



FRANCISCO OSVALDO PRADO TEIXEIRA

**EFEITO DA DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES DA
BOVINOCULTURA NO SOLO E NA BIOMASSA
VEGETAL**

LAVRAS - MG

2016

FRANCISCO OSVALDO PRADO TEIXEIRA

**EFEITO DA DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES DA BOVINOCULTURA
NO SOLO E NA BIOMASSA VEGETAL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Orientadora

Prof. Dr. Lucas Amaral de Melo
Prof. Dr. Ronaldo Fia
Coorientadores

LAVRAS - MG

2016

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Teixeira, Francisco Osvaldo Prado.

Efeito da Disposição de Efluentes da Bovinocultura no Solo e
na Biomassa Vegetal / Francisco Osvaldo Prado Teixeira. – Lavras
: UFLA, 2016.

75 p. : il.

Dissertação(mestrado acadêmico)–Universidade Federal de
Lavras, 2016.

Orientadora: Soraya Alvarenga Botelho.

Bibliografia.

1. Nutrientes. 2. Massa seca. 3. Reuso agrícola. I. Universidade
Federal de Lavras. II. Título.

FRANCISCO OSVALDO PRADO TEIXEIRA

**EFEITO DA DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES DA BOVINOCULTURA
NO SOLO E NA BIOMASSA VEGETAL**

***EFFECT OF THE DISPOSITION OF CATTLE REARING RFFLUENTS
IN THE SOIL AND PLANT BIOMASS***

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 13 de setembro de 2016.

Prof. Dr. Lucas Amaral de Melo UFLA

Profa. Dra. Regiane Aparecida Vilas Boas Faria UFLA

Profa. Dra. Josina Aparecida de Carvalho ARPA RIO GRANDE

Profa. Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Orientadora

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Coorientador

LAVRAS - MG

2016

Ao Benedicto Teixeira de Faria, meu pai (in memoriam) pelo exemplo e ensinamentos deixados através dos tempos.

À Maria Magaly, minha mãe.

Aos meus filhos, Gabriel e Nicolas.

À minha esposa Alice.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais e Departamento de Engenharia pela oportunidade.

À professora Soraya Alvarenga Botelho pela orientação, paciência, confiança e oportunidade.

Aos professores coorientadores Ronaldo Fia e Lucas Amaral de Melo pela amizade, disponibilidade, orientação e seus ensinamentos para realização deste trabalho e de meu crescimento profissional.

À colega Luciana Gonzaga pela amizade, companheirismo e ajuda no laboratório.

Às alunas do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Camila Ferreira, Thais Diniz Manso, Flavia Franca pela ajuda na análise do percolado.

Às professoras Josina Aparecida de Carvalho e Regiane Aparecida Vilas Boas Faria pelos ensinamentos e por se disporem a participar na banca examinadora.

Aos colegas do mestrado pela ajuda, estudos e amizade.

“A educação e o ensino são as mais poderosas
armas que podes usar para mudar o mundo”

NELSON MANDELA.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo determinar as características microbiológicas do percolado em diferentes profundidades do solo proveniente da aplicação de água residuária da bovinocultura (ARB) e avaliar o crescimento da pastagem de *Brachiaria* por meio da análise da massa de vegetal da forragem. O experimento foi conduzido em um terreno na Chácara Santo Antônio, em Brazópolis - MG. Em um período de 8 meses, a cada três dias, foi aplicada uma lâmina de 150 mm de ARB em um terraço construído em nível com base de 1 m de largura. Os amostradores de percolado foram constituídos por tubos de PVC de 0,100 m de diâmetro, com tampões da base, para coleta do percolado e instalados em diferentes profundidades: 0,20 m, 0,40 m, 0,60 m e 0,80 m. Os tubos foram perfurados em uma extensão de 0,20 m, ao longo do comprimento, dependendo da profundidade de instalação. Os amostradores do percolado foram instalados à jusante, distanciados de 1 m da base do terraço e 3 m entre si. O amostrador controle foi instalado à montante, distanciado a 1 m da crista do terraço. A coleta de amostras do percolado foi realizada entre os meses de outubro de 2014 e abril de 2015, em intervalos não regulares, pois dependia da incidência das chuvas na região. Para análise da massa de forragem, foi utilizado o método direto de avaliação com o corte e remoção da forragem, proveniente de cada parcela, de onde o material foi recolhido e seco em estufa a 65^oC por 72 horas. A coleta de amostras da massa de forragem foi realizada entre os meses de março e agosto de 2015. Foi usado um gabarito de dimensão 1 m x 1 m para a coleta da massa vegetal analisada. Após a secagem na estufa, foi calculada a massa seca de cada parcela, durante o período de monitoramento. Os valores de pH do percolado variaram de 5,2 a 7,0, sem apresentar tendência de aumento ou diminuição em função da profundidade. O resultado da demanda química de oxigênio (DQO) apresentou o menor valor (120 mg L⁻¹), enquanto as concentrações, nos demais pontos, variaram entre 150 e 240 mg L⁻¹ de DQO. Os valores da massa seca total (MST) da forragem variaram ao longo do tempo de monitoramento e da distância do terraço de lançamento da ARB. A parcela testemunha apresentou valor médio de MST de (133,1 g) e a parcela quatro valor médio de (753,29 g), fato que evidenciou aumento significativo na produção de MST da pastagem. Houve melhora na fertilidade do solo com elevação do pH e de P, K, S, Ca, Mg, MO, V e CTC. O sistema de infiltração - percolação mostrou-se promissor como alternativa à disposição de ARB no solo e aumento da MST em pastagem cultivada com *Brachiaria*.

Palavras-chave: Nutrientes. DQO. Massa seca. Reúso agrícola.

ABSTRACT

The objective of this study was to determine the microbiological characteristics of percolate in different soil depths derived from the application of livestock wastewater (LWW), and assess the growth of *Brachiaria* pasture by analysis of forage plant mass. The experiment was conducted on a terrain of the Chacara Santo Antonio, in Brazópolis-MG, Brazil. Every three days, during a period of eight months, a 150 mm blade of LWW was applied on a level terrace with 1 m wide base. The percolate samplers were made of PVC pipes of 0.100 m in diameter, with base caps, to collect the percolate, and were installed at different depths: 0.20 m, 0.40 m, 0.60 m, and 0.80 m. The tubes were drilled in the extent of 0.20 m along the length, depending on the installation depth. The percolate samplers were installed downstream, spaced with 1 m from the base of the terrace and 3 m apart from each other. The control sampler was installed upstream, distanced with 1 m from the from each plot, from which the material was collected and dried at 65°C for 72 h. The terrace crest. Sampling was conducted between October 2014 and April 2015, at irregular intervals, given that it depended on the incidence of rainfall. For analyzing the forage mass, we used the direct evaluation method with cutting and removal of the forage sampling of forage mass was conducted between March and August 2015. We used a template of 1 x 1 m for sampling the analyzed plant mass. After drying in the oven, the dry weight of each plot was calculated during the monitoring period. The pH values of percolate ranged from 5.2 to 7.0, without showing any tendency of increasing or decreasing in function of depth. The result of the chemical oxygen demand (COD) showed the lowest value (120 mg L⁻¹), while the concentrations in other points ranged from 150 to 240 mg L⁻¹ COD. The values of total dry matter (TDM) of the forage varied along the monitoring period and the distance of the LWW launch terrace. The control plot presented average value of 133.1 g TDM and plot 4 an average of 753.29 g, which showed a significant increase in TDM production of the pasture. There was improvement in soil fertility with the increase in pH, P, K, S, Ca, Mg, MO, V, and CEC. The infiltration-percolation system was promising as an alternative to the LWW availability in the soil and increased TDM in pasture cultivated with *Brachiaria*.

Key Words: Nutrients. COD. Dry mass. Agricultural reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Desenho esquemático dos macro e microporos do solo agregados pela matéria orgânica (agente cimentante).	32
Figura 2 -	Formas de retenção de água no solo.	34
Figura 3 -	(a) Vista geral da Chácara Santo Antônio, em Brazópolis – MG (b) destaque para as instalações da bovinocultura de leite.	45
Figura 4 -	Vista geral de um dos terraços utilizados para a disposição da água residuária da bovinocultura em pastagem degradada na Chácara Santo Antônio, em Brazópolis-MG.	46
Figura 5 -	(a) Esquema dos diferentes amostradores: A, B, C e D - amostradores instalados a 0,20 m, 0,40 m, 0,60 m, 0,80 m de profundidade, respectivamente. E - amostrador testemunha instalado a 0,80 m de profundidade; (b) amostradores após o seu processo de confecção.	47
Figura 6 -	Local de instalação dos amostradores de percolado (a) e do amostrador controle (b) à jusante e à montante do terraço, respectivamente.	48
Figura 7 -	Procedimento de instalação dos amostradores: (a) trincheira escavada no solo; (b) envolvimento do amostrador com material tipo sombrite; (c) colocação de areia ao redor do amostrador na parte inferior da trincheira; e (d) colocação de argila ao redor do amostrador na parte superior da trincheira. ...	49
Figura 8 -	Esquema de coleta de forragem: 1, 2, 3 e 4 são os pontos de coleta (parcelas 1 m x 1 m). T – amostra testemunha localizada a 3,0 m de distancia do Terraço 1.	52
Figura 9 -	Locação das parcelas de coleta da massa de forragem.	53

Figura 10 -	Gabarito 1m x 1m usado na coleta da massa vegetal.	54
Figura 11 -	Varição da massa seca total (MST) nas parcelas durante o período seco e chuvoso.....	59
Figura 12 -	Varição da pluviosidade fornecida pelo posto meteorológico da UNIFEI em 2015, distante cerca de 17 km da área experimental.	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Teores percentuais de matéria orgânica (MO), nitrogênio (N), fósforo (P ₂ O ₅) e potássio (K ₂ O) e relação carbono/nitrogênio em dejetos animais (teores em matéria seca).....	36
Tabela 2 -	Valores médios das variáveis avaliadas na água residuária da bovinocultura disposta no terraço.....	46
Tabela 3 -	Valores de pH observados no percolado em diferentes profundidades de solo no período de monitoramento após recebimento de águas residuárias da bovinocultura.....	56
Tabela 4 -	Valores de demanda química de oxigênio (DQO mg/L) para as amostras de percolado coletadas em diferentes profundidades de solo no período de monitoramento.....	57
Tabela 5 -	Resultados analíticos da amostra do solo do laboratório de análise do solo da UFLA coletadas na data de 12/08/2015.	61
Tabela 6 -	Resultados analíticos da amostra do solo do laboratório de análise do solo da UFLA coletadas na data de 12/08/2015.	62

LISTA DE ABREVIATURAS

ARB	Água residuária da bovinocultura
DQO	Demanda química de oxigênio
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
pH	Potencial hidrogeniônico
MST	Massa seca total
PVC	Policloreto de vinila
N	Nitrogênio
P	Fósforo
K	Potássio
Ca	Cálcio
Mg	Magnésio
Na	Sódio
S	Enxofre
MO	Matéria orgânica
V	Índice de saturação de bases
CTC	Capacidade de troca catiônica
Ca²⁺	Íon cálcio
Mg²⁺	Íon magnésio
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
CE	Condutividade elétrica
CT	Coliformes totais
CTer	Coliformes termotolerantes
SAE/PR	Secretaria de assuntos estratégicos da Presidência da República
UFG	Universidade Federal de Goiás
UNIFEI	Universidade Federal de Itajubá

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1	Tratamento de águas residuárias	17
2.2	Tratamento de águas residuárias por disposição no solo	19
2.3	Sistema de aplicação de águas residuárias no solo	24
2.3.1	Infiltração-Percolação	24
2.3.2	Escoamento superficial	25
2.3.3	Fertirrigação	26
2.4	Recuperação de Pastagens Degradadas	27
2.5	Impactos ambientais da aplicação de resíduos sólidos no solo	30
2.5.1	Impactos positivos da disposição de resíduos orgânicos no sistema solo planta	31
2.5.2	Impactos negativos da disposição de resíduos orgânicos no sistema solo- planta e nas águas	39
2.6	Doses de aplicação dos resíduos sólidos no solo	43
3	MATERIAL E MÉTODOS	45
3.1	Caracterização da área de estudo	45
3.2	Procedimento experimental	47
3.2.1	Coleta de amostras	47
3.2.2	Análises laboratoriais	50
3.3	Análise da massa de forragem	50
3.4	Análise do solo	54
3.5	Testes estatísticos	54
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4.1	Percolado	55
4.1.1	Potencial hidrogeniônico	55
4.1.2	Matéria orgânica (demanda química de oxigênio)	56
4.2	Massa de forragem	58
4.3	Análise do solo	61
4.4	Considerações finais	65
5	CONCLUSÃO	67
	REFERÊNCIAS	69

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é o quinto maior país do mundo em território, com 8,5 milhões de km² de extensão e cerca de 25% da sua área (220 milhões de hectares), ocupada por pastagens, sendo 40% pastagens de boa qualidade e 60% pastagens degradadas ou em estágio de degradação, com a lotação de 1 cabeça por hectare. A maior parte do rebanho de 212 milhões de cabeças é criada a pasto, o chamado boi verde (estima-se que somente 3% do rebanho são terminados em sistema intensivo) (UNIVERSIDADE FEDERALDE GOIÁS - UFG, 2014).

