



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
AMBIENTAL**

FRANKNAIRY GOMES SILVA

**UTILIZAÇÃO DE FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB TRATANDO ESGOTO
DOMÉSTICO**

**CAMPINA GRANDE - PB
2014**

FRANKNAIRY GOMES SILVA

**UTILIZAÇÃO DE FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB TRATANDO ESGOTO
DOMÉSTICO**

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 FIDELES FILHO

CO-ORIENTADOR: PROF. DR. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

CAMPINA GRANDE-PB
2014

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na 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.

S586u Silva, Franknairy Gomes.

Utilização de filtros de areia de fluxo intermitente no pós-tratamento de efluente de reator UASB tratando esgoto doméstico [manuscrito] / Franknairy Gomes Silva. - 2014.

78 p. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2014.

"Orientação: Prof. Dr. José Fideles Filho, Departamento de Física".

"Co-Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental".

1. Esgoto sanitário. 2. Reator UASB. 3. Tratamento de efluente. I. Título.

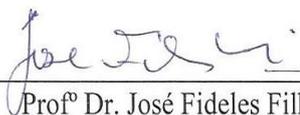
21. ed. CDD 628.3

FRANKNAIRY GOMES SILVA

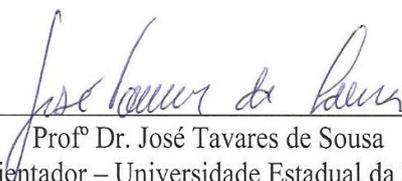
UTILIZAÇÃO DE FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB TRATANDO ESGOTO
DOMÉSTICO

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 24 DE FEVEREIRO DE 2014

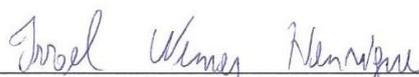
BANCA EXAMINADORA



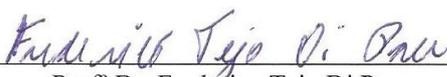
Prof^o Dr. José Fideles Filho
(Orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof^o Dr. José Tavares de Sousa
(Co-orientador – Universidade Estadual da Paraíba)



Prof^o Dr. Israel Nunes Henrique
(Examinador Externo – Pesquisador do Programa Nacional de Pós-Doutorado do CNPq)



Prof^o Dr. Frederico Tejo Di Pace
(Examinador Externo – Universidade Federal de Alagoas)

CAMPINA GRANDE-PB

2014

Dedico este projeto como forma de louvor àqueles que sempre estiveram junto a mim: Deus, Jesus e Espírito Santo. Que sabem que este trabalho e conquista foi fruto de perseverança e orações.

Dedico a Ti, Espírito Santo, que fostes meu companheiro de noites e madrugadas acordadas, que me inspirou nas palavras e idéias e, quando cansada, me animava e ensinava.

Ao meu esposo, Lenildo Leisson, companheiro de hoje e sempre, que tem participado dos meus objetivos, os quais, todos eles, serão alcançados ao seu lado.

E aos meus pais, Maria do Socorro e Sandoval, um bem maior, pelo amor e apoio incondicional que sempre recebi para realizar os meus sonhos e tornar-me o que sou. Sou grata.

AGRADECIMENTOS

Ao autor da minha vida, Deus, por permitir que mais um objetivo seja concretizado. Por ter me concedido sabedoria e por ter me dado o Espírito Santo como perfeito orientador e auxiliador, que nunca me deixou só. Agradeço-te Deus Altíssimo!

Ao meu esposo, por toda contribuição e parceria durante esta conquista. Desfrutaremos juntos, toda colheita do nosso sucesso.

Aos meus pais, por nunca medirem esforços para me proporcionar educação. Retribuirei com muito amor e carinho, tudo o que fizeram por mim. Agradeço a Deus pela existência de vocês.

Ao meu irmão Aristóteles e tio Gilberto, pela imensa ajuda quando sempre precisei. Vocês foram essências na conclusão deste trabalho.

Aos meus orientadores, professor José Fideles e professor José Tavares, a quem devo minha admiração e amizade, pela compreensão, presteza, paciência e mansidão com que atenderam e auxiliaram essa proposta.

A equipe do laboratório, pela amizade e ajuda nas atividades da pesquisa, em especial a Joseilda, pelo companheirismo e por todo esforço.

Ao senhor Marcone, pessoa admirável, que sempre me ajudou no monitoramento do sistema.

A Israel, muito obrigada, pelo grande auxílio prestado em todos os momentos e aos amigos que conquistei: Nélia, Elivânia e Heraldo, obrigada por toda contribuição.

Aos meus amigos da turma do mestrado 2012. O espaço de vocês estará sempre guardado em meu coração.

A CAPES pela disponibilização de bolsa de mestrado.

E a todos que direta ou indiretamente tiveram participação neste trabalho: minha gratidão!

“Bem aventurado o homem que acha sabedoria, e o homem que adquire conhecimento. Os seus caminhos são caminhos de delícias, e todas as suas veredas, paz.”

Provérbios de Salomão 3: 13,17

RESUMO

Nesta pesquisa foram avaliados dois sistemas de pós-tratamento de efluente de reator UASB, tratando esgoto doméstico, utilizando filtros de areia de fluxo intermitente. O uso dos filtros de areia de fluxo intermitente como pós-tratamento possibilita o reuso do efluente e a preservação dos nutrientes, além de ser uma tecnologia de tratamento convencional e que se adapta a pequenas comunidades. O presente trabalho teve como objetivo investigar o desempenho de reator UASB seguido por filtros de areia de fluxo intermitente no tratamento de esgoto sanitário. O estudo foi avaliado em três fases experimentais e o efluente anaeróbio era disposto sobre dois sistemas de filtros de areia. Um dos sistemas aeróbio operou com apenas um filtro de areia e o outro sistema operou com dois filtros de areia em série. Na primeira fase foi monitorado o reator UASB com tempo de detenção hidráulica de 7,7 h, com vazão de 1400 L dia⁻¹ e efluente disposto sobre dois sistemas de filtros de areia com taxa de aplicação de 400 L m⁻² dia⁻¹ cada, com dosagens diárias do afluente em 8 ciclos. Na segunda fase o reator anaeróbio operou com vazão de 1150 L dia⁻¹ e tempo de detenção hidráulica de 9,4 h, os dois sistemas de filtros de areia tiveram taxa de aplicação de 280 L m⁻² dia⁻¹ cada, com dosagens diárias do afluente em 8 ciclos. Na terceira etapa manteve-se as mesmas características operacionais utilizadas na segunda fase para o reator UASB com modificações na taxa de aplicação para 300 L m⁻² dia⁻¹ nos sistemas de filtros de areia e dosagens diárias do afluente para 6 ciclos. O sistema de filtros apresentou problemas de colmatação durante a primeira e segunda fase em que o período de repouso foi mais baixo na recuperação da re-oxigenação dos filtros. Na terceira etapa com a diminuição das dosagens e o aumento do tempo de repouso os filtros de areia não apresentaram problemas de entupimento. Na primeira e segunda fase os filtros de areia FAFin-S (filtros de areia de fluxo intermitente em série) foram mais eficientes na remoção de NTK e amônia comparado ao filtro de areia FAFin (filtro de areia de fluxo intermitente). Já na terceira fase as concentrações médias de amônia foram de 1,4 mg L⁻¹ e 1,0 mg L⁻¹ e valores médios para nitrato de 33 mg L⁻¹ e 30 mg L⁻¹ para FAFin e FAFin-S, respectivamente. Em termos de DQO os dois sistemas de filtros apresentaram remoções acima de 83 % na segunda e terceira fase e remoções elevadas de SST na faixa de 89 % a 95 %. O efluente final preservou os nutrientes presentes no esgoto, indicando a viabilidade do sistema de filtros de areia de fluxo intermitente no pós-tratamento de efluente anaeróbio para reuso agrícola de culturas, principalmente em regiões semiáridas do Brasil.

Palavras-chave: Esgoto sanitário; Reator UASB; Filtro de areia de fluxo intermitente.

ABSTRACT

In that research were evaluated two systems of intermittent flux sand filters in UASB reactor effluent post-treatment concerning to household wastewater care. Post-treatment by the using of intermittent flux sand filters makes the reusing of effluent and the nutrients preservation, being also a conventional technology of treatment and adaptable to small communities. The present work had as its aim the investigation of UASB reactor developing followed by intermittent flux sand filters in a household wastewater treatment. The research has been evaluated through three experimental phases and the anaerobe effluent was put on two sand filters systems. One of the aerobic systems worked with one sand filter only and the other system operated with two sand filters in serie. In the first phase the reactor UASB was monitored with hydraulic holding time of 7,7 h, with flow of 1400 L day⁻¹ and each effluent put on two sand filters system with application tax of 400 L m⁻² day⁻¹, with daily dosages from the affluent in 8 cycles. In the second phase the anaerobe reactor worked with flow of 1150 L day⁻¹ and hydraulic holding time of 9,4 h. The two application systems of sand filters had an application tax of 280 L m⁻² day⁻¹, each one of them, with daily dosages from the affluent in 8 cycles. In the third time were kept the same operational characteristics used in the second phase for UASB reactor with changing in the application tax for 300 L m⁻² day⁻¹ in the sand filters system and daily dosages from the affluent to 6 cycles. The filters system suffered blocking problems during the first and second phase when the resting period was much low for the recuperation of the filters re-oxygenizing. In the third phase with the dosages diminution and the increasing of the resting time the sand filters had no troubles of blocking. In the first and second phase the FAFin-S sand filters (Intermittent Flux Sand Filters in serie) were more efficient in the TKN and ammonia remotion compared to FAFin sand filter (Intermittent Flux Sand Filter). Now, in the third phase the ammonia medium concentrations were of 1,4 mg L⁻¹ and 1,0 mg L⁻¹ and some medium value for nitrate of 33 mg L⁻¹ and 30 mg L⁻¹ for FAFin and FAFin-S, respectively. In terms of COD the two filters systems showed remotions above 83% in the second and the third phase and elevated remotions of TSS in the measure of 89 % to 95%. The final effluent preserves the nutrients presented in household wastewater, indicating the viability of intermittent flux sand filters system in post-treatment the anaerobe effluent for the agriculture reusing of cultures, principally in semi-arid regions in Brazil.

Keywords: Household wastewater; UASB reactor; Intermittent flux sand filters.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Sequencia da digestão anaeróbia por etapas	19
Figura 2- Localização da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários, Campina Grande/PB	35
Figura 3- Esquema do sistema de pós-tratamento de efluente do reator UASB	37
Figura 4- Sistema de tratamento biológico de esgoto doméstico: (A) caixa de alimentação; (B) reator UASB; (C) tanque de equilíbrio; (D) filtro de areia FAFin; (E) e (F) filtro de areia FAFin-S	38
Figura 5- (A) tubulação de drenagem; (B) tubo de aeração; (C) camada inferior preenchida com brita 2 e o tubo de aeração; (D) tubulação para distribuição do afluente na camada superficial	39
Figura 6- Esquema da disposição das camadas nos filtros de areia	39
Figura 7- pH do esgoto bruto e do efluente do reator UASB e dos filtros de areia de fluxo intermitente	42
Figura 8- Concentrações da alcalinidade total ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) do esgoto bruto e do efluente do reator UASB e dos filtros de areia de fluxo intermitente	45
Figura 9- Concentração de amônia e NTK no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros de areia de fluxo intermitente.....	47
Figura 10- Concentrações de nitrito e nitrato no efluente dos filtros de areia	51
Figura 11- Concentrações semanais de DQO nas diversas etapas da pesquisa.....	59
Figura 12- Concentrações semanais de DBO_5 na primeira e segunda fase do experimento....	61
Figura 13- Turbidez efluente do reator anaeróbio e efluentes dos filtros de areia de fluxo intermitente.....	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Critérios para dimensionamento do filtro de areia de fluxo intermitente.....	24
Tabela 2- Etapas do experimento, taxa de aplicação, tempo de detenção hidráulica e dosagem diária nos filtros de areia	36
Tabela 3- Características físicas e operacionais do reator UASB	36
Tabela 4- Características físicas e operacionais dos filtros de areia de fluxo intermitente.....	36
Tabela 5-Resumo da composição da areia utilizada no leito dos filtros de areia de fluxo intermitente.....	40
Tabela 6- Parâmetros de análises para o monitoramento dos sistemas e seus respectivos métodos	41
Tabela 7- Concentrações médias do fósforo total e ortofosfato no sistema de tratamento biológico.....	52
Tabela 8- Concentrações e eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais, voláteis e fixos no sistema de tratamento, na primeira fase do experimento	55
Tabela 9- Concentrações e eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais, voláteis e fixos no sistema de tratamento, na segunda fase do experimento	56
Tabela 10- Concentrações e eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais, voláteis e fixos no sistema de tratamento, na terceira fase do experimento	57
Tabela 11- Médias de DQO e DBO ₅ e valores de remoção no reator UASB e nos filtros de areia de fluxo intermitente para todas as fases.....	58
Tabela 12- Comparação das concentrações de DQO, DBO ₅ e alcalinidade entre os filtros de areia FAFin e FAFin-S	65
Tabela 13- Comparação das concentrações de nutrientes entre os filtros de areia FAFin e FAFin-S	66
Tabela 14- Comparação das concentrações de sólidos suspensos entre os filtros de areia FAFin e FAFin-S	67
Tabela 15- Concentrações médias por parâmetros na primeira fase.....	76
Tabela 16- Concentrações médias por parâmetros na segunda fase.....	77
Tabela 17- Concentrações médias por parâmetros na terceira fase.....	78

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos graxos voláteis
APHA	American Public Health Association
AT	Alcalinidade Total
BOA	Bactérias oxidadoras de amônia
BON	Bactérias oxidadoras de nitrito
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio do 5º dia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
d ₁₀	Diâmetro efetivo, correspondente a 10 % em peso total das partículas menores que ele
EB	Esgoto Bruto
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários
FAFin	Filtro de areia de fluxo intermitente
FAFin-S	Filtros de areia de fluxo intermitente em série
NBR	Norma Brasileira
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio como nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio como nitrato
N-NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
pH	Potencial Hidrogeniônico
P-Orto	Ortofosfato
P-Total	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Polivinila
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais

STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3	REVISÃO LITERÁRIA	17
3.1	TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO POR PROCESSOS BIOLÓGICOS.....	17
3.1.1	Digestão anaeróbia	18
<i>3.1.1.1</i>	<i>Reator anaeróbio de fluxo ascendente e de manta de lodo.....</i>	<i>20</i>
3.2	SISTEMA AERÓBIO DE FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE	21
3.2.1	Tratamento por filtros de areia de fluxo intermitente	23
3.2.2	Características da composição dos filtros de areia de fluxo intermitente	24
<i>3.2.2.1</i>	<i>Diâmetro efetivo.....</i>	<i>24</i>
<i>3.2.2.2</i>	<i>Profundidade da areia.....</i>	<i>25</i>
<i>3.2.2.3</i>	<i>Taxa de aplicação</i>	<i>25</i>
3.2.3	Colmatação em filtros de areia de fluxo intermitente	26
3.3	NITRIFICAÇÃO EM FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE ...	27
3.3.1	Fatores que afetam as atividades das bactérias nitrificantes.....	29
3.4	ÁGUA RESIDUÁRIA	30
3.4.1	Classificação das águas residuárias	30
3.4.2	Tipos de reuso.....	31
3.4.3	Legislações de lançamento e reuso de efluente tratado.....	32
4	MATERIAL E MÉTODOS	35
4.1	LOCALIZAÇÃO.....	35
4.2	SISTEMA EXPERIMENTAL	35
4.3	ANÁLISES QUÍMICA.....	40
4.4	ANÁLISES ESTATÍSTICA.....	41
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	42
5.1	PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DO EXPERIMENTO.....	42

5.1.1	pH.....	42
5.1.2	Alcalinidade	44
5.1.3	Compostos nitrogenados: NTK e amônia.....	47
5.1.4	Compostos nitrogenados: nitrato e nitrito.....	50
5.1.5	Fósforo e ortofosfato.....	52
5.1.6	Sólidos suspensos	54
5.1.7	Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	57
5.1.8	Turbidez.....	62
5.2	COLMATAÇÕES NOS FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE.....	63
5.3	COMPARAÇÕES DAS MÉDIAS ENTRE OS FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE PARA OS PARÂMETROS UTILIZADOS.....	64
6	CONCLUSÕES	68
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
	APÊNDICE A - Dados da caracterização físico e química do afluente e efluentes do sistema de tratamento, na fase I.....	76
	APÊNDICE B - Dados da caracterização físico e química do afluente e efluentes do sistema de tratamento, na fase II.....	77
	APÊNDICE C - Dados da caracterização físico e química do afluente e efluentes do sistema de tratamento, na fase III.....	78

1 INTRODUÇÃO

O esgoto doméstico pode causar inúmeros problemas aos corpos d'água se não forem devidamente tratados. Maneiras para minimizar este impacto, como o uso racional da água e sua reutilização, são opções relevantes que devem ser postas em prática, principalmente quando se refere a regiões semiáridas que precisam de soluções para enfrentar problemas de estiagem.

O reaproveitamento das águas residuárias tratadas, aplicados para fins não potáveis, é um excelente instrumento para otimização dos recursos hídricos, que estão cada vez mais ameaçados de escassez (MAY, 2009), e também uma viável estratégia que possibilita a reciclagem dos nutrientes contidos nos esgotos.

Sistemas de filtro de areia de fluxo intermitente são uma tecnologia de tratamento biológico aeróbio simples, eficiente, de baixo custo e adaptável a pequenas comunidades. O uso desta tecnologia, que se caracteriza pela remoção dos constituintes indesejáveis presentes no esgoto tanto por ação biológica quanto física, produz um efluente com elevada redução da carga orgânica e baixas concentrações de sólidos suspensos e turbidez, sem a perda dos nutrientes.

Os filtros de areia de fluxo intermitente indicam ser uma viável alternativa no pós-tratamento de efluente de reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), visando favorecer as regiões de zona rural, pequenas cidades e bairros, minimizando os problemas de saneamento, tratamento e disposição final de esgoto nestas localidades.

Essa combinação de processos anaeróbios seguidos de aeróbios é útil para a redução significativa da matéria orgânica e organismos patogênicos. O uso de reatores de alta taxa, como o sistema UASB no tratamento anaeróbio de esgoto doméstico, garanti um efluente com baixa produção de sólidos e carga orgânica reduzida, mas que ainda depende de um pós-tratamento para remoção de constituintes pouco afetados, adequando o efluente aos padrões exigidos pela legislação ambiental.

Essa associação tem grande potencial de ecoeficiência numa perspectiva de reuso. O UASB produziria gás metano, a ser utilizado para geração de energia; um lodo estável, que poderia ser utilizado como condicionador do solo, e um efluente com uma carga orgânica de sólidos reduzida em cerca de 80% a ser polida em um filtro de areia para redução da carga patogênica, oxidação do nitrogênio para uma forma mais assimilável e para a redução de SST, turbidez e DBO (SILVA, E., 2006).

O uso desse efluente rico em nutrientes promove disponibilidade permanente de água para a produção agrícola, contribuindo para a economia de fertilizantes inorgânicos, devido a riqueza de matéria orgânica necessária ao desenvolvimento das plantas, aumentando o rendimento dos cultivos, melhorando a estrutura e fertilidade do solo, restaurando o conteúdo de nutrientes, e ampliando as fronteiras agrícolas (KIZILOGLU et al., 2008).

Diante dessas possibilidades o presente trabalho consistiu no pós-tratamento de efluente anaeróbio por processos aeróbios, investigando o desempenho do sistema de reator UASB seguido por filtros de areia de fluxo intermitente no tratamento de esgoto sanitário.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar o desempenho do sistema anaeróbio seguido por filtros de areia de fluxo intermitente no tratamento de esgoto sanitário.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar o monitoramento e avaliar as características físicas e químicas do esgoto bruto, do efluente anaeróbio e dos efluentes dos filtros de areia de fluxo intermitente;
- Avaliar a eficiência de dois sistemas de filtros de areia de fluxo intermitente no pós-tratamento de efluente do reator UASB, com vistas à análise comparativa de capacidade de remoção, nitrificação e qualidade de efluente.

3 REVISÃO LITERÁRIA

3.1 TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO POR PROCESSOS BIOLÓGICOS

Através do metabolismo bacteriano obtêm-se remoção da matéria orgânica de águas residuárias nos processos biológicos de tratamento, sejam eles anaeróbios ou aeróbios.

Sistemas de tratamento biológico de esgoto doméstico criteriosamente projetados e operados removem de maneira satisfatória, constituintes indesejáveis, tais como, matéria orgânica biodegradável, sólidos em suspensão e organismos patogênicos (LEITE et al., 2005).

Para remoção do material orgânico do esgoto sanitário ocorrem os mecanismos de catabolismo e anabolismo realizados pelas bactérias. No catabolismo o material orgânico (substrato) que é degradado e convertido em produtos estáveis é usado como fonte de energia, parte desta energia liberada é usada pelas bactérias no processo de anabolismo, neste mecanismo as reações conduzem a formação e crescimento de massa celular (MADIGAN et al., 2010; WIESMANN et al., 2007).

Nos sistemas de tratamento aeróbio o gás CO₂ gerado se dá a partir da biodegradação da matéria orgânica, o material não convertido deixa o reator como material não degradado. Nos sistemas de tratamento anaeróbio o gás gerado na biodegradação é o metano e uma pequena biomassa bacteriana é produzida ao contrário do que ocorre nos sistemas aeróbios.

Silva Filho (2009) afirma que os sistemas aeróbios promovem a boa qualidade do efluente gerado, pois neste processo biológico de tratamento removem significativamente grande parte dos principais poluentes encontrados nesses despejos, bem como a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Como, no tratamento anaeróbio de esgoto doméstico o efluente gerado ainda apresenta constituintes indesejáveis e não satisfaz as exigências da legislação ambiental, sua associação com sistemas de pós-tratamento é ideal para remoção satisfatória.

