

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA DO
MEIO AMBIENTE – PPGEMA/ UFG

ELISA RODRIGUES SIQUEIRA

**TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE FOSSAS E TANQUES SÉPTICOS EM
UM SISTEMA DE ALAGADO CONSTRUÍDO**

Goiânia/2014

ELISA RODRIGUES SIQUEIRA

**TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE FOSSAS E TANQUES SÉPTICOS EM
UM SISTEMA DE ALAGADO CONSTRUÍDO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente.

Área de Concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida

Goiânia /2014

Dados Internacionais de Catalogação da Publicação (CIP)

S619t Siqueira, Elisa Rodrigues.
Tratamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído [manuscrito] / Elisa Rodrigues Siqueira. – 2014.
xv, 83 f. : il., figs, tabs.

“Orientador: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida”.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Goiás,
Escola de Engenharia Civil, 2014.

Bibliografia.

Inclui lista de figuras, abreviaturas, siglas e tabelas.

1. Fossas sépticas. I. Título.

CDU 628.4(043)

ELISA RODRIGUES SIQUEIRA

**TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE FOSSAS E TANQUES SÉPTICOS EM UM
SISTEMA DE ALAGADO CONSTRUÍDO**

Dissertação apresentada para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Meio Ambiente no Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, aprovada em 31 de março de 2014 pela seguinte Banca Examinadora:



Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida

Universidade Federal de Goiás

Presidente da Banca



Prof. Dr. Eraldo Henriques de Carvalho

Universidade Federal de Goiás

Examinador Interno



Prof. Dr. Nori Paulo Griebeler

Universidade Federal de Goiás

Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me proporcionar sabedoria e saúde para a realização deste trabalho.

À minha família, pelo apoio, compreensão e incentivo.

À minha irmã Erika, pela contribuição neste trabalho.

Aos amigos, que promoveram momentos de alegria e distração, em especial à Ana Paula e Patrícia.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida, pelos ensinamentos e conhecimento compartilhado.

Aos colegas do PPGEMA, em especial ao Édio, pela generosidade e paciência.

À Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Semarh), pela dispensa de trabalho concedida para realização de atividades inerentes ao mestrado, e aos queridos colegas de trabalho que sempre me incentivaram.

À Financiadora de Estudos e Projetos (Finep) e ao Prof. Dr. Eraldo Henriques de Carvalho.

À Saneamento de Goiás S. A. (Saneago) e ao Fábio Julian.

Ao Octaviano, pela iniciação deste trabalho e repasse das informações, e ao Ábio pela ajuda na construção do sistema experimental e na realização das coletas.

Aos técnicos da Universidade Federal de Goiás, Jorge, Guilherme e Nayara.

Meu reconhecimento e sentimento de gratidão.

RESUMO

SIQUEIRA, E. R. **Tratamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído**. 2014. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014¹.

Devido à carência do serviço público de esgotamento sanitário no país, os Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico (SITDE) ainda são muito utilizados. Os SITDE necessitam de manutenção com realização de limpeza e, no momento da execução desta limpeza ocorre a geração do chamado Resíduo de Fossas e Tanques Sépticos (RFTS). Este material possui elevada carga de poluentes e presença de organismos patogênicos devendo ser destinado corretamente de forma a garantir a qualidade do meio ambiente e preservar a saúde pública. Neste contexto, tecnologias de baixo custo e com potencial para implantação em pequenos núcleos populacionais surgem como uma alternativa de tratamento. Este trabalho objetivou avaliar a eficiência do Sistema de Alagado Construído (SAC) com a espécie vegetal capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento da fração líquida dos RFTS. Foi construído um sistema experimental com a implantação de dois tanques idênticos. Um tanque recebeu a vegetação e o outro operou como controle (testemunha). Os tanques foram preenchidos com substrato formado por brita #0, brita #1 e areia média. O sistema de alagado construído (SAC) atuou em regime de fluxo vertical subsuperficial descendente e o RFTS foi aplicado no sistema em regime de batelada permanecendo nos tanques por um período de 6 (seis) dias. O RFTS afluente ao sistema de tratamento foi caracterizado segundo os parâmetros pH, óleos e graxas totais, nitrogênio amoniacal, sólidos sedimentáveis, coliformes totais, *Escherichia coli*, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e fósforo total. O RFTS tratado pelo SAC foi analisado conforme os mesmos parâmetros e os resultados foram comparados com o estipulado para a disposição em corpos hídricos de classe 2, conforme a Resolução 430/2011 do Conama e o Decreto estadual 1.745/1979, do Estado de Goiás. A eficiência na remoção dos atributos foi calculada considerando o fenômeno da evapotranspiração, que apresentou taxa média de 38,11% no SAC. O RFTS afluente ao sistema experimental apresentou grande variabilidade nas concentrações dos atributos. Os resultados foram submetidos ao teste F (5% de probabilidade). Estatisticamente os tratamentos (tanque vegetado e tanque controle) diferiram apenas para a remoção da DBO onde o SAC foi mais eficaz com a remoção média de 86,80%, enquanto o tanque controle apresentou incremento médio de 65,94%. As concentrações médias de saída do SAC atenderam ao disposto pelas legislações federal e estadual para lançamento em corpos hídricos de classe 2.

Palavras-chaves: Zona de Raízes, tanque séptico, capim Vetiver.

¹ Orientador: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida.

ABSTRACT

SIQUEIRA, E.R. **Septic tanks and cesspools residues treatment at a constructed wetlands system.** 2014. 83 p. Dissertation (Masters of Environmental Engineering) – Civil Engineering College, Post-Graduation Stricto Sensu Program in Environmental Engineering – Federal University of Goiás, Goiânia, Brazil, 2014².

Due to the lack of public sewer service in the country, Individual and Household Sewage Disposal Treatment Systems (SITDE) are still widely used in Brazil. The SITDE require cleaning maintenance and at the time of execution of this cleaning occurs the generation of the called Pit and Septic Tanks Waste (RFTS). This material has high load of pollutants and presence of pathogenic organisms and must be properly designed to ensure the quality of the environment and safeguard public health. In this context, low cost and potential for deployment in small settlements technologies emerge as an alternative of treatment. This study aimed to evaluate the efficiency of the Constructed Wetlands System (SAC) with the Vetiver plant species (*Chrysopogon zizanioides*) in the treatment of the liquid fraction of the RFTS. An experimental system was built with the deployment of two identical tanks. One tank received the vegetation and the other operated as a control treatment. The tanks were filled with a substrate consisting of gravel # 0, gravel # 1 and medium sand. The constructed wetland system (SAC) acted under a descending vertical subsurface flow and RFTS was applied on the system under batch, remaining in the tanks for a period of six (6) days. The RFTS influent to the treatment system was characterized according to the parameters of pH, total oil and grease, ammonia nitrogen, settleable solids, total coliforms, *Escherichia coli*, surface, solid fixed solids, volatile solids, Biochemical Oxygen Demand (BOD) and total phosphorus. The RFTS treated by SAC was analyzed according to the same parameters and the results were compared with the stipulations for disposition in water bodies of class 2, according to Resolution 430/2011 of Conama and Goiás State Decree 1.745/1979. The attributes removal efficiency was calculated considering the phenomenon of evapotranspiration, which showed an average rate of 38.11% in the SAC. The tributary RFTS system showed a great variability in the concentrations of the attributes. The results were subjected to F test (5% probability). Statistically, the only differed treatments between the tank vegetated and the tank control was removal of BOD which was more effective WS with the average removal of 86.80 %, while the tank control showed an average increase of 65.94 %. The average concentrations output WS met the requirements under federal and state law , except for *E. coli* showed an average outlet concentration can change the class of the receptor. Statistically, the treatments (vegetated tank and control tank) differed only for the BOD removal, which was more effective for the SAC, with the average removal of 86.80%, while the tank control showed an average increase of 65.94%. The average concentrations of SAC output attended the provided by the federal and state laws or release in Class 2 water.

Keywords: Root Zone System, septic tank, Vetiver grass.

² Tutor: Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Proporção de municípios com rede coletora e tratamento de esgoto, segundo as grandes regiões em 2008.	16
Figura 2: Tanque séptico de câmara única.	18
Figura 3: Tanque séptico de câmaras em série.	18
Figura 4: Esquema de funcionamento do tanque séptico.	19
Figura 5: Sistema radicular do capim Vetiver.	28
Figura 6: Imagem do capim Vetiver cultivado no solo.	28
Figura 7: Classificação dos Sistemas de Alagados Construídos ou <i>Wetlands</i>	31
Figura 8: Esquema de um Sistema de Alagado Construído com plantas aquáticas emergentes.	32
Figura 9: Esquema de um Sistema de Alagado Construído com plantas aquáticas submersas.	32
Figura 10: Esquema de um Sistema de Alagado Construído com plantas aquáticas flutuantes livres.	32
Figura 11: Esquema de Sistema de Alagado Construído com fluxo superficial.	33
Figura 12: Esquema de Sistema de Alagado Construído com fluxo subsuperficial horizontal.	33
Figura 13: Esquema de Sistema de Alagado Construído com fluxo subsuperficial vertical.	34
Figura 14: Esquema de Sistema de Alagado Construído com fluxo híbrido.	34
Figura 15: Planta esquemática da unidade experimental (sem escala).	39
Figura 16: Corte transversal da unidade experimental (sem escala).	39
Figura 17: Detalhe do posicionamento da lona de impermeabilização nos tanques.	40
Figura 18: Disposição dos tubos de drenagem no fundo do leito de tratamento.	41
Figura 19: Detalhe da vedação da lona na saída dos tanques.	41
Figura 20: Preenchimento do fundo do leito de tratamento com brita nº 1.	42
Figura 21: Preenchimento da superfície do leito de tratamento com areia média.	42
Figura 22: Dispositivos de controle de nível de líquidos, de coleta de amostras, hidrômetro de medição do volume drenado e registro de saída de um dos tanques de tratamento.	43
Figura 23: Detalhe das mudas de Vetiver plantadas no leito de tratamento.	44
Figura 24: Plantas de capim Vetiver adaptadas ao tanque de tratamento.	45
Figura 25: Caixa de recebimento dos resíduos que destina o material aos leitos de tratamento.	46
Figura 26: Imagem do sistema concluído e antes da primeira aplicação. Detalhe do sistema de divisão do volume do Resíduo de Fossa e Tanque Séptico a ser aplicado nos tanques de tratamento.	46
Figura 27: Vista dos tanques de tratamento no momento de aplicação do Resíduo de Fossa e Tanque Séptico.	47
Figura 28: Procedimento de amostragem do Resíduo de Fossa e Tanque Séptico bruto.	48

Figura 29: Torneiras para realização da amostragem do Resíduo de Fossa e Tanque Sético tratado.	49
Figura 30: Procedimento de pesagem do caminhão após o processo de descarga.....	51
Figura 31: Imagem do pluviômetro instalado próximo à estação experimental.	51
Figura 32: Taxa de aplicação de sólidos no sistema experimental durante a realização do experimento.	57

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Estratégias de biorremediação	23
Quadro 2: Vantagens e desvantagens relacionadas à adoção da fitorremediação.	25
Quadro 3: Exemplos de espécies vegetais e os respectivos contaminantes que estas podem remediar.	26
Quadro 4: Vantagens e desvantagens do tratamento de esgotos doméstico por Sistema de Alagado Construído.	31
Quadro 5: Parâmetros que foram avaliados na caracterização dos Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos bruto e tratado e respectivos métodos analíticos.	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização do Resíduo de Fossas e Tanques Sépticos bruto, da Região Metropolitana de Goiânia, aplicado no sistema experimental.....	53
Tabela 2: Relação de Sólidos Voláteis (SV) / Sólidos Totais (ST) dos Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos afluente ao sistema experimental de tratamento.	55
Tabela 3: Precipitação medida no pluviômetro durante o funcionamento do sistema experimental e volume percentual de evapotranspiração e evaporação dos leitos de tratamento	56
Tabela 4: Taxas de aplicação que obtiveram melhores eficiências de remoção para cada atributo.....	59
Tabela 5: Valor de pH medido na saída do tratamento dos tanques controle e plantado.	60
Tabela 6: Eficiências e concentrações de saída para óleos e graxas nos leitos de tratamento.	60
Tabela 7: Eficiências e concentrações de saída para nitrogênio amoniacal nos leitos de tratamento.	61
Tabela 8: Eficiências e concentrações de saída para sólidos sedimentáveis nos leitos de tratamento.	63
Tabela 9: Eficiências e concentrações de saída para coliformes totais nos leitos de tratamento.	64
Tabela 10: Eficiências e concentrações de saída para <i>Escherichia coli</i> nos leitos de tratamento.	64
Tabela 11: Eficiências e concentrações de saída para sólidos totais nos tanques de tratamento.	66
Tabela 12: Eficiências e concentrações de saída para sólidos fixos nos tanques de tratamento.	66
Tabela 13: Eficiências e concentrações de saída para sólidos voláteis nos tanques de tratamento.	66
Tabela 14: Eficiências e concentrações de saída para DBO nos tanques de tratamento.	68
Tabela 15: Eficiências e concentrações de saída para fósforo total nos tanques de tratamento.	69

LISTA DE ABREVIACOES E SIGLAS

d: Dia

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

ETE: Estaco de Tratamento de Esgoto

FINEP: Financiadora de Estudos e Projetos

g: Grama (massa)

kg: Quilograma (massa)

L: Litro (volume)

m: Metro (distância)

m²: Metros quadrados (rea)

m³: Metros cúbicos (volume)

MCIDADES: Ministério das Cidades

MCT: Ministério de Ciências e Tecnologias

mg: Miligrama (massa)

ml: Mililitros (volume)

mm: Milímetro (distância)

NMP: Número mais provável

OG: leos e graxas

pH: potencial hidrogeniônico

PLANSAB: Plano Nacional de Saneamento Básico

PNSB: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

RFTS: Resíduos de fossas e tanques sépticos

SAC: Sistema de alagado construído

SANEAGO: Saneamento de Goiás S. A.

SF: Sólidos fixos

SITDE: Sistema individual de tratamento e disposio de esgoto

ST: Sólidos totais

SV: Sólidos voláteis

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
2.1 Objetivo Geral	14
2.2 Objetivos Específicos	14
3. REVISÃO DA LITERATURA	15
3.1 Saneamento Básico	15
3.2 Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico - SITDE .	16
3.3 Resíduos gerados pelos SITDE	20
3.4 Tratamento e disposição dos resíduos gerados pelos SITDE	21
3.5 Fitorremediação	23
3.6 O capim Vetiver (<i>Chrysopogon zizanioides</i>)	27
3.7 Sistema de Alagados Construídos (SAC) ou <i>wetlands</i> construídos	30
3.8 Tratamento de RFTS em Sistema de Alagado Construído	35
4. MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1 Local de Estudo	38
4.2 Implantação do experimento	38
4.2.1 Escavação, impermeabilização, sistema de drenagem e substrato	39
4.2.2 Controle de nível da fração líquida	43
4.2.3 Plantio da espécie vegetal	43
4.2.4 Sistema de recepção e distribuição do RFTS	45
4.3 Amostragem e caracterização do RFTS bruto e tratado	48
4.4 Balanço hídrico do sistema e evapotranspiração	51
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1 Caracterização do RFTS bruto	53
5.2 Evapotranspiração no sistema experimental	55
5.3 Taxa de aplicação de sólidos no sistema experimental	57
5.4 Remoção de atributos	59

5.4.1	pH	59
5.4.2	Óleos e Graxas Totais.....	60
5.4.3	Nitrogênio amoniacal	61
5.4.4	Sólidos sedimentáveis	62
5.4.5	Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	63
5.4.6	Sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis.....	65
5.4.7	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	67
5.4.8	Fósforo total.....	69
6.	CONCLUSÕES	71
	REFERÊNCIAS	72

1. INTRODUÇÃO

A correta destinação de resíduos e o esgotamento sanitário fazem parte das ações de saneamento essenciais para a manutenção da saúde pública e a preservação da qualidade ambiental.

O serviço de esgotamento sanitário ainda é considerado incipiente no Brasil e a falta deste serviço público exige a adoção de formas locais de tratamento de esgoto.

Nas localidades não atendidas por rede coletora de esgoto, umas das alternativas adotadas pelos municípios é a utilização das fossas sépticas seguidas por sumidouros ou até mesmo outras formas de disposição inadequadas como as fossas rudimentares ou lançamento direto no corpo receptor (IBGE, 2010).

O uso de tanques sépticos pode ser uma forma adequada para o tratamento individual do esgoto doméstico, entretanto esta técnica requer a limpeza periódica dos tanques implicando em alternativas para a destinação final do material que for retirado.

Embora a fase líquida e a fase sólida sejam separadas no interior dos tanques sépticos, quando da execução da limpeza, chamada de esgotamento, elas se misturam novamente e esta mistura do material líquido com o sedimentado recebe diferentes denominações: lodo de esgoto, lodo fecal, lodo séptico, resíduo esgotado do interior das fossas e tanques sépticos (RATIS, 2009). Neste trabalho será utilizada a denominação de Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos (RFTS).

A composição deste resíduo esgotado do interior dos tanques sépticos varia de acordo com a origem do esgoto, tipo de sistema, tempo de limpeza e geralmente contém em maior parte água, nutrientes como nitrogênio e fósforo, materiais inorgânicos e material orgânico fecal, apresentando características de patogenicidade (RATIS, 2009).

Diante da problemática da disposição inadequada dos RFTS, que muitas vezes é lançado diretamente no solo ou em mananciais, causando poluição ambiental e efeitos deletérios a saúde humana, o Ministério de Ciências e Tecnologia (MCT), Ministério das Cidades (MCIDADES) e Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) lançaram o edital 7/2009 de Saneamento Ambiental e Habitação, objetivando promover o desenvolvimento de soluções inovadoras aplicáveis ao saneamento ambiental, de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção, que incluem o

aperfeiçoamento e desenvolvimento de processos para tratamento dos RFTS, isoladamente ou em conjunto com o esgoto sanitário (BRASIL, 2009).

O uso de alagados construídos (SAC), também conhecidos como *wetlands*, zona de raízes ou leitos cultivados, tem se mostrado eficiente no tratamento de águas residuárias proporcionando resultados satisfatórios na remoção de poluentes, além de possuir baixo custo de implantação e manutenção (BRIX, 1994; KADLEC; WALLACE, 2009).

Para municípios de médio e pequeno porte, a utilização do SAC no tratamento dos RFTS pode ser uma alternativa viável, considerando ainda que a opção pela destinação em Estações de Tratamento de Esgoto ou aterros sanitários, geralmente não estão presentes nos municípios. Algumas pesquisas pioneiras como a de Liénard e Payrastre (1996) e Koottatep et al. (2002) já avaliaram a operação do SAC com a inserção deste tipo de resíduo obtendo bons resultados de tratamento para sua fração líquida. Neste contexto, surge a necessidade da realização de mais pesquisas e obtenção de dados que promovam a aplicabilidade desta técnica como forma de gerenciamento adequado dos RFTS.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do sistema de alagado construído cultivado com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento da fração líquida de resíduos esgotados de fossas e tanques sépticos.

