

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

MACRO (NPK) E MICRONUTRIENTES (CU, ZN) NO SOLO EM FUNÇÃO DA
APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

MICHELLE TONINI

CASCAVEL - PARANÁ

2018

MICHELLE TONINI

**MACRO (NPK) E MICRONUTRIENTES (CU, ZN) NO SOLO EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO
DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em cumprimento aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração em Sistemas Agroindustriais.

Orientador: Sílvio César Sampaio.

CASCADEL - PARANÁ

2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Tonini, Michelle

Macro (NPK) e micronutrientes (Cu, Zn) no solo em função da aplicação de água residuária de suinocultura / Michelle Tonini; orientador(a), Sílvio César Sampaio, 2018.
50 f.

Tese (doutorado), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, 2018.

1. dejetos suínos. 2. metais pesados. 3. reúso de água. I. Sampaio, Sílvio César. II. Título.

MICHELLE TONINI

**Macro (NPK) e micronutrientes (Cu, Zn) no solo em função da aplicação de água
residuária de suinocultura**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação "*Stricto sensu*" em Engenharia Agrícola, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia Agrícola, área de concentração em Sistemas Agroindustriais, aprovada pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Professor Dr. Sílvio César Sampaio
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - *Campus* Cascavel

Professor Dr. Elisandro Pires Frigo
Universidade Federal do Paraná - Setor Palotina

Professor Dr. Jonathan Dieter
Universidade Federal do Paraná - Setor Palotina

Professor Dr. Márcio Antonio Villas Boas
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - *Campus* Cascavel

Professor Dr. Ralpho Rinaldo dos Reis
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - *Campus* Cascavel

Cascavel, 2 de fevereiro de 2018.

Biografia

Michelle Tonini nasceu em 26 de outubro de 1986, em Cascavel-PR.

Em 2011, formou-se em Engenharia Agrícola, pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

Em 2012, ingressou no Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, em nível de Mestrado, com pesquisa concentrada na área de Sistemas Biológicos e Agroindustriais.

Em 2014, reingressou Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná, em nível de Doutorado, com pesquisa concentrada na área em Sistemas Biológicos e Agroindustriais.

*"Sonhos não morrem,
apenas adormecem na alma da gente
e basta só uma frase para eles
renascerem outra vez".*

Francisco Xavier

Dedico ao meu filho Bernardo,
que deu um novo sentido ao
meu conceito sobre o amor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me dar a perseverança e a serenidade suficientes para entender que as diferenças são necessárias e que sem fé, tudo seria bem mais difícil.

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola - PGEAGRI e à Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, pela oportunidade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao professor Dr. Sílvio César Sampaio, pela orientação, dedicação e apoio, o meu muito obrigada.

À professora Dra. Lúcia Helena Pereira Nóbrega, por parte da orientação.

Aos pós-doutorandos Danielle Medina Rosa e Marcelo Remor, por toda ajuda no desenvolvimento do trabalho.

Agradeço imensamente à minha mãe Marlene, à minha avó Verônica e à minha tia Vera, minhas incentivadoras e principais responsáveis pelo lugar no qual cheguei.

Ao meu marido Alexandre, parceiro de vida, com quem sempre posso contar e ao meu menino Bernardo, obrigada por me completarem com seu amor.

Às minhas grandes amigas, Dani e Cris, a quem dedico meus sinceros agradecimentos por todos os momentos compartilhados, por todo apoio nas horas de tensão e por todas as risadas que deram aquela leveza no dia, obrigada meninas!

Aos meus colegas da pós-graduação, pelas conversas, pelo café e pela parceria.

Ao professor Márcio A. Villas Boas, pelo incentivo e apoio, suas palavras foram de grande conforto.

À banca examinadora, professores Ralphe Reis, Márcio A. V. Boas, Jonathan Dieter e Elisandro Pires Frigo, pela colaboração com a melhoria do trabalho.

Aos professores que ministraram as aulas durante o curso, agradeço pelos conhecimentos compartilhados.

Gratidão!

MACRO (NPK) E MICRONUTRIENTES (CU, ZN) NO SOLO EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

RESUMO

A produção suinícola apresenta plantel significativo mundialmente, agregando grande quantidade de dejetos que, se não descartados corretamente, podem trazer severos danos ao ambiente em longo prazo. Reconhecendo esse problema, o intuito desta pesquisa foi avaliar as concentrações no solo dos macronutrientes nitrogênio, fósforo e potássio, e dos micronutrientes cobre e zinco, após aplicação de água residuária de suinocultura (ARS), sob os cultivos de milho, soja e aveia. A área experimental apresenta um histórico de aplicação de água residuária de suinocultura de oito anos, totalizando 19 ciclos vegetativos, os quais foram investigados, para esta pesquisa, os resultados provenientes do 14^o ao 19^o ciclos, resultando três anos de aplicação e seis ciclos vegetativos. As dosagens de ARS definidas foram de 0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹ no ciclo, com e sem adição da adubação química recomendada para cada cultura, com três repetições por tratamento, resultando em oito tratamentos. A coleta de solo para caracterização química foi feita antes da implantação de cada cultura e após a colheita. O delineamento experimental consistiu em blocos casualizados em esquema fatorial 4 x 2, definindo como fatores as quatro doses de aplicação de ARS e a adubação recomendada (presente ou ausente). Para a concentração de Zn no solo, ao longo do tempo, foi realizada a construção de modelos lineares de incremento do metal em função do ciclo de aplicação de ARS, para cada tratamento. Os dados de N, P, K e Cu, que não apresentaram significância nos modelos, foram submetidos ao teste de normalidade por Shapiro-Wilk, à análise de variância (ANOVA) e à comparação de médias pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade. Os resultados mostraram que houve aumento nos macronutrientes P e K nos ciclos, principalmente quando associados à adubação mineral. Para os teores de cobre e zinco, foi constatado aumento em função das doses aplicadas e acúmulo no tempo, em especial ao zinco, sendo que ambos excederam aos limites agronômicos indicados.

PALAVRAS-CHAVE: dejetos suínos, metais pesados, reúso de água.

MACRO AND MICRONUTRIENTS SOIL QUANTIFICATION IN THE FUNCTION OF SWINE WASTEWATER

ABSTRACT

Pig production has a global presence significant, adding a large amount of waste that, if not correctly disposed of, can cause severe damage to the environment in the long term. Recognizing this problem, this research evaluated the concentrations of nitrogen, phosphorus and potassium macronutrients, and copper and zinc micronutrients, in the soil after application of swine wastewater (SW), with corn, soybean and oat crops. The experimental area presents a history of SW application of eight years, adding up to 19 vegetative cycles. In this research, the results from cycles 14th to 19th were investigated, resulting in three years of application and six vegetative cycles. The SW dosages used were 0, 100, 200, and 300 m³ ha⁻¹ in the cycle, with and without addition of the chemical adduction recommended, with three replicates per treatment, resulting in eight treatments. Soil collection for chemical characterization was carried out before the implantation of each crop and after harvest. The experiment was design as randomized blocks in factorial scheme of 4 x 2, defining as factors the four SW application rates and recommended fertilization (present or absent). For the Zn concentration in soil, over time, linear models of increment were built, regarding the SW application cycle for each treatment. The N, P, K, and Cu data, which did not show significance in the models, were submitted to the Shapiro-Wilk normality test, variance analysis (ANOVA), and had their averages compared through Tukey testing at 5% probability. The results showed there was an increase in macronutrients P and K in the cycles, especially when associated to mineral fertilization. For the copper and zinc contents, an increase was observed as a function of the applied doses and accumulation over time, especially to zinc, both of which exceeded the agronomic limits indicated.

KEY WORDS: pig slurry, heavy metals, water reuse.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo geral	3
2.2 Objetivos específicos.....	3
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Relevância econômica e caracterização da suinocultura.....	4
3.2 Uso de dejetos na agricultura	5
3.3 Nitrogênio, fósforo e potássio	7
3.4 Cobre e zinco	9
3.5 Comparação de retas pelo teste de equivalência estatística	10
4 MATERIAL E MÉTODOS	12
4.1 Histórico e descrição da área experimental	12
4.2 Desenvolvimento do experimento e tratamentos aplicados	13
4.3 Caracterização química do solo e da água residuária de suinocultura.....	14
4.4 Delineamento experimental e análise estatística	16
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
5.1 Comportamento dos nutrientes N, P e K no solo, após aplicações sucessivas de ARS	18
5.2 Comportamento dos micronutrientes Cu e Zn no solo, após aplicações sucessivas de ARS.....	22
6 CONCLUSÕES	28
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	29
REFERÊNCIAS	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Características físico-químicas das águas residuárias de suinocultura utilizadas nos experimentos	14
Tabela 2	Taxas totais de aplicação de nutrientes (kg ha^{-1}), por água residuária de suinocultura e adubação mineral, nos ciclos de estudo do 14º ao 19º, e somatório dos períodos antecessores	15
Tabela 3	Caracterização química do solo da área experimental antes da aplicação de ARS, anterior à aplicação de ARS sem tratamento e no final dos ciclos	16
Tabela 4	Análise de variância e comparação de médias para os teores de N (mg dm^{-3}) no solo.....	18
Tabela 5	Análise de variância e comparação de médias para os teores de P (mg dm^{-3}) no solo.....	19
Tabela 6	Análise de variância e comparação de médias para os teores de K (mmolc dm^{-3}) no solo.....	21
Tabela 7	Análise de variância e comparação de médias para os teores de Cu (mg kg^{-1}) no solo.....	22
Tabela 8	Equações e coeficientes de determinação em relação ao teor de Zn (mg kg^{-1}) no solo sob aplicação de ARS.....	24
Tabela 9	Resultado dos coeficientes angular (α) e linear (β), pelo teste de comparação de retas	25

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Precipitação total (mm) e temperatura média (° C) mensais, nos anos de 2012 a 2014. 13
- Figura 2** Limites agronômicos frente aos teores de Cu (mg dm^{-3}), em função das doses de ARS aplicada no solo. 23
- Figura 3** Limites agronômicos frente aos teores de Zn (mg dm^{-3}), em função das doses de ARS aplicada no solo. 26

1 INTRODUÇÃO

A produção de suínos apresentou grandes avanços nos últimos anos, assumindo relevância para a economia de vários países, como a China e os Estados Unidos, além da União Européia e do Brasil, considerado o quarto maior produtor no mundo (USDA, 2017).

A geração de resíduos em larga escala global com elevado teor de nutrientes e de metais pesados presentes nos dejetos, trouxe a necessidade de otimizar a suinocultura, aumentando a eficiência do sistema de produção, especialmente com o reúso da água residuária, reduzindo os custos da produção e o impacto ambiental (MONTEIRO; BERTOL; KESSLER, 2017).

A água residuária de suinocultura apresenta grande concentração de elementos químicos que podem ser reaproveitados na agricultura, porém, em função da quantidade gerada, exige atenção quanto à sua utilização. A reutilização desses resíduos, há muito empregada na agricultura com o intuito de descarte, pode ocasionar desequilíbrios ambientais na área manipulada.

Em busca de soluções para essa aplicação, estudos vêm sendo realizados na área avaliando as possíveis influências no ambiente no qual os resíduos têm sido descartados. Alguns autores pesquisaram a utilização de ARS em solos e alertam sobre a alta concentração de metais pesados, em especial o Cu e o Zn, que se apresentam em grande concentração por serem componentes presentes na ração que alimenta o plantel de suínos, entre eles: Xu et al. (2013), Alkimim Filho et al. (2014), Meng et al. (2017) e Rosa et al. (2017).

Entretanto, o reúso de água residuária de suinocultura, se bem empregado, pode ser uma boa alternativa para a reciclagem de nutrientes, visto que também apresente em sua composição altos teores de N, P e K, fundamentais para o desenvolvimento de culturas agrícolas anuais.

