

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

BRENO JORGE FREITAS DRUMOND

UTILIZAÇÃO DE LEITO CULTIVADO COMO PÓS TRATAMENTO DE ESGOTOS
SANITÁRIOS POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

VOLTA REDONDA
2019

BRENO JORGE FREITAS DRUMOND

UTILIZAÇÃO DE LEITO CULTIVADO COMO PÓS TRATAMENTO DE ESGOTOS
SANITÁRIOS POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção de título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo de Freitas Branco

Co-orientador: Profa. Dr^a. Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva

VOLTA REDONDA
2019

Ficha catalográfica automática - SDC/BEM
Gerada com informações fornecidas pelo autor

D795u Drumond, Breno Jorge Freitas
Utilização de Leito Cultivado como Pós Tratamento de Esgotos Sanitários por Biodigestão Anaeróbia / Breno Jorge Freitas Drumond ; Ricardo de Freitas Branco, orientador ; Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva, coorientadora. Volta Redonda, 2019.
86 f. : il.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2019.

DOI: <http://dx.doi.org/10.22409/PGTA.2019.m.13811024760>

1. Biodigestor. 2. Leito Cultivado. 3. Efluente Sanitário. 4. Resíduo Orgânico. 5. Produção intelectual. I. Branco, Ricardo de Freitas, orientador. II. Paiva, Roberta Fernanda da Paz de Souza, coorientadora. III. Universidade Federal Fluminense. Escola de Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta Redonda. IV. Título.

CDD -

BRENO JORGE FREITAS DRUMOND

**UTILIZAÇÃO DE LEITO CULTIVADO COMO PÓS TRATAMENTO DE
ESGOTOS SANITÁRIOS POR BIODIGESTÃO ANAERÓBIA**

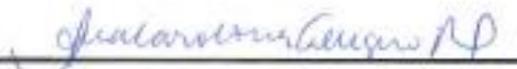
Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção de título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Aprovada em 22 de março de 2019.

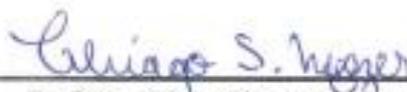
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Ricardo de Freitas Branco - UFF
Orientador



Prof. Dr. Ana Carolina Callegario Pereira - UNIFOA



Prof. Dr. Thiago Simonato Mozer - UFF

Volta Redonda
2019

Dedico este trabalho a todos que estiveram presentes e auxiliaram para que este projeto pudesse ser desenvolvido, o trabalho em conjunto é de extrema importância para qualquer projeto.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus pela oportunidade de poder realizar os trabalhos a mim destinados neste plano físico na qual nos encontramos.

À minha família e amigos, que sem eles jamais seria possível escolher o caminho a ser percorrido.

Ao orientador Prof.º Ricardo Branco que auxilia todos os momentos com experiência e qualidade técnica.

À Prof^a Roberta Paz que dedicou seu tempo e experiência para a conclusão do projeto.

Ao meu pai Raimundo Drumond, que desde sempre me ensinou a ser correto e sempre fazer o que é certo.

À minha mãe Silvana Drumond, que carregou e moldou a minha existência, sempre ensinando a amar.

À Urssula Guedes, que é um incentivo para que eu siga sempre em frente visando o horizonte.

Alguns homens vêem as coisas como são, e dizem 'Por quê?' Eu sonho com as coisas que nunca foram e digo ' Por que não?'

George Bernard Shaw

RESUMO

A preocupação com a qualidade de vida é um dos temas mais discutidos no século XXI, a importância de viver bem e com saúde requer uma atenção no ambiente e no meio no qual o ser humano está inserido. Fatores como a poluição hídrica interferem diretamente na saúde e bem-estar dos cidadãos, que por ironia são os maiores poluidores dos corpos hídricos, onde o esgoto *in natura* é descartado diariamente nos principais rios de muitas cidades brasileiras e apenas uma pequena parcela deste montante recebe o tratamento ambientalmente adequado. Os tratamentos convencionais podem requerer um elevado custo e o manejo de produtos químicos, assim a necessidade da utilização de processos limpos e mais baratos é crescente em todo o globo. O presente estudo viabilizou um experimento com um reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA) com capacidade de 10 L de volume útil, no qual foi inserido 10 g de resíduos alimentares triturados para avaliar os processos de codigestão anaeróbio. Posteriormente para realizar a remoção de N-amoniaco, o efluente foi disposto em leitos cultivados com capacidade equivalente a 10 L com a presença da macrófita *E. crassipes*. Foram analisados os valores de remoção com o tempo de detenção hidráulica de 10 e 20 dias pelo reator anaeróbio e 20 dias pelo leito cultivado. O sistema de tratamento via RAFA obteve 80% na remoção do parâmetro DQO, 94% no parâmetro sólidos suspensos totais, e com o processo de tratamento do leito cultivado foi obtido uma eficiência em remoção de N-amoniaco de 84%. O trabalho permitiu analisar a capacidade de um reator anaeróbio com a inserção de resíduos alimentares de 1g de resíduo para 1 L de efluente, onde os valores foram comparados ao padrão estabelecido pela resolução CONAMA 430/2011 (capítulo II, seção III). Foi dimensionado um condomínio em uma área rural onde foi aplicado os processos de tratamento via RAFA para a redução das cargas orgânicas, sendo posteriormente utilizado o sistema de leitos cultivados para a adequação de descarte do efluente em um corpo hídrico. O sistema analisado mostrou-se eficiente para remoção da carga orgânica e o leito cultivado com *E. Crassipes* reduziu consideravelmente os valores de N-amoniaco, demonstrando ser um processo em potencial de tratamento de efluente sanitário com resíduos sólidos .

Palavras-chave: Biodigestor, efluente, macrófitas, sustentabilidade, tratamento biológico.

ABSTRACT

The concern with quality of life is one of the most discussed themes in the 21st century, the importance of living well and with health requires attention in the environment and in the environment in which the human being is inserted. Factors such as water pollution directly affect the health and well-being of citizens, who ironically are the biggest polluters of water bodies, where the in natura sewage is discarded daily in the main rivers of many Brazilian cities and only a small portion of this amount receives environmentally sound treatment. Conventional treatments may require a high cost and handling chemicals, so the need to use clean and cheaper processes is increasing across the globe. The present study enabled an experiment with an upflow anaerobic reactor (RAFA) with a capacity of 10 L of useful volume, where 10 g of shredded food waste was inserted to evaluate the anaerobic codigestión processes. Subsequently, to remove the N-ammoniacal, the effluent was placed in wet lands with a capacity equivalent to 10 L with the insertion of macrophyte *E. crassipes*. The removal values were analyzed with the hydraulic detention time of 10 and 20 days by the anaerobic reactor and 20 days by the wet land. The RAFA treatment system obtained 80% reduction in COD, 94% reduction in total suspended solids, and with the wet land 84% of N-ammoniacal was removed. The work allowed to analyze the capacity of an anaerobic reactor with the insertion of food residues from 1g of waste to 1L of effluent, where the values were compared to the standard established by resolution CONAMA 430/2011 (chapter II, section III). A condominium was designed in a rural area where the treatment processes were applied through RAFA for the reduction of organic matters, and then the cultivated beds system was used to adequately dispose of the effluent in a river.

Key words: Biodigester, biological treatment, Biogas, effluent, macrophytes, sustainability.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

- Figura 1. Reator de manta de lodo p.30
- Figura 2. Sistema de tratamento de efluente sanitário com reator UASB (pré tratamento) seguido de DHS (pós tratamento) p.31
- Figura 3. Leito Cultivado de Fluxo Vertical p.38
- Figura 4. Leito Cultivado de Fluxo Superficial p.39
- Figura 5. Leito Cultivado de Fluxo Subsuperficial p.39
- Figura 6. Esquemático evidenciando o módulo filtrante e o fluxo de água no sistema de recirculação p.41
- Figura 7. Desenho simplificado da *Eichhornia Crassipes* p.45
- Figura 8. Sistema de tratamento de efluente sanitário na UFF Campus Aterrado p.48
- Figura 9. Planta de Tratamento de esgoto sanitário em escala laboratorial p.50
- Figura 10. Fluxograma demonstrando as etapas executadas p.51
- Figura 11. 10 gramas de resíduos alimentares triturado para inserção no RAFA p.53
- Figura 12. Macrófita *E. Crassipes* cultivado no IFRJ Campus Pinheiral p.54
- Figura 13. *E. Crassipes* coletado e lavado para início de tratamento p.55
- Figura 14. Macrófita *E. Crassipes* cultivado em efluente tratado pelo biodigestor RAFA após 20 dias de TDH p.55
- Figura 15. Caixa de descarte do reator UASB da UFF *campus* Aterrado p.56
- Figura 16. Macrófita *E. Crassipes* cultivado em efluente tratado pelo biodigestor UASB p.57
- Figura 17. Frascos com efluente pós-tratamento via Leito Cultivado da macrófita *E. Crassipes* p.58
- Figura 18. Planta de Tratamento de esgoto sanitário em escala laboratorial evidenciando o tubo de alimentação p.60
- Figura 19. Amostra dos efluentes do reator UASB e RAFA, pós tratamento anaeróbio p.63
- Figura 20. Valores de entrada e saída do parâmetro SST no reator RAFA p.64
- Figura 21. Valores de entrada e saída do parâmetro DQO no reator RAFA p.65
- Figura 22. Valores de entrada e saída do parâmetro N-amoniaco no RAFA p.66

Figura 23. Valores de entrada e saída do parâmetro N-amoniaco (RAFA) do Leito Cultivado p.69

Figura 24. Gráfico com valores de entrada e saída do parâmetro N-amoniaco (UASB) do Leito Cultivado p.69

Figura 25. Cenário Projetado de um condomínio em área rural p.72

Figura 26. Desenho do biodigestor e caixa de pré tratamento p.74

Figura 27. Sistema de tratamento de efluente sanitário com tratamento anaeróbio via RAFA e aeróbio com Filtro Aerado p.78

LISTA DE TABELA

Tabela 1 - Poluentes da água e suas fontes p.222

Tabela 2. Parâmetros de qualidade da água p.244

Tabela 3. Vantagens e Desvantagens de um biodigestor p.299

Tabela 4. Valores de Entrada e Saída na co-digestão de Lixiviado de Aterro Sanitário com Resíduos de Fossa Séptica (1 batelada) p.333

Tabela 5. Proporção em % de resíduos alimentar e esgoto sanitário inserido por Hyun no biodigestor anaeróbio p.33

Tabela 6. Tipo de custos e suas definições p.477

Tabela 7. Metodologia para caracterização das amostras afluentes e efluentes do experimento p.499

Tabela 8. Volumes relacionados no biodigestor anaeróbio experimental p.50

Tabela 9. Condição de trabalho realizado em cada etapa p.52

Tabela 10. Caracterização do efluente sanitário com e sem 10 g de resíduos alimentares p.59

Tabela 11. Avaliação de pH e Temperatura nos TDH's de 1 e 7 dias p.61

Tabela 12. Caracterização do Efluente do RAFA com 10 g de resíduos alimentares inseridos p.62

Tabela 13. Tabela comparativa de resultados obtidos entre os autores referenciados e o experimento no reator RAFA p.66

Tabela 14. Valores médios obtidos de pH e Temperatura por tratamento via Leito Cultivado com TDH de 20 dias p.67

Tabela 15. Valores médios obtidos de N-amoniaco e SST por tratamento via Leito Cultivado com TDH de 20 dias p.67

Tabela 16. Tabela de valores para implantação de Sistemas de Tratamento de Efluente Sanitário p.71

Tabela 17. Contribuição diária de esgoto doméstico (C) e de lodo fresco (Lf) por tipo de prédio e de ocupante p.72

Tabela 18. Valores da contratação de retroescavadeira para instalação do Biodigestor p.75

Tabela 19. Valores relacionados à escavação do açude p.75

Tabela 20. Tabela de valores para implantação de Sistemas de Tratamento de Efluente Sanitário p.766

Tabela 21. Valores com custo de disposição final de resíduos orgânicos em aterros sanitários p.777

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresa de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABNT	Associação Brasileiro de Normas Técnicas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CSN	Companhia Siderúrgica Nacional
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
LC	Leitos Cultivados
N- amoniacal	Nitrogênio Amoniacal
O.D	Oxigênio Dissolvido
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogeniônico
SAR	Sistema de Aquicultura de Recirculação
SST	Sólidos Suspensos Totais
RAFA	Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO, p.17
2. OBJETIVO, p.19
 - 2.1. OBJETIVO GERAL, p.19
 - 2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS, p.19
3. REVISÃO DE LITERATURA, p.20
 - 3.1. ESGOTO SANITÁRIO E A POLUIÇÃO HÍDRICA, p.20
 - 3.2. TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS, p.23
 - 3.2.1. TRATAMENTO ANAERÓBIO, p.26
 - 3.3. RESÍDUOS ORGÂNICOS COMO SUBSTRATO EM BIODIGESTORES ANAERÓBIOS, p.32
 - 3.4. LEITOS CULTIVADOS, p.34
 - 3.5. ESCOLHA DO TIPO DE MACRÓFITA AQUÁTICA, p.43
 - 3.5.1. *EICHHORNIA CRASSIPES* (AGUAPÉ), p.44
 - 3.6. CARACTERIZAÇÃO DO EMPREENDIMENTO, p.47
4. MATERIAIS E MÉTODOS, p.48
 - 4.1. CARACTERIZAÇÃO DE AFLUENTE E EFLUENTE, p.48
 - 4.2. BIODIGESTOR EM ESCALA LABORATORIAL, p.49
 - 4.2.1. PRIMEIRA ETAPA – INSERÇÃO DO INÓCULO, p.52
 - 4.2.2. SEGUNDA ETAPA – ATIVAÇÃO DO RAFA, p.52
 - 4.2.3. TERCEIRA ETAPA – INSERÇÃO DE RESÍDUO ALIMENTAR, p.53
 - 4.2.4. QUARTA ETAPA – TRATAMENTO AERÓBIO, p.54
 - 4.2.5. COLETA E AMOSTRAGEM, p.57
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO, p.59
 - 5.1. CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE DO RAFA, p.59
 - 5.2. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE NA SEGUNDA ETAPA, p.61

- 5.3. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE NA TERCEIRA ETAPA, p.62
- 5.4. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE NA QUARTA ETAPA, p.67
- 5.5. APLICAÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO RAFA, COM INSERÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES E LEITO CULTIVADO EM UM CONDOMÍNIO HIPOTÉTICO, p.70
 - 5.5.1. CONCEPÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO PARA RESIDÊNCIAS, p.70
 - 5.5.2. TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO COM INSERÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES EM UM CONDOMÍNIO EM ÁREA RURAL, p.71
 - 5.5.3. CONCLUSÃO DO EMPREENDIMENTO PROJETADO, p.76
- 6. CONCLUSÃO, p.79
- REFERÊNCIA, p.80

1. INTRODUÇÃO

A água é uma das substâncias mais comuns e com grande disponibilidade no planeta Terra, cobrindo cerca de 70% da superfície do planeta. Encontra-se principalmente no estado líquido, sendo considerado um recurso natural renovável pelo meio conhecido como ciclo hidrológico (BRAGA *et al.*, 2005).

Com a crescente concentração de seres humanos em uma cidade ou região, surge a necessidade do desenvolvimento dos manejos que irão possibilitar a melhoria contínua da qualidade de vida. Dentre vários impactos gerados pela presença e sobrevivência humana, temos a geração dos resíduos sanitários, que acaba se tornando um grande vilão à saúde e manutenção de um ecossistema, devido ao extenso volume gerado destes materiais.

Entre os poluentes que interagem diretamente com os corpos hídricos destacam-se os esgotos domésticos e industriais. Os valores de matéria orgânica contidos no efluente descartado alimenta as bactérias aeróbias que funcionam como decompositoras. Com o maior valor da concentração de matéria orgânica, maior será a população destes organismos, que utilizam o oxigênio dissolvido na água para realizar a redução das cargas poluidoras (COSTA *et al.*, 2003; VALENTIM, 2003).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Brasil detém um total de 2.126 municípios que detém a Política Municipal de Saneamento Básico, sendo 38.2% de cidades brasileiras que viabilizam a coleta e destinação dos efluentes sanitários gerados (IBGE, 2017).

Além dos resíduos líquidos temos a problemática dos resíduos sólidos, gerados por meio de atividades agrícolas, industriais e de processamentos urbanos. Esses resíduos sólidos urbanos (RSU) apresentam um elevado percentual de matéria orgânica, o que amplia as alternativas para o seu tratamento. No entanto, as maiores destinações finais dos RSU são os aterros sanitários. Entre 2016 e 2017, teve um aumento de 2,115 toneladas de RSU's gerados por dia, sendo cerca de 1,03 kg/dia por habitante (ABRELPE, 2017).

Os RSU's são também encontrados em sistemas hídricos, ocasionado por ausência de uma correta coleta e direcionamento para um tratamento efetivo, o que impacta na qualidade do efluente a ser tratado.

Porém, os métodos convencionais de tratamento de efluente sanitário demandam grandes valores de mão de obra, produtos químicos e pessoal capacitado, tanto para adequar as plantas, quanto para realizar sua operação. Tendo em mente estes quesitos, pode-se ser necessário a utilização de técnicas alternativas, tecnologias que possibilitem o tratamento,

visando o conceito sustentável. Entre tantos métodos, destaca-se a utilização de biodigestores anaeróbios, focados na purificação do efluente líquido, na redução dos materiais sólidos e também dos leitos cultivados (LC), que são áreas alagadas como pântanos, brejos ou mangues, as quais realizam a depuração da água via material biológico, como por exemplo as macrófitas.

O tratamento onde é inserido esgoto sanitário e resíduos sólidos orgânicos é conhecido como co-digestão, onde em um ambiente fechado, são inseridas bactérias específicas que farão a co-digestão do material bruto. Após esta etapa é necessário um trabalho de pós tratamento, onde o efluente será enquadrado para seu correto descarte em um corpo hídrico (SHARP, 2015). O LC se torna uma alternativa em potencial para o pós tratamento.

Estes sistemas que tratam o esgoto de forma natural, são baseados na capacidade de ciclagem de materiais contidos nos esgotos e ecossistemas aquáticos naturais, sem que seja necessária a utilização de fatores externos como energia (para indução dos processos bioquímicos) ou de produtos que aceleram esta ciclagem dos elementos (SEZERINO, 2006).

Com todos os contextos evidenciados, ressalta-se a necessidade da realização do tratamento dos resíduos gerados diariamente pelas cidades, sendo elas o esgoto sanitário e resíduos sólidos orgânicos, onde se faz necessário a utilização de processos efetivos e que permitam baixo custo de operação. Desta forma, o presente estudo viabilizou um sistema de tratamento anaeróbio, na qual foram inseridos resíduos orgânicos junto ao esgoto sanitário permitindo a redução das cargas orgânicas via processos anaeróbios, utilizando como pós tratamento um sistema de leito cultivado.

2. OBJETIVO

2.1. OBJETIVO GERAL

Estruturar e avaliar um sistema de tratamento anaeróbio para efluentes sanitários e resíduos orgânicos, e utiliza-lo posteriormente em um processo de leito cultivado como pós tratamento.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Montagem de um biodigestor em escala laboratorial para realizar o tratamento inicial de efluente sanitário junto de materiais orgânicos (resíduos alimentares).
- Avaliar a eficiência do biodigestor em função do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 10 e 20 dias;
- Construir um sistema que permita utilizar um tratamento via leito cultivado, utilizando o efluente proveniente do tratamento no biodigestor.
- Avaliar o tratamento realizado pela macrófita *Eichhornia Crassipes* na remoção de nitrogênio Amoniacal (N- amoniacal).
- Determinar os custos de implantação de um sistema de tratamento de esgoto sanitário, via reator anaeróbio com pós tratamento em leito cultivado, em condomínios residenciais de pequeno porte localizados em área rural.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. ESGOTO SANITÁRIO E A POLUIÇÃO HÍDRICA

Se olharmos para a história vemos que a população humana cresceu lentamente, porém nos últimos 200 anos vem nos mostrando uma alta taxa de natalidade com baixas de mortalidade, elevando o número de humanos no planeta. Três fatores são aqueles que explicam a razão deste crescimento. Primeiro, os humanos habituaram-se em viver em quase todas as zonas climáticas do planeta, o que permitiu a sua expansão. Segundo, com o surgimento da agricultura foi permitido que mais seres humanos fossem alimentados e terceiro, com as melhorias sanitárias e desenvolvimento de fármacos a mortalidade caiu drasticamente (MILLER *et al.*, 2016).

