

**REDUÇÃO DE CARGA POLUIDORA EM LODO DE SUINOCULTURA  
ATRAVÉS DE FILTRAÇÃO**

**Rosangela Silveira Rodrigues  
Tese**

Porto Alegre  
2003  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
FACULDADE DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**REDUÇÃO DE CARGA POLUIDORA EM LODO DE SUINOCULTURA  
ATRAVÉS DE FILTRAÇÃO**

**ROSANGELA SILVEIRA RODRIGUES**  
Engenheira-Agrônoma (UFPel)

Tese apresentada como um dos requisitos à  
obtenção do Grau de Doutora em  
Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil  
Setembro de 2003

**AGRADECIMENTOS**

Especialmente ao professor Pedro Alberto Selbach pela orientação, exemplo de ética e referência profissional.

Ao prof. Marcelo Abreu pelo incentivo e fornecimento das amostras.

Aos funcionários Daniel e Adão pelo apoio e orientação na execução das análises.

Ao Leandro pelo apoio e incentivo.

Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo: Fabíola, Apolino, José, Cláudio, Edir, Paulo César e Jairo pelo incentivo e auxílio.

Especialmente ao colega Mariel pelo auxílio na impressão e sugestões.

Ao Alexandre pela revisão final.

A UFRGS, CAPES, CNPQ e Programa de Pós - Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade, equipamentos e reagentes utilizados na realização deste trabalho.

À minha família que me educou na sala com bons livros.

À cidade de Pelotas pela oportunidade de ser instruída.

Aos amigos: Júlio, Mari, Darlan, Luana e Davi que sempre me incentivaram a prosseguir.

À todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para manter o entusiasmo durante este trabalho.

À universidade brasileira que permite ao profissional o prazer de aprender.

## **REDUÇÃO DE CARGA POLUIDORA EM LODO DE SUINOCULTURA ATRAVÉS DE FILTRAÇÃO<sup>1/</sup>**

Autora: Rosangela Silveira Rodrigues

Orientador: Prof. Pedro Alberto Selbach

### **RESUMO**

O lodo de suinocultura e o resíduo de serraria podem constituir problema ambiental quando dispostos no ambiente. A possibilidade de

tratamento via filtração foi o objetivo deste estudo. Foram avaliados o potencial de remoção de carga poluidora do lodo de suinocultura por filtros orgânicos de serragem (*Pinus sp.*), bem como o impacto do descarte no solo do lodo antes e após a filtração. Utilizou-se um Argissolo e um Latossolo para o estudo da contaminação após a disposição de lodo de suinocultura e filtrado. O solo foi disposto por camadas em vasos de PVC e mantidos em condições naturais. Seis granulometrias de serragem foram utilizadas para estabelecer as vazões de trabalho (20, 25, 30, 40 e 50 mm) e avaliar o efeito do tempo de detenção na performance dos filtros. O maior tempo de detenção correspondeu ao menor tamanho de partícula de serragem. As vazões intermediárias, correspondentes ao tamanho intermediário de material filtrante, em dois filtros sucessivos (30 e 50 mm) com filtração diária, apresentaram melhor performance de filtração. A filtração do lodo de suinocultura possibilitou redução da demanda química de oxigênio em 85 %, de sólidos totais em 95 % e de sólidos sedimentáveis em 100 %. A retenção de lodo de suinocultura na serragem proporcionou o enriquecimento do resíduo orgânico em nutrientes, bem como diminuição da relação C:N para aproximadamente 20:1. A percolação através de ambos os solos, de lodo de suinocultura antes e após filtração através de filtro de serragem, determinou uma diminuição significativa de coliformes totais e fecais no percolado, mas dependente da contaminação do material aplicado. Foi observado também que, quanto maior o período sem precipitação pluviométrica após aplicação dos lodos no solo, menor a presença de patógenos no percolado.

<sup>1/</sup>Tese de Doutorado em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre (62p.) - Setembro, 2003.

## REDUCTION OF POLLUTANTS OF SWINE PRODUCTION SLUDGE THROUGH FILTRATION<sup>1/</sup>

Author: Rosangela Silveira Rodrigues  
Adviser: Prof. Pedro Alberto Selbach

### ABSTRACT

The sludge of swine production and the residue of saw-mill (sawing), can constitute a problem concerning its form of disposal in the environment. The possibility of sludge treatment by filtration through sawing was the objective of this study. It was evaluated the removal efficiency of pollutants from this sludge by filtration through sawing (*Pinus* sp.), and through two soils, an Alfisol (Paleudult) and an Oxisol (Paleudult), disposed in layers into columns and maintained under natural precipitation. Six different sawing particle size (20, 25, 30, 40 e 50 mm) were tested to establish the better detention time and the flow rate of filtration on filters performance. The longest detention time corresponded to the smallest particle size. The intermediary flow rates of filtration, corresponding to the intermediary size of sawing particles, presented a better filtration performance. The filtration of sludge through sawing determined a reduction of 85 % in the chemical oxygen demand, of 95 % in the total solids, and of 100 % in the settleable solids. The best filter performance was obtained with daily filtration through a sequence of two filters (30 e 50 mm). The sawing became enriched with nutrients by the retention of organic particles and consequently decreased its C:N ratio to 20:1. Total and fecal coliforms enumeration decreased significantly in the leaching water after sludge filtration through both soils, but it was dependent on the amount of these organisms in the raw material. It was also observed that, the longer the period without rain after sludge application on the soil, the lower the amount of pathogenic microorganisms in the leaching water.

<sup>1/</sup>Doctoral thesis in Soil Science – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre - (62p.) September, 2003.

## SUMÁRIO

	Página
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	01
<b>2. HIPÓTESE</b> .....	03
<b>3. OBJETIVO</b> .....	04
<b>4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	05
4.1 Caracterização do lodo de suinocultura, do resíduo de serraria e poluição do ambiente.....	05
4.2 Organismos patogênicos em lodo de suinocultura.....	08
4.3 Carga orgânica de sólidos em lodo de suinocultura.....	12
4.4 Macronutrientes no lodo de suinocultura.....	13
4.5 Tratamento e reciclagem do lodo de suinocultura e do resíduo de serraria.....	16
4.6 Disposição de efluentes e resíduos orgânicos no solo.....	21
<b>5- MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	24
5.1 Local de condução dos experimentos.....	24
5.2 Caracterização do lodo de suinocultura e do resíduo de serraria	24
5.3 Unidades de Filtração.....	26
5.4 Avaliação da influência da granulometria do material filtrante na vazão e na eficiência de filtração do lodo de suinocultura.....	27
5.5 Diminuição da população de coliformes totais e fecais em conjunto de filtros.....	28
5.6 Percolação de lodo de suinocultura e filtrado no solo.....	29
5.7 Delineamento experimental e análise estatística.....	32
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	33
6.1 Caracterização do lodo de suinocultura.....	33

	Página
6.2 Influência da granulometria do resíduo de serraria na vazão de filtração.....	34
6.3 Eficiência de remoção de DQO no lodo de suinocultura.....	39
6.4 Presença de $\text{NH}_4^+$ e $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ no filtrado .....	40
6.5 Caracterização química do resíduo de serraria antes e após a utilização como material filtrante.....	43
6.6 Diminuição da população de coliformes totais e fecais pela utilização de uma seqüência de filtros.....	44
6.7 Disposição do lodo de suinocultura e filtrado no solo.....	47
6.7.1 Avaliação da disposição do lodo de suinocultura no solo como fonte de nutrientes.....	47
6.7.2 Utilização da disposição de lodo de suinocultura no solo como tratamento.....	50
<b>7. CONCLUSÕES.....</b>	<b>52</b>
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>53</b>
<b>9. VITA.....</b>	<b>61</b>

## RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
01. Tempo de sobrevivência de alguns organismos patogênicos no solo.....	11
02. Sobrevivência de patogênicos e coliformes em produtos agrícolas e forrageiros.....	12
03. Caracterização física, química, bioquímica e microbiológica do lodo de suinocultura e valores máximos permitidos pelas normas para a disposição em cursos d'água.....	25
04. Vazão de filtração em função da granulometria do resíduo de serraria utilizado nos filtros.....	27
05. Vazões e granulometria de resíduo de serraria utilizado como material filtrante em conjunto de filtros destinados ao tratamento do lodo de suinocultura.....	29
06. Caracterização química e textural das camadas superficial (zero a 20 cm) e inferior (20 a 40 cm) dos solos LVdf e PVd utilizados no experimento.....	30
07. Seqüência de aplicação do lodo e filtrado em cada conjunto de vasos, volumes aplicados e tempo de contato com o solo.....	32
08. Atributos físicos, químicos e microbiológicos de lodo de suinocultura (4278 mm) e do filtrado da primeira etapa de filtração.....	35
09. Atributos físicos, químicos e microbiológicos de lodo de suinocultura (2038 mm) e do filtrado da segunda etapa de filtração.....	36



10. Atributos físicos, químicos e microbiológicos de lodo de suinocultura (1019 mm) e do filtrado da terceira etapa de filtração.....	37
11. Atributos físicos, químicos e microbiológicos de lodo de suinocultura (1019 mm) e do filtrado da quarta etapa de filtração.....	38
12. Concentração de $\text{NH}_4^+$ e de $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ em lodo de suinocultura da segunda etapa de filtração (médias de quatro repetições e desvio padrão) na 2 <sup>a(1)</sup> , 3 <sup>a(2)</sup> e 4 <sup>a(3)</sup> etapas de filtração.....	41
13. Caracterização química do lodo de suinocultura e do resíduo de serraria ( <i>Pinus sp.</i> ) antes e após a filtração.....	43
14. Atributos físicos e químicos do lodo de suinocultura e nos filtrados (F <sub>1</sub> e F <sub>2</sub> ) por resíduo de serraria.....	44
15. Quantificação de coliformes totais e fecais no lodo de suinocultura e nos filtrados através de uma seqüência de filtros...	46
16. Quantificação de coliformes totais e fecais no percolado após disposição ( $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) de lodo de suinocultura (LS) e filtrado (F) no solo simulando precipitação após 24 e 48 horas.....	48
17. Quantificação de coliformes totais e fecais no percolado após disposição ( $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) de lodo de suinocultura (LS) e filtrado (F) no solo simulando precipitação após 24 e 48 horas.....	49
18. Quantificação de coliformes totais e fecais no percolado após disposição de 5 doses ( $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) de lodo de suinocultura (LS) e F (filtrado) no solo.....	50

## 1. INTRODUÇÃO

No Brasil a quantidade de resíduos descartados no solo e na água sem qualquer critério é incalculável. Os efeitos da disposição inadequada de resíduos são a contaminação do solo e das águas por elementos solúveis, metais pesados e microrganismos patogênicos. O processo de eutrofização também prejudica a qualidade da água o que ocorre por disposição excessiva de materiais orgânicos em corpos d'água. O objetivo de minimizar danos ao ambiente leva a empregar metodologias que busquem a conciliação entre desenvolvimento e a proteção ambiental. A legislação classifica os resíduos de diferentes origens quanto aos riscos potenciais ao ambiente e à saúde pública, para que estes possam ter manejo e destinação adequados. É necessário, portanto, criar ou adaptar tecnologias para este propósito.

O lodo de suinocultura e resíduo de serraria constituem problema de saneamento nos estados da Região Sul do Brasil, pois com o desenvolvimento da suinocultura e da silvicultura comercial, não tem sido utilizada tecnologia adequada para a destinação destes resíduos. A suinocultura comercial gera grande volume de lodo em pequenas áreas, que pode ser denominado de lodo de suinocultura, cujo custo de tratamento é oneroso para o produtor. A disposição inadequada deste lodo em mananciais tem provocado a poluição dos mesmos com a queda da qualidade da água disponível para consumo humano e animal.

O resíduo de serraria da mesma forma não apresenta destinação adequada, e suas características físico-químicas, não permitem a compostagem se não for corrigida a relação C/N. A filtração de lodo de suinocultura através do resíduo de serraria pode ser uma alternativa para o tratamento destes resíduos. A disponibilidade de nutrientes, a relação C/N e presença de microrganismos decompositores são fatores que podem ser melhorados através da mistura do lodo de suinocultura com resíduo de serraria. O resíduo de serraria e lodo de suinocultura são adequados para produção de adubo orgânico pois apresentam características complementares. Além disso, os programas de utilização do lodo de suinocultura na agricultura devem levar em conta as características do lodo e o tipo de solo utilizado para este objetivo. O grau de contaminação do lodo e as possibilidades de retenção

de poluentes pelo solo influenciam no grau de contaminação causado por estas atividades. Este estudo é importante para evitar a contaminação do solo e a lixiviação de nutrientes e organismos patogênicos para águas subterrâneas bem como o escoamento superficial para corpos receptores.

A Organização Mundial de Saúde (OMS) relata que ocorrem 4 bilhões de casos de diarreia por ano no mundo devido a ingestão de água e alimentos contaminados por organismos patogênicos. Assim o tratamento dos efluentes e resíduos agrícolas é necessário para a preservação deste recurso natural não renovável.

O problema acima exposto exige, para solução, o emprego de conhecimentos de engenharia sanitária e agronomia, para que a produção de alimentos não entre em conflito com a qualidade do ambiente e a preservação das fontes de água potável.

## **2 HIPÓTESE**

Filtros biológicos contendo resíduo de serraria podem ser utilizados para remover carga poluidora em lodo de suinocultura.

### **3 OBJETIVO**

Determinar a eficiência do sistema de filtros para reduzir a carga poluidora do lodo de suinocultura representada pelo carbono orgânico, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, nitrogênio mineral e coliformes fecais.

## 4 . REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 4.1 Caracterização do lodo de suinocultura, resíduo de serraria e poluição do ambiente

A Região Sul do Brasil é onde se localiza a maior parte da produção de suínos com 34,53% do rebanho nacional. Este dado representa 12,95 milhões de cabeças e 103 milhões de L dia<sup>-1</sup> de resíduos, se considerarmos a média da produção de efluente de 8 L por animal/dia. O lodo de suinocultura que é a mistura de urina, fezes e água de lavagem da pocilga, é descartado no ambiente gerando problemas ambientais. Os problemas de saúde pública, relacionados à qualidade da água, que ocorrem nas regiões de produção, somente serão resolvidos com medidas preventivas. As fontes contaminantes devem ser tratadas pois o tratamento da água poluída dos mananciais é praticamente inviável técnica e economicamente (Kunst et al., 2002).

Os problemas ambientais provocados pelo lodo de suinocultura possuem vários aspectos que tem origem na sua composição química. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um problema de poluição importante neste resíduo. A DBO é o indicador do teor de matéria orgânica biodegradável diluída (Fernandes & Filho, 1997), que, neste material, pode ser de até 30.000 mg L<sup>-1</sup> (Brandão et al., 1999). Os microrganismos que decompõem a matéria orgânica utilizam o oxigênio contido nos corpos d'água, comprometendo o abastecimento de água potável (Bjerre et al., 1995). Além disso, se dispostos no solo, resíduos com elevada DBO tendem a causar contaminação da água subterrânea e obstrução dos poros próximo à superfície (Yong et al., 1992). Estas razões é que levam à regulamentação dos sistemas de tratamento por infiltração que não devem exceder a 130 Kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> de DBO (E. P. A., 1981).

A medida da quantidade de matéria orgânica em efluentes é também necessária para avaliação do tipo de tratamento que deve ser realizado. Quando a remoção de carbono orgânico é o principal objetivo, o tratamento biológico é o mais indicado. Além disso, a quantidade de matéria orgânica serve como referência para medida do tamanho dos equipamentos e sistemas de tratamento adotados. A eficiência necessária para que o efluente esteja dentro dos padrões permitidos pelos órgão de fiscalização também pode ser avaliado desta forma (Maier et al., 2000). Os primeiros microrganismos, presentes nos efluentes, que utilizam o carbono orgânico são chamados heterotróficos primários. Os heterotróficos secundários consomem o material disperso após a lise celular dos primeiros e outros compostos ainda não aproveitados. Além destes organismos, que são em geral bactérias e fungos, os efluentes de origem orgânica possuem também outros microrganismos como protozoários, rotíferos e microcrustáceos. Estes organismos exercem demanda de oxigênio para realizar seu metabolismo nos sistemas de tratamento de efluentes ou, quando efluente não tratado, nos corpos d'água (Hurst et al., 1997).

O lodo de suinocultura possui também organismos patogênicos entéricos que são causadores de doenças em humanos. Entre os gêneros de patogênicos que podem causar doenças no homem e que estão presentes no

lodo de suinocultura podemos citar a *Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter*, e *Yersinia*. Os protozoários também são responsáveis por doenças relacionadas à contaminação fecal. Entre outras espécies podemos citar a *Entamoeba histolytica* e o *Toxoplasma gondii*. Outro grupo que constitui a carga patogênica do lodo de suinocultura são os vermes entéricos e vírus. Estes organismos patogênicos, da mesma forma, podem contaminar o ambiente pelo inadequado manejo do lodo de suinocultura (Maier et al., 2000).

