UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

GEOVANE GREGÓRIO DE MESQUITA JUNIOR

ESTUDO DA PERDA DE CARGA EM FILTROS DE AREIA USADOS NO PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

RECIFE
2017

GEOVANE GREGÓRIO DE MESQUITA JUNIOR

ESTUDO DA PERDA DE CARGA EM FILTROS DE AREIA USADOS NO PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

Monografia apresentada à Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção de grau de Engenheiro Civil.

Área de concentração: Engenharia Civil

Orientador: Prof. Dr. Wanderli Rogério Moreira Leite

RECIFE

2017

Catalogação na fonte
Bibliotecária Valdicéa Alves, CRB-4 / 1260

M578e Mesquita Junior, Geovane Gregório de

Estudo da perda de carga em filtros de areia usados no pós-tratamento de esgotos domésticos. / Geovane Gregório de Mesquita Junior. - 2017.
49folhas, Ils. e Tab.

Orientador: Prof. Dr. Wanderli Rogério Moreira Leite

TCC (Graduação) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Graduação em Engenharia Civil, 2017.
Inclui Referências.

1. Engenharia Civil. 2. Comportamento da turbidez. 3. Filtro de granular. 4. Esgoto. I. Leite, Wanderli Rogério Moreira (Orientador). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.) BCTG/2016-313

SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
COORDENAÇÃO DO CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ATA DA DEFESA DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO PARA CONCESSÃO DO GRAU DE ENGENHEIRO CIVIL

CANDIDATO(S): Geovane Gregório de Mesquita Junior

BANCA EXAMINADORA:
Orientador: Dr Wanderli Moreira Leite
Examinador 1: Me Antonio Gustavo dos Santos Neto
Examinador 2: Dra Juliana Cardoso de Morais

ESTUDO DA PERDA DE CARGA EM FILTROS DE AREIA USADOS NO PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS:

LOCAL:
DATA: 21 / 08 / 2017 **HORÁRIO DE INÍCIO:** 15:20 .

Em sessão pública, após exposição de cerca de 30 minutos, o(s) candidato(s) foi (foram) arguido(s) oralmente pelos membros da banca com NOTA: 9,7 (deixar 'Exame Final', quando for o caso).
1) (X) aprovado(s) (nota > = 7,0), pois foi demonstrado suficiência de conhecimento e capacidade de sistematização no tema da monografia e o texto do trabalho aceito.
As revisões observadas pela banca examinadora deverão ser corrigidas e verificadas pelo orientador no prazo máximo de 30 dias (o verso da folha da ata poderá ser utilizado para pontuar revisões).
O trabalho com nota no seguinte intervalo, **3,0 = < nota < 7,0,** será reapresentado, gerando-se uma nota ata; sendo o trabalho aprovado na reapresentação, o aluno será considerado **aprovado com exame final**.
2) ( ) reprovado(s). (nota <3,0)

Na forma regulamentar foi lavrada a presente ata que é assinada pelos membros da banca e pelo(s) candidato(s).

Recife, 21 de agosto de 2017

Orientador: .....
Prof. Wanderli Rogério Moreira Leite
Departamento de Engenharia Civil
SIAPE: 2304950
UFPE

Avaliador 1: .....

Avaliador 2: .....

Candidato 1: .....

Candidato 2: .....

A *minha mãe Áurea, e minha tia Edna por estarem ao meu lado e me darem suporte nos momentos difíceis.*

AGRADECIMENTOS

A Deus por todas as oportunidades, e por todas as bênçãos concedidas.

À minha mãe por estar sempre presente, me apoiando durante toda minha vida, ensinando o caminho por onde devo trilhar meus passos.

À minha família, em especial ao meu pai Geovane e minha tia Edna pelo companheirismo em todos os momentos da minha vida,.

Ao meu Orientador Professor Wanderli, pelos ensinamentos, incentivos e confiança depositada para a elaboração desse trabalho.

Aos professores do curso de graduação em Engenharia Civil, em especial a professora Lourdinha Florêncio.

À UFPE pela oportunidade de realizar o Curso de Graduação em Engenharia Civil e ao LSA (Laboratório de Saneamento Ambiental) pelo suporte na pesquisa.

Aos meus amigos da Graduação pelo companheirismo e pelas muitas horas de aprendizado e estudo.

Ao mestrando Bruno Linhares, aos funcionários da ETE Mangueira, a COMPESA (Companhia Pernambucana de Saneamento) e Odebrecht Ambiental pelo auxilio na pesquisa realizada.

Agradeço aos professores participantes da banca examinadora que dividiram comigo este momento tão importante: Profa Dra Juliana Cardoso Morais, Prof Me Antonio Gustavo dos Santos Neto

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para a elaboração deste trabalho, obrigado por me ajudarem e acreditarem na minha vitória.

“Pedi, e vos será concedido; buscai, e encontrareis, batei, e a porta será aberta para vós.”

(Mateus 7:7)

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a perda de carga, turbidez, tempo da carreira de filtração e operação de retrolavagem ocorridos no pós-tratamento de esgoto domésticos realizado por filtros de areia descendentes, operando em paralelo com taxas de filtração de 60m^3/m^2.dia e 90m^3/m^2.dia. A pesquisa foi realizada na estação piloto do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UFPE, localizada na ETE Mangueira em Recife-PE. O filtro que operou com taxa de filtração de 60 m^3/m^2.dia obteve tempo de duração máxima da carreira de filtração de 45 horas. Enquanto que para o filtro com taxa de filtração de 90 m^3/m^2.dia, a carreira de filtração alcançou 39h. Em todas as carreiras de filtração a interrupção se deu por atingir toda a carga hidráulica disponível. Os resultados de monitoramento dos filtros sugerem que a aplicação de uma taxa de filtração mais elevada resulta em menor duração da carreira de filtração, menor eficiência de remoção e maior volume de efluente tratado. Os dados de turbidez dos filtros mostram que o sistema foi capaz de atender os níveis de lançamento em corpos d'água, atendendo ainda padrões de reúso urbano não potável, em relação à turbidez. O volume necessário de água limpa para a retrolavagem dos filtros de areia correspondeu aproximadamente a 12 % do volume total do efluente tratado pelo filtro, porcentagem considerada elevada.

,

Palavras-chaves: Comportamento da turbidez. Filtro de granular. Esgoto. Filtros rápidos

ABSTRACT

The aim of the present work was to evaluate the load loss, turbidity, filtration time and backwashing during the post-treatment of domestic sewage by descending sand filters, operating in parallel with filtration rates of 60m^3/m^2. day and 90m^3/m^2.day. The research was carried out at the pilot station of the Environmental Sanitation Laboratory (LSA) of UFPE, located at ETE Mangueira in Recife-PE. The filter operating at a filtration rate of 60 m^3/m^2.day yielded a maximum run time of 45 hours, while the time for 90 m^3/m^2.day reached 39h. In all filtration trials the interruption step followed the avaliable hydraulic load. The monitoring of the filters suggests that the application of a higher filtration rate results in a shorter filtering step, lower removal efficiency and higher volume of treated effluent. The turbidity data of the filters showed that the system is able to meet the levels of discharge, also meeting non-potable urban reuse standards. The required volume of clean water for a the sand filters backwashing accounted 12% of the total effluent treated by the filter.

Keywords: Turbidity. Granular filter. Sewage. Quick filters

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Filtro convencional descendente..... 20
Figura 2 - Filtro leito profundo descendente..... 20
Figura 3 - Filtro leito profundo ascendente com retrolavagem contínua..... 20
Figura 4 - Filtro leito pulsado..... 20
Figura 5 - Filtro ponte rolante..... 21
Figura 6 - Filtro de pressão..... 21
Figura 7 - Filtro com dois estágios..... 21
Figura 8 - Curva granulométrica..... 24
Figura 9 - Etapas da filtração com taxa constante..... 26
Figura 10 - Comportamento da turbidez efluente no início da carreira de filtração..... 27
Figura 11 - Posição dos grãos no meio filtrante durante a lavagem..... 27
Figura 12 - Esquema de um filtro descendente com piezômetros entre as subcamadas do meio filtrante..... 28
Figura 13 - Instalação piloto para realização dos experimentos: Reator UASB (a), filtro ascendente de pedra (b), filtros descendentes de areia (c, d), filtros de carvão ativado (e, f)..... 29
Figura 14 - Fluxograma da instalação piloto de pós-tratamento do efluente de reator UASB (setas indicam o sentido do fluxo)..... 31
Figura 15 - Proveta graduada..... 32
Figura 16 - Esquema do FDA e os respectivos piezômetros..... 33
Figura 17 - Turbidez do efluente tratado no FAP e FDA obtidas durante a CF1..... 36
Figura 18 - Turbidez do efluente tratado no FAP e FDA obtidas durante a CF2..... 37
Figura 19 - Turbidez do efluente tratado no FAP e FDA obtidas durante a CF3..... 37
Figura 20 - Perda de carga no FDA obtida durante a CF1..... 38
Figura 21 - Perda de carga no FDA obtida durante a CF2..... 39
Figura 22 - Perda de carga no FDA obtida durante a CF3..... 39

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - As aberturas das malhas das peneiras normais da A.S.T.M..... 23
Tabela 2 - Granulometria do meio filtrante FAP..... 30
Tabela 3 - Granulometria do meio filtrante FDA1 e FDA2..... 30
Tabela 4 - Granulometria do meio filtrante FCA..... 31
Tabela 5 - Valores de turbidez para o sistema de filtração.(NTU) 36
Tabela 6 - Valores da relação entre o volume do efluente tratado e da retrolavagem..... 41

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 12
2 OBJETIVO 13
2.1 Objetivo geral 13
2.2 Objetivo especifico 13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 14
3.1 Sistemas de pós-tratamento de reatores anaeróbios 14
3.1.2 Lagoas de polimento 14
3.1.3 Reatores com biofilme 15
3.1.4 Sistemas de lodos ativados 15
3.1.5 Sistemas de flotação 16
3.1.6 Sistemas de desinfecção 17
3.2 Filtros de areia 17
3.2.1 Tipos 18
3.2.2 Operação 21
3.2.3 Aspectos hidráulicos 22
3.3 Análise da perda de carga em filtro de areia 28
4 METODOLOGIA 29
4.1 Local do estudo 29
4.2. Descrição da Instalação 29
4.3 Sistema de limpeza dos filtros 32
4.4 Controle operacional dos filtros 32
4.4.1 Análise qualitativa do efluente 32
4.4.2 Análise qualitativa do funcionamento dos filtros 32
4.4.3 Perda de carga 33
4.4.3 Carreiras de filtração 34
4.4.4. Retrolavagem dos filtros de areia descendentes 34
5 RESULTADOS 35
5.1 Monitoramento da turbidez 35
5.2 Avaliação da perda de carga nos filtros descendentes 38
5.3 Avaliação do procedimento de retrolavagem 40
6 CONCLUSÃO 42
7 RECOMENDAÇÕES 43
REFERÊNCIAS 44

1 INTRODUÇÃO

O uso dos recursos hídricos é essencial para o desenvolvimento social e econômico da humanidade. Essa necessidade aumenta progressivamente devido ao constante crescimento populacional, o aumento da demanda por produção industrial, agrícola e energética, desde a revolução industrial em meados do século XIX até os dias atuais. A água é um recurso renovável que pode ser não renovável devido a poluição, e seu uso indevido gera um modelo de desenvolvimento insustentável (BRAGA et al, 2005; WWAP-UNESCO,2015).

Segundo o relatório mundial de recursos hídricos publicado em 2015 pela ONU (Organização das Nações Unidas) há uma previsão que até o ano 2050, a necessidade hídrica no planeta seja 55% maior que atualmente, juntando-se a isso a desigualdade social, a pobreza e a distribuição desigual dos recursos hídricos que implica ainda no aumento de conflitos locais por água potável. Os estudos desse relatório indicam ainda que a cada dólar investido na área de captação, até 200 dólares podem ser economizados no tratamento de água. Estes fatos evidenciam a necessidade de expansão e utilização de sistemas de tratamento de esgoto cada vez mais eficientes, adequados à realidade brasileira.