O ser humano vem realizando alterações nos ambientes terrestres constantemente, seja para o desenvolvimento da população ou por tentativas de realizar o manejo adequado dos recursos. Ao longo dos anos, tivemos melhorias tecnológicas e aumento em massa de produção em diversos setores. Com isto tivemos também um aumento de emissões atmosféricas como por exemplo o dióxido de carbono (CO₂), que teve registros de até 30% a mais nas zonas atmosféricas, além da utilização de quase metade de toda a água superficial, evidenciando que o crescimento humano está ligado com o consumo e a grande demanda de recursos naturais (VITOUSEK *et al.*, 1997).

O homem sempre utilizou a água em seus processos cotidianos, seja para consumo eminente (beber) ou para fins de higiene e produção. Com o passar dos anos a distribuição de água potável foi otimizada, possibilitando um maior consumo. Apesar de toda a importância que a água exerce na vida do homem, ela é um dos recursos mais mal administrado, sendo desperdiçada e poluída de diversas maneiras, um dos grandes motivos é o seu baixo preço para bilhões de consumidores (MILLER *et al.*, 2016).

A contaminação dos recursos hídricos impede seu uso para abastecimento humano. A Organização Mundial de Saúde (OMS) estimou que cerca de 25 milhões de pessoas morrem por ano devido a doenças transmitidas pela água, o que evidencia a necessidade de realizar tratamentos adequados da água poluída (BRAGA *et al.*, 2005)

A poluição é um fator indesejável que altera as características físicas, biológicas e químicas dos ambientes que compõem todo o ecossistema (hidrosfera, litosfera, atmosfera), tais alterações podem ocasionar prejuízos à saúde de seres vivos. No que se trata de poluição aquática, é definida como qualquer ação ou interferência, que não seja proveniente de meios

naturais, em um ambiente aquático. Hoje em dia o homem é o maior vetor das ações poluidoras que deterioram o ambiente hidrosférico (BRAGA et al, 2005).

Braga (2005), define que a poluição da água é a alteração de suas características por interferências ou ações em seu meio, podendo ser um processo natural ou estimulado pelo o homem. Estes poluentes podem ser classificados de acordo com a sua origem e com os principais impactos que eles geram. Os poluentes biodegradáveis são constituídos principalmente por carboidratos, gorduras e proteínas, onde a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio hídrico permite que bactérias aeróbias possam degradar os poluentes a partir do consumo deste oxigênio. Quanto maior a carga destes poluentes maior será o consumo do oxigênio dissolvido, inviabilizando este item essencial para peixes e plantas.

Muitas das doenças que assolam cidades mais carentes estão diretamente associadas com à falta de saneamento básico e com água contaminada. Ao tempo que a população vive em contato com os efluentes sanitários provenientes da própria comunidade, acabam sendo contaminados por substâncias patogênicas, que se não tratadas ocasionam em um grande número de doentes. Assim existe uma obrigatoriedade de solução que visa encontrar alternativas de tratamento de efluente que possam ser eficientes e financeiramente viáveis à população (NOZAKI et al., 2017).

A tabela 1, de acordo com Miller e Spoolman (2016), lista os principais poluentes de água e suas fontes

Tabela 1 - Poluentes da água e suas fontes

Efeito/Tipo	Exemplo	Principais Fontes
<u>Agentes Patógenos</u> Causam doenças;	Vírus, protozoários, bactérias e parasitas.	Resíduos humanos e de animais
<u>Resíduos que demandam oxigênio</u> Esgotam o oxigênio dissolvido na água;	Resíduos biodegradáveis de animais e detritos vegetais	Esgoto, fábricas de alimentos e de papel, confinamento de animais
<u>Nutrientes da planta</u> Causam crescimento excessivo de algas;	Fosfato (PO_4^{3-}) e Nitrato (NO_3^-)	Fertilizantes inorgânicos, esgotos, resíduos de animais.
<u>Produtos Químicos inorgânicos</u> Acrescentam toxinas aos sistemas aquáticos;	Sais, bases, ácidos, compostos de metal	Residências, mineração, indústrias, escoamento de ruas
<u>Produtos Químicos Orgânicos</u> Acrescentam toxinas aos sistemas aquáticos;	Gasolina, pesticidas, petróleo, fertilizantes, solvente de limpeza	Fazendas, mineração, industrias, escoamento de ruas
<u>Metais Pesados</u> Interrompem os sistemas imunológico, causa câncer;	Mercurio, chumbo, arsênio	Produtos químicos domésticos, descargas industriais, aterros sem forro, mineração
<u>Térmico</u> Torna algumas espécies vulneráveis a doenças;	Calor	Instalações industriais, energia elétrica.
<u>Sedimentos</u> Interrompem a fotossíntese e as cadeias alimentares.	Lodo e Solo	Erosões, mineração, desmatamento.

Fonte: Adaptado de Millere Spollman., *et al* (2016).

De acordo com Ribeiro (2008), faz-se necessário o investimento em processos que possam reduzir as cargas poluidoras dos efluentes sanitários antes que sejam descartadas nos ambientes aquáticos. Além desta visão, deve ser feita uma coleta com elevatórias destes efluentes que se destinam para estações que irão prover este tratamento. De acordo com

Rocha *et al.* (2004), é possível estabelecer os valores que possam ser “economizados” realizando o saneamento básico efetivo, sendo que a cada US\$ 1,00 investido nos processos sanitários, ganha-se uma economia de US\$ 4,00 na saúde pública.

3.2. TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS

Braga et al (2005) alertam que as alterações em que envolvem a qualidade de água não estão apenas inseridas ao contexto estético da água, pois mesmo que a água tenha uma boa aparência para um determinado uso (características límpidas, sem odor, sem gosto), ela pode conter microrganismos patogênicos, materiais tóxicos que podem causar danos para determinadas espécies.

De acordo com Silva e Pruski (2000 *apud* Albinati *et al.*, 2003), a água tem um poder de diluir e assimilar os efluentes sanitários e outros tipos de resíduos, que são operados via forças químicas, físicas e biológicas. Estes fatores caracterizam a chamada “autodepuração”, um processo em que um corpo hídrico consegue realizar a diminuição ou eliminação de determinados poluentes. Porém, os volumes dos materiais que serão efetivamente tratados são determinantes aos valores relativos do ecossistema e corpo hídrico, desta forma, quanto maior a concentração de poluentes, maior deverá ser o manancial que efetuará o tratamento.

Von Sperling (1996), por sua vez descreve que para realizar a autodepuração no corpo d’água o material orgânico é convertido em produtos mineralizados inertes, sendo que este processo acontece naturalmente por mecanismos naturais presentes no ambiente.

Chernicharo (2016) demonstra que o esgoto sanitário é constituído por diversos compostos como sólidos biodegradáveis, carboidratos, proteínas, lipídeos, coliformes termotolerantes, entre outros. Para determinar as concentrações de sólidos biodegradáveis e nutrientes que serão tratados pelo biodigestor anaeróbio, devem ser feitos análises dos parâmetros evidenciados na tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros de qualidade da água

<i>DBO</i>	Concentração de Sólidos biodegradáveis presente no efluente;
<i>DQO</i>	
<i>pH</i>	Monitoramento do efeito tampão do sistema e da produção de metano;
<i>N-amoniacal</i>	Avaliação da carga inorgânica
<i>SST</i>	Os sólidos suspensos totais permitem uma avaliação de materiais particulados presente no substrato

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2016).

Para realizar o tratamento de esgotos é necessário a aplicabilidade de processos biológicos na qual estão envolvidos organismos vivos como bactérias, protozoários, algas, fungos e vermes. Entre estes, as bactérias são os que detém maior importância na estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

De acordo com Branco (1986), o tratamento relativo às bactérias patogênicas e presentes em grandes números no esgoto sanitário se deve pela ação de microrganismos bacteriófagos (parasita de bactérias), pela falta de substâncias nutritivas para as bactérias, pela adsorção, floculação e também pela precipitação de materiais, que acabam arrastando as bactérias para o fundo do sistema de tratamento.

Lettinga (1995) descreve que para a remoção de matéria orgânica originária dos esgotos, é realizado processos de desassimilação ou catabolismo. O catabolismo de real interesse para o tratamento de esgotos são:

- Catabolismo oxidativo (oxidação da matéria orgânica) – É uma reação redox, onde o material orgânico é oxidado por um agente oxidante (nitrato, sulfato, oxigênio);
- Catabolismo fermentativo (fermentação da matéria orgânica) – Ocorre rearranjo dos elétrons na molécula fermentada, formando dois produtos. Para que se obtenha a estabilização necessária é preciso que ocorram várias fermentações sequenciais. Este processo não há a presença de oxidação.

Existem diversos processos que trabalham o tratamento eficiente do esgoto, nestes tratamentos estão envolvidos processos aeróbios como as lagoas facultativas, onde as algas exercem uma função de produção de oxigênio pela fotossíntese, permitindo a oxigenação do efluente. A massa microbiana envolvida nos processos aeróbios é constituída basicamente por

protozoários e bactérias. Nos sistemas anaeróbios as condições são favoráveis para o desenvolvimento de microrganismos adaptados funcionalmente para a ausência de oxigênio, tendo em destaque as bactérias acidogênicas e metanogênicas (VON SPERLING, 1996).

Chernicharo (2016) evidencia a necessidade da utilização de sistemas voltados para o correto tratamento do efluente sanitário conjugando baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional e o conceito da sustentabilidade, sendo que estes sistemas podem ser classificados como individuais ou coletivos:

- Sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário;
 - Fossa Seca, em qualquer modalidade de aplicação;
 - Tanque Séptico com infiltração no solo;
 - Tanque Séptico com filtro anaeróbio;
- Sistemas coletivos de tratamento de esgoto sanitário;
 - Lagoa de Estabilização;
 - Reator anaeróbio de manta de lodo;
 - Tanque Séptico com filtro anaeróbio;
 - Filtro biológico percolador

Von Sperling (1996) cita a importância das bactérias nos processos de tratamento de esgoto, sendo que uma principal função de um sistema de tratamento é a sua capacidade de remover o DBO, que serve como uma possibilidade de medição do potencial poluidor de algumas substâncias biodegradáveis. As bactérias também detêm uma propriedade de se aglomerar em unidades estruturais como biofilmes, blocos ou grânulos. Estas características permitem a remoção da matéria orgânica carbonácea e uma maior área de contato das bactérias com o efluente a ser tratado. Outros fenômenos que são atribuídos às bactérias são:

- Nitrificação - bactérias autótrofas quimiossintetizantes convertem o nitrito e a amônia em nitrato;
- Desnitrificação – bactérias heterótrofas facultativas convertem o nitrato a nitrogênio gasoso.

Nos processos voltados para o tratamento dos esgotos sanitários podem ocorrer a geração de maus odores, em função das etapas biológicas e das condições operacionais empregadas, sendo um problema para a vizinhança. Estes odores são provenientes de uma mistura complexa de moléculas com enxofre (H_2S e mercaptanas), fenóis, nitrogenadas (NH_3 e aminas), álcoois, aldeídos, ácidos orgânicos, entre outros (CHERNICHARO, 2016).

Existem várias alternativas que permitem o tratamento adequado dos materiais sanitários, entre eles temos as estações químicas e biológicas que trabalham utilizando materiais químicos como insumo. Porém, vive-se a necessidade de utilizar soluções mais atrativas, que utilizam os contextos empregados pela própria natureza nas questões de autodepuração e redução de poluentes em um meio. Um destes processos são os leitos cultivados (wetlands) que apresentam várias vantagens, quando comparado aos sistemas convencionais, pois produzem um tratamento de boa qualidade, não necessita de mão de obra e operação especializada, nenhum ou baixo consumo de energia elétrica, são sistemas mais flexíveis e mais operáveis do que as estações convencionais, além dos biodigestores que são sistemas relativamente simples de trabalho e permitem uma grande eficiência no tratamento (ARIAS; BRIX, 2003).

3.2.1. TRATAMENTO ANAERÓBIO

A digestão anaeróbia é um processo bastante aplicado no tocante do tratamento de resíduos orgânicos. O trabalho microbiológico efetuado por bactérias anaeróbias atua na matéria orgânica, onde as moléculas mais complexas são transformadas em estruturas mais simples (TAWFIK, 2005).

A princípio todos os compostos orgânicos conseguem ser degradados por via anaeróbia, sendo que este processo se torna mais eficiente com dejetos biodegradáveis. Muito tem se empregado no tratamento de resíduos sólidos e líquidos, o uso de digestores anaeróbios, permitindo que bactérias anaeróbias possam reduzir a carga orgânica dentro de um sistema fechado e tamponado. Os sistemas por biodigestão anaeróbia detém algumas vantagens como o baixo consumo de energia, baixa produção de sólidos, baixo custo de implantação e operação, possibilidade de operação com elevados tempos de retenção de sólidos, tolerância a elevadas cargas orgânicas e baixo tempo de detenção hidráulica (VON SPERLING, 1996).

Algumas diferenças são visíveis entre os processos anaeróbios e aeróbios, pois nos sistemas aeróbios ocorre somente cerca de 40 a 50% da degradação biológica, na qual é realizada a conversão em gás carbônico (CO_2), ocorrendo uma enorme incorporação de matéria orgânica como biomassa microbiana (de 30 a 40%), revertendo em um grande volume de lodo excedente do sistema. Nos processos anaeróbios é evidenciado que grande parte do material orgânico biodegradável é convertido em metano (cerca de 50 a 70%), sendo despreendida da forma líquida para a gasosa, apenas uma pequena parcela do material orgânico

é convertida em biomassa microbiana, transformando em lodo excedente (5 a 15%) (CHERNICHARO, 2016).

Os processos da digestão anaeróbia são considerados como um ecossistema no qual grupos de microrganismos trabalham na conversão da matéria orgânica, complexada em gás carbônico, água, metano, amônia, gás sulfídrico e células bacterianas novas. Dentro do sistema de biodigestor acontece basicamente duas fases de trabalho microbiano, a acidogênica e a metanogênica, que podemos subdividi-los em (CHERNICHARO., 2016):

- Hidrólise e Acidogênese – hidrólise de materiais particulados complexos, dissolvendo em materiais mais simples. Em seguida os elementos oriundos da hidrólise são metabolizados no interior das células bacterianas, produzindo compostos mais simples;
- Acetogênese - processo responsável pela oxidação de compostos orgânicos intermediários, como o butirano e o propionato. Esta fase possibilita a ação de microrganismos metanogênicos e a remoção de DQO, já que para a remoção é necessária a conversão de acetato ($C_2H_3O_2^-$) em metano (CH_4) na fase líquida;
- Metanogênese – é considerada a etapa final do processo de conversão anaeróbia dos elementos orgânicos em CH_4 e CO_2 . A metanogênese pode ser considerada uma forma de respiração anaeróbia, sendo que as bactérias removem o excesso de hidrogênio e os produtos da fermentação produzidos nas fases anteriores. Estas bactérias são separadas em dois grupos:
 - Metanogênicas acetoclásticas – produzem o CH_4 e o CO_2 usando o $C_2H_3O_2^-$ como fonte de energia;
 - Metanogênica hidrogenotróficas – utilizam o hidrogênio (H_2) como fonte de energia, funcionando como um agente redutor. Assim parte do CO_2 reage com o H_2 para gerar o CH_4 .
- Sulfetogênese – O metabolismo das bactérias sulforedutoras é de suma importância para o processo da digestão anaeróbia, sendo um dos processos mais efetivos para a remoção de DQO da fase líquida.

Estas etapas trabalham em conjunto sequencial, onde os resultados gerados de cada etapa servem de insumo para os trabalhos de microrganismo distintos.

Campos (1999), relata que o monitoramento do pH nos processos que envolvem a digestão anaeróbia é de suma importância para a operação e controle. O pH com a faixa entre 6,0 e 8,0 são propícios para a produção de metano por microrganismos, assim como valores

maiores que 8,0 e menores que 6,0 podem impossibilitar o crescimento dos microrganismos criadores de metano.

O tamponamento é a capacidade de uma solução em evitar mudanças no seu pH, onde é realizado pela mistura de um ácido fraco com seu sal correspondente. Nos processos anaeróbios os fatores que podem afetar o pH são os ácidos voláteis e o ácido carbonico. A capacidade de tamponamento de um sistema anaeróbio é dependente do gás carbônico (alcalinidade) na faixa de pH entre 6,0 e 7,5 (JORDÃO; PESSOA, 2014).

Ali (2000), realizou experimentos em um reator anaeróbio utilizando licor negro proveniente de uma usina de celulose e outro com o mesmo efluente e adicional de glicose, onde o DQO obteve 43% de remoção no experimento sem glicose e 71% de redução no experimento com glicose. A geração de metano foi baixa no experimento que não detinha glicose, obtendo os valores de 27 a 33% de geração de metano, já o experimento com glicose evidenciou uma produção de até 80% de metano. Cabe ressaltar que os valores de DQO, antes do tratamento anaeróbio, tiveram um aumento de cerca de 22% devido à inserção glicose.

A produção do biogás é realizada por uma fermentação anaeróbica contida dentro de um biodigestor, onde é liberada a energia química presente na estrutura dos resíduos orgânicos que dão origem ao gás. O biogás tem em sua estrutura o CO_2 CH_4 (CIPAV, 2004).

Os reatores para a digestão anaeróbia tiveram sua origem na Holanda nos meados da década de setenta. Estes reatores foram batizados como UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors), onde um ambiente fechado possibilita a proliferação de bactérias anaeróbias e a geração de uma manta de lodo biológico. O efluente é inserido no reator onde receberá uma dinâmica de ascendência entrando em contato com a manta de lodo, onde viabilizara a digestão dos materiais. A detenção hidráulica é responsável pela otimização do tratamento, além de permitir a geração de biogás que irá agir como um misturador, onde as bolhas do biogás seguirão o fluxo ascendente através do reator. No Brasil são divulgadas novas terminologias para reatores anaeróbios, sendo eles (CHERNICHARO, 2016):

- RAFA – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente;
- RALF – Reator anaeróbio de leito fluidificado;
- DAFA – Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente;
- RAFAALL – Reator Anaeróbio de fluxo ascendente através de leito de Lodo.

Estas siglas referem ao mesmo tipo de tecnologia e propriedades físico/químico, o que pode ocasionar confusões para o público em geral.

Campos (1999) evidencia que houve um consenso no meio acadêmico brasileiro onde deveriam utilizar as seguintes nomenclaturas referentes aos processos de reatores anaeróbios:

- Reator de Manta de Lodo;
- Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e manta de Lodo;
- Reator UASB

A utilização de biodigestores anaeróbios no Brasil se torna bastante atrativo devido às condições climáticas, onde a temperatura ambiente age diretamente na eficiência do sistema de digestão anaeróbia, sendo a temperatura um dos fatores mais importantes nos processos da digestão anaeróbia, pois a atividade biológica está ligada com os valores de temperatura. Os microrganismos não possuem meios que possibilitam o controle interno da temperatura, logo a temperatura da célula de digestão anaeróbia será determinada pela temperatura ambiente (JORDÃO; PESSOA, 2014).

A tabela 3 demonstra um comparativo das utilidades de um biodigestor:

Tabela 3. Vantagens e Desvantagens de um biodigestor

Vantagens	Desvantagens
Baixo consumo de energia	Remoção de fósforo, nitrogênio e patógenos ineficiente
Baixa produção de sólidos	Partida do processo lenta
Baixo custo de implantação	Possibilidade de geração de maus odores e de corrosão
Tolerância a elevadas cargas orgânicas	Efluente com aspecto desagradável, sendo usualmente não enquadrados para os parâmetros de descarte.
Baixa demanda de área	Baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas
Satisfatória eficiência em remoção de DQO e DBO	Necessidade de uma etapa de pós tratamento
Possibilidade de rápido reinício, mesmo após longas paralisações	

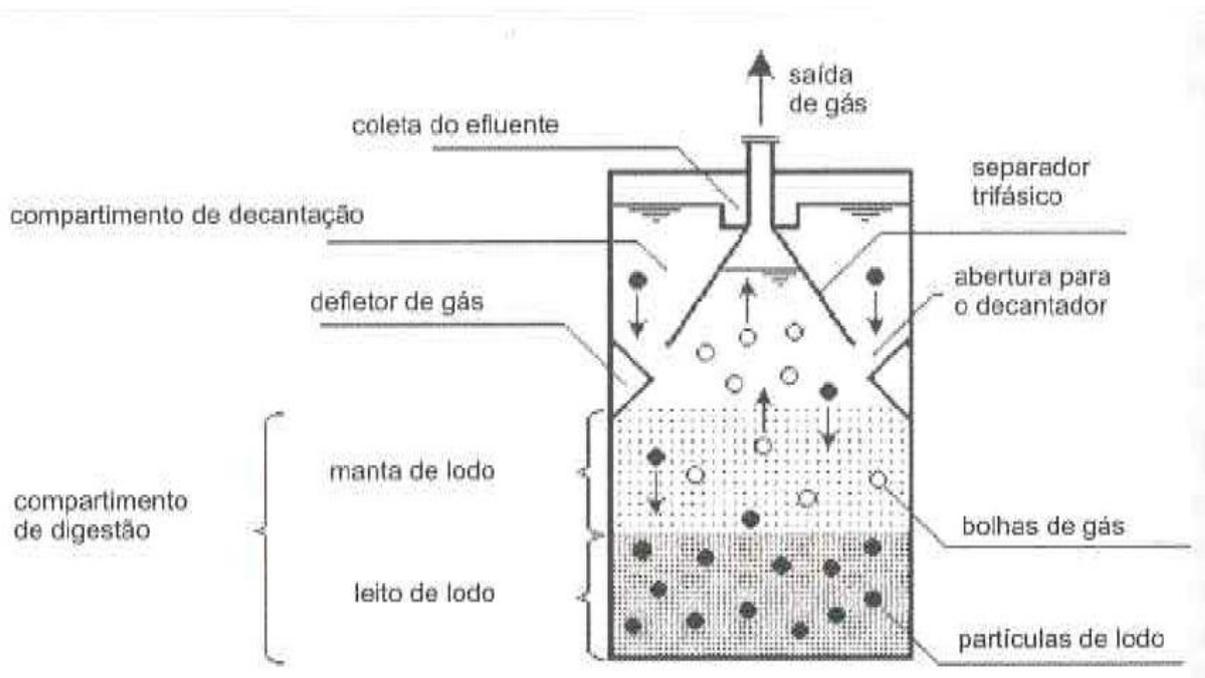
Fonte: adaptado de Von Sperling (2016).