2.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar os Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos afluentes ao sistema de tratamento, segundo parâmetros microbiológicos e físico-químicos;
- Verificar a taxa de evapotranspiração do sistema de alagado construído;
- Verificar a eficiência do Sistema de Alagado Construído na remoção de atributos dos Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos;
- Verificar se o efluente tratado pelo Sistema de Alagado Construído atende ao disposto pela legislação vigente para lançamento em corpos hídricos.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Saneamento Básico

O gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos e líquidos acarreta desperdícios e causa significativos impactos adversos à saúde humana e ao meio ambiente, comprometendo, dessa forma, a qualidade das populações.

Diante deste fato é imprescindível a adoção de políticas e diretrizes voltadas à implantação de medidas de saneamento básico, que vise a gestão adequada dos resíduos, assegurando assim, a promoção de práticas para a saúde pública, proteção dos recursos naturais e conseqüentemente a melhoria da qualidade de vida das pessoas.

Diante desse cenário foi instituída a lei nº 11.445/2007 que estabelece as diretrizes nacionais e a política federal para o saneamento básico (BRASIL, 2007).

O artigo 3º, do instrumento legal citado, apresenta a seguinte definição para os serviços de saneamento básico:

I - Saneamento básico: conjunto de serviços, infra-estruturas e instalações operacionais de:

[...]

b) esgotamento sanitário: constituído pelas atividades, infra-estruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente;

[...]

A saúde e o saneamento se relacionam diretamente. Quanto maiores os investimentos nesta área, menores os índices de mortalidade infantil e de doenças de veiculação hídrica. Outras medidas associadas, como a prática da medicina preventiva e a educação sanitária também contribuem para melhoria da saúde pública (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Conforme informação da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), entre o período de 2000 a 2008, os serviços de saneamento registraram aumentos na abrangência de atendimento, entretanto, ainda há muito que se melhorar e o setor de esgotamento sanitário gera preocupações devido ao crescimento tímido e a permanência de desigualdades entre as regiões do país (IBGE, 2010).

Segundo a PNSB realizada em 2008, apenas 55% dos municípios brasileiros tinham serviço de coleta de esgoto sanitário, registrando um pequeno acréscimo em relação à marca observada na pesquisa anterior, realizada em 2000, que registrava 52%. Este dado analisa apenas o acesso à rede coletora de esgoto, podendo-se considerar a situação ainda mais crítica tendo em vista que do percentual de municípios que coletaram o esgoto gerado, apenas 29% o trataram (Figura 1).

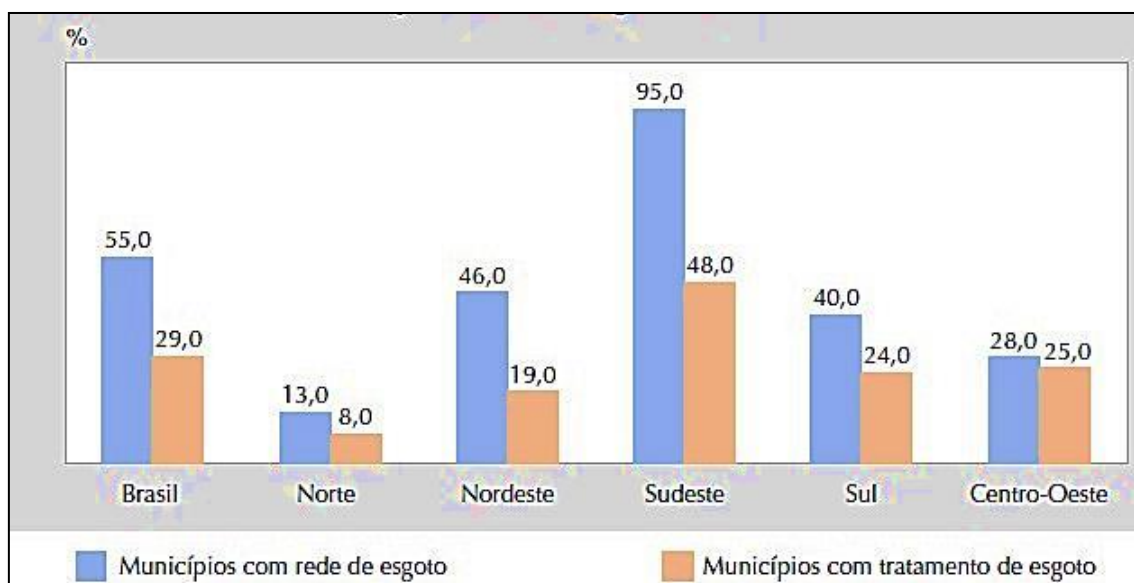


Figura 1: Proporção de municípios com rede coletora e tratamento de esgoto, segundo as grandes regiões em 2008.

Fonte: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB. IBGE (2010).

Segundo o Atlas de Saneamento (IBGE, 2011), nos domicílios que não possuem sistema de coleta e tratamento do esgoto doméstico oferecido pelo serviço público, a disposição final do esgoto doméstico gira em torno dos tanques sépticos e sumidouro, fossa rudimentar, fossa seca, vala a céu aberto e lançamento sem tratamento em corpos d'água. Estes lançamentos em fossa rudimentar, em valas a céu aberto e em corpos d'água, não representam soluções alternativas e constituem uma confirmação da precariedade do tratamento de esgoto no país.

3.2 Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico - SITDE

Os Sistemas Individuais de Tratamento e Disposição de Esgoto Doméstico (SITDE) surgiram devido à necessidade de suprir a ausência, total ou parcial, de serviços públicos de esgotos sanitários, sendo necessária a implantação de algum

dispositivo local que auxilie no controle da contaminação do solo, da água e também na prevenção de efeitos nocivos à saúde devido à decomposição da matéria orgânica e possível presença de microrganismos patogênicos (JORDÃO; PESSÔA, 2011).

Os SITDE apresentam variações de configuração podendo se apresentar como fossa rudimentar, fossa estanque, valas e poços de infiltração ou tanques sépticos.

Na fossa estanque, não há infiltração do material retido, funcionando como uma caixa seca. Nas valas e poços de infiltração, como o sumidouro, ocorre apenas a disposição final do efluente no solo. A principal diferença entre uma fossa rudimentar e um tanque séptico é o fato do tanque ser uma unidade de tratamento de esgotos, ocorrendo a infiltração de seu efluente no solo através de sumidouros ou valas de infiltração, enquanto a fossa rudimentar é utilizada como unidade única onde também ocorre a disposição final dos esgotos (HARTMANN et al., 2009).

Rios (2010) alerta para o fato de que muitas das unidades de disposição e tratamento individuais de efluentes existentes no país são erroneamente chamadas de tanques sépticos, embora na verdade constituem-se de fossas rudimentares. Este fato é ocasionado pelo desconhecimento técnico das normas e padrões, pois os tanques sépticos devem ser construídos conforme normativas específicas.

Os primeiros tanques sépticos foram construídos a partir dos trabalhos de Mouras, na França, por volta do ano de 1860 e ainda hoje são amplamente utilizados como alternativa para o tratamento do esgoto sanitário em regiões não atendidas por redes coletoras (CHERNICHARO, 1997).

Para Jordão e Pessôa (2011), tanque séptico é uma câmara construída para reter esgotos sanitários por um determinado período de tempo, definido por critérios técnicos, permitindo a sedimentação dos sólidos, a retenção de materiais graxos e a degradação e estabilização bioquímicas de determinadas substâncias presentes no esgoto.

A NBR 7.229 (ABNT, 1993) define tanque séptico como sendo uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão. Esta mesma norma recomenda as condições para projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos, incluindo tratamento e disposição de efluentes e lodo sedimentado com o objetivo de preservar a saúde pública e ambiental, a higiene, o conforto e a segurança dos habitantes de áreas servidas por estes sistemas.

Na construção dos tanques sépticos podem ser adotadas diferentes configurações, como uma única câmara ou câmaras em série (Figuras 2 e 3).

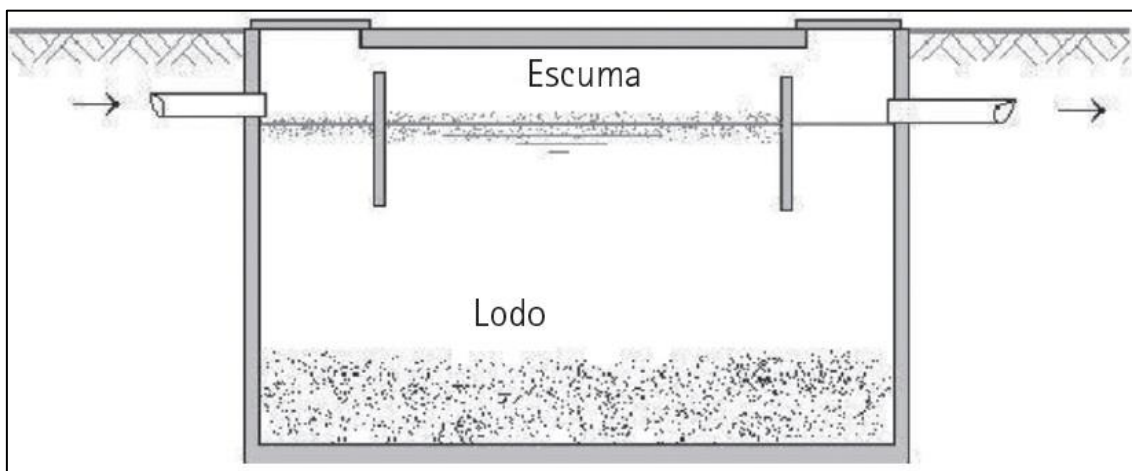


Figura 2: Tanque séptico de câmara única.

Fonte: Andrade Neto et al. (1999).

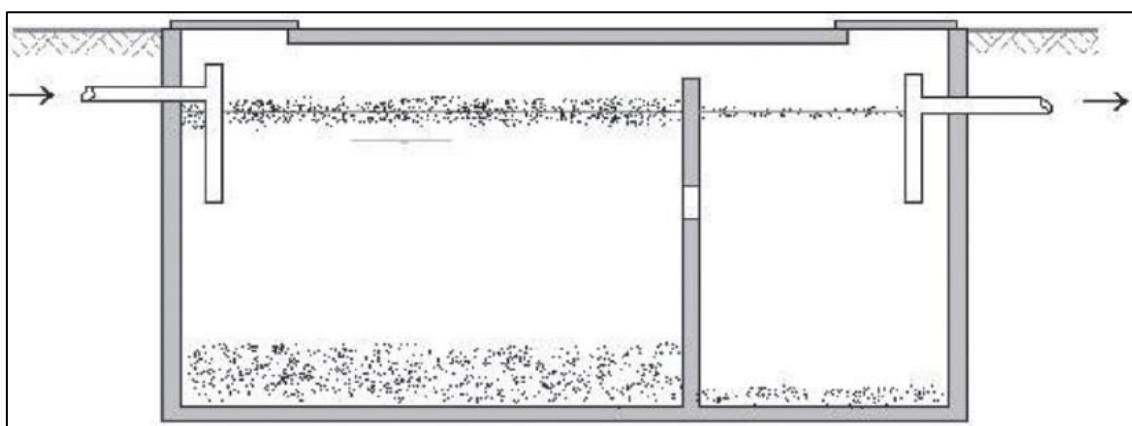


Figura 3: Tanque séptico de câmaras em série.

Fonte: Andrade Neto et al. (1999).

Chernicharo (1997) descreve o funcionamento do tanque séptico da seguinte forma:

- inicia-se com a sedimentação dos sólidos que chegam ao fundo do tanque passando a constituir a camada de lodo;
- os óleos e graxas flutam para a camada superior formando uma camada de espuma;
- o esgoto flui entre as camadas de lodo e espuma deixando o tanque séptico em sua extremidade oposta para encaminhamento a uma unidade de pós-tratamento ou disposição final;

- o material orgânico retido no fundo do tanque sofre uma decomposição facultativa e anaeróbia;
- com a decomposição anaeróbia o volume de lodo depositado no fundo do tanque é reduzido, entretanto ao longo de sua operação esta acumulação resulta na diminuição do volume útil do tanque o que demanda a remoção periódica deste material (Figura 4).

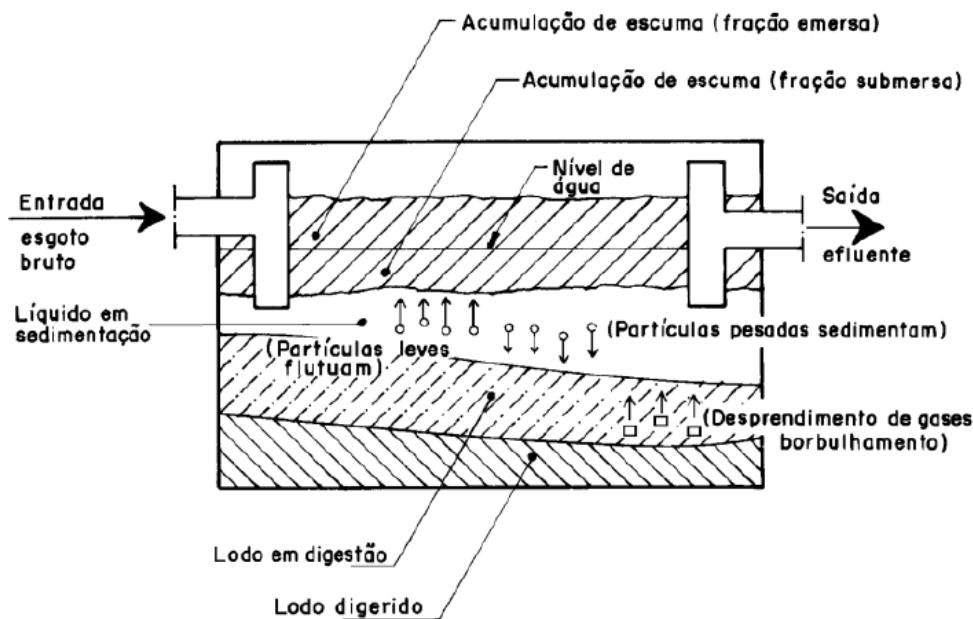


Figura 4: Esquema de funcionamento do tanque séptico.
Fonte: NBR 7.279/93 (ABNT, 1993).

Dentro dos tanques sépticos o tratamento do efluente se dá por digestão anaeróbia, em que diversos grupos de microrganismos trabalham na conversão da matéria orgânica em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células de bactérias. O processo de digestão anaeróbia pode ser descrito simplificada em duas fases, a acidogênica e a metanogênica, sendo que estas fases podem ser subdivididas, pois englobam a participação de diversos grupos microbianos com comportamento e funções diferentes (CHERNICHARO, 1997).

Quando da execução da limpeza dos SITDE, geralmente efetuada por caminhões “*limpa-fossa*”, surge a problemática da destinação adequada deste resíduo, tendo em vista que o material removido não apresenta as características típicas dos esgotos nem do que se conhece normalmente como lodo, na terminologia da engenharia sanitária, e requer definição própria (LUPATINI et al., 2009).

3.3 Resíduos gerados pelos SITDE

Várias terminologias vêm sendo utilizadas para definir os resíduos originados nos SITDE, como lodo séptico ou lodo fecal. Entretanto, conforme já mencionado, este apresenta características intermediárias entre lodo e esgoto. Desta forma, nesta pesquisa, optou-se em utilizar a denominação de Resíduos de Fossa e Tanque Sépticos (RFTS).

A parcela de matéria orgânica não estabilizada presente no RFTS atribui-lhe um potencial de poluição elevado, contribuindo ainda para a geração de odores desagradáveis e para a atratividade de vetores. Neste resíduo, também podem ser encontradas concentrações de bactérias e helmintos causadores de doenças (LUPATINI et al., 2009).

Devido o seu alto grau de patogenicidade e considerando a NBR 10.004 (ABNT, 2004), que classifica como resíduos sólidos, entre outros, os lodos de sistemas de tratamento de água e esgoto, juntamente com aqueles gerados nos equipamentos e instalações de controle de poluição e resíduos líquidos inviáveis para lançamento na rede pública e ainda em curso hídrico, os RFTS podem ser classificados como resíduos de Classe I, ou seja, resíduos perigosos.

A quantidade de RFTS gerada em uma localidade varia de acordo com a região, o clima e as condições socioeconômicas da população ali residente, dentre outros fatores (ANDREOLI; POMPEO, 2009). De acordo com a NBR 7.229 (ABNT, 1993), estima-se que a taxa de produção de RFTS fresco seja da ordem de até 1,0 litro.hab⁻¹.dia⁻¹ para o esgoto tipicamente doméstico.

Meneses, Ingunza e Câmara (2002) realizaram uma avaliação físico-química e microbiológica dos RFTS na cidade de Natal, Rio Grande do Norte. As autoras concluíram que os RFTS apresentavam grande variabilidade, resultado que foi atribuído aos diferentes tempos de permanência e procedências do RFTS. As amostras de resíduos procedentes de tanque séptico com intervalos prolongados de limpeza apresentaram maiores concentrações do que as amostras de tanques com intervalos menores de limpeza. As concentrações de poluentes também foram maiores para as amostras oriundas de sistemas instalados em estabelecimentos comerciais do que para unidades residenciais.

Belli Filho et al. (2004) realizaram a caracterização físico-química de 25 (vinte e cinco) amostras de RFTS provenientes de diferentes tanques sépticos em

Florianópolis, Santa Catarina e observaram significativa heterogeneidade das amostras diante das variáveis analisadas. Os autores encontraram variações de 300 a 7.400 mg.L⁻¹ para Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), de 36 a 278 mg.L⁻¹ para nitrogênio amoniacal, de 7,2 a 215,90 mg.L⁻¹ para fósforo total, de 516 a 33.292 mg.L⁻¹ para sólidos totais, de 18 a 6.982 mg.L⁻¹ para óleos e graxas e o parâmetro potencial hidrogeniônico (pH) manteve-se na faixa de 5,48 a 7,60.

Ratis (2009) realizou a caracterização dos RFTS na cidade de Natal, Rio Grande do Norte. As coletas foram realizadas semanalmente em cinco caminhões diferentes, sendo coletadas cinco amostras de cada caminhão para formar uma amostra composta. Foram realizadas análises de temperatura, pH, condutividade elétrica, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio (orgânico e amoniacal), alcalinidade, óleos e graxas, fósforo, sólidos, coliformes termotolerantes e helmintos. A autora concluiu que os RFTS apresentam concentrações mais elevadas que as indicadas na literatura para o esgoto doméstico, exceto para coliformes termotolerantes, que apresentou concentração de 1,38E⁺⁰⁷. A autora ainda destacou os resultados dos valores medianos identificados para DQO (3.549 mg.L⁻¹), DBO (973 mg.L⁻¹) e Sólidos Totais - ST (3.557 mg.L⁻¹). No mesmo estudo, foi identificado que a fração volátil do RFTS representa cerca de 70% dos sólidos totais deste tipo de resíduo.

Os estudos de caracterização dos RFTS convergem para a grande variabilidade na concentração dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos encontrados nas amostras, com destaque para a alta concentração de carga orgânica e presença de patógenos.

3.4 Tratamento e disposição dos resíduos gerados pelos SITDE

Devido ao alto grau de poluição dos RFTS, o que contribui para a geração de odores desagradáveis e proliferação de vetores, estes resíduos devem ser tratados e dispostos adequadamente para se evitar impactos ambientais adversos e ainda danos à saúde humana.