Assim, a reutilização de resíduos é interessante sob o aspecto econômico. Os custos dos principais macronutrientes exigidos pelas culturas anuais são elevados, forçando o agricultor, que adquire os insumos sempre que faz uma nova semeadura, repassar ao suinocultor os custos de sua produção. Em relação aos dejetos, o produtor de suínos tem dificuldade para o descarte, pois esse material apresenta alta capacidade poluidora, logo, não pode ser lançados diretamente em rios e seus afluentes. A aplicação em solo agrícola beneficiaria ao agricultor e ao suinocultor, pois, muitas vezes, o produtor de suínos também

possui lavouras e pode, ele mesmo, aproveitar os resíduos, diminuindo seus custos e os que serão repassados ao consumidor.

O solo consegue disponibilizar grande parte dos nutrientes que as plantas necessitam e, mesmo os nutrientes que não se encontram em forma disponível na natureza, podem ser solubilizados com o tempo e tornarem-se disponíveis para a próxima cultura implantada, o que viabiliza o aproveitamento de todo o potencial da água residuária de suinocultura como insumo.

Considerando essa condição da ARS, este estudo buscou avaliar os impactos da aplicação de água residuária de suinocultura no solo por três anos, em relação aos teores dos macro e micronutrientes, nitrogênio, fósforo, potássio, cobre e zinco, com os cultivos de milho, aveia e soja.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar o possível efeito da utilização de água residuária de suinocultura, sem tratamento, associada ou não à adubação mineral, nos teores de N, P, K, Cu e Zn presentes no solo, sob os cultivos de milho, aveia e soja, por três anos consecutivos, em área com histórico de aplicação de ARS anterior.

2.2 Objetivos específicos

Avaliar as concentrações de Cu e Zn no solo, atentando para os padrões de limites máximos permitidos, segundo a legislação ambiental.

Avaliar as concentrações de N, P e K presentes no solo, atentando para as necessidades agronômicas das culturas implantadas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Relevância econômica e caracterização da suinocultura

A produção de suínos no país e no mundo têm-se destacado pelo seu crescente aumento nos últimos anos, devido a investimentos que relacionam os avanços tecnológicos com boas práticas de manejo.

No ano de 2016, a produção mundial de carne suína contabilizou 109,884 milhões de toneladas, sendo o Brasil responsável por 3,731 milhões. Dessa produção, o Estado do Paraná respondeu por 22,3% e, junto com os outros estados do Sul, foi responsável por 69,3% da produção nacional (ABPA, 2017).

Comparativamente, os maiores produtores de suínos: a China, os Estados Unidos e a União Europeia respondem, juntos, pela produção de 88,62 milhões de toneladas de carne suína (USDA, 2017), um número considerável tendo em vista a geração de resíduos que envolve toda a cadeia de produção até o destino final.

Até a década de 1970, os dejetos de suínos no Brasil não constituíam um fator preocupante, pois a concentração de animais por unidade de área era pequena, visto que a maioria dos produtores pertencia à agricultura familiar (MIRANDA, 2007). Com o passar dos anos, a produção de suínos foi ampliada para um nível industrial, gerando quantidades elevadas de dejetos, acarretando problemas ambientais significativos tais como a poluição do solo, água e ar.

Pelo fato de a suinocultura intensiva originar grandes volumes de dejetos, a solução mais econômica e sustentável de remoção se dá pela aplicação em solo agrícola, de preferência próxima ao local de produção (COMAS et al., 2014).

Em países em desenvolvimento, parte dos dejetos recolhidos da suinocultura são despejados diretamente no ambiente (água, solo) sem receber qualquer tipo de tratamento. Isso representa um volume médio de, aproximadamente, 8,6 L diários de dejetos líquidos por animal, contendo cargas elevadas de nutrientes, metais pesados e matéria orgânica (KONSEN, 1983; OLIVEIRA, 1993; DARTORA et al., 1998). O volume diário de água residuária de suinocultura nas propriedades varia em função de fatores como o número de animais, a idade e a forma de manejo e quantidade de água utilizada na higienização do ambiente, entre outros.

A composição dos dejetos suínos são basicamente fezes, as quais se apresentam, normalmente na forma sólida ou pastosa, além da urina, podendo variar em quantidade e qualidade de acordo com a forma e as condições de produção (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002, KATANDA, 2007, LUCAS, 2011). Dentre eles, podemos citar o número e a idade dos animais, o manejo da água na higienização, as perdas em bebedouros, a dieta alimentar e as instalações, que são os principais responsáveis pelas alterações nas características dos dejetos.

A capacidade poluente dos dejetos de suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras fontes. Utilizando-se o conceito de equivalência populacional, em quantidade, um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). Os componentes poluentes (carga orgânica elevada, nitrogênio, fósforo, cobre, zinco, sódio, entre outros) das águas residuárias da suinocultura, apresentam-se em concentrações relativamente altas (CAVALLET et al., 2006, CAOVIALLA et al., 2010).

Por essas razões, a utilização desses componentes no sistema agricultura-pecuária têm-se tornado uma opção de sustentabilidade da suinocultura (ROSA et al., 2017).

3.2 Uso de dejetos na agricultura

A reutilização na agricultura de água proveniente de diversos campos agroindustriais vem sendo praticada em muitas regiões como uma alternativa viável para minimizar os impactos ambientais.

A irrigação com água residuária em solos cultiváveis tornou-se prática comum não só no Brasil, mas em todo mundo, seja pela disponibilidade de nutrientes ou pelo reúso consciente de águas, haja vista a larga demanda na agricultura, reduzindo com essa prática o uso de fertilizantes sintéticos e contribuindo para a diminuição dos níveis de nutrientes nos rios (ADROVER et al., 2010).

Dentre as águas utilizadas para reúso, destaca-se a água residuária da suinocultura (ARS), devido à grande importância econômica e social da atividade suinícola no país. A adoção de sistemas de confinamento é responsável pela grande quantidade de dejetos gerados nessa atividade, passando a ser responsável também pelos possíveis danos ao meio ambiente (SILVA; BASSI, 2012).

A água residuária de suinocultura apresenta grande aporte de nutrientes que são facilmente mineralizados quando aplicados ao solo, podendo substituir parcialmente, os fertilizantes minerais (LUCAS, 2011).

Os fertilizantes químicos são formulados especificamente para determinados tipo de cultura e solo. Já os dejetos de animais possuem, desproporcionalmente, vários minerais em sua composição, os quais nem sempre estão disponíveis ou atendem às necessidades agronômicas das plantas (PRIOR, 2015). Portanto, o uso prolongado e excessivo poderá resultar em desequilíbrios químicos, físicos e biológicos do solo, podendo provocar um considerável declínio na diversidade de microrganismos, além da queda na produtividade de cereais e pastagens, toxicidade a animais e depreciação de produtos.

Segundo Simioni (2001), a utilização de resíduo orgânico sólido como fertilizante do solo se dá em função de dois fatores: o primeiro é a presença nos resíduos de nutrientes que poderão ser absorvidos pelas plantas, à medida que vai ocorrendo sua mineralização; o segundo, porque aportam matéria orgânica ao solo, melhorando aspectos de fertilidade, estrutura e porosidade, entre outros.

A incorporação da matéria orgânica nos solos, na forma de esterco animal ou de compostos orgânicos, aumenta a capacidade de troca catiônica e proporciona a melhoria na estrutura, caracterizada pela diminuição da densidade aparente, aumento da porosidade e da taxa de infiltração da água. Além disso, promove o aumento do armazenamento de água e diminui os riscos de encrostamento superficial pelo solo (KIEHL, 1985; SEDIYAMA et al., 2000). Pesquisas, como a de Pacheco et al. (2017), asseguram alterações nas características físicas do solo com a aplicação de água residuária de suinocultura, aumentando a microporosidade do solo nas maiores taxas de aplicação de ARS, cultivado com milho e a macroporosidade, sob o cultivo de aveia preta, em sequência.

A água residuária de suinocultura apresenta grande concentração de elementos químicos que podem ser reaproveitados na agricultura. Pelo aspecto ambiental, exige controle e monitoramento. Neste sentido, vários autores pesquisaram os impactos relacionados ao uso de águas residuárias provenientes da suinocultura, incluindo metais pesados: no solo (BROOKS; ADELI; MCLAUGHLIN, 2014; SAMPAIO et al., 2010; SMANHOTTO et al., 2013; LOURENZI et al., 2014), na planta (ALVES NETO et al., 2016; PASSARIN et al., 2016; KESSLER et al., 2014; FRIGO et al., 2014; MENEGHETTI et al., 2012), em água superficial (WANG et al., 2013; DOBLINSKI et al., 2010) e no lixiviado (MAGGI et al., 2011; CAOVIALLA et al., 2010). Os vários estudos citados confirmam a necessidade de se conhecer e avaliar as taxas de aplicação de dejetos suínos no solo, de forma que também sejam atendidas às necessidades das culturas empregadas.

Entretanto, quando utilizadas água residuárias provenientes de dejetos, os aspectos sanitários são igualmente relevantes. Nelas, deve-se avaliar a presença de patógenos, bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus que criam graves problemas de saúde pública (METCALF & EDDY, 2003). Outra precaução refere-se aos efeitos em longo prazo, como a salinidade e sodicidade, causadas pela presença de nutrientes em excesso, podendo reduzir a disponibilidade de água para as plantas pelo estresse osmótico, incapacitando o solo para cultivo (AYERS; WESTCOT, 1991; OLIVEIRA et al., 2010).

3.3 Nitrogênio, fósforo e potássio

As águas residuárias da suinocultura podem apresentar nutrientes em quantidades suficientes para serem aproveitadas na fertirrigação de culturas agrícolas, levando ao aumento da produção e da produtividade, sendo que, aproximadamente, dois terços do nitrogênio, um terço do fósforo e quase 100% do potássio encontram-se na água residuária na forma mineral, isto é, numa forma prontamente assimilável pelas culturas (GOMES FILHO et al., 2001).

O N é um dos principais constituintes do esterco líquido de suínos. Cerca de 50% desse N está na forma mineral (BARCELLOS, 1992) e ao ser aplicado tem efeito imediato no crescimento das plantas. Por sua vez, o escoamento superficial e a lixiviação no solo podem contaminar mananciais de água com nitrato (CERETTA et al., 2003).

Devido às características dos dejetos, sua utilização como fertilizante tem sido difundida com base nos aspectos econômicos, pois apresentam nutrientes e matéria orgânica com potencial para aumentar a produtividade de grãos e a fertilidade do solo (GAYA, 2004; SEGANFREDO, 2007).

A elevada capacidade de absorção de N das gramíneas, em função do seu sistema radicular abundante, constitui-se numa importante estratégia para a reciclagem desse nutriente e redução dos riscos de contaminação do lençol freático por nitrato (AMADO; MIELNICZUK; AITA, 2002; SILVA et al. 2006).

Ceretta et al. (2005) avaliaram a eficiência da aplicação de água residuária da suinocultura à nutrição de plantas no sistema de rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro, utilizando 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, e verificaram aumentos na produtividade do milho em percentuais de 193, 317 e 439% no primeiro ano, respectivamente.

Aproximadamente dois terços do P presente no esterco líquido de suínos está numa forma não solúvel em água, fazendo parte de estruturas orgânicas (BARCELLOS, 1992), as quais propiciam efeito residual ao esterco.

Os solos das regiões tropicais quase sempre apresentam elevada capacidade de adsorção e baixos teores de fósforo, o que torna a nutrição fosfatada fator limitante à obtenção de rendimentos agrícolas economicamente satisfatórios.