O período de *start up* de um biodigestor anaeróbio é uma das ações cronológicas mais importantes para a operação do sistema. A taxa de inserção de afluente com o esgoto sanitário deve ser progressivamente durante alguns meses, ocorrendo a formação de um lodo onde será depositado no leito do biodigestor. Este lodo é formado pela decantação dos materiais

presentes no afluente. Acima do leito de lodo irá se desenvolver uma zona de crescimento bacteriano mais disperso, no qual é chamada de manta de lodo onde os sólidos apresentam uma sedimentação mais baixa. Com o movimento ascendente das bolhas de biogás, ocorre uma auto mistura no sistema e uma elevação dos elementos presentes, sendo necessário um separador trifásico que permita o escoamento do efluente líquido e a liberação dos gases gerado (VON SPERLING, 2016).

Os reatores de manta de lodo (figura 1) têm como diferencial se comparado com outros tipos de biodigestores, a capacidade de receber altas cargas orgânicas, o baixo custo operacional e a simplicidade construtiva, além de proporcionar o máximo de contato entre o substrato e a biomassa. A geração de odor proveniente do efluente tratado pelo biodigestor tem sua intensidade menor do que o efluente não tratado, sendo que nos processos anaeróbios voltados para o tratamento de esgotos sanitários, os compostos odorantes provenientes de atividades microbianas são as seguintes: amônia, mercaptanas, gás sulfídrico, aminas com baixo peso molecular, escatol, indol, aldeídos, ácidos graxos voláteis, ésteres e cetonas (CHERNICHARO, 2016).

Figura 1. Reator de manta de lodo



Fonte: Chernicharo (2016).

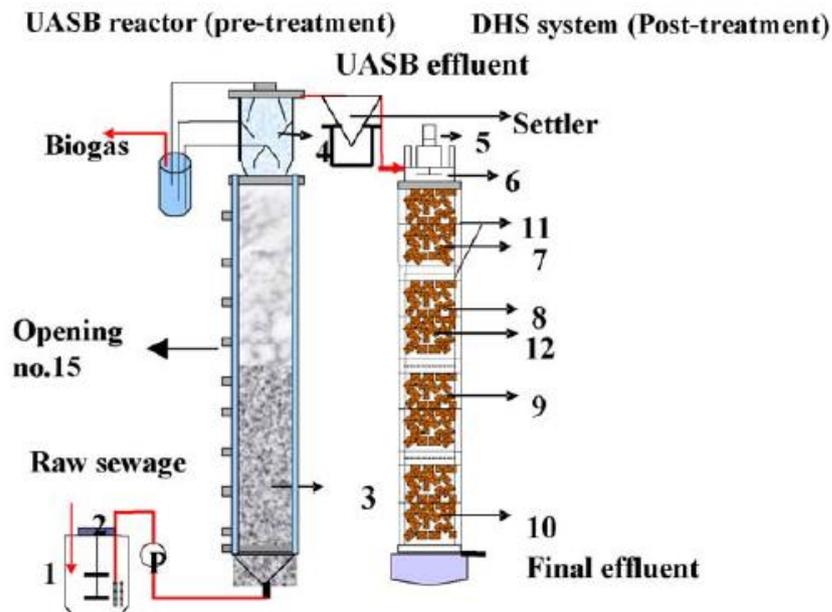
O biodigestor anaeróbio não é uma ferramenta completa para o tratamento total e eficiente do efluente. Elementos como o nitrogênio e o fósforo não são bem digeridos por um

reator, o que implica na necessidade de inserção de um tratamento posterior e efetivo (VON SPERLING, 2016).

Kalogo (1999) relata que em reatores UASB onde foram inseridos resíduos sanitários e foram expostos a temperaturas entre 7 e 19° C, obtiveram uma remoção de 55 a 77% de DQO com o TDH de 72h. Tal resultado foi creditado pela remoção de SS evidenciado no experimento, onde obtiveram valores de 55 a 94% de remoção.

O reator UASB detém consideráveis remoções de sólidos, DQO e coliforme termotolerantes, mas se faz necessário uma alternativa de pós tratamento para realizar o tratamento de parâmetros como amônia, oxigênio dissolvido, além de reduzir a carga residual de DQO e coliformes termotolerantes. Tawfik et al (2005), testou a performance de um reator UASB combinado com um sistema de tratamento chamado *Down-flow hanging sponge* (DHS), sendo que o reator UASB seria utilizado como pré tratamento e o DHS como pós tratamento de efluente sanitário da cidade de Nagaoka, Japão (figura 2). O DHS é um sistema de tratamento de efluentes líquidos composto por esponjas de poliuretano, onde microrganismos são aderidos em seu meio poroso e auxiliam na redução de poluentes, entre eles os sólidos.

Figura 2. Sistema de tratamento de efluente sanitário com reator UASB (pré tratamento) seguido de DHS (pós tratamento)



Fonte: Tawfik et al, (2005).

UASB testado por Tawfik (2005) detém um volume de trabalho de 155 litros e uma altura de 4 metros, sendo que seu diâmetro interno é de 220 centímetros. O DHS consiste em quatro

segmentos idênticos que são conectados verticalmente, onde cada segmento detém 12,9 L de esponja, que são distribuídos aleatoriamente, cada esponja tem 27 mm de altura com 22 mm de diâmetro. O sistema DHS utilizado foi concebido com 3,5 metros de altura e uma área de tratamento de 256 m²/m³. O sistema combinado obteve 90% de redução de DQO, 98% de DBO, 86% de remoção de N-amoniacal, 99% na redução de coliformes termotolerantes e remoção de 94% de SST.

3.3. RESÍDUOS ORGÂNICOS COMO SUBSTRATO EM BIODIGESTORES ANAERÓBIOS

No total de produção de RSU temos a presença de componentes orgânicos em 50% da massa bruta total. Caso este material seja mal condicionado, pode acarretar problemas crônicos de saúde e ambientais (ABELPRE, 2017).

Muito tem-se utilizado dos resíduos sólidos orgânicos como um substrato para o tratamento de esgotos. Este processo ficou conhecido como co-digestão, no qual é realizada a digestão de dois materiais diferentes almejando obter uma melhor eficiência no tratamento. Esta técnica permite uma geração mais volumosa de biogás, o que pode ser reaproveitado para a geração de energia proveniente da queima do biogás (GÓMEZ et al., 2006).

A utilização de resíduos sólidos orgânicos como substrato auxiliam na produção de metano, além da otimização da eficiência de degradação do resíduo líquido na fase conhecida como hidrólise (IACOVIDOU et al., 2012). A utilização de resíduos orgânicos para a digestão anaeróbia no reator do tipo UASB, permitiram em escala laboratorial uma remoção eficiente de Demanda Química de Oxigênio (DQO), onde no trabalho de Figueiras (2016) obteve um resultado de 81,02% de remoção do DQO. Neste mesmo trabalho, foram utilizados de resíduos alimentares triturados, e observou que o reator não teve avarias em seu sistema devido a inserção de sólidos, além de evidenciar um aumento na eficiência na fase de hidrólise, devido ao crescimento de microrganismos.

Lettinga (1983), utilizou um reator UASB de 2 m de altura, com capacidade de 120 L por batelada, onde foi inserido esgoto doméstico bruto e 75 L de um lodo proveniente de resíduos de beterraba-sacarina. Em condições de tempo seco e com temperaturas entre 8 a 20°C, Lettinga obteve reduções de 65 a 85% de redução de DQO, já em épocas chuvosas, parte da água foi canalizada para o reator que teve uma redução de 70% de DQO.

Lin et al (1999), testou a eficiência de um reator UASB para tratamento de lixiviação de aterros sanitários localizando na cidade de Taiwan, onde foi inserido resíduos provenientes de fossa sépticas para a realização da co-digestão. O lixiviado e os resíduos de fossa séptica

foram misturados nas seguintes proporções 3:1, 2:1 e 1:1 de resíduos sépticos (S) e lixiviados de aterro sanitários (L) respectivamente. Os resultados obtidos estão evidenciados na tabela 4.

Tabela 4. Valores de Entrada e Saída na co-digestão de Lixiviado de Aterro Sanitário com Resíduos de Fossa Séptica (1 batelada)

TDH – 1,5 dias	DQO mg/l	Sólidos Suspensos Totais mg/l	N-amoniaco
S: L = 3:1	11218 ± 2113	12068 ± 2044	354 ± 27
S:L = 2:1	9264 ± 1544	9790 ± 1640	401 ± 54
S:L = 1:1	10099 ± 1633	10196 ± 1526	316 ± 43

Fonte: Adaptado de Lin (1999).

Após estes e outros resultados, Lin adquiriu a redução total do experimento de DQO em 42,2%, sólidos suspensos totais em 45,3% e N-amoniaco em 44,3%.

Hyun et al (2003) inseriu resíduos alimentares misturados com efluente sanitário e inóculo de bactérias anaeróbias em frascos de soro com volume total de 160 ml, sendo que o volume de trabalho seria de 100 ml. Os frascos foram colocados em um agitador rotativo permitindo um maior contato entre os substratos, nutrientes e bactérias. O biogás gerado pelo sistema era retirado por uma seringa de vidro. Os frascos utilizados como reatores anaeróbios foram tratados em estado mesofílico (35°C) e termofílico (55°C), para que pudesse ser avaliado o desempenho das bactérias em diferentes valores de temperatura, o TDH máximo foi de 14 dias.

A tabela 5 demonstra as proporções de resíduos alimentares e esgoto sanitário utilizado no experimento.

Tabela 5. Proporção em % de resíduos alimentar e esgoto sanitário inserido por Hyun no biodigestor anaeróbio

Resíduo Alimentar %	Esgoto Sanitário %
0	100
20	80
50	50
80	20
100	0

Fonte: Adaptado de HYUN *et al* (2003).

Nas condições termofílicas as bactérias apresentaram uma melhor hidrólise assim como acidogênese, já na operação mesofílica, diferente das amostras termofílicas, os valores

de DQO se mantiveram alto, devido à ineficiência das bactérias de promover a hidrólise e acidogênese. A redução de DQO no final do 14º dia, pela operação termofílica foi de 94%, enquanto o experimento mesofílico obteve 70% de redução de DQO.

3.4. LEITOS CULTIVADOS

As áreas alagadas conhecidas como “wetlands” tem a capacidade de realizar o processo denominado autodepuração, justamente por serem áreas inundadas que desenvolvem uma vegetação adaptada ao ambiente e com grandes valores ecológicos, que auxilia na melhoria da qualidade da água. Estas áreas alagadiças estão entre as mais férteis e produtivas do mundo com um ecossistema complexo e uma excelente diversidade biológica. Estas áreas chegam a ocupar cerca de 6% da superfície sólida do planeta, porém, devido à grande expansão urbana, estas áreas vêm sendo soterradas ou represadas, eliminando uma das habilidades que um corpo hídrico tem de realizar o tratamento de materiais presentes na água (D'AMBRÓSIO, 1998).

De acordo com Brix (1994), os leitos cultivados têm a característica de um sistema com uma excelente ciclagem de nutrientes, remoção de matéria orgânica e diminuição de microrganismos com características patogênicas. Os processos que possibilitam estes efeitos são a decantação (realiza um efeito peneira, onde um biofilme microbiano consegue aderir às raízes e substratos dos leitos cultivados), além destes fatores ainda ocorre o predatismo e a competição entre outros tipos de microrganismos que possam habitar os leitos.

Costa (2003) relatam sobre os componentes básicos que se unem para a formação de um leito cultivado, eles são as macrófitas aquáticas, substratos, biofilmes bacterianos e a distribuição do afluente no leito.

Os substratos têm a função de promover os espaços vazios que deverão servir como canais de passagem para vazão, sendo normalmente utilizado resíduos de mineração como areia, cascalho, brita e etc. Estes materiais servem como base para as macrófitas aquáticas, propiciando uma área adequada para a remoção de nutrientes e auxiliando na formação do biofilme microbiano. É recomendado que o substrato esteja revestido com uma proteção impermeável (manta, asfalto, lona, argila), para evitar as possíveis contaminações do solo e lençol freático (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

Para a escolha das macrófitas aquáticas, utilizam-se as espécies vegetais que são nativas de ambientes alagados. Estas plantas conseguem captar nutrientes e outros materiais que auxilia no desenvolvimento de todo o sistema. As macrófitas auxiliam no tratamento incorporando o ar através das raízes, assim o oxigênio é transferido para o substrato que

eventualmente pode estar em condições de anaerobiose (pelo o fato de estar submerso). Assim com a injeção de oxigênio no sistema, auxilia na degradação dos compostos orgânicos, e aumenta as concentrações de oxigênio dissolvido no efluente (BRIX, 1994).

Em seguida é possibilitado o desenvolvimento do biofilme microbiano. Este composto biológico é desenvolvido por colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários entre outros microrganismos que possibilitam a transformação de material orgânico em sais inorgânicos, produzindo os nutrientes que serão utilizados pelas macrófitas. Este biofilme desenvolve-se nas raízes, substrato e rizosfera dos leitos cultivados (COSTA *et al.*, 2003).

Por fim vem a distribuição do afluente no leito, onde o material a ser tratado é distribuído por um sistema contendo trincheiras (com a presença do substrato), a sua real função é a distribuição do afluente por todo o leito cultivado, e diminuir os impactos que possam ser gerados pela turbulência do material nos biofilmes. Quando este fluxo está concentrado embaixo da superfície do substrato, é conhecido como leito cultivado de fluxo subsuperficial, já em casos na qual os fluxos mantem-se na superfície do substrato é denominado de fluxo superficial, este último proporciona uma interação com insetos (VALENTIM, 1999).

Os sistemas de leitos cultivados podem ser customizados para que haja um aumento na eficiência do tratamento do efluente, tendo uma otimização nos processos que condiz no tratamento dos parâmetros Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO), da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e para nutrientes que possam estar com grandes concentrações na água residual (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

De acordo com Brix (1994), as macrófitas aquáticas conseguem realizar um importante papel na remoção de poluentes, além de facilitar a transferências de gases (CH₄, O₂, N₂, CO₂, e H₂S), estabilizar a superfície do leito junto a formação do sistema radicular, auxiliam na proteção de processos erosivos, absorvem macronutrientes (P e N) e também, micronutrientes, incluindo os metais. Além disto as macrófitas liberam o carbono biodegradável que auxilia no processo de desnitrificação.

A fitorremediação é um dos processos tecnológicos na qual é utilizado plantas para a realização do tratamento de determinados poluentes como os hidrocarbonetos, solventes, metais, pesticidas, entre outros. A utilização de plantas para metabolizar ou desintoxicar contaminantes é ecologicamente correto e de fácil acesso. Os principais fatores que estão envolvidos nos processos fitorremediadores são a adsorção e bioacumulação de poluentes nos tecidos vegetais, transpiração de orgânicos voláteis através das folhas e a mineralização de

contaminantes pelo contato entre a raiz e solo das plantas, permitindo a ação de fungos que auxiliam neste processo (XIA, 2005).

Verma *et. al* (2005), relata que algumas plantas, fungos e protozoários estão sendo constantemente testados para realizar a remoção de metais pesados em um efluente. As macrófitas trabalham realizando processos como adsorção e absorção, onde poluentes como os metais pesados são aderidos à estrutura da planta, removendo assim uma determinada concentração do efluente.

Em 1948 foi relatado a primeira tentativa de utilização de uma macrófita (*Eichhornia crassipes*, aguapé) para a realização dos processos de remoção de poluentes na água. Nestas pesquisas, foram utilizadas plantas aquáticas flutuantes e submersas e foi observado que as mesmas possuem a capacidade de remover poluentes. Com isto Kathe Seidel, junto ao instituto Max Planck, pôde desenvolver os primeiros estudos referentes aos leitos cultivados utilizando areia e cascalho como substrato e os juncos e taboas como macrófitas (OTTERSTETTER, 1985).

Valentim (1999), afirma que os leitos cultivados são construídos para que haja um fluxo de material a ser tratado na horizontal ou na vertical, cada tipo de leito deve ser customizado referente aos tipos de materiais a serem tratados. Este tipo de tratamento pode ser aplicado em diferentes tipos de água residuária.

De acordo com Paterniani e Roston (2003), os leitos cultivados podem ser empregados em diversas maneiras para a realização do tratamento de efluentes domiciliar, industrial e rural, podendo ser um tratamento primário, secundário ou terciário.

Entre as aplicações para os leitos cultivados, Valentim (1999) estabelece as possíveis funções dos leitos cultivados:

- Tratamento primário e secundário – Utilizado para remoção de nutrientes, sendo uma boa opção para hotéis, residências, pequenas comunidades, agropecuária, etc;
- Polimento Terciário – É caracterizado por tem um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) elevado, é muito útil para a remoção do parâmetro fósforo (P). Esta etapa é indicada para os processos de tratamento de efluente industrial como por exemplo os de alimento, petroquímico, abatedouros e papel.
- Desinfecção – Etapa em que promove a remoção de microrganismos, sendo muito útil para eliminação dos organismos patogênicos. Os leitos cultivados

têm um grande potencial em remoção de materiais patogênicos, desta forma é uma opção para a desinfecção de águas residuárias.

- Escoamento Superficial – É possível identificar os locais e estratégias a serem implementadas na construção dos leitos cultivados. Tendo o conhecimento do fluxo do escoamento superficial, é possível estabelecer a utilização em microbacias.
- Manejo de Materiais Tóxicos – Os leitos cultivados permitem um determinado manejo de materiais com características tóxicas, mas deve-se conhecer os valores e os materiais a serem tratados para que possa ser modelado as plantas. Pode ser utilizado no tratamento de chorume de aterros sanitários, lixões e dos efluentes provenientes dos processos de mineração de carvão.
- Manejo de Lodo – Nos processos que abrangem os leitos cultivados podem gerar uma carga determinada de lodo, sendo que para os efluentes com valores elevados de metais pesados possam gerar maior carga e acabam necessitando um tempo de residência maior.
- Produção de Biomassa – O conceito de leito cultivado trabalha em sinergia com a produção de biomassa, os materiais gerados que fazem parte do processo de tratamento de um efluente residual podem ser classificados como biomassa. Estes produtos tem um valor econômico agregado.
- Tratamento de Águas para a Reutilização – Esta etapa é uma boa opção para os contextos de pegada hídrica, onde a água residual é submetida a um tratamento e posteriormente reutilizada nos processos. Valentin (2003) ressalta que indústrias de processamento de alimentos possam vir a utilizar este método.

Como em qualquer sistema de tratamento de efluente, deve-se customizar a tecnologia a ser empregada para cada tipo de material a ser tratado e o tipo de produto que se deseja obter. Desta forma muitas técnicas que utilizam o sistema de leitos cultivados foram desenvolvidas ao longo dos anos, alguns detêm características do processo de tratamento e paisagística, auxiliando na harmonização do ambiente (SALATTI, 2003).