Existem alternativas para o tratamento e disposição final dos RFTS como: disposição em aterro sanitário, desaguamento em leitos de secagem, compostagem e incorporação no solo para uso agrícola, digestores anaeróbicos, lagoas de estabilização,

incineração, recuperação de áreas degradadas, aplicação em *wetlands* (alagados construídos), dentre outros (LUPATINI et al., 2009).

Ingallinella et al. (2002) estudaram a disposição dos RFTS em lagoas de estabilização e obtiveram boas remoções de carga orgânica indicando que estes resíduos podem ser tratados conjuntamente com o esgoto.

Belli Filho et al. (2004) avaliaram um digestor anaeróbio piloto para o tratamento dos RFTS. O digestor foi construído com volume útil de 700 litros e alimentado com RFTS provenientes de diversos locais de Florianópolis, Santa Catarina. O digestor anaeróbio mostrou-se capaz de remover a DQO, sólidos totais e sólidos voláteis, com eficiências médias respectivas de 90%, 89% e 96%. Os autores concluíram ainda que um tempo de retenção hidráulica de 40 dias pode ser recomendável para digestores operados em situações ambientais semelhantes.

Peixoto (2013) avaliando as interferências da disposição dos RFTS no desempenho do Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente ou *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) observou que não há necessidade da flotação prévia dos resíduos antes de serem lançados nas ETEs com sistema UASB. Portanto o UASB é uma alternativa viável, porém é necessário seguir um protocolo com critérios onde são estabelecidas as taxas de aplicação dos resíduos, o local na Estação de Tratamento de Esgoto - ETE onde será lançado o resíduo, a estrutura física e de pessoal da ETE e ainda determinar parâmetros de relevância para o monitoramento dos resíduos antes da codisposição.

Já Haddad (2013) analisou os impactos do lançamento dos RFTS em lagoa anaeróbia, seguida de lagoa facultativa e lagoa de maturação. Para a caracterização do lodo gerado, foram coletadas amostras de caminhões limpa-fossa, onde foram analisados os seguintes parâmetros: pH, DBO, DQO, série de sólidos, óleos e graxas, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, fósforo e *Escherichia coli*. Foi ainda realizada a batimetria do lodo depositado nas lagoas anaeróbias e a espuma formada na sua superfície foi removida e quantificada. Para avaliar as interferências da codisposição no desempenho das lagoas de estabilização, foram coletadas amostras simples dos efluentes das lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação. Os resultados obtidos mostraram que sistemas formados por lagoas anaeróbias, seguidas de facultativas e maturação podem ser utilizadas para a codisposição de resíduos provenientes de fossa e tanques sépticos.

Tosetto (2009) simulou a codisposição de RFTS em células de aterro sanitário em quatro reatores e obteve a eficiência de remoção da DQO em torno de 21%, 51%, 68% e 73%, nos reatores em estudo. O autor concluiu que a adição do RFTS acelerou o processo de degradação dos resíduos sólidos, entretanto também houve aumento do lixiviado.

A seleção do processo tecnológico que será utilizado para o tratamento do RFTS deve contemplar a avaliação das opções de tratamento pré-existentes na região para atendimento dos serviços de saneamento (LUPATINI et al., 2009).

Em locais desprovidos de uma estrutura que possibilite uma codisposição, como o aterro sanitário ou a estação de tratamento de esgoto, uma alternativa viável pode ser a utilização dos alagados construídos, também conhecidos como *wetlands*, para o tratamento dos RFTS. A presente pesquisa se insere neste contexto, abordando a possibilidade de utilização de alagados construídos para o tratamento destes resíduos.

3.5 Fitorremediação

O processo de remediação é comumente denominado em razão do mecanismo responsável pela melhoria da qualidade ambiental e nos casos em que as plantas representam o principal mecanismo da biorremediação ou quando são essenciais para desencadear o processo, chama-se fitorremediação natural (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). O Quadro 1 apresenta algumas técnicas de biorremediação.

Quadro 1: Estratégias de biorremediação

Biorremediação	Fundamento
Passiva	Consiste na degradação intrínseca ou natural pelos mecanismos indígenas do solo.
Bioestimulação	Consiste na adição de nutrientes para estimular os microrganismos indígenas.
Bioventilação	É uma forma de bioestimulação por meio da adição de gases estimulantes como O ₂ e CH ₄ para aumentar a atividade microbiana.
Bioaumentação	É a inoculação do local contaminado com microrganismos selecionados para degradação de contaminante.
“Landfarming”	É a aplicação e incorporação de contaminantes ou rejeitos contaminados na superfície de solo não contaminado, para degradação. O solo é aerado e gradeado para promover a mistura uniforme do contaminante e aeração.
Compostagem	É o uso de microrganismos termofílicos aeróbicos em pilhas construídas para degradar o contaminante.
Fitorremediação	É o uso de plantas para remover, conter ou transformar contaminantes diretamente pela acumulação ou indiretamente pela ação dos microrganismos rizosféricos.

Fonte: Skipper³ (1998) *apud* Elias (2003).

³ SKIPPER, H. D. Bioremediation of contaminated soil. In: SYLVIA, D. M. et al. (Ed). **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey, Prentice-hall, 1998.

Segundo Coutinho e Barbosa (2007), dentre as técnicas de biorremediação, a fitorremediação é uma das mais estudadas. Sendo esta técnica, no Brasil, ainda muito incipiente, porém bastante difundida nos EUA, Europa e Ásia, principalmente no que se diz respeito à remediação de metais pesados.

No ano de 2000, foi alcançado um feito inédito na América Latina, o isolamento de consórcio de bactérias com a capacidade de degradar componentes de petróleo e de sua aplicação *in situ*. O objetivo da pesquisa, desenvolvida pelo Laboratório de Microbiologia Marinha, da Universidade Federal Fluminense (UFF), com apoio da Petrobras e financiamento da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), foi a utilização da tecnologia de biorremediação em espécies vegetais de mangue, preparando-as para o plantio definitivo em área impactada por petróleo. Ficou constatado que as bactérias hidrocarbonoclásticas nativas, além de minimizarem o impacto por óleo, auxiliam o crescimento vegetal (FONTANA; CRAPER, 2011).

Em Chernobyl, na Ucrânia, também foi utilizada a técnica de fitorremediação, mais especificamente rizofiltração, em uma lagoa contaminada por elementos radioativos. Foram utilizadas plantas de girassol, *Helianthus annuus*, que cresceram entre 4 a 8 semanas em uma boia flutuante em um lago. Os resultados de bioacúmulo indicaram que a espécie poderia remover Césio e Estrôncio. No final de dois anos do estudo observou-se a redução de 90% da contaminação (ELIAS, 2003).

A técnica de fitorremediação de áreas poluídas é bastante útil, sendo necessária a utilização de plantas que possuem determinadas características, como uma boa capacidade de absorção, sistema radicular profundo, acelerada taxa de crescimento, facilidade de colheita e ainda que apresentem uma grande resistência ao poluente (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

Conforme Andrade, Tavares e Mahler (2007), o uso de plantas destina-se à redução dos contaminantes a níveis seguros para a proteção da saúde humana e para a manutenção da qualidade do meio ambiente. A técnica de fitorremediação possui grande versatilidade e pode ser usada para remediação de meio aquoso, ar ou solo. Os mecanismos envolvidos nesta técnica são:

- **Fitoextração:** Após a absorção do poluente contido no meio, ocorre o armazenamento no tecido vegetal.
- **Fitotransformação ou Fitodegradação:** O poluente sofre uma bioconversão passando a formas menos tóxicas.

- **Fitovolatilização:** O poluente é liberado para a atmosfera após ser absorvido e convertido em forma volátil.
- **Fitoestimulação:** A biodegradação microbiana é estimulada por meio do sistema radicular.
- **Fitoestabilização:** Ocorre a imobilização do poluente por meio de sua lignificação ou humificação.

De acordo com Monteiro (2008), para a aplicação de determinada técnica de remediação é necessário analisar as vantagens e desvantagens de sua adoção. A análise das técnicas, conforme os diferentes mecanismos, demonstra a viabilidade da fitorremediação, principalmente por ser uma tecnologia limpa. De forma geral, as vantagens também são aplicadas à viabilidade econômica, visto que requer menores custos após o estabelecimento da vegetação, mesmo com a necessidade de monitoramento. Já as desvantagens estão ligadas ao tempo necessário para o desenvolvimento adequado do sistema radicular, biomassa vegetal e posterior remediação do meio contaminado. Outra desvantagem é o sistema estar relacionado a fatores edafoclimáticos (precipitação, umidade, temperatura, aeração, textura, disponibilidade de nutrientes, pH, salinidade), pragas, doenças e à própria toxicidade dos contaminantes, dentre outros. O Quadro 2 elenca algumas vantagens e desvantagens relacionadas à adoção da fitorremediação.

Quadro 2: Vantagens e desvantagens relacionadas à adoção da fitorremediação.

Vantagens	Desvantagens
Monitoramento facilitado pela análise visual das plantas, ao contrário dos microrganismos.	Redução do nível de contaminação variável.
Viável em áreas maiores.	Compatibilidade das profundidades de contaminação e do sistema radicular.
Aplicável a vários contaminantes devido aos diferentes mecanismos.	Possibilidade de entrada do contaminante na cadeia alimentar.
Beneficiamento devido às condições climáticas favoráveis.	Suscetível a inúmeros fatores: edáficos, climáticos, biológicos e nível da contaminação.
Menor custo.	Necessidade de monitoramento.
Vegetação da área, apelo ecológico, aceitação pública.	Complexidade da técnica.
Tecnologia “limpa” com menor geração de resíduos.	Tempo necessário ao desenvolvimento adequado das plantas.

Fonte: Monteiro (2008).

Várias espécies vegetais possuem capacidade de remediar ambientes contaminados, principalmente por metalóides (Arsênio e Selênio) e radioisótopos, os quais são acessíveis à absorção pelas plantas, apresentando-se como alternativa menos dispendiosa para recuperação de ambientes (MONTEIRO, 2008). O Quadro 3 apresenta algumas plantas e os respectivos contaminantes acessíveis à extração.

Quadro 3: Exemplos de espécies vegetais e os respectivos contaminantes que estas podem remediar.

Espécies Vegetais	Contaminantes
<i>Helianthus annuus</i> (girassol)	Césio e Estrôncio
<i>Brassica napus</i> (canola)	Selênio e Boro
Choupo híbrido	Arsênio e Cádmi
Famílias Buxaceae (buxo) e Euphorbiaceae	Níquel
<i>Alyssum wulfenianum</i>	Níquel
<i>Thlaspi rotundifolium</i> ssp. (cepaefolium – brássica não cultivada)	Chumbo
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Níquel e Zinco
<i>Brassica juncea</i> (mostarda da índia)	Chumbo, Cromo, Cádmi, Cobre, Níquel, Zinco Estrôncio e Selênio

Fonte: Adaptado de Monteiro (2008).

Quanto ao tratamento de águas residuárias, seja de esgoto doméstico, de unidades comerciais ou de processos industriais, as plantas também representam um papel importante na melhoria da qualidade do efluente final. Brix (2003) afirma que a vegetação, quando usada no tratamento de águas residuárias, favorece a atuação dos microrganismos na remoção de poluentes. As plantas assimilam os nutrientes presentes na água residuária além de criar um ambiente esteticamente agradável.

Para Salati, Salati Filho e Salati (2009), a vegetação age como depuradora devido aos seguintes fatores:

- Adsorção de partículas pelo sistema radicular das plantas;
- Absorção de nutrientes e metais pelas plantas;
- Ação de microrganismos associados à rizosfera;
- Transporte de oxigênio para a rizosfera.

No estado de Goiás vários trabalhos têm avaliado o potencial do uso de plantas no tratamento de esgoto doméstico. Almeida (2005) pesquisou o tratamento de esgoto com as espécies lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), taboa (*Typha angustifolia*), conta-de-lágrima (*Coix lacryma Jobs L.*) e o capim-de-angola (*Urochloa*

mutica (Fossk) T.Q Nguyen). Abrantes (2009) empregou os vegetais das espécies taboa (*Typha angustifolia*) e caniço (*Phragmites australis*). Bufáical (2010) avaliou a eliminação de ovos viáveis de helmintos e coliformes do lodo de esgoto com lírio-do-brejo, taboa e papyrus (*Cyperus giganteus*). Mendonça (2010) avaliou a eficiência de três espécies de bambu no tratamento do efluente da estação de tratamento de esgotos do Distrito Industrial de Senador Canedo. Quege (2011) avaliou a eficiência de três espécies de bambu (*Guadua angustifolia*, *Phyllostachys aurea*, *Phyllostachys bambusoides*) no tratamento do esgoto sanitário num sistema de tratamento por meio de zonas de raízes de fluxo subsuperficial vertical descendente. Pitaluga (2011) avaliou o comportamento de três substratos de diferentes granulometrias num sistema do tipo zona de raízes, plantado com lírio-do-brejo, precedido de tanque séptico e filtro anaeróbio, no tratamento de esgoto sanitário gerado numa unidade universitária. Ucker (2012) avaliou a eficiência do capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*, reclassificado como *Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário.

3.6 O capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*)

O capim Vetiver pertence à família *Poaceae* (ant. *Gramineae*) e foi classificado inicialmente como uma das espécies do gênero *Vetiveria* (*Vetiveria zizanioides* (L.) Nash), ficando então conhecido como capim Vetiver. Porém, recentemente foi reclassificado como *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty, em um gênero com mais de 40 espécies identificadas (CHAVES; ANDRADE, 2013).

De acordo com Torrão et al. (2011), o capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) é de origem asiática, utilizado pelos povos daquele continente há mais de dez mil anos, sendo hoje encontrado em mais de 120 países. O óleo extraído de suas raízes é utilizado para fins medicinais e as folhas podem ser utilizadas em obras de bioengenharia na forma de telhados e tijolos de adobe. É uma gramínea de crescimento rápido, formando touceiras com até dois metros de altura. O sistema radicular é bastante fasciculado e profundo (Figura 5), podendo atingir até cinco metros de profundidade.

Chaves e Andrade (2013) relatam que uma das características marcantes do capim Vetiver é que suas sementes são estéreis, o que o torna uma planta não invasora, possibilitando sua utilização em diversos biomas, sem que esta se torne uma praga. Ressalta-se ainda a sua alta tolerância a Alumínio, Manganês e a metais pesados como

Arsênios, Cádmiio, Cromo, Níquel, Chumbo, Mercúrio, Selênio e Zinco, possuindo ainda, tolerância a herbicidas e pesticidas.



Figura 5: Sistema radicular do capim Vetiver.

Fonte: Rural notícias - Controle de erosão com Vetiveria. Disponível em: <http://www.ruralnoticias.com/FUTSite/default_processa.asp?elemento=noticia&id=299>. Acesso em: 18 fev. 2014.

O capim Vetiver pode ser cultivado em uma variedade de condições climáticas e de solo, e se plantado corretamente pode ser usado em praticamente qualquer lugar que seja de clima tropical, semi-tropical ou mediterrâneo (Figura 6).



Figura 6: Imagem do capim Vetiver cultivado no solo.

Fonte: Mudras de capim Vetiver. Disponível em: <<http://www.mfrural.com.br/detalhe.aspx?cdp=50796&nmoca=Mudas-de-capim-vetiver>>. Acesso em: 17 fev. 2014.

Este capim apresenta características morfológicas que lhe conferem elevada tolerância a diversos fatores, tais como (TRUONG; VAN; PINNERS, 2008):

- Extremas variações climáticas como secas prolongadas, inundações, submersões e temperaturas extremas de -15°C a 55°C;
- Habilidade para voltar a crescer muito rapidamente depois de ter sido afetado por secas, geadas, salinidade e condições adversas;
- Tolerância a ampla faixa de pH no solo (de 3,3 a 12,5);
- Alto nível de tolerância a herbicidas e pesticidas;
- Altamente eficiente na absorção de nutrientes, como Nitrogênio e Fósforo;
- Altamente tolerante a Alumínio, Manganês e metais pesados como Arsênio, Cádmio, Cromo, Níquel, Chumbo, Mercúrio, Selênio e Zinco nos solos.

O sistema radicular profundo o torna tolerante à seca e resistente ao escoamento superficial, protegendo o solo contra a erosão. Quando plantados em espaçamentos reduzidos, sua densa cobertura atua como um filtro de sedimentos (TRUONG; VAN; PINNERS, 2008).

Pesquisas realizadas na Austrália e na África do Sul mostraram que o Vetiver pode ser utilizado na reabilitação de áreas de mineração, considerando seu potencial para o controle da erosão e também para o tratamento de rejeitos (TRUONG, 1999). O lixiviado de aterros sanitários também foi objeto de experimentações. Na Austrália e na China este efluente está sendo usado para irrigar as plantas de Vetiver plantadas no topo do monte de aterros e nos muros de contenção de barragens. Pesquisas nestes mesmos países indicaram o capim Vetiver para o tratamento eficaz de efluentes domésticos e industriais (TRUONG; VAN; PINNERS, 2008).

Monteiro (2008) verificou o potencial da fitorremediação no rejeito de dragagem, contaminado por metais pesados e hidrocarbonetos poliaromáticos (HPA's), proveniente do Canal do Fundão, na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. Os tratamentos foram constituídos de quatro espécies vegetais: I- Mangue Branco (*Lacuncularia racemosa*); II- Tamboril (*Enterolobium maximum* Ducke); III- Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*); IV- Chorão (*Salix babylonica*). Os resultados mostraram que o chorão foi eficiente na remoção do Manganês, Zinco, Níquel, Cádmio e Sódio, através do mecanismo de extração. Já o capim Vetiver, proporcionou condições mais favoráveis ao desenvolvimento das bactérias hidrocarbonoclásticas e, com isso, apresentou a maior remoção dos HPA's por meio do mecanismo de degradação, além de

apresentar elevada produção de biomassa e rápido crescimento; características favoráveis para a técnica empregada.

Truong e Hart (2001) relatam a boa experiência de remoção de nitrogênio e fósforo em um rio poluído na China com a utilização do capim Vetiver, chegando a uma remoção de 74% e 98% para nitrogênio e fósforo, respectivamente. Na Austrália o capim Vetiver foi utilizado para controlar uma erosão e ao mesmo tempo tratar o efluente de um acampamento, de modo a impedir que atingisse um lago próximo. Foram plantadas oito fileiras com o capim, perpendiculares ao declive do terreno. O efluente foi disposto no solo e após a terceira fileira todo o efluente havia sido absorvido.

Ucker, Almeida e Kemerich (2012) avaliaram a eficiência do capim Vetiver na remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de tratamento do tipo alagados construídos, obtendo índices de até 90,5% de remoção para fósforo total e 93,9% para nitrogênio amoniacal.