Os sólidos presentes no lodo de suinocultura são responsáveis também por muitos problemas ambientais como a contaminação orgânica, o assoreamento dos corpos d'água e o aumento da turbidez (Mota, 1997).

A carga poluidora do lodo de suinocultura engloba elementos como o nitrogênio, fósforo e potássio que são igualmente nocivos se dispostos no ambiente de forma inadequada. O nitrogênio, especialmente na forma de nitrato, é tóxico se presente na água para consumo humano e deve ser monitorado em sistemas de tratamento (Braile & Cavalcanti, 1993).

O resíduo de serraria também causa problemas ambientais quando disposto no ambiente sem tratamento. Este resíduo apresenta elevada concentração de celulose e necessita de microrganismos especializados para sua decomposição. A quantidade de carbono orgânico presente no resíduo de serraria afeta a dinâmica da decomposição dos compostos do nitrogênio presentes no ambiente. A célula microbiana possui relação C/N de 8:1 e, portanto, para assimilação do carbono, necessita de uma fonte de nitrogênio (Paul & Clark, 1989). O carbono orgânico é perdido na forma de CO<sub>2</sub> e somente 40% é incorporado à massa celular. Em vista disto, a relação C/N adequada para decomposição do material orgânico está em torno de 20:1. A quantidade de nitrogênio menor do que o ideal no resíduo orgânico pode levar à imobilização deste elemento do solo pelos microrganismos. O resíduo que apresenta relação C/N menor do que 20:1, por sua vez, tende a ser mineralizado e pode apresentar perdas de nitrogênio para a atmosfera devido à formação de compostos voláteis como o nitrogênio amoniacal (Maier et al., 2000). Além disso, o resíduo de serraria apresenta grande quantidade de celulose, hemicelulose e lignina. A lignina presente no resíduo de serraria (35%), torna sua decomposição muito lenta por ser um material de difícil assimilação pelos microrganismos. Este polímero natural apresenta recalcitrância em função de seu alto peso molecular e da estrutura tridimensional que lhe confere estabilidade química. Os organismos que decompõem a lignina e a celulose são principalmente fungos das ordens Basidiomicetos e Ascomicetos como o *Pleurotus ostreatus*, *Phanerochaete versicolor* e o *Phanerochaete chrysosporium*. Algumas bactérias aeróbias também decompõem parcialmente estes materiais como *Azobacter* e *Pseudomonas*. Os fatores que influenciam na decomposição destes materiais recalcitrantes são aeração, temperatura, umidade e pH (Moreira & Siqueira, 2002). A hemicelulose, o segundo polímero mais comum em vegetais, é constituída de vários polissacarídeos como hexoses, pentoses e ácidos urônicos. A decomposição desta molécula ocorre de forma semelhante a celulose e lignina com exceção de que muitas enzimas extracelulares estão envolvidas por se tratar de um composto muito heterogêneo (Maier et al., 2000).

#### 4.2 Organismos patogênicos em lodo de suinocultura

A presença de patogênicos (em torno de  $10^5$  a  $10^7$  NMP 100 mL<sup>-1</sup>) em lodo de suinocultura também constitui problema grave de saneamento (Metcalf & Eddy, 1981; Senior, 1995). Estes organismos devem ser eliminados através de tratamentos específicos nos locais em que se encontram. Os microrganismos patogênicos que ocorrem em lodo de suinocultura são principalmente bactérias, vírus, vermes entéricos e fungos (Strauch, 1996).

Entre as bactérias o gênero *Salmonella* é o que apresenta maior quantidade de microrganismos patogênicos com mais de 2000 sorotipos e por isso há dificuldade de isolamento e detecção dos mesmos (Hurst et al., 1997). As espécies mais conhecidas são a *S. typhi* e *S. paratyphi* causadoras da febre tifóide e paratifóide em humanos. Esta patologia apresenta fatalidade em 10% dos casos sendo de apenas 1% em outros casos de doenças causadas por *Salmonella* (Maier et al., 2000).

O gênero *Escherichia* faz parte da flora intestinal normal de animais e do homem assim como do meio ambiente e está associado à diarreia e infecções hospitalares (Ortolan, 1999). As bactérias deste gênero elaboram enterotoxinas codificadas por plasmídeo (Virella, 1996; Levinson, 1998), que atuam no transporte de fluídos, absorção de nutrientes e secreção de metabólitos. As mesmas toxinas foram isoladas também em outros organismos patogênicos como *Salmonella*, *Campylobacter*, *Yersinia*, *Aeromonas* e *E. coli* enteroagregativa (Fernandes & Filho, 1997) devido aos mecanismos de troca de material genético.

O gênero *Shigella* também é encontrado em lodo de suinocultura apresentando quatro espécies causadoras das mais severas infecções: *S. dysenteriae*, *S. flexneri* e *S. boydii*. A maior parte das contaminações em humanos se deve à ingestão de alimentos contaminados com material de origem fecal. O microrganismo se multiplica nas células do trato gastrointestinal o que resulta na destruição do tecido apresentando fatalidade em até 15% das patologias associadas ao seu crescimento e infecção. Além destas espécies, o gênero *Yersinia* apresenta espécies causadoras de doenças como a *Y. enterocolítica* e *Y. pseudotuberculosis*. Estes microrganismos, quando estão presentes na carne de suínos, costumam crescer em condições de refrigeração o que dificulta o controle do crescimento em alimentos contaminados. O controle da contaminação bacteriana em efluentes é difícil devido à grande variedade de espécies citadas que possuem capacidade de contaminar o ambiente e infectar humanos (Maier et al., 2000).

Os vírus entéricos são responsáveis da mesma forma por doenças provocadas por ingestão de água ou alimentos contaminados e por dejetos animais dispostos no ambiente. Isto ocorre porque alguns organismos que infectam humanos podem se desenvolver no trato intestinal de outros animais e contaminar a água ao serem eliminados pelas fezes. Os protozoários são também fonte de contaminação em lodo de suinocultura. As unidades reprodutivas destes organismos são resistentes às condições ambientais adversas e à desinfecção através de cloração (Hurst et al., 1997). Entre as espécies mais importantes podemos citar a *Entamoeba histolytica* que pode ter o suíno como hospedeiro e causa amebíase que é responsável pela maior incidência de óbitos por doença parasitária. Além deste protozoário, o *Toxoplasma gondii*, provoca a toxoplasmose, uma infecção que ocorre por ingestão de água e alimentos contendo unidades reprodutivas. Os vermes entéricos são também importante fonte de contaminação patogênica em lodo de suinocultura tendo animais domésticos como hospedeiros. Entre as



espécies mais importantes podemos citar o *Ascaris lumbricoides* e a *Taenia*, cujos ovos são resistentes às condições ambientais por vários meses o que amplia as possibilidades de infecção (Maier et al., 2000). A disposição de dejetos no ambiente pode ocasionar ainda a proliferação de vetores como moscas e baratas que carregam no corpo e no aparelho digestivo agentes etiológicos (Mota, 1997).

A maior dificuldade encontrada pelos pesquisadores e agências ambientais para monitorar patógenos em efluentes é a quantidade e variedade destes organismos bem como a dificuldade de isolamento e cultivo. Muitos microrganismos são de difícil identificação quando misturados com material orgânico em efluentes o que dificulta a utilização de técnicas de biologia molecular. Além de identificar é necessário a contagem que permite fazer comparação entre os diferentes tipos de tratamento. O uso de indicadores é uma alternativa para identificar e quantificar a contaminação fecal no monitoramento da qualidade da água e efluentes. O indicador ideal é aquele que mede os riscos associados à ingestão de água ou alimento contaminado. O grupo de microrganismos indicadores de contaminação fecal deve ser único para efluentes, água para o consumo, recreação e alimentos. Além disso deve sobreviver por longo tempo no ambiente, não apresentar crescimento na água e ser identificado em um teste com boa performance na rotina do laboratório (Maier et al., 2000). Atualmente, a quantificação do grupo coliforme, que inclui os gêneros *Escherichia* e *Klebsiella*, entre outros, tem sido utilizada como uma medida indicadora de contaminação fecal. A análise é feita pelo método NMP (número mais provável) e tem sido adotado como um índice indicativo de patógenos em diferentes materiais. O isolamento do grupo coliforme é feito através do metabolismo da lactose e da produção de ácido e gás a 35°C. Coliformes fecais da mesma forma são isolados a 44,5°C pois estes microrganismos são termotolerantes (Kunst et al., 2002).

A quantidade de coliformes totais e fecais, entretanto, tem limitações na predição do potencial de contaminação do material analisado, porque o tempo de sobrevivência destes organismos é menor do que para os demais. Além disso estes microrganismos são mais sensíveis aos processos de tratamento da água e por isso não constituem um modelo adequado para quantificar protozoários. Estudos mostram que ocorrem epidemias ocasionadas por protozoários em material em que a quantidade de coliformes totais e fecais estava dentro dos padrões permitidos pelos órgãos ambientais. Os organismos do grupo coliforme podem também se multiplicar em ambientes que possuem nutrientes e temperatura adequada. Essa ocorrência pode produzir resultados de falso positivo quando o método é utilizado para determinar contaminação da água em países tropicais. Estudos foram realizados para obtenção de metodologia mais adequada e adaptada para as condições de clima quente e foram obtidos bons resultados com o isolamento de *E. coli* e *Clostridium perfringens* (Hurst et al., 1997). Outros microrganismos foram considerados como alternativa para identificar contaminação em efluentes como *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus* e *Aeromonas hydrophila* em águas destinadas à recreação (Maier et al., 2000). A utilização de apenas um tipo de microrganismo, portanto, não é suficiente para excluir o risco de contaminação em água destinada ao consumo ou recreação, pois nestes casos existe a necessidade de exclusão da hipótese da contaminação por todos os microrganismos patogênicos. O padrão adotado pelos órgãos de saúde pública é de que a água destinada para o consumo humano não deve apresentar

coliformes fecais (0 org. 100 mL<sup>-1</sup>) e deve estar livre de cloro residual ou com valor entre 0,2 e 0,5 mg L<sup>-1</sup> (Kunst et al., 2002).

A disposição do lodo de suinocultura no solo sem tratamento pode levar à contaminação do solo, escoamento superficial para os corpos d'água e contaminação da água subterrânea. Isto ocorre porque os microrganismos patogênicos podem sobreviver no ambiente se encontrarem as condições ambientais adequadas.

TABELA 1- Tempo de sobrevivência de alguns organismos patogênicos no solo.

Organismo	Tempo de sobrevivência (dias)
Coliformes totais	4 até 77
Coliformes fecais	4 até 55
Estreptococos fecais	8 até +70
Leptospira	Menos de 15
Mycobacterium	10 até 500
<i>Salmonella paratyphi</i>	+ 259
<i>Salmonella typhi</i>	11 até +280
<i>Salmonella faecalis</i>	26 até 77

Fonte: Tratamento (1999).

A tabela 1 mostra que é bastante variável o tempo de sobrevivência no solo para diferentes espécies de microrganismos patogênicos. Os coliformes totais e fecais apresentam tempo de sobrevivência menor do que organismos do gênero *Salmonella*, entretanto a facilidade de isolamento e cultivo tem garantido ainda sua utilização como indicador de contaminação fecal. Outro fator que dificulta a quantificação da contaminação com microrganismos patogênicos são as faixas de sobrevivência muito amplas e diferenciadas de cada grupo no ambiente.

A tabela 2 indica que o monitoramento de microrganismos patogênicos no lodo de suinocultura a ser utilizado na adubação deve levar em conta também a cultura a ser implantada. O tempo de sobrevivência dos patogênicos é bastante variável em diferentes espécies e produtos agrícolas, podendo haver contaminação do solo e alimentos.

TABELA 2- Sobrevivência de patogênicos e coliformes em produtos agrícolas e forrageiros.

Organismos	Produtos agrícolas e forrageiras	Tempo de sobrevivência (dias)
<i>Salmonella</i>	Forrageiras	12-42
	Raízes de vegetais	10-53
	Folhas de vegetais	1-40
	Frutas	18h-2
<i>Shigella</i>	Forrageiras	2
	Folhas de vegetais	2-7
	Frutas	6
<i>Ascaris</i> (ovos)	Folhas de vegetais	27-35
<i>Entamoeba histolytica</i>	Folhas de vegetais	2-35
Coliformes totais	Folhas de vegetais	2-35

Fonte: (adaptado de Tratamento, 1999).

O solo é um ambiente mais adequado para a sobrevivência destes organismos porque, em comparação com os cultivos agrícolas (Tabela 2), o tempo de sobrevivência é bem maior (Tabela 1). Entretanto, muitos produtos agrícolas são consumidos “in natura”, em poucos dias após a colheita, o que pode provocar contaminação e infecção. Além disso, o armazenamento inadequado ou ausência de métodos de higiene podem comprometer a sanidade do alimento. As plantas forrageiras também podem ser contaminadas com microrganismos patogênicos como pode ser observado na tabela 2. A transmissão de doenças parasitárias através da ingestão de material contaminado deve portanto ser considerada se efluentes forem utilizados como adubo em campos de criação ou engorda de animais.

#### **4.3 Carga orgânica de sólidos em lodo de suinocultura**

Os sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos sedimentáveis totais (SSedT) também estão associados à carga poluidora do efluente de suinocultura que pode comprometer a qualidade do corpo receptor. O processo de decantação favorece o assoreamento e diminui o volume útil do reservatório favorecendo inundações (Mota, 1997). O assoreamento pode causar a mortalidade da vida aquática e tornar os banhados inutilizados para a sobrevivência de outros animais (Gliessman, 2000). Os sólidos também são responsáveis pela DBO, pois em efluente de suinocultura, são de composição orgânica. Estes poluentes são compostos de materiais suspensos, coloidais e dissolvidos (Tratamento, 1999). Os sólidos dissolvidos são aqueles obtidos pela evaporação de uma amostra previamente filtrada em papel de filtro e não são removidos por decantação. Sólidos suspensos, entretanto, compreendem partículas superiores a 1 micrômetro e são parcialmente removidos por decantação (Braile & Cavalcanti, 1993). O material sedimentável, por sua vez, é determinado por deposição no fundo de um cone Imhoff após uma hora de repouso. No ambiente, estes elementos são responsáveis pela formação de bancos de lodo no corpo receptor, trazendo como consequência o assoreamento (Imhoff, 1986). Além destes fatores, o aumento da turbidez, pela diminuição da difusão de luz devido às partículas em suspensão diminui a fotossíntese do plâncton (Mota, 1997). Os sólidos dissolvidos estão também associados à salinidade e quando estão presentes, se descartados no solo, contaminam a água subterrânea impossibilitando sua utilização para consumo humano. A quantidade de sólidos dissolvidos permitida na água potável, pela legislação internacional, para o consumo humano deve ser menor que  $500 \text{ mg L}^{-1}$ . O consumo animal somente pode ser liberado para grandes animais, se o teor de sólidos dissolvidos for inferior a  $10.000 \text{ mg L}^{-1}$  e para pequenos animais, inclusive suínos e animais jovens, se inferior a  $5.000 \text{ mg L}^{-1}$  (E. P. A., 1981). A disposição no solo de efluentes contendo sólidos prejudica o mesmo no que se refere às propriedades físicas vedando os poros através da cobertura da camada superficial e diminuindo a permeabilidade (Tratamento, 1999).

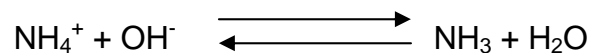
#### **4.4 Macronutrientes no lodo de suinocultura**

Os macronutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio também compõe em grande parte a carga poluidora do efluente de suinocultura pois causam eutrofização no corpo receptor. Além de contribuir para o crescimento excessivo de algas estes elementos aumentam a DBO pois as algas, após a conclusão do seu ciclo vital, são decompostas no corpo receptor

causando uma demanda de oxigênio dissolvido. Os nutrientes podem sofrer lixiviação no solo e contaminar a água subterrânea ou corpos d'água pela disposição de esterco de origem animal. Entretanto, o fósforo e potássio tendem a sofrer adsorção na superfície das argilas e matéria orgânica do solo. O nitrogênio, por sua vez, apresenta formas moleculares como o nitrato que podem ser lixiviadas e contaminar o ambiente (Meurer et al., 2000).

O nitrogênio é um poluente, constituinte do lodo de suinocultura estando na forma orgânica constituinte das fezes e amoniacal que é produto da decomposição da uréia proveniente da urina dos animais (Metcalf & Eddy, 1981). O nitrogênio orgânico disposto no ambiente tende a ser mineralizado através do metabolismo dos microrganismos. As enzimas extracelulares microbianas hidrolizam as proteínas em aminoácidos. Estes são transportados para o interior da célula e utilizados no metabolismo energético dos decompositores. A amonificação é a conversão do nitrogênio orgânico em amônia que ocorre através de reações de diferentes formas de desaminação, sendo parte do grupo amino excretado como  $\text{NH}_3/\text{NH}_4$  (Paul & Clark, 1989). A forma molecular amoniacal do nitrogênio é potencialmente tóxica para os peixes e pode causar eutrofização em corpos d'água (Kunst et al., 2002).