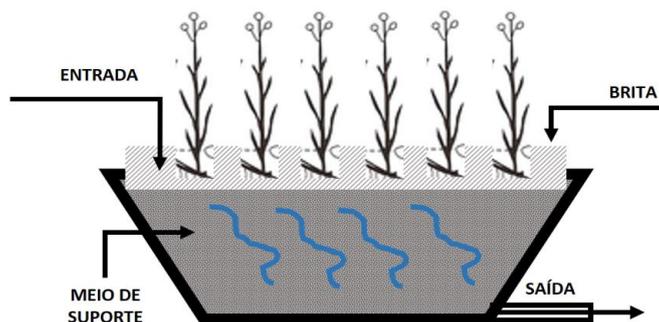
Uma das vantagens dos leitos cultivados quando comparados com outros tratamentos como as lagoas de estabilização, é a não produção de lodos (residual dos processos biológicos), além da baixa demanda energética e a isenção de produtos químicos (BASTIAN e HAMMER, 1993). Com estas facilidades, temos a conclusão de que os processos de leitos

cultivados podem ser uma grande ferramenta relacionada ao tratamento sustentável de efluentes sanitários.

Valentim (2003) descreve alguns dos tipos de leitos cultivados que são muito difundidos hoje em dia, sendo eles:

Leitos Cultivados de Fluxo Vertical – LCFV – Leitos cultivados que contém a vazão no sentido vertical (figura 3), se for utilizado como um sistema intermitente o meio de suporte mais indicado é a areia. Já no caso de sistemas por batelada é necessário utilizar brita como meio de suporte. O nível d'água se encontra abaixo do suporte. Desta forma fica incapacitado a interação com insetos, animais e com os seres humanos. O sistema tem boas respostas para remoção de DBO, nitrificação e oxigenação, porém, o processo de desnitrificação, remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) e fósforo total (P-total) não ocorre com eficiência neste tipo de leito cultivado.

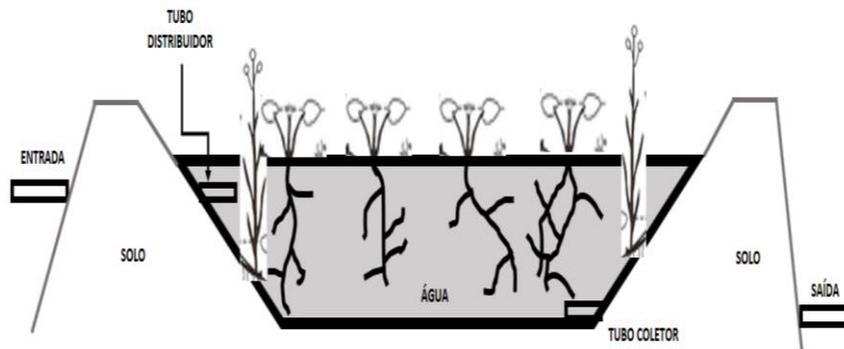
Figura 3. Leito Cultivado de Fluxo Vertical



Fonte: Adaptado de VALENTIM, (2003).

Leitos Cultivados de Fluxo Superficial – LCFS – Neste conceito de leitos cultivado são utilizados trincheiras ou canais como meio de suporte, assim o próprio solo exerce as condições de desenvolvimento para as macrófitas (figura 4). Este sistema requer grandes áreas para que ocorra a real eficiência do tratamento, sendo muito utilizado como tratamento terciário. A lâmina d'água fica exposta, possibilitando a interação com animais, insetos e seres humanos, além de servir como obra paisagística.

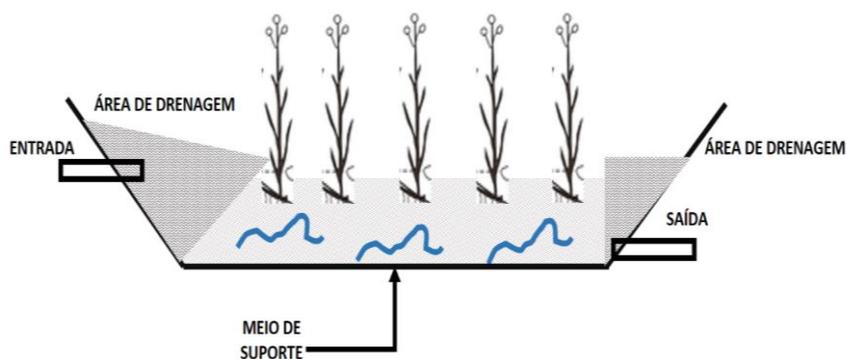
Figura 4. Leito Cultivado de Fluxo Superficial



Fonte: Adaptado de VALENTIM, (2003).

Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial - LCFSS – Podem ser classificados como filtros horizontais e lentos (figura 5), utilizando areia ou brita como meio de suporte permitindo a interação e desenvolvimento das raízes das macrófitas. Caracterizado pela eficiência na remoção de SST, bactérias (devido à capacidade de filtração), remoção de DBO e desnitrificação. Porém, pouco útil na capacidade de transferência de oxigênio prejudicando os processos de nitrificação. Muito visado para processos secundários, a lâmina d'água não desenvolve a interação com insetos, humanos e animais.

Figura 5. Leito Cultivado de Fluxo Subsuperficial



Fonte: Adaptado de VALENTIM, (2003).

O primeiro meio de suporte utilizado no início das pesquisas para tratamento de águas residuárias com leitos cultivados, realizados na Alemanha, foi a brita (WOOD, 1996). Já Valentin (2003) utilizando brita e a macrófita *Eleocharis*, pôde observar que os SST tiveram uma redução de 91 a 97%, o DQO de 70 a 97% e os coliformes obtiveram a redução de 94 a 97%.

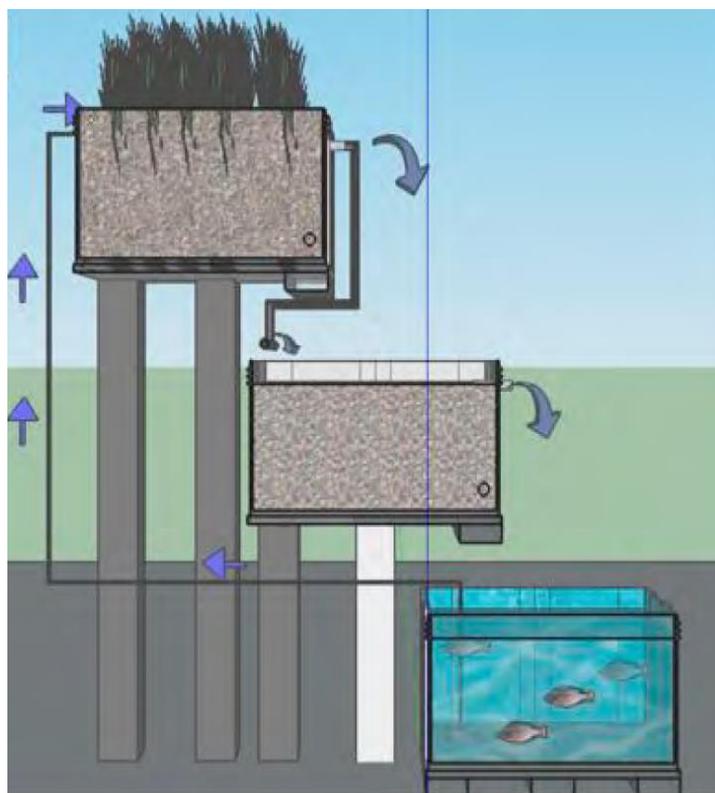
A argila também é um ótimo meio de suporte para os leitos cultivados, pois ela aumenta a eficiência do tratamento devido a sua característica e porosidades, permitindo uma melhor adesão do biofilme microbiano, além disto ela trabalha evitando os problemas referentes à colmatção do sistema (VILPAS, 2005).

De acordo com Valentin (2003), estes sistemas que contém o leito cultivado conseguem auxiliar nos processos de controle de odor, além da facilidade de inserção de oxigênio dissolvido no efluente.

Tratando-se de um sistema que abrange uma recirculação de efluente utilizando os leitos cultivados, Silva (2017) realizou um Sistema de Aquicultura de Recirculação (SAR), sendo um projeto composto por módulos de três compartimentos na posição vertical que serviam ao propósito de realizar um tratamento do efluente proveniente de piscicultura visando mais de uma seção de tratamento (figura 6). Este sistema está representado na figura 5, onde detém as seguintes seções:

- a) Andar Superior – Um leito cultivado que utiliza a argila expandida e brita, a caixa é preenchida metade com a macrófita vetiver (*Chrisopogon zizanoides*) e outra metade sem. Cada caixa tem uma capacidade de 372 L, 0,71m de altura com 0,71 m de largura e 1,04 m de comprimento;
- b) Andar Médio – É apenas um sistema filtrante, composto com os mesmos materiais, porém com a ausência das macrófitas;
- c) Andar Inferior – O local onde será despejado o efluente pós tratamento.

Figura 6. Esquemático evidenciando o módulo filtrante e o fluxo de água no sistema de recirculação



Fonte: SILVA, (2017).

Hussar (2005) realizou um experimento utilizando um sistema contínuo de tratamento de efluente proveniente de piscicultura, em leitos cultivados em série, sendo que foi dimensionado sete caixas de fibra de cimento-amianto dispostas em diferentes níveis (visando uma melhor distribuição via gravitacional). Cada caixa foi preenchida com brita e foram plantadas cerca de seis a oito brotos de taboa (*Typha spp*).

Os trabalhos desenvolvidos por Hussar (2005) obtiveram resultados referentes ao tratamento dos parâmetros: Turbidez, Cor, pH, Alcalinidade e Oxigênio dissolvido, sendo que:

Turbidez – Teve um resultado de remoção entre 68,34% a 98,76%, a média diagnóstica foi de 86,43%, os leitos cultivados detêm esta capacidade de remoção de sólidos (referente à formação do parâmetro turbidez) devido ao tratamento físico realizado pelo meio de suporte, que auxilia na filtração do efluente.

Cor – A Cor reflete diretamente na quantidade sólidos dissolvidos que estão presente no efluente, o tratamento de leitos cultivados teve uma variação de eficiência entre 64,14% a 89,69%, com uma média de 89,69% na remoção do parâmetro Cor.

Oxigênio Dissolvido – Durante o tratamento foi observado que o oxigênio dissolvido do efluente foi reduzido a valores inferiores ao adequado para o descarte em um corpo hídrico. Isto se é referente à demanda respiratória dos tecidos radiculares das macrófitas, que por sua vez auxilia no processo de nitrificação do efluente (BRIX, 1994).

pH - O pH teve uma variação entre os valores de 5,76 a 7,33. A manutenção do pH nos leitos cultivados é importante para otimizar o tratamento de alguns parâmetros, algumas bactérias que auxiliam na desnitrificação realiza as ações em pH entre 6,5 a 7,5 por exemplo.

Alcalinidade – Os valores de saída foram maiores que o de entrada, porem estes resultados são irrelevantes para os mecanismos de tratamento proposto.

Costa et al. (2003) avaliaram o desempenho de leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS) para a remoção de microrganismos como os colifagos somáticos e bacteriófagos F-específicos, que são considerados indicadores de materiais patogênicos presente na água. O sistema continha 5 leitos com a macrófita taboa (*typha spp.*), sendo que 1 destes é considerado de controle e era alimentado por um efluente proveniente de um córrego contaminado com material sanitário.

Nos resultados obtidos por Cota (2003), houve um aumento nos valores de oxigênio dissolvido (de 0 para 0,28mg/l) valor obtido devido a liberação de O₂ pelas macrófitas, redução de 88% no DBO perante a degradação realizada pelo biofilme microbiano (auxilio no tratamento de matéria orgânica). Houve uma margem acima de 99% para a remoção de colifagos somáticos, bacteriófagos F-específicos e Coliformes termotolerantes, estes valores estão relacionados com a boa maturação do biofilme microbiano, mostrando que a remoção dos materiais patogênicos está relacionada com a quantidade de DBO presente no efluente.

Valentim (1999), evidenciou um experimento na qual foi utilizado o leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratar um efluente que era proveniente do sistema sanitário, cozinha e laboratórios da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI/UNICAMP), após tratamento via leito cultivado, o efluente era direcionado para o sistema na qual foi coletado. O sistema foi composto por seis leitos cultivados, sendo que as macrófitas utilizadas eram a *Typha sp.* e a *Eleocharis sp.* o experimento durou seis meses e obteve 69% de remoção de DQO, 100% de remoção de sólidos sedimentáveis, removeu 75% coliformes termotolerantes (*Escherichia Coli*), 90% de nitrogênio total Kjeldahl removido, 87% de remoção de nitrogênio amoniacal e 65% de fósforo total removido.

Verma (2005), realizou um experimento com a planta *Eichhornia Crassipes* (aguapé) em um ambiente laboratorial condicionado, verificando a eficiência 654 da macrófita para remover poluentes presente no efluente de uma indústria de celulose. Foi verificado a

bioacumulação de Pb (chumbo) e Zn (zinco) nas células vegetais do aguapé. A planta detinha concentrações naturais de entre 0,28 e 1,39 mg/l de Pb, para o Zn as concentrações eram entre 0,26 e 1,30 mg/l. Pós tratamento as macrófitas apresentaram concentrações médias de 17,6 mg/l de Pb e 16,6 mg/l de Zn, evidenciando uma remoção de 80,3% e 73,4% nos respectivos parâmetros.

Cubas (2010) construiu um sistema de leitos cultivados de fluxo ascendente com camadas de brita utilizando a macrófita *Sagittaria montevidensis*, onde foi disposta para o tratamento de efluente residuário urbano no Ribeirão dos Müller, em Curitiba, PR. A macrófita foi testada avaliando a remoção de matéria orgânica e coliformes termotolerantes. O TDH do processo foi de 10h com uma vazão de 3.600 L/dia. Como resultados, a remoção de DQO variou entre $63,76 \pm 15,57\%$, para os coliformes termotolerantes teve uma eficiência de 95,8%.

3.5. ESCOLHA DO TIPO DE MACRÓFITA AQUÁTICA

Uma gama de macrófitas aquáticas podem ser utilizadas para o tratamento de águas residuárias, sendo que para um desempenho satisfatório nos leitos cultivados estas plantas necessitam apresentar uma tolerância aos ambientes alagados, que por sua vez contenham valores consideráveis de poluentes, além disto, estes vegetais devem ter uma tolerância adequada à ambientes eutrofizados (DAVIS, 1995).

Miller e Spoolman (2016) ressaltam que a eutrofização é o enriquecimento de nutrientes naturais de um estuário, lago raso ou curso de água que se mantém em movimento lento. Este processo é causado principalmente pelo escoamento de nutrientes como nitratos e fosfatos proveniente de plantas e terras circundantes.

A macrófita aquática deve ser escolhida mediante ao tipo de leito cultivado que será empregado no sistema e do clima onde o mesmo será mantido. Cada macrófita contém características únicas que devem ser observadas antes da inserção no sistema de tratamento.

As macrófitas usualmente são classificadas em três tipos que são as Emersas, Submersas e Flutuantes (HUSSAR, 2005).

De acordo com Valentim (2003) as macrófitas emersas são aquelas que tem suas raízes estabilizadas no sedimento e suas folhas ascendente para fora d'água. Entrás elas existem o Junco (*Juncus sp.*), a Taboa (*Typha sp.*), entre outras.

As plantas submersas podem ser divididas em enraizadas ou livres, onde podem ser encontradas fixadas no sedimento ou flutuando debaixo da lâmina d'água. Algumas destas macrófitas são a Elódea (*Elodea nuttallii*), a *Egeria densa*, entre outras.

E as flutuantes são as que encontram enraizadas no sedimento, porém suas folhas e maior parte da sua estrutura ficam flutuando sob a água, entre elas existem o Aguapé (*Eichhornia crassipes*), o Alface d'água (*Pistia stratiotes*) entre outras.

Martins (2008) realizou testes para verificar a eficiência no tratamento de efluente sanitário em um sistema tipo zona de raízes. No experimento foi utilizado duas espécies distintas de macrófitas para o tratamento, sendo elas a *Typha angustifolia* (Taboa) e a *Phragmites australis* (Caniço). Foram doze zonas de raízes onde uma macrófita receberia o primeiro tratamento direcionando em seguida para a segunda, sendo combinadas ao acaso. Para a remoção de DBO a combinação de “Caniço e Taboa” e de “Taboa e Caniço” obtiveram 90% de redução em ambas. No DQO a combinação “Caniço e Taboa” foi a que teve mais efetiva, obtendo 74,4% de redução. Para o parâmetro coliformes fecais obteve-se uma eficiência de 99,9% pelas combinações “Taboa e Taboa” e a combinação “Taboa e Caniço”. Para o Nitrogênio Amoniacal a combinação “Taboa e Caniço” foi a mais eficiente com 92,6% de remoção.

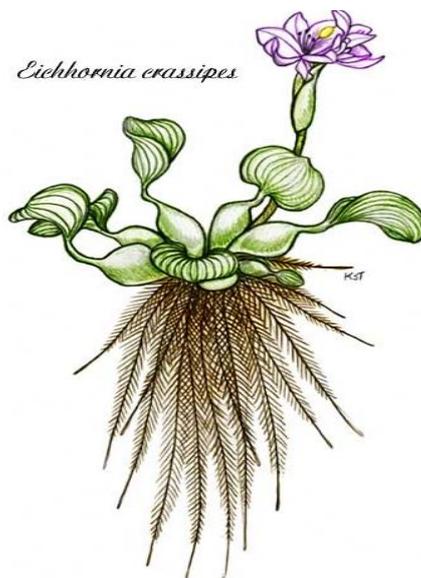
Reddy et al (1990), fez experimentos laboratoriais para determinar a eficiência de macrófitas emergentes e flutuantes, sendo elas a *Hydrocotyle umbellata*, conhecido no Brasil como acariçoba, a *Eichhornia crassipes*, o aguapé e a *Pistia Stratiotes*, denominado alface d'água. O experimento consistiu em frascos de 500 ml contendo efluente sanitário, onde foram adicionados as macrófitas, em diferentes frascos, para verificar o tratamento via zona de raízes. No geral foi obtido uma redução de 88% de DBO, 77% de N-amoniacal, para o O.D teve um acréscimo saindo 2,2 mg/L para 6,1 mg/L onde foi calculado um transporte de oxigênio, realizado pelas macrófitas, de 90%.

Pelo o que foi apresentado, a macrófita escolhida para o desenvolvimento do presente estudo foi a *E. Crassipes*, devido à sua capacidade de realizar a redução do parâmetro N-amoniacal.

3.5.1. *EICHHORNIA CRASSIPES* (AGUAPÉ)

É uma espécie aquática flutuante, natural da América do Sul pertencendo à família *Pontederiaceae*, contém flores sésseis e folhas pecioladas, se reproduzem sexuadamente por sementes. Atualmente a aguapé (figura 7) pode ser encontrada em todos os países tropicais, sendo considerado um vegetal daninho agressivo, devido à sua facilidade de proliferação (HOLM & YEO, 1980).

Figura 7. Desenho simplificado da *Eichhornia Crassipes*



Fonte: PROBIO, (2018).

Esta espécie se desenvolve principalmente em sistemas hídricos de movimento lânticos como lagos, lagoas e represas. Por sua facilidade de propagação, o aguapé foi alvo de estudos no qual percebeu-se o seu potencial para remover poluentes como nitrogênio (N), fósforo (P), turbidez, potássio (K), sólidos em suspensão e dissolvidos, coliforme termotolerantes entre outros (MALAVOLTA, et al. 1989).

Ndimele (2011) relata que a *E. crassipes* está relacionada diretamente com diversos problemas ambientais como obstrução do fluxo aquático, devido à sua facilidade de proliferação, vetor para doenças de micro-habitat's aquáticos, criação de uma barreira física onde obstrui acesso da ictiofauna, reduzindo a biodiversidade. Mas existem alternativas para a utilização da macrófita como matéria prima, sendo elas a produção de biogás, ração para peixes, fertilizantes, papel e como agente fitorremediador, onde age diretamente no tratamento de um determinado poluente.

A *E. crassipes* é um excelente bioindicador da poluição em um corpo hídrico por aparentar mudanças físicas e químicas em sua estrutura no momento em que a planta se expande em ambientes contaminados. Com o crescimento do aguapé em áreas contaminadas é evidenciado uma coloração esverdeada na parte aérea alta (70 a 50 cm), tendo o sistema radicular pouco volumoso (SPÓSITO, 2013).

A aguapé fresca contém cerca de 90% de água e de 15 a 20% de materiais sólidos em sua estrutura. Em uma pesagem a seco é possível obter de 25 a 35% de material relacionado às proteínas, especificamente aminoácidos, que detém um valor de 17% da massa de

proteínas, sendo que o restante seriam apenas amidos. O carbono, na massa seca detém o valor entre 36 a 40% (NDIMELE, 2011).