3.7 Sistema de Alagados Construídos (SAC) ou *wetlands* construídos

Os Sistemas de Alagados Construídos (SACs) também conhecidos como *wetlands* construídos, zonas úmidas, zonas de raízes ou leitos cultivados são uma tecnologia ecológica de baixo custo que atua simulando as reações que ocorrem no meio natural e vem sendo aplicadas como alternativa para o tratamento de águas residuárias (UN-HABITAT, 2008). Tendo em vista que os alagados naturais podem melhorar a qualidade da água e reduzir a carga de poluentes no ambiente, engenheiros e cientistas constroem sistemas que imitam as funções destes no ecossistema (NIKOLIĆ; MILIĆEVIĆ; MILENKOVIĆ, 2009). Desta forma, os alagados podem ser classificados de diversas formas dependendo do tipo de plantas utilizadas, se construídos ou naturais, e de seus objetivos (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Neste trabalho será adotada a terminologia Sistema de Alagado Construído (SAC) para definir esta tecnologia que utiliza os processos naturais que envolvem a vegetação de zonas alagadas, o solo e as comunidades microbianas para auxiliar no tratamento de efluentes (USEPA, 2000).

Estes sistemas são formados por algum tipo de material filtrante, chamado de substrato, que geralmente é constituído de areia ou cascalho e vegetação tolerante a

condições saturadas (UN-HABITAT, 2008). Brasil e Matos (2008) expõem que o SAC pode ser ideal para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se às condições de países de clima tropical e que possuam disponibilidade de áreas.

De acordo com Nikolić, Milićević e Milenković (2009), a implantação do SAC possui uma série de limitações, as quais incluem a necessidade de grandes áreas e ainda certo grau de incerteza de eficácia do tratamento, o que não é comum em tratamentos convencionais. O Quadro 4 apresenta algumas vantagens e desvantagens do uso de SAC para o tratamento de esgoto doméstico.

Quadro 4: Vantagens e desvantagens do tratamento de esgotos doméstico por Sistema de Alagado Construído.

Vantagens	Desvantagens
Excelente remoção de DBO ₅	Eficiência de tratamento variável, dependendo das condições meteorológicas
Boa remoção de nutrientes	Incerteza da eficácia do tratamento
Habilidade para trabalhar com cargas variáveis	Sensibilidade a altos níveis de amônia
Manutenção de baixo custo	Maior exigência de área se comparado a tratamentos convencionais
Simplicidade de operação	Possibilidade de proliferação de mosquitos

Fonte: Adaptado de Nikolić, Milićević e Milenković (2009).

Os SACs podem ser classificados de várias formas (Figura 7), porém, os parâmetros mais importantes são: o regime do fluxo da água (superficial ou subsuperficial) e o tipo de crescimento das plantas (emergentes, submersas ou flutuantes) (NIKOLIĆ; MILIĆEVIĆ; MILENKOVIĆ, 2009).

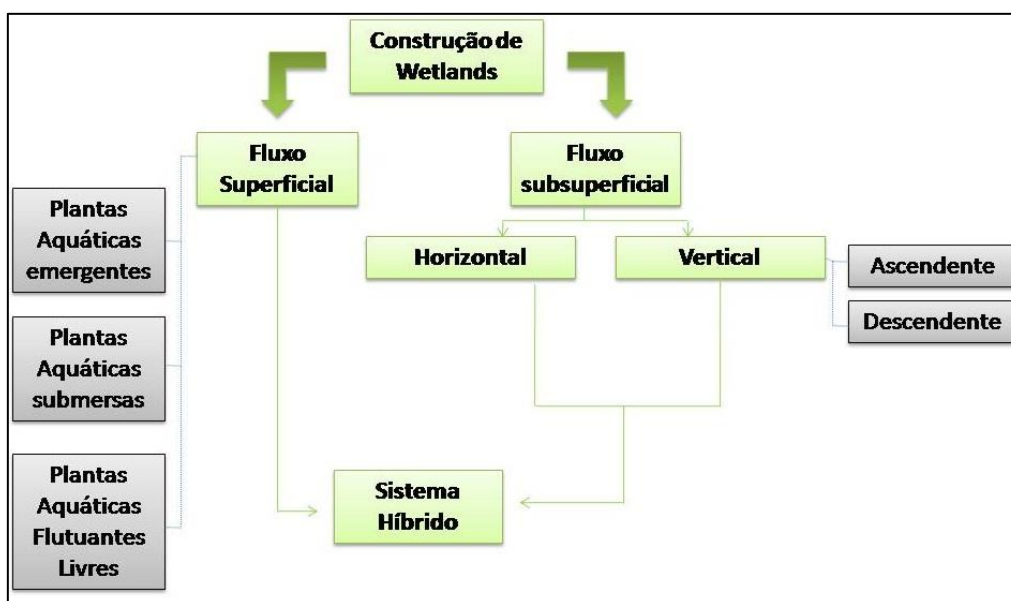


Figura 7: Classificação dos Sistemas de Alagados Construídos ou Wetlands.

Fonte: Nikolić, Milićević e Milenković (2009).

Baseado no fluxograma apresentado na Figura 7 e ainda no princípio relatado por Brix (2003), os SACs podem apresentar:

- Plantas aquáticas emergentes: as raízes das espécies vegetais estão ancoradas no fundo do corpo d'água (Figura 8). As folhas ficam na superfície da água ou acima dela e possuem talos ou caules.

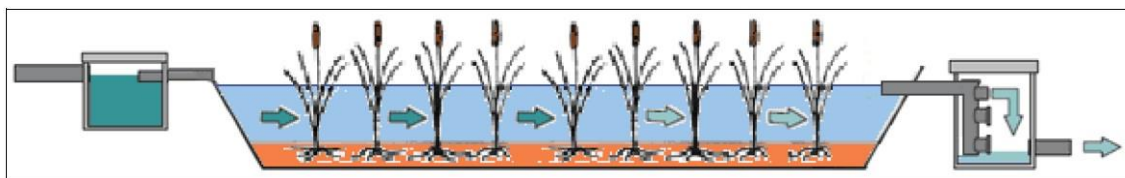


Figura 8: Esquema de um Sistema de Alagado Construído com plantas aquáticas emergentes.

Fonte: Nikolić, Milićević e Milenković (2009).

- Plantas aquáticas submersas: as espécies vegetais vivem inteiramente abaixo da superfície da água (Figura 9). Podem apresentar raízes livres ou ancoradas;

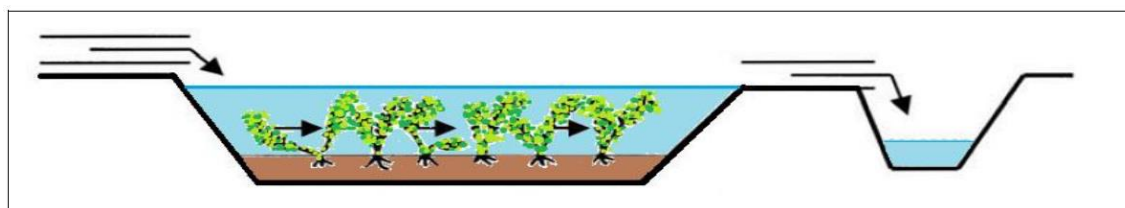


Figura 9: Esquema de um Sistema de Alagado Construído com plantas aquáticas submersas.

Fonte: Nikolić, Milićević e Milenković (2009).

- Plantas aquáticas flutuantes livres: a espécie vegetal ocorre livremente na superfície da água, com suas raízes submersas e suas folhas ocorrem, geralmente, fora da água (Figura 10);

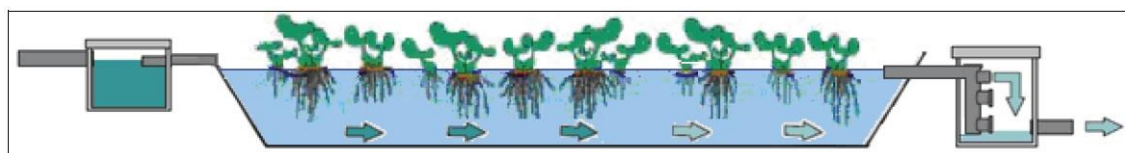


Figura 10: Esquema de um Sistema de Alagado Construído com plantas aquáticas flutuantes livres.

Fonte: Nikolić, Milićević e Milenković (2009).

Também baseado no fluxograma apresentado na Figura 7 e de acordo com Nikolić, Milićević e Milenković (2009), os SACs podem também ser classificados de acordo com o fluxo de água:

– Sistema de fluxo superficial: a superfície da água sempre está em contato direto com a atmosfera (Figura 11). Segundo Monteiro (2008) uma das desvantagens desse fluxo é que o líquido pode não apresentar um aspecto agradável e estará à mostra, e ainda, potencializa o aparecimento de mosquitos e outros vetores. Porém a introdução de oxigênio é maior em decorrência do contato com a atmosfera.

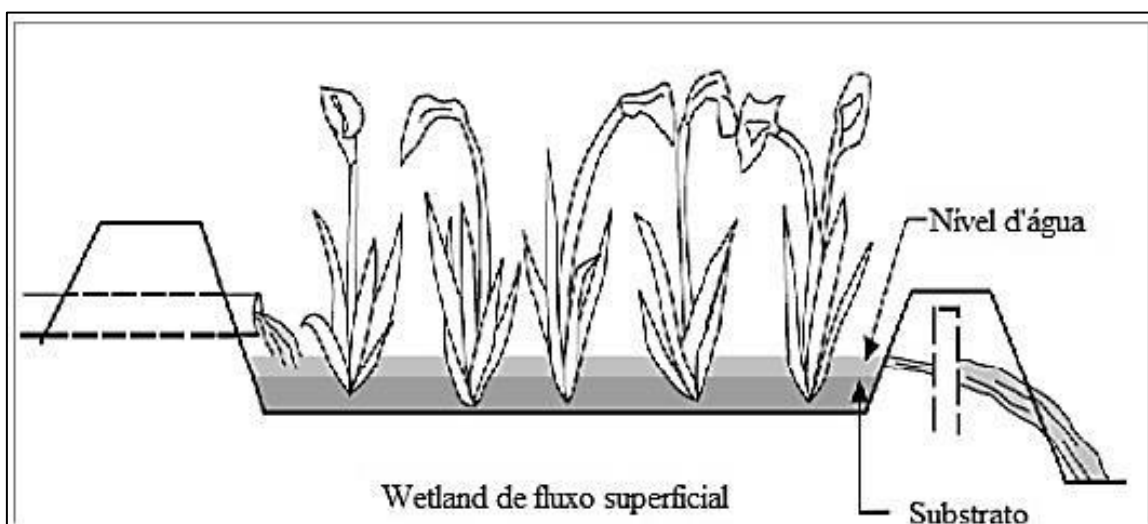


Figura 11: Esquema de Sistema de Alagado Construído com fluxo superficial.

Fonte: Ormonde (2012).

– Sistema de fluxo subsuperficial horizontal e vertical: a superfície da água não está em contato direto com a atmosfera, ou seja, encontra-se abaixo do substrato no leito de tratamento. O que pode ser alterado é a direção do fluxo (horizontal ou vertical). Sendo que o fluxo vertical pode ser ascendente ou descendente (Figuras 12 e 13);

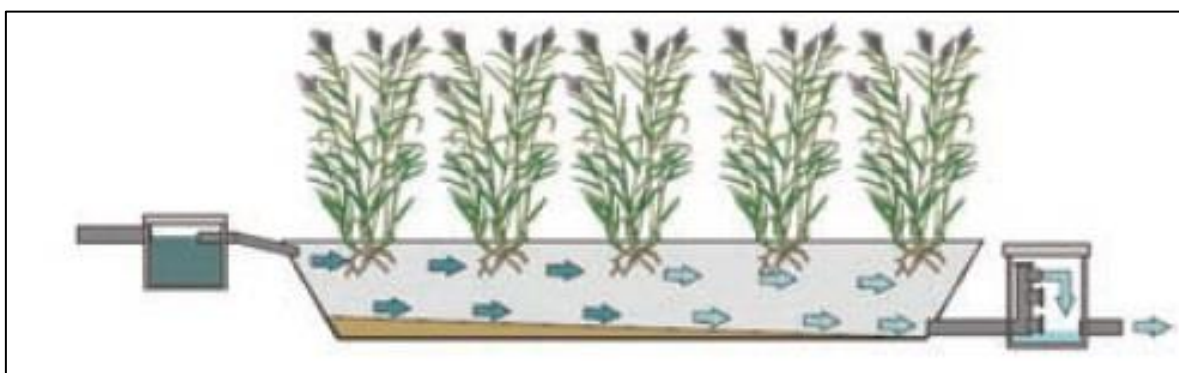


Figura 12: Esquema de Sistema de Alagado Construído com fluxo subsuperficial horizontal.

Fonte: Nikolić, Milićević e Milenković (2009).

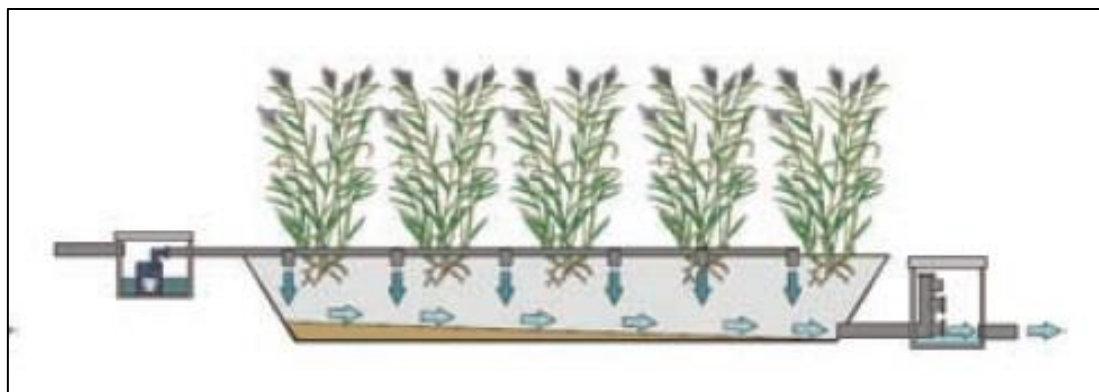


Figura 13: Esquema de Sistema de Alagado Construído com fluxo subsuperficial vertical.
Fonte: Nikolić, Milićević e Milenković (2009).

– Sistema de Fluxo Híbrido: são vários tipos de alagados construídos combinados com o objetivo de alcançar um maior efeito de tratamento (Figura 14).

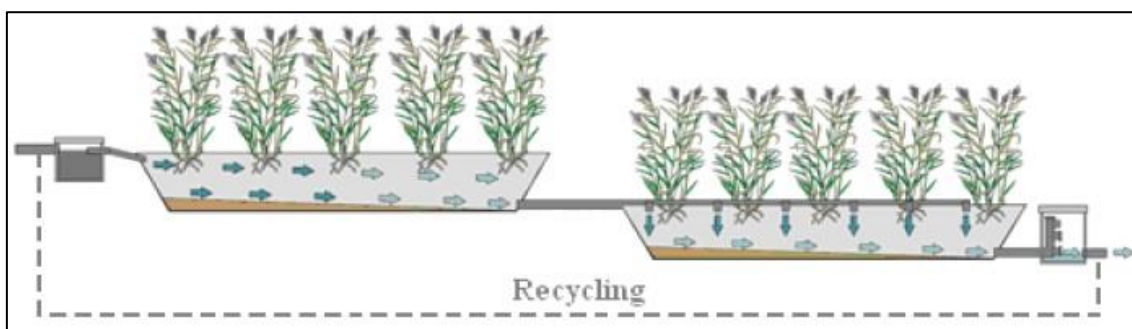


Figura 14: Esquema de Sistema de Alagado Construído com fluxo híbrido.
Fonte: Nikolić, Milićević e Milenković (2009).

De acordo com Nikolić, Milićević e Milenković (2009), os SACs são sistemas ecológicos que combinam processos físicos, químicos e biológicos. Para se obter sucesso na construção e operação do sistema é necessário o conhecimento dos seus componentes básicos.

Os Sistemas de Alagados Construídos podem apresentar diferentes características de acordo com cada um dos princípios de funcionamento, porém apresentam, geralmente, a seguinte estrutura básica (UN-HABITAT, 2008):

- Bacia ou leito de tratamento: local de acondicionamento do esgoto doméstico;
- Substrato: suporte para desenvolvimento da vegetação e dos microrganismos;
- Vegetação: espécie vegetal escolhida para o tratamento;

– Unidades auxiliares: estruturas de drenagem de águas pluviais, impermeabilização, dentre outros.

É importante atentar para os fatores que podem influenciar e garantir o tratamento dos esgotos domésticos nos SACs (NIKOLIĆ; MILIĆEVIĆ; MILENKOVIĆ, 2009):

– Pré-tratamento: a carga de poluentes do efluente bruto não pode exceder a capacidade suporte do SAC de tratar ou assimilar o efluente;

– Tempo de detenção adequado: o SAC trata o efluente através de uma série de fatores biológicos (em grande parte microbiana), físicos e processos químicos. Portanto, o efluente deve permanecer tempo suficiente para que as transformações ocorram;

– Água: para que o SAC funcione adequadamente, ele deve permanecer úmido. Geralmente as plantas são tolerantes a diferenças de fluxos, porém, não suportam a secagem total;

– Gestão adequada: esses sistemas são considerados de alta gestão e baixa manutenção, portanto, devem ser monitorados regularmente.

3.8 Tratamento de RFTS em Sistema de Alagado Construído

A gestão dos lodos provenientes do tratamento de águas residuárias representa cerca de 20% a 60% dos custos das estações de tratamento de efluentes convencionais. A utilização de alagados construídos no desaguamento de lodos apresenta como principais vantagens o baixo consumo de energia, a redução de custos operacionais e de manutenção e a integração com o meio ambiente. Embora seu uso ainda seja inexpressivo no Brasil, os alagados construídos já foram aplicados no tratamento de lodo provenientes de digestores anaeróbicos, de digestores aeróbicos, de sistemas de lodo ativado e de fossas sépticas (UGGETI et al., 2010).

A eficiência do SAC na remoção de poluentes é determinada pelas reações físico-químicas e microbiológicas dentro do substrato, pelos fatores bióticos responsáveis pela aeração e aumento da permeabilidade do substrato e pelo regime operacional, como as taxas de aplicação de sólidos e o tempo de detenção hidráulica – TDH (AALBERS, 1999). A remoção da matéria orgânica particulada é baseada na sedimentação, filtração e decomposição. A decomposição da matéria orgânica dissolvida é feita por bactérias, presentes no substrato, nas raízes e na água. O

nitrogênio é removido por nitrificação/desnitrificação e por absorção pelas plantas. O fósforo é removido pela adsorção do material de substrato e pela absorção das plantas.

Tendo em vista que as reações e interações entre os organismos da microbiota e a planta são complexas e, considerando a falta de pesquisas abrangentes destas interações nos SACs, estes mecanismos de remoção ainda não são bem compreendidos. Por outro lado, no tratamento de lodos utilizando os alagados construídos, o fenômeno da evapotranspiração auxilia no desaguamento e as raízes das plantas podem abrir canais que facilitam o processo de drenagem (KOOTTATEP; POLPRASER; OANH, 1999).

O processo de tratamento dos RFTS nos SACs pode proporcionar (AALBERS, 1999):

- A reutilização direta do biossólido na agricultura;
- A reutilização do efluente em irrigação e fertilização;
- A reutilização e tratamento adicional da biomassa em compostagem ou produção de energia.

Liénard e Payrastre (1996), em um trabalho realizado na França, aplicaram os RFTS em tanques cultivados com caniço (*Phragmites australis*) e alcançaram a remoção de poluentes variando entre 60% e 90%.