O nitrogênio amoniacal apresenta-se no efluente de suinocultura nas formas de cátion amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou de molécula não ionizada amônia ( $\text{NH}_3$ ). A conversão bioquímica é feita por microrganismos heterotróficos e o processo é dependente do pH e da temperatura. Este processo é descrito por Ellis, (1989).



Aumentando-se o pH e a temperatura, maior será a concentração da forma não ionizada, entretanto, para as condições do efluente de suinocultura a concentração estimada de  $\text{NH}_3$  é de aproximadamente  $2,5 \text{ mg L}^{-1}$  segundo o mesmo autor.

O íon  $\text{NH}_4^+$ , no solo, pode ser assimilado pelas plantas pois é a forma preferencial como fonte de nitrogênio na solução do solo. Outra possibilidade é a adsorção aos sítios de troca no solo (Ellis, 1989; Sposito, 1989). A matéria orgânica do solo e argilas retêm este nutriente também através do mecanismo de troca de cátions (Mc Bride, 1994). Outros destinos para esta molécula podem ser as reações com a matéria orgânica do solo ou a nitrificação que é a oxidação quando utilizada como fonte de energia por autotróficos (Paul & Clark, 1989). O processo de nitrificação é a conversão biológica de nitrogênio amoniacal para nitrito por bactérias quimioautotróficas do gênero *Nitrosomonas*, e, posteriormente, a nitrato por bactérias do gênero *Nitrobacter* (Kunst et al., 2002). As bactérias que realizam estas conversões são aeróbias, Gram - negativas da família *Nitrobacteriaceae* que crescem utilizando a energia contida nas moléculas de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_2^-$ . Entre os fatores que podem influenciar o processo de nitrificação está a quantidade de oxigênio no ambiente. Em condições de baixa disponibilidade de  $\text{O}_2$ , o N mineralizado acumula-se como  $\text{NH}_4^+$  no solo (Moreira & Siqueira, 2002).

A desnitrificação também pode ocorrer, após a formação de nitrato. Este processo ocorre quando, em condições anaeróbias, microrganismos quimioheterotróficos utilizam nitrato como acceptor terminal de elétrons para produzir energia em seu ciclo vital, liberando nitrogênio na forma elementar ( $\text{N}_2$ ). Esta conversão que é inibida pela presença de oxigênio e baixo pH e

alguns gêneros envolvidos neste processo, que podem ser encontrados no solo, são *Alcaliges*, *Flavobacterium* e *Pseudomonas* (Maier et al., 2000).

A molécula de nitrato possui carga negativa, maior mobilidade no solo, na água e, portanto, maior potencial de lixiviação e contaminação (Cookson & Cornforth, 2002). Esta molécula pode alcançar concentração de até  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  na água subterrânea (Braile & Cavalcanti, 1993) pois é fracamente adsorvida nas partículas do solo. A presença de nitrato na água subterrânea ou em corpos d'água se deve, entre outros fatores, à disposição no ambiente de esterco de origem animal (Meurer et al., 2000). Estudos recentes, em diversos países, comprovam a contaminação da água subterrânea pelo aumento da quantidade de nitrato devido ao manejo inadequado de fertilizantes agrícolas (Tan et al., 2002) e dejetos animais (Sorensen & Jorgensen, 1993; Zhang et al., 2002; Luk & Au - Yeung, 2002) e a disposição no solo de efluentes não tratados (Leach & Enfield, 1983). O nitrogênio, na forma molecular de nitrato, ao atingir ecossistemas aquáticos, promove também o crescimento excessivo de algas, causando a eutrofização e a morte de muitos organismos (Gliessman, 2000). O nível máximo de contaminação por nitrato não deve exceder a  $10 \text{ mg L}^{-1}$  para lançamento de efluentes em corpo receptor (E. P. A., 1981). Além disso, quando ingerida, esta molécula está associada a metemoglobinemia, uma doença causada pelo consumo de água contaminada. A patologia é causada pela redução do nitrato no estômago e formação de nitrito, pois a hemoglobina reage com nitrito e dificulta a oxigenação do sangue. Estudos têm relacionado também o consumo de água contaminada com nitrato e a ocorrência de câncer pois os nitrocompostos, quando no estômago, formam nitrosaminas que são moléculas carcinogênicas (Maier et al., 2000).

A mineralização do nitrogênio também contribui para redução do oxigênio dissolvido em corpos d'água (Fernandes & Filho, 1997), pois são necessárias  $4,33 \text{ mg L}^{-1}$  de oxigênio para oxidação de  $1 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrogênio amoniacal para nitrato (Eckenfelder, 1980). A concentração mínima de oxigênio para o processo de nitrificação é ao redor de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  (Culp et al., 1978), sendo que abaixo deste nível crítico o processo não ocorre (Loehr, 1974).

O processo de nitrificação, entretanto, apresenta aspectos positivos quando é desejável a remoção de nitrogênio por nitrificação/desnitrificação em sistemas de tratamento de efluentes (Bishop et al., 1995). Pela desnitrificação o nitrato formado na primeira via é então convertido em nitrogênio gasoso (Kunst et al., 2002).

#### **4.5 Tratamento e reciclagem do lodo de suinocultura e do resíduo de serraria**

O tratamento de efluentes e resíduos orgânicos consiste em uma série de processos físicos, químicos e biológicos que visam a remoção de material contaminante dos dejetos para que, se dispostos no ambiente, não causem poluição.

Os processos de tratamento de efluentes se dividem de acordo com os objetivos a serem alcançados em cada etapa. Desta forma, o tratamento primário visa a remoção do material grosseiro como sólidos de maior dimensão através de métodos físicos como a sedimentação. O tratamento secundário consiste na degradação biológica, que visa a remoção de carbono orgânico, e parcialmente de patogênicos. O tratamento terciário é um processo adicional que visa a remoção da carga poluente restante dos tratamentos anteriores

como turbidez e organismos patogênicos. O objetivo do tratamento terciário é a desinfecção, entretanto, o tratamento primário remove alguns tipos de patogênicos por sedimentação como vermes entéricos e suas unidades reprodutivas bem como alguns tipos de vírus. O tratamento secundário pode remover até 99% de *Giardia*, 84% de Enterovírus, mas apenas 10% de Coliformes fecais. O processo de lodos ativados é um tratamento secundário onde o efluente é depurado por ação de microrganismos nativos o que diminui em 90% a população de bactérias entéricas (Maier et al., 2000). A desinfecção com cloro, que da mesma forma caracteriza-se como tratamento terciário, pode garantir a diminuição da população de organismos patogênicos. De acordo com a FEPAM - RS (Fundação Estadual de Proteção Ambiental) os efluentes podem ser liberados para disposição no ambiente quando apresentarem 100 coliformes fecais por 100 mL (Rio Grande do Sul, 1989).

O tempo de detenção hidráulico é definido como o intervalo de tempo em que o efluente permanece no sistema de tratamento. Este atributo também é uma medida utilizada para comparar os processos de tratamento de efluentes, pois quanto menor o tempo de detenção menor será a dimensão de reatores e filtros (Braile & Cavalcanti, 1993).

O tratamento dos dejetos suínos passou a ser feito a partir de 1987, com a utilização de camadas de resíduo de serraria nas pocilgas como “cama”, que ao atingirem aproximadamente 30 cm são removidas e compostadas (Tiquia & Tam, 1998). Este tratamento tinha o objetivo também de dar um destino para o resíduo de serraria cuja disposição nas margens dos rios causava contaminação dos mesmos ao serem arrastados pelas águas. As fibras orgânicas formam bancos de lodo no corpo receptor, provocam turbidez, se decompõem causando mau cheiro e contribuindo assim para o aumento da DBO (Braile & Cavalcanti, 1993).

Segundo Lo et al. (1993), a separação da fração líquida/sólida do lodo de suinocultura também pode ser feita por uma prensa. Este tratamento contribui para a redução dos índices de cargas poluidoras no resíduo, pela retenção dos sólidos suspensos, contudo na fase líquida permanece matéria orgânica dissolvida. A filtração, ao contrário deste processo, tem apresentado bons resultados na retenção de nutrientes oriundos da matéria orgânica (Brandão et al., 2000). A separação da fração líquida/sólida é usual (Ng & Chin, 1986) é importante para redução do volume de resíduo (Schaijk, et al., 1993), e de odor (Hoehne & Fulhage, 1998) podendo ser feita mecanicamente (Lo et al., 1993), ou em filtros para tratamento primário (Brandão et al., 2000).

Os filtros intermitentes de areia (Richter & Netto, 1991) também são exemplo de separação por filtração. Os filmes biológicos, entretanto, tem ação na remoção de matéria orgânica dissolvida (Madoni et al., 2000; Viotti et al., 2002; Stevik et al., 1999). Os filtros biológicos são recipientes cujo interior é acondicionado leito suporte, que pode ser pedra, tijolo, madeira, plástico, coque ou bambus. O objetivo da utilização deste leito é constituir um suporte para o desenvolvimento de biofilme de microrganismos que vão atuar na estabilização da matéria orgânica. Os organismos que atuam no processo são bactérias aeróbias, anaeróbias facultativas, fungos, algas e protozoários (Braile & Cavalcanti, 1979). O tratamento de efluentes pela utilização de filtros biológicos, portanto, não corresponde ao de filtração como um processo físico, definido como a retenção de sólidos em meio poroso (Dias, 1984). Um processo de tratamento que associe a filtração física e biológica pode, desta

forma, ser eficiente na obtenção do tratamento primário e secundário em efluentes.

A formação de biofilme, em filtros biológicos, se dá pela colonização de superfícies por mucopolissacarídeos produzidos pelo metabolismo microbiano que estabelecem desta forma a primeira superfície. O biofilme confere vantagens às células microbianas, pois a concentração de nutrientes é mais alta na superfície sólida do que na massa do fluido pela acumulação de moléculas na interface sólido-líquido. A adesão celular acontece devido a vários tipos de forças que operam entre a superfície inerte e a célula bacteriana como atração de Van der Waals, forças eletrostáticas, interações hidrofóbicas e pontes de polímeros (Chracklis & Marshall, 1990). O tratamento de águas residuárias utilizando biofilmes bacterianos tem sido estudado por diversos autores em sistemas aeróbios (Loosdrecht et al., 1995; Watanabe et al., 1995; Yamagiwa et al., 1998; Khlebnikov et al., 1998; Lazarova et al., 1998; Yu & Bishop, 1998). O aspecto morfológico do arranjo bacteriano na superfície do biofilme também é importante na eficiência da filtração (Slawomir, 1998; Bishop et al., 1995). O transporte de nutrientes através do meio líquido que atravessa um reator biológico afeta da mesma forma a redução de carga poluidora (Lewandowski et al., 1995). Observou-se significativa redução de DQO em reatores com membrana (Wilderer, 1995; Kolb & Wilderer, 1995) e diminuição da quantidade de nitrogênio no efluente em sistemas de tratamento de efluentes que utilizam biofilme (Helmer & Kunst, 1998; Watanabe et al., 1995). A máxima eficiência da filtração é obtida maximizando a área superficial do biofilme com maior quantidade de células e polímeros extracelulares (Loosdrecht et al., 1995). A biomassa total viável no biofilme aumenta com a porosidade do filtro (Bishop et al., 1995). A área superficial específica do material filtrante é diretamente proporcional à quantidade de biomassa de biofilme aderida e à eficiência do sistema (Viotti et al., 2002).

O biofilme microbiano utilizado no tratamento de efluentes é um sistema bastante complexo formado por diferentes espécies de microrganismos polímeros extracelulares (Schubert & Günthert, 2001). Entre os organismos atuantes em plantas de tratamento de efluentes, que podem ocorrer em biofilmes microbianos, estão os protozoários (*Amoeba*, *Paramecium*, *Colpoda*, *Epistylis*, *Vorticella*, etc), fungos (*Fusarium aqueductum*, *Geotrichum candidum*, *Pullularia pullulans*, *Ascioides rubescens*), bactérias (*Sphaerotilus*, *Pseudomonas*, *Beggiatoa*, *Actinomyces*) e artrópodos (*Daphnia*, *Chironomus*, *Tubifera*) (Braile & Cavalcanti, 1993).

Entre os fatores que influenciam a eficiência do tratamento para diminuição da população de microrganismos em filtros biológicos, o tempo de detenção hidráulico, influenciado pela vazão de trabalho, é o mais importante. O maior o tempo de detenção é responsável pela maior eficiência na diminuição da população de microrganismos patogênicos. (Stevik et al., 1999).

A filtração através de resíduos sólidos orgânicos, como o resíduo de serraria apresentou retenção de nutrientes oriundos da matéria orgânica, possibilitando a separação de sólidos suspensos e sedimentáveis. O resíduo de serraria apresentou melhor eficiência em relação à filtros constituídos de casca de arroz, casca de café, fino de carvão vegetal, bagaço de cana-de-açúcar e sabugo de milho (Brandão et al., 2000). Entretanto, não se encontra na literatura disponível trabalhos referentes à utilização destes filtros para tratamento biológico.

Além do resíduo de serraria ser eficiente como material orgânico filtrante, a mistura com esterco de suínos representa uma associação com nitrogênio orgânico o que favorece a decomposição destes materiais. Estudos mostram que a mistura de resíduo de serraria com esterco facilita a compostagem especialmente quando o resíduo de serraria é utilizado como cama para animais confinados (Aoyama, 1985; Keeley & Skipper, 1988; Lavoie et al., 1995; Hoehne & Fulhage, 1998; Tiquia & Tam, 1998; Tiquia et al., 1998; Schaijk, 1993; Lo et al., 1993). A mistura do resíduo de serraria e lodo de suinocultura apresenta as seguintes vantagens: a) diminuição do odor (Harada et al., 1998); b) diminuição de volume, peso e umidade facilitando o armazenamento, transporte e disposição (Hoehne & Fulhage, 1998); c) reciclagem de nutrientes e matéria orgânica quando utilizado como fertilizante (Cassol et al., 1997; Woestyne & Verstraete, 1995). A produção de adubo orgânico com lodo de suinocultura e resíduo de serraria, da mesma forma, pode evitar perdas de nitrogênio que ocorrem quando o lodo é aplicado diretamente no solo. Durigon et al. (1999) relatam que apenas 18% do nitrogênio contido no lodo e aplicado diretamente em pastagem foi retido na camada de 0 a 20 cm do solo.

O tratamento de efluentes no solo pode ser feito por irrigação, escoamento ou infiltração - percolação. A seleção do método se baseia na permeabilidade do solo para estabelecer a carga hidráulica a ser aplicada (Braile & Cavalcanti, 1993). Os fatores químicos como pH e CTC tem influência na diminuição da população de organismos patogênicos. Entretanto, são os fatores físicos como tamanho médio de partícula, área superficial específica, velocidade de infiltração através dos poros e tempo de detenção que tem maior influência na depuração do efluente disposto no solo (Stevik et al., 1999).

A possibilidade de reciclagem da matéria orgânica, que constitui os resíduos e efluentes a serem tratados, é uma vantagem de realizar o tratamento no solo. Entretanto, a inativação de patogênicos é importante para utilização de efluentes como adubo orgânico. Os efluentes são fonte de elementos solúveis e melhoram as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo (Deboz et al., 2002). A matéria orgânica atua diretamente na estrutura do solo por adesão às partículas de argilominerais do mesmo formando verdadeiras "películas de revestimento" através da formação de quelatos. O armazenamento de elementos nutritivos na camada arável do solo, sob essa forma, permite a sua liberação constante e progressiva para as culturas. Este processo diminui os riscos de que nutrientes sejam arrastados para as camadas mais profundas, como ocorre no caso de adubos minerais solúveis. A decomposição da matéria orgânica leva também a formação de substâncias agregantes e estabilizantes (ácidos poliurônicos) responsáveis pela melhoria das condições de estrutura do solo (Stevenson, 1994). Além da recuperação de nutrientes, a reciclagem de lodos permite a reposição da matéria orgânica e micronutrientes no solo (Deus et al., 1996) e, quando os efluentes são utilizados para irrigação, economia de recursos hídricos.

A reciclagem de dejetos sólidos e líquidos estende a visão da propriedade agrícola como um sistema integrado buscando a sustentabilidade econômica e ambiental. A energia gerada, portanto, é aproveitada para tornar o sistema atual mais eficiente no gerenciamento dos recursos disponíveis (Tedesco et al., 1999).

