



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ - REITORIA DE PÓS - GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

CATARINA CHAGAS DE ANDRADE

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ORIGEM DOMÉSTICA EM
SISTEMA COMPACTO**

CAMPINA GRANDE-PB

2012

CATARINA CHAGAS DE ANDRADE

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ORIGEM DOMÉSTICA EM
SISTEMA COMPACTO**

Dissertação apresentada ao Mestrado de Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre.

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

CAMPINA GRANDE

2012

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL-UEPB

A553t

Andrade, Catarina Chagas de.

Tratamento de águas residuárias de origem doméstica em sistema compacto [manuscrito] / Catarina Chagas de Andrade. – 2012.

70 f. : il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, 2012.

“Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Química”

1. Esgoto doméstico. 2. Tratamento descentralizado. 3. Nitrificação. I. Título.

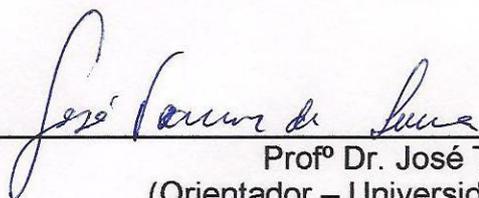
21. ed. CDD 628.3

CATARINA CHAGAS DE ANDRADE

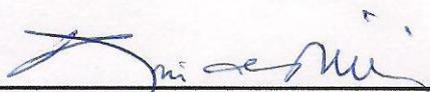
**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ORIGEM DOMÉSTICA EM
SISTEMA COMPACTO**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 28/09/12

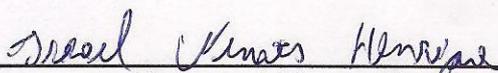
BANCA EXAMINADORA:



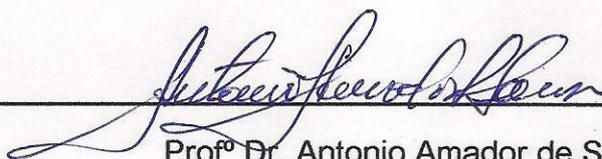
Profº Dr. José Tavares de Sousa
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



Profº Dr. Rui de Oliveira
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba)



Dr. Israel Nunes Henrique
(Examinador Externo – Bolsista do Programa Nacional de Pós-Doutorado do
CNPq)



Profº Dr. Antonio Amador de Sousa
(Examinador Externo – Universidade Federal de Campina Grande)

CAMPINA GRANDE

2012

*Aos meus pais, Edilson e Neide,
por priorizarem a educação, pelo
apoio, incentivo, inspiração e
amor essenciais a minha vida.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, pela saúde e proteção. Por guiar e iluminar meus passos.

Aos meus pais Edilson e Neide e à minha irmã Carol pelo carinho, dedicação e compreensão. Amo vocês.

Ao professor José Tavares, pelo apoio, entusiasmo, sugestões e aprendizado ao longo do mestrado. Por orientar este trabalho com tanta sabedoria.

Aos professores Valderi e Rui, por partilharem seus conhecimentos e lições de vida.

Aos amigos e colegas de laboratório, em especial a Israel, pelas sugestões durante a etapa experimental e na conclusão da dissertação; a Júlia Karla, Thays e Vinicius pela amizade, risadas e ajuda nas horas mais precisas.

A todos os professores, funcionários e alunos do Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental.

À Banca Examinadora, por aceitar o convite para as considerações na melhoria deste trabalho.

Ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida

A todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Os reatores biológicos compactos anaeróbio-áeróbio podem ser aplicados no tratamento descentralizado de esgotos, garantindo sistemas mais acessíveis, práticos e de baixo custo. A presente pesquisa objetivou avaliar a viabilidade de um sistema compacto com a finalidade de remover material carbonáceo, sólidos em suspensão, reduzir patógenos e investigar o comportamento da nitrificação. O sistema compacto foi construído de fibra de vidro e constituído de um reator UASB, seguido de filtro anaeróbio com esponja de poliuretano como meio suporte e filtro aeróbio intermitente com areia como meio filtrante. A operação foi dividida em duas etapas, a primeira foi de três meses tratando diariamente 540 litros de esgoto e a segunda etapa durou sete meses tratando diariamente 288 litros de esgoto. Os resultados obtidos mostraram que, a remoção média de DQO total no efluente do reator UASB foi de 60%, e para o efluente final de 90%. Os sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) apresentaram remoção média de 96% e 97%, respectivamente. De acordo com as análises dos compostos nitrogenados, no efluente final do filtro aeróbio foi possível verificar satisfatória nitrificação, convertendo parte do N-NH_4^+ , com valores médios no efluente final de 0,8 mg $\text{N-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ e 24 mg $\text{N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. A eficiência de redução de ovos de helmintos foi de 99,98%. Concluiu-se que o sistema compacto ocupando uma menor área devido à sua inovadora configuração, mostrou bom desempenho na remoção de matéria orgânica (DQO), sólidos em suspensão e ovos de helmintos, bem como mostrou-se eficiente no processo de nitrificação.

PALAVRAS-CHAVE: esgoto doméstico, tratamento descentralizado, nitrificação, sistema compacto.

ABSTRACT

The compact biological anaerobic-aerobic reactors can be applied in the treatment of decentralized sewage, which seeks for a more affordable, practical and inexpensive system. This research aimed to examine the feasibility of a compact system in order to remove carbonaceous material, suspended solids, reduce pathogens and investigate the behavior of nitrification. The compact system is made of fiberglass and it consists of a UASB reactor followed by an anaerobic filter with polyurethane sponge as the support medium and an intermittent aerobic filter with sand as the filter medium. The operation was divided into two stages, the first lasted three months treating 540 liters of sewage and the second stage lasted seven months treating 288 liters of sewage on a daily basis. The results showed that the removal efficiency of total COD in the effluent from the UASB reactor was 60%, and 90% at the final effluent. The total suspended solids and volatile suspended solids showed an average removal of 96% and 97%, respectively. According to the analysis of nitrogen compounds in the final effluent of the filter, it was verified satisfactory aerobic nitrification, converting part of the N-NH_4^+ , which means values in the final effluent of $0,8 \text{ mg N-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$ and $24 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. The reduction efficiency of helminth eggs was 99,98%. It can be concluded that the compact system which occupies a smaller area due to its innovative setup, showed a good performance in the removal of organic matter (COD), suspended solids, helminth eggs and in addition it also appeared efficient in the process of nitrification.

KEYWORDS: domestic wastewater, decentralized treatment, nitrification compact, system.

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio.....	25
Tabela 4.1 – Configurações físicas e operacionais dos reatores.....	40
Tabela 4.2 – Distribuição temporal dos ciclos aplicados na etapa 1.....	42
Tabela 4.3 – Configurações físicas e operacionais na etapa 1.....	42
Tabela 4.4 – Distribuição temporal dos ciclos aplicados na etapa 2.....	43
Tabela 4.5 – Configurações físicas e operacionais na etapa 2.....	43
Tabela 4.6 – Parâmetros analisados no experimento.....	44
Tabela 5.1 – Valores de pH e alcalinidade total nas duas etapas de operação do sistema.....	45
Tabela 5.2 – Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência da DQO na etapa 1.....	46
Tabela 5.3 – Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de sólidos suspensos, na primeira etapa de operação.....	48
Tabela 5.4 – Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência dos compostos nitrogenados, na primeira etapa de operação.....	50
Tabela 5.5 – Valores médios, máximo e mínimo de fósforo total e ortofosfato, nas duas etapas de operação do sistema.....	54
Tabela 5.6 – Concentrações de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos do esgoto bruto e efluentes dos reatores.....	55
Tabela 9 - Valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção de 24 determinações, dos parâmetros DQO total e filtrada, sólidos suspensos totais e voláteis, N-NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato dos efluentes dos reatores na segunda etapa de operação do sistema.....	70

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Sequência metabólica e microrganismos presentes na digestão anaeróbia.....	23
Figura 3.2 – Corte esquemático de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.....	25
Figura 3.3 – Desenho esquemático de reatores UASB.....	28
Figura 3.4 – Remoção biológica de nitrogênio.....	32
Figura 4.1 – Detalhamento do sistema compacto.....	38
Figura 4.2 – Esquema do sistema compacto.....	39
Figura 4.3 – Tanque de sifonamento e sifão.....	40
Figura 4.4 – Hidrograma das vazões aplicadas controladas por temporizador na etapa 1.....	41
Figura 4.5 – Hidrograma das vazões aplicadas controladas por temporizador na etapa 2.....	43
Figura 5.1 – Comportamento da concentração da DQO total (a) e filtrada (b) no esgoto bruto e efluente dos reatores na segunda etapa de operação.....	47
Figura 5.2 – Comportamento da concentração de sólidos suspensos totais (a) e voláteis (b), no esgoto bruto e efluente dos reatores, na segunda etapa de operação.....	49
Figura 5.3 – Comportamento da concentração de N-NTK (a) e N-NH ₄ ⁺ (b) no esgoto bruto e efluente dos reatores, na segunda etapa de operação.....	51
Figura 5.4 - Comportamento da nitrificação no filtro de areia na etapa 2.....	52
Figura 5.5 – Concentração de N-NO ₃ ⁻ e N-NH ₄ ⁺ na água (a) e no esgoto (b) aplicados ao sistema, para o perfil realizado no estudo da nitrificação.....	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

BRS:	Bactérias Redutoras de Sulfato
CaCO ₃ :	Carbonato de Cálcio
CAGEPA:	Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba
CO ₂ :	Dióxido de Carbono
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV:	Coefficiente de Variância
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO:	Demanda Química de Oxigênio
DP:	Desvio Padrão
EB:	Esgoto Bruto
EXTRABES:	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
FA:	Filtro aeróbio
FAN:	Filtro Anaeróbio
H ₂ S:	Sulfeto de Hidrogênio
IBGE:	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Máx:	Máximo
Med:	Mediana
Mín:	Mínimo
NBR:	Associação Brasileira de Normas Técnicas
N-NH ₄ ⁺ :	Nitrogênio Amoniacal
N-NH ₄ Af:	Nitrogênio Amoniacal Afluente
N-NH ₄ Ef:	Nitrogênio Amoniacal Efluente
N-NO ₂ ⁻ :	Nitrogênio como Nitrato
N-NO ₃ ⁻ :	Nitrogênio como Nitrito
N-NTK:	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-NTK _{Af} :	Nitrogênio Total Kjeldahl Afluente
N-NTK _{Ef} :	Nitrogênio Total Kjeldahl Efluente
N-org:	Nitrogênio Orgânico

OD:	Oxigênio Dissolvido
pH:	Potencial Hidrogeniônico
P-PO ₄ ⁻ :	Ortofosfato
PVC:	Policloreto de Polivinila
Q1:	Primeiro Quartil
Q3:	Terceiro Quartil
SST:	Sólidos Suspensos Totais
SSV:	Sólidos Suspensos Voláteis
ST:	Sólidos Totais
STV:	Sólidos Totais Voláteis
TDH:	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB:	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFC:	Unidades Formadoras de Colônias
USEPA:	U.S. Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	16
2.1	OBJETIVO GERAL.....	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1	TRATAMENTO DESCENTRALIZADO.....	17
3.2	DESCENTRALIZADO VERSUS CENTRALIZADO.....	18
3.3	SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO.....	19
3.3.1	Tratamentos aeróbios.....	19
3.3.1.1	<i>Filtro aeróbio</i>	19
3.3.2	Tratamentos anaeróbios.....	22
3.3.2.1	<i>Filtro anaeróbio</i>	25
3.3.2.2	<i>Reator UASB</i>	27
3.4	FATORES INTERVENIENTES NO PROCESSO ANAERÓBIO.....	29
3.4.1	Temperatura.....	29
3.4.2	pH.....	30
3.4.3	Tempo de detenção hidráulica.....	30
3.4.4	Substâncias tóxicas.....	30
3.4.5	Sulfetogênese.....	30
3.5	NITROGÊNIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	31
3.5.1	Nitrificação.....	31
3.5.2	Fatores ambientais que interferem na nitrificação.....	33
3.5.3	Microrganismos nitrificantes em reatores de biomassa aderida.....	34
3.6	PÓS-TRATAMENTOS E SISTEMAS COMPACTOS.....	35
4	MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1	SISTEMA EXPERIMENTAL.....	38
4.2	DESCRIÇÃO DOS REATORES.....	39
4.3	OPERAÇÃO E ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA.....	40

4.3.1	Primeira etapa.....	41
4.3.2	Segunda etapa.....	42
4.4	ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS.....	44
4.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	44
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
5.1	pH E ALCALINIDADE.....	45
5.2	DQO TOTAL E FILTRADA.....	46
5.3	SÓLIDOS SUSPENSOS.....	48
5.4	COMPOSTOS NITROGENADOS.....	50
5.5	FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO.....	54
5.6	COLIFORMES TERMOTOLERANTES E OVOS DE HELMINTOS.....	55
6	CONCLUSÕES.....	57
7	RECOMENDAÇÕES.....	58
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	59
	APÊNDICE.....	69

1 INTRODUÇÃO

O lançamento indiscriminado de esgoto sem tratamento nos corpos d'água, ocasiona diversos impactos negativos para os seres vivos e para o meio ambiente. O sucesso de unidades de tratamento de águas residuárias depende do conhecimento prévio das características dos afluentes, e de sistema em condições adequadas para que os processos sejam realizados eficientemente. Sistemas simplificados possuem potencial para beneficiar comunidades desprovidas de possibilidades de implementação de soluções mais complexas e de custo elevado. Segundo Metcalf e Eddy (2003), para que os impactos ambientais sejam evitados, o efluente tratado deve estar de acordo com os padrões de lançamento exigidos pela legislação vigente.

Existem duas abordagens básicas para tratamento de águas residuárias: Centralizado ou descentralizado. Sistemas centralizados de tratamento são complexos e caros em termos de construção, operação e manutenção, enquanto que os sistemas descentralizados são mais simples, de menor custo operacional e próximos ao ponto de geração de resíduos (MOUSSAVI et al., 2010).

Segundo o IBGE (2010), 75% dos municípios brasileiros possuem menos de 20.000 habitantes que, em sua grande parte, vivem na zona rural ou em pequenos núcleos urbanos. Quase a totalidade dos esgotos destas cidades é lançada nos corpos hídricos, contribuindo com o agravamento dos problemas de saúde pública e ambiental. Esses danos podem ser minimizados com o emprego de sistemas de tratamento simples, eficientes, sustentáveis e economicamente viáveis.

Os tratamentos anaeróbios de esgoto, apesar das diversas vantagens, ainda apresentam dificuldades para gerar efluentes de acordo com os padrões da legislação ambiental. Por isso, pesquisas acerca de pós-tratamentos de efluentes de sistemas anaeróbios estão cada vez mais frequentes e vários avanços já foram realizados (BITTON, 2005).

O sistema anaeróbio-aeróbio no tratamento de águas residuárias domésticas apresenta as vantagens dos dois processos com melhor custo-benefício (KASSAB et al., 2010). O custo efetivo da tecnologia, a geração de energias renováveis e a eficiência do tratamento indica que os reatores compactos e integrados poderão tratar efluentes industriais de alta carga orgânica e águas residuárias domésticas (CHAN et al., 2009). Os biorreatores anaeróbio-aeróbio compactos merecem

destaque pois combinam ambos os processos em um único reator, podendo ser aplicados no tratamento descentralizado de esgotos, garantindo assim sistemas mais acessíveis, práticos e de baixo custo. Nesse contexto, a utilização de sistema compacto constituído por reator UASB, filtro anaeróbio e filtro aeróbio, é de grande interesse no tratamento de águas residuárias domésticas, sobretudo para sistemas unifamiliares.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Tratar água residuária de origem doméstica em sistema compacto composto por um reator UASB, seguido de filtro anaeróbio submerso e filtro aeróbio intermitente, com a finalidade de remover material carbonáceo, sólidos em suspensão, reduzir patógenos e nitrogênio.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho do filtro anaeróbio submerso como pós-tratamento de efluente de reator UASB.
- Investigar a eficiência da redução de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos no sistema compacto de tratamento.
- Estudar o comportamento do filtro biológico aeróbio com relação à nitrificação.
- Avaliar os efeitos de elevadas taxas de aplicação superficial no filtro aeróbio intermitente.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção é apresentada, primeiramente, uma abordagem geral sobre os tratamentos descentralizado e centralizado de esgoto, considerando as vantagens e desvantagens de ambos. Na sequência apresentam-se os processos biológicos aeróbio e anaeróbio, sendo abordados os sistemas utilizados na presente pesquisa e aspectos referentes à nitrificação. Por fim, discute-se a busca por pós-tratamentos e sistemas compactos no tratamento de águas residuárias.