Em um experimento realizado na Tailândia, Staelens et al. (1999) observaram a remoção dos metais Cu, Zn, Mn, Ni, Cd, Pb e Cr no tratamento de RFTS por alagados construídos. Os autores verificaram que as concentrações de metais nos RFTS, exceto o Zn, eram muito baixas. Cerca de 90% da carga de metal que entrou no sistema ficou retida na camada de biossólido e o efluente final atendeu aos padrões de lançamento definidos pelo governo tailandês. Quanto ao biossólido, verificou-se que sua concentração de Zn poderia exceder os níveis permitidos para a reutilização como adubo ou corretivo de solo.

O tratamento de RFTS também é um problema encontrado na Faixa de Gaza, onde cerca de 60% da população urbana e rural não estão conectadas a sistemas de coleta e tratamento de esgoto, fazendo uso de fossas e tanques sépticos. Um trabalho em escala piloto realizado em Rafah, na Palestina, avaliou o uso de SAC no tratamento desse resíduo. A espécie vegetal escolhida foi o caniço (*Phragmites australis*) que obteve sucesso na remoção de poluentes. Os resultados encontrados na pesquisa foram aplicados em um projeto em escala maior para tratamento dos RFTS da região da Faixa de Gaza, representando uma solução para um problema real e imediato (AFIFI, 2003).

Em Yaoundé, no Camarões, Kengne et al. (2008) avaliaram o potencial de alagados construídos vegetados com Canarana (*Echinochloa pyramidalis*) no tratamento de RFTS. Os resultados mostraram eficiências de remoção de 77% a 95% dependendo do parâmetro analisado.

Na Tailândia, Koottatep et al. (2004) realizaram um experimento com alagados construídos cultivados com taboa para verificar o tratamento de resíduos de tanques sépticos. O experimento funcionou por sete anos e após este período os autores recomendaram para este tipo de sistema a taxa de aplicação de $250 \text{ kg ST m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ e um tempo de detenção hidráulica de seis dias. A camada de lodo superficial aumentou cerca de 1 cm ao mês e os autores sugeriram a possibilidade de aplicação deste material na agricultura.

Em uma pesquisa parecida ao presente trabalho, Silva Junior (2013) verificou o desempenho de alagado construído vegetado com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) na higienização e estabilização da fração sólida do RFTS acumulada na superfície do substrato, em Goiânia, GO. Após um período de dois meses do fim das aplicações do RFTS (repouso), a fração sólida acumulada mostrou-se passível de uso na agricultura, sendo enquadrada na classe A, conforme normatiza a resolução 357/2006 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2006).

Suntti, Magri e Philippi (2011) realizaram um estudo do uso de filtros plantados com macrófitas, de fluxo vertical, aplicados na mineralização e no desaguamento de lodo séptico. Em dois filtros pilotos foram alternadas as taxas de aplicação de sólidos totais para verificação da melhor eficiência de remoção de poluentes. Os autores concluíram que os melhores índices de remoção foram alcançados com a aplicação de $125 \text{ kg ST} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Brasil e Matos (2008), avaliando os aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas de alagados construídos vegetados com taboa no tratamento de esgoto doméstico pré-decantado em tanque séptico, concluíram que a condutividade hidráulica no meio de suporte é reduzida com o tempo de funcionamento do sistema e a evapotranspiração média do sistema foi de $9,3 \text{ mm d}^{-1}$.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de Estudo

O sistema de alagado construído (SAC) avaliado foi construído na Estação de Tratamento de Esgoto Dr. Hélio Seixo de Brito (ETE Goiânia), localizada no município de Goiânia, Goiás. A estação é operada pela Saneamento de Goiás S. A. (Saneago), concessionária responsável pelos serviços de saneamento da cidade. O SAC foi locado em uma área próxima à estação elevatória de esgoto bruto, sob as coordenadas geográficas 16°37'55" Sul e 49°15'44" Oeste. Esta área está próxima ao local onde habitualmente os “caminhões limpa-fossa” despejam os Resíduos de Fossa e Tanque Séptico (RFTS) na ETE Goiânia. A Saneago recebe estes resíduos mediante cadastro e cobrança de uma taxa específica, sendo que os caminhões que chegam à ETE transportam os Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos provenientes da Região Metropolitana de Goiânia.

4.2 Implantação do experimento

O experimento foi conduzido em uma estação experimental de tratamento, do tipo alagados construídos de fluxo subsuperficial vertical descendente.

A unidade experimental consistiu-se de dois tanques de tratamento, escavados no terreno natural, sendo um plantado com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) e um não plantado, que serviu como controle (testemunha), permitindo a avaliação da influência da vegetação no processo de tratamento.

Os tanques contaram com manta para impermeabilização, sistema de ventilação e drenagem de gases e líquidos e camadas sobrepostas de substrato. A planta esquemática e o corte transversal dos tanques de tratamento são apresentados nas Figuras 15 e 16.

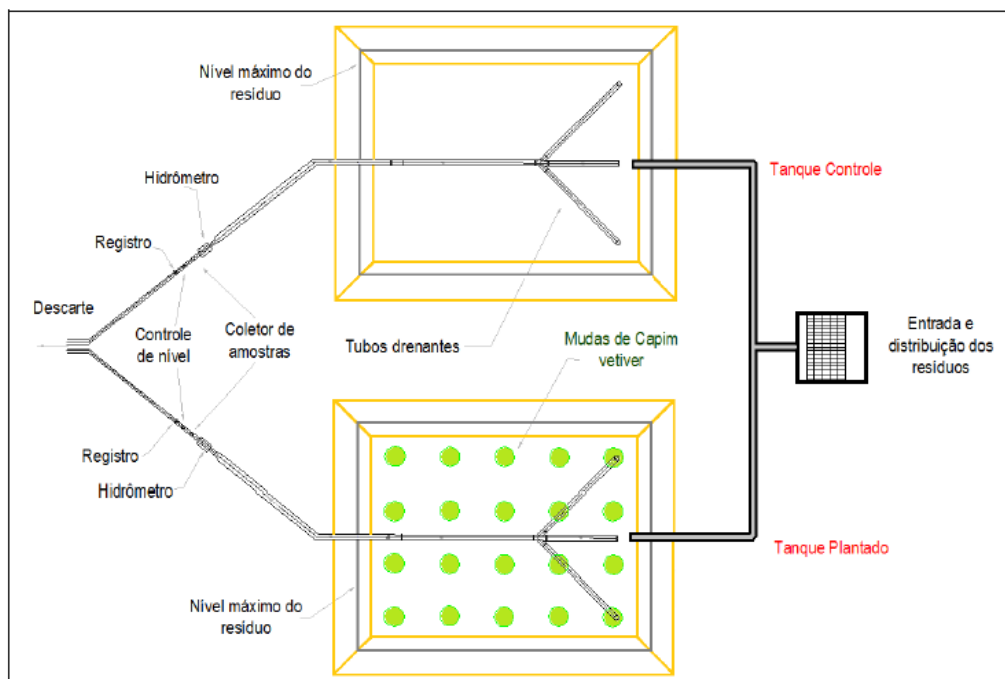


Figura 15: Planta esquemática da unidade experimental (sem escala).

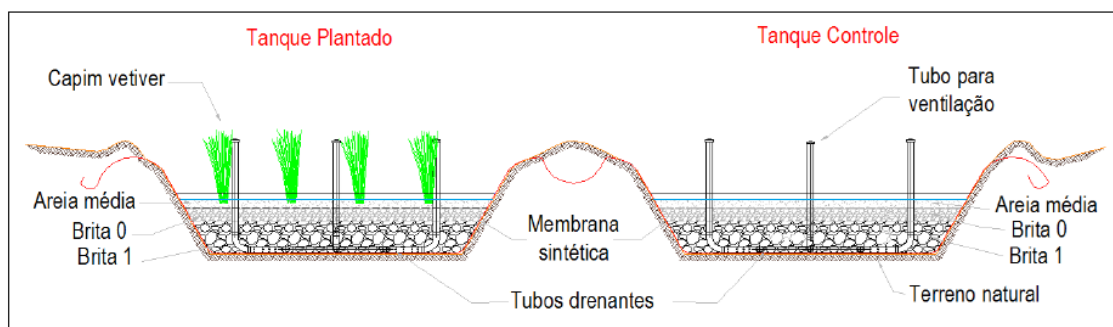


Figura 16: Corte transversal da unidade experimental (sem escala).

4.2.1 Escavação, impermeabilização, sistema de drenagem e substrato

Os tanques escavados no terreno possuem formato prismático de tronco de pirâmide invertida, com base inferior de dimensões 3,00 m x 4,00 m, base superior de 4,15 m x 5,15 m e profundidade de 1,20 m. A inclinação do talude foi de 60°.

Para a impermeabilização dos tanques foi utilizada uma lona dupla de PVC de 200 micra de espessura (Figura 17), em quatro camadas sobrepostas e fixadas no solo com grampos metálicos.

Para o sistema de drenagem de lixiviado e de gases foram utilizados tubos em PVC de 75 mm de diâmetro com três linhas de furos de 10 mm, espaçados a cada 50 mm, no sentido do comprimento. A vedação na saída do sistema foi feita por meio de um flange adaptado (Figura 18), que garantiu a estanqueidade da lona. Os tubos de drenagem de fundo foram dispostos no esquema espinha de peixe (Figura 19). Em suas extremidades foram instalados tubos para ventilação e troca de gases. O sistema de drenagem foi concebido para funcionar por gravidade de modo a possibilitar o completo deságue da unidade ao final do tempo de detenção.



Figura 17: Detalhe do posicionamento da lona de impermeabilização nos tanques.

O substrato foi formado com a utilização de areia média, brita n° 1 e n° 0 (Figuras 19 e 20). Em cada tanque foram sobrepostos 40 cm de brita #1, 15 cm de brita #0 e 10 cm de areia média, totalizando 65 cm de altura total de meio de suporte. Acima da última camada de agregado (areia), foram preservados 55 cm para acúmulo do RFTS aplicado, bem como da água de chuva.

O processo de disposição dos agregados foi manual, em estado solto, numa altura de 1,50 m.



Figura 18: Disposição dos tubos de drenagem no fundo do leito de tratamento.



Figura 19: Detalhe da vedação da lona na saída dos tanques.



Figura 20: Preenchimento do fundo do leito de tratamento com brita nº 1.



Figura 21: Preenchimento da superfície do leito de tratamento com areia média.

4.2.2 Controle de nível da fração líquida

O nível de líquidos dentro dos tanques foi controlado por meio das tubulações verticais de descarga, sendo uma para cada tanque. Estas tubulações foram implantadas antes do registro, na saída da tubulação de descarga. O controle do nível é feito por meio do posicionamento destes tubos num nível 10 cm abaixo da superfície da camada de areia. Desta forma, o nível interno dos tanques era o mesmo dos tubos implantados por onde extravasava o líquido excedente. Em cada tanque, antes dos tubos de controle de nível, foi instalado um hidrômetro, para medir os volumes de líquidos extravasados ou drenados (líquido tratado), e em seguida uma torneira, por onde eram coletadas as amostras para as análises laboratoriais. O esvaziamento dos tanques foi realizado através de registros instalados após os tubos de controle de nível. O sistema completo é apresentado na Figura 22.

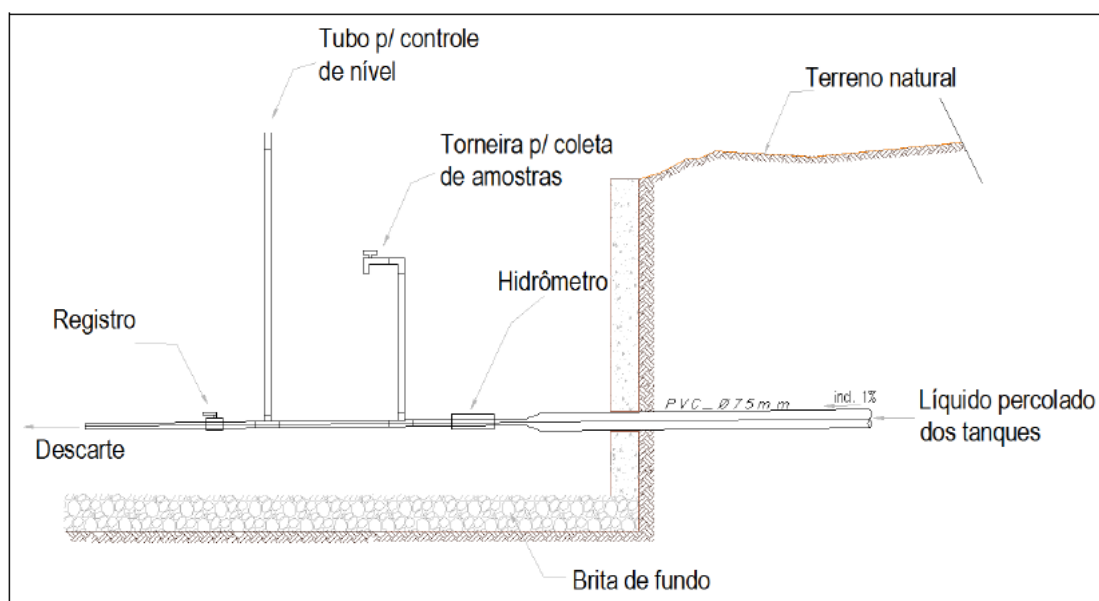


Figura 22: Dispositivos de controle de nível de líquidos, de coleta de amostras, hidrômetro de medição do volume drenado e registro de saída de um dos tanques de tratamento.

4.2.3 Plantio da espécie vegetal

As mudas de capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) foram produzidas a partir da divisão de uma touceira existente na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgoto com Plantas – EPTEP, da Universidade Federal de Goiás. Pequenas mudas

foram plantadas em sacolas plásticas, próprias de viveiro, de um litro de capacidade volumétrica. Após o pegamento e desenvolvimento das mudas procedeu-se o replantio em sacolas maiores, de dez litros de capacidade, suficientes para que as mudas se desenvolvam até o momento do transplante ao tanque de alagado construído.

Durante o período de formação das mudas do Vetiver até o plantio no tanque, estas foram mantidas em local reservado na Escola de Agronomia da UFG, onde foram irrigadas com água oriunda do sistema público de abastecimento.

Antes do transplante do capim Vetiver nos tanques, foi realizada a poda das mudas preservando 40 cm de comprimento da parte foliar.

O plantio do capim Vetiver obedeceu a um espaçamento de 60 cm x 60 cm. (Figura 23), totalizando 20 plantas no tanque plantado.

As covas foram feitas com uma profundidade de 20 cm, que correspondeu à profundidade média das raízes das plantas nos sacos plásticos. Por ocasião do plantio o substrato foi umedecido previamente de modo a facilitar a escavação das covas e garantir o processo de adaptação do Vetiver no tanque (Figura 24).

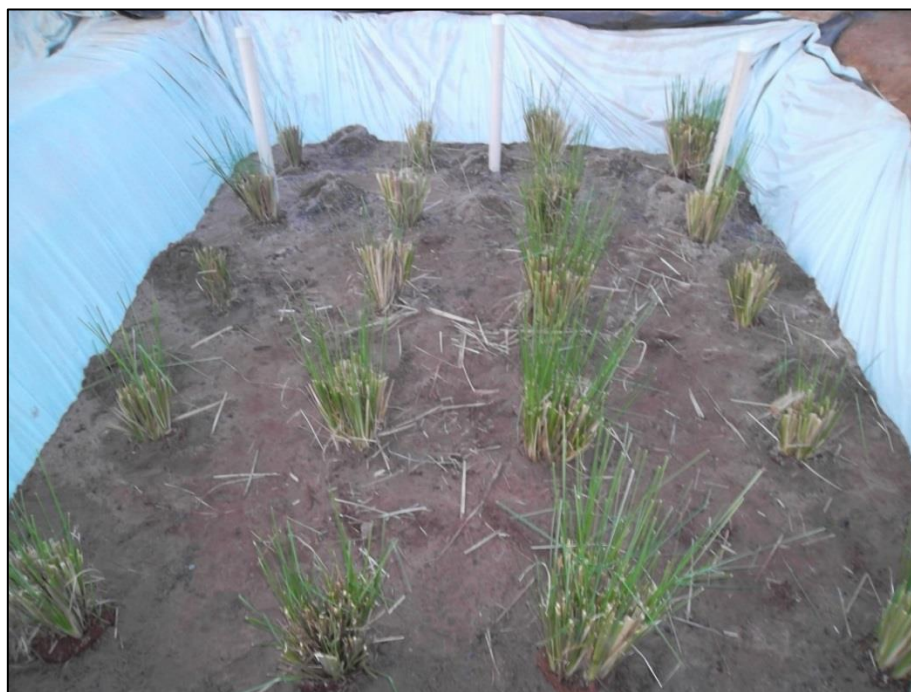


Figura 23: Detalhe das mudas de Vetiver plantadas no leito de tratamento.



Figura 24: Plantas de capim Vetiver adaptadas ao tanque de tratamento.

4.2.4 Sistema de recepção e distribuição do RFTS

O RFTS foi recebido em uma caixa dosadora, feita de polipropileno, com dimensões de 1m x 1m de base e 90 cm de altura, fixada no solo, que distribuía o material igualmente entre os dois tanques (Figura 25).

A caixa de recebimento conta com uma grade com espaçamento de 2 cm para retenção de sólidos grosseiros presentes no resíduo, com a função de evitar o entupimento da tubulação.

Por ocasião da descarga dos caminhões limpa fossa, o mangote era acoplado na caixa de recebimento e o RFTS era gradeado e em seguida encaminhado aos tanques de tratamento, tendo seu volume dividido ao meio. Foi adicionado um anteparo sobre a superfície do leito dos tanques (Figura 26), para evitar a erosão e revolvimento do material e a criação de caminho preferencial de escoamento, por ocasião da aplicação do material nos leitos.



Figura 25: Caixa de recebimento dos resíduos que destina o material aos leitos de tratamento.



Figura 26: Imagem do sistema concluído e antes da primeira aplicação. Detalhe do sistema de divisão do volume do Resíduo de Fossa e Tanque Séptico a ser aplicado nos tanques de tratamento.

Para a disposição do RFTS no sistema experimental (Figura 27) foi realizada uma triagem nos caminhões que chegaram à Estação de Tratamento de Esgoto – ETE. A escolha do caminhão foi aleatória, sendo necessários a informação da origem do resíduo, que deveria ser exclusivamente de origem doméstica, e o volume de material transportado, de forma a se adequar as dimensões do sistema.

Foram determinados critérios para a aceitação ou recusa do lodo proveniente dos caminhões limpa-fossa, a fim de preservar a funcionalidade do sistema de alagado construído, não sendo aceitos RFTS que possuíssem as seguintes procedências ou características:

- Quando captado em operações de desaguamento de efluentes e resíduos provenientes de caixa de gordura de qualquer natureza;
- Quando captado no deságue de efluentes e resíduos oriundos de atividades industriais ou comerciais;
- Quando possuía volume maior ao suportado pelo sistema.



Figura 27: Vista dos tanques de tratamento no momento de aplicação do Resíduo de Fossa e Tanque Séptico.

4.3 Amostragem e caracterização do RFTS bruto e tratado

A amostragem do RFTS bruto foi realizada durante o procedimento de descarga dos caminhões nos tanques, de forma composta, coletando-se no momento da disposição do RFTS, dois litros a cada minuto (Figura 28).



