

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

**Cobre e zinco em dejeteto líquido de suíno com adição de pó-de-
metabasalto**

Daiana Micheli Perdoncini

Passo Fundo

2018

Daiana Micheli Perdoncini

Cobre e zinco em dejeteto líquido de suíno com adição de pó-de-metabasalto

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Passo Fundo, como requisito parcial para obtenção de título de Mestre em Agronomia.

Orientador:
Dr. Edson Campanhola Bortoluzzi

Passo Fundo

2018

CIP – Catalogação na Publicação

P433c Perdoncini, Daiana Micheli
Cobre e zinco em dejeteto líquido de suíno com adição
de pó-de-metabasalto / Daiana Micheli Perdoncini. – 2018.
63 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Edson Campanhola Bortoluzzi.
Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade
de Passo Fundo, 2018.

1. Solos - Poluição. 2. Suíno - Esterco. 3. Solos - Teor
de cobre. 4. Solos - Teor de zinco. I. Bortoluzzi, Edson
Campanhola, orientador. II. Título.

CDU: 631.86

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO



PPGAgro

Programa de Pós-Graduação em Agronomia
Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária - FAMV

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a Dissertação.

“Cobre e zinco em dejetos líquido de suíno com a adição de pó-de-metabasalto”

Elaborada por

Daiana Micheli Perdoncini

Como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestra em
Agronomia – Produção e Proteção de Plantas

Aprovada em: 02/04/2018
Pela Comissão Examinadora

Dr. Edson Campanhola Bortoluzzi
Presidente da Comissão Examinadora
Orientador

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'Edson Bortoluzzi', written over the printed name.

Dr. Edson Campanhola Bortoluzzi
Coord. Prog. Pós-Graduação em Agronomia

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'Edson Bortoluzzi', written over the printed name.

Dr. Pedro Alexandre Varella Escosteguy
UPF

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'Pedro A.V. Escosteguy', written over the printed name.

Dr. Hélio Carlos Rocha
Diretor FAMV

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'Helio Rocha', written over the printed name.

Dr. Luciano Colpo Gatiboni
UNOESC

A handwritten signature in blue ink, appearing to be 'Luciano Colpo', written over the printed name.

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais, que me ensinaram os valores do respeito, humildade e honestidade, tendo como o alicerce a família!

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por me dar forças e sabedoria para concluir esta etapa. Agradeço a minha mãe Noeli que esteve comigo durante esta caminhada. Ao Alessandro, pelo apoio, paciência, compreensão nos momentos que estive ausente. Aos meus amigos (as) e colegas Luana, Nêmorah, Jackson e Vanei que contribuíram significativamente para que eu alcançasse o objetivo proposto, a amizade de vocês é de grande valia. Agradeço ao meu orientador Edson Campanhola Bortoluzzi, o qual foi fundamental nesse processo de aprendizagem, obrigada pelos ensinamentos e amizade. A equipe do Laboratório de Uso e Manejo do Território e Recursos Naturais – UPF, a qual me acolheu e colaborou no desenvolvimento do meu trabalho. Aos colegas de pós-graduação Cleiton e Everson, a vocês o meu obrigada!

EPIGRAFE

“Não reclames nem te faças de vítima. Antes de tudo, analisa e observa. A mudança está em tuas mãos. Reprograme tua meta, busque o bem e viverás melhor.”

(adaptado de Francisco Cândido Xavier)

RESUMO

PERDONCINI, Daiana Micheli. Cobre e zinco em dejeteto líquido de suíno com adição de pó-de-metabasalto. 63 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2018.

O dejeteto líquido de suíno (DLS) tem alto potencial poluidor de solo e água. Dentre os elementos químicos presentes no DLS têm os metais pesados cobre (Cu^{2+}) e zinco (Zn^{2+}), que em altas concentrações são elementos tóxicos às plantas e aos seres vivos em geral. Manejos eficazes do dejeteto líquido de suíno que visem reduzir a contaminação ambiental podem ser conseguidos por meio do uso de material sorvente. Materiais naturais, tais como as argilas tem a capacidade de sorverem metais de soluções aquosas. O pó-de-metabasalto é um rejeito oriundo da mineração, e devido a sua composição apresenta alto potencial de sorção e uso nesses casos. Desta forma, o objetivo do trabalho foi o de avaliar se o pó-de-metabasalto apresenta a capacidade de sorção dos íons cobre (Cu^{2+}) e zinco (Zn^{2+}). Para isso, sete doses de pó-de-metabasalto foram testadas (0, 4, 10, 20, 40, 80 e 160 kg/m^3 de DLS) em quatro tempos de contato (9, 21, 42 e 84 dias) entre o pó e o dejeteto, determinando-se a concentração desses íons (cobre e zinco) e o pH das frações total, sólida e líquida do DLS. O pó-de-metabasalto se mostrou eficaz na sorção dos íons cobre e zinco até a dose de 10 kg/m^3 em um tempo de contato de 10 dias, reduzindo a concentração desses íons na fração líquida. Doses acima de 10 kg/m^3 ocorreu, no entanto, a liberação dos íons nas formas mais recalcitrantes pelo pó-de-metabasalto para o DLS. Estes resultados corroboram que o pó-de-metabasalto é eficaz como fixador de Cu^{2+} e Zn^{2+} em uma determinada dose e tempo de contato, sendo assim uma alternativa de uso como material descontaminante, concentrando íons na fase sólida.

Palavras-chave: 1. Sorção de íons. 2. Contaminação de solo. 3. Metabasalto.

ABSTRACT

PERDONCINI, Daiana Micheli. Copper and zinc in liquid swine waste with metabasalt powder addition. 63 f. Thesis (Master in Agronomy) – University of Passo Fundo, Passo Fundo, 2018.

Liquid swine waste (LSW) has high pollutant potential to the soil and water. Among the chemical elements present in LSW there are heavy metals as copper (Cu^{2+}) and zinc (Zn^{2+}), which in high concentrations are toxic elements to plants and living beings in general. Effective management of liquid swine waste aiming to reduce environmental contamination can be achieved by means of sorbent material use. Natural materials, such as clay, have the ability to absorb metals from aqueous solutions. Metabasalt powder is waste that comes from mining, and due to its composition, it presents high sorption potential and use in these cases. Therefore, the goal of this work was to evaluate if metabasalt powder presents sorption capacity for copper (Cu^{2+}) and zinc (Zn^{2+}) ions. For that, seven doses of metabasalt powder were tested (0, 4, 10, 20, 40, 80 and 160 kg/m^3 of LSW) in four contact times (9, 21, 42 and 84 days) between powder and waste, determining the concentration of these ions (copper and zinc) and the pH in the LSW total, solid and liquid fractions. Metabasalt powder was effective in the sorption of copper and zinc ions up to the dose of 10 kg/m^3 at a contact time of 10 days, reducing the concentration of these ions in the liquid fraction. Doses above 10 kg/m^3 occurred, however, the release of the ions in the most recalcitrant forms by metabasalt powder to the LSW. These results corroborate that metabasalt powder is effective as Cu^{2+} and Zn^{2+} fixer in a determined dose and contact time, being an alternative of use as decontaminating material, concentrating ions in the solid phase.

Keywords: 1. Sorption of ions. 2. Soil contamination. 3. Metabasalt.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REVISÃO DA LITERATURA	13
2.1	<i>Dejeto líquido de suíno</i>	13
2.2	<i>Composição do dejeto líquido de suíno</i>	16
2.2.1	Elementos químicos presentes no DLS	17
2.3	<i>Uso do dejeto líquido de suíno na agricultura</i>	19
2.4	<i>Contaminação do solo por cobre e zinco</i>	21
2.4.1	Legislação vigente para uso de resíduos orgânicos no solo	24
2.5	<i>Sorção de íons</i>	25
2.5.1	Sorção de cobre e zinco por argilominerais	26
3	MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1	<i>Origem do dejeto líquido suíno e pó-de-metabasalto</i>	28
3.2	<i>Tratamentos e delineamento experimental</i>	30
3.3	<i>Procedimentos experimentais</i>	31
3.4	<i>Avaliações químicas</i>	33
3.5	<i>Extração de cobre e zinco</i>	33
3.6	<i>Determinação e cálculo de cobre e zinco</i>	34
3.7	<i>Determinação do pH</i>	35
3.8	<i>Máxima eficiência técnica</i>	36
3.9	<i>Análise estatística</i>	36
4	RESULTADOS	37
4.1	<i>Teor de cobre e zinco na fração total (LSP) do dejeto líquido suíno</i>	37
4.2	<i>Teor de cobre e zinco na fração líquida (L) do dejeto líquido suíno</i>	40
4.3	<i>Teor de cobre e zinco na fração sólida (SP) do dejeto líquido suíno</i>	41
4.4	<i>Variação do pH das frações do dejeto líquido de suíno</i>	42
5	DISCUSSÃO	45
6	CONCLUSÃO	49
	REFERÊNCIAS	50

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura é vista como uma importante atividade, contribuindo na renda econômica do produtor, além de ser uma fonte importante de proteína na alimentação humana. No entanto, o risco de degradação ambiental é alto, devido a carga patogênica do mesmo e concentrações de elementos que se acumulam no solo quando o dejetos líquido de suíno (DLS) é aplicado de forma sucessiva. Muitas vezes o produtor não possui outras alternativas de descarte e aplica o dejetos nas mesmas áreas, normalmente próximas da sede da propriedade ou da esterqueira, facilitando o deslocamento até a área.

O DLS é formado por líquidos (água e urina) e sólidos (fezes e restos de rações). O armazenamento do DLS é realizado por esterqueiras, as quais recebem diariamente os dejetos gerados no sistema de produção de suínos. A fração sólida se separa da líquida e se concentra na parte inferior da esterqueira pelo processo de sedimentação ou decantação da mesma, enquanto a fração líquida se concentra na parte superior da esterqueira. O prazo recomendado para maturação do DLS na esterqueira é de 120 dias e possui o intuito de reduzir a carga patogênica do mesmo. O dejetos é geralmente aplicado em áreas de lavoura para fins de fertilização (OLIVEIRA, 2004).

As características do sólido e do líquido são distintas no DLS, quando se trata de concentração de nutrientes, tais como fósforo (P), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cobre (Cu^{2+}) e zinco (Zn^{2+}) (CABRAL; VASCONCELOS; CORDOVIL, 2008). Os efluentes gerados pela suinocultura podem ser reaproveitados como água para irrigação ou retornados aos solos e aos mananciais, se seus teores de elementos químicos são adequados e encontram-se dentro do preconizado pelos órgãos ambientais, podendo ser aplicado em áreas de lavoura como fertilizante. As aplicações sucessivas de dejetos líquido de suíno em áreas agrícolas podem causar contaminação de solo e água, devido a alta

carga de patógenos que o mesmo possui, além da presença de metais pesados, como cobre e zinco.

O cobre e o zinco são elementos que participam do metabolismo do suíno, diminuindo a ocorrência de diarreias em leitões, por exemplo. Os mesmos são empregados em grandes quantidades como nutrientes na dieta dos animais e excretados nas fezes e urina (BERENGUER et al., 2008). Embora sejam elementos essenciais para o desenvolvimento das plantas, quando em excesso no ambiente, agem como elementos poluidores. Quando o DLS é aplicado de forma sucessiva e em grandes quantidades no solo, ocorre o acúmulo desses íons na camada superficial. Isso ocorre devido à interação com os grupos funcionais da matéria orgânica e argilominerais, saturando a capacidade de retenção do solo. Dessa forma, se tornam elementos tóxicos para as plantas, podendo também atingir camadas mais profundas, inclusive lençóis freáticos, bem como contaminar as águas superficiais pelo processo de lixiviação e escoamento superficial (MATTIAS, 2006). Alternativas de manejo do DLS que visem reduzir a concentração de íons presentes no dejetos, em especial na fase líquida, são necessárias para minimizar os impactos causados sobre o ambiente, além de reduzir o volume do dejetos a ser manejado.

O uso de materiais naturais ou sintéticos para adsorver e fixar metais vem sendo objeto de inúmeros estudos (CHURCHMAN et al., 2013). De acordo com o tipo de argilomineral, existe uma capacidade de fixação de metais e nutrientes específica (COELHO; SANTOS, 2007). Materiais, tais como o pó-de-metabasalto, oriundo do rejeito da mineração de ametistas, podem ser vistos como alternativas a serem testadas, pois os mesmos contêm argilominerais de alta reatividade (HARTMANN, 2010, p. 20). Esse material já foi testado em laboratório em soluções aquosas e é capaz de fixar Cu^{2+} e Zn^{2+} nas entrecamadas, se mostrando um material com alta capacidade de sorção quando comparado aos argilominerais de referência e pode ser utilizado como agente descontaminante de água ou agente de liberação lenta dos íons cobre e zinco em solos agrícolas (DALACORTE, 2017). Contudo, o pó-de-metabasalto ainda não foi testado *in situ*, em condições de materiais complexos e heterogêneos, como os dejetos de animais.

Assim, espera-se que o material aplicado em determinada dose possa reduzir a carga de poluentes dos metais cobre e zinco presentes no dejetos líquido de suíno.

Esse procedimento permitiria o manejo adequado e de pequenos volumes de dejetos, pois, seria descartado com baixo potencial poluidor. Então, a hipótese do trabalho é que exista uma dose de pó-de-metabasilto, que adicionada ao DLS em um determinado tempo de contato, permita maiores quantidade de íons cobre e zinco sorvidos na fração sólida resultando menores concentrações na fração líquida. Essa estratégia de estudo baseia-se no fenômeno químico de sorção por materiais naturais e que busca desenvolver novas tecnologias e formas de manejo dos DLS adequadas às atuais, resultando em carga de contaminante e agentes poluidores em níveis aceitáveis para o descarte seguro do DLS, resultando em preservação e conservação do ambiente. Nesse sentido, a questão de pesquisa é: como se comporta o pó-de-metabasilto frente à sorção de Cu^{2+} e Zn^{2+} em contato com o dejetos líquido de suíno?

O objetivo do trabalho foi verificar se há sorção de cobre e zinco do dejetos líquido de suíno por meio de pó-de-metabasilto, e se essa tecnologia varia de acordo com a dose do pó e o tempo de contato. Assim, espera-se conhecer a dose de pó-de-metabasilto e o tempo ideal para maior sorção de íons (Cu^{2+} e Zn^{2+}) e como se dá as concentrações desses metais em diferentes frações do DLS (total, líquido e sólido).

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Dejetos líquido de suíno

A atividade da suinocultura cresceu expressivamente nos últimos anos. Entre os anos de 2009 e 2014 houve um aumento do rebanho em 9% (ABIPECS, 2015). No entanto, problemas ambientais surgiram, devido à atividade ser desenvolvida em sistema de confinamento. Desta forma a atividade passou a ser considerada uma atividade

poluidora, pois a geração de dejetos líquidos de suíno é expressiva e o seu descarte no meio ambiente é realizado de forma incorreta (ASSMANN et al., 2007).