3.1 TRATAMENTO DESCENTRALIZADO

As viabilidades econômica, social e ambiental são de fundamental importância na escolha, no planejamento e no gerenciamento de um sistema adequado para o tratamento de águas residuárias. O tratamento descentralizado de águas residuárias visa o desenvolvimento de um sistema financeiramente mais acessível, socialmente mais responsável e ambientalmente melhor do que os sistemas centralizados convencionais. O sistema resulta em instalações de pequena escala e baixo custo (NHAPI, 2004).

Os sistemas descentralizados são adequados para comunidades de baixa densidade populacional, no entanto a eficácia do sistema depende de um programa de gestão intenso, de forma que garanta a inspeção regular e a manutenção adequada. O tratamento confiável e acessível de águas residuárias em áreas rurais é um desafio em diversas partes do mundo, principalmente nos países em desenvolvimento (MASSOUD et al., 2009). De acordo com Moelants et al. (2011), o tratamento descentralizado é cada vez mais utilizado como uma alternativa para o tratamento de águas residuárias domésticas. Estão sendo aplicados em áreas de pequenas cidades, periurbanas e rurais de muitos países. Segundo Stevik et al. (2004), no ano de 1997, os sistemas descentralizados serviam aproximadamente 25% da população dos Estados Unidos.

A aplicação de tecnologias de tratamento descentralizado que permitem a remoção eficiente de coliformes termotolerantes, é fundamental e pode ser estimulada em áreas onde a prática do reuso é comum. Os sistemas compactos podem reduzir o risco de contaminação da água causada por derramamento e transbordamento (BATTILANI et al., 2010). O tratamento descentralizado é

indispensável para universalizar o saneamento, visto que em determinadas áreas é evidente a inadequação de tecnologia centralizada (AL-JAMAL e MAHMOUD, 2009).

3.2 DESCENTRALIZADO VERSUS CENTRALIZADO

Os sistemas centralizados coletam e tratam grandes quantidades de águas residuárias de extensas comunidades, fazendo uso de tubulações de grandes dimensões, mas eliminam o efluente longe do ponto de geração e, portanto, exigem menos participação e conscientização pública (USEPA, 2004), porém o seu tratamento requer mais energia e materiais, aumentando o custo. Os sistemas descentralizados tratam as águas residuárias de casas e prédios individualmente, realizando o tratamento e o descarte próximo ao ponto de geração. Assim, permitem uma maior flexibilidade na gestão, podendo atender aos requisitos de proteção do ambiente e saúde pública. A USEPA realizou estudos de gestão centralizada e descentralizada em comunidades rurais, e revelou que os sistemas descentralizados são geralmente mais eficazes em zonas rurais do que os sistemas centralizados (MASSOUD et al., 2009).

Os grandes sistemas de tratamento centralizado e o crescimento contínuo das cidades vêm colocando em risco ambiental até os efluentes tratados em instalações de bom desempenho. O investimento alto, a manutenção e a exigência de equipe bem treinada, dentre outras razões, abordam urgentemente a gestão descentralizada, visando a conservação de recursos e reduzindo impactos ambientais. Porém muitas questões devem ser levadas em consideração, como uma configuração física e operacional preparada para possíveis imprevistos e funcionamento rotineiros que não alterem a qualidade da água tratada (NHAPI, 2004).

No tratamento centralizado existe a vantagem dos sistemas não exigirem participação do usuário, pois se encontram longe do local de geração (USEPA, 2004) e a rotina operacional funciona através de uma companhia de saneamento. Estes sistemas são maioria mesmo em pequenas comunidades e em países em desenvolvimento. O tratamento descentralizado requer maior participação do usuário e a operação não adequada pode causar impacto e riscos à saúde em localidades vizinhas. Segundo Oakley et al. (2010), o tratamento descentralizado tem sido considerado uma grande fonte de entrada de nitrogênio para águas superficiais e

subterrâneas. E estudos mostraram que a remoção de nitrogênio nesse tipo de sistema tem capacidade limitada, devido à dificuldade operacional para controlar processos de remoção de nitrogênio em nível de sistema unifamiliar.

Maurer et al. (2006) estimaram o custo de tecnologias de tratamento de águas residuárias descentralizadas, comparando com as tecnologias centralizadas, e afirmaram que as novas alternativas no tratamento de águas residuárias só serão interessantes se os seus custos corresponderem às economias, tornando-se viável o abandono do sistema já existente.

A princípio não é possível aceitar ou recusar nenhum dos dois tipos de tratamento, sendo necessário avaliar cada caso. A análise de tendências mais recentes em gestão de águas residuárias tem identificado as principais vantagens e desvantagens de ambas as abordagens. De qualquer forma, a abordagem geral seria a de apoiar uma verdadeira coexistência entre os sistemas, com vários níveis de aplicabilidade. A gestão descentralizada do tratamento oferece muitos benefícios, que podem ser alcançados através da incorporação de tecnologias avançadas e inovadoras dos sistemas de tratamento biológico que, muitas vezes, não são rentáveis para os sistemas centralizados.

3.3 SISTEMAS DE TRATAMENTO BIOLÓGICO

3.3.1 Tratamentos aeróbios

A principal característica do processo biológico aeróbio é a utilização do oxigênio para a conversão da matéria carbonácea em produtos inertes (CO_2), convertendo cerca de 40 a 50% da matéria orgânica que entra no sistema. Dentro deste processo destacam-se sistemas importantes como os filtros biológicos, as lagoas aeradas e o sistema de lodos ativados (CHERNICHARO, 2007).

3.3.1.1 *Filtro aeróbio*

O filtro aeróbio é uma das mais antigas tecnologias no tratamento biológico de águas residuárias. O filtro promove o crescimento de microrganismos aeróbios e facultativos. A água residuária entra em contato direto com as bactérias aeróbias

aderidas ao meio filtrante, que pode ser de areia ou de diferentes materiais que tenham uma capacidade de infiltração.

O filtro pode ser operado em um sistema de passagem única, onde a água a ser tratada é aplicada no biofiltro uma vez antes do pós-tratamento e em sistema de passagem múltipla. Nesse sistema, a água tratada retorna ao filtro misturando-se com o afluente sem tratamento, resultando em uma água combinada. O desempenho do filtro aeróbio depende de diversos parâmetros de controle, como a carga orgânica, tempo de detenção hidráulica e tempo de repouso (LEVERENZ et al., 2002).

Os filtros aeróbios podem ser classificados em submersos, que surgiram na década de oitenta, na Europa, que são semelhantes aos filtros biológicos convencionais, podendo ser com enchimento granulado ou estruturado. Apresentam alta eficiência e podem ser utilizados como um pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios. As principais vantagens de seu uso são as dimensões reduzidas, a elevada eficiência e dispõem de uma zona anóxica inicial, oferecendo nitrificação-desnitrificação (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

No filtro biológico a percolação do esgoto pelo meio suporte permite o crescimento de microrganismos na superfície do mesmo, o que resulta na formação de uma película fixa denominada biofilme. O afluente passa rapidamente pelo meio, entrando em contato com os microrganismos do biofilme, que irão realizar as conversões dos compostos suspensos e solúveis como carboidratos, lipídeos, amônia, entre outros. A matéria orgânica e inorgânica é adsorvida pela película microbiana, ficando retida o tempo suficiente para a sua estabilização. Com o tempo, o crescimento da biomassa irá diminuir os espaços vazios, e assim aumentará a velocidade de escoamento. A comunidade microbiana possui um controle natural do meio, e em determinada quantidade, acaba desprendendo parte da biomassa aderida. É necessária ampla ventilação através dos interstícios para manter o suprimento de oxigênio, garantindo as condições aeróbias necessárias para que ocorram as reações (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

- Filtros intermitentes em leito de areia

O conceito de filtração intermitente surgiu em 1870, tratando-se de uma primeira tentativa de tratamento em processo controlado. Apesar da inicial consideração nos processos físico-químicos no filtro, ficou estabelecido o conceito

de filtração intermitente para aqueles processos caracterizados por um período de descanso e aeração entre duas aplicações do afluente (PETERS E ALLEMAN, 1982). O funcionamento do filtro é baseado na aplicação intermitente de esgoto sobre a superfície do meio suporte. A filtração utilizando areia é um mecanismo físico onde as partículas maiores do que os poros são retidas pelo leito e assim influenciam na remoção de sólidos em suspensão (PROCHASKA e ZOUBOULIS, 2003).

A filtração lenta pode ser um processo promissor para o tratamento de efluentes de reatores UASB, pois a qualidade do efluente final é satisfatória para a reutilização em diversas finalidades (TYAGI et al., 2009). Os filtros intermitentes em leito de areia podem produzir efluentes de alta qualidade, significativamente melhores, com relação à carga orgânica, sólidos suspensos, cor e organismos indicadores, que aqueles obtidos com aeração prolongada e definitivamente superior aos de lagoas de estabilização facultativas, requerendo uma área até cinco vezes menor que essas. A desnitrificação pode ocorrer em filtros de passagem única, removendo nitrogênio total em até 50%, enquanto as concentrações totais de ortofosfato também podem ser reduzidas em até aproximadamente 50% (ANDERSON et al., 1985).

As bactérias formam uma fina camada na superfície dos grãos de areia, onde cada indivíduo sintetiza e excreta compostos que acabam utilizados por bactérias vizinhas (METCALF e EDDY, 2003). A aplicação intermitente possibilita um tempo de descanso ao filtro de areia, o que aumenta não só a sua eficiência, como também o período de vida útil do sistema. Durante este período de repouso, as bactérias realizam a respiração endógena e regulam a massa biológica, sendo este equilíbrio fundamental em um processo biológico, pois evitará um elevado desenvolvimento bacteriano, o que poderia ocasionar a colmatação (SANTOS et al., 2006). Durante este descanso renova-se o oxigênio nos espaços vazios do leito por mecanismo de difusão molecular. O período de repouso permite o decaimento endógeno e recuperação de parte da porosidade do leito filtrante (LEVERENZ et al., 2009).

Os filtros de areia têm grande potencial para atender às pequenas comunidades e populações isoladas, sendo que na maioria das vezes, os moradores possuem pouco conhecimento técnico, tornando-se uma solução de baixo custo para o tratamento de águas residuárias domésticas e para o pós-tratamento de reatores anaeróbios. O tamanho das partículas de areia é um dos principais

parâmetros para garantir a eficácia do tratamento e a durabilidade do sistema. O maior problema operacional é a colmatação, devido ao excesso de biofilme e, por isso a carga aplicada deve ser bem estabelecida (ROLLAND et al., 2009).

No Brasil, a norma que regulamenta o dimensionamento dos filtros de areia, a NBR13969 (1997), o recomenda como forma de pós-tratamento de efluentes, quando por várias razões for considerado vantajoso o aproveitamento do efluente tratado, adotando-se o filtro de areia como uma unidade de polimento.

- Colmatação

A colmatação é um processo de entupimento que pode ser físico, quando acontece o bloqueio dos poros por sólidos suspensos; entupimento químico que é quando há interação dos sais presentes no afluente com os compostos químicos do solo e/ou biológico que é resultante do crescimento microbiano ou de seus subprodutos (ANDERSON et al., 1985).

Os reatores de leito fixo quando operados por longos períodos e elevadas cargas, podem desenvolver um excesso de biomassa, ocorrendo um entupimento do leito e conseqüente limitação da capacidade do processo de tratamento. O afluente poderá seguir caminhos preferenciais, diminuindo o tempo de retenção dos substratos e o contato com a população microbiana (ESCUDIÉ et al., 2011).

Segundo Rodgers et al. (2004), a colmatação é, principalmente, um fenômeno de superfície, ocorrerá na camada superior da areia devido a permeabilidade hidráulica e o aumento da retenção do líquido.

A remoção da camada superior da areia, assim como a substituição por areia limpa parece ser eficaz para filtros entupidos principalmente perto da superfície (ANDERSON et al., 1985). Entre as possíveis causas da colmatação estão o acúmulo excessivo de microrganismos na superfície, o tipo do meio filtrante, carga de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes aplicados (HEALY et al., 2011). Os sólidos suspensos devem estar em baixas concentrações para evitar o entupimento (WANG et al., 2010).

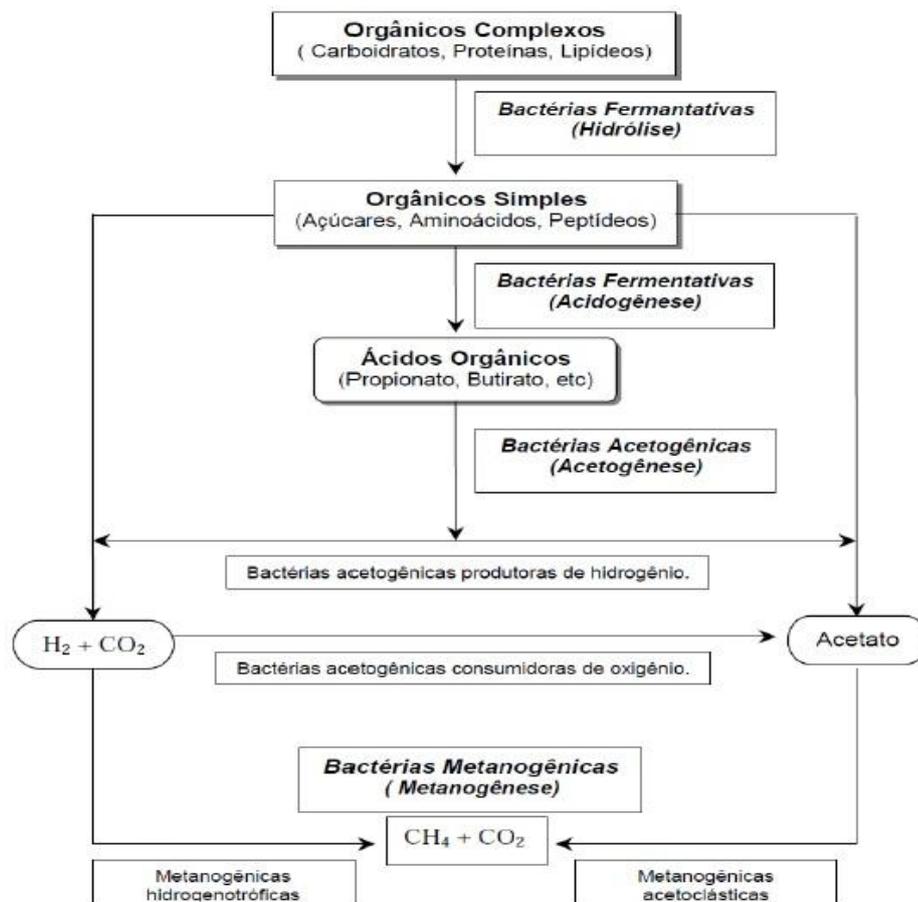
3.3.2 Tratamentos anaeróbios

No processo biológico anaeróbio a matéria carbonácea é convertida a uma forma mais oxidada (CO_2) e em uma forma mais reduzida (CH_4). Os sistemas

anaeróbios mais utilizados são: tanques sépticos, lagoas anaeróbias, filtros anaeróbios de leito expandido e reatores de manta de lodo (METCALF e EDDY, 2003).

O tratamento anaeróbio ocupa posição de destaque em todo o mundo. No Brasil, este destaque crescente se deve as favoráveis condições ambientais do nosso país. A aplicação de tecnologias de tratamento anaeróbio em esgoto doméstico é muito antiga, a descoberta que o tratamento anaeróbio seria um processo eficaz na remoção de matéria orgânica ocorreu em 1881, sendo que na década de 1970 houve rápida evolução desse processo, passando-se a empregar reatores não convencionais para baixas concentrações de matéria orgânica (LIMA e LEITE, 2004). A Figura 3.1 apresenta as quatro principais etapas do processo anaeróbio e os grupos de microrganismos responsáveis por todo o processo.

Figura 3.1 - Sequência metabólica e microrganismos presentes na digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007).