Segundo o Programa de Saneamento Ambiental (PROSAB), apesar de nenhum sistema atender a todas as necessidades de tratamento de esgoto, o reator de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) apresenta grande aplicabilidade especialmente devido ao baixo custo operacional e de implantação, menor formação de sólidos e às elevadas temperaturas do clima brasileiro. Porém para atender os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental brasileira, os reatores de manta de lodo raramente são capazes de satisfazê-los por completo, exigindo-se um pós-tratamento. Entre as alternativas existentes, o pós-tratamento em sistemas de filtração será discutido nesse trabalho através das análises da perda de carga e das carreiras de filtração inerentes ao sistema (CHERNICHARO et al, 2001).

O uso de filtros de pedra para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB representa uma alternativa de polimento do efluente anaeróbio o qual pode apresentar qualidade compatível à diferentes formas de reúso. O esgoto doméstico bruto que ora representa uma potencial ameaça de contaminação aos solos e corpos d´água, pode a partir desta combinação tecnológica se tornar uma fonte de recursos (umidade, nutrientes, micro-organismos, etc.) para diferentes serviços ambientais (agricultura, irrigação de jardins, reúso doméstico, etc.), aplicáveis sobretudo em comunidades e cidades de pequeno porte parcial ou integralmente desprovidas de sistemas de esgotamento sanitário. Este trabalho, portanto,

agrega-se à linha de pesquisa científica do projeto Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados – RENTED, que visa discutir sobre as experiências recentes de tratamento de esgoto descentralizado, avaliando a consistência e viabilidade de novas concepções, estratégias e instrumentos que vêm sendo utilizados e propagados no tratamento de esgoto descentralizado.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o desempenho operacional de um sistema de filtração em areia como unidade de pós-tratamento de efluente de reator UASB no tratamento de esgotos doméstico.

2.2 Objetivo especifico

1. Verificar a da perda de carga progressiva nos filtros de areia;

2. Avaliar a carreira de filtração e o traspasse da turbidez em filtros de areia de mesmo volume, granulometria, mas com taxas de filtração diferentes.

3. Avaliar o balanço de água potável utilizada para a manutenção/retrolavagem dos filtros.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sistemas de pós-tratamento de reatores anaeróbios

A necessidade de pós-tratamento dos efluentes de reatores anaeróbios advém do compromisso de atender os requisitos da legislação ambiental e garantir a remoção de organismos patogênicos, nutrientes (nitrogênio e fosforo) e matéria orgânica, proporcionando o correto descarte do esgoto doméstico tratado. Além disso, o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios se estabeleceu como um modelo aplicável ao setor de saneamento no Brasil, na busca do equilíbrio entre as vantagens e desvantagens dos sistemas aeróbios e anaeróbios (FREIRE, VON SPERLING, CHERNICHARO, 1999).

3.1.2 Lagoas de polimento

A finalidade das lagoas de estabilização é transformar o material orgânico do esgoto afluente em produtos mineralizados, esta ação é obtida por meio da atividade metabólica de microrganismos, como algas e bactérias. Através do processo da fotossíntese as algas produzem oxigênio, e este poderá ser consumido pelas bactérias para degradar o material orgânico biodegradável. Por outro lado, se não houver oxigênio disponível, as bactérias têm a possibilidade de transformar o material orgânico em biogás através da digestão anaeróbia. O resultado desses processos é satisfatório, pois é obtido um efluente final com reduzido valor de DBO_5, resultado da grande redução de material orgânico. Entretanto, o tempo de detenção hidráulica (TDH) é extenso (20 a 30 dias), mesmo em países com elevadas taxas de irradiação solar e de clima quente, situação tipicamente favorável para o metabolismo bacteriano (MARA e PEARSON, 1987; YANEZ, 1993; MBURU et al, 2013).

Segundo Cavalcanti et al. (2001) lagoas de estabilização diferenciam-se de lagoas de polimento quanto à sua principal função. Enquanto a primeira trata o esgoto bruto e possui como principal finalidade a estabilização da matéria orgânica, a segunda é utilizada para o pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios, tais como os reatores de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), visando a remoção de organismos patógenos.

Reatores UASB são eficientes no tratamento de esgotos domésticos, pois promovem remoção de sólidos suspensos (SS), redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), apresentando ainda grande avanço tecnológico no tratamento de águas residuais, consolidando-se como alternativa mais utilizada entre os reatores anaeróbios (KATO et al,1999; BEZERRA et al, 1999). Por outro lado o reduzido TDH, variando entre 8 a 12 horas

repercute em uma baixa eficiência na remoção de organismos patogênicos. (VON SPERLING, 2002).

A turbidez reduzida, e a baixa concentração de material orgânico afluente à lagoa de polimento favorece a atividade fotossintetizante visto que permite maior penetração solar na coluna d´água. Esta situação favorece o predomínio de um ambiente aeróbio, já que há menor demanda por oxigênio e maior produção do mesmo (VON SPERLING, 2002).

3.1.3 Reatores com biofilme

Estações de tratamento de esgoto que utilizam reatores com biofilme possuem características que atendem à requisitos importantes em centros urbanos, tais como, restrições de área, pequeno impacto ambiental, baixo nível de emissão odorante e de ruídos (ROGALLA et al, 1992).

Os reatores biológicos apresentam inúmeras variações construtivas e operacionais, onde se destacam os discos biológicos, reatores de leito fluidizado e os reatores de leito fixo submerso (FONTANA, 2007).

No biofiltro aerado submerso, o tratamento biológico do efluente é realizado por microrganismos aderidos em um meio suporte que é mantido sob imersão. De acordo com Gonçalves et al. (2000) estes reatores são denominados de trifásicos devido a existência de fase sólida, formada pelo meio suporte e colônia de microrganismos, sob a forma de filme biológico (biofilme); fase liquida, constituída pelo líquido em ininterrupto escoamento através do meio poroso; e fase gasosa, constituída pela aeração artificial e em menor escala, pelos gases, subprodutos da atividade biológica.

O reator UASB é a única fonte de emissão de lodo, pois o lodo produzido em excesso nos biofiltros é recirculado para reator UASB, onde ocorre o processo de estabilização (GONÇALVES et al., 1994).

3.1.4 Sistemas de lodos ativados

O sistema de lodos ativados é um processo biológico em que o esgoto afluente é aerado e agitado, levando ao crescimento das bactérias aeróbias existentes no sistema, que se estruturam em flocos. Para complementação do processo, o excesso de lodo formado é separado por meio de decantação. A maior parcela do lodo decantado retorna ao processo, na

recirculação do lodo, enquanto que a menor é descartada para um posterior tratamento ou descarte (JORDÃO e PESSOA, 2009).

As vantagens da configuração de uma ETE com sistema híbrido (UASB+lodo ativado) em relação à implantação de um único reator aeróbio a nível secundário são a redução da produção de lodo e no consumo de energia, menor volume das unidades, redução do consumo de produtos químicos para desidratação, menor número de unidades a ser implantada. A desvantagem está na menor capacidade de remoção biológica de nutrientes (VON SPERLING et al, 2001).

O estudo conduzido por Freire, Von Sperling e Chernicharo (1999) utilizando sistema de lodos ativados como pós-tratamento de um reator anaeróbio, obteve os seguintes resultados: eficiência de remoção de DQO, variando entre 69% a 84% para reator UASB e de 43% a 58% apenas para o sistema de lodo ativado e de 85% a 93% para o sistema global especialmente considerando o baixo tempo de detenção hidráulica (4,0 h UASB, 2,8 h reator aeróbio).

3.1.5 Sistemas de flotação

Uma das alternativas eficazes para o pós-tratamento de efluentes do UASB é a flotação. Há três etapas de remoção envolvidas no processo: líquida, sólida e gasosa. Nesse processo há uma separação das partículas suspensas, materiais graxos ou oleosos. A separação ocorre a partir de um agregado, formado pela junção de bolhas de gás de arraste com a partícula, que emerge à superfície por ter densidade menor que a do líquido, e dessa forma é coletado em uma operação de raspagem superficial (METCALF & EDDY, 2015).

Existem várias técnicas para executar a flotação, classificáveis pelo processo utilizado para produção de bolhas: A eletroflotação, flotação por ar dissolvido, flotação por ar disperso. A flotação por ar dissolvido (FAD), visando à formação de bolhas à pressão atmosférica, é o método mais habitualmente utilizado para o pós-tratamento de efluentes reatores anáerobios. O sistema formado por reator anaeróbio seguido por unidade de flotação (FAD) alcança elevada remoção de matéria orgânica, redução significativa da concentração de fósforo e de sólidos suspensos e precipitação dos sulfatos dissolvidos (REALI, 1991; MAIA & BEZERRA, 1981; PENETRA, 2003)

A flotação utilizada como pós-tratamento de efluentes anaeróbios, mostrou-se vantajoso devido às características positivas à coagulação química dos efluentes anaeróbios

do reator UASB. Há ainda, outras características favoráveis: baixo custo de investimento, US$ 15 a 20 por habitante; a desinfecção do efluente líquido final pode ser feita utilizando cloro e o lodo flotado contém o mínimo de umidade (JÜRGENSEN & RICHTER, 1994)

3.1.6 Sistemas de desinfecção

Em geral os processos biológicos de tratamento de esgoto a nível secundário, promovem reduzida remoção de microorganismos patogênicos. Assim a desinfeção se apresenta como uma das etapas necessárias do tratamento de esgoto, uma vez que promove redução substancial do número de microrganismos patogênicos do efluente, viabilizando, em termos microbiológicos, a utilização do corpo receptor para os diversos fins a que possa se destinar (SILVA, 2007).

O processo de desinfecção comumente é realizado através dos seguintes meios: agentes químicos; físicos; meios mecânicos; radiação. As condições a seguir são importantes para uma desinfecção satisfatória: tempo de contato, concentração do agente químico, intensidade e sua natureza, temperatura, número e tipo e organismos, natureza do líquido. O halogênio cloro por ter menor custo em relação aos demais agentes desinfetantes é aquele mais utilizado (METCALF & EDDY, 2015)

O uso do cloro para a desinfecção de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deve ser equilibrado, conforme a qualidade do efluente, pois um menor uso da substancia diminui a possibilidade de efeitos residuais prejudiciais aos seres humanos e a vida aquática. A formação de trihalometanos (THM), formados a partir da reação do cloro com compostos orgânicos, apresenta potencial cancerígeno. No Brasil, o valor limite de THM permitido é 0,1 mg/L para águas de abastecimento (CLACK et al, 1995; ANDRADE NETO et al, 2000; LEAL, 2012).

3.2 Filtros de areia

O uso do filtro de areia é uma operação unitária que tem por finalidade, remover microrganismos, material particulado coloidal, possibilitando que a aplicação posterior de outros tratamentos como, desinfecção, adsorção em carvão ativado, oxidação avançada, sejam mais eficazes. Esse sistema após certo período de uso necessita que haja a remoção das impurezas, a qual normalmente ocorre através da lavagem do filtro em contrafluxo com velocidade suficiente para fluidificar o leito filtrante promovendo a liberação de impurezas (DI BERNARDO et al, 2003).

O filtro de areia tem as seguintes características gerais: meio filtrante formado por areia, o qual é disposto sobre uma camada de brita, e esta pela estrutura de drenagem. Em filtros de areia descendentes (FAD) o afluente entra pela parte superior, segue pelo meio filtrante e por fim é coletado na seção inferior da estrutura de drenagem. Normalmente, o processo de desinfecção é aplicado após a operação de filtração para depois o efluente ser lançado ao meio ambiente (METCALF & EDDY, 2015).