#### **4.6 Disposição de efluentes e resíduos orgânicos no solo**



Dentre outras alternativas para a disposição do lodo de suinocultura e do filtrado, o solo apresenta-se como possibilidade promissora, pois o mesmo é considerado por muitos autores como filtro natural de efluentes líquidos (Lehman & Wilson, 1971; Rice, 1974; Gerba et al., 1975; Koenig et al., 1977; Leach & Enfield 1983; Braile & Cavalcanti, 1993; Kunst et al., 2002). A reciclagem de nitrogênio amoniacal pode também diminuir o custo de produção para diversos cultivos agrícolas. A produtividade obtida com adubação orgânica pode ser semelhante àquela obtida com adubo mineral conforme dados apresentados por Senior (1995). O solo, por sua estrutura física, química e biológica pode inativar poluentes pela percolação o longo do perfil. A sorção de moléculas na superfície das partículas e a degradação química ou biológica são processos que podem ocorrer no solo contribuindo para remover carga poluente em efluentes (Mc Bride, 1994).

A utilização do solo como receptor de resíduos orgânicos em geral pode ser uma alternativa para minimizar os problemas ambientais causados pelo lodo de suinocultura. As interações entre os contaminantes e os constituintes do solo são influenciadas pela natureza dos constituintes, grupos funcionais e pH do solo (Yong et al., 1992; Senior, 1995). O tratamento de efluentes pode ser realizado através da disposição no solo (Koenig et al., 1977) removendo compostos orgânicos (Olson et al., 1980), nutrientes (Hawkins et al., 1998). O solo, quando utilizado para a disposição de efluentes por sistemas de infiltração (Rice, 1974; Olson et al., 1980; Koenig et al., 1977), apresentou eficiência na remoção de metais (Lehman & Wilson, 1971), de carbono orgânico, nitrogênio total e amoniacal (Moore et al., 1981). Observou-se, entretanto, em sistemas de infiltração de esgotos, a ocorrência de grande quantidade de nitrato que é imediatamente lixiviado no início do ciclo de tratamento (Leach & Enfield, 1983). Além disso, a disposição de efluentes pode ocasionar a colmatação do solo, ou seja, a vedação dos poros por processos físicos e químicos devido aos sólidos presentes e às reações que ocorrem na superfície (Rice, 1974).

Hawkins et al. (1998), utilizando o solo cultivado para tratamento do lodo de suinocultura, observaram a diminuição da demanda de oxigênio em aproximadamente 90 %. Os mecanismos de remoção de carga poluidora em efluentes no solo ocorrem pela retenção mecânica das partículas que estão em suspensão no líquido. Outros fatores que favorecem são a adsorção de substâncias coloidais, troca de íons com os constituintes minerais e orgânicos do solo, degradação por microrganismos e remoção pelas plantas (Kunst et al., 2002). O fenômeno de adsorção nas argilas é considerado como a mais importante forma de diminuição da população de microrganismos patogênicos no solo (Gerba et al. 1975).

As taxas de aplicação de efluentes no solo variam conforme o método de aplicação. Os métodos conhecidos são irrigação, infiltração rápida e escoamento superficial. Estes métodos devem ser adotados de acordo com as características do efluente, as condições climáticas, o tipo de solo, a cultura, a frequência de aplicação e o grau de tratamento prévio. Solos arenosos, que possuem alta capacidade drenante, são adequados para o sistema de infiltração-percolação, entretanto, os solos argilosos de baixa capacidade drenante são adequados para o sistema de escoamento superficial. A disposição por irrigação é mais utilizada em solos empregados para cultivos agrícolas (Tratamento, 1999).

A disposição controlada de dejetos animais no solo, pode também eliminar organismos patogênicos. A composição química do habitat realiza um efeito seletivo que está relacionado com as diferentes fontes de carbono e de nitrogênio e com os fatores orgânicos de crescimento. Desta forma, quando se adiciona um resíduo ao solo, ocorre favorecimento do metabolismo de microrganismos que degradam o mesmo. Além disso, os microrganismos patogênicos estão sujeitos às interações que ocorrem no solo, como antibiose, predação e parasitismo (Paul & Clark, 1989) determinando que a população dos mesmos seja diminuída ou até eliminada. A disposição de efluentes no solo estimula, portanto, o crescimento da população de microrganismos que utilizam a matéria orgânica dos dejetos no seu metabolismo.

A remoção de sólidos dissolvidos se dá principalmente através da filtração mecânica e decomposição na superfície do solo (Lehman & Wilson, 1971). O nitrogênio orgânico é removido por sedimentação e filtração, enquanto que o amônio é removido por troca iônica na superfície de partículas do solo com carga superficial negativa (Tratamento, 1999).

A utilização do solo para o tratamento de efluentes, entretanto, deve ser feita com base em ciência do solo e em engenharia sanitária com controle do impacto ambiental provocado pelos resíduos (Tratamento, 1999; Tedesco et al., 1999; Sopper, 1993). A preservação dos recursos naturais deve ser obtida pela aplicação de conceitos e princípios ecológicos no manejo de agroecossistemas a fim de preservar o recurso natural solo e qualidade da água (Gliessman, 2000).

## 5. MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Local de condução dos experimentos

Os experimentos foram conduzidos em área cercada do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, utilizando o lodo proveniente da criação de suínos da Estação Experimental Agronômica da UFRGS e resíduo de serragem. A unidade de criação de suínos da Estação Experimental Agronômica da UFRGS era composta por 55 matrizes, 5 reprodutores, 60 animais em início de terminação (40 Kg a 100 Kg) e 180 animais em crescimento com menos de 40 Kg, totalizando 300 animais. A ração oferecida aos animais ( $2 \text{ Kg animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) era composta por farelo de soja e de milho e “núcleo comercial” que é um composto de vitaminas, sais minerais e aminoácidos, apresentando um total de 19% de proteína bruta na alimentação.

### 5.2 Caracterização do lodo de suinocultura e do resíduo de serraria

O lodo de suinocultura utilizado neste estudo é constituído pelo excesso dos bebedouros e pela água de lavagem da pocilga onde são criados os animais e caracteriza-se por uma mistura de urina, fezes e restos de ração. As coletas do lodo foram efetuadas depois de uma semana sem lavagem dos canais que conduzem a água. A água da chuva contribuiu para a variabilidade na composição do lodo de suinocultura, pois os canais que conduzem o lodo até o tanque de recepção não são cobertos. O lodo foi acondicionado em tambores de 50 L para transporte. A seguir foram coletadas três amostras aleatórias (1 L) de cada tambor que foram misturadas e utilizou-se uma alíquota de 500 mL para caracterização, conforme metodologia descrita a seguir, sendo os resultados apresentados na tabela 3.

TABELA 3 - Caracterização física, química, bioquímica e microbiológica do lodo de suinocultura e valores máximos permitidos pelas normas para a disposição em cursos d'água

Atributo	Média de 6 repetições	Normatização <sup>(4)</sup> (FEPAM)
DQO <sup>(1)</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	3736	$\leq 450$
DBO <sup>(2)</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	3025	$\leq 200$
N <sup>(3)</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	3000	10
P ( $\text{mg L}^{-1}$ )	100	1

K (mg L <sup>-1</sup> )	538	sn <sup>(9)</sup>
Ca (mg L <sup>-1</sup> )	148	sn
Mg (mg L <sup>-1</sup> )	9,4	sn
Na (mg L <sup>-1</sup> )	72,6	sn
SSedT <sup>(5)</sup> (mL L <sup>-1</sup> )	144	≤ 1mL L <sup>-1</sup>
SdT <sup>(6)</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	1726	sn
SST <sup>(7)</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	990	sn
Coliformes fecais (log NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	7,4	≤ 2
pH	6,3	6,0 < pH <8,5
CE <sup>(8)</sup> (dS m <sup>-1</sup> )	3,5	sn

(1) - DQO: Demanda Química de Oxigênio; (2) - DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; (3) - N: Nitrogênio ; (4) - Normas para vazão de 4,8 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>; (5) - SSedT: Sólidos Sedimentáveis; (6) - SdT: Sólidos Dissolvidos Totais; (7) - SST Sólidos Suspensos Totais; (8) - CE: Condutividade Elétrica; (9) - sn: sem normatização

As análises físicas, químicas e microbiológicas foram efetuadas com seis repetições. As determinações de nutrientes, DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e coliformes feitas no lodo foram realizadas imediatamente após a coleta. As determinações de DQO (demanda química de oxigênio) e sólidos foram feitas com as amostras mantidas sob refrigeração a 4° C durante uma semana. As amostras para determinação de DQO foram acidificadas para pH 2,0 com 2 gotas de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado. Nas determinações feitas em base seca a amostra foi secada imediatamente após a coleta, moída e submetida a digestão ácida a 375° C (lodo e resíduo de serraria). A avaliação da quantidade de carbono orgânico no lodo de suinocultura foi feita na primeira etapa de filtração pela determinação de DBO, porém nas demais etapas foi feita pela determinação de DQO. Esta modificação foi adotada para aumentar a exatidão das avaliações.

O resíduo de serraria foi obtido em serraria industrial, sendo constituído por resíduo do beneficiamento de *Pinus sp.* Este material 55 % de carbono orgânico, 0,08 % de fósforo, 0,2 % de magnésio, sendo nitrogênio e cálcio não detectados, pois o limite de detecção do método é de 0,01. O resíduo de serraria foi posteriormente separado por partículas de diferentes tamanhos (granulometria) com a utilização de peneiras com orifícios de diferentes diâmetros: 20; 25; 30; 40 e 50 mm.

Foram efetuadas as seguintes determinações:

a) Químicas: demanda química de oxigênio (DQO) com base no teor de carbono orgânico, nitrogênio conforme o método de Kjeldhal por digestão ácida e destilação, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e sódio no extrato de digestão nitro-perclórica conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). As determinações de  $\text{NH}_4^-$ , e de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  no lodo foram adaptadas da metodologia descrita para determinações destes íons no solo (Tedesco et al., 1995) utilizando-se 100 e 200 mL do lodo de suinocultura.

b) Bioquímica: demanda bioquímica de oxigênio (DBO) com equipamento DBO System.

c) Físicas: sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT) e sólidos sedimentáveis totais (SSedT) e condutividade elétrica (CE) de acordo com a metodologia descrita em Standard Methods (1995). Todas as amostras foram analisadas com quatro repetições.

d) Microbiológicas: colimetria pelo método NMP (número mais provável) utilizando os meios Lauryl Tryptose (presuntivo), Bile Verde Brilhante (confirmatório) e EC (coliformes fecais).

### **5.3 Unidades de Filtração**

Os filtros utilizados neste estudo foram preparados com tubos de PVC com as dimensões de 100 mm de diâmetro e 600 mm de altura; na extremidade inferior foi fixado um tubo de silicone de 20 mm de diâmetro para escoamento do filtrado. O resíduo de serraria, com as granulometrias especificadas na tabela 4, foi acondicionado gradualmente nos filtros até 50 cm de altura dos mesmos deixando-se os restantes 10 cm do filtro para a adição do lodo de suinocultura durante a filtração. A cada 5 cm o resíduo de serraria foi compactado no interior do tubo de PVC com peso de 10 Kg fixado à parte superior de um pilão, obtendo-se uma pressão de  $0,13 \text{ Kgf cm}^{-2}$ . O resíduo de serraria estava seco quando os filtros foram montados sendo os filtros colocados sobre suportes de tijolos para facilitar a coleta do filtrado.

### **5.4 Avaliação da influência da granulometria do material filtrante na vazão e na eficiência de filtração do lodo de suinocultura**

O estudo foi conduzido para verificar-se a influência da granulometria do resíduo de serraria na vazão dos filtros e no tempo de

detenção hidráulico bem como os efeitos da variação destes atributos na eficiência da filtração do lodo. A primeira etapa de filtração foi executada durante seis meses com objetivo de realizar a maturação do filtro, que consiste na formação de biofilme no material filtrante. Foi determinada previamente a vazão de filtração com as respectivas granulometrias de material filtrante, conforme apresentado na tabela 4.

TABELA 4- Vazão de filtração em função da granulometria do resíduo de serraria utilizado nos filtros

Unidades de Filtração	Granulometria	Vazão
	-----mm-----	-----cm h <sup>-1</sup> -----
F1	< 20	17
F2	< 25	20
F3	< 30	32
F4	< 40	51
F5	< 50	46
F6	Mistura de < 50 + > 30	90

O tempo de detenção hidráulico é descrito como tempo médio em que os despejos permanecem em uma unidade ou sistema de tratamento (Tratamento, 1999). Definiu-se taxa de aplicação como a razão entre o volume de lodo aplicado e a área superficial do filtro. A taxa de 1 mm corresponde a 1 L de lodo aplicado em 1 m<sup>2</sup> de filtro.

A filtração do lodo foi feita em quatro etapas após a montagem dos filtros (item 5.3) com intervalo de uma semana entre uma etapa e a outra e com as seguintes taxas de aplicação:

a) 1<sup>a</sup> etapa: aplicação do lodo com a taxa de 4278 mm (33,6 L por unidade de filtração). Esta etapa teve a finalidade de preparar o filtro para o tratamento biológico através da formação de biofilme. A taxa de 1,4 L ou 178 mm por semana durante 6 meses.

b) 2<sup>a</sup> etapa: aplicação do lodo com taxa 2038 mm (16 L por unidade de filtração). A taxa foi aplicada em 2 dias (8 L dia<sup>-1</sup>).

c) 3<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> etapas: aplicação do lodo com taxa de aplicação de 1019 mm (8 L dia<sup>-1</sup>).

A ocorrência de colmatção nos filtros levou à diminuição da taxa de aplicação da segunda para a terceira e quarta etapas de filtração.

As quantidades do lodo a serem aplicadas foram adicionadas sem interrupção até completar o volume previsto, sendo a seguir coletadas amostras do filtrado para análises de DBO, DQO, SST, SDT, SSedT, CE e coliformes totais e fecais. A determinação da quantidade de nitrogênio mineralizado ( $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ ) foi feita na 2<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> etapas de filtração do lodo.

As análises em base seca foram executadas no resíduo de serraria após sua utilização como material filtrante, seis meses depois da 4<sup>a</sup> e última etapa de filtração. As amostras (100 g) coletadas aleatoriamente nas porções inferior, mediana e superior do filtro foram misturadas em amostra composta, determinando-se N (nitrogênio), P (fósforo), K (potássio), Ca (cálcio) e Mg (magnésio). Realizaram-se as mesmas análises no lodo de suinocultura e no resíduo de serraria *in natura* conforme metodologia citada no item 5.2.

### **5.5 Avaliação da população de coliformes totais e fecais em conjunto de filtros**

O experimento para redução da população de coliformes totais e fecais em conjunto de filtros foi executado através da montagem de três conjuntos com dois filtros cada ( $F_1$  e  $F_2$ ) com vazão de 8000 cm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> e 6800 cm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> conforme especificação na tabela 5. O lodo utilizado nestes filtros foi decantado em cone Imhoff durante uma hora antes da aplicação. A aplicação do lodo, neste conjunto de filtros, foi feita com a taxa de 25 mm (200 mL dia<sup>-1</sup>) durante 45 dias com a finalidade de formação de biofilme. Após este período as amostras de filtrado foram coletadas e analisadas semanalmente (quatro repetições) durante seis semanas. A coleta foi realizada em frasco esterilizado com capacidade de 100 mL. Foram feitas as análises de coliformes totais e fecais conforme metodologia descrita no item 5.2. Durante o período de coleta das amostras a taxa de aplicação de lodo foi mantida constante.

TABELA 5 - Vazões e granulometria de resíduo de serraria utilizado como material filtrante em conjunto de filtros destinados ao tratamento do lodo de suinocultura

Filtros	Granulometria	Vazão
	mm	cm <sup>3</sup> h <sup>-1</sup>
F <sub>1</sub>	50	8000
F <sub>2</sub>	30	6800

Expressou-se a eficiência de remoção de carga poluidora no processo de tratamento (filtração) através do percentual de material contaminante que foi removido durante o mesmo, como descrito na seguinte fórmula:

$$\text{percentual de eficiência do tratamento (\%)} = (100) \left[ \frac{C_{ee} - C_{es}}{C_{ee}} \right]$$

O componente  $C_{ee}$  é a concentração de um poluente no efluente que entra no sistema de tratamento e  $C_{es}$  a concentração do mesmo após a passagem pelo sistema (Hurst et al., 1996).

### 5.6 Percolação de lodo de suinocultura e filtrado no solo

O lodo de suinocultura utilizado foi de dois tipos:

- a) "in natura"
- b) filtrado no conjunto de filtros descrito no item 5.5.

Estes testes foram feitos em vasos construídos com tubos de PVC de 250 mm de diâmetro e com 600 mm de altura, mantidos em bancada a céu aberto em área telada. Foram utilizados dois solos, sendo um Argissolo Vermelho Distrófico típico -PVd-, com textura franco - areno - argilosa (unidade de mapeamento São Jerônimo), coletado na Estação Experimental Agronômica da UFRGS, localizada no município de Eldorado do Sul, RS; e um Latossolo Vermelho Distroférrico nitossólico -LVdf- com textura argilosa (unidade de mapeamento Estação) coletado no município de Teutônia, RS. Os solos foram coletados de área não cultivada, nas camadas de 0-20 cm e de 20-40 cm de profundidade. Após a secagem parcial ao ar, os solos foram tamizados em



peneira com orifícios de 4 mm de diâmetro. As principais características químicas e físicas dos solos são apresentadas na tabela 6.