A tecnologia de processos anaeróbios para melhorar a sustentabilidade do tratamento de esgoto tem sido investigada principalmente após a crise de energia

em 1970. O sucesso do uso de reatores anaeróbios, especialmente UASB, para o tratamento de esgoto doméstico em regiões tropicais e subtropicais, onde as temperaturas ambientais não são restritivas para a digestão anaeróbia, criou a possibilidade de substituir os processos aeróbios por processos anaeróbios na remoção de matéria orgânica. Apesar desse sucesso, os efluentes de reatores anaeróbios que tratam esgoto sanitário requerem pós-tratamento, a fim de alcançar os padrões de emissão que prevalecem na maioria dos países (FORESTI et al., 2006).

Com os avanços nas pesquisas na área de tratamento anaeróbio, foram desenvolvidos os sistemas de alta taxa, que são sistemas que retêm grande quantidade de biomassa. Segundo Jordão e Pessôa (2005), a utilização de reatores anaeróbios de alta taxa apresentam três fatores de grande importância: acumulação da biomassa no interior do reator, melhor contato entre biomassa e despejo e melhor atividade da biomassa. A massa de organismos necessita de condições adequadas para o seu desenvolvimento e isto inclui a relação com as características do reator. O desafio tecnológico para melhorar a digestão anaeróbia encontra-se no aumento da atividade bacteriana juntamente com uma melhor mistura para garantir a alta taxa de contato entre as células e seu substrato (FAISAL e UNNO, 2001).

No processo anaeróbio a maior parte do resíduo é convertida em biogás (de 70 a 90%), sendo este, por sua vez, removido da fase líquida saindo do reator na forma gasosa, apenas pequena quantidade (de 5 a 15%) é convertida em biomassa microbiana, sendo que o lodo é mais concentrado e tem melhores características de desidratação, de forma que o custo de sua disposição final é menor, já que menos biomassa é gerada (CHERNICHARO, 2007).

A total remoção de patógenos, nutrientes e DQO, são essenciais no tratamento de esgoto doméstico, para garantir proteção ambiental e da saúde pública. Entretanto, os reatores anaeróbios produzem efluentes que não podem ser diretamente lançado nos corpos d'água, sendo que a qualidade do efluente no tratamento de águas residuárias domésticas irá depender das características do afluente e das condições locais, dentre outros parâmetros operacionais (FORESTI et al., 2006). As principais vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio são apresentadas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Baixa produção de sólidos, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; • Baixo consumo de energia; • Baixa demanda de área; • Baixos custos de implantação; • Produção de metano, gás combustível de elevado teor calorífico; • Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses; • Tolerância a elevadas cargas orgânicas; • Aplicabilidade em pequena e grande escala; • Baixo consumo de nutrientes. 	<ul style="list-style-type: none"> • As bactérias anaeróbias são susceptíveis à inibição por um grande número de compostos; • A partida do processo pode ser lenta, na ausência do lodo de semente adaptado; • Alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária; • A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas; • Possibilidade de geração de maus odores, principalmente na presença de compostos oxidados de enxofres; • Possibilidade de geração de efluentes com aspecto desagradável; • Remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e patógenos.

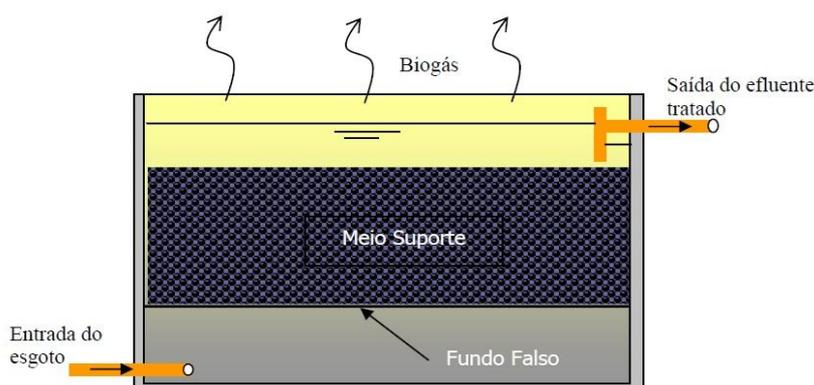
Fonte: adaptado de Chernicharo (1997).

De acordo com a Tabela 3.1, os sistemas anaeróbios possuem baixa capacidade na remoção de nutrientes e, considerando as demais desvantagens citadas, é possível afirmar que existe a necessidade de um pós-tratamento destes efluentes antes do lançamento para os corpos receptores (FORESTI et al., 1999).

3.3.2.1 Filtro anaeróbio

O filtro anaeróbio é um tanque contendo um suporte com material de enchimento que permite a adesão dos microrganismos, formando um biofilme que aumenta a permanência da biomassa no reator, sendo que esta biomassa também encontra-se nos interstícios do meio suporte. O fluxo do esgoto pode ser ascendente ou descendente, permitindo que os microrganismos processem a bioconversão da matéria orgânica (LIMA et al., 2005). Os projetos mais recentes de filtros anaeróbios, apresentam um fundo falso abaixo do meio suporte, permitindo a acumulação do lodo granular (Figura 3.2).

Figura 3.2 – Corte esquemático de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente.



Os filtros anaeróbios apresentam aplicação crescente desde o final da década de 1970, representando atualmente uma tecnologia avançada no tratamento de esgotos domésticos. Filtros anaeróbios são frequentemente utilizados como pós-tratamento de fossas sépticas para tratamento da fração solúvel do esgoto doméstico. Na maioria dos casos, o material suporte consiste em uma camada de cinco centímetros de pedras, no entanto outros materiais estão sendo explorados como alternativas para o suporte, tais como tijolos e pedaços de plástico (VAN HAANDEL et al., 2006). Com o objetivo de reduzir custos, materiais alternativos estão sendo estudados com maior frequência, possibilitando a redução do impacto ambiental que muitas vezes é ocasionado pela destinação inadequada de alguns resíduos (CHERNICHARO et al., 2007).

Picanço et al. (2001), desenvolveram e operaram, por 149 dias, um filtro anaeróbio com quatro tipos diferentes de meio suporte: esponja de poliuretano, PVC, tijolo refratário e cerâmica porosa. A concepção do reator permitia a retirada dos biofilmes íntegros, e os resultados mostraram que os meios suportes apresentaram diferença na quantidade de biomassa aderida, devido às diferentes capacidades de retenção e porosidade, sendo que a esponja de poliuretano e a cerâmica porosa foram os materiais que apresentaram maior retenção de biomassa.

A esponja de poliuretano tem sido estudada há muitos anos e tem mostrado resultados promissores, porém, ainda é necessária uma maior investigação de sua aplicação principalmente devido à acumulação de sólidos nos interstícios do leito (LIMA et al., 2005). A possibilidade de retenção intersticial da biomassa, maior idade de lodo e maior tempo de detenção do líquido, são fatores considerados de extrema importância no desenvolvimento dos microrganismos e, segundo Machdar et al. (1997), a esponja de poliuretano oferece estas vantagens. A utilização de meios suportes de esponja de poliuretano tem proporcionado obtenção de ótimos resultados em termos de remoção de matéria orgânica, sob a perspectiva de atendimento dos padrões de lançamento. Estas pesquisas não citam problemas a respeito da degradação do material.

FIA et al. (2010), avaliaram a influência de três leitos fixos na eficiência do tratamento de um efluente com alto potencial de poluição, utilizando os seguintes meios suporte: escória, esponja de poliuretano e pedra britada. O efluente avaliado foi água residuária de uma indústria de processamento de grãos de café, com elevada concentração de matéria orgânica. A eficiência média de remoção de DQO

no reator com enchimento de esponja de poliuretano foi de 80%, o que foi atribuído ao seu elevado índice de porosidade, isto favoreceu maior retenção e fixação da biomassa, quando quantificada como sólidos totais voláteis. Os autores concluíram que a esponja de poliuretano pode ser vista como uma alternativa eficiente para reatores anaeróbios de leito fixo.

A utilização dos filtros anaeróbios no pós-tratamento dos efluentes anaeróbios é de grande interesse, devido à sua capacidade de reter sólidos, conferir segurança operacional ao sistema e manter a estabilidade do efluente. Já foram conseguidos vários avanços no conhecimento dos filtros anaeróbios em pós-tratamento e sobre seu desempenho com variados materiais de enchimento, com resultados que apresentam média de DQO abaixo de 100 mg.L^{-1} e DBO abaixo de 60 mg.L^{-1} (ANDRADE NETO et al., 2002).

Segundo Kato et al. (1999), suportes com tamanho menor, pouco peso e grande área superficial por unidade de volume de material podem conferir menor custo e maior capacidade de tratamento.

A remoção da matéria orgânica no tratamento de esgoto doméstico ocorre principalmente na parte inferior do filtro, que é o início da camada do meio suporte, por isso os meios suporte de maior utilidade teriam alturas reduzidas. Os parâmetros que mais influenciam na eficiência do sistema são os seguintes: tempo de detenção hidráulica, carga orgânica, a área superficial do meio suporte e a concentração do esgoto (CHERNICHARO, 1997).

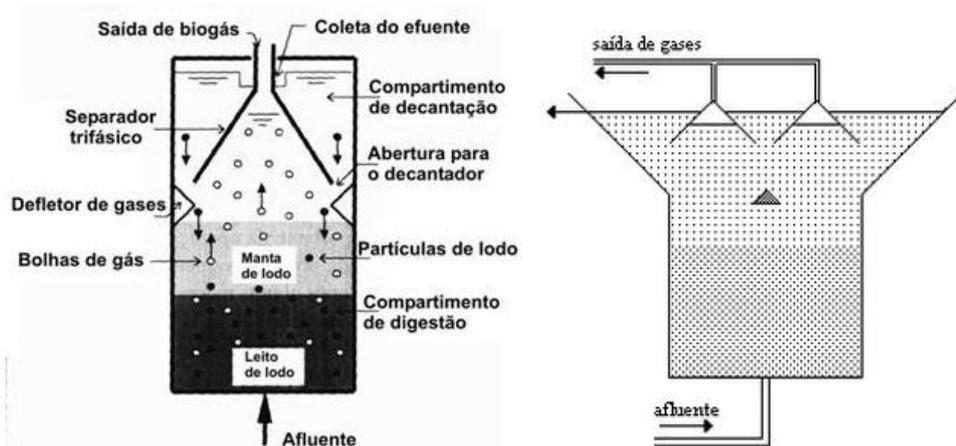
O sentido do fluxo propicia diferentes características nos filtros anaeróbios. No fluxo ascendente o leito é necessariamente submerso, apresenta melhor tempo de contato entre esgoto e biomassa, alta eficiência, baixa perda de sólidos, mas apresenta maiores riscos de entupimento nos interstícios. O fluxo descendente apresenta facilidade para remoção de lodo, sendo indicado para altas e baixas cargas orgânicas, com menor risco de entupimento, porém apresentam uma menor eficiência.

3.3.2.2 *Reator UASB*

Atualmente o reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo, é um dos mais bem sucedidos e mais utilizados reatores anaeróbios no tratamento de esgoto, por ser de fácil manutenção e baixo custo, especialmente em países de

clima tropical ou subtropical. Uma de suas principais características é a configuração que possibilita o desenvolvimento de grande quantidade de biomassa ativa e resistência mecânica, o que lhe confere alto tempo de retenção celular, podendo acomodar altas cargas orgânicas volumétricas e menor tempo de detenção hidráulica (KATO et al., 1999). Segundo Lettinga et al. (2004), o reator UASB é o sistema anaeróbico mais utilizado no tratamento de esgoto e se tornou popular nos países tropicais, onde a temperatura da água residuária é bastante elevada. Atualmente, o reator UASB é o mais bem sucedido para o tratamento de esgotos domésticos, devido à ausência de um leito fixo, evitando entupimento, e a presença de um separador trifásico (Figura 3.3) que impede as perdas excessivas de sólidos (FORESTI et al., 2006).

Figura 3.3 – Desenho esquemático de reatores UASB



Durante o período inicial de partida do reator UASB, a taxa de alimentação é aumentada progressivamente, formando-se um leito de lodo muito concentrado acima do qual encontra-se a manta de lodo, formada pela acumulação dos sólidos suspensos e crescimento bacteriano. O sistema é misturado pelo movimento ascendente do fluxo de esgoto e das bolhas do biogás. Na parte superior do reator encontra-se um sistema separador trifásico sólido/líquido/gás, que permite a retenção e retorno do lodo; acima do separador é removida a massa líquida que retorna à digestão (CHERNICHARO, 1997). O lodo gerado sedimenta e fica concentrado na parte inferior do reator, sendo mantido em suspensão pela movimentação ascendente do efluente. A movimentação do lodo permite a sua floculação, formando uma camada composta de grânulos de lodo ativado anaeróbico, por onde o efluente irá atravessar ao entrar no reator, ocorrendo a ação dos

microrganismos anaeróbios da manta de lodo sobre a matéria orgânica. Após esta passagem, o efluente segue para a zona de decantação na parte superior do reator. O efluente final tratado poderá, então, ser encaminhado para um pós-tratamento adequado.

O processo visa à segregação dos gases, sólidos e líquidos. Algumas limitações na configuração do reator UASB são evidentes, como é o caso da formação de espuma dentro do separador e perdas de sólidos suspensos voláteis, questões que merecem atenção para o desenvolvimento de melhorias no projeto do reator, possibilitando maior desempenho do mesmo (FORESTI et al., 2006).

3.4 FATORES INTERVENIENTES NO PROCESSO ANAERÓBIO

3.4.1 Temperatura

A temperatura é de grande importância na operação de reatores anaeróbios, pois influencia a atividade metabólica da comunidade microbiana, podendo alterar a fase da hidrólise, de formação do metano e a transferência de gás (METCALF e EDDY, 2003). A digestão termofílica opera em faixas de temperatura de 50 a 65°C, permitindo uma maior destruição de patógenos, mas o inconveniente é a maior sensibilidade a substâncias tóxicas (BITTON, 2005). Apesar do benefício da alta temperatura, a manutenção de temperatura constante e uniforme no interior do reator também é importante, evitando um possível desequilíbrio entre a população microbiana (CHERNICHARO, 2007).

Campello et al. (2008), estudaram a influência da temperatura na qualidade do efluente final de reator UASB. Quando a variação da temperatura ficou na faixa de 5 °C não houve diferença significativa na qualidade do efluente final, mas quando o reator recebeu o choque de 10 °C teve sua biomassa desestabilizada com a consequente elevação na concentração de ácidos graxos voláteis e deterioração da qualidade do efluente, com redução de aproximadamente 30% na eficiência de remoção de matéria orgânica.

Sumino et al. (2007), testaram a viabilidade de um sistema que consistia de um reator UASB e um reator de leito fixo gaseificado, onde o efluente do reator fixo foi devolvido ao afluente UASB. Sob temperatura de 10°C a produção de metano foi baixa e a atividade de redução do sulfato foi elevada, razão pela qual os autores afirmaram que em condições de baixa temperatura, as bactérias produtoras de

metano perdem a “competição” pelo substrato para as bactérias redutoras de sulfato.

3.4.2 pH

O pH é um dos fatores mais importantes no controle das reações bioquímicas, sendo necessário o conhecimento da forma de como o pH afeta a atividade bacteriana. As bactérias metanogênicas desenvolvem-se no pH ótimo entre 7,0 e 7,2, sendo a acidez um grande inibidor dessas bactérias. As bactérias acidogênicas tem a tendência de baixar o pH, e quando este fica próximo de 6,0, pode provocar falhas no processo. Portanto, um acompanhamento da proporção de ácidos voláteis e da alcalinidade total é ideal para garantir que a acidez permaneça baixa (BITTON, 2005).

3.4.3 Tempo de detenção hidráulica

Segundo Chernicharo (2007), o tempo de detenção hidráulica (TDH) representa o tempo médio de permanência das moléculas do afluente em uma unidade de tratamento. O TDH deve ser suficiente para que os microrganismos possam se multiplicar e permanecer no reator, possibilitando a realização adequada de todas as fases da digestão anaeróbia.

3.4.4 Substâncias tóxicas

As substâncias tóxicas podem ser responsáveis por falhas nos reatores anaeróbios. A metanogênese pode ser inibida pela alta concentração de ácidos voláteis e presença de oxigênio, uma vez que as bactérias metanogênicas são estritamente anaeróbias, presença de amônia, clorofórmio, compostos fenólicos e formaldeído. Os metais pesados podem ser inibidores da digestão anaeróbia, mas esta toxicidade é reduzida após a reação com sulfeto de hidrogênio que leva à formação de precipitados metálicos insolúveis (BITTON, 2005).