As atividades agropecuárias têm causado vários problemas de poluição no solo, em águas superficiais e em águas subterrâneas. Como os resíduos de atividades agropecuárias apresentam, em geral, grande concentração de material orgânico, o seu lançamento em corpos hídricos pode provocar grande decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido nesse meio, cuja magnitude depende, além da vazão do curso d'água receptor, da concentração orgânica e da quantidade lançada.

A água residuária de bovinocultura (ARB) possui características que possibilitam sua disposição no solo como fertilizante. Esta é uma alternativa, para o não acúmulo desse material na propriedade, além de proporcionar redução de custos com fertilizantes químicos.

Resíduos animais de explorações pecuárias incluem dejetos bovinos, suínos, avícolas, equinos, piscícolas, entre outros. Apesar da falta de estudos científicos sobre o assunto, na área rural, a contaminação do solo e das águas de superfície e subterrâneas decorrentes do não tratamento das águas residuárias domiciliares e das águas residuárias, geradas em outras atividades agroindustriais, já é uma realidade que preocupa diversos setores da sociedade (JAVAREZ JÚNIOR; PAULA JÚNIOR; GAZZOLA, 2007).

Na prática, os tratamentos utilizados em unidades agroindustriais, quando existentes, não permitem que os efluentes atendam aos padrões de lançamentos em corpos d'água (MINAS GERAIS, 2008).

Desta forma, uma opção segura, desde que feita, adequadamente, é a disposição de efluentes no solo. Embora seja mais comum dispor os esgotos, nos corpos d'água, quando há disposição de efluentes no solo, dependendo da carga orgânica lançada, o ambiente tem condições de receber e decompor os compostos em subprodutos que não causam danos ao ecossistema local e circunvizinho (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

A disposição de águas residuárias agroindustriais no solo é uma técnica interessante, principalmente, em condições de clima tropical e com disponibilidade de áreas, como é o caso do Brasil (ERTHAL et al., 2010).

Assim este trabalho teve como objetivo geral avaliar o efeito da aplicação contínua de água residuária de bovinocultura (ARB) sobre as propriedades químicas do solo e a produção da massa de forragem do capim brachiaria.

Os objetivos específicos foram:

- a) Quantificar a massa vegetal da forragem no local;
- b) Avaliar a qualidade nutricional do solo: pH, fósforo, potássio, enxofre, cálcio, magnésio, matéria orgânica, índice de saturação de bases e capacidade de troca catiônica.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Tratamento de águas residuárias

Para a concepção e o dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias agroindustriais ou de qualquer outra água residuária, deve-se definir, primeiramente, o objetivo do tratamento, o nível do tratamento que se quer alcançar e a destinação do efluente tratado. Caso pretenda-se lançar o efluente em corpo receptor, o sistema deve ser planejado de forma que atenda à Legislação Ambiental vigente (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008). A exigência é de que o efluente atinja o padrão de lançamento, para diferentes parâmetros entre os quais a DBO (60 mg L^{-1}), ou que o sistema tenha eficiência de 85% na remoção de DBO e que o lançamento do efluente tratado não venha a alterar a classe de enquadramento dos cursos d'água. Entretanto, caso a opção final seja a disposição no solo, algumas etapas de tratamento podem ser eliminadas e o sistema de tratamento pode ser simplificado. Porém critérios agrônômicos de aplicação deverão, necessariamente, ser considerados.

O tratamento de águas residuárias pode ser classificado em preliminar, primário, secundário e terciário (apenas, eventualmente, inserido em sistemas de tratamento).

De acordo com Matos et al. (2005), o tratamento preliminar constitui uma etapa inicial de tratamento das águas residuárias agroindustriais, com a qual se objetiva a remoção de sólidos grosseiros, óleos e graxas. Com este fim, tem sido usadas grades, crivos, telas e peneiras, desarenadores ou caixas de areia e caixas de gordura. No caso da presença de decantadores primários no sistema de tratamento caixas de gordura são dispensáveis.

O tratamento primário é, também, uma etapa de tratamento parcial, podendo ser intermediária, em sistema de tratamento mais completo ou final, no caso de disposição da água residuária no solo. As águas residuárias, após

passarem pelas unidades de tratamento preliminar, podem conter, ainda, grande quantidade de sólidos em suspensão não grosseiros, os quais podem ser, parcialmente, removidos em unidades de decantação. Uma parte significativa destes sólidos em suspensão é compreendida pelo material orgânico em suspensão. Assim, a sua remoção por processos simples, como a decantação, implica a redução da carga de DBO dirigida ao tratamento secundário, em que a sua remoção é, de certa forma, mais custosa.

Em razão de apresentarem elevadas concentrações de material orgânico biodegradável, as águas residuárias agroindustriais apresentam maior aptidão para o tratamento biológico, o qual tem sido utilizado para obtenção de mais completa remoção do material orgânico. O tratamento secundário visa à remoção de parte significativa do material orgânico em suspensão fina (DBO em suspensão), não removido no tratamento primário, e parte do material orgânico na forma de sólidos dissolvidos (DBO solúvel). Para isso, pode ser usada a filtração biológica, lodos ativados, lagoas de estabilização, tratamento por escoamento superficial ou sistemas de tratamento em sistemas alagados construídos (*constructed wetlands*) (VON SPERLING, 2005).

Dentre as formas de tratamento de águas residuárias de criatórios de animais, podem ser citados os reatores anaeróbios. Sistemas anaeróbios apresentam como vantagem o fato de requererem menor área. Entretanto, embora apresentem satisfatória remoção de matéria orgânica biodegradável, com relativamente baixos custos, efluentes desses sistemas de tratamento, principalmente, quando o tratamento de águas residuárias com elevada carga orgânica e de nutrientes, como as da bovinocultura, não têm atendido às exigências da legislação ambiental para disposição em cursos de água (CAMPOS et al., 2005; FERNANDES; OLIVEIRA, 2006; PEREIRA-RAMINEZ et al., 2004). Outros sistemas bastante utilizados, para o tratamento de efluentes agroindustriais, são as lagoas de estabilização (ALVES, 2004;

BELLI FILHO et al., 2001; ZANOTELLI et al., 2002), as quais demandam grandes áreas para a o tratamento adequado dos efluentes.

Em estudo feito por Silva e Ribeiro (2006), a remoção da carga de matéria orgânica na forma de DBO de efluentes, para atender aos padrões de qualidade de um corpo hídrico Classe 2, só seria possível com o tratamento secundário e terciário, o que eleva os custos com tratamento. Assim, na prática, os tratamentos utilizados em unidades agroindustriais, quando existentes, não permitem que os efluentes atendam aos padrões de lançamento em corpos d'água (MINAS GERAIS, 2008).

Com o tratamento terciário, objetiva-se a remoção de poluentes específicos (nitrogênio, fósforo, metais pesados ou outras substâncias tóxicas ou compostos não biodegradáveis), agentes patogênicos ou, ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário, sendo, por isso, geralmente, utilizados processos químicos ou físico-químicos de remoção. Entretanto, com o maior conhecimento de sistemas solo-planta como reatores, altamente eficientes na remoção de sólidos dissolvidos e de agentes patogênicos das águas residuárias, o emprego de sistemas alternativos, de baixo custo de operação e manutenção começou a ser implantado, notadamente, em locais em que a disponibilidade de área para implantação do sistema de tratamento não seja problema. Com isso, importantes resultados têm sido obtidos sob o ponto de vista de minimização dos riscos de eutrofização de mananciais de água (MATOS et al., 2005).

2.2 Tratamento de águas residuárias por disposição no solo

As águas residuárias agroindustriais são, em geral, ricas em nutrientes de interesse agrícola, podendo ser fonte de água e nutrientes para plantas. Em vista disso, a sua disposição no solo deve passar a ser considerada como importante opção, para a solução de problemas relativos à poluição decorrentes de

atividades agroindustriais (KUNZ; MIELE; STEINMETZ, 2009; MATOS et al., 2005). Esta técnica de tratamento é de grande potencial de aplicação, em vista dos baixos custos de implantação e operação, por contribuir para a preservação do meio ambiente e possibilitar o aproveitamento dos nutrientes nela contidos, para a produção agrícola. Em vista disso, deve ser incentivada a sua aplicação, considerando que, para a expansão da construção de unidades de tratamento de águas residuárias, deverá ocorrer quando o produtor rural ou empreendedor de unidades agroindustriais visualizar a possibilidade de transformação dos resíduos gerados em sua atividade econômica em fonte de renda ou benefício social.

A disposição de águas residuárias no solo pode representar uma complementação a tratamentos primários ou ser a única forma de tratamento para águas residuárias. Em qualquer um dos casos, tem se mostrado de grande viabilidade técnica e econômica. Além dos benefícios ambientais e agrícolas, estima-se que essa forma de tratamento/disposição final apresente um custo oscilando entre 30% e 50% do custo de formas de tratamento convencionais.

A ação do solo, como depurador de águas residuárias, dá-se pela combinação de mecanismos físicos, químicos e biológicos, sendo decorrente da interceptação dos sólidos em suspensão, remoção de nutrientes por adsorção à matriz do solo ou adsorção pelas plantas, além da oxidação do material orgânico, promovido, principalmente, por bactérias que se estabelecem no colo das plantas e no próprio solo; entretanto, para que a disposição de efluentes líquidos no solo não traga riscos de contaminação e degradação ambiental, torna-se necessário o conhecimento da capacidade de suporte de cada sistema solo-planta para que se possa estabelecer a taxa de aplicação mais adequada, de forma a resguardar a integridade dos recursos naturais (MATOS et al., 2005; TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 1991).

O uso direto desta água em solos agrícolas tem causado problemas de contaminação do solo com metais pesados, como o cobre e zinco, além do sódio, que estão presentes na ração animal. Contudo a maior preocupação é a contaminação do solo e água subterrânea com nitrato e patógenos (BERTONCINI, 2008).

A disposição final de resíduos orgânicos e águas residuárias no solo vem sendo considerada prática de manejo com vistas à proteção ambiental. O solo apresenta grande capacidade de decompor ou inativar materiais, potencialmente, prejudiciais ao ambiente, por meio de reações químicas e da multiplicidade de processos microbiológicos. Os íons e compostos podem ser inativados por reações de adsorção, complexação e precipitação; já os microrganismos presentes no solo podem decompor os mais diversos materiais orgânicos, desdobrando-os em compostos menos tóxicos ou atóxicos (COSTA et al., 2004).

Gomes et al. (2004) verificaram a lixiviação de nitrato em colunas de solo argilosos e arenosos com 0,50 m de profundidade ao aplicarem efluentes de abatedouro. No entanto a taxa de aplicação foi em termos de volume de poros e não de necessidade da cultura, mesmo porque as colunas de solo não foram cultivadas, o que pode ter favorecido a lixiviação de nitrato. Rusan, Hinnawi e Rousan (2007) encontraram maiores concentrações de N, P e K, em plantas cultivadas em solos irrigados com esgotos domésticos, comparadas àquelas que cresceram em solos não fertirrigados.

Balks, Mclay e Harfoot (1997) verificaram que, ao aplicarem efluentes da indústria de processamento de carne, após tratamento primário, em colunas de solo (0,1 m de diâmetro), houve formação de biofilme na superfície do solo e a permeabilidade do solo foi reduzida em 70%, quatro dias após a aplicação do efluente, em função da formação microbiana e dos sólidos presentes no efluente. A permeabilidade foi recuperada 23 dias posteriores à aplicação.

José et al. (2009) aplicaram, em colunas de solo de 0,25 m de diâmetro e 0,60 m de profundidade, cultivadas com milho, entre 150 e 1.350 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de efluentes de abatedouro pré-tratados em lagoa de estabilização e não observaram alterações nos atributos químicos do solo arenoso; além de verificaram redução dos teores de N e P, no efluente percolado e lixiviação de cálcio, em função das elevadas doses de sódio e potássio, tal como observado por Luo, Lindsey e Xue (2004).

Luo, Lindsey e Xue (2004) aplicaram efluente de abatedouro em lisímetros (0,19 m de diâmetro e 0,6 m de comprimento) a uma taxa de 600 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio. Após dois anos de aplicação, foi verificado que as plantas de azevém (*Lolium perenne* L.) tiveram aumento de produtividade e absorveram maiores quantidade de N e P. O percolado das colunas de solo apresentou concentrações inferiores a 1 mg L⁻¹ de nitrato e fósforo. No entanto muito do cálcio e do magnésio foi lixiviado pelas elevadas doses de sódio e potássio.