A disponibilidade do fósforo aplicado como fertilizantes é, em geral, limitada, em razão da abundância de óxidos de ferro e de alumínio nesses solos. Várias reações estão envolvidas nesta limitação de disponibilidade, como a precipitação (formação de nova fase ou composto definido), a adsorção (reação na interface sólido/solução) e a difusão nas imperfeições dos cristais (PARFITT, 1989; ALMEIDA; TORRENT; BARRON, 2003; PRIOR, 2015).

O principal mecanismo de transporte do fósforo no solo é a difusão, que é influenciada por vários fatores, tais como: o conteúdo volumétrico de água no solo, a interação fósforo coloide do solo, a distância a percorrer até as raízes, o teor do elemento e a temperatura do solo. Em geral, são registrados valores muito baixos de transporte de fósforo, em razão de sua forte interação com os coloides do solo, especialmente em solos tropicais muito intemperizados; assim, a baixa mobilidade do nutriente tem-se constituído num problema para a nutrição fosfatada das culturas (PARFITT, 1989; KAMPF; CURI, 2003; AZEVEDO et al., 2004).

Em relação ao potássio, a quantidade exigida pelas plantas é tão elevada que dificilmente a irrigação somente com efluente poderia suprir adequadamente as plantas (FEIGIN; RAVINA; SHALHEVET, 1991).

De acordo com Barcellos (1992), o K^+ encontra-se no esterco totalmente na forma mineral, solúvel e, por isso, seu efeito residual é muito curto. Plantas com alta taxa de absorção de K diminuem suas perdas potenciais no sistema (BARCELLOS, 1992).

Condé et al. (2013) verificaram, em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, aumentos nos teores de K^+ para a camada superficial (0-20 cm), nas doses de aplicação de 50 e 150 $m^3 ha^{-1}$, demonstrando que a taxa de absorção pela planta nesses tratamentos estava em taxa menor que a reposição de K^+ no solo via ARS. Na dose de 100 $m^3 ha^{-1}$, houve uma redução na concentração no solo, porém foi o tratamento que apresentou maior produtividade de *Brachiaria decumbens* cv. Basilisk, indicando absorção pela planta.

O excesso de K^+ no solo pode ocasionar efeito negativo, caso provoque a dispersão das argilas e/ou desequilíbrio nutricional (BARCELLOS, 1992). Outra preocupação se refere à lixiviação dos íons pelas águas de chuva e irrigação, que podem contaminar tanto corpos

de águas superficiais como subterrâneas (MATOS; SEDIYAMA, 1996; VILAS BOAS et al., 2001).

ROS et al. (2017) concluíram que a aplicação, acima de quatro doses consecutivas de $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, de ARS precisa ser monitorada, para evitar o acúmulo de P e K, na camada de 0-10 cm, em níveis acima da necessidade das culturas, minimizar a perda destes nutrientes por carreamento de solo e lixiviação e diminuir o potencial de risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

3.4 Cobre e zinco

Dentre os elementos químicos presentes em ARSs, o cobre e o zinco são metais pesados que se destacam pela grande concentração encontrada. Os metais pesados estão presentes em todos os lugares no ambiente, como resultado de atividades naturais e antropogênicas, são inertes e não degradáveis na lama e no meio ambiente, gerando desafios e preocupação para os pesquisadores (JENSEN; LARSEN; BAK, 2016).

Segundo Kiehl (1985), a disponibilidade do cobre e do zinco às plantas depende da natureza e do conteúdo de matéria orgânica, do tipo e do teor de minerais de argila presentes e do pH do solo.

A presença de Cu e Zn é consequência da adição de quantidades excessivas nas rações dos suínos, com o objetivo de prevenir doenças, melhorar a digestão e promover o crescimento (SMANHOTTO et al. 2010). Assim, aplicações sucessivas de dejetos suíno podem ocasionar o acúmulo desses metais, resultando na contaminação de plantas e solos (SHI et al., 2011; LEGROS et al., 2013; MENG et al., 2017). Fato que, associado às aplicações sucessivas de ARS, tende a causar acúmulo de Cu e Zn no solo, tornando os dejetos uma fonte poluidora com alto potencial de contaminação ambiental (SMANHOTTO et al., 2010).

Segundo GIROTTO et al. (2010), o acúmulo de metais pesados, geralmente, acontece nas camadas superficiais do solo, os quais encontraram acúmulos significativos de Cu, até a camada de 12 cm de profundidade, e de Zn, até a camada de 10 cm de profundidade, com aplicação de 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suíno. O acréscimo nos teores de Cu e Zn é explicado em função das altas concentrações destes metais nos dejetos.

O zinco é importante em vários processos metabólicos nas plantas. No caso de toxidez, pode causar inibição no crescimento vegetal, danos em raízes, cloroses e redução na taxa fotossintética e de clorofila nas folhas (FERREIRA et al., 2001).

De acordo com Rajj (1996), o Cu é fortemente retido na matéria orgânica do solo e aumenta em função do pH mais elevado, devido à sua forte adsorção. Nos casos de toxidez do Cu, ocorre redução no crescimento das raízes em plantas cultivadas, espessamento, coloração escura e redução do alongamento (MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA, 1997).

As alterações em atributos químicos do solo, como o aumento do teor de matéria orgânica e aumento dos valores de pH, aliadas à adição de grande quantidade de nutrientes como P e compostos orgânicos via ARS, podem amenizar os efeitos fitotóxicos do acúmulo excessivo de Cu e Zn, em áreas com aplicação de água residuária de suinocultura. A presença do fosfato pode aumentar a adsorção e, conseqüentemente, diminuir a mobilidade e biodisponibilidade de metais como cobre, cádmio, zinco e chumbo no solo (LUCAS, 2011).

Estimativas mostram que o tempo de permanência no solo pode gerar um problema de longa duração. Nesse sentido, a irrigação com águas residuárias, disposição de resíduos sólidos, aplicações de lodo, atividades industriais e os veículos são as maiores fontes de contaminação do solo, além da absorção de metais pelas culturas em solos contaminados (KHAN et al., 2008; LUCAS, 2011).

3.5 Comparação de retas pelo teste de equivalência estatística

Para verificar se os modelos são estatisticamente equivalentes ao modelo gerado, foi utilizado o procedimento descrito originalmente em Brownlee (1965) e revisto em Olguin (2017). Consiste em verificar, para modelos obtidos a partir de conjuntos de dados diferentes, se as variâncias são iguais, se há paralelismo entre as retas de regressão e se os interceptos dos modelos são iguais. Caso essas três igualdades sejam constatadas, os modelos são considerados equivalentes.

Assim, considerando dois grupos de observações, $(x_{11}, y_{11}), (x_{12}, y_{12}) \dots, (x_{1n_1}, y_{1n_1})$, n_1 pares de dados e $(x_{21}, y_{22}), \dots, (x_{2n_2}, y_{2n_2})$, n_2 pares de dados, pode-se calcular os parâmetros dos modelos ajustados pelo método dos mínimos quadrados, de modo a obter as equações $\hat{y}_1 = \beta_{01} + \beta_{11}X$ e $\hat{y}_2 = \beta_{02} + \beta_{12}X$.

Para verificar a igualdade das variâncias, as hipóteses $H_0 : \sigma_1^2 = \sigma_2^2$ vs $H_1 : \sigma_1^2 \neq \sigma_2^2$ são testadas. A hipótese H_0 é aceita, se $F_1 < F_c$ sendo

$$F_1 = \frac{\text{Maior}(S_1^2, S_2^2)}{\text{Menor}(S_1^2, S_2^2)} \sim F_1(n_1 - 2; n_2 - 2) \quad (1)$$

e $F(n_1 - 2; n_2 - 2) = F_c$ o ponto crítico da tabela F-Snedecor, a 5% de significância, com $n_1 - 2; n_2 - 2$ graus de liberdade no numerador e denominador, respectivamente.

O paralelismo entre as retas de regressão é avaliado comparando-se os coeficientes angulares. Assim: $H_0: \beta_{11} = \beta_{12}$ vs $H_1: \beta_{11} \neq \beta_{12}$ são testadas. Para testar a hipótese H_0 , usa-se a estatística:

$$T_1 = \frac{\hat{\beta}_{11} - \hat{\beta}_{12}}{[\text{Var}(\hat{\beta}_{11} - \hat{\beta}_{12})]^{1/2}} \sim t(n_1 + n_2 - 4) \quad (2)$$

desse modo, o paralelismo entre as retas é verificado quando $|T_1| < t_c$.

Sendo: $t(n_1 + n_2 - 4) = t_c$, o valor crítico da tabela T-Student bicaudal com $n_1 + n_2 - 4$ graus de liberdade e nível de 5% de significância. Finalmente, a hipótese apropriada para verificar a igualdade dos interceptos é: $H_0: \beta_{01} = \beta_{02}$ vs $H_1: \beta_{01} \neq \beta_{02}$

A estatística do teste, sob H_0 , é:

$$T_2 = \frac{\hat{\beta}_{01} - \hat{\beta}_{02}}{[\text{Var}(\hat{\beta}_{01} - \hat{\beta}_{02})]^{1/2}} \sim t(n_1 + n_2 - 3) \quad (3)$$

e $t(n_1 + n_2 - 3) = t_c$ é o valor crítico da tabela t-Student bicaudal com $n_1 + n_2 - 3$ graus de liberdade, ao nível de 5% de significância. Se $|T_2| < t_c$, aceita-se a hipótese nula e pode-se concluir que os interceptos são iguais, ao nível de 5% de significância.

Assim, ao verificar as três hipóteses nulas apresentadas, conclui-se que os modelos são estatisticamente equivalentes.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Histórico e descrição da área experimental

Nesta pesquisa foram analisados os resultados do efeito acumulativo dos elementos N, P, K, Cu e Zn no solo, após aplicação de água residuária sem tratamento, por um período de três anos. Anteriormente, na área adotada, foram desenvolvidos experimentos em sistema de plantio direto com aplicação de ARS nos cultivos de soja, milho e aveia, após lagoa facultativa (SMANHOTTO et al., 2010; MENEGHETTI et al., 2012; TESSARO et al., 2013; PRIOR et al., 2013; SMANHOTTO et al., 2013; PRIOR et al. 2015) e proveniente de biodigestor (KESSLER et al., 2014; PASSARIN et al., 2016), dando sequência à utilização de ARS sem tratamento no solo (HERMMANN et al., 2016; PEREIRA et al., 2016; MACIEL et al., 2017; ROSA et al., 2017), totalizando nove anos consecutivos de aplicação de ARS.

A área experimental está localizada em Cascavel-Paraná, nas coordenadas 24° 54' de latitude Sul e 53° 32' de longitude Oeste e altitude de 760 metros. O solo, segundo classificação da Embrapa (2006), é um Latossolo Vermelho Distroférico típico, com textura muito argilosa, composto pela granulometria de 5,9% areia, 14,62% de silte e 79,48% de argila.

O clima, segundo Köppen, é classificado como subtropical (Cfa), com umidade relativa do ar de aproximadamente 80%, temperatura média de 20 °C e precipitação pluviométrica anual de 1800 mm (IAPAR, 1998). As temperaturas e precipitações médias mensais dos anos do experimento podem ser visualizados na Figura 1.