Xia (2005), disserta que componentes inorgânicos como amônia, fósforo, nitrato, metais pesados podem ser removidos de um meio aquoso via *E. crassipes*, sendo eles absorvidos na estrutura da macrófita ou mineralizados com auxílio de microrganismos.

O aguapé pode ser usado até mesmo nos processos de tratamento de água potável, sendo utilizado em uma Estação de Tratamento de Efluente (ETE) como pré-tratamento, permitindo a purificação do efluente. Os exemplares saudáveis têm sido incorporados em processos de clarificação de água para remover pequenos flocos dos processos de coagulação, habitualmente utilizado nestas ETE's. Os resultados demonstram significantes remoções de turbidez e matéria inorgânica (NDIMELE, 2011).

Wang et.al (2013), utilizou da macrófita *E. crassipes* no lago Caohai, na China, que se encontrava extremamente eutrofizado, sendo avaliado a eficiência para remoção de nitrogênio. Foi realizado um trabalho onde a macrófita *E. crassipes* foi plantada em um leito constituído de uma espuma plástica, sendo alocados em pontos pré-determinados no lago, sendo que após sua utilização, as plantas foram coletadas e processadas para geração de biogás. Os resultados apontaram que foi removido cerca de 54% de nitrogênio sendo que 64% foi absorvido na estrutura das macrófitas, foi observado que o O.D. teve um acréscimo significativo saindo de 0,8 mg/l para 5,8 mg/l. Wang concluiu que a utilização da *E. crassipes* é viável para tratamento de águas residuárias em corpos hídricos, porém a incidência de esgoto sanitário no lago Caohai era contínuo e as macrófitas não puderam realizar o tratamento devido à sua limitação de crescimento.

Mahmood et al (2005), realizou o tratamento de efluente de indústria têxtil pela macrófita aguapé, o experimento foi realizado na cidade de Lahorem Paquistão. As plantas foram dispostas em 5 baldes contendo 12 litros cada efluente com TDH de 4 dias. Foi obtido uma redução de 55,71% de condutividade, 40% de DBO, 70% de remoção em DQO, SST obteve redução de 50,64%. Para os metais pesados, o aguapé obteve excelentes resultados, onde o cromo teve uma redução de 94,78%, 94,44% de remoção de zinco e 94,44% de redução em cobre.

Petrucio (2000), testou a eficiência da macrófita *E. crassipes* e *Salvinia auriculata* para a remoção de compostos nitrogenados como o N-amoniaco e de fosfatos, elementos comuns em águas poluídas por esgotos sanitários. Foram montados leitos cultivados com capacidade de 1,5 L, onde foram inseridas as macrófitas e uma solução contendo concentrações elevadas

dos materiais nitrogenados e fosfatados. Após 24 horas de incubação, a *E. crassipes* obteve uma excelente eficiência em remoção de nutrientes sendo ela de 90%.

A macrófita utilizada neste estudo foi a *E. Crassipes*, conhecida popularmente como aguapé. Brix (1997) relata que a *E. Crassipes* detém uma excelente predisposição de realizar o fitotratamento em efluente contaminados por metais e esgotos sanitários, também são bioindicadores de poluentes presente na água, visto que a sua coloração muda ao entrar em contato com excesso de nutrientes.

3.6. CARACTERIZAÇÃO DO EMPREENDIMENTO

Custo de um projeto é uma despesa de um determinado serviço ou bem adquirível (BRUDEKI & AISSE, 2009). Martins (2001) relata que existem diferentes tipos de custos, onde podem ser relacionados valores estimados por insumos, mão de obra, tecnologias e impostos. O custo de um determinado empreendimento pode ser relativo, de acordo com a demanda necessária para a execução da obra.

Os custos de um produto podem variar por cada necessidade empregada, ou seja, não existe um custo real. Anjos Júnior (2007) evidencia diversos “valores” relacionado ao custo, a tabela 6 demonstra tais referências.

Tabela 6. Tipo de custos e suas definições

Custo	Definição
Indireto ou Direto	Referidos aos processos de produção ou aqueles que o complementam.
Variáveis ou Fixos	Referente aos volumes de serviços e bens do empreendimento.
Passados, presentes ou futuros	Referidos a eventos históricos, atuais ou de futuros empreendimento. Podendo ser de natureza, financeira, contábil e econômica.
Médios ou Marginais	Referidos ao total de produção ou volumes extras.

Fonte: Adaptado de Pacheco (2011)

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado na Universidade Federal Fluminense (UFF), localizado no bairro Atterrado, município de Volta Redonda, RJ. O substrato utilizado foi proveniente de efluentes sanitários de banheiros e restaurante do Campus Atterrado (figura 8) e o co-substrato utilizado, foram resíduos alimentares compostos por sobras de comida servido no almoço do restaurante da UFF Atterrado.

Os testes e a montagem do biodigestor e do leito cultivado foram realizados dentro das instalações da Universidade Federal Fluminense – *Campus Atterrado*, no laboratório de Bioquímica. As amostras foram analisadas para quantificação dos parâmetros ambientais tais como: DBO, DQO, temperatura, pH, Sólidos Suspensos Totais e N- amoniacal.

De acordo com a ABNT NBR 7922, a geração de esgoto em escolas seria de 50L/dia/pessoa, o *Campus atterrado* tem capacidade para receber 1500 pessoas por dia, podendo gerar até 75.000 L/dia de efluente sanitário.

Todas as análises (entrada e saída do sistema) foram avaliadas perante as considerações evidenciadas no Capítulo II, Seção III, da Resolução CONAMA nº 430/2011, que condiz ao lançamento em corpos d'água de efluentes domésticos tratados.

Figura 8. Sistema de tratamento de efluente sanitário na UFF Campus Atterrado



Fonte: O autor.

4.1. CARACTERIZAÇÃO DE AFLUENTE E EFLUENTE

O afluente utilizado foi proveniente do sistema dos banheiros e cozinha do *Campus Atterrado*, onde é realizado um gradeamento em um poço elevatório, visando a redução de

materiais grosseiros e em seguida bombeado para duas linhas de tratamento, onde cada uma contém:

- 1 reator UASB;
- 2 filtros anaeróbios;

O efluente tratado é encaminhado para um tanque de passagem que despeja o efluente no rio Paraíba do Sul.

Para realizar a caracterização dos afluentes e efluentes gerados no experimento, foi realizado coletas específicas do afluente pré-tratamento e efluente pós-tratamento, sendo ambas encaminhada para o laboratório de Química da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN), onde as amostras foram expostas aos seguintes métodos (tabela 7).

Tabela 7. Metodologia para caracterização das amostras afluentes e efluentes do experimento

Parâmetros (mg/L)	Metodologia de Análise
N-amoniacal	Standard Mehtods 4500 NH3 E
DQO	Standard Methods 5220 D
SST	Standard Methods 2540 D

Fonte: Adaptado de Standard Methods, (2018).

4.2. BIODIGESTOR EM ESCALA LABORATORIAL

Para a avaliação do tratamento de esgoto sanitário e resíduos alimentares como co-substrato, foi elaborado um biodigestor anaeróbio do tipo manta de lodo com fluxo ascendente (RAFA) em escala laboratorial. O sistema consiste em uma caixa de distribuição, alocada em um nível elevado, um reator anaeróbio de fluxo ascendente, uma caixa de passagem e um tanque para tratamento aeróbio, a tabela 8 evidencia os valores relacionados do biodigestor.

Tabela 8. Volumes relacionados no biodigestor anaeróbio experimental

Item	Volume
Caixa de Distribuição	18 L
Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente	12 L
Caixa de Passagem	12 L
Tanque Aeróbio	12 L

Fonte: O autor.

O sistema experimental foi construído com tubos de Cloreto de Polivinila (PVC), tendo o valor de 10 litros o seu volume útil. O RAFA está localizado no laboratório de caracterização de materiais e bioquímica no *Campus Aterrado*, a figura 9 ilustra o sistema.

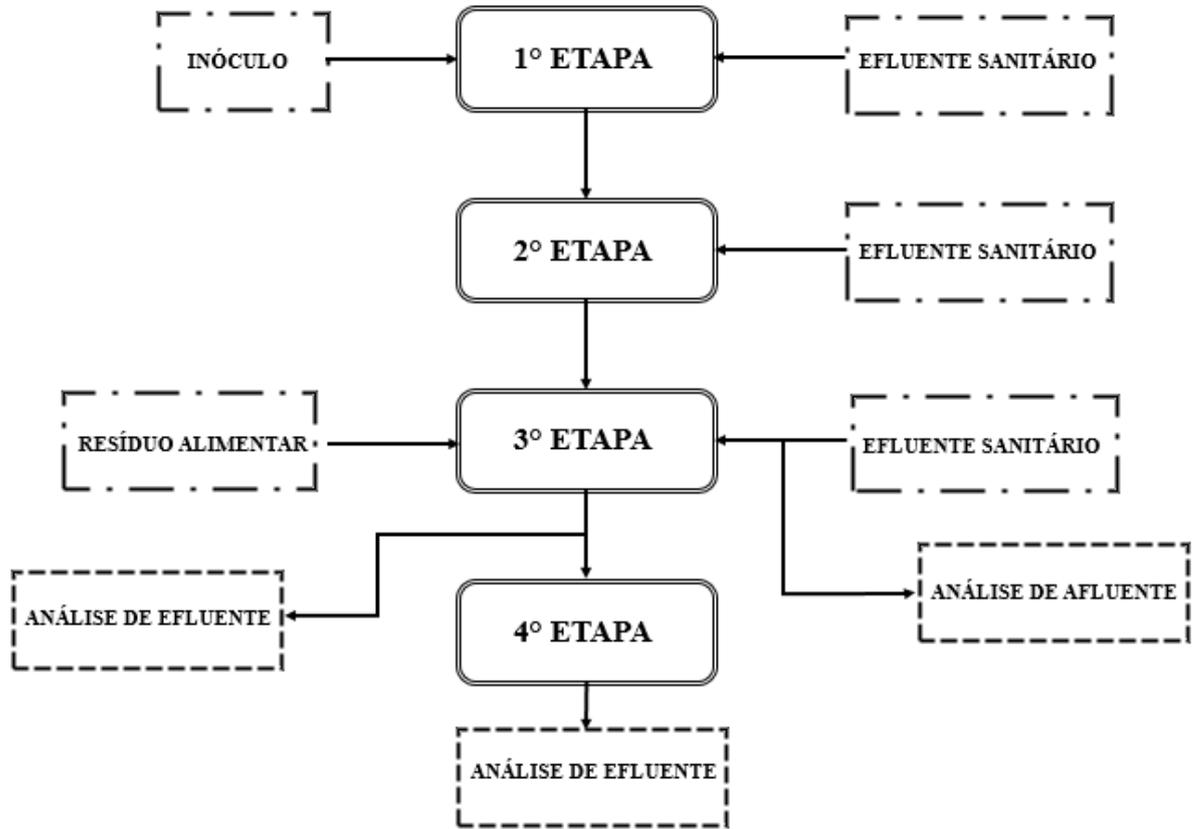
Figura 9. Planta de Tratamento de esgoto sanitário em escala laboratorial



Fonte: O autor

O projeto foi separado em quatro etapas distintas, sendo elas a partida da planta em escala laboratorial, adequação do sistema, adição do co-substrato e tratamento final via leito cultivado para realizar a redução do N-amoniaco, visto que os reatores anaeróbios não detêm a eficiência adequada. A figura 10 demonstra o processo realizado e os materiais inseridos em cada etapa.

Figura 10. Fluxograma demonstrando as etapas executadas



Fonte: O autor.

Cada etapa teve diferentes TDH's e valores de resíduos alimentares inseridos, a tabela 9 demonstra os processos referenciados.

Tabela 9. Condição de trabalho realizado em cada etapa

Condições de Trabalho Executadas			
Item	Volume (L)	TDH (Dias)	Inserção de resíduos alimentares (g)
1° Etapa	10	1	0
2° Etapa	10	7	0
3° Etapa	10	10* 20*	10
4° Etapa	10	20	0

*Foram feitas duas coletas na terceira etapa, uma com 10 dias de operação e outra com 20 dias de operação.

Fonte: O Autor.

4.2.1. PRIMEIRA ETAPA – INSERÇÃO DO INÓCULO

A primeira etapa consistiu na inserção de inoculo e esgoto sanitário para o *start up* da planta, tendo o seu início em abril de 2018. O inoculo utilizado foi obtido de um reator UASB localizado na cidade de Valença, sendo inserido conforme as orientações de Chernicharo (2016) cerca de 4% do volume útil. O esgoto sanitário foi coletado na caixa de distribuição do reator UASB instalado no *Campus* Aterrado, onde o esgoto bruto recebia um tratamento preliminar de gradeamento para reduzir a presença de sólidos grosseiros. Cerca de 10 litros foi inserido diariamente na caixa de passagem do sistema experimental, permitindo com que o sistema recebesse cargas orgânicas diárias. A operação do RAFA referente à primeira etapa foi de 1 mês.

4.2.2. SEGUNDA ETAPA – ATIVAÇÃO DO RAFA

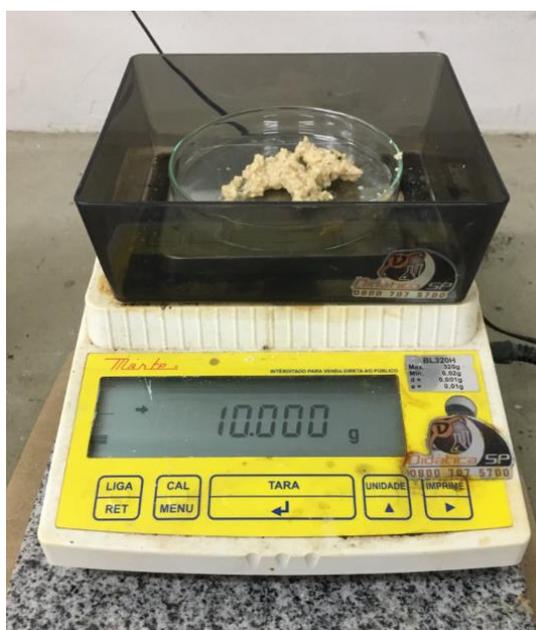
Neste estágio, foi inserido 10 L de efluente sanitário no RAFA com um TDH de 7 dias, permitindo com que o afluente se sedimentasse auxiliando na formação do lodo, no qual viabilizou a formação das bactérias na manta de lodo.

4.2.3. TERCEIRA ETAPA – INSERÇÃO DE RESÍDUO ALIMENTAR

A terceira etapa consistiu na adição de 10 g de resíduos alimentares triturados, (figura 11, como co-substrato mediante à estabilização do sistema de digestão anaeróbia e 10 L de efluente sanitário. Os resíduos utilizados se caracterizavam como sobras de comida cozidas proveniente do restaurante do *Campus* Aterrado, sendo formados por carboidratos, proteínas e vegetais colhidos ao acaso. Para auxiliar o processo de digestão foi necessário moer os resíduos alimentares em um liquidificador doméstico.

Os resíduos alimentares utilizados em todas as bateladas eram provenientes de uma mesma fonte, onde cerca de 800g de resto alimentares foram triturados, condicionados e congelados para posterior utilização.

Figura 11. 10 gramas de resíduos alimentares triturado para inserção no RAFA



Fonte: O Autor.

Figueiras (2016) em seu reator de escala laboratorial inseriu resíduos orgânicos entre os valores de 2,0 a 3,6 g por batelada (10 L) e avaliou a resposta do tratamento anaeróbio. Neste estudo foi realizado a inserção de resíduos alimentares com a proporção de 1 para 1, a cada litro de esgoto sanitário foi inserido 1 grama de resíduos alimentares triturados.

A primeira coleta foi realizada após 10 dias de operação do RAFA. A segunda coleta foi efetivada no 20º dia de operação do RAFA, ambas as amostras coletadas foram e enviadas para o laboratório de química da CSN.

4.2.4. QUARTA ETAPA – TRATAMENTO AERÓBIO

Na quarta etapa foi realizado o tratamento final, visando a inserção do efluente do RAFA no tanque aeróbio.

A macrófita *E. Crassipes*, utilizado no presente estudo, foi coletada no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), *campus* Pinheiral, localizado na cidade de Pinheiral - RJ (figura 12).

Figura 12. Macrófita *E. Crassipes* cultivado no IFRJ Campus Pinheiral



Fonte: O Autor.

As macrófitas coletadas foram lavadas (figura 13) e dispostas em um balde com água potável por 2 dias.

Figura 13. *E. Crassipes* coletado e lavado para início de tratamento



Fonte: O Autor.

Foi obtido cerca de 10 L de efluente do biodigestor RAFA após 20 dias de TDH, sendo logo em seguida condicionado em baldes de 12 L possibilitando a inserção da *E. Crassipes*, figura 14.

Figura 14. Macrófita *E. Crassipes* cultivado em efluente tratado pelo biodigestor RAFA após 20 dias de TDH.



Fonte: O Autor.

Para verificar a eficiência do RAFA e o tratamento do *E. Crassipes* foi necessário realizar um comparativo com outro efluente sanitário proveniente de um tratamento anaeróbio, desta forma foi coletado 10 L de efluente tratado do reator UASB proveniente da UFF *campus* Aterrado (figura 15).

Figura 15. Caixa de descarte do reator UASB da UFF *campus* Aterrado



Fonte: O Autor.

Posteriormente, o efluente do UASB foi condicionado em balde de 12 L para a inserção da macrófita *E. Crassipes* (figura 16).

Figura 16. Macrófita *E. Crassipes* cultivado em efluente tratado pelo biodigestor UASB.



Fonte: O Autor.

Não foi necessário inserir nenhum tipo de meio de suporte para a construção do leito cultivado, devido às propriedades da macrófita *E. Crassipes* e de ela ser uma planta flutuante, onde as raízes não entram em contato direto com o solo (MAHMOOD, 2005).

Para cada batelada, é necessário a coleta de novas espécimes de *E. Crassipes*, visando o correto tratamento do efluente.

4.2.5. COLETA E AMOSTRAGEM

Após o TDH de 20 dias, o material tratado foi coletado e disposto em frascos de plástico (figura 17), sendo direcionado no mesmo dia da coleta para o laboratório de química da CSN.

Figura 17. Frascos com efluente pós-tratamento via Leito Cultivado da macrófita *E. Crassipes*.



Fonte: O Autor.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O experimento ocorreu durante 8 meses sendo que as coletas e análises foram entre junho/2018 a novembro/2018, onde o material coletado mensalmente (esgoto sanitário) foi amostrado com e sem resíduos antes de ser inserido no RAFA.

5.1. CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE DO RAFA

A tabela 10 evidencia a caracterização do efluente sanitário proveniente da UFF *Campus* Aterrado, onde foram analisadas o material bruto do sistema de esgotos do *campus* e o material com 10 g de resíduos alimentares proveniente do restaurante também localizado no *Campus* Aterrado.

Tabela 10. Caracterização do efluente sanitário com e sem 10 g de resíduos alimentares

Parâmetro	Efluente Sanitário sem resíduo	Efluente sanitário com 10g de resíduo
pH	7.3 ± 0,3	6.95 ± 0,2
SST (mg/L)	256.6 ± 70	637 ± 150
DQO (mg/L)	510 ± 160	1088 ± 350
N-amoniacal (mg/L)	88 ± 30	90 ± 30

Fonte: O Autor.

Os resíduos foram inseridos manualmente no tubo de alimentação do RAFA (figura 18), que com o auxílio do afluente e pela gravidade foi possível entrar na área interna do reator para tratamento.

Figura 18. Planta de Tratamento de esgoto sanitário em escala laboratorial evidenciando o tubo de alimentação



Fonte: O Autor.

Foi observado que os valores de DQO e SST dobraram devido aos resíduos alimentares introduzidos, tal fato foi evidenciado por outros autores, onde Hyun (2003) obteve aumento de 55% de DQO e 42% de SST. Lettinga (1983) obteve valor de 54% no aumento do DBO. Os valores de N-amoniaco não obtiveram aumentos significativos com a inserção de resíduos.

Leite (2003), relata que os resíduos alimentares, por serem compostos basicamente de proteínas, lipídeos e carboidratos detém uma ótima eficiência no processo de decomposição. Esta eficiência biodegradável possui uma elevada parcela de degradação microbiana, o que produz compostos com alta demanda química de oxigênio (DQO), elevando assim os valores de DQO encontrado em corpos hídricos pelo qual entram em contato com resíduos orgânicos.

O efluente sanitário utilizado os meses do experimento possuía alta carga orgânica, foi também observado que nos meses de provas universitárias (junho, julho, novembro) foram os que mais colaboraram com os altos teores evidenciados na tabela 10, sendo que nessas datas o número de presentes era maior.

