

Daniel Ferreira de Castro Furtado

**CARACTERIZAÇÃO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO E
TRATAMENTO EM FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi

Florianópolis, SC
2012

Furtado, Daniel Ferreira de Castro

Caracterização de lodo de tanque séptico e tratamento em filtros plantados com macrófitas [dissertação] / Daniel Ferreira de Castro Furtado ; orientador, Luiz Sérgio Philippi - Florianópolis, SC, 2012.

101 p. ; 21cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Lodo de tanque séptico. 3. Filtros plantados com macrófitas. 4. Desaguamento. 5. Biossólidos. I. Philippi, Luiz Sérgio. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Daniel Ferreira de Castro Furtado

**CARACTERIZAÇÃO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO E
TRATAMENTO EM FILTROS PLANTADOS COM
MACRÓFITAS**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de “MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL”, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr
(Coordenador)

Banca Examinadora:

Prof. Paulo Belli Filho, Dr
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Fernando Soares Pinto SantAnna, Dr
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Jucinei José Comin, Dr
Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, SC
2012

Dedico este trabalho aos meus pais, Áurea e Hugo, e minhas irmãs, Renata, Karla e Juliana.

AGRADECIMENTOS

Diversas pessoas colaboraram direta e indiretamente para a realização deste trabalho e sou muito grato por todas elas, deixando aqui meus sinceros agradecimentos.

Primeiramente agradeço a Deus, pelo dom da vida e pelas oportunidades colocadas em meu caminho;

Ao Prof. Luiz Sérgio Philippi, pelas orientações e pela atenção disponibilizada no período deste mestrado;

Aos professores Paulo Belli Filho, Fernando Soares Pinto Sant'Anna e Jucinei José Comin, por aceitarem o convite para formação desta banca e pela contribuição com o trabalho;

Aos colegas do GESAD, Maria Elisa Magri, por todo o apoio e conhecimentos transmitidos, Joceli Zaguini, Ricardo Regi e Camila Haiml, pela dedicação nas atividades de campo e laboratório, e a todos os demais integrantes por todos os momentos e conhecimentos compartilhados;

Aos professores do PPGEA, pelos conhecimentos transmitidos nas disciplinas;

Ao Seu Hélio, pela prontidão e disponibilidade para resolução dos problemas de campo;

Aos funcionários do LIMA, Dona Eliane e Vitor, pela atenção e auxílio durante as atividades laboratoriais;

Aos funcionários do CETRE, em especial ao Seu Arildo e Seu Dequinha, por todos os auxílios e momentos compartilhados;

A CAPES, pela bolsa de estudos disponibilizada;

Aos meus pais, irmãs, familiares e amigos, por todo o carinho e apoio;

*"A educação não transforma o mundo. Educação muda pessoas. Pessoas transformam o mundo."
Paulo Freire*

RESUMO

O tanque séptico é uma das tecnologias do saneamento descentralizado mais empregada para o tratamento de esgoto doméstico no Brasil, sendo utilizado por cerca de um quarto da população. Em sua operação é gerado em média um litro de lodo de esgoto por pessoa diariamente, o que remete à produção de um volume considerável deste resíduo em escala nacional. Devido suas características físico-químicas e biológicas, o lodo de tanque séptico necessita de processos de gestão eficientes, a fim de eliminar os seus impactos à saúde pública e ao ambiente, e de valorizar o seu potencial de uso agrícola. Os objetivos deste estudo foram caracterizar o lodo bruto de um tanque séptico, avaliar a eficiência de dois filtros plantados com macrófitas no tratamento de lodo de tanque séptico, denominados F1 e F2, com 4,3 m² de área superficial, 0,75 m de leito filtrante e diferentes espessuras de lodo acumulado, caracterizar o lodo acumulado formado na operação dos filtros e monitorar o seu processo de desaguamento e mineralização. A operação dos filtros foi realizada semanalmente durante os meses de maio a novembro de 2010, com taxa de alimentação de 125 kgST.m⁻².ano⁻¹, fluxo em batelada e tempo de detenção hidráulica de 6 dias. O lodo séptico bruto e o líquido percolado gerado na operação dos filtros foram coletados e analisados semanalmente. Foram avaliados os parâmetros DQO, pH, alcalinidade, sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos totais fixos, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, e fósforo ortofosfato. Os processos de desaguamento e mineralização do lodo acumulado na superfície de cada filtro foram monitorados durante os meses de outubro de 2010 a outubro de 2011 com a análise dos parâmetros ST e STV. Para a caracterização do lodo acumulado foram analisados os parâmetros pH, matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio total, fósforo total, potássio total, cálcio total, magnésio total, e os metais pesados, cobre, cádmio, chumbo, cromo, níquel e zinco. Os filtros apresentaram eficiências superiores a 87% na remoção da matéria orgânica e nutrientes. A espessura da camada de lodo acumulado não apresentou interferência na remoção dos parâmetros DQO, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻, contudo a camada de lodo mais espessa do filtro F1 pode ter influenciado para a melhor remoção dos sólidos totais observada neste filtro. O lodo acumulado dos filtros F1 e F2 apresentaram a maior concentração de ST, 51 e 49%, respectivamente, 83 dias após o último ciclo de alimentação dos filtros. O lodo acumulado nos filtros F1 e F2 apresentou teores de matéria orgânica na faixa de 22,5-39,0%, de

nitrogênio total entre 1,1-2,0%, e conteúdos médios de 0,7% de fósforo total e 0,08% de potássio total. As concentrações de metais pesados no lodo acumulado de ambos os filtros estão dentro dos limites permitidos pela legislação nacional para uso agrícola.

Palavras-chave: lodo de tanque séptico; filtros plantados com macrófitas; desaguamento; mineralização; biossólidos.

ABSTRACT

The septic tank is a decentralized sanitation technology most often employed for the treatment of domestic sewage in Brazil, being used by about a quarter of the population. In its operation is generated on average one liter of sewage sludge per person daily, which leads to the production of a considerable amount of this waste on national scale. Due to physicochemical and biological characteristics, sludge from septic tank needs efficient management processes in order to eliminate their impacts to public health and the environment, and enhance their potential for agricultural reuse. The objectives of this study were to characterize the raw sludge from a septic tank, to evaluate the efficiency of two constructed wetlands in the treatment of septic sludge, called F1 and F2, with 4.3 m² surface area, 0.75 m filter bed and different thicknesses of accumulated sludge, to characterize accumulated sludge formed in the operation of the filters and to monitor the process of dewatering and mineralization. The operation of the filters was carried out weekly during the months of May to November 2010, with feed rate of 125 kgTS.m².year⁻¹, batch flow and hydraulic retention time of 6 days. The raw septic sludge and leachate generated in the operation of the filters were collected and analyzed weekly. Were evaluated the parameters COD, pH, alkalinity, total solids, total volatile solids, total fixed solids, ammonia, nitrite and nitrate, and orthophosphate. The process of dewatering and mineralization of accumulated sludge on the surface of each filter was monitored during the months of October 2010 to October 2011 with the analysis of the parameters TS and VS. For the characterization of accumulated sludge were analyzed pH, organic matter, total organic carbon, total nitrogen, total phosphorus, total potassium, total calcium, total magnesium, and heavy metals, copper, cadmium, lead, chromium, nickel and zinc. The filters had efficiencies greater than 87% in the removal of organic matter and nutrients. The thickness of the accumulated sludge not showed interference on removal of the parameters COD, NH₄⁺-N and PO₄³⁻-P, however the thickest layer of accumulated sludge in the filter F1 may have influenced for better removal of total solids found in this filter. The accumulated sludge in the filters F1 and F2 showed the highest concentration of TS, 51 and 49%, respectively, 83 days after the last feeding cycle of the filters. The accumulated sludge in the filters F1 and F2 showed organic matter levels in the range of 22.5-39.0%, total nitrogen between 1.1-2.0%, and average content of 0.7% total phosphorus and 0.08% potassium total.

The concentrations of heavy metals in the accumulated sludge of both filters are within the limits allowed by national legislation for agricultural reuse.

Keywords: septic tank sludge; constructed wetlands; dewatering; mineralization; biosolids.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Relação entre o volume de lodo e sua umidade ou fração de sólidos.	32
Figura 2 - Ilustração de um tanque séptico.....	35
Figura 3 - <i>Layout</i> dos principais componentes do sistema de tratamento de lodo de tanque séptico.	55
Figura 4 - Disposição do leito filtrante.....	56
Figura 5 - <i>Layout</i> da sequência de operação do sistema de tratamento de lodo séptico.	58
Figura 6 - Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de ST, STV e STF do lodo séptico bruto.....	62
Figura 7 - Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de DQO do lodo séptico bruto.	63
Figura 8 - Gráfico <i>box plot</i> das concentrações de $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$ do lodo séptico bruto.....	65
Figura 9 - Série temporal dos sólidos totais no lodo séptico bruto.....	68
Figura 10 - Série temporal dos sólidos totais nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.	68
Figura 11 - Série temporal da DQO no lodo séptico bruto.....	69
Figura 12 - Série temporal da DQO nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.....	70
Figura 13 - Concentração média de ST e DQO no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.	71
Figura 14 - Série temporal do $P-PO_4^{3-}$ no lodo séptico bruto.....	72
Figura 15 - Série temporal do $P-PO_4^{3-}$ nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.....	72
Figura 16 - Série temporal da $N-NH_4^+$ no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.	73
Figura 17 - Série temporal do $N-NO_3^-$ no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.	74

Figura 18 - Concentração média de N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₃ ⁻ e P-PO ₄ ³⁻ no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.....	75
Figura 19 - Temperatura média mensal para o período de outubro/2010 a outubro/2011.....	77
Figura 20 - Radiação solar média mensal para o período de outubro/2010 a outubro/2011.....	77
Figura 21 - Precipitação total mensal para o período de outubro/2010 a outubro/2011.....	77
Figura 22 - Evolução das concentrações de ST e SV no lodo acumulado do filtro F1.....	80
Figura 23 - Evolução das concentrações de ST e SV no lodo acumulado do filtro F2.....	81
Figura 24 - Concentrações médias de ST nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 no período de alimentação e no período de repouso final.....	82
Figura 25 - Concentrações médias de ST, SF e SV nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 considerando todo o período de monitoramento.....	84

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização de lodos de esgoto de ETE com relação à presença de patógenos.....	33
Tabela 2 – Concentrações máximas de patógenos em lodos de esgoto ou produto derivado para uso agrícola.....	33
Tabela 3 – Concentrações máximas de substâncias inorgânicas permitida em lodos de esgoto ou produto derivado para uso agrícola.....	34
Tabela 4 – Classificação e características de lodos de tanque séptico. .	38
Tabela 5 – Características físico-químicas de lodos de tanque séptico.	39
Tabela 6 – Concentrações de metais pesados em lodos de tanques sépticos.....	41
Tabela 7 – Concentrações de patógenos em lodo de tanque séptico.	42
Tabela 8 – Alturas da camada de lodo acumulado.....	52
Tabela 9 – Concentrações de metais pesados de lodos acumulados em filtros plantados com macrófitas.	53
Tabela 10 – Caracterização do lodo séptico bruto.....	61
Tabela 11 – Caracterização do líquido percolado do filtro F1.	66
Tabela 12 – Caracterização do líquido percolado do filtro F2.	67
Tabela 13 – Caracterização dos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 em termos de pH, sólidos totais e sólidos voláteis.	76
Tabela 14 – Caracterização dos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 em termos de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados.	85
Tabela 15 – Concentrações médias de metais pesados nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2, e concentração máxima de metais pesados permitida pela resolução CONAMA 375/2006 para uso agrícola.....	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
Ag - Prata
APHA - American Public Health Association
As - Arsênio
Cd - Cádmiio
CETRE - Centro de Treinamento da EPAGRI de Florianópolis
CIRAM - Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina
Co - Cobalto
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cr - Cromo
Cu - Cobre
DBO - Demanda bioquímica de oxigênio
DN - Diâmetro nominal
DQO - Demanda química de oxigênio
ENS - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETE - Estação de tratamento de esgoto
EUA - Estados Unidos da América
FPMH - Filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal
F1 – Filtro plantado com macrófitas 1
F2 – Filtro plantado com macrófitas 2
GESAD - Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
Hg - Mercúrio
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente
NBR - Norma brasileira
Ni - Níquel
N-NH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal
N-NO₂⁻ - Nitrogênio nitrito
N-NO₃⁻ - Nitrogênio nitrato
NT - Nitrogênio total
NTK - Nitrogênio Kjeldhal
NMP - Número mais provável
Pb - Chumbo
PE - Pessoa equivalente
pH - Potencial hidrogeniônico

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
PVC - Poli cloreto de vinila
P-PO₄³⁻ - Fósforo ortofosfato
SC - Santa Catarina
Se - Selênio
SS - Sólidos suspensos
SST - Sólidos suspensos totais
SSV - Sólidos suspensos voláteis
ST - Sólidos totais
STF - Sólidos totais fixos
STV - Sólidos totais voláteis
SV - Sólidos voláteis
TDH - Tempo de detenção hidráulica
UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina
UNESC - Universidade do Extremo Sul Catarinense
USEPA - United States Environmental Protection Agency
Zn – Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	23
2. OBJETIVOS	27
2.1 OBJETIVO GERAL	27
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	29
3.1 LODO DE ESGOTO.....	29
3.2 TANQUES SÉPTICOS	34
3.3 LODO DE TANQUE SÉPTICO.....	37
3.4 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS	42
3.4.1 Dimensionamento	45
3.4.2 Operação.....	46
3.4.3 Macrófitas.....	48
3.4.4 Desaguamento e Mineralização.....	49
3.4.5 Líquido percolado.....	50
3.4.6 Lodo acumulado	51
4. METODOLOGIA	55
4.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO	55
4.2 CARACTERÍSTICAS DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS	55
4.3 HISTÓRICO DO SISTEMA	56
4.4 OPERAÇÃO DO SISTEMA	57
4.5 CARACTERIZAÇÃO DO LODO SÉPTICO BRUTO E DOS LÍQUIDOS PERCOLADOS DOS FILTROS F1 E F2	58
4.6 CARACTERIZAÇÃO DO LODO ACUMULADO E MONITORAMENTO DOS PROCESSOS DE DESAGUAMENTO E MINERALIZAÇÃO.....	58
4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	60
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	61
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO SÉPTICO BRUTO	61
5.2 EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS F1 E F2	65
5.2.1 Remoção da matéria carbonácea	67
5.2.2 Remoção do fósforo ortofosfato e transformação da matéria nitrogenada	71
5.3 CARACTERIZAÇÃO DO LODO ACUMULADO.....	76

5.3.1 Sólidos totais, sólidos voláteis e pH.....	76
5.3.2 Nutrientes e metais pesados	84
6. CONCLUSÕES	91
7. RECOMENDAÇÕES	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	95

1. INTRODUÇÃO

A água é um bem indispensável para a manutenção da vida, sendo utilizada diariamente pelo homem para diversos fins. A utilização da água nas diversas atividades compromete sua qualidade, dando origem ao esgoto. Os esgotos devem ser coletados e tratados antes de sua disposição final no ambiente, e nos seus processos de tratamento é gerado como resíduo o lodo de esgoto, que geralmente se encontra na forma líquida, sendo formado principalmente por compostos orgânicos, nutrientes, metais pesados e patogênicos.

A problemática do lodo de esgoto está centrada na sua produção, no seu gerenciamento e nas suas características físico-químicas e biológicas. A produção de lodo de esgoto está diretamente relacionada com o aumento da população e com os índices de coleta e tratamento de esgotos. Nos EUA a produção anual de lodo dobrou de 6,0 para 12,0 milhões de toneladas, no período de 1993 a 2000. Na região metropolitana de São Paulo, em 2005, a produção de lodo das cinco principais estações de tratamento foi estimada em 540 toneladas por dia. No período de 1999 a 2003, a produção mensal de lodo de esgoto no Estado do Paraná aumentou de 2.000 m³ para 4.000 m³ por mês (PROSAB 4, 2006).

De acordo com Andreoli et al. (2001) caso todo o esgoto coletado no Brasil recebesse algum tipo de tratamento a produção de lodo estaria em uma faixa de 90.000 – 350.000 toneladas.dia⁻¹ de lodo líquido a ser tratado, e entre 9.000 – 13.000 toneladas.dia⁻¹ de lodo desaguado a ser disposto, considerando valores médios de produção *per capita* de lodo de diversos processos de tratamento aeróbios e anaeróbios.

Em relação ao gerenciamento, mesmo que represente apenas de 1 a 2% do volume do esgoto tratado, os gastos com as operações que envolvem os lodos de esgotos representam de 20 a 60% dos custos operacionais de estações de tratamento de esgoto (Andreoli et al., 2001). Além dos custos operacionais, a gestão do lodo produzido em uma ETE aeróbia representa cerca de 40% dos custos de implantação e 90% dos problemas operacionais apresentados (PROSAB 4, 2006).

Dentre os diversos tipos de lodo de esgotos, foi dado destaque neste trabalho ao lodo de tanque séptico. O tanque séptico é uma câmara fechada utilizada principalmente para tratamento de esgotos domésticos, que detêm os despejos por um período de tempo que permite a sedimentação e digestão anaeróbia dos sólidos, formando o chamado lodo séptico.

No âmbito do saneamento descentralizado os tanques sépticos são uma tecnologia utilizada por 22% da população brasileira (IBGE, 2010), e de acordo com ABNT-NBR7229 (1993) são gerados 1 litro de lodo séptico por pessoa diariamente neste sistema, o que remete à produção de grande volume deste resíduo, que necessita de processos de gestão eficientes, a fim de eliminar os impactos à saúde pública e ao ambiente, e de valorizar o seu potencial de uso agrícola.

Um destes processos de gestão refere-se à etapa de tratamento do lodo, que objetiva reduzir os teores de água e as concentrações de material orgânico biodegradável e patogênicos, visando a produção de um material sólido e estável, que possa ser manipulado e transportado de modo fácil e a baixo custo (Andreoli et al., 2001). De modo geral, os processos utilizados para o tratamento de lodos de esgoto apresentam elevados custos de implantação, operação e manutenção, e pouca simplicidade. Dentre os sistemas mais utilizados destacam-se os filtros prensa, as centrífugas e os filtros a vácuo.

Para alcançar a sustentabilidade na gestão de lodos de esgoto, Spinosa (2011) aponta que as tecnologias de tratamento aplicadas devem ser ambientalmente robustas e suportadas por normativas consistentes e aplicáveis, tecnologicamente, economicamente e operacionalmente viáveis, socialmente desejáveis e por fim, culturalmente e psicologicamente aceitáveis.

Neste sentido, os filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical são uma tecnologia adequada para o tratamento de lodo de esgotos, na medida em que permitem a separação das frações sólidas e líquidas do lodo pelos processos de desaguamento e mineralização, cumprem requisitos de sustentabilidade e promovem ótimas eficiências de tratamento.

As principais vantagens desta tecnologia para o tratamento de lodo de esgoto são o baixo investimento financeiro, a baixa frequência de remoção do lodo acumulado (da ordem de anos), o desaguamento e a mineralização dos biossólidos, a minimização do volume de lodo, a simplicidade construtiva e operacional, e a produção de material com potencial para fins agrícolas (Melidis et al., 2010).

Desta forma, esta pesquisa buscou estudar os processos de desaguamento e mineralização de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas, e caracterizar o lodo acumulado formado na operação desta tecnologia visando seu potencial de uso agrícola.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar os processos de mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar caracterização físico-química de lodo de tanque séptico;
- Avaliar a eficiência de tratamento de lodo de tanque séptico em dois filtros plantados com macrófitas com diferentes camadas de lodo acumulado;
- Monitorar o processo de desaguamento e mineralização do lodo acumulado na superfície dos filtros plantados com macrófitas ao longo do tempo;
- Realizar caracterização físico-química do lodo acumulado na superfície dos filtros plantados com macrófitas;

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 LODO DE ESGOTO

Segundo CONAMA (2006) lodo de esgoto é o resíduo gerado nos processos de tratamento de esgoto sanitário. O termo é também designado como lodos de esgoto, lodos de esgotos ou lodo de esgotos. Estes resíduos são constituídos pelos subprodutos sólidos do tratamento de esgotos e possuem alta concentração de material orgânico, nutrientes e patogênicos, além de metais pesados (UGGETTI et al., 2010).