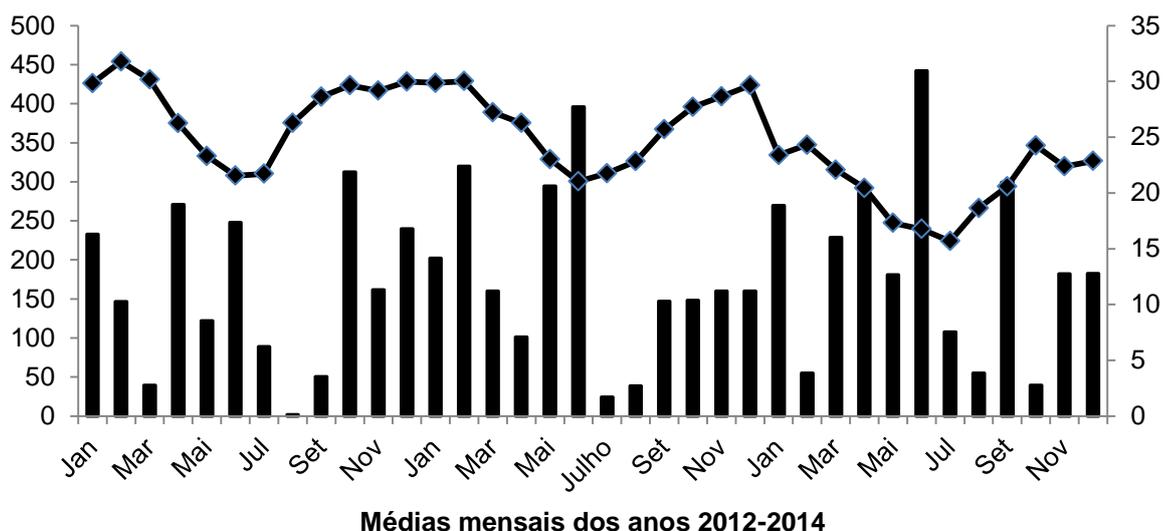


Figura 1 Precipitação total (mm) e temperatura média ($^{\circ}$ C) mensais, nos anos de 2012 a 2014.

Fonte: SIMEPAR (2014).

4.2 Desenvolvimento do experimento e tratamentos aplicados

Os lisímetros de drenagem foram construídos em área total de 14 x 6 m, espaçados em 0,4 x 0,5 m, com 1,2 m de profundidade, com volume igual a 1 m³. Cada lisímetro foi considerado uma parcela experimental, com três repetições, totalizando 24 parcelas.

O efeito da aplicação de ARS em longo prazo foi investigado, bem como os possíveis efeitos proporcionados pela adubação química recomendada. Para tanto, foram distribuídos os tratamentos aleatoriamente, com a combinação de doses de ARS (0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹ durante os ciclos) e adubação mineral (AM), recomendadas para cada cultura (ausência ou presença).

Assim, foram definidas as taxas fixas de aplicação de ARS e AM: controle (0 ARS-A; 0 ARS-P); 100 m³ ha⁻¹ de ARS aplicada (100 ARS-A, 100 ARS-P); 200 m³ ha⁻¹ de ARS aplicada (200 ARS-A, 200 ARS-P), e 300 m³ ha⁻¹ de ARS aplicada (300 ARS-A, 300 ARS-P), sendo o "A" ausência e o "P" presença de adubação, totalizando oito tratamentos.

As semeaduras realizadas no período de aplicação de ARS foram na ordem: 2012 (milho, aveia, soja), 2013 (milho, soja) e 2014 (milho), correspondendo aos ciclos vegetativos 14^o ao 19^o, respectivamente.

As amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0-20 cm, após a colheita, sendo as aplicações de ARS realizadas uma única vez, antes da semeadura, distribuídas uniformemente em toda a área do lisímetro.

4.3 Caracterização química do solo e da água residuária de suinocultura

Na Tabela 1 estão descritas as características de ARSs aplicadas em cada ciclo vegetativo estudado. As características das ARSs foram determinadas seguindo a metodologia da APHA (2005).

Tabela 1 Características físico-químicas das águas residuárias de suinocultura utilizadas nos experimentos

Parâmetro	2012			2013		2014
	14º Ciclo	15º Ciclo	16º Ciclo	17º Ciclo	18º Ciclo	19º Ciclo
pH (CaCl ₂)	7,6	6,9	6,9	7,3	7,6	7,8
CE (μ S m ⁻¹)	3650,0	3370,0	4470,0	3920,0	9070,0	6360,0
N (mg L ⁻¹)	980,0	105,0	707,0	707,0	2478,0	1050,0
P (mg L ⁻¹)	94,94	34,22	33,01	15,9	304,9	181,0
K (mg L ⁻¹)	355,3	171,6	26,0	2,4	373,0	483,0
Ca (mg L ⁻¹)	597,7	99,00	236,0	1,1	699,0	480,0
Mg (mg L ⁻¹)	134,2	64,20	67,0	0,5	179,0	68,0
Zn (mg L ⁻¹)	181,5	6,32	39,0	4,0	5,71	4,7
Cu (mg L ⁻¹)	28,0	0,50	8,30	1,0	6,27	3,7
DQO (mg L ⁻¹)	15240	2160	10320	4600	21250	12132
Turbidez	9100	400	3140	760	7700	1601

Notas: CE = condutividade elétrica. DQO = demanda química de oxigênio.

As taxas totais de N, P, K, Cu e Zn aplicadas nos ciclos via AM e ARS são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 Taxas totais de aplicação de nutrientes (kg ha^{-1}), por água residuária de suinocultura e adubação mineral, nos ciclos de estudo do 14º ao 19º, e somatório dos períodos antecessores

Doses ARS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Somatório dos nutrientes aplicados nos ciclos (1 até 13º)							
	AM			ARS				
	N	P	K	N	P	K ⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺
0 ARS-A	0	0	0	0	0	0	0	0,00
0 ARS-P	527,5	560	505	0	0	0	0	0,00
100 ARS-A	0	0	0	654,95	140,62	400,94	75,82	24,36
100 ARS-P	527,5	560	505	654,95	140,62	400,94	75,82	24,36
200 ARS-A	0	0	0	1321,9	280,91	799,88	151,59	48,72
200 ARS-P	527,5	560	505	1321,9	280,91	799,88	151,59	48,72
300 ARS-A	0	0	0	1991,85	311,02	1170,82	227,41	73,06
300 ARS-P	527,5	560	505	1991,85	311,02	1170,82	227,41	73,06
Doses ARS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Somatório dos nutrientes aplicados nos ciclos (14º até 19º)							
	AM			ARS				
	N	P	K	N	P	K ⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺
0 ARS-A	0	0	0	0	0	0	0	0
0 ARS-P	530	370	410	0	0	0	0	0
100 ARS-A	0	0	0	270,53	63,42	141,18	4,78	20,61
100 ARS-P	530	370	410	270,53	63,42	141,18	4,78	20,61
200 ARS-A	0	0	0	541,06	126,84	282,36	9,56	41,22
200 ARS-P	530	370	410	541,06	126,84	282,36	9,56	41,22
300 ARS-A	0	0	0	811,59	190,26	423,54	14,34	61,84
300 ARS-P	530	370	410	811,59	190,26	423,54	14,34	61,84
Doses ARS ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	Somatório total dos nutrientes aplicados nos ciclos							
	AM			ARS				
	N	P	K	N	P	K ⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺
0 ARS-A	0	0	0	0	0	0	0	0
0 ARS-P	1057,5	930	915	0	0	0	0	0
100 ARS-A	0	0	0	925,48	204,04	542,12	80,60	44,97
100 ARS-P	1057,5	930	915	925,48	204,04	542,12	80,60	44,97
200 ARS-A	0	0	0	1862,96	407,76	1082,24	161,15	89,94
200 ARS-P	1057,5	930	915	1862,96	407,76	1082,24	161,15	89,94
300 ARS-A	0	0	0	2803,44	501,28	1594,36	241,75	134,9
300 ARS-P	1057,5	930	915	2803,44	501,28	1594,36	241,75	134,9

Notas: P = presente. A = ausente.

Os valores referentes às características químicas presentes no solo do 14º ao 19º ciclos são apresentados na Tabela 3. Para a caracterização química do solo, foram seguidas as metodologias propostas por Embrapa (1997), Tedesco, Volkweis e Bohner (1995) e Raji et al. (2001).

Tabela 3 Caracterização química do solo da área experimental antes da aplicação de ARS, anterior à aplicação de ARS sem tratamento e no final dos ciclos

Taxa de aplicação de ARS (m ³ ha ⁻¹)	pH (CaCl ₂)	MO (g kg ⁻¹)	CTC	N	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cu	Zn	Fe	Mn
		g kg ⁻¹										
Inicial	5,47	14	9,57	-	3	1,5	34,1	21,4	8,62	0,82	69,2	39,3
1º ao 13º Ciclo												
0 ARS-A	7,13	25,94	107,9	1260,0	9,98	8,76	53,9	31,3	8,39	7,52	7,5	59,9
0 ARS-P	4,77	17,58	56,5	1120,0	5,14	2,62	32,4	21,0	5,40	2,08	2,0	37,3
100 ARS-A	6,63	25,75	107,6	1120,0	17,1	4,93	47,9	27,1	8,26	5,88	5,8	50,7
100 ARS-P	7,20	29,17	105,0	1260,0	7,18	5,13	55,4	33,4	8,13	8,04	8,0	63,7
200 ARS-A	7,50	30,12	106,6	1050,0	20,0	3,32	67,8	35,2	6,10	3,51	3,5	60,9
200 ARS-P	6,77	23,94	102,0	1050,0	3,86	3,96	46,1	26,7	8,80	5,90	5,9	50,1
300 ARS-A	7,33	26,79	102,8	1120,0	3,83	2,27	57,5	34,9	7,47	4,09	4,0	56,2
300 ARS-P	7,70	25,37	102,3	1050,0	3,53	2,66	62,5	36,4	6,60	3,18	3,2	57,4
14º ao 19º Ciclo												
0 ARS-A	7,13	28,00	104,7	1120,0	3,3	1,10	60,3	32,3	6,30	4,5	32,0	85,1
0 ARS-P	7,17	23,33	90,3	980,0	9,7	1,63	57,0	31,3	5,70	3,1	21,3	77,2
100 ARS-A	7,07	26,67	106,6	1540,0	5,7	0,93	63,3	33,0	7,20	15,2	21,3	90,9
100 ARS-P	6,57	27,0	107,0	980,0	23,3	3,67	51,7	27,3	8,20	20,3	23,0	76,5
200 ARS-A	6,47	29,0	111,0	1820,0	16,3	1,97	55,7	27,7	10,0	37,0	33,7	94,5
200 ARS-P	6,60	27,33	104,3	1540,0	42,3	4,10	51,3	25,0	9,53	41,3	19,7	82,7
300 ARS-A	6,37	29,33	123,3	1260,0	20,0	3,30	54,7	27,6	10,8	43,5	19,3	93,4
300 ARS-P	6,47	28,33	123,3	1540,0	49,0	4,63	54,7	26,0	10,4	45,6	19,0	90,2

Notas: MO = Matéria orgânica. CTC = Capacidade de troca de cátions.

4.4 Delineamento experimental e análise estatística

O delineamento utilizado foi o de blocos casualizados, em esquema fatorial 4 x 2, sendo um fator a dose de ARS com quatro níveis (0, 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹ no ciclo) e o outro a adubação mineral com dois níveis (ausência e presença).

As concentrações de Zn no solo, ao longo dos ciclos, foram utilizadas para construir modelos lineares de incremento do metal no solo, em função do ciclo de aplicação de ARS, para cada tratamento.

Os modelos lineares foram gerados com o auxílio do *software* Minitab[®] 17, construindo-se um modelo para cada tratamento: 0 ARS-A, 0 ARS-P, 100 ARS-A, 100 ARS-P, 200 ARS-A, 200 ARS-P, 300 ARS-A, 300 ARS-P. Nos modelos significativos, foi realizado o teste de comparação de retas descrito por Brownlee (1965). Esse teste consiste em verificar, para modelos obtidos a partir de conjuntos de dados diferentes, se as

variâncias são iguais, se há paralelismo entre as retas de regressão e se os interceptos dos modelos são iguais.