TABELA 6- Caracterização química e textural das camadas superficial (zero a 20 cm) e inferior (20 a 40 cm) dos solos LVdf e PVd utilizados no experimento

Parâmetro <sup>1</sup>	Solos			
	LVdf <sup>2</sup>		PVd <sup>3</sup>	
	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm
pH em água	5,1	5,1	4,9	4,6
Índice SMP	5,8	5,8	5,9	5,2
P disponível (mg dm <sup>-3</sup> )	2,7	2,3	3	2
K disponível (mg dm <sup>-3</sup> )	69	27	153	78
Matéria Orgânica (g Kg <sup>-1</sup> )	30	21	27	18
Al trocável (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,3	0,4	0,6	2,6
Ca trocável (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	3,7	3,7	1,68	1,10
Mg trocável (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1,6	1,2	1,25	0,80
S (mg dm <sup>-3</sup> )	14	19	8,9	7,9
Zn (mg dm <sup>-3</sup> )	5,8	4,1	1,4	0,2
Cu (mg dm <sup>-3</sup> )	8,7	9,6	1,1	0,9
B (mg dm <sup>-3</sup> )	0,6	0,4	0,5	0,4
Mn (mg dm <sup>-3</sup> )	97	83	26	3
Argila (g Kg <sup>-1</sup> )	620	470	240	280
CTC (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ) <sup>4</sup>	6,1	5,7	4,0	5,7

(1)- Conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995); (2)- Latossolo Vermelho Distroférico nitossólico; (3)- Argissolo Vermelho Distrófico típico; (4)- CTC a pH 7,0

A montagem dos vasos (unidades experimentais) foi feita da seguinte forma: a parte inferior foi fechada com um disco de compensado naval revestido com resina epoxi, tendo um dreno de tubo de silicone na parte lateral inferior para coleta do percolado. No fundo do vaso foi depositada uma camada (2-3 cm) de brita média lavada, coberta por uma tela plástica com orifícios de 2mm de diâmetro. Sobre a camada de brita foi acondicionado solo coletado da camada inferior (20-40 cm), com leve compressão, até formar uma camada de 25 cm. O solo coletado da camada superior (0-20 cm) foi acondicionado sobre a camada superior do vaso, com leve compressão, utilizando-se a tela plástica (2 mm de diâmetro) para separar as duas camadas. Foram preparados três

conjuntos de vasos (A, B e C) com seis vasos cada um, três de cada solo (repetições). Executou-se um teste de lixiviação, após três semanas de preparo dos vasos, em dois vasos de cada solo, adicionando-se 2,95 L de água destilada (correspondente a uma precipitação média de 60 mm). A coleta do percolado foi realizada a seguir para a determinação de possível contaminação do solo natural com coliformes. A contaminação não foi constatada e os testes foram iniciados. As avaliações foram realizadas com o lodo de suinocultura e o lodo filtrado em conjunto de filtros descrito no item 5.5. Após a aplicação dos tratamentos (lodo ou filtrado) realizou-se uma lixiviação das colunas de solo, com água destilada, aplicando-se a quantidade de água correspondente à precipitação de 60 mm (2,95 L). A primeira fração do líquido percolado (400 - 500 mL) foi descartada, com objetivo de ambientar os vasos, coletando-se a seguir três frações do percolado em frasco esterilizado de 100 mL, com tampa rosqueada. A seqüência das avaliações está apresentada na tabela 7.

As avaliações foram efetuadas com uma semana de intervalo. Na última avaliação foram utilizados dois conjuntos de vasos (A e C), aplicando-se lodo no conjunto C e filtrado no conjunto A na quantidade equivalente a  $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  por dia, durante cinco dias consecutivos. Após 48 horas da última aplicação foi feita a coleta do percolado através da utilização de três frações de uma alíquota de 100 mL para determinação de coliformes totais e fecais. A utilização de materiais diferentes (lodo e filtrado) nos vasos visa a obtenção do efeito cumulativo que este material possa provocar quando aplicado no solo a campo.

TABELA 7 - Seqüência de aplicação do lodo e filtrado em cada conjunto de vasos, volumes aplicados e tempo de contato com o solo.

Conjunto de vasos	Material aplicado	Volume aplicado $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$	Tempo de contato horas
A	Lodo	40	24
B	Filtrado	40	24
C	Lodo	40	48
A	Filtrado	40	48
B	Lodo	80	24
C	Filtrado	80	24

A	Lodo	80	48
B	Filtrado	80	48
C	Lodo	30 x 5*	48
A	Filtrado	30 x 5*	48

\* Aplicado o equivalente a 30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> por dia, durante 5 dias consecutivos.

### 5.7 Delineamento experimental e análise estatística

As comparações entre as unidades de filtração foram feitas pelo teste estatístico não paramétrico de Kruskal-Wallis utilizando-se o pacote estatístico "SPSS 8.0 for Windows". A utilização deste teste foi devido a variabilidade das características físicas, químicas e microbiológicas do lodo de suinocultura que se reflete na variabilidade dos dados obtidos. O teste de Kruskal-Wallis admite variabilidade pois trabalha com ranqueamento de dados, dando valores para os resultados obtidos.

Os dados de amônio, nitrato e nitrito foram analisados por estatística descritiva (média de quatro repetições e desvio padrão).

Para ser considerada significativa, estabeleceu-se que deveria haver uma diferença de 10<sup>2</sup> organismos coliformes totais e fecais.

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O trabalho visando verificar a possibilidade de remover carga orgânica em filtros que utilizam serragem como material filtrante foi realizado em etapas que estão apresentadas a seguir.

### 6.1 Caracterização do lodo de suinocultura

A caracterização do lodo de suinocultura (Tabela 3) quanto a sua composição química, física e microbiológica foi efetuada com objetivo de determinar a composição do resíduo e avaliar qual o tratamento necessário para sua disposição no ambiente. Os dados de caracterização do lodo de

suinocultura mostram que a quantidade de carga poluidora está acima do que é permitido pelas normas de fiscalização da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Rio Grande do Sul, 1989). As quantidades permitidas de DBO, DQO e sólidos suspensos, para lançamento de fontes poluidoras em cursos d'água, são estipulados conforme a vazão de emissão ( $\text{m}^3 \text{dia}^{-1}$ ). Quanto maior a vazão emitida mais reduzida deve ser a concentração da carga poluidora do efluente. Para os demais poluentes os valores máximos permitidos não dependem da vazão diária de emissão de efluente. A natureza do lodo de suinocultura é orgânica e caracterizada por elevada DBO ( $3025 \text{ mg L}^{-1}$ ). Os teores de Na e de Mg são menores que o teor de Ca. O teor de K também é elevado, sendo bem superior ao de P o que também foi constatado por Brandão et al. (2000), quando caracterizou lodo de suinocultura.

Conforme a tabela 3, a DQO do lodo de suinocultura é de  $3736 \text{ mg L}^{-1}$  e a DBO é de  $3025 \text{ mg L}^{-1}$ . A relação DQO/DBO ( $3736/3025$ ) é de 1,24. Quando a razão DQO/DBO é menor do que 3 o efluente é classificado como adequado para tratamento biológico convencional (filtros biológicos, lodos ativados e lagoas). Esta classificação é atribuída por que a maior parte da matéria orgânica é biodegradável e sua remoção é o objetivo do tratamento. O lodo de suinocultura é classificado como efluente de composição predominantemente orgânica, sem inibidores da atividade biológica. O lodo de suinocultura possui relação DBO/N de 1 e DBO/P de 30, o que é adequado para o metabolismo microbiano. O tratamento biológico requer relação DBO/N  $< 20$  e DBO/P  $< 100$ , pois o nitrogênio e o fósforo são essenciais ao metabolismo dos organismos que utilizam matéria orgânica para o seu metabolismo. O pH, que no lodo de suinocultura está na faixa da neutralidade (pH 6,3), é também uma característica importante de qualidade de efluentes, pois a faixa de pH adequada para o tratamento biológico varia entre 6,0 e 9,0 (Braile & Cavalcanti, 1993).

## **6.2 Influência da granulometria do resíduo de serraria na vazão de filtração**

A vazão de filtração foi determinada utilizando-se diferentes tamanhos de partículas (granulometria) do material filtrante. Quanto menor o tamanho de partícula do resíduo de serraria utilizado na filtração menor foi a vazão do filtrado conforme determinado previamente e apresentado na tabela 4. A redução da vazão do filtrado proporciona maior período de contato entre o lodo e o material filtrante.

Na primeira aplicação do lodo (Tabela 8) a filtração foi realizada semanalmente (1,4L ou 178mm) durante seis meses totalizando 33,6 L ou 4278 mm. Nesta etapa, a vazão do lodo filtrado influenciou na redução de carga poluidora. A vazão menor proporcionou maior redução de carga poluidora (F1, F2 e F3). A retenção de carga poluidora (Tabela 8) é menos eficiente quanto maior o tamanho de partícula do resíduo de serraria. O limite máximo de  $10^2 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$  (coliformes fecais), permitido pela legislação para disposição de efluentes líquidos no ambiente (Rio Grande do Sul, 1989), não foi obtido em nenhum dos tratamentos. Estes dados mostram a necessidade de tratamento posterior a filtração do lodo ou a otimização do processo de filtração. O processo de filtração, como tratamento físico do lodo, têm limitações importantes na retenção de elementos dissolvidos no meio líquido. A utilização de material orgânico como "suporte" para microrganismos

em filtros biológicos, entretanto, pode apresentar resultados melhores como constatado em outros estudos (Bidone , 1999).

TABELA 8- Atributos físicos, químicos e microbiológicos de lodo de suinocultura (4278 mm) e do filtrado da primeira etapa de filtração

Unidades de Filtração	pH	DBO <sup>(1)</sup>	SST <sup>(2)</sup>	SDT <sup>(3)</sup>	CE <sup>(4)</sup>	Coliformes Fecais
		-----mg L <sup>-1</sup> -----			dS m <sup>-1</sup>	log NMP 100 mL <sup>-1</sup>
Test. <sup>(5)</sup>	6,4a	3025	1500a	2075a	3,03abc	7,43
F1	5,3c	364	125b	1450a	3,64abc	6,69
F2	5,8abc	356	550ab	1500a	2,81bc	6,30
F3	5,5bc	480	600ab	1950a	2,54c	7,69
F4	5,6abc	1944	350ab	2925a	4,20a	6,69
F5	5,9ab	1620	475ab	2125a	3,99ab	6,60
F6	5,4bc	1432	450ab	2500a	3,72abc	8,54

(1) - DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; (2) - SST: Sólidos Suspensos Totais; (3) - SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; (4) - CE: Condutividade Elétrica; (5) - Testemunha: lodo de suinocultura;

Médias seguidas de letras distintas, na coluna, diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Kruskal-Wallis, 5% de probabilidade de erro.

A influência do tamanho de partícula na vazão e redução de carga poluidora (Tabela 8) se dá pelo arranjo na compactação do material no interior dos filtros. O tempo de contato do lodo de suinocultura com o material filtrante é maior quando o tamanho de partícula e a vazão é menor. Conforme Brandão et al. (2000), quanto menor o diâmetro médio das partículas maior a eficiência de remoção de carga poluidora. Estes autores trabalharam com taxas de infiltração médias de 100 e 150 cm h<sup>-1</sup> utilizando como material filtrante o bagaço de cana-de-açúcar, casca de arroz, casca de café, fino de carvão vegetal, sabugo de milho e resíduo de serraria. A maior eficiência foi obtida com resíduo de serraria e a eficiência de redução na carga poluidora foi maior com vazão abaixo de 100 cm h<sup>-1</sup> (24 m dia<sup>-1</sup>). Esta faixa de vazão é maior que o limite determinado para filtros lentos (2 a 9 m dia<sup>-1</sup>) e inferior a filtros rápidos (120 a 240 m dia<sup>-1</sup>) (Brandão et al., 2000).

A comparação da DBO (Tabela 8) no lodo de suinocultura (3025 mg L<sup>-1</sup>) e filtrado de F2 (356 mg L<sup>-1</sup>) mostra que a eficiência de redução de matéria orgânica (DBO) foi de 88 %. Este nível de eficiência é semelhante àquele obtido para sistema de filtração através de filtro submerso aerado (Iida & Teranishi, 1984). A redução de DBO e sólidos suspensos não foi influenciada pelo tempo de detenção e ciclos de aeração segundo os mesmos autores. Neste caso o tempo de detenção influenciou na redução de carga poluidora, pois as unidades de filtração com maior tempo de detenção (F1 e F2) apresentaram menor quantidade de DBO no filtrado.

A condutividade elétrica (Tabela 8) aumentou ao longo das filtragens, como observado por Brandão et al. (2000), o que pode ser devido a lixiviação de sais deslocados das colunas como o Ca e Na, já que o efluente apresenta teores elevados destes elementos (Tabela 3).

A 2ª etapa de filtração de lodo de suinocultura (Tabela 9) indica que ocorreu aumento da quantidade de SDT do filtrado em relação ao lodo de suinocultura (Tabela 9) devido a possibilidade de lixiviação de sais nas colunas filtrantes.

TABELA 9- Atributos físicos, químicos e microbiológicos de lodo de suinocultura (2038 mm) e do filtrado da segunda etapa de filtração.

Unidades de Filtração	pH	DQO <sup>(1)</sup>	SST <sup>(2)</sup>	SDT <sup>(3)</sup>	CE <sup>(4)</sup>	Coliformes Totais	Coliformes Fecais
		-----mg L <sup>-1</sup> -----			dS m <sup>-1</sup>	----log NMP 100 mL <sup>-1</sup> ----	
Test. <sup>(5)</sup>	6,3c	9044a	450a	1237b	3,8a	6,54	6,54
F1	6,6abc	4721ab	275a	3287ab	2,3bc	5,51	4,34
F2	6,4bc	2593b	337a	3762a	2,3bc	5,51	4,23
F3	6,4bc	3192ab	325a	3262ab	3,0ab	4,11	4,89
F4	6,7ab	3790ab	225a	2037ab	2,6abc	5,36	4,53
F5	7,0a	3458ab	187a	2275ab	2,3bc	5,23	4,66
F6	6,6abc	5251ab	237a	2412ab	2,3bc	5,73	5,14

(1) -DQO: Demanda Química de Oxigênio; (2) - SST: Sólidos Suspensos Totais; (3) - SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; (4) - CE: Condutividade Elétrica; (5) - Testemunha: lodo de suinocultura

Médias seguidas de letras distintas, na coluna, diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis, 5% de probabilidade de erro.

A eficiência máxima de remoção de DQO nas unidades de filtração foi de 71 % (F2). A redução da carga poluidora na terceira etapa de filtração (Tabela 10), quando foi aplicada a taxa de 1019 mm (8 L por unidade de filtração), foi superior àquela obtida na primeira e segunda etapas de filtração (Tabelas 8 e 9 respectivamente). O resíduo de serraria apresentava, na superfície das partículas, um biofilme de microrganismos que pode ter utilizado, no metabolismo celular, a matéria orgânica contida no lodo permitindo a obtenção de um filtrado contendo menor quantidade de carga poluidora como também ocorreu em sistema descrito por Bishop et al. (1995).

TABELA 10- Atributos físicos, químicos e microbiológicos de lodo de suinocultura (1019 mm) e do filtrado da terceira etapa de filtração.

Unidades de Filtração	pH	DQO <sup>(1)</sup>	SST <sup>(2)</sup>	SDT <sup>(3)</sup>	CE <sup>(4)</sup>	Coliformes totais	Coliformes fecais
		-----mg L <sup>-1</sup> -----			dS m <sup>-1</sup>	----log NMP 100 mL <sup>-1</sup> ----	
Test. <sup>(5)</sup>	7,3a	42028a	910a	1617a	3,03 <sup>a</sup>	5,84	3,14
F1	7,4a	22876ab	100ab	1933a	3,64ab	4,51	2,60
F2	7,4a	18756b	33b	1616a	2,81bc	4,69	2,84
F3	7,2a	18520ab	150ab	1710a	2,54c	nd <sup>(6)</sup>	nd
F4	7,3a	19883ab	50b	1466a	4,20abc	4,04	0,30
F5	7,1a	17489b	150ab	1510a	3,99abc	nd	nd
F6	7,2a	28262ab	133ab	1450a	3,72abc	5,11	2,84

(1) - DQO: Demanda Química de Oxigênio; (2) - SST: Sólidos Suspensos Totais; (3) - SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; (4) - CE: Condutividade Elétrica; (5) - Testemunha = lodo de suinocultura; (6) - nd: não detectado

Médias seguidas de letras distintas, na coluna, diferem entre si, pelo teste de Kruskal-Wallis, 5% de probabilidade de erro.