Silva (2009), ao aplicarem soro de leite em colunas de solo de pequeno diâmetro, como base no volume de poros, observou incremento, no teor de amônio e nitrato no solo, em decorrência dos processos de mineralização da matéria orgânica e da maior concentração destas formas em relação ao nitrogênio total no soro de leite. Gheri, Ferreira e Cruz (2003) aplicaram, em colunas de solo cultivadas com capim tanzânia, diferentes doses de soro de leite com finalidade de suprir a demanda por potássio (0 a 300 kg ha⁻¹ de K₂O) e verificaram aumento na produção de matéria seca, nas quantidades de K, P e Ca absorvidas pela planta e no teor de K no solo.

Caovilla et al. (2005), estudando a percolação de nutrientes em colunas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária de suinocultura, verificaram que o nitrato apresentou maior mobilidade no processo de lixiviação e, posteriormente, o potássio, proporcionalmente, aos tratamentos avaliados. De

modo geral, a maior lâmina aplicada de água residuária apresentou, nos lixiviados, os maiores níveis de concentração de nitrato e potássio. Bosco et al. (2008) verificaram aumento na concentração de cálcio, magnésio e fósforo em um Latossolo Roxo distroférico, decorrente da aplicação durante oito anos consecutivos, de águas residuárias da suinocultura, a uma taxa de 99 ton ha⁻¹ a cada ano.

Cabral et al. (2011) avaliaram o efeito da aplicação de água residuária de suinocultura sobre as propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distrófico e sobre a produção do capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) ao aplicarem entre 0 e 750 m⁻³ ha⁻¹ durante o ciclo da cultura. Verificaram que a aplicação de ARS contribuiu, para o aumento do magnésio e do fósforo e a redução do alumínio no solo e que não houve efeito significativo em relação às características fisiológicas da planta.

No Brasil, a prática do reúso na irrigação agrícola é, ainda, nova e alguns entraves legislativos e técnicos têm limitado sua expansão não apenas aqui, mas também em outros países. No Brasil podem ser citadas: a falta de legislação apropriada para o reúso de diferentes tipos de efluentes agroindustriais, e a falta de estudos que subsidiem a construção de legislação que regulamente o uso de efluentes agroindustriais na agricultura (BERTONCINI, 2008). A regulamentação, com parâmetros únicos, é dificultada em função da variedade de águas residuárias e, mesmo aquelas provenientes de processos agroindustriais semelhantes, podem apresentar diferenças significativas que dependem do tipo de processo produtivo empregado, além dos diferentes níveis de tratamento utilizados antes da aplicação no solo.

Essa unificação de parâmetros é dificultada ainda mais pela pouca informação na literatura sobre a disposição no solo de efluentes agroindustriais, principalmente, os de bovinocultura. O referencial, para definição das taxas de aplicação, não deve ser lâminas calculadas em função da evapotranspiração da

cultura mas, sim, da capacidade do sistema solo-planta em absorver o resíduo aplicado sem comprometer a qualidade do solo, da planta nem das águas subterrâneas (ERTHAL et al., 2010).

Atualmente, tem sido pautada, como forma de determinação da quantidade aplicada, a capacidade extratora da planta, sem levar em consideração as características do solo e a sua utilização como reator de tratamento. Este fato reduz as lâminas a serem aplicadas e aumenta a área para aplicação desses resíduos, inviabilizando, muitas vezes, a disposição de efluentes no solo. Outra forma relatada na literatura é a aplicação de volumes de efluentes por hectare, como se os efluentes apresentassem as mesmas características físico-químicas. Diante disso, torna-se necessária maior exploração do tema, por meio de pesquisas, para consolidar as poucas informações disponíveis na literatura.

2.3 Sistema de aplicação de águas residuárias no solo

Os sistemas de disposição podem ser infiltração-percolação, escoamento superficial e fertirrigação.

2.3.1 Infiltração-Percolação

No sistema de infiltração-percolação ou infiltração rápida, o objetivo é fazer do solo um filtro para as águas residuárias. Este sistema é caracterizado pela percolação da água residuária, a qual, purificada pela ação filtrante do meio poroso, constitui recarga para águas freáticas ou subterrâneas. Nesse caso, o efluente é disposto em bacias rasas (tabuleiros) ou valas de infiltração e sem revestimento impermeabilizante no fundo, construídas em solos de alta permeabilidade, onde é forçado a se infiltrar e percolar pelo perfil. Neste método, são utilizadas altas taxas de aplicação, sendo as perdas por evaporação, relativamente, pequenas (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

As águas percoladas podem ser direcionadas para abastecimento freático ou captadas por rede de drenagem subsuperficial ou sistema de poços freáticos, para terem outros usos.

A taxa de aplicação de água residuária no terreno deve variar de 15 a 30 cm dia⁻¹; do volume aplicado, mais de 90% poderá constituir recarga de água subterrânea. Entretanto, caso se opte por definir a taxa de aplicação, com base numa carga orgânica considerada máxima, para que os microrganismos possam degradar, com eficiência, o material orgânico adicionado (750 kg ha⁻¹ dia⁻¹ de DBO), que é técnica e, ambientalmente, muito mais adequada, as lâminas a serem aplicadas podem ser tão pequenas que podem até não gerar significativo fluxo vertical descendente de água no solo. Nesse caso, se grande parte da DBO não for removida por tratamentos prévios, o que possibilitaria a aplicação de maiores lâminas diárias de água residuária, o sistema poderá não funcionar como infiltração-percolação.

2.3.2 Escoamento superficial

No método de tratamento por escoamento superficial, as águas residuárias são aplicadas em taxas superiores às da sua capacidade de infiltração no solo, em terrenos regulares e de baixa declividade, cultivados com vegetação rasteiras, geralmente gramíneas, que se deslocam rampa abaixo até canais de coleta, posicionados ao final dessas rampas de tratamento. À medida que a água residuária escoar sobre o terreno, parte se evapora, uma pequena parte se infiltra e o restante é coletado em canais. Durante o percurso de escoamento, o sistema solo-planta, juntamente com os microrganismos que se desenvolvem nesse meio, constitui filtro natural, possibilitando a degradação de parte do material orgânico e a retenção química e física de constituintes inorgânicos em solução na água (CORAUCCI FILHO et al., 1999). A aplicação da água residuária pode ser feita por aspersão, utilizando-se aspersores de média e baixa pressão, por tubos

“janelados” ou por sistema de bacias de distribuição para os sulcos (irrigação por superfície).

O uso de culturas em crescimento, na área de tratamento/disposição das águas residuárias, é essencial para aumentar a taxa de absorção dos nutrientes disponíveis no solo e a perda de água por transpiração. Além disso, a vegetação representa barreira ao livre escoamento superficial do líquido no solo, aumentando a retenção de sólidos em suspensão e evitando a erosão e proporciona um “habitat” para a biota, possibilitando maior oportunidade para a ação dos microrganismos (MATOS et al., 2005).

2.3.3 Fertirrigação

A fertirrigação é uma técnica de disposição/tratamento, em que se prioriza o aproveitamento dos nutrientes presentes na água residuária, razão suficiente para se considerar ser este o método de disposição excelente opção para tratamento/disposição final de águas residuárias agroindustriais (MATOS et al., 2005). Nutrientes como: nitrogênio, potássio e, principalmente, fósforo são fundamentais, no cultivo de solos pobres, como os que ocorrem na maior parte do Brasil. Dessa forma, acredita-se que métodos de tratamento que não vislumbrem a reciclagem de nutrientes estão, inexoravelmente, condenados a desaparecerem em futuro próximo.

O aproveitamento de águas residuárias ricas em nutrientes, na fertirrigação de culturas agrícolas, possibilita o aumento da produtividade e qualidade dos produtos colhidos, redução da poluição ambiental, além de promover melhoria nas características químicas, físicas e biológicas do solo (ERTHAL et al., 2010).

A taxa de aplicação de águas residuárias agroindustriais deve, no entanto, estar baseada na dose de nutrientes recomendados, para as culturas agrícolas, pois, caso esses níveis sejam suplantados, além de poder ser

comprometida a produtividade da cultura, podem provocar poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas. Por essa razão, deve-se atentar para o fato de que águas residuárias agroindustriais nunca devem ser aplicadas, em quantidades equivalentes às requeridas pelas plantas, para atender suas necessidades hídricas, pois, se isso for feito, poderá haver salinização do solo, com conseqüente queda de produção da cultura, além de contaminação de águas superficiais e subterrâneas (MATOS et al., 2005).

A Organização Mundial de Saúde recomenda, como suficiente, o tratamento primário das águas residuárias domésticas para a fertirrigação de culturas que não são de consumo humano direto. O tratamento secundário e, provavelmente, a desinfecção e a filtração são consideradas necessárias apenas quando estas águas forem utilizadas na fertirrigação das culturas para consumo direto (WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO, 2006).

As principais vantagens do método de disposição como fertirrigação de culturas agrícolas são: ser um método combinado de tratamento e disposição final além de proporcionar fertilização e condicionamento do solo e, com isso, retorno financeiro na fertirrigação de áreas agricultáveis. As maiores desvantagens são os elevadíssimos requisitos de área, ser dependente do clima e dos requisitos de nutrientes dos vegetais, possibilidade de contaminação dos trabalhadores na agricultura (na aplicação, por aspersão, de águas contaminadas com agentes patogênicos) e possibilidade de ocorrência de alterações químicas e físicas no solo quando aplicadas em doses e formas inadequadas (CORAUCCI FILHO et al., 1999; MATOS et al., 2005).

2.4 Recuperação de Pastagens Degradadas

Por definição, designa-se como degradação de pastagem ao processo evolutivo de perda de vigor, produtividade e da capacidade de recuperação natural de uma dada pastagem, tornando-a incapaz de sustentar os níveis de

produção e qualidade exigidos pelos animais, bem como o de superar os efeitos nocivos de pragas, doenças e invasoras. Num estágio avançado poderá haver considerável degradação dos recursos naturais (MACEDO, 1995).

Área degradada é aquela que sofreu, em algum grau, perturbações em sua integridade, sejam elas de natureza física, química ou biológica.

A recuperação de áreas degradadas está intimamente ligada à ciência da restauração ecológica. Restauração ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. Um ecossistema é considerado recuperado – e restaurado – quando contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais (BRASIL, 2014).

As principais alterações descritas para os solos fertirrigados com águas residuárias se resumem aos efeitos sobre o carbono e nitrogênio totais, atividade microbiana e N-mineral, cálcio e magnésio trocáveis, salinidade, sodicidade e dispersão de argilas (FONSECA et al., 2007).

Como as águas residuárias de animais apresentam elevado teor de matéria orgânica, destacam-se as seguintes vantagens: melhoria na estrutura do solo, facilitando a penetração das raízes; redução à plasticidade e coesão; aumento da capacidade de retenção de água; minimização da variação da temperatura do solo; aumento da CTC (capacidade de troca catiônica) fornecendo nutrientes para a planta; aumento do poder tampão do solo; diminuição da densidade aparente e aumento da porosidade (TAMANINI, 2004).

Erthal et al. (2010), utilizando água residuária de bovinos leiteiros, criados em confinamento (free-stall), verificaram aumento tanto na CTC quanto na saturação por bases (V). De acordo com esses mesmos autores, os aumentos na CTC e V com a aplicação de águas residuárias são atribuídos à alta concentração de íons e aos colóides orgânicos presentes nos efluentes.

Em relação ao Ca^{2+} e Mg^{2+} , Erthal et al. (2010) mostraram que, com a utilização de águas residuárias, eles aumentaram com o tempo de aplicação; tal fato pode ser pela intensa liberação destes íons com a mineralização da matéria orgânica no solo.

O fósforo contido nas águas residuárias é lentamente disponibilizado com a degradação do material orgânico, tornando-se menos sujeito às reações de adsorção e fixação pelos óxidos de ferro e alumínio presentes no solo (SCHERER; BALDISERA, 1994). Esse é um aspecto altamente positivo da aplicação de águas residuárias no solo, pois, na maioria das regiões de clima tropical, o fósforo aplicado na forma mineral solúvel pode ser, fortemente, fixado pelos referidos óxidos e hidróxidos presentes, não permanecendo disponível para as plantas. Resultados de Eghball, Binford e Baltensperger (1996) e Mozzaffari e Sims (1994) permitiram observar maior movimentação do P no perfil do solo que recebeu dejetos em comparação com o adubo mineral, atribuindo esse fato à movimentação do P na forma orgânica.

Souto et al. (2005) afirmam que, com o aumento dos custos com adubação mineral, os produtores passaram a ter uma nova visão sobre a adubação orgânica, dando importância à utilização deste material como agente modificador das condições físicas, químicas e biológicas do solo, tornando o sistema mais sustentável.