3.4.5 Sulfetogênese

No processo de sulfetogênese, a oxidação de compostos orgânicos é caracterizada pela utilização de compostos de enxofre como aceptores de elétrons,

produzindo sulfetos, através da ação das bactérias redutoras de sulfato ou sulforredutoras. Nas águas residuárias que apresentam sulfato, irão ocorrer alterações nas rotas metabólicas do digestor anaeróbio, pois vários compostos passam a ser utilizados pelas bactérias sulforredutoras que irão competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas pelos substratos disponíveis (CHERNICHARO, 1997).

As bactérias redutoras de sulfato (BRS) são um grupo de microrganismos procariontes capazes de reduzir o sulfato a sulfeto em condições anaeróbias com matéria orgânica como doadoras de elétrons (ZHAO et al., 2009).

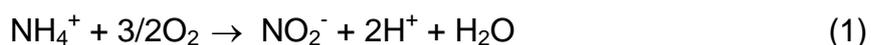
3.5 NITROGÊNIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Os compostos nitrogenados estão presentes em águas residuárias domésticas e industriais, e seu lançamento indevido nos corpos aquáticos ocasiona diversos danos ambientais, como a eutrofização.

O nitrogênio pode ser removido de águas residuárias através de processos físico-químicos e biológicos, no entanto a remoção biológica é mais eficiente e apresenta menores custos. O tratamento convencional envolve a nitrificação dos compostos nitrogenados amonificados, em ambiente aeróbio, e depois desnitrificação, onde ocorrerá a redução do nitrato a nitrogênio gasoso.

3.5.1 Nitrificação

A nitrificação consiste basicamente em um processo biológico autotrófico de duas etapas, descritas nas Equações 1 e 2. No processo, a amônia (N-NH₄⁺) é oxidada para nitrito (N-NO₂⁻) e o nitrito, por sua vez, será oxidado a nitrato (N-NO₃⁻).



Segundo Gray (1992), as bactérias nitrificantes quimioautotróficas utilizam nitrito ou amônia como fonte de energia, oxigênio molecular como receptor final de elétrons, amônia como fonte de nitrogênio e dióxido de carbono como fonte de carbono. Para que o processo de nitrificação seja completamente efetuado ocorre

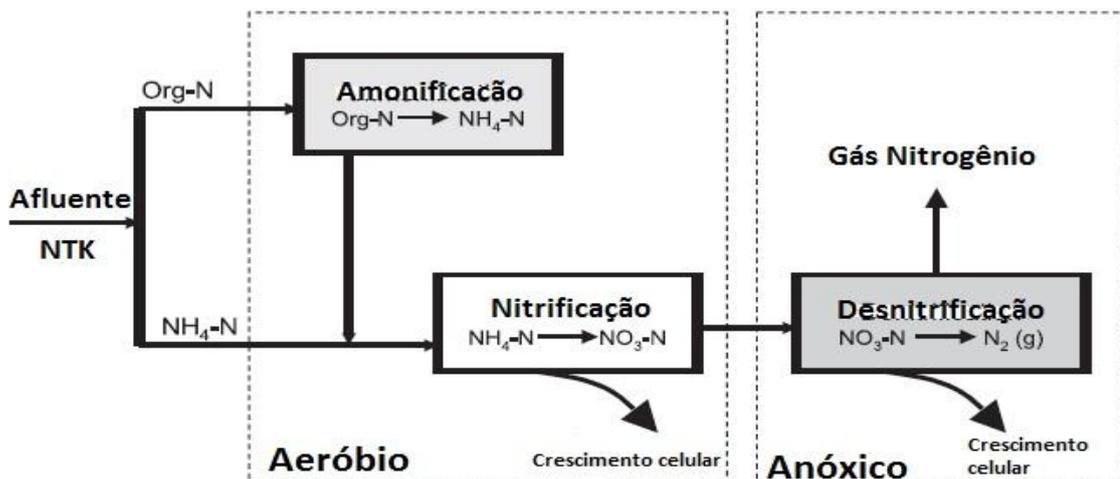
um elevado consumo de oxigênio, 4,57 g O₂ / g de N-NH₄⁺ oxidada a nitrato, e um significativo consumo de alcalinidade, 7,14 g CaCO₃/g de N-NH₄⁺ oxidada a nitrato, fato que ocorre devido à produção de íons de hidrogênio associada ao processo (CONSTANTINE, 2008).

Os microrganismos litoautotróficos oxidadores de amônia e microrganismos litoautotróficos oxidadores de nitrito variam de acordo com o ambiente no qual ocorre o processo (KOOPS e POMMERENINGRÖSER, 2001; ROWAN et al., 2003).

Na nitrificação, conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito, as bactérias predominantes são as do gênero *Nitrosomonas*, mas os gêneros *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobulus* também podem oxidar nitrogênio amoniacal a nitrito. Na nitratação, conversão de nitrito a nitrato, as bactérias comuns são as do gênero *Nitrobacter*. No entanto, pesquisas utilizando técnicas de biologia molecular mostram que o gênero *Nitrobacter* parece não predominar em sistemas de tratamento de esgotos; o gênero *Nitrospira* é considerado predominante entre as bactérias oxidadoras de nitrito (KOOPS e POMMERENINGRÖSER, 2001).

Atualmente, estão sendo considerados vários questionamentos com relação às rotas metabólicas da nitrificação, devido à descoberta de um novo processo de conversão direta do nitrogênio amoniacal a nitrato, que é o denominado COMAMMOX (Complete Ammonium Oxidation). Os microrganismos associados ao COMAMMOX ainda não foram isolados, mas existe a possibilidade de uma competição entre estes e os microrganismos envolvidos no processo de nitrificação (COSTA et al., 2006). A Figura 3.4 apresenta o esquema da remoção biológica do nitrogênio.

Figura 3.4 – Remoção biológica de nitrogênio (Jeyanayagam, 2005).



3.5.2 Fatores ambientais que interferem na nitrificação

- pH e Alcalinidade

A nitrificação é sensível ao pH e o processo diminui em pH abaixo de 6,0. O pH ótimo para a nitrificação está entre 7,2 e 9,0 (METCALF e EDDY, 2003). Os íons de hidrogênio resultantes da oxidação de amônia a nitrito reduzem o pH, podendo provocar o decaimento do processo de nitrificação (GRAY, 2004).

A alcalinidade em concentrações adequadas garante o fornecimento de carbono inorgânico, necessário às bactérias nitrificantes, bem como aos requisitos de alcalinidade associados à neutralização de íons de hidrogênio gerados na nitrificação. Segundo Gray (2004), deverá haver alcalinidade suficiente nas águas residuárias para equilibrar a acidez produzida na nitrificação.

- Temperatura

A eficiência do processo de nitrificação e o metabolismo microbiano podem diminuir em temperaturas abaixo de 10°C. Segundo Bitton (2005), a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes é afetada pela temperatura a partir de 30°C. A temperatura ótima deve estar no intervalo de 25 a 30°C.

Sistemas com elevada eficiência de remoção de amônia são mais afetados pela temperatura, quando comparados com sistemas onde a taxa de nitrificação é menor. Segundo Jeyanayagan (2005), a taxa de nitrificação aumenta com a temperatura de 30 a 35°C e diminui com a queda da temperatura de 20° C para 10°C em aproximadamente 30%.

- Concentração de OD

A concentração de oxigênio dissolvido é um dos fatores mais importantes no controle da nitrificação. O oxigênio deve ser bem distribuído no reator, de forma que sua concentração não pode ser inferior a 2 mg.L⁻¹ (BITTON, 2005).

O oxigênio é o receptor final de elétrons na reação de nitrificação e sua concentração afeta a velocidade de reação dos oxidantes de amônia e de nitrito (CHUANG et al., 2007).

A taxa de remoção do nitrogênio amoniacal diminui em baixos níveis de oxigênio. Microrganismos nitrificantes e heterotróficos irão competir pelo oxigênio, que acaba sendo capturado pela biomassa heterotrófica.

- Compostos Tóxicos

As bactérias nitrificantes são sensíveis e, possivelmente inibidas, a determinados compostos tóxicos encontrados em águas residuárias, muitos desses compostos são mais tóxicos para as bactérias do gênero *Nitrosomonas* do que para as bactérias do gênero *Nitrobacter*. A matéria orgânica não é diretamente tóxica para as nitrificantes, mas pode afetar de maneira indireta devido à redução de oxigênio por consumo dos microrganismos heterotróficos. Os compostos mais tóxicos são cianeto, anilinas, metais pesados, sulfetos, dentre outros (BITTON, 2005).

3.5.3 Microrganismos nitrificantes em reatores de biomassa aderida

Todas as condições ambientais envolvidas em um sistema de tratamento de esgoto, tais como pH, temperatura e substâncias tóxicas, são importantes para o desenvolvimento da nitrificação. Porém as características do biofilme são os principais requisitos para que as etapas de nitritação e nitratação ocorram de forma adequada, sendo que a quantidade de oxigênio e a concentração de matéria orgânica estão entre as características que merecem destaque (FLORENCIO et al., 2009).

Sistemas de biomassa aderida garantem boas condições para o crescimento dos microrganismos nitrificantes, sendo fundamental a avaliação da carga orgânica aplicada, pois terá grande influência na estrutura do biofilme e na coexistência entre os microrganismos heterotróficos e nitrificantes. Reatores com elevada carga orgânica favorecem os microrganismos heterotróficos e estes acabam predominando, uma vez que competem mais por oxigênio do que os nitrificantes, aumentando a espessura e diminuindo a porosidade do biofilme. Portanto, o estabelecimento da biomassa nitrificante em reatores com biofilmes depende da aplicação de menores cargas orgânicas (GONCALVES et al., 2001).

Em reatores de biomassa aderida com fluxo descendente e com altas cargas orgânicas, à medida que o efluente percola no meio suporte as concentrações de DBO e a carga orgânica irão diminuir e, portanto, o estabelecimento dos microrganismos nitrificantes ocorrerá na parte inferior do reator. A utilização de filtros de areia como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB tem grande potencial para a remoção de amônia. O esgoto bruto ao passar pelo reator UASB terá grande parte da matéria orgânica metabolizada, e assim, ao chegar ao filtro, apresentará condições (aplicação de carga orgânica) necessárias para a nitrificação.

Segundo Florencio et al. (2009), é possível afirmar que os reatores de biomassa aderida são uma boa alternativa para a remoção do nitrogênio amoniacal presente em esgoto doméstico, porque podem atender ao padrão de lançamento preconizado pela Resolução CONAMA 430/2011, que prevê o valor máximo de 20 mg.L⁻¹ para nitrogênio amoniacal total. No entanto, ainda existem aspectos técnicos que devem ser mais estudados, como a eficiência de ventilação, meio suporte, retenção de biomassa, dentre outros.

3.6 PÓS-TRATAMENTOS E SISTEMAS COMPACTOS

As pesquisas e os experimentos recentes de tratamentos biológicos de águas residuárias têm focado os investimentos em alternativas de pós-tratamentos e de sistemas compactos unindo dois ou três tratamentos distintos, com o objetivo de garantir praticidade nos sistemas, com exigência de pequenas áreas e efluentes de qualidade adequada aos padrões ambientais.

O ideal é a união de diferentes tipos de tratamentos biológicos, obtendo uma eficiência maior do que a aplicação de um processo anaeróbio ou aeróbio isoladamente, obtendo-se melhores resultados e diminuindo as deficiências individuais, de forma que a desvantagem de um processo acaba sendo aproveitada como vantagem para o outro.

Efluentes de reatores anaeróbios ainda representam um risco real para a saúde e o meio ambiente, devido à elevada concentração de microrganismos patogênicos, nutrientes e DQO. Por isso é indicado que os reatores anaeróbios sejam combinados com outras tecnologias, com a finalidade de promover um sistema melhor para o tratamento das águas residuárias domésticas (FORESTI et al., 2006).

De acordo com Gonçalves et al. (2001), pesquisas utilizando filtros anaeróbios no pós-tratamento de reatores anaeróbios têm comprovado qualidade satisfatória dos efluentes destes sistemas combinados, estando de acordo com os padrões de lançamento estabelecidos pelos órgãos ambientais, em termos de DBO. No Brasil já funcionam diversos sistemas de reatores anaeróbios seguidos de filtros anaeróbios, atendendo populações de até duzentos mil habitantes, como é o caso do sistema de Ipatinga em Minas Gerais. Sistemas anaeróbios compostos de reatores UASB antecedendo filtros anaeróbios produzem efluentes com DBO menor que 60 mg.L^{-1} . Esses sistemas estão sendo aceitos pelo controle ambiental e principalmente quando o corpo receptor tiver boa capacidade de diluição, garantindo assim os parâmetros de qualidade da água.

O sistema anaeróbio-aeróbio combinado, torna a eficiência global similar à que seria alcançada se o processo de pós-tratamento fosse aplicado ao esgoto bruto, porém, requisitos como área, volume, energia e a produção de lodo são fatores limitantes ao processo (SANTOS et al., 2006).

Para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, a combinação com o filtro aeróbio vem sendo bastante aceita em casos onde existe a necessidade de utilização de processos aeróbios compactos como alternativa de complementação da eficiência global do tratamento. Nos processos anaeróbios não ocorre a nitrificação, pois apenas o processo de amonificação é realizado, aumentando as concentrações de amônia no efluente que será encaminhado para uma etapa aeróbia de pós-tratamento. No entanto, ainda existem poucas referências na literatura que contemplem a remoção de amônia em filtros pós-UASB.

Os reatores aeróbios com biofilme são uma tecnologia simples e compacta em termos de equipamentos, operação e manutenção, onde poderá ocorrer o processo de nitrificação. É interessante um pré-tratamento anaeróbio, que irá produzir um efluente com baixa concentração de matéria orgânica, no qual a ação das bactérias heterótroficas sobre as nitrificantes será evitada, facilitando a nitrificação (SECA et al., 2011).

Segundo Almeida et al. (2011), o potencial do sistema UASB/Filtro aeróbio garante que não seja necessário o uso de uma etapa de decantação secundária para o tratamento de efluentes domésticos, pois a qualidade dos efluentes finais produzidos pelos sistemas foram capazes de atender consistentemente aos padrões de lançamento para DBO, DQO e SST, nos quais o estudo se baseou.

A combinação dos processos anaeróbios e aeróbios tem se mostrado deficiente na remoção de coliformes termotolerantes (SOBRINHO e JORDÃO, 2001).

De acordo com Sobrinho e Jordão (2001), sistemas biológicos aeróbios apresentam boa remoção de nitrogênio, com uma relação N/DQO menor que 0,08. Como o reator UASB não realiza boa remoção de nitrogênio e fósforo, um tratamento com finalidade de remoção de nutrientes seria fundamental, como o pós-tratamento aeróbio no sistema.

As tendências dos últimos vinte anos, apontam para um futuro em que grandes centros urbanos do mundo irão privilegiar estações de tratamento de esgoto com arquitetura e instalações compactas, de operação estável e de baixo impacto ambiental (inclusive odores, ruídos e impacto visual). Dentro deste contexto, serão exigidos dos processos de tratamento alta capacidade de remoção de nutrientes e baixa produção de lodo (FLORENCIO, 2009).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O sistema experimental foi instalado e monitorado em uma área pertencente à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), onde estão localizadas as dependências físicas da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES), situada no Bairro do Tambor na cidade de Campina Grande, estado da Paraíba, com coordenadas geográficas de 7° 13' 11"S e 35° 52'31"W e altitude média de 550 m.

4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

O esgoto bruto era proveniente do Interceptor Leste do sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande, operado pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), o qual transporta os esgotos sanitários da população de Campina Grande, passando pela área experimental da EXTRABES. O esgoto era bombeado, através de um conjunto moto-bomba, do poço de captação para um tanque de armazenamento com capacidade de 1m³, sendo o esgoto mantido em constante agitação. A partir deste, o sistema (Figura 4.1) era alimentado através de uma bomba centrífuga de eixo horizontal conectada a um barrilete de tubo de PVC DN 25 mm.

Figura 4.1 – Detalhamento do sistema compacto.