Os lodos de esgoto podem ser caracterizados como primários, secundários ou mistos. O lodo primário é aquele formado nos decantadores primários dos processos de tratamento de esgoto, composto pelos sólidos sedimentáveis do esgoto bruto. O lodo secundário ou biológico é formado na etapa biológica de tratamento, sendo composto pela biomassa microbiana que cresceu ao depurar o esgoto bruto. O lodo misto é formado pela mistura dos lodos primário e biológico. Sistemas de tratamento de esgotos que utilizam alguma etapa físico-química de tratamento produzem o chamado lodo químico (ANDREOLI et al., 2001).

Nos processos biológicos de tratamento de efluentes, parte da matéria orgânica dos esgotos é convertida em biomassa microbiana, denominada lodo biológico, que por ser composto principalmente de sólidos biológicos é também chamado de biossólido. Entretanto, o termo biossólido requer que o lodo possua características químicas e biológicas adequadas para o aproveitamento agrícola ou outros fins, ressaltando seus aspectos benéficos (ANDREOLI et al., 2001).

O descarte do lodo é fundamental para o bom desempenho de uma estação de tratamento de esgoto. O intervalo de remoção do lodo varia de acordo com o processo de tratamento utilizado, podendo haver remoção contínua, como no caso de lodos ativados, horária, diária, semanal, mensal e até mesmo anual, como verificado nos tanques sépticos e lagoas de estabilização. O período de armazenamento influencia as características do lodo e consequentemente na sua forma de tratamento, sendo que lodos removidos com idade de semanas, meses

ou anos usualmente já sofreram processos de digestão e estão mais estabilizados.

No processo de gerenciamento de lodo de esgoto as principais etapas são o adensamento, a estabilização, o condicionamento, o desaguamento, a higienização e a disposição final. O adensamento ou espessamento consiste na concentração de sólidos no lodo por meio de processo físico com o objetivo de reduzir sua umidade e consequentemente seu volume, de modo a facilitar as etapas subsequentes de tratamento do lodo. Os processos utilizados nesta etapa são o adensamento por gravidade, flotação, centrífuga ou filtro prensa de esteiras (ANDREOLI et al., 2001).

A estabilização visa à redução da matéria orgânica do lodo com redução dos sólidos voláteis, objetivando a redução de maus odores no tratamento e manuseio do lodo. Os processos utilizados nesta etapa são a digestão anaeróbia, digestão aeróbia, tratamento térmico ou estabilização química. Na etapa de condicionamento ocorre a adição de coagulantes ou polieletrólitos para preparação do lodo, de modo a facilitar o processo de desaguamento e a captura de sólidos nos sistemas de desidratação do lodo. Os processos utilizados nesta etapa são condicionamento químico ou condicionamento térmico (ANDREOLI et al., 2001).

O desaguamento ou desidratação do lodo pode ser realizado por meio de processos naturais ou mecânicos com a finalidade de remover água e reduzir ainda mais o volume do lodo, promovendo comportamento mecânico semelhante ao dos sólidos. Este processo é relevante nos custos de transporte e destino final do lodo. Os processos utilizados nesta etapa são leitos de secagem, lagoas de lodo, filtro prensa, centrífuga, filtro prensa de esteiras, filtro a vácuo ou secagem térmica (ANDREOLI et al., 2001).

A desinfecção ou higienização se faz necessária quando se pretende uma reciclagem agrícola do lodo, uma vez que os processos empregados para o tratamento do lodo não reduzem suficientemente os níveis de patógenos. Caso o destino final seja a incineração ou aterros sanitários esta etapa não é necessária. Os processos utilizados nesta etapa são a adição de cal (caleação), tratamento térmico, compostagem, oxidação úmida, radiação gama ou solarização. A disposição final de lodos de esgotos pode ser a reciclagem agrícola, recuperação de áreas

degradadas, plantações florestais, disposição no solo, fabricação de cerâmica e lajotas, incineração, oxidação úmida e aterro sanitário (ANDREOLI et al., 2001).

A remoção de umidade é fundamental para a redução da massa e do volume do lodo a ser tratado ou descartado da estação. Conforme citado anteriormente, geralmente são utilizados para esta função os processos de adensamento e desaguamento. Segundo Andreoli et al. (2001) as principais razões para realizar o desaguamento são: a redução do custo de transporte ao local da disposição final; melhores características para o manuseio do lodo; aumento do poder calorífico do lodo no caso de utilização posterior na incineração; redução do volume para disposição em aterros sanitários ou uso agrícola; e diminuição da produção de lixiviado quando disposto em aterros sanitários.

No lodo é possível encontrar a água em quatro classes diferentes, de acordo como os tipos de forças intermoleculares que ligam à água aos sólidos e a sua facilidade de separação. A remoção de água livre ocorre por simples ação da gravidade ou flotação. É o que ocorre nos processos de adensamento e desaguamento, que podem resultar em redução de até 60% do volume de lodo original.

As águas adsorvidas e capilares exigem forças maiores para serem separadas dos sólidos presentes no lodo. Estas forças podem ser químicas ou mecânicas, quando do uso de floculantes ou filtros prensa, por exemplo. Teores de sólidos superiores a 30% podem ser alcançados quando da separação destas classes de água do lodo. A remoção da água livre, adsorvida e capilar pode representar redução de 90-95% do volume de lodo bruto.

A água celular é aquela de constituição da partícula. É parte da fase sólida e apenas por forças térmicas que promovam mudança no estado de agregação é que pode ser removida. Os principais métodos para remoção da água celular são o congelamento e a evaporação. A secagem térmica pode proporcionar teores de sólidos de até 95%.

A umidade influi nas propriedades mecânicas do lodo, e conseqüentemente no seu manuseio, transporte e disposição final. A relação entre a umidade e as propriedades mecânicas que caracterizam o lodo quanto à sua consistência é apresentada na figura 1 a seguir.

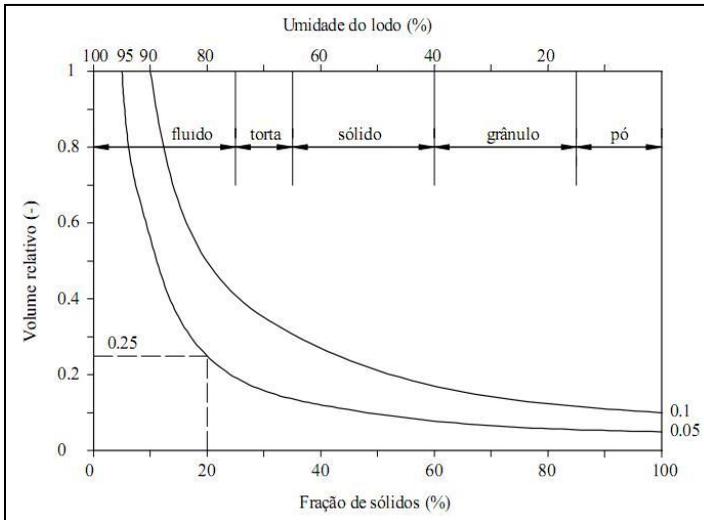


Figura 1 – Relação entre o volume de lodo e sua umidade ou fração de sólidos.
Fonte: van Haandel & Lettinga (1994).

Com percentual de água de até 75%, o lodo se encontra na forma de fluido, tornando-se uma torta semi-sólida quando a umidade está entre 65% e 75%. A consistência sólida é obtida para umidade abaixo de 65%. O lodo é classificado como grânulo quando a umidade é inferior a 40%, e com umidade inferior a 15% tende a se desintegrar, formando um pó fino.

Os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto sanitário podem exibir três aspectos indesejáveis, sendo eles a instabilidade biológica, quando a fração orgânica do lodo é alta, a péssima qualidade higiênica do lodo, ou seja, uma grande variedade de vírus, bactérias, protozoários, ovos de helminto e nematóides, e a baixa concentração de sólidos suspensos, na faixa de 5,0 a 50,0 mg/L, implicando em elevados volumes de lodo (ANDREOLI et al., 2001).

Para definir a qualidade sanitária do lodo de esgoto, são utilizados como indicadores o número de coliformes termotolerantes e de ovos viáveis de helmintos. Na tabela 1 se apresenta a qualidade sanitária de lodos de esgotos encontrados em sistemas de tratamento de esgoto no estado do Paraná.

Tabela 1 - Caracterização de lodos de esgoto de ETE com relação à presença de patógenos.

ETE	Tipo de Lodo	Ovos viáveis de helmintos / g MS	Coliformes termotolerantes (NMP/100g MS)
ETE Belém	Sem higienização	1,67 – 12,19	$8,64 \times 10^7$
	Higienizado	0,21	< 200
ETE Guaraituba	Sem higienização	2,59 – 37,86	-
	Higienizado	5,02	$3,0 \times 10^7$
ETE RALF	Sem higienização	0,00	< 200
	Higienizado		

Fonte: PROSAB (2006).

A caracterização de lodos de esgoto ou produtos derivados a serem aplicados para fins agrícolas deve incluir o potencial agrônômico, substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas, indicadores bacteriológicos, agentes patogênicos e estabilidade (CONAMA, 2006). O uso agrícola de lodos de esgotos e seus produtos derivados deve respeitar os limites máximos de concentração de patógenos e substâncias inorgânicas apresentados nas tabelas 2 e 3.

Tabela 2 – Concentrações máximas de patógenos em lodos de esgoto ou produto derivado para uso agrícola.

Tipo de lodo de esgoto ou produto derivado	Concentração de patógenos
A	Coliformes termotolerantes < 10^3 NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo/g de ST <i>Salmonella</i> ausência em 10 g de ST Vírus < 0,25 UFP ou UFF/g de ST
B	Coliformes termotolerantes < 10^6 NMP/g de ST Ovos viáveis de helmintos < 10 ovo/g de ST

Fonte: CONAMA (2006).

Tabela 3 – Concentrações máximas de substâncias inorgânicas permitida em lodos de esgoto ou produto derivado para uso agrícola.

Substâncias Inorgânicas	Concentração máxima permitida no lodo de esgoto ou produto derivado (mg/kg, base seca)
Arsênio	41
Bário	1.300
Cádmio	39
Chumbo	300
Cobre	1.500
Cromo	1.000
Mercúrio	17
Molibdênio	50
Níquel	420
Selênio	100
Zinco	2.800

Fonte: CONAMA (2006).

3.2 TANQUES SÉPTICOS

O tanque séptico é uma câmara fechada utilizada principalmente para tratamento de esgotos domésticos, que detém os despejos por um período de tempo que permite a sedimentação dos sólidos no fundo e a retenção das gorduras, graxas e óleos na superfície (Figura 2). A invenção, ou descoberta, do tanque séptico aconteceu em 1872, na França, por Jean Louis Mouras, quando percebeu que o volume de sólidos acumulados em um tanque de alvenaria que recebia o efluente de sua residência, após 12 anos era bastante reduzido, mas só foi patentado em 1881 com o nome de ‘Eliminador Automático de Excremento’. Recebeu a denominação ‘tanque séptico’ em 1896 na Grã-Bretanha, quando patentado pelo engenheiro Donald Cameron (ANDRADE NETO, 1997).



Figura 2 – Ilustração de um tanque séptico.

Atualmente o tanque séptico é uma das tecnologias mais utilizada em escala descentralizada no Brasil, sendo implantado em mais de 12 milhões de domicílios brasileiros, atendendo o equivalente a 22% da população. No estado de Santa Catarina o tanque séptico é utilizado em cerca de 70% das residências para o tratamento de esgotos sanitários (Santa Catarina, 2005). O sucesso deste sistema se deve à sua simplicidade de construção e operação, não exigindo técnicas construtivas sofisticadas, nem equipamentos especiais, e sua operação não requer a presença constante de operador.

O tanque séptico não proporciona qualidade suficiente ao esgoto tratado, mas produz um efluente que apresenta melhores condições para receber um pós-tratamento. O tratamento complementar para o tanque séptico geralmente é realizado em filtro anaeróbio, filtro de areia ou vala de filtração. Segundo Andrade Neto (1997) o tanque séptico possui bastante resistência a variações do efluente, como sobrecargas e substâncias tóxicas, não requer inócuos para o *start-up* e a frequência de remoção do lodo é bem esporádica.

No Brasil, o projeto, a construção e a operação de tanques sépticos são regulamentados pela NBR 7229 de 1993 da ABNT. Deve-se considerar no dimensionamento do tanque séptico o número de pessoas atendidas, o valor médio de contribuição de esgoto de cada indivíduo, a temperatura média do inverno no local onde se pretende instalar a unidade, a quantidade média de lodo fresco produzido por cada pessoa e o tempo previsto para o acúmulo de lodo digerido dentro do tanque (ABNT-NBR7229, 1993).

No funcionamento do tanque séptico ocorrem as etapas de retenção, decantação e digestão. Como estes processos ocorrem ao mesmo tempo, pode-se dizer que os tanques sépticos funcionam como decantadores e digestores simultaneamente em uma mesma unidade. Na etapa de retenção o esgoto é retido no tanque por um período que pode variar de 12 a 24 horas, dependendo das contribuições afluentes.

Na decantação ocorre a sedimentação de 60-70% dos sólidos em suspensão, e conseqüente formação de lodo, e a retenção dos sólidos não decantados na superfície do líquido - óleos, graxas e gorduras, que formam a chamada espuma. Na digestão, os sólidos decantados no fundo do tanque e a espuma retida na superfície são digeridos pela ação de bactérias anaeróbias ou facultativas, por meio de diversos estágios de conversão da matéria orgânica.

Estes estágios, descritos a seguir, são hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, que compõem o processo de digestão anaeróbia, no qual a matéria orgânica solubilizada será convertida em biogás, principalmente metano e gás carbônico.

- **Hidrólise:** os polímeros orgânicos são convertidos em compostos de menor peso molecular (monômeros) solúveis sob a ação de exo-enzimas produzidas pela população microbiana facultativa;

- **Acidogênese:** os produtos hidrolisados ou liquefeitos são metabolizados através de bactérias fermentativas em compostos orgânicos mais simples, tais como, álcoois, aldeídos, acetonas, ácidos graxos voláteis de curta cadeia, CO_2 e H_2 .

- **Acetogênese:** é uma etapa reguladora do processo, onde se converte os compostos da acidogênese em ácido acético, CO_2 e H_2 , que formarão o gás metano.

- **Metanogênese:** o ácido acético, CO_2 e H_2 produzidos pela acetogênese são convertidos em gás metano e CO_2 .

O aumento dos resíduos da digestão e a velocidade em que esse processo ocorre regulam a taxa de acumulação do lodo no interior do tanque séptico, a qual determinará a frequência de limpeza do sistema

(Philippi, 1993). A retirada do lodo deve ser realizada no máximo uma vez ao ano, e no mínimo uma vez a cada cinco anos (ABNT-NBR7229, 1993). Geralmente, a camada de lodo é retirada quando atinge altura igual ou superior a 50 cm, ou 1/3 da profundidade útil do tanque quando da utilização de unidades maiores (JORDÃO e PESSOA, 1995).

3.3 LODO DE TANQUE SÉPTICO

A USEPA (1999) define lodo séptico como o material líquido ou sólido removido de tanques sépticos, banheiros químicos ou sistema similar que receba somente esgoto sanitário, independente do tipo de estabelecimento (residência, comércio ou indústria). A retirada de lodo de tanque séptico ocorre geralmente por prestação de serviço de caminhões limpa-fossa, e sua disposição é feita em estações de tratamento de esgoto. Esta é uma atividade realizada sem fiscalização, e muitas vezes negligenciada, sendo comum o descarregamento dos dejetos do caminhão diretamente em corpos d'água e terrenos baldios.

O lodo séptico é composto na sua maioria por água, esgoto, material inorgânico (areia) e material orgânico fecal, possui cor escura, forte odor e heterogeneidades em função de fatores como a frequência de limpeza, características do efluente e mistura nos caminhões limpa-fossa (ANDREOLI et al., 2001).

Segundo PROSAB 4 (2006) o lodo pode ser classificado quanto a estabilidade (alta ou baixa) de acordo com o grau de digestão sofrida, sendo o tempo de permanência do lodo no interior do tanque um dos principais fatores responsáveis pela estabilização. Na tabela 4 se apresenta a classificação e as características de lodos sépticos.

Tabela 4 – Classificação e características de lodos de tanque séptico.

Item	Tipo “A” (baixa estabilidade)	Tipo “B” (alta estabilidade)	Esgoto Doméstico
Amostra	Banheiro público ou químico	Tanque séptico	Esgoto tropical
Caracterização	Alta concentração, lodo séptico fresco (estocado por dias ou semanas apenas)	Lodo séptico de baixa concentração, geralmente estocado por anos	
DQO (mg/L)	20000 – 50000	< 15000	500 – 2500
DQO/DBO	5:1 - 10:1	-	2:1
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	2000 – 5000	< 1000	30 – 70
ST	< 3,5%	< 3%	< 1%
SS (mg/L)	< 30000	≈ 7000	200 – 700
Helminhos (ovos/L)	20000 – 60000	≈ 4000	300 – 2000

Fonte: Adaptado de PROSAB 4 (2006).

A composição química dos lodos sépticos está relacionada à sua origem, caracterizando, desta maneira, a parte orgânica e inorgânica dos mesmos. De acordo com Montangero e Strauss (2002) cerca de 83% da matéria seca encontrada nos lodos de tanques sépticos é de origem orgânica, tendo ainda quantidades de fósforo, nitrogênio e potássio provenientes em sua maioria de excretas humanas.

As características físico-químicas de lodos de tanque séptico são bastante variáveis. Na tabela 5 se apresenta valores médios e faixas típicas de acordo com Jordão e Pessoa (1995), USEPA (1999) e Sunti (2010).

Tabela 5 – Características físico-químicas de lodos de tanque séptico.

Variável	Jordão e Pessoa (1995)		USEPA (1999)		Suntti (2010)	
	Média (mg/L)	Faixa típica (mg/L)	Média (mg/L)	Faixa típica (mg/L)	Média (mg/L)	Média (mg/L)
ST	-	-	34106	1132-130475	18676	
STV	-	-	23100	353-71402	7995	
SST	15000	2000-100000	12862	310-93378	14645	
SSV	7000	1200-14000	9027	95-51500	-	
DBO	6000	2000-30000	6480	440-78600	-	
DQO	-	-	31900	1500-703000	14666	
NTK	700	100-1600	588	66-1060	386	
NH ₄ ⁺	400	100-800	97	3-116	37,6	
Fósforo	250	50 - 800	210	20 - 760	-	
Óleos/graxas	8000	5000-10000	5600	200-23300	-	

Fonte: Adaptado de Jordão e Pessoa (1995), USEPA (1999) e Suntti (2010).

O esgoto doméstico possui pequenas concentrações de metais pesados, dentre os principais tem-se: prata (Ag), arsênio (As), cádmio (Cd), cobalto (Co), cromo (Cr), cobre (Cu), mercúrio (Hg), níquel (Ni), chumbo (Pb), selênio (Se) e zinco (Zn) (PROSAB 4, 2006). Estes elementos podem ser encontrados naturalmente nos solos, plantas e animais, porém devem estar dentro dos limites que não coloquem em risco a saúde humana e do meio ambiente. Estes elementos virão a fazer parte do lodo formado, e possuem origens nas contribuições de produtos de limpeza, cosméticos, xampus, desinfetantes, combustíveis, medicamentos, amálgamas dentários, termômetros clínicos, produtos alimentícios, tintas, lubrificantes, agentes de polimento, pesticidas e produtos de jardinagem, preservadores de madeira, fezes, urina, tubulações metálicas e água de abastecimento.