Figura 28: Procedimento de amostragem do Resíduo de Fossa e Tanque Séptico bruto.

As amostras foram unificadas e homogeneizadas em um recipiente de 20 litros e deste foram coletados cerca de 3 litros para realização das análises laboratoriais.

As unidades foram operadas em regime de batelada e a aplicação do RFTS nos tanques era realizada a cada sete dias. Foi adotado o período de retenção de seis dias do RFTS dentro dos tanques, conforme recomendação de Koottatep et al. (2004).

No sexto dia eram executadas as coletas do efluente tratado, nas torneiras de amostragem (Figura 29). As torneiras eram abertas e aguardavam-se cerca de 5 minutos para início da coleta, tanto no tanque controle como no tanque com vegetação. Com o término da coleta, os registros dos tanques eram abertos para seu completo esgotamento, com vistas à realização de nova aplicação no dia seguinte.



Figura 29: Torneiras para realização da amostragem do Resíduo de Fossa e Tanque Séptico tratado.

O sistema experimental funcionou entre abril e julho de 2013 e neste período foram realizadas treze amostragens do RFTS, tanto na entrada do sistema quanto nas saídas dos leitos de tratamento.

Os procedimentos de coleta e preservação das amostras obedeceram ao estabelecido por Cetesb (2011) e as amostras foram encaminhadas ao laboratório para realização das análises físico- químicas e biológicas.

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Goiás – UFG e também por um laboratório terceirizado.

Foram avaliados os seguintes parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), óleos e graxas totais, nitrogênio amoniacal, sólidos sedimentáveis, coliformes totais, *Escherichia coli*, sólidos totais, sólidos fixos, sólidos voláteis, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e fósforo total. As análises foram realizadas em duplicata e os métodos analíticos utilizados na caracterização do RFTS bruto e tratado são apresentados no Quadro 5.

Quadro 5: Parâmetros que foram avaliados na caracterização dos Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos bruto e tratado e respectivos métodos analíticos.

Parâmetro	Método Analítico	Referência
pH	SMWW 4500	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Óleos e graxas	SMWW 4500	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Nitrogênio amoniacal	SMWW 4500	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Sólidos sedimentáveis	SMWW 2540	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Coliformes totais	SMWW 9222	APHA; AWWA; WPCF (2005)
<i>Escherichia coli</i>	SMWW 9222	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Sólidos totais	SMWW 2540	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Sólidos fixos	SMWW 2540	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Sólidos voláteis	SMWW 2540	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	SMWW 2540	APHA; AWWA; WPCF (2005)
Fósforo total	SMWW 5210B	APHA; AWWA; WPCF (2005)

Após realização das análises laboratoriais, os dados foram submetidos à análise estatística descritiva utilizando-se o software EXCEL 2010[®] e para comparação dos tratamentos foi utilizado o teste f (5% de probabilidade) por meio do software ASSISTAT 7.7[®]. As eficiências de remoção foram calculadas considerando o fenômeno da evapotranspiração e as concentrações de saída do tratamento foram comparadas com as concentrações máximas permitidas para lançamento em corpos hídricos pertencentes à Classe 2, conforme a Resolução 430/2011 (CONAMA, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes no âmbito da federação, e o Decreto N° 1.745/1979 que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente no Estado de Goiás (GOIÁS, 1979).

4.4 Balanço hídrico do sistema e evapotranspiração

O balanço hídrico do sistema experimental para verificação da perda de água e consequente cálculo da evapotranspiração foi feito através do cálculo da quantidade de esgoto aplicada nos leitos de tratamento, mediante a pesagem dos caminhões, antes e depois da descarga (Figura 30), a soma do volume das chuvas e a subtração da quantidade de água drenada dos tanques, que foi medida através dos hidrômetros. Foi realizado ensaio para aferição da massa específica do RFTS afluente ao sistema de tratamento e os índices pluviométricos foram medidos em um pluviômetro instalado no local (Figura 31).



Figura 30: Procedimento de pesagem do caminhão após o processo de descarga.



Figura 31: Imagem do pluviômetro instalado próximo à estação experimental.

O cálculo da eficiência do sistema foi feito considerando o mecanismo da evapotranspiração, pelo qual as plantas absorvem água contida no efluente e a liberam para a atmosfera, num processo denominado transpiração, que somado à água evaporada da superfície do solo constituem a evapotranspiração.

Almeida e Ucker (2012) afirmam que o tratamento de esgoto com plantas tem se mostrado eficiente, principalmente na remoção de matéria orgânica e nutrientes, entretanto quando se utiliza as fórmulas comuns para o cálculo da eficiência ocorre uma subestimação nos valores, uma vez que as plantas reduzem significativamente o volume do efluente. Os autores utilizaram resultados de pesquisa da área e simularam taxas de evapotranspiração e mostraram que o cálculo da eficiência sem considerar a evapotranspiração subestima a eficiência dos sistemas de tratamento.

O cálculo de eficiência foi realizado conforme a proposta de Almeida e Ucker (2011), considerando tanto a concentração quanto o volume, conforme equação abaixo (Equação 4.4.1):

$$Ef (\%) = \frac{(C_e \times V_e) - (C_s \times V_s)}{(C_e \times V_e)} \times 100 \quad \text{Equação 4.4.1}$$

Em que:

Ef (%) = eficiência percentual de remoção da carga poluidora de determinado atributo;

C_e = concentração do atributo na entrada do leito;

V_e = volume de esgoto na entrada do leito;

C_s = concentração do atributo na saída do leito;

V_s = volume de esgoto na saída do leito.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do RFTS bruto

Os resultados da caracterização do RFTS bruto aplicado no sistema de tratamento são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização do Resíduo de Fossas e Tanques Sépticos bruto, da Região Metropolitana de Goiânia, aplicado no sistema experimental.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
pH	8,4	7,4	7,8	7,5
Óleos e graxas (mg L ⁻¹)	398	12,6	108	71,2
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	274	38	108	99,4
Sólidos sedimentáveis (mL L ⁻¹)	470	0,40	89,8	45,5
Coliformes totais (NMP 100 mL ⁻¹)	1,6E+08	3,3E+06	4,6E+07	1,2E+07
<i>E. coli</i> (NMP 100 mL ⁻¹)	7,5E+07	3,2E+05	1,5E+07	5,2E+06
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	26.320	488	5.635	2.471
Sólidos fixos (mg L ⁻¹)	12.171	136	2.481	924
Sólidos voláteis (mg L ⁻¹)	14.149	352	3.155	1.646
DBO (mg L ⁻¹)	960	110	369	300
Fósforo total (mg L ⁻¹)	20,7	0,2	6,8	0,9

Os valores encontrados confirmam a grande variabilidade das características dos RFTS, excetuando o parâmetro pH, que manteve uma regularidade. Para os demais atributos avaliados, evidencia-se a dificuldade em definir uma faixa padrão de concentração.

O estudo de Liénerd e Payrastre (1996) realizado na França caracterizou o resíduo de tanques sépticos da cidade de Lyon e indicou valores médios de 7,66 para pH, 2.625 mg L⁻¹ para DBO e 332 mg L⁻¹ para nitrogênio amoniacal.

Koottatep et al (2004) também encontraram variabilidade nas amostras coletadas de diferentes áreas de Bangkok, na Tailândia. Em média os valores

encontrados foram de 7,7 para pH, 15.350 mg L⁻¹ de sólidos totais, 2.300 mg L⁻¹ de DBO e 415 mg L⁻¹ de nitrogênio amoniacal.

Kengne et al (2008) encontraram valores de 7,5 de pH, 3,7% de sólidos totais, 0,6 g L⁻¹ de nitrogênio amoniacal e 31,1 g L⁻¹ de Demanda Química de Oxigênio (DQO) na realização da caracterização dos RFTS em Yaoundé, no Camarões.

Em Florianópolis, Santa Catarina, foram desenvolvidos por Suntti, Magri e Philippi (2011) dois filtros pilotos plantados com macrófitas, de fluxo vertical, para tratamento de RFTS. Os autores encontraram valores médios de 7,4, 18.676 mg L⁻¹, 7.995,5 mg L⁻¹, 10.680,6 mg L⁻¹, 37,6 6 mg L⁻¹ e 14,66 mg L⁻¹ para pH, sólidos totais, sólidos voláteis, sólidos fixos, nitrogênio amoniacal e DQO, respectivamente.

Nesta pesquisa um dos fatores que levam a esta variabilidade dos dados é o fato dos RFTS serem recolhidos de unidades distintas e apresentarem diferentes intervalos de limpeza e estágios de biodegradabilidade.

Rios (2010) caracterizou os sistemas individuais de tratamento de esgoto doméstico na Região Metropolitana de Goiânia e verificou que a incidência de fossa rudimentar é muito alta, representando 82% dos sistemas visitados. Este valor foi atribuído às restrições financeiras e a falta de esclarecimento da população sobre os problemas que a utilização destes sistemas pode causar à saúde e ao meio ambiente. Quanto à construção dos tanques sépticos o material mais utilizado é a alvenaria com argamassa e a técnica de construção ainda é a tradicional e realizada por operários práticos.

Segundo Andreoli, Sperling e Fernandes (2001), a relação de sólidos voláteis por sólidos totais (SV/ST) demonstra o estágio de digestão de lodos. Para lodos não digeridos esta relação encontra-se entre 0,77 e 0,80 e para lodos digeridos em reatores anaeróbicos esta faixa varia entre 0,60 e 0,65.

A Tabela 2 apresenta a relação SV/ST do RFTS durante as semanas de aplicação no sistema experimental. É possível verificar que os RFTS possuíam estágios diferentes de estabilização da matéria orgânica com a relação SV/ST variando de 0,23 a 0,88.

Tabela 2: Relação de Sólidos Voláteis (SV) / Sólidos Totais (ST) dos Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos afluente ao sistema experimental de tratamento.

Semana de aplicação	SV/ST
1 ^a (abril/2014)	0,88
2 ^a (abril/2014)	0,56
3 ^a (abril/2014)	0,54
4 ^a (abril/2014)	0,29
5 ^a (abril/2014)	0,35
6 ^a (maio/2014)	0,35
7 ^a (maio/2014)	0,23
8 ^a (maio/2014)	0,23
9 ^a (maio/2014)	0,70
10 ^a (junho/2014)	0,51
11 ^a (junho/2014)	0,67
12 ^a (junho/2014)	0,72
13 ^a (junho/2014)	0,66

5.2 Evapotranspiração no sistema experimental

Brasil e Matos (2008) alertam que a eficiência do SAC é influenciada pelo ciclo hidrológico. A evapotranspiração aumenta a concentração do efluente e caso sejam consideradas apenas as concentrações de entrada e de saída dos poluentes pode ocorrer um mascaramento nos resultados de eficiência. Assim, para sistemas de alagados construídos, o correto é avaliar a eficiência na remoção da carga poluidora (concentração x volume) e não apenas da concentração (ALMEIDA; UCKER, 2011, 2012). A evaporação e a transpiração são afetadas pelas condições climáticas como a radiação solar, águas superficiais e também a fisiologia das plantas (SÁNCHEZ-CARRILLO et al., 2001).

Os índices pluviométricos foram medidos no local e a Tabela 3 apresenta os dados de precipitação local acumulada ocorrida durante cada semana de aplicação dos resíduos na estação experimental estudada. É apresentado ainda o percentual do volume evapotranspiração do tanque plantado com capim Vetiver bem como os índices de evaporação do tanque controle, que não recebeu a vegetação.

Houve influência direta no sistema experimental por ocorrência de chuva em seis das treze semanas avaliadas, sendo que a precipitação máxima ocorreu na terceira semana de estudo, com 72 mm.

Tabela 3: Precipitação medida no pluviômetro durante o funcionamento do sistema experimental e volume percentual de evapotranspiração e evaporação dos leitos de tratamento

Semana	Precipitação (mm)	Volume evapotranspirado no tanque plantado (%)	Volume evaporado no tanque controle (%)
1ª (abril/2014)	38	0,34	0,17
2ª (abril/2014)	22	37,35	16,64
3ª (abril/2014)	72	7,46	2,19
4ª (abril/2014)	0	34,62	12,82
5ª (abril/2014)	0	31,86	3,47
6ª (maio/2014)	0	31,13	15,20
7ª (maio/2014)	0	46,05	9,48
8ª (maio/2014)	13	56,25	25,85
9ª (maio/2014)	0,5	42,75	28,24
10ª(junho/2014)	37	49,43	29,85
11ª(junho/2014)	0	64,19	18,34
12ª(junho/2014)	0	39,77	33,33
13ª(junho/2014)	0	54,11	24,93

Em todas as semanas de estudo, o volume evapotranspirado do tanque plantado foi superior ao do tanque sem a vegetação. O valor máximo de evapotranspiração chegou a 64,19% enquanto que no tanque controle o percentual de evaporação obteve seu pico em 33,33%.

A saída de efluente medido pelos hidrômetros foi sempre maior no tanque testemunha em comparação com o SAC, fator atribuído à capacidade da vegetação de transferir água para a atmosfera pelo processo de transpiração. A média de evapotranspiração ou retenção no leito de tratamento durante o período foi 38,11% e para o tanque não plantado esse volume obteve média de 16,96%.

Pitaluga (2011) obteve em tratamento de esgoto de uma unidade de ensino, em Goiânia, Goiás, com zonas de raízes vegetadas com lírio do brejo, a evapotranspiração média de 67,7%, 61,6% e 60,6%, em três módulos implantados.

Brasil e Matos (2008) avaliaram os aspectos hidráulicos e hidrológicos de quatro sistemas alagados construídos cultivados com taboa e utilizados no tratamento de esgoto doméstico pré-decantado em tanque séptico e o sistema apresentou uma perda de água entre 11% a 27% da vazão afluyente.

5.3 Taxa de aplicação de sólidos no sistema experimental

Neste trabalho não foi possível controlar a taxa de aplicação superficial de sólidos totais nos tanques, tendo em vista que a descarga era efetuada por caminhões aleatórios que recolhiam os RFTS em unidades diferentes e o resíduo bruto para fins de caracterização era amostrado no momento da descarga dos caminhões. Assim, as taxas de aplicação do RFTS bruto ao longo das semanas (Figura 32) foram calculadas após as análises laboratoriais do efluente aplicado.

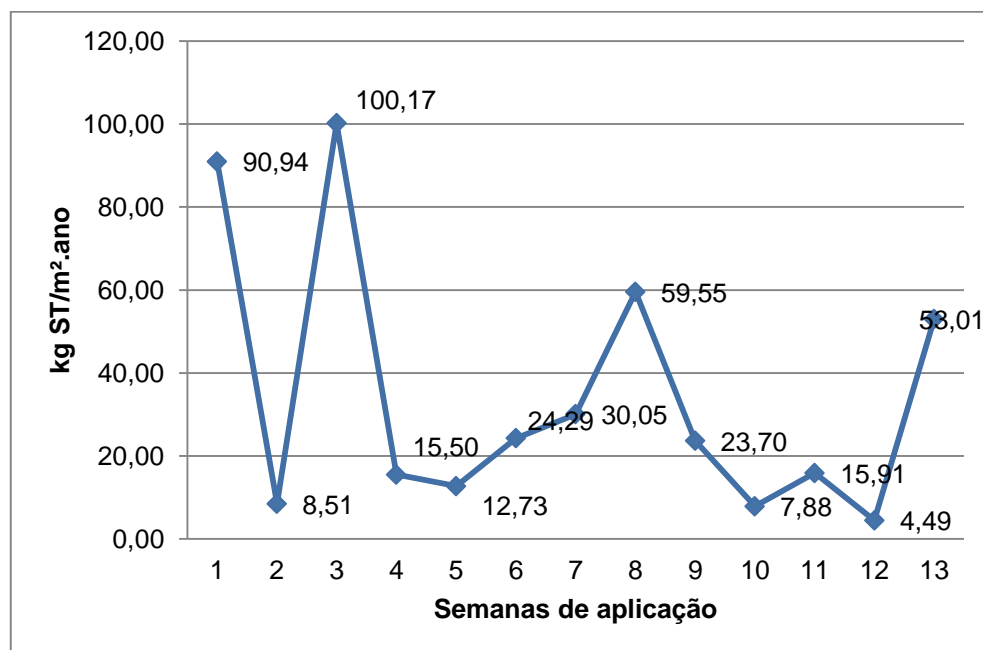


Figura 32: Taxa de aplicação de sólidos no sistema experimental durante a realização do experimento.

Observa-se uma variabilidade nas taxas de aplicação de sólidos totais no sistema, obtendo o valor máximo na terceira semana (100,17 kg ST m⁻². ano) e o mínimo na décima segunda semana (4,49 kg ST m⁻². ano) de aplicação.

O trabalho de Koottatep et al. (2004) apresenta as lições aprendidas em sete anos de operação de um sistema experimental para tratamento deste tipo de resíduo em

um sistema de alagado construído operando em fluxo vertical e com uso da taboa (*Typha augustifolia*) em que a taxa ótima de aplicação de sólidos foi de 250 kg ST m⁻².ano, para seis dias de detenção hidráulica. Os autores constataram que variações na faixa de 80 a 250 kg ST m⁻².ano não afetam substancialmente a eficiência do sistema, variando índices de remoção de sólidos totais na faixa de 66% a 88%, demanda química de oxigênio entre 78% e 99% e nitrogênio amoniacal alternando entre 40% e 98%. Os testes mostraram que taxas de aplicação superiores a 250 kg ST m⁻².ano resultaram em reduções no desempenho do sistema.

Kengne et al. (2008), ao avaliar os potenciais de *wetlands* de fluxo vertical, vegetados com Canarara (*Echinochloa pyramidalis*) no tratamento de RFTS em um sistema experimental em Yaoundé, no Camarões, verificaram que a taxa de aplicação de 100 a 200 kg ST m⁻². ano alcançou resultados satisfatórios.

Sunti, Magri e Philippi (2011) avaliaram o desempenho de dois filtros plantados, de fluxo vertical, no desaguamento de RFTS sob a aplicação de duas taxas de sólidos totais (125 kg ST m⁻².ano e 250 kg ST m⁻².ano). Os resultados mostraram que o filtro que recebeu a menor taxa de aplicação obteve maior eficiência em termos de remoção de sólidos totais (96%), demanda química de oxigênio (99%) e nitrogênio amoniacal (72%).

É importante ressaltar que os estudos foram executados em condições ambientais e climáticas diferentes daquelas verificadas no presente trabalho.

A Tabela 4 apresenta as taxas de aplicação que alcançaram melhores eficiências na remoção de cada atributo. O parâmetro pH obteve resultados satisfatórios para todas as taxas aplicadas, ficando dentro do permissível para lançamento em corpos hídricos de classe 2, conforme a legislação aplicável à federação e ao estado de Goiás.

Pelos resultados apresentados, nota-se que a faixa de taxa de aplicação de 24,29 kg ST m⁻².ano resultou na maior remoção de coliformes totais e *E. coli*, a taxa de 53,01 kg ST m⁻².ano foi a melhor para a remoção de óleos e graxas e fósforo e a taxa de 100,17 kg ST m⁻².ano foi a que melhor reduziu nitrogênio amoniacal, sólidos sedimentáveis, sólidos totais, sólidos fixos e DBO.