Sistemas combinados anaeróbio/aeróbio além de completar a remoção da matéria orgânica, remove os nutrientes pouco afetados no tratamento anaeróbio, como nitrogênio e fósforo, e os organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários, helmintos). Como também permitiu a utilização de menores áreas de instalação, menor geração de biomassa e consequentemente menores custos de tratamento e destinação final do lodo produzido (CHONG et al., 2012; ROLLAND et al., 2009; TONETTI et al., 2012).

De acordo com Tonetti et al. (2008) os danos causados pelo despejo inadequado de efluentes podem ser minimizados com o emprego de sistemas de tratamento simples,

eficientes, sustentáveis e economicamente viáveis. Em pesquisa, utilizaram o filtro anaeróbio com recheio de bambu, combinado com filtros de areia seguidos por reatores de desnitrificação, com objetivo de remover matéria orgânica, coliformes totais e nutrientes em busca de propiciar um efluente adequado para reuso ou lançamento.

3.1.1 Digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia para tratamento de águas residuárias é ainda amplamente aplicado e deverá aumentar ainda mais no futuro devido as suas características sustentáveis, ou seja, alta capacidade para tratar substratos lentamente degradáveis em altas concentrações, requisitos de baixa energia, a redução de odores e a possibilidade para a recuperação de energia e redução das emissões de CO₂, comparado a outras técnicas (RAMIREZ et al., 2009).

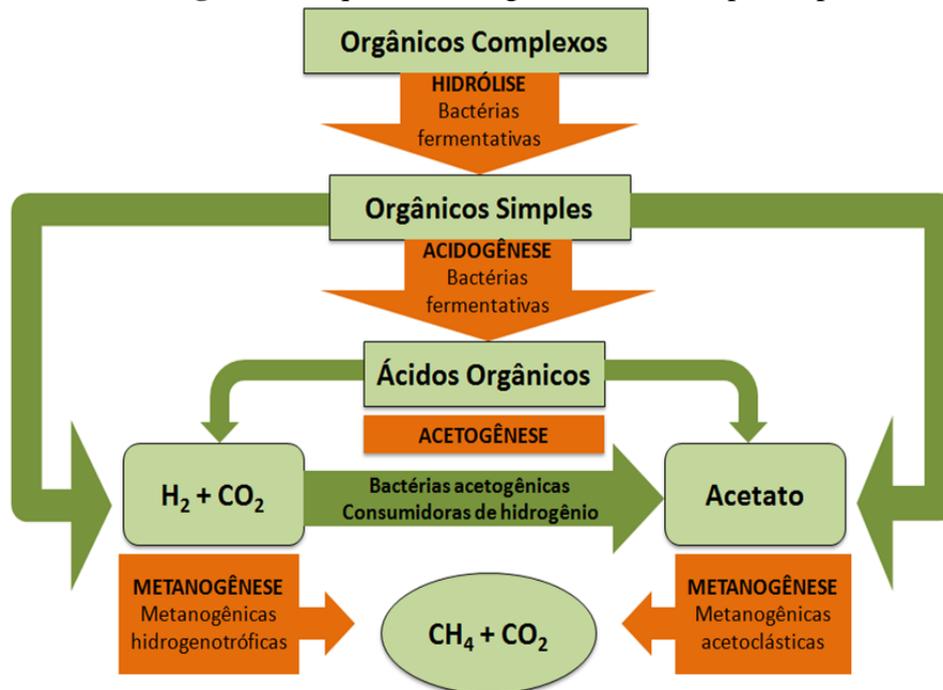
Além das reações físico-químicas, o processo de digestão anaeróbia consiste em dois tipos de reações bioquímica: extracelular (desintegração e hidrólise) e os intracelulares que envolvem uma variedade de microrganismos, conforme apresentado na Figura 1.

As vias metabólicas envolvidas na degradação anaeróbia são bastante complexas, devido um grande número de bactérias envolvidas no processo da catalisação de reações bioquímicas diferentes (TOMEI et al., 2008).

Nomeadamente, após o processo da hidrólise dos materiais complexos (carboidratos, proteínas, lipídeos) têm-se as bactérias fermentativas, ou seja, acidogênese responsável pela absorção de açúcar e aminoácidos; as produtoras de hidrogênio e bactérias formadoras de etilo, ou seja, acetogênese, degradantes de ácidos graxos de cadeia longa, butirato e propionato; e as arqueas que convertem etilo ou hidrogênio em metano, ou seja, as metanogênicas (CHERNICHARO, 2007; RAMIREZ et al., 2009).

Os principais problemas dos sistemas anaeróbios estão relacionados à perda de capacidade, especialmente a baixas temperaturas e pela qualidade do efluente tratado que, de acordo com as exigências legais, deve ser pós-tratado, a fim de diminuir a concentrações da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), sólidos suspensos e microrganismos patogênicos. Um sistema anaeróbio sozinho não consegue um efluente de alta qualidade. Portanto, sistemas de tratamento anaeróbio são normalmente seguidos por um sistema de pós-tratamento, que geralmente é o tratamento aeróbio (BUNTNER et al., 2013).

Figura 1: Sequencia da digestão anaeróbia por etapas.



Fonte: adaptado de Chernicharo (2007) e Metcalf e Eddy (2003).

A temperatura é uma importante variável ambiental que pode afetar fortemente o desempenho de reatores anaeróbios que trabalham a temperatura ambiente (DONOSO-BRAVO et al., 2013) e a baixa temperatura influencia o crescimento lento das metanogênicas e suas atividades (DHAKED et al., 2010; ZHANG et al., 2013).

No estudo do uso de reator UASB para condições de baixa temperatura Bandara et al. (2012) indica que as metanogênicas hidrogenotróficas foram dominantes em condições psicrófila e relata que os ácidos graxos voláteis em efluente de reator UASB foram detectados principalmente em períodos de inverno, mas não no verão, indicando que a atividade acidogênica não foi inibida em relação a atividade metanogênica em baixas temperaturas.

Outros fatores que influenciam o desempenho dos processos anaeróbios são o pH e a alcalinidade. Segundo Tonetti (2008) uma pequena parcela dos microrganismos, em condições anaeróbias, metaboliza o acetato e a concentração de CO_2 , que excede a de outros ácidos fracos. Deste modo, uma suficiente alcalinidade bicarbonato deve estar presente para neutralização.

As metanogênicas são consideradas extremamente sensíveis ao pH e seu crescimento ótimo ocorre nas faixas de 6,6 e 7,4 de acordo com Chernicharo (2007), podendo obter estabilidade numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que podem levar à inibição das metanogênicas.

Na etapa da acetogênese as bactérias sintróficas acetogênicas oxidam os produtos, gerados na fase acidogênese, transformando-os em: hidrogênio, dióxido de carbono e acetato. Tais compostos podem ser finalmente degradados pelas metanogênicas. A formação de acetato resulta na produção de grande quantidade de H₂, fazendo com que o pH no meio aquoso decresça (RAMIREZ et al., 2009; WIESMANN et al., 2007).

Uma alternativa de melhorar significativamente a eficiência do tratamento de águas residuárias segundo Ramirez et al. (2009) é a adaptação de microrganismos a substâncias inibidoras. Por exemplo, as metanogênicas acetoclásticas, já presentes no lodo, são resistentes e se adaptam à elevadas concentrações de amônia.

A baixa velocidade de crescimento dos microrganismos anaeróbios, comparados aos aeróbios, resulta em menor requerimento nutricional. Em geral, admite-se que a relação DQO/N/P de 500/5/1 é suficiente para atender as necessidades de macronutrientes dos microrganismos anaeróbios (TONETTI et al., 2008).

A produção de acetato a partir de propionato e butirato é inibida pela presença de baixas concentrações de acetato e de hidrogênio dissolvido. As reações acetogênicas só podem ocorrer se a concentração destes produtos for mantida baixa. Os gêneros conhecidos de bactérias acetogênicas são *Syntrophobacter* e *Syntrophomonas* (CHERNICHARO, 2007).

A etapa final da degradação anaeróbia dos compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono é efetuada pelas arqueas metanogênicas, e sistemas anaeróbios que suportam altas taxas orgânicas e apresentam simplicidade construtiva e baixos custos operacionais são relevantes na remoção da matéria orgânica presente nos despejos.

3.1.1.1 Reator anaeróbio de fluxo ascendente e de manta de lodo (UASB)

Os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) têm sido muito utilizados no tratamento de esgotos domésticos no Brasil, principalmente seguidos de pós-tratamento. Seu processo consiste de um fluxo ascendente de esgotos através de um leito de lodo denso e de atividade elevada. Ao contrário dos filtros anaeróbios, não há necessidade da decantação primária (CHERNICHARO, 2007; SILVA, E., 2006; VON SPERLING, 2005).

Buntner et al. (2013) em sua pesquisa para o tratamento de águas residuárias de origem de laticínios obteve a degradação da maior fração de entrada de DQO na primeira fase do tratamento em reatores UASB, atingindo uma remoção de 95 % para a DQO solúvel biodegradável. Subseqüentemente a fase MBR (bioreatores de membranas) serviu como uma etapa de polimento. A eficiência de remoção da DQO no sistema combinado foi superior a 99

% atingindo concentração final para este parâmetro inferior a 6 mg L^{-1} , com alta produção de biogás com teor médio de metano de 73%.

El-Sheikhet al. (2011) também obtiveram eficientes remoções de matéria orgânica, DQO e DBO, utilizando reatores UASB no tratamento de afluente pré-tratado de origem de curtumes quando operados em tempo de detenção hidráulica de 12 horas e 8 horas.

Zhang et al. (2013) afirma que o tratamento anaeróbio de esgoto doméstico a baixa temperatura influencia o crescimento lento das metanogênicas, mas com o uso de um sistema de digestor-UASB o aumento do crescimento dessas bactérias é favorecido, pois o lodo estabilizado a partir do digestor operando a $35 \text{ }^\circ\text{C}$ é reciclado para o reator UASB elevando a capacidade metanogênica para remoção da DQO solúvel.

O reator UASB quando operado adequadamente, remove DQO e DBO_5 com eficiência superior a 60 e 70%, respectivamente, com tempo de detenção hidráulica curto, 0,25 dia. No entanto, é necessário que o efluente advindo do UASB seja submetido a um pós-tratamento, pois normalmente não alcança os padrões exigidos pela legislação ambiental, a fim de remover, sobretudo, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos, produzindo efluente final de qualidade (CHERNICHARO, 2007; VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

O tratamento anaeróbio de águas residuárias domésticas utilizando reatores de alta taxa orgânica como o sistema UASB juntamente com os aprimoramentos e uso de pós-tratamentos é mais eficiente em termos de remoções (CHONG et al., 2012).

3.2 SISTEMA AERÓBIO DE FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE

Nos processos biológicos de tratamento de esgoto há remoção significativa de grande parte dos principais poluentes encontrados nesses despejos, bem como a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), promovendo à boa qualidade do efluente gerado (SILVA FILHO, 2009).

Em sistema aeróbio de filtros de areia de fluxo intermitente não há redução da quantidade de nitrogênio, mas apenas ocorre uma mudança no seu estado de oxidação através do processo de nitrificação (VAN RIJN et al., 2006).

A utilização de filtros de areia para o tratamento de águas residuárias domésticas tem sido conhecida a muito tempo, sendo que essas técnicas têm vindo a ganhar popularidade nas últimas décadas com o desenvolvimento de soluções para operação simples e de pequenas comunidades (BENDIDA et al., 2013).

Estudos e experimentos em escala piloto apresentam a boa eficiência de degradação da amônia e DBO, principalmente, porque condições aeróbias são mantidas dentro dos meios porosos (FORQUET et al., 2009).

Esse potencial conferido aos filtros intermitentes em leito de areia é devido produzirem um efluente com DBO e SST (Sólidos Suspensos Totais) abaixo de $10,0 \text{ mg L}^{-1}$, turbidez menor que 2 NTU e remoção de microrganismos em mais de 99,9 %, sem perda de nutrientes por desnitrificação. Além de requererem uma área de 5 a 10 vezes menor que as lagoas de estabilização, podendo se adequar melhor em locais com menor disponibilidade de terreno (SILVA, E., 2006).

Para que haja uma boa operação do sistema, os filtros de areia de fluxo intermitente precisam de um pré-tratamento para remoção dos sólidos maiores, prolongando sua vida útil e um bom funcionamento. Uma ótima combinação se tem com o uso dos filtros de areia precedidos pelo reator UASB.

Os filtros de areia como pós-tratamento de efluente anaeróbio (tanque séptico, UASB, filtros anaeróbios) é uma alternativa de baixo custo e de mínimas necessidades de operação e manutenção. Possibilitando um efluente de qualidade para disposição nos cursos d'água ou reutilização na irrigação ou no consumo não-humano (ROLLAND et al., 2009; SILVA, E., 2006; TONETTI et al., 2012).

Essa associação tem grande potencial numa perspectiva de reuso. O UASB produziria gás metano, a ser utilizado para geração de energia; um lodo estável, que poderia ser utilizado como condicionador do solo, e um efluente com uma carga orgânica de sólidos reduzida em cerca de 80% a ser polida em um filtro de areia para redução da carga patogênica, oxidação do nitrogênio para uma forma mais assimilável e para a redução de SST, turbidez e DBO (SILVA, E., 2006).

No Brasil o uso de filtros de areia (reatores aeróbios de leito fixo) ainda é limitado, mas foi criada uma norma específica para o pós-tratamento de efluente do tanque séptico, que é a NBR 13969 (1997) com recomendações da combinação deste reator com os métodos: filtro de areia, filtro aeróbio, lodo ativado, filtro anaeróbio, vala de filtração, sumidouro e desinfecção.

Segundo a NBR 13969 (1997) os filtros de areia são processos de tratamento clássicos, consistindo na filtração do esgoto através da camada de areia, onde se processa a depuração por meio tanto físico (retenção), quanto bioquímico (oxidação). Esta norma recomenda a aplicação de filtros de areia de fluxo intermitente como pós-tratamento para remoção elevada de poluentes quando:

- O solo ou as condições climáticas local não permitem o emprego de vala ou canteiro de infiltração ou quando a instalação desses sistemas exige uma extensa área não disponível;
- A legislação da qualidade das águas dos corpos receptores exige alta remoção de poluentes do efluente gerado no tanque séptico;
- Por diversos motivos, for considerado vantajoso o aproveitamento do efluente tratado, adotando-se os filtros de areia como unidade de pós-tratamento.

3.2.1 Tratamento por filtros de areia de fluxo intermitente

O tratamento por filtros de areia de fluxo intermitente ocorre em duas etapas: a etapa de retenção, envolvendo mecanismos físicos, e uma etapa de depuração, na qual predominam mecanismos biológicos.

Segundo Qi et al. (2013) o filtro de areia é uma tecnologia de tratamento de água que envolve um número de processos físicos, químicos e biológicos e seu desempenho hidráulico afeta diretamente a remoção de poluentes.

As condições ambientais mais influentes no funcionamento de um filtro de areia são a temperatura e aeração. Forquet et al. (2009) afirmam que o bom desempenho depende das condições aeróbias e do oxigênio necessário para a remoção da matéria orgânica e para alcançar uma elevada remoção de amônia, além de propiciar um meio adequado à decomposição aeróbia do afluente. A condição de temperatura afeta a taxa de crescimento, a estabilização do meio microbiano e as reações químicas e o mecanismo de adsorção.

Segundo Rolland et al. (2009) a estabilidade do filtro pode ser observado de acordo com a evolução de oxigênio sobre o maior período e a variação do teor de oxigênio tem quatro origens: oxidação de DQO, nitrificação, respiração endógena e renovação de gás a partir da atmosfera.

Segundo Petitjean et al. (2012) em filtros de fluxo intermitente na primeira fase o destino do oxigênio é impulsionado pelo consumo por biomassa e pela saída de oxigênio devido a entrada do líquido no filtro; esse fenômeno leva a uma diminuição de oxigênio global durante alguns minutos. Na segunda fase ocorre a re-oxigenação difusa, o consumo pelas bactérias leva a uma queda de concentração e saturação do oxigênio e o crescimento bacteriano é reduzido.

3.2.2 Características da composição dos filtros de areia de fluxo intermitente

Num projeto construtivo de um filtro de areia as características que devem ser consideradas são o diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade da areia e profundidade do leito.

A normatização brasileira NBR 13969 (1997) e a USEPA (1999) no processo construtivo dos filtros de areia de fluxo intermitente recomendam, conforme Tabela 1, considerações no uso do diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade e profundidade do leito.

Tabela 1 – Critérios para o dimensionamento do filtro de areia de fluxo intermitente.

Parâmetros	Especificações NBR 13969 (1997)	Especificações USEPA (1999)
Diâmetro efetivo (mm)	0,25-1,2	0,25-0,75
Coeficiente de uniformidade	<4	<4
Profundidade (m)	0,70	0,45-0,91

Fonte: (ABNT, 1997; USEPA, 1999)

3.2.2.1 Diâmetro efetivo

Rolland et al. (2009) para analisar o impacto da implementação de areia sobre os comportamentos hidráulicos e biológicos desenvolveu em laboratório um estudo relacionado as características físicas e mecânicas da areia. O mesmo utilizou diâmetro efetivo d_{10} em areia fina de 0,33 mm e d_{10} em areia grossa de 0,8 mm.

Cohim et al. (2008) adotando diâmetros efetivos de 0,2; 0,8 e 1,2 mm em filtros de areia de fluxo intermitente evidenciaram a influência da utilização de grãos de areia finos no meio suporte. Confirmaram que grãos de areia com diâmetro efetivo reduzido devem ser evitados, uma vez que prejudicam a renovação do estoque de oxigênio no leito comprometendo a nitrificação bem como diminuindo a intermitência entre as vazões.

A infiltração do afluente e a profundidade de penetração com a matéria sólida insolúvel têm uma relação direta com o diâmetro efetivo. Partículas maiores utilizadas no preenchimento do filtro propiciam maior velocidade de passagem do fluxo, o que provoca uma inadequada decomposição biológica e baixa retenção do líquido, pois o contato íntimo entre o afluente percolado e os poros do meio filtrante é comprometido (HEALY et al., 2007a; ROLLAND et al., 2009; TORRENS et al., 2009).

Segundo Faulwetter et al. (2009) a eficiência de remoção de nitrogênio depende do tamanho e do tipo de poros. Com o uso da areia grossa é necessário aumentar o tempo de retenção no filtro para que haja uma boa remoção de matéria orgânica solúvel. Na areia fina o tamanho das partículas tem um grande efeito sobre a eficiência da remoção por causa do melhor efeito de filtração bem como o maior TRH (tempo de retenção hidráulica).

O uso de maior coeficiente de uniformidade da areia também pode afetar o desempenho do filtro, conduzindo a redução na condutividade hidráulica e possível colmatação do meio filtrante, pois permite que partículas menores preencham interstícios entre partículas maiores, devido a uma maior granulação da areia (HEALY et al., 2007a).

3.2.2.2 Profundidade da areia

No Brasil, apesar da grande extensão territorial e diversidade climática, a NBR 13969 (1997) especifica, conforme apresentado na Tabela 1, que a profundidade do leito de areia a ser utilizado deva ser unicamente de 0,70 m e que em sua composição a areia dos filtros seja isenta de argila, terra, calcário ou qualquer outra substância capaz de ser atacada pelo esgoto ou de endurecer formando uma massa compacta ou impermeável.

No entanto, um estudo realizado por Tonetti et al. (2010) demonstrou que profundidades maiores do leito (0,75 e 1,0 m) em filtros de areia de fluxo intermitente resultam em elevadas remoções de matéria orgânica, por permitir ampliar a carreira de filtração e adesão de bactérias pela depuração biológica.

Com profundidades de leito de 0,75 m e 1,0 m, Tonetti et al. (2005) encontraram efluente com valores de DBO sempre inferiores a 50 mg L^{-1} , mesmo quando se aplicavam 300 L m^{-2} distribuídos em dosagens de 100 L m^{-2} ao longo do dia.

Torrens et al. (2009) comparando filtros de areia de fluxo intermitente com profundidades de leito de 0,25 e 0,65 m apresentaram resultados que demonstraram que o filtro de areia de 0,65 m obteve maior eficiência de remoção de bactérias e indicadores virais. Devido a maior profundidade houve um contato mais estreito entre o meio filtrante e os indicadores microbianos, resultando em maior adsorção bacteriana e purificação.

3.2.2.3 Taxa de aplicação

A NBR 13969 (1997) recomenda que a taxa de aplicação em filtros de areia deve ser de $100 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ quando usado como pós-tratamento de efluente do tanque séptico, caso seja

proveniente de um processo aeróbio, utiliza-se $200 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Quando a temperatura média mensal do esgoto for inferior a 10°C , os limites serão respectivamente de 50 e $100 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

Para a agência ambiental USEPA (1999), mesmo sendo de país com clima mais frio, as recomendações são de taxas superiores aos da norma brasileira, variando entre 80 e $200 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ quando a alimentação provém do tanque séptico e de 200 a $400 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ se originária do filtro aeróbio.

Zhang et al. (2005) obtiveram com uma alimentação contínua uma baixa remoção de nitrogênio amoniacal, atribuída a uma insuficiente nitrificação. Quando o efluente foi aplicado intermitentemente a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal aumentou de 70% para 90% , adotando-se a partir de então uma intermitência nas disposições de esgoto.

Consequências nas remoções de sólidos suspensos e matéria orgânica podem ser de particular importância da carga hidráulica elevada.

Com o emprego de esgoto doméstico em duas diferentes taxas de aplicação, em colunas de areia de $0,42 \text{ m}$ e $0,90 \text{ m}$ de profundidades, apresentaram uma remoção de 67% de DBO na coluna mais rasa e 77% na mais profunda para $42 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e de 99% de remoção de DBO para aplicação da taxa de $20 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ em ambas as colunas. Neste último caso a oxidação da amônia foi praticamente completa nas duas situações (RODGERS et al., 2005).