O sistema compacto foi construído de fibra de vidro e constituído por um reator UASB, filtro anaeróbio, tanque de sifonamento e filtro aeróbio. Tinha como finalidade tratar esgoto doméstico unifamiliar, para tanto, foi construído um hidrograma com base em uma família de área periurbana.

4.2 DESCRIÇÃO DOS REATORES

O reator UASB possuía dois separadores de fases com 45° de inclinação. O filtro anaeróbio possuía um fundo falso, feito por uma tela de nylon, com uma altura de 5 cm para acúmulo do lodo; o meio suporte foi formado por cubos de esponja de poliuretano (com 2 cm de altura e 2 cm de largura) que ocuparam 20 cm da altura do filtro; este meio apresenta volume de vazios de 97%. A parte superior do filtro anaeróbio foi coberta por uma tela de nylon, e esta coberta por uma camada de 3 cm de brita, a qual tinha como finalidade acomodar o material suporte. O filtro aeróbio possuía 5 cm de brita na base inferior, 40 cm de areia e mais 5 cm de brita na camada superior. A areia era do tipo média, com diâmetro máximo de 4,8 mm e volume de vazios de 43%; e a brita apresentava volume de vazios de 45%. Na Figura 4.2 é apresentado o esquema do sistema compacto e na Tabela 4.1 são apresentadas as configurações dos reatores.

Figura 4.2 - Esquema do sistema compacto. (A): Reator UASB; (B): Filtro anaeróbio; (C): Filtro aeróbio; (D): Tanque de sifonamento.

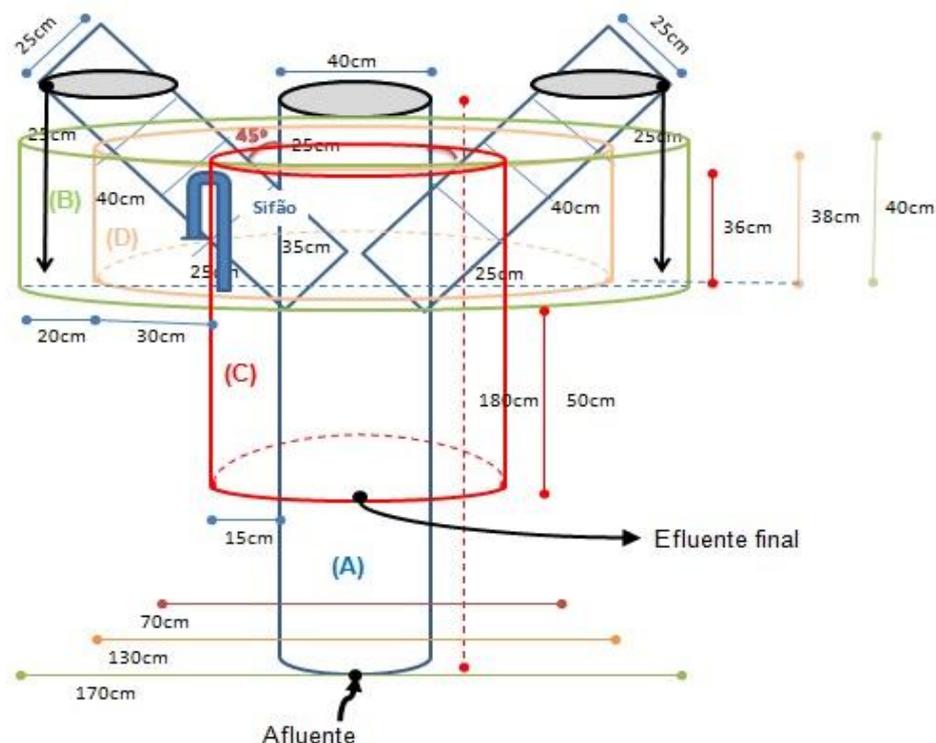


Tabela 4.1 - Configurações físicas e operacionais dos reatores.

Características	UASB	Filtro Anaeróbio	Filtro Aeróbio
Forma de operação	Batelada	Batelada	Batelada
Largura (m)	----	0,2	0,15
Diâmetro (m)	0,4	----	----
Altura útil (m)	1,75	0,36	0,5
Área útil (m ²)	0,1256	0,94	0,23
Volume útil (litros)	284	332*	50*
Substrato aplicado	Água residuária doméstica		

* Cálculo considerando o volume de vazio do meio suporte.

4.3 OPERAÇÃO E ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA

O sistema compacto foi operado durante o período de outubro de 2011 a julho de 2012. A operação foi dividida em duas etapas, a primeira com vazão de aproximadamente 540 litros por dia, considerando uma família de quatro pessoas com uma contribuição per capita de 135 litros por habitante e a segunda etapa com vazão de 288 litros diários, considerando uma contribuição per capita de 72 litros por habitante. O reator compacto foi alimentado diariamente em ciclos controlados por um temporizador e através de uma bomba centrífuga de eixo horizontal.

O afluente após ser tratado no reator UASB era distribuído, através dos canos laterais, no filtro anaeróbio de fluxo ascendente. Após percorrer todo o meio suporte, o efluente transbordava passando para o tanque de sifonamento, que funcionava como uma câmara de transferência de vazão, com volume de 245 litros, contendo um sifão construído em tubo de PVC DN 40 mm convergente para um tubo de PVC DN 25 mm ao interior do filtro aeróbio. Este sifão foi configurado para esgotar o volume de 90/96 litros por batelada, alimentando, desta maneira, o filtro aeróbio intermitente. Na Figura 4.3 é apresentado o tanque de sifonamento e o sifão.

Figura 4.3 – Tanque de sifonamento e sifão.

A altura do sifão foi configurada para garantir o sifonamento, mantendo a entrada do esgoto no filtro de areia. O cálculo da altura do sifão foi feito com base na área do tanque de sifonamento e resultou em uma altura de 10 cm da base do cano até a curvatura do cano. O tanque de sifonamento é necessário para a intermitência das vazões recebidas pelo filtro aeróbio, garantindo o tempo de repouso fundamental às condições aeróbias, sendo o funcionamento distribuído conforme os picos de alimentação unifamiliar.

O hidrograma utilizado na alimentação do sistema foi configurado para simular uma família de baixa renda, de área periurbana, considerando que as descargas de águas residuárias funcionam das cinco da manhã às vinte e uma horas, podendo ocorrer, no entanto, descargas ocasionais em outros horários. Os hidrogramas serão apresentados separadamente, de acordo com cada etapa do experimento.

Um estudo realizado por Fiúza Júnior e Philippi (2005), apresentado no 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, no qual foi analisada a gestão do saneamento descentralizado em município de médio porte e comunidade de baixa renda, apresentou um hidrograma com horários semelhantes ao utilizado neste experimento.

4.3.1 Primeira etapa

A etapa 1 estendeu-se do período de outubro a dezembro de 2011, com uma vazão de 540 litros diários, mas foi interrompida, antecipadamente, devido à ocorrência da colmatação do filtro de areia. Com a colmatação, o procedimento realizado foi a substituição de 10 cm da camada superior da areia por areia nova e com características iguais. A Figura 4.4 apresenta o hidrograma unifamiliar utilizado para a alimentação do sistema, a partir do qual foi programado o temporizador.

Figura 4.4 – Hidrograma das vazões aplicadas controladas por temporizador na etapa 1.



Esta etapa foi caracterizada por dez alimentações diárias conforme a Tabela 4.2, que apresenta os horários, o tempo de alimentação, os volumes e o tempo de repouso do filtro aeróbio.

Tabela 4.2- Distribuição temporal dos ciclos aplicados na etapa 1.

Controle de alimentação				
Horário	Tempo (min.)	Volume (litros)	Sifonamento (litros)	Tempo de repouso do filtro aeróbio
00:00	1	30	90	1º Ciclo: 8 horas
05:00	2	60		
07:00	1	30	120	2º Ciclo: 5 horas
10:00	3	90		
12:00	2	60	120	3º Ciclo: 3 horas
13:00	2	60		
15:00	1	30	90	4º Ciclo: 3 horas
16:00	2	60		
19:00	2	60	120	5º Ciclo: 5 horas
21:00	2	60		
Total	18 minutos		540L	

Na Tabela 4.3 estão apresentadas as características físicas e operacionais dos reatores, na primeira etapa do experimento.

Tabela 4.3 - Configurações físicas e operacionais na etapa 1.

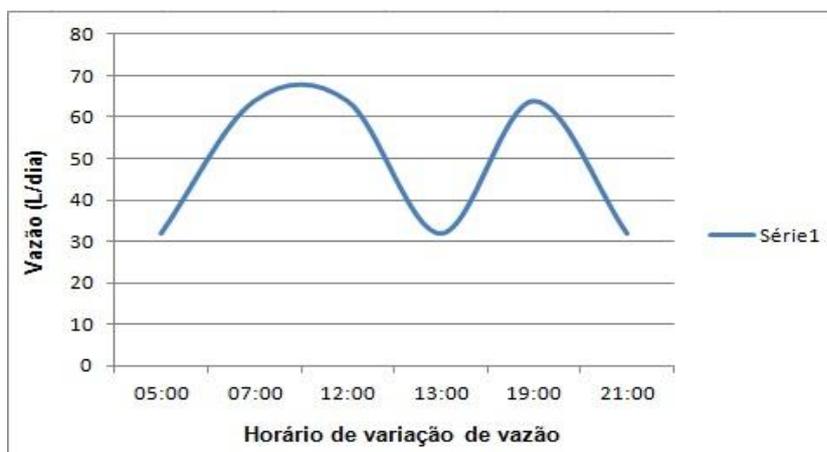
Características	UASB	Filtro Anaeróbio	Filtro Aeróbio
Vazão afluyente (L/dia)	540	540	540
Tempo de detenção hidráulica (horas)	13	15	-----
Carga hidráulica volumétrica (m ³ /m ³ .dia)	1,9	1,6	11
Carga orgânica volumétrica (kgDQO/m ³ .dia)	0,7	0,4	1,6
Taxa de aplicação superficial (m ³ /m ² .dia)	-----	-----	2,35

4.3.2 Segunda etapa

A etapa 2 do experimento estendeu-se de janeiro a julho de 2012, com uma vazão de 288 litros por dia.

A vazão da bomba, utilizada na alimentação do sistema, era verificada diariamente e apresentou uma média de 32 litros por minuto. A Figura 4.5 apresenta o hidrograma unifamiliar utilizado para a alimentação desta fase do sistema, a partir do qual foi programado o temporizador.

Figura 4.5 – Hidrograma das vazões aplicadas controladas por temporizador na etapa 2.



Esta etapa foi caracterizada por seis alimentações diárias conforme a Tabela 4.4, que apresenta os horários, o tempo de alimentação, os volumes e o tempo de repouso do filtro aeróbio.

Tabela 4.4 - Distribuição temporal dos ciclos aplicados na etapa 2.

Controle da alimentação				
Horário	Tempo (min.)	Volume	Sifonamento	Tempo de descanso do filtro aeróbio
05:00	1	32L	96L	1º Ciclo: 10 horas
07:00	2	64L		
12:00	2	64L	96L	2º Ciclo: 6 horas
13:00	1	32L		
19:00	2	64L	96L	3º Ciclo: 8 horas
21:00	1	32L		
Total	9 minutos		288L	

Na Tabela 4.5 são apresentadas as características físicas e operacionais dos reatores, para a segunda etapa de operação.

Tabela 4.5 - Configurações físicas e operacionais na etapa 2.

Características	UASB	Filtro Anaeróbio	Filtro Aeróbio
Vazão afluyente (L/dia)	288	288	288
Tempo de detenção hidráulica (horas)	24	28	-----
Carga hidráulica volumétrica (m^3/m^3 dia)	1	0,9	5,8
Carga orgânica volumétrica (kgDQO/ m^3 .dia)	0,47	0,16	0,63
Taxa de aplicação superficial (m^3/m^2 dia)	-----	-----	1,25

4.4 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

As amostras eram coletadas semanalmente e as análises foram realizadas semanalmente para quatro amostras distintas: afluente (esgoto bruto), efluente do reator UASB, efluente do filtro anaeróbico e efluente do filtro aeróbico (efluente final). Na Tabela 4.6 são expostos os parâmetros analisados, seus respectivos métodos e referências.

Tabela 4.6 - Parâmetros analisados no experimento.

Análises	Método	Referência
pH	Potenciométrico	APHA (1998)
Alcalinidade	KAPP	BUCHAUER et al. (1998)
DQO (mg.L ⁻¹)	Refluxação Fechada	APHA (1998)
N-NTK (mg.L ⁻¹)	Digestão, destilação e titulação	APHA (1998)
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Titrimétrico	APHA (1998)
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico	APHA (1998)
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Salicilato de sódio	RODIER J. et al. (1975)
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	Ácido ascórbico	APHA (1998)
P (mg.L ⁻¹)	Ácido ascórbico	APHA (1998)
Coliformes termotolerantes (UFC/100mL)	Membrana de filtração	APHA (1998)
Ovos de helmintos	Sedimentação, centrifugação e flutuação	BAILENGER modificado (1979)

4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A estatística descritiva foi aplicada de forma a proporcionar medidas de tendência central (média aritmética) e medidas de dispersão (desvio padrão e coeficiente de variação).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados, analisados e discutidos os dados do desempenho do sistema, considerando a eficiência dos três reatores individualmente. Os resultados estão separados de acordo com as etapas de operação. Afluente e efluentes estão identificados da seguinte forma: esgoto bruto (EB), reator UASB (UASB), filtro anaeróbio (FAN) e filtro aeróbio (FA).

5.1 pH E ALCALINIDADE

Na Tabela 5.1 apresentam-se os valores mínimo, máximo, médio, desvio padrão (DP) e o coeficiente de variação (CV) do pH e alcalinidade total para as duas etapas de alimentação do sistema experimental, compreendendo 30 determinações de cada parâmetro.

Tabela 5.1 - Valores de pH e alcalinidade total nas duas etapas de operação do sistema.

Parâmetros	1ª ETAPA				2ª ETAPA				
	EB	UASB	FAN	FA	EB	UASB	FAN	FA	
pH	Mínimo	7,1	6,7	7,0	6,7	7,0	7,0	7,0	6,3
	Máximo	7,5	7,4	7,5	7,5	7,6	7,8	7,7	6,9
	Média	7,2	7,2	7,3	7,2	7,3	7,3	7,4	6,6
	DP	0,1	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,3
	CV (%)	2	3	3	4	2	3	3	5
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Mínimo	331	356	333	244	281	290	292	116
	Máximo	381	399	410	352	380	416	408	242
	Média	356	381	386	317	338	364	363	170
	DP	20	45	25	40	31	40	45	60
	CV (%)	6	12	6	12	9	11	12	30

Na Tabela 5.1 observa-se que os valores médios de pH do esgoto bruto e dos reatores UASB e filtro anaeróbio apresentaram pouca variação entre as duas etapas, com valores praticamente estáveis e, uma vez que o pH ótimo para o desenvolvimento das bactérias metanogênicas situa-se entre 7,0 e 7,2, resultou em pH ideal para a digestão anaeróbia (BITTON, 2005). O pH do filtro aeróbio foi alterado com a mudança da etapa baixando de 7,2 para 6,6 esta redução foi consequência da diminuição da alcalinidade na etapa 2. Segundo Metcalf e Eddy (2003), o pH ideal para a nitrificação situa-se entre 7,2 e 9,0, porém, neste experimento a nitrificação foi baixa na primeira etapa e este fato também pode ser constatado pela observação dos valores da alcalinidade. O pH de 6,6 na segunda etapa não é o pH ótimo mas ainda está dentro da faixa de ocorrência de nitrificação, pois o processo só não ocorrerá se o pH for abaixo de 6,0, conforme relataram

Metcalf e Eddy (2003). A nitrificação passa a ter uma influência sobre o pH dos efluentes dos filtros de areia, levando-os a valores mais ácidos. De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 valores de pH entre 5,0 e 9,0 obedecem à norma vigente com relação a padrões de lançamento em corpos receptores.