Se bem planejada, a disposição de águas residuárias no sistema solo-planta poderá trazer benefícios, tais como fonte de nutrientes e água para as plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor, além da vantagem do solo apresentar grande capacidade de decompor ou inativar materiais, potencialmente, prejudiciais ao ambiente, por meio de reações químicas e por processos microbiológicos. Com isso, os efluentes de animais, apesar de apresentarem elevado potencial poluidor, podem se tornar alternativa econômica, para a propriedade rural, se manejados adequadamente sem

comprometer a qualidade ambiental (CONDE; HOMEM; ALMEIDA NETO, 2012).

2.5 Impactos ambientais da aplicação de resíduos sólidos no solo

A disposição de resíduos no solo, normalmente, é causa de muitas controvérsias. Entretanto, verifica-se que o solo constitui o melhor e mais seguro meio, para a disposição de poluentes, em relação à hidrosfera ou à atmosfera. Os solos são capazes de oxidar e/ou precipitar os compostos e removê-los da cadeia alimentar, de modo mais seguro que o ar ou a água. Outro benefício da disposição desses resíduos no solo refere-se à possibilidade de serem utilizados, na recuperação de áreas degradadas, ou na agricultura, como fertilizantes e corretivos do solo.

Em toda e qualquer tecnologia gerada, para a disposição de resíduos orgânicos no solo, por mais modernas e complexas que sejam, jamais se deve esquecer de contemplar os riscos potenciais de contaminação ambiental. Estudos recentes indicam que a disposição de águas residuárias no solo pode aumentar a produtividade das culturas, melhorar a qualidade dos produtos colhidos, promover melhorias em algumas propriedades físicas do solo, além de possibilitar redução na poluição ambiental.

Existem relatos na literatura de resultados satisfatórios de produtividade e estado nutricional (equilíbrio entre o tipo e a quantidade de nutrientes absorvidos, necessidade da planta em energia e eficiência do aproveitamento biológico dos nutrientes), quando culturas receberam resíduos orgânicos como parte ou como única fonte de nutrientes, sem maiores efeitos deletérios às plantas e ao meio ambiente, além de ter havido economia de fertilizantes convencionais. Entretanto a utilização de resíduos como fonte de fertilizante para o solo deve ser feita de maneira criteriosa, para que não venha ocasionar prejuízos aos solos, afetar

culturas exploradas e provocar contaminação de águas superficiais e subterrâneas (MEDEIROS et al., 2008).

Assim, a gestão da disposição final de resíduos no solo deve ser balizada no maior impacto positivo e menor impacto negativo possível.

2.5.1 Impactos positivos da disposição de resíduos orgânicos no sistema solo planta

A maior parte dos impactos positivos da disposição de resíduos no sistema solo planta está, diretamente, relacionada à disposição da matéria orgânica no solo. O conteúdo orgânico dos resíduos representa fator de extremo interesse para a agricultura. A matéria orgânica exerce importantes efeitos sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, agindo como um condicionador e contribuindo, substancialmente, para o crescimento e desenvolvimento das plantas.

a) Estruturação e estabilização dos agregados

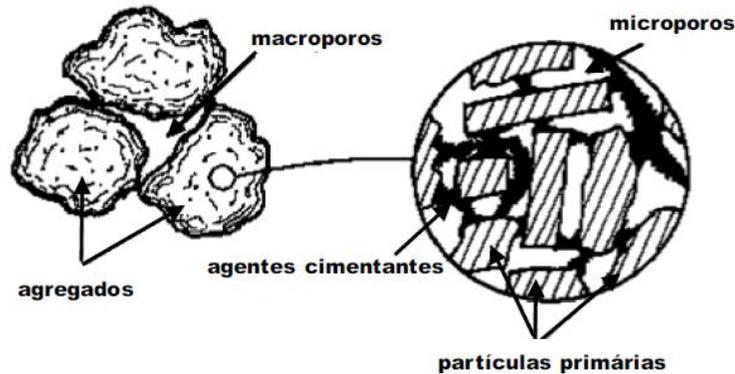
A formação e a estabilização dos agregados do solo ocorrem, simultaneamente, na atuação de processos físicos, químicos e biológicos. Esses processos atuam por mecanismos próprios, em que são envolvidos por substâncias que agem na agregação e na estabilização. Entre essas, encontram-se os compostos orgânicos (SILVA; MIELNICZUK, 1997). Vários estudos têm focado o uso de materiais orgânicos, para melhorar a agregação do solo, visto que as substâncias húmicas, principalmente, os ácidos húmicos, têm efeito benéfico na estabilidade dos agregados do solo.

Em uma revisão sobre o tema, Bastos et al. (2005) citam que um dos principais mecanismos, envolvidos no aumento da estabilidade dos agregados pela ação da matéria orgânica do solo, é a formação de ligações de materiais

orgânicos com as partículas minerais ou pela ação física de raízes ou hifas de fungos. Para a formação do agregado, é necessário que os coloides do solo se encontrem flocculados e que todos os componentes do agregado sejam, posteriormente, estabilizados por algum agente cimentante. A matéria orgânica, os óxidos e os hidróxidos são agentes cimentantes (Figura 1), tanto das partículas primárias quanto das partículas secundárias do solo. O aumento da estabilidade dos agregados está intimamente relacionado com a capacidade da matéria orgânica de se aderir às partículas minerais do solo, formando as ligações argilo-metal-húmicas.

A manutenção de uma boa estabilidade de agregados é condição primordial para garantir altas produtividades (PERIN et al., 2002). Em estudos realizados por Souza et al. (2003), foi verificado que a matéria orgânica, avaliada em diferentes tipos e profundidades de solos do estado de São Paulo, apresentou comportamento espacial similar com a estabilidade de agregados.

Figura 1 - Desenho esquemático dos macro e microporos do solo agregados pela matéria orgânica (agente cimentante).



Fonte: Matos (2014).

b) Aumento da porosidade do solo

A matéria orgânica afeta a porosidade, contribuindo para valores mais elevados. Solos arenosos apresentam menor porosidade total, uma vez que suas partículas, grosseiras, tendem a se arranjar numa disposição piramidal, que apresenta menor espaço entre as partículas. Os solos argilosos apresentam, em geral, maiores porosidades, porque suas partículas, finas, tendem a assumir um arranjo mais espaçado e, além disso, formam agregados que aumentam a porosidade.

A porosidade do solo está ligada a uma série de características importantes do solo: movimento e retenção de água, arejamento, reações do solo, movimento de água relacionado à erosão, manejo do solo, penetração radicular, dentre outras.

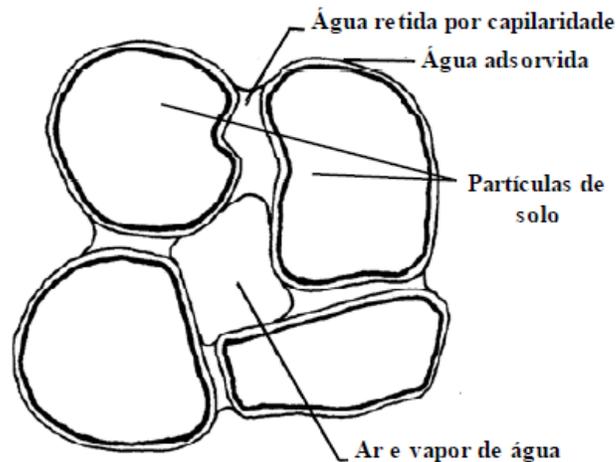
c) Retenção de água no solo

Estudos mostram que a aplicação do lodo de esgoto no solo aumenta a capacidade de infiltração e retenção de água, pelo aumento da porosidade total do solo. A retenção de água se dá por adsorção e capilaridade no solo. Na adsorção a retenção da água ocorre nas superfícies dos sólidos do solo como filmes presos a ela. A capilaridade retém água nos pequenos interstícios das partículas do solo (Figura 2), que, bem estruturado pela ação da matéria orgânica, tende a reter mais água.

Kiehl (1985) declara que a matéria orgânica fresca tem capacidade de retenção de água em torno de 80% do seu peso, à medida que vai sendo humificada, essa capacidade se eleva para cifras médias de 160%; a matéria orgânica bem humificada, rica em coloides, como as turfas e os solos orgânicos, pode ter de 300 a 400% de capacidade de retenção, enquanto as substâncias húmicas puras podem alcançar de 600 a 800% de capacidade de reter água, ou seja, de 6 a 8 vezes o seu peso.

Jnad et al. (2001) verificaram, em solo cultivado com grama e irrigado com esgoto, que houve incremento na capacidade de retenção de água no solo, causado pelo decréscimo de macroporos (acúmulo de sólidos e presença de Na⁺) e acréscimo de microporos, influenciando, assim, a condutividade hidráulica do solo saturado. Aplicaram durante 2 anos, 1.809 mm de esgoto tratado (precipitação = 743 mm), em solo cultivado com milho e girassol (2 ciclos cada) e verificaram que a irrigação modificou a distribuição do tamanho de poros no solo, aumentando a macroporosidade (50 μm) e reduzindo a microporosidade (0,2–50 μm) o que proporcionou aumento da umidade da capacidade de campo.

Figura 2 - Formas de retenção de água no solo.



Fonte: Matos (2014).

d) Disponibilização de macro e micronutrientes

Os teores dos nutrientes presentes nos resíduos orgânicos são variáveis (Tabela 1). O valor fertilizante é dependente da fração mineral, que é considerada, prontamente, disponível às plantas; e da fração orgânica, que

necessita ser transformada, enzimaticamente, para disponibilizar os nutrientes nele contido, pelo processo de mineralização.

Um dos efeitos positivos da aplicação de matéria orgânica é o suprimento de nutrientes de forma equilibrada. O fornecimento de nutrientes com adubação orgânica pode ser considerado sob dois aspectos: como fonte direta de macro e micronutrientes, via processo de mineralização e, na participação da fração orgânica em processos, que melhoram a disponibilidade dos nutrientes (MATOS et al., 2005).

Além disso, a matéria orgânica pode se formar com compostos com macro e micronutrientes (metais), com elevada estabilidade, conhecidos como quelatos. Esses metais sofrem alteração, na sua disponibilidade para as plantas, porque os compostos apresentam maior solubilidade e porque muitos dos exudatos radiculares são capazes de retirar estes elementos das estruturas formadas com a matéria orgânica. A liberação gradual dos nutrientes favorece a absorção pelas plantas, diminuindo as perdas para o ambiente e evitando contaminação ambiental (MATOS et al., 2005).

A velocidade de aproveitamento dos nutrientes fornecidos por um material orgânico depende da facilidade com que esse material pode ser decomposto, de suas características químicas e do pH do meio onde este se encontra. O material rico em celulose é decomposto três vezes mais rápido, em relação às partes lenhosas ricas em taninos (LARCHER, 2000). Essa diferença, no tempo de decomposição dos esterco, resulta em diferentes períodos de liberação de nutrientes no solo. A matéria orgânica adicionada ao solo não disponibiliza, de imediato, as quantidades totais dos nutrientes para as plantas. Desse modo, a aplicação contínua de fertilizantes orgânicos tende a favorecer o acúmulo gradual dos nutrientes no solo, propiciando um efeito residual para os cultivos subsequentes.

Tabela 1 - Teores percentuais de matéria orgânica (MO), nitrogênio (N), fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O) e relação carbono/nitrogênio em dejetos animais (teores em matéria seca).

Adubo	M.O	N	P_2O_5	K_2O	C:N
Esterco de bovinos	57	1,7	0,9	1,4	32:9
Esterco de bovinos	46	1,4	0,5	1,7	18:1
Esterco de bovinos	53	1,9	0,7	0,4	16:1
Esterco de bovinos	65	1,4	1,0	2,0	31:1
Esterco de bovinos	50	3,0	3,0	2,0	11:1
Composto orgânico	31	1,4	1,4	0,8	-
Resíduo urbano	29	1,4	0,2	1,0	-

Fonte: Adaptado de Kiehl (1985.)

e) Alteração no índice pH

O pH do resíduo orgânico, seja sólido ou líquido, promove variação no pH do solo, seja pelo valor de pH do resíduo, seja ácido ou básico, seja pela decomposição da matéria orgânica. Quando o pH do resíduo estiver muito abaixo da neutralidade, medidas devem ser tomadas para a sua elevação e o não comprometimento do sistema solo-planta, como, por exemplo, a adição de corretivos ($CaCO_3$, $Ca(OH)_2$, CaO), entre outros). Quando o pH for básico, a dosagem do resíduo, além das disponibilidades nutricionais, deve ser balizada na possibilidade de sua utilização como corretivo da acidez do solo, além de ser fonte de nutrientes (MATOS et al., 2005).