Na tabela 6 são apresentados alguns valores de metais pesados em lodo de tanque séptico. PROSAB 4 (2006) apresenta as concentrações de 33 elementos químicos nos lodos de decantodigestores da Região Metropolitana de Curitiba, enquanto Machado Júnior (2008) avaliou 21 amostras provenientes de cinco empresas coletoras de resíduos sépticos que atuam na cidade de Tubarão, no estado de Santa Catarina.

Tabela 6 – Concentrações de metais pesados em lodos de tanques sépticos.

Metal	Concentração (mg/L)								
	USEPA (1994)			PROSAB 4 (2006)			Machado Júnior (2008)		
	Média	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Max.	Média	Mín.	Máx.
Ferro	39,3	0,2	2740	1,15	0,32	1,9	-	-	-
Zinco	9,97	0,001	444	291	148	514	3,44	0,00	27,69
Manganês	6,09	0,55	17,1	0,01	0	0	5,67	0,09	50,93
Bário	5,76	0,002	202	0,093	0,029	0,163	-	-	-
Cobre	4,84	0,01	261	0,760	0,031	9,193	3,82	0,86	10,43
Chumbo	1,21	0,002	118	33	9	190	-	-	-
Níquel	0,526	0,01	37	11	3	19	-	-	-
Cromo	0,48	0,01	1,53	30,6	5,6	70	3,56	0,17	13,27
Cobalto	0,406	0,003	3,45	9,7	9,7	9,7	-	-	-
Arsênio	0,141	0	3,5	-	-	-	-	-	-
Prata	0,099	0,003	5	18	3	18	-	-	-
Cádmio	0,097	0,005	8,1	7,9	7,9	7,9	-	-	-
Estanho	0,076	0,015	1	20	20	20	-	-	-
Mercurio	0,0026	0,0001	0,742	0,375	0,069	0,772	-	-	-

Fonte: USEPA (1994); PROSAB 4 (2006); Machado Júnior (2008).

Em relação aos agentes patogênicos, Jordão e Pessoa (1995) estimam que os tanques sépticos podem reduzir 50% dos vírus, entre 50-90% das bactérias e helmintos, mas não promovem nenhuma remoção de protozoários. Dentre os patogênicos que compõem os lodos sépticos se destacam as bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos. Estes microorganismos são encontrados nas partículas sólidas durante o tratamento e com o processo de sedimentação vêm a compor o lodo séptico (PROSAB 4, 2006).

A concentração de organismos patogênicos no lodo depende de fatores como o nível de contaminação da população, fator este relacionado às condições sócio-econômicas, sanitárias e ao tipo de tratamento a que o esgoto foi submetido. Em geral, os lodos produzidos no país apresentam altos índices de contaminação com patógenos, que por vias de contaminação nasal e oral, podem transmitir uma variedade de doenças, como a febre tifóide, cólera, diarreia, hepatite-A, meningite,

gastroenterites e infestações por helmintos. Na tabela 7 se apresenta valores de concentração de patógenos em lodos de tanque séptico.

Tabela 7 – Concentrações de patógenos em lodo de tanque séptico.

Valores	Coliformes fecais (NMP/mL)	Helmintos totais (ovos/gST)	Helmintos viáveis (ovos/gST)
Mínimo	< 0,3	0	0
Médio	7.568	18,1	1,2
Máximo	46.000	357,4	56,4

Fonte: Adaptado de PROSAB 4 (2006).

3.4 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

Os filtros plantados com macrófitas, também denominados zona de raízes, wetlands construídos ou alagados construídos, são empregados no tratamento dos mais diversos tipos de esgotos produzidos pelo homem, desde agrícolas (Lowrance, 2010), industriais (Wallace, 2010), domésticos (Philippi et al., 2010), provenientes da mineração (Bays et al., 2010), drenagem urbana (Shutes et al., 2010), lixiviado de aterros sanitários (Mattes et al., 2010), águas cinzas (Begosso, 2009), entre outros.

O baixo consumo de energia nas fases de implantação, operação e manutenção, e a simplicidade construtiva e operacional são aspectos relevantes desta tecnologia. De modo geral os filtros plantados com macrófitas alcançam boas performances de remoção de poluentes, porém os parâmetros microbiológicos são pouco reduzidos nestes sistemas, alcançando em média decaimento de 3 log's.

Como fatores limitantes se pode citar a disponibilidade de área para a implantação dos filtros, dependendo das dimensões de projeto, e a possibilidade de colmatação do leito filtrante, que inviabiliza o correto tratamento do efluente, produzindo mau cheiro e servindo de abrigo a vetores que podem transmitir doenças ao ser humano (KNOWLES et al., 2010; PHILIPPI et al., 2006).

O uso destes sistemas iniciou nos anos 70, na Alemanha, sendo denominado *Root Zone Method*. Os primeiros sistemas implantados foram de fluxo horizontal, sendo utilizados em média 5 m²/PE para

tratar esgoto doméstico, mas que não alcançavam uma taxa de transferência de oxigênio suficiente para o tratamento adequado. Foram então iniciados testes com sistemas de fluxo vertical a partir de 1980, o que permitiu reduzir a relação para 2 m²/PE, promovendo nitrificação e redução da DBO devido à maior taxa de transferência de oxigênio conseguida com a forma de alimentação intermitente do filtro (COOPER, 2010).

Os filtros plantados com macrófitas utilizados para o tratamento de lodo de esgotos são exclusivamente de fluxo vertical. São também conhecidos como *sludge treatment wetlands* ou *sludge drying reed beds*, e as aplicações destes sistemas para o desaguamento e mineralização de lodo de esgotos iniciaram na Europa a partir dos anos 80, e atualmente existem diversos sistemas implantados em todo o mundo.

Na França operam aproximadamente 300 sistemas, sendo que a maior instalação foi dimensionada para 600 toneladas de ST/ano. Em território dinamarquês existem 120 instalações que possuem capacidades entre 200 – 1000 toneladas de ST/ano. O sistema de maior porte implantado possui capacidade de 2000 – 3500 toneladas de ST/ano (Nielsen, 2010). No Brasil são poucas as referências de trabalhos desenvolvidos aplicando esta tecnologia para o tratamento de lodo de esgotos, com destaque as pesquisas de Suntti (2010).

Os filtros plantados com macrófitas para o tratamento de lodo são aplicados nas mais variadas faixas de atendimento populacional. Uggetti et al. (2010) relatam que na Espanha e Polônia existem sistemas tratando o lodo de 400 – 1.500 habitantes, de até 30.000 habitantes na Itália e entre 60.000 – 125.000 habitantes na Dinamarca. Segundo os autores, a capacidade do sistema não é um fator limitante, e a tecnologia pode ser implantada desde que haja espaço suficiente disponível.

Lodos de diferentes fontes podem ser tratados em *sludge drying reed beds*, incluindo de digestores anaeróbios e aeróbios, lodos ativados convencionais e de aeração prolongada, tanques sépticos e Imhoff, sendo que pré-tratamentos térmicos ou com condicionamentos químicos não são requeridos para o tratamento do lodo nos filtros plantados com macrófitas (NIELSEN, 2003).

A quantidade de lodo é reduzida nestes sistemas por processos de desaguamento e mineralização (Uggetti et al., 2009; Nielsen, 2010). No desaguamento atuam a drenagem e a evapotranspiração, resultando perda de umidade do lodo e aumento na concentração de sólidos totais, enquanto no processo de mineralização a fração da matéria orgânica biodegradável do lodo é estabilizada, e verifica-se redução na concentração de sólidos voláteis.

Do desaguamento resultam dois subprodutos, o lodo acumulado, também denominado lodo residual, que sofre o processo de desaguamento e mineralização, e um líquido denominado percolado. Estes subprodutos vêm sendo estudados ao longo dos anos e resultados mostram que o lodo acumulado possui características benéficas para aproveitamento agrícola (Ceccanti et al., 2010) e que o líquido percolado não possui qualidade para lançamento direto no ambiente (Kootatetep et al., 2001; Suntti et al., 2011), sendo requerido um pós-tratamento.

A eficiência dos filtros plantados com macrófitas no tratamento de lodo de esgoto pode ser verificada pelo aumento da concentração de sólidos totais no lodo. De modo geral, as concentrações passam de 4-10% do lodo bruto efluente para 30-50% no lodo residual (Uggetti et al., 2009). Suntti (2010) alimentou dois filtros plantados com macrófitas com lodo séptico que apresentava teor médio de sólidos de 1,8%, e após um período de 126 dias de operação, verificou concentrações de sólidos totais de 24 e 33% no lodo residual dos filtros plantados alimentados com taxas de 250 e 125 kgST/m².ano, respectivamente.

A eficiência de desaguamento dos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical é comparável a de sistemas convencionais como centrífugas, filtros a vácuo e filtros prensa. Hofmann (1990) apud Heiness e Kootatetep (1998) comparou a eficiência de tratamento de filtros plantados com macrófitas e leitos de secagem convencionais e verificou diversas vantagens da utilização das plantas e do sistema de ventilação, visto que estes dois elementos não fazem parte dos leitos de secagem. Os filtros plantados com macrófitas apresentaram melhor desaguamento e mineralização, alcançando valores de sólidos totais no lodo acumulado superiores a 40%, enquanto os leitos de secagem apresentaram em média valores na faixa de 30%. Além disso, os valores de DQO e DBO no líquido percolado dos filtros plantados foram menores cerca de 35-

55% e 50-60%, respectivamente, aos apresentados nos percolados dos leitos de secagem. Os valores de amônia no líquido percolado dos filtros plantados com macrófitas foram cerca de 70-80% menores em relação aos dos leitos de secagem, e os valores de nitrato cerca de 7-10 vezes maiores no percolado dos filtros plantados, indicando que a nitrificação nos filtros plantados é muito maior em relação a que ocorre nos leitos de secagem.

3.4.1 Dimensionamento

Até o momento não existem normas específicas para o dimensionamento de filtros plantados com macrófitas para o desaguamento de lodo. Assim, tem-se utilizado como principal fator de dimensionamento a taxa de aplicação de lodo, ou taxa de alimentação, expressa em kgST/m².ano, e que permite determinar a área superficial requerida para as instalações (Uggetti et al., 2010). Nielsen (2010) destaca que também deve ser considerado na etapa de concepção e projeto a produção de lodo (toneladas de sólidos totais por ano), a qualidade do lodo e as condições climáticas locais.

De modo geral, a área superficial requerida dos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical para o desaguamento de lodo de esgotos varia de 0,25 – 1,00 m²/PE (De Maeseneer, 1997). A altura total dos filtros é em média 2,4 m, sendo 0,3-0,8 m de meio filtrante e 1,5-1,6 m de borda livre para acúmulo do lodo residual. Os filtros são geralmente construídos em tanques retangulares de concreto ou em escavações no solo impermeabilizadas com geomembrana. O número de filtros em um sistema varia de acordo com o volume de lodo a ser tratado e suas características. A literatura apresenta instalações operando com o revezamento de aplicação de lodo em três filtros (Uggetti et al., 2009), e em até dezoito filtros (Nielsen, 2003), que atendem populações de 400 e 123.000 habitantes, respectivamente.

No fundo do filtro geralmente é utilizado brita com diâmetro de aproximadamente 5,0 cm, que protegem a tubulação de coleta do líquido percolado. Brita com diâmetro de 2,0 a 10,0 mm e areia com diâmetro de 0,5 a 1,0 mm são utilizadas nas camadas intermediária e superior, respectivamente (Uggetti et al., 2010). As camadas de areia e brita promovem filtração física primária, retêm grande parte dos sólidos do lodo, sendo estes fatores importantes para evitar o processo de

colmatação dos poros do leito, e servem como meio suporte para o desenvolvimento das plantas.

De modo geral, são utilizados cerca de 20-30 cm de pedras no fundo, 15-20 cm de brita na camada intermediária e na camada superior 15-20 cm de areia. As alturas do meio filtrante de sistemas implantados são bastante variáveis e geralmente não apresentam influência significativa nas performances de tratamento. Esta variação se dá devido principalmente de acordo com os tipos de plantas cultivadas no filtro, que podem requerer diferentes alturas para desenvolver suas raízes (UGGETTI et al., 2010).

3.4.2 Operação

Em filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical para o tratamento de lodo de esgotos a alimentação do sistema é realizada por processos em batelada, de tal modo que os filtros são alimentados durante período que pode durar horas, dias ou até semanas. Enquanto alguns sistemas dinamarqueses foram alimentados por 7-8 dias e tiveram período de repouso de 55-56 dias, outros foram alimentados por 2-3 dias e repousaram por 14-21 dias (Nielsen, 2005; 2007). Existem estudos em que as alimentações dos filtros foram realizadas apenas de 3 a 8 vezes ao ano (Obarska-Pempkowiak et al., 2003), enquanto em outros os filtros foram alimentados semanalmente com períodos de repouso de 6 dias (KENGNE et al., 2009; SUNTTI, 2010).

Após a disposição do lodo, os filtros ficam um determinado tempo sem receber alimentação, caracterizando o período de descanso ou de repouso, enquanto verifica-se a ocorrência dos processos de desaguamento e mineralização do lodo. O período de descanso após a alimentação pode durar de alguns dias a semanas ou meses, dependendo da capacidade de tratamento e da idade do sistema, das condições climáticas locais, do teor de matéria seca e da espessura do lodo acumulado (NIELSEN, 2003).

Durante o período de repouso o lodo acumulado forma uma película superficial que sofre rachaduras devido ao ressecamento e ao movimento das plantas ocasionado pela ação dos ventos. Ao aumentar o número de leitos no sistema, é possível estabelecer séries de rotação

mais longas entre os filtros, e assim, aumentar os períodos de descanso, e consequentemente, o ressecamento do lodo residual.

A cada novo ciclo de alimentação, outro volume de lodo é espalhado sobre a camada residual de lodo acumulado do ciclo anterior e subseqüentemente desidratado e mineralizado durante o próximo período de repouso. Com o decorrer dos ciclos de alimentação a altura da camada de lodo aumenta a uma determinada taxa, e quando se aproxima ao valor máximo, limitado pela altura da borda livre do filtro, a alimentação é encerrada durante o período final de descanso do leito, que pode ser de 1-2 meses a 1 ano, destinado a melhorar a secagem final e mineralização do lodo (NIELSEN, 2003).

Os filtros devem iniciar a operar com baixos valores de taxa de aplicação, durante período que pode durar alguns meses. O aumento gradativo da taxa de aplicação permite o crescimento e o desenvolvimento das macrófitas e protege as plantas de algum possível estresse (NIELSEN, 2003). Suntti (2010) operou dois filtros plantados com macrófitas para o desaguamento de lodo de tanque séptico. A alimentação dos filtros iniciou com a aplicação diária de esgoto de tanque séptico por 75 dias, para aclimação da biomassa e das macrófitas. Nos 30 dias seguintes, os filtros passaram a receber o lodo semanalmente, com aumento gradativo do volume de alimentação até atingir as taxas de 125 e 250 kgST/m².ano.

Nielsen (2003) recomenda taxa de aplicação máxima de 60 kgST/m².ano, e caso o lodo contenha altas concentrações de óleos e gorduras ou idade menor que 20 dias, este valor deve ser reduzido para 50 kgST/m².ano. Edwards et al. (2001), no Reino Unido, verificaram que a taxa de 60 kgST/m².ano utilizada para o dimensionamento dos filtros plantados poderia ser aumentada para 100 kgST/m².ano durante o período de verão, devido as maiores temperaturas que favorecem o processo de desaguamento por evapotranspiração. Kengne et al. (2009) em pesquisa nos Camarões, alimentaram filtros com taxas de 100, 200 e 300 kgST/m².ano e verificaram que independente das taxas de aplicação as eficiências de remoção de poluentes foram superiores a 90%.

Heinss e Koottatep et al. (1998) alimentaram filtros com lodo de tanque séptico a uma taxa entre 80-160 kgST/m².ano, com frequência que variou de uma a duas vezes por semana, e obtiveram eficiências de

remoção de SS (> 90%), DQO (95%) e NTK (90%). Os autores recomendam que a taxa de alimentação seja iniciada com 100 kgST/m².ano e aumentada gradativamente até alcançar valores de 150 kgST/m².ano, ou superiores, desde que o crescimento das plantas e o processo de desaguamento não sejam influenciados negativamente.

3.4.3 Macrófitas

As macrófitas são fundamentais nos filtros plantados, uma vez que auxiliam os processos de desaguamento e mineralização do lodo. As espécies de plantas utilizadas devem ter a capacidade de crescer em meio aquoso ou lodoso, com condições anaeróbias e ao mesmo tempo devem ser capazes de tolerar oscilações no nível de água, altas salinidades e variações de pH.

A planta mais largamente utilizada no mundo em filtros plantados com macrófitas, seja para tratamento de esgotos ou de lodo, é a *Phragmites australis*, que pode desenvolver cerca de duas vezes mais raízes quando utilizada no tratamento de lodo do que em ambientes alagados naturais. A macrófita *Thypha latifolia* é também bastante utilizada, principalmente devido à sua alta taxa de crescimento (UGGETTI et al., 2010).

As plantas contribuem para o desaguamento do lodo principalmente devido à evapotranspiração. Os valores deste processo são bastante variáveis, e são influenciados pela temperatura, umidade relativa, velocidade do vento, radiação solar (horas de sol) e estação do ano. Chazarenc et al. (2003) verificaram evapotranspiração de *P. australis* na faixa de 4-12 mm/dia em um sistema piloto de 1m².

No processo de mineralização as plantas atuam por meio da transferência de oxigênio das partes aéreas até a rizosfera, onde é liberado criando microporos em condições aeróbias na camada de lodo, propiciando as condições para os processos de degradação aeróbia e outras reações dependentes de oxigênio como a nitrificação (Vymazal, 2005). As plantas também contribuem indiretamente com a mineralização por meio de seus caules que sofrem ação dos ventos e movimentam-se gerando fendas no lodo acumulado, que proporcionam aumento na evaporação da água e facilitam a transferência de oxigênio,

o que promove mineralização até os níveis mais profundos da camada de lodo acumulado (UGGETTI et al., 2010).

As macrófitas são importantes no processo de redução do volume de lodo, por isso é importante que as plantas recebam condições adequadas para se estabilizarem e crescerem (Nielsen, 2010). Geralmente as taxas de aplicação de lodo aumentam gradativamente com o tempo até alcançar o valor de projeto, estabelecendo um período de adaptação das plantas. A densidade de mudas plantadas nos filtros pode variar bastante. Uggetti et al. (2010) apresentam valores na literatura entre 4-10 mudas por m², enquanto Suntti (2010) cultivou filtros com a espécie de macrófita *Zizaniopsis bonariensis*, com densidade inicial de 15 mudas por m².

As plantas, por meio de seus complexos de raízes, também auxiliam na manutenção da porosidade do meio filtrante, preservam a eficiência da drenagem, previnem o processo de colmatção dos filtros e podem reter alguns metais em sua biomassa e nos seus processos biológicos.

3.4.4 Desaguamento e Mineralização

Conforme mencionado, o principal objetivo de filtros plantados com macrófitas no tratamento de lodos de esgotos é o desaguamento, que transforma o lodo líquido em um resíduo sólido, resultando nas chamadas tortas de lodo, lodo acumulado ou lodo residual, sendo que quanto maior for a concentração de sólidos no lodo acumulado, menor será o volume e o custo com transporte e disposição final. Durante o processo de desaguamento é verificado o aumento na concentração de sólidos totais no lodo, de modo que as concentrações de sólidos totais passam geralmente de 1,5-5,0% ST no lodo bruto para 30-50% no lodo acumulado na superfície dos filtros plantados com macrófitas.