Aumentando o tempo de carregamento há uma redução no consumo de oxigênio e se o tempo excede o tempo de retenção este problema pode ser resolvido com o uso de mais números de fluxos de alimentação. Consequentemente, quanto mais frequente forem os fluxos de alimentação afluente menos tempo a areia tem para drenar a água, a areia molhada permite que menos oxigênio entre por convecção do que uma areia seca (FORQUET et al., 2009).

3.2.3 Colmatação em filtros de areia de fluxo intermitente

O processo de colmatação leva a perda de permeabilidade, capacidade hidráulica e desempenho do leito. A taxa de carregamento hidráulico, a carga orgânica e os sólidos suspensos totais têm um efeito significativo na obstrução de um filtro, além de formar condições anóxicas onde somente os microrganismos que suportem tal metabolismo poderiam realizar o tratamento (HEALY et al., 2007b).

Os problemas de colmatação podem ser evitados com os períodos de repouso que conduz ao decaimento bacteriano e a completa re-oxigenação do filtro (PETITJEAN et al., 2012). Os filtros de areia de fluxo intermitente devem apresentar tal característica.

Segundo Healy et al. (2007b) no filtro de areia que obteve maior taxa de carregamento hidráulico com $13,4 \text{ L m}^2 \text{ dia}^{-1}$ apresentou problemas de encharcamento (colmatação) na superfície dentro de 42 dias.

Buscando a reposta para as concentrações superficiais de bactérias heterotróficas nos filtros de areia, sob várias condições de carga, Leverenz et al. (2009) determinaram que em concentrações de DQO de 200 mg L^{-1} com frequências de 8 dosagens houve concentrações de estado estacionário para essas bactérias. Segundo Petitjean et al. (2012) a maior atividade bacteriana situa-se nos primeiros centímetros de profundidade do filtro de areia.

Para Rodgers et al. (2005) a formação de biomassa na camada superficial aumenta o tempo de retenção e reduz a área efetiva para o fluxo de líquido, além de alterar a capacidade hidráulica e a taxa de infiltração. Um alto grau de colmatação resulta num mau funcionamento hidráulico além da formação de condições anaeróbias.

A aeração também é um fator que influencia na colmatação dos filtros. Se não houver tempo suficiente para que o filtro atinja a saturação de oxigênio algumas limitações podem ocorrer, e conseqüentemente, o rápido entupimento. Uma boa aeração influencia na transformação completa da amônia em nitrato devido ao surgimento de uma grande população de bactérias nitrificantes bem como favorece a degradação da DQO dissolvida (PETITJEAN et al., 2012).

A intermitência dos fluxos de efluente nos filtros de areia é de extrema importância para o bom funcionamento e para que sejam evitados problemas de obstrução no leito, fazendo-se necessário um pré-tratamento adequado do afluente dos filtros de areia para retenção e decomposição de sólidos e matéria orgânica mais pesada.

3.3 NITRIFICAÇÃO EM FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE

A nitrificação considerada como uma estratégia eficiente de controle de nitrogênio para o tratamento de águas residuárias é uma série de processos de oxidação microbiana realizada por dois grupos de bactérias diferentes que envolvem Bactérias Oxidantes de Amônia (BOA) que são responsáveis pela oxidação da amônia em nitrito e Bactérias Oxidantes de Nitrito (BON) que convertem o nitrito em nitrato (WHANG et al., 2012).

Os compostos nitrogenados inorgânicos, amônia (NH_3) e nitrito (NO_2^-), são substratos quimiolitotróficos. Esses compostos são oxidados aerobiamente pelas bactérias nitrificantes. A amônia é produzida durante a decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados, como aminoácidos e nucleotídeos, denominando-se o processo de

amonificação. Em pH neutro, a amônia encontra-se na forma de íon amônio (NH_4^+) (MADIGAN et al., 2010).

Em estações de tratamento de águas residuárias de origem doméstica e industrial as nitrificantes-chave incluem os gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrospira* (BOA) e os gêneros *Nitrospira* (BON) (DOLINSEK et al., 2013).

Em sua pesquisa Sabbah et al. (2013) apresentou números de cópias de genes de bactérias oxidantes de amônia (BOA) em filtros de areia de acordo com a presença nas três camadas de profundidade. Na profundidade de 0 a 4,5 cm o número de cópias de genes foi de $2,89 \times 10^8$, na profundidade de 13,5 a 18 cm este valor aumentou para $3,09 \times 10^8$, e nos 27 a 31,5 cm o número de cópias de genes foi bem maior que nas demais profundidades, apresentando valores de $3,71 \times 10^8$. O que determina que essas bactérias não se limitaram a superfície dos filtros de areia.

Em filtros de areia as bactérias BOA foram mais abundantes e principalmente colonizadas por espécies de *Nitrosomonas* (SABBAH et al., 2013).

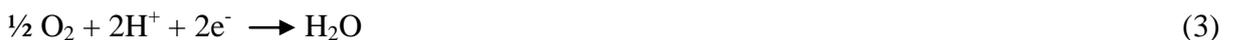
Muitas espécies de bactérias nitrificantes apresentam sistemas membranosos internos bastante similares às membranas fotossintéticas e estas membranas são os sítios onde estão localizadas as enzimas essenciais da nitrificação. Nesses sítios o processo da nitritação se dá pela amônia mono-oxigenase que oxida NH_3 (amônia) a NH_2OH (hidroxilamina), e o processo da nitratação pela enzima nitrito oxidase, que oxida NO_2^- (nitrito) a NO_3^- (nitrato). A hidroxilamina é oxidada em NO_2^- pelas bactérias nitrosificantes, originando o substrato para as bactérias oxidantes de nitrito (MADIGAN et al., 2010).

As etapas de nitritação são apresentadas nas Equações (1),(2),(3), (4) e são realizadas pelas bactérias BOA:

Oxidação



Redução



Reação Global



As reações de nitratação são apresentadas nas Equações (5), (6), (7) e são realizadas pelas bactérias BON:

Oxidação



Redução



Reação Global



Essas bactérias nitrificantes utilizam o CO_2 como fonte de carbono, produzido durante a degradação aeróbia da matéria carbonácea. Em sistemas biológicos aeróbios ocorre uma grande demanda por oxigênio, devido a competição pelo oxigênio disponível por bactérias nitrificantes com os organismos heterótrofos que são responsáveis pela remoção da matéria carbonácea. Ao se considerar a quantidade desses microrganismos presentes no sistema, na maioria dos casos as bactérias heterotróficas predominam (SILVA FILHO, 2009).

3.3.1 Fatores que afetam as atividades das bactérias nitrificantes

Estudando os fatores que afetam as bactérias nitrificantes identificaram que suas atividades no tratamento biológico de águas residuárias podem ser adversamente afetadas por mudanças no processo de pH, temperatura, níveis de oxigênio dissolvido, tempo de retenção e compostos tóxicos (KIM et al., 2011). E o pleno desempenho da nitrificação também pode ser diretamente e indiretamente influenciado por concentrações afluente de DQO (KIM et al., 2013).

Segundo Wiesman et al. (2007) o pH ideal que influencia uma boa nitrificação deve está entre 7,2 a 8,0, valores menores que 5,5 pH e maiores que 9 pH são críticos para as bactérias nitrificantes.

Tonetti et al. (2012) em pesquisa com filtros de areia como pós-tratamento de efluente anaeróbio observou que nos efluentes dos filtros após a 9ª semana do experimento houve uma grande queda nos pH, chegando a valores inferiores a 5,0 a partir da 13ª semana. Constataram que o aumento da acidez e a diminuição dos valores de alcalinidade pode ser explicado pelo processo de nitrificação, que propiciou a geração de efluente com concentração média de $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$ de 26,3 mg L^{-1} e de somente 8,6 mg L^{-1} para o N-NTK no filtro de areia mais crítico, o qual recebia a maior taxa de aplicação.

Para adequar o pH dos efluentes, tanto para o lançamento em um corpo hídrico como para seu emprego na irrigação foi adotado o carbonato de sódio (barrilha), acrescentando 100

ml de uma solução com concentração de 120 g L^{-1} durante todas as disposições de efluente anaeróbico sobre os leitos, propiciando os resultados desejados para o aumento dos valores de pH (TONETTI et al., 2012).

No decorrer da operação Tonetti (2008) notou um aumento nas concentrações de N-NTK e uma diminuição nos valores de N-NO_3^- . Esta perda de eficiência pode ter sido causa do baixo pH do meio, e o aumento da acidez incidiu devido ao completo consumo da alcalinidade, que a partir da 11^a semana gerou um efluente com valores inferiores a 6,5.

Para examinar o efeito da carga hidráulica na remoção de N-amoniaco em filtros de tuff (uma rocha de fragmentos vulcânicos), Kim et al. (2013) aumentaram a taxa hidráulica de $85 \text{ L m}^2 \text{ dia}^{-1}$ para $170 \text{ L m}^2 \text{ dia}^{-1}$ de efluente do reator UASB e observaram que houve uma redução na eficiência de remoção de N-amoniaco. Após 20 dias do aumento da taxa hidráulica foram detectados níveis significativos de amônia e após 40 dias foi identificada uma remoção completa para este composto nitrogenado.

3.4 ÁGUA RESIDUÁRIA

3.4.1 Classificação das águas residuárias

As águas residuárias domésticas, segundo Otterpohl (2001) podem ser classificadas em águas negra, águas cinza, águas amarela e águas marrom. De acordo com May (2009), esta composição é influenciada principalmente pelo comportamento do usuário, podendo variar conforme a região onde a cultura, os costumes, as instalações e a utilização de produtos químicos são diferentes.

As águas cinza podem ser definidas como águas residuárias originadas de banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas e tanques de lavar roupas e pias de cozinha, não incluindo efluente oriundo de vasos sanitários (ELMITWALLI; OTTERPOHL, 2007).

De acordo com Henze e Ledin (2001) ainda são divididas em águas cinza claras e águas cinza escuras. As águas cinza claras são provenientes do banho, máquinas de lavar roupa e lavatórios. As águas cinza escuras provêm de águas das pias de cozinha e de máquinas de lavar prato.

Em estudo feito na Austrália para avaliação microbiológica de águas cinza domésticas, foi analisado amostras coletadas de 93 famílias, buscando analisar a presença de indicadores fecais de *Escherichia coli* e vírus. Em roupas íntimas observou que 69% das

cargas lavadas em máquina apresentaram fonte de contaminação fecal, destes 59 % para *Escherichia coli* e 29% para vírus entéricos patogênicos de *E. coli* (O'TOOLE et al., 2012).

Em estudo desenvolvido em Pequim para análise de águas residuárias de origem doméstica e hospitalar foram detectados a presença de oito hormônios antagonistas farmacêuticos (raloxifene, letrozole, anastrozole, mifepristone, finastride, tamoxifen, clomiphene e toremifene) que geralmente são usados para a terapia de doenças associadas com distúrbio endócrino. Após o consumo essas drogas são excretadas através da urina e fezes (LIU et al., 2010).

Foi identificado que as concentrações de alguns hormônios antagonistas não foram reduzidas significativamente em comparação com as concentrações afluentes o que implica que estes medicamentos podem não ser removidos eficazmente durante o processo de tratamento de esgoto, necessitando de estudos mais detalhados e abrangentes no futuro (LIU et al., 2010).

Soluções que contribuem para uma maior eficiência e economia no tratamento das diversas correntes é a coleta, tratamento e o reuso, em separado.

Segundo a WHO (2006b) as excretas são uma fonte importante de nutrientes para muitos agricultores. O uso direto de dejetos e águas cinza tratadas em terras aráveis tende a minimizar o impacto ambiental tanto no contexto local como global e a reutilização desses dejetos como fertilizantes garante maior produção agrícola e limita o impacto negativo sobre os corpos d'água.

Diante dessas possibilidades, o reaproveitamento das águas residuárias tratadas, sejam elas águas cinza, águas preta, ou águas amarela, aplicados para fins não potáveis, é um excelente instrumento para otimizar os recursos hídricos que estão cada vez mais ameaçados de escassez (ABU GHUNMI et al., 2010; MAY, 2009).

3.4.2 Tipos de reuso

A associação dos reatores UASB com a tecnologia de filtração intermitente em filtros de areia para o tratamento de águas residuárias apresenta benefícios consideráveis no que diz respeito ao reuso agrícola, pois mantêm preservados os nutrientes contidos no esgoto (SILVA, E., 2006).

Segundo Bezerra e Fideles Filho (2009) uma alternativa racional de utilização das águas residuárias é na prática da fertirrigação, principalmente de culturas cujo produto não se destina para fins comestíveis, como cultivos de oleaginosas para a produção de biodiesel, a

exemplo do algodão (*Gossypiumhirsutum L.*), mamona (*Ricinuscommunins L.*) e o pinhão manso (*Jatropha curcas*).

O uso dessas águas garante a disponibilidade permanente de água para a produção agrícola contribuindo para a economia de fertilizantes inorgânicos, aumentando o rendimento dos cultivos, melhorando a estrutura e fertilidade do solo, restaurando o conteúdo de nutrientes, e ampliando as fronteiras agrícolas (KIZILOGLU et al., 2008).

Conforme evidenciaram na evolução temporal da fitomassa e no aumento da área foliar, as águas residuárias provenientes de esgotos urbanos pré-tratados têm efeito fertilizante sobre a cultura do algodão, tornando-se dessa forma uma alternativa relevante na adoção de prática de fertirrigação, principalmente de culturas cujos produtos não se destinam ao consumo humano (ALVES et al., 2009; BEZERRA; FIDELES FILHO, 2009).

O reuso de águas residuárias na agricultura tem potencial de impactos ambientais tanto positivos quanto negativos. Com um planejamento de manejo e gestão o uso dessas águas pode ser benéfico para o meio ambiente. Talvez o efeito negativo mais importante provocado pela utilização de águas residuárias na irrigação seja o aumento da salinidade do solo, o qual se não for controlada pode diminuir em longo prazo a produtividade (WHO, 2006a).

Com o crescimento demográfico, a urbanização, os padrões de vida mais elevados e o avanço tecnológico há um aumento sem precedentes da demanda por água, não só para uso doméstico, mas também para a produção agrícola e uso industrial (AGRAFIOTI; DIAMADOPOULOS, 2012).

Com esse aumento no consumo de água eleva-se o volume de geração de esgoto, e o uso dessas águas residuárias tratadas demonstra ser uma alternativa significativa. Não só por esta prática reservar quantidades significativas de água doce, mas também por reduzir o volume de esgoto a ser descarregado no meio ambiente (PEDRERO et al. , 2010).

3.4.3 Legislações de lançamento e reuso de efluente tratado

No Brasil a resolução CONAMA nº 430/11 dispõe sobre a classificação dos corpos de água, e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como trata das condições e padrões de lançamentos de efluentes.

No que se refere a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, além de águas aplicáveis à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto e à

aquicultura e à atividade de pesca, a legislação brasileira (CONAMA 430, 2011) especifica as águas adequadas a esta prática como de classe 2.

A resolução CONAMA nº 430/11 também fixa as condições de lançamento para os diversos parâmetros do efluente, entre eles destaca-se o pH que deve estar na faixa de 5 a 9, a temperatura, inferior a 40 °C e os materiais sedimentáveis que não devem exceder 1 ml L⁻¹ em teste de uma hora em cone Imhoff.

Em termos de lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários as concentrações médias devem estar dentro do valor estabelecido pela legislação brasileira de resolução 430 (CONAMA, 2011), que admiti lançamento de efluente com no máximo 120 mg L⁻¹ de DBO₅.

O efluente gerado em termos de N-amoniaco no que se refere a lançamentos em corpos receptores deve obedecer ao limite de 20 mg L⁻¹ de amônia (CONAMA 430, 2011).

Por outro lado em termos de concentrações de nitrato a norma estabelece que em corpos de água de classe 1, 2 e 3 o valor limite para este composto deva ser de 10,0 mg L⁻¹ (CONAMA 357, 2005).

Sabe-se que a água residuária é contaminada por diversos microrganismos e os critérios de qualidade para a prática do reuso são voltados para a minimização dos riscos à saúde pública, devido à presença de organismos patogênicos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos. Para reduzir os riscos de contaminação é necessária a adoção de medidas de controle como: escolha do método de irrigação, tratamento do esgoto, proteção ao trabalhador e restrição do tipo de cultura irrigada (BRASIL, 2007; O'TOOLE et al., 2012).

No tratamento de esgoto doméstico e na análise de qualidade do efluente a bactéria *E. coli* pode ser considerada um dos melhores indicadores disponíveis de contaminação fecal, e a mesma prevalece no trato digestivo humano (MOLLEDA et al. , 2008).

Os padrões recomendados pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 2000) para o reuso agrícola publicados em “Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture” define para o uso em irrigação restrita concentrações de coliformes fecais de ≤ 1.000 UFC/100 ml e efluente com $\leq 0,1$ ovo de nematóides intestinais/L.

Para irrigação de culturas cerealíferas e industrializadas, forragens, pastagens e arbóreas é definido o limite de ≤ 1 ovo de nematóides intestinais/L para técnicas de aplicação de aspersão e inundação, com restrições para coliformes fecais de $\leq 10^5$ e $\leq 10^3$ UFC/100 ml, respectivamente (WHO, 2000).

De acordo com a USEPA (2004) a irrigação restrita (ex: culturas alimentícias) por aspersão em qualquer situação, exige um padrão de qualidade de efluentes com ausência de coliformes e organismos patogênicos, turbidez ≤ 2 NTU e cloro residual ≥ 1 mg L⁻¹. Para irrigação irrestrita (por superfície de pomares e vinhas e culturas não alimentares), exige também desinfecção e a garantia do cloro residual ≥ 1 mg L⁻¹, mas um padrão bacteriológico < 200 UFC/100 mL.

O padrão de qualidade de esgoto sanitário tratado para reuso agrícola deve ter pH entre 6 e 9, DBO ≤ 10 mg L⁻¹ e o tratamento deve possuir nível secundário com filtração mais desinfecção. Em culturas como pastagens, forragens, fibras e sementes (culturas não destinadas ao consumo direto pelo homem) o pH do efluente deve estar entre 6 e 9, com DBO ≤ 30 mg L⁻¹ (USEPA, 2004).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO

A pesquisa foi realizada na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários – EXTRABES, localizada no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande-PB (Figura 2), com coordenadas geográficas de 7° 13'S e 35°54'W, vinculada à Universidade Estadual da Paraíba – (UEPB).

Figura 2 – Localização da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários, Campina Grande/PB.



Fonte: Google Maps e Google Imagens

4.2 SISTEMA EXPERIMENTAL

O esgoto sanitário era proveniente do interceptor leste da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA da cidade o qual era direcionado por bombeamento a uma caixa de alimentação com capacidade de 1500 L.

Neste estudo foi utilizado um sistema combinado anaeróbio/aeróbio para tratamento do esgoto sanitário, sendo constituído por um reator UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo) seguido por filtros de areia de fluxo intermitente.

O experimento foi realizado por três etapas com diferentes taxas de aplicações diárias durante os três períodos de operação e com diferentes tempos de detenção hidráulica no reator UASB conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Etapas do experimento, taxa de aplicação, tempo de detenção hidráulica e dosagem diária nos filtros de areia.

Período	Fases	Vazão UASB (L dia ⁻¹)	TDH UASB (h)	Taxa de aplicação Filtros de areia (L m ⁻² dia ⁻¹)	Dosagem diária nos filtros de areia
Nov 2012 a Fev 2013	Fase I	1400	7,7	400	8 ciclos
Março a Jun 2013	Fase II	1150	9,4	280	8 ciclos
Jul a set 2013	Fase III	1150	9,4	300	6 ciclos

O sistema de tratamento biológico por filtros de areia de fluxo intermitente operou diariamente com dosagens de oito ciclos na fase I e II e 6 ciclos na fase III, afim de promover maior período de repouso no leito dos filtros.

As características operacionais do reator UASB e dos filtros de areia de fluxo intermitente são apresentadas nas Tabelas 3 e 4.

Tabela 3 - Características físicas e operacionais do reator UASB.

Características	UASB
Forma de operação	Batelada
Altura (m)	1,90
Volume (L)	450
Dosagens por dia	8
Tempo de alimentação (min) fase I	7 à cada 3 horas
Tempo de alimentação (min) fase II e III	8 à cada 3 horas

Tabela 4 - Características físicas e operacionais dos filtros de areia de fluxo intermitente.

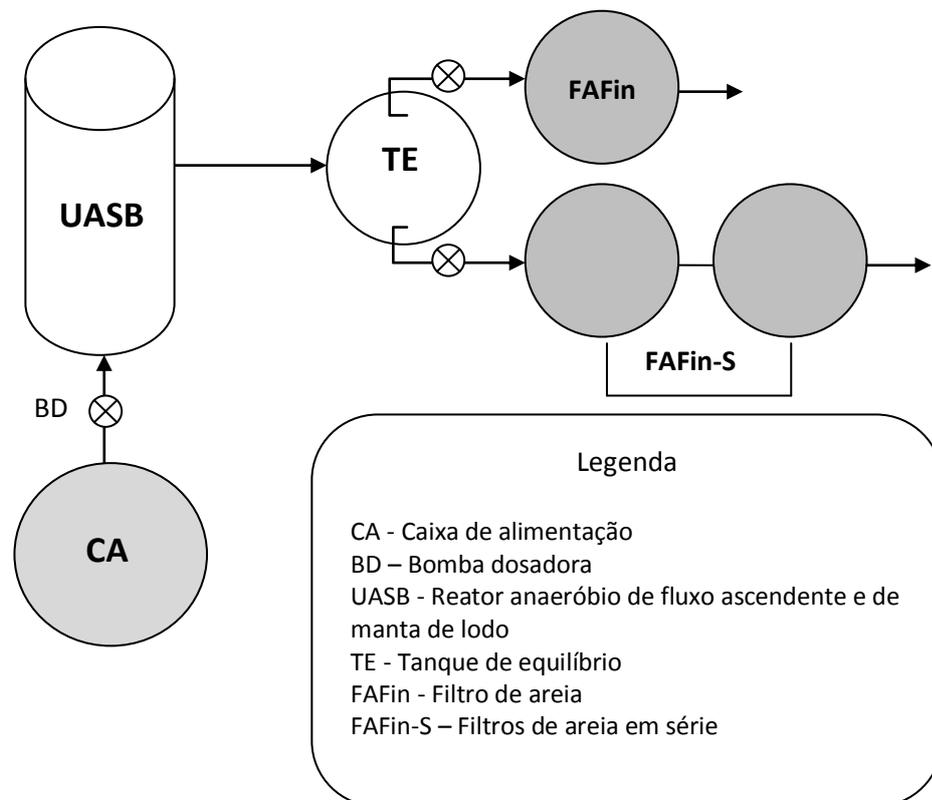
Características	Filtros de areia
Forma de operação	Intermitente
Altura (m)	0,7
Volume da areia (m ³)	0,314
Área superficial (m ²)	0,785
Tempo de alimentação (min) fase I e II	1 à cada 3 horas
Tempo de alimentação (min) fase III	2 à cada 3 horas

O efluente do reator UASB era direcionado para o tanque de equilíbrio onde permanecia um período de repouso de 40 minutos (para decantação dos sólidos sedimentáveis). A partir deste ponto era bombeado para os filtros de areia de fluxo intermitente a cada três horas conforme o período de alimentação destacado na Tabela 4. A Figura 3 segue a apresentação do sistema combinado.