Os dados de N, P, K e Cu que não apresentaram significância nos modelos no tempo foram submetidos ao teste de normalidade por Shapiro-Wilk e empregada a análise de variância (ANOVA), com a comparação de médias por Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o *software* Sisvar 5.1.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises mostraram uma grande variabilidade dos dados nos seis ciclos vegetativos, que pode ser explicada pelos diferentes manejos aplicados, tipos de cultura, concentração dos elementos nas ARSs e condições climáticas da região que podem ter favorecido na heterogeneidade dos dados.

O 17º ciclo vegetativo (milho) não foi utilizado para os elementos N, P e Cu em razão do não cumprimento aos requisitos de número de repetições suficiente para a análise estatística.

5.1 Comportamento dos nutrientes N, P e K no solo, após aplicações sucessivas de ARS

Na Tabela 4 encontram-se os valores resultantes da análise de variância e comparação de médias para os teores de N encontrados no solo.

Tabela 4 Análise de variância e comparação de médias para os teores de N (mg dm^{-3}) no solo

ARS*AM	14º Ciclo	15º Ciclo	16º Ciclo	18º Ciclo	19º Ciclo
	Milho	Aveia	Soja	Soja	Milho
0 ARS-A	1190,0 a	1283,33 a	1563,34 a	4192,34 a	1260,0 a
0 ARS-P	1190,0 a	1096,33 a	1703,33 a	4130,0 a	1026,67 a
100 ARS-A	1423,33 a	1143,33 a	1703,33 a	4083,33 a	1446,67 ab
100 ARS-P	1283,33 a	1283,33 a	1423,33 a	2753,33 a	980,0 a
200 ARS-A	1703,33 a	1283,33 a	1610,33 a	4425,67 a	1726,67 b
200 ARS-P	1376,67 a	1283,34 a	1470,0 a	4130,0 a	1353,3 ab
300 ARS-A	1423,33 a	1283,33 a	1470,0 a	4145,67 a	1446,67 b
300 ARS-P	1283,33 a	1283,33 a	1563,3 a	4223,3 a	1586,67 b
ARS	0,39	0,87	0,75	0,92	0,02*
AM	0,29	0,94	0,57	0,68	0,02*
ARS*AM	0,94	0,64	0,24	0,95	0,16
CV (%)	13,02	9,01	6,38	28,16	9,04
Média	1359,17	1242,5	1563,34	4010,46	1353,33

Notas: Médias seguidas por letra diferente na coluna diferem significativamente entre si, pelo Teste de Tukey.

Os dados que não apresentaram normalidade foram transformados por $\sqrt{x + 1}$.

CV - coeficiente de variação. * - significativo a 5% de probabilidade.

Os resultados do N até o 18º ciclo indicaram aumento em relação ao inicial, porém sem diferir significativamente entre os tratamentos. No 19º ciclo, as doses de 200 e 300 m³ ha⁻¹ foram significativamente maiores em relação aos demais tratamentos, assemelhando-se ao tratamento 100 ARS-A. As médias gerais dos tratamentos também não apresentaram diferenças significativas entre as ARS ou AM.

Rosa et al. (2017), trabalhando com doses de ARS em milho e soja, verificaram aumento considerável do teor de N após a aplicação do efluente, especialmente para a cultura do milho, que requer maior demanda.

O fato de as médias gerais de N, verificadas nos tratamentos sem adubação, serem maiores que as dos tratamentos adubados, em que altas quantidades de N estão presentes nos dejetos suínos aplicados nos solos, sem alterar seus teores, pode significar que ocorreram grandes perdas de N, principalmente na forma de nitrato, conforme também verificaram Ceretta et al. (2003).

Na Tabela 5, encontram-se os valores resultantes da análise de variância e comparação de médias para os teores de P encontrados no solo:

Tabela 5 Análise de variância e comparação de médias para os teores de P (mg dm⁻³) no solo

ARS*AM	14º Ciclo	15º Ciclo	16º Ciclo	18º Ciclo	19º Ciclo
	Milho	Aveia	Soja	Soja	Milho
0 ARS-A	2,57 aA	6,37 a	3,82 a	3,91 aA	3,33 a
0 ARS-P	8,9 aA	2,51 a	2,41 a	12,31 aA	9,66 a
100 ARS-A	6,07 aA	5,47 a	4,80 a	8,13 aA	5,67 aA
100 ARS-P	13,97 aA	19,83 a	6,93 ab	9,23 aA	23,33 abB
200 ARS-A	12,47 aA	6,43 a	6,0 a	11,62 aA	16,33 aA
200 ARS-P	12,17 aA	12,16 a	7,4 b	23,17 abB	42,33 bB
300 ARS-A	5,27 aA	28,7 a	3,67 a	23,36 abA	20,0 aA
300 ARS-P	18,93 aB	15,97 a	7,93 b	34,84 bB	49,0 bB
ARS	0,46	0,06	0,03*	0,00*	0,00*
AM	0,04*	0,59	0,09	0,03*	0,00*
ARS*AM	0,64	0,25	0,12	0,01*	0,05*
A	6,59 A	11,75 A	4,56 A	11,76 A	11,33 A
P	13,5 B	12,62 A	6,16 A	19,88 B	31,08 B
CV (%)	44,21	42,7	19,52	28,9	28,45
Média	10,04	12,18	5,37	15,8	21,2

Notas: Médias seguidas por letra minúscula diferente na coluna diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey. Médias seguidas por letra maiúscula diferente na coluna diferem significativamente para o desdobramento de AM dentro de ARS.

Os dados que não apresentaram normalidade foram transformados por $\sqrt{x + 1}$.

CV - coeficiente de variação. * - significativo a 5% de probabilidade.

O P foi influenciado pelos fatores ARS e AM. O ciclo 14 apresentou diferença na taxa de aplicação de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, com e sem adubação. No ciclo 16, os tratamentos 300 ARS-A e 300 ARS-P apresentaram equivalência estatística com a dose de 100 ARS-P.

No 18º e 19º ciclos, as maiores concentrações de P foram determinadas nas taxas de 200-P e 300 ARS-P, em que se observou maior influência do fator AM.

Analisando as médias dos tratamentos com e sem adubação por ciclo, verificaram-se aumentos significativos nos ciclos 14º, 18º e 19º. Nos ciclos 18º e 19º, foram observados aumentos de fósforo superior em todos os tratamentos quando utilizada a adubação mineral. Mesmo sem diferir significativamente dos outros ciclos, é notável o aumento do P em função da adubação mineral. Destaca-se que esses aumentos ainda foram baixos, se comparados às necessidades agrônômicas estabelecidas em Raij et al. (1996), cujos teores de P médios estão na faixa entre $16\text{-}40 \text{ mg dm}^{-3}$.

Observando-se as características da ARS aplicada (Tabela 1), perceberam-se altos valores de P nos ciclos. No solo (Tabela 3), a caracterização final apresentou aumento a partir da dose $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, sendo relativamente maior nos tratamentos com adubação, o que indica que as doses de ARS associada à adubação mineral garantem um bom nível de fósforo disponível no solo para as culturas.

Embora não se tenha verificado acúmulo de P no solo em função do tempo, Ceretta et al. (2010) afirmam que as sucessivas aplicações de águas residuais de suínos aumentam seus teores nas frações predominantemente lábeis do solo, que estão disponíveis para plantas. Lourenzi et al. (2014) avaliaram a influência do dejetos líquido de suíno por 19 ciclos de culturas, nas doses de 0, 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e concluíram que, conforme o aumento da dose aplicada ao longo dos anos, houve incremento de P substancialmente.

No estudo de Hermann et al. (2016), o P aumentou 2,2, 4,5 e 5,3 vezes nas doses 100, 200 e $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de ARS, respectivamente, quando comparados ao controle, em Lassolo Vermelho Distroférico, sob o cultivo de aveia preta. A relevância da constatação deste aumento é importante, pois o P é um elemento de baixa presença nas regiões do experimento.

Na Tabela 6, encontram-se os valores resultantes da análise de variância e comparação de médias para os teores de K encontrados no solo.

Tabela 6 Análise de variância e comparação de médias para os teores de K (mmolc dm⁻³) no solo

ARS*AM	14º Ciclo	15º Ciclo	16º Ciclo	17º Ciclo	18º Ciclo	19º Ciclo
	Milho	Aveia	Soja	Milho	Soja	Milho
0 ARS-A	1,33 aA	5,3 a	0,63 aA	0,63 aB	0,34 aB	1,10 aA
0 ARS-P	2,87 aA	2,9 a	2,57 aA	2,51 abA	1,61 aA	1,63 aA
100 ARS-A	1,67 aA	1,37 a	1,6 aA	1,26 aB	0,64 aB	0,93 aB
100 ARS-P	5,17 abB	2,7 a	3,8 abA	3,8 abA	2,02 abA	3,67 abA
200 ARS-A	4,13 aA	3,03 a	4,93 abA	3,60 abA	1,84 abB	1,97 aB
200 ARS-P	8,20 bA	4,37 a	4,05 abA	3,43 abA	2,85 abA	4,1 bA
300 ARS-A	4,83 abA	3,54 a	4,65 abB	3,27 abA	2,84 abA	3,30 abA
300 ARS-P	8,43 bA	5,03 a	11,53 bA	4,97 bA	3,21 bA	4,63 bA
ARS	0,00*	0,57	0,00*	0,02*	0,00*	0,00*
AM	0,00*	0,48	0,01*	0,00*	0,00*	0,00*
ARS*AM	0,81	0,8	0,23	0,27	0,07	0,04*
A	2,94 A	3,31 A	2,95 A	2,19 A	1,42 A	1,83 A
P	6,17 B	3,75 A	5,49 B	3,69 B	2,42 B	3,51 B
CV (%)	25,8	48,3	27,56	24,5	14,53	13,21
Média	4,55	3,52	4,22	2,94	1,92	2,67

Notas: Médias seguidas por letra minúscula diferente na coluna não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey. Médias seguidas por letra maiúscula diferente na coluna diferem significativamente para o desdobramento de AM dentro de ARS.

Os dados que não apresentaram normalidade foram transformados por $\sqrt{x+1}$.

CV - coeficiente de variação. * - significativo a 5% de probabilidade.

Verificou-se que os teores de K apresentaram maiores médias para o 14º (milho) e 16º ciclo (soja), com taxa maior para os tratamentos com AM em todos os ciclos, exceto o 15º, que apresentou médias significativas iguais e um CV alto.

Nas taxas de aplicação de 100, 200 e 300 m³ ha⁻¹ de ARS, com exceção do 15º ciclo (aveia), os demais diferiram significativamente,

Os tratamentos 200 e 300 ARS-P (14º ciclo), 300 ARS-P (16º, 17º e 18º ciclos), 200 ARS-P e 300 ARS-P (19º ciclo) apresentaram as maiores médias significativas, com destaque ao tratamento 300 ARS-P, no qual a maior dosagem associada à adubação mineral apresentou médias de K superiores em relação aos demais, exceto no 15º ciclo.

Não houve relação das características da ARS aplicada ou com as culturas implantadas sobre o teor de K. Os níveis de K, em relação ao período anterior à aplicação de ARS sem tratamento, diminuiram (Tabela 3).

Verificaram-se valores de K inferiores aos recomendados por Raij et al. (1996), nos tratamentos 0 ARS-A, com exceção no 15º ciclo e 100 ARS-A, exceto os ciclos 14º e 16º. O tratamento 300 ARS-P apresentou valores muito altos de K, com exceção dos ciclos 14º e 16º.

Aumentos significativos de K^+ foram encontrados por Hermann et al. (2016), em função das doses de ARS em solo cultivado com aveia, principalmente quando a ARS foi associada à AM, o que se justifica, pois esses elementos compõem a formulação dos fertilizantes.