Quando aplicada no solo, a matéria orgânica rica em metais alcalinos e alcalinos terrosos (Ca, Mg, Na, K) passa por processos de biodegradação e tendem a elevar o pH do solo. A matéria orgânica possui elevado poder de tamponamento do solo. Poder tampão ou grau de tamponamento de uma substância é a propriedade que ela tem de resistir contra uma mudança brusca do pH do meio em que se encontra. Quanto maior o teor de matéria orgânica do solo maior será sua resistência à mudança de reação (MATOS et al., 2005).

f) Influência nas propriedades físico-químicas do solo

A capacidade de troca de cátions (CTC) é uma característica físico-química fundamental dos solos. Indica a quantidade de íons positivos que um solo é capaz de reter em determinadas condições e permutar por quantidades estequiometricamente equivalentes de outros íons do mesmo sinal.

A capacidade de troca de cátions (CTC) de um solo diz respeito ao número de cargas negativas que existe na superfície dos coloides e dá ideia de sua capacidade de adsorver nutrientes catiônicos das plantas, no caso de K, Ca e Mg (entre outros). Funciona, também, como indicador do poder tampão do solo, ou seja, de sua capacidade de resistir às mudanças no pH. A matéria orgânica tem elevada CTC e, ao ser incorporada ao solo, tende a aumentar a sua CTC que, contudo diminui com o tempo, em função da sua oxidação pelos organismos do solo. A CTC da matéria orgânica varia de 200 a 300 cmolc kg⁻¹ (MELO; MARQUES; MELO, 2001).

g) Influência na microbiologia do solo

Uma preocupação particular, nesse tipo de prática, é com relação ao funcionamento biológico do solo, cuja comunidade microbiana desempenha importante função na sustentabilidade e qualidade do solo, atuando em processos chave, como decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, com influência direta na sua fertilidade e na nutrição vegetal. A comunidade microbiológica é dinâmica e responde, prontamente, a alterações ambientais, inclusive, àquelas provenientes do uso e manejo do solo, que causam modificações quantitativas e qualitativas na sua estrutura (TÓTOLA; CHAER, 2002). Assim, os atributos microbiológicos podem atuar como bioindicadores da saúde do solo ou dos distúrbios que podem ocorrer pela ação antrópica.

Os resíduos orgânicos sólidos e líquidos, quando aplicados ao solo, causam alterações na estrutura e no funcionamento do agroecossistema, sendo a comunidade microbiana um dos componentes mais sensíveis, podendo ser utilizada como indicador da qualidade dos solos. A aplicação de resíduos orgânicos pode tanto estimular, em razão do aumento de carbono e nutrientes disponíveis, como inibir, pela presença de metais pesados e outros poluentes, a atividade microbiana do solo (PONTES, 2002). Portanto o comportamento da população microbiana depende da qualidade e da quantidade dos resíduos que estão sendo adicionados ao solo.

A maioria dos microorganismos presentes no material orgânico é benéfica ao solo e às plantas, os quais contribuem, diretamente, para a decomposição da matéria orgânica, pois atuam nos ciclos biogeoquímicos tanto do carbono quanto do nitrogênio, do enxofre, do fósforo entre outros. Desta forma, ajudam a aumentar a fertilidade dos solos, pela disponibilização dos nutrientes e, conseqüentemente, a aumentar a produtividade agrícola (MATOS et al., 2005).

Além disso, os microrganismos presentes nos resíduos orgânicos sólidos ou líquidos podem estimular a supressividade aos patógenos veiculados pelo solo combatendo organismos causadores de doenças em plantas.

As plantas, após a exposição a agentes bióticos ou abióticos, podem ser induzidas à defesa contra patógenos, enquanto permaneçam espacialmente separados, sem exibirem alterações, o que é conhecido como resistência sistêmica induzida, porém o mecanismo de como ocorre permanece desconhecido. No Brasil, poucos estudos foram conduzidos, para avaliar o efeito da aplicação de resíduos orgânicos, na indução de supressividade a patógenos do solo e de resistência a patógenos foliares. Entre esses estudos pode-se destacar a contribuição de Ghini et al. (2007) que investigaram efeitos do lodo, na

supressividade de diferentes patógenos de solo, que recebeu aplicação de lodo de esgoto, durante seis anos.

Em revisão sobre o tema, Araújo e Bettiol (2009) verificaram que a incorporação de lodo de esgoto nos solos reduziu a incidência ou a severidade do mofo-branco em alface, causado por *Sclerotinia minor* (Lib.); das podridões de raízes de sorgo e de cana - de- açúcar, causadas por *Pythium arrhenomanes* Drechsler; da podridão do colo do pimentão, causada por *Phytophthora capsici* Leonian; do tombamento causado por *Rhizoctonia solani* Kühn e *Pythium ultimum* Trow em ervilha e algodão; da podridão de raiz em feijão, algodão e rabanete, causada por *Rhizoctonia solani*; do tombamento e da podridão do colo de feijoeiro, causados por *Sclerotium rolfsii* Sacc.; de podridão de *Ralstonia solanacearum* em tomate. Por outro lado, os autores verificaram, também, que o lodo de esgoto não interferiu na incidência das podridões de raízes e do colo, causado por *Phytophthora capsici*, em pimenta, nem reduziu a população dos patógenos no solo.

2.5.2 Impactos negativos da disposição de resíduos orgânicos no sistema solo- planta e nas águas

Impactos negativos no sistema solo-planta serão decorrentes da aplicação de doses inadequadas de águas residuárias. Desta forma, a quantificação correta das doses a serem aplicadas no solo e o manejo adequado da aplicação e do solo minimizam os impactos negativos e maximizam os impactos positivos da aplicação de efluentes no solo (MATOS et al., 2005).

a) Risco de selamento superficial

A aplicação de resíduos no solo rico em óleos e graxas tanto de origem animal quanto vegetal pode causar selamento superficial e impedir a infiltração da água no solo, trazendo problemas para o sistema solo-planta: reduzindo a disponibilidade de água para as plantas e microrganismos do solo, aumento do escoamento superficial e, conseqüentemente, dos processos erosivos (MATOS et al., 2005).

Quando for feita a disposição no solo de resíduos orgânicos ricos em material graxo, deve-se estar atento ao manejo deste solo, evitando-se a disposição de grandes quantidades. Mesmo quando da aplicação em menores quantidades, deve-se evitar a disposição sobre o solo e, sim, a incorporação do resíduo no solo antes do plantio da cultura. Isso proporcionará uma melhor interação entre o resíduo e os microrganismos do solo e, conseqüentemente, mais rápida degradação.

Silva (2009) verificou que a aplicação de soro de leite no solo como destino final para esse resíduo é uma alternativa viável do ponto de vista ambiental, desde que seja feito um correto manejo, a fim de evitar problemas de selamento superficial.

A aplicação de resíduos ricos em sódio pode provocar o selamento superficial pela desestruturação dos agregados do solo. Os solos, com elevada percentagem de sódio trocável, são susceptíveis ao selamento superficial e erosão hídrica. Teores elevados de sódio e baixa concentração do eletrólito (baixa condutividade elétrica) aumentam a argila dispersa em água e a viscosidade da água, modificações que reduzem a condutividade hidráulica do solo e aumentam o escoamento superficial.

A formação de selo superficial, responsável pela redução da infiltração de água no solo, é em virtude de dois mecanismos: (a) dispersão física dos

agregados do solo, causada pela ação do impacto das gotas de chuva, e (b) dispersão química, que depende da percentagem de sódio trocável no solo e da concentração eletrolítica da solução do sol.

b) Risco de salinização do solo

A aplicação constante e sem critérios de resíduos orgânicos sólidos ou líquidos no solo pode causar elevação na concentração de sais no solo e potencial risco de salinização ao longo dos anos.

As aplicações de resíduos no solo devem ser feitas em quantidades que forneçam o total de nutrientes que as culturas irão absorver durante seu período de desenvolvimento e produção. Deve-se sempre basear no nutriente presente em maior quantidade ou naquele menos exigido pela cultura. A aplicação excessiva pode causar acúmulo de nutrientes no solo (elevação da condutividade elétrica) e, conseqüentemente, indisponibilidade de água para as plantas (elevação do potencial osmótico). Assim, mesmo em solo úmido, as plantas não conseguem absorver água (MATOS et al., 2005).

c) Toxicidade ao sistema solo-planta

A aplicação excessiva de resíduos no solo possibilita o acúmulo de substâncias orgânicas e inorgânicas tóxicas às plantas e aos microrganismos. As quantidades dos nutrientes e elementos-traço que podem causar toxicidade às plantas são muito variáveis. O arsênio, por exemplo, apresenta-se tóxico para o Capim Sudão, quando em concentração de 12 mg L⁻¹; já, para o arroz, a toxicidade se manifesta com concentrações inferiores a 0,05 mg L⁻¹. Assim, atenção deve ser dada a esses elementos mesmo quando em pequenas concentrações (MATOS et al., 2005).

Em solos de menor pH, os elementos-traço tornam-se mais disponíveis para a absorção pelas plantas e organismos do solo. Quando absorvidos pelas plantas, podem se acumular em seus tecidos e frutos e, quando consumidos, provocarão acúmulo na cadeia alimentar (MATOS et al., 2005).

d) Risco de contaminação de águas subterrâneas

Os resíduos orgânicos sofrem degradação no solo e liberam para o meio nutriente e compostos inorgânicos que, se não forem absorvidos pelas plantas ou adsorvidos pelo solo, são carregados no perfil do solo podendo alcançar e contaminar as águas subterrâneas (MATOS et al., 2005).

Os riscos de contaminação tendem a aumentar quando o lençol freático estiver muito próximo da superfície; o solo for muito macroporoso; o íon contaminante apresentar carga igual à predominante no meio poroso (ex. nitrato); houver aplicação de doses acima da capacidade de retenção de poluente no solo.

A aplicação em excesso de resíduos no solo pode superar a capacidade de absorção pelas culturas e saturar os sítios de troca (adsorção) do solo. Atenção especial tem sido dada ao nitrato, uma das formas oxidadas de nitrogênio e que não é adsorvido pelos sítios de troca do solo, tornando-se, extremamente móvel no solo e um dos principais poluentes contaminadores de águas subterrâneas.

Na Europa, enquanto as fontes pontuais têm provocado a maioria da poluição identificada até a data, há evidência de que as fontes difusas estão a ter um impacto crescente na água subterrânea. Por exemplo, atualmente, as concentrações de nitrato excedem a norma de qualidade deste parâmetro em cerca de um terço das massas de água subterrânea nesse continente (MATOS et al., 2005).

2.6 Doses de aplicação dos resíduos sólidos no solo

De acordo com Matos (2014), o Brasil não possui, ainda, uma legislação específica para a disposição final de resíduos sólidos no solo, em especial, para aplicação na agricultura, em florestas e em áreas degradadas, à exceção da CONAMA 375 (BRASIL, 2006). Ela é responsável pela classificação dos resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública. Em vista disso, baseando-se no que existe na legislação de outros países e na experiência que já se tem, no Brasil, sobre o assunto, algumas metodologias de definição das taxas de aplicação agrônômica e, ambientalmente, adequadas foram desenvolvidas.

A dose de aplicação de resíduos sólidos no solo deve variar com as exigências nutricionais das culturas a serem adubadas, já que todo e qualquer nutriente disponibilizado no solo, que não for, rapidamente, absorvido pelas plantas, poderá ficar acumulado, provocando a salinização do solo ou, quando removido por lixiviação, a contaminação de águas subterrâneas. Além disso, as características do solo e do clima e do próprio resíduo sólido devem ser consideradas. De maneira geral, a taxa de aplicação deve ser calculada de maneira que:

- a) não haja decréscimo na produção e na qualidade do produto;
- b) não haja acúmulo de metais pesados e outros elementos químicos no solo;
- c) os nutrientes e poluentes presentes no resíduo sólido não fiquem sujeitos à lixiviação, colocando em risco a qualidade das águas subterrâneas; e
- d) as culturas não fiquem contaminadas com patógenos que possam vir a constituir risco para a saúde dos agricultores e consumidores.

Existe uma série de métodos, para determinação das taxas de aplicação de resíduos sólidos no solo, entre os quais merecem destaque os de estimativa com base na concentração de metais pesados e na concentração do macronutriente em maior concentração no resíduo sólido.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

O experimento foi conduzido em 0,10 ha na Chácara Santo Antônio, em Brazópolis, Minas Gerais, latitude 22°27'S, longitude 45°36'W (FIGURA 3).

Em Brazópolis, o clima é quente e temperado. Há muito mais pluviosidade no verão que no inverno. Segundo a Köppen e Geiger o clima é classificado como Cwb. A temperatura média é 19,0 °C e 1.593 mm é o valor da pluviosidade média anual.

Figura 3 - (a) Vista geral da Chácara Santo Antônio, em Brazópolis – MG (b) destaque para as instalações da bovinocultura de leite.



Fonte: Do autor (2016).