O sistema de filtros de areia de fluxo intermitente era composto por três filtros. Um filtro foi denominado FAFin e os dois filtros restantes usados em série foram denominados de FAFin-S como apresenta a Figura 3 e 4. Os filtros de areia FAFin e FAFin-S operaram em paralelo.

O afluente encaminhado (bombeado) para os filtros, oriundo do tanque de equilíbrio era distribuído na camada superficial através de uma tubulação de distribuição. Este sistema foi feito com o uso de canos de PVC. O objetivo desta tubulação era receber e distribuir de forma homogênea o afluente do tanque de equilíbrio (Figura 5).

Figura 3 – Esquema do sistema de pós-tratamento de efluente do reator UASB.



Fonte: Figura do autor

Para cada filtro foi instalado tubos que tem por função manter a aeração do meio. O tubo ultrapassa a superfície e atravessa todas as camadas internas se conectando a uma

tubulação de drenagem que serve para captar e drenar o efluente (Figura 5). O tubo de aeração e a tubulação de drenagem dos filtros de areia foram compostos por canos de PVC com diâmetro de 40 mm. As perfurações que foram projetadas nos tubos para drenagem do efluente foram de 12 mm.

Figura 4- Sistema de tratamento biológico de esgoto doméstico: (A) caixa de alimentação; (B) reator UASB; (C) tanque de equilíbrio, (D) filtro de areia FAFin; (E) e (F) filtro de areia FAFin-S.



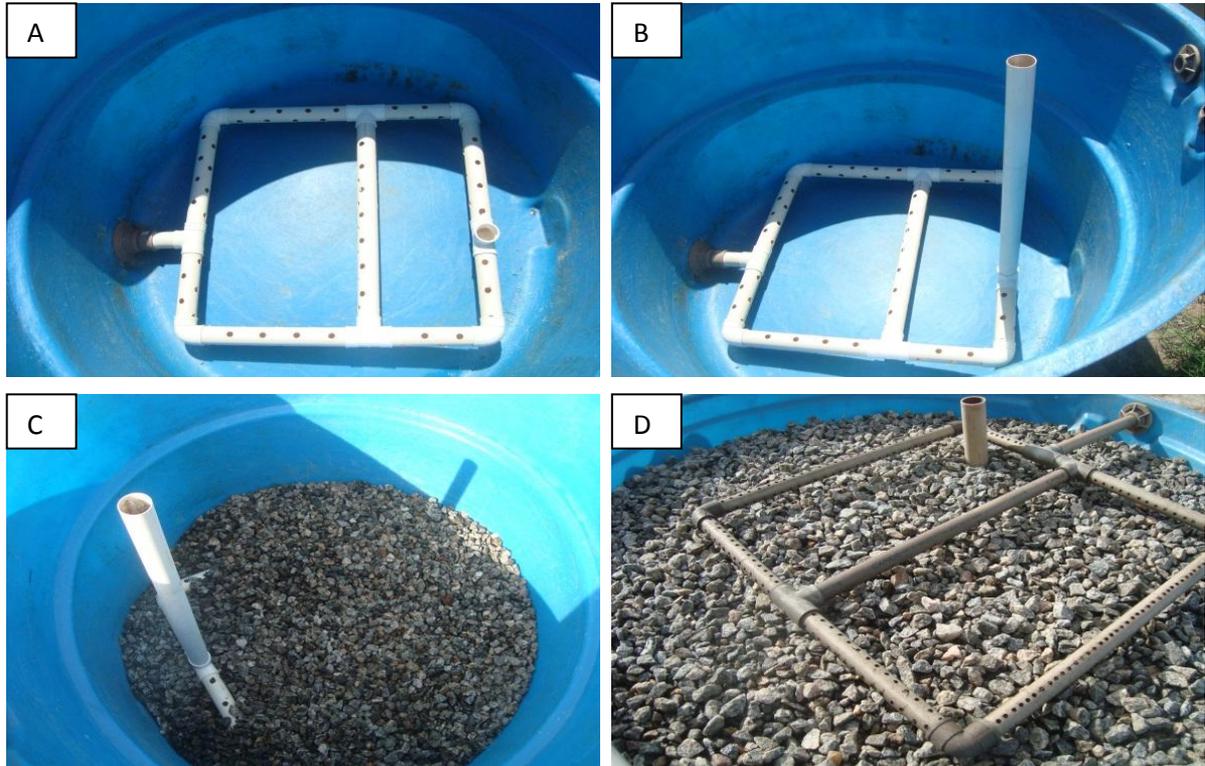
Fonte: Foto do autor

O sistema de pós-tratamento foi montado por quatro caixas de fibra de polietileno, sendo que uma dessas unidades atuou como tanque de equilíbrio e as outras três unidades como filtros de areia. O volume de cada caixa correspondeu a $0,55 \text{ m}^3$ com altura de 0,7 metros cada.

Para composição do leito foram empregadas quatro camadas estratificadas a partir da base do reator, conforme Figura 6. A primeira possuía 0,15 m de profundidade e foi composta por brita 2. Logo acima estava a camada formada por cascalho com 0,03 m de profundidade. Estes materiais tinham por objetivo evitar perdas de areia via sistema de drenagem, impedindo que suas partículas fossem arrastadas para fora da estrutura do sistema.

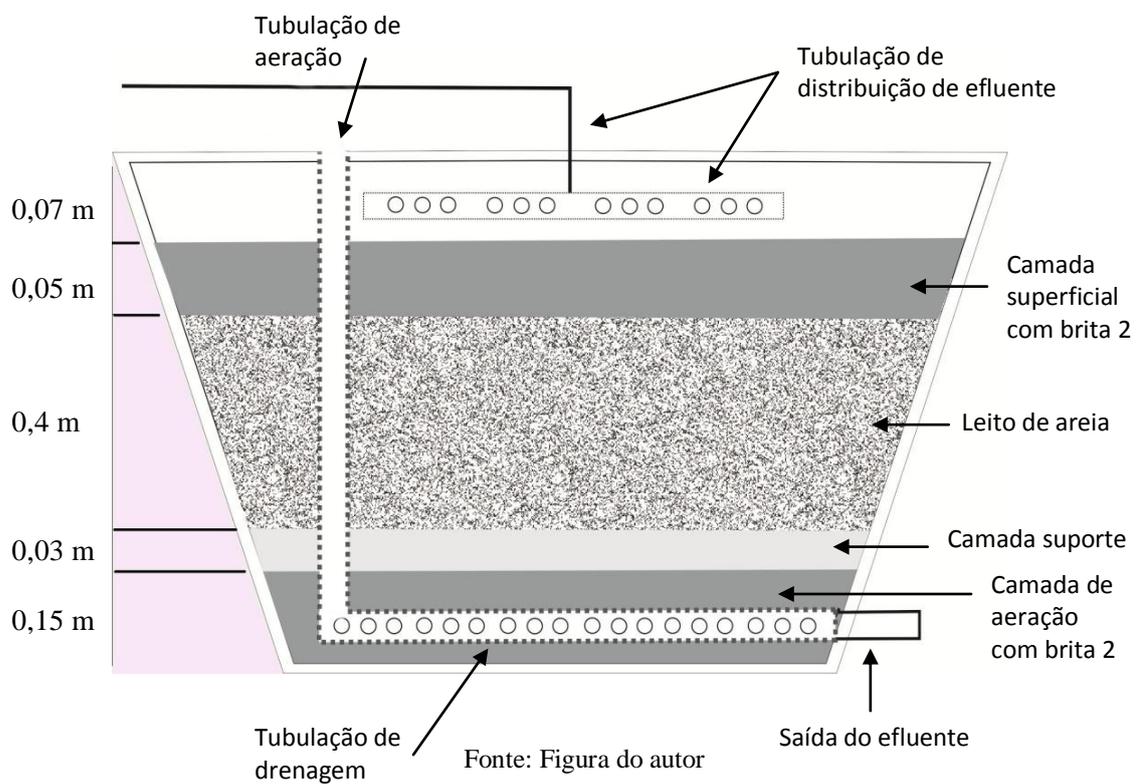
Quanto ao leito de areia foi adotada uma profundidade de 0,4 m e acima deste leito de areia foi utilizada uma camada de 0,05 m para a superfície com brita 2 que teve por função a uniformização do fluxo afluente. A areia empregada possuía diâmetro efetivo de 0,7 mm e 3,18 de coeficiente de uniformidade, denominada popularmente de areia grossa. Na Figura 6 apresenta-se o esquema do filtro de areia com a disposição das camadas.

Figura 5- (A) tubulação de drenagem; (B) tubo de aeração; (C) camada inferior preenchida com brita 2 e o tubo de aeração; (D) tubulação para distribuição do afluente na camada superficial.



Fonte: Fotos do autor

Figura 6 - Esquema da disposição das camadas nos filtros de areia.



Antes de serem acomodados no interior dos filtros a areia e a brita foram lavadas com intuito de retirar qualquer composto interferente no experimento. Após serem depositados nos filtros de acordo com as camadas estratificadas foi realizado outro processo de lavagem com água potável, objetivando obter um líquido cristalino sem arraste de partículas visíveis que estivessem ainda presentes nos materiais.

O tubo de aeração teve por finalidade manter o meio aerado e a captação do ar é feita de forma natural, não existindo nenhum equipamento mecânico com a finalidade de cumprir tal função. O efluente proveniente dos filtros é eliminado através de uma tubulação conectada ao tubo de drenagem e à torneira na parte inferior do filtro. Para diminuir a influência das estações de chuva e seca sobre os resultados experimentais foi utilizada cobertura sobre os filtros de areia.

A areia empregada foi classificada de acordo com procedimento apresentado pela NBR 6502 (1995) e a composição da areia é apresentada na Tabela 5.

Tabela 5 – Resumo da composição da areia utilizada no leito dos filtros de areia de fluxo intermitente.

Composição	Diâmetro da Partícula NBR 6502/1995	%
Pedregulho:	2,0 mm – 60 mm	3,689%
Areia grossa:	0,6 mm – 2,0 mm	55,65%
Areia fina:	0,06 mm – 0,2 mm	39,45%
Silte:	0,002 mm – 0,06 mm	0,99%
Argila:	Partículas inferiores a 0,002 mm	0,23%
Total		100%

4.3 ANÁLISES QUÍMICA

As amostras para as análises químicas foram coletadas em quatro pontos de amostragem: esgoto bruto (afluente do reator UASB), efluente do reator UASB (afluente dos filtros de areia de fluxo intermitente), efluente do FAFin e efluente do FAFin-S. Essas análises foram monitoradas e realizadas semanalmente no laboratório da Extrabes em consonância com os métodos apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Parâmetros de análises para o monitoramento dos sistemas e seus respectivos métodos.

Parâmetros	Métodos	Referências
Ph	Potenciométrico	APHA (2012)
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	KAPP	BUCHAUER (1998)
DQO (mg L ⁻¹)	Titulométrico/refluxação fechada	APHA (2012)
DBO (mg L ⁻¹)	Método de incubação da amostra	APHA (2012)
N-NTK (mg L ⁻¹)	micro-Kjeldahl	APHA (2012)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	Destilação	APHA (2012)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	Salicilato de Sódio	RODIER (1975)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	Colorimétrico	APHA (2012)
P-Total (mg L ⁻¹)	Ácido ascórbico	APHA (2012)
P-Orto (mg L ⁻¹)	Ácido ascórbico	APHA (2012)
ST (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	APHA (2012)
STF (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	APHA (2012)
STV (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	APHA (2012)
SST (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	APHA (2012)
SSF (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	APHA (2012)
SSV (mg L ⁻¹)	Gravimétrico	APHA (2012)
Turbidez (NTU)	Nefelométrico	APHA (2012)

4.4 ANÁLISES ESTATÍSTICA

A análise estatística dos resultados obtidos dos afluentes e efluentes foi realizada através de análises descritivas aplicada de forma a proporcionar medidas de tendência central e medidas de dispersão. Foram utilizados programa Microsoft EXCEL (2007), software estatístico MINITAB 16 e software estatístico Assistat 7.7 beta para as análises de variância (ANOVA).

Os testes de significância utilizados objetivaram avaliar a hipótese de que os tratamentos aplicados apresentaram ou não diferença significativa.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

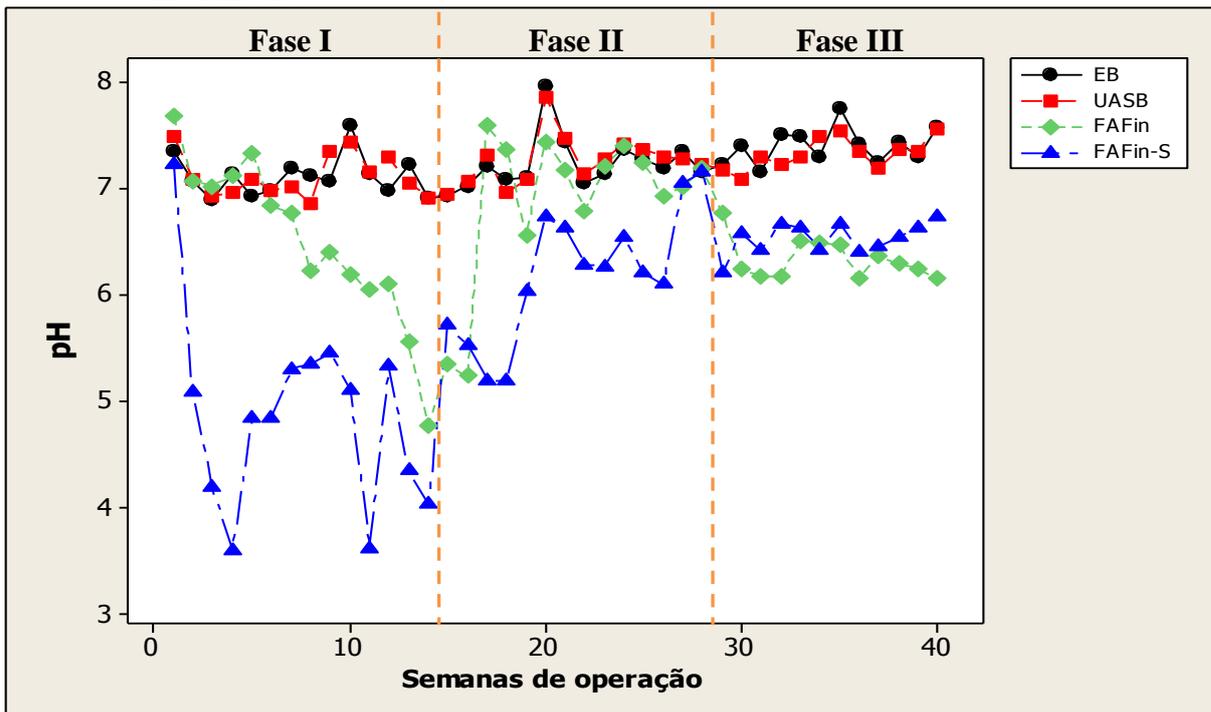
5.1 PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS DO EXPERIMENTO

5.1.1 pH

Na primeira fase do experimento constatou-se que o esgoto bruto obteve valor médio de pH em torno de $7,14 \pm 0,19$. Sendo o menor valor do pH durante esta primeira fase de 6,89. Já a média do pH do efluente do reator UASB foi idêntico ao do esgoto bruto de 7,14, entretanto, com desvio padrão em torno de 0,20 unidade de pH (ver Apêndice A). O menor valor encontrado de pH foi de 6,87 para efluente anaeróbico, na 10ª semana, conforme Figura 7.

Na segunda fase do experimento o valor médio de pH do esgoto bruto, conforme Apêndice B, foi de $7,22 \pm 0,26$ e o seu menor valor obtido foi de 6,91. Para o efluente do reator UASB a média de pH esteve em torno de $7,25 \pm 0,24$ com menor valor de 6,92 encontrado nesta fase da pesquisa. Constata-se que na terceira etapa do experimento o esgoto bruto e o efluente do reator UASB obtiveram valor médio de pH em torno de $7,41 \pm 0,17$ e $7,33 \pm 0,15$, respectivamente.

Figura 7 – pH do esgoto bruto e do efluente do reator UASB e dos filtros de areia de fluxo intermitente.



Segundo os valores obtidos para este parâmetro e observando a Figura 7, tanto o afluente do reator anaeróbico quanto o seu efluente estiveram dentro das condições necessárias para o bom desenvolvimento e desempenho dos microrganismos metanogênicos. Van Haandel e Lettinga (1994) afirmam que o pH compreendido entre 6,3 e 7,8 próximo da neutralidade garante uma taxa elevada da metanogênese. Chernicharo (2007) considera valores entre 6,0 e 8,0.

Para uma boa nitrificação, segundo Wiesman et al. (2007) o pH ideal deve estar entre 7,2 a 8,0, valores de pH afluente menores que 5,5 e maiores que 9,0 são críticos para as bactérias nitrificantes.

Na primeira fase quanto ao efluente do FAFin, como apresenta a Figura 7, observa-se que até a 5ª semana o pH manteve-se acima de 7, havendo um declínio a partir da 6ª semana. O valor médio do pH neste filtro de areia compreendeu $6,65 \pm 0,61$. Devido o baixo consumo de alcalinidade durante as primeiras semanas explica-se os valores de pH superior a 7.

Na segunda fase quanto ao efluente deste filtro (FAFin) observa-se, Figura 7, que até a 3ª semana o pH esteve abaixo de 5,5 e a partir da 4ª semana apresentou alguns picos de pH acima de 7,2, apresentando valor médio de pH em torno $6,76 \pm 0,89$. Este comportamento de valores de pH baixo é devido o processo de nitrificação que gera íons H^+ e consumo de alcalinidade.

Na Figura 7 verifica-se que os valores de pH (fase I) do sistema de tratamento por filtros de areia de fluxo intermitente em série (FAFin-S) foram inferiores, apresentando valor médio de pH de $4,95 \pm 0,94$, indicando um efluente de características ácidas. Esta acidez mais uma vez foi favorecida pelo processo de nitrificação que ocorre neste ambiente e que provocou um elevado consumo de alcalinidade. Neste mesmo período a média da alcalinidade total do reator UASB esteve em torno de $408 \pm 96 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, enquanto que, no FAFin-S chegou a $21 \pm 59 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, comprovando o consumo de alcalinidade (ver Figura 8).

Na segunda fase do experimento o valor médio de pH encontrado para o filtro de areia de fluxo intermitente em série (FAFin-S) foi de $6,05 \pm 0,82$. Comparando esta média de pH com o obtido na primeira fase que compreendeu $4,95 \pm 0,94$ observa-se que o efluente apresentou característica menos ácidas.

Durante as primeiras semanas (fase II) em que o efluente dos filtros FAFin e FAFin-S obtiveram baixo valores de pH o consumo da alcalinidade foi bastante elevada. A média de alcalinidade para essas semanas foi de $9,7 \pm 5,85 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para o filtro de areia FAFin e $6,4 \pm 4,11 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para o filtro FAFin-S. As concentrações para nitrato neste período

também foram altas, salientando-se que o processo de nitrificação requer consumo de alcalinidade.

Através da Figura 7 verifica-se que os valores médios de pH, na terceira fase do experimento, do sistema de tratamento por filtros de areia de fluxo intermitente foram de $6,34 \pm 0,19$ para o FAFin e $6,54 \pm 0,15$ para o FAFin-S.

Observa-se que nesta 3ª fase os valores de pH nos filtros de areia mantiveram-se mais equilibrado, sempre permanecendo com pH acima de 6,1 e abaixo de 6,8, enquanto que nas outras fases da pesquisa chegaram a obter efluente muito ácido. Esse comportamento pode ser justificado devido a alcalinidade afluyente ser suficiente para tamponar o sistema e evitar que a nitrificação reduzisse o pH.

De acordo com os valores médios deste parâmetro para o lançamento em corpos hídricos, tanto o efluente anaeróbico como o efluente do FAFin e FAFin-S (exceto na primeira fase) obedeceriam as condições e padrões de lançamento da legislação brasileira, que segundo a resolução nº 430 do CONAMA (2011) devem obedecer aos limites de 5 a 9 para valores de pH.