A alcalinidade total do esgoto bruto apresentou uma concentração média para a primeira e segunda etapas, respectivamente, de 356 e 338 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, ocorrendo aumento da alcalinidade nas fases anaeróbias, com uma concentração média do efluente do reator UASB de 381 e 364 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, e no efluente do filtro anaeróbio de 386 e 363 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, para a primeira e segunda etapas respectivamente. Este aumento da alcalinidade acontece devido ao processo de amonificação, onde há produção de alcalinidade de 50 g por mol de amônia amonificada, valores considerados ideais para que posteriormente ocorra o consumo na fase aeróbia. No filtro aeróbio é possível observar considerável diferença entre as duas etapas, tendo sido verificado um consumo de alcalinidade de 18% na primeira etapa, com concentração média de 317 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, indicando baixo consumo pois o processo de nitrificação foi mínimo e consumo de 53% na segunda etapa com concentração média de 170 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, indicando uma estabilização do sistema e ocorrência de maior nitrificação, pois o processo efetuado consome teoricamente 7,14 g CaCO_3/g de N-NH_4^+ oxidada a nitrato. Este fato que ocorre devido à produção de íons de hidrogênio (CONSTANTINE, 2008), o que equivale a um desempenho de nitrificação teórica de cerca de 27 $\text{mg N}\cdot\text{L}^{-1}$.

5.2 DQO TOTAL E FILTRADA

Na Tabela 5.2 são apresentados os valores da DQO total e filtrada referentes à primeira etapa de operação, compreendendo 8 determinações de cada parâmetro.

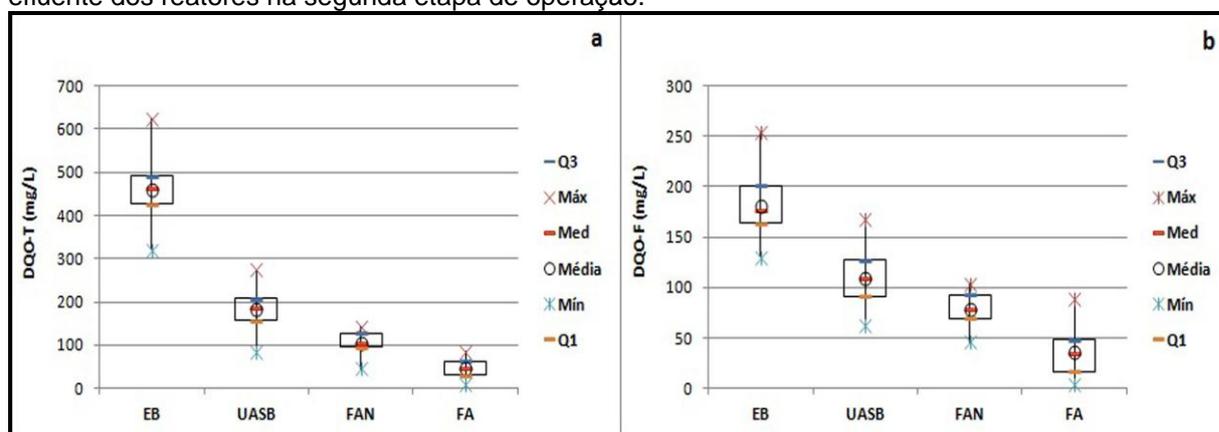
Tabela 5.2 - Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência da DQO na etapa 1.

Parâmetros	Etapa 1					
	EB	UASB	FAN	FA	Total	
DQO Total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Mínimo	332	202	127	46	
	Máximo	402	338	210	118	
	Média	370	256	148	78	
	DP	27	54	29	28	
	CV (%)	7	21	20	36	
	Remoção (%)	-	31	42	47	79
DQO Filtrada ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Mínimo	118	86	68	11	
	Máximo	229	196	129	76	
	Média	166	122	90	42	
	DP	36	35	20	22	
	CV (%)	22	29	22	53	
	Remoção (%)	-	26	26	53	75

De acordo com a Tabela 5.2, pode-se observar que o esgoto bruto manteve uma estabilidade na primeira etapa de operação com uma concentração média de DQO total de 370 mg.L^{-1} , valor relativamente baixo para esgoto doméstico, esta baixa concentração deve-se à sedimentação do esgoto na caixa de alimentação nos primeiros meses de experimento. Observa-se nesse período que o reator UASB, apresentou baixa eficiência na remoção de matéria orgânica, pois o reator ainda estava em seu período de partida, período este que varia conforme as condições locais mas, geralmente, é estabelecido no tempo médio de 12 semanas quando não há lodo inoculado. Portanto, a baixa eficiência encontrada pode ser atribuída à ausência de população bacteriana para a realização dos processos necessários à digestão anaeróbia (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Na Figura 5.1 encontram-se os valores das concentrações da DQO total (Fig.5.1a) e DQO filtrada (Fig.5.1b), referentes à segunda etapa de operação, compreendendo 22 determinações de cada parâmetro.

Figura 5.1 – Comportamento da concentração da DQO total (a) e filtrada (b) no esgoto bruto e efluente dos reatores na segunda etapa de operação.



De acordo com a Figura 5.1a, pode-se observar que a DQO do esgoto bruto se manteve na média de 461 mg.L^{-1} , aumento que se deve ao aperfeiçoamento do sistema experimental mediante implantação de um agitador mecânico na caixa de alimentação do sistema, este valor, segundo Metcalf e Eddy (2003), caracteriza esgoto doméstico do tipo médio, e a DQO filtrada (Fig.5.1b) apresentou concentração média de 180 mg.L^{-1} . Pela Figura 5.1 observa-se que ocorreu uma grande variação nas concentrações do efluente do reator UASB, com concentração média de DQO total e filtrada de 184 e 108 mg.L^{-1} e eficiência de remoção de 60% , e 40% , respectivamente. Eficiência superior à primeira etapa de operação, o tempo de detenção hidráulica (TDH), na etapa 1 era de 13 horas e na etapa 2 de 24 horas.

Elmitwalli e Otterpohl (2007) avaliaram o desempenho de um reator UASB, tratando água residuária, em diferentes TDH (6h, 10h e 16h) e os resultados mostraram que a remoção de 64%, a mais elevada, foi obtida no maior TDH (16h). No entanto, comparando com os resultados do reator UASB do sistema compacto, a operação com o TDH de 24 horas obteve remoção inferior, esta diferença pode estar relacionada à baixa carga orgânica volumétrica aplicada, 0,47 kgDQO/m³.dia.

O efluente do filtro anaeróbio apresentou concentração média de DQO total e filtrada de 105 e 79 mg.L⁻¹, com eficiência de remoção de 43% e 27%, respectivamente, o que não apresenta grande variação de eficiência comparado ao período de partida, pois a aderência do biofilme ao meio filtrante permitiu uma maior estabilidade da biomassa. Apesar disso, é importante destacar que a discrepância de valores no decorrer dos sete meses de operação foi pequena, caracterizando uma estabilidade do reator, enquanto que nos três meses iniciais houve uma maior variação nas concentrações do efluente, caracterizando o período de adaptação.

No filtro de areia ocorreu uma evolução na etapa 2 com uma eficiência de 55% de DQO total e 54% de DQO filtrada, sendo que a concentração média do efluente final foi de 47 e 36 mg.L⁻¹, respectivamente, indicando que a eficiência da remoção de DQO total teve um aumento com a diminuição da carga orgânica aplicada. Na etapa 2, o sistema compacto produziu um efluente final com eficiência de remoção de DQO total de 90% e de DQO filtrada de 80%.

5.3 SÓLIDOS SUSPENSOS

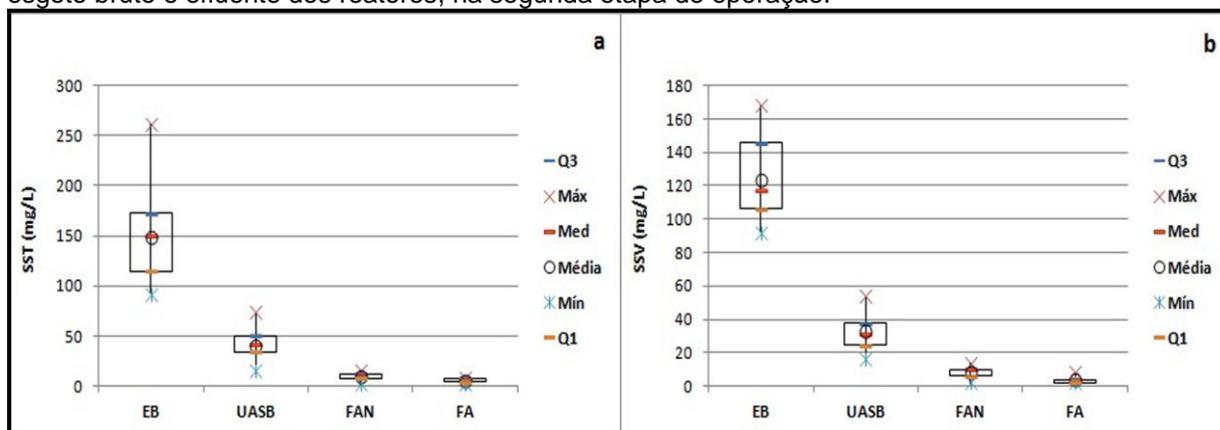
Na Tabela 5.3 são apresentados os valores de sólidos suspensos totais (SST) e sólidos suspensos voláteis (SSV), referentes à primeira etapa de operação, compreendendo 8 determinações de cada parâmetro.

Tabela 5.3 - Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de sólidos suspensos, na primeira etapa de operação.

Parâmetros		Etapa 1				Total
		EB	UASB	FAN	FA	
SST (mg.L ⁻¹)	Mínimo	90	46	20	4	
	Máximo	192	68	50	26	
	Média	134	60	37	12	
	DP	42	7,7	11	7,4	
	CV (%)	31	13	31	59	
	Remoção (%)	-	55	38	68	91
SSV (mg.L ⁻¹)	Mínimo	20	32	12	2	
	Máximo	146	64	40	14	
	Média	91	47	25	8,3	
	DP	41	13	9	4,6	
	CV (%)	45	27	35	56	
	Remoção (%)	-	48	47	67	91

Na Figura 5.2 encontram-se os valores das concentrações de sólidos suspensos totais (Fig.5.2a) e sólidos suspensos voláteis (Fig.5.2b), referentes à segunda etapa de operação, compreendendo 22 determinações de cada parâmetro.

Figura 5.2 - Comportamento da concentração de sólidos suspensos totais (a) e voláteis (b), no esgoto bruto e efluente dos reatores, na segunda etapa de operação.



Os três reatores apresentaram boa remoção de sólidos suspensos nas duas etapas, sendo que, a etapa 2 apresentou maior eficiência, na qual o reator UASB apresentou remoção de sólidos suspensos totais de 73%, com concentração média de 41 mg.L⁻¹ e remoção de sólidos suspensos voláteis também de 73%, com concentração média de 33 mg.L⁻¹. É possível associar a maior eficiência na etapa 2, ao aumento do TDH. Segundo Zakkour et al. (2001), que operaram um reator anaeróbico para tratamento de esgoto doméstico, em um maior TDH a concentração de lodo aumentou e obteve-se melhor eficiência de remoção dos sólidos suspensos. Tawfik et al. (2008) trataram esgoto doméstico em um reator UASB operando com um TDH de 24 horas e carga orgânica variando de 1,9 á 4,4 kgDQO/m³.dia, resultando em uma remoção de SST e SSV de 72% e 75%, respectivamente, valores semelhantes aos encontrados neste estudo, apesar da maior carga orgânica aplicada. O efluente do filtro anaeróbico apresentou uma eficiência de remoção de sólidos suspensos totais e voláteis respectivamente de 38% e 47%, na primeira etapa e de 75% na segunda etapa. Esta eficiência de remoção aumentou com a maturação do sistema, pois o crescimento do biofilme no filtro possibilitou uma maior retenção dos sólidos em suspensão.

É perceptível, na Figura 5.2, que o filtro aeróbico apresentou alta eficiência na remoção de sólidos suspensos e pequena discrepância nas concentrações das duas etapas com o efluente final apresentando concentração média de 5 mg SST.L⁻¹ e de

4 mg SSV.L⁻¹, na etapa 2 e concentração média de 7,4 mg SST.L⁻¹ e de 8,3 mg SSV.L⁻¹ na etapa 1. O sistema mostrou-se eficiente e estável ao longo dos meses de operação com remoção de 96% de SST e 97% de SSV. Estes resultados do efluente do filtro de areia são superiores aos relatados por Tyagi et al. (2009), que obtiveram eficiência de remoção de sólidos suspensos de 89% e concentração média de 11 mg.L⁻¹, operando um filtro aeróbio com areia como meio filtrante e tratando esgoto sanitário, advindo de reator UASB. Em termos da variabilidade dos dados, observou-se que os efluentes dos reatores anaeróbios apresentaram maior amplitude inter-quartis (UASB, d=58; Filtro anaeróbio, d=16) comparados ao efluente do filtro de areia (Filtro aeróbio, d=4).

5.4 COMPOSTOS NITROGENADOS

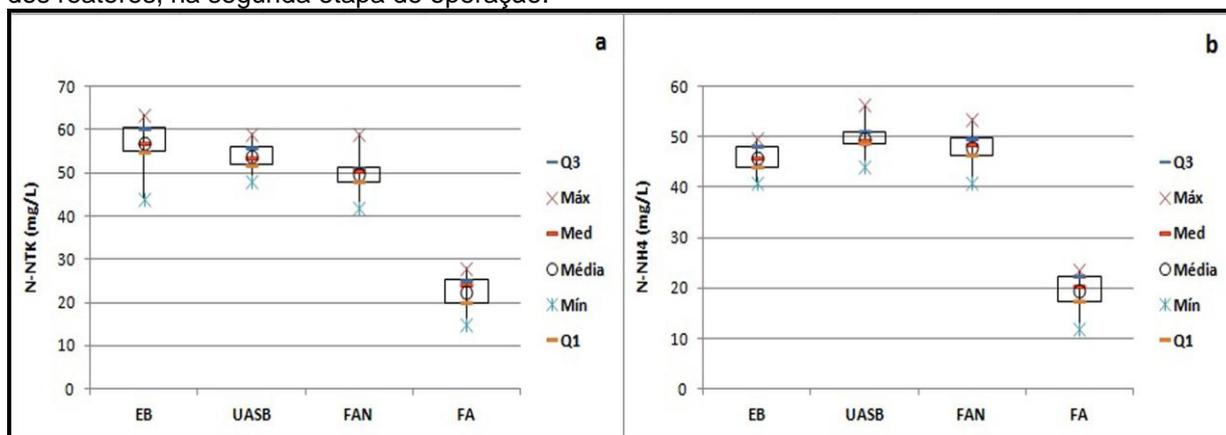
Na Tabela 5.4 são apresentados os valores de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato referentes à primeira etapa de operação, compreendendo 8 determinações de cada parâmetro.

Tabela 5.4 - Valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência dos compostos nitrogenados, na primeira etapa de operação.

Parâmetros	Etapa 1					Total
	EB	UASB	FAN	FA		
N-NTK (mg.L ⁻¹)	Mínimo	51	47	44	35	
	Máximo	61	58	57	50	
	Média	57	55	54	44	
	DP	3,5	4,4	5,3	5,5	
	CV (%)	6	8	9	12	
	Remoção (%)	-	3	2	18	22
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Mínimo	39	41	41	28	
	Máximo	53	51	55	44	
	Média	46	48	49	38	
	DP	5	3,9	5,4	5,7	
	CV (%)	11	8	11	15	
	Remoção (%)	-	-	-	23	15
N-NO ₂ ⁻	Mínimo	-	-	-	0,03	
	Máximo	-	-	-	1,51	
	Média	-	-	-	0,9	
	DP	-	-	-	0,6	
	CV (%)	-	-	-	73	-
N-NO ₃ ⁻	Mínimo	-	-	-	10,67	
	Máximo	-	-	-	15	
	Média	-	-	-	13	
	DP	-	-	-	1,6	
	CV (%)	-	-	-	12	-

Na Figura 5.3 encontram-se os valores das concentrações N-NTK (Fig.5.3a) e N-NH_4^+ (Fig.5.3b), referentes á segunda etapa de operação, compreendendo 22 determinações de cada parâmetro.

Figura 5.3 - Comportamento da concentração de N-NTK (a) e N-NH_4^+ (b) no esgoto bruto e efluente dos reatores, na segunda etapa de operação.