O processo de desaguamento é governado pela temperatura, vento, drenagem, vegetação e qualidade do lodo (Nielsen, 2003). Nielsen (2010) observou que com baixa carga orgânica ou normal do lodo, a drenagem ocorre na ordem de 0,01 - 0,015 litros.seg⁻¹.m². Em sistemas tratando lodo com alta carga orgânica o período de desaguamento é mais longo, alcançando valores da ordem de 0,001 - 0,004 litros.seg⁻¹.m².

Em instalações onde o processo de desaguamento é lento, o lodo acumulado irá permanecer com maior umidade, dificultando a drenagem durante a próxima alimentação e conseqüentemente a redução do volume de lodo e a sua mineralização, de modo a gerar lodo acumulado com baixa percentagem de sólidos totais, da ordem de 15% (NIELSEN, 2010).

Em relação à mineralização verifica-se que reduções de 25-30% de sólidos voláteis podem ser alcançadas, resultando em concentrações finais de SV de 40-50% no lodo acumulado, sendo que o rendimento da remoção de SV depende da concentração deste parâmetro no lodo efluente (Uggetti et al., 2010). Estudos de Giraldi et al. (2009) apud Uggetti et al. (2010), avaliaram a fração biodegradável de lodos e a atividade de microrganismos, e verificaram diminuição de ambos parâmetros durante o tratamento do lodo em filtros plantados com macrófitas, sugerindo a estabilização da matéria orgânica com o processo de mineralização.

3.4.5 Líquido percolado

A água contida nos lodos de esgotos (5% ST) pode ser classificada como água livre (67%), água capilar (25%) e adsorvida e estrutural (8%). Após cada ciclo de alimentação do sistema ocorre rápida perda de água devido à percolação, que consiste na remoção da água livre. A água percolada, também denominada líquido percolado, é coletada pelas tubulações de coleta dispostas no fundo do filtro. Diversos estudos demonstram valores relativamente baixos de DQO no líquido percolado, da ordem de 100 mg/L, porém com altas cargas de nitrato (30 – 200 mg/L). Uggetti et al. (2009) encontraram valores de DQO de 60-95 mg/L, fósforo total entre 7-25 mg P-PO₄³⁻/L e elevadas concentrações de nitrato, que atingiram valores de 280–2.500 mg/L.

Como forma de tratamento para o líquido percolado, o mesmo pode ser retornado ao início do sistema de tratamento de esgotos, contudo esta operação deve ser realizada com controle, pois as características do líquido percolado podem afetar a performance da estação. Cofie et al. (2006) recomendam tratamento do líquido percolado em lagoas de estabilização ou filtros plantados com macrófitas. O percolado gerado no sistema estudado pelos autores foi

caracterizado com qualidade comparável a um esgoto tropical pouco concentrado.

O tempo de detenção hidráulico é um fator que exerce influência na qualidade do líquido percolado e reflete na eficiência de tratamento dos filtros plantados com macrófitas. Koottatep et al. (2001), em estudo realizado na Tailândia, avaliaram os TDH de 0, 2 e 6 dias, em três filtros que foram alimentados com lodo de tanque séptico sob taxa de 250 kgST/m².ano. Não foram verificadas diferenças significativas em relação à remoção de ST e DQO, porém a concentração de nitrato no líquido percolado se mostrou dependente do TDH, sendo que o filtro que operou com TDH de 6 dias apresentou a menor concentração de nitrato (20 mg/L), contra 53 e 120 mg/L, para os TDH de 2 e 0 dias, respectivamente. Segundo os autores, esta diferença é devido à ocorrência da desnitrificação favorecida pelo tempo de detenção hidráulico mais elevado. O TDH de 6 dias também proporcionou as melhores eficiências de remoção de NTK e NH₄⁺.

3.4.6 Lodo acumulado

Parte dos sólidos contidos no lodo bruto é retida na superfície dos filtros plantados com macrófitas após a alimentação do sistema, dando origem ao chamado lodo acumulado ou lodo residual. À medida que ocorre a alimentação dos filtros plantados com lodo bruto, a espessura do lodo acumulado aumenta gradativamente.

O rápido crescimento da altura da camada de lodo residual é um sinal de problemas operacionais (Nielsen, 2005). Espera-se em média um aumento de 10 cm/ano na camada de lodo acumulado. Koottatep et al. (2001), após quatro meses de operação de três filtros alimentados com taxas de 80, 125 e 250 kgST/m².ano, verificaram lodo acumulado com espessuras de 1,5 cm, 2,3 cm e 5,0 cm, respectivamente. Após 10 meses, todos os filtros apresentavam lodo residual na faixa entre 20-25 cm e verificou-se altura de 70 cm após 3,5 anos de operação, representando um aumento médio de 20 cm/ano.

Na tabela 8 se apresenta os valores de altura da camada de lodo acumulado em filtros plantados com macrófitas observados por Suntti (2010). O filtro 1 operou com 250 kgST/m².ano, o dobro da taxa de alimentação do filtro 2, que operou com 125 kgST/m².ano. Esta

diferença nas taxas de alimentação fica evidente nas alturas alcançadas nas camadas de lodo acumulado.

Tabela 8 – Alturas da camada de lodo acumulado.

Filtro	Altura da camada de lodo acumulado (cm)				
	90 dias de operação	105 dias de operação	115 dias de operação	120 dias de operação	126 dias de operação
Filtro 1	15	16	20	16	13
Filtro 2	5	8	10	9	8

Fonte: Adaptado de Sunti (2010).

A frequência de remoção do lodo acumulado da superfície dos filtros plantados com macrófitas é muito reduzida, podendo ser acumulado durante anos, desde que haja disponibilidade de borda livre, sem causar problemas operacionais ou deficiência no tratamento. Este é um importante aspecto que reflete em redução dos custos de operação e manutenção do sistema de tratamento.

De modo geral, certa quantidade de nitrogênio (2,5-6,4% NTK/ST) e fósforo (1,1-2,3% PT/ST) é encontrada no lodo residual, indicando potencial de utilização deste produto como adubo orgânico (Uggetti et al., 2010). Ceccanti et al. (2010) avaliaram lodo acumulado em superfície de filtro plantado com macrófitas operado com taxa média de 45kgST/m².ano e determinaram pH igual a 5,95; 28% de carbono orgânico total e 4,16% de nitrogênio total.

Apesar das concentrações de matéria orgânica e nutrientes, a acumulação de poluentes orgânicos e inorgânicos no lodo acumulado pode impedir a aplicação agrícola devido aos riscos de contaminação ambiental e da saúde humana. A presença de poluentes como metais pesados e microrganismos patogênicos é extremamente variável, conforme a composição do esgoto e do tipo de sistema de tratamento, e embora a contaminação por microbiologia fecal possa ser reduzida com inúmeras técnicas de desinfecção, a remoção de metais pesados exige técnicas complexas e de alto custo.

Deste modo, o uso agrícola do lodo só é recomendado quando os efeitos nocivos ao solo, produtos agrícolas, lençol freático, saúde humana e ao ambiente possam ser evitados. Em geral, os valores de concentração de metais pesados apresentados na literatura estão dentro

dos limites permitidos por padrões e normas internacionais (UGGETTI et al., 2010).

Na tabela 9 são apresentados alguns valores de teores de metais pesados em lodo de tanque Imhoff (Melidis et al., 2010) e proveniente de tratamento aeróbio de esgoto doméstico (Ceccanti et al., 2010) acumulados em filtros plantados com macrófitas. Segundo os autores os valores apresentados estão dentro dos limites permitidos pelas normas da União Européia e Italiana para uso agrícola.

Tabela 9 – Concentrações de metais pesados de lodos acumulados em filtros plantados com macrófitas.

Parâmetro (mg/kg)	Melidis et al. (2010)	Ceccanti et al. (2010)
Cromo	30,08 – 112,64	159
Cobre	12,53 – 125,42	563
Cádmio	0,11 – 1,08	1,42
Níquel	1,18 – 25,11	30
Chumbo	28,35 – 47,41	30,1
Mercúrio	1,1 – 9,3	-
Zinco	3,73 – 31,83	1532
Manganês	81,20 – 11070,45	-
Ferro	143,12 – 697,33	-

Fonte: Melidis et al. (2010); Ceccanti et al. (2010).

Em relação a indicadores fecais, estudos de Obarska-Pempkowiak et al. (2003) mostraram que a concentração de *E. Coli* no lodo diminuiu e que bactérias *Salmonella* foram inativadas após oito meses de operação, indicando uma melhoria nas condições microbiológicas do lodo tratado em relação ao lodo bruto de tanque Imhoff.

De certo modo, os filtros plantados com macrófitas para o desaguamento do lodo promovem relativa inativação da microbiologia fecal, mas pode ser necessária uma higienização adicional para aplicação irrestrita na agricultura. Ceccanti et al. (2010) verificaram concentrações de *E. Coli* menores que 1000 UFC/gST, dentro dos limites permitidos pela legislação italiana de fertilizantes.

Alguns estudos concluíram que ocorre diminuição nas concentrações de indicadores microbiológicos no lodo acumulado após o encerramento definitivo da alimentação do filtro. Nielsen (2007) apud Uggetti et al. (2010), analisou a redução de indicadores microbiológicos de contaminação fecal em lodo acumulado em filtros plantados com macrófitas pelo período de 1 à 4 meses após a última alimentação do sistema. Foram verificados decréscimos nas concentrações que atingiram valores abaixo de 2 NMP/100g para *Salmonella*, abaixo de 10 UFC/g para *Enterococcus* e abaixo de 200 NMP/100g para *E. Coli*.

Outro indicador microbiológico de interesse são os ovos de helminto. Cofie et al. (2006) verificaram 100% de eficiência na remoção deste parâmetro em filtros plantados com macrófitas quando trataram lodo com concentração média de 14.600 ovos/gST. Os autores revelam que as concentrações de ovos de helminto no lodo acumulado foram elevadas, mas não quantificaram os valores. O lodo bruto analisado na pesquisa realizada em Gana era uma mistura de esgoto de sanitário público e de lodo de tanque séptico, na proporção de 1:2, respectivamente.

4. METODOLOGIA

4.1 LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE LODO DE TANQUE SÉPTICO

O sistema utilizado nesta pesquisa foi implantado no Centro de Treinamento da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (CETRE/EPAGRI), na cidade de Florianópolis/SC. A unidade experimental foi constituída por um tanque séptico de 31 m³, um tanque de armazenamento do lodo do tanque séptico com volume de 5.000 litros, dois filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, duas caixas de recebimento do líquido percolado com 500 litros cada e um filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal (FPMH). Na figura 3 apresenta-se um esquema do sistema descrito.



Figura 3 – *Layout* dos principais componentes do sistema de tratamento de lodo de tanque séptico.

4.2 CARACTERÍSTICAS DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

Os filtros plantados com macrófitas utilizados no experimento, denominados F1 e F2, possuem 4,3 m² de área superficial cada, sendo 2,60 m de comprimento, 1,65 m de largura, 0,75 m de leito filtrante e

0,55 m de borda livre para o acúmulo de lodo. O leito filtrante de cada filtro foi composto por 0,45 m de brita n.º 2 na camada inferior, 0,20 m de brita n.º ¾ na camada intermediária e 0,10 m de areia grossa na camada superior.

A tubulação de alimentação é composta por tubos de PVC DN 60 mm, perfurada com furos de 1,0 cm espaçados 3,0 cm entre si. A tubulação de coleta de líquido percolado é composta por tubos de PVC DN 100 mm, com furos de 2,0 cm distanciados a cada 3,0 cm. Na tubulação de coleta está conectada a tubulação de ventilação, composta por tubos de PVC DN 75 mm, com 1,3 metros de altura acima do leito filtrante. Esta tubulação foi perfurada aleatoriamente com furos de 2,0 cm para permitir a circulação de ar no interior do filtro. Os filtros foram cultivados com a macrófita *Zizanopsis bonariensis*, conhecida popularmente como Juncus, a uma razão de 15 mudas/m². Ressalta-se que a montagem do sistema acima descrito foi realizada por Suntti (2010). Na figura 4 se apresenta um esquema dos filtros plantados.

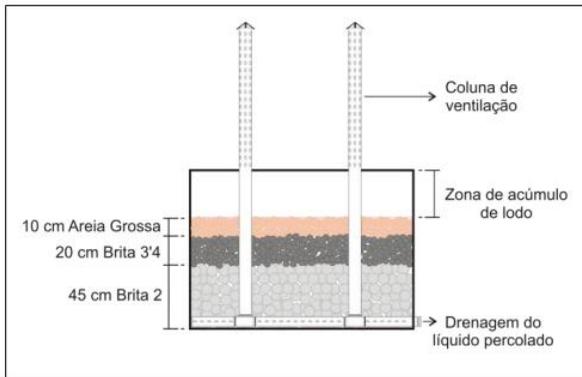


Figura 4 – Disposição do leito filtrante.
Fonte: Adaptado de Suntti (2010).

4.3 HISTÓRICO DO SISTEMA

Os dois filtros utilizados nesta pesquisa foram anteriormente operados durante pesquisa de Suntti (2010). A autora verificou diferenças no tratamento de lodo de tanque séptico alimentando o filtro F1 com taxa de 250 kgST/m².ano e o filtro F2 com taxa de 125 kgST/m².ano.

Ao final do experimento de Suntti (2010) o filtro F1, que foi alimentado com o dobro da taxa do filtro F2, apresentou camada de lodo acumulado de 13 cm, enquanto o filtro F2 apresentou lodo acumulado com 8 cm de espessura. Sendo a espessura das camadas de lodo acumulado o único diferencial entre os filtros, nesta pesquisa buscou-se alimentar os dois filtros com a mesma taxa de alimentação a fim de verificar a influência da espessura da camada de lodo acumulado na superfície dos filtros no tratamento do lodo séptico.

4.4 OPERAÇÃO DO SISTEMA

Durante o período desta pesquisa, a alimentação dos filtros F1 e F2 foi realizada com taxa de 125 kgST/m².ano, fluxo em batelada e tempo de detenção hidráulica de 6 dias, o qual caracteriza um ciclo de alimentação. Este TDH era mantido com um sistema manual de fechamento da saída dos filtros.

A alimentação dos filtros era realizada com o lodo séptico succionado do fundo do tanque séptico por uma bomba submersa até o tanque de armazenamento, no qual era homogeneizado. Uma vez realizada a homogeneização do lodo séptico no tanque de armazenamento, 660 litros de lodo, equivalente a taxa de 125 kgST/m².ano, era bombeado para a superfície dos filtros plantados com macrófitas por meio das tubulações de alimentação. Com o desaguamento do lodo nos filtros, era gerado o líquido percolado, coletado após seis dias nas caixas de recebimento. O volume total de líquido percolado gerado era posteriormente lançado das caixas de recebimento para uma caixa de mistura, de onde seguia para tratamento no filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal. Na figura 5 apresenta-se um *layout* da operação descrita.

A cada ciclo de alimentação semanal, uma amostra do lodo séptico bruto era coletada no tanque de armazenamento, bem como uma amostra dos líquidos percolados dos filtros F1 e F2 era coletada em suas respectivas caixas de recebimento.

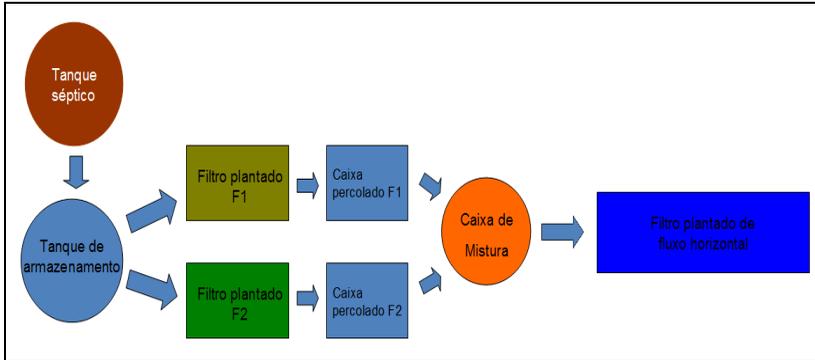


Figura 5 – *Layout* da sequência de operação do sistema de tratamento de lodo séptico.

4.5 CARACTERIZAÇÃO DO LODO SÉPTICO BRUTO E DOS LÍQUIDOS PERCOLADOS DOS FILTROS F1 E F2

No período de maio de 2010 a novembro de 2010, foram analisados semanalmente os parâmetros DQO, pH, alcalinidade, série de sólidos, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, e fósforo ortofosfato, do lodo séptico bruto e dos líquidos percolados provenientes dos filtros F1 e F2, de acordo com as metodologias descritas por Standard Methods (APHA, 2005). Estas análises foram realizadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (LIMA/ENS) e no laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), ambos localizados na UFSC.

Desta maneira, foi possível realizar a caracterização do lodo séptico bruto proveniente do tanque séptico do CETRE/EPAGRI e dos líquidos percolados gerados na operação do sistema, e assim avaliar as eficiências de tratamento dos filtros plantados com macrófitas F1 e F2.

4.6 CARACTERIZAÇÃO DO LODO ACUMULADO E MONITORAMENTO DOS PROCESSOS DE DESAGUAMENTO E MINERALIZAÇÃO

O processo de desaguamento e mineralização do lodo acumulado foi avaliado de outubro de 2010 a outubro de 2011. Durante os meses de outubro e novembro de 2010 as amostras foram coletadas durante as últimas alimentações dos filtros, ou seja, com os filtros ainda em

operação. A partir de dezembro de 2010 a alimentação dos filtros foi encerrada, e as amostras coletadas até outubro de 2011 foram realizadas no denominado período de repouso final, no qual os filtros não recebem mais cargas de lodo. Inicialmente as amostras foram coletadas quinzenalmente, depois mensalmente e por fim em período trimestral.

Cada amostragem do lodo residual foi realizada pela coleta em três locais distintos da superfície de cada filtro com auxílio de um trado, ferramenta que permite coletar o perfil vertical do lodo acumulado. As três amostras coletadas em um filtro foram misturadas a fim de se obter uma amostra representativa das características do lodo acumulado na superfície deste filtro.

Uma porção da amostra de cada filtro permaneceu em estufa de ar forçado a 60 °C para secagem e acondicionamento para análises posteriores, enquanto outra porção foi imediatamente utilizada para a quantificação dos parâmetros ST, STV, STF e pH, conforme a metodologia descrita por Standard Methods (APHA, 2005). A preparação da amostra para determinação do pH foi realizada de acordo com a metodologia de Tedesco et al. (1995). Estas análises foram realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (LIMA/ENS) e no laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), ambos localizados na UFSC.

As porções das amostras que permaneceram armazenadas na estufa foram utilizadas para a determinação das concentrações de matéria orgânica, carbono orgânico total, nitrogênio total, fósforo total, potássio total, cálcio total e magnésio total, conforme metodologia descrita por Standard Methods (APHA, 2005), e para a determinação dos elementos cobre, zinco, chumbo, níquel, cádmio e cromo, empregou-se o método 3050A estabelecido por USEPA (2003). Estas análises foram realizadas no Laboratório de Resíduos Sólidos e Fertilizantes da UNESC, localizada no município de Criciúma, Santa Catarina.

Dados de precipitação, temperatura e radiação solar do período desta pesquisa foram esquematizados a fim de subsidiar as discussões referentes aos processos de desaguamento e mineralização do lodo acumulado. Os dados são referentes às estações meteorológicas da

EPAGRI/CIRAM de Florianópolis (Itacorubi), localizada a poucos metros do local de operação dos filtros plantados com macrófitas, e de São José (Grande Florianópolis).

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para o tratamento dos dados foram realizadas análises descritivas de todos os parâmetros estudados nesta pesquisa com o auxílio do programa Microsoft Excel. Para verificação de diferença entre as eficiências de tratamento dos filtros F1 e F2, aplicou-se o teste T, para comparação de grupos independentes, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$). Para a análise dos valores de sólidos totais e voláteis no lodo residual foi utilizado o método de Mann-Whitney, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO LODO SÉPTICO BRUTO

De maio a outubro de 2010, por um período de 196 dias de operação do sistema, o lodo bruto do tanque séptico foi monitorado semanalmente, totalizando 23 análises. Os valores obtidos de caracterização do lodo séptico bruto são apresentados na tabela 10.