5.1.2 Alcalinidade

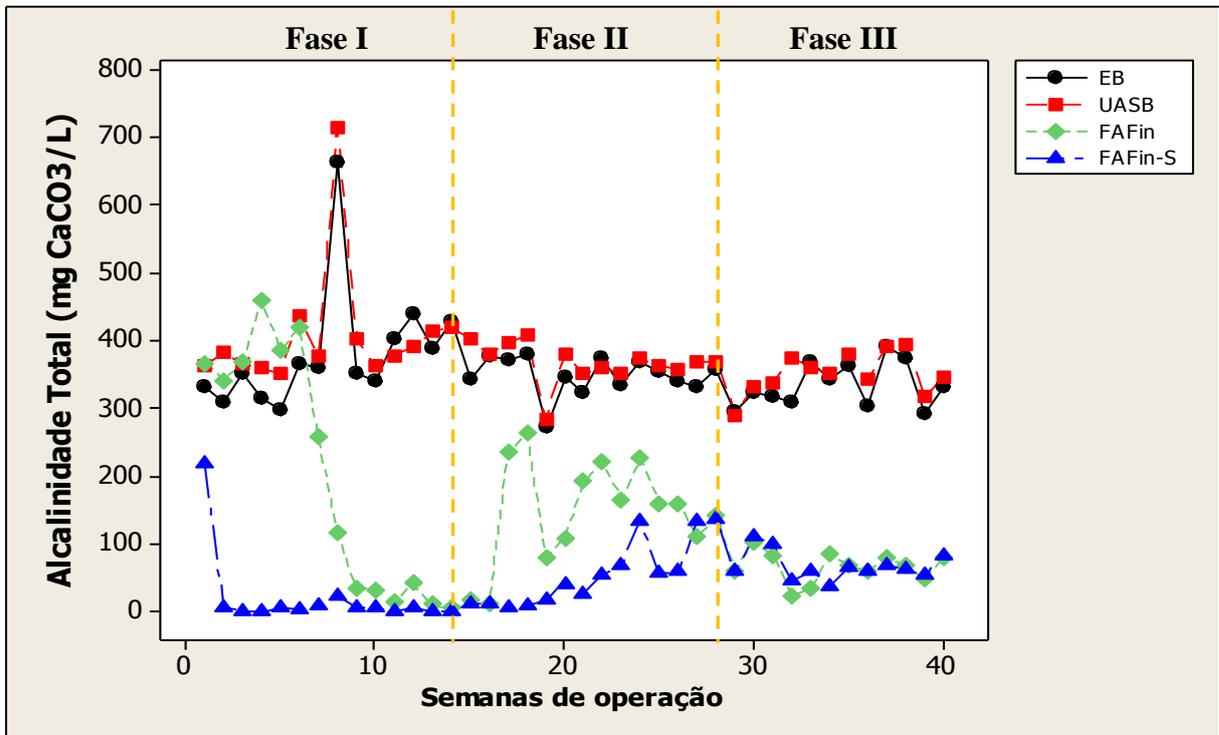
Na primeira fase a concentração média da alcalinidade total do afluyente e efluentes do sistema de tratamento biológico pode ser observado no Apêndice A. O esgoto bruto empregado nesta pesquisa possuía concentração média de alcalinidade total de $378 \pm 94,13$ mg $\text{CaCO}_3 \text{L}^{-1}$. Por sua vez, no efluente anaeróbico a média da alcalinidade foi de $408 \pm 95,62$ mg $\text{CaCO}_3 \text{L}^{-1}$.

Na Figura 8 verifica-se que a concentração média da alcalinidade total (fase II) do esgoto bruto foi de $354 \pm 34,31$ mg $\text{CaCO}_3 \text{L}^{-1}$ e no efluente anaeróbico a média da alcalinidade foi de $371 \pm 31,75$ mg $\text{CaCO}_3 \text{L}^{-1}$, sendo superior ao do esgoto bruto.

Na terceira etapa do experimento observou-se que os valores médios de alcalinidade total do esgoto bruto e efluente de reator UASB foi de $334 \pm 33,73$ mg $\text{CaCO}_3 \text{L}^{-1}$ e $352 \pm 30,88$ mg $\text{CaCO}_3 \text{L}^{-1}$, respectivamente, observando aumento nas concentrações para o efluente anaeróbico.

Este comportamento do sistema anaeróbico para todas as fases é devido ao processo da amonificação, garantindo assim o aumento da alcalinidade, o que pode ajudar no processo de nitrificação visto que esta etapa nos filtros de areia tende a consumir alcalinidade e reduzir o pH.

Figura 8 – Concentrações da alcalinidade total ($\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) do esgoto bruto e do efluente do reator UASB e dos filtros de areia de fluxo intermitente.



Na primeira fase a concentração média da alcalinidade para o FAFin foi de $213 \pm 178,9 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ constatando-se que durante as 6 primeiras semanas não houve consumo de alcalinidade, correspondendo a fase em que os valores de pH eram mais elevados. Este comportamento também foi observado por Tonetti et al. (2012) para as primeiras semanas de sua pesquisa, em que a alcalinidade existente nos efluentes dos filtros de areia possivelmente era advinda do tamponamento propiciado pelos próprios leitos, e que se esgotou no decorrer da operação do sistema.

Nas demais semanas em que o pH teve um declínio observou-se o consumo de alcalinidade total no sistema FAFin. Na última semana analisada o pH apresentou o menor valor obtido de 5,56, e conseqüentemente, a menor concentração para a alcalinidade total de $9,7 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$.

Na segunda fase do experimento o filtro de areia FAFin apresentou valores médios de alcalinidade de $139 \pm 178,9 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, constatando-se que houve consumo de alcalinidade para todas as semanas de amostragem.

O valor médio da alcalinidade total (fase I) no FAFin-S foi de $21,15 \pm 59,54 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, sendo que na primeira semana de operação do sistema, observou-se uma

concentração de alcalinidade em torno de $218 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Este comportamento pode ser atribuído ao período inicial de funcionamento do sistema e também à baixa presença de microrganismos necessários para os processos de nitrificação e degradação da matéria orgânica.

Constatou-se, durante este período, que na 3^a, 4^a, 11^a e 13^a semanas o consumo da alcalinidade foi total, Figura 8, chegando a impossibilidade de detecção da alcalinidade total no FAFin-S, correspondendo a fase em que apresentou efluente com os menores valores de pH. Van Haandel e Marais (1999) afirmaram que para concentrações de alcalinidade total acima de 35 ppmCaCO_3 o pH não varia consideravelmente. No entanto, para valores de alcalinidade abaixo dessa concentração há variações do pH com a alcalinidade. A redução dessa alcalinidade para 0 faz com que o pH caia da faixa neutra para um valor de 4,2 aproximadamente.

Essa diminuição é proveniente do processo de nitrificação que ocorre nos filtros de areia, onde gera íons H^+ e consumo de alcalinidade. Tonetti (2008) em sua pesquisa constatou um decréscimo significativo nos resultados para alcalinidade total e parcial dos efluentes dos filtros de areia, que igualaram-se a zero a partir da 18^a semana, afirmando que esta queda pode ter sido proveniente da nitrificação.

Na segunda fase do experimento a concentração média da alcalinidade total para o FAFin-S foi de $50 \pm 48,64 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Este valor médio foi duas vezes maior que o obtido na primeira fase do experimento. Durante esta segunda etapa foi verificado que em apenas uma semana ocorreu o consumo total da alcalinidade no efluente do FAFin-S chegando a impossibilidade de detecção da alcalinidade.

Na figura 8 visualiza-se que na terceira etapa da pesquisa não houve o consumo completo da alcalinidade e os valores de pH foram mais estáveis, o que se explica que a alcalinidade afluente era suficiente para tamponar o sistema e evitar que a nitrificação reduzisse o pH. A concentração média da alcalinidade para o FAFin foi de $65 \pm 22,56 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e para o FAFin-S foi de $66 \pm 21,49 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$.

Na terceira fase do experimento observa-se maior consumo de alcalinidade para o filtros de areia FAFin em relação a fase I e II. Este maior consumo foi proveniente da melhor eficiência de nitrificação, neste filtro de areia, durante a terceira etapa da pesquisa.

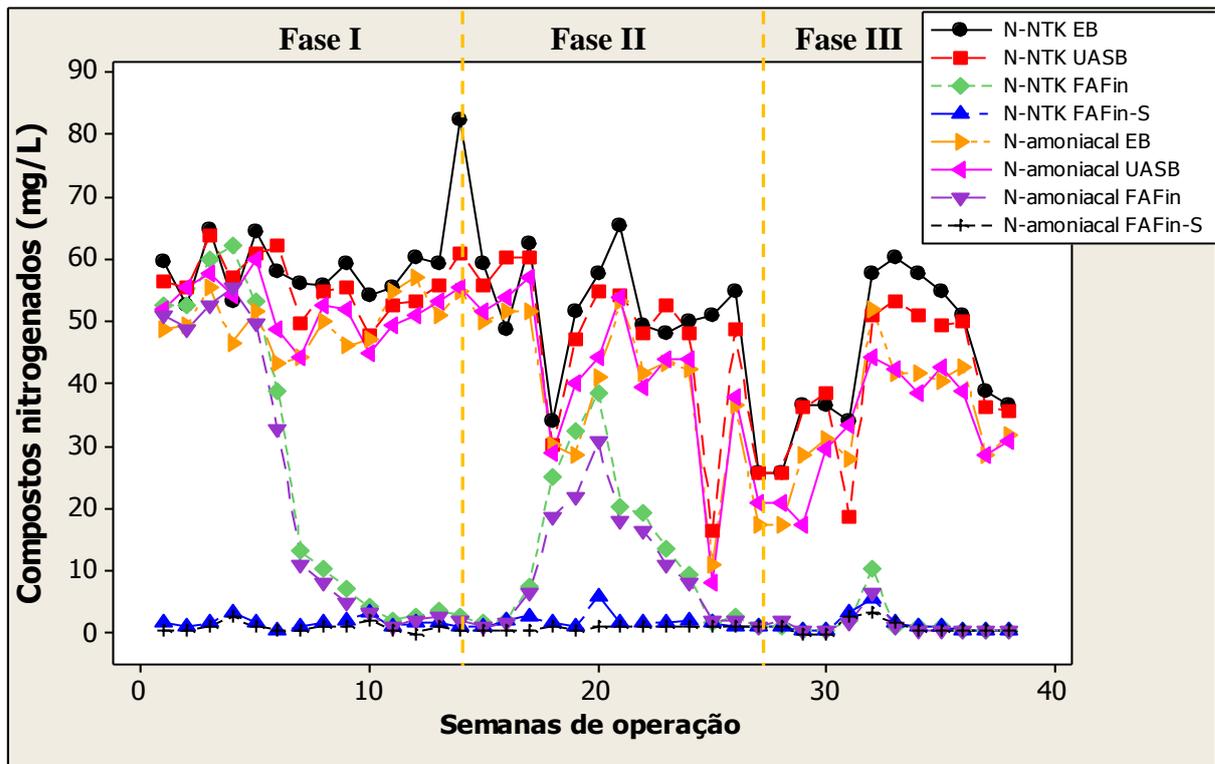
5.1.3 Compostos nitrogenados: NTK e amônia

Os compostos nitrogenados predominantes nos esgotos domésticos brutos são o nitrogênio orgânico e amoniacal. A soma destes dois compostos equivale ao nitrogênio total Kjeldahl (NTK). Na primeira fase da pesquisa o esgoto bruto apresentou concentração média de N-NTK de $57,9 \pm 3,85 \text{ mg L}^{-1}$ e no efluente do reator UASB o valor médio atingiu $55,8 \pm 4,56 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 9).

Na segunda fase o esgoto bruto doméstico apresentou valores médios de $52,9 \pm 13,41 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NTK e no efluente do reator UASB atingiu valor médio de $47,4 \pm 13,73 \text{ mg L}^{-1}$. Enquanto que na terceira etapa a concentração média de N-NTK para o esgoto bruto e efluente de reator UASB foi de $44,6 \pm 11,90 \text{ mg L}^{-1}$ e $40,5 \pm 11,45 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente (Figura 9).

Em sistemas biológicos anaeróbios, a remoção de nitrogênio total comumente observada pode ser atribuída principalmente à assimilação dos compostos amonificados para síntese celular, rotas metabólicas alternativas e armazenamento devido a estresse metabólico, não sendo observado o processo de nitrificação (SILVA FILHO, 2009).

Figura 9 – Concentrações de amônia e NTK no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos filtros de areia de fluxo intermitente.



A análise dos resultados médios de eficiência de remoção de NTK (fase I) mostrou que o sistema de filtro de areia FAFin apresentou eficiência de remoção de apenas 50 % de NTK, gerando efluente com concentração média de $27,9 \pm 25,09 \text{ mg L}^{-1}$. Contudo, os filtros de areia FAFin-S apresentaram altos percentuais de remoção para esta variável, apresentando 97 % de remoção e gerando efluente com valor médio de N-NTK de $1,7 \pm 0,81 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 9).

Na segunda fase do experimento o sistema de filtros de areia de fluxo intermitente FAFin-S apresentaram os melhores percentuais de remoção para esta variável, apresentando 96 % de remoção, gerando efluentes com valores médios de $1,9 \pm 1,29 \text{ mg N L}^{-1}$. Os filtros de areia FAFin geraram efluente com concentrações médias de $12,7 \pm 12,50 \text{ mg N L}^{-1}$, representando eficiência de 73% na remoção de NTK.

Segundo a análise dos resultados médios de eficiência de remoção de NTK, terceira fase, os sistemas de filtros de areia de fluxo intermitente apresentaram altos percentuais de remoção para esta variável, apresentando 96 % de remoção para ambos os filtros, gerando efluentes com valor médio de N-NTK de $1,8 \pm 2,91 \text{ mg L}^{-1}$ e $1,5 \pm 1,55 \text{ mg L}^{-1}$ para os filtros FAFin e FAFin-S, respectivamente (Figura 9).

Na passagem do afluente pelos filtros de areia a amônia é oxidada a nitrito e este a nitrato pelas bactérias oxidadoras de amônia e nitrito, respectivamente, que levam a redução nos valores de N-NTK e N-NH_4^+ como visualizados na Figura 9.

Para N-amoniacoal, na primeira fase do experimento, os valores médios do esgoto bruto e do reator UASB foram respectivamente $49,6 \pm 4,28 \text{ mg L}^{-1}$ e $52 \pm 4,46 \text{ mg L}^{-1}$. O nitrogênio amoniacoal do esgoto doméstico encontrou-se dentro da faixa de composição típica de esgoto forte conforme Metcalf e Eddy (2003), em que a concentração está em torno de 45 mg L^{-1} .

Já na segunda etapa as concentrações médias de amônia no esgoto bruto e no reator UASB foram, respectivamente, $39,5 \pm 13,49 \text{ mg L}^{-1}$ e $41,4 \pm 14,05 \text{ mg L}^{-1}$. Na terceira fase, o efluente do reator UASB apresentou valores médios de $33,4 \pm 8,94 \text{ mg L}^{-1}$ para este parâmetro.

Na Figura 9, fase I, observa-se uma redução nos valores médios encontrados para N-amoniacoal nos efluentes do FAFin e FAFin-S que foram de $24,9 \pm 23,36 \text{ mg L}^{-1}$ e $1,0 \pm 0,74 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

As primeiras semanas de operação do filtro de areia (FAFin) para N-NTK e N-NH_4^+ permaneceram com concentrações elevadas, demonstrando que durante este período a

eficiência de nitrificação foi menor, e somente a partir da 6ª semana observou-se um declínio brusco para esses valores.

Já os filtros de areia FAFin-S apresentou maior consumo de alcalinidade e os resultados evidenciaram melhor eficiência no processo de nitrificação com remoção média de amônia em torno de 98 %.

Healy et al. (2007b) também obtiveram ótima eficiência de remoção de amônia tratando águas residuárias com características de afluente de laticínios, que apresentam maiores cargas orgânicas e de nutrientes que o esgoto doméstico, com remoção de 100 % de amônia.

Na segunda fase do experimento os filtros de areia FAFin apresentaram melhor desempenho na remoção de N-amoniaco em relação a primeira etapa, observando-se uma redução nos valores médios encontrados para N-amoniaco nos efluentes deste sistema. Segundo Sabbah et al. (2013) nos filtros de areia ocorre uma significativa remoção de amônia apresentando um alto número de bactérias oxidantes de amônia (BOA), sendo colonizados principalmente por espécies do gênero *Nitrosomonas*.

Em relação ao filtro FAFin-S, o filtro de areia FAFin apresentou menor eficiência de remoção desta variável (76 %) gerando efluente com valores médios de $10,1 \pm 9,53 \text{ mg L}^{-1}$. Os filtros de areia FAFin-S removeram 98 % de N-amoniaco e esses resultados evidenciam uma ótima eficiência no processo de nitrificação apresentando concentração média de amônia efluente de $0,9 \pm 0,27 \text{ mg L}^{-1}$.

Na terceira fase do experimento os resultados indicaram uma ótima eficiência no processo de nitrificação para ambos os sistemas de filtros. Na Figura 9 observa-se uma redução nos valores médios encontrados para N-amoniaco nos efluentes dos filtros de areia. Esses apresentando concentração média de amônia efluente de $1,4 \pm 1,81 \text{ mg L}^{-1}$ para o filtro de areia FAFin e de $1,0 \pm 1,08 \text{ mg L}^{-1}$ para o filtro de areia FAFin-S. Com percentual médio de remoção de amônia de 96 % e 97 % para o filtro de areia FAFin e FAFin-S, respectivamente.

Essa baixa concentração de N-amoniaco e N-NTK na terceira fase do experimento esta relacionada ao bom desempenho da nitrificação que também refletiu com maior período de repouso que conduziu a completa re-oxigenação do filtro. Segundo Kim et al. (2011) em sistemas de remoção biológica a atividade das bactérias nitrificantes pode ser limitada por mudanças nos níveis de oxigênio disponível.

Um fator importante que pode ter influenciado no menor desempenho da nitrificação no filtro de areia FAFin na fase I e II foram os problemas de colmatação. Dentro de 42 dias

Healy et al. (2007b) também identificaram problema de colmatação no filtro de areia que recebeu maior taxa de carregamento hidráulico, com $13,4 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Oito dias antes da obstrução, condições anóxicas foram desenvolvidas e causou deficiência na nitrificação completa.

Contudo, os dados obtidos nesta terceira etapa do experimento evidenciam uma ótima eficiência de nitrificação e desempenho do sistema FAFin que nas etapas anteriores não foi detectado. Isto reflete as mudanças que foram feitas nos sistemas de filtros de areia em relação ao maior período de intermitência e repouso e à ausência de problemas de colmatação.

Em termos de N-amoniaco os efluentes gerados pelo filtro de areia FAFin (exceto na fase I) e FAFin-S cumpriram com as exigências propostas pela legislação brasileira para lançamentos em corpos receptores, que deve obedecer ao limite de 20 mg N L^{-1} (CONAMA 430, 2011).

5.1.4 Compostos nitrogenados: nitrato e nitrito

Os filtros de areia de fluxo intermitente, no que se refere as concentrações de nitrato, não são compatíveis com as exigências para o enquadramento dos corpos hídricos, que estipula que em corpos de água de classe 1, 2 e 3 o valor limite para concentração de nitrato deve ser de 10 mg N L^{-1} (CONAMA 357, 2005).

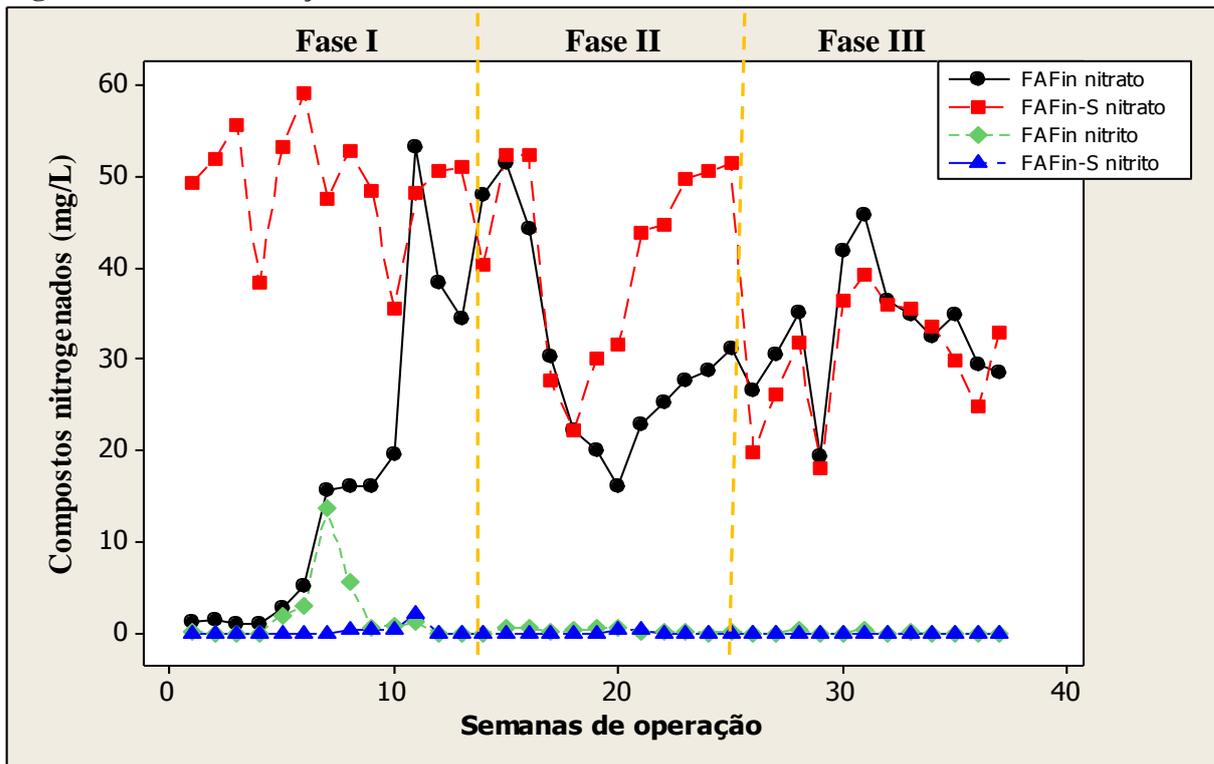
Na primeira fase do experimento os resultados dos filtros de areia FAFin e FAFin-S apresentaram concentrações médias para nitrato, com valores de $15,9 \pm 16,82 \text{ mg L}^{-1}$ e $49,4 \pm 6,38 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, o que evidenciou alta eficiência de nitrificação no filtro de areia de fluxo intermitente em série (FAFin-S). E valores médios para nitrito de $2,09 \pm 3,83 \text{ mg L}^{-1}$ para o FAFin e $0,26 \pm 0,60 \text{ mg L}^{-1}$ para o FAFin-S.