3.2.1 Tipos

Existem vários tipos de filtros rápidos de areia, os mais utilizados estão descriminados nas Figuras 1 a 7. Os filtros possuem um meio filtrante granular, areia e antracito ou apenas areia. São utilizados para o tratamento de efluentes, desde que para efluentes de baixa concentração de nutrientes, já que possui baixa eficiência na remoção deles. O processo é utilizado na remoção de sólidos em suspensão, reduzindo a DBO e a carga de sólidos lançada. Por isso, é utilizada como etapa preliminar no processo de desinfecção, principalmente ao utilizar o sistema de radiação UV, por diminuir o custo na aplicação dessa tecnologia (CHERNICHARO et al., 2001, DI BERNARDO et al., 2003;; METCALF & EDDY, 2015).

O filtro descendente convencional está ilustrado na Figura 1. Esta tecnologia se apresenta como a mais utilizada em relação aos demais tipos de filtros. A alimentação do filtro ocorre pela parte superior e o transporte da água ocorre por ação da força gravitacional. O leito filtrante pode ter uma, duas ou múltiplas camadas. Em filtros com única camada normalmente é usado areia ou antracito. Filtros de camada dupla são constituídos, normalmente, de uma camada de antracito sobre uma de areia (SPELLMAN, 2008).

O filtro de leito profundo descendente, representado na Figura 2, é similar ao filtro descendente convencional, exceto pelo fato da profundidade e do tamanho das partículas do meio filtrante, geralmente antracito, serem maiores que no filtro convencional. Por essas características dimensionais, uma maior quantidade de sólidos pode ser armazenada no leito filtrante, resultando em maiores carreiras de filtração. O tamanho máximo das partículas depende da capacidade de se executar a retrolavagem (METCALF & EDDY, 2015).

Ilustrado na figura 3, o filtro de leito profundo ascendente com retrolavagem contínua, destaca-se entre os filtros rápidos de areia por ter o funcionamento continuo. O leito de areia ou outros materiais se move para baixo, deposita-se na base do filtro, de onde é

transportado pelo tubo *air lift* para uma zona de lavagem do filtro, onde são lavados, ficando limpos de partículas presas e, em seguida, retornam para o topo do leito do filtro. O fluxo da água no filtro em sentido contrário ao movimento dos sólidos garante uma boa remoção de partículas em suspensão (SUTHERLAND e CHASE, 2008).

O filtro de leito pulsado representado na Figura 4 possui uma característica não usual, que é a utilização de pulso para agitar a superfície de areia e, assim permitir que os sólidos suspensos penetrem no meio filtrante. O procedimento para possibilitar o pulso de ar consiste na passagem forçada de certo volume de ar, através do meio filtrante para perturbar a camada superficial de sólidos acumulados e renovar a areia da superfície do meio filtrante (METCALF & EDDY, 2015).

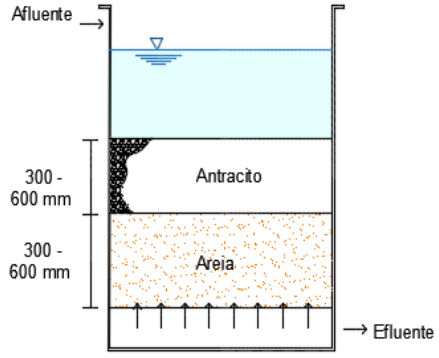
O filtro ponte rolante, na Figura 5, opera continuamente com fluxo descendente, retrolavagem automática e baixa carga, com meio granular profundo. O leito filtrante é dividido, horizontalmente em células de filtração individuais. Cada célula de filtração contém, aproximadamente 280 mm de altura. O efluente secundário tratado escoa através do meio filtrante por gravidade, atravessa uma placa porosa de polietileno e sai do filtro pela câmera de drenagem. Cada célula é retrolavada individualmente por meio de um mecanismo montado em uma ponte rolante, enquanto as demais células permanecem em operação (METCALF & EDDY, 2015).

O filtro de pressão, retratado na Figura 6, é utilizado em instalações de pequeno porte e funciona da mesma forma que os filtros por gravidade. A diferença é que, nos filtros de pressão, a operação de filtração é realizada em leito pressurizado, por meio de uma bomba de alimentação. As unidades muitas vezes são altamente automatizadas e geralmente compradas como unidades autocondicionadas com todas as tubulações, controles e equipamentos necessários contidos em uma única unidade. Os filtros de pressão funcionam com características de operar com maiores carreiras de filtração e menor frequência de retrolavagens que os demais filtros (ARCEIVALA e ASOLEKAR, 2008; SPELLMAN, 2008).

O filtro em dois estágios, observado na figura 7, é utilizado para a remoção de turbidez, sólidos suspensos totais e fósforo. Dois filtros com leito profundo e retrolavagem contínua são utilizados em série para produzir efluente de alta qualidade. O leito filtrante do primeiro filtro é constituído de partículas de areia grossa para aumentar o tempo de contato e minimizar o entupimento. Areia, com partículas mais fina, é utilizada como meio filtrante no

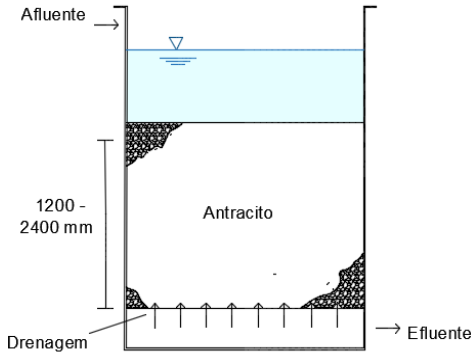
segundo filtro para remover as partículas residuais presentes no efluente do primeiro filtro. A água de lavagem do segundo filtro, que contém partículas pequenas e um residual de coagulante, é recirculada para o primeiro filtro para melhorar a formação de flocos e a relação entre as vazões do afluente e de água descartada (METCALF & EDDY, 2015).

Figura 1: Filtro convencional descendente



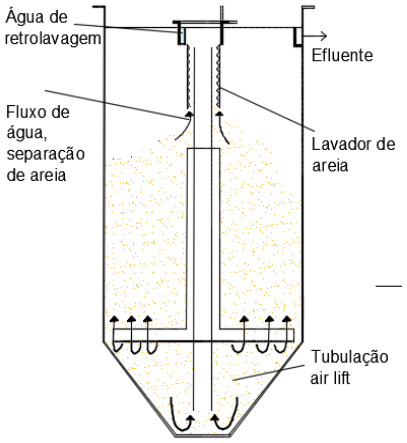
Fonte: adaptado do Metcalf & Eddy (2015)

Figura 2: Filtro leito profundo descendente



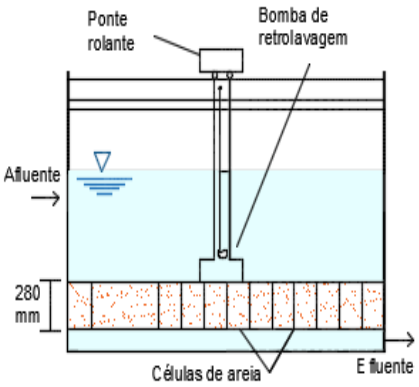
Fonte: adaptado Metcalf & Eddy (2015)

Figura 3: Filtro leito profundo ascendente com retrolavagem contínua.



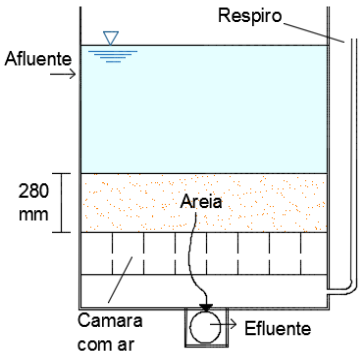
Fonte: adaptado Metcalf & Eddy (2015)

Figura 4: Filtro leito pulsado



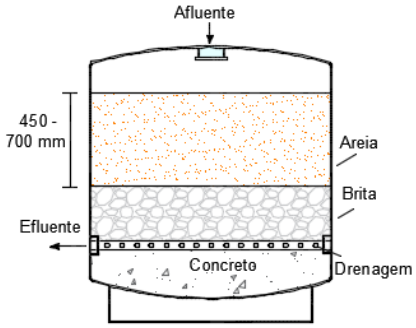
Fonte: adaptado Metcalf & Eddy (2015)

Figura 5:Filtro ponte rolante



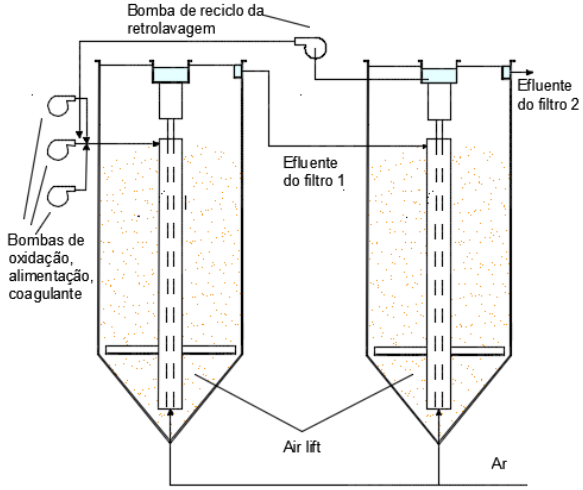
Fonte: adaptado Metcalf & Eddy (2015).

Figura 6: Filtro de pressão



Fonte: adaptado Metcalf & Eddy (2015)

Figura 7: Filtro com dois estágios.



Fonte: adaptado Metcalf & Eddy (2015)

3.2.2 Operação

Os filtros de areia podem operar, em relação ao sentido do fluxo, de maneira ascendente ou descendente e em relação ao regime de operação, podem ser classificados como contínuos ou intermitentes; em relação a velocidade de escoamento, denominados por filtração lenta ou rápida (ARCEIVALA e ASOLEKAR, 2008).

Na filtração ascendente emprega-se um único material filtrante, geralmente areia, sendo utilizado pedregulho na camada suporte. Os filtros ascendentes, normalmente possuem um fundo falso, seguido de uma camada suporte de pedregulho, e uma camada de areia. A grande vantagem deste tipo de filtro se deve à maior retenção de impurezas, devido ao fluxo de água ser da camada que apresenta areia de maior granulometria para a camada que

apresenta areia de menor granulometria resultando assim no aumento da duração da carreira de filtração e em menor perda de carga (DI BERNARDO, 2005).

A desvantagem do filtro ascendente é a expansão do material filtrante durante a operação do filtro, resultando na redução da qualidade da água em consequência da liberação de impurezas (RICHTER e AZEVEDO NETTO, 1991)

Na filtração de fluxo descendente, o meio granular pode ser constituído de diferentes materiais, como antracito, areia e granada. Em filtros descendentes constituídos de material único, a maior quantidade de impurezas encontra-se nos menores grãos (DI BERNARDO, 2005).

Filtros descendentes de material único possuem a desvantagem de apresentar menor carreira de filtração, em condição idêntica de operação, em relação a filtros com escoamento ascendente ou camada dupla. Segundo Libânio (2008) isso ocorre, pois, a água a ser filtrada escoa através de partículas menores do leito filtrante, logo, as impurezas tendem a ser retidas no topo do mesmo, colmatando o filtro de maneira mais rápida.