Tabela 10 – Caracterização do lodo séptico bruto.

Parâmetro	Lodo séptico bruto					
	n	média	desvio padrão	mediana	mínimo	máximo
pH	23	7,1	0,6	7,1	4,5	7,6
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	20	210,1	148,3	166,0	54,2	510,8
ST (mg.L ⁻¹)	23	13.725	8.333	10.395	1.587	27.471
STV (mg.L ⁻¹)	23	6.487	3.902	4.922	709	13.649
STF (mg.L ⁻¹)	23	7.238	4.514	5.662	878	15.510
Umidade (%)	23	98,7	-	99,0	97,3	99,8
Teor de sólidos (%)	23	1,3	-	1,0	0,2	2,7
DQO (mg.L ⁻¹)	22	13.242	6.995	12.925	2.200	27.100
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	23	57,7	31,7	55,7	12	121
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	23	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	23	1,2	1,4	0,9	0,1	6,0
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	20	34,3	17,7	36,0	6,8	67,5

n= número de análises realizadas.

Os valores de sólidos totais apresentados pelo lodo bruto, com valor médio de 13.725 mg/L e valores mínimo e máximo, 1.587 e 27.471 mg/L, respectivamente, estão dentro dos limites de caracterização de lodo séptico referenciados por USEPA (1999). O valor mínimo obtido está próximo do limite inferior de 1.132 mg/L apresentado por USEPA (1999), porém o valor máximo é bastante inferior em relação ao máximo apresentado pelo órgão ambiental norte-americano que é de 130.475 mg/L, entretanto mais próximo do valor máximo apresentado por Paula Júnior et al. (2003) que é 33.292 mg/L.

Machado Júnior (2008) analisou 21 amostras de lodos sépticos diferentes provenientes de cinco empresas limpa-fossas do município de Tubarão (SC) e obteve valor médio de sólidos totais de 24.902 mg/L, e valores mínimo e máximo de 377 e 126.995 mg/L, respectivamente. Philippi (1992) ao avaliar o desempenho de 42 tanques sépticos na França, apresentou caracterização de lodo com concentração de ST entre 36.570-46.400 mg/L. Lodo séptico com concentração média de sólidos totais de 37.000 mg/L e valores mínimos e máximos de 3.000 e 127.000 mg/L, respectivamente, foi utilizado por Kengne et al. (2009) na operação de seis filtros plantados com macrófitas cultivados com *E. pyramidalis* e *C. papyrus*.

Na figura 6 apresenta-se um gráfico *box plot* referente as concentrações de sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos do lodo séptico bruto.

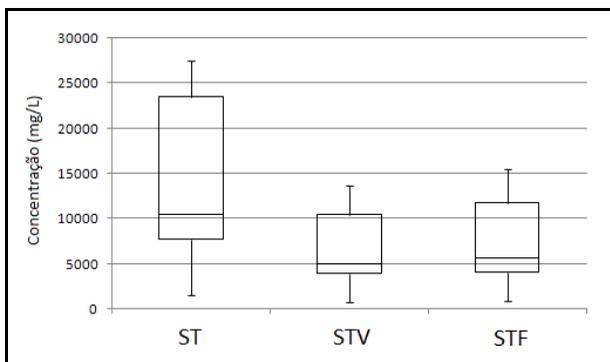


Figura 6 - Gráfico *box plot* das concentrações de ST, STV e STF do lodo séptico bruto.

Os valores de sólidos voláteis obtidos nesta pesquisa, média de 6.487 mg/L e mínimo e máximo de 709 e 13.649 mg/L, respectivamente, são compatíveis com os valores caracterizados por Paula Júnior et al. (2003), que apresentaram como valores mínimo e máximo, 224 e 18.454 mg/L, respectivamente. O valor máximo de sólidos voláteis apresentado por USEPA (1999) é da ordem de 71.402 mg/L, e o valor mínimo de 353 mg/L.

Machado Júnior (2008) obteve valor médio de sólidos voláteis de 12.036 mg/L e valores mínimo e máximo de 105 e 40.320 mg/L. Philippi (1992) caracterizou lodos sépticos com concentração de sólidos voláteis entre 25.810-31.570 mg/L, enquanto Kengne et al. (2009) estudaram o desaguamento de lodo séptico com concentração média de sólidos voláteis de 24.050 mg/L e valores mínimo e máximo de 11.470 e 33.559 mg/L, respectivamente.

O lodo bruto apresentou relação SV/ST de 0,47, o que demonstra bom nível de digestão. Lodos com relação SV/ST entre 0,75-0,80 são considerados não digeridos, enquanto uma relação de 0,60-0,65 representa um lodo digerido (ANDREOLI et al., 2001).

Nas amostras analisadas o parâmetro DQO apresentou-se com uma variabilidade acentuada, sendo verificado valor médio de 13.242 mg/L com um desvio padrão de 6.995 mg/L e valores extremos de 2.200 e 27.100 mg/L. Na figura 7 apresenta-se um gráfico *box plot* referente as concentrações de DQO do lodo séptico bruto.

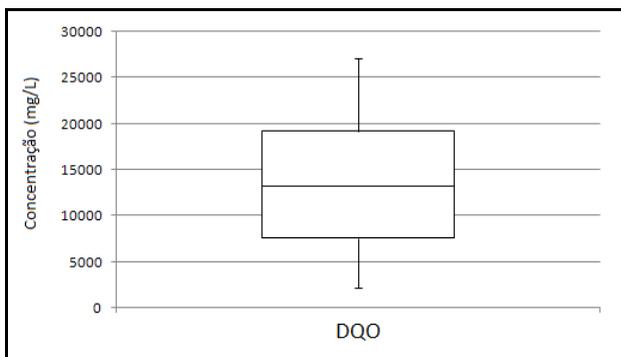


Figura 7 - Gráfico *box plot* das concentrações de DQO do lodo séptico bruto.

O valor mínimo de DQO apresentado no lodo bruto está mais próximo do apresentado por USEPA (1999), que é de 1.500 mg/L, do que o apresentado por Paula Júnior et al. (2003), que é de 528 mg/L. Já em relação ao valor máximo, ocorreu o contrário, sendo o valor máximo obtido nesta pesquisa mais perto do apresentado por Paula Júnior et al. (2003), de 29.704 mg/L, em relação ao apresentado por USEPA (1999), da ordem de 703.000 mg/L. Machado Júnior (2008) obteve valor médio de DQO de 19.603 mg/L, e valores mínimo e máximo de 312 e 54.325 mg/L, respectivamente. Kengne et al. (2009) caracterizaram lodo bruto com concentração média de DQO de 31.100 mg/L, com valores mínimo e máximo de 7.400 e 72.500 mg/L.

Em relação à amônia obteve-se como caracterização o valor médio de 57,7 mg/L e valores mínimo e máximo, 12 e 121 mg/L, respectivamente. O valor mínimo apresentado foi bastante próximo do valor de 6 mg/L apresentado por USEPA (1999) e abaixo do valor mínimo caracterizado por Paula Júnior et al. (2003) que é de 36 mg/L. O valor máximo obtido nesta pesquisa se mostrou acima do apresentado por USEPA (1999), 116 mg/L, porém dentro do limite máximo de 278 mg/L apresentado por Paula Júnior et al. (2003). Os valores obtidos nesta pesquisa são semelhantes aos apresentados por Machado Júnior (2008), que obteve valor médio de nitrogênio amoniacal da ordem de 63,19 mg/L, e valores mínimo e máximo de 6,92 e 128,34 mg/L, respectivamente. Kengne et al. (2009) estudaram lodo bruto com concentração média de nitrogênio amoniacal de 600 mg/L, com valores mínimo e máximo de 80 e 3.300 mg/L, respectivamente.

O valor médio de nitrito no lodo bruto foi de 0,1 mg/L, com mínimo de 0,1 mg/L e máximo de 0,3 mg/L, e valor médio de nitrato de 1,2 mg/L, com valores mínimo e máximo de 0,1 e 6,0 mg/L, respectivamente. Meneses (2001), analisando 12 amostras de resíduos de tanques sépticos em Natal (RN), encontrou uma média de 1,87 mgNO₃⁻/L, enquanto Rocha e Sant'anna (2005) encontraram uma média de 1,79 mgNO₃⁻/L nos despejos aspirados por quatro empresas limpafossas no município de Joinville (SC). Machado Júnior (2008) obteve valor médio de nitrato em lodos sépticos de 6,73 mg/L.

Na figura 8 apresenta-se um gráfico *box plot* referente as concentrações de nitrogênio amoniacal e fósforo ortofosfato do lodo séptico bruto.

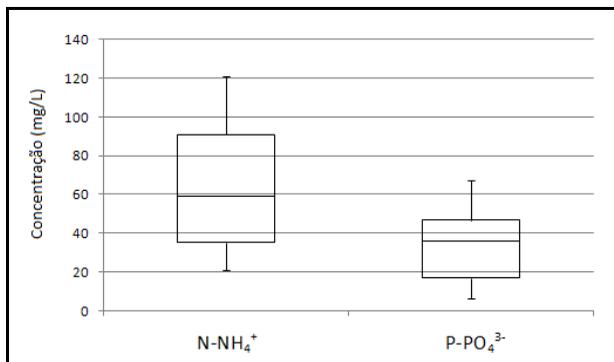


Figura 8 - Gráfico *box plot* das concentrações de N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} do lodo séptico bruto.

Em relação ao parâmetro ortofosfato obteve-se concentração média no lodo bruto de 34,3 mg/L, valor mínimo de 6,8 mg/L e valor máximo de 67,5 mg/L. Machado Júnior apresenta valor médio de ortofosfato superior ao valor máximo desta pesquisa, da ordem de 70,12 mg/L. Os valores mínimo e máximo relatados pelo autor são 10,64 e 217,2 mg/L, respectivamente. Paula Júnior et al. (2003) apresenta caracterização de lodo séptico com valores limites de fósforo total de 7,2 e 215,9 mg/L. USEPA (1999) apresenta valor máximo mais abrangente, da ordem de 760 mg/L, e valor mínimo de 20 mg/L.

5.2 EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS F1 E F2

Ao longo de 23 ciclos de alimentação dos filtros plantados com macrófitas, os líquidos percolados dos filtros F1 e F2 foram monitorados, e suas caracterizações são apresentadas nas tabelas 11 e 12.

Tabela 11 – Caracterização do líquido percolado do filtro F1.

Líquido percolado do filtro F1						
Variável	n	média	desvio padrão	mediana	mínimo	máximo
pH	22	6,4	0,3	6,4	5,8	7,3
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	21	103,5	56,2	82,0	24,8	260,8
ST (mg.L ⁻¹)	22	529	169	487	252	940
STV (mg.L ⁻¹)	22	397	144	367	206	726
STF (mg.L ⁻¹)	22	132	70	115	33	280
DQO (mg.L ⁻¹)	21	119	61	115	48	283
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	22	7,6	5,8	7,0	1,0	21,5
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	22	0,0	0,1	0,0	0,0	0,5
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	21	6,8	7,5	2,9	0,3	21,5
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	21	1,5	1,1	1,6	0,1	4,0

n= número de análises realizadas;

Tabela 12 – Caracterização do líquido percolado do filtro F2.

Líquido percolado do filtro F2						
Variável	n	Média	desvio padrão	mediana	mínimo	máximo
pH	22	6,3	0,4	6,4	5,6	7,3
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	21	62,2	49,2	40,6	18,8	213,4
ST (mg.L ⁻¹)	22	638	193	619	351	956
STV (mg.L ⁻¹)	22	467	181	405	265	801
STF (mg.L ⁻¹)	22	171	60	167	66	271
DQO (mg.L ⁻¹)	21	104	38	99	55	229
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	22	6,5	5,8	4,6	1,1	18,5
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	22	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	22	15,6	11,4	15,5	0,3	38,5
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	21	1,3	1,0	1,1	0,3	3,6

n= número de análises realizadas;

5.2.1 Remoção da matéria carbonácea

Os filtros plantados com macrófitas utilizados nesta pesquisa apresentaram ótima eficiência de remoção da matéria orgânica. A remoção de sólidos totais foi realizada com eficiência média de 96,1% pelo filtro F1 e 95,3% pelo filtro F2. Apesar da elevada eficiência obtida

em termos percentuais, em números absolutos os líquidos percolados apresentaram elevadas concentrações de ST, da ordem de 529 e 638 mg/L para os filtros F1 e F2, respectivamente. Os valores mínimo e máximo de ST no líquido percolado do filtro F1 foram 252 e 940 mg/L, respectivamente, e do filtro F2 foram 351 e 956 mg/L, respectivamente.

As figuras 9 e 10 apresentam a série temporal dos sólidos totais no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

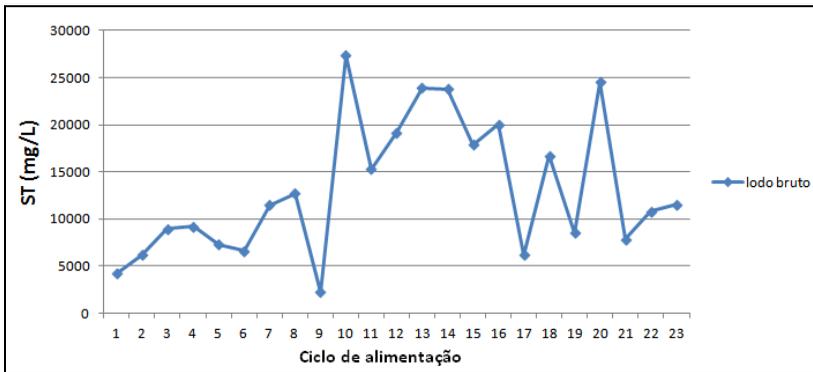


Figura 9 – Série temporal dos sólidos totais no lodo séptico bruto.

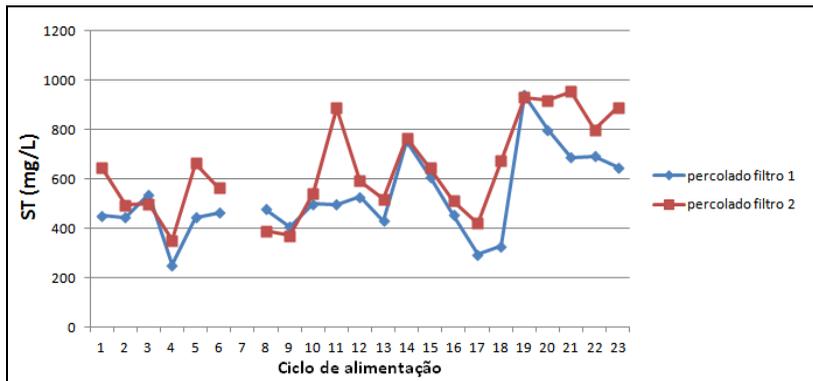


Figura 10 – Série temporal dos sólidos totais nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

De acordo com as figuras 9 e 10 verifica-se que as concentrações de sólidos totais no lodo bruto apresentaram variação significativa, e que as concentrações de sólidos totais no líquido percolado do F1 foram

menores em relação à concentração apresentada pelo líquido percolado do filtro F2 na maioria das análises realizadas.

As concentrações de ST apresentadas nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2 são estatisticamente diferentes ($p > 0,05$), de modo que o filtro F1 apresentou melhor desempenho na remoção de ST em relação ao filtro F2. Como o filtro F1 foi alimentado com taxa de 250 kgST/m².ano durante pesquisa de Suntti (2010), resultou em uma camada de lodo acumulado mais espessa em relação à camada de lodo acumulado do filtro F2, que foi alimentado com taxa de 125 kgST/m².ano, conforme descrito no item 4.3 da metodologia. Portanto, este melhor desempenho de remoção de sólidos totais apresentado pelo filtro F1 pode estar relacionado com a maior espessura da camada do lodo acumulado deste filtro, que atua como elemento filtrante.

Em relação à remoção da DQO, verificou-se que os filtros F1 e F2 apresentaram elevadas eficiências, da ordem de 99,1% e 99,2%, respectivamente. As concentrações médias de DQO no líquido percolado dos filtros F1 e F2, de 119 e 104 mg/L, respectivamente, apresentam-se de acordo com os valores descritos pela literatura especializada (Uggetti et al., 2010).

Nas figuras 11 e 12 se apresenta a série temporal da DQO no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

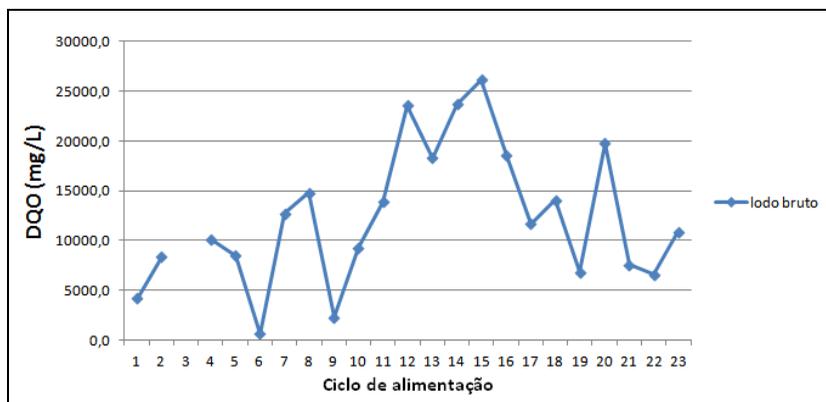


Figura 11 – Série temporal da DQO no lodo séptico bruto.

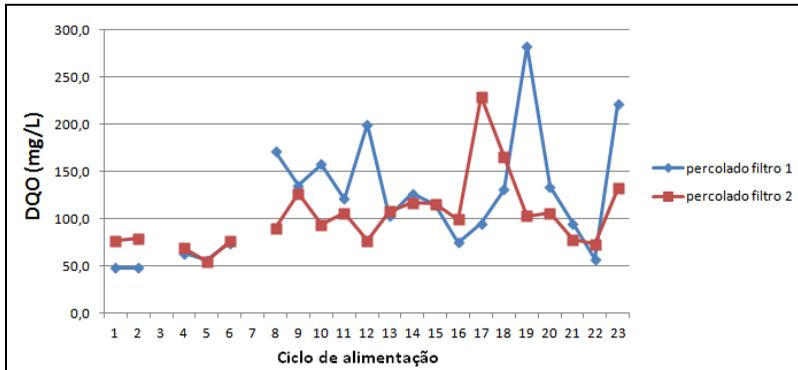


Figura 12 – Série temporal da DQO nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

Os valores mínimo e máximo de DQO no líquido percolado do filtro F1 foram 48 e 283 mg/L, respectivamente, e do filtro F2 foram 55 e 229 mg/L, respectivamente. As concentrações de DQO apresentadas nos líquidos percolados dos filtros são estatisticamente semelhantes ($p > 0,05$), demonstrando que os filtros tiveram o mesmo desempenho em relação à remoção de DQO.

As eficiências de remoção de DQO e ST obtidas nesta pesquisa foram semelhantes às apresentadas por Kengne et al. (2009), que trataram lodo séptico com concentração média de 31.100 mgDQO/L, resultando em eficiência média de remoção de DQO de 98,7% para taxa de alimentação de 100 kgST/m².ano, e 97,9 e 97,8% para as taxas de alimentação de 200 e 300 kgST/m².ano, respectivamente. Em relação aos sólidos totais, os autores verificaram eficiências de remoção de 92, 94,5 e 94,6% para as taxas de alimentação de 100, 200 e 300 kgST/m².ano, respectivamente, tratando lodo com concentração média de 37.000 mgST/L.