Atualmente, a água residuária de bovinocultura (ARB), gerada na propriedade, é armazenada em tanques impermeabilizados com capacidade de armazenamento de 8,0 m³. Foi realizada uma análise da ARB (Tabela 2). A cada três dias, uma lâmina de 150 mm de ARB foi aplicada em um dos terraços existentes na propriedade (FIGURA 4). Os terraços são construídos em nível com base de, aproximadamente, 1 m de largura, em área de meia encosta

cultivada com gramíneas do gênero *Brachiaria*. Na disposição da ARB é utilizando o processo de infiltração-percolação.

Tabela 2 - Valores médios das variáveis avaliadas na água residuária da bovinocultura disposta no terraço.

Variáveis	pH	CE	DQO	NTK	CT	CTer
ARB	6,8	2,43	4.347	142	1×10^{12}	1×10^{11}

Fonte: Do autor (2016).

ARB - água residuária da bovinocultura, pH – potencial hidrogeniônico, CE – condutividade elétrica (dS m^{-1}), DQO – demanda química de oxigênio (mg L^{-1}), NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl (mg L^{-1}), CT – coliformes totais (NMP 100 mL^{-1}), CTer – coliformes termotolerantes (NMP 100 mL^{-1}).

Figura 4 - Vista geral de um dos terraços utilizados para a disposição da água residuária da bovinocultura em pastagem degradada na Chácara Santo Antônio, em Brazópolis-MG.



Fonte: Do autor (2016).

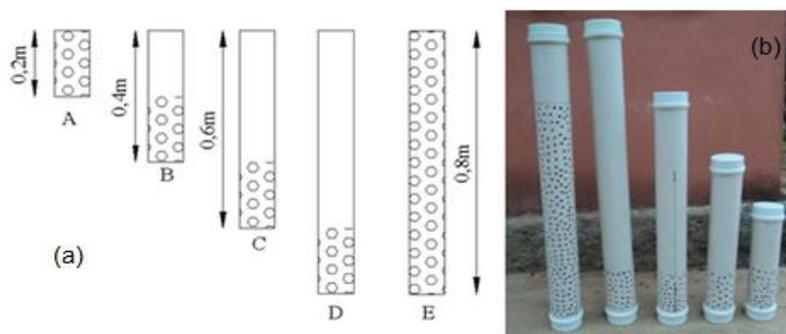
3.2 Procedimento experimental

Foram instalados tubos de PVC de 0,100 m de diâmetro (amostradores) em diferentes profundidades: 0,20, 0,40, 0,60, 0,80 m, espaçados um do outro de 3 metros para evitar qualquer tipo de interferência. Os tubos serão perfurados em uma extensão de 0,20 m ao longo do comprimento e dependendo da profundidade de instalação

3.2.1 Coleta de amostras

As amostras do percolado foram coletadas, em diferentes profundidades, por meio da instalação de amostradores. Os amostradores foram constituídos por tubos de PVC de 0,100 m de diâmetro, com tampões de base e no topo, com capacidade de armazenamento do líquido de 300 mL. Os amostradores foram instalados, no mês de setembro de 2014, em diferentes profundidades: 0,20 m, 0,40 m, 0,60 m e 0,80 m. Os tubos foram perfurados em uma extensão de 0,20 m, ao longo do comprimento e dependendo da profundidade de instalação (Figura 5).

Figura 5 - (a) Esquema dos diferentes amostradores: A, B, C e D - amostradores instalados a 0,20 m, 0,40 m, 0,60 m, 0,80 m de profundidade, respectivamente. E - amostrador testemunha instalado a 0,80 m de profundidade; (b) amostradores após o seu processo de confecção.

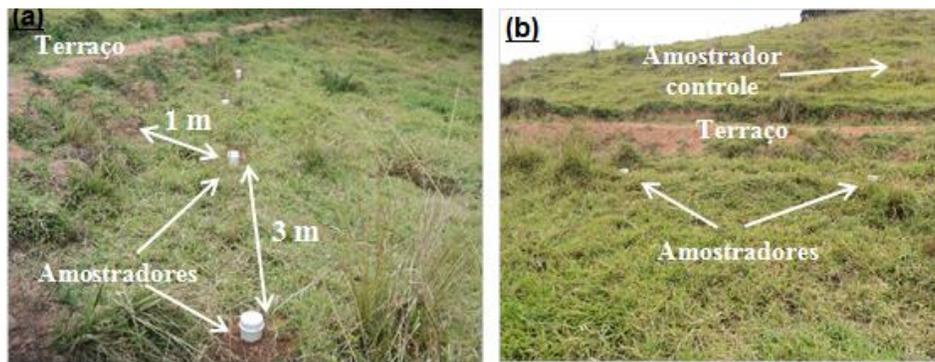


Fonte: Do autor (2016).

A distância entre os amostradores foi de 1 m da base do terraço e 3 m entre si, para evitar qualquer tipo de interferência. O amostrador controle foi instalado, em posição à montante do terraço, onde não houve aplicação da ARB, para evitar contribuição de percolado proveniente da ARB para este amostrador (Figura 6).

A disposição da ARB no terraço foi feita por sistema de bombeamento.

Figura 6 - Local de instalação dos amostradores de percolado (a) e do amostrador controle (b) à jusante e à montante do terraço, respectivamente.



Fonte: Do autor (2016).

Para a instalação dos amostradores, o solo foi escavado dependendo da profundidade de instalação (de 0,20 a 0,80 m). Os amostradores foram cobertos com tela plástica, tipo sombrite, para reduzir o carreamento de solo para dentro dos amostradores. Entre o solo e os amostradores foi inserida uma camada de areia, para facilitar o processo de drenagem da água do solo, para o amostrador. Na parte superior dos amostradores, primeiros 0,15 m de solo, foi inserida uma camada de argila compactada, para reduzir o caminho preferencial da água, quando em escoamento superficial no solo (Figura 7).

A coleta do percolado foi realizada, 30 dias após a instalação dos amostradores, usando equipamento de aplicação de soro e seringa com embolo, para sucção do líquido depositado no tampão do fundo dos amostradores.

O líquido coletado foi colocado em recipiente de plástico autoclavável, esterilizado e transportado em caixa de isopor com gelo até o laboratório para análises físico- químicas.

Figura 7 - Procedimento de instalação dos amostradores: (a) trincheira escavada no solo; (b) envolvimento do amostrador com material tipo sombrite; (c) colocação de areia ao redor do amostrador na parte inferior da trincheira; e (d) colocação de argila ao redor do amostrador na parte superior da trincheira.



Fonte: Do autor (2016).

3.2.2 Análises laboratoriais

A coleta de amostras aconteceu entre os meses de outubro de 2014 e abril de 2015, em intervalos não regulares, pois a geração de amostras dependia, também, da incidência das chuvas na região. Além disso, mesmo com a ocorrência de chuvas, havia a necessidade de que a quantidade fosse o suficiente para que contribuísse com a percolação até as camadas mais profundas do solo.

O líquido percolado nos tubos teve sua qualidade avaliada sempre que foi encontrado volume suficiente de amostra nos coletores para a realização das análises.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Qualidade de Água e de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA e compreenderam: pH, DQO, pelo método do refluxo fechado (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION, 2005).

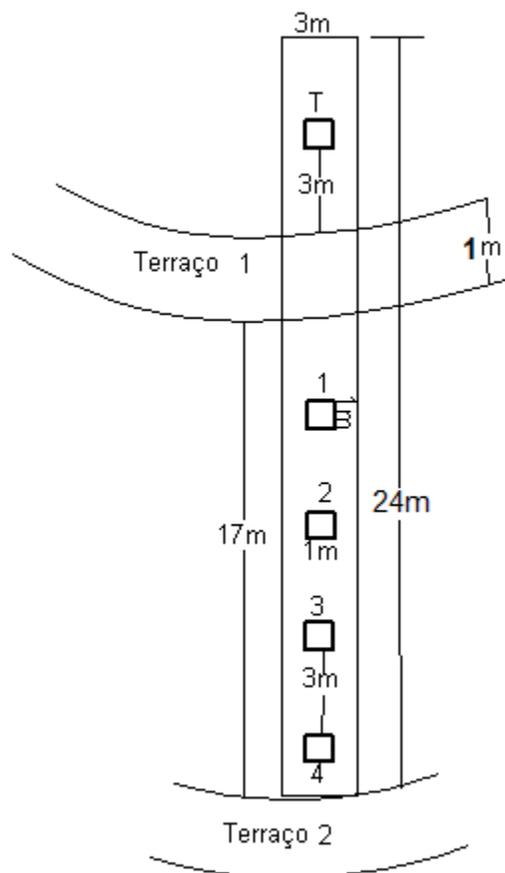
3.3 Análise da massa de forragem

A coleta de amostras aconteceu seis vezes entre os meses de março de 2015 e agosto de 2015, em intervalos não regulares. Foi isolada com cerca de arame farpado, uma área de pastagem em que foi lançada a ARB em um terraço de 1 metro de base. A cerca de arame foi confeccionada, no sentido perpendicular ao terraço 1, com dimensões de 3m de largura e 24m de comprimento. Quatro parcelas foram locadas, no terreno abaixo do terraço 1, distanciadas de 3m da base do terraço 1 e 3m entre cada parcela. A parcela testemunha foi locada a 3m de distância da crista do terraço 1. O terraço 2 não foi utilizado, para disposição de ARB, portanto não tem influência sobre os resultados do experimento (FIGURA 8).

Após trinta dias do isolamento da área, foi coletada massa vegetal da pastagem, ao longo da área cercada em cada parcela, para avaliação da produção de massa seca da pastagem, usando um gabarito construído de madeira de dimensões 1 m x 1 m (FIGURA 10). Após a coleta, a área cercada foi roçada e, após a brotação em intervalos não regulares, foi continuada a coleta da massa vegetal das parcelas para avaliação da produção de massa seca da pastagem. As avaliações da massa de forragem foram realizadas no Laboratório de Silvicultura do Departamento de Ciências Florestais da UFLA.

Foi utilizado o método direto de avaliação de massa de forragem com o corte e remoção da forragem, proveniente de cada parcela, acondicionada em sacos de plástico e levada ao laboratório para secar em estufa até o peso constante. Após a secagem na estufa, foi calculada a massa seca de cada parcela durante o período de monitoramento.

Figura 8 - Esquema de coleta de forragem: 1, 2, 3 e 4 são os pontos de coleta (parcelas 1 m x 1 m). T – amostra testemunha localizada a 3,0 m de distancia do Terraço 1.



Fonte: Do autor (2016).

Figura 9 - Locação das parcelas de coleta da massa de forragem.



Fonte: Do autor (2016).

Figura 10 - Gabarito 1m x 1m usado na coleta da massa vegetal.



Fonte: Do autor (2016).

3.4 Análise do solo

Foram coletadas amostras do solo, ao lado de cada parcela de coleta da massa de forragem: 1/2/3/4 e T à profundidade de 25 cm, para avaliação da análise química do solo: pH, fósforo (P), potássio (K), enxofre (S), cálcio (Ca), magnésio (Mg), matéria orgânica (MO), índice de saturação de bases (V) e capacidade de troca catiônica (CTC). A coleta do solo foi realizada com o trado holandês e as amostras acondicionadas em sacos de plásticos e levado para o laboratório. As análises químicas do solo foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA (FIGURA 13).

3.5 Testes estatísticos

Os dados foram submetidos ao teste de agrupamento de médias de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, com auxílio do software Sisvar (FERREIRA, 2011).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Percolado

Foram analisados o potencial hidrogeniônico e a matéria orgânica.

4.1.1 Potencial hidrogeniônico

As variações mais bruscas de pH no percolado ocorreram na profundidade de 40 cm e a partir da quarta coleta. Enquanto as outras profundidades de análise permaneceram mais estáveis em torno da média, mantendo próximas à neutralidade (Tabela 3).

Na profundidade de 40 cm, houve forte variação do pH no percolado, com redução acentuada dos valores, a partir da quarta coleta do percolado. Provavelmente, algum caminho preferencial, neste ponto, tenha conduzido maiores quantidades de água residuárias para o ponto de coleta. Observa-se que a degradação da matéria orgânica gera ácidos orgânicos que tendem a reduzir o pH do meio (CHERNICHARO, 2007).

Santos e Meurer (2012) verificaram que o pH médio, encontrado no percolado do Argissolo (Pvd), depois da aplicação de dejetos líquidos de suínos, não ultrapassou o valor de 4; já, no Nitossolo (NVd), a média do pH foi de 5,7, evidenciando que o tipo de solo pode favorecer a contaminação das águas subterrâneas.

Tabela 3 - Valores de pH observados no percolado em diferentes profundidades de solo no período de monitoramento após recebimento de águas residuárias da bovinocultura.