Os filtros classificados como contínuos são aqueles nos quais a operação de retrolavagem e filtração ocorrem ao mesmo tempo, sem haver interrupção na operação. Os filtros que precisam ter sua operação interrompida para a retrolavagem são denominados intermitentes (WIECHETECK, BENINI e DI BERNARDO, 2004)

A filtração rápida emprega taxas de filtração elevadas, chegando à 360 m^3/m^2.dia em filtros de dupla camada, tendo como consequência a predominância de mecanismos físicos de retenção de impurezas. Já na filtração lenta, a taxa de filtração é baixa, variando entre 2 e 14 m^3/m^2.dia, ocasionando um elevado tempo de detenção no filtro, o que viabiliza o desenvolvimento e predominância de mecanismos biológicos na filtração (VALENCIA, 1981; BRAGA, 2005; BRINK, 2009)

3.2.3 Aspectos hidráulicos

Os principais parâmetros operacionais de um filtro são: o volume da água filtrada em um determinado período de tempo; a qualidade da água filtrada e o volume de água utilizado na retrolavagem. O volume de água produzido está associado ao desempenho dos filtros quanto à turbidez e a evolução da perda de carga. Ressalta-se ainda que a principal característica hidráulica que intervém na eficiência da filtração é a taxa de filtração, assim os

filtros podem ser classificados como: constante com carga fixa; taxa de filtração constante com carga variável; taxa de filtração variável declinante (CLEASBY e LOGSDON, 1999; KAWUMURA, 2000; DI BERNARDO et al., 2003)

3.3.4 Meio filtrante

O conhecimento das características dos materiais que constituem o meio filtrante é indispensável para que se possa projetar um sistema de filtração eficiente (DI BERNARDO et al., 2003).

A análise granulométrica pode ser realizada para se obter características do meio granular e é realizada por meio do uso de peneiras padronizadas de acordo com a NBR 7181/1984, com tamanhos e aberturas designadas na Tabela 1. O número da peneira indica o número de malhas por polegada quadrada. A determinação das dimensões da partícula do solo e das proporções relativas em que elas se encontram está representada graficamente pela curva granulométrica da figura 5. A curva é obtida por pontos em um diagrama logaritmo na qual são marcados os logaritmos das dimensões da partícula, no eixo das abcissas. Nos eixos das ordenadas estão definidas as porcentagens que passam em determinada peneira, ou seja, a quantidade de material que tem dimensão menor que a dimensão considerada (CAPUTO, 1988).

Tabela 1: As aberturas das malhas das peneiras normais da A.S.T.M**.**

Nº	**Abertura mm**	**Nº**	**Abertura mm**	**Nº**	**Abertura mm**
200	0,074	45	0,350	14	1,41
140	0,105	40	0,420	12	1,68
120	0,125	35	0,500	10	2,00
100	0,149	30	0,590	8	2,38
80	0,177	25	0,710	7	2,83
70	0,210	20	0,840	6	3,36
60	0,250	18	1,00	5	4,0
50	0,297	16	1,19	3/16”	4,76

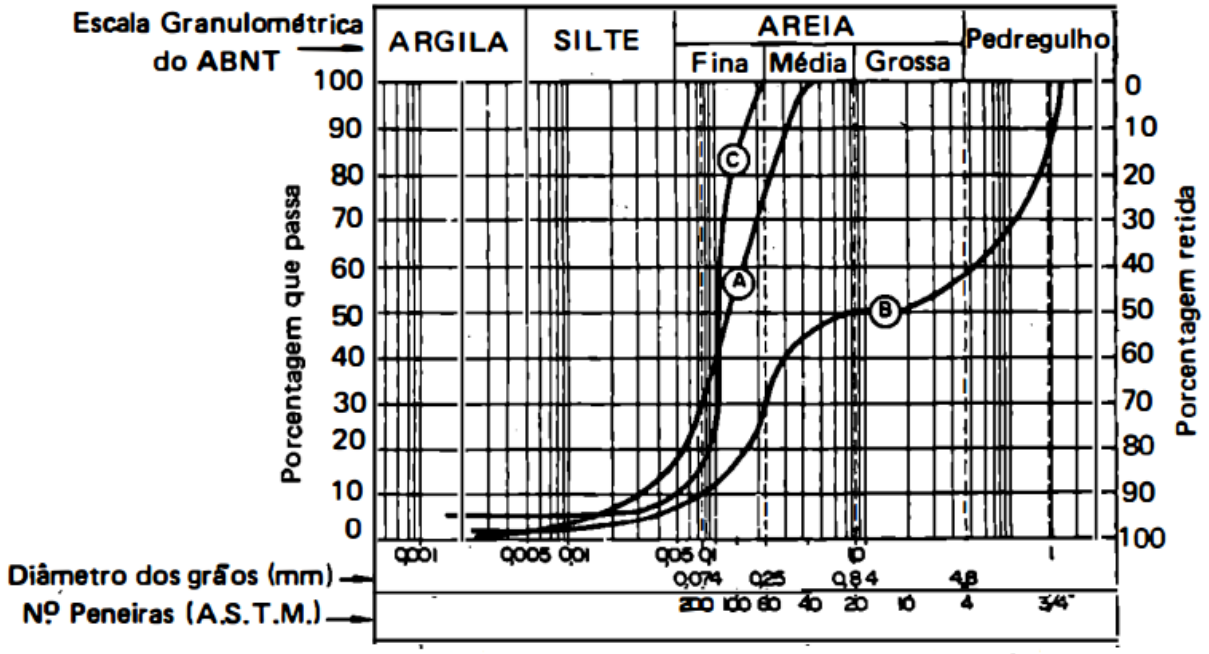
Sistema Unificado de Classificação de Solos (ASTM, 1983)
Fonte: Caputo (1988)

A partir da forma da curva na Figura 8 é possível definir variados modelos granulométricos, tais como: granulometria continua (CURVA A) ou descontinua (CURVA

B), uniforme (CURVA C). A partir da curva granulométrica definem-se dois parâmetros: diâmetro efetivo e coeficiente de desuniformidade. O diâmetro efetivo (Def) é o diâmetro correspondente à percentagem 10% da curva granulométrica de acordo com a NBR 6502/1995, ou seja, 10 % em peso total de todas as partículas menores que ele. Este parâmetro é importante, pois fornece uma indicação sobre a permeabilidade das areias utilizadas em filtros (CAPUTO, 1988).

O coeficiente de desuniformidade (CD) é a razão entre os diâmetros correspondentes a 60 % mais finos e 10 % obtidos nas curvas granulométricas. Este coeficiente indica a uniformidade dos grãos (CAPUTO, 1988). Quanto maior o valor de CD, menos uniforme o tamanho dos grãos. Dessa maneira, em grãos pouco uniformes, pequenas partículas de areia podem preencher os interstícios entre partículas grandes de areia, o que leva há uma redução da condutividade hidráulica e possibilita o bloqueio do meio filtrante (HEALY et al., 2007).

Figura 8: Curva granulométrica



Fonte: Adaptado de Caputo (1988)

Um estudo realizado por Rodgers et al.(2005) utilizando dois fitros de areia de 0,425 m e 0,9 m de profundidade do leito, constatou que em ambos houve redução superior a 92 % na remoção de DBO, mostrando não haver diferença significativa na remoção de matéria orgânica. Todavia o fósforo foi retido por adsorção no leito de 0,9 m, não ocorrendo a retenção no leito de 0,425 m de profundidade.

Segundo Vermerein & Jobling (1984) a espessura da camada filtrante, vazão e pressão exercidas sobre a superfície da areia afetam a eficiência do filtro. Os autores sugerem que a altura da camada filtrante não ultrapasse os valores no intervalo de 0,5 m a 1,0 m, com objetivo de impedir que após a retrolavagem aconteça a formação de espaços vazios com os graõs de maior tamanho, o que levaria a uma redução da capacidade de remoção de material particulado do filtro.

3.3.5 Transpasse da turbidez e perda de carga

A perda de carga e o transpasse são consequências do processo de filtração. Este processo é definido por três diferentes mecanismos: transporte, aderência e desprendimento. O transporte conduz as partículas suspensas para as proximidades do material granular, e estas permanecem aderidas através de forças superficiais. A aderência das partículas pode ocorrer na superfície do grão ou nas partículas previamente retidas. Quando as forças resultantes do escoamento são maiores que as de aderência, tem-se o desprendimento. Ainda que a taxa de filtração seja mantida constante, a velocidade de escoamento nos poros aumentará devido às partículas já capturadas, acarretando o seu arraste para as camadas seguintes. Dessa forma, as partículas aparecem na água filtrada, esse fenômeno é conhecido como transpasse (DI BERNARDO et al, 2003; METCALF & EDDY, 2015).

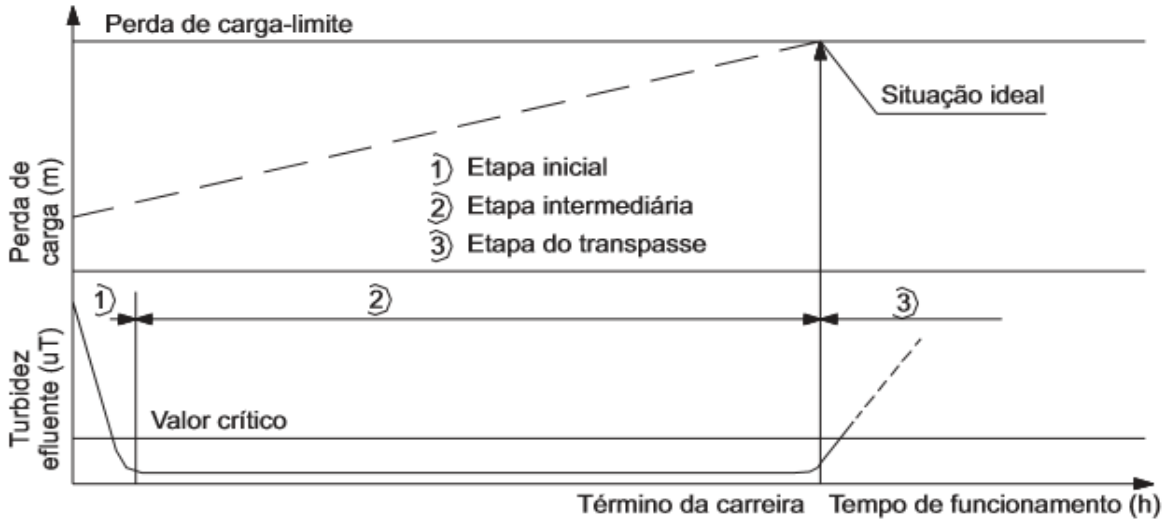
O transpasse da turbidez ocorre quando a quantidade de sólidos acumuladas no meio filtrante é o bastante para que a tensão de cisalhamento provocado pelo escoamento do liquido supere a energia de ligação que mantem as partículas aderidas aos grãos do meio filtrante, desprendendo e arrastando as partículas (METCALF & EDDY, 2015).

A perda de carga em filtro pode ser definida como a diferença de pressão que é ocasionada pela passagem da água pelo interior do filtro, consequência da resistência das partículas do meio filtrante ao movimento da água e ao atrito na estrutura hidráulica dos filtros. Teoricamente, em condições ideais, o tempo para atingir o valor de perda de carga, predefinido, deveria corresponder ao tempo para que o valor da turbidez atinja o valor limite para a qualidade do efluente. Na prática um dos dois é que define o final da carreira de filtração (TESTEZLAF, 2008)

A carreira de filtração em taxa constante pode ser dividida em três etapas (Figura 3): 1) etapa inicial, a água filtrada pode apresentar qualidade não satisfatória, 2) etapa intermediária, estágio durante o qual o efluente produzido possui qualidade desejável; 3) etapa

do transpasse, caracterizada pelo aumento sucessivo da turbidez da água filtrada (DI BERNARDO et al, 2003).