Para os teores de K encontrados por Ros et al. (2017), os maiores valores se encontravam na camada superficial de 0-2,5 cm, independente de que a adubação tenha sido com ARS ou com AM.

5.2 Comportamento dos micronutrientes Cu e Zn no solo, após aplicações sucessivas de ARS

Na Tabela 7 é apresentada a análise de variância para o parâmetro Cu no solo.

Tabela 7 Análise de variância e comparação de médias para os teores de Cu ($mg\ kg^{-1}$) no solo

Doses*AM	14º Ciclo	15º Ciclo	16º Ciclo	18º Ciclo	19º Ciclo
	Milho	Aveia	Soja	Soja	Milho
0 ARS A	5.83 a	6.45 a	7.45 a	4.53 a	4.95 a
0 ARS P	4.13 a	6.57 a	7.5 a	4.35 a	5.7 a
100 ARS A	4.87 a	6.93 a	8.1 ab	4.98 ab	7.2 ab
100 ARS P	3.07 a	8.13 ab	8.57 ab	5.27 ab	8.2 ab
200 ARS A	4.43 a	8.97 ab	9.07 ab	7.47 b	10.03 b
200 ARS P	3.37 a	8.13 ab	9.27 ab	6.27 ab	9.53 ab
300 ARS A	3.43 a	9.17 b	9.56 b	7.29 b	10.87 b
300 ARS P	3.77 a	10.33 b	10.30 b	7.96 b	10.37 b
DOSES	0.53	0.002*	0.000*	0.000*	0.000*
AM	0.06	0.43	0.29	0.86	0.69
ARS*AM	0.41	0.48	0.44	0.66	0.81
CV (%)	17.87	7.64	4.69	10.22	10.47
Média	4.24	8.08	8.73	6.01	8.36

Notas: Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si pelo Teste de Tukey, a 5% de probabilidade, para o desdobramento de "Doses" dentro de "AM".

Os resultados mostram que a AM não influenciou nos níveis de Cu no solo.

Para os teores de Cu no primeiro ciclo após a aplicação de ARS sem tratamento, não houve diferença significativa. Nos ciclos seguintes, houve aumento significativo conforme o aumento da dosagem de ARS utilizada, como se verificou nos tratamentos com dosagem de $300\ m^3\ ha^{-1}$ de ARS, que diferiu significativamente dos demais, com exceção ao 18º e 19º ciclos, nos quais o tratamento 200 ARS-A apresentou valores maiores.

Não foi verificada uma relação dos cultivos implantados com os níveis de Cu no solo. O Cu possui tendências de se acumular nas raízes de gramíneas, pois elas requerem menores concentrações deste micronutriente (MANCUSO; SANTOS, 2003). Ressalta-se que no primeiro ciclo com soja houve maior concentração do metal e no segundo ciclo essa concentração diminuiu notavelmente, inclusive nos tratamentos controle. O mesmo foi observado para o milho.

Analisando-se a caracterização da ARS aplicada, verificou-se que os níveis de Cu foram maiores para o 16º e 19º ciclos e menores no 18º e 14º ciclos para a soja e milho, respectivamente, o que pode ser justificado para os teores de Cu encontrados, conforme Smanhotto et al. (2010) evidenciam em sua pesquisa, atribuindo-se a baixa quantidade encontrada no solo à ARS utilizada.

De modo geral, os níveis de Cu no solo aumentaram em relação ao período anterior à aplicação de ARS sem tratamento para as taxas de $300 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, estando presente ou não a adubação mineral.

Huang et al. (2016) utilizaram dejetos suíno nas taxas de 210 e 240 m^3 em cultivo de arroz. Perceberam que a qualidade geral dos grãos melhorou e houve diminuição das transferências dos metais pesados Pb, Cr, Co, Ni e Cu da palha para o grão de arroz, entretanto aumentou o transporte de Zn, Fe e Mn. Lucas et al. (2013) verificaram evidências de acúmulo de Cu com aplicações sucessivas de ARS.

Na Figura 2 visualizam-se os valores de Cu obtidos nesta pesquisa, por dosagem de aplicação, em função dos limites agronômicos dispostos para o solo.

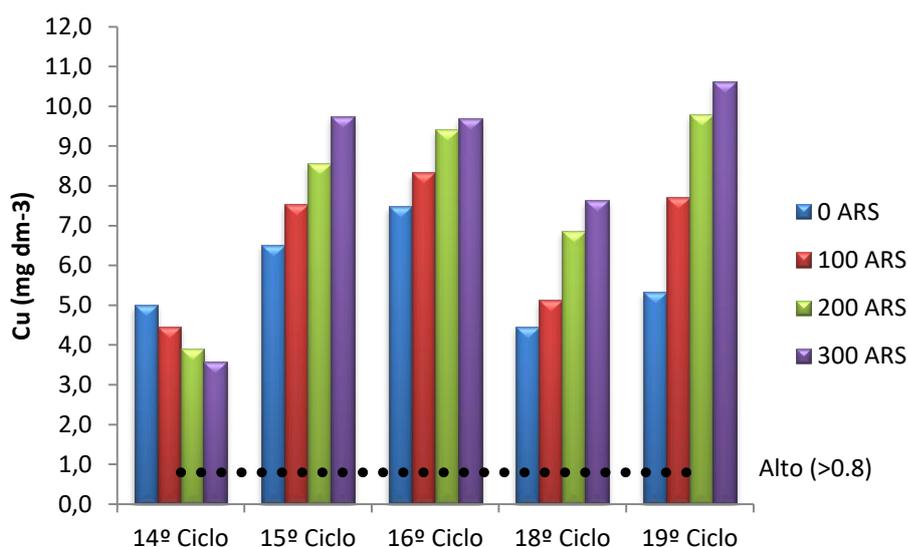


Figura 2 Limites agronômicos frente aos teores de Cu (mg dm^{-3}), em função das doses de ARS aplicada no solo.

Seguindo Raij et al. (1996), os níveis de Cu permitidos para os parâmetros agronômicos ($\text{Cu} < 0,8 \text{ mg dm}^{-3}$) mostraram que todos os tratamentos extrapolaram os limites padronizados. Nesta pesquisa, observou-se, nas taxas de 200 e 300 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$, um aumento gradativo em relação aos ciclos 14^o e 15^o, apresentando no último ciclo (19^o) a maior taxa de Cu encontrada.

Embora não fossem relacionados os níveis de Cu em função da cultura implantada, deve-se relevar o fato de o sistema utilizado ter sido plantio direto, o que pode atribuir o incremento do Cu, devido aos restos vegetais mantidos como cobertura, conforme observado nos tratamentos controle.

Nas Tabelas 8 e 9 encontram-se as equações, os coeficientes de determinação (R^2) e as comparações obtidas nos estudos de regressão sobre os efeitos de ARS no teor de Zn no solo. O comportamento do Zn no solo (Figura 3) foi significativo pelo teste de retas, aumentando gradativamente em função das doses aplicadas. Assim como no Cu, o teor de Zn não foi influenciado pela AM.

Tabela 8 Equações e coeficientes de determinação em relação ao teor de Zn (mg kg^{-1}) no solo sob aplicação de ARS

Tratamento	Equação	R ²	R ² ajus	p-valor	p-valor α	p-valor β
0 ARS-A	$\text{Zn}=2,00+0,176\text{ciclo}$	38.2	22	0.191	0.004	0.191
0 ARS-P	$\text{Zn}=2,74+0,023\text{ciclo}$	1	0	0.854	0.001	0.854
100 ARS-A	$\text{Zn}=3,25+2,47\text{ciclo}$	79.8	74.8	0.016*	0.049	0.016
100 ARS-P	$\text{Zn}=2,87+2,47\text{ciclo}$	65.8	57.3	0.05*	0.047	0.05
200 ARS-A	$\text{Zn}=4,19+5,74\text{ciclo}$	92.2	90.2	0.002*	0.037	0.002
200 ARS-P	$\text{Zn}=3,91+5,47\text{ciclo}$	71.2	64	0.035*	0.009	0.035
300 ARS-A	$\text{Zn}=7,55+6,20\text{ciclo}$	92.3	90.4	0.002*	0.049	0.002
300 ARS-P	$\text{Zn}=6,83+6,21\text{ciclo}$	83.2	79	0.011*	0.011	0.011

Tabela 9 Resultado dos coeficientes angular (α) e linear (β), pelo teste de comparação de retas

Tratamento	α	B	Tratamento	α	B
0 ARS-A	2,00 a	0,176 a	0 ARS-P	2,74 a	0,023 b
0 ARS-P	2,74 a	0,023 a	100 ARS-A	3,25 a	2,47 a
0 ARS-A	2,00 a	0,176 b	0 ARS-P	2,74 a	0,023 b
100 ARS-A	3,25 a	2,47 a	100 ARS-P	2,87 a	2,47 a
0 ARS-A	2,00 a	0,176 b	0 ARS-P	2,74 a	0,023 b
100 ARS-P	2,87 a	2,47 a	200 ARS-A	4,19 a	5,74 a
0 ARS-A	2,00 b	0,176 b	0 ARS-P	2,74 a	0,023 b
200 ARS-A	4,19 a	5,74 a	200 ARS-P	3,91 a	5,47 a
0 ARS-A	2,00 b	0,176 b	0 ARS-P	2,74 b	0,023 b
200 ARS-P	3,91 a	5,47 a	300 ARS-A	7,55 a	6,2 a
0 ARS-A	2,00 b	0,176 b	0 ARS-P	2,74 b	0,023 b
300 ARS-A	7,55 a	6,2 a	300 ARS-P	6,83 a	6,21 a
0 ARS-A	2,00 b	0,176 b	100 ARS-P	2,87 a	2,47 b
300 ARS-P	6,83 a	6,21 a	200 ARS-A	4,19 a	5,74 a
100 ARS-A	3,25 a	2,47 a	100 ARS-P	2,87 a	2,47 a
100 ARS-P	2,87 a	2,47 a	200 ARS-P	3,91 a	5,47 b
100 ARS-A	3,25 a	2,47 b	100 ARS-P	2,87 b	2,47 b
200 ARS-A	4,19 a	5,74 a	300 ARS-A	7,55 a	6,2 a
100 ARS-A	3,25 a	2,47 b	100 ARS -P	2,87 b	2,47 b
200 ARS-P	3,91 a	5,47 a	300 ARS-P	6,83 a	6,21 a
100 ARS-A	3,25 a	2,47 b	100 ARS -A	3,25 a	2,47 b
300 ARS-A	7,55 a	6,2 a	300 ARS-P	6,83 a	6,21 a
200 ARS-A	4,19 a	5,74 a	200 ARS-P	3,91 a	5,47 b
200 ARS-P	3,91 a	5,47 a	300 ARS-A	7,55 a	6,2 a
200 ARS-A	4,19 a	5,74 b	200 ARS-P	3,91 a	5,47 a
300 ARS-A	7,55 a	6,2 a	300 ARS-P	6,83 a	6,21 a
200 ARS-A	4,19 a	5,74 a	300 ARS-A	7,55 a	6,2 a
300 ARS-P	6,83 a	6,21 a	300 ARS-P	6,83 a	6,21 a

Notas: Médias seguidas de letras diferentes na coluna são significativas, a 5% de probabilidade.

* - significativo a 5% de probabilidade.

As equações geradas pelo modelo mostraram aumento gradativo em função dos ciclos de culturas. Para os tratamentos 0 ARS-A e 0 ARS-P os incrementos foram de 0,176 e 0,023 mg kg⁻¹ por ciclo de Zn no solo, respectivamente, não sendo significativos. Isto é consequência da disposição de matéria seca em culturas anteriores, com ênfase ao milho, proporcionando um pequeno incremento em função dos nutrientes naturais presentes.