Remoção de ST de 80% e de DQO na faixa de 85-90%, foram obtidas por Cofie et al. (2006) ao alimentar filtro plantado com macrófitas com uma mistura de lodo de tanque séptico e lodo de banheiros públicos, com concentração média de ST e DQO de 30.450 e 38.200 mg/L, respectivamente, sob uma taxa que variou de 196-321 kgST/m².ano. Na figura 13 se apresenta as concentrações médias de ST e DQO no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

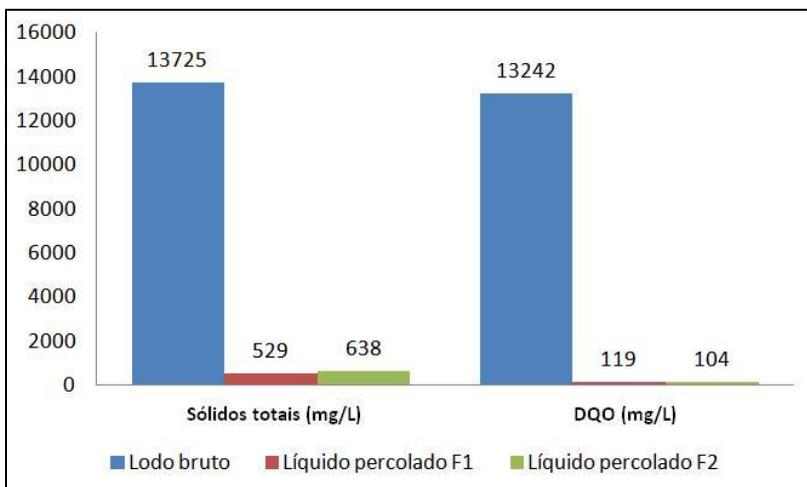


Figura 13 – Concentração média de ST e DQO no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

5.2.2 Remoção do fósforo ortofosfato e transformação da matéria nitrogenada

A remoção do fósforo nos filtros plantados com macrófitas é favorecida pela adsorção do material filtrante, pelo requerimento das plantas e dos microrganismos. As transições entre condições aeróbias e anaeróbias no leito filtrante, obtidas pela forma de alimentação intermitente do filtro de fluxo vertical, favorecem o desenvolvimento de microrganismos capazes de absorver fósforo em excesso ao requerido para o crescimento celular (REDDY, 1998).

O fósforo ortofosfato foi removido com eficiência de 95,6% pelo filtro F1 e de 96,2% pelo filtro F2. O líquido percolado do filtro F1 apresentou concentração média de 1,5 mgP-PO₄³⁻/L e valores mínimo e máximo de 0,1 e 4,0 mg/L, respectivamente. O líquido percolado do filtro F2 apresentou concentração média de 1,3 mgP-PO₄³⁻/L e valores extremos de 0,3 e 3,6 mg/L, respectivamente. Estes valores apresentados nos líquidos percolados são bastante reduzidos quando comparados com os valores apresentados por Uggetti et al. (2009), que verificaram concentração média no líquido percolado entre 7-25 mgP-PO₄³⁻/L.

Os valores de concentração de ortofosfato nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2 são estatisticamente semelhantes ($p > 0,05$), o que demonstra que os filtros tiveram o mesmo desempenho na remoção deste parâmetro. Nas figuras 14 e 15 se apresenta a série temporal do fósforo ortofosfato no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

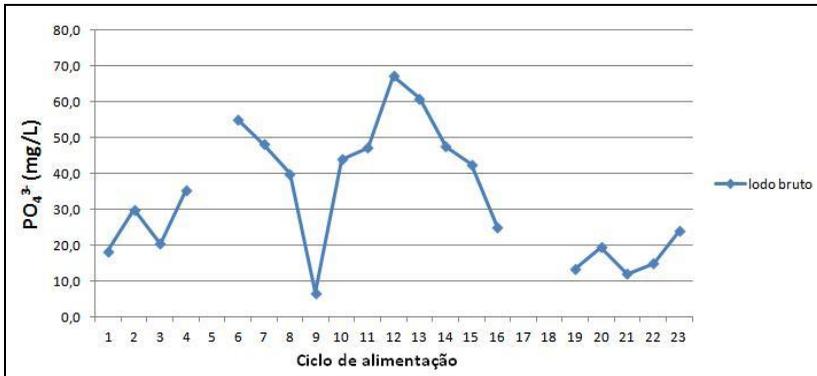


Figura 14 – Série temporal do P-PO₄³⁻ no lodo séptico bruto.

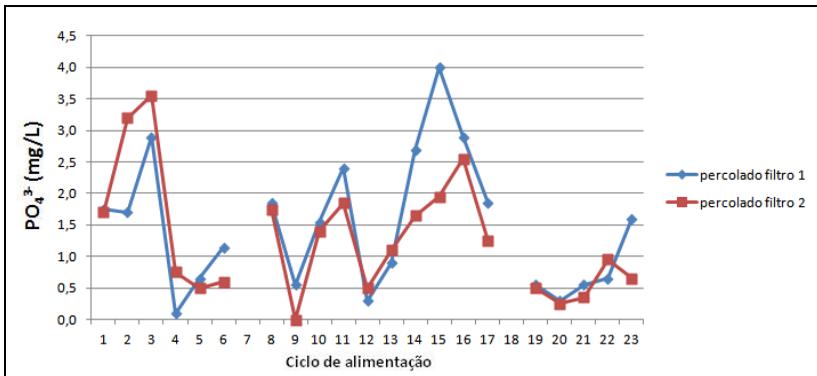


Figura 15 – Série temporal do P-PO₄³⁻ nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

A transformação do nitrogênio em filtros plantados com macrófitas é um mecanismo complexo que envolve processos biológicos e físico-químicos como a volatilização da amônia, amonificação, nitrificação, desnitrificação, assimilação por plantas e microrganismos, remineralização, sedimentação do nitrogênio particulado e adsorção pelo substrato filtrante (PANUVATVANICH et al., 2009).

Segundo Koottatep et al. (2002), 63% do nitrogênio contido em lodo séptico bruto removido em filtros plantados com macrófitas é distribuído em 0,02% acumulado na biomassa das plantas, 55% presente no lodo acumulado na superfície do filtro e 8% presente no líquido percolado. Dos 37% restantes do NT da alimentação, assume-se que a perda é um resultado da absorção biológica dos microrganismos, adsorção da amônia e nitrato pelo substrato, volatilização da amônia e reações de nitrificação/desnitrificação. De acordo com Hamersley et al. (2004) apud Panuvatvanich et al. (2009), a sequência nitrificação/desnitrificação é a principal razão para o desaparecimento da amônia nos filtros plantados com macrófitas.

A forma de alimentação intermitente, característica dos filtros plantados de fluxo vertical, favorece os processos de transformação do nitrogênio, devido a maior oxigenação obtida. A eficiência de transformação da $N-NH_4^+$ nesta pesquisa foi da ordem de 86,8% no filtro F1 e de 88,7% no filtro F2. Estes valores são semelhantes aos obtidos por Kengne et al. (2009), que observaram transformações de nitrogênio amoniacal da ordem de 87,2, 77,6 e 79,9% ao operar filtros plantados com macrófitas com taxas de alimentação de 100, 200 e 300 $kgST/m^2.ano$, respectivamente, sendo a concentração média do lodo bruto de $600 mgNH_4^+/L$.

Na figura 16 se apresenta a série temporal da $N-NH_4^+$ no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

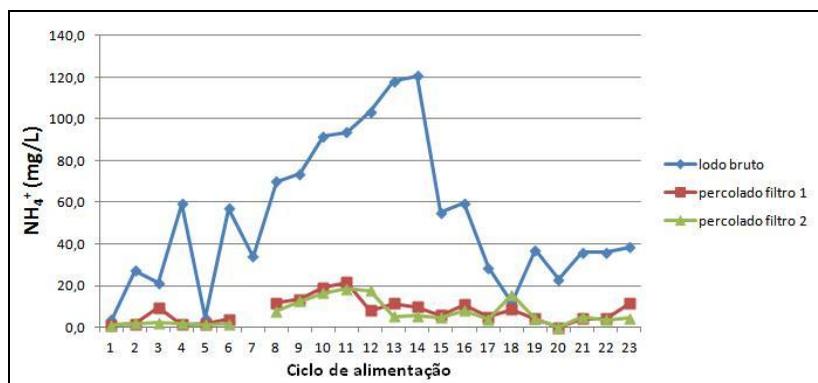


Figura 16 – Série temporal da $N-NH_4^+$ no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

O líquido percolado do filtro F1 apresentou concentração média de $7,6 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$, e valores mínimo e máximo de 1,0 e $21,5 \text{ mg/L}$, respectivamente. O líquido percolado do filtro F2 apresentou concentração média de $6,5 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$, e valores extremos de 1,1 e $18,5 \text{ mg/L}$, respectivamente. Os valores de concentração de amônia nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2 são estatisticamente semelhantes ($p>0,05$), o que demonstra que os filtros tiveram o mesmo desempenho na transformação deste parâmetro.

Em relação ao nitrato os líquidos percolados apresentaram aumento considerável na concentração deste parâmetro em relação ao lodo bruto, atingindo valores médios de 6,8 e 15 mg/L nos percolados dos filtros F1 e F2, respectivamente. Este resultado evidencia a efetividade dos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical para a transformação do nitrogênio por vias de nitrificação/desnitrificação.

As concentrações de nitrato nos líquidos percolados dos filtros são estatisticamente diferentes ($p>0,05$), o que demonstra que o filtro F2 apresentou melhor nitrificação em relação ao filtro F1. A melhor nitrificação obtida pelo filtro F2 pode ser devido à maior facilidade de transferência de oxigênio pela camada de lodo residual neste filtro, que é menos espessa em relação à camada de lodo residual do filtro F1.

Na figura 17 apresenta-se a série temporal do N-NO_3^- no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

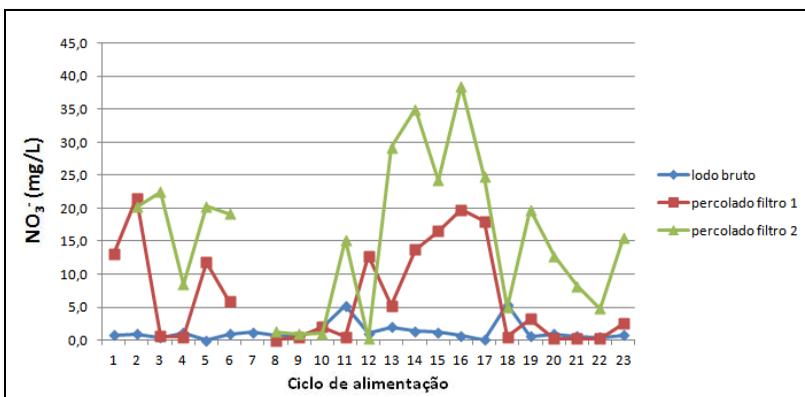


Figura 17 – Série temporal do N-NO_3^- no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

De acordo com a figura 17 pode-se perceber que o lodo séptico bruto apresenta reduzida concentração de nitrato, enquanto os líquidos percolados apresentam concentrações mais elevadas. Verifica-se também que na maioria das análises o líquido percolado do filtro F2 apresentou concentrações de nitrato superiores às verificadas no líquido percolado do filtro F1.

Na figura 18 se apresenta as concentrações médias de P-PO_4^{3-} , N-NH_4^+ e N-NO_3^- no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

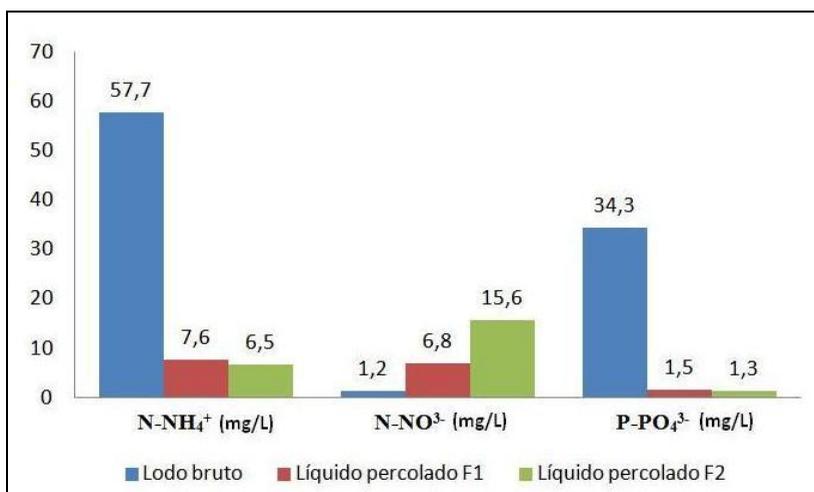


Figura 18 – Concentração média de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e P-PO_4^{3-} no lodo bruto e nos líquidos percolados dos filtros F1 e F2.

Os gráficos apresentados na figura 18 destacam a eficiência dos filtros plantados com macrófitas F1 e F2 na transformação da amônia e na remoção do ortofosfato, bem como a efetividade do processo de nitrificação, verificado com o considerável aumento na concentração de nitrato nos líquidos percolados em relação ao lodo bruto.

5.3 CARACTERIZAÇÃO DO LODO ACUMULADO

5.3.1 Sólidos totais, sólidos voláteis e pH

Na tabela 13 apresenta-se os valores de pH, sólidos totais e sólidos voláteis do lodo acumulado durante o período de monitoramento.

Tabela 13 – Caracterização dos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 em termos de pH, sólidos totais e sólidos voláteis.

Data	Lodo acumulado					
	Filtro F1			Filtro F2		
	ST(%)	SV(%)	pH	ST(%)	SV(%)	pH
21/10/2010	29	9	6,06	31	9	6,15
03/11/2010	30	8	5,79	34	10	5,63
17/11/2010	34	9	5,91	36	10	5,81
01/12/2010	34	10	6,15	38	11	6,16
15/12/2010	44	14	5,65	43	13	5,57
26/01/2011	38	10	5,80	42	12	5,84
15/02/2011	51	14	5,51	49	13	5,42
16/03/2011	43	10	5,96	44	11	6,07
06/07/2011	50	13	5,48	38	10	5,87
26/10/2011	48	13	-	41	12	-

Para auxiliar as discussões referentes às transformações nas concentrações de sólidos totais e sólidos voláteis nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2, os valores médios mensais de radiação solar e temperatura, e o valor total mensal de precipitação durante o período avaliado são apresentados nas figuras 19, 20 e 21.

Os valores de ST e SV apresentados nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2, no período de monitoramento, foram semelhantes ($p > 0,05$). O lodo acumulado do filtro F2 apresentou concentração de sólidos totais que permite mudança na sua classificação de torta semi-sólida para sólido duro, segundo classificação proposta por Andreoli et al. (2001), a partir de 17/11/2010. Já para o lodo acumulado do filtro F1, a mudança de torta semi-sólida para sólido duro foi observada a partir da amostragem realizada em 15/12/2010.

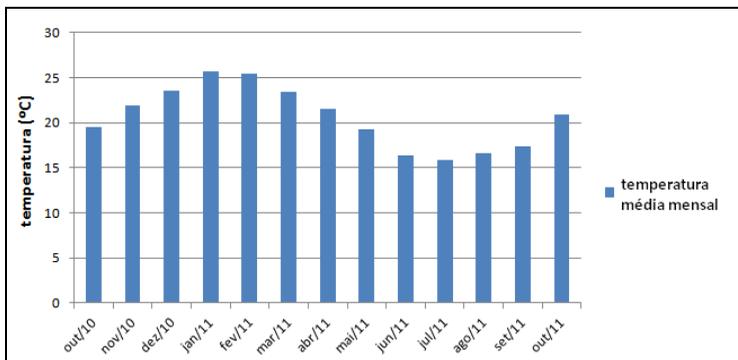


Figura 19 – Temperatura média mensal para o período de outubro/2010 a outubro/2011.

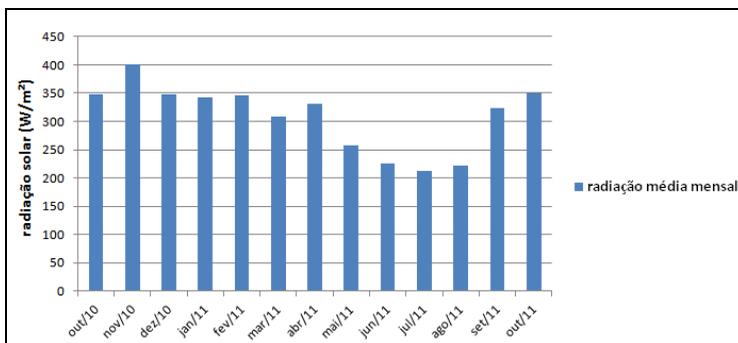


Figura 20 – Radiação solar média mensal para o período de outubro/2010 a outubro/2011.

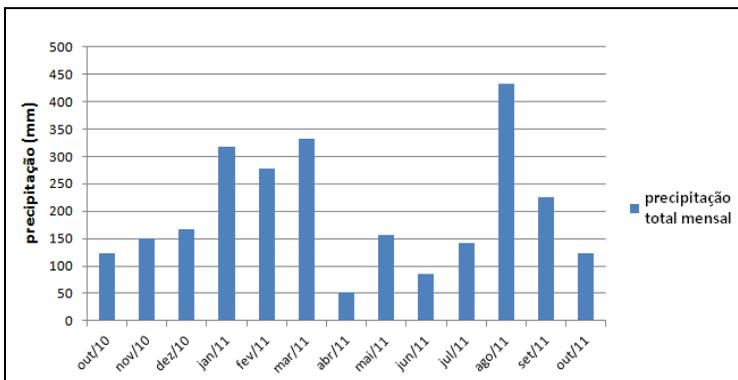


Figura 21 – Precipitação total mensal para o período de outubro/2010 a outubro/2011.

De acordo com os dados apresentados na tabela 13, verifica-se que as maiores concentrações de sólidos totais apresentadas para os lodos acumulados dos filtros F1 e F2, foram de 51% e 49%, respectivamente. Estes percentuais representam os menores teores de umidade alcançados nos lodos acumulados dos filtros, obtidos no mês de fevereiro de 2011, após um período de 83 dias da última alimentação dos filtros, que representa 650 dias do início da operação do sistema. Os meses de janeiro e fevereiro de 2011 foram os que apresentaram temperatura média mensal mais elevada no período da pesquisa, 25,65°C e 25,4°C, respectivamente, o que pode ter influenciado na maior perda de umidade do lodo residual verificada neste período.

Os valores de sólidos totais observados em fevereiro de 2011 para os lodos acumulados dos filtros F1 (51%) e F2 (49%), bem como os valores de julho e outubro de 2011 observados no lodo residual do filtro F1 (50 e 48%), respectivamente, superam o valor máximo teórico apresentado por Cooper et al. (2004). Os autores descrevem que segundo as experiências do tratamento de lodos de esgoto em filtros plantados com macrófitas na Dinamarca, concentrações de sólidos totais no lodo acumulado de 35-40% podem ser esperadas, com um valor máximo teórico de 46%.

Nas análises realizadas nos dias 21/10/2010, 03/11/2010 e 17/11/2010 os filtros ainda estavam em operação, recebendo cargas de lodo bruto, entretanto, mesmo nestas condições, as concentrações de ST nos lodos acumulados dos filtros aumentaram gradativamente, sendo de 29% para 34% no filtro F1 e de 31% para 36% no filtro F2. De acordo com os dados das figuras 20, 21 e 22 é possível perceber que ocorreu aumento de 2,4°C na temperatura média mensal de outubro para novembro, sendo de 19,57°C em outubro de 2010 para 21,97°C em novembro de 2010. Verifica-se também que ocorreu aumento de 53,64 W/m² na taxa de radiação solar média mensal de outubro para novembro de 2010, enquanto que no mês de novembro de 2010 foi verificada a maior taxa de radiação solar média mensal no período desta pesquisa (401,28 W/m²). Também ocorreu aumento na precipitação total mensal de 122,9 mm de outubro de 2010 para 150,7 mm em novembro de 2010. Como ocorreu aumento nas concentrações de sólidos totais nos lodos acumulados, pode-se sugerir que a perda de água por evapotranspiração, influenciada pela radiação solar e a temperatura, superou a umidade recebida pelas precipitações ocorridas no período.