Mesmo com o alto nível tecnológico dos equipamentos, da alimentação e da genética, a suinocultura é responsável pela geração de um grande volume de DLS. A intensa produção de suínos e conseqüentemente, a produção de dejetos nas propriedades rurais é causadora da degradação ambiental (OLIVEIRA, 1993). O aumento na produção e o incremento no número de animais tem agravado essa perspectiva (SILVA et al., 2014).

A aplicação de DLS ao solo na maioria das vezes é realizada em quantidades maiores do que a recomendada e necessária para a produção agrícola. Isso ocasiona uma modificação nas características físicas e químicas do solo, podendo ocorrer perdas dos nutrientes por erosão hídrica facilitando a contaminação da água (BANDEIRA et al., 2016).

O lançamento de dejetos no meio ambiente, em altas doses e de forma sucessiva, podem causar impacto ambiental significativo. Os prejuízos gerados são: contaminação da água, do solo, além da degradação ambiental em geral (BORDIN et al., 2005). O sistema produtivo adotado é um fato que contribui para insustentabilidade ambiental principalmente porque há carência de informações científicas e de trabalhos que viabilizem um descarte final dos dejetos produzidos com segurança (COUTO et al., 2010).

Os efluentes gerados pelo sistema de produção de suínos são considerados altamente poluidores, devido ao elevado número de contaminantes presentes no DLS. A unidade de medida para medir a poluição dos efluentes é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), que corresponde à quantidade de oxigênio necessário para que as bactérias depuradoras possam diluir cargas poluidoras na água. Quanto maior for a DBO, maior é a poluição. A capacidade poluidora dos dejetos de suínos é superior a de humanos, pois enquanto a DBO de um suíno com 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g/dia, a humana é de 45 a 75 g/habitante/dia (PERDOMO; LIMA; NONES, 2001).

No entanto, a quantidade de nutrientes e metais pesados faz com que o dejetos líquido de suíno seja também poluidor por esse motivo. A capacidade poluidora do DLS depende de inúmeros fatores, inclusive o tipo de ração empregada e do sistema de produção (JÚNIOR; ORRICO; JÚNIOR, 2011).

As unidades suinícolas são separadas em três tipos: i) ciclo completo, possui suínos em todas as fases fisiológicas na mesma unidade de produção; ii) unidades de produção de leitões, contemplam as fases fisiológicas de gestação, maternidade e creche; iii) unidades de crescimento e terminação, que correspondem às fases de crescimento e terminação (OLIVEIRA, 1993).

A produção de dejetos varia de acordo com sexo, peso do animal, dieta empregada, dentre outros fatores. Os maiores volumes de DLS são gerados na fase de terminação, que consiste no animal ganhar peso até o momento do abate. Em relação à média de produção diária de DLS, varia de acordo com a categoria do suíno (Tabela 1).

Tabela 1 – Estimativa da geração de dejetos de acordo com o tipo de produção

Categoria	Unidade de medida	Periodo (dias)	Produção de dejetos (L/dia)	Produção de dejetos (m ³)
Ciclo completo	matriz	120	57,1	8,2
UPL – 21 dias	matriz	120	16,0	2,3
UPL – 63 dias	matriz	120	17,0	4,0
Terminação – 110 dias	cabeça	120	7,0	1,0
Creche – 50 dias	cabeça	120	1,4	0,2
Central de insiminação	cabeça	365	9,0	3,9

Fonte: Fepam (2014, p. 3).

Notas: UPL- Unidade produtora de leitões. A produção de dejetos foi calculada em função da média da quantidade total de resíduos líquidos produzidos, de acordo com o desenvolvimento ponderal dos animais, que varia de 4,9% a 8,5% de seu peso vivo/dia, para um período de 120 dias.

Apesar da atividade produtora de suínos possuir relevância econômica, gerando empregos e movimentando o mercado externo, a preocupação de produtores e empresas deveria ser não apenas de produzir, mas dirimir os impactos causados pela atividade. Nesse sentido, deve haver a preocupação em produzir de forma sustentável, preservando o meio ambiente (água, ar e solo). Por isso a adoção de um manejo correto dos dejetos é de suma importância para se reduzir o potencial poluidor do mesmo.

2.2 Composição do dejetos líquido de suíno

A composição dos DLS depende da fase de vida do suíno. O peso, sexo, raça, dieta, digestibilidade do animal, assim como o manejo adotado influenciam na composição do DLS gerado (Tabela 2) (PINTO et al., 2014).

Tabela 2 – Composição química média dos dejetos suínos obtida na unidade do sistema de tratamento de dejetos da Embrapa. Concórdia - 1996

Variável	Mínimo (mg/L)	Máximo (mg/L)	Média (mg/L)
DQO	11.530,2	38.448,0	25.542,9
Sólidos totais	12.697,0	49.432,0	22.399,0
Sólidos voláteis	8.429,0	39.024,0	16.388,8
Sólidos fixos	4.268,0	10.408,0	6.010,2
Sólidos sedimentáveis	220,0	850,0	428,9
Nitrogênio total	1.660,0	3.710,0	2.374,3
Fósforo total	320,0	1.180,0	577,8
Potássio total	260,0	1.140,0	535,7

Fonte: Silva (1996).

Nota: DQO – Demanda química de oxigênio.

O esterco de suíno é constituído pelas fezes dos animais de forma pastosa ou sólida. O esterco líquido contém matéria orgânica e elementos químicos, como nitrogênio, fósforo, manganês, ferro, zinco, cobre, dentre outros elementos (Tabela 3) que são incluídos nas dietas dos animais (SERPA FILHO et al., 2013). Os dejetos são constituídos por fezes, urina, água que provem de bebedouros e higienização, resíduos de ração, pelos e poeira. Cada suíno adulto produz em média de 7 a 8 L de DLS por dia (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

O suíno aproveita de 40 a 60% da ração fornecida, sendo que o restante é excretado pelas dejeções (KONZEN, 2006). A percentagem de absorção dos nutrientes fornecidos por meio das rações pelos suínos é relativamente baixa, sendo a maior parte excretada pelas fezes e urina. Em torno de 45 a 60% do nitrogênio, 50 a 80% do fósforo e cálcio e aproximadamente 70 a 95% do cobre, zinco, potássio, sódio, magnésio, manganês e ferro consumidos são excretados pelos suínos (KORNEGAY et al., 1997). Portanto, as fezes e urina dos suínos contém alta concentração de nutrientes, tornando-se acessíveis para

utilização dentro do sistema produtivo da propriedade como fertilizante de origem orgânica (KONZEN, 2006).

Tabela 3 – Teores totais de nutrientes em amostras de dejetos líquido de suíno

Amostra	Nutrientes							
	N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Mn ²⁺
	----- g/L -----				----- mg/L -----			
A	3,4	1,8	0,63	2,2	0,74	35	119	25
B	3,4	1,8	0,44	2,5	0,74	36	120	30
C	5,9	3,2	0,94	3,3	1,3	32	159	39
D	3,1	1,9	0,58	2,2	0,82	43	134	23
E	6	2,5	1,2	5,7	0,96	12	72	49

Fonte: Seganfredo (2007).

2.2.1 Elementos químicos presentes no DLS

O DLS possui em sua composição elementos químicos. Dentre os principais elementos destacam-se os micronutrientes cobre (Cu²⁺) e zinco (Zn²⁺), os quais são tratados como elementos-traço por alguns autores, e os macronutrientes, como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K⁺).

Durante o ciclo do suíno, o que compreende o período de crescimento e terminação de suíno, o mesmo consome de 5 a 6 kg de nitrogênio, sendo que dois terços dessa quantidade são perdidos, em torno de 1,1 a 1,3 kg pelas fezes e 2,4 a 2,7 kg pela urina (PERDOMO; LIMA, 1998). O potássio é encontrado em grande parte na urina dos animais, é altamente solúvel em água e prontamente disponível, isso ocorre devido a forma em que se encontra (forma mineral) (MOREIRA et al., 2003).

Em relação ao fósforo no DLS, o mesmo é encontrado essencialmente nas fezes e proveniente do P celular, das células de descamação e P dos microrganismos (PERDOMO; LIMA, 1998). Quando é comparada a quantidade de N e P nos DLS, a quantidade de N pode ser de duas a sete vezes maiores que o P (CERETTA et al., 2005).

O DLS é uma fonte de nutrientes, principalmente de N, que é um dos nutrientes mais exigidos pelas plantas. O P e o K^+ também fazem parte do DLS (ASSMANN et al., 2007). Quando o DLS é manejado corretamente, pode suprir parcial ou totalmente esses nutrientes para as plantas, inclusive substituindo os fertilizantes minerais (MENEZES et al., 2003).

O DLS é visto como uma alternativa de adubação orgânica para as lavouras (SCHIRMANN et al., 2013), já que o custo de fertilizantes como N, P e K^+ são elevados devido à importação de grande parte destes fertilizantes na forma de NPK formulado. Entretanto, o teor de matéria seca do DLS é considerado relativamente baixo (SCHERER; NESI; MASSOTTI, 2010), assim como os teores totais dos nutrientes.

A percentagem de NPK na matéria seca varia em média de 3% de N, 4% de P_2O_5 e 4% de K_2O (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015). Os compostos orgânicos quando aplicados ao solo, apresentam características como lenta decomposição, disponibilidade de nutrientes por um período maior de tempo e melhora da fertilidade do solo (SCHERER et al., 1984).

O N está presente nos DLS na forma de proteínas, aminoácidos e uréia. Durante o processo de estabilização, onde o DLS fica durante certo tempo nas esterqueiras, o N sofre oxidação anaeróbica transformando-se em amônio (NH_4^+), sendo uma parte volatilizada na forma de amônia (NH_3). Já o N na forma de nitrato (NO_3^-) é encontrado em concentrações relativamente baixas, pois se concentra nos primeiros cinco centímetros de profundidade da esterqueira. Em relação ao P, o mesmo encontra-se na forma orgânica e com o processo de decomposição a que é submetido na esterqueira, uma parte é transformado em HPO_4^{2-} , ou seja, na sua forma inorgânica (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015).

O teor de P pode aumentar com o tempo, além de não ocorrer perdas por volatilização. O K, diferente do N e P, está na forma iônica (K^+), possuindo a vantagem em relação aos elementos N e P, pois o mesmo não altera sua forma e não gera perda por volatilização (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015).

2.3 Uso do dejetto líquido de suíno na agricultura

A aplicação de DLS em solos agrícolas é a principal alternativa para destinar o grande volume de DLS gerado nos ambientes de produção. No entanto, deve haver uma preocupação em relação à contaminação de solo e água, devido a aplicações contínuas nas mesmas áreas e dos elementos químicos presentes no dejetto. O DLS aplicado no solo contribui para o aumento da capacidade de troca catiônica, porosidade total e taxa de infiltração de água (SEDIYAMA et al., 2000). No entanto, a forma de manejo adotado na maioria das vezes é incorreta (AITA; PORT; GIACOMINI, 2006), acarretando desta forma a contaminação do solo e meio ambiente (CERETTA et al., 2010).

Conhecer as propriedades químicas do solo, assim como a do DLS a ser aplicado e a demanda nutricional da cultura a ser implantada na área é fundamental. Por meio desses conhecimentos será possível realizar o uso do DLS de forma correta, de acordo com a necessidade da planta, aplicando doses adequadas para determinado solo, visando o uso de DLS de forma eficaz, além da redução da contaminação de água e solo (CQFS, 2004, p. 102).

O DLS produzido é direcionado para um sistema de armazenamento, normalmente esterqueiras (AITA; GIACOMINI; HÜBNER, 2007). O dejetto pode ser armazenado, além das esterqueiras, em bioesterqueiras e biodigestores. O armazenamento muitas vezes é confundido com os sistemas de tratamento de dejetos. A armazenagem é a deposição dos dejetos em depósitos adequados durante um determinado tempo, com intuito de que ocorra a fermentação da biomassa e redução dos patógenos presentes no mesmo. Por não ser considerado um sistema de tratamento a utilização do mesmo como fertilizante, requerer cuidados (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). O período recomendado pela legislação é de 120 dias de armazenamento (OLIVEIRA; HIGARASHI, 2006), após esse período, o DLS pode ser utilizado nas lavouras (SCHREINER; SAMPAIO, 2008).

Os sistemas de tratamento para os dejetos, depende de fatores como as características do mesmo e do local, recursos financeiros e que atenda a legislação ambiental vigente. As principais técnicas costumam combinar processos físicos e

biológicos de tratamentos. No tratamento físico, ocorre a separação das fases sólida e líquida, enquanto no biológico, o dejetos sofre o processo de degradação biológica por microorganismos aeróbios e anaeróbios, resultando em um dejetos livre de organismos patogênicos. Em dejetos mais sólidos o tratamento biológico pode ser realizado por meio dos processos de compostagem, enquanto em dejetos fluídos é realizado em lagoas de estabilização (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

Ao solo, o DLS pode ser aplicado por meio de: i) distribuidor mecanizado acoplado em um trator (tanque hermético que transporta os dejetos líquidos), realizando aplicação dos dejetos por aspersão; ii) pela fertirrigação, pelo qual os dejetos são transportados por uma rede de canos, com o auxílio de uma bomba, espalhando os dejetos por aspersores previamente instalados na área; e iii) injeção no solo, pelo qual o dejetos é aplicado diretamente no solo, dentro do sulco. A água resultante do processo de produção também pode ser reutilizada em outras atividades da propriedade como, por exemplo, a irrigação. A utilização dos DLS na agricultura, se bem manejado, pode reduzir os gastos com fertilizantes em uma propriedade agrícola (FUNDESA, 2014).

O dejetos pode ser utilizado como adubação orgânica na agricultura, como fonte de matéria orgânica e nutrientes. Porém, a disponibilidade dos nutrientes presentes nos dejetos esta associada à matéria orgânica do mesmo, pois o dejetos é composto por carbono orgânico lábil, o qual mineraliza-se rapidamente no solo agindo diretamente sobre a disponibilidade dos nutrientes, elevando-a (ANGERS et al., 2010).

Trabalhos realizados na cultura do milho, com o uso de DLS como alternativa de adubação mineral, evidenciam que a adubação com DLS, a partir de uma dose 50 m³/ha em Latossolo Vermelho, influenciam de forma significativa nos resultados da cultura. De acordo com a dose empregada e o aumento da mesma, pode verificar-se incrementos lineares no diâmetro das espigas e no peso de mil grãos de milho (MORAES et al., 2014). Quando o DLS é associado a plantas de cobertura, há uma sincronização entre a mineralização e a demanda de nutrientes pelas culturas, contribuindo desta forma para a melhoria da produtividade (COSTA et al., 2011).