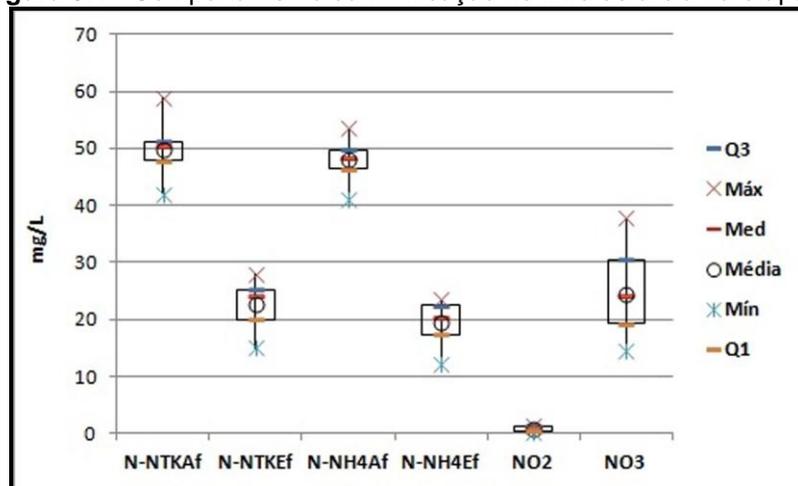


De acordo com a Tabela 5.4 e a Figura 5.3 pode-se observar que as concentrações de nitrogênio do esgoto bruto não apresentaram grandes variações entre as duas etapas, mantendo-se estável durante os dez meses de operação, com concentrações médias de $57 \text{ mg N-NTK.L}^{-1}$ e $46 \text{ mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$ nas duas etapas. No reator UASB ocorreu aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, através da amonificação, resultando em efluente com concentração média de $50 \text{ mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$ e o efluente do filtro anaeróbico com concentração média de $49 \text{ mg N-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$. Portanto, nos reatores anaeróbios não houve diferença de concentração dos compostos nitrogenados nas etapas 1 e 2. A eficiência média de remoção de N-NTK no efluente do filtro aeróbio foi de 18% na etapa 1 e 55% na fase 2, e do nitrogênio amoniacal foi de 23% na etapa 1 e 59% na etapa 2, indicando que apenas na etapa 2 o processo de nitrificação foi eficiente.

A eficiência média de remoção de N-NTK e N-NH_4^+ no efluente final do sistema na fase 2, foi de 60% e 61%, respectivamente. Observa-se que ocorreu um elevado aumento com relação à fase inicial do experimento. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), as bactérias nitrificantes possuem crescimento lento quando comparadas às bactérias heterotróficas. Portanto, para que o processo de nitrificação seja bem sucedido é necessário que anteriormente ocorra redução da matéria orgânica. Assim, após o período de partida os microrganismos tiveram maior desenvolvimento, garantindo a permanência da biomassa nitrificante no reator.

Na Figura 5.4 observa-se o comportamento da nitrificação do efluente do filtro aeróbio durante a etapa 2, através das concentrações do nitrogênio total afluente ($N-NTK_{Af}$) e efluente ($N-NTK_{Ef}$), nitrogênio amoniacal afluente ($N-NH_4^+_{Af}$) e efluente ($N-NH_4^+_{Ef}$) e as concentrações médias de nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrato ($N-NO_3^-$).

Figura 5.4 - Comportamento da nitrificação no filtro de areia na etapa 2.



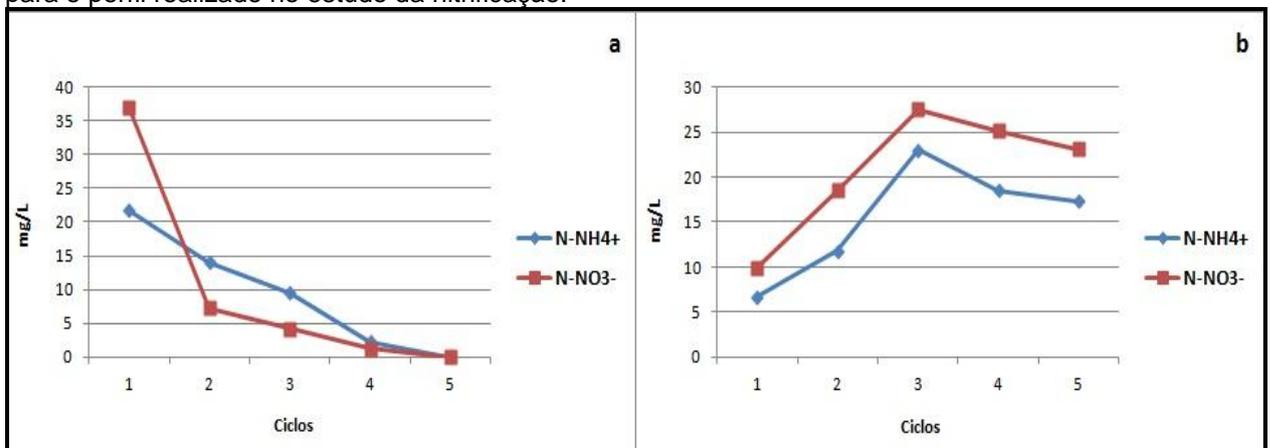
O filtro aeróbio apresentou eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 59% e efluente com concentração média de 19 mg.L^{-1} , atendendo as condições de lançamento, proposto pelo CONAMA 430/2011, que estabelece o limite de 20 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal total. A concentração média de $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ foram de 0,8 e 24 mg.L^{-1} , respectivamente. O balanço de nitrogênio manteve-se coerente ao longo do experimento, com aproximadamente 51% do nitrogênio amoniacal afluente convertido a nitrato, 2% convertido a nitrito e 40% manteve-se no efluente final. A nitrificação foi satisfatória, considerando-se a alta taxa de aplicação de $1,25 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. Segundo a NBR 13969 (1997) a taxa máxima de aplicação no filtro de areia deve ser de $0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, portanto, o valor da taxa de aplicação do filtro aeróbio foi superior ao estabelecido pela norma brasileira. Tonetti et al. (2005), avaliaram a eficiência da nitrificação em filtro aeróbio com areia como meio filtrante, utilizaram variadas taxas de aplicação, com valores a partir de $0,02 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ e afirmaram que os maiores valores de nitrogênio amoniacal foram encontrados operando com as maiores taxas. Porém, com a aplicação de $0,18 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$ ainda foi possível encontrar bons resultados, portanto, é possível afirmar a influência direta da taxa de aplicação na eficiência do processo de nitrificação, mostrando que apesar da alta taxa aplicada no experimento, a nitrificação foi eficiente produzindo efluente com elevada concentração de nitrato ($24 \text{ mg N-NO}_3^-.L^{-1}$).

A concentração de nitrato na primeira etapa foi baixa, pois foi mínima a conversão do nitrogênio amoniacal. A não ocorrência de nitrificação na etapa 1 deve-se, possivelmente, à alta taxa de aplicação superficial de $2,35 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$. As bactérias nitrificantes, quando comparadas aos organismos heterotróficos, têm um crescimento bem mais lento. Para manter uma população efetiva de bactérias nitrificantes dentro do reator, é necessário um longo tempo de detenção hidráulica, proporcionando um contato suficiente entre o esgoto e as bactérias para garantir a eficiência do processo. Além disso, também irá prevenir que a taxa de perda de organismos nitrificantes seja superior à taxa de produção de novos organismos, mantendo assim a população de nitrificantes (GRAY, 2004).

O estudo da remoção de nitrogênio no filtro de areia é relativamente complexo e vários processos podem conduzir à transformação e a remoção das várias formas do nitrogênio, sendo difícil determinar com exatidão os processos que são responsáveis pela eficácia obtida (ACHAK et al., 2009).

Durante as análises experimentais, no mês de fevereiro, foram obtidos resultados com elevados valores de nitrato no efluente do filtro aeróbio, ficando acima das concentrações de nitrogênio total do afluente. Este fato sugeriu um acúmulo de nitrogênio amoniacal e nitrato no meio suporte, o que pôde ser confirmado através de testes de perfil com água. Na Figura 5.5 é possível acompanhar o comportamento do nitrato com a passagem da água (Fig.5.5a) e com a posterior passagem do esgoto (Fig.5.5b).

Figura 5.5 – Concentração de N-NO_3^- e N-NH_4^+ na água (a) e no esgoto (b) aplicados ao sistema, para o perfil realizado no estudo da nitrificação.



Para a realização deste perfil o filtro de areia foi lavado com água por cinco vezes sequenciais, sendo que após a última lavagem o filtro teve seu tempo de repouso, antes da próxima passagem de esgoto.

Percebe-se, através do gráfico com o perfil da água, que na primeira passagem de água pelo filtro, foi encontrada uma elevada concentração de 37 mg N-NO₃⁻.L⁻¹, confirmando que havia nitrato acumulado no meio filtrante, uma vez que teoricamente, não deveria existir nitrato na água, e concentração de 22 mg N-NH₄⁺.L⁻¹. Com a sequência de aplicações de água, estas concentrações caíram rapidamente chegando a valores próximos de zero.

Na primeira aplicação do esgoto, após a lavagem, foram encontrados 7 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ e 10 mg N-NO₃⁻.L⁻¹, valores considerados baixos, porém, a partir da segunda aplicação os valores subiram gradativamente até estabilizar, como mostra o gráfico acima, apresentando, na última aplicação, concentrações de 17 mg N-NH₄⁺.L⁻¹ e 23 mg N-NO₃⁻.L⁻¹, alcançando os níveis coerentes do balanço de nitrogênio.

Segundo Hoffmann et al. (2005), nos primeiros minutos a concentração de nitrato encontrada é resultante da carga aplicada anteriormente, explicando assim elevados valores de nitrato e apenas nos últimos 20 minutos acontece a nitrificação referente à carga atual, pois grande quantidade do nitrogênio amoniacal fica retido no meio filtrante e só será nitrificado na próxima carga quando o leito já estará saturado.

5.5 FÓSFORO TOTAL E ORTOFOSFATO

A Tabela 5.5 apresenta as concentrações de fósforo total e ortofosfato do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores, compreendendo 30 determinações de cada parâmetro.

Tabela 5.5 – Valores médios, máximo e mínimo de fósforo total e ortofosfato, nas duas etapas de operação do sistema.

Parâmetros		1ª Etapa				2ª Etapa			
		EB	UASB	FAN	FA	EB	UASB	FAN	FA
Fósforo Total	Mínimo	6,3	6,2	5,5	5,1	4,9	3,9	3,3	2,3
	Máximo	7,9	8,1	7,6	9,9	6,8	7,1	5,9	6,4
	Média	7,0	6,8	6,3	6,2	5,5	5,7	4,9	4,0
	DP	0,7	0,8	0,9	1,6	0,8	1,2	0,9	1,3
	CV (%)	9	11	14	26	14	21	19	32
	Remoção (%)	-	2	8	2	-	5	13	19
Ortofosfato	Mínimo	4,3	4,8	5,1	5,0	3,0	2,7	2,4	2,3
	Máximo	5,3	5,9	7,0	6,2	5,1	5,3	5,7	4,4
	Média	4,7	5,4	5,6	5,5	4,1	4,2	4,0	3,8
	DP	0,5	0,4	0,7	0,5	0,6	0,9	1,2	0,8
	CV (%)	10	8	13	8	16	22	29	21

As concentrações médias de $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5,5 \text{ mg.L}^{-1}$ no esgoto bruto de ambas as etapas, estão de acordo com valores típicos de um esgoto fraco (JORDÃO e PESSÔA, 2005). Observa-se que, na etapa 2, o sistema apresentou menores concentrações de fósforo total e de ortofosfato no efluente dos três reatores. Nesta etapa, a eficiência de remoção de fósforo total do sistema foi de 26%. Na etapa 1 o efluente do reator UASB teve um aumento de 13% de ortofosfato e o filtro anaeróbio aumentou em 4%, o que pode ser atribuído à mineralização dos compostos orgânicos.

A baixa ou inexistente remoção de fósforo já era esperada, pois para a remoção biológica do fósforo é necessária uma concentração mínima de nitrato e a presença de alternância entre as fases aeróbia e anóxica, o que não ocorre no sistema compacto do presente experimento.

A partir de experimentos de diversos autores, pode-se afirmar que a remoção de fósforo total em filtros intermitentes de areia é baixa. Segundo Anderson et al. (1985), a redução de fósforo pode atingir percentuais de até 50% em filtros novos, mas essa redução tende a cair com o amadurecimento do filtro.

5.6 COLIFORMES TERMOTOLERANTES E OVOS DE HELMINTOS

Na Tabela 5.6 são apresentados os valores médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência dos parâmetros microbiológicos do afluente e efluente do sistema, compreendendo 10 determinações de cada parâmetro.

Tabela 5.6 – Concentrações de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos do esgoto bruto e efluentes dos reatores.

Parâmetros	Etapa 2				
	EB	UASB	FAN	FA	
Coliformes Termotolerantes (UFC/100mL)	Mínimo	1,70E+06	1,00E+05	3,30E+04	2,00E+04
	Máximo	7,50E+06	4,00E+06	1,35E+06	5,50E+05
	Média	4,52E+06	9,07E+05	2,74E+05	9,54E+04
	DP (%)	1,88E+06	1,16E+06	5,17E+05	1,78E+05
	CV (%)	4,16E-01	1,28E+00	1,89E+00	1,86E00
Ovos de helmintos (ovos.L ⁻¹)	Mínimo	70	14	0,8	0,01
	Máximo	312	61	9	0,13
	Média	168	28	3,15	0,05
	DP (%)	105	18	3	0,04
	CV (%)	63	64	95	93

O reator UASB, o filtro anaeróbio e o filtro aeróbio apresentaram eficiência de remoção de coliformes termotolerantes de 80%, 70% e 65% respectivamente. A eficiência total de remoção no sistema compacto foi de 98%, esta remoção foi menor

que duas unidades logarítmicas, este valor não está dentro dos padrões de requisitos ambientais do CONAMA 430/2011 que estabelece o limite de 10^3 UFC/100mL. Dultra et al. (2005), avaliaram a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes em um filtro de areia utilizando diferentes taxas de aplicação: $0,4 \text{ m.dia}^{-1}$, $1,1 \text{ m.dia}^{-1}$ e $1,4 \text{ m.dia}^{-1}$, e constataram que a eficiência foi sensivelmente reduzida com o aumento das taxas, porém mesmo em taxas de aplicação mais elevadas a eficiência atingiu uma remoção da ordem de grandeza de duas casas logarítmicas. Este trabalho apresentou resultados que podem ser comparados aos obtidos neste experimento, no qual foi utilizada uma elevada taxa de aplicação no filtro aeróbio. Provavelmente, a eficiência na redução de coliformes é influenciada pela taxa de aplicação e, conseqüentemente, depende do tempo de descanso do filtro aeróbio. Torrens et al. (2009), operaram filtro de areia tratando efluente de uma lagoa facultativa e também encontraram remoção média de coliformes termotolerantes menor que duas unidades logarítmicas.

O esgoto bruto apresentou grande oscilação na concentração de ovos de helmintos. O reator UASB apresentou capacidade de remoção de ovos de helmintos de 83%, valores similares são citados por van Haandel e Lettinga (1994). Os ovos ficam retidos no leito do lodo, devido ao fluxo ascendente, e a remoção está diretamente relacionada com a remoção dos sólidos em suspensão, que foi de 77%. O filtro anaeróbio apresentou eficiência de remoção de 87%, os helmintos provavelmente ficaram retidos no lodo contido no fundo falso do filtro. O filtro de areia apresentou eficiência de remoção de 98% e uma concentração média de $0,05 \text{ ovos.L}^{-1}$. A eficiência total do sistema, considerando esgoto bruto e efluente do filtro de areia, foi de 99,98%.

6 CONCLUSÕES

- Os resultados obtidos mostraram que o tratamento de esgoto sanitário utilizando dois sistemas biológicos anaeróbios e um sistema aeróbio pode ser aplicado, pois o sistema compacto apresentou bom desempenho na remoção de matéria orgânica, com eficiência média de remoção de DQO total de 90% e bom desempenho na remoção de sólidos suspensos totais (96%).

- O filtro anaeróbio mostrou-se eficiente no pós-tratamento de efluente de reator UASB, possibilitando maior remoção de matéria orgânica para posterior aplicação do efluente no filtro aeróbio. Justificando a importância das duas etapas anaeróbias no sistema.

- O filtro aeróbio intermitente apresentou boa capacidade de realizar o processo de nitrificação, produzindo efluente com alta concentração de nitrato ($24 \text{ mg N-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$).