Chernicharo (2016), relata que compostos ricos em proteína conduzem a formação do bicarbonato de amônia, sendo ela uma fonte de nitrogênio. Assim nos processos anaeróbios

tanto o íon amônia e a amônia livre podem estar em elevadas concentrações em efluentes pós tratamento por reatores anaeróbios.

5.2. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE NA SEGUNDA ETAPA

O biodigestor RAFA permaneceu durante a segunda etapa recebendo valores diários de efluente sanitário bruto visando a ativação do inoculo utilizado (CHERNICHARO, 2016), onde todos os dias o efluente era captado na caixa de distribuição do reator UASB no *Campus Aterrado* e inserido na caixa de distribuição do RAFA. Durante esta etapa, apenas foi monitorado o parâmetro pH e temperatura (tabela 11), sendo necessário para observar o comportamento das bactérias no biodigestor.

Tabela 11. Avaliação de pH e Temperatura nos TDH's de 1 e 7 dias

Parâmetro	TDH – 1 dia	TDH – 7 dias
<i>pH</i>	$7.2 \pm 0,3$	$7.3 \pm 0,3$
<i>T °C</i>	24 ± 2	25 ± 3

Fonte: O autor.

Foi observado que os valores de temperatura tiveram poucas variações com o TDH de 1 dia, onde o fator redutor da temperatura foi o ambiente condicionado do laboratório, que se mantinha em volta de 22 °C. No TDH de 7 dias obteve resultados semelhantes se comparado com o TDH de 1 dia. Chernicharo (2016) relata a importância do monitoramento do parâmetro temperatura, devido a mesma estar relacionada com a atividade microbiana, onde as ações das bactérias presentes realizam um aumento da temperatura e auxiliam no processo de remoção de DQO.

Nesta etapa obteve-se baixa variação de pH em ambos TDH's. Ribeiro (2008) realizou testes em um reator UASB, sendo um processo de pós tratamento, e observou que o pH obteve uma média de $7,2 \pm 0,2$, sendo uma excelente faixa que permite o crescimento bacteriano.

Após um mês de operação com o THD de 7 dias, foram visíveis os resultados gerados pelo tratamento anaeróbio, onde foi percebido que o parâmetro cor e odor estavam consideravelmente mais baixos. Tais parâmetros são de interesse para a avaliação do biodigestor a ser utilizado pois a ausência do cheiro característico da água cinzenta e o efluente clarificado, apontam que os processos anaeróbios, inseridos no contexto de biodigestão, estão em funcionamento mostrando que o reator consegue trabalhar as cargas orgânicas inseridas. (VON SPERLING, 1996).

5.3. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE NA TERCEIRA ETAPA

Entendendo que o RAFA encontrava-se com a operação próxima da adequada, foi inserido 10g de resíduos alimentares triturados pelo tubo de alimentação, a partir deste momento os valores de pH, temperatura, DQO, SST e N-amoniaco foram analisados com o TDH de 10 e 20 dias. A tabela 12 evidencia os valores encontrados.

Tabela 12. Caracterização do Efluente do RAFA com 10 g de resíduos alimentares inseridos

Parâmetro	TDH – 0 dias (afluente)	TDH – 10 dias	TDH – 20 dias
pH	7,1 ± 0,3	5,9 ± 0,9	5,8 ± 0,4
T ° C	26 ± 0,2	22,5 ± 0,4	22 ± 0,6
SST (mg/L)	637 ± 150	230 ± 60	39 ± 8
DQO (mg/L)	1088 ± 330	450 ± 65	210 ± 75
N-amoniaco (mg/L)	90 ± 42	90 ± 41	89,6 ± 41

Fonte: O Autor.

Houve uma redução nos valores de pH após o processo de digestão anaeróbia, tal fator observado está relacionado com a tendência de acidificação do efluente causado pela elevada decomposição dos materiais orgânicos presente no efluente (CHERNICHARO, 2016).

Lin (1999), observou em seu experimento uma queda brusca dos valores referenciados ao pH em seu projeto experimental. Os valores encontrados estão relacionados com a fase acidogênica do processo de digestão anaeróbia, onde é produzido ácidos voláteis, realizando a queda evidenciada do pH.

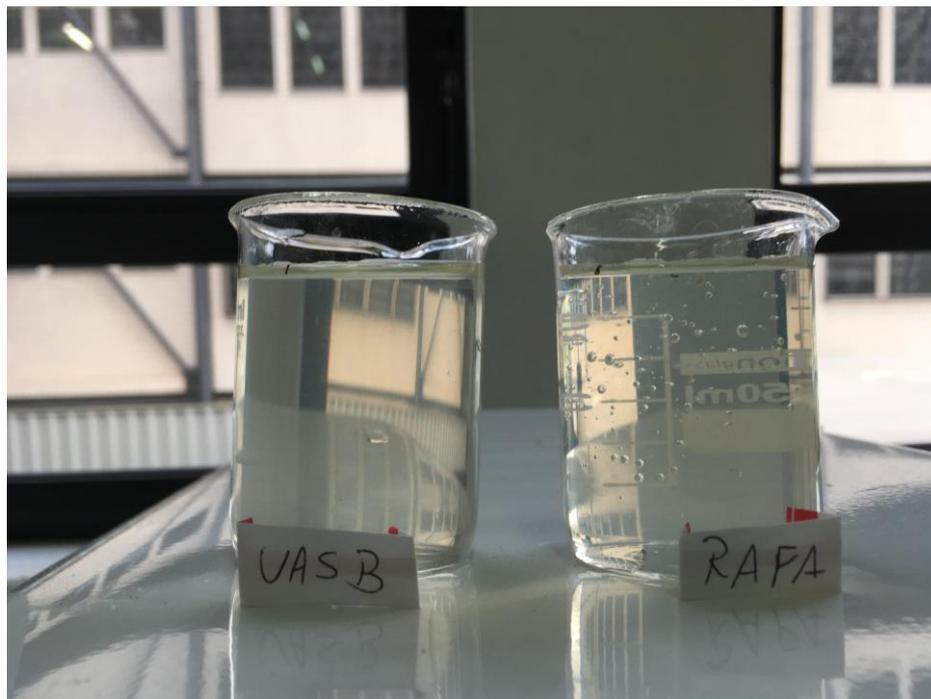
Von Sperling (1996), relata que é de extrema importância a observação do pH no processo de tratamento anaeróbio, pois o pH está estritamente ligado ao processo metanogênico das bactérias.

Os valores de temperatura se mantiveram próximos de 22°C durante os TDH's de 10 e 20 dias, tal valor é devido ao ambiente condicionado do laboratório de Bioquímica, onde que por meio de condicionadores de ar, a temperatura média se mantinha nos valores evidenciados na tabela 12.

Os valores do SST no afluente com 10 g de resíduos alimentares, variaram de 372 a 795 mg/L, obtendo uma média de 637 ± 150 mg/L (tabela 12). Foi observado no experimento,

que o SST obteve valores finais entre 30 a 47 mg/L, obtendo uma média de 39 ± 8 mg/L, evidenciando uma eficiência de $94 \pm 2\%$ de remoção dos sólidos presentes com o TDH de 20 dias. O reator UASB da UFF *Campus Aterrado* detém uma eficiência considerável para remoção de SST, os valores amostrados do efluente do reator UASB variaram entre 28 a 35 mg/L. A figura 19 demonstra uma comparação entre os efluentes dos reatores UASB e RAFA.

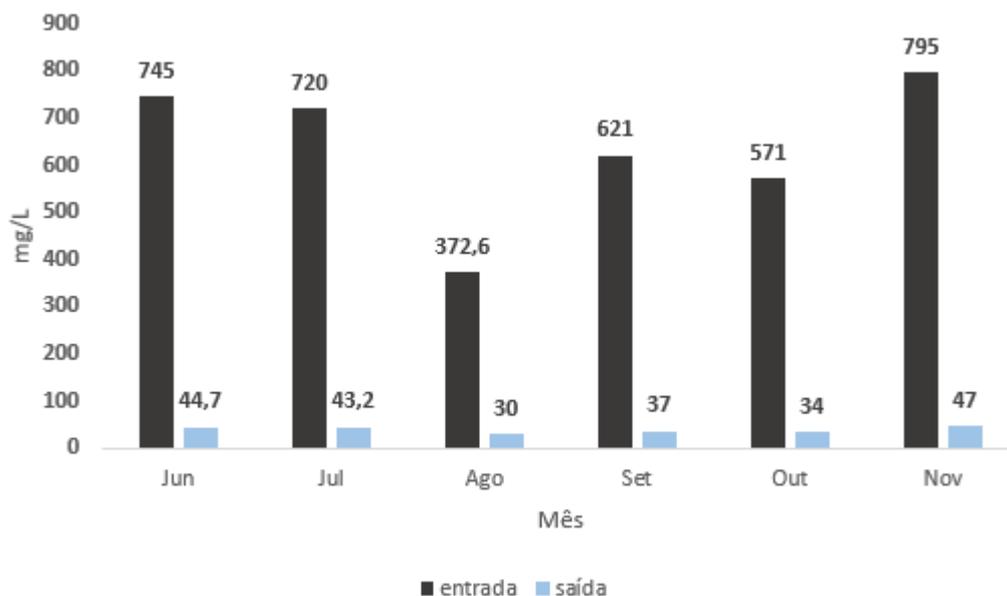
Figura 19. Amostra dos efluentes do reator UASB e RAFA, pós tratamento anaeróbico.



Fonte: O Autor.

A figura 20 demonstra o gráfico de valores obtidos na entrada e saída do RAFA.

Figura 20. Valores de entrada e saída do parâmetro SST no reator RAFA.



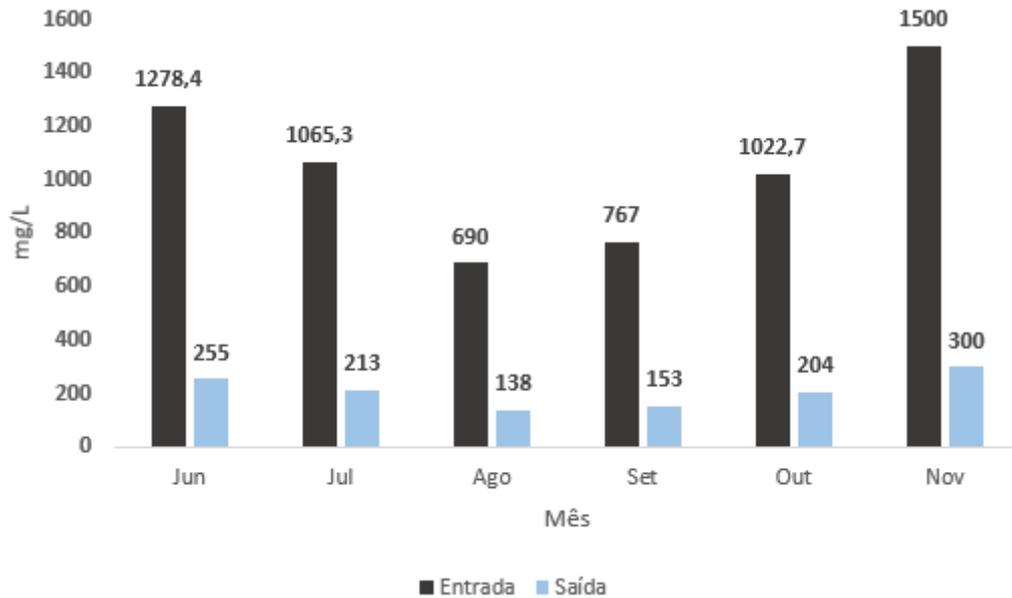
Fonte: O Autor.

Figueiras (2016) alcançou valores similares, onde em seu experimento, foi utilizado 3,6 g de resíduos alimentares. Em seu reator de escala laboratorial, foi observado uma média de $93 \pm 3\%$ de remoção de SST.

Os valores de DQO do afluente aplicado com 10g de resíduos alimentares variaram entre 767 a 1500 mg/L obtendo uma média de 1088 ± 330 mg/L. Os valores de efluente tratado variaram entre 138 a 300 mg/l com uma média de 210 ± 75 mg/l, com tais valores foi possível observar uma eficiência de $80 \pm 4\%$ na remoção de DQO com o TDH de 20 dias.

A figura 21 ilustra os valores obtidos na entrada e saída do RAFA.

Figura 21. Valores de entrada e saída do parâmetro DQO no reator RAFA.



Fonte: O Autor.

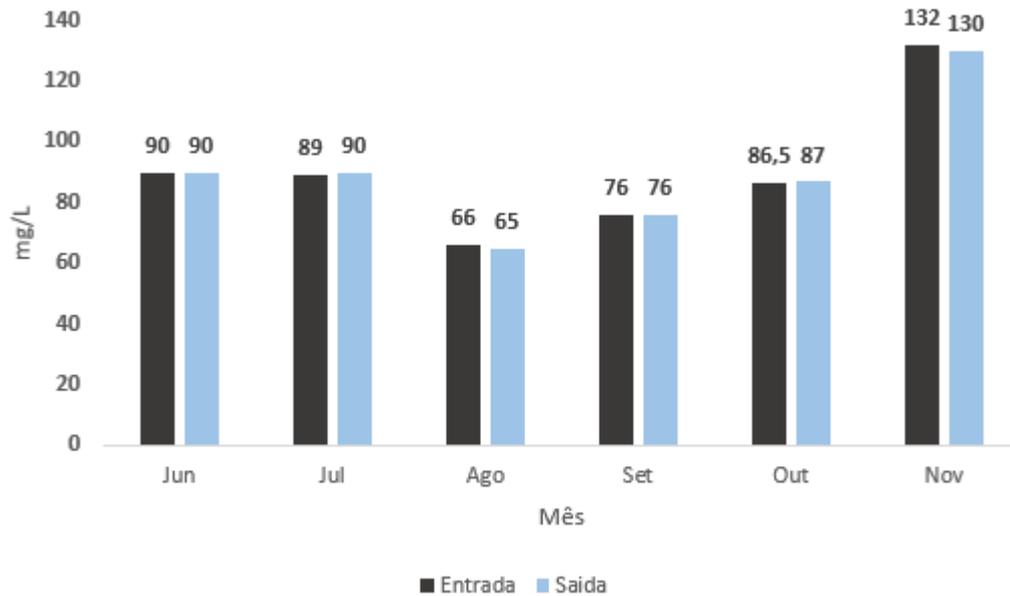
Lettinga (1983), utilizou resíduos de beterraba-sacarina como co-substrato para digestão de um reator UASB, onde os valores de esgoto sanitário com resíduos variavam entre 1207 a 1284 mg/L, no efluente tratado a concentração de DQO era de 60 a 65 mg/l. De acordo com Lettinga (1983), a eficiência de seu experimento ficou entre 65 a 85% de remoção de DQO.

Figueira (2016) obteve eficiência de 84, 85 e 74% de eficiência na remoção de DQO. Onde a fase contendo 3,6g de resíduos alimentares, inseridos nos reatores de fluxo ascendente, foi a que obteve maior porcentagem de remoção.

A quantidade de resíduos alimentares inseridos, agiram diretamente no valor total de DQO, mesmo obtendo valores elevados no efluente, a eficiência da planta em escala laboratorial se manteve próximo com os artigos citados, demonstrando que os processos de tratamento anaeróbio foram efetivos.

Os valores de N-amoniaco do afluente com esgoto sanitário bruto mais a adição de 10 g de resíduos alimentares, obteve-se entre 66 a 132 mg/L e uma média de 90 ± 42 mg/L. Já no tratamento realizado pelo RAFA foram obtidos valores similares ao encontrado, sendo que eles variaram entre 66 a 132 mg/L, com uma média de $89,6 \pm 41$ mg/L. Foi percebido que os valores de entrada e saída se divergiam, isto pode implicar nas concentrações de cada amostra, sendo que os valores se mantinham próximos tanto na entrada quanto na saída. A figura 21 demonstra os valores encontrados na entrada e saída do RAFA.

Figura 22. Valores de entrada e saída do parâmetro N-amoniaco no RAFA.



Fonte: O Autor.

Todo o material restante do RAFA, que não foi utilizado para análise química, foi descartado para o sistema de tratamento UASB do *Campus Atterrado*.

A tabela 13 realiza um comparativo com os resultados obtidos entre os autores referenciados com os resultados do experimento no RAFA, onde foi evidenciado uma média da eficiência de remoção.

Tabela 13. Tabela comparativa de resultados obtidos entre os autores referenciados e o experimento no reator RAFA

	Remoção Média DQO - %	Remoção Média SST - %
Hyun (2003) – TDH: 14 dias	94	
Lin (1999) – TDH: 1,5 dias	42,2	45,3
Lettinga (1983) – TDH: 10 dias	85	
Figueiras (2016) – TDH: 1 dia	93	85
Autor (2018) – TDH: 20 dias	80	94

Fonte: O Autor.

A média relacionada à remoção de DQO apresentada pelo o Autor, está equiparada com os outros estudos apresentados, apenas Lin (1999) obteve valores inferiores com um TDH de 1,5 dias. No parâmetro SST, o Autor obteve um resultado superior ao dos autores

referenciados, demonstrando a eficiência do reator RAFA em receber e tratar cargas orgânicas elevadas.

5.4. CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE NA QUARTA ETAPA

Na quarta e última etapa, foi inserido cerca de 10 litros de efluente de cada pós tratamento, RAFA e do reator UASB da UFF, em baldes com capacidade de 12 L onde foram implantadas um exemplar da macrófita *E. Crassipes* adulta por balde em três meses. Cada leito cultivado ficou em tratamento por 20 dias, sendo todos os baldes inseridos em áreas abertas, recebendo radiação solar.

O efluente após 20 dias de TDH dos leitos cultivados foram levados ao laboratório de química da CSN para realizar as análises de N-amoniacoal e SST. Os resultados médios obtidos referentes aos parâmetros pH e temperatura estão demonstrados na tabela 14, os valores de N-amoniacoal e SST estão evidenciados na tabela 15.

Tabela 14. Valores médios obtidos de pH e Temperatura por tratamento via Leito Cultivado com TDH de 20 dias

Reator	pH	T ° C
RAFA	6,5 ± 2	28 ± 2
UASB	6,6 ± 2	27 ± 2

Fonte: O Autor.

Durante todo o experimento não foi observado nenhuma variação significativa no pH dos leitos cultivados referentes ao RAFA e UASB. Entretanto, os valores evidenciados de pH mantiveram-se próximo da neutralidade, o que de acordo com Wang (2013) é um dos fatores que auxiliam nos processos de desnitrificação em leitos cultivados com *E. crassipes*.

Os valores observados de temperatura se mantiveram constante por todo o TDH de 20 dias, onde a temperatura ambiente era a responsável por leves alterações.

Tabela 15. Valores médios obtidos de N-amoniacoal e SST por tratamento via Leito Cultivado com TDH de 20 dias

Reator	N-amoniacoal (mg/L)	SST (mg/L)
RAFA	16,72 ± 4	163 ± 50
UASB	22 ± 5	145 ± 40

Fonte: O Autor.

Os valores de N-amoniacoal após o TDH de 20 dias variaram entre 12,26 a 20,76 mg/L com uma média de 16,72 ± 4 mg/L referente ao tratamento do efluente do RAFA. Ao efluente do reator UASB obteve-se valores entre 13 a 27,5 mg/L com uma média de 22 ± 5 mg/L. Em

ambos os casos a eficiência do sistema de tratamento via leito cultivado foi de 84% para remoção de N-amoniacoal.

Petrucio (2000), em seu experimento com *E. crassipes* para tratamento de uma solução preparada, rica em compostos nitrogenados e fosfatos, obteve uma eficiência de até 97% para remoção de N-amoniacoal.

Yonghong et al (2004), descreve que a *E. crassipes* promove uma excelente remoção de N-amoniacoal pois ela a incorpora em sua massa fresca e em suas raízes.