De dezembro de 2010 a janeiro de 2011 observou-se aumento de 2,1°C na temperatura média mensal, porém a pequena redução na taxa de radiação solar (6 W/m^2) associada ao aumento da precipitação total mensal, de 166,4 mm em dezembro de 2010 para 317,7 mm em janeiro de 2011, levaram ao aumento da umidade nos lodos acumulados, sendo que a concentração de sólidos totais no lodo acumulado do filtro F1 passou de 44% para 38% e no lodo acumulado do filtro F2 esta redução foi menos acentuada, de 43% para 42%.

De janeiro a fevereiro de 2011 a temperatura média mensal manteve-se constante, sendo as temperaturas médias mensais observadas nestes meses as mais elevadas no período desta pesquisa. Verificou-se que houve aumento na taxa de radiação solar e diminuição na precipitação total mensal, o que levou as maiores concentrações de sólidos totais observadas nos lodos acumulados durante o período de monitoramento, atingindo concentração de 51% no lodo acumulado do filtro F1 e 49% no lodo acumulado do filtro F2.

De acordo com as figuras 19, 20 e 21, verifica-se que no período de outubro de 2010 a março de 2011, o mês de março de 2011 foi o que apresentou a menor taxa de radiação solar média mensal ($308,5 \text{ W/m}^2$) e o maior índice de precipitação total mensal (331,8 mm), e também verifica-se uma diminuição da temperatura média mensal de 2°C neste mês de março em relação aos meses de janeiro e fevereiro de 2011. Esta combinação dos fatores climáticos pode explicar a diminuição verificada na concentração de sólidos totais de 51% para 43% no lodo acumulado do filtro F1 e de 49% para 44% no lodo acumulado do filtro F2, entre os meses de fevereiro e março de 2011, respectivamente.

Nos meses de abril a julho de 2011 observou-se decréscimo constante nas temperaturas médias mensais e nas taxas de radiação solar média mensal, atingindo no mês de julho de 2011 os menores valores de temperatura e radiação solar média mensal observados no período de avaliação desta pesquisa, sendo 15,89°C e $213,25 \text{ W/m}^2$, respectivamente. Neste período, de abril a julho de 2011, os lodos acumulados seguiram tendências diferentes de perda de umidade, onde o lodo residual no filtro F1 aumentou em 7% sua concentração de sólidos totais, atingindo concentração de 50%, e o lodo residual no filtro F2 reduziu em 6% sua concentração, atingindo concentração de sólidos totais de 38% em julho de 2011. Estas diferentes situações não

permitem uma conclusão segura quanto ao processo ocorrido neste período. Uma possibilidade para explicar estes comportamentos diferentes nos lodos acumulados esta relacionada com o local das coletas das amostras, visto que Nassar et al. (2009) verificaram que as concentrações de sólidos totais, nutrientes e metais pesados variam tanto no perfil vertical, quanto na distribuição horizontal do lodo acumulado em filtros plantados com macrófitas.

A partir de julho até outubro de 2011 ocorreu novo aumento gradativo das temperaturas médias mensais e das taxas de radiação solar médias mensais. Neste sentido, é de se esperar redução da umidade nos lodos acumulados, o que foi verificado no filtro F2, que aumentou sua concentração de sólidos totais de 38% para 41%. O contrário ocorreu com o lodo acumulado do filtro F1, que teve redução de 2% na sua concentração de sólidos totais, atingindo concentração final de 48%.

Nas figuras 22 e 23 se apresenta a evolução das concentrações de ST e SV no lodo acumulado nos filtros F1 e F2 durante o período do experimento.

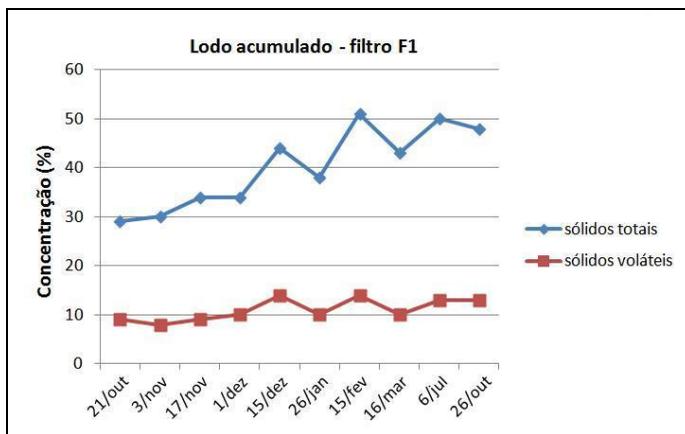


Figura 22 - Evolução das concentrações de ST e SV no lodo acumulado do filtro F1.

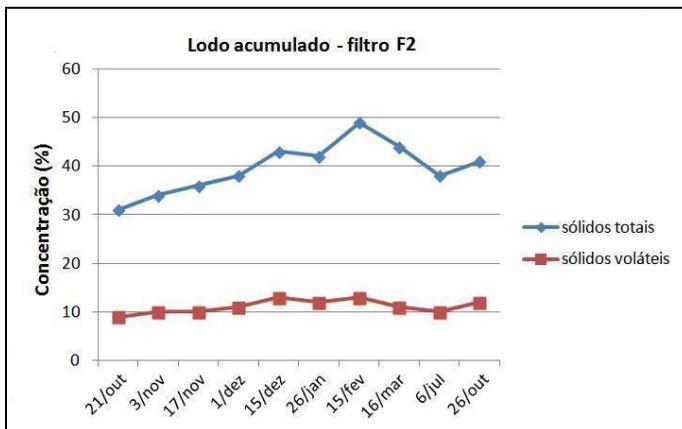


Figura 23 - Evolução das concentrações de ST e SV no lodo acumulado do filtro F2.

Os filtros F1 e F2 entraram em operação em 2009 durante pesquisa de Suntti (2010) sendo alimentados com taxas de 250 e 125 kgST/m².ano, respectivamente, conforme citado no item 4.3 da metodologia. A autora relata em seu trabalho que aos 126 dias de operação o teor de sólidos totais no lodo acumulado do filtro F1 era da ordem de 24% e do filtro F2 de 33%, concluindo que menores taxas de alimentação propiciam melhor desaguamento do lodo, resultando em lodo residual com maior percentual de sólidos totais.

De acordo com os dados da tabela 13, nos meses de outubro e novembro de 2010, equivalentes a 500-550 dias de operação, com os filtros ainda em operação, a concentração média de ST no lodo residual do filtro F1 foi de 31% e no lodo residual do filtro F2 foi de 34%. Verifica-se, portanto, que o lodo residual do filtro F2, que foi alimentado com a mesma taxa durante esta pesquisa e a pesquisa de Suntti (2010), contém praticamente o mesmo percentual de sólidos totais aos 500-550 dias de operação (34%) em relação aos 126 dias de operação (33%). Já o lodo residual do filtro F1 apresentou elevação na concentração de sólidos totais aos 500-550 dias de operação (31%) em relação aos 126 dias de operação (24%), como reflexo da redução da taxa de alimentação de 250 kgST/m².ano durante pesquisa de Suntti (2010), para a taxa de 125 kgST/m².ano durante esta pesquisa.

Dividindo o tempo de monitoramento do lodo acumulado em dois períodos, sendo um referente ao período em que os filtros ainda recebiam alimentação e o outro referente ao período de repouso final, ou seja, após o término das alimentações, verifica-se que existe diferença significativa nas concentrações de sólidos totais nos lodos acumulados entre estes períodos ($p > 0,05$), tanto no filtro F1, quanto no filtro F2. A concentração média de ST nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 no período de alimentação foi de 31% e 34%, respectivamente, enquanto no período de repouso a concentração média de ST foi de 44% no lodo acumulado do filtro F1 e de 42% do filtro F2. A figura 24 apresenta as concentrações médias de ST nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 no período de alimentação e no período de repouso final.

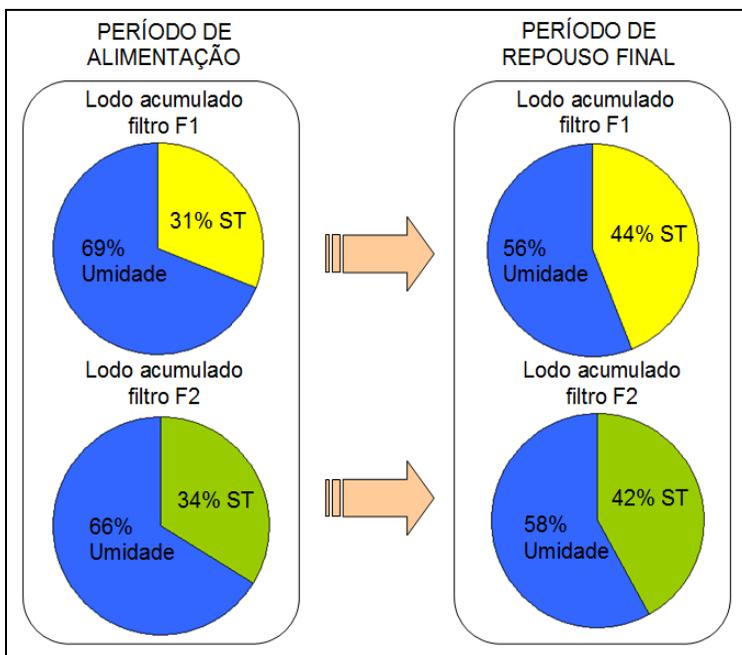


Figura 24 - Concentrações médias de ST nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 no período de alimentação e no período de repouso final.

A maior concentração de sólidos totais na fase de repouso em relação à fase de alimentação também foi verificada por Stefanakis e Tsihrantzis (2012), que operaram dez filtros pilotos plantados com macrófitas, alimentados com lodo séptico, sob taxas de 67,7, 131,1 e

162,9 kgST/m².ano, classificadas pelos autores como taxa de alimentação baixa, média e alta, respectivamente. Durante a fase de alimentação, que durou dois anos e seis meses, os lodos acumulados apresentaram concentração média de sólidos totais de 30,4%, 24,3% e 22,3%, para as taxas de alimentação baixa, média e alta, respectivamente. Após 2,5 anos de operação, a alimentação dos filtros foi interrompida, iniciando-se a fase de repouso final. A concentração média de sólidos totais apresentada nos lodos acumulados na fase de repouso foi de 64,8%, 58,8% e 50,1% para as taxas de alimentação baixa, média e alta, respectivamente. Na última amostragem realizada ao final dos seis meses da fase de repouso final, foram apresentadas as maiores concentrações de ST nos lodos acumulados, sendo 90,4%, 82,0% e 69,2%, para as taxas de alimentação baixa, média e alta, respectivamente.

Considerando todo o período de monitoramento, ou seja, o período em que os filtros ainda recebiam alimentação e o período de repouso final, a concentração média de sólidos totais apresentada nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 foi de 40%, e por consequência, 60% de umidade, podendo os mesmos serem classificados como sólido duro (umidade entre 40-65%) (Andreoli et al., 2001). Ressalta-se que uma vez que os lodos acumulados dos filtros F1 e F2 alcançaram a classificação de sólido duro, assim permaneceram, não voltando mais a atingir classificação de torta semi-sólida.

Em relação aos sólidos voláteis verificou-se que a concentração no lodo acumulado do filtro F1 variou entre 8% e 14% e no lodo acumulado do filtro F2 variou entre 9% e 13%. Segundo Uggetti et al. (2010) a eficiência de filtros plantados com macrófitas também pode ser verificada pela redução de sólidos voláteis no lodo. Durante o período de monitoramento foram alcançadas reduções de 36% na concentração de sólidos voláteis do lodo bruto, resultando em concentração média de sólidos voláteis de 11% nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2. A figura 25 apresenta a concentração média de ST, SF e SV nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 durante todo o período de monitoramento (período de alimentação e período de repouso final).

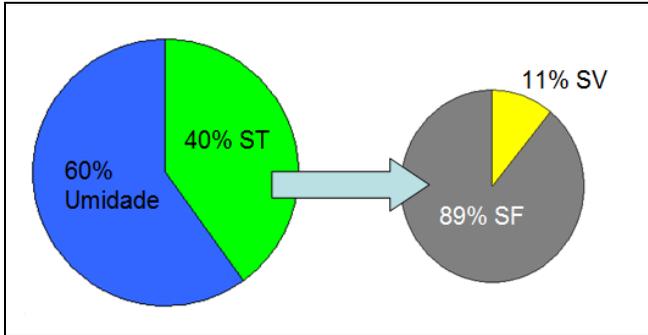


Figura 25 – Concentrações médias de ST, SF e SV nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 considerando todo o período de monitoramento.

A redução dos sólidos voláteis no lodo acumulado também foi estudada por Stefanakis e Tsihrintzis (2012), que alimentaram filtros plantados com lodo bruto com concentração média de SV de 73,7%. A concentração média de SV alcançada nos lodos acumulados no período de alimentação foi de 61,6%, 62,4% e 65,1% para as taxas de 67,7, 131,1 e 162,9 kgST/m².ano, classificadas pelos autores como taxa de alimentação baixa, média e alta, respectivamente. Os autores verificaram que as concentrações de SV diminuíram ainda mais durante a fase de repouso final, na qual as concentrações médias apresentadas para as taxas de alimentação baixa, média e alta foram de 52,1%, 57,5% e 56,8%, respectivamente. Na última amostragem realizada no final do período de repouso final, após seis meses sem receber alimentação, verificou-se as menores concentrações de SV nos lodos acumulados (46,1%, 55,2% e 51,6%), para as taxas de alimentação baixa, média e alta, respectivamente. Os autores afirmam que estas variações de SV indicam que a mineralização ocorre gradualmente com o tempo.

5.3.2 Nutrientes e metais pesados

A fim de quantificar os potenciais para uso agrícola do lodo acumulado na superfície dos filtros plantados com macrófitas, foram realizadas análises de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2. Os valores da caracterização obtida são apresentados na tabela 14.

Tabela 14 – Caracterização dos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 em termos de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados.

Parâmetro	Filtro F1			Filtro F2		
	17/11/10	16/02/11	26/03/12	17/11/10	16/02/11	26/03/12
Matéria orgânica (%)	34,4	32,2	22,5	34,9	39,0	28,4
Carbono org. total (%)	20,0	18,7	13,1	20,3	22,7	16,5
Nitrogênio total (%)	1,9	1,7	1,1	1,8	2,0	1,4
Fósforo total (%)	0,7	0,6	0,7	0,7	0,6	0,6
Potássio total (%)	0,086	0,076	0,082	0,080	0,084	0,076
Cálcio total (%)	0,987	0,824	0,484	0,118	1,19	0,527
Magnésio total (%)	0,207	0,177	0,096	0,267	0,286	0,112
Níquel (mg/kg)	16,0	13,5	9,4	19,0	13,0	11,9
Cromo (mg/kg)	1,7	1,4	14,6	1,6	18,5	18,7
Cobre (mg/kg)	162,0	149,0	143,0	166,0	176,0	162,0
Cádmio (mg/kg)	0,87	0,83	0,94	1,2	1,0	0,98
Zinco (mg/kg)	894,0	776,0	607,0	895,0	1.059,0	735,0
Chumbo (mg/kg)	117,0	99,5	53,3	102,0	61,0	63,0

Os lodos acumulados apresentaram percentuais consideráveis de matéria orgânica, sendo que a concentração média no lodo residual do filtro F1 foi de 29,7% e do filtro F2 de 34,1%. Pode-se verificar que após um ano e quatro meses, a concentração de matéria orgânica no lodo acumulado do filtro F1 variou de 34,4% para 22,5%, o que representa uma redução de 34,6%. No filtro F2 foi verificado redução de 18,6%,

com concentração de matéria orgânica variando de 34,9% para 28,4%. Esta variação na concentração da matéria orgânica em um período de um ano e quatro meses sugere a ocorrência efetiva do processo de mineralização.

Estes valores de matéria orgânica apresentados pelos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 são inferiores aos observados por Nassar et al. (2009), que alimentaram filtro plantado com macrófitas com lodo de esgoto com concentração média de 19.468 mgSS/L, 11.746 mgDQO/L, 570 mgNTK/L e 8,1 mgPO₄³⁻/L, e após três anos de operação, observaram concentração de matéria orgânica no lodo acumulado na faixa de 34,9-43,5%, com valor médio de 39,7%.

A concentração média de carbono orgânico total no lodo residual do filtro F1 foi de 17,3% e do filtro F2 de 19,8%. As concentrações de carbono orgânico total nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 sofreram os mesmos percentuais de redução que a matéria orgânica após um ano e quatro meses, sendo de 34,5% e 18,7%, respectivamente. Kengne et al. (2009) analisaram durante seis meses os biossólidos formados da alimentação de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical com lodo sob taxas de 100, 200 e 300 kgST/m².ano. Foram coletadas amostras na superfície, meio e fundo da camada de lodo acumulado, e a concentração média de carbono orgânico total apresentada foi de 22,6%.

As concentrações médias de nitrogênio total nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 foram de 1,57% e 1,73%, respectivamente. Os valores máximos apresentados foram de 1,9% no lodo residual do filtro F1 e de 2,0% do filtro F2. Os valores mínimos foram de 1,1% no lodo residual do filtro F1 e de 1,4% do filtro F2. Analisando os dados da tabela 14, pode-se perceber que ocorre redução nas concentrações de nitrogênio total após um ano e quatro meses. No lodo acumulado do filtro F1 esta redução foi 42,1%, enquanto no lodo acumulado do filtro F2 foi de 22,2%.

Melidis et al. (2010) analisaram durante um ano o lodo acumulado em filtro plantado com macrófitas alimentado com lodo de tanque Imhoff, caracterizando a porção superior e inferior da camada de lodo acumulado, cada uma contendo 10 cm de altura. O balanço de nitrogênio mostrou aumento de 50% na concentração de NO₃+NO₂ na

camada superior e de 17,3% na camada inferior do lodo residual, e uma leve diminuição de 3,75% no NTK da camada superior. Segundo os autores, isto indica que o sistema de raízes oxigena o meio e assim ocorre mineralização do nitrogênio orgânico na camada de lodo acumulado.

Stefanakis e Tsihrintzis (2012) verificaram que durante a fase de alimentação as reduções de NTK no lodo acumulado em relação ao lodo bruto foram da ordem de 42,0%, 34,9% e 35,3% para os filtros com taxas de alimentação baixa, média e alta, respectivamente. Os autores verificaram que a redução de NTK observada nos lodos acumulados foi acompanhada pelo simultâneo aumento na produção de nitrato em todos os filtros, e explicam que este processo de nitrificação nos lodos acumulados implicam na presença de microzonas aeróbicas, especialmente perto das raízes das plantas. Contudo, os autores destacam que como a produção de nitrato não foi maior que a redução de NTK, se pode assumir que também ocorreu amonificação do nitrogênio orgânico. A transferência de oxigênio para este processo é favorecido por meio do transporte pelas raízes e difusão durante a alimentação com lodo. Por outro lado, os autores destacam que a diminuição nas concentrações de nitrito do lodo bruto para os lodos acumulados indicam que também ocorre desnitrificação na presença de microzonas dominadas por condições anaeróbicas.