A utilização do DLS como fonte de adubação é importante para redução de custos e um descarte do resíduo gerado, no entanto, tem fortes implicações sobre o manejo racional de nutrientes, bem como na redução de riscos ambientais (SAMPAIO, 2013). O uso inadequado e contínuo do DLS culmina com a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, além do solo, já que devido ao excesso de aplicações, os dejetos ficam biodisponíveis e são transportados por escoamento superficial ou lixiviados, assim como os nutrientes que fazem parte da composição do DLS (KLEINMAN et al., 2009).

Conhecer as características físicas e químicas do solo e da cultura onde será aplicado o DLS é fundamental. O solo possui características diferentes uns dos outros, bem como as culturas apresentam diferentes exigências nutricionais (KUNZ, 2009). A busca pela produção eficiente e sustentável é contínua. Para tal, é necessário a realização de um tratamento adequado do DLS, associado à forma de manejo correto, buscando uma alternativa de adubação, reduzindo os custos da lavoura e preservando o meio ambiente.

2.4 Contaminação do solo por cobre e zinco

A contaminação ambiental por elementos químicos como o cobre e zinco estão se tornando cada vez mais frequentes devido as atividades antrópicas, além do emprego desses elementos em fungicidas, fertilizantes, esterco de animais, lixo urbano, lodo de esgoto (MARSOLA; MIYAZAWA; PAVAN, 2005; OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2011). O acúmulo desses elementos no solo pode levar a problemas de fitotoxidez, assim como podem atingir as águas (AL-RASHDI; SULAIMAN, 2013) e causar riscos a saúde humana (BOURLIVA et al., 2016). São considerados um dos principais problemas ambientais, pois são reativos e bioacumuláveis, os organismos são incapazes de destruí-los quimicamente (CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2001).

No solo, em quantidades excessivas o cobre torna-se tóxico, interferindo nos processos fotossintéticos e respiratórios, na síntese de proteínas e no desenvolvimento de organelas vegetais (UPADHYAY; PANDA, 2009), podendo provocar clorose e inibição do crescimento da raiz (BOUAZIZI et al., 2010). Já, o excesso de zinco, acarreta na

diminuição da produção de matéria seca e parte aérea da planta, podendo causar a morte da plântula e inibição do crescimento vegetal (CARNEIRO; SIQUEIRA; MOREIRA, 2002; LI et al., 2011).

Os metais que não são retidos no solo, penetram na cadeia alimentar dos organismos vivos, podendo ser lixiviados e colocando em risco a qualidade dos sistemas aquáticos (PIERANGELI et al., 2007; CAMPOS et al., 2007), causando serios efeitos sobre as comunidades aquáticas e provocando modificações na estrutura e na distribuição das mesmas (LINNIK; ZUBENKO, 2000).

A produção de grandes quantidades de DLS é uma preocupação à sociedade no que diz respeito à sustentabilidade ambiental, além do potencial poluidor do mesmo. Por isso é necessário à implantação de sistemas de tratamentos desses dejetos objetivando solucionar a questão abordada e mitigando o potencial poluidor do mesmo (CARDOSO; OYAMADA; DA SILVA, 2015). Entre as tecnologias disponíveis para esse fim, têm-se as esterqueiras, biodigestores, compostagem e as estações de tratamento.

A utilização do DLS na agricultura é uma alternativa de descarte, porém o seu uso deve ser racional quando empregadas as práticas agrícolas. O DLS é visto como uma preocupação ambiental, devido ao uso contínuo e repetitivo em áreas agrícolas, não levando em consideração os critérios técnicos de recomendação de adubação e aplicação do mesmo (HENTZ; CARVALHO, 2014).

O Cu^{2+} e Zn^{2+} são nutrientes utilizados frequentemente nas rações de suínos e, como a taxa de absorção é muito baixa, são excretados nas fezes e urina. São elementos considerados essenciais para o crescimento e desenvolvimento de plantas, mas o uso excessivo apresenta grande potencial de contaminação do solo e água, causando danos ao meio ambiente (BERENGUER et al., 2008).

A retenção de elementos no perfil do solo, quando aplicados em superfície, é fundamental para a manutenção da qualidade da água (BERTOL et al., 2010). O Cu^{2+} e o Zn^{2+} são elementos com baixa mobilidade no perfil do solo e tendem a se acumular na

camada superficial (CONTE; ANGHINONI; RHEINHEIMER, 2003; PARHAM et al., 2002). Esses elementos são retidos no solo, podendo ser lixiviados, colocando em risco a qualidade dos recursos hídricos (CAMPOS; OYAMADA; SILVA, 2007).

A forma química do cobre e zinco, respectivamente, são Cu^{2+} e Zn^{2+} na forma divalente. O Cu^{2+} é menos móvel do que o Zn^{2+} no solo (MOREIRA, 2004). Em solos não contaminados, são encontrados em maior quantidade ligados às frações orgânicas e inorgânicas e são retidos por ligações físicas e químicas, com alto grau de energia. A quantidade e a concentração na solução do solo são muito baixas (CONTE; ANGHINONI; RHEINHEIMER, 2003).

Os metais podem estar presentes no solo em diferentes fases. Sob fases solúvel e trocável, são consideradas biodisponíveis no ambiente e em profundidade no perfil de solo (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001, p. 121). Dentre as demais formas, pode-se citar aquelas incorporadas à superfície da fase inorgânica, participando de reações de precipitação e dissolução, ligados a compostos orgânicos e na solução do solo (ALLOWAY, 1995, p. 34). As aplicações frequentes de DLS no solo, os quais contém Cu^{2+} e Zn^{2+} “podem aumentar a quantidade das formas solúveis e trocáveis no solo, potencializando assim, a toxidez às plantas e sua transferência via sedimentos para mananciais de águas superficiais” (BASSO et al., 2012, p. 654). A contaminação por DLS varia de acordo com o volume aplicado nas lavouras, com características químicas e físicas do solo e do próprio dejetos.

Quando adicionados pelas ações antrópicas, a energia de adsorção é menor e são precipitados com maior solubilidade. Então, a especiação dos elementos traço entre a fase sólida e a solução do solo depende da quantidade adicionada e tipo de adsorvente (matéria orgânica, minerais silicatados, óxidos de Fe^{2+} e Mn^{2+} e grupos fosfatos) e das condições geoquímicas da solução, da concentração de prótons e da força iônica (McBRIDE, 1997).

O solo é considerado um ambiente de interface, o qual está sujeito a contaminação por diversas atividades, dentre elas a agricultura. A contaminação por cobre e zinco além

de afetar a capacidade produtiva do mesmo, também afeta o equilíbrio dos ecossistemas (FACCHINELLI; SACCHI; MALLEEN, 2001).

2.4.1 Legislação vigente para uso de resíduos orgânicos no solo

A preocupação com o meio ambiente vem aumentando cada vez mais. Limites de contaminação vêm sendo estabelecidos por diversos órgãos no mundo todo. Tratando-se de resíduos orgânicos, dentre eles a aplicação de DLS, devido à presença de metais pesados como o Cu^{2+} e o Zn^{2+} , estabeleceu-se limites de prevenção para estes elementos químicos.

Os estados do Paraná e São Paulo foram os primeiros a estabelecer uma legislação que regulamenta a aplicação de resíduos orgânicos em solos (GIROTTI, 2007). Em 2006, foi publicada a Resolução nº 375 do CONAMA que estabeleceu os critérios para uso de lodos de esgoto sanitários para uso agrícola (BRASIL, 2006). Em 2009, o CONAMA estabeleceu os limites de Cu^{2+} e Zn^{2+} , que devem ser seguidos e respeitados para utilização de biofertilizantes de suínos no solo, por meio da Resolução nº 420. As concentrações permitidas pela Resolução é de 60 mg/kg (prevenção) e de 200 mg/kg (agrícola) para cobre, e de 300 mg/kg (prevenção) e 450 mg/kg (agrícola) para zinco (BRASIL, 2009).

A resolução ainda estabelece que se forem atingidos os limites estabelecidos, a aplicação de DLS deve ser proibida nos sistemas agrícolas e florestais (BRASIL, 2009). Se os limites estiverem dentro do estabelecido, deve ocorrer a escolha de um nutriente presente no DLS, visando fornecimento do mesmo para a cultura e assegurando a proteção do meio ambiente (CORRÊA et al., 2011a).

Em relação ao lançamento de efluentes em água, o CONAMA, por meio da Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011, dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, sendo os

limites máximos permitidos para cobre de 1,0 mg/L e para zinco de 5,0 mg/L (BRASIL, 2011).

A Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), estabelece critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados a suinocultura no Estado do Rio Grande do Sul. Os critérios levam em conta aspectos relacionados a localização das área de criação de suínos, manejo e tratamento dos mesmos, a utilização do resíduo gerado em solos agrícolas (FEPAM, 2014). No estado de Santa Catarina o órgão responsável é a Fundação do Meio Ambiente (FATMA), por meio da Instrução Normativa Nº 11, o mesmo define a documentação necessária e estabelece critérios para o licenciamento, juntamente com programas e projetos ambientais para implantação de atividades relacionadas à suinocultura de pequeno, médio e grande porte, incluindo tratamento de resíduos líquidos, tratamento e disposição de resíduos sólidos, emissões atmosféricas, ruídos e outros passivos ambientais (FATMA, 2014), já o estado do Paraná, o órgão responsável é o Instituto Ambiental do Paraná.

2.5 Sorção de íons

O processo de sorção (adsorção e dessorção) de íons ocorre de forma natural em solos, a qual é definida como as interações de íons em solução com a fase sólida do solo (óxidos, hidróxidos, argilominerais, carbonatos e matéria orgânica) (SOUZA et al., 2006; VALLADARES; PEREIRA; ANJOS, 2003). É um fenômeno físico-químico, o qual envolve o contato entre uma fase fluída e uma sólida (McCABE; SMITH; HARRIOT, 2001), retendo (adsorção) e liberando (dessorção) elementos químicos para a solução do solo em magnitudes variadas (GRAY et al., 1998; KING, 1998).

Durante o processo de adsorção, ocorre a transferência de massa do tipo sólido-fluído, a qual explora a habilidade de materiais sólidos em concentrar na sua superfície determinados elementos químicos existentes em soluções líquidas. A substância que é retida no sólido é denominado de adsorvato, e o material sobre o qual a adsorção ocorre é

chamado de adsorvente (RUTHVEN, 1995). A sorção é entendida como a transferência reversível de íons entre a solução e a fase sólida do solo (McBRIDE, 1997).

2.5.1 Sorção de cobre e zinco por argilominerais

A atividade mineradora gera quantidades significativas de poeiras e rejeitos, causando poluição atmosférica e condições de trabalho insalubres (MECHI; SANCHES, 2010). O destino e o uso desses rejeitos devem receber importante atenção. A busca pelo destino correto e sustentável do rejeito (pó-de-rocha) de mineração é constante.

O potencial de utilização dos resíduos gerados pela mineração é uma possibilidade de agregação de valor ao resíduo de pó-de-rocha. Além de possibilitar um destino final sustentável ao resíduo, este de geração abundante nas mineradoras (KATO, 2017).

A adsorção é um processo químico regulador dos metais pesados entre a fase sólida e solução do solo (McBRIDE, 1997). A principal preocupação em relação a metais nos solos são os efeitos fitotóxicos, acúmulo, alteração da atividade microbiana e contaminação de recursos hídricos (PIRES; ANDRADE, 2006, p. 207).

Dentre os materiais que podem adsorver esses elementos, podemos citar os minerais presentes nas rochas, as quais são compostas por minerais e a maioria delas é formada por silicatos, feldspatos, anfibólios, piroxênios, quartzo e mica (MEUNIER et al., 1988). O basalto é originado de uma rocha denominada ígnea, vulcânica ou extrusiva, onde o resfriamento e a consolidação do magma ocorreram na superfície. Possui granulometria fina sendo classificada como afanítica, nas quais, a olho nu, é impossível a distinção dos minerais (MACHADO et al., 2016).

Em busca de uma agricultura sustentável, a rochagem ou remineralização é o uso de rochas moídas e/ou minerais aplicados ao solo (LUZ et al., 2010), sendo uma prática importante para tal (JORGE; ALVES; SOUZA, 2015). O fornecimento de nutrientes de liberação lenta e reequilíbrio do pH são algumas das vantagens da aplicação do pó-de-rocha (MELAMED; GASPAR; MIEKELEY, 2009). A alteração do pó-de-rocha depende

de fatores como a composição química e mineralógica da rocha, tempo de reação e fatores do solo, como atividade biológica e pH do solo, sendo um processo muito lento e complexo (OSTERROHT, 2003).

Devido a sua composição, o basalto tem potencial de uso, pois o mesmo é composto de argilominerais com alta reatividade e pode apresentar até 60% v/v de argilominerais de alta carga elétrica (HARTMANN, 2010, p. 20). Os principais minerais encontrados são plagioclásios, piroxênios, augita e pigeonita, além de minerais acessórios, os quais podem estar presentes ou não em sua composição, como por exemplo, a esmectita (MEUNIER et al., 1988).

Vista como uma importante ferramenta para determinar o destino de poluentes no sistema solo-água, a adsorção é um processo chave. A capacidade que um solo tem de reter solutos ou retardar sua mobilidade no perfil de solo é considerada como um mecanismo regulador da concentração de compostos na solução do solo, como Cu^{2+} e Zn^{2+} (NASCIMENTO; FONTES, 2004; ROLIM NETO et al., 2004).

As concentrações de cobre e zinco no solo são influenciadas por diversos fatores, como umidade, pH, temperatura, condições de oxidação/redução, adição de fertilizantes e absorção por plantas. Quando o solo está seco, os íons em solução ficam mais concentrados, podendo ocorrer precipitação ou adsorção, enquanto sob presença de umidade ocorre a solubilização ou difusão. Os íons metálicos na solução do solo se encontram complexados por ligações orgânicas e inorgânicas, sendo adsorvidos pelas cargas da superfície dos coloides, onde estão presentes os aluminossilicatos, óxidos e hidróxidos de alumínio, de ferro e de manganês e matéria orgânica, sendo que a adsorção e dessorção, principalmente na superfície dos óxidos, controlam o teor dos metais em solução (SHUMAN, 1991, p. 113-144). A dinâmica do cobre e zinco no solo é complexa, e é afetada por fatores do meio, principalmente pela composição química, física e mineralógica do solo, quantidade de matéria orgânica e pH (McBRIDE, 1997).