Figura 9: Etapas da filtração com taxa constante



Fonte: Adaptado do Di Bernardo et al. (2003)

3.3.3 Retrolavagem

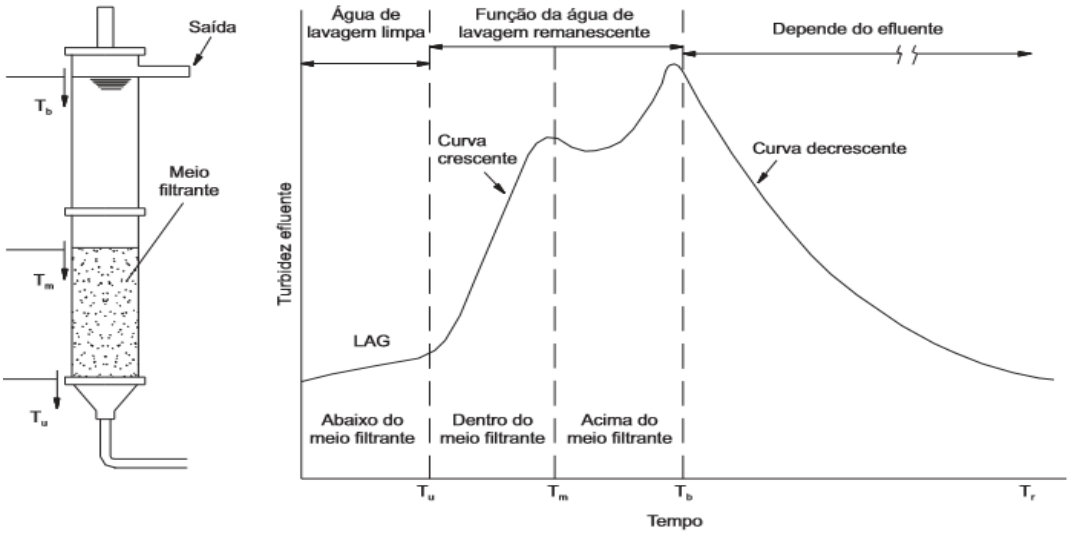
A carreira de filtração pode ser interrompida pelas seguintes razões: transpasse da turbidez ou quando a perda de carga total se torna igual à carga hidráulica disponível (DI BERNARDO et al., 2003).

A vazão de retrolavagem precisa ser suficiente para originar a fluidização do leito filtrante, ou seja, a passagem reversa da água pela camada de areia deve determinar um estado de suspensão das partículas de areia na água, com expansão progressiva do leito de aproximadamente 40% de sua altura, que possibilite a manutenção da areia dentro do filtro e remova as partículas contaminantes. A vazão de retrolavagem varia com o diâmetro efetivo médio da areia, com a altura da camada filtrante e com o modelo construtivo de filtro (TESTEZLAF, 2008; MELO, 2014).

A fase na qual o efluente sai do filtro imediatamente após a retrolavagem, conhecida por estágio de amadurecimento do filtro ou a primeira etapa de filtração, traz consigo frações restantes decorrentes da lavagem. A primeira parte que sai do filtro com qualidade satisfatória até o tempo T_u, é denominado o primeiro estágio, causada pelas frações remanescentes da água de lavagem limpa. Em seguida, ocorre o deslocamento da segunda fração de água residual da lavagem no tempo T_m, estágio no qual a qualidade do efluente se

degrada rapidamente, podendo atingir a primeira turbidez máxima. No intervalo entre T_m e T_b, na terceira fração de água remanescente da lavagem, pode ocorrer a segunda elevação da turbidez. Após atingir esse segundo pico de turbidez, a qualidade da água melhora gradativamente, conforme a figura 10, até atingir a etapa intermediária, durante a qual ocorre produção de efluente com qualidade satisfatória. (AMIRTHARAJAH & WETSTEIN, 1980; AMIRTHARAJAH, 1985).

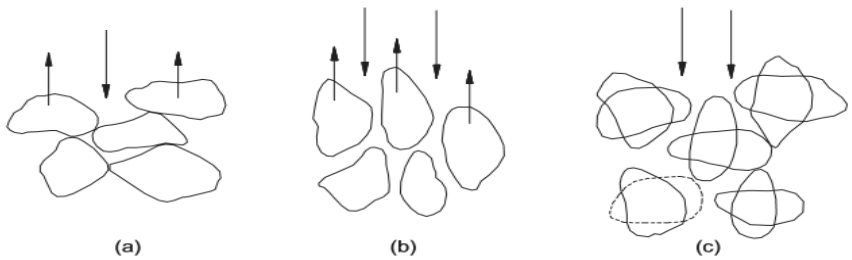
Figura 10: Comportamento da turbidez efluente no inicio da carreira de filtração.



Fonte: Di Bernardo et al.(2003).

Na figura 11 são demonstradas três situações que podem ocorrer na retrolavagem: (a), a velocidade de retrolavagem é baixa e a porosidade permanece constante; na situação (b) não ocorre a fluidificação, apesar do aumento da velocidade ascensional, pois a força resultante da vazão aplicada ainda é menor que o peso dos grãos submersos, que tendem a orientar-se com a menor dimensão do grão no sentido do escoamento; no caso (c) a maior velocidade da passagem da água é o suficiente para superar o peso das partículas de areia e estes ficam suspensos no meio granular, ocorrendo a fluidificação (DI BERNARDO et al., 2003).

Figura 11: Posição dos grãos no meio filtrante durante a lavagem



Fonte: Di Bernardo et al.(2003)

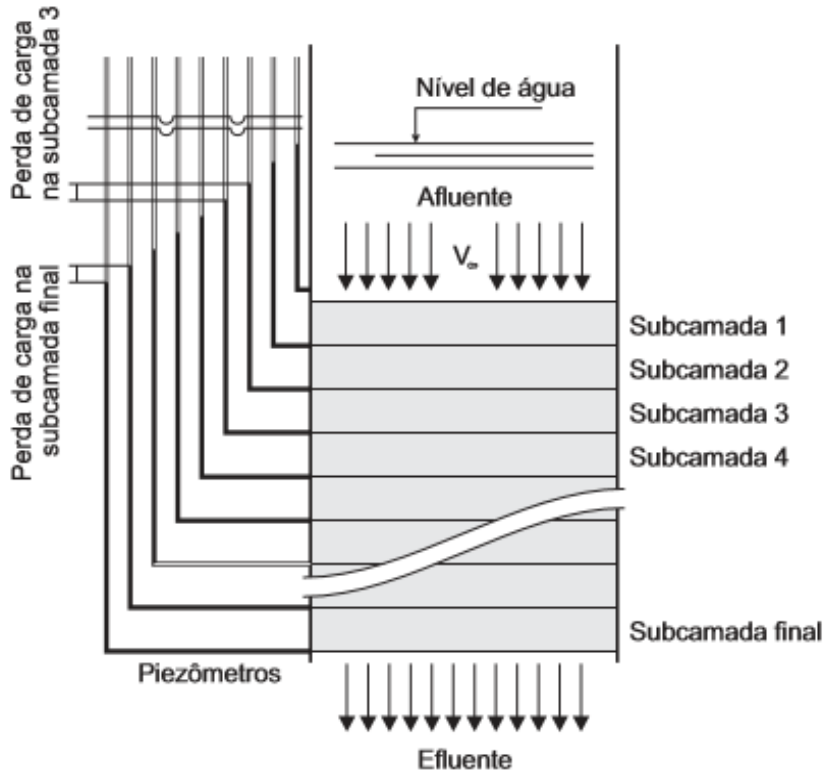
Na retrolavagem, ainda há o desafio de estabelecer na prática o valor da vazão. Vazões excessivas podem fazer com que ocorram perdas do meio filtrante acompanhado ao refluxo. Ademais, uma falsa sensação de limpeza pode surgir caso sejam aplicadas vazões menores que a necessária, podendo ocorrer a colmatação da camada filtrante (TESTEZLAF, 2008).

3.3 Análise da perda de carga em filtro de areia

A verificação em campo para a perda de carga pode ser avaliada principalmente pela análise de piezômetros. A perda de carga, ou seja, a saturação de cada subcamada é acompanhada pela visualização do nível de água em cada piezômetro. A perda de carga é a diferença entre os níveis de água nos piezômetros acima e abaixo da subcamada analisada, onde pode ser verificada a carga hidráulica disponível para realizar a filtração, conforme a Figura 12 (DI BERNARDO et al., 2003).

Em filtros de pressão, como descritos na figura 6, a análise da perda de carga pode ser realizada por um manômetro diferencial digital (LIMA. e CAPELO-NETO, 2015).

Figura 12: Esquema de um filtro descendente com piezômetros entre as subcamadas do meio filtrante



Fonte: Di Bernardo et al.(2003)

4 METODOLOGIA

4.1 Local do estudo

A pesquisa experimental deste estudo foi desenvolvida no pátio de instalações piloto do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) instalado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Mangueira, zona oeste de Recife – PE.

4.2. Descrição da Instalação

O sistema é composto por unidades sequenciais de filtração em leito de pedra, leito de areia e de carvão ativado, utilizados para promover o pós-tratamento do efluente de reator UASB aplicado para a depuração de esgoto doméstico.

O dispositivo de saída de efluente do reator UASB foi ligado ao sistema de filtração; assim, o efluente do UASB alimentava sequencialmente o Filtro Ascendente de Pedra (FAP), os Filtros Descendentes de Areia (FDA) e os Filtros Descendentes de Carvão Ativado (FCA). Caixas de distribuição instaladas entre o reator UASB e o FAP e entre o FAP e o FDA proporcionaram o controle da vazão afluente aos filtros.

Figura 13: Instalação piloto para realização dos experimentos. Reator UASB (a), filtro ascendente de pedra (b), filtros descendentes de areia (c, d), filtros de carvão ativado (e, f).

Fonte: O autor

O FAP foi constituído em material PVC apresentando diâmetro interno de 200 mm e altura útil de 2,5 m. Este filtro foi preenchido com pedregulho de diâmetro médio 20 mm, com granulometria de acordo com a Tabela 2.ocupando 60 % da altura útil do filtro. O efluente do reator UASB alimentava o FAP por gravidade após o controle da vazão afluente (0,042 m^3/s) em caixa de distribuição

Tabela 2: Granulometria do meio filtrante FAP

Camada	Espessura (cm)	Tamanho (mm)
Quinta	30	6-2
Quarta	30	12-6
Terceira	30	19-12
Segunda	15	15-19
Primeira	15	38-25
Suporte	30	60-38

Fonte: O autor

Os filtros descendentes de areia (FDA) foram construídos em material PVC apresentando diâmetro interno de 150 mm e 3,5 metros de altura. A Figura 14 representa os filtros de areia FDA1(c) e FDA2(d). Os filtros FDA1 e FDA2 foram preenchidos com granulometria de acordo com a Tabela 3, ocupando 40% da altura útil dos filtros.

Tabela 3: Granulometria do meio filtrante FDA1 e FDA2

Camada	Espessura (cm)	Tamanho (mm)	Def	C.D.
Areia	100	1,62-0,59	0,80	<1,30
4ª Suporte	10	6-2		
3ª Suporte	10	19-6		
2ª Suporte	10	25-19		
1ª Suporte	10	38-25		

Fonte: O autor

Os filtros trabalharam com vazão afluente constante de 44 L/h e 66L/h no FDA1 e no FDA2, respectivamente. As vazões foram controladas e ajustadas através de registros de esfera instalados em uma caixa de passagem. Os filtros apresentavam ainda a mesma área de superfície filtrante (0,0176 m^2). Através da Equação 1 é possível obter a taxa de aplicação superficial ou taxa de filtração (TF) aplicada ao sistema, cujos valores obtidos foram 60 e 90 m^3/m^2.dia para o FDA1 e o FDA2, respectivamente.

$$T_F = \frac{\mathrm{Q}}{\mathrm{As}} \quad (1)$$

Onde:
Q: Vazão (m³/dia);
As: Área da superfície filtrante (m²)

Foram utilizados dois filtros de carvão ativado (FCA), FCA1 e FCA2, os quais foram conectados em série com o FDA1 e FDA2 respectivamente. Os FCA foram construídos em material PVC apresentando diâmetro interno de 150 mm e 1,90 m de altura. As taxas de aplicação obtidas em FCA1 e FCA2 foram 60 m³/m².dia e 90 m³/m².dia, respectivamente. O meio filtrante é composto por carvão ativado granular (CAG), preenchidos com granulometria apresentada na Tabela 4, com densidade 0,5g/cm³, ocupou 63 % da altura útil dos filtros. Ilustrado na Figura 9, por (e) e (f), recebem o efluente dos FDA1 e FDA2, respectivamente. Na Figura 14 é descrito o fluxograma da instalação.