Sucessivamente, os tratamentos 100 ARS-A e 100 ARS-P apresentaram acúmulo de Zn de 2,47 mg kg⁻¹ por ciclo. Os tratamentos 200 ARS-A e 200 ARS-P apresentaram valores de 5,74 e 5,47 mg kg⁻¹ de Zn no solo.

A maior dosagem de aplicação foi a que obteve maiores quantidades de Zn, com valores de 6,20 e 6,21 mg kg⁻¹ para os tratamentos 300 ARS-A e 300 ARS-P,

respectivamente. Todos os tratamentos, no entanto, estão com os teores de Zn abaixo do limite de 450 mg kg^{-1} , conforme preconizado pelo Conama (BRASIL, 2009). Os coeficientes de determinação obtidos pelas equações apresentaram de média a alta correlação e foram significativos, com exceção dos tratamentos testemunha (0 ARS-A e 0 ARS-P).

Esses resultados corroboram aqueles obtidos, em pesquisa realizada com cultivo de aveia preta, por Hermann et al. (2016), que verificaram que a aplicação de ARS aumentou significativamente os níveis de Cu e Zn no solo, apresentando comportamento linear positivo em relação às doses aplicadas.

Os limites agronômicos de Zn frente aos teores encontrados no solo podem ser visualizados no gráfico da Figura 3.

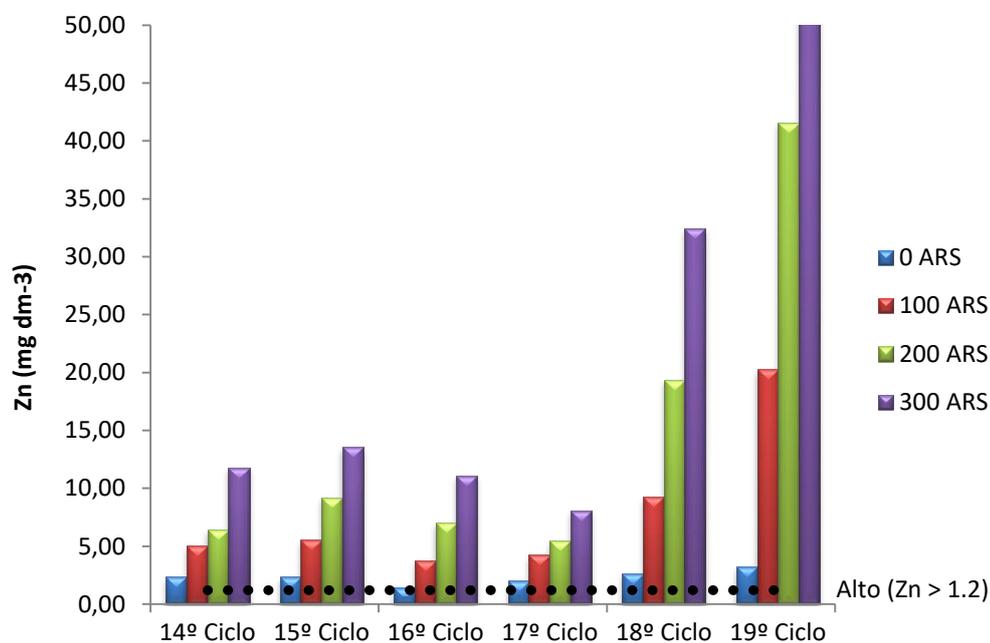


Figura 3 Limites agronômicos frente aos teores de Zn (mg dm^{-3}), em função das doses de ARS aplicada no solo.

O acréscimo nos teores de Zn pode ser explicado pelas altas concentrações desse metal nos efluentes da suinocultura, em função da adição à ração animal e por grande parte ser eliminada pelo trato gastrointestinal (VIVAN et al., 2010).

Assim, a aplicação de ARS aumentou em função da dosagem aplicada, conforme se visualiza no gráfico da Figura 3. Verificou-se que, assim como o Cu, todos os ciclos excederam os limites agronômicos indicados. Os metais, quando adicionados ao solo via ARS, têm pouca mobilidade, acumulando-se em maiores quantidades na camada superficial, sem maiores riscos de lixiviação ambiental (SCHERER; NESI; MASSOTI, 2010).

Lucas et al. (2013) observaram comportamento linear positivo do Zn em função de aplicações sucessivas de ARS e do tempo, conforme estudo longitudinal realizado, com aumento de 188% em relação à testemunha.

Pesquisadores, em acompanhamento do solo em metais pesados, analisaram tendências da aplicação de dejetos suíno por um período de 28 anos, com dados históricos das concentrações de cobre e zinco (JENSEN et al., 2016). Pelos dados obtidos verificaram que houve aumento significativo em ambas as concentrações, especialmente no último período de monitoramento, 1998 a 2014. O zinco mostrou-se acima do limite em 45% de todas as amostras, com maior proporção em solos arenosos.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos nesta pesquisa, pode-se concluir que:

- A aplicação de água residuária de suinocultura na dose $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ supre as necessidades agronômicas constadas na literatura para as culturas implantadas, aumentando consideravelmente as taxas de fósforo e potássio quando combinadas à adubação mineral;

- Os teores de cobre e zinco mostraram-se acumulativos em função do tempo de aplicação de água residuária de suinocultura; excederam os limites agronômicos, mas se mantiveram dentro dos padrões ambientais;

- O zinco aumentou linearmente no tempo, em função das doses aplicadas, o que sugere um rigoroso controle quantitativo do metal no solo afim de prevenir possíveis contaminações.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando as dificuldades encontradas, algumas mudanças podem ser sugeridas para a melhoria dos resultados em trabalhos futuros.

Questões como metodologia, amostragens, diferentes manejos empregados nas culturas, condições climáticas e temporais na coleta das ARSs utilizadas são analisadas em conjunto e com o comprometimento da equipe que faz a coleta de dados. Esses fatores influenciaram a não utilização de alguns parâmetros em um ciclo vegetativo, impossibilitando sua inclusão na análise estatística.

São necessárias padronizações, para a coleta de dados, das metodologias e análises de laboratório, de modo a garantir de forma eficaz os efeitos causados pela aplicação de ARS no solo.

REFERÊNCIAS

ADROVER, M.; FARRÚS, E.; MOYÁ, G.; VADELL, J. Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty wears of treated wastewater irrigation. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, 2010. Doi: 10,1016/j.jenman.2010.08.017.

ALKIMIM FILHO, J. F.; GERMANO, A.; DIBAI, W. L. S.; VARGAS, E. A.; MELO, M. M. Assessment of heavy metal residues in Brazilian poultry and swine tissue. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, v. 66, n. 2, 2014. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1678-41626990>.

ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRON, V. **Química de solos com carga variável**. Piracicaba: ESALQ, 2003. 50 p.

ALVES NETO, A. J.; LANA, M. C.; RAMPIM, L.; COSTA, L. A. M.; COPPO, J. C.; ALVES, A. G. Água residuária de suinocultura sobre a produtividade de soja e milho segunda safra: uso e viabilidade econômica. **Scientia Agraria Paranaensis**, Marechal Cândido Rondon - PR, v. 15, n. 3, jul./set., p. 350-357, 2016.

AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; AITA, C. Recomendação de adubação nitrogenada para o milho no RS e SC adaptada ao uso de culturas de cobertura do solo, sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas - SP, v. 26, p. 241-248, 2002.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. Relatório anual, Produção brasileira. Disponível em: http://abpa-br.com.br/storage/files/3678c_final_abpa_relatorio_anual_2016_portugues_web_reduzido.pdf. Acesso em dez de 2017.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande - PB: UFPB, 1991. 218 p.

AZEVEDO, W. R.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L. A.; OLIVEIRA JUNIOR, A. C. Disponibilidade de fósforo para o arroz inundado sob efeito residual de calcário, gesso e esterco de curral aplicados na cultura do feijão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa - MG, v. 28, p. 995-1004, 2004.

BARCELLOS, L. A. R. **Avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de bovinos**. 1992. 108 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1992.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, 20 de dezembro de 2009.

BROOKS, J. P.; ADELI, A.; MCLAUGHLIN, M. R. Microbial ecology, bacterial pathogens, and antibiotic resistant genes in swine manure wastewater as influenced by three swine

management systems. **Water Research**, v. 57, p. 96-103. 2014. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.017>.

BROWNLEE, K. A. **Statistical theory and methodology in science and engineering**. 2. ed. New York, NY - USA: John Wiley & Sons, 1965. 590 p.

CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; SMANHOTTO, A.; NÓBREGA, L. H. P.; QUEIROZ, M. M. F.; GOMES, B. M. Características químicas do solo cultivado com soja e irrigado com água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v.14, n. 7, p. 692–697, 2010.

CAVALLET, L. E.; LUCCHESI, L. A. C.; MORAES, A.; SCHIMIDT, E.; PERONDI, M. A.; FONSECA, R. A. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de água residuária da indústria de enzimas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v. 10, n. 3, p. 724–729, 2006.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília - DF, v. 38, n. 6, p. 729-735, 2003.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; VIEIRA, F.; GUSTAVO, H. M.; BERWANGER, A. L. Dejeito líquido de suínos: I – perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria – RS, v. 35, n. 6, p. 1296-1304, 2005.

CERETTA, C. A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; CONTI, A. D.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593-602, 2010. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2010000600009>.

COMAS, J.; DOMINGUEZ, C.; VÁZQUEZ, D. I. S.; PARERA, J.; DIEZ, S.; BAYONA, J. M. Input and leaching potential of copper, zinc, and selenium in agricultural soil from swine slurry. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 66, p. 277–286, 2014.

CONDÉ, M. S.; ALMEIDA NETO, O. B.; HOMEM, B. G. C.; FERREIRA, I. M.; SILVA, M. D. Impacto da fertirrigação com água residuária da suinocultura em um Latossolo Vermelho-amarelo. **Vértices**, Campos dos Goytacazes - RJ, v. 15, n. 2, p. 161-178, 2013. Doi: [10.5935/1809-2667.20130024](http://dx.doi.org/10.5935/1809-2667.20130024).

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concórdia – SC: Embrapa Suínos e Aves, 2002. 87 p.

DOBLINSKI, A. F.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, V. R.; NÓBREGA, L. H. P.; GOMES, S. D.; DAL BOSCO, T. C. Nonpoint source pollution by swine farming wastewater in bean crop. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v. 14, p. 87-93, 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro. Embrapa, 2006. 374p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos. 1997. p. 212.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. EMBRAPA/EMATER. 1998. **Manejo de dejetos de suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa e Extensão, ano 7, BIPERS, 31p..

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Spring-Verlag, 1991. 224 p.

FERREIRA, M. E.; CRUZ, P. M. C.; RAIJ, B.; ABREU, C. A. Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura. Jaboticabal - SP: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001. 600 p.

FRIGO, E. P.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, A. A. F.; ANDRADE, M. G.; BASTOS, R. K.; SANTOS, R. F. Cultivation of soybean with swine wastewater. **African Journal of Biotechnology**, v. 13, n. 3, p. 423-429, 2014.

GAYA, J. P. Indicadores Biológicos no Solo como uma Alternativa para o Uso Racional de Dejetos de Suínos como Adubo Orgânico. 2004. 140p. **Dissertação** (Mestrado em Agrossistemas). UFSC, Florianópolis, 2004.

GIROTTO, E.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; SANTOS, D. R.; SILVA, L. S.; LOURENZI, C. R.; LORENSINI, F.; VIEIRA, R. C. B.; SHUMATZ, R. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa - MG, v. 34, p. 955-965, 2010.

GOMES FILHO, R. R.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; MARTINEZ, H. E. P. Remoção de carga orgânica e produtividade da aveia forrageira em cultivo hidropônico com águas residuárias da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande PB, v. 5, n.1, p.131-134, 2001.