Os autores anteriormente citados utilizaram taxas de aplicação variando de 100 a 250 kg ST m⁻².ano e a taxa que mais se aproximou do recomendado pela literatura, aplicada neste estudo, foi a de 100,17 kg ST m⁻².ano, que resultou nos melhores resultados de remoção para nitrogênio amoniacal, sólidos sedimentáveis, sólidos totais, sólidos fixos e DBO.

Tabela 4: Taxas de aplicação que obtiveram melhores eficiências de remoção para cada atributo.

Atributo	Máximo de remoção (%)	Taxa de aplicação (kg ST m ⁻² .ano)
Óleos e graxas totais (mg L ⁻¹)	98,32	53,01
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	83,31	100,17
Sólidos sedimentáveis (mL L ⁻¹)	99,99	100,17
Coliformes totais (NMP100 mL ⁻¹)	99,99	24,29
<i>E. coli</i> (NMP100 mL ⁻¹)	99,99	24,29
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	98,02	100,17
Sólidos fixos (mg L ⁻¹)	97,98	100,17
Sólidos voláteis (mg L ⁻¹)	99,91	53,01
DBO (mg L ⁻¹)	99,40	100,17
Fósforo total (mg L ⁻¹)	99,50	53,01

5.4 Remoção de atributos

5.4.1 pH

A Tabela 5 mostra os resultados do efeito do tratamento para o parâmetro pH. A exemplo do ocorrido com o RFTS bruto, não houve variações significativas para este atributo no efluente tratado.

Os valores variaram entre 7,08 e 7,48 para o tanque controle, e entre 6,80 e 7,37 para o tanque plantado. Tais valores são semelhantes ao encontrado por Valentim (2003), que encontrou a faixa de pH do efluente de leitos cultivados para tratamento de esgoto entre 6,6 e 7,0.

Os resultados apontam que todos os valores encontrados para o parâmetro pH, no período de funcionamento do sistema experimental, tanto para o tanque controle como para o tanque do sistema de alagado construído com capim Vetiver, obedeceram ao padrão de lançamento.

Tabela 5: Valor de pH medido na saída do tratamento dos tanques controle e plantado.

Parâmetro	Máximo	Mínimo
pH do tanque controle	7,48	7,08
pH do tanque plantado	7,37	6,80

A legislação brasileira (Resolução 430 do Conama), assim como a legislação estadual goiana (Decreto 1.745/1979), indica como faixa permissível de lançamento em corpos hídricos, classe 2, o valor de pH compreendido entre 5 e 9 (CONAMA, 2011; GOIÁS, 1979).

Na Tailândia, Ta-oun et al. (2003) concluíram que a variação do pH não foi significativa no sistema de tratamento de esgoto por alagados construídos com o capim Vetiver.

5.4.2 Óleos e Graxas Totais

O tanque vegetado alcançou média de eficiência superior ao tanque controle na remoção de óleos e graxas, atingindo 82,62% (Tabela 6). Todavia, as eficiências não diferiram estatisticamente entre si ($p=0,1861$).

Tabela 6: Eficiências e concentrações de saída para óleos e graxas nos leitos de tratamento.

Óleos e graxas	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	94,90	-21,53	63,97	73,03
Tanque Plantado	98,32	40,16	82,62	86,65
Concentração de saída (mg L⁻¹)				
Tanque Controle	280	2,60	64,38	14,40
Tanque Plantado	153,6	1,50	52,05	23,20

O pico de eficiência do SAC foi de 98,32% e o valor mínimo de 40,16%. O tanque controle apresentou valor mínimo negativo, ou seja, a concentração de saída foi maior que a de entrada no sistema.

Em relação aos padrões de emissão para disposição em corpo hídrico tanto a Resolução 430 (CONAMA, 2011) como o Decreto Estadual 1.745 (GOIÁS, 1979) estabelecem o limite de 100 mg de solução solúvel em hexano por litro.

O resultado mostra que em média as concentrações de saída tanto no tanque controle como no vegetado atendem ao exigido pelas normativas legais, entretanto houve oscilação no sistema, o que provocou uma concentração máxima pontual superior ao aceitável.

O sistema avaliado possui características favoráveis à remoção de óleos e graxas, entretanto a operação do sistema deve ser monitorada por meio do controle das taxas de aplicação ideais, compatibilizando com sua capacidade de suporte, verificando a influência das aplicações sucessivas na eficiência de remoção, para que as concentrações de saída sempre atinjam o exigido pela legislação.

5.4.3 Nitrogênio amoniacal

O SAC alcançou eficiência de 35,87% na remoção de nitrogênio amoniacal, enquanto o tanque controle removeu 39,44% (Tabela 7). Os resultados não diferiram estatisticamente ($p > 0,050$).

Tabela 7: Eficiências e concentrações de saída para nitrogênio amoniacal nos leitos de tratamento.

Nitrogênio amoniacal	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	75,32	-11,85	39,44	36,45
Tanque Plantado	83,31	-20,50	35,87	48,98
Concentração de saída (mg L⁻¹)				
Tanque Controle	226,8	21,28	73,78	58,80
Tanque Plantado	229,6	38,08	99,55	98,00

Ucker (2012), avaliando a eficiência do capim Vetiver na remoção de poluentes de esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos de fluxo subsuperficial vertical verificou uma remoção de 93,9% para nitrogênio amoniacal.

Koottatep et al. (2002) verificaram de 80% a 92% de remoção de nitrogênio amoniacal no tratamento de resíduos de tanques sépticos em alagados construídos de fluxo vertical, com taboa. A eficiência encontrada por Sunti, Magri e Philippi (2011) para este atributo foi de 72%.

Segundo Dornelas (2008), os microorganismos agem na remoção no nitrogênio através dos processos de nitrificação e desnitrificação. As plantas retiram os nutrientes e poluentes dissolvidos na água utilizando-os para produzir biomassa vegetal.

Neste estudo, a eficiência de remoção para nitrogênio amoniacal foi inferior ao encontrado pelos autores citados. Este resultado pode ter sido ocasionado pelo evento do transpasse no sistema e para uma melhor avaliação seria necessário analisar todos os elementos presentes no ciclo do nitrogênio e não somente o nitrogênio amoniacal de forma isolada.

Lautenschlager (2001) realizou uma revisão bibliográfica relativa à eficiência de *wetlands* construídos na remoção de nitrogênio total e fósforo total. O autor revisou também modelos matemáticos para simulação destas remoções. Foram utilizados dados de domínio público da eficiência de remoção de nutrientes por alagados construídos e foi observado que estes dados possuem comportamento complexo sendo que, por vezes, a eficiência de remoção apresenta valores negativos.

O Decreto Estadual 1.745 (GOIÁS, 1979), não determina padrão de emissão para nitrogênio amoniacal. A Resolução 430 (CONAMA, 2011) também não estabelece este índice para efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário, entretanto estabelece o limite de 20 mg L^{-1} para emissões oriundas de qualquer fonte de poluição.

As concentrações médias de saída do efluente tratado foram superiores ao limite de 20 mg L^{-1} tanto para o tanque controle ($73,78 \text{ mg L}^{-1}$) como para o tanque vegetado ($99,55 \text{ mg L}^{-1}$).

5.4.4 Sólidos sedimentáveis

Ambos os tanques de tratamento apresentaram boas remoções de sólidos sedimentáveis, sendo 97,19% para o tanque sem vegetação e 98,68% para o alagado construído (Tabela 8). Os resultados não diferem estatisticamente entre si ($p > 0,050$).

Os sólidos sedimentáveis apresentaram também concentrações de saída satisfatórias, pois em todas as amostragens estavam abaixo do índice de 1 mL L^{-1}

definido pela Resolução 430 (CONAMA, 2011) e pelo Decreto Estadual 1.745 (GOIÁS, 1979). Em ambos os tanques e em todas as amostras as concentrações de sólidos sedimentados em cone *Inmhoff* não ultrapassaram 0,10 mL L⁻¹.

Tabela 8: Eficiências e concentrações de saída para sólidos sedimentáveis nos leitos de tratamento.

Sólidos sedimentáveis	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	99,98	73,87	97,19	99,81
Tanque Plantado	99,99	88,53	98,68	99,88
Concentração de saída (mL L⁻¹)				
Tanque Controle	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Tanque Plantado	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10

5.4.5 Coliformes totais e *Escherichia coli*

Em média a concentração de saída de coliformes totais no tanque controle foi 150.908,33 NMP100 mL⁻¹ e no tanque vegetado de 77.355,00 NMP100 mL⁻¹. Da concentração de coliformes totais presentes no efluente na saída do tratamento, a *Escherichia coli* estava presente na média de 14.135,83 NMP100 mL⁻¹ no tanque controle e no tanque plantado apresentou 14.932,50 NMP100 mL⁻¹ (Tabelas 10 e 11).

Os tratamentos não diferiram estatisticamente entre si ($p=0,3299$). As eficiências médias de remoção para coliformes totais para o leito controle e para o vegetado foram de 96,45% e 99,09% respectivamente. Para *E. coli* os percentuais alcançados foram de 99,16% do tanque controle e 99,43% para o tanque de alagado construído com capim Vetiver (Tabelas 9 e 10).

O grupo coliformes já foi muito utilizado para indicar a presença de patógenos na água residuária, entretanto este grupo engloba outros de origem não fecal. Os alagados construídos têm demonstrado boa remoção para este grupo de coliformes totais, entretanto um grupo ainda mais restrito, fácil de ser separado e capaz de causar danos à saúde humana tem sido utilizado como parâmetro de redução de patógenos, a *Escherichia coli*. A *E. coli* também se origina em outros animais de sangue quente e não é diagnóstico de contaminação humana fecal isoladamente (KADLEC; WALLACE, 2009).

Tabela 9: Eficiências e concentrações de saída para coliformes totais nos leitos de tratamento.

Coliformes totais	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	99,97	74,59	96,45	99,86
Tanque Plantado	99,99	92,81	99,09	99,84
Concentração de saída (NMP 100 mL⁻¹)				
Tanque Controle	860.000	2.920,00	150.908,33	53.380,00
Tanque Plantado	410.600	7.960,00	77.355,00	47.000,00

Tabela 10: Eficiências e concentrações de saída para *Escherichia coli* nos leitos de tratamento.

<i>Escherichia coli</i>	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	99,99	95,73	99,16	99,93
Tanque Plantado	99,99	96,16	99,43	99,93
Concentração de saída (NMP 100 mL⁻¹)				
Tanque Controle	57.300	630,00	14.135,83	6.350,00
Tanque Plantado	64.400	100,00	14.932,50	4.700,00

Os microrganismos patogênicos presentes no efluente são eliminados pelas condições desfavoráveis a que estão expostos no sistema de alagado construído. A exposição aos raios ultravioletas, a adsorção, a filtração pelo meio de suporte, a sedimentação e a predação por microrganismos são mecanismos envolvidos no decaimento natural dos patógenos (ABRANTES, 2009).

Valentim (2003), na avaliação da operação de leitos cultivados como pós-tratamento de tanques sépticos, observou coliformes totais e *E.coli* dos efluentes variando entre 1×10^3 a 1×10^6 NPM 100 mL⁻¹.

Ucker (2012) observou a remoção de 99,4% de *E. coli* no tratamento de esgoto em *wetland* construída com capim Vetiver. Quege (2011), avaliando um sistema de tratamento por alagados construídos de fluxo vertical descendente, com espécies de bambum verificou uma remoção média de *E. coli* de 92,0% com *Guadua angustifolia*; 49,0% com *Phyllostachys bambusoides* e 60,3% com *Phyllostachys aurea*. Pitaluga (2011) obteve uma redução média percentual de *E. coli* de 99,6% em zona de raízes com substrato composto por areia; 99,6% nas zonas de raízes preenchidas com brita #0

e 98,9% em zonas de raízes com substrato brita #1, todas vegetadas com lírio do brejo (*Hedychium coronarium*).

Os resultados encontrados condizem com os relatos de eficiência da literatura e as concentrações máximas de *E. Coli* na saída dos tanques de tratamento ultrapassam o limite estabelecido para qualidade do corpo receptor imposto pela legislação brasileira.

A Resolução Conama nº 357 (CONAMA, 2005) determina que a concentração de coliformes termotolerantes, podendo a *Escherichia coli* ser determinada em substituição deste parâmetro, não poderá elevar a contagem nos corpos receptores classificados como classe 2 acima de 1.000 NMP 100mL⁻¹ e não deverá ser excedido este limite em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

O Decreto Estadual 1.745 (GOIÁS, 1979) determina como limite ao lançamento em corpos hídricos o número mais provável de coliformes de 5.000 em 100 mL, sendo 1.000 o limite para os de origem fecal, para 80% de pelo menos 5 amostras colhidas num período de até 5 semanas consecutivas.

5.4.6 Sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis

As eficiências e concentrações de saída para sólidos totais, sólidos fixos e sólidos voláteis são apresentadas nas Tabelas 11, 12 e 13, respectivamente. Os resultados encontrados para o tratamento no tanque controle e no tanque vegetado com capim Vetiver não diferem estatisticamente ($p > 0,050$).

A eficiência média de remoção de sólidos totais foi de 51,49% para o tanque controle e de 65,30% para o tanque plantado com Vetiver. Os sólidos fixos apresentaram resultados de remoção de 3,50% e 32,77% para os tanques controle e vegetado, respectivamente. Os percentuais de remoção de sólidos voláteis foram 72,59% para o controle e 83,43% para o plantado com Vetiver.

Koottatep et al. (2004) indicou a taxa de remoção de sólidos totais entre 66% a 88% de remoção de sólidos totais. Sunti, Magri e Philippi (2011) alcançaram a remoção de 96% dos sólidos totais.

Tabela 11: Eficiências e concentrações de saída para sólidos totais nos tanques de tratamento.

Sólidos totais	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	97,12	-51,84	51,49	56,35
Tanque Plantado	98,02	5,34	65,30	67,86
Concentração de saída (mg L⁻¹)				
Tanque Controle	5.788,00	415,00	1.556,75	893,00
Tanque Plantado	6.229,00	483,50	1.472,35	938,00

Tabela 12: Eficiências e concentrações de saída para sólidos fixos nos tanques de tratamento.

Sólidos fixos	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	96,87	-344,93	3,50	49,89
Tanque Plantado	97,98	-137,28	32,77	58,05
Concentração de saída (mg L⁻¹)				
Tanque Controle	5.671,00	381,00	1.177,68	620,00
Tanque Plantado	5.256,00	280,00	1.254,19	661,00

Tabela 13: Eficiências e concentrações de saída para sólidos voláteis nos tanques de tratamento.

Sólidos voláteis	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	98,47	12,34	72,59	87,23
Tanque Plantado	99,91	60,83	83,43	85,55
Concentração de saída (mg L⁻¹)				
Tanque Controle	558,00	80,00	294,67	241,00
Tanque Plantado	676,00	10,00	291,79	235,80

Noumsi et al. (2006), na avaliação de filtros plantados para tratar efluentes coletados de tanques sépticos e banheiros públicos, utilizando diferentes taxas de aplicação, observaram 92% de remoção de sólidos totais. Kengne et al. (2008), estudando o potencial de *wetlands* construídos de fluxo vertical no tratamento de lodos sépticos, observaram 90% de eficiência na remoção dos sólidos totais.

O Decreto Estadual 1.745 (GOIÁS, 1979) não determina padrão de emissão para sólidos totais, fixos e voláteis. A Resolução 430 (CONAMA, 2011) também não estabelece limites de emissão para estes parâmetros.

As concentrações de sólidos totais na saída dos tanques controle e vegetado variaram entre 415 mg L⁻¹ e 5.788 mg L⁻¹ e entre 483,5 mg L⁻¹ e 6.229 mg L⁻¹, respectivamente. Para os sólidos fixos estes valores variaram entre 381 mg L⁻¹ e 5.671 mg L⁻¹ no tanque controle e entre 280 mg L⁻¹ e 5.265 mg L⁻¹ no tanque plantado. Os sólidos voláteis apresentaram concentrações de saída no tanque controle de 80 mg L⁻¹ a 558 mg L⁻¹ e no tanque vegetado de 10 mg L⁻¹ a 676 mg L⁻¹.

No tratamento do esgoto sanitário, em um sistema de alagados construídos com as espécies *Typha angustifolia* (taboa) e *Phragmites australis* (caniço), Abrantes (2009) obteve valor médio geral de saída de sólidos totais de 393,4 mg L⁻¹ e valor médio geral de saída para sólidos totais voláteis de 154,3 mg L⁻¹. Para os sólidos fixos a autora encontrou eficiências negativas variando de 29,3% a 61,4%.

Neste trabalho também houve a ocorrência de eficiências negativas na remoção de sólidos fixos, como apresentado na Tabela 13.

Abrantes (2009) atribuiu o incremento dos sólidos fixos à contribuição da areia utilizada como substrato que possivelmente sofreu arraste no sistema de tratamento, fator que também pode ter influenciado os resultados deste trabalho.

Quanto à relação SV/ST do efluente tratado, o tanque controle apresentou relação média de 0,19 e o tanque de alagado construído de 0,20. Este resultado indica que em ambos os tanques a matéria orgânica presente no efluente já se encontrava em estágio avançado de degradação, o que era de se esperar, considerando ser material oriundo de tanques e fossas sépticas.

5.4.7 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A eficiência média para remoção de DBO no tanque plantado foi de 86,80%, enquanto o tanque controle apresentou incremento de 65,94%. Os resultados diferem estatisticamente ($p= 0,0259$) e o tratamento no tanque vegetado possui melhor eficiência para a remoção da DBO (Tabela 14).

As concentrações de saída variaram entre 10 e 100 mg L⁻¹ no tanque de alagado construído e entre 20 e 850 mg L⁻¹ no tanque controle.

Tabela 14: Eficiências e concentrações de saída para DBO nos tanques de tratamento.

DBO	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	98,51	-531,83	-65,94	41,64
Tanque Plantado	99,40	38,06	86,80	89,54
Concentração de saída (mg L⁻¹)				
Tanque Controle	850,00	20,00	393,64	200,00
Tanque Plantado	100,00	10,00	50,38	50,00

A Resolução 430 (CONAMA, 2011) estabelece o limite para emissão em corpos hídricos de 120 mg O₂ L⁻¹ para a DBO. Apenas as concentrações de saída do tanque com Vetiver atenderam ao estabelecido pela resolução.

Já o Decreto Estadual 1.745 (GOIÁS, 1979) estabelece que a concentração de saída para DBO deve ser de no máximo 60 mg L⁻¹ e este limite somente poderá ser ultrapassado em caso de redução da carga poluidora em no mínimo 80%. Somente o valor médio de concentração de saída do tanque plantado (50,38 mg L⁻¹) atende ao exigido todavia, a eficiência média do sistema de alagado construído (86,80%) também ficou acima do mínimo indicado.

Trabalhando com o tratamento de resíduos de tanques sépticos em alagados construídos, entretanto com outro indicador de remoção da matéria orgânica, a Demanda Química de Oxigênio (DQO), Liénard e Payrastre (1996) alcançaram a remoção de 76%. Koottatep et al. (2004) removeram de 78% a 99% da DQO. Kengne et al. (2008) removeram 95% e Sunti, Magri e Philippi (2011) encontraram a remoção de 96% para a DQO em seu experimento.