Cobre e zinco são elementos-traço adsorvidos por ligações físico-químicas, cuja labilidade é dependente do ligante, ou seja, é dependente do conteúdo de minerais, óxidos

e hidróxidos de ferro (Fe^{2+}), alumínio (Al^{3+}) e manganês (Mn^{2+}), carbonatos e matéria orgânica (BRADL, 2004). Alguns minerais, como aluminossilicatos, não cristalinos, óxidos e hidróxidos de Fe^{2+} , Al^{3+} e Mn^{2+} , são notáveis sítios de ligação para metais pesados. No entanto, alguns tipos de minerais são mais reativos que outros (LOPES, 2009). A vermiculita é um exemplo de argilomineral que pode ser citado, e estudos realizados identificaram potencial de adsorção promissor (ALMEIDA; ALMEIRA; VIEIRA, 2015).

Há estudos relacionados à sorção dos metais, como o Cu^{2+} e Zn^{2+} em solos, entretanto a sorção dos mesmos em DLS por argilominerais na adição de pó-de-metabasalto é pouco elucidada. Já existem estudos que mostram que o pó-de-metabasalto adsorve esses metais, e a realização de um estudo mais específico da sorção desses íons no sistema de produção de suínos se faz necessário visando à redução do potencial poluidor do DLS.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Origem do dejetto líquido suíno e pó-de-metabasalto

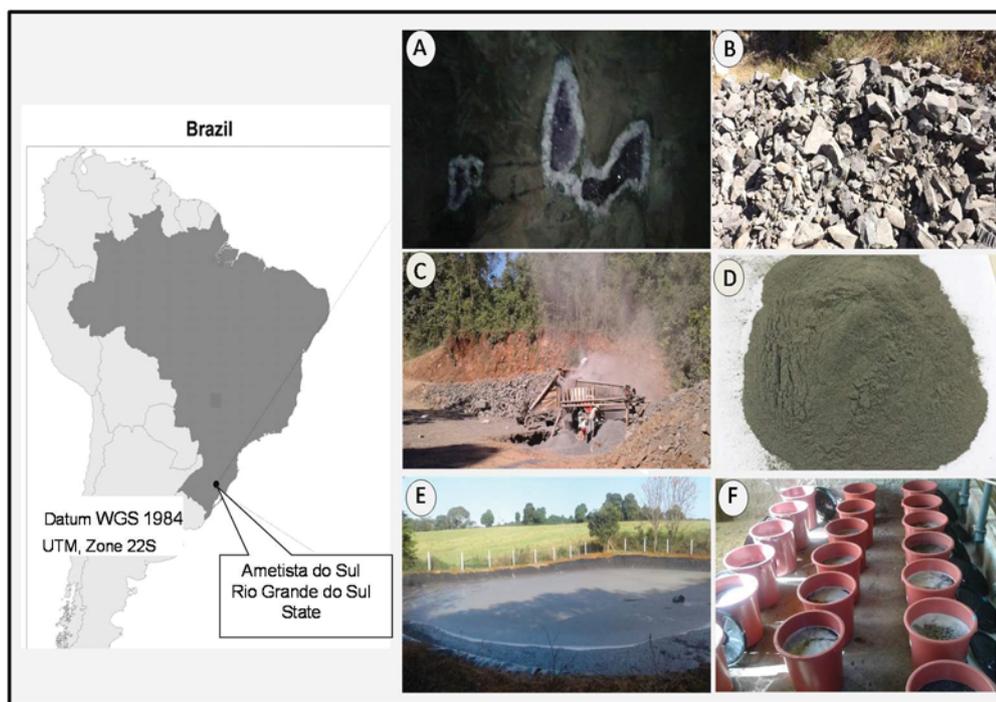
O pó-de-metabasalto foi coletado a partir da moagem de rochas de derrame basáltico mineralizado da zona de exploração de geodos de ametista, na cidade de Ametista do Sul, estado do Rio Grande do Sul, Brasil ($27^{\circ} 21' 44''$ S, $53^{\circ} 11' 16''$ W). Os detalhes do local e processo de coleta estão apresentados na Figura 1A-D. O metabasalto é considerado um resíduo da extração de pedras preciosas. A rocha do metabasalto é resultante de um processo hidrotérmico (HARTMANN, 2010) e pode apresentar em sua composição minerais como piroxênios, plagioclásios, augita e pigeonita, olivinas, vidro vulcânico, minerais de argila do tipo Fe-Mg, esmectita, celadonita, saponita e apatita, como mineral acessório (MEUNIER et al., 1988; KORCHAGIN, 2018).

O pó-de-metabasalto utilizado no estudo apresenta em sua composição minerais pertencentes ao grupo dos plagioclásios (andesina, anortita e labradorita), piroxênios (augita e pigeonita), olivinas (alteradas para minerais secundários), opacos (magnetita, ilmenita, maghemita e hematita), calcita, cristobalita e biotita. O principal óxido presente na composição da rocha é o SiO₂, com média de aproximadamente 47%. Os demais óxidos em concentração maior no basalto hidrotermalizado são Al₂O₃ (15,6%), Fe₂O₃ (14,1%), CaO (8,0%), MgO (5,5%), TiO₂ (3,4%), Na₂O (3,5%), K₂O (1,6%), P₂O₅ (0,86%) e MnO (0,20%), outros elementos correspondem a menos de 0,08% da composição total da rocha (KORCHAGIN, 2018).

O pó-de-metabasalto apresenta em sua composição 154,1 ppm de cobre e 84,37 ppm de zinco. Tais proporções foram detectadas por meio da análise por espectrometria de emissão (ICP), seguindo uma fusão de metaborato de lítio/tetraborato e digestão com ácido nítrico diluído (ABREU et al., 2014).

O DLS utilizado para o desenvolvimento do trabalho foi proveniente de uma propriedade rural criadora de suínos. O desenvolvimento do trabalho e a coleta do DLS no campo foram realizados no município de Paulo Bento, no estado do Rio Grande do Sul, localizado a 27° 42' 6" S, longitude 52° 25' 34" W e altitude de 582 m. O DLS é resultante de um lote de suínos com ciclo de produção terminação, sendo que o tempo em que os mesmos ficam alojados nas baias é de 120 dias, tempo este suficiente para atingirem um peso de 120 kg por suíno (Figura 1E). A concentração de sólidos presentes no DLS é de 20 a 30% (fezes, restos de rações e pêlos) e de 70 a 80% de líquido (urina e água), sendo a concentração de matéria seca de 0,3% m/v e densidade de 1,005 g/cm³ (Tabela 4).

Figura 1 – Local de origem do metabasalto e detalhes da obtenção e da coleta do metabasalto. a) Mina de extração de geodos de ametista; b) Acúmulo de rochas de metabasalto oriundo de diferentes minas; c) Britagem do metabasalto; d) Pó-de-rocha após a moagem (partículas menores que 0,3mm); e) Vista da esterqueira. f) Imagem do experimento. Passo Fundo -2016



Fonte: dados do autor.

Tabela 4 –Matéria seca do dejetto líquido de suíno de acordo com as doses de pó-de-metabasalto. Passo Fundo – 2017

Tratamento	Dose de pó-de-metabasalto (kg/m ³)	Matéria seca m/v (%)
T1	0	0,27
T2	4	0,28
T3	10	0,22
T4	20	0,70
T5	40	0,76
T6	80	1,44
T7	160	3,24

3.2 Tratamentos e delineamento experimental

O DLS foi coletado da esterqueira aos 40 dias de maturação, e 25 L desse foi acondicionado em vasos plásticos com capacidade de 30 L. Sete doses de pó-de-basalto

foram testadas, equivalendo a 0, 4, 10, 20, 40, 80 e 160 kg/m³ de DLS em quatro tempos de contato entre o DLS e o pó-de-metabasalto: 9, 21, 42 e 84 dias (Figura 1F). Assim, o delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC), com três repetições resultando em 84 unidades experimentais (7x4x3).

A determinação da dose de DLS foi baseada nos teores médios de Cu²⁺ e Zn²⁺ presentes nesse resíduo informado no Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (CQFS, 2016, p. 320), sendo o teor médio de Cu²⁺ de 16 mg/kg e de Zn²⁺ de 43 mg/kg de matéria seca. Por meio dos teores médios e pelo potencial de sorção do pó-de-metabasalto, considerando a capacidade de troca de cátions de 17,3 cmol/kg do mesmo, as doses para realização do estudo foram determinadas (DALACORTE, 2017). A escolha dos tempos de contato foram baseadas num estudo pré-experimental, realizado no Laboratório de Uso e Manejo do Território e dos Recursos Naturais da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Passo Fundo (FAMV/UPF). Para esse estudo pré-experimental foram utilizadas 12 amostras de DLS e pó-de-metabasalto, variando o tempo de contato e a agitação das amostras (sem agitação, com agitação a cada 3, 7 e 14 dias).

Cada amostra coletada após o experimento foi separada em três frações, as quais foram denominadas de total, a qual é composta pelo líquido-sólido do dejetos e pó-de-metabasalto (LSP), a fração líquida (L) – somente a parte líquida do dejetos ou sobrenadante – é a fração sólida do dejetos com o pó-de-metabasalto (SP), totalizando 252 amostras (7 doses de pó-de-metabasalto x 4 tempos x 3 frações x 3 repetições).

3.3 Procedimentos experimentais

O estudo foi conduzido entre junho e agosto de 2017, na mesma propriedade rural a qual forneceu o dejetos. O DLS foi coletado e acondicionado em vasos plásticos e, posteriormente, aplicadas as diferentes doses de pó-de-metabasalto. Realizou-se a agitação do material contido nos vasos durante o tempo de dois minutos, com auxílio de lenhos de madeira. Após a mistura, os mesmos ficaram em repouso, ocorrendo assim a

interação entre o DLS e o pó-de-metabasilto. Os DLS contidos nos vasos foram agitados a cada três dias, com intuito de aumentar a interação entre o DLS e o pó. Após esse processo, os vasos foram tampados e acondicionados em local seco e arejado.

As coletas das alíquotas do DLS para realização das análises ocorreu da seguinte forma:

- i) agitou-se o DLS contido nos vasos por período de tempo de 2 minutos;
- ii) realizou-se a coleta das alíquotas de DLS homogeneizado com auxílio de um recipiente cilíndrico, de modo que a entrada de DLS fosse representativa do conteúdo de material sólido e líquido contido nos vasos;
- iii) o material coletado foi posteriormente colocado em garrafas pets de 500 mL de capacidade e fechadas e conduzidas ao Laboratório de Uso e Manejo do Território e dos Recursos Naturais da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da Universidade de Passo Fundo (FAMV/UPF).

No laboratório, as amostras foram novamente homogeneizadas e uma alíquota, de aproximadamente 50 mL foi coletada do interior da garrafa por meio de pipetagem. Essa alíquota é correspondente a fração total (LSP). Posteriormente, as amostras foram colocadas em uma bancada por 4 dias, para que ocorresse a decantação separando-se, então, a fração líquida (L) da fração sólida + pó (SP). Assim, foi obtido 63 alíquotas, de cada tempo de contato, totalizando 252 alíquotas. Após a coleta das últimas alíquotas (aos 84 dias), o DLS contido nos vasos foi descartado.

A percentagem de massa seca (MS) do DLS foi determinada afim de caracterização do material estudado (Tabela 4). A mesma foi determinada por meio de pipetagem de volume conhecido e pesagem do mesmo, antes e após a secagem em estufa a 120 °C. Após, foi aplicado cálculo para obter a percentagem de matéria seca.

3.4 Avaliações químicas

As alíquotas de DLS em suas frações foram submetidas às análises químicas, para determinação de cobre e zinco de acordo com o Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes Minerais, Orgânicos, Organominerais e Corretivos, disposto no Decreto, 4.954, de 14.01.2004, e atualizações do Decreto nº 8.059, de 26 de julho de 2013 do MAPA (BRASIL, 2014). O método fundamenta-se na extração ácida, com eliminação do conteúdo de matéria orgânica das amostras, e a determinação por espectrometria de absorção atômica dos teores de Cu^{2+} e Zn^{2+} .

3.5 Extração de cobre e zinco

Para isso, pesou-se 10 g (peso úmido) de cada alíquota de DLS das frações estudadas (LSP, L e SP), transferindo para béquer de 250 mL e adicionando 10 mL de ácido clorídrico (HCl) concentrado. As amostras foram fervidas, até cessar o desprendimento de vapores, e a solução clarear e evaporar até quase secura (1-2 mL), sem deixar espirrar. Posteriormente, foi adicionado 20 mL de HCl (1+5) e levado à ebulição, mantendo uma fervura branda por 20 min. Após as amostras estarem frias a temperatura ambiente, as mesmas foram transferidas para balão de 100 mL e completado o volume com HCl (1+23) e homogeneizado.

Os reagentes utilizados foram: HCl concentrado p.a.; solução de HCl (1+5) com água, aproximadamente 2 mol/L, e de HCl (1+23) com água, aproximadamente 0,5 mol/L; solução padrão estoque de cobre com 1000 mg/L, preparada a partir de solução padrão de cobre com 1.0000 g de cobre (ampola ou embalagem similar) e, posteriormente, transferido quantitativamente para um balão volumétrico de 1L, e acrescentado 40 mL de HCl concentrado e completado o volume com água destilada; solução intermediária de cobre com 50 mg/L, onde tomou-se 10 mL da solução com 1000 mg/L para balão de 200 mL e completado o volume com HCl (1+23); soluções de leitura, foi transferido 2,0 – 5,0 – 10,0 e 15 mL da solução com 50 mg/L para balões de 50 mL e completado o volume com solução de HCl (1+23). As soluções continham 2 – 5 – 10 e 15 mg/L. Foi preparado

o branco com HCl (1+23). Para zinco as soluções utilizadas foram solução padrão estoque de zinco com 1000 mg/L, qual foi preparado a partir de solução padrão de zinco com 1.0000 g de zinco (ampola ou embalagem similar), e transferido quantitativamente para balão volumétrico de 1 L. Foi acrescentado 40 mL de HCl concentrado e completado o volume com água destilada; solução intermediária de zinco com 50 mg/L, foi transferido 10 mL da solução de zinco com 1000 mg/L para balão volumétrico de 200 mL e completado o volume com solução de HCl (1+23) e posteriormente foi homogeneizado e soluções de leitura, onde foi transferido 1,0 - 2,0 - 3,0 e 4,0 mL da solução de 50 mg/L para balões de 100 mL e completado o volume com solução de HCl (1+23). As soluções continham, respectivamente, 0,5 - 1,0 - 1,5 e 2,0 mg/L. Foi preparado o branco com HCl (1+23).

3.6 Determinação e cálculo de cobre e zinco

O espectrômetro de absorção atômica usado foi um Perkin Elmer (modelo AA200), operando com fenda e chama em condições adequadas, conforme manual do equipamento, para a determinação de cobre e zinco. As leituras foram realizadas tendo como referência uma curva de calibração (6 pontos) para cada elemento (cobre e zinco), sendo o limite mínimo aceitável (limite de detecção) para o cobre de 0,012% e 0,010% para zinco. Para a leitura de cobre usou-se lâmpada desse elemento com comprimento de onda de 324,7 nm, e para zinco usou-se a lâmpada desse elemento, com comprimento de onda de 213,9 nm. A calibração do aparelho foi realizada com o branco e as soluções-padrão, foi aguardada a estabilização de cada leitura antes de registrar o resultado. Procedeu-se à leitura das soluções das amostras e da prova em branco. A determinação da concentração foi em mg/L, por meio da equação de regressão linear da curva de calibração, ou informação direta do equipamento.