Observou-se que na terceira etapa de filtração, a população de coliformes totais e fecais diminuiu e nos filtros F3 (vazão de 32 cm h<sup>-1</sup>) e F5 (vazão de 46 cm h<sup>-1</sup>) onde não foram detectados. Nas unidades de filtração F3, F4 e F5 a quantidade de coliformes fecais atingiu o nível permitido pela legislação (FEPAM) para emissão de efluentes líquidos (10<sup>2</sup> NMP 100 mL).

Os sólidos suspensos foram significativamente removidos do lodo após a filtração em F2 e F4. A eficiência de redução de sólidos suspensos chegou a 96 % em F2 e 95 % em F4.

A condutividade elétrica dos filtrados (Tabela 10), entretanto, não sofreu modificações em relação ao lodo de suinocultura, como constatado também por Brandão et al. (2000). Estes autores trabalhando com filtros de materiais orgânicos constataram até mesmo o aumento da condutividade elétrica no filtrado. Analisando o material filtrante, os autores constataram que havia Na e K retido após a filtração. Estes elementos provavelmente não foram retidos no material filtrante o que pode prejudicar a diminuição da condutividade elétrica através da filtração.

Não houve diferença na remoção de carga poluidora entre filtros, pois filtros com vazão alta e baixa pois F2 (20 cm h<sup>-1</sup>) e F5 (46 cm h<sup>-1</sup>) apresentaram eficiência semelhante em remoção de DQO (Tabela 10). A formação de biofilme por células microbianas no material filtrante provavelmente favoreceu a eficiência de remoção de carga poluidora em todas as unidades de filtração. Os microrganismos reproduzem-se em qualquer superfície disponível pois desta forma aproveitam melhor os nutrientes da fase líquida conforme Atlas & Bartha (1992).

Após a quarta etapa de filtração de lodo de suinocultura, de 1019 mm (8 L por unidade de filtração) conforme a tabela 11, o filtrado apresenta menor quantidade de DQO (F2 e F5), SST (F2 e F3) e SDT em F5 em relação ao lodo de suinocultura, mas com população de coliformes fecais ainda acima do valor permitido pela FEPAM para emissão de efluentes líquidos (10<sup>2</sup> NMP 100 mL<sup>-1</sup>).

Determinou-se no lodo de suinocultura 150 mL L<sup>-1</sup> (média de quatro repetições) a quantidade de sólidos sedimentáveis. Os filtrados (F1, F2, F3, F4, F5 e F6) foram analisados após as quatro etapas de filtração e não apresentaram sólidos sedimentáveis, havendo remoção de 100% em todas as unidades de filtração.

TABELA 11 - Atributos físicos, químicos e microbiológicos de lodo de suinocultura (1019 mm) e do filtrado da quarta etapa de filtração

Unidades de Filtração	pH	DQO <sup>(1)</sup>	SST <sup>(2)</sup>	SDT <sup>(3)</sup>	CE <sup>(4)</sup>	Coliformes totais	Coliformes fecais
		-----mg L <sup>-1</sup> -----			dS m <sup>-1</sup>	----log10mL <sup>-1</sup> -----	
Test. <sup>(5)</sup>	5,0c	3101a	1100a	1975ab	1,29c	4,89	4,36
F1	6,7abc	910ab	266ab	1725ab	1,59abc	5,36	2,30
F2	7,4a	553b	83b	1625ab	0,002 <sup>a</sup>	6,69	3,30
F3	6,9ab	995ab	33b	2000ab	1,79abc	6,73	3,14
F4	6,8abc	898ab	167ab	1900ab	1,60abc	4,89	3,69
F5	6,8abc	712b	116ab	1450b	1,99ab	5,44	3,60
F6	6,9ab	942ab	133ab	2175a	1,58bc	5,51	2,30

(1) - DQO: Demanda Química de Oxigênio; (2) - SST: Sólidos Suspensos Totais; (3) - SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; (4) - CE: Condutividade Elétrica; (5) Testemunha: lodo de suinocultura

Médias seguidas de letras distintas, na coluna, diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis, 5% de probabilidade de erro.

O pH também é importante no tratamento de efluentes, pois o tratamento biológico somente é eficiente em efluentes que se encontram na faixa de pH entre 6 e 9. Estes limites de pH são adequados para o metabolismo

dos microrganismos que atuam em reatores e filtros biológicos (Braile & Cavalcanti, 1993). O pH do lodo de suinocultura utilizado neste trabalho (Tabelas 8, 9, 10) encontrava-se nesta faixa, apresentando-se fora da mesma apenas na quarta etapa de filtração (Tabela 11).

### 6.3 Eficiência de remoção de DQO no lodo de suinocultura

A comparação entre a segunda, terceira e quarta etapas de filtração, quanto ao percentual de DQO que foi removido pelo processo, permite observar que a menor eficiência de remoção de DQO nos filtros foi de 32% (Tabela 10 em F6) e a maior 82 % (Tabela 11 em F2). Os filtros biológicos apresentam 65% de eficiência na remoção de DQO; sistemas de irrigação no solo removem 50 % a 80 % de DQO, conforme Braile & Cavalcanti (1993). O solo cultivado, quando utilizado para o tratamento de efluentes, pode eliminar até 52 % de DQO (Hawkins et al., 1998). Os sistemas de infiltração no solo podem atingir níveis mais elevados com remoção de 96 % de DQO (Olson et al., 1980). Os lodos ativados apresentam remoção de DQO entre 60-95%, porém com alto gasto de energia no processo de aeração (Braile & Cavalcanti, 1993). A máxima eficiência de remoção de DQO obtida (82% na Tabela 11) foi, portanto, superior à maioria dos tratamentos utilizados na depuração de efluentes. O aumento da eficiência de remoção de carga poluidora pode ser obtida pela otimização do processo de filtração. Observa-se na primeira etapa de filtração (Tabela 8) que ocorreu maior remoção de DBO em filtros com menor vazão com eficiência de 88 % (F1), 88 % (F2) e 84 % (F3). Esta etapa de filtração foi executada para colonizar o material filtrante com biofilmes e o processo de tratamento se caracterizou por retenção física de partículas do lodo no resíduo de serraria. Após a formação de biofilme houve menor influência da vazão na redução de carga poluidora, pois as unidades filtrantes com vazão média apresentaram melhor eficiência (2<sup>a</sup>, 3<sup>a</sup> e 4<sup>a</sup> etapas de filtração).

Há dificuldade para avaliação da relação entre a quantidade de DQO no lodo de suinocultura e a eficiência de remoção pelos filtros, pois o lodo de suinocultura apresenta composição variável em relação à DQO. A natureza da amostra, que se apresenta em estado líquido sendo diluída pela ocorrência de precipitação, dificulta a obtenção de dados homogêneos. Os dados obtidos apresentando lodo de suinocultura com DQO de 3736 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 7) até DQO de 42028 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 10), caracterizam a variabilidade na composição da amostra.

### 6.4 Presença de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no filtrado

O nitrogênio, componente do lodo de suinocultura (3 %), constitui importante fonte potencial de poluição que deve ser monitorada em sistemas de tratamento. Este elemento, além de causar eutrofização do corpo receptor d'água, pode atingir nível tóxico em águas para consumo humano. O nitrogênio apresenta-se no lodo de suinocultura nas formas de nitrogênio orgânico e íons amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>). Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) podem ocorrer se houver nitrificação após alguns dias da emissão de efluente de composição orgânica.

A tabela 12 refere-se aos valores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> em lodo de suinocultura a partir da segunda etapa de filtração cujos dados de remoção de carga poluidora encontram-se nas tabelas 9, 10 e 11 respectivamente.

Observa-se (Tabela 12) que NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NO<sub>2</sub><sup>-</sup> ocorrem tanto no lodo de suinocultura como no filtrado. O NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, que ocorreu em até 1,94 mg L<sup>-1</sup> (F1



na 1ª etapa de filtração; tabela 12) no filtrado é a forma molecular do nitrogênio que possui maior potencial poluente devido à sua mobilidade no solo e na água. Os efluentes que percolam em meio poroso, como filtros, ou no solo, apresentam mineralização do nitrogênio e, dependendo das condições, a formação de  $\text{NO}_3^-$ . Isto ocorre porque, nestas condições, a mineralização é favorecida pela presença de nitrogênio na forma amoniacal, oxigênio e bactérias nitrificadoras. Conforme Hawkins et al. (1998), o tratamento de efluente de suinocultura no solo, quando realizado por infiltração resultou na presença de do íon nitrato no percolado. Estes autores testaram as declividades de 5 % e 11 % para infiltração de efluente de suinocultura no solo tendo obtido aumento de  $\text{NO}_3^-$  em até 800 % em relação ao afluente na declividade de 11%.

Em filtros biológicos a presença de nitrato se deve à existência de condições adequadas para mineralização no interior dos filtros, conforme alguns autores (Metcalf & Eddy, 1981). Iida & Teranishi, (1984), relatam também que, em filtro submerso, quando é realizada a aeração do sistema, ocorria nitrificação com diminuição da quantidade de  $\text{NH}_3$  e aumento de  $\text{NO}_3^-$ .

TABELA 12- Concentração de  $\text{NH}_4^+$  e de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  em lodo de suinocultura da segunda etapa de filtração (médias de quatro repetições e desvio padrão) na 2<sup>a(1)</sup>, 3<sup>a(2)</sup> e 4<sup>a(3)</sup> etapas de filtração.

Unidades de Filtração	2 <sup>a</sup> Etapa de Filtração		3 <sup>a</sup> Etapa de Filtração		4 <sup>a</sup> Etapa de Filtração	
	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$
Testemunha <sup>(4)</sup>	11,31 ± 0,09	0,03 ± 0,04	12,96 ± 0,46	0,55 ± 0,27	12,87 ± 1,64	0,15 ± 0,02
F1	0,07 ± 0,14	1,94 ± 0,26	23,05 ± 0,38	0,72 ± 0,06	45,25 ± 4,88	< 0,01
F2	3,15 ± 0,20	< 0,01 ± 0,01	14,57 ± 0,24	0,33 ± 0,21	71,06 ± 4,6	< 0,01
F3	5,70 ± 0,04	0,05 ± 0,11	11,80 ± 0,25	0,12 ± 0,12	31,10 ± 3,56	< 0,01
F4	3,18 ± 0,18	< 0,01 ±	20,69 ± 1,65	0,45 ± 0,05	24,83 ± 3,06	0,34 ± 0,69
F5	1,78 ± 0,02	0,29 ± 0,30	21,72 ± 0,22	0,30 ± 0,22	32,27 ± 1,28	1,86 ± 1,97
F6	0,05 ± 0,05	< 0,01 ±	23,06 ± 0,61	1,05 ± 0,61	24,71 ± 3,88	0,09 ± 0,01

(1) Taxa de aplicação de 2038 mm; (2) Taxa de aplicação de 1019 mm; (3) Taxa de aplicação de 1019 mm; (4) Testemunha: lodo de suinocultura

Bishop et al. (1995) relatam que, em biofilmes utilizados no tratamento de efluentes, quando ocorre competição por oxigênio entre heterotróficos e autotróficos, a nitrificação também é inibida. Yamagiwa et al. (1998) observaram também que ocorrem organismos aeróbios, anaeróbios e facultativos em biofilmes e que a população de Nitrosomonas e Nitrobacter decresce com aumento da profundidade do biofilme. Os reatores que utilizam biofilmes apresentam zonas com diferente disponibilidade de oxigênio, atuando microrganismos aeróbios e facultativos dentro do mesmo sistema (Lazarova et al., 1998; Loosdrecht et al., 1995; Watanabe et al., 1995). A compactação do material filtrante nas unidades de filtração pode ter causado a baixa ocorrência de nitrato no filtrado pois, desta forma, tornou o oxigênio pouco disponível para o processo, visto que as quantidades deste íon no filtrado da 2ª, 3ª e 4ª etapas de filtração (Tabela 12) são pequenas para causar danos ambientais.

Os filtrados da 3ª e 4ª etapas de filtração (Tabela 12) apresentam os valores de nitrogênio amoniacal acima do permitido pela FEPAM de 10 mg L<sup>-1</sup> de nitrogênio total (Rio Grande do Sul, 1989). Na Segunda etapa de filtração, entretanto, (Tabela 12), havia nos filtrados NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em pequena quantidade (máximo 5,70 mg L<sup>-1</sup> em F3). A saturação do filtro com nitrogênio orgânico, em função das filtrações continuadas e cumulativas pode ter elevado as quantidades de nitrogênio amoniacal nas últimas filtrações. O nitrogênio presente na forma amoniacal indica também a possibilidade de utilização do filtrado para irrigação de cultivos agrícolas visando a reciclagem deste nutriente. Este íon, que ocorre em maior quantidade no lodo (45,25 mg L<sup>-1</sup>) (4ª etapa de filtração), faz parte da composição da urina sendo característico deste tipo de efluente segundo Loehr (1974; Metcalf & Eddy, 1981). Entretanto, no solo, o NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pode ser adsorvido às argilas como outros cátions, apresentando menor potencial de poluição (Ellis, 1989; Sposito, 1989).

### 6.5 Caracterização química do resíduo de serraria antes e após a utilização como material filtrante

As análises executadas em base seca (Tabela 13) indicam a composição dos constituintes sólidos do sistema. A secagem do material pode provocar perdas de nutrientes, entretanto, são indicativos da composição química do resíduo de serraria antes e após a filtração comparativamente ao lodo de suinocultura. O lodo apresentava 3,5 % de sólidos quando a amostra foi coletada.

TABELA 13- Caracterização química do lodo de suinocultura e do resíduo de serraria (*Pinus sp.*) antes e após a filtração.

Atributo	RS <sub>1</sub> <sup>(1)</sup>	LS <sup>(2)</sup>	RS <sub>2</sub> <sup>(3)</sup>
		%	
Carbono	55,0	38,63	44,08
Nitrogênio	< 0,01	3,12	2,04
C/N	55	12	21
Fósforo	0,08	2,40	0,31
Potássio	0,10	7,78	1,55
Cálcio	< 0,01	4,65	0,73
Magnésio	0,08	1,18	0,20

(1) -RS<sub>1</sub>: Resíduo de serraria antes da filtração; (2) -LS: lodo de suinocultura; (3) -RS<sub>2</sub>: Resíduo de serraria após filtração

Observa-se (Tabela 13) menor quantidade de nitrogênio, fósforo e potássio no resíduo de serraria antes da filtração em comparação ao mesmo material analisado após a filtração. A filtração do lodo de suinocultura contribuiu para baixar a relação C/N do resíduo de serraria e aumentar as quantidades de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio. A quantidade de nitrogênio no resíduo de serraria foi estimado em 0,02 a 0,3 mg Kg<sup>-1</sup> por Lo et al. (1993) e o conteúdo de carbono orgânico apresentava-se semelhante ao determinado pelo mesmo autor. Conforme Tiquia et al. (1998) o nitrogênio é o nutriente mais requerido pelos microrganismos na assimilação do carbono em resíduos orgânicos.

O lodo de suinocultura (Tabela 13) enriqueceu o resíduo de serraria com quantidades de nutrientes presentes em fertilizantes orgânicos de boa qualidade, conforme padrões apresentados por Kiehl (1985). A quantidade de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio no resíduo de serraria após a filtração era semelhante também em fertilizantes orgânicos obtidos de resíduo de serraria e lodo de suinocultura (Harada et al., 1993; Hoehne & Fulhage, 1998; Keeley & Skipper, 1998). Observa-se, portanto, a possibilidade de utilização do material filtrante como adubo orgânico após as filtrações. A adição de matéria orgânica ao solo constitui elemento importante na reciclagem de resíduos (Gliessman, 2000; Rees et al., 2002; Kramer et al., 2002). A reciclagem deste resíduo é importante também pois a matéria orgânica é responsável pela melhora das propriedades químicas e físicas do solo (Sposito, 1989; Kiehl, 1985).

### 6.6 Diminuição da população de coliformes totais e fecais pela utilização de uma seqüência de filtros

A seqüência de filtros F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub> foi utilizada para avaliar a possibilidade de diminuir a quantidade de coliformes fecais pela filtração de lodo de suinocultura com resíduo de serraria. Os filtros apresentavam vazões de 8000 cm h<sup>-1</sup> e 6800 cm h<sup>-1</sup>, respectivamente. A filtração foi feita diariamente com uma taxa de 200 mL dia<sup>-1</sup> (25 mm) ao contrário de filtragens anteriores em que a aplicação era semanal. Além disso, o lodo de suinocultura foi previamente decantado o que evitou a colmatação dos filtros.

Os atributos físicos e químicos do lodo e filtrado (Tabela 14) foram determinados após a filtração quanto à remoção de DQO, sólidos sedimentáveis, sólidos suspensos e condutividade elétrica nos filtrados (F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub>) havendo eficiência na remoção de carga poluidora. O filtro F<sub>1</sub> foi utilizado para a remoção de sólidos sedimentáveis e o filtro F<sub>2</sub> com a função de remover DQO e sólidos suspensos.