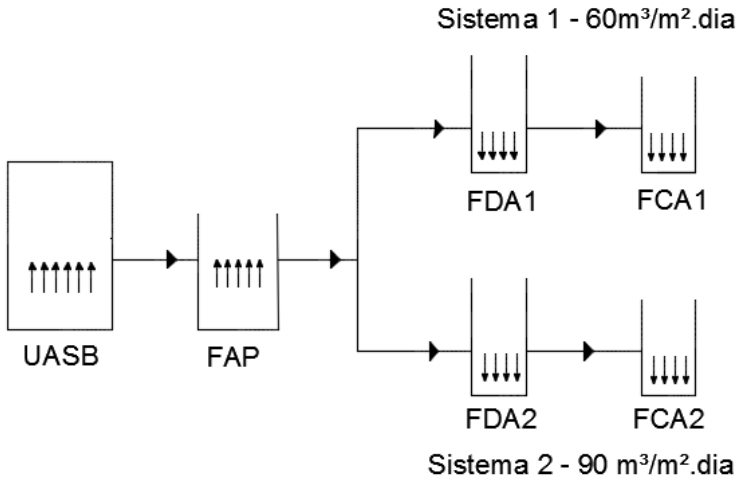
Tabela 4: Granulometria do meio filtrante FCA

Camada	Espessura (cm)	Tamanho (mm)	Def (mm)	C.D.
CAG	1,68-0,71	80	0,93	1,74
4ª Suporte	6-2	10		
3ª Suporte	19-6	10		
2ª Suporte	25-19	10		
1ª Suporte	38-25	10		

Fonte: O autor

.

Figura 14: Fluxograma da instalação piloto de pós-tratamento do efluente de reator UASB (setas indicam o sentido do fluxo)



Fonte: O autor

4.3 Sistema de limpeza dos filtros

A água utilizada para lavagem dos filtros foi proveniente do sistema de abastecimento público, armazenada previamente em um reservatório elevado a 6 m de altura. O reservatório alimentava os filtros por gravidade, por meio de uma tubulação em material PVC de diâmetro interno de 32mm, controlada por registro de esfera na entrada de cada filtro. Durante a limpeza dos filtros, a água de lavagem era descartada no sistema de drenagem da área experimental.

4.4 Controle operacional dos filtros

4.4.1 Análise qualitativa do efluente

A análise da qualidade do efluente foi realizada através do parâmetro de turbidez, feito por turbidímetro portátil HACH modelo 2100P. A turbidez do efluente foi verificada *in situ*, em amostras coletadas na entrada e saída de todos os filtros. Cada ponto de coleta foi amostrado duas vezes, em intervalos de uma hora durante a carreira de filtração no intuito de elevar a representatividade da operação do filtro ao longo da carreira de filtração.

4.4.2 Análise qualitativa do funcionamento dos filtros

O monitoramento da vazão do efluente filtrado no sistema foi avaliado utilizando-se uma proveta graduada e um cronômetro (Figura 10). Foi monitorada a vazão do efluente do FCA1 e FCA2. Foram realizadas três medições em um mesmo ponto de monitoramento, a cada hora, durante toda a carreira de filtração.

Figura 15: Proveta graduada utilizada na medição da vazão

Fonte: O autor

4.4.3 Perda de carga

O monitoramento da perda de carga localizada nos filtros de areia (FDA1 e FDA2) ocorreu com o uso de piezômetros. Sete piezômetros foram, instalados em cada filtro de areia, espaçados a cada 20 cm ao longo da altura dos filtros, onde o piezômetro P7 registrou a perda de carga na região da entrada do afluente no filtro enquanto que o piezômetro P1 registrou a perda de carga localizada na região de acúmulo de efluente filtrado (saída do filtro). A Figura 11 mostra o esquema do FDA com detalhamento da leitura da perda de carga.

A estimativa da perda de carga considerou a diferença do nível entre os piezômetros e foi calculada conforme a Equação 2:

$$\Delta H \text{ total} = \Delta H(P7) - \Delta H(P1) \quad (2)$$

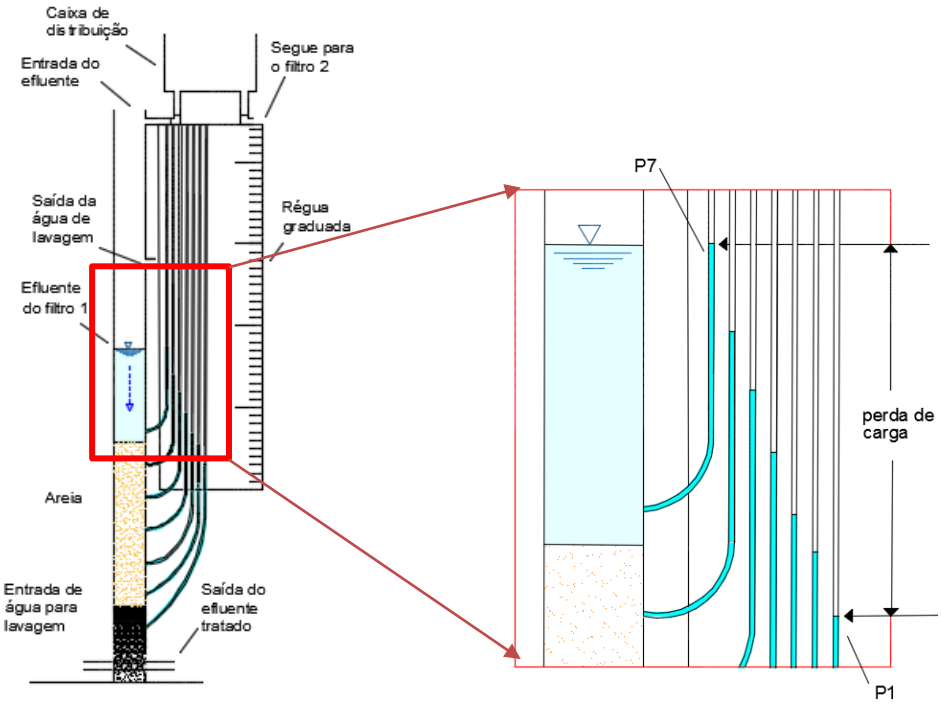
Onde:

ΔH total: Perda de carga total (mm)

ΔH(P7): Perda de carga no piezômetro P7(mm)

ΔH(P1): Perda de carga no piezômetro P1(mm)

Figura 16: Esquema do FDA e os respectivos piezômetros



Fonte: O autor

4.4.3 Carreiras de filtração

Foram realizados três monitoramentos da carreira de filtração (CF1 – 11/11/2016; CF2 – 17/01/2017; CF3 – 19/01/2017). Todas as carreiras de filtração apresentaram tempo de duração semelhante para o FDA1 (45h) e FDA2 (39h). A coleta de amostras durante a CF1, para perda de carga e turbidez, ocorreu a cada 60 minutos e os dados foram adquiridos partir de uma hora de funcionamento dos filtros. Os dados referentes à perda de carga em CF2 e CF3 foram adquiridos no inicio do funcionamento do filtro e em intervalos de 60 minutos Os dados da turbidez na CF2 foram adquiridos em intervalos de 10 minutos nas três horas inicias, e na CF3 em intervalos de 20 minutos nas duas primeiras horas com objetivo de obter o comportamento detalhado até o "amadurecimento", após esse período foi feito em intervalos de uma hora em ambas carreiras de filtração.

Durante a CF2 foi realizada a descarga de fundo intermediária no FAP, interrompendo por um curto intervalo de tempo (aproximadamente um minuto) o seu funcionamento. Este procedimento foi realizado para promover a limpeza hidráulica no FAP através da introdução de água limpa no sentido ascensional, e posterior descarte pelo fundo do filtro.

4.4.4. Retrolavagem dos filtros de areia descendentes

Os filtros descendentes de areia deveriam ter a operação interrompida sempre que atingisse o transpasse da turbidez ou limite da perda de carga. Em todas as carreiras de filtração monitoradas, a interrupção aconteceu por ter atingido o limite da perda de carga de 1300 mm. Este era, experimentalmente, o limite hidráulico do FDA.

Após a interrupção do funcionamento do filtro de areia, foi aberto o registro de esfera na parte inferior do FDA com o intuito de originar a passagem reversa da água limpa pela camada do meio filtrante com uma vazão de cerca de 1,5 m^3/h, que corresponde a uma taxa de lavagem de, aproximadamente, 2000 m^3/m^2.dia. Os filtros eram retrolavados individualmente.

Foi necessário um período de 10 a 12 minutos para o efluente do FDA apresentar turbidez semelhante ou igual ao da água utilizada para lavagem, sendo esse o ponto de interrupção da retrolavagem, verificado por inspeção visual e por meio do turbidimetro.

5 RESULTADOS

5.1 Monitoramento da turbidez

Na coleta de dados do CF1, o valor elevado da turbidez do FAP, 55±3 NTU, aproximadamente 144% e 130% maior em relação ao CF2 e CF3, respectivamente, provavelmente deve-se ao lodo, ainda, pouco estabilizado do reator UASB, descrito na tese de mestrado (LINHARES, 2017). Durante o funcionamento do FAP, nos dados obtidos na CF2, foi observado aumento de turbidez de 23,20 NTU para 31,90 NTU, um aumento de 37,5%. No intuito de recuperar a capacidade de filtração e a qualidade da água tratada, foi realizada a descarga de fundo intermediária no FAP imediatamente após a coleta do dado de 31,90 NTU, sucedido às 23h do andamento da CF2, o qual subsequentemente apresentou turbidez praticamente constante de 20,9±2. Os valores da turbidez do FAP na CF3 foi 23,9±7, semelhante a CF2 22,5±5,3.

Nas primeiras horas do funcionamento do FDA1 o valor da turbidez foi mais alta 66,0 NTU, 36,0 NTU, 38,3 NTU na CF1, CF2, CF3, respectivamente. 6,0 horas depois o valor da turbidez reduziu para 34,6 NTU, 22,3 NTU, 17,8 NTU que corresponde a uma redução de 48 %, 38 %, 53 % na turbidez. Nas horas consecutivas a água do efluente do FDA1 apresentou média de 32,4 ± 0.7 NTU, 15,6 ± 1,3 NTU, 16,7 ± 0,7 NTU na CF1, CF2, CF3, nessa ordem.

De modo semelhante, o FDA2 no começo do funcionamento apresentou valor da turbidez mais elevada 67,9 NTU, 44,4 NTU, 48,9 NTU na CF1, CF2, CF3, respectivamente. 6,0 horas depois o valor da turbidez reduziu para 42,4 NTU, 21,9 NTU, 21,3 NTU que corresponde a uma redução de 38 %, 51 %, 56 % na turbidez. Nas horas sucessivas a água do efluente do FDA2 apresentou média de 41,4 ± 0,9 NTU, 17,0 ± 1,6 NTU, 19,2 ± 1,3 NTU na CF1, CF2, CF3, nessa sequência.

Em todos os ensaios, a carreira de filtração dos filtros FDA1 e FDA 2, foram interrompidos pela utilização de toda carga hidráulica disponível, portanto não foi observada nenhum transpasse da turbidez e o “amadurecimento” se deu após aproximadamente 7 horas de funcionamento. A Tabela 5 apresenta dados descritivos para o monitoramento da turbidez durante o período de avaliação da carreira de filtração.