As curvas de calibração foram preparadas de acordo com o descrito para cada elemento (cobre: $y = 0,0298x$; $R^2 = 0,9977$ e para zinco: $y = 0,0309x + 0,3247$; $R^2 = 0,9846$). Tomou-se uma alíquota da solução-amostra de acordo com a especificação de cada elemento e sua respectiva curva de calibração, colocando a concentração esperada na

parte intermediária da faixa de concentrações da curva de calibração. Para determinação e cálculo de cada método foi realizado as adequações de diluição e cálculo final que se fizeram necessárias. As diluições, se necessárias, foram feitas utilizando-se solução aquosa de HCl (1+23), aproximadamente 0,5 mol/L.

Calculou-se a porcentagem em massa de cobre e zinco pelas expressões, em que:

$$\text{Cu}^{2+} (\%m/m) = 5C/y \quad \text{e} \quad \text{Zn}^{2+} (\%m/m) = 5C/y$$

C = concentração de Cu^{2+} e Zn^{2+} na solução final de leitura, em mg/L.

y = massa da amostra, contida na alíquota A do extrato, em mg.

Foram consideradas as diluições intermediárias.

Cálculo de y:

$$y = 1000AG/VbD$$

G = massa inicial da amostra, em g.

A = volume da alíquota tomada para a solução de leitura, em mL.

Vb = volume do balão utilizado na etapa de extração, em mL.

D = fator de diluição do extrato inicial, se tiver ocorrido.

3.7 Determinação do pH

Realizou-se a leitura direta de pH em todas as alíquotas das frações e em todos os tempos de contato. O aparelho utilizado para a leitura foi um pHmetro modelo AF 405, com eletrodo combinado de vidro selado para soluções aquosas.

3.8 Máxima eficiência técnica

A máxima eficiência técnica (valor de X da variável independente para qual Y (variável dependente)) para as doses de pó-de-metabasilto, em função do tempo de contato, foi calculado de acordo com a metodologia descrita por Storck et al. (2000):

$$X = -b_1/2b_2,$$

Em que, X é o ponto máximo da eficiência técnica, e b1 e b2 são coeficientes da equação.

3.9 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) em delineamento inteiramente casualizado, em esquema bifatorial, variando-se as doses de pó-de-metabasilto e o tempo de contato entre o pó e o DLS. A ANOVA foi realizada separadamente, para cada fração (LSP, L e SP). As variáveis que apresentaram diferença significativa foram submetidas a análise de regressão, para a fração sólida. Para a fração total e a fração líquida, os tratamentos que apresentaram diferença significativa foi realizada a comparação de médias pelo teste Tukey à 5% de probabilidade. Para a variável pH, os dados foram submetidos à análise de variância através do teste F, realizada separadamente para cada fração (LSP, L e SP).

Cada fração de DLS consistiu em 84 alíquotas (sete doses de pó-de-metabasilto x quatro tempos de contato x três repetições), totalizando 252 alíquotas das três frações estudadas. O erro padrão foi calculado e apresentado nas figuras. O software estatístico utilizado foi o CoSTAT.

4 RESULTADOS

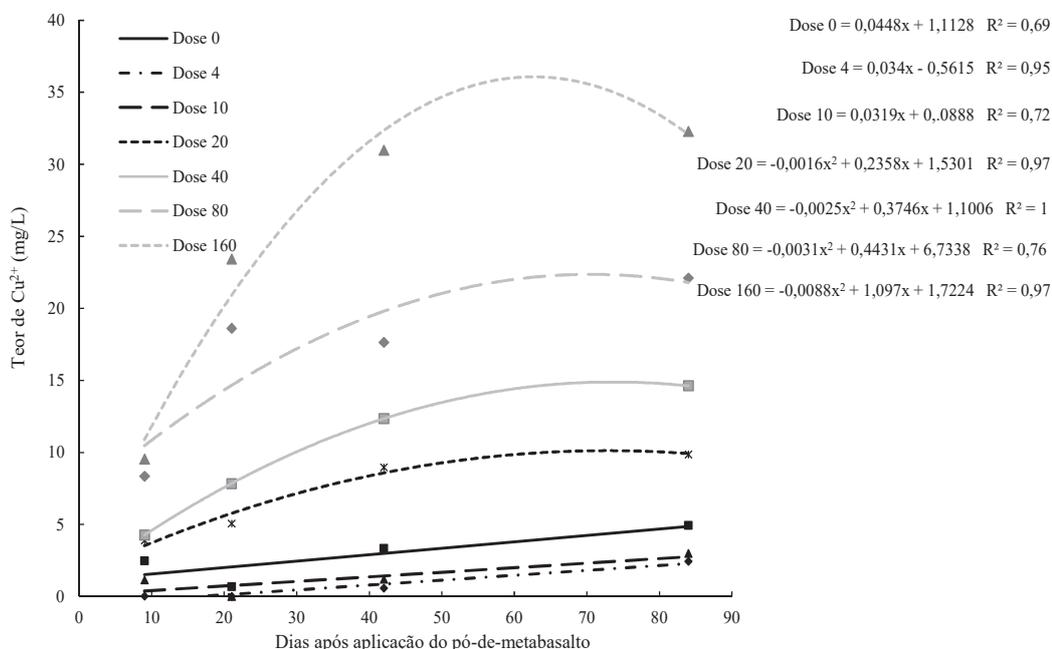
Para teores de cobre, houve interação significativa entre os fatores doses e tempo de contato na fração total. Enquanto para zinco não houve interação entre os fatores, mas observou-se efeito significativo das doses e do tempo de contato para a fração total. Na fração líquida, para ambos íons, o efeito de tempo foi significativo, enquanto o fator dose apresentou efeito significativo apenas para o íon zinco. Na fração sólida, o fator tempo de contato não apresentou efeito significativo em ambos os íons, enquanto o fator dose foi significativo para zinco e cobre.

Para a variável pH na fração total (LSP) e líquida (L), observou-se efeito significativo apenas do fator tempo de contato. Para a fração sólida (SP), observou-se interação dos fatores dose de pó-de-metabasilto e tempo de contato.

4.1 Teor de cobre e zinco na fração total (LSP) do dejetto líquido de suíno

Na fração LSP, a concentração de cobre em relação ao tempo de contato aumentou com a dose do pó-de-basilto adicionada. Na dose de 20 kg/m³ de pó-de-metabasilto o tempo de contato para que ocorra o máximo teor de cobre é de 74 dias. Já, para a dose de 40 kg/m³ de pó-de-metabasilto, o tempo de contato de máximo teor foi de 75 dias enquanto para as doses de 80 e 160 kg/m³ o tempo de contato para máximo teor foi de 71 e 62 dias, respectivamente (Figura 2).

Figura 2 – Variação do teor de cobre medido na fração total de dejetos líquido suíno em relação à adição de doses crescentes de pó-de-metabasilto e ao tempo de contato com o pó-de-metabasilto. Passo Fundo - 2017



Com o aumento das doses de pó-de-metabasilto na fração LSP (fração total do DLS) ocorreu em um primeiro momento a diminuição dos teores de cobre e zinco e em um segundo momento ocorreu aumento dos teores (Tabela 5). Para as doses de 4 kg/m³ e 10 kg/m³ de pó-de-metabasilto observou-se menores teores dos íons em relação a testemunha. Isso sugere que o pó-de-metabasilto agiu como fixador de Cu e Zn para essas concentrações. A partir da dose de 20 kg/m³ de pó-de-metabasilto adicionada ao DLS na fração LSP as concentrações dos íons cobre e zinco foram maiores que a testemunha. Vale ressaltar que na fração LSP foram medidos os íons disponíveis (em solução) cuja contribuição é aquela do pó-de-basilto mais a do DLS. Como o pó-de-metabasilto apresenta os íons Cu²⁺ e Zn²⁺ na estrutura do mineral (Cu²⁺ e Zn²⁺ totais), estes quando dissolvidos podem liberar íons para o DLS, ou seja, tornando-os elementos disponíveis.

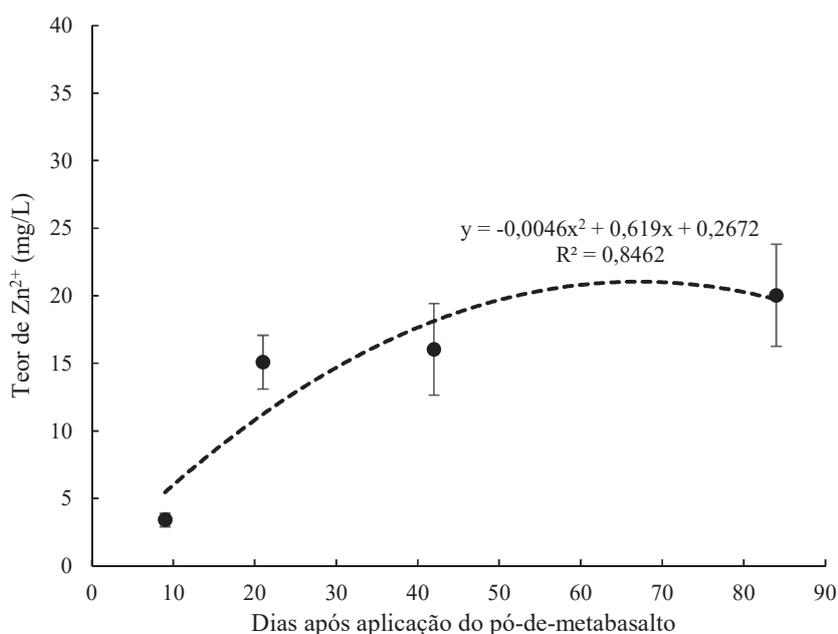
Tabela 5 – Variação do teor de cobre e zinco medido na fração total do dejetto líquido suíno em relação à adição de doses crescentes de pó-de-metabasilto. Passo Fundo – 2017

Doses de pó-de-metabasilto (kg/m ³)	Cu ²⁺ (mg/L)	Zn ²⁺ (mg/L)
0	5,36 cd	9,11 bc
4	0,76 d	4,07 c
10	1,33 d	4,47 c
20	6,78 cd	26,38 a
40	10,02 bc	10,88 bc
80	16,68 bc	16,89 abc
160	24,05 a	22,17 a
Média	9,28	13,42
CV (%)	58,4	72,6

Notas: Letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Valores médios, considerando os tempos de contato.

O fator tempo de contato influenciou significativamente para a variação do teor de zinco na fração total. O tempo de contato de 67 dias foi o que apresentou o máximo teor de Zn²⁺ na fração total (Figura 3).

Figura 3 – Variação do teor de zinco medido na fração total de dejetto líquido suíno em relação ao tempo de contato com pó-de-metabasilto. Passo Fundo – 2017



4.2 Teor de cobre e zinco na fração líquida (L) do dejetto líquido de suíno

A fração líquida do DLS é a parte sobrenadante do material após a sedimentação dos sólidos mais densos. Esperava-se um comportamento de sorção do pó-de-metabasalto para os íons cobre e zinco, ou seja, com o aumento das doses e do tempo haveria menor concentração dos mesmos na fração líquida do DLS. Para cobre não houve diferença significativa em relação as doses, enquanto para o Zn^{2+} , o pó-de-metabasalto agiu em um primeiro momento como sorvente do íon e posteriormente como fonte de Zn^{2+} para a fração líquida. Além disso, na dose de 20 kg/m^3 foi observado o maior teor de zinco (Tabela 6).

Tabela 6 – Variação do teor de cobre e zinco medido na fração líquida do dejetto líquido suíno em relação à adição de doses crescentes de pó-de-metabasalto. Passo Fundo – 2017

Doses de pó-de-metabasalto (kg/m^3)	Cu^{2+} (mg/L)	Zn^{2+} (mg/L)
0	0,577 ^{ns}	2,2 ab
4	0,267	2,025 ab
10	0,25	1,708 b
20	0,772	3,217 a
40	0,406	2,375 ab
80	0,482	1,892 ab
160	0,57	1,775 ab
Média	0,475	2,165
CV (%)	133,51	54,2

Notas: Letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. Ns: não significativo.

Em relação ao tempo de contato, os teores médios de cobre e zinco na fração líquida foram de 0,47 mg/L e 2,17 mg/L, respectivamente, durante os quatro tempos de contato. Com o aumento do tempo de contato entre o pó-de-metabasalto e o DLS ocorreu o aumento dos teores de zinco na fração líquida. Já para o cobre, o maior teor encontrado foi no tempo de contato de 84 dias (Tabela 7).

Tabela 7 – Variação do teor de cobre e zinco medido na fração líquida do dejetto líquido suíno em relação aos tempos de contato. Passo Fundo – 2017

Tempo de contato (dias)	Cu ²⁺ (mg/L)	Zn ²⁺ (mg/L)
9	0,304 b	1,119 b
21	0,00 b	2,424 a
42	0,174 b	2,529 a
84	1,421 a	2,609 a
Média	0,47	2,17
CV (%)	133,5	54,3

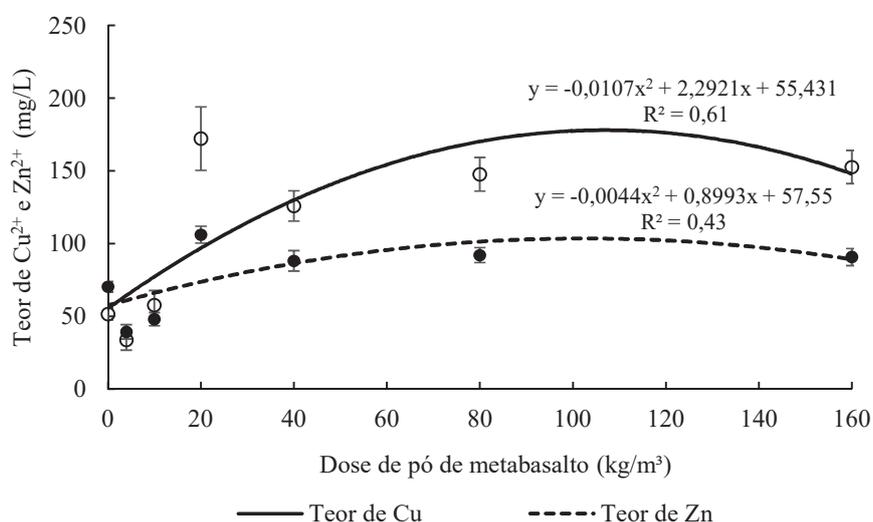
Nota: Letras iguais na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Na fração L do dejetto líquido de suíno os teores de cobre foram inferiores nos tempos abaixo de 42 dias. Já, para zinco, a menor concentração foi aos nove dias (Tabela 7).