TABELA 14- Atributos físicos e químicos do lodo de suinocultura e nos filtrados (F<sub>1</sub> e F<sub>2</sub>) por resíduo de serraria.

	pH	SsedT <sup>(1)</sup>	DQO <sup>(2)</sup>	SST <sup>(3)</sup>	SDT <sup>(4)</sup>	CE <sup>(5)</sup>
		mL L <sup>-1</sup>	-----mg L <sup>-1</sup> -----			dS m <sup>-1</sup>
Testemunha <sup>6</sup>	7,2	180	8272	40000	4400	7,43
F <sub>1</sub>	7,3	< 0,01	7100	20000	10000	7,06
F <sub>2</sub>	6,6	< 0,01	944	< 1	62200	4,26

(1) - SsedT: Sólidos Sedimentáveis Totais; (2) - DQO: Demanda Química de Oxigênio; (3) - SST: Sólidos Suspensos Totais; (4) - SDT: Sólidos Dissolvidos Totais; (5) - CE: Condutividade Elétrica; (6) - Testemunha: lodo de suinocultura

Os sólidos dissolvidos totais (Tabela 14) aumentaram no filtrado em relação ao lodo como verificado por Brandão et al. (2000), que atribui este fato à lixiviação de sais como Ca e Mg nas colunas filtrantes. A lixiviação de sais pode ser considerada um aspecto indesejável neste tipo de filtro, mas de ocorrência freqüente como é observado pelos mesmos autores. Os sólidos suspensos foram totalmente eliminados o que é importante se o destino do filtrado for a disposição no solo. Segundo Braile & Cavalcanti (1993), os sólidos em suspensão constituem principal causa de problemas operacionais como entupimento dos aspersores e colmatação da superfície do solo.

A eficiência de remoção de DQO (Tabela 14) de 89% foi maior do que aquela provavelmente obtida em lagoas de estabilização (60-70%) para o tempo de detenção hidráulico de 2 a 5 dias (Braile & Cavalcanti, 1993).

A redução do tempo de detenção hidráulico é necessária para que não ocorra acúmulo de lodo na propriedade agrícola. Visto que todas as granulometrias de resíduo de serraria utilizadas nos filtros eliminam sólidos sedimentáveis, o primeiro filtro do conjunto (F1 na Tabela 14) foi projetado com vazão alta ( $8000 \text{ cm}^3 \text{ h}^{-1}$ ) com granulometria de resíduo de serraria com 50 mm para esta finalidade. Além disso, o filtro F1 possibilita maior vazão em F2 pois evita a colmatação removendo 100% de sólidos sedimentáveis. O filtro F2 foi projetado com vazão mais baixa do que F1 ( $6800 \text{ cm}^3 \text{ h}^{-1}$ ) para reter maior quantidade de carga poluidora, com material filtrante com granulometria de 30 mm.

O conjunto de filtros (Tabela 15) recebendo a taxa 25 mm ( $200 \text{ mL dia}^{-1}$ ) durante 5 dias por semana apresentou diminuição da população de coliformes fecais no filtrado. Em um dos filtros (F<sub>2</sub>), entretanto, foi observada a presença de coliformes fecais acima de  $10^2 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$  (3<sup>a</sup>, 4<sup>a</sup> e 6<sup>a</sup> semanas de avaliação).

A utilização de um conjunto com duas unidades filtrantes (Tabela 15) foi mais eficiente em relação ao processo que utiliza apenas uma unidade filtrante (Tabelas 8, 9, 10 e 11). A eficiência é constatada pois as quantidades de coliformes fecais sempre foram inferiores no filtrado do segundo filtro (F2) do que no lodo. A redução da população de organismos vivos ocorreu em todos os período avaliados (6 semanas). Em filtragens anteriores a diminuição da população de coliformes não ocorreu com a mesma freqüência e intensidade (Tabelas 8, 9, 10 e 11) o que pode ser atribuído à utilização de duas unidades filtrantes ou aplicação de taxas maiores de lodo nos estudos anteriores (até  $178 \text{ mm dia}^{-1}$ ) do que nos filtros F1 e F2 ( $25 \text{ mm dia}^{-1}$ ). Stevik et al. (1999) também constataram em filtros biológicos que o aumento da taxa de efluente aplicado diminui a eficiência de remoção de carga poluidora. O incremento da velocidade do líquido nos poros maiores pode ser a causa da menor eficiência pois diminui as trocas com o material filtrante.

TABELA 15- Quantificação de coliformes totais e fecais no lodo de suinocultura e nos filtrados através de uma seqüência de filtros

Tratamento	Coliformes totais	Coliformes fecais
1 <sup>a</sup> Semana	log NMP 100mL <sup>-1</sup>	
Testemunha	6,34	5,40

F <sub>1</sub> <sup>(1)</sup>	5,03	4,05
F <sub>2</sub> <sup>(2)</sup>	4,05	2,23
2ª Semana		
Testemunha	4,41	4,51
F <sub>1</sub>	5,11	4,51
F <sub>2</sub>	4,53	nd <sup>4</sup>
3ª Semana		
Testemunha	6,84	6,23
F <sub>1</sub>	7,23	5,41
F <sub>2</sub>	6,36	5,11
4ª Semana		
Testemunha	6,34	6,34
F <sub>1</sub>	6,11	3,90
F <sub>2</sub>	4,69	3,90
5ª Semana		
Testemunha	3,23	3,54
F <sub>1</sub>	3,54	3,73
F <sub>2</sub>	0,30	nd
6ª Semana		
Testemunha	7,38	4,38
F <sub>1</sub>	5,04	2,04
F <sub>2</sub>	4,34	2,64

(1) - F<sub>1</sub>: Filtro de resíduo de serraria com granulometria de 50 mm e vazão de 8000 cm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>; (2) - F<sub>2</sub>: Filtro de resíduo de serraria com granulometria de 30 mm e vazão 6800 cm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>; (3) - Testemunha: lodo de suinocultura; (4) - nd: não detectado

Entre os fatores biológicos que podem influenciar a filtração, a possível formação de biofilme sobre as partículas de resíduo de serraria, pode também ter favorecido a diminuição da população de coliformes. A oferta diária de lodo apresenta vantagem no fornecimento de nutrientes para formação de biofilme.

A adsorção é um fator importante que pode ter sido responsável pela diminuição da população de coliformes fecais nestes filtros, pois biofilmes freqüentemente adsorvem moléculas orgânicas na superfície (Stevik et al., 1999; Späth et al., 1999).

### 6.7 Disposição do lodo de suinocultura e filtrado no solo

Entre outras alternativas para a disposição do lodo de suinocultura e do filtrado, o solo (Tabelas 16, 17 e 18), apresenta-se como possibilidade promissora, pois o mesmo é considerado por muitos autores como filtro natural de efluentes líquidos (Lehman & Wilson, 1971; Rice, 1974; Gerba, 1975; Leach & Enfield, 1983, Braile & Cavalcanti, 1993; Kunst et al., 2002).

#### 6.7.1 Avaliação da disposição do lodo de suinocultura no solo como fonte de nutrientes

As dosagens de 40 e 80 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> que foram aplicadas por Almeida, (2000) para adubação da cultura do milho, em pesquisa utilizando lodo de suinocultura, foram testadas para avaliação da contaminação com coliformes fecais (Tabelas 16 e 17). O escape de poluentes através da lixiviação ou percolação através do perfil do solo e possível contaminação das águas

superficiais ou subterrâneas é o maior problema ambiental causado por disposição de efluentes no solo é (Senior, 1995).

A quantidade de coliformes totais e fecais após a disposição de lodo de suinocultura (Tabela 16) no solo com dosagem de  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  mostra que houve diminuição da população após a percolação do lodo e filtrado no Latossolo e no Argissolo. Os mecanismos de diminuição da quantidade de coliformes no solo são discutidos por vários autores. Culp et al. (1978) salientam que os solos de textura fina têm a maior capacidade de adsorção de matéria orgânica (microrganismos). Sposito (1989) relata que a adsorção é um fenômeno que ocorre na superfície das partículas do solo por forças físicas e químicas.

O Argissolo e o Latossolo (Tabela 16) apresentam também na sua composição matéria orgânica nas quantidades de 2,7 % e 3,0 % respectivamente. Este fator influencia também na diminuição da população de coliformes, que são retidos na superfície da matéria orgânica por pontes de hidrogênio. Este tipo de ligação entre moléculas é considerado fraco isoladamente, porém, a associação simultânea de vários pontos da molécula orgânica, por este mecanismo, resulta numa energia considerável.

TABELA 16 - Quantificação de coliformes totais e fecais no percolado após disposição ( $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) de lodo de suinocultura (LS) e filtrado (F) no solo simulando precipitação após 24 e 48 horas

Tratamento	Coliformes totais	Coliformes fecais	Coliformes totais fecais	
			24 horas	48 horas
-----NMP 100 mL <sup>-1</sup> -----				
Testemunha <sup>(1)</sup>	$2,6 \times 10^8$	$7 \times 10^6$	$9,4 \times 10^6$	$2,3 \times 10^4$
F	$4,9 \times 10^7$	$7,9 \times 10^4$	$3,5 \times 10^6$	$1,7 \times 10^3$
Arg <sup>(2)</sup> LS	1600	49	11	7
Arg F	920	2	11	7
Lat <sup>(3)</sup> LS	4900	6	8	5
Lat F	34	5	8	5

(1) - Testemunha: lodo de suinocultura; (2) - Arg: Argissolo Vermelho Distrófico típico ; (3) - Lat: Latossolo Vermelho Distroférrico nitossólico

O mecanismo de adsorção na matéria orgânica também pode ter influenciado na redução da quantidade de coliformes totais e fecais no percolado destes dois solos (Tabela 16) pois este processo se torna mais importante quando o solo apresenta condições de baixa umidade (Stevenson, 1994). O solo estava seco durante o experimento pois não houve precipitação desde aplicação do lodo e filtrado até a coleta de amostra para análise. A umidade do solo é considerada como o principal elemento que possui correlação positiva com a sobrevivência de microrganismos no solo (Loeher, 1974; Gerba et al., 1975).

O processo de predação por protozoários constitui outro fator importante na eliminação de microrganismos no solo (Stevik et al., 1999), bem como antibiose, parasitismo e fenômenos bióticos antagônicos (Paul & Clark, 1989). Estes fatores e outros fatores competitivos podem ter contribuído para a diminuição da população de organismos coliformes no Argissolo e Latossolo.

A tabela 17 mostra que, quando foi adicionado  $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de lodo de suinocultura e filtrado (F), ocorreu diminuição da população de coliformes fecais em 24 e 48 horas nos dois solos utilizados neste estudo. Segundo Loehr (1974), quando o lodo de esgoto é aplicado no solo ocorre diminuição da população superior a 90 % já na camada superficial.

TABELA 17- Quantificação de coliformes totais e fecais no percolado após disposição ( $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) de lodo de suinocultura (LS) e filtrado (F) no solo simulando precipitação após 24 e 48 horas

Tratamento	Coliformes totais	Coliformes fecais	Coliformes totais	Coliformes fecais
	24 horas		48 horas	
	-----NMP 100 mL <sup>-1</sup> -----			
Testemunha <sup>(1)</sup>	$3,2 \times 10^6$	$3,2 \times 10^6$	$2,6 \times 10^6$	$3,1 \times 10^6$
F	$4,5 \times 10^6$	$3,0 \times 10^5$	$2,3 \times 10^6$	$3,1 \times 10^4$
Arg <sup>(2)</sup> LS	17	nd <sup>(4)</sup>	9	nd
Arg F	17	nd	6	nd
Lat <sup>(3)</sup> LS	94	7	2	nd
Lat F	34	12	2	nd

(1) - Testemunha: lodo de suinocultura; (2) - Arg: Argissolo Vermelho Distrófico típico ; (3) - Lat: Latossolo Vermelho Distroférrico nitossólico; (4) - nd: não detectado

Os percolados recolhidos nos dois solos (Tabelas 16 e 17), entretanto, após a precipitação simulada de 48 horas, apresentaram uma tendência de diminuição da quantidade de coliformes fecais maior do que na avaliação realizada em 24 horas. Provavelmente o tempo decorrido desde a aplicação até a ocorrência de precipitação influenciou a lixiviação destes organismos. Cassol (1987) também observou que o tempo decorrido após a disposição de lodo de esgoto no solo influencia na diminuição da quantidade de coliformes. O autor observou uma redução da população de coliformes menor do que a obtida neste trabalho (Tabelas 16 e 17), porém, no solo utilizado havia menor quantidade de argila do que no Latossolo e o Argissolo. A quantidade de argila é importante no processo de interação entre as partículas do solo e célula microbiana. Senior, (1995) relata que célula microbiana possui carga positiva sendo adsorvida na superfície das argilas quando estão presentes, na solução do solo, maior quantidade de cátions monovalentes do que bivalentes.

### 6.7.2 Utilização da disposição de lodo de suinocultura no solo como tratamento

O tratamento de lodo de suinocultura via solo pode ser feito pela aplicação de uma taxa diária de carga poluidora que possa ser eliminada do solo antes que ocorra lixiviação (Braille & Cavalcanti, 1993).

Após disposição de lodo e filtrado no solo (Tabela 18), na dosagem que foi utilizada para tratamento de efluentes em campos de infiltração de alta capacidade (Imhoff, 1986), é possível observar que há ocorrência de coliformes totais e fecais no percolado.

TABELA 18- Quantificação de coliformes totais e fecais no percolado após disposição de 5 doses ( $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ) de lodo de suinocultura (LS) e filtrado (F) no solo



Tratamento	Coliformes totais		Coliformes fecais	
	-----NMP 100 mL <sup>-1</sup> -----			
Testemunha <sup>(1)</sup>	6,0 x 10 <sup>6</sup>		5,0 x 10 <sup>5</sup>	
F	3,0 x 10 <sup>4</sup>		2,0 x 10 <sup>4</sup>	
Arg <sup>(1)</sup> LS	14		2	
Arg F	8		nd <sup>(4)</sup>	
Lat <sup>(2)</sup> LS	79		22	
Lat F	11		nd	

(1) - Testemunha: lodo de suinocultura; (2) - Arg: Argissolo Vermelho Distrófico típico ; (3) - Lat: Latossolo Vermelho Distroférico nitossólico; (4) - nd: não detectado

A quantidade de coliformes fecais não aumentou no percolado em função da aplicação diária (Tabela 18) em comparação com uma única aplicação (Tabelas 16 e 17). Olson et al. (1976) relatam que, além de coliformes fecais, a infiltração no solo remove também grande quantidade de DBO, DQO e nitrogênio. O ambiente em que os organismos se encontravam, no intestino dos animais apresentava uma composição química e física diferente do solo o que pode contribuir para morte das células. Entretanto outros fatores devem ser observados quando o solo é utilizado para infiltração de efluentes. O processo de vedação dos poros na camada superficial do solo pode diminuir a eficiência do tratamento realizado por infiltração durante longo período de tempo (Rice, 1974). A concentração de sólidos deve ser de, no máximo, 10 mg L<sup>-1</sup> para evitar este processo segundo o mesmo autor. A disposição continuada de lodo no solo pode causar também a formação de biofilmes que se acumulam nos poros causando a diminuição da condutividade hidráulica (Senior, 1995).

A pequena quantidade de coliformes fecais no percolado (Tabela 16) ou não detectada (Tabela 17 e 18), por sua vez, não exclui a possibilidade da ocorrência de outros microrganismos que representam problemas de saúde pública. Moore et al. (1981) observaram que a infiltração até a profundidade de 1,37 m ao longo do perfil do solo não foi suficiente para evitar ocorrência de vírus entéricos no percolado. Estes autores recomendam a inativação de microrganismos patogênicos em efluentes quando o solo é utilizado para disposição por um longo período de tempo. Gerba et al. (1975) relatam que a percolação no solo diminui a quantidade de microrganismos em efluentes por sedimentação e principalmente por adsorção. Entretanto, as alterações na concentração de íons no solo, pH e quantidade de matéria orgânica podem modificar a capacidade do mesmo para inativar microrganismos.

Hurst et al. (1997) relataram a contaminação com outros organismos patogênicos em ambientes em que havia coliformes fecais dentro do nível considerado seguro. A utilização do filtrado (Tabelas 16, 17 e 18) para irrigação ou como fertilizante, portanto, não apresenta segurança na manipulação e requer equipamentos de segurança para evitar a contaminação com organismos patogênicos.

## 7. CONCLUSÕES

a) A filtração do lodo de suinocultura em filtro com resíduo de serraria reduziu a demanda química de oxigênio com vazão alta, se houver decantação do lodo antes da filtração, e utilizando-se partículas de resíduo de serraria de até 30 mm; removeu sólidos suspensos e sedimentáveis com qualquer vazão e tamanho de partícula .

b) A concentração de  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  no percolado em todas as unidades de filtração utilizadas esteve abaixo do valor máximo de nitrogênio total exigido pela legislação para emissão de efluentes, entretanto o  $\text{NH}_4^+$  esteve acima deste valor.

c) A diminuição da população de coliformes fecais pelas unidades de filtração não foi suficiente para atingir o valor permitido pelos órgãos de fiscalização ambiental.

d) O Argissolo e o Latossolo podem apresentar diminuição da quantidade de coliformes fecais quando houver percolação de filtrado nas dosagens de 40 e 80  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  (somente uma aplicação) e para disposição no solo 30  $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  (cinco aplicações).