Stefanakis e Tsihrintzis (2012) verificaram ainda que as concentrações de nutrientes também diminuíram durante a fase de repouso. A concentração média de NTK no lodo acumulado na fase de repouso sofreu reduções da ordem de 15,9%, 10,8% e 14,3% para as taxas de alimentação baixa, média e alta, respectivamente, em comparação com as concentrações médias observadas na fase de alimentação, sendo também verificado aumento simultâneo de nitrato nos lodos acumulados. Os autores destacam que como a fase de repouso ocorreu durante a primavera e verão, as altas temperaturas favoreceram a atividade das plantas e a evaporação na superfície dos lodos acumulados, sendo que nestas condições a camada de lodo é rapidamente seca e passa a apresentar intensas rachaduras que resultam na exposição direta de grandes partes do lodo acumulado a atmosfera e mais oxigênio é difundido na camada de lodo residual, favorecendo a nitrificação.

Estas observações realizadas por Melidis et al. (2010) e Stefanakis e Tsihrintzis (2012), podem esclarecer a redução de nitrogênio total com o tempo nas amostras desta pesquisa. Após um ano e quatro meses, a redução no lodo acumulado do filtro F1 foi de 1,9% para 1,1%, enquanto no filtro F2 foi de 1,8% para 1,4%.

As concentrações médias de fósforo total, potássio total, cálcio total e magnésio total no lodo acumulado do filtro F1 foram de 0,67%, 0,08%, 0,76% e 0,16%, respectivamente. Para o lodo acumulado do filtro F2 estas concentrações foram de 0,63%, 0,08%, 0,61% e 0,22%, respectivamente.

Estes resultados são semelhantes aos apresentados por Kengne et al. (2009), que analisaram os bio sólidos formados com a alimentação de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical com lodo fecal durante seis meses sob taxas de 100, 200 e 300 kgST/m².ano. O pH foi caracterizado como levemente ácido ($\approx 6,0$), carbono orgânico total (22,6%), nitrogênio total (2,0%), fósforo total (2,3%), potássio (0,03%), cálcio (1,04%) e magnésio (0,14%). Stefanakis e Tsihrintzis (2012) observaram concentrações de 0,49% de potássio e de 0,36% de fósforo no lodo acumulado de filtro plantado com macrófitas alimentado com lodo séptico.

Os valores de nitrogênio e fósforo apresentados pelos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 são semelhantes aos apresentados por fertilizantes orgânicos de esterco de animais. Kiehl (1985) apresenta que a composição média dos estercos de animais para o nitrogênio é de 1,44% para equinos, 1,67% para bovinos, 1,44% para ovinos e 1,86% para suínos. Em relação ao fósforo, a composição média é de 0,53% para equinos, 0,86% para bovinos, 1,04% para ovinos e 0,72% para suínos.

Já os valores de matéria orgânica e potássio apresentados pelos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 são inferiores aos apresentados por esterco de animais. Segundo Kiehl (1985) a composição média dos esterco animais em relação à matéria orgânica é de 46,0% para equinos, 57,1% para bovinos, 65,2% para ovinos e 53,1% para suínos. Em relação ao potássio, a composição média é de 1,75% para equinos, 1,37% para bovinos, 2,07% para ovinos e 0,45% para suínos.

Em relação à composição média de esterco de galinhas, os valores de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e potássio apresentados pelos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 são bem inferiores. A composição média de esterco de galinhas apresenta por Kiehl (1985) é de 52,21% de matéria orgânica, 2,76% de nitrogênio, 5,95% de fósforo e 1,71% de potássio.

Os valores de cálcio e magnésio apresentados nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 são semelhantes à composição média de esterco de bovino, que apresenta 0,7% de cálcio e 0,3% de magnésio (KIEHL, 1985).

Os valores de macronutrientes primários (nitrogênio, fósforo e potássio) e secundários (cálcio e magnésio) apresentados nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2 são inferiores aos teores presentes nos fertilizantes minerais. Os conteúdos de nitrogênio encontrados no nitrato de cálcio, nitrato de amônio e uréia são de 15%, 40% e 45%, respectivamente. O fósforo é encontrado com teor de 40% no superfosfato simples, enquanto o potássio encontrado no cloreto de potássio é da ordem de 50%. O conteúdo de cálcio no calcário calcítico é de 45% e o magnésio é encontrado com teor de 27% no carbonato de magnésio (MALAVOLTA, 1979; KIEHL, 1985).

Em relação aos metais pesados, foram verificadas concentrações médias no lodo acumulado do filtro F1 de 13,0 mg/kg de níquel; 5,9 mg/kg de cromo; 151,3 mg/kg de cobre; 0,88 mg/kg de cádmio; 759,0 mg/kg de zinco e 89,9 mg/kg de chumbo. As concentrações máximas e mínimas foram, respectivamente, de 16,0 e 9,4 mg/kg para o níquel; 14,6 e 1,4 mg/kg para o cromo; 162,0 e 143,0 mg/kg para o cobre; 0,94 e 0,83 mg/kg para o cádmio; 894,0 e 607,0 mg/kg para o zinco e 117,0 e 53,3 mg/kg para o chumbo.

No lodo acumulado do filtro F2 as concentrações médias foram de 14,6 mg/kg de níquel; 12,9 mg/kg de cromo; 168,0 mg/kg de cobre; 1,06 mg/kg de cádmio; 896,3 mg/kg de zinco e 75,3 mg/kg de chumbo. As concentrações máximas e mínimas foram, respectivamente, de 19,0 e 11,9 mg/kg para o níquel; 18,7 e 1,6 mg/kg para o cromo; 176,0 e 162,0 mg/kg para o cobre; 1,20 e 0,98 mg/kg para o cádmio; 1.059,0 e 735,0 mg/kg para o zinco e 102,0 e 61,0 mg/kg para o chumbo.

Com exceção da concentração de zinco, os demais metais analisados apresentaram concentração semelhantes às observadas por Melidis et al. (2010), que verificaram concentração média de 16,2 mg/kg de níquel; 66,6 mg/kg de cromo; 56,8 mg/kg de cobre; 0,53 mg/kg de cádmio; 16,4 mg/kg de zinco e 34,8 mg/kg de chumbo. Nassar et al. (2009) analisaram as concentrações de metais pesados em lodo acumulado em filtro plantado com macrófitas. Na maioria das análises as concentrações de níquel e chumbo ficaram abaixo do limite de detecção (0,001 mg/kg), com valor máximo de 0,05 mg/kg para o níquel e de 0,86 mg/kg para o chumbo. Todas as concentrações de ferro e magnésio ficaram acima do limite de detecção, com valores que variaram de 1,35-2,25 mg/kg para o ferro, e de 0,04-0,67 mg/kg para o magnésio. Segundo os autores, estas concentrações de metais apresentadas são consideradas muito baixas.

Na tabela 15 apresenta-se um comparativo entre as concentrações médias de metais pesados dos lodos acumulados dos filtros F1 e F2, com o valor máximo permitido pela resolução CONAMA 375/2006 para uso agrícola.

Tabela 15 – Concentrações médias de metais pesados nos lodos acumulados dos filtros F1 e F2, e concentração máxima de metais pesados permitida pela resolução CONAMA 375/2006 para uso agrícola.

Metal pesado	Lodo acumulado		CONAMA 375/2006
	Filtro F1	Filtro F2	
Níquel (mg/kg)	13	14,6	420
Cromo (mg/kg)	5,9	12,9	1.000
Cobre (mg/kg)	151,3	169	1.500
Cádmio (mg/kg)	0,88	1,06	39
Zinco (mg/kg)	759	896,3	2.800
Chumbo (mg/kg)	89,9	75,3	300

Fonte: CONAMA (2006).

De acordo com os valores apresentados na tabela 15, pode-se verificar que todas as concentrações dos metais pesados analisados estão bem abaixo dos limites máximos estabelecidos pela resolução CONAMA 375/2006.

6. CONCLUSÕES

O lodo séptico bruto estudado nesta pesquisa apresentou concentrações de matéria orgânica e nutrientes de acordo com os limites típicos de caracterização de lodos sépticos apresentados pelas literaturas de referência sobre o tema.

Os filtros plantados com macrófitas F1 e F2 mostraram-se adequados para o tratamento do lodo séptico, visto que apresentaram eficiência média de remoção da matéria orgânica e nutrientes da ordem de 95,5%, 99%, 88% e 95,5% para os parâmetros ST, DQO, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} , respectivamente, e foram efetivos nos processos de desaguamento e mineralização do lodo.

As concentrações de DQO, ST e N-NO_3^- no líquido percolado de ambos os filtros justificam a necessidade de um pós-tratamento adequado para este efluente gerado na operação dos filtros.

A espessura da camada de lodo acumulado não apresentou influência na remoção dos parâmetros DQO, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} , contudo a camada de lodo mais espessa do filtro F1 pode ter influenciado para a melhor remoção dos sólidos totais observada neste filtro.

O processo de desaguamento dos lodos acumulados mostrou-se mais efetivo no período de repouso final do que no período de alimentação dos filtros, sendo que as maiores concentrações de sólidos totais foram verificadas após 3 meses do encerramento da alimentação dos filtros, alcançado os valores de 51% e 49% nos lodos residuais dos filtros F1 e F2, respectivamente.

As reduções nas concentrações de sólidos voláteis, matéria orgânica, carbono orgânico total e nitrogênio total evidenciam a ocorrência do processo de mineralização no lodo acumulado de ambos os filtros, e permitem concluir que o processo de mineralização nos filtros plantados com macrófitas F1 e F2 foi efetivo.

Os lodos acumulados apresentaram concentrações de matéria orgânica e nutrientes semelhantes às composições médias apresentadas por fertilizantes orgânicos, evidenciando o potencial de uso agrícola deste produto. Os teores de metais pesados estão de acordo com os

requisitos mínimos de qualidade do lodo de esgoto destinado à agricultura, estabelecidos pela resolução CONAMA 375 de 2006.

Por fim, conclui-se que os filtros plantados com macrófitas são uma tecnologia simples e eficiente para o tratamento de lodo de tanque séptico, apresentando-se como uma ótima alternativa tecnológica para o gerenciamento de lodos de esgotos, principalmente no âmbito da gestão do saneamento descentralizado.

7. RECOMENDAÇÕES

Com base na experiência adquirida no período deste trabalho, em relação ao tratamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas, são feitas as seguintes recomendações para futuras pesquisas:

Realizar caracterização microbiológica do lodo acumulado na superfície dos filtros plantados com macrófitas com vistas ao uso agrícola.

Estudar formas de tratamento para o líquido percolado.

Avaliar a influência de diferentes tempos de detenção hidráulica na eficiência de tratamento de lodo de esgoto em filtros plantados com macrófitas.

Estudar os efeitos da aplicação de diferentes quantidades de lodo acumulado como fertilizante orgânico em determinadas culturas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993). *Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos*. NBR 7229. Rio de Janeiro: ABNT. 15p.

ANDRADE NETO, C. O. (1997). *Sistemas para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 301p.

ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (2001). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.6 – Lodo de esgotos: tratamento e disposição final*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG. 483p.

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association & WPCF - Water Pollution Control Federation (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21 st ed. Washington, DC.

BEGOSSO, L. (2009). *Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para o tratamento de águas cinzas*. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 53 p.

COFIE, O.O.; AGBOTTAH, S.; STRAUSS, M.; MONTANGERO, A.; AWUAH, E.; KONE, D. (2006). *Solid-liquid separation of faecal sludge using dryng beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture*. Water Research. v. 40. p.75-82.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente (2006). *Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006*.

COOPER, P. (2010). *Constructed wetlands after 25 years of application: A review of the developments that we have made and the problems that we still have to overcome*. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 1, p. 13-22.

COOPER, P.; WILLOUGHBY, N.; COOPER, D. (2004). *The use of reed-beds for sludge drying*. The Journal, v.18, n.2, May. p. 85-89.

DE MAESENEER, J. L. (1997). *Constructed wetlands for sludge dewatering*. Wat. Sci. Tech., v. 35, n. 5, p. 279-285.

EDWARDS, J.K.; GRAY, K. R.; COOPER, D. J.; BIBBLESTONE, A. J.; WILLOUGHBY, N. (2001). *Reed bed dewatering of agricultural sludges and slurries*. Water Science and Technology, 44 (11-12). p. 551-558.

HEINSS, U.; KOOTTATEP, T. (1998). *Use of reed beds for faecal sludge dewatering. A synopsis of reviewed literature*. EAWAG – Swiss Federal Institute for Environmental Science & Technology. SANDEC – Dept. for Water and Sanitation in Developing Countries. Bangkok, Thailand. 15p.

IBGE (2010) – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Série estatística e série histórica. Disponível em http://www.ibge.gov.br/series_estatisticas/subtema.php?idsubtema=104. Acesso em 25 de outubro de 2010.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. (1995). *Tratamento de esgotos domésticos*. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES. 720p.

KENGNE, I.M.; DODANE, P.H.; AKOA, A.; KONÉ, D. (2009). *Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries*. Desalination 248. p. 291-297.

KIEHL, E. J. (1985). *Fertilizantes orgânicos*. São Paulo: Agronômica Ceres. 492p.

KIM, B. J.; SMITH, E .D. (1997). *Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems*. Water Science and Technology Vol. 35, n.º 6, p. 21-28.

KNOWLES, P.R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P.A. (2010). *Clogging in horizontal subsurface flow treatment wetlands in the UK: Conclusions from a three year investigation*. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 1, p. 525-538.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N.T.K.; HEINSS, U.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. (2001). *Potentials of Vertical-Flow Constructed Wetlands for Septage Treatment in Tropical Regions*. Chapter in: *Advances in Water and Wastewater Treatment Technology. Molecular Technology, Nutrient Removal, Sludge Reduction and Environmental Health*. Matsuo, T., Hanaki, K., Takizawa, S., Satoh, H., eds., Elsevier ISBN: 0-444-50563-6, p. 315-323.

KOOTTATEP, T., POLPRASERT, C., OANH, N.T.K., SURINKUL, N., MONTANGERO, A., STRAUSS, M., (2002). *Constructed wetlands for septage treatment – towards effective faecal sludge management*. Avignon, France, p. 719–735.

LOWRANCE, R. (2010). *Wetlands in agricultural landscapes of the United States: Long term losses and recent gains*. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 1, p. 50-56.

MACHADO JÚNIOR, A. R. (2008). *Avaliação das características físico-químicas e biológicas dos resíduos de tanques sépticos coletados por caminhões limpa-fossas na cidade de Tubarão-SC*. 116p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MALAVOLTA, E. (1979). *ABC da adubação*. 4ª ed. São Paulo: Agronômica Ceres Ltda. 256 p.

MATTES, A.G.; EVANS, L.; GLASAUER, S. (2010). *Biologically based treatment system for removal of high concentrations of heavy metal and arsenic contaminants from landfill leachate – A look at a system after 10 years of full time operation*. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 1, p. 630-638.

MELIDIS, P.; GIKAS, G.D.; AKRATOS, C.S.; TSIHRINTZIS, V.A. (2010). *Dewatering of primary settled urban sludge in a vertical flow wetland*. *Desalination* 250. p. 395-398.

MENESES, C. G. R. (2001). *Caracterização físico-química e biológica dos resíduos de sistemas tipo tanque séptico-sumidouro da cidade do Natal*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 139 p.

METCALF, L.; EDDY, H. P. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. 4ª ed. Singapore: McGraw-Hill Inc.

MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. (2002). *Faecal sludge treatment*. Suíça: EAWAG, 41p.

NASSAR, A. M.; SMITH, M.; AFIFI, S. (2009). *Palestinian experience with sewage sludge utilizing reed beds*. *Water and Environment Journal* (23), p. 75–82.

NIELSEN, S. (2003). *Sludge Drying Reed Beds*. *Water Science and Technology* 48 (5). p. 101-109.

NIELSEN, S. (2005). *Sludge reed bed facilities: operation and problems*. *Water Science and Technology* 51 (9). p. 99-107.

NIELSEN, S. (2010). *Sludge treatment reed bed facilities – organic load and operation problems*. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 1, p. 720-727.

OBARSKA-PEMPKOWIAK, H.; TUSZYNSKA, A.; SOBOCINSKI, Z. (2003). *Polish experience with sewage sludge dewatering in reed systems*. *Water Science and Technology* 48 (5). p. 111-117.

PANUVATVANICH, A., KOOTTATEP, T., KONE, D. (2009). *Influence of sand layer depth and percolate impounding regime on nitrogen transformation in vertical-flow constructed wetlands treating faecal sludge*. *Water research* (43). p. 2623-2630.

PAULA JUNIOR, D. R.; MORAES, L. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; PONTES, P. P.; CASSINI, S. T.; GONÇALVES, R. F.; BELLI FILHO, P.; SOARES, A. M. (2003). *Estabilização Anaeróbia de Lodos*. In: CASSINI, S. T. (Coord.). *Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos e Aproveitamento de Biogás*. Rio de Janeiro: ABES. Cap. 3, p. 64-93.

PHILIPPI, L. S. (1992). *Etude experimentale de dispositifs d'assainissement autonome: applications en conditions reelles*. Tese (Doutorado) – Unites de formation et de recherche pharmaceutiques. L'Universite de Montpellier I, France. 634f.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H.; PANCERI, B.; OLYJNKY, D. P.; KOSSAT, B. (2006). *Root zone system to treat wastewater in rural areas in south of Brazil*. In: 10th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 23 a 29 de setembro, Lisboa – Portugal. vol. 2, p. 901-908.

PROSAB 4 (2006). Programa de pesquisa em saneamento básico. *Alternativas de uso de resíduos de saneamento. Lodos de estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgoto*. Curitiba. 398 p.

REDDY, M. (1998). *Biological and chemical systems for nutrient removal: a special publication*. Alexandria: WEF, 399 p. ISBN 1-57278-123-8.

ROCHA, C.; SANT'ANNA, F.S.P. (2005). *Regulamentação para despejos de caminhões limpa-fossas na ETE Jarivatuba, Joinville SC*. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23°. ABES, Campo Grande/MS.

SANTA CATARINA (2005). Secretaria de Estado da Saúde. Diretoria de Vigilância Epidemiológica. *Destino de esgoto por municípios e regionais de saúde, segundo SIAB – Sistema de Informação da Atenção Básica e CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento*. Relatório. 16p.

SHUTES, B.; REVITT, M.; SCHOLE, L. (2010). *Constructed wetland for flood prevention and water reuse*. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 1, p. 57-63.

SPINOSA, L. (2010). *Sustainability in sludge management: a combined approach to meet future needs*. Water 21 – magazine of the IWA. December, pg. 31-33.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. (2012). *Effect of various design and operation parameters on performance of pilot-scale Sludge Drying Reed Beds*. Ecological Engineering (38), p. 65-78.

SUNTTI, C. (2010). *Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas*. 123p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SUNTTI, C.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S. (2010). *Treatment and dewatering of septic tank sludge by constructed wetlands in southern Brazil*. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 2, p. 965-972.

SUNTTI, C.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S. (2011). *Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico*. Engenharia Sanitária e Ambiental v.16 (1). p. 63-72.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. (1995). *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2ª ed. Porto Alegre: UFRGS- Departamento de Solos. 174p.

UGGETTI, E.; LLORENS, E.; PEDESCOLL, A.; FERRER, I.; CASTELLNOU, R.; GARCIA, J. (2009). *Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain*. Bioresource and Technology 100, p.3882-3890.

UGGETTI, E.; FERRER, I; LLORENS, E.; GARCÍA, J. (2010). *Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art*. Bioresource Technology v. 101, p. 2905-2912.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA (1994). *Guide to septage treatment and disposal*. Washington, D.C. EPA 625/R-94-002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA (1999). *Decentralized systems technology fact sheet – septage treatment/disposal*. Washington, D.C. EPA 932/F-99/068.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA (2003). *Method 3050A – Acid digestion of sediments, sludges and soils*. Washington, D.C.

VAN HAANDEL, A. C; LETTINGA, G. (1994). *Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para região de clima quente*. Campina Grande.

VYMAZAL, J. (2005). *Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment*. Ecological Engineering, v. 25, pg. 478 – 490.

WALLACE, S. D. (2010). *Application of constructed wetlands for industrial wastewater treatment*. In: 12th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 4 a 8 de outubro, Veneza – Itália. vol. 1, p. 64-71.