Utilizando a mesma planta desta pesquisa na remoção de poluentes de esgoto sanitário, Ucker (2012) encontrou a eficiência de 93,5% para DBO.

Ash e Truong (2004) avaliaram o capim Vetiver no tratamento de esgoto e verificaram uma eficiência de 95,8% na remoção da DBO. Liao et al. (2003), em um estudo da habilidade do capim Vetiver para tratar efluentes de uma suinocultura, observaram a remoção de 68% da DBO.

Em estudos realizados em Goiânia, GO, Abrantes (2009) constatou a redução média de 72,7% da DBO no tratamento de esgoto sanitário em alagados construídos. Pitaluga (2011) obteve redução de 96,4% na DBO em tanques preenchidos

com areia e vegetados com *Hedychium coronarium*. Queje (2011), num experimento de *wetlands* utilizando bambu encontrou a redução de 98,3% na DBO.

Apesar das plantas liberaram oxigênio a partir das raízes e aumentar a população de bactérias disponíveis para degradar a matéria orgânica (BRIX, 1994), Kadlec e Wallace (2009) relatam que é muito provável que esta liberação seja pequena e que a remoção de produtos orgânicos ocorra preferencialmente na região superior, devido à filtração de matéria orgânica particulada, maior disponibilidade de oxigênio e biomassa microbiana.

5.4.8 Fósforo total

Os valores de concentração de fósforo total nos efluentes, assim como as eficiências na sua remoção são apresentados na Tabela 15. Não houve diferença estatística entre os tratamentos ($p > 0,050$).

Tabela 15: Eficiências e concentrações de saída para fósforo total nos tanques de tratamento.

Fósforo	Máxima	Mínima	Média	Mediana
Eficiência (%)				
Tanque Controle	99,96	-886,22	-25,66	88,44
Tanque Plantado	99,50	- 391,13	38,10	89,29
Concentração de saída (mg L⁻¹)				
Tanque Controle	3,49	0,01	1,17	0,08
Tanque Plantado	2,60	0,02	0,87	0,14

Neste estudo, a remoção média de fósforo no tanque vegetado foi de 38,10%, enquanto o tanque controle indicou incremento médio de 25,66% para este atributo.

Meira et al. (2001), estudando o desempenho de um sistema de leitos cultivados com taboa no tratamento de esgoto doméstico observou reduções de 46,9% a 48,6% de fósforo total. A mesma autora explica que em alagados construídos com brita e areia como substrato, os únicos mecanismos para remoção de fósforo são a

sedimentação e precipitação, pois esse substrato tem baixa capacidade de adsorção e maior mecanismo fica com a absorção pela vegetação.

Em experimentos realizados em Goiânia no tratamento de esgoto doméstico em alagados construídos, a média da remoção percentual de fósforo encontrada por Queje (2011) foi de 98,4%. No trabalho de Ucker (2012) a remoção foi de 90,5% e a média de remoção encontrada por Pitaluga (2011) foi de 93,9%.

Kadlec e Wallace (2009) afirmam que a remoção de fósforo em alagados construídos está associada aos fenômenos de sedimentação e adsorção além da incorporação do fósforo na biomassa das plantas, entretanto esta capacidade de retenção de fósforo é finita, podendo ser saturada e em sistemas de fluxo subsuperficial pode ocorrer acúmulo do nutriente na camada de substrato.

De acordo com Vymazal (2010), os *wetlands* raramente são construídos tendo a remoção de fósforo como principal alvo, tendo em vista que a acumulação no substrato tende a fazer com que a eficiência diminua.

Lautenschlager (2001), utilizando modelos matemáticos para a simulação da remoção de fósforo total, observou que esta eficiência em alagados construídos pode assumir valores negativos.

Nesta pesquisa o percentual médio de remoção de fósforo foi inferior ao encontrado em trabalhos semelhantes em alagados construídos, registrando inclusive a eficiência negativa no tanque controle, o que pode ser explicado pelo acúmulo do elemento no substrato e sua liberação no efluente no momento de descarga. No tanque vegetado, o capim Vetiver absorve fósforo, proporcionando sua remoção do efluente.

A legislação não faz referência aos valores para emissão de fósforo total em corpos de água classe 2, entretanto é importante o monitoramento deste elemento nos sistemas de tratamento de efluentes, tendo em vista que é nutriente para o crescimento de algas e está associado à eutrofização de águas superficiais.

6. CONCLUSÕES

Os Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos aplicados no sistema experimental apresentaram grande variabilidade de concentração dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados, com exceção do parâmetro pH que se manteve entre 7,38 e 8,40.

Os Resíduos de Fossas e Tanques Sépticos possuem alta concentração de poluentes, elevada carga orgânica e de patógenos inferindo assim o seu potencial de contaminação do meio ambiente e de riscos à saúde pública.

A taxa de evapotranspiração atingiu valor máximo de 64,19% (média de 38,11%) para o tanque com Vetiver e de 33,33% (média de 16,96%) para o tanque controle. O Sistema de Alagado Construído apresentou médias de remoção de atributos superiores ao tanque controle em todos os parâmetros analisados, com exceção do parâmetro nitrogênio amoniacal, entretanto estatisticamente os tratamentos diferiram apenas para a remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) onde o Sistema de Alagado Construído foi mais eficaz com a remoção média de 86,80%, enquanto o tanque controle apresentou incremento médio de 65,94%.

Os parâmetros pH, óleos e graxas, sólidos sedimentáveis e DBO apresentaram concentrações médias de saída abaixo do limite estipulado pelas normativas federal e estadual, considerando o lançamento em corpo hídrico classe 2, atendendo assim a exigência legal. Para o parâmetro *Escherichia coli* o lançamento dependeria das condições de autodepuração do corpo receptor.

Durante o período de funcionamento do sistema não foram observados problemas de operação e manutenção e considerando o atendimento às exigências legais para lançamento em corpo hídrico de classe 2, o sistema de alagado construído com capim Vetiver para tratamento de Resíduos de Fossa e Tanques Sépticos apresenta-se como uma alternativa aplicável.

REFERÊNCIAS

AALBERS, H. Resource recovery from faecal sludge using constructed wetlands – A survey of the literature. UWEP Working document, Waste, Nieuwehaven 201, 2801 CW Gouda, The Netherlands, February 1999. 69 p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 10.004**: Dispõe sobre a classificação dos resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7.229**: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ABRANTES, L. L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2009.

AFIFI, S. Septage treatment in a vertical flow reed bed system. In: **Proceedings of the International Conference on Engineering and City Development**, Gaza, Palestine. 2003.

ALMEIDA, R. A. **Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2005.

ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 39-45. 2011.

ALMEIDA, R. A; UCKER, F. E. Cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas considerando a evapotranspiração. **Anais do XV Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Belo Horizonte, Minas Gerais. 2012.

ANDRADE NETO, C. O. et al. Análise do desempenho das duas câmaras de um decanto-digestor de câmaras em série. **Anais do IX Simpósio Luso – Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Seguro, Bahia, 1999.

ANDRADE, J. C. M; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo. Oficina de Textos, 2007.

ANDREOLI, C. V.; POMPEO, R. P. Introdução. In: **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Cleverson Vítório Andreoli (coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

ANDREOLI, C. V.; SPERLING, M. von; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; Companhia de Saneamento do Paraná, 2001.

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

ASH, R.; TRUONG, P. **The use of Vetiver grass for sewerage treatment**. Austrália, 2004. Disponível em: <http://www.vetiver.org/AUS_ekeshire01.pdf>. Acesso em: 12 fev. 2014.

BELLI FILHO, P; OLIVEIRA, R; MATIAS W. G; SOARES H, M. Lodos sépticos – caracterização e tratamento anaeróbio em um digestor piloto. In: **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. San Juan, 2004.

BRASIL – Ministério de Ciências e Tecnologia. Chamada pública MCT / MCIDADES / FINEP / Ação Transversal – Saneamento ambiental e habitação - 7/2009. Seleção pública de propostas para apoio a projetos de pesquisa científica, tecnológica e inovação nas áreas de saneamento ambiental e de habitação, 2009.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. Artigo técnico: **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 13 (3), 2008.

BRASIL. Lei Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: 04 maio 2013

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, 29 (4), 1994.

BRIX, H. Plants used in constructed wetlands and their functions. In: **1 st international seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands**. Lisboa, Portugal, 2003.

BUFÁIÇAL, D. S. S. **A Eficiência do leito de macrófitas na remoção de ovos de helmintos e coliformes no desaguamento de lodo de esgoto sanitário**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Goiás, 2010.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brandão, C.J.; botelho, M.J.C.; Sato, M.I.Z.; Lamparelli, M.C. (Orgs). Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CHAVES, T. A.; ANDRADE, A. G. Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*): Produção de mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas. **Manual técnico**. Niterói, RJ. 2013.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2ª. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 11 maio 2013.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf>>. Acesso em: 28 mar. 2014.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 11 maio 2013.

COUTINHO, H. D.; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: Considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, 15(1): 103-117, Lisboa, Portugal, 2007.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.

ELIAS, E. P. **Absorção de alguns metais pesados pela *Homolepis aturensis* (H.B.K.) Chase**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2003.

FONTANA, L. F.; CRAPER, M. A. C. Plantas na recuperação de mangues. **Revista MEMO - Arquitetura, Engenharia e Meio Ambiente**. nº 7, Universidade Federal Fluminense. Niterói, Rio de Janeiro, 2011.

GOIÁS. Decreto nº 1745 de 06 de dezembro de 1979. Aprova o Regulamento da Lei nº8544, de 17 de outubro de 1978, que dispõe sobre a prevenção o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: < http://www.saneago.com.br/site/agr/estadual/1979_1745.pdf> Acesso em: 13 fev. 2014.

HADDAD, K. B. **Avaliação da codisposição de resíduos de fossa e tanque sépticos em sistema de tratamento de esgoto composto por lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Goiás, 2013.

HARTMANN, C. M; ANDREOLI, C, V; EDWIGES T; LUPATINI G; ANDRADE NETO, C. O. Definições, histórico e estimativas de geração de lodo séptico no Brasil.

In: **Lodo de fossa e tanque séptico**: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. Cleverson Vitório Andreoli (coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas Saneamento 2011**. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm> Acesso em 21 fev 2014.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 06 maio 2013.

INGALLINELLA, A. M; SANGUINETTI, G; FERNÁNDEZ, R.G; STRAUSS, M; MONTANGERO, A. Cotreatment of sewage and septage in waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**. Vol. 45, 9-15. 2002.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6º ed., Rio de Janeiro: ABES, 2011.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Taylor & Francis Group, 2º ed., 2009.

KENGNE, I. M.; DODANE, P. H.; AKOA, A.; KONE, D. Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries. In: **International Workshop Edinburgh**, Scotland, UK, May 2008.

KOOTTATEP, T; POLPRASERT C; OANH, N.T.K; SURINKUL, N; MONTANGERO, A; STRAUSS, M. Constructed wetlands for septage treatment. In: **8º International Conference on wetlands systems for water pollution control**, Arusha, Tanzânia, 2002.

KOOTTATEP, T; POLPRASERT, C; KAMAL, ASM; KONE D; MONTAGERO A; HEINSS, U; STRAUSS, M. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate – Lessons learnt after seven years of operation. In: **9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control**, Avignon, France, 2004.

KOOTTATEP, T; POLPRASERT, C; OANH, N. T. K. Design considerations of constructed wetlands for septage treatment at the AIT pilot plant. In: **Proceedings of International Seminar on CWs–A Promising Technology for Septage Management and Treatment, AIT, Bangkok, Thailand**. 1999.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de “Wetlands Construídas”**. Dissertação de mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

LIAO, X.; LUO, S.; WU, Y.; WANG, Z. **Studies on the abilities of *Chrysopogon zizanioides* and *Cyperus alternifolius* for pig farm wastewater treatment**. 2003.

Disponível em: <http://www.vetiver.org/ICV3-Proceedings/CHN_pigwaste2.pdf>. Acesso em 12 fev. 2014.

LIÉNARD, A.; PAYRASTRE, F. Treatment of sludge from septic tanks in a reed-bed filters pilot plants. In: **5º International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Vienna, Austria, 1996.

LUPATINI, G; ANDREOLI, C.V; CASTRO, R.A; BORGES, N.B; CAMPOS, J, R; BARBOSA, A. J. S; ARAUJO, A. L.C; ANDRADE NETO, C.O; YAMADA, F; COLTRO, D. Z. Tratamento de lodo de fossa/tanque séptico: In: **Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final**. Cleverson Vitório Andreoli (coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2009

MEIRA, C. M. B. S; CEBALLOS, B. S. O; SOUSA, J.T; KONIG, A. Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: Primeiros resultados. In: **XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, João Pessoa. 2001.

MENDONÇA, E. A. **Disposição de efluente de tratamento de esgoto industrial em solo vegetado com Bambu**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010.

MENESES, C. G. R.; INGUNZA, M. P. D.; CÂMARA, A. C. J. Avaliação dos tanques sépticos como sistema de tratamento de águas residuárias em áreas tropicais. In: **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. Cancun, México. 2002.

MF RURAL. Mudanças de capim Vetiver. Disponível em: <http://www.mfrural.com.br/detalhe.aspx?cdp=50796&nmoca=Mudas-de-capim-vetiver>. Acesso em: 17 fev. 2014.

MONTEIRO, M. T. **Fitorremediação de rejeito contaminado proveniente do Canal do Fundão, na Baía de Guanabara-RJ**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2008.

NIKOLIĆ, V; MILIĆEVIĆ, D.; MILENKOVIĆ, S. Wetlands, constructed wetlands and their's role in wastewater treatment with principles and examples of using it in Serbia. **Architecture and Civil Engineering**, 7 (1), 2009.

NOUMSI, I. M. et al. Potencial of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (LAM.) Hitchc & Chase for faecal sludge treatment in tropical regions. In: **International Conference On Wetland Systemsfor Water Pollution Control**, Lisboa, p. 943-953,2006.

PEIXOTO, A. V. **Estudo da codisposição de resíduos de fossas de tanques sépticos, com e sem a remoção prévia de gordura, no desempenho de tratamento de esgoto com reatores UASB**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2013.

PITALUGA, D. P. S. **Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

QUEGE, K. E. **Tratamento de esgoto sanitário pelo sistema zona de raízes utilizando plantas de bambu**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

RATIS, A. N. F. A. **Caracterização dos resíduos esgotados de sistemas de tratamento individual de esgotos domésticos de Natal**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

RIOS, F. P. **Avaliação de sistemas individuais de disposição de esgotos e das empresas limpa-fossas na região metropolitana de Goiânia**. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010.

RURAL NOTÍCIAS. Controle de erosão com Vetiveria. Disponível em: <http://www.ruralnoticias.com/FUTSite/default_processa.asp?elemento=noticia&id=299>. Acesso em 18 fev 2014.

SALATI, E; SALATI FILHO, E; SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Piracicaba, São Paulo. 2009.

SÂNCHEZ-CARRILLO, S; ÁLVAREZ-COBELAS, M; BENÍTEZ, M; ANGELER, D, G. A simple method for estimating water loss by transpiration in wetlands. **Hydrological Sciences-Journal-des Hydrologiques**, 46 (4): 537-552, 2001.

SILVA JÚNIOR, E. D. **Tratamento do lodo de resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2013.

SPERLING, M. von. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 2005.

STAELENS, N; POLPRASERT, C; KOOTTATEP, T; PARKPIAN, P. Fate of metals and heavy metals in constructed wetlands for septage dewatering. In: **Proceedings of International Seminar on CWs—A Promising Technology for Septage Management and Treatment, AIT, Bangkok, Thailand**. 1999.

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

TA-OUN, M.; THERAJINDAKAJORN, P.; PANCHABAN, S.; PRUANGKA, S. **Vetiver grass research**: primary management of wastewater from community. 2003. Disponível em: <http://www.vetiver.org/ICV3-Proceedings/THAI_wastewater%20treat.pdf>. Acesso em: 02 fev. 2014.

TORRÃO, R. B. A; AQUINO, A.M; SILVA, M; ASSIS, R. L; HENRIQUES A.
Cultivo do Vetiver para erosão. **Circular Técnica**. EMBRAPA. Seropédica, RJ. 2011.

TOSETTO, V. **Avaliação da co-disposição de lodo de tanques sépticos e fração orgânica e resíduos sólidos domiciliares em reatores anaeróbios**. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, 2009.

TRUONG, P.; HART, B. Vetiver System for Wastewater treatment. **Boletim técnico**, n. 2, PRVN/ORDPB, Bangkok, Thailand. 2001.

TRUONG, P. Vetiver Grass Technology for Mine Rehabilitation. **Boletim técnico**, n. 1999/2, Bangkok, Thailand, 1999.

TRUONG, P.; VAN, T. T.; PINNERS, E. Vetiver system applications. **Technical reference manual**. The vetiver network international. 2008.

UCKER, F. E. **Eficiência do Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L. Nash) no Tratamento de Esgoto Sanitário**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2012.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim Vetiver. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 87-98, 2012.

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

UN – HABITAT (United Nations Human Settlements Programme). Constructed wetlands manual. **Water for Asian Cities Programme Nepal**, Kathmandu, 2008.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Guiding principles for constructed treatment wetlands**: Providing for Water Quality and Wildlife Habitat. 2000.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto**: contribuições para concepção e operação. Tese de doutorado - Universidade Estadual de Campinas, 2003.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, 2, 530-549. 2010.



**Termo de Ciência e de Autorização para Disponibilizar as Teses e Dissertações
Eletrônicas (TEDE) na Biblioteca Digital da UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás-UFG a disponibilizar gratuitamente através da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações - BDTD/UFG, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico: **Dissertação** **Tese**

2. Identificação da Tese ou Dissertação

Autor(a):	Elisa Rodrigues Siqueira		
CPF:	019.652.021-52	E-mail:	rodrigues.siqueira@gmail.com
Seu e-mail pode ser disponibilizado na página? <input checked="" type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não			
Vínculo Empregatício do autor		
Agência de fomento:	Sigla:
País:	UF:
CNPJ:		
Título:	Tratamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído		
Palavras-chave:	Zonas de raízes, tanque séptico, capim veitver		
Título em outra língua:	Septic tanks and cesspols residues treatment at a constructed wetland system		
Palavras-chave em outra língua:	Root zones system, septic tank, Vetiver grass		
Área de concentração:	Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental		
Data defesa: (dd/mm/aaaa)	31/03/2014		
Programa de Pós-Graduação:	Engenharia do Meio Ambiente		
Orientador(a):	Dr. Rogério de Araújo Almeida		
CPF:	E-mail:	rogerioufg@gmail.com
Co-orientador(a):		
CPF:	E-mail:

3. Informações de acesso ao documento:

Liberação para disponibilização?¹ total parcial

O Sistema da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações garante aos autores, que os arquivos contendo eletronicamente as teses e ou dissertações, antes de sua disponibilização, receberão procedimentos de segurança, criptografia (para não permitir cópia e extração de conteúdo, permitindo apenas impressão fraca) usando o padrão do Acrobat.

Elisa Rodrigues Siqueira

Assinatura do(a) autor(a)

Data: 22 / 04 / 2014

¹ Em caso de restrição, esta poderá ser mantida por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Todo resumo e meta dados ficarão sempre disponibilizados.