Os valores para N-NO_3^- (fase I) durante as seis primeiras semanas analisadas para o filtro de areia FAFin, conforme Figura 10, foram muito inferiores, elevando-se a partir da sétima semana. O que indica que o processo de nitrificação foi comprometido durante as semanas iniciais.

Conforme os resultados obtidos na segunda fase da pesquisa, Figura 10, os filtros de areia FAFin apresentaram melhor eficiência de nitrificação em relação a fase I, produzindo efluente com concentrações médias para nitrato de $30,7 \pm 11,36 \text{ mg L}^{-1}$. Já os filtros de areia FAFin-S continuaram a apresentar ótima eficiência de nitrificação, com valores médios de nitrato no efluente final de $41,4 \pm 10,85 \text{ mg L}^{-1}$.

Na terceira etapa do experimento ambos os sistemas de filtros de areia de fluxo intermitente apresentaram alta eficiência no processo de nitrificação, produzindo efluente final com concentração média de nitrato de $33 \pm 6,97 \text{ mg N L}^{-1}$ e $30 \pm 6,78 \text{ mg N L}^{-1}$ para os filtros de areia FAFin e FAFin-S, respectivamente (ver Apêndice C).

Figura 10 – Concentrações de nitrito e nitrato no efluente dos filtros de areia.



Healy et al. (2007b) observaram uma redução de 84 %, 86% e 91% do nitrogênio total nos três filtros de areia com cargas hidráulicas diferentes, o que representou respectivamente concentrações médias de 60 mg L^{-1} , 42 mg L^{-1} e 30 mg L^{-1} para N-NO_3^- no efluente final.

Os valores médios de nitrito (fase II) para os filtros de areia de fluxo intermitente foram de $0,27 \pm 0,26 \text{ mg L}^{-1}$ para o FAFin e de $0,06 \pm 0,14 \text{ mg L}^{-1}$ para o FAFin-S. Já na terceira fase as concentrações médias obtidas foram de $0,09 \pm 0,15 \text{ mg L}^{-1}$ e $0 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ para o FAFin e FAFin-S, respectivamente. Observa-se que as concentrações médias obtidas na segunda e terceira fase do experimento foram bem menores que as médias da fase I, o que é favorável ao sistema em operação, pois indica que a grande parcela do nitrito foi oxidada a nitrato pelas bactérias (BON) oxidadoras de nitrito (KIM et al., 2013).

Uma solução ideal para este tipo de efluente rico em nitrato é sua destinação para produção agrícola, pois representa uma oferta de nutrientes por manter o nitrogênio preservado e na forma de assimilação das plantas.

5.1.5 Fósforo e ortofosfato

A concentração média de fósforo total encontrada no esgoto bruto foi de $6,1 \pm 1,65$ mg L⁻¹. Já no efluente do reator UASB, conforme pode ser visualizado por meio da Tabela 7, a concentração média de fósforo total durante a primeira fase do experimento esteve ligeiramente superior a existente no esgoto bruto, com $6,5 \pm 1,55$ mg P L⁻¹. Este mesmo comportamento foi verificado por Silva G. et al. (2012) no efluente de reator UASB, onde a concentração média de fósforo total, 4,6 mg P L⁻¹, esteve superior ao encontrado no esgoto bruto (4,1 mg P L⁻¹).

Na segunda fase do experimento, analisando a Tabela 7, tem-se que a concentração média de fósforo encontrada no esgoto bruto foi de $8,6 \pm 4,03$ mg L⁻¹ estando entre os valores típicos de esgoto doméstico médio conforme Metcalf e Eddy (2003), o qual apresenta concentrações de 7 mg L⁻¹.

Tabela 7 – Concentrações médias de fósforo total e ortofosfato no sistema de tratamento biológico.

	P-Total (mg L⁻¹)	Desvio Padrão	P-orto (mg L⁻¹)	Desvio Padrão
FASE I				
EB	6,1	1,65	5,4	1,73
UASB	6,5	1,55	5,5	1,14
FAFin	7,3	2,08	6,5	1,40
FAFin-S	6,5	1,78	5,9	1,63
FASE II				
EB	8,6	4,03	2,8	1,38
UASB	6,5	2,19	3,0	1,60
FAFin	5,7	1,94	3,7	2,27
FAFin-S	6,9	2,39	3,5	1,48
FASE III				
EB	8,6	3,54	6,3	2,19
UASB	7,7	2,86	6,4	1,93
FAFin	6,2	2,35	6,2	2,26
FAFin-S	6,3	2,04	6,9	2,57

Quanto ao efluente do reator UASB, nesta segunda fase, a concentração média de fósforo total foi de $6,5 \pm 2,19 \text{ mg L}^{-1}$, e em termos de remoção, o reator UASB atingiu 24 %. Contudo, na terceira fase, o mesmo reator apresentou remoções de 10 %, produzindo efluente com valor médio de $7,7 \pm 2,86 \text{ mg P L}^{-1}$.

Os valores obtidos nas três fases do experimento comprovam a afirmação de Chernicharo (2007), de que em tratamento anaeróbio este constituinte é pouco afetado e os reatores anaeróbios possuem uma capacidade insatisfatória de remoção desta variável.

Na Tabela 7, observa-se que na primeira etapa o efluente final dos filtros de areia de fluxo intermitente também apresentou concentração de fósforo total superior ao encontrado no esgoto bruto, para o filtro de areia FAFin foi de $7,3 \pm 2,08 \text{ mg P L}^{-1}$ e para o filtro de areia FAFin-S foi de $6,5 \pm 1,78 \text{ mg P L}^{-1}$.

Os dados mostram que não houve remoção para esta variável e provavelmente os valores superiores encontrados no efluente final foi devido o desprendimento do biofilme, aderido ao meio filtrante, fundamentando-se no que Prochaska e Zouboulis (2003) afirmam, de que a incorporação do fósforo ao biofilme é um importante mecanismo de remoção deste composto em filtros de areia, devido sua participação no metabolismo dos microrganismos e sua consequente acumulação na biomassa.

Em filtros de areia de fluxo intermitente o fósforo pode ser removido por meio dos mecanismos de precipitação, incorporação ao biofilme e adsorção. A precipitação está relacionada com a retenção pelos íons, Fe^{3+} , Al^{3+} e Ca^{2+} , presentes nos leitos de areia e a adsorção dependerá do material do leito, quanto maior for o teor de argila maior a adsorção (PROCHASKA; ZOUBOULIS, 2003; RODGERS et al., 2005; SOVIK; KLOVE, 2005).

Segundo o experimento de alguns autores a eficiência de remoção de fósforo total em filtros de areia é baixa. Silva E. (2006) obteve remoção para esta variável com máxima de 41 % e mínima 27 %, enquanto Luna et al. (2013) apresentou remoção de fósforo total de apenas 20 % em filtros com profundidades de areia de 50 cm e 100 cm.

Na segunda fase do experimento, o filtro de areia FAFin apresentou 12 % de remoção de fósforo total em relação ao efluente de reator UASB, produzindo concentração média de $5,7 \pm 1,94 \text{ mg P L}^{-1}$. Contudo, o efluente dos filtros de areia FAFin-S apresentou concentração média de $6,9 \pm 2,39 \text{ mg P L}^{-1}$, superior ao encontrado no efluente anaeróbio.

Na terceira fase da pesquisa observa-se que houve uma pequena remoção de fósforo total de 19 % e 18 % no filtro de areia FAFin e FAFin-S, respectivamente, e os valores médios, Tabela 7, para os filtros de areia foi de $6,2 \pm 2,35 \text{ mg L}^{-1}$ e $6,3 \pm 2,04 \text{ mg L}^{-1}$ para o filtro FAFin e FAFin-S, respectivamente.

Estes resultados não se assemelharam com os de Tonetti et al. (2010), que em pesquisa usaram filtros com profundidades de areia de 50 e 75 cm que sempre apresentaram grande eficiência de remoção de fósforo, sempre superior a 92,6 %. No entanto, o filtro com 100 cm de profundidade de areia obteve maiores remoções, em torno de 97,3 %. Esta alta remoção se explica pela existência de uma ação biológica associada à provável presença de concentrações de ferro, alumínio ou calcário, que permite alta capacidade de retenção de fósforo.

O desempenho dos filtros de areia de fluxo intermitente neste estudo está mais relacionado a preservação deste nutriente do que o desempenho de remoção desta variável.

O efluente gerado pelos filtros de areia é importante no reuso agrícola, pois garante uma água residuária rica em nutriente que é essencial para o bom desempenho e rendimento da cultura. Manter o acompanhamento desta atividade para que não haja disposição inadequada e prejuízos com a salinização do solo é necessário, lembrando-se de cumprir as exigências estabelecidas pelos órgãos de saúde (KIZILOGLU et al., 2008).

5.1.6 Sólidos suspensos

O efluente do reator UASB apresentou remoção de 59 % para os SST, conforme a Tabela 8 na primeira fase do experimento. Essa eficiência de remoção gerou concentrações médias efluente de $80,5 \pm 55,1 \text{ mg L}^{-1}$. Esta concentração média do efluente manteve-se dentro da qualidade especificada por Von Sperling (2005) para este reator que é de 60 a 100 mg L^{-1} para os sólidos suspensos totais. Entretanto sua eficiência média de remoção foi inferior ao citado pelo mesmo autor, que garante uma remoção entre 65 a 80 % de SST.

Essa baixa eficiência provavelmente se deu a partir de problemas com arraste de material particulado (lodo) do reator, aumentando a concentração de sólidos suspensos totais no efluente.

Silva G. et al. (2012) utilizando reator UASB no tratamento de esgoto doméstico, com concentrações de sólidos suspensos de $230,2 \pm 86,1 \text{ mg L}^{-1}$, apresentou remoções em torno de 61,7 % de SS, produzindo efluente com concentrações de $88,1 \text{ mg L}^{-1}$. Estes resultados estiveram mais próximos ao encontrado no reator UASB utilizado nesta pesquisa.

El-Sheikhet al. (2011) em pesquisa utilizando reatores UASB para tratamento de águas residuárias de origem de curtumes, que apresentam cargas orgânicas mais elevadas que o esgoto doméstico, obteve remoções de SST mais altas que o obtido neste experimento,

chegando a 79 % de remoção para tempos de detenção hidráulica de 24 horas e 60,4 % para remoções com TDH de 5 horas.

Com o pós-tratamento de reator UASB por filtros de areia obteve-se melhores remoções para os sólidos suspensos no efluente final.

Tabela 8 – Concentrações e eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais, voláteis e fixos no sistema de tratamento, na primeira fase do experimento.

	EB	UASB	FAFin	FAFin-S
SST (mg L ⁻¹)	196,4	80,5	40,6	6,0
Remoção (%) **	-	59	50	93
Remoção Global (%) ***	-	59	79	97
SSV (mg L ⁻¹)	142,7	54,8	24,8	3,6
Remoção (%) **	-	62	55	93
Remoção Global (%) ***	-	62	83	97
SSF (mg L ⁻¹)	53,7	25,7	15,8	2,3
Remoção (%) **	-	52	39	91
Remoção Global (%) ***	-	52	71	96

** Eficiência de remoção em relação a etapa anterior.

*** Eficiência de remoção em relação ao esgoto bruto.

O sistema de filtros de areia FAFin-S, nesta primeira fase do experimento, como apresenta a Tabela 8, produziu efluente com os melhores resultados para as concentrações e eficiência de remoção no pós-tratamento dos sólidos suspensos totais, voláteis e fixos. Com remoção de 93 % dos SST e SSV e 91 % de remoção dos SSF. Entretanto, o filtro de areia FAFin apresentou concentrações maiores para os sólidos SST, SSV e SSF e valores inferiores para a eficiência de remoção, com 50 %, 55 % e 39 % respectivamente. O melhor desempenho foi obtido nos filtros de areia em série.

A eficiência de remoção em relação ao esgoto bruto foi sempre elevada, atingindo valores percentuais de 97 % para os SST e SSV no efluente dos filtros de areia FAFin-S, e de 79 % e 83 % para os SST e SSV, respectivamente, nos filtro de areia FAFin. Essa alta eficiência de remoção produziu um efluente com $6,0 \pm 3,35$ mg L⁻¹ e $40,6 \pm 38,02$ mg L⁻¹ de sólidos suspensos totais nos filtros de areia FAFin-S e FAFin, respectivamente.

Os filtros de areia FAFin-S apresentaram remoções de sólidos suspensos totais mais próximas ao encontrado em pesquisa com filtros de areia por Healy et al. (2007b), que obtiveram efluente com concentrações de $3,7$ g m² dia⁻¹ para SST representando efluente com remoções em torno de 99 %.

Por meio da Tabela 9 observa-se o comportamento do sistema de tratamento na segunda fase do experimento, em termos de sólidos suspensos.

O efluente do reator UASB apresentou remoção de 70 % para os SST. Essa eficiência de remoção gerou concentrações médias no efluente de $52 \pm 14,05 \text{ mg L}^{-1}$, mantendo-se dentro da qualidade especificada por Von Sperling (2005) para este reator, que é de 60 a 100 mg L^{-1} para os sólidos suspensos totais. E sua eficiência média de remoção também foi satisfatória mantendo-se no limite citado pelo mesmo autor, que garante uma remoção de 65 a 80 % para SST.

Tabela 9 – Concentrações e eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais, voláteis e fixos no sistema de tratamento, na segunda fase do experimento.

	EB	UASB	FAFin	FAFin-S
SST (mg L^{-1})	174,9	52	15	19,5
Remoção (%) **	-	70	71	62
Remoção Global (%) ***	-	70	91	89
SSV (mg L^{-1})	127,7	37,7	8	15,2
Remoção (%) **	-	70	79	60
Remoção Global (%) ***	-	70	94	88
SSF (mg L^{-1})	47,2	14,2	7,1	4,2
Remoção (%) **	-	70	50	70
Remoção Global (%) ***	-	70	85	91

** Eficiência de remoção em relação a etapa anterior.

*** Eficiência de remoção em relação ao esgoto bruto.

Na segunda fase do experimento os filtros de areia FAFin apresentaram elevada eficiência de remoção dos sólidos suspensos em comparação a primeira fase, conforme Tabela 9, com concentrações de SST e SSV menores que o encontrado no filtros de areia de fluxo intermitente em série (FAFin-S), mas que não apresentaram diferenças estatisticamente significativas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

A eficiência de remoção em relação ao esgoto bruto atingiu valores percentuais de 91 % para os SST e 94% para os SSV no efluente dos filtros de areia FAFin, e de 89 % e 88 % para os SST e SSV, respectivamente, nos filtros de areia FAFin-S. Os dados comprovam a alta capacidade de remoção dos SS em sistemas de filtros de areia.

Na terceira fase do experimento, como apresenta a Tabela 10, o reator anaeróbio atingiu valores médios de sólidos suspensos totais de $61,7 \pm 19,10 \text{ mg L}^{-1}$ mantendo-se dentro das concentrações especificadas por Von Sperling (2005). A eficiência de remoção de 61 % foi muito próximo ao encontrado por Silva G. et al. (2012), que em reator UASB obtiveram eficiência de remoção de sólidos suspensos de 61,7 %.

Conforme a Tabela 10, os filtros de areia apresentaram remoção em relação ao esgoto bruto de 91 % dos SST, 90 % dos SSV e 91 % dos SSF para o FAFin, e remoção de 94 % dos SST, 96 % dos SSV e 92 % dos SSF para o FAFin-S. Comprovando, que na terceira etapa, os filtros de areia mantiveram-se com alta eficiência de remoção para os sólidos suspensos.

Tabela 10 – Concentrações e eficiência de remoção dos sólidos suspensos totais, voláteis e fixos no sistema de tratamento, na terceira fase do experimento.

	EB	UASB	FAFin	FAFin-S
SST (mg L ⁻¹)	157,8	61,7	14,6	8,8
Remoção (%) **	-	61	76	86
Remoção Global (%) ***	-	61	91	94
SSV (mg L ⁻¹)	97,1	44,8	9,4	4,0
Remoção (%) **	-	54	79	91
Remoção Global (%) ***	-	54	90	96
SSF (mg L ⁻¹)	59,6	12,5	5,2	4,8
Remoção (%) **	-	79	58	62
Remoção Global (%) ***	-	79	91	92

** Eficiência de remoção em relação a etapa anterior.

*** Eficiência de remoção em relação ao esgoto bruto.

Os resultados obtidos nas três etapas da pesquisa demonstraram o bom desempenho do sistema anaeróbio seguido por filtros de areia de fluxo intermitente, como afirma Tonetti (2008), que este desempenho é tanto pela ação biológica em degradar o material suscetível como pelos materiais somente removíveis pela ação da filtração física.

5.1.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Na primeira e segunda fase do experimento, conforme Tabela 11, o esgoto bruto apresentou uma concentração média para a DQO de $506 \pm 126,17$ mg O₂ L⁻¹ e $467 \pm 107,68$ mg O₂ L⁻¹, respectivamente, estando na faixa considerada de esgoto médio conforme Metcalf e Eddy (2003). A relação DQO/DBO₅ do esgoto bruto doméstico em estudo foi de aproximadamente 1,9 na fase I e 2,2 na fase II, situando-se dentro dos valores de 1,7 a 2,5 definidos por Jordão e Pessoa (2005). Esta razão indica que a fração biodegradável é elevada e que o tratamento biológico é viável.

Quanto ao efluente do reator UASB, Tabela 11, a concentração média de DQO atingiu $224 \pm 90,50$ mg O₂ L⁻¹ (fase I) e $206 \pm 18,26$ mg O₂ L⁻¹ na segunda fase do

experimento, estando dentro dos valores considerados como típicos para esse efluente, estipulando o mínimo de $180 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e o máximo de $270 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Essa média proporcionou uma eficiência de remoção percentual da matéria orgânica, expressa como DQO, no efluente do reator UASB para as duas fases de 56 %, constatando-se uma eficiência mínima de remoção para este reator, confirmando o que Von Sperling (2005) afirma, que para reator UASB a eficiência de remoção de DQO está em torno dos 55 % e 70 %.

Em estudo Silva G. et al. (2012) também apresentou redução mínima de matéria orgânica em efluente de reator UASB, com remoção de DQO de 55,59 %.

Tabela 11 – Médias de DQO e DBO_5 e valores de remoção no reator UASB e nos filtros de areia de fluxo intermitente para todas as fases.

	EB	UASB	FAFin	FAFin-S
FASE I				
DQO _{bruta} Média($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	506	224	162	96
Remoção (%) **	-	56	28	57
Remoção Global (%) ***	-	56	68	81
DBO_5 Média($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	273	119	63	69
Remoção (%) **	-	56	47	42
Remoção Global (%) ***	-	56	77	75
DQO _{bruta} /DBO	1,85	1,88	2,57	1,39
FASE II				
DQO _{bruta} Média($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	467	206	45	47
Remoção (%) **	-	56	78	77
Remoção Global (%) ***	-	56	90	90
DBO_5 Média($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	210	112	54	33
Remoção (%) **	-	47	52	70
Remoção Global (%) ***	-	47	74	84
DQO _{bruta} /DBO	2,22	1,84	0,83	1,42
FASE III				
DQO _{bruta} Média($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	407	203	68	54
Remoção (%) **	-	50	67	73
Remoção Global (%) ***	-	50	83	87
DQO _{filtrada} Média($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	190	127	61	56
Remoção (%) **	-	33	52	56
Remoção Global (%) ***	-	33	68	71
DQO _{filtrada} /DQO _{bruta} X 100	47	63	90	103

** Eficiência de remoção em relação a etapa anterior.

*** Eficiência de remoção em relação ao esgoto bruto.

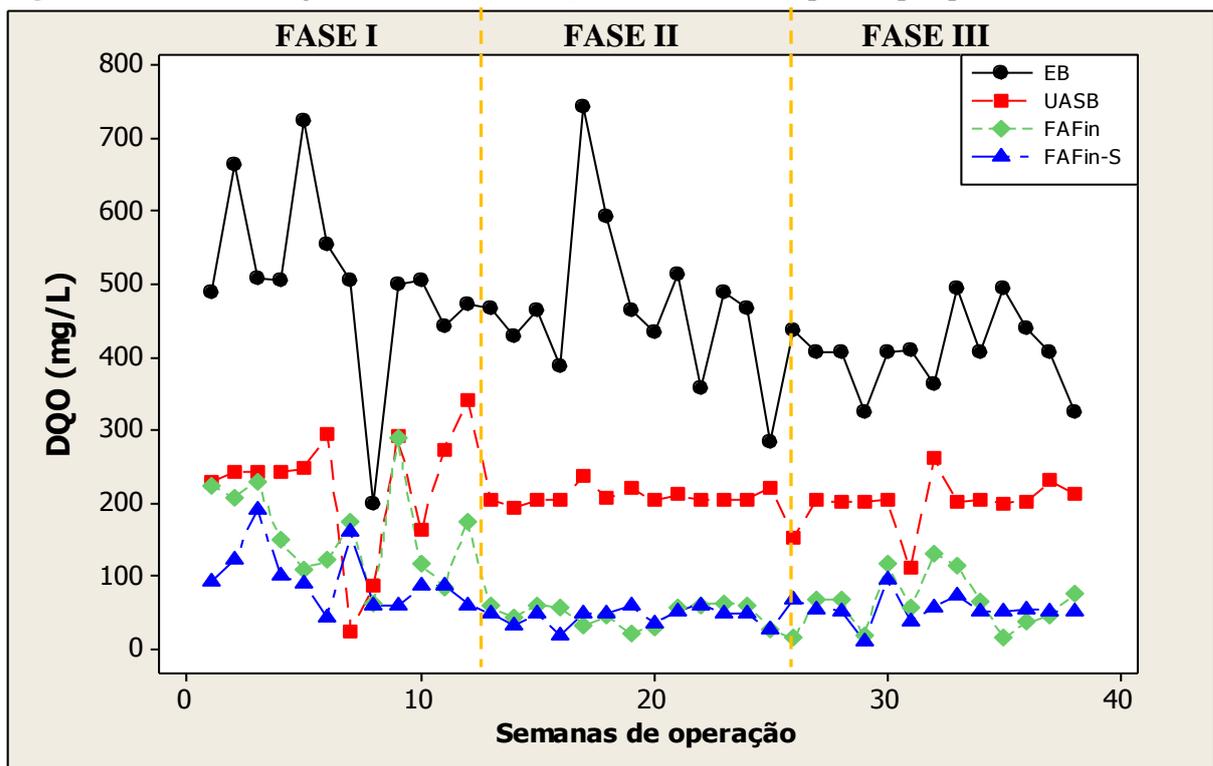
Na terceira fase o reator UASB, Tabela 11, apresentou um declínio na remoção de DQO, proporcionando no efluente anaeróbico uma eficiência de remoção percentual da matéria orgânica de apenas 50 %, constatando-se uma baixa eficiência nesta fase da pesquisa.