4.3 Teor de cobre e zinco na fração sólida (SP) do dejetto líquido suíno

Os teores de cobre e zinco apresentaram variações entre as doses mas não para o tempo de contato, sendo os valores médios de cobre e zinco de 101 mg/L e 76 mg/L, respectivamente, em relação ao tempo de contato. A dose de pó-de-metabasalto de 107,1 kg/m³ resultou no maior teor do cobre (178,18 mg/L) observados na fração sólida do DLS (Figura 4). A dose de pó-de-metabasalto de 102,2 kg/m³ adicionada ao DLS apresentou o teor máximo de zinco de 103,50 mg/L na fração sólida.

Figura 4 – Variação do teor de cobre e zinco medido na fração sólida do dejetos líquido suíno em relação à adição de doses crescentes de pó-de-metabasilto. Passo Fundo - 2017



4.4 Variação do pH das frações do dejetos líquido de suíno

Os valores de pH medidos nas diferentes frações variaram de 5 a 9. Houve variação do pH da solução na fração total com o decorrer do tempo de contato. Aos 36 dias se observou o maior valor de pH para essa fração. Após esse período observou-se grande decréscimo dessa variável (Figura 5). Na fração líquida, o maior valor de pH foi observado aos 31 dias. Como observado na fração total, após esse dia, grande queda no pH foi observada (Figura 6).

Figura 5 – Variação do pH com o decorrer do tempo de contato entre dejetos líquidos de suíno e pó-de-metabasilto, na fração total. Passo Fundo – 2017

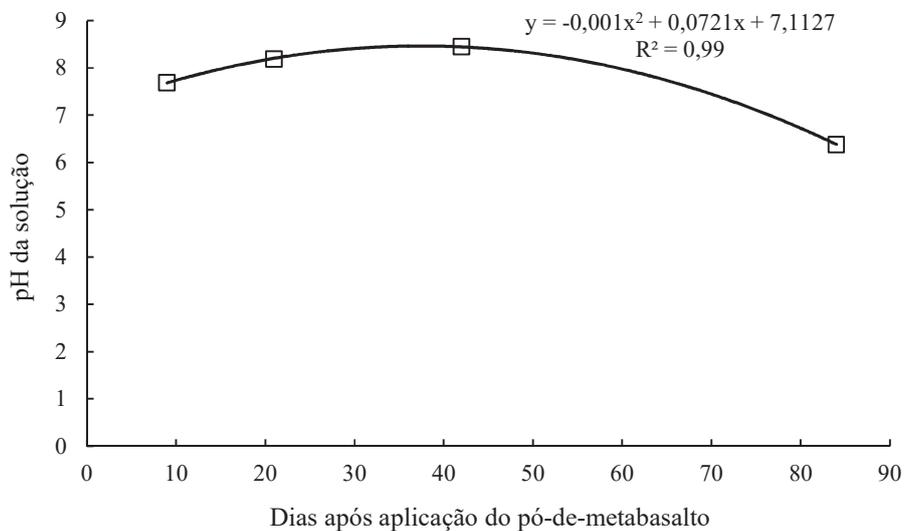
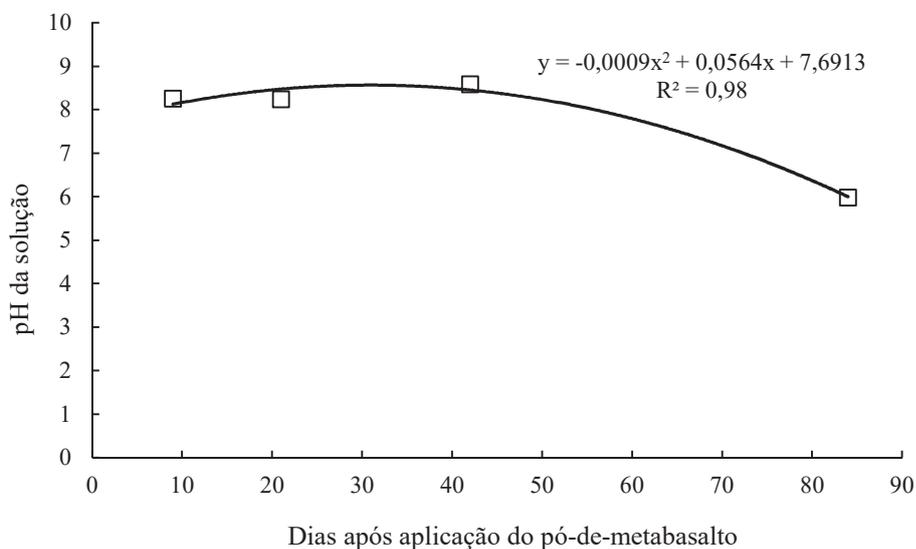
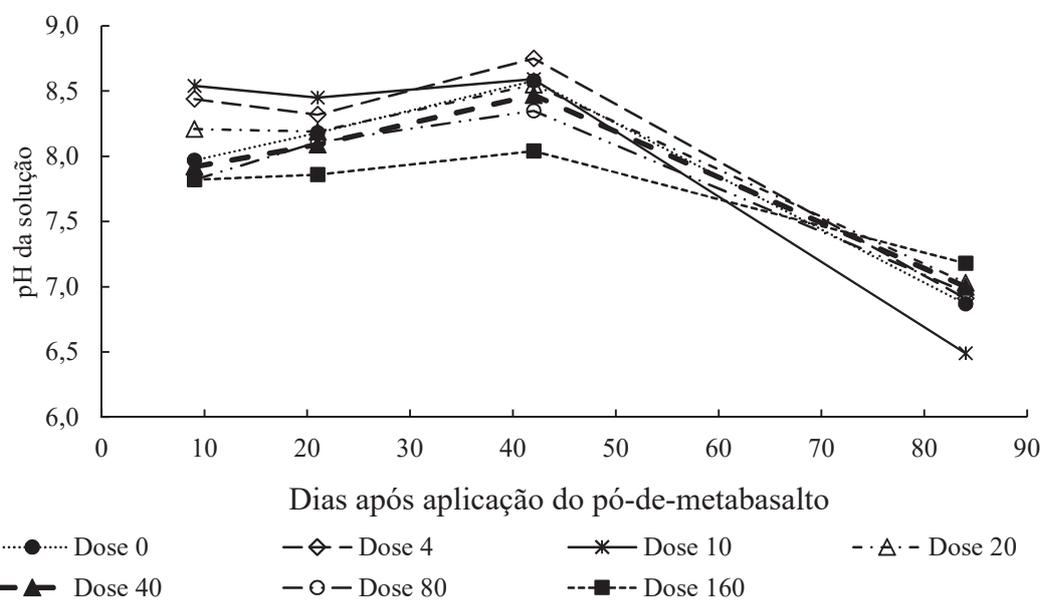
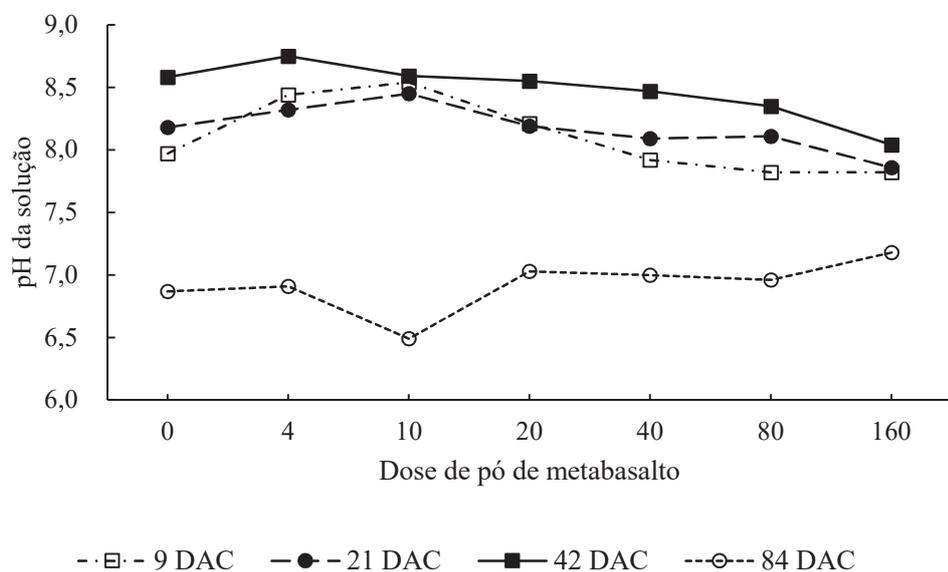


Figura 6 – Variação do pH com o decorrer do tempo de contato entre dejetos líquidos de suíno e pó-de-metabasilto, na fração líquida. Passo Fundo – 2017



Na fração sólida, com a interação dos fatores dose de pó-de-metabasilto e tempo de contato, percebe-se que ocorre pouca variação do pH quando se aumenta a dose de pó-de-metabasilto, mas que para todas as doses os valores de pH diminuem drasticamente com o passar do tempo de contato (Figura 7).

Figura 7 – Variação do pH da solução sob combinação de diferentes doses de pó de metabasalto e tempos de contato (DAC – dias após o contato), na fração sólida. Passo Fundo – 2017



5 DISCUSSÃO

É conhecido que Cu^{2+} e Zn^{2+} em soluções aquosas encontram-se na forma biodisponível e quando em excesso causam diversos problemas para os seres humanos, animais e plantas (MAHVI, 2008; NAGAJYOTI; LEE; SREEKANTHM, 2010; TAVARES, 2013, p. 16). O DLS apresenta concentrações desses íons que inviabilizam muitas vezes o uso desses dejetos como fertilizante. Ao serem usados com frequência podem resultar na contaminação do solo e da água (CORRÊA et al., 2011b). A resolução do CONAMA nº 430/2011 normatiza os valores máximos permitidos de 1,0 mg/L para Cu^{2+} e 5,0 mg/L para Zn^{2+} para o lançamento de efluentes em corpos de água receptores (BRASIL, 2011).

A fração líquida do DLS estudado apresentou, na testemunha (dose zero de pó-de-metabasilto), 0,57 mg/L de Cu^{2+} e 2,2 mg/L de Zn^{2+} . Vale lembrar que, comumente os teores de Cu^{2+} e Zn^{2+} em dejetos líquidos suíno são elevados, como mencionados na literatura. No caso do DLS estudado, a alta quantidade de água utilizada para a limpeza das baias pode ter ocasionado uma diluição do material, diminuindo assim as concentrações dos íons. Nesse caso, mesmo esses valores estando abaixo do permitido pela legislação, alternativas que diminuam as concentrações de metais em DLS são fundamentais.

A combinação de grande volume de DLS produzido em propriedades rurais e a alta carga de íons sugere a necessidade de desenvolvimento de processos que visem diminuir o volume do DLS e a carga de poluentes. Até então, o pó-de-metabasilto se mostrou eficaz na fixação de Cu^{2+} e Zn^{2+} em condições de laboratório, usando-se soluções aquosas (DALACORTE, 2017). Nossos resultados demonstram que o pó-de-metabasilto aplicado ao DLS tem ação química, liberando Zn^{2+} contido no pó para o DLS. Nas doses baixas de pó-de-metabasilto os teores de Cu^{2+} foram inferiores a testemunha na fração total.

Na fração total do DLS, de maneira geral as concentrações de cobre e zinco são maiores quanto maior for a dose de pó-de-metabasilto aplicada bem como maior o tempo

de contato. Para a maior dose de pó-de-metabasilto (160 kg/m³) o tempo de contato para o máximo teor foi aos 62 dias (Figuras 2 e 3).

A fração sólida do DLS após a sedimentação torna-se mais densa (densidade 1,20 g/cm³) e rica em elementos químicos. A concentração da fase sólida do DLS chegou a 3 % do teor de matéria seca total na maior dose (Tabela 4). Isso favoreceu a decantação dos sólidos para o fundo da esterqueira, concentrando íons cobre e zinco na fração sólida.

Entretanto, a sedimentação da fração sólida no fundo da esterqueira sugere que a fração líquida torna-se menos poluidora e pode ser utilizada ou descartada em áreas que apresentam deficiência de nutrientes. No entanto, a aplicação da fração líquida requer também cuidados e deve ser feita após uma coleta de informações das características químicas, físicas e biológicas do solo, da cultura a ser implantada na área e da frequência de aplicações (OLIVEIRA; FILHO; BARBOSA, 2016).

O mecanismo químico de fixação sorvente/sorvato não é novo, como processo de despoluição/depuração/agente filtrante de soluções aquosas contaminadas (CHEN; ZHANG; CHEN, 2010; ÖZACAR, SENGIL; TÜRKMENLER, 2008). O processo de adsorção por argilominerais é um dos métodos utilizados para a remoção de contaminantes, se mostrando eficaz, econômico, versátil e de simples utilização (CHEN; ZHANG; CHEN, 2010). Diversos minerais e resíduos vêm sendo estudados, com objetivo de uso como adsorvente. Dentre eles, podemos citar a lama vermelha, esta é um resíduo gerado em quantidades elevadas durante o processamento da bauxita, e a anidrita, que é um sulfato de cálcio cristalizado, que é usada como matéria-prima na indústria (CONCEIÇÃO et al., 2017). Esses materiais foram estudados e investigados no processo de adsorção de cádmio (Cd²⁺), níquel (Ni²⁺) e Zn²⁺, os resultados encontrados sugerem que ambos os materiais possuem potencial para serem utilizados como adsorventes (CONCEIÇÃO et al., 2017).

Os minerais de argila (caulinita, montmorilonita, vermiculita e ilita) têm capacidade de adsorver íons, no entanto a cristalinidade e a área superficial específica são fatores determinantes destes minerais para adsorção de nutrientes (GÉRARD, 2016). Os

minerais de argila foram correlacionados com os metais pesados devido a sua área superficial e volume de poros em estudos realizados (CHEN et al., 2016). A montmorilonita é um exemplo de mineral que pode servir como material adsorvente para a remoção de arsênio em água contaminada e metais pesados como o cobre e o zinco (DALACORTE, 2017; GHORBANZADEH et al., 2015). A vermiculita vem sendo aplicada na forma natural ou modificada em processos de adsorção de cobre para purificação de soluções aquosas contaminadas com metais pesados (DIZADJI et al., 2013), assim como as bentonitas, que devido ao seu baixo custo são usadas como sorventes de metais pesados (LACIN et al., 2005; RODRIGUES; SILVA; SILVA, 2004).