Tabela 5: Valores de turbidez para o sistema de filtração (NTU)

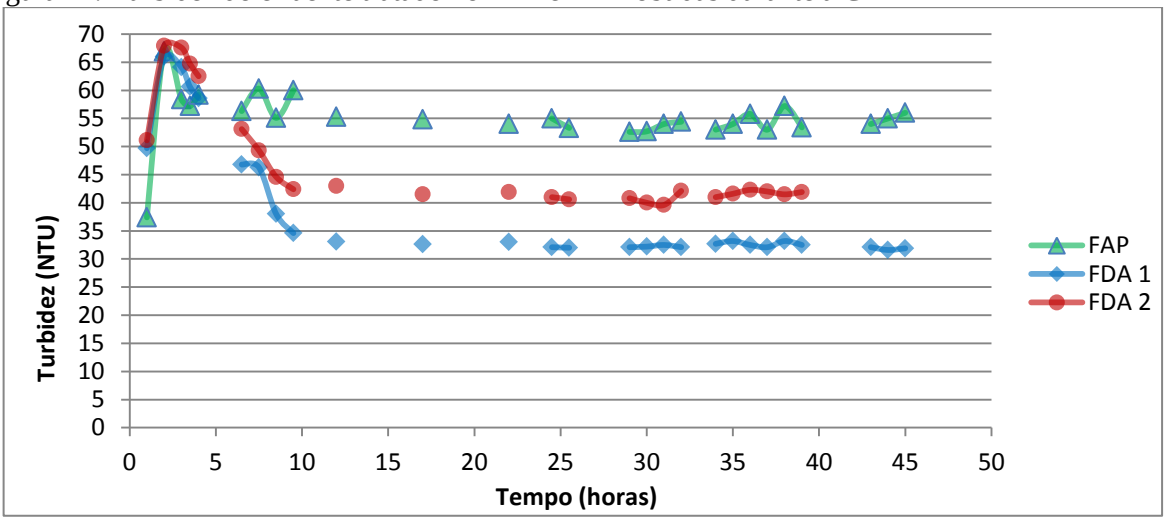
	FAP			FDA1			FDA2		
	CF1	*CF2*	*CF3*	*CF1*	*CF2*	*CF3*	*CF1*	*CF2*	*CF3*
n[1]	24	28	29	24	28	29	24	28	29
Mín	37,40	2,33	21,20	32,00	1,17	3,19	39,60	1,50	3,08
Máx	66,90	37,00	54,60	66,00	36,00	38,30	67,90	44,40	48,90
Méd	55,07	22,52	23,92	35,00	16,60	16,68	43,64	18,53	19,32
DP[2]	3,13	5,29	7,84	11,02	5,26	4,77	9,45	8,28	6,80
Remoção[3]				36,45	26,29	30,25	20,76	17,71	19,23

[1] Número de amostras
[2] Desvio padrão;
[3] Percentual de remoção.

Os resultados indicam, excetuando os picos iniciais ocorridos antes do "amadurecimento", que o efluente do filtro FDA2 resultou em turbidez mais elevada em todos os ensaios em relação ao filtro FDA1. Mais alta 24%, 12%, 16% na CF1, CF2, CF3, respectivamente. Filtro FDA1 no qual foi aplicada uma taxa de filtração de 60 m^3/m^2. dia , 33% menor em comparação a taxa de 90 m^3/m^2.dia aplicada ao filtro FDA2.

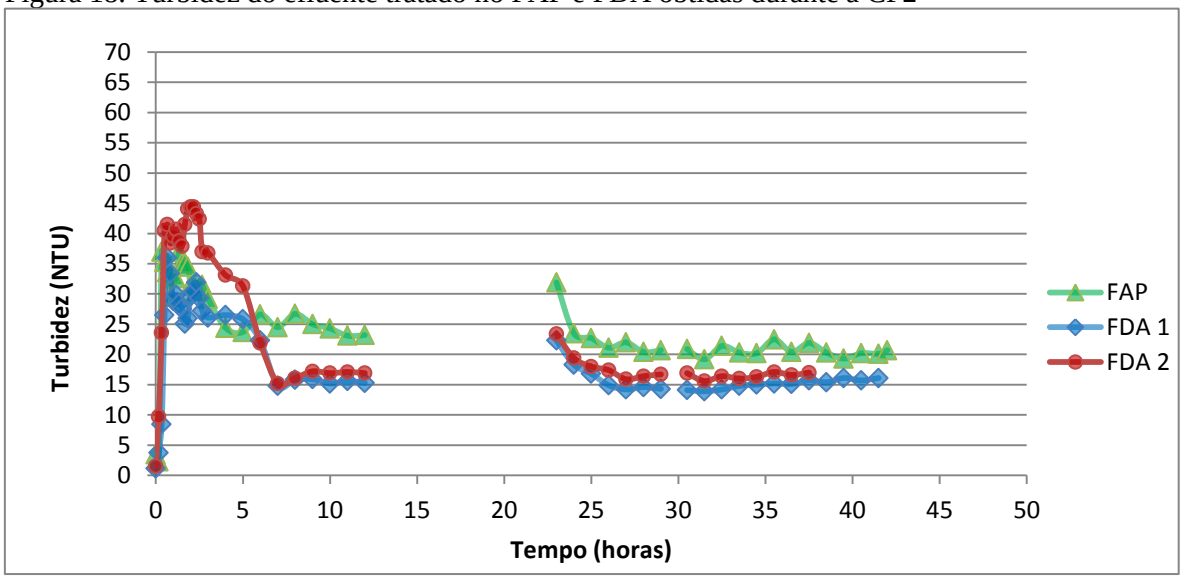
O valor máximo para a turbidez de corpos d'água classe 1, segundo a resolução do CONAMA 357/2005 é 40 NTU. Nos dados obtidos, observados na Figura 18, 19, 20, apenas a turbidez do filtro FDA 2 da CF1 teve valores acima de 40 NTU, no entanto a capacidade de remoção foi semelhante a de outras carreiras de filtração, devendo-se a turbidez superior a 40 NTU do FDA 2 creditar-se ao maior valor de turbidez do FAP nessa carreira de filtração.

Figura 17: Turbidez do efluente tratado no FAP e FDA obtidas durante a CF1



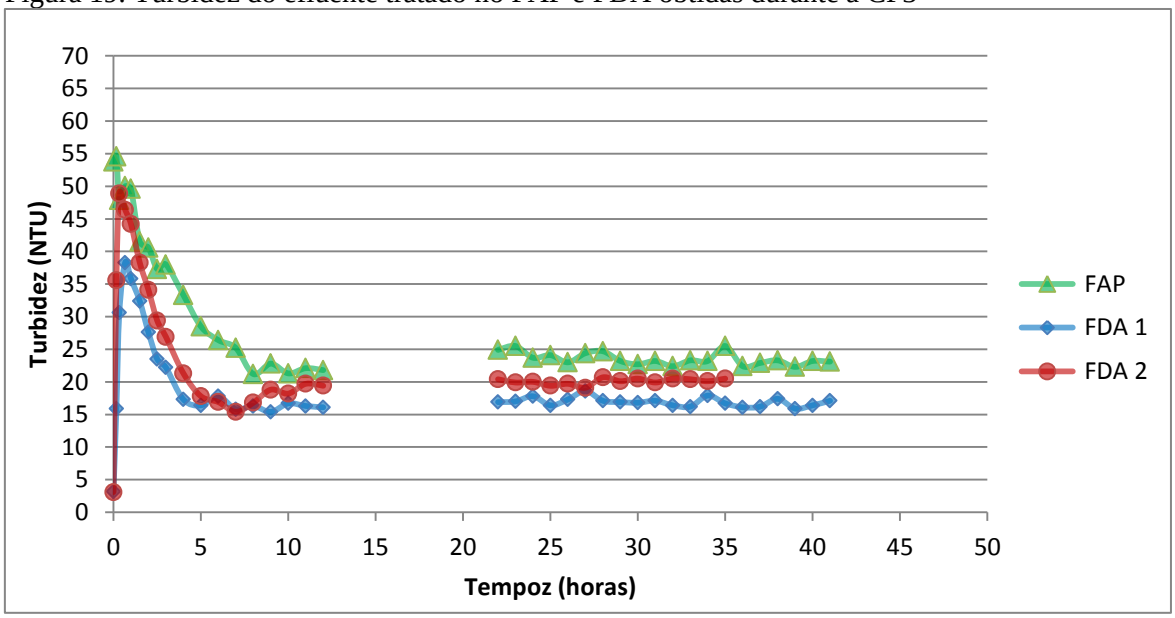
Fonte: O autor

Figura 18: Turbidez do efluente tratado no FAP e FDA obtidas durante a CF2



Fonte: O autor

Figura 19: Turbidez do efluente tratado no FAP e FDA obtidas durante a CF3



Fonte: O autor

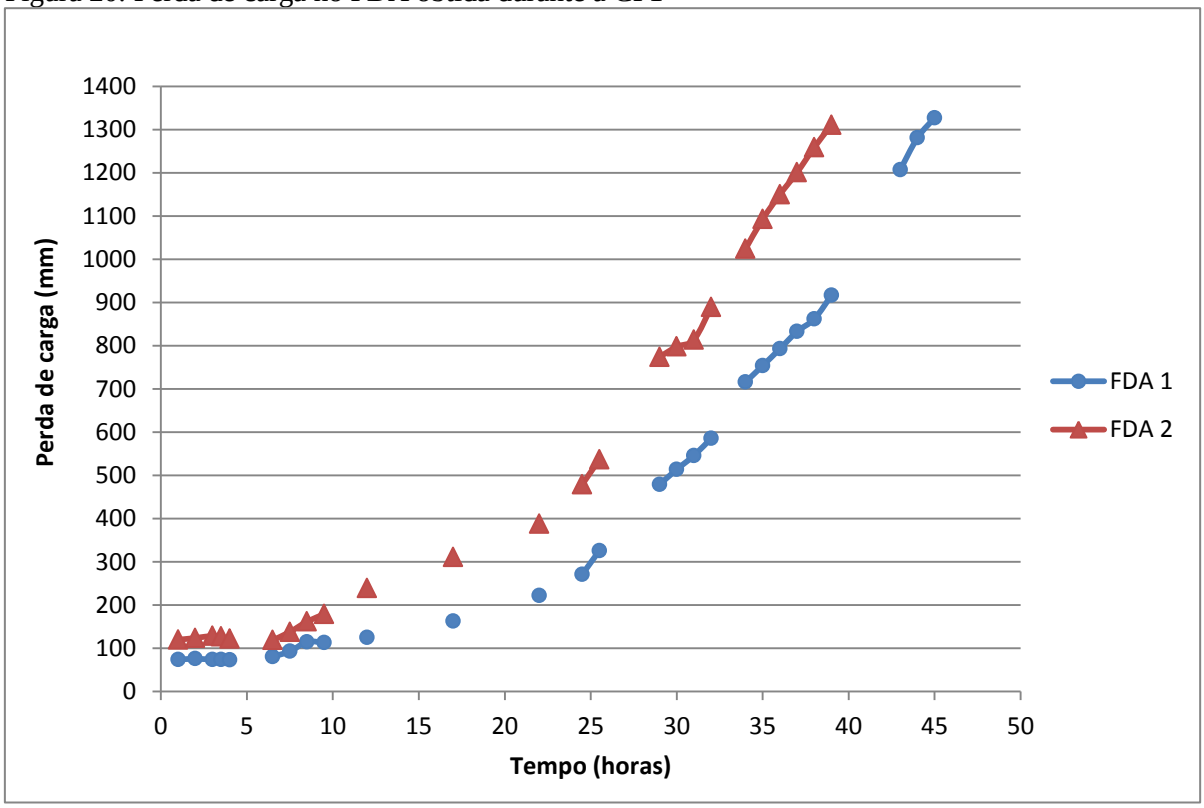
Os dados da turbidez do FDA1 e FDA2 são concomitantes com os indicados nos estudos de Amirtharajah & Wetstein (1980), que indicam o que ocorre nos primeiros momentos de funcionamento do filtro de areia, após a retrolavagem. A primeira parte sai do filtro com qualidade satisfatória, denominado o primeiro estágio, causada pelas frações remanescentes da água de lavagem limpa, em seguida, ocorre uma fase de deterioração, no

qual a qualidade do efluente se degrada rapidamente, podendo atingir a turbidez máxima. Na sequência acontece o “amadurecimento”, definido como a melhora na qualidade do efluente, o qual de acordo com Ahsan (1995) ocorre porque partículas já capturadas passam a reter, posteriormente, as partículas do afluente no meio filtrante.