Na Figura 11 observa-se que a compensação da remoção da matéria carbonácea de forma satisfatória foi adquirida no pós-tratamento do efluente UASB por filtros de areia.

O efluente gerado pelos filtros de areia de fluxo intermitente, na primeira fase, apresentou remoção de DQO em relação ao esgoto bruto de 68 % para o filtro FAFin e 81 % para o filtro FAFin-S, na primeira fase.

Na primeira fase o sistema de tratamento por filtros de areia de fluxo intermitente em série (FAFin-S), em relação ao filtro FAFin, gerou um efluente com maior eficiência de remoção da matéria orgânica, e conseqüentemente, com as menores concentrações, garantindo um efluente de melhor qualidade para esta variável.

Figura 11 – Concentrações semanais de DQO nas diversas etapas da pesquisa.



A remoção de DQO no filtro de areia FAFin (fase I) foi comprometida devido os problemas oriundos da colmatação. Em que as condições aeróbias dispostas nos filtros, consorciada com os nutrientes, são essenciais para as bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica. Problemas como a colmatação pode gerar inúmeras desvantagens, inclusive a baixa remoção da matéria orgânica devido o comprometimento da re-oxigenação

no leito dos filtros, e conseqüentemente, a limitação do desempenho das bactérias (PETITJEAN et al., 2012; TONETTI, 2008).

A partir da segunda fase, observa-se na Figura 11 que os filtros de areia apresentam melhor eficiência de redução da matéria orgânica. Na fase II e III removeram, em relação ao efluente de reator UASB, 78 % e 67 %, respectivamente, para o filtro FAFin e 77 % e 73 % de remoção, respectivamente, para os filtros de areia FAFin-S.

Observa-se que os filtros de areia, na segunda e terceira etapa, apresentaram melhor desempenho que os filtros utilizados por Tonetti et al. (2010) com profundidades de areia de 50 e 75 cm, maior que o utilizado nesta pesquisa, que foi de 40 cm de profundidade. Com taxas de aplicações diárias de $300 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ de efluente anaeróbico em filtros de areia, com profundidades de 50, 75 cm, obtiveram remoções de DQO de 66,1 % e 67,9 %, respectivamente.

Essa alta eficiência de remoção da matéria orgânica produziu um efluente final com concentrações médias de DQO de $45 \pm 16,77 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $47 \pm 13,66 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, respectivamente, para os filtros de areia FAFin e FAFin-S, na segunda fase do experimento. E concentrações de DQO na terceira etapa de $68 \pm 37,50 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para FAFin e $54 \pm 19,69 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para FAFin-S. Estes resultados foram mais satisfatórios que os obtidos por Tonetti et al. (2010) que apresentaram valores de DQO no efluente final de $155 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ no filtro de areia com profundidade de 50 cm, e de $119 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ no filtro com profundidade de 75 cm.

Bendida et al. (2013) em estudo de filtros de areia no tratamento de águas residuárias domésticas obtiveram elevada redução de matéria orgânica, com eficiência na remoção de DQO de 88,37 % e redução de DBO de 93,33 %.

Valores satisfatórios também foram alcançados por Rodriguez-Caballero et al. (2012) e Healy et al. (2007b) que obtiveram em efluentes de filtros de areia remoções de matéria orgânica de 99 % e 91 %, respectivamente. Chegando a atingir concentrações médias de efluente de $28 \pm 15 \text{ mg L}^{-1}$ para $\text{DQO}_{\text{total}}$ (HEALY et al., 2007b).

Em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio, a eficiência de remoção percentual média da matéria orgânica, na primeira fase, conforme Tabela 11, no efluente do reator UASB foi de 56 %, apresentando remoção mínima para este parâmetro, que segundo Chernicharo (2001) a eficiência de remoção desta variável está na faixa de 55 a 75 %. Contudo, na segunda fase a remoção no efluente do reator UASB foi inferior ao recomendado, com apenas 47 %, produzindo efluente com concentração média de $112 \pm 21,64 \text{ mg L}^{-1}$.

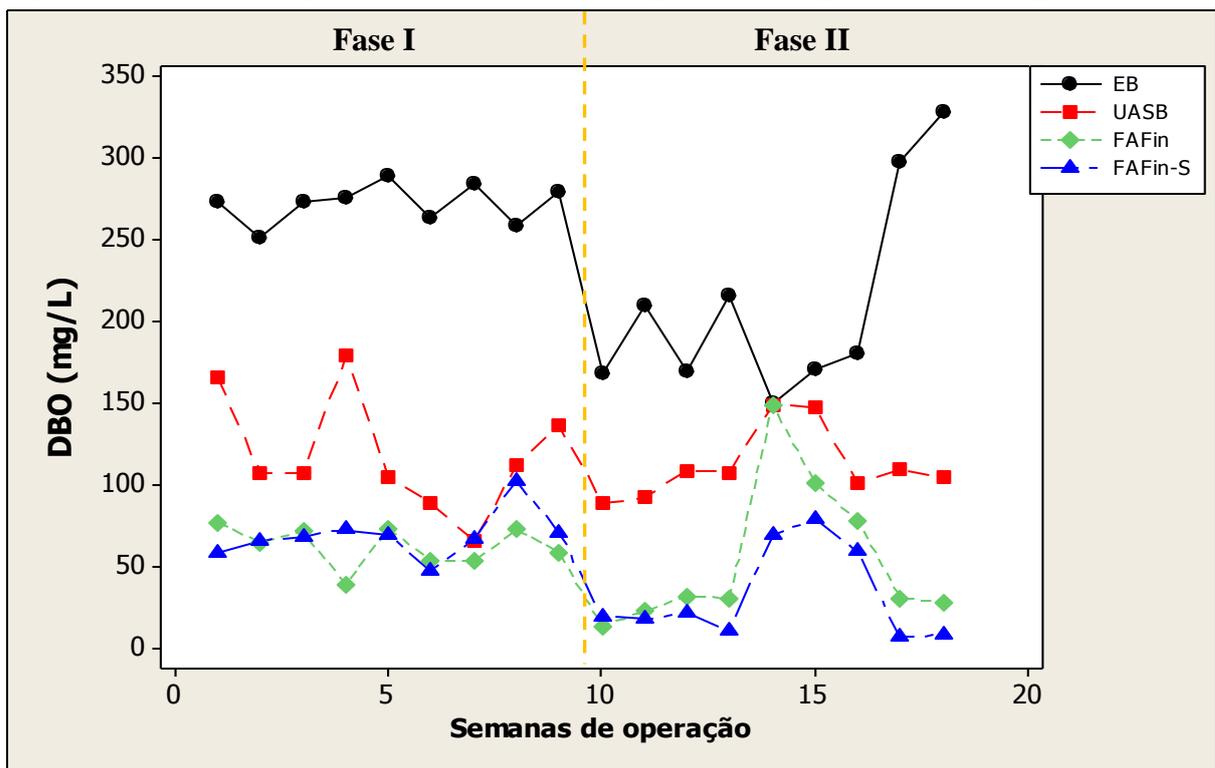
O comportamento do reator UASB, Figura 12, e os resultados obtidos foram mais próximos ao apresentado por Silva G. et al. (2012), que obteve eficiência de remoção de DBO

de 59 % em efluente de reator UASB. Remoções maiores de DBO_5 foram alcançadas por El-Sheikhet al. (2011) que obtiveram efluente com eficiência de remoção para DBO_5 em torno de 76 % a 79 %.

No entanto, o pós-tratamento do efluente anaeróbio por filtros de areia teve o papel de complementar a remoção da matéria orgânica e produzir efluente final dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental.

Na primeira etapa do experimento, em relação ao efluente anaeróbio, os filtros apresentaram remoções de 47 % e 42 %, respectivamente, para FAFin e FAFin-S e remoções globais em torno de 77 % e 75 %, respectivamente, para DBO_5 . Essa eficiência de remoção da matéria orgânica produziu um efluente final, conforme Figura 12, com concentrações médias de DBO_5 de $63 \pm 12,41 \text{ mg L}^{-1}$ para FAFin e $69 \pm 14,47 \text{ mg L}^{-1}$ para os filtros de areia de fluxo intermitente em série (FAFin-S).

Figura 12 – Concentrações semanais de DBO_5 na primeira e segunda fase do experimento.



Nota: Dados de DBO_5 compreenderam apenas a primeira e segunda fase do experimento.

Na fase II, Figura 12, os filtros apresentaram melhor desempenho de remoção de DBO_5 , provavelmente pela melhor disponibilidade de oxigênio e menores frequências de colmatação, com 52 % e 70 %, respectivamente, para os filtros FAFin e FAFin-S e remoções globais em torno de 74 % e 84 %, respectivamente. Essa eficiência de remoção da matéria

orgânica produziu um efluente final, Tabela 11, com concentrações médias de DBO de $54 \pm 45,58 \text{ mg L}^{-1}$ para o filtro de areia FAFin e $33 \pm 28,44 \text{ mg L}^{-1}$ para o filtro de areia FAFin-S.

Em termos de lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, nas duas fases da pesquisa, os filtros FAFin e FAFin-S apresentaram concentrações médias dentro do valor estabelecido pela resolução 430 do CONAMA (2011), que admiti lançamento de efluente com no máximo 120 mg L^{-1} de DBO_5 .

5.1.8 Turbidez

Foram tomados para o parâmetro de turbidez apenas o efluente do reator UASB e os efluentes dos sistemas de pós-tratamento. A coleta de dados predominou durante a terceira fase do experimento, fase esta em que foi determinado um maior tempo de intermitência e repouso para os filtros de areia de fluxo intermitente.

A turbidez é um parâmetro físico de grande importância, usado no intuito de avaliar a concentração de sedimentos em suspensão e na análise da qualidade de água para a irrigação.

Ao analisar os dados de turbidez obtidos para o efluente anaeróbio percebe-se uma grande oscilação dos resultados, Figura 13, apontando para uma média de $92,3 \pm 24,15 \text{ NTU}$. Por sua vez no efluente dos filtros de areia obteve-se uma remoção média de turbidez de 97 % para o filtro de areia FAFin e 99 % para o filtro de areia FAFin-S. Essa eficiência de remoção produziu efluente final com concentração média de $2,74 \pm 2,24 \text{ NTU}$ e $0,71 \pm 0,97 \text{ NTU}$, respectivamente, para FAFin e FAFin-S.

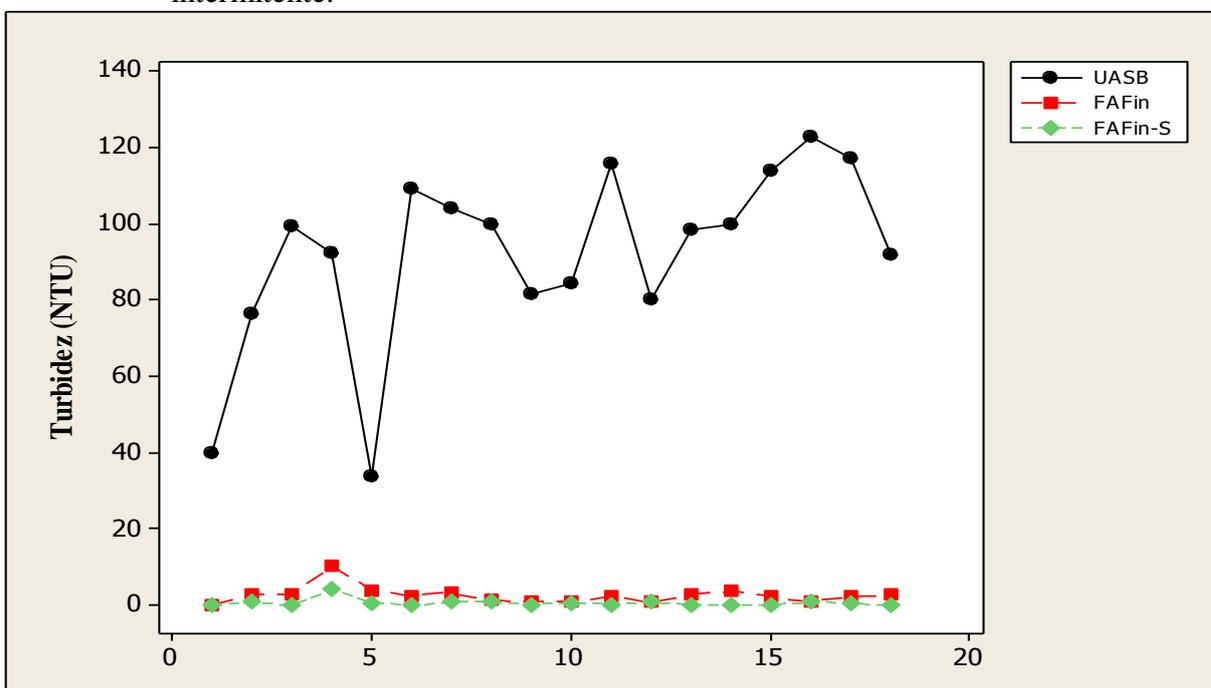
Percebe-se, por meio da Figura 13, que em algumas semanas de amostragem até mesmo o efluente do reator UASB atenderia as exigências para corpos de água de classe 2 e 3 que segundo o CONAMA (2005) estipula o limite máximo de turbidez de 100 NTU, entretanto ocorreram muitas oscilações e os picos mais elevados ultrapassaram este limite chegando a 123 NTU. Com base nas médias obtidas os efluentes dos filtros de areia possuíram valores abaixo do limite máximo exigido para corpos de água classe 1 que é de 40 NTU segundo o CONAMA (2005).

No que se refere ao reuso agrícola, de acordo com a USEPA (2004), a irrigação restrita (ex: culturas alimentícias) por aspersão em qualquer situação, exige um padrão de qualidade de efluentes com turbidez $\leq 2 \text{ NTU}$, observando que o efluente do filtro de areia FAFin-S se enquadrou nestas exigências, contudo, o filtro de areia FAFin obteve um efluente com concentração um pouco superior ao sugerido pela USEPA.

Os filtros de areia de fluxo intermitente apresentaram remoções de turbidez e concentrações, no efluente final, mais satisfatórias que as apresentadas por Silva E. (2006), Tonetti (2008) e Tonetti et al. (2012), que obtiveram turbidez abaixo de 5 NTU, 12 NTU e 6,3 NTU, respectivamente.

Os resultados obtidos afirmam que os filtros de areia de fluxo intermitente obtiveram elevada eficiência de remoção de turbidez no efluente e que são uma ótima alternativa de tratamento para este parâmetro.

Figura 13 - Turbidez efluente do reator anaeróbio e efluentes dos filtros de areia de fluxo intermitente.



5.2 COLMATAÇÕES NOS FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE

O processo de colmatção leva a perda de permeabilidade, capacidade hidráulica e desempenho do leito. Nos filtros de areia de fluxo intermitente foram detectados problemas de obstrução durante a primeira e segunda fase do experimento.

Alguns fatores podem ser importantes fenômenos de colmatção nos filtros de areia. Dentre eles estão: a taxa de carregamento hidráulico, a carga orgânica, os sólidos suspensos totais, frequências de dosagens, aeração e tempo de operação.

Durante a primeira fase do experimento os filtros de areia apresentaram problemas de colmatção a partir do 20º dia de operação. Soluções mais rápidas como a retrolavagem foram realizadas nos filtros de areia FAFin e FAFin-S com intuito de recuperação do

desempenho desses filtros. O processo da retrolavagem consiste na passagem da água através do filtro em sentido contrário ao fluxo de filtração objetivando remover partículas orgânicas e inorgânicas retidas no meio filtrante (SALCEDO et al., 2011). Passando-se 46 dias após a retrolavagem o filtro de areia FAFin voltou a colmatar.

A primeira fase do experimento foi caracterizada por taxa de aplicações hidráulicas de $400 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ distribuídos por 8 vezes ao dia, com período de intermitência de 3 horas para cada ciclo. Após surgirem os problemas de entupimento foram sugeridas mudanças na redução da aplicação das taxas hidráulicas com hipóteses de que a carga orgânica e os sólidos suspensos também estivessem contribuindo para a obstrução dos filtros.

Na segunda fase do experimento foram reduzidas as taxas de aplicações de afluente para $280 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ e após 13 dias em operação o filtro de areia FAFin-S apresentou problemas de entupimento e após 48 dias o FAFin também colmatou, ocasionando perda de permeabilidade e capacidade hidráulica. Soluções mais rápidas como a retrolavagem foram realizadas nos filtros de areia FAFin e FAFin-S e após 30 dias os filtros voltaram a colmatar.

Foi observado que mesmo com taxas de aplicações menores os filtros de areia colmataram e não conseguiram manter a re-oxigenação do meio.

Segundo Petitjean et al. (2012) os problemas de colmatação podem ser evitados com os períodos de repouso que conduz ao decaimento bacteriano e a completa re-oxigenação do filtro. A aeração também é um fator que influencia na colmatação. Se não houver tempo suficiente para que o filtro atinja a saturação de oxigênio algumas limitações podem ocorrer e consequentemente, o rápido entupimento.

Na terceira fase do experimento foi considerado maior tempo de repouso para que os filtros atingissem a completa re-oxigenação. Os filtros de areia de fluxo intermitente operaram com taxas hidráulicas de $300 \text{ L m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ mas com dosagens diárias de 6 ciclos que compreenderam o período de 5 horas da manhã até 23 horas da noite. O período de repouso de 6 horas diárias foi suficiente para melhorar o desempenho do sistema. Durante todo o decorrer da terceira fase não foram observados problemas de colmatação no sistema de filtros de areia.

5.3 COMPARAÇÕES DAS MÉDIAS ENTRE OS FILTROS DE AREIA DE FLUXO INTERMITENTE PARA OS PARÂMETROS UTILIZADOS.

O filtro de areia FAFin apresentou diferença significativa para DQO_{bruta} em relação ao filtro de areia FAFin-S na primeira fase do experimento, Tabela 12. Essa diferença pode

ser explicada devido aos problemas de obstrução que este filtro apresentou durante a primeira fase e que limitou a disponibilidade do oxigênio e conseqüentemente prejudicou a biodegradação da matéria orgânica.

Tabela 12 – Comparação das concentrações de DQO, DBO₅ e alcalinidade entre os filtros de areia FAFin e FAFin-S.

	DQO_{bruta} (mg L ⁻¹)	DBO₅ (mg L ⁻¹)	Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)
FASE I			
FAFin	162 a	63 a	219 a
FAFin-S	96 b	69 a	21 b
FASE II			
FAFin	45 a	54 a	139 a
FAFin-S	47 a	33 a	50 b
FASE III			
FAFin	68 a	-	65 a
FAFin-S	54 a	-	66 a

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Na mesma Tabela 12 observa-se que para alcalinidade total os filtros de areia FAFin e FAFins apresentaram diferenças significativas na primeira e segunda fase. Este comportamento foi favorecido pelos problemas de colmatção que foram muito frequentes no FAFin, ocasionando desempenho insatisfatório da nitrificação e levando ao baixo consumo de alcalinidade, sabendo-se que o processo de nitrificação gera consumo de alcalinidade.

Na terceira fase, Tabela 12, para todos os parâmetros não houve diferenças significativas entre as médias do filtro de areia FAFin e FAFin-S, o que pressupõe, que havendo precauções com os problemas de colmatção que podem surgir nesses sistemas, o uso de apenas um filtro de areia para o pós-tratamento de efluente de reator UASB é suficiente para alcançar as remoções e exigências de qualidade de efluente para os parâmetros de DQO e alcalinidade total.

Na Tabela 13 observa-se que na terceira etapa do experimento o filtro de areia FAFin não diferiu estatisticamente das concentrações médias do filtro de areia FAFin-S, apresentando alta eficiência na remoção de NTK e amônia e demonstrando desempenho na nitrificação.

Nesta terceira fase um maior tempo de repouso e intermitência foi proposto aos filtros de areia o que conduziu a um decaimento bacteriano e melhor re-oxigenação do meio, como afirmam Petitjean et al. (2012). O baixo desempenho da nitrificação nas demais fases esteve relacionado a má oxigenação no filtro, ocasionada pelos problemas de obstrução.

Tomando-se como comparação a terceira fase do experimento, conforme Tabela 13, em que não foi identificado diferenças significativas entre as médias do filtro de areia FAFin e FAFin-S, mais uma vez indica que o uso de apenas um filtro de areia de fluxo intermitente para o pós-tratamento de efluente de reator UASB é suficiente para alcançar as remoções de amônia e produzir efluente rico em nitrato.

Para fósforo total e ortofosfato a Tabela 13 destaca que não houve diferença significativa entre as médias nas três fases do experimento, concluindo-se que neste sistema de filtros de areia de fluxo intermitente este nutriente é preservado no efluente.