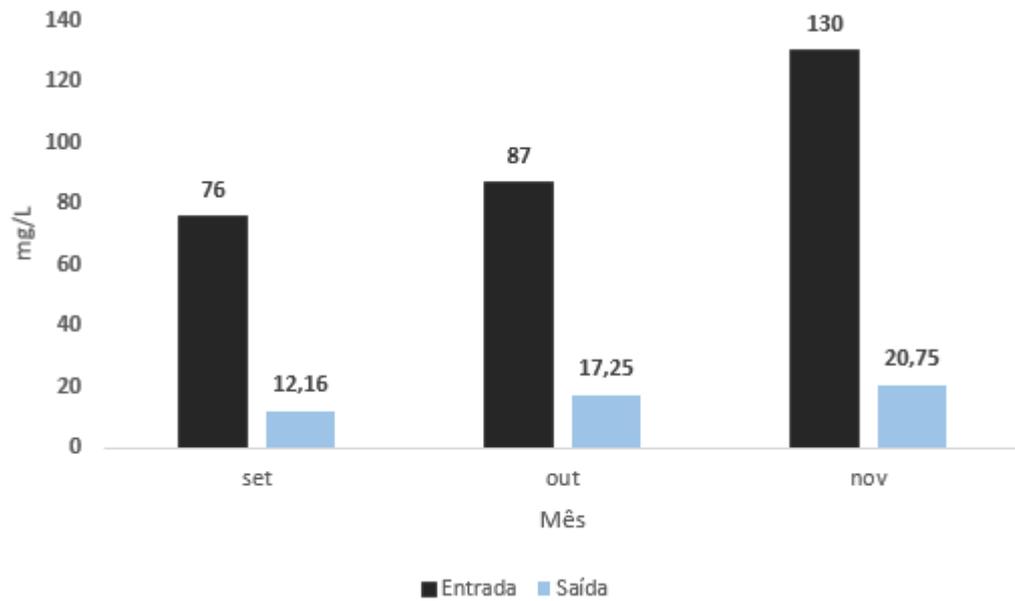
Os valores de N-amoniacoal são raramente encontrados em grandes valores na estrutura celulares de macrófitas, já que tais concentrações são tóxicas para as mesmas. O N-amoniacoal é assimilado rapidamente em aminoácidos e distribuídos por todo o sistema celular da planta (ROCHA *et al*, 2014) (OLIVEIRA, 2015).

Wang (2013), construiu estruturas nas quais era possível disponibilizar o *E. crassipes* em um lago na China e avaliou a eficiência na remoção do N-amoniacoal, alcançando valores de 65% de N-amoniacoal em sua estrutura. Entretanto, o lago Caohai detinha um volume de 18,1 milhões de m³, onde foi produzido 211 toneladas da macrófita, evidenciando sua facilidade de crescimento em águas contaminadas com N-amoniacoal e seu poder de desnitrificação e nitrificação.

Ribeiro (2017), realizou um experimento com duas macrófitas diferentes, a *E. crassipes* e a *P. Stratiotes*, onde disponibilizou leitos cultivados inseridos em baldes, utilizou o efluente proveniente de um reator UASB do *Campus Aterrado*. O TDH utilizado por Ribeiro foi de 14 e 28 dias. Com o TDH de 14 dias foi evidenciado uma eficiência de cerca de 80%, atingindo valores na média de 26 mg/L, já com o TDH de 28 dias foi observado uma eficiência superior a 90%, reduzindo a carga de nitrogênio amoniacoal para 4,76 mg/L.

A figura 23 apresenta o gráfico com os valores de N-amoniacoal, proveniente do RAFA, obtidos antes e pós tratamento via leito cultivado.

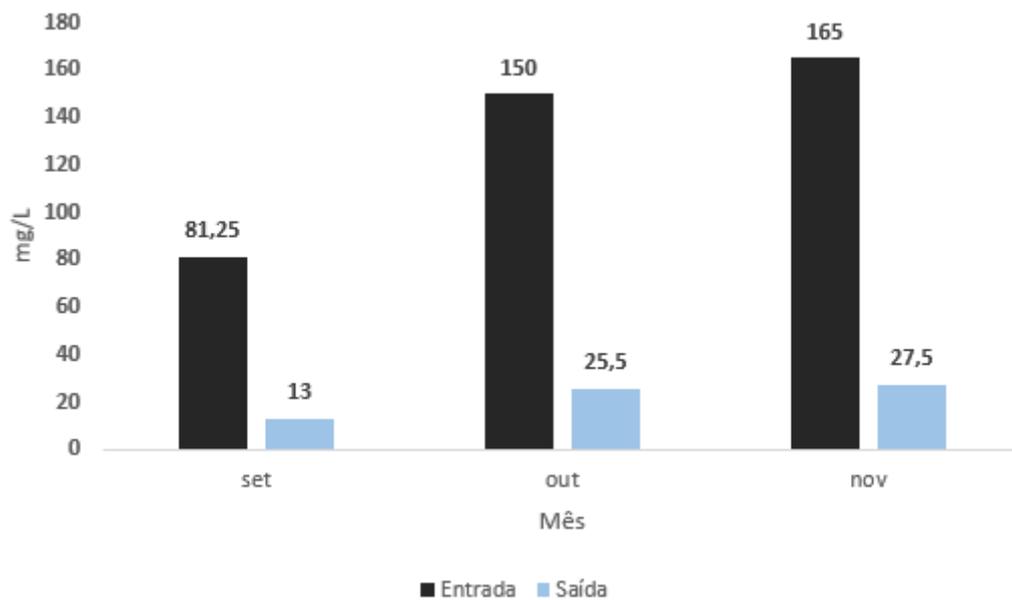
Figura 23. Valores de entrada e saída do parâmetro N-amoniaco (RAFA) do Leito Cultivado



Fonte: O Autor.

A figura 24 representa o gráfico com os valores de entrada e saída referente ao efluente do reator UASB, onde o parâmetro N-amoniaco foi submetido ao tratamento do leito cultivado pela *E. crassipes*.

Figura 24. Gráfico com valores de entrada e saída do parâmetro N-amoniaco (UASB) do Leito Cultivado



Fonte: O Autor.

O efluente tratado na figura 23 é proveniente do biodigestor RAFA após 20 dias de tratamento, já o da figura 24 é proveniente do reator UASB, desta forma, os valores de entrada não são referentes ao mesmo efluente.

Os valores obtidos de SST pelos leitos cultivados tiveram um aumento considerável se comparado com os valores obtidos pelo RAFA, onde foi observado um aumento de 69% de SST. Tal fator foi, provavelmente, devido à contribuição de matéria orgânica morta da macrófita *E. crassipes*.

Mahmood (2005), em seu experimento obteve resultados satisfatórios na remoção de SST, onde foi evidenciado uma eficiência de remoção de cerca de 50% do parâmetro SST, demonstrando que a *E. crassipes* tem sim potencial redutor de tal poluente.

5.5. APLICAÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO RAFA, COM INSERÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES E LEITO CULTIVADO EM UM CONDOMÍNIO HIPOTÉTICO

5.5.1. CONCEPÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO PARA RESIDÊNCIAS

Existem diversas tecnologias que permitem o correto tratamento do efluente sanitário, onde inicialmente podem-se separar os processos de tratamento em biológicos (aeróbios e anaeróbios), proveniente do contato entre bactérias e o material a ser tratado e os processos físico-químicos, onde são inseridos agentes químicos para auxiliar na degradação da matéria passiva a redução. Os aeróbios, por sua vez, são divididos entre aqueles que necessitam de grandes áreas para absorção do oxigênio. Já os que possibilitam um trabalho em áreas menores, sem a necessidade da presença do oxigênio, são chamados de tratamentos anaeróbios (VON SPERLING, 1996).

Todos os sistemas que são concebidos para o tratamento de efluente sanitário geram resíduos como o lodo e gases, que podem ser reaproveitados em outros processos. Nos reatores anaeróbios, os lodos podem ser utilizados como inóculos para *start* de outros reatores, visto que este lodo é rico em colônias bacterianas (LETTINGA, 1983).

Chernicharo (2016) relata que, no Brasil, grande maioria do esgoto sanitário gerado por residências é encaminhado por redes coletoras até uma estação de tratamento, porém, vem crescendo o número de prédios nos quais são utilizados sistemas individuais simples, como a fossa séptica e a rudimentar. Entretanto, muitos desses sistemas apresentam problemas de funcionamento, não cumprindo assim a sua finalidade, que é a disposição final

ambientalmente adequada do efluente tratado. Além disso, apresentam variação quanto aos custos de implantação que também devem ser considerados (tabela 16).

Tabela 16. Tabela de valores para implantação de Sistemas de Tratamento de Efluente Sanitário.

Sistema de Tratamento de Efluente sanitário	Custo por habitante
Lodo ativado por batelada	R\$ 120 a 200
Lagoas de estabilização	R\$ 40 a 90
Lodos ativados convencionais	R\$ 130 a 310
Reatores UASB com pós tratamento (lodo ativado, filtro anaeróbio, etc)	R\$ 40 a 100

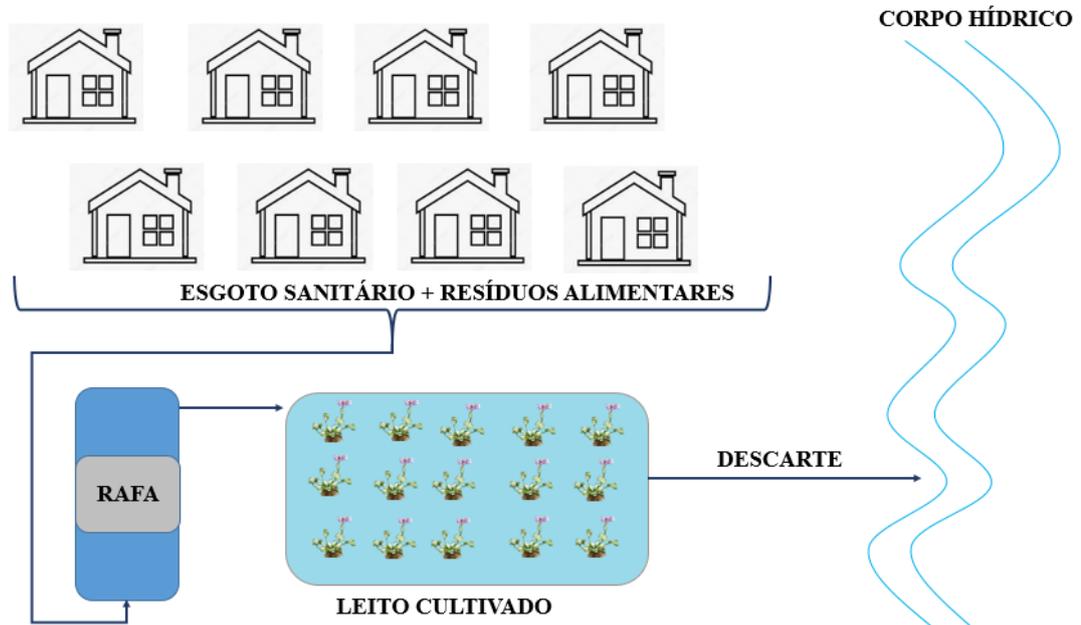
Fonte: Von Sperling (2016) adaptado de Pacheco (2011).

Brudeki & Aisse (2009), relatam que o custo médio para a implantação de uma ETE para esgotos sanitários é de R\$523,23 por habitante, atingindo valores exorbitantes para pequenas comunidades e vilarejos, além de necessitar de mão de obra especializada para operação e manutenção. Desta forma, tem-se a necessidade de desenvolver tecnologias mais baratas e eficientes para o tratamento dos efluentes sanitários, onde o baixo custo de implantação esteja alinhado com o baixo custo da manutenção.

5.5.2. TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO COM INSERÇÃO DE RESÍDUOS ALIMENTARES EM UM CONDOMÍNIO EM ÁREA RURAL

A proposta da implantação do sistema de tratamento de esgoto desenvolvida nesse trabalho considera um condomínio residencial, localizado em área rural próxima de um corpo hídrico, contendo 8 residências com capacidade para 4 pessoas cada (figura 25), totalizando 32 moradores.

Figura 25. Cenário Projetado de um condomínio em área rural



Fonte: O Autor.

A NBR 7229 norteia os valores de geração de efluente sanitário por pessoa (tabela 17), permitindo o cálculo da geração total de efluente do empreendimento.

Tabela 17. Contribuição diária de esgoto doméstico (C) e de lodo fresco (Lf) por tipo de prédio e de ocupante

Prédio – Ocupantes Permanentes	Unid.	Contribuição de esgoto (c)	Lodo Fresco (Lf)	
Residência	Padrão Alto	Pessoa	160	1
	Padrão médio	Pessoa	130	1
	Padrão Baixo	Pessoa	100	1
Hotel	Exceto Lavanderia	Pessoa	100	1
	Alojamento Provisório	Pessoa	80	1

Fonte: Adaptado da NBR 7229

Considerando edifícios relacionados como alto padrão, temos a contribuição de 160 l/dia por pessoa, totalizando a contribuição diária de 5120 l/dia de esgoto sanitário. Para que o efluente seja descartado corretamente na natureza, se faz necessário um tratamento que visa a redução das cargas poluidoras.

Desta forma, foi projetado um biodigestor RAFA, com capacidade de 5.400L já que, segundo Chernicharo (2016), cerca de 4% do volume útil do reator será ocupado pelo lodo,

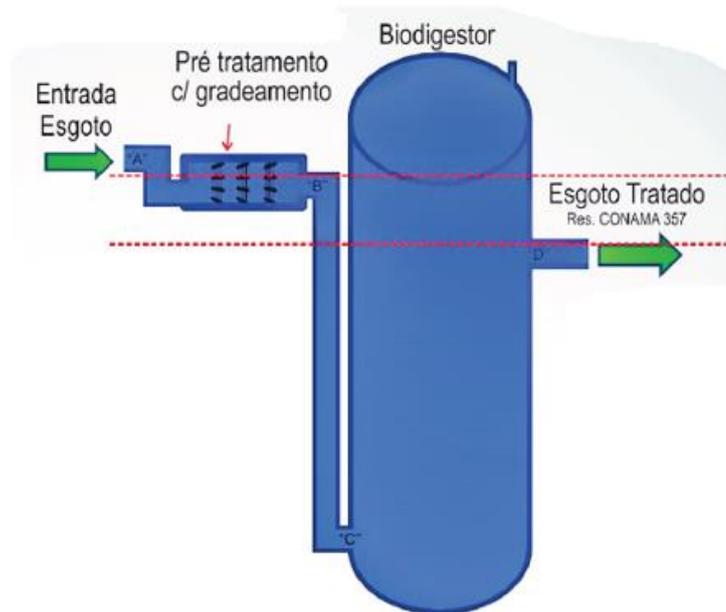
sendo necessário que o mesmo tenha um volume superior ao do esgoto sanitário gerado. No empreendimento projetado (figura 25), ou seja, um condomínio situado na área rural, onde as residências serão distribuídas conforme orientação das áreas disponíveis, o esgoto sanitário gerado será direcionado por tubulação para um biodigestor RAFA. Os resíduos alimentares deverão ser triturados por um triturador.

Para realizar o pós-tratamento será construído um açude de 6m³, equivalente à 6.000 l, que permitirá o contato do efluente do RAFA com as macrófitas. A importância de dimensionar um açude com valores acima do gerado pelo condomínio é visando a contribuição climática das chuvas e a possível variação do volume do aquífero (MOLLE, 1992).

Para dar um fim ambientalmente adequado para os resíduos alimentares do condomínio projetado, se faz necessário seu tratamento em processos limpos, como a inserção dentro de um reator anaeróbio. Segundo Abrelpe (2017), na região Sudeste foi coletado 102.620 t/dia de RSU em 2017, sendo que cada habitante produziu 1,2kg de RSU/dia. Se for considerado o mesmo valor de produção no cenário relacionado do condomínio, de 50% de resíduos orgânicos, seriam gerados 0,6 kg de resíduos a cada dia por pessoa. Desta forma, no condomínio seriam gerados cerca de 19 kg por dia de resíduos orgânicos, que poderiam ser reaproveitados no processo de co-digestão junto ao biodigestor RAFA.

O RAFA deverá ser instalado em ambiente abaixo do nível do solo, onde irá permitir a alimentação do efluente sanitário por gravidade e um fácil transbordo para o sistema de tratamento aeróbio (açude). Anexado ao biodigestor, deve ser instalada uma caixa de pré-tratamento, onde se realiza um gradeamento de resíduos grosseiros, que possam impedir o correto tratamento. A figura 26 ilustra o equipamento a ser instalado.

Figura 26. Desenho do biodigestor e caixa de pré tratamento



Fonte: Adaptado de HY Sustentável.

Para atender a demanda do condomínio projetado, é necessário um biodigestor com as seguintes dimensões (HY Sustentável, 2019):

- 1,80m de altura;
- Diâmetro de 1,20m;
- Tratamento para 5.400l por dia;
- Comporta 33 moradores.

Mediante as informações acima, a empresa HY Sustentável (2019) detém em sua fábrica o biodigestor ED 03, para o qual seu valor, incluso a caixa de pré-tratamento, foi orçado em de R\$ 8.900,00. Com os valores orçados do biodigestor e tendo em vista que o solo é adequado para a realização da escavação, teremos a retirada de solo de aproximadamente 2m³.

Os custos estimados para a escavação do açude e para a instalação do biodigestor podem ser visualizados nas tabelas 18 e 19.

Tabela 18. Valores da contratação de retroescavadeira para instalação do Biodigestor.

Item	Unid.	Quanti.	Preço Unitário R\$	Preço do Insumo ² empreendimento R\$
Retroescavadeira sobre pneus, 70 kw	h	2	140,10	9,97
Auxiliar de serviços gerais	h	2	17,93	1,09
Custos diretos complementares	%	2,00	6,32	0,44
Total			322,38	22,55
Σ			R\$ 344,93	

Nota: 1) A cada m³ escavado será gasto 1 hora;

2) Os insumos necessários são considerados combustível para os maquinários, óleos, etc.

Fonte: Adaptado de Cype (2019).

Para a construção do açude em cenário projetado, foram utilizados os valores estabelecidos pela Cype (2019) e Sobratema (2019), onde evidenciam os custos da escavação e mão de obra. A tabela 19 demonstra tais valores.

Tabela 19. Valores relacionados à escavação do açude

Item	Unid.	Quanti.	Preço Unitário R\$	Custo do Insumo ² empreendimento R\$
Retroescavadeira sobre pneus, 70 kw	h	6	140,10	9,97
Auxiliar de serviços gerais	h	6	17,93	1,09
Custos diretos complementares	%	2,00	18,96	1,32
Total			967,14	67,68
Σ			R\$ 1034,82	

Nota: 1) A cada m³ escavado será gasto 1 hora;

2) Os insumos necessários são considerados combustível para os maquinários, óleos, etc.

Fonte: Adaptado de Cype (2019).

Para realizar o tratamento aeróbio no açude construído, é necessário o cultivo da macrófita *E. Crassipes*, que é facilmente encontrada em corpos hídricos de movimento lânticos, como lagos, lagoas e represas, onde a mesma permite uma fácil coleta e um excelente desenvolvimento em ambientes aquáticos com a presença de poluidores ambientais, sendo um item sem custo para o projeto hipotético evidenciado. Uma unidade da macrófita permite o tratamento de cerca de 10 litros de efluente. Desta forma, para o correto tratamento

da unidade em questão, deve-se preencher todo o açude com a macrófita Aguapé. Como dito, o seu desenvolvimento é acelerado e espontâneo, sendo necessário realizar limpezas periódicas no açude, retirando exemplares velhos.

Para a trituração dos resíduos alimentares, será necessária a aquisição de um triturador do tipo industrial, que permitirá a moagem de forma homogênea dos resíduos. A empresa Recmax (2018), vem atuando no mercado de reciclagens e oferece um triturador industrial modelo PS 300/150 R, com a potência de 8 a 12 kw atendendo à necessidade de moagem dos resíduos. O preço do equipamento citado está orçado em R\$ 5.500,00.

Contabilizando todos os valores descritos acima, temos que o sistema proposto demanda um investimento inicial no valor aproximado de R\$ 17.979,75 (tabela 20).

Tabela 20. Tabela de valores para implantação de Sistemas de Tratamento de Efluente Sanitário.

Item	Valor
Retroescavadeira (Geral)	R\$ 1.379,75
Biodigestor RAFA	R\$ 8.900,00
Triturador Industrial	R\$ 5.500,00
Filtro Biogás	R\$ 200,00
Tubos e Conexões	R\$ 2.000,00
Serviços de Implantação	R\$ 1.500,00
Total	R\$ 19.479,75

Fonte: O Autor

5.5.3. CONCLUSÃO DO EMPREENDIMENTO PROJETADO

Considerando um condomínio em área rural, com pequenas disponibilidades de áreas para a construção de leitos cultivados, o sistema projetado se mostra eficaz, devido à sua grande capacidade de remoção de material orgânico e pela eficácia da macrófita *E. crassipes* de remover o N-amoniaco da água residuária. Os resíduos orgânicos sólidos, gerados pelos condôminos, podem ser inseridos no biodigestor RAFA, permitindo um fim ambientalmente adequado para tais compostos. Sendo que, caso a quantidade de resíduos orgânico ultrapasse o valor de alimentação do RAFA, o material poderá ser destinado à um sistema simples de compostagem, onde não haverá custo algum para a construção do processo de compostagem, e será gerado um composto rico em nutrientes para uma possível produção de hortaliças.

Atualmente os resíduos orgânicos gerados por condôminos localizados próximo a cidades, utilizam da sua destinação aterros sanitários, onde o custo gerado desta ação está disponibilizado na tabela 21.