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, A.C.R. **Uso associado de esterco líquido de suínos e plantas de cobertura de solo na cultura do milho.** 2000. 114 f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós - Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2000.
- AOYAMA, M. Properties of fine and water-soluble fractions of several composts. **Soil Science Plant Nutrition**, Tokio, v. 31, n. 2, p. 189 - 198, 1985.
- ATLAS, R. M.; BARTHA, R. **Microbial Ecology: Fundamentals and applications.** 3. ed. [S.l. : s.n.], 1992. 263p.
- BISHOP, P. L.; ZHANG, T. C.; FU, Y. Effects of biofilm structure, microbial distributions and mass transport on biodegradation process. **Water Science & Technology**, London, v. 31, n. 1, p. 143-152, 1995.
- BIDONE, F. R. A. Serragens de couro curtido tipo wet blue utilizadas como meio suporte em filtros biológicos destinados ao tratamento de esgotos sanitários In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. 1CD-ROM.
- BJERRE, H. L.; HVITVED-JACOBSEN, T.; TEICHGRÄBER, B. et al. Experimental procedures characterizing transformations of wastewater organic matter in the emscher river. **Water Science & Technology**, London, v. 31, p. 201-212, 1995.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A.. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais.** São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.
- BRANDÃO, V. S.; MATOS, A T.; MARTINEZ, M. A. et al. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 327-333, 2000.
- CASSOL, P. C. **Aplicação de composto de lixo e lodo de esgoto em solo.** 1987. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em

- Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1987.
- CASSOL, P. C.; BECEGATTO, V.; ERNANI, P. R. et al. Liberação de nitrogênio e potássio de estrume aplicado no solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 27., 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: SBCS, 1997. p. 262.
- CHARACKLIS, W. G.; MARSHALL, K. C. Biofilms: a basis for an interdisciplinary approach. In: CHARACKLIS, W. G.; MARSHALL, K. C. **Biofilms**. New York: Wiley Interscience, 1990. p. 1-16.
- COOKSON, W. R.; CORNFORTH, I. S. Dicyandiamide slows nitrification in dairy cattle urine patches: effects on soil solution composition, soil pH and pasture yield. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 34, n. 10, p. 1461-1465, 2002.
- CULP, R. L.; WESNER, G. M.; CULP, G. L. **Hand-book of advanced wastewater treatment**, 2. ed. New York: Van Nostrand Reinhold, 1978. 632 p.
- DEBOSZ, K.; PETERSEN, S. O.; KURE, L. K. et al. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 19, p. 237 - 248, 2002.
- DEUS, A. B. S.; CASTRO, C. M. B.; LUCA, S. J. A disposição de lodos de esgotos no solo In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL PROJETO DE ATERRO DE RESÍDUOS E SANEAMENTO DE ÁREAS DEGRADADAS, 1996, Porto Alegre. **Resumos...** Porto Alegre: ABES, 1996. p. 191-195.
- DURIGON, R.; BASSO, C. J.; CERETA, C. A. Impacto de aplicações periódicas de esterco líquido de suínos sobre características químicas de solo em pastagem de campo nativo. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE SUBSTÂNCIAS HÚMICAS, 3., 1999, Santa Maria. **Anais...** Santa Maria : [s.n.], 1999. p.340.
- DIAS, S. M. F. **Novos aspectos na operação de filtros biológicos**. 1984. 177f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós - Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul , Porto Alegre, 1984.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater**. Cincinnati, 1981.
- ECKENFELDER JR., W. W. **Principles of water quality management**. Boston: CBI Publishing Co., 1980. 717 p.
- ELLIS, K. V. **Surface water pollution and its control**. London: Macmillan Press, 1989. 373p.

- FERNANDES, C.; FILHO, M. **Esgotos Sanitários**. João Pessoa: Ed. Universitária, 1997. 434p.
- GERBA, C. P.; WALLIS, C.; MELNICH, J. Fate of wastewater bacteria and viruses in soil. **Journal of the Irrigation and Drainage Division**, New York, v. 101, p. 157-74, 1975.
- GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2000. 653p.
- HARADA, Y.; HAGA, K.; OSADA, T. et al. Quality of compost produced from animal wastes. **Japan Agricultural Research Quarterly**, Tsukuba Ibaraki, v. 26, n. 4, p. 238-246, 1993.
- HAWKINS, G. L.; HILL, D.T.; ROCHESTER, E. W. et al. Evaluation of vegetative filter strips for swine lagoon wastewater. **American Society of Agricultural Engineers**, St Joseph, v. 41, n. 3, p. 639-643, 1998.
- HELMER, C.; KUNST, S. Simultaneous nitrification/denitrification in aerobic biofilm system. **Water Science & Technology**, London, v. 37, n. 4-5, p. 183-187, 1998.
- HOEHNE, J. A.; FULHAGE, C.D. Composting separated swine manure solids In: ANNUAL INTERNATIONAL MEETING SPONSORED, 10., 1998, Flórida. **Anais...** Flórida: ASAE, 1998. 1CD-ROM.
- HURST, C. J.; KNUDSEN, G. R.; McINERNEY, M. J. et al. **Manual of environmental microbiology**. Washington: Hurst, 1997. 894p.
- IIDA, Y.; TERANISHI, A. Nitrogen removal from municipal wastewater by a single submerged filter. **Journal Water Pollution Control Federation**, Washington, v. 56, n. 3, p. 251-8, 1984.
- IMHOFF, K. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: Edgard Blücher, 1986. 235p.
- KEELEY, G. M.; SKIPPER, J. L. The use of aerobic thermophilic composting for the stabilisation of primary meat waste solids. In: BHAMIDIMARRI, R. (Ed.) **Alternative waste treatment systems**. New York: Elsevier Applied Science, 1988. p. 120-131.
- KHLEBNICOV, A.; SAMB, F.; PÉRINGER, P. Use of a dynamic gassing-out method for activity and oxygen diffusion coefficient estimation in biofilms. **Water Science & Technology**, London, v. 37, n. 4-5, p. 171-175, 1998.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Ceres, 1985. 492p.

- KOENIG, A.; LOUCKS, D. P.; ASCE, M. Management model for wastewater disposal on land. **Journal the Environmental Engineering Division**, New York, v. 103, p. 181-192, 1977.
- KOLB, F. R.; WILDERER, P. A. Activated carbon membrane biofilm reactor for the degradation of volatile organic pollutants. **Water Science & Tecnology**, London, v. 31, n. 1, p. 205-213, 1995.
- KUNST, S.; KRUSE, T.; BURMESTER, A. **Sustainable water and soil management**. Berlim: Springer, 2002. 393p.
- KRAMER, A. W.; DOANE, T. A.; HORWATH, W. R. et al. Combining fertilizer and organic inputs to synchronize N supply in alternative cropping systems in California. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 91, n. 1-3, p. 233-243, 2002.
- LAVOIE, J.; MARCHAND, G.; DROLET, J. Y. et al. Biological and chemical contamination of the air in a grower-finisher pig building using deep-litter systems. **Canadian Agricultural Engineering**, Saskatoon, v. 37, n. 3, p. 195-203, 1995.
- LAZAROVA, V.; NOGUEIRA, R.; MANEM, J. et al. Influence of dissolved oxygen on nitrification kinetics in a circulating bed reactor. **Water Science & Tecnology**, London, v. 37, n. 4-5, p. 189-193, 1998.
- LEACH, L. E.; ENFIELD, C. G. Nitrogen control in domestic wastewater rapid infiltration systems. **Journal Water Pollution Control Federation**, Washington, v. 55, n. 9, p. 1150-1157, 1983.
- LEHMAN, G. S., WILSON, L. G. Trace element removal from sawage effluent by soil filtration. **Water Resources Research**, Washington, v. 7, n. 1, p. 90-99, 1971.
- LEWANDOWSKI, Z.; STOODLEY, P.; ALTOBELLI, S. Experimental and conceptual studies on mass transport in biofilms. **Water Science & Tecnology**, London, v. 31, n. 1, p. 153-162, 1995.
- LEVINSON, W. **Microbiologia médica e imunologia**. Porto Alegre: Artes Médicas, 1998. 415p.
- LO, K. V.; LAU, A. K.; LIAU, P. H. Composting of separated solid swine wastes, **Journal of Environmental Science and Healt Part A – Environmental Science and Engineering & Toxic and Hazardous Substance Control**, New York, v. 28, n. 9, p. 1889-1901, 1993.
- LOEHR, R. C. **Agricultural waste management; problems, processes and approaches**. New York: Academic Press, 1974. 576p.

- LOOSDRECHT, M. C. M.; TIJHUIS, L.; WIJDIEKS, A. M. S. Population distribution in aerobic biofilms on small suspended particles. **Water Science & Technology**, London, v. 31, n. 1, p. 163-171, 1995.
- LUK, G. H.; AU-YEUNG, W. C. Experimental investigation on the chemical reduction of nitrate from groundwater. **Advances in Environmental Research**, Oxford, v. 6, n. 4 p. 441-453, 2002.
- Mc BRIDE, M. B. **Environmental chemistry of soils**. New York: Oxford, 1994. 403 p.
- MADONI, P.; DAVOLI, D.; CAVAGNOLI, G. et al. Microfauna and filamentous microflora in biological filters for tap water production. **Water Research**, Oxford, v. 34, n. 14, p. 3561-3572, 2000.
- MAIER, M. M.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. **Environmental microbiology**. California: Academic Press, 2000. 585 p.
- METCALF; EDDY **Tratamiento y depuración de las aguas residuales**. Barcelona: Editorial Labor, 1981. 837 p.
- MEURER, E. J. BISSANI, C. A.; SELBACH, P. A. Poluentes do solo e do ambiente In: MEURER, E. J. (Ed.) **Fundamentos de química do solo**, Porto Alegre: Genesis, 2000. p. 151-156.
- MOORE, B. E.; SAGIK, B. P.; SORBER, C. A. Viral transport to ground water at a wastewater land application site. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 53, n. 10, p. 1492-1502, 1981.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2002. 626p.
- MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 280 p.
- Ng, W. J.; CHIN, K. K. Random-Packed anaerobic filter in piggery waste-water treatment. **Biological Wastes**, Oxford, v. 20, n. 3, p. 157-166, 1986.
- OLSON, J. V.; CRITES, R. W.; ASCE, A. M. et al. Ground-water quality at rapid infiltration site. **Journal of the Environmental Engineering Division**, New York, v. 106, n. 5, p. 885-99, 1980.
- ORTOLAN, M. G. S. **Avaliação do efluente do hospital de clínicas de Porto Alegre: citotoxicidade, genotoxicidade, perfil microbiológico de bactérias mesofílicas e resistência à antibióticos**. 1999. 115f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola e do

- Ambiente, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. Soil **Microbiology and Biochemistry**, Califórnia: Paul & Clark, 1989. 340p.
- REES, R. M.; BALL, C. D.; CAMPBELL, C. A. et al. Sustainable management of soil organic matter. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Wallingford, n. 88, p. 291-293, 2002.
- RICE, R. C. Soil clogging during infiltration of secondary effluent. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 46, p. 708-716, n.4, 1974.
- RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: Tecnologia Atualizada**. São Paulo : [s.n.], 1991. 332p.
- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente. Norma Técnica nº 01/89, de 14 de janeiro de 1989. Estabelece critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos nos corpos d' água no Rio Grande do Sul. **Diário Oficial [do Estado do Rio Grande do Sul]**, Porto Alegre, 29 mar.1989.
- SCHAIJK, B. Sawdust based systems for pigs: development for practical solutions. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM UNIVERSITY OF WARWICK COVENTRY, 4., 1993, Coventry, EN. **Proceedings: Livestock environment**. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1993. p.1240-1245.
- SCHUBERT, W.; GÜNTHER, F. W. Particle size distribution in effluent of trickling filters and humus tanks. **Water Research**, Oxford, v. 35, n. 16, p. 3993-3997, 2001.
- SENIOR, E. **Microbiology of Landfill Sites**. 2.ed. Boca Raton : Lewis, 1995. 205p.
- SLAWOMIR, W. H. A model of two-dimensional biofilm morphology. **Water Science & Technology**, London, v.37, n.4-5, p.219-222, 1998.
- SOPPER, W. E. **Municipal Sludge use in land reclamation**. Boca Raton : Lewis, 1993. 163p.
- SORENSEN, B. H.; JORGENSEN, S. E. **The removal of nitrogen compounds from wastewater**. Amsterdam: Elsevier, 1993. 443 p.
- SPÄTH, R.; FLEMMING, H-C.; WUERTZ, S. Sorption properties of biofilms. **Water Science & Technology**, London, v. 37, n. 4-5, p. 207-210,1999.
- SPOSITO, G. **The Chemistry of Soils**. New York: Oxford, 1989. 277p.



- STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 19ed. Washington: American Public Health Association (APHA) , 1995. 1074p.
- STEVENSON, F. J. **Humus Chemistry**: Genesis, composition, reactions. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496p.
- STEVIK, T. K.; AUSLAND, G.; HANSSEN; J. F. et al. The influence of physical and chemical factors on transport of *E. Coli* through biological filters for wastewater purification. **Water Research**, Oxford, v. 33, n. 18, p. 3701-3706, 1999.
- TAN, C. S.; DRURY, C. F.; REYNOLDS, W. D. et al. Water and nitrate loss through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, V. 93, n. 1-3, p. 121-130, 2002.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BOHNEN, H. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS, 1995. 174p. (Boletim Técnico, 5).
- TEDESCO, M. J.; SELBACH, P. A.; GIANELLO, et al. Resíduos orgânicos no solo e impacto no ambiente In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, 1999.
- TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y. Composting pig manure in Hong Kong. **Biocycle Internaional**, Emmaus, v.39, n.2, p.78-79,1998.
- TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y.; HODGKISS, I. J. Changes in chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents. **Agriculture Ecosystems Environment**, Amsterdam, v.67, p.79-89, 1998.
- TRATAMENTO de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 435p. (PROSAB)
- VIOTTI, P.; ERAMO, B.; BONI, M. R. et al. Development and calibration of mathematical model for the simulation of the biofiltration process. **Advances in Environmental Research**, Washington, v. 7, p. 11-33, 2002.
- WATANABE, Y.; OKABE, S.; HIRATA, K. et al. Simultaneous removal de organic materials and nitrogen by micro-aerobic biofilms. **Water Science & Technology**, London, v. 31, n. 1, p. 195-203, 1995.
- WILDERER, P. A. Technology of membrane biofilm reactors operated under periodically changing process conditions. **Water Science & Tecnology**, London, v. 31, n. 1, p. 173-183, 1995.
- VIRELLA, G. T. **Microbiology and infections disease**. 3. ed. Pensylvania: Willians & Wilkins, 1996. 575p.

- WOESTYNE, M. V.; VERSTRAETE, W. Biotechnology in the treatment of animal manure In: WALLACE, R. J. ; CHESSON, A. (Ed.) **Biotechnology in animal feeds and animal feeding**. Weinheim, GE : VCH Verlagsgesellschaft mbh, 1995. p.311-327.
- YAMAGIWA, K.; YOSHIDA, M.; ITO, A. et al. A new oxygen supply method for simultaneous organic carbon removal and nitrification by one –stage biofilm process. **Water Science & Technology**, London, v.37, n.4-5 p.117-124, 1998.
- YONG, R. N.; MOHAMED, A. M. O.; WARKENTIN, B. P. **Principles of contaminant transport in soils**. Amsterdam : Elsevier, 1992. 327 p.
- YU, T.; BISHOP, P. L. Stratification of microbial metabolic processes and redox potential change in an aerobic biofilm studied using microelectrodes. **Water Science & Technology**, London, v. 37, n. 4-5, p. 195-198, 1998.
- ZHANG, Q.; VOLKER, R. E.; LOCKINGTON, D. A. Experimental investigation of contaminant transport in coastal groundwater. **Advances in Environmental Research**, Washington, v. 6, n. 3, p. 229-237, 2002.

## **9.VITA**

Rosangela Silveira Rodrigues, filha de Maria da Glória Silveira Rodrigues e Alcino Pereira Rodrigues, nasceu em 02 de maio de 1970 na cidade de Pelotas – RS.

Cursou o segundo grau no Instituto de Educação Assis Brasil. Em 1989, ingressou na Universidade Federal de Pelotas - RS, graduando-se Engenheira-Agrônoma em janeiro de 1995. Em março de 1995 iniciou o curso de mestrado em Ciências no Programa de Pós-Graduação do Departamento de Ciência e Tecnologia Agroindustrial - UFPel. Foi professora do CEFET-RS no ano de 1998. Ingressou no Programa de Pós - Graduação em Ciência do Solo - UFRGS em março de 1999.