Tabela 13 – Comparação das concentrações de nutrientes entre os filtros de areia FAFin e FAFin-S.

	NTK (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	FÓSFORO (mg L ⁻¹)	ORTOFOSFATO (mg L ⁻¹)
FASE I						
FAFin	27,9 a	24,9 a	2,09 a	15,9 b	7,3 a	6,5 a
FAFin-S	1,7 b	1,0 b	0,26 a	49,4 a	6,5 a	5,9 a
FASE II						
FAFin	12,7 a	10,1 a	0,27 a	30,7 a	5,7 a	3,7 a
FAFin-S	1,9 b	0,9 b	0,06 b	41,4 a	6,9 a	3,5 a
FASE III						
FAFin	1,8 a	1,4 a	0,09 a	33,0 a	6,2 a	6,2 a
FAFin-S	1,5 a	1,0 a	0,00 a	30,0 a	6,3 a	6,9 a

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Na Tabela 14, observa-se que os filtros de areia diferiram estatisticamente na primeira e terceira fase para os sólidos suspensos totais e voláteis. O filtro de areia FAFin-S obteve concentrações médias inferiores as obtidas no filtro de areia FAFin demonstrando que em termos de remoções dos sólidos suspensos voláteis o filtro de areia de fluxo intermitente em série apresentou melhor desempenho.

Tabela 14 – Comparação das concentrações de sólidos suspensos entre os filtros de areia FAFin e FAFin-S.

	SST	SSV	SSF
FASE I			
FAFin	40,6 a	24,8 a	15,8 a
FAFin-S	6,0 b	3,6 b	2,3 a
FASE II			
FAFin	15,0 a	8,0 a	7,1 a
FAFin-S	19,5 a	15,2 a	4,2 a
FASE III			
FAFin	14,6 a	9,4 a	5,2 a
FAFin-S	8,8 a	4,0 b	4,8 a

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos nesta pesquisa demonstraram que ambos os sistemas de pós-tratamento apresentaram bom desempenho, com eficiência de remoção de matéria carbonácea, expressa como DQO, na fase II e III de 90 % e 83 % no efluente do filtro de areia de fluxo intermitente e 90 % e 87 % no efluente dos filtros de areia de fluxo intermitente em série.

O sistema combinado por filtros de areia de fluxo intermitente demonstrou ser viável no pós-tratamento de efluente de reator UASB, gerando satisfatória remoção dos SST e SSV e por apresentarem efluente com satisfatório valor de turbidez. Os dados comprovaram que a remoção dos SST, no efluente final, variou de 79 % a 91 % nos filtros de areia de fluxo intermitente e de 89 % a 97 % nos filtros de areia de fluxo intermitente em série.

Além de complementar a remoção de matéria orgânica os filtros de areia promoveram eficiente nitrificação, com valores superiores a 96 % da remoção de N-NTK e amônia na terceira fase do experimento, produzindo efluente com elevadas concentrações de nitrato, acima de $30 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ para ambos os filtros.

A eficiência dos filtros de areia FAFin e FAFin-S foi similar para o pós-tratamento de efluente de reator UASB na fase III, não havendo diferenças estatisticamente significativas, comprovando que o uso de apenas um filtro de areia de fluxo intermitente (FAFin) foi satisfatório e suficiente para atingir as remoções e produzir efluente de qualidade.

O sistema apresentou efluente final com qualidade que atenderia aos padrões para reuso, preservando inclusive, os nutrientes contidos no esgoto, indicando a viabilidade do efluente no reuso agrícola de culturas cujo produto não se destina para fins comestíveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABU GHUNMI, L.; ZEEMAN, G.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J. B. Grey water treatment in a series anaerobic – aerobic system for irrigation. **Bioresource Technology**. v. 101, p. 41-50, 2010.
- AGRAFIOTI, E.; DIAMADOPOULOS, E. A strategic plan for reuse of treated municipal wastewater for crop irrigation on the Island of Crete. **Agricultural Water Management**. v. 105, p. 57- 64, 2012.
- ALVES, W. W. A.; AZEVEDO, C. A. V.; DANTAS NETO, J.; LIMA, V. L. A. Área foliar do algodoeiro irrigado com água residuária adubado com nitrogênio e fósforo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. v. 4, n. 1, p. 41-46, jan./mar. 2009.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, DC.: American Public Health Association, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502**: rochas e solo. Rio de Janeiro, 1995.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997. 60 p.
- BANDARA, W. M. K. R. T. W.; KINDAICHI, T.; SATOH, H.; SASAKAWA, M.; NAKAHARA, Y.; TAKAHASHI, M.; OKABE, S. Anaerobic treatment of municipal wastewater at ambient temperature: Analysis of archaeal community structure and recovery of dissolved methane. **Water Research**. v. 46, p. 5756-5764, 2012.
- BENDIDA, A.; TIDJANI, A. E.; BADRI, A.; KENDOUCI, M. A.; NABOU, M. Treatment of domestic wastewater from the town of Bechar by a sand filter (sand of Beni Abbes Bechar Algeria). **Energy Procedia**. v. 36, p. 825-833, 2013.
- BEZERRA, B. G.; FIDELES FILHO, J. Análise de crescimento da cultura do algodoeiro irrigada com águas residuárias. **Revista de Ciências Agrônômicas**, Fortaleza, v. 40, n. 3, p. 339-345, jul./set. 2009.
- BÍBLIA. Português. Bíblia sagrada. Tradução de João Ferreira de Almeida. São Paulo: Sociedade Bíblica do Brasil, 1969. 1084 p. Edição Revista Corrigida.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Aplicação controlada de água residuária e lodo de esgoto no solo, para melhorar e incrementar a agricultura do semiárido nordestino**. Brasília: Funasa, 2007. 120 p. Disponível em <<http://www.funasa.gov.br/internet/arquivos/biblioteca/apliControl.pdf>>. Acesso em: 15 maio 2012.
- BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to wastewater and sludge treatment processes. **Water S.A.** v. 1, n. 24, p. 49-56, 1998.

- BUNTNER, D.; SÁNCHEZ, A.; GARRIDO, J. M. Feasibility of combined UASB and MBR system in dairy wastewater treatment at ambient temperatures. **Chemical Engineering Journal**. v. 230, p. 475-481, 2013.
- CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL A. C.; FORESTI E.; CYBIS L. F. Introdução. In: Chernicharo, C. A. L. (coordenador). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: FINEP/PROSAB, 2001. p. 1-12.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. 380 p.
- CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment - A State-of-the-art review. **Water Research**. v. 46, p. 3434-3470, 2012.
- COHIM, E.; DOURADO, M.; KIPERSTOK, A. Tempo médio de passagem de líquido em filtros intermitentes de leito de areia. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 31, 2008, Santiago. **Anais...Santiago**: AIDIS, 2008. 8p.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, completa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Ministério do Meio Ambiente.
- DHAKED, R. K.; SINGH, P.; SINGH, L. Biomethanation under psychrophilic conditions. **Waste Management**. v. 30, n. 12, p. 2490-2496, 2010.
- DOLINSEK, J.; LAGKOUVARDOS, I.; WANEK, W.; WAGNER, M.; DAIMS, H. Interactions of Nitrifying Bacteria and Heterotrophs: Identification of a *Micavibrio*-Like Putative Predator of *Nitrospiraspp*. **Appl. Environ. Microbiol.** v. 79, n. 6, p. 2027-2037, 2013.
- DONOSO-BRAVO, A.; BANDARA, W. M. K. R. T. W.; SATOH, H.; RUIZ-FILIPPI, G. Explicit temperature-based model for anaerobic digestion: Application in domestic wastewater treatment in a UASB reactor. **Bioresource Technology**. v. 133, p. 437-442, 2013.
- ELMITWALLI, T.; OTTERPOHL, R. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Water Research**. v. 41, n. 6, p. 1379-1387, 2007.
- EL-SHEIKH, M. A.; SALEH, H. I.; FLORA, J. R.; ABDEL-GHANY, M. R. Biological tannery wastewater treatment using two stage UASB reactors. **Desalination**. v. 276, p. 253-259, 2011.

- FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetland. **Ecol. Eng.** v. 35, p. 987-1004, 2009.
- FORQUET, N.; WANKO, A.; MOSÉ, R.; SADOWSKI, A. Diphasic modelling of vertical flow filter. **Ecological Engineering.** v. 35, p. 47-56, 2009.
- HEALY, M. G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. **Bioresource Technology.** v. 98, p. 2268-2281, 2007a.
- HEALY, M. G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Performance of a stratified sand filter in removal of chemical oxygen demand, total suspended solids and ammonia nitrogen from high-strength wastewaters. **Journal of Environmental Management.** v. 83, p. 409-415, 2007b.
- HENZE, M.; LEDIN, A. Types, Characteristics and Quantities of Classic, Combined Domestic Wastewaters. In: LENS, G.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **Decentralized Sanitation and Reuse: concepts, systems and implementation.** London: IWA Publishing, 2001.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- KIM, Y. M.; CHO, H. U.; LEE, D. S.; PARK, D.; PARK, J. M. Influence of operational parameters on nitrogen removal efficiency and microbial communities in a full-scale activated sludge process. **Water Research.** v. 45, p. 5785-5795, 2011.
- KIM, Y. M.; PARK, H.; CHO, K. H.; PARK, J. M. Long term assessment of factors affecting nitrifying bacteria communities and N-removal in a full-scale biological process treating high strength hazardous wastewater. **Bioresource Technology.** v. 134, p. 180-189, 2013.
- KIZILOGLU, F. M.; TURAN, M.; SAHIN, U.; KUSLU, Y.; DURSUN, A. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. **Agricultural Water Management.** v. 95, p. 716-724, 2008.
- LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research.** v. 45, n. 16, p. 4683-4699, 2011.
- LEITE, V. D.; ATHAYDE, G. B. J.; SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; PRASAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** Campina Grande, v. 9, p. 71-75, 2005
- LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLOUS, G.; DARBY, J. L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. **Water Research.** v. 43, p. 695-705, 2009.

LIU, X.; ZHANG, J.; YIN, J.; DUAN, H.; WU, Y.; SHAO, B. Analysis of hormone antagonists in clinical and municipal wastewater by isotopic dilution liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Anal Bioanal Chem.** v. 396, p. 2977-2985, 2010.

LUNA, M. L. D.; SOUSA, J. T.; LIMA, V. L. A.; ALVES, A. S.; PEARSON, H. W. Pós-tratamento de efluente de tanque séptico utilizando filtros intermitentes de areia operando em condições tropicais. **Scientia Plena.** v.9, n. 9, p. 1-8, 2013.

MADIGAN, M. T. et al. **Microbiologia de Brock.** 12 ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 1160 p.

MAY, Simone. **Caracterização, tratamento e reuso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações.** 2009. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

METCALF; EDDY. **Wastewater Engineering: treatment and reuse.** 4 ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MOLLEDA, P.; BLANCO, I.; ANSOLA, G.; LUIS, E. Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. **Ecological Engineering.** v. 33, p. 252-257, 2008.

O'TOOLE, J. et al. Microbial quality assessment of household greywater. **Water Research.** v.46, p. 4301-4313, 2012.

OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey: the new colors of sanitation. **Water** **21**, p. 31-41, out. 2001.

PEDRERO, F.; KALAVROUZIS, I.; ALARCÓN, J. J.; KOUKOULAKIS, P.; ASANO, T. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture-Review of some practices in Spain and Greece. **Agricultural Water Management.** v. 97, p. 1233-1241, 2010.

PETITJEAN, A.; FORQUET, N.; WANKO, A.; LAURENT, J.; MOLLE, P.; MOSÉ, R.; SADOWSKI, A. Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: Impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. **Water Research.** v. 46, 2270-2280, 2012.

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

QI, W.; GUO, Y.; XUE, M.; LI, Y. Hydraulic analysis of an upflow sand filter: Tracer experiments, mathematical model and CFD computation. **Chemical Engineering Science.** v. 104, p. 460-472, 2013.

RAMIREZ, I.; VOLCKE, E. I. P.; RAJINIKANTH, R.; STEYER, J. Modeling microbial diversity in anaerobic digestion through an extended ADM1 model. **Water Research.** v. 43, p. 2787-2800, 2009.

RODGERS, M.; HEALY, M. G.; MULQUEEN, J. Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. **Water Research**. v. 39, p. 3279-3286, 2005.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer**. 5. ed. Paris: Dunod, 1975. 692 p.

RODRIGUEZ-CABALLERO, A.; RAMOND, J. B.; WELZ, P. J.; D.A. COWAN, D. A.; ODLARE, M.; BURTON, S. G. Treatment of high ethanol concentration wastewater by biological sand filters: Enhanced COD removal and bacterial community dynamics. **Journal of Environmental Management**. v. 109, p. 54-60, 2012.

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, p. 998-1007, 2009.

SABBAH, I.; BARANSI, K.; MASSALHA, N.; DAWAS, A.; SAADI, I.; NEJIDAT, A. Efficient ammonia removal from wastewater by a microbial biofilm in tuff-based intermittent biofilters. **Ecological Engineering**. v. 53, p. 354-360, 2013.

SALCEDO, J. C.; TESTEZLAF, R.; MESQUITA, M. Processo da retrolavagem em filtros de areia usados na irrigação localizada. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**. v. 31, n. 6, p. 1226-1237, nov./dez. 2011.

SILVA, E. H. B. C. **Polimento de efluente de UASB com filtros intermitentes de areia**. 2006. 131 f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2006.

SILVA FILHO, H. A. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. 2009. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SILVA, G. G.; NAVAL, L. P.; RIOS, R. F. M.; PEDROSA, M. M. Biofiltro anaeróbio utilizado no pós-tratamento de efluentes de reator UASB – um estudo em escala real. **AIDIS**. v. 5, n. 3, p. 39-50, 2012.

SOVIK, A. K.; KLOVE, B. Phosphorus retention processes in shell sand filter systems treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**. v. 25, p. 168-182, 2005.

TOMEI, M. C.; BRAGUGLIA, C. M.; MININNI, G. Anaerobic degradation kinetics of particulate organic matter in untreated and sonicated sewage sludge: Role of the inoculum. **Bioresource Technology**. v. 99, p. 6119-6126, 2008.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F. de; SÃO PEDRO, C. C. O. Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtro de areia. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 10, n. 3, p. 209-218, jul./set. 2005.

TONETTI, A. L. **Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de areia**. 2008, 204f..Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, Departamento de Saneamento e Ambiente-DAS, Campinas, 2008.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; BERTONCINI, E. I.; ROBERTO, A.; OLIVEIRA, R. A.; STEFANUTTI, R. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 14, n. 2, p. 227-234, 2010.

TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; NICOLAU, C. E.; BARBOSA, M.; TONON, D. Tratamento de esgoto e produção de água de reuso com o emprego de filtros de areia. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 17, n. 3, p. 287-294, jul./set. 2012.

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, p. 169-178, 2009.

USEPA-UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Decentralized systems technology fact sheet - Recirculating sand filter**. Washington, D.C. 1999. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=P1000S7Y.PDF>>. Acesso em 15 março 2013.

USEPA-UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. Washington, D.C. 2004. Disponível em: <<http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/30006MKD.pdf>>. Acesso em: 20 dezembro 2013.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994. 240 p.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. O. **Comportamento do sistema de lodos ativados. Campina Grande**. 1999.

VAN RIJN, J.; TAL, Y.; SCHREIER, H. J. Denitrification in recirculating systems: theory and applications. **Aquacultural Engineering**. v. 34, p. 364-376. 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2005. 452 p.

WHANG, L.; WU, Y.; LEE, Y.; CHEN, H.; FUKUSHIMA, T.; CHANG, M.; CHENG, S.; HSU, S.; CHANG, C.; SHEN, W.; HUANG, C. K.; FU, R.; CHANG, B. Nitrification performance and microbial ecology of nitrifying bacteria in a full-scale membrane bioreactor treating TFT-LCD wastewater. **Bioresource Technology**. v. 122, p. 70-77, 2012.

WIESMANN, Udo; CHOI, In Su; DOMBROWSKI, Eva-Maria. **Fundamentals of Biological Wastewater Treatment**. Germany: WILEY-VCH Verlag GmbH e Co. KGaA, 2007.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines**. Geneva: WHO, 2000. v. 78, n. 9.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater:** Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO, 2006 a. v. 2.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater:** Excreta and greywater use in agriculture. Geneva: WHO, 2006 b. v. 4.

ZHANG, J.; HUANG, X.; LIU, C.; SHI, H; HU, H. Nitrogen removal enhanced by intermittent operation in a subsurface wastewater infiltration system. **Ecological Engineering**. v. 25, p. 419-428. 2005.

ZHANG, L.; HENDRICKX, T. L. G.; KAMPMAN, C.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G. Co-digestion to support low temperature anaerobic pretreatment of municipal sewage in a UASB–digester. **Bioresource Technology**. v. 148, p. 560-566, 2013.

APÊNDICE A - Dados da caracterização físico e química do afluente e efluentes do sistema de tratamento, na fase I.

Tabela 15 – Concentrações médias por parâmetros na primeira fase.

FASE I						
Parâmetro	Unidade	N	EB (média)	UASB (média)	FAFin (média)	FAFin-S (média)
pH	-	13	7,14	7,14	6,65	4,95
AT	mg L ⁻¹	13	378	408	219	21
AGV	mg L ⁻¹	13	85,6	77,9	34,4	0
DBO	mg L ⁻¹	9	273	119	63	69
DQO	mg L ⁻¹	12	506	224	162	96
SST	mg L ⁻¹	14	196,4	80,5	40,6	6,0
SSV	mg L ⁻¹	14	142,7	54,8	24,8	3,6
SSF	mg L ⁻¹	14	53,7	25,7	15,8	2,3
NTK	mg L ⁻¹	13	57,9	55,8	27,9	1,7
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	13	49,6	52	24,9	1,0
N-NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	13	-	-	2,09	0,26
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	13	-	-	15,9	49,4
P-Total	mg L ⁻¹	13	6,1	6,5	7,3	6,5
P-orto	mg L ⁻¹	13	5,4	5,5	6,5	5,9

EB: esgoto bruto; UASB: reator anaeróbio de fluxo ascendente e de manta de lodo; FAFin: filtro de areia de fluxo intermitente; FAFin-S: filtro de areia de fluxo intermitente em série. AT: alcalinidade total; AGV: ácidos graxos voláteis; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; SSF: sólidos suspensos fixos; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NH₄⁺: íon amônio; NO₂⁻: íon nitrito; NO₃⁻: íon nitrato; P-total: fósforo total; P-orto: ortofosfato.

APÊNDICE B - Dados da caracterização físico e química do afluente e efluentes do sistema de tratamento, na fase II.

Tabela 16 – Concentrações médias por parâmetros na segunda fase.

FASE II						
Parâmetro	Unidade	n	EB (média)	UASB (média)	FAFin (média)	FAFin-S (média)
pH	-	15	7,22	7,25	6,76	6,05
AT	mg L ⁻¹	15	354	371	139	50
AGV	mg L ⁻¹	15	93	67	3	0
DBO	mg L ⁻¹	9	210	112	54	33
DQO	mg L ⁻¹	14	467	206	45	47
SST	mg L ⁻¹	13	174,9	52	15	19,5
SSV	mg L ⁻¹	13	127,7	37,7	8	15,2
SSF	mg L ⁻¹	13	47,2	14,2	7,1	4,2
NTK	mg L ⁻¹	14	52,9	47,4	12,7	1,9
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	14	39,5	41,4	10,1	0,9
N-NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	12	-	-	0,27	0,06
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	12	-	-	30,7	41,4
P-Total	mg L ⁻¹	11	8,6	6,5	5,7	6,9
P-orto	mg L ⁻¹	11	2,8	3,0	3,7	3,5

EB: esgoto bruto; UASB: reator anaeróbio de fluxo ascendente e de manta de lodo; FAFin: filtro de areia de fluxo intermitente; FAFin-S: filtro de areia de fluxo intermitente em série. AT: alcalinidade total; AGV: ácidos graxos voláteis; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; SSF: sólidos suspensos fixos; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NH₄⁺: íon amônio; NO₂⁻: íon nitrito; NO₃⁻: íon nitrato; P-total: fósforo total; P-orto: ortofosfato.

APÊNDICE C - Dados da caracterização físico e química do afluente e efluentes do sistema de tratamento, na fase III.

Tabela 17 – Concentrações médias por parâmetros na terceira fase.

FASE III						
Parâmetro	Unidade	n	EB (média)	UASB (média)	FAFin (média)	FAFin-S (média)
pH	-	12	7,41	7,33	6,34	6,54
AT	mg L ⁻¹	12	334	352	65	66
AGV	mg L ⁻¹	12	47,2	34	0	0
DQO	mg L ⁻¹	12	407	203	68	54
DQO _{filtrada}	mg L ⁻¹	12	190	127	61	56
SST	mg L ⁻¹	12	157,8	61,7	14,6	8,8
SSV	mg L ⁻¹	12	97,1	44,8	9,4	4,0
SSF	mg L ⁻¹	12	59,6	12,5	5,2	4,8
NTK	mg L ⁻¹	11	44,6	40,5	1,8	1,5
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	11	34,9	33,4	1,4	1,0
N-NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	12	-	-	0,09	0
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	12	-	-	33	30
P-Total	mg L ⁻¹	11	8,6	7,7	6,2	6,3
P-orto	mg L ⁻¹	11	6,3	6,4	6,2	6,9
Turbidez	NTU	18	-	92,3	2,74	0,71

EB: esgoto bruto; UASB: reator anaeróbio de fluxo ascendente e de manta de lodo; FAFin: filtro de areia de fluxo intermitente; FAFin-S: filtro de areia de fluxo intermitente em série. AT: alcalinidade total; AGV: ácidos graxos voláteis; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais; SSV: sólidos suspensos voláteis; SSF: sólidos suspensos fixos; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NH₄⁺: íon amônio; NO₂⁻: íon nitrito; NO₃⁻: íon nitrato; P-total: fósforo total; P-orto: ortofosfato.