Coleta	Testemunha	PROFUNDIDADE				Média
		20 cm	40 cm	60 cm	80 cm	
Estação Chuvosa	7,1	6,5	6,1	6,5	6,9	6,62
Estação Chuvosa	7,0	6,4	6,7	6,9	6,8	6,76
Estação Chuvosa	6,1	6,3	6,6	6,3	6,4	6,34
Estação Chuvosa	7,4	6,8	5,1	6,1	6,7	6,42
Estação Chuvosa	7,2	6,2	3,4	6,4	6,6	5,96
Estação Seca	7,1	6,4	3,2	6,8	7,4	6,18
Média	7,0a	6,4ab	5,2b	6,5a	6,8a	6,38

Fonte: Do autor (2016).

Médias seguidas da mesma letra não se diferenciaram pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

4.1.2 Matéria orgânica (demanda química de oxigênio)

Os valores de demanda química de oxigênio (DQO) variaram ao longo do tempo de monitoramento e da profundidade de coleta do percolado no solo (Tabela 4). A maioria das coletas, nas menores concentrações de DQO, foi observada no ponto de coleta localizado à montante do terraço de lançamento dos efluentes (testemunha), evidenciando que os maiores valores de DQO, observados nos pontos à jusante do terraço, foram provenientes da água residuária da bovinocultura lançada no terraço, por infiltração e percolação.

Tabela 4 - Valores de demanda química de oxigênio (DQO mg/L) para as amostras de percolado coletadas em diferentes profundidades de solo no período de monitoramento.

Coleta	Testemunha	PROFUNDIDADE				Média
		20 cm	40 cm	60 cm	80 cm	
Estação Chuvosa	120	191	191	150	240	178,4
Estação Chuvosa	100	171	156	154	272	170,6
Estação Chuvosa	167	290	137	134	158	177,2
Estação Chuvosa	139	133	234	99	205	162,0
Estação Chuvosa	88	129	204	96	278	159,0
Estação Seca	105	231	224	266	287	222,6
Média	120a	191ab	191ab	150a	240b	178,4

Fonte: Do autor (2016).

Médias seguidas da mesma letra não se diferenciaram pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

No ponto testemunha, o maior valor de DQO, observado na terceira coleta do percolado, foi, provavelmente, ocasionado pelo escoamento superficial, tendo em vista que a área é de pastagem extensiva e que os animais defecam de forma difusa no campo.

As maiores concentrações de DQO, verificadas em todos os pontos amostrais na última coleta, exceto na testemunha, podem estar relacionadas ao acúmulo de matéria orgânica no coletor, ao longo do tempo, pela dificuldade de esvaziamento completo do coletor.

A matéria orgânica apresenta importância na estrutura dos solos, com influência na velocidade de infiltração da água e sua degradação gera ácidos orgânicos que tendem a reduzir o pH do meio, como observado na profundidade de 40 cm. A partir desse ponto, em que houve caminho preferencial de escoamento, é esperado encontrar menor teor de matéria orgânica. Entretanto, na maior profundidade (80 cm), foi encontrada a maior quantidade de matéria orgânica, indicando que pode ter ocorrido lixiviação de substâncias húmicas, que são mais difíceis de serem decompostas (MORETTI; BERTONCINI; ABREU-JÚNIOR, 2013).

Brito et al. (2007) verificaram concentração de DQO entre 100 e 130 mg L⁻¹, no percolado de colunas de solo (argissolo), com um metro de altura, após aplicação de doses de vinhaça equivalentes a 350 e a 750 m³ ha⁻¹. Nas colunas testemunhas o valor observado foi de 20 mg L⁻¹ de DQO no percolado.

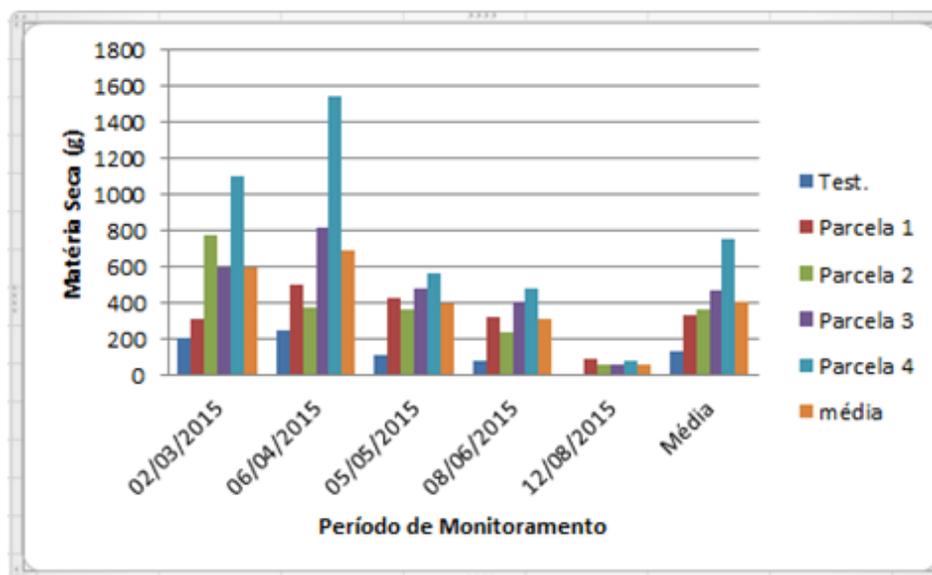
Resultados obtidos por Ceretta et al. (2003), em um trabalho com aplicações de dejetos líquidos em pastagens e por Cabral et al. (2011), que aplicaram dejetos suínos em capim elefante, não constataram aumento no teor de carbono orgânico, no solo em diferentes profundidades, com exceção dos 0-5 cm.

Em suma, o sistema solo- planta-microrganismo pode estabilizar a ARB disposta no solo, além de proteger os corpos de água à jusante. Pode ser considerado, ao mesmo tempo, como tratamento e reúso. Fato esse que é de grande importância como alternativa para os pecuaristas, no sentido de minimizar os impactos atuais relacionados com a qualidade e disponibilidade de água.

4.2 Massa de forragem

Os valores da massa seca total (MST) variaram, ao longo do tempo de monitoramento e da distância do terraço de lançamento da ARB (Figura 15). Verificou-se que maiores valores de MST foram observadas na parcela quatro, à jusante do terraço de lançamento dos efluentes, evidenciando que os maiores valores de MST, observados na parcela quatro localizada a quinze metros do terraço, foram provenientes de acúmulo de nutrientes, seja por infiltração e percolação, seja por escoamento superficial.

Figura 11 - Variação da massa seca total (MST) nas parcelas durante o período seco e chuvoso.



Fonte: Do autor (2016).

A variação da produção da MST está, diretamente, relacionada com a umidade do solo. A disponibilidade de água e a fertilização são as mais prováveis causas do aumento da produção da massa seca da pastagem, tendo em vista que outros elementos não foram mudados, acrescentados nem retirados do local.

Tabela 5 - Valores de massa seca total (MST) da gramínea coletada nas parcelas durante o período seco e chuvoso. no período de monitoramento.

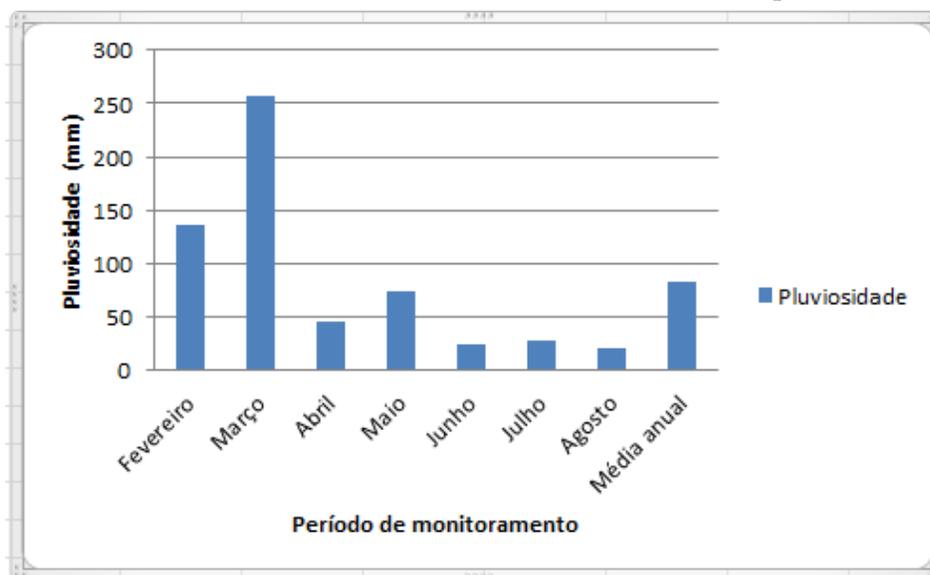
Data de Coleta	Testemunha	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Parcela 4
02/03/2015	208,5	309,0	778,9	595,6	1.105,9
06/04/2015	252,4	498,2	371,4	819,2	1.539,8
05/05/2015	110,9	429,2	369,5	484,8	560,9
08/06/2015	84,4	324,2	241,3	411,7	476,9
12/08/2015	9,3	92,2	59,3	57,0	82,9
Média	133,1a	330,6ab	364,1ab	473,6ab	753,3b

Fonte: Do autor (2016).

Médias seguidas da mesma letra não se diferenciaram pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

As maiores médias de produção de MST foram na primeira e segunda coleta, quando a pluviosidade foi elevada, evidenciando a segunda coleta em que houve a maior pluviosidade, no mês de março, influenciando a produção de MST no início do mês de abril. Nota-se um aumento significativo de produção de MST da parcela testemunha para a parcela quatro, localizada a 15 m do terraço de disposição da ARB. Provavelmente pode ter ocorrido um acúmulo de nutrientes, na parcela quatro, provenientes da ARB, pela declividade natural do terreno.

Figura 12 - Variação da pluviosidade fornecida pelo posto meteorológico da UNIFEI em 2015, distante cerca de 17 km da área experimental.



Fonte: Do autor (2016).

4.3 Análise do solo

Tabela 6 - Resultados analíticos da amostra do solo do laboratório de análise do solo da UFLA coletadas na data de 12/08/2015.

Identificação	pH	P mg/dm ³	K mg/dm ³	S mg/dm ³	Ca cmol/dm ³	Mg cmol/dm ³
Testemunha	5,1	1,42	32,0	2,51	0,80	0,80
Parcela 1	5,5	1,71	22,0	1,97	2,00	1,00
Parcela 2	5,5	3,84	83,0	1,97	2,40	1,50
Parcela 3	5,4	6,16	91,0	0,92	3,40	1,60
Parcela 4	5,4	6,16	76,0	3,05	3,30	1,90
Média	5,3	3,85	60,8	2,08	2,38	1,36

Fonte: Do autor (2016).

Tabela 7 - Resultados analíticos da amostra do solo do laboratório de análise do solo da UFLA coletadas na data de 12/08/2015.

Identificação Amostra	MO dag/kg	V %	CTC cmolc/dm ³
Testemunha	1,29	65,80	2,88
Parcela 1	1,29	60,32	3,56
Parcela 2	1,41	79,52	5,11
Parcela 3	1,52	70,05	5,23
Parcela 4	1,41	84,29	5,39
Média	1,38	73,54	4,43

Fonte: Do autor (2016).

Quando aplicada no solo, a matéria orgânica rica em metais alcalinos e alcalinoterrosos (Ca, Mg, Na, K), passa por processos de biodegradação e tendem a elevar o pH do solo (MATOS, 2014).

A incorporação de resíduos orgânicos no solo aumentou seu o pH, auxiliando na sua correção.

A liberação de ácidos orgânicos solúveis, logo após a incorporação de resíduos orgânicos, contribui para acidificação do solo. Entretanto, com a mineralização do material orgânico, os ácidos alcalinoterrosos (como K, Na, Ca e Mg) e outros íons passam a ser disponibilizados no meio. Esses íons proporcionam diminuição na atividade (força iônica) do hidrogênio e do alumínio (sua reação com a água proporciona a liberação de H⁺) no meio, o que se traduz com aumento no seu pH (MATOS, 2014).

A combinação do fósforo com compostos orgânicos e sua mineralização gradual, durante o ciclo da cultura, fazem com que esse nutriente fique menos sujeito às reações de adsorção e fixação (MATOS, 2014).

Nota-se um aumento gradativo nos teores de fósforo, estabilizando na parcela 3, evidenciando a mineralização e disponibilização gradual deste nutriente com o afastamento do terraço de lançamento da ARB.

O potássio é, prontamente, liberado com a disposição do material orgânico no solo. Esse nutriente é absorvido, em grande quantidade pelos vegetais, constituindo, em condições normais de fertilidade do solo, de 3% a 5% de sua massa seca (MATOS, 2014).

Houve aumento significativo no teor de potássio nas parcelas 2, 3 e 4 comparado com a parcela 1, com maiores teores deste nutriente na parcela 3, distanciada 11m da disposição da ARB.