5.2 Avaliação da perda de carga nos filtros descendentes

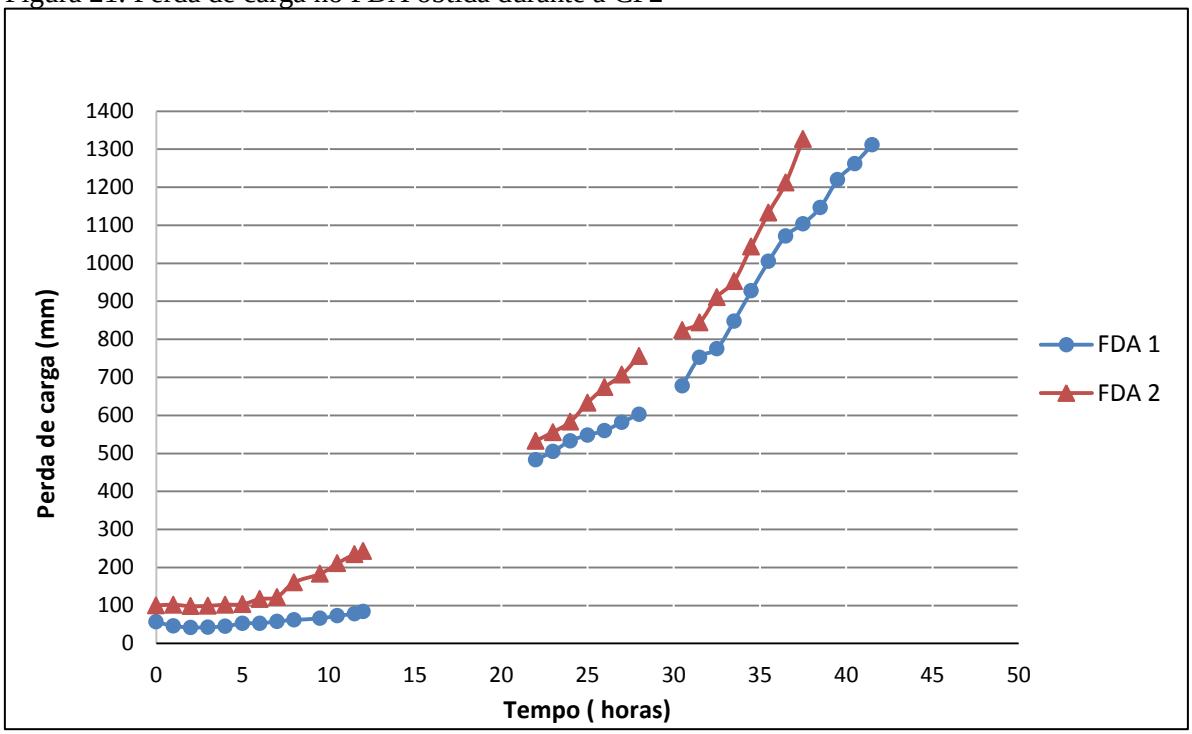
Foram obtidos os dados de três carreiras de filtração, apresentadas nas Figuras 20, 21 e 22.

Figura 20: Perda de carga no FDA obtida durante a CF1



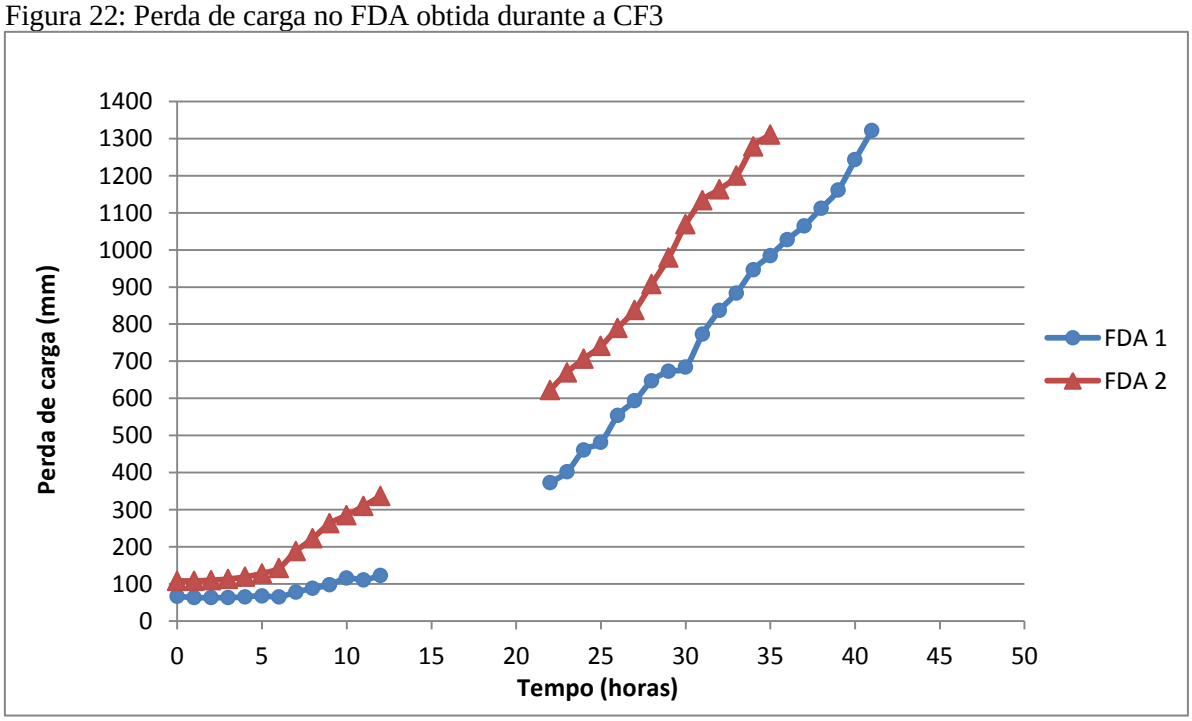
Fonte: O autor

Figura 21: Perda de carga no FDA obtida durante a CF2



Fonte: O autor

Figura 22: Perda de carga no FDA obtida durante a CF3



Fonte: O autor

Em todos os ensaios realizados, as carreiras de filtração dos filtros FDA 1 e FDA2 foram interrompidos pelo uso de toda carga hidráulica disponível, estabelecido em 1300 mm.

Os resultados da perda de carga obtidos nos filtros de área, mostraram que o FDA1 funcionando com taxa de filtração de 60 m^3/m^2.dia, apresentou maior duração em todos os ensaios realizados, com o tempo de 45,0 h, 41,5 h, 41,0 h, sendo 15 %, 11 %, 17% maior que a duração do FDA2 na CF1,CF2, CF3, respectivamente. Esses resultados sugerem que quanto maior a taxa de filtração aplicada ao filtro, maior o crescimento da perda de carga em seu meio filtrante e menor a duração da sua carreira de filtração.

Nos filtros FDA 1 e FDA 2, em todos os experimentos, foi observado o crescimento significativo da perda de carga apenas na camada superior do meio filtrante, aproximadamente 20 cm de altura, entre os piezômetros P6 e P7. Nas camadas inferiores do meio filtrante não foi notado crescimento significativo da perda de carga, indicando pouca penetração de impurezas nessa região.

Os resultados obtidos nos trabalhos de Melo (2014) com filtros descendentes de areia com características semelhantes (tamanho efetivo dos grãos de 0,45 mm, altura da camada filtrante 70 cm, coeficiente de uniformidade de 1,60) apresentaram para uma taxa de filtração de 120 m^3/m^2 perda de carga de 1200 mm totalizando 29h de carreira de filtração. Por outro lado, o autor ressalta que a taxa de filtração de 160 m^3/m^2 em aproximadamente 26h apresentou 1300 mm de perda de carga. Neste trabalho o FDA 1 e o FDA 2 tiveram duração máxima da carreira de filtração, de 45h e 39h, respectivamente ao atingir uma perda de carga de 1300 mm.

5.3 Avaliação do procedimento de retrolavagem

A vazão foi monitorada e obteve valores de 46 ± 3 L/h e 67 ± 4 L/h nos filtros FDA1 e FDA2, respectivamente. Em campo houve dificuldade de manter as vazões constantes devido ao registro de esfera ser impreciso, sendo ajustada sempre que se distanciava dos valores definidos.

Segundo Metcalf & Eddy (2015) a porcentagem de volume de água limpa demandada para a retrolavagem em relação ao volume de água tratada pelo filtro descendente de areia tem valores, normalmente, variando entre 4% e 8%. Esta relação pode ser um

parâmetro para definir a escolha do filtro a ser utilizado. A demanda de água na retrolavagem está diretamente relacionada à área do filtro, ao fator de expansão do leito, ao tamanho das partículas do meio filtrante e a temperatura da água.

Ao utilizar uma vazão de cerca de 1,5 m³/h, correspondente a uma taxa de lavagem de aproximadamente 2000 m³/m².dia em cada um dos filtros de areia, foi possível observar em CF1, CF2 e CF3 a relação entre água utilizada para lavagem e água filtrada, indicada nas Tabelas 6 respectivamente.

Tabela 6: Valores da relação entre o volume do efluente tratado e da retrolavagem

	FDA1			FDA2		
	CF1	*CF2*	*CF3*	*CF1*	*CF2*	*CF3*
Volume de efluente tratado (m³) [Vt]	2,156	1,964	1,937	2,634	2,478	2,460
Volume de água utilizada na retrolavagem (m³) [Vr]	0,275	0,250	0,250	0,300	0,275	0,275
Relação [Vr/Vt] dos Filtros (%)	12,7	12,7	12,9	11,4	11,1	11,2

Fonte: O autor

Os valores, nas três carreiras de filtração analisadas, ficaram acima da porcentagem estimada na relação entre volume de água utilizada na retrolavagem e o volume de efluente tratado para filtros descendentes de areia, considerando o indicado por Metcalf & Eddy (2015)

Segundo os autores Rodgers et al.(2005) e Vermerein & Jobling (1984), a profundade do meio filtrante não é útil na retenção de impurezas e na remoção da turbidez, mas interfere negativamente no volume de água utilizada na retrolavagem, para Metcalf & Eddy (2015) pode contribuir na retenção de uma maior quantidade de sólidos no meio filtrante, porem afeta a capacidade de executar a retrolavagem. De acordo com Di Bernardo et al. (2003) o volume de efluente tratado produzido em um certo período de tempo e de água utilizada na retrolavagem, fazem parte dos principais parâmetros operacionais de um filtro

6 CONCLUSÃO

O FDA1 e o FDA2 tiveram duração máxima da carreira de filtração, de 45h e 39h respectivamente, em todas as carreiras de filtração, por atingir toca carga hidráulica disponível. Em ambos os filtros o comportamento da turbidez corroborou com a literatura, apresentando picos de tubidez no inicio e o “amadurecimento” aproximadamente 7 horas após o inicio do funcionamento do filtro. A capacidade de remoção e os dados obtidos da turbidez indicam que os filtros descendentes de areia estão aptos, em relação à turbidez, para atender aos padrões de lançamento em curso d’água ou recreação de contato primário