HERMANN, D. R.; SAMPAIO, S. C.; CASTALDELLI, A. P. A.; TSUTSUMI, C. Y.; PRIOR, M. Association of swine wastewater and mineral fertilization on black oat production. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal - SP, v. 36, n. 5, p.799-810, 2016. Doi:<http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v36n5p799-810/2016>.

HUANG, L.; YANG, J.; GAO, W.; YANG, W.; CUI, X.; ZHUANG, H. Effects of pig slurry as basal and panicle fertilizer on trace element content and grain quality in direct-seeding rice. **Sustainability**, v. 8, n. 714, 2016. Doi: 10.3390/su8080714.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. Cartas climáticas do Estado do Paraná. Londrina: IAPAR, 1998.

JENSEN, J.; LARSEN, M. M.; BAK, J. National monitoring study in Denmark finds increased and critical levels of copper and zinc in arable soils fertilized with pig slurry. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 334-340, 2016.

KAMPF, N.; CURTI, N. Argilominerais em solos brasileiros. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa – MG, v. 3, p. 1-54, 2003.

KHAN, S.; CAO Q.; ZHENG, Y. M.; HUANG, Y. Z.; ZHU, Y. G. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, v. 152, n. 1, p. 686-692, 2008. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.056>.

KATANDA, Y.; MUSHONGA, C.; BANGANAYI, F.; NYAMANGARA, J. Effects of heavy metals contained in soil irrigated with a mixture of sewage sludge and effluent for thirty years on soil microbial biomass and

plant growth. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 32, p. 1185-1194, 2007. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2007.07.016>.

KESSLER, N. C. H.; SAMPAIO, S. C.; SORACE, M.; LUCAS, S. D.; PALMA, D. Swine wastewater associated with mineral fertilization on corn crop (*Zea mays*). **Engenharia Agrícola**, v. 34, p. 554-566, 2014.

KIEHL, E. L. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Agronômica Ceres, 1985, 492p.

KONSEN, E. A. **Manejo e utilização de suínos**. Concórdia, EMBRAPA-CNPQA, 1983. 32 p. (Circular Técnica, 6).

LEGROS, S.; DOELSCH, E.; FEDER, F.; MOUSSARD, G.; SANSOULET, J.; GAUDET, J. P.; RIGAUD, S.; DOELSCH, I. B.; MACARYB, H. S.; BOTTERO, J. Y. Fate and behavior of Cu and Zn from pig slurry spreading in a tropical water-soil-plant system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 164, p. 70-79, 2013.

LOURENZI, C. R.; CERETTA, C. A.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; TIECHER, T. L.; VIEIRA, R.; COSTA, B.; CANCIAN, A.; FERREIRA, P. A. A. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa – MG, v. 38, n. 3, p. 949-958, 2014. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000300027>.

LUCAS, S. D. M. **Água residuária de suinocultura nos teores de cobre e zinco em sistema de plantio direto a longo prazo**. 2011. 60 f. Dissertação (Mestrado em engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2011.

LUCAS, S. D. M.; SAMPAIO, S. C.; URIBE-OPAZO, M. A.; GOMES, S. D.; KESSLER, N. C. H.; PRADO, N. V. Long-term behavior of Cu and Zn in soil and leachate of an intensive no-tillage system under swine wastewater and mineral fertilization. **African Journal of Agricultural Research**, v. 8, n.7, p. 639-647, 2013. Doi: 10.5897/AJAR12.2063.

MACIEL, A. P. C.; SAMPAIO, S. C.; REMOR, M. B.; ROSA, D. M. ; REIS, R. R. Soil meso- and macrofauna in two soybean crops after swine wastewater application. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – PR, v. 37, p. 556-564, 2017.

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. S. L.; SAMPAIO, S. C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v. 15, p. 170-177, 2011.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. 2 ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reuso de água**. Barueri: Manole, 2003. 579 p.

MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N. Riscos potenciais ao ambiente pela aplicação de dejetos líquidos de suínos ou compostos orgânicos no solo. *In*: SEMINÁRIO MINEIRO SOBRE MANEJO E UTILIZAÇÃO DE DEJETOS DE SUÍNOS, 1., 1995, Ponte Nova, **Anais...** Viçosa: EPAMIG, 1996. p. 45-54.

MENEGHETTI, A. M.; NÓBREGA, L. H. P.; SAMPAIO, S. C.; FERQUES, R. G. Mineral composition and growth of babycorn under swine wastewater combined with chemical fertilization. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v. 16, p. 1198-1205, 2012.

MENG, J.; WANG, L.; ZHONG, L.; LIU, X.; BROOKES, P. C.; XU, J.; CHEN, H. Contrasting effects of composting and pyrolysis on bioavailability and speciation of Cu and Zn in pig manure. **Chemosphere**, v. 180, p. 93-99, 2017.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: McGraw-Hill series in civil and environmental engineering, 2003. 53 p.

MIRANDA, C. R. Aspectos ambientais da suinocultura brasileira. In: SEGANFREDO, M. A. **Gestão Ambiental na Suinocultura**. Brasília: Embrapa, 2007. p. 13-36.

MONTEIRO, A. N. T. R.; BERTOL, T. M.; KESSLER, A. M. Applying precision feeding to improve the nitrogen efficiency of swine production: a review of possible practices and obstacles. **Ciência Rural**, Santa Maria - RS, v. 47, n. 7, 2017.

OLGUIN, C. J. M. **Modelagem do coeficiente de sorção do solo de poluentes orgânicos persistentes no meio ambiente**. 2017. 115 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2017.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA/CNPASA, 1993. 188 p. (Documento, 27).

OLIVEIRA, A. B.; et al. O problema da salinidade na agricultura e as adaptações das plantas ao estresse salino. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v.6, n.11, 2010.

PACHECO, F. P.; NÓBREGA, L. H. P.; TONINI, M.; SPIASSI, A.; ROSA, D. M.; CRUZ-SILVA, C. T. A. Physical attributes of soil after swine wastewater application as cover fertilizer on maize crop and black oats sequence. **Caatinga**, Mossoró - RN, v. 30, n. 4, p. 955-962, 2017.

PASSARIN, O. M.; SAMPAIO, S. C.; ROSA, D. M.; REIS, R. R.; CORREA, M. M. Soybean nutritional status and seed physiological quality with swine wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v. 20, p.16-21, 2016.

PARFITT, R. L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 40, p. 359-369, 1989.

PEREIRA, P. A. M.; SAMPAIO, S. C.; REIS, R. R.; ROSA, D. M.; CORREA, M. M. Swine farm wastewater and mineral fertilization in corn cultivation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v. 20, p. 49-54, 2016.

PRIOR, M.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; URIBE-OPAZO, M. A.; DIETER, J.; PEGORARO, T. Combined pig slurry and mineral fertilization for corn cultivation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba – PR, v. 56, p. 337-348, 2013.

PRIOR, M.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; DIETER, J.; COSTA, M. S. S. M. Estudo da associação de água residuária de suinocultura e adubação mineral na cultura do milho e no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal - SP, v. 35, n.4, p.744-755, 2015. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n4p744-755/2015>.

RAIJ, B. V. **Fertilidade de solos e adubação**. Piracicaba: Ceres, POTAFOS, 1996.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas - SP: Instituto Agrônomo, 2001. 285 p.

ROS, C. O.; SILVA, V. R.; SILVESTREIN, T. B.; SILVA, R. F.; PESSOTTO, P. P. Disponibilidade de nutrientes e acidez do solo após aplicações sucessivas de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária**, Frederico Westphalen - RS, v. 1, n. 1, p. 35-44, 2017.

ROSA, D. M.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, P. A. M.; REIS, R. R.; SBIZZARO, M. Corn fertilization using swine wastewater and soil-water environmental quality. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal - SP, v. 37, p. 801-810, 2017.

SAMPAIO, S. S.; FIORI, M. G. S.; OPAZO, M. A. U.; NÓBREGA, L. H. P. Comportamento das formas de nitrogênio em solo cultivado com milho irrigado com água residuária da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal - SP, v. 30, n.1, p.138-149, 2010.

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**, Viçosa - MG, v. 34, p. 1375-1383, 2010.

SEDIYAMA, M. A. N.; GARCIA, N. C. P.; VIDIGAL, S. M.; MATOS, A. T. Nutrientes em compostos orgânicos de resíduos vegetais e dejetos de suínos. **Scientia Agricola**, Piracicaba - SP, v. 57, n. 1, p.185-189. 2000. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162000000100030>.

SEGANFREDO, M. A. Uso de dejetos suínos como fertilizantes orgânicos e seus riscos ambientais. *In*: Embrapa Informação Tecnológica. **Gestão ambiental da suinocultura**. Brasília: EMBRAPA, 2007. p. 149-175.

SIMIONI, J. **Avaliação dos riscos ambientais pela acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos**. 2001. 139 F. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2001.

SILVA, C. L.; BASSI, N. S. S. Análise dos impactos ambientais no oeste catarinense e das tecnologias desenvolvidas pela Embrapa suínos e aves. **Informe Gepec**, Toledo, v. 16, nº 1, p. 128-143, 2012.

SILVA, E. C.; MURAOKA, T.; BUZZETTI, S.; TRIVELIN, P. C. O. Manejo de nitrogênio no milho sob plantio direto com diferentes plantas de cobertura, em Latossolo vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília - DF, v. 41, n. 3, p. 477-486, mar. 2006.

SHI, J.; YU, X.; ZHANG, M.; LU, S.; WU, W.; WU, J.; XU, J.; Potential risks of copper, zinc, and cadmium pollution due to pig manure application in a soil-rice system under intensive farming: a case study of Nanhu, China. **Journal of Environmental Quality**, v. 40, n. 6, p. 1695-1704. 2011. Doi:10.2134/jeq2010.0316.

SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; BOSCO, T. C. D.; PRIOR, M.; SONCELA, R. Nutrients behavior from the association pig slurry and chemical fertilizers on soybean crop. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 56, 2013.

SMANHOTTO, A.; SOUSA, A. P.; SAMPAIO, S. C.; NÓBREGA, L. H. P.; PRIOR, M. Cobre e zinco no material percolado e no solo com a aplicação de água residuária de suinocultura

em solo cultivado com soja. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal – SP, v. 30, n. 2, p. 347-357, 2010.

TEDESCO, M. J.; VOLKWEIS, S. J.; BOHNEM, H. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174 p.

TESSARO, D.; SAMPAIO, S. C.; ALVES, L. F. A.; DIETER, J.; CORDOVIL, C. S. C. M. S.; VARENNES, A.; PANSERA, W. A. Macrofauna of soil treated with swine wastewater combined with chemical fertilization. **African Journal of Agricultural Research**, v. 8, n. 1, p. 86-92, 2013. Doi: <http://dx.doi.org/10.5897/AJAR12.1829>.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA. Foreign Agricultural Service. **Livestock and poultry**: world markets and trade. October 12, 2017.

VILAS BOAS, E. V. B.; LIMA, L. C. O.; BRESSAN, M. C.; BARCELOS, M. F. P.; PEREIRA, R. G. F. A. **Manejo de resíduos da agroindústria**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001, p.81-95.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande – PB, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

WANG, W.; LIANG, T.; WANG, L.; LIU, Y.; WANG, Y.; ZHANG, C. The effects of fertilizer applications on runoff loss of phosphorus. **Environmental Earth Science**, v. 68, n. 5, p.1313–1319, 2013. Doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-012-1829-2>.

XU, Y.; YU, W.; MA, Q.; ZHOUV, H. Accumulation of copper and zinc in soil and plant within ten-year application of different pig manure rates. **Plant Soil Environ.**, v. 59, n. 11, p. 492–499, 2013.