A extração de enxofre pelas plantas forrageiras pode ser alta, em torno de $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, considerando-se produtividade de $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de MS e concentração de S na parte aérea de $2,5 \text{ g kg}^{-1}$ (WERNER; PAULINO; CANTARELLA, 1996).

O enxofre encontra-se, geralmente, associado ao material orgânico e sua disponibilização no solo depende da taxa de mineralização do material orgânico nesse meio (MATOS, 2014).

Nota-se maior concentração dos teores de enxofre na parcela 4, localizada a 15m do terraço de lançamento, evidenciando que houve maior taxa de mineralização do material orgânico, nesta parcela, que pode estar relacionada com a distancia da disposição da ARB.

O cálcio e o magnésio são macronutrientes que, quando presentes em resíduos orgânicos, também, precisam ser mineralizados às suas formas mais simples e solúveis (Ca^{2+} e Mg^{2+}) para ficarem disponíveis às plantas (MATOS, 2014).

Podemos notar que houve um aumento gradativo tanto nos teores de cálcio como de magnésio, em todas as parcelas, comparada com a parcela testemunha. Provavelmente houve uma relação direta entre a mineralização desses nutrientes com o aumento da distância do terraço de disposição de ARB.

Matos (2014) afirma que a matéria orgânica possibilita aumento na estabilidade e granulação dos agregados do solo, tornando possível a rápida

drenagem da água em excesso e melhorando, por consequência, a sua aeração interna. A livre e rápida drenagem da água do solo é condição essencial para o pleno desenvolvimento das culturas.

Percebe-se aumento dos teores de MO até na parcela 3 com diminuição, a partir dessa parcela, talvez, pelo aumento da distância do lançamento da ARB.

A aplicação da ARB proporcionou, nas camadas superficiais do solo, ligeiros aumentos no índice de saturação por bases.

Podemos observar aumento, na média no índice de V, comparado com a parcela testemunha, indicando aumento da fertilidade do solo.

A matéria orgânica tem elevada CTC e, ao ser incorporada ao solo, tende a aumentar a sua CTC que, contudo, diminui com o tempo, em função da sua oxidação pelos organismos do solo (MELO; MARQUES; MELO, 2001).

Nota-se um aumento gradativo da CTC em todas as parcelas em comparação com a parcela testemunha pela incorporação do material orgânico no solo e sua transformação até alcançar a condição de húmus. Parece haver uma relação direta entre o aumento da CTC e a distância do terraço de lançamento da ARB.

- a) O sistema solo-planta-microrganismo estabilizou a ARB disposta no solo por infiltração percolação, protegendo os corpos de água à jusante do experimento.
- b) houve aumento da produção de MST, em todas as parcelas, sendo observadas, na parcela quatro, distanciada 15 m do terraço de disposição da ARB, as melhores médias de produção, alcançando a produção de 1.539,81g na coleta de 06/04/2015, influenciada pela elevada pluviosidade ocorrida no mês de março/2015.
- c) adição de ARB elevou os níveis de fertilidade do solo, aumentando os níveis nutricionais de pH, P, K, Ca, Mg e MO.

- d) os níveis de S foram reduzidos em todas as parcelas em comparação com a parcela testemunha, exceto na parcela quatro em que houve um aumento significativo.
- e) os índices de CTC foram elevados em todas as parcelas indicando aumento da fertilidade do solo.
- f) nutricionalmente as melhores parcelas foram as 2, 3 e 4, com maiores produções de MST.

4.4 Considerações finais

Pelo fato de a pesquisa ser realizada a campo e o solo ser um meio poroso, torna-se impossível controlar o caminho preferencial, seguido pelo ARB na infiltração percolação, comprometendo a exatidão dos resultados obtidos.

Sugere-se que, após cada coleta do líquido percolado, o coletor deva ser esvaziado por completo e seco evitando a possibilidade de acúmulo de matéria orgânica e alteração nas concentrações de DQO no percolado.

5 CONCLUSÃO

- a) A disposição das águas residuárias da bovinocultura em terraços é favorável à proteção dos corpos d'água à jusante e à melhoria da produção de MST da cobertura vegetal.
- b) Houve melhoria na fertilidade do solo com a adição de água residuária de bovinocultura na pastagem.

REFERÊNCIAS

ALVES, R.V. **Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização para o tratamento de dejetos de suínos**: aspectos microbiológicos. 2004. 114 f. Tese (Doutorado em Medicina Veterinária) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005. 1193 p.

ARAUJO, F. F.; BETTIOL, W. Supressividade dos nematóides *Meloidogyne javanica* e *Heterodera glycines* em soja por adição de lodo de esgoto ao solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 35, n. 4, p. 806-812, jul./ago. 2009.

BALKS, M. R.; MCLAY, C. D. A.; HARFOOT, G. C. Determination of the progression in soil microbial response, and changes in soil permeability, following application of meat processing effluent to soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 6, n. 2, p. 109-116, Sept. 1997.

BASTOS, R. S. et al. Formação e estabilização de agregados do solo da adição de compostos orgânicos com diferentes características hidrofóbicas. **Revista Brasileiro de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, n. 1, p. 11-20, jan./feb. 2005.

BELLI FILHO, P. et al. Tecnologias para tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p.166-170, jan./abr. 2001.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 152-169, jun. 2008.

BOSCO, T. C. et al. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola: estudo de caso. **Irriga**, Botucatu, v. 13, n. 1, p. 139-144, 2008.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução normativa nº 27/2006**. Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes destinados à agricultura. Brasília, 2006. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=76854>>. Acesso em: 15 mar. 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 maio 2011. n. 92, p. 89. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 mar. 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento de cobertura vegetal dos biomas brasileiros**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/mapas/aplic/probio/datadownload.htm>>. Acesso em: 08 fev. 2014.

BRITO, F. L. et al. Qualidade do percolado de solos que receberam vinhaça em diferentes doses e tempo de incubação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 3, p. 318-323, jun. 2007.

CABRAL, J. R. et al. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 8, p. 823-831, ago. 2011.

CAOVILLA, F. A. et al. Lixiviação de nutrientes provenientes de águas residuárias em colunas de solo cultivado com soja. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 283-287, 2005. Suplemento.

CAMPOS, C. M. M. et al. Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 29, n. 2, p. 390-399, mar./abr. 2005.

CERETTA, C. A. et al. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 729-735, jun. 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2007. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).

CONDÉ, M. S.; HOMEM, B. G. C.; ALMEIDA NETO, O. B. de. Influência da aplicação de águas residuárias de criatórios de animais no solo: atributos químicos e físicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa, MG, v. 2, n. 1, p. 99-106, jul. 2012.

CORAUCCI FILHO, B. et al. Tecnologia do tratamento de águas residuárias no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial. In: CAMPOS, J. R. (Ed.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 14, p. 357-407.

COSTA, F. S. et al. Calagem e as propriedades eletroquímicas e físicas de um latossolo em plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 1, p. 281-284, jan./fev. 2004.

EGHBALL, B.; BINFORD, G. D.; BALTENSPERGER, D. D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 25, p. 1339-1343, 1996.

ERTHAL, V. J. T. et al. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertirrigadas com água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 458-466, maio 2010.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbio em dois estágios (reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 1, p. 243-256, jan./abr. 2006.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, nov./dez. 2011.

FONSECA, A. F. et al. Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 64, n. 2, p. 194-209, Mar./Apr. 2007.

GHERI, E. O.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Resposta do capim-tanzânia à aplicação de soro ácido de leite. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38, n. 6, p. 753-760, jun. 2003.

GHINI, R. et al. Effect of sewage sludge on suppressiveness to soil-borne plant pathogens. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v. 39, n. 11, p. 2797-2805, Nov. 2007.

GOMES, E. R. S. et al. Movimento de nitrato proveniente de água residuária em colunas de solos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 24, n. 3, p. 557-568, set./dez. 2004.

JAVAREZ JÚNIOR, A.; PAULA JÚNIOR, D. R.; GAZZOLA, J. Avaliação do desempenho de dois sistemas modulares no tratamento anaeróbio de esgotos em comunidades rurais. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 794-803, set./dez. 2007.

JNAD, I. et al. Subsurface drip dispersal of residential effluent: II. soil hydraulic characteristics. **Transactions of the ASAE**, S. Joseph, v. 44, n. 5, p. 1159-1165, 2001.

JOSÉ, J. V. et al. Efeito da aplicação de efluente de abatedouro bovino tratado em lagoas de estabilização no solo e no desenvolvimento do milho. **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, Guarapuava, v. 2, n. 1, p. 51-59, jan./abr. 2009.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica ceres, 1985. 492 p.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, Essex, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, Nov. 2009.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2000. 531 p.

LUO, J.; LINDSEY, S.; XUE, J. Irrigation of meat processing wastewater onto land. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 103, n. 1, p. 123-148, June 2004.

MACEDO, M. C. M. Pastagens nos ecossistemas cerrados: pesquisas para o desenvolvimento sustentável. In: SIMPÓSIO SOBRE PASTAGENS NOS ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 1995, Brasília. **Anais...** Brasília: SBZ, 1995. p. 28-62.

MATOS, A. T. et al. Alteração de atributos químicos no solo de rampas utilizadas no tratamento de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 3, p. 406-412, jul./set. 2005.

MATOS, A. T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2014. 241 p.

MEDEIROS, S. de S. et al. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: estudo do estado nutricional do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 109-115, mar./abr. 2008.

MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; MELO, V. P. O uso agrícola do biossólido e as propriedades do solo. In: TSUTIYA, M. T. et al. (Ed.). **Biossólido na agricultura**. São Paulo: SABESP, 2001. p. 289-356.

MINAS GERAIS. Conselho de Política Ambiental. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário do Executivo – “Minas Gerais”**, Belo Horizonte, 13 maio 2008. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 15 mar. 2013.

MORETTI, S. M. L.; BERTONCINI, E. I.; ABREU-JUNIOR, C. H. Aplicação do método de mineralização de nitrogênio com lixiviação para solo tratado com lodo de esgoto e composto orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 37, n. 3, p. 622-631, maio/jun. 2013.

MOZAFFARI, M.; SIMS, T. S. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal based agriculture. **Soil Science**, Baltimore, v. 157, n. 2, p. 97-107, Feb. 1994.

PEREIRA-RAMEREZ, O. et al. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB no tratamento de efluente de suinocultura.

Revista Brasileira de Agrociência, Pelotas, v. 10, n. 1, p. 103-110, 2004

PERIN, A. et al. Efeito da cobertura viva com leguminosas herbáceas perenes na agregação de um argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 26, n. 3, p. 713-720, set. 2002.

PONTES, W. L. **Mineralização de um biossólido industrial no solo e efeito desse na biomassa e atividade microbiana**. 2002. 73 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

RUSAN, M. J. M.; HINNAWI, S.; ROUSAN, L. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters.

Desalination, Amsterdam, v. 215, n. 3/5, p. 143-152, Sept. 2007.

SANTOS, R. C.; MEURER, E. J. Microrganismos em percolado após aplicações dejetos de suínos. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 28, n. 6, p. 1000-1006, nov./dez. 2012.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T. **Aproveitamento dos dejetos de suínos como fertilizantes**. Sete Lagoas: EMBRAPA, 1994. 11 p. (Circular técnica, 32).

SILVA, I. F.; MIELNICZUK, J. Avaliação do estado de agregação de solo afetado pelo uso agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 21, n. 2, p. 313-319, abr./jun. 1997.

SILVA, N. C. L. **Mobilidade e distribuição de solutos de soro de leite em colunas de solo**. 2009. 56 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2009.

SILVA, S. C.; RIBEIRO, M. M. R. Enquadramento dos corpos d'água e cobrança pelo uso da água na bacia do rio Pirapama – PE. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 371-379, out./dez. 2006.

SOUTO, P. C. J. et al. Decomposição de esterco dispostos em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 29, n. 1, p. 125-130, fev. 2005.

SOUZA, C. K. et al. Influência do relevo na variação anisotrópica dos atributos químicos e granulométricos de um latossolo em Jaboticabal, SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 23, n. 2, p. 486-495, 2003.

TAMANINI, C. R. **Recuperação de áreas degradadas com a utilização de biossólido e gramínea forrageira**. 2004. 196 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3rd. ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: ALVAREZ, V. H. et al. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. v. 2, p. 195-276.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS. Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. **Radiografia das pastagens do Brasil**. Goiânia, 2014. 214 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 452 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

WERNER, J. C. et al. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1996. p. 263-273. (Boletim técnico, 100).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: wastewater use in agriculture**. Geneva, 2006. v. 2, 196 p. Disponível em: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546832_eng.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2013.

ZANOTELLI, C. T. et al. Performance of a baffled facultative pond treating piggery wastes. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 45, n. 1, p. 49-53, Jan. 2002.