Tabela 21. Valores com custo de disposição final de resíduos orgânicos em aterros sanitários

Item	Preço Tonelada
Transporte	R\$ 480,00
Disposição	R\$ 85,00

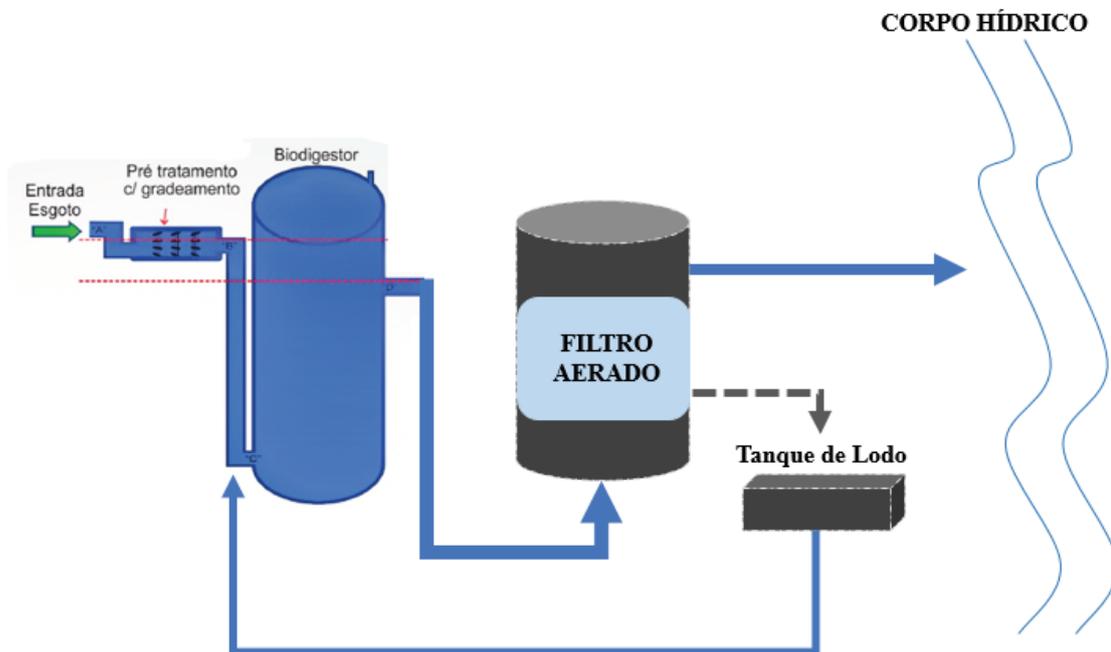
Fonte: O Autor

As opções de compostagem e inserção do material orgânico no RAFA é, dentre as possibilidades, as mais vantajosas, visto que o RAFA atende a concentração de carga orgânica dos resíduos, tratando o efluente sanitário sem restrição e a compostagem gera um produto que pode ser reaproveitado em processos de educação ambiental.

O leito cultivado a ser construído poderá disponibilizar a interação entre os processos naturais de depuração ambiental, contemplação de vida aquática com inserção de peixes (ictiofauna) e a viabilidade de paisagismo, onde a formação dos leitos cultivados se misturam com o ambiente naturalmente encontrado em zonas rurais.

Uma outra opção para a realização do tratamento do efluente sanitário é o dimensionamento e construção de um sistema de tratamento via processos anaeróbios e aeróbios, onde o esgoto sanitário passa por uma caixa de pré tratamento com gradeamento, em seguida é encaminhado para um biodigestor do tipo fluxo ascendente (RAFA) para a redução das cargas orgânicas. Como pós tratamento é viabilizado um reator aerado onde realiza o refino do efluente líquido e enfim descartado em um corpo hídrico (figura 27). Tal processo requer atenção devido ao alto índice de lodo gerado pelos processos aeróbios, onde se faz necessário um tanque de armazenagem do lodo onde pode ser retirado do sistema ou disponibilizado no RAFA.

Figura 27. Sistema de tratamento de efluente sanitário com tratamento anaeróbio via RAFA e aeróbio com Filtro Aerado



Fonte: O Autor

Para realizar a estimativa do custo do empreendimento, devemos levar em consideração as tabelas 18 e 19 que relatam os valores de custo da escavadeira, já que todo o sistema de tratamento será abaixo do solo. Viabilizando um RAFA de 5.400 L e um filtro aerado de dimensões parecidas, teremos a proporção de 16 m³ aproximadamente de escavação.

A geração de lodo será maior que a produzida pelo sistema com RAFA e leito cultivado, devido à alta taxa de geração de lodo pelas bactérias aeróbias (VON SPERLING, 1996), desta maneira será necessário um maior cuidado com a manutenção e as retiradas, necessárias, dos lodos gerados.

Ambos os casos estudados detêm ganhos significativos na questão de tratamento de efluente sanitário, porém no sistema concebido com filtro aerado, necessita de maiores cuidados para manutenção e retirada do lodo gerado, sendo um ônus a ser creditado no condomínio projetado. Na alternativa com leito cultivado, será necessário o cuidado de retirada das macrófitas velhas e grandes, que por serem plantas flutuantes, serão facilmente retiradas.

6. CONCLUSÃO

Foi observado que os resíduos alimentares, ao entrar em contato com a água, aumentam drasticamente os valores de DBO e DQO, sendo um risco em potencial de contaminação de corpos hídricos. O biodigestor RAFA construído, demonstrou ser capaz de receber as cargas orgânicas misturadas do efluente sanitário e dos resíduos alimentares triturados, evidenciando que experimentos em escalas maiores podem ser executados a fim de realizar o monitoramento e comportamento do sistema.

Os resultados referentes ao RAFA foram satisfatórios e se equipararam a outros autores que executaram testes parecidos, os resíduos alimentares inseridos auxiliam na formação do lodo e permitem a interação das bactérias anaeróbias com o efluente em tratamento.

O sistema de tratamento aeróbio com leito cultivado, obteve resultados satisfatórios para o parâmetro N-amoniaco com o TDH de 20 dias permitindo seu descarte segundo o CONAMA 430/2011, onde é estabelecido um valor abaixo de 20 mg/L para descarte. Entretanto, para atender o regulamento a NT-202.R-10/1986, estabelecido pelo INEA, os valores obtidos em 20 dias de tratamento não alcançaram o valor máximo de descarte em um corpo hídrico. Para que tal requisição seja atendida, deve-se estabelecer um TDH acima de 20 dias, onde a *E. crassipes* terá maior eficiência na remoção do N-amoniaco.

Com um TDH acima de 20 dias, foi possível observar a redução de material líquido no leito cultivado. Tal processo se deve pela evapotranspiração das plantas aquáticas, que é a capacidade da macrófita de absorver e transferir água para a atmosfera. Desta forma, o leito cultivado pode perder até 1,5 L com o TDH acima de 21 dias, sendo necessário a inserção de água deionizada para realizar as análises (REIS *et al*, 2016).

Foi possível adaptar o RAFA para realizar o tratamento de efluentes sanitários com alta taxa de cargas orgânicas, onde a eficiência de remoção dos parâmetros ambientais, está intrinsecamente ligado com a quantidade de resíduos orgânicos inseridos no sistema.

REFERÊNCIA

ALI, M; SREEKSRI SHNAN, T,R. *Anaerobic treatment of agricultural residue bases pulp and paper mill effluents for AOX and COD reduction*. Department of Biochemical Engineering and Biotechnology, Indian Institute of technology, Delhi, Hauz Khas, New Delhi 110 016, India, 2000.

ANJOS JÚNIOR, A. H. dos. *Cadeia de formação de custos nos sistemas de abastecimento de água: modelação e estimação de valores*. XXIV CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES. *Anais*. Belo Horizonte MG, 2007.

ARIAS, C.A; BRIX, H. *Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales*. *Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, v.13, p. 17-24, 2003

BASTIAN, R. K.; HAMMER, D. A. *The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling*. In: MOSHIRI, G. A. *Constructed wetlands for water quality improvement*. Pensacola: CRC Press, 1993. p. 3-8.

BRAGA, B. et al. *Introdução à Engenharia Ambiental: O Desafio do Desenvolvimento Sustentável*. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 336 p.

BRANCO, S. M. *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Ambiental*. 3. ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986.

BRASIL. *Resolução CONAMA nº 430/2011*. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 30 mai. 2015.

BRIX, H. *Functions of macrophytes in constructed wetlands*. *Water Sci. Tech.*, Vol.29, nº 4, 1994. p. 71-78. Do Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Tech.*, Vol.35, nº 5, 1997

BRUDEKI, N.; AISSE, M. M.; *Custos Estruturais por Habitante em Saneamento Básico no Estado do Paraná*. 24.o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Belo Horizonte - MG, 2007.

CIPAV. Centro de Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria, Cali, Colombia. Disponível em <http://www.cipav.org.co>, [2004]. Acesso em 10 de out. 2005.

CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Vol. 5. 2º Edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2016.

COSTA, L. de L. *et al.* Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colílagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, UEPB, v.3, n.1., 2003. Disponível em: <<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf>>

CUBAS, S. A; BREGUNCE, D. T; VEIGA, B. V; MARANHO, L. T; *Avaliação de sistema de leito cultivado com a macrófita Sagittaria montevidensis Cham. & Schldl. Para tratamento de águas urbanas poluídas.* Disponível em <<http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1430>. 2010

CYPE Ingenieros, S.A. Gerador de Preços.Brasil. Disponível em <http://www.brasil.geradordeprecos.info/obra_nova/Preparacao_do_terreno/Movimento_de_terras_em_edificacao/Escavacoes/ADE002_Escavacao_a_ceu_aberto_com_meios_m_0_0_1_2_0_1_0_0_0_0_0_0.html> Acesso em: janeiro 2019.

D'AMBRÓSIO, O. *Paraísos Artificiais*. Disponível em: <<http://www.unesp.br/jornal>>, 1998.

DAVIS, L.A. *Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region.* Volume 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.

FIGUEIRAS, M. L. *Efeito da adição de resíduos alimentares triturados no tratamento de esgoto doméstico em reator UASB.* Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco), Pernambuco. 2016.

GÓMEZ, X.; CUETOS, M.J.; CARA, J.; MORÁN, A.; GARCÍA, A.I. *Anaerobic codigestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate.* *Renewable Energy* v.31, p.2017–2024, 2006.

HOLM, L.; YEO, R. *The biology control and utilization of aquatic weeds.* *Weeds Today*, p. 7-13, 1980.

HUSSAR, G. J. *et al.* *Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: Análise da qualidade física e química.* *Espírito Santo do Pinhal*, v. 2, n. 1, p. 046-059, jan/dez 2005

HUSSAR, G, J.; *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura.* Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. 2001

HYUN, W, K; SUN, K, H; HANG, S, S. *The optimization of food waste addition as a co-substrate in anerobic digestion of sewage sludge.* Department of Civil and Environmental Enginnering, Korea Advanced Institute of Science and Technology 373-1, Guseong dong,

Yuseong-gu, Dajeon, Korea. Disponível em < <http://wmr.sagepub.com/content/21/6/515>> 2003

IACOVIDOU, E.; OHANDJA, D.; GRONOW, J., VOULVOULIS, N. *The household use of food waste disposal units as a waste management option: a review. Environmental Science Technology*. v.42, p.1485–1508, 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 7ª edição ed. Rio de Janeiro, 2014. 1050p.

KALOGO, Y; VERSTRAETE, W; *Development of anaerobic sludge bed (ASB) reactor technologies for domestic wastewater treatment: motives and perspectives*. Centre for Environmental Sanitation, State University of Gent, Coupure L 653, 9000 Gent, Belgium. 1999.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S; BELLI FILHO, P.; PINTO, R.O.; CASTILHO JR, A.B.; SOARES, H.M.; LIBÂNIO, P.A.C. Bioestabilização de Resíduos Sólidos Orgânicos. In: CASSINI, S.T. (Coord.). *Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás*. Rio de Janeiro: PROSAB, p.96-119. 2003.

LETTINGA, G; ROERSMA, R; GRIN, P. *Anaerobic Treatment of raw domestic sewage at ambient temperatures Using a Granular Bed UASB Reactor*. Department of Water Pollution Control, De Dreyen 12, 6703 BC Wageningen, The Netherlands, 1983.

LETTINGA, G. (1995). Introduction. In: *International course on anaerobic treatment*. Wageningen Agricultural University / IHE Delft. Wageningen, 17-28 Jul 1995.

LIN, C, Y; CHANG F, Y; CHANG, C,H. *Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor*. Graduate Institute of Civil and Hydraulic Engineering, Feng Chia University, Taichung 40724, Taiwan. 1999.

MAHMOOD, Q; ZHENG, P; ISLAM, E; HAYAT, Y; HASSAN, M, J; JILANI, G; JIN, R,C. *Lab Scale Studies on Water Hyacinth (Eichhornia crassipes Mart's Solms) for Biotreatment of Textile Wastewater*. Department of Environmental engineering, Zhejiang University China. *Caspian J. Env. Sci.* Vol.3 No.2 pp83~88. 2005.

MALAVOLTA, E. et al. Sobre a composição mineral do aguapé (*Eichhornia crassipes*). *Anais da Esalq, Piracicaba*, v.46, n.1 1, p. 155-162, jan. 1989.

MARTINS, L.L, PITALUGA, D.P.S, ALMEIDA, R.A.; *Eficiência de espécies vegetais e sentidos de fluxo no tratamento de esgotos sanitários por zona de raízes*. Anais do V Congresso de Pesquisa, Ensino e Extensão, Campus Samambaia, 2008.

MARTINS, E., *Contabilidade de custos*. São Paulo: Atlas, 2001.

MILLER, G.T, E, SPOOLMAN, S.E.; *Ciência Ambiental*. Tradução da 14ª edição norte-americana, 2016.

MOLLE, F; CADIER, E. Manual do pequeno açude. Recife, SUDENE-DPG-PRN-DPP-APR, <disponível em: http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers/36063.pdf> 1992

NDIMELE, P, E. *The Invasive Aquatic Macrophyte, Water Hyacinth (Eichhornia crassipes (Mart.) Solm-Laubach: Pontedericeae): Problems and Prospects*. Department of Fisheries, Faculty of Science, Nigeria. 2011

NBR 7229. *Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Rio de Janeiro. 1993

NOZAKI, V.T. Análise do setor de saneamento básico no Brasil. Ribeirão Preto, SP: 2007. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo - USP, 2007. 109p.

OLIVEIRA, L. E. M; *Temas em fisiologia vegetal*. Setor Fisiologia Vegetal do Departamento de Biologia da Universidade Federal de Lavras, 2015. < <http://www.ledson.ufla.br/> >. Acesso em: Jan 2019.

OTTERSTETTER, H. 1985. 107 f. *Contribuição ao conhecimento da utilização de plantas aquáticas na remoção de nutrientes minerais e metais pesados de corpos hídricos*. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1985.

PACHECO, R, P. *Custos para implantação de sistemas de esgotamento sanitário*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia. 2011

PATERNIANI, J. E. S.; ROSTON. D. M. *Tecnologias para tratamento e reuso da água no meio rural*. In: HAMADA, E. (Ed.). *Água, agricultura e meio ambiente no Estado de São Paulo: avanços e desafios*. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2003.

PETRUCIO, M, M.; ESTEVES, F, A.; *Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by Eichhornia crassipes and Salvinia auriculata*. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia. Rev. Bras. Biol. Vol 60 n.2 São Carlos, 2000.

PROBIO. *Sub-projeto – Fragmentação natural e artificial de rios: Comparação entre os lagos do médio Rio Doce (MG) e as represas do médio e baixo Tietê (SP)*. Disponível em: < http://www.ufscar.br/~probio/m_eichhornia.jpg>. Acesso em outubro 2018.

RECMAX. *Trituradores Industriais de 1 eixo*. Disponível em < <https://www.recmax.ind.br/produtos/reciclagem-de-fios-cabos-eletricos/trituradores-industriais-de-1-eixo>> Acessado em: 2019

REDDY, K. R.; D'ANGELO, DEBUSK, T. A. *Oxygen Transport through Aquatic Macrophytes: The Role in Wastewater Treatment*. Univ. of Florida, Inst. off Florida. Stn. Journal Environmental Quality, 19:261-26, 1990.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F.; *Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água*. Eng. Sanit. Ambiental.; v.14, n.3, p. 353-362, 2009. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/esa/v114n3/v112n3a08.pdf> >. Acesso em: Janeiro 2019.

RIBEIRO, A. L. V. *Tratamento de esgotos com o uso de sistemas de leitos cultivados*. 2008. 75 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Gestão Ambiental) – Instituto Superior de Tecnologia de Paracambi, Paracambi, RJ, 2008.

RIBEIRO, A. L. V.; *Utilização de leitos cultivados para o tratamento de efluentes sanitários*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental, UFF, Volta Redonda, 2017.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. *Introdução à Química Ambiental*. Porto Alegre: Bookman, 2004. 154p.

ROCHA, J. G. et al.; *Cinética de absorção de nitrogênio e acúmulo de frações solúveis nitrogenadas e açúcares em girassol*. Pesq. Agropec. Trop., v 44, n. 4, p. 381-390, 2014.

SALATTI, E. *Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas*. *Biológico*, São Paulo, v.65, n.1/2, p. 113-116, 2003.

STANDARD METHODS For the Examination of Water and Wastewater, 17th ed, American Public Health Association. Washington DC, USA. Disponível em < <https://www.standardmethods.org/>> 2018

SHARP, R., FIORE, A., FOK A., MAHONEY K., GALST S., LIN T., HORNE M. V. *Comprehensive Evaluation of Food Waste Co-digestion*. Clear Waters Magazine, v. 45, n. 77, p. 18-26, 2015.

SILVA, M. S. G. M. *Avaliação de um sistema de leito cultivado com recirculação para piscicultura*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2017.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. *Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos e sociais*. Porto Alegre: ABRH, 2000. 659p.

SEZERINO, P. H. *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. 2006. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SOBRATEMA. *Tabela de Custos e Horário*. Associação Brasileiro de Tecnologia para Construção e Mineração. Disponível em < <https://www.sobratema.org.br/CustoHorario/Tabela> > Acesso em: Jan 2019.

SPÓSITO, T. H. N. *Parâmetros físico-químicos do efluente de ETE do distrito urbano de Montalvão/SP manejado com aguapé*. Presidente Prudente, 2013.

TAWFIK, A; OHASHI, A; HARADA, A. *Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) -down-flow hanging sponge (DHS) system*. National Research Centre, Water Pollution Control Department, El-Behoss Street, P.O. Biochemical Engineerinf Journal 29 (2006) 210-219. 2005.

VALENTIM, M. A. A. *Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado*. 1999. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1999.

VALENTIM, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados (constructed wetland) para o tratamento de esgoto: contribuições para a concepção e operação*. Campinas, 2003. 210f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e solo – Desenvolvimento Tecnológico e Impacto sobre os Recursos Naturais) – Faculdade de engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. *Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations*. *Ecological Engineering*, Arizona, v.12, 1999. Disponível em: <http://eebweb.arizona.edu/courses/Ecol206/Verhoeven_Mueleman_wetlands.pdf>.

VERMA, V. K.; GUPTA, R. K.; RAI, J. P. N. *Biosorption of Pb and Zn from pulp and paper industry effluente by water hyacinth (Eichhornia crassipes)*. Department of Environmental Science, G B Pant University of Agricultura and Technology, Pantnagar, 2005.

VILPAS, R.; VALVE, M.; RATY, S. *Report from the pilot plants in Finland: technical report*. Norden, Finland: Syke, MAXIT, 2005.

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. *Human domination of Earth's Ecosystems*. *Science*, v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.

VON SPERLING, M.; *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.

VON SPERLING, M. *Urban wastewater treatment in Brazil. Department of Sanitary and Environmental. Engineering Federal University of Minas Gerais Brazil. Technical Note N° IDB-TN 970. p. 102, August, 2016.*

WANG, Z; ZHANG, Z; ZHANG; Y; ZHANG, J; YAN, S; GUO, J. *Nitrogen removal from Lake Caohai, a typical ultra-eutrophic lake in China with large scale confined growth of Eichhornia crassipes*. *Chemosphere*, 2013.

WOOD, R. B.; McARTAMNERY, C. F. *Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal*. *Hydrobiologia*, v. 340, p. 323-331, 1996.

XIA, H; MA, H .X; *Phytoremediation of ethion by water hyacinth (Eichhornia crassipes) from water*. College of food Science, Biotechnology and Environmental Engineering, Zhejiang Gongshang University, China. 2005.

YONGHONG, X; DAN, Y; BO, R.; *Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants*. Laboratory of Aquatic Plants, College of Life Sciences, Wuhan Universty, Wuhan, China. Aquatic Botanu 80 29-37, 2004.