Além da mineralogia do sorvente, outros parâmetros podem influenciar o processo de sorção, dentre eles estão o pH do meio, a temperatura, a reatividade das partículas, a área superficial específica entre outros (AGUIAR; NOVAIS, 2002). O pH da solução é considerado um dos parâmetros mais importantes, isso porque a capacidade de sorção aumenta com a elevação do pH (BITTENCOURT et al., 2009; CAVALLARO; McBRIDE, 1984). O DLS estudado por possuir um pH entre 5 e 9 apresenta favorecido o processo de sorção de Cu^{2+} e Zn^{2+} . Assim, o maior teor de cobre na fração SP, que ocorreu aos 42 dias pode ter sido influenciado pelo valor de pH mais elevado neste período (Figura 7).

Em relação ao tempo de contato do pó-de-metabasalto e o DLS, observa-se que ocorreram dois momentos distintos, um de sorção dos íons e o outro de dessorção dos íons cobre e zinco. Isso se deve ao fato que com o aumento do tempo de contato, ocorre a saturação máxima de sorção dos íons pelo pó-de-metabasalto na dose de máxima eficiência técnica. Nesse sentido, as cargas elétricas contidas nos minerais do pó-de-metabasalto são ocupadas pelos íons, sendo o pó agindo como um dreno de íons do DLS. Quando a concentração de cobre e zinco chega próximo do máximo no pó-de-metabasalto esse passa a liberar íons para o dejetto, agindo como uma fonte (Figuras 2 e 3). Nesse processo não se descarta também a dissolução de minerais, o que liberaria metais a solução.

Quanto as diferentes frações de DLS, observa-se que para a fração SP (sólido + pó) encontra-se a maior concentração de cobre e zinco. Isso era esperado, pois os íons Cu^{2+} e Zn^{2+} tem preferência de ligação na fase sólida orgânica (LOPES et al., 2014) e na fase mineral do pó devido as cargas permanentes e variáveis presentes nos argilominerais que compõem o pó-de-metabasalto (HARTMANN, 2010, p. 20).

O tamanho das partículas também influencia na sorção, quanto menor for o tamanho das partículas maior é a superfície de contato, melhor será a taxa de sorção (BITTENCOURT et al., 2009; FONTANA et al., 2016; MELLAH; CHEGROUCHE, 1997). No entanto a granulometria do pó-de-basalto foi padronizada não permitindo ser testada. Apenas tem-se que a maior dose apresenta maior quantidade de partículas de tamanho pequeno.

Da mesma forma a temperatura é um parâmetro que influencia nas relações de equilíbrio, uma vez que afeta a agitação das moléculas do sistema, interferindo também nas forças de atração e repulsão entre o adsorvato e o adsorvente (MARIN et al., 2015). Quando ocorre um aumento de temperatura, o mesmo implica em uma diminuição na quantidade sorvida, favorecendo o processo de dessorção, retardando o processo de sorção (MELLAH; CHEGROUCHE, 1997).

Por fim, o estudo realizado demonstra que o pó-de-metabasalto, resíduo da exploração de pedra ametista, pode ser reaproveitado como agente de fixação de íons contaminantes (Cu^{2+} e Zn^{2+}) presentes no dejetos líquido de suíno.

6 CONCLUSÃO

Conclui-se que, na dose de 10 kg/m³ de pó-de-metabasalto aplicado no dejetos líquido suíno associado a um tempo de contato de aproximadamente 10 dias se reduz a concentração de cobre e zinco na fração total como na fração líquida do dejetos.

Com a aplicação de doses maiores de pó-de-metabasalto, o cobre e o zinco podem ser liberados da fração sólida para a fração total e líquida do dejetos líquido de suíno. Nesse sentido, o dejetos líquido de suíno pode agir como sorvente ou fonte desses íons de acordo com a sua dose e tempo de contato.

A aplicação de pó-de-metabasalto pode se tornar uma alternativa frente aos processos convencionais de tratamento de dejetos animais. Este é um processo promissor com alto potencial de aplicabilidade a campo não somente para cobre e zinco, mas para outros íons.

REFERÊNCIAS

ABREU, A. T.; KORCHAGIN, J.; BERGMANN, M.; BORTOLUZZI, E. D. Nutrient desorption from basaltic rock. In: WORLD FERTILIZER CONGRESS OF CIEC, 16., Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: International Scientific Centre of Fertilizers (CIEC), 2014.

AGUIAR, M. R. M. P.; NOVAES, A. C. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química Nova**, v. 25, n. 6, p. 1145-1154, 2002.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Nitrificação do nitrogênio amoniacal de dejetos líquidos de suínos em solo sob sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 95-102, 2007.

AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 5, p. 901-910, 2006.

ALLOWAY, B. J. The origins of heavy metals in soil. In: ALLOWAY, B. J. (Org.). **Heavy Metals in Soils**. 2. ed., Glasgow: Blackie Academic & Professional, 1995. p. 29-39.

ALMEIDA H. J.; ALMEIDA NETO, A. F.; VIEIRA, M. G. A. Estudo fluidodinâmico em leito fixo de adsorção competitiva de íons zinco e cobre em vermiculita expandida. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA EM INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 11., 2015, Campinas. **Anais...** Campinas: Unicamp, 2015.

AL-RASHDI, T. T.; SULAIMANAN, H. Bioconcentration of heavy metals in alfalfa (*Medicago sativa*) from farm soils around sohar industrial area in Oman. **Procedia**, v. 5, p. 271-278, 2013.

ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; MACDONALD, J. D.; ROCHETTE, P.; COTE, D. Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 86, n. 2, p. 225-229, 2010.

ASSMANN, T. S.; ASSMANN, J. M.; CASSOL, L. C.; DIEHL, R. C.; MANTELI C.; MAGIERO, E. C. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e

atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1515-1523, 2007.

ABIPECS. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA E ACUMULADORA DE CARNE SUÍNA. Relatório anual. 2015. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br>>. Acesso em 16 de maio de 2017.

BANDEIRA, D. H.; BERTOL, I.; GONZÁLEZ, A. P.; GUTIERREZ A. S. Solo cultivado sob dejetos líquidos de suínos comparado ao solo sem cultivo e sem dejetos: perdas de solos, água, P e K por erosão hídrica. In: VII CONGRESSO SOBRE USO E MANEJO DO SOLO, VII CONGRESO SOBRE USO Y MANEJO DE SUELOS, VII CONGRESS ON SOIL USE AND MANAGEMENT, 2016, Coimbra. **Anais...** Coimbra: Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 2016.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; FLORES, E. M. M.; GIROTTO, E. Total content of heavy metals in the soil after pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 653-659, 2012.

BERENGUER, P.; CELUMA, S.; SANTIVERI, F.; BOIXADER, J.; LLOVERAS, J. Copper and zinc soil accumulation and plant concentration in irrigated maize fertilized with liquid swine manure. **Agronomy Journal**, v. 100, p. 1056-1061, 2008.

BERTOL, J. B.; FEY, E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O. J.; RIZZI, N. E. Mobility of P, Cu and Zn in soil columns under no-till and organic and mineral fertilization. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1841-1850, 2010.

BITTENCOURT, B. A.; ELLWANGER, M. V.; NASCIMENTO, W. A.; BELCHIOR, L. F.; ARAÚJO, E. M.; MELO, T. J. A. Moldagem por compressão a frio do polietileno de ultra alto peso molecular. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, v.19, p. 224-230, 2009.

BORDIN, R. A.; PERREIRA, C. A. D.; EBOLI, M.; ARTILHEIRO, R.; FREITAS, C. A produção de dejetos e o impacto ambiental da suinocultura. **Revista de Ciências Veterinárias**, v. 3, n. 3, p. 1-4, 2005.

BOUAZIZI, H.; JOUILI, H.; GEITMANN, A.; FERJANI, E.E.I. Copper toxicity in expanding leaves of *Phaseolus vulgaris* L.: antioxidant enzyme response and nutrient element uptake. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 1304-1308, 2010.

BOURLIVA A.; CHRISTOPHORIDIS C.; PAPADOPOULOU L.; GIOURI K.; PAPADOPOULOS A.; MITSIKA E.; FYTIANOS K. Characterization, heavy metal

content and health risk assessment of urban road dusts from the historic center of the city of Thessaloniki, Greece. **Environmental Geochem and Health**, v. 28, p.1-24, 2016.

BRADL, H. B. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. **Colloid and Interface Science**, v. 277, p. 1-18, 2004.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 375 de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**, Brasília, DF, n. 167, seção 1, p. 141-146, ago. 2006.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 420 de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, dez. 2009.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 430 de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**, Brasília, DF, n. 92, p. 89, mai. 2011.

_____. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Secretaria de Defesa Agropecuária, Brasília, DF: MAPA/ SDA/CGAL, 2014.

CABRAL, F; VASCONCELOS, E; CORDOVIL, C. M. S. Effects of solid phase from pigs lurryon soil and wheat micronutrients content. **Journal of Plant Nutrition**, v. 21, p. 1955-1996, 2008.

CAMPOS, M. L.; OYAMADA, G. C.; SILVA C. M. Teor e capacidade máxima de adsorção de arsênio em latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1311-1318, 2007.

CAMPOS, M. L.; GUILHERME, L. R. G.; LOPES, R. S.; ANTUNES, A. S.; SÁ, J. J. G. de; MARQUES, M.; CURI, N. Teor e capacidade máxima de adsorção de arsênio em latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1311-1318, 2007.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; DA SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, v. 13, n. 32, p. 127-145, 2015.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 12, p. 1443-1452, 2001.

_____. Comportamento de espécies herbáceas em misturas de solo com diferentes graus de contaminação com metais pesados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1629-1638, 2002.

CAVALLARO, N.; McBRIDE, M. B. Zinc and copper sorption and fixation by an acid soil clay: effect of selective dissolutions. **Soil Science Society of America Proceedings**, v. 48, n. 5, p. 1050-1054, 1984.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATTO, P. S.; TRENTIN, E. E.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquido de suínos. **Revista Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, 2005.

CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; LOURENZI, C. R.; TRENTIN, G.; VIEIRA, R. C. B.; BRUNETTO, G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 139, n. 4, p. 689-699, 2010.

CHEN, D. Z.; ZHANG, J. X.; CHEN, J. M. Adsorption of methyl tert-butyl ether using granular activated carbon: Equilibrium and Kinetic analysis. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 7, n. 2, p. 235-242, 2010.

CHEN, Y. M.; GAO, J. B.; YUAN, Y. Q.; MA, J.; SHEN, Y. Relationship between heavy metal contents and clay mineral properties in surface sediments: Implications for metal pollution assessment. **Continental Shelf Research**, v. 124, p. 125-133, 2016.

CHURCHMAN, G. J.; GATES, W. P.; THENG, B. K. G.; YUANC, G. Clays and clay minerals for pollution control. **Chapter in Developments in Clay Science**, v. 1, p. 625-663, 2013.

COELHO, A. C. V.; SANTOS, P. De S. Argilas especiais: o que são, caracterização e propriedades. **Química Nova**, v. 30, n. 1, p. 146-152, 2007.

CONCEIÇÃO, F. T. Da.; PICHINELLI, B. C.; SILVA, M. S. G. Da.; ANTUNES, M. L. P.; LOPES, M. S.; MORUZZI, R. B. Adsorção de Cd^{2+} , Ni^{2+} e Zn^{2+} em soluções aquosas usando anidrita e lama vermelha. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 4, p. 665-670, 2017.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D. S. Frações de fósforo acumuladas em Latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 893-900, 2003.

CORRÊA, J. C.; BARILLI, J.; REBELLATTO, A.; VEIGA, M. da. **Aplicações de dejetos de suínos e as propriedades do solo**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011a. (Circular Técnica, 58).

CORRÊA, J. C.; NICOLOSO, R. S.; MENEZES, J. F. S.; BENITES, V. M. **Critérios técnicos para recomendação de biofertilizante de origem animal em sistemas de produção agrícola e florestais**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011b. (Comunicado Técnico, 486).

COSTA, M. S. S. de M.; STEINER, F.; COSTA, L. A. de M.; CASTOLDI, G.; PIVETTA, L. A. Nutrição e produtividade da cultura do milho em sistemas de culturas e fontes de adubação. **Revista Ceres**, v. 58, n. 2, p. 249-255, 2011.

COUTO, R. R.; COMIN, J. J.; BEBER, C. L.; URIARTE, J. F.; BRUNETTO, G.; BELLI FILHO, P. Chemical attributes of properties in soil submitted to successive applications of pig slurry in Braço do Norte city, Santa Catarina state. **Scientia Agraria**, v. 11, n. 6, p. 493-497, 2010.

CQFS (COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO) – RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10 ed. Porto Alegre: SBCS, 2004.

_____. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11 ed. Porto Alegre: SBCS, 2016.

DALACORTE, L. **Sorção de cobre e zinco em pó-de-metabasalto e em argilominerais de referência**. 2017. 70f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2017.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Boletim Informativo BIPERS**, v. 10, n. 14, p. 4-28, 2002.

DIZADJI, N.; RASHTCHI, M.; DEHPOURI, N.; NOURI, N. Experimental investigation of adsorption of copper from aqueous solution using vermiculite and clinoptilolite. **International Journal of Environmental Research**, v. 7, n. 4, p. 887-894, 2013.

FACCHINELLI, A.; SACCHI, E.; MALLIN, L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 313-324, 2001.

FATMA. Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina. **Instrução Normativa 11**, versão outubro/2014. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br>>. Acesso em 13 de abr. de 2018.

FEPAM. Fundação Estadual De Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler – RS. **Critérios técnicos para o licenciamento ambiental de novos empreendimentos destinados à suinocultura**, versão julho/2014. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/diret_suinos_novos.pdf>. Acesso em 13 de abr. de 2018.

FONTANA, K. B.; CHAVES, E. S.; SANCHEZ, J. D. S.; WATANABE, E. R. L. R.; PIETROBELLI, J. M. T. A.; LENZI, G. G. Biossorção de pb(ii) por casca de urucum (bixaorellana) em soluções aquosas: estudo cinético, equilíbrio e termodinâmico. **Química Nova**, v. 39, n. 9, p. 1078-1084, 2016.

FUNDESA. Fundo de Desenvolvimento e Defesa Sanitária Animal. **Sustentabilidade ambiental na produção de suínos: recomendações básicas** Conselho Técnico Operacional de Suinocultura Fundesa, Porto Alegre, 58 p., 2014. Disponível em: <http://www.fundesa.com.br/_arquivos/guia_sustentabilidade_ambiental.pdf>. Acesso em 11 de set. de 2017.

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils - A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213–226, 2016.

GHORBANZADEH, N.; JUNG, W.; HALAJNIA, A.; LAKZIAN, A.; KABRA, A. N.; JEON, B. H. Removal of arsenate and arsenite from aqueous solution by adsorption on clay minerals. **Geosystem Engineering**, v. 18, p. 302-311, 2015.