- O elevado valor da taxa de aplicação superficial no filtro aeróbio influenciou no processo de nitrificação. Na etapa 1 a eficiência de remoção de N-NTK foi de 18%, quando utilizada a taxa de aplicação de $2,35 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$. Na etapa 2 a eficiência de remoção de N-NTK foi de 55%, quando reduzida a taxa de aplicação para $1,25 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$.

- O sistema compacto foi eficiente na remoção de ovos de helmintos (99,98%), mas não apresentou boa eficiência na redução de coliformes termotolerantes (98%), não produzindo efluente com qualidade sanitária.

- O sistema mostrou-se de simplicidade operacional, eficaz no tratamento e com produção de efluente de qualidade, portanto, aplicável em tratamento descentralizado unifamiliar.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos na presente pesquisa, são propostas as seguintes sugestões para trabalhos futuros:

- Avaliar o comportamento hidrodinâmico de cada reator envolvido no sistema;
- Realizar análise experimental mais avançada do comportamento da nitrificação, em função da taxa de aplicação;
- Investigar e avaliar o uso da esponja de poliuretano como meio filtrante;
- Estudar a relação custo/viabilidade técnica do sistema compacto;
- Quantificar de forma temporal, a produção de lodo no sistema.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHAK, M.; MANDI, L.; OUAZZANI, N. **Removal of organic pollutants and nutrients from olive mill wastewater by a sand filter.** Journal of Environmental Management 90, 2009.

AL-JAMAL, W.; MAHMOUD, N. **Community onsite treatment of cold strong sewage in a UASB-septic tank.** Bioresource Technology, v.100, 2009.

ALMEIDA, P.G.S.; OLIVEIRA, S.C.; CHERNICHARO, C..A.L. **Operation of trickling filters post-UASB reactors without the secondary sedimentation stage.** Eng Sanit Ambient , v.16 n.3, p.271-280. 2011.

ANDERSON, D. L.; SIEGRIST, R. L.; OTIS, R. J. **Technology assessment of intermittent sand filters.** USEPA - Municipal Environ. Res. Lab. Cincinnati, OH. 1985.

ANDRADE NETO, C O de; VAN HAANDEL, A. C. ; MELO, H. N. S. **O Uso do Filtro Anaeróbio para Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios no Brasil.** In: X SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Braga, Portugal, 2002.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 18 ed. Washington, p.1193,1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969: **Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos: projeto, construção e operação.** R. J., 1997.

AVILA, J. R.; FLORES, E. R.; GOMEZ, J. **Simultaneous biological removal of nitrogen, carbon and sulfur by denitrification.** Water Research, p. 3313–3332, 2004.

BAILENGER, J. **Mechanisms of parasitological concentration in coprology and their practical consequences.** Journal of American Medical Technology, 41, p. 65-71, 1979.

BATTILANI, A.; STEINER, M.; ANDERSEN, M.; BACK, S. N.; LORENZENC, J.; SCHWEITZER, A.; DALSGAARD, A.; FORSLUN, A.; GOLA, S.; KLOPMANN, W.; PLAUBORG, F.; ANDERSEN, M. N. **Decentralised water and wastewater treatment technologies to produce functional water for irrigation.** Agricultural Water Management v.98, p. 385–402, 2010.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology.** 3 ed. John Wiley & Sons, Inc, 2005.

BUCHAUER, K. **A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment process.** Water SA, v.24, n. 1, p. 49-56. 1998.

CAMPELLO, R. P.; BENETTI, A. D. **Efeito da variação brusca de temperatura sobre a remoção de matéria orgânica em reatores UASB.** Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 31. Santiago, Chile. 2008.

CHAN, Y. J.; CHONG, M. F.; LAW, C. L.; HASSEL, D. G. **A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater.** Chemical Engineering Journal, v.155, p. 1–18, 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias –Volume 5: Reatores anaeróbios.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. Belo Horizonte, p. 245, 1997.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 2ª ed, volume 5. Belo Horizonte - MG: SEGRAC. 2007.

CHUANG, H.P.; OHASHI, A.; IMACHI, H.; TANDUKAR, M.; HARADA, H. **Effective partial nitrification to nitrite by down-flow hanging sponge reactor under limited oxygen condition.** Water Research, 41, 2007.

CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente.** Resolução Nº 430 de 13 de maio de 2011.

CONSTANTINE, T. **An Overview of Ammonia and Nitrogen Removal in Wastewater Treatment.** CH2M HILL. Canada, 2008.

COSTA, E.; PEREZ, J.; KREFT, J.U. **Why is metabolic labour divided in nitrification?** Trends in Microbiology. 2006.

DULTRA, F.A.; COHIM, E.H.B.; KIPERSTOK, A.; CONTREIRAS, F. **Reúso de esgotos tratados com filtro intermitente de areia.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

ELMITWALLI, T. A.; OTTERPOHL, R. **Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor.** Water research, v. 41, 2007.

ESCUDIÉ, R.; CRESSON, R.; DELGENÈS, J. P.; BERNET, N. **Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research.** Water Research, v.45, 2011.

FAISAL, M.; UNNO, H. **Kinetic analysis of palm oil mill wastewater treatment by a modified anaerobic baffled reactor.** Biochemical Engineering Journal 9, 25–31, 2001.

FIA, F.R.L.; BORGES, A.C.; MATOS, A.T.; DUARTE, I.C.S.; FIA, R.; CAMPOS, L.C. **Development of biofilm in anaerobic reactors treating wastewater from coffee grain processing.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.14, n.2, p.210–217, 2010.

FIÚZA JÚNIOR, A.P.; PHILIPPI, L.S. **Uma análise da gestão do saneamento descentralizado em município de médio porte – Estudo de caso: Blumenau-SC.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

FLORENCIO, L.; ALMEIDA, P.G.S.; MENDONÇA, N.M.; VOLSHAM, I.; ANDRADE NETO, C.O.; PIVELI, R.P.; CHERNICHARO, C.A.L. **Nitrificação em reatores aeróbios com biomassa aderida.** PROSAB 5, 2009.

FORESTI, E. **Fundamentos do processo de digestão anaeróbia.** São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1994.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2006.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. **Fundamentos do Tratamento Anaeróbio.** In: CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES, p.29-52, 1999.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Reatores com Biofilme.** p.171- 278. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001.

GRAY,N.F. **Biology of wastewater treatment.** London: Imperial College Press, 1420p. 2004.

GRAY, N. F. **Biology of Wastewater Treatment.** Oxford University Press. New York, US. 1992.

HEALY, M. G.; RODGERS, M.; BURKE, P. **Quantificaton of biofilm build-up in filters when intermittently loaded with low-strength synthetic wastewater.** Desalination, v.271, 2011.

HOFFMANN, H.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; HOSSA, C. L.; COSTA, R. H. R. **Capacidade de uso de filtro de areia como pós-tratamento de reatores biológicos em batelada para remoção de nutrientes.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.** Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 2 de agosto de 2012.

JEYANAYAGAM, S. **True confessions of the biological nutrient removal process.** Water Resources Journal, p. 37-46, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** ABES, 4 ed., Rio de Janeiro, 2005.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. **Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater – A review.** Bioresource Technology n.101, p. 3299–3310, 2010.

KATO, T. M.; ANDRADE NETO, O. C.; CHERNICHARO, L. A. C.; FORESTI, E.; CYBIS, F. L. **Configurações de reatores anaeróbios.** In: CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES, p.29-52, 1999.

KOOPS, H.P; POMMERENING-RÖSER, A. **Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species.** FEMS Microbiology ecology. v.37 (1-9), 2001.

LETTINGA, G.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H. **Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system.** Water Research, 2004.

LEVERENZ, H.; TCHOBANOGLIOUS, G.; DARBY, J. L. **Chapter 6 trickling Biofilters**. Review of Technologies for the onsite treatment of wastewater in California. University of California, Davis. Report, n.02-2 August, 2002.

LEVERENZ, H.; TCHOBANOGLIOUS, G.; DARBY, J. L. **Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment**. Water Research, v.43, 2009.

LIMA, C.A.A.; RIBEIRO, R.; FORESTI, E.; ZAIAT, M. **Morphological Study of Biomass During the Start-Up Period of a Fixed-Bed Anaerobic Reactor Treating Domestic Sewage**. Brazilian archives of biology and technology. An international journal. Vol.48, n. 5, 2005.

LIMA RIZZO, A. C.; LEITE, S. G. F. **Produção de sulfeto em reator do tipo UASB e sua potencial aplicação na remoção de metais pesados de efluentes**. Série Tecnologia Ambiental. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, p.102, 2004.

MACHDAR, I.; SEKIGUCHI, Y.; SUMINO, H.; HARADA, H. **A novel and cost-effective sewage treatment system consisting of UASB pre-treatment and aerobic port-treatment units for developing countries**. Water Science and Technology, v. 36, nº 12, p. 189-197, 1997.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. **Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries**. Journal of Environmental Management. p. 652–659, 2009.

MAURER, M.; ROTHENBERGER, D.; LARSEN, T. A. **Decentralised wastewater treatment technologies from a national perspective: at what cost are the competitive?** Water Science and Technology. Water Supply, v.5, n.6, p. 145–154 Q IWA Publishing, 2006.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse**. McGraw-Hill International Editions, Civil Engineering Series, 4 ed., 2003.

MOELANTS, N.; SMETS, I. Y.; VAN IMPE, J. F. **The potential of an iron rich substrate for phosphorus removal in decentralized wastewater treatment systems.** Separation and Purification Technology, n.77, p. 40–45, 2011.

MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F.; FARZADKIA, M. **Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater.** Elsevier Process Safety and Environmental Protection, p.47-52, 2010.

NHAPI, I. **A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe.** Physics and Chemistry of the Earth v. 29, p. 1265–1273, 2004.

OAKLEY, S. M.; GOLD, A. J.; OCZKOWSKI, A. J. **Nitrogen control through decentralized wastewater treatment: Process performance and alternative management strategies.** Ecological Engineering v.36, p. 1520–1531, 2010.

PETERS, R.W.; ALLEMAN, J.E. **The history of fixed film wastewater treatment systems.** International Conferende On Fixed-Films Systems 1st Proceedings,1982.

PICANÇO, A.P.; SASSIM, M.N.M.; ZAIAT, M.; BLUNDI, C.E. **Avaliação da atividade biológica do biofilme formado em materiais suportes de filtros anaeróbios de fluxo ascendente.** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

PROCHASKA, C.A.; ZOUBOULIS, A.I. **Performance of intermittently operated sand filters: a comparable study, treating wastewater of different origins.** Water Air, and Soil Polution, v.147, 367-388, 2003.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduales, eaux de mer.** v.1, 5 ed. Dunod (Ed.) Paris. p. 692, 1975.

RODGERS, M.; MULQUEEN, J.; HEALY, M.G. **Surface Clogging in an Intermittent Stratified Sand Filter.** SOIL SCI. SOC. AM. J., VOL. 68, 2004.

ROLLAND, L.; MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTELDJA, F.; GRASMICK, A. **Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters.** Desalination, v.248, 2009.

ROWAN, K.A.; SNAPE, J.R.; FEARNSTIDE, D.; BARER, B.R.; CURTIS, T.P.; HEAD, I.M. **Composition and diversity of ammonia-oxidizing bacterial communities in wastewater treatment reactors of different design treating identical wastewater.** FEMS Microbiology Ecology, v. 43, p 195-206, 2003.

SANTOS, M.L.F.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários: Reuso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim.** Volume 2, 1ª Ed. PROSAB. Recife - PE. 2006.

SECA, I.; TORRES, R.; VALDELRIO, A.; MOSQUERA-CORRAL, A.; CAMPOS, J.L.; MENDEZ, R. **Application of biofilm reactors to improve ammonia oxidation in low nitrogen loaded wastewater.** Water Science & Technology 963.99, 2011.

SOBRINHO, P. A. e JORDÃO, E. P. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – Uma Análise Crítica.** p.491-513. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador) Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001.

STEVIK, T. K.; AA, K.; AUSLAND, G.; HANSEN, J. F. **Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review.** Water Research, V.38, 2004.

SUMINO, H.; TAKAHASHI, M.; YAMAGUCHI, T.; ABE, K.; ARAKI, N.; YAMAZAKI, S.; SHIMOZAKI, S.; NAGANO, A.; NISHIO, S. **Feasibility study of a pilot-scale sewage treatment system combining an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) and an aerated fixed bed (AFB) reactor at ambient temperature.** Bioresource Technology, p. 177–182, 2007.

TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWY, M. **Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system).** Desalination, v. 227, 2008.

TYAGI, V. K.; KHAN, A.A.; KAZMI, A.A.; CHOPRA, A.K.. **UASB Post Treatment by Slow sand filtration.** Desalination, p.571-576. 2009.

TONETTI, A. L.; COURACCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F.; PEDRO, C. C. O. S. **Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtro de areia.** Engenharia sanitária e ambiental, v.10, 2005.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. **Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters.** Desalination, v.246, 2009.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems.** Office of Wastewater Management and Office of Water, Washington, DC, 2004.

U.S. EPA. Memorandum: Development and Adoption of Nutrient Criteria into Water Quality Standards, 2007.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; FLORENCIO, L. **Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, p. 21–38, 2006.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgoto em regiões de clima quente.** 1994.

WANG, D.; ZHANG, Z.; LI, X.; ZHENG, W.; DING, Y.; YANG, B.; YANG, Q.; ZENG, T.; CAO, J.; YUE, X.; SHEN, T.; ZENG G.; DENG, J.; HE, X. **Effects of earthworms on surface clogging characteristics of intermittent sand filters.** Water Science & Technology—WST , 61.11, 2010.

ZAKKOUR, P. D.; GATERELL, M. R.; GRIFFIN, P.; GOCHIN, R. J.; LESTER, J. N. **Anaerobic treatment of domestic wastewater in temperate climates: treatment plant modelling with economic considerations.** Water Research. Vol. 35, No. 17, pp. 4137–4149, 2001 .

ZHAO, Y. G.; WANG, A. J.; REN, N. Q. **Effect of sulfate absence and nitrate addition on bacterial community in a sulfidogenic bioreactor.** Journal of Hazardous Materials, p. 1491–1497, 2009.

APÊNDICE

Tabela 9 - Valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção de 24 determinações, dos parâmetros DQO total e filtrada, sólidos suspensos totais e voláteis, N-NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato dos efluentes dos reatores na segunda etapa de operação do sistema.

Parâmetros	ETAPA 2					Total
	EB	UASB	FAN	FA		
DQO Total (mg.L ⁻¹)	Mínimo	320	83	45	8	
	Máximo	625	274	143	84	
	Média	461	184	105	47	
	DP	65	46	27	21	
	CV (%)	14	25	25	45	
	Remoção (%)	-	60	43	55	90
DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)	Mínimo	130	62	46	4	
	Máximo	254	167	104	89	
	Média	180	108	79	36	
	DP	29	27	17	24	
	CV (%)	16	25	21	66	
	Remoção (%)	-	40	27	54	80
SST (mg.L ⁻¹)	Mínimo	92	16	2	2	
	Máximo	262	74	16	8	
	Média	149	41	10	5	
	DP	43	15	4	2	
	CV (%)	29	37	37	41	
	Remoção (%)	-	73	75	46	96
SSV (mg.L ⁻¹)	Mínimo	92	16	2	2	
	Máximo	168	54	14	8	
	Média	123	33	8	4	
	DP	23	11	4	2	
	CV (%)	19	35	45	54	
	Remoção (%)	-	73	75	54	97
N-NTK (mg.L ⁻¹)	Mínimo	44	48	42	15	
	Máximo	63	59	59	28	
	Média	57	54	50	22	
	DP	5	3	4	4	
	CV (%)	8	6	9	17	
	Remoção (%)	-	5	7	55	60
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Mínimo	41	44	41	12	
	Máximo	49	56	53	23	
	Média	46	50	49	19	
	DP	2	3	3	3	
	CV (%)	5	6	6	18	
	Remoção (%)	-	-	-	59	61
N-NO ₂ ⁻	Mínimo	-	-	-	0,26	
	Máximo	-	-	-	1,45	
	Média	-	-	-	0,8	
	DP	-	-	-	0,4	
	CV (%)	-	-	-	48	-
N-NO ₃ ⁻	Mínimo	-	-	-	14	
	Máximo	-	-	-	38	
	Média	-	-	-	24	
	DP	-	-	-	7	
	CV (%)	-	-	-	28	-