GIROTTI, E. **Cobre e zinco no solo sob uso intensivo de dejetos líquidos de suínos**. 2007. 121f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

GRAY, C. W.; MCLAREN, R. G.; ROBERTS, A. H. C.; CONDRON, L. M. Sorption of cadmium from some New Zealand soils: Effect of pH and contact time. **Australian Journal of Soil Research**, v. 36, p. 199-216, 1998.

HARTMANN, L. A. Geodos com ametistas formados por água quente no tempo dos dinossauros. In: HARTMANN, L. A. **Geologia da riqueza do Rio Grande do Sul em geodos de Ametista e Ágata**. 1. ed., Porto Alegre: UFRGS, 2010. p. 15-26.

HENTZ, P.; CARVALHO, N. L. Impactos ambientais da fertilização orgânica em sistemas agropecuários na região sul-brasileira. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n. 1, p. 340-352, 2014.

JORGE, V. S.; ALVES, J. M.; SOUZA, F. N. DA SILVA. Uso da rochagem como técnica sustentável de recuperação de solos degradados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 35., 2015, Natal. **Anais...** Natal: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo-SBCS, 2015.

JÚNIOR, M. A. P. O.; ORRICO, A. C. A.; JÚNIOR, J. L. Produção animal e o meio ambiente: uma comparação entre potencial de emissão de metano dos dejetos e a quantidade de alimento produzido. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 2, p.399-410, 2011.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants** 3 ed. London: CRC Press, 2001.

KATO, R. B. Application of the copper mining residue to improve the performance of asphalt mixtures. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 14, n. 1, p. 16-24, 2017.

KING, L. D. Retention of metals by several soils of the Southeastern United States. **Journal of Environmental Quality**, v. 17, n. 2, p. 239-246, 1998.

KLEINMAN, P. J. A. E.; SHARPLEY, A. N.; SAPORITO, L. S.; BUDA, A. R.; BRYANT, R. B. Application of manure to no-till soils: phosphorus losses by sub-surface and surface pathways. **Nutrients Cycling Agroecosystems**, v. 84, p. 215-227, 2009.

KONZEN, E. A. **Viabilidade ambiental e econômica de dejetos de suínos. Embrapa Milho e Sorgo**. 1. ed. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2006. (Documentos 59).

KORCHAGIN, J. **Critérios mineralógicos, químicos e físicos para uso agrônomo de pó-de-basalto hidrotermalizado no sul do Brasil**. 2018. 171f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2018.

KORNEGAY, E. T.; HARPER, A. F.; JONES, R. D.; BOYD, L. J. Environmental nutrition: nutrient management strategies to reduce nutrient excretion of swine. **The Professional Animal Scientist**, v. 13, p. 99-111, 1997.

KUNZ, A. Transformações da produção animal no Brasil e suas consequências ambientais. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: Singera, 2009.

LACIN, O.; BAYRAK, B.; KORKUT, O.; SAYAN, E. Modeling of adsorption and ultrasonic desorption of cadmium (II) and zinc (II) on local bentonite. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 292, p. 330-335, 2005.

LI, T.; DI, Z.; ISLAM, E.; JIANG, H.; YANG, X. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 818-823, 2011.

LINNIK, P. M.; ZUBENKO, I. B. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. **Lakes Reservoirs**, v. 5, n. 1, p. 11-21, 2000.

LOPES, C. **Adsorção e compartimentos de cobre e zinco em latossolo vermelho com aplicação de dejetos suíno**. 2009. 81f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2009.

LOPES, C.; CAMPOS, M. L.; DA SILVEIRA, C. B.; GATIBONI, L. C.; MIQUELUTTI, D. J.; CASSOL, P. C.; MEDEIROS, I. F. Adsorção de Cu e Zn num Latossolo Vermelho tratado com dejetos suíno. **Revista Ceres**, v. 61, n. 6, p. 997-1005, 2014.

LUZ, A. B.; LOUREIRO, F. E. L.; SAMPAIO, J. A.; CASTILHOS, Z. C.; BEZERRAS, M, S. Rochas, minerais e rotas tecnológicas para produção de fertilizantes alternativos.

In: FERNANDES, F. R. C.; LUZ, A.B.; CASTILHOS, Z. C. (Coord.). **Agrominerais para o Brasil**, CETEM, 2010, p. 61-80.

MACHADO, F. B.; MOREIRA, C. A.; ZANARDO, A.; ANDRE, A. C.; GODOY, A. M.; FERREIRA, J. A.; GALEMBECK, T.; NARDY, A. J. R.; ARTUR, A. C.; OLIVEIRA, M. A. F. de. **Enciclopédia Multimídia de Minerais**. Rio Claro, UNESP, 2016. Disponível em: < <http://www.rc.unesp.br/museudpm/>>. Acesso em: 07 de set. 2016.

MAHVI, A. H. Application of agricultural fibers in pollution removal from aqueous solution. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 5, p. 275-285, 2008.

MARIN, P.; BORBA, C. E.; MÓDENES, A. N.; DE OLIVEIRA, S. P. D.; PASSAIS, N.; FIGUEIREDO, L. S. Avaliação do efeito da temperatura, ph e granulometria do adsorvente na adsorção do corante azul reativo 5g. **ENGEVISTA**, v. 17, n. 1, p. 59-68, 2015.

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

MARSOLA, T.; MIYAZAWA M.; PAVAN, M. A. Acumulação de cobre e zinco em tecidos do feijoeiro em relação com o extraído do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 92-98, 2005.

McBRIDE, M. B. A critique of diffuse double layer models applied to colloid and surface chemistry. **Clays and Clay Minerals**, v. 45, n. 4, p. 598-608, 1997.

McCABE, W. L., SMITH, J. C., HARRIOT, P. **Unit operations of chemical engineering**. 6. ed. New York: McGraw-Hill Companies, Inc., 2001.

MECHI, A.; SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos Avançados**, v. 24, n. 68, p. 209-220, 2010.

MELAMED, R.; GASPAR, J. C.; MIEKELEY, N. Pó de rocha como fertilizante alternativo para sistemas de produção sustentáveis em solos tropicais. In: LAPIDO-LOUREIRO, F. E. V.; MELAMED, R.; FIGUEIREDO NETO, J. (Eds). **Fertilizantes: Agroindústria e sustentabilidade**. 1 ed. Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral, Ministério da Ciência e Tecnologia, 2009. p. 385-395.

MELLAH, A.; CHEGROUCHE, S. The removal of zinc from aqueous solutions by natural bentonite. Centre de Developpement des Materiaux, **Water Research**, v. 31, p. 621-629, 1997.

MENEZES, J. F. S.; ALVARENGA, R. C.; ANDRADE, C. L. T.; KONZEN, E. A.; PIMENTA, F. F. Aproveitamento de resíduos orgânicos para a produção de grãos em sistema plantio direto e avaliação do impacto ambiental. **Revista Plantio Direto**, v. 1, p. 30-35, 2003.

MEUNIER, A.; FORMOSO, M. L. L.; PATRIER, P.; CHIES, J. O. Altération hydrothermale de roches volcaniques liée à la genèse des améthystes - Bassin du Paraná - Sud du Brésil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 2, p. 127-142, 1988.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante orgânico: método simplificado**. Londrina: IAPAR, 2015. (Boletim Técnico, 84).

MORAES, M. T. DE; ARNUTIL, F.; SILVA, V. R.; SILVA, R. F.; BASSO, C. J.; ROS, C. O. Pig slurry as an alternative to mineral fertilizer in maize crop. **Revista Ciência Agrárias**, v. 35, n. 6, p. 2945-2954, 2014.

MOREIRA, I. C. L.; BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; POCOGESKI, E. Perdas de potássio, cálcio e magnésio por escoamento superficial com o uso de dejetos líquidos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 29., 2003, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: SBCS; UNESP, 2003.

MOREIRA, C. S. **Adsorção competitiva de cádmio, cobre, níquel e zinco em solos**. 2004. 108f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

NAGAJYOTI, P. C.; LEE, K. D.; SREEKANTH, S. V. M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. **Environmental Pollution**, v. 8, p. 199-216, 2010.

NASCIMENTO, C. W. A.; FONTES, R. L. F. Correlação entre características de latossolos e parâmetros de equações de adsorção de cobre e zinco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 6, p. 965-971, 2004.

OLIVEIRA, J. G. R. de.; FILHO, J. T.; BARBOSA, G. M. C. Alterações na física do solo com a aplicação de dejetos animais. **Geographia Opportuno Tempore**, v. 2, n. 2, p. 66-80, 2016.

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. 1 ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1993. (Documento, 27).

OLIVEIRA, P. A. V. de. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004.

OLIVEIRA, P. A. V. DE.; HIGARASHI, M. M. **Unidade de compostagem para o tratamento dos dejetos de suínos**. 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. (Documentos, 114).

OLIVEIRA, I. P.; OLIVEIRA, L. C. Metais pesados. **Revista Eletrônica Faculdade de Iporá**, v. 1, p. 59-86, 2011.

OSTERROHT, M. V. Rochagem Para Que? **Revista Agroecologia Hoje**, v. 20, p. 12-15, 2003.

ÖZACAR, M.; SENGIL, I. A.; TÜRKMENLER, H. Equilibrium and kinetic data, and adsorption mechanism for adsorption of lead onto valonia tannin resin. **Chemical Engineering Journal**, v. 143, p.32-42, 2008.

PARHAM, J. A.; DENG, S. P.; RAUN, W. R.; JOHNSON, G. V. Long-term cattle manure application in soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, p. 328-337, 2002.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. D. Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente. In: SOBESTIANSKY, J.; WENTZ, I.; SILVEIRA, P. R. S. da; SESTI, L.A.C. (ed.). **Suinocultura intensiva: produção, manejo e saúde do rebanho**. Concórdia: EMBRAPA, CNPSA, 1998. p. 221-235.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO DA SUINOCULTURA, 2001, 9., Gramado. **Anais...** Gramado, 2001.

PIERANGELI, M. A. P.; GUILHERME, L. R. G.; CURI, N.; COSTA, E. T. de S.; LIMA, J. M. de; SÁ, J. J. G. de; MARQUES, M.; FIGUEIREDO, L. F. P. Comportamento sortivo, individual e competitivo, de metais pesados em Latossolos com mineralogia contrastante. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 819-826, 2007.

PINTO, L. P.; CABRAL, A. C.; SCHNEIDER, L. T.; AZEVEDO, K. D.; FRIGO, J. P.; FRIGO, E. P. Levantamento de dados sobre os dejetos suínos e suas características. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 3, n. 3, p. 179-187, 2014.

PIRES, A. M. M.; ANDRADE, C. Metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto. In: SPADOTTO, C., RIBEIRO, W. (Ed). **Gestão de Resíduos na Agricultura e Agroindústria**. 1 ed. Ribeiro Preto: FEPAF, 2006, p. 205-232.

RODRIGUES, M. G. F.; SILVA, M. L. P.; SILVA, M. G. C. Caracterização da argila bentonítica para utilização na remoção de chumbo de efluentes sintéticos. **Cerâmica**, v. 50, n. 315, p. 190-196, 2004.

ROLIM NETO, F. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; COSTA, L. M.; CORRÊA, M. M.; FERNANDES FILHO, E. I.; IBRAIMO; M. M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do alto Paranaíba (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 6, p. 953-964, 2004.

RUTHVEN, D. M. Adsorption. In: Kirk-Othmer, **Encyclopedia of Chemical Technology**, 4. ed., 1995. p. 251-268.

SAMPAIO, A. O. Afinal, queremos ou não viabilizar o uso agrícola do lodo produzido em estação de esgoto sanitário? Uma avaliação crítica da Resolução CONAMA N° 375. **Revista DAE**, v. 193, p. 16-27, 2013.

SCHERER, E. E.; CASTILHOS, E. G.; JUCKSCH, I.; NADAL, R. **Efeito da adubação com esterco de suínos, nitrogênio e fósforo em milho**. 1 ed. Florianópolis: Empresa Catarinense de Pesquisa Agropecuária, 1984. (Boletim Técnico, 24).

SCHERER, E. E.; NESI, C. N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1375-1383, 2010.

SCHIRMANN, J.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; PUJOL, S. B.; GIACOMINI, D. A.; GONZATTO, R.; OLIVO, J. Inibidor de nitrificação e aplicação parcelada de dejetos de suínos nas culturas do milho e trigo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 4, p. 271- 280, 2013.

SHUMAN, L. M. Chemical forms of micronutrients in soils. In: MORTVEDT, J. J.; COX, F. R.; SHUMAN, L. M.; WELCH, R. M. (Ed.). **Micronutrients in agriculture**. 2. ed. Madison: Soil Science Society American, 1991. p.113- 144.

SCHREINER, J. S.; SAMPAIO, S. C. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola – estudo de caso. **Revista Irriga**, v. 13, n. 1, p. 139-144, 2008.

SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; VIDIGAL, S. M.; MATOS, A. D. Nutrients in organic composts of plant residues and swine manure. **Scientia Agricola**, v. 57, n. 1, p. 185-189, 2000.

SEGANFREDO, M.A. Uso de dejetos suínos como fertilizante e seus riscos ambientais. In: SEGANFREDO, M.A., (org.). **Gestão Ambiental na Suinocultura**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007, p.149-175.

SERPA FILHO, R.; SEHNEM, S.; CERICATO, A.; SANTOS JUNIOR, S.; FISCHER, A. Compostagem de dejetos de suínos. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 47-78, 2013.

SILVA, F. C. M. **Tratamento dos dejetos suínos utilizando lagoas de alta taxa de degradação em batelada**. 1996. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1996.

SILVA, R. F.; BERTOLLO, G. M.; CORASSA, G. M.; COCCO, L. B.; STEFFEN, R. B.; BASSO, C. J. Doses of liquid swine slurry on soil biota community under no tillage and minimum tillage. **Ciência Rural**, v. 44, n. 3, p. 418-424, 2014.

SOUZA, R. F.; FAQUIN, V.; TORRES, P. R. F.; BALIZA, D. P. Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 30, n. 6, p.975-983, 2006.

STORK, L.; GARCIA, D. C.; LOPES, S. J.; ESTAFANEL, V. **Experimentação vegetal**. 2. ed. Santa Maria: UFSM, 2000. 198 p.

TAVARES, S. R. L. Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos. In: TAVARES, S. R. L. **Metais pesados**. 1. ed. Rio de Janeiro: Clube de Autores, 2013. p. 13-57.

UPADHYAY, R. K.; PANDA, S. K. Copperinduced growth inhibition, oxidative stress and ultrastructural alterations in freshly grown water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Comptes Rendus Biology**, v. 332, p. 623-632, 2009.

VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. Adsorção de Fósforo em Solos de Argila de Atividade Baixa. **Bragantia**, v. 62, n. 1, p.111-118, 2003.



PPGAgro

Programa de Pós-Graduação em Agronomia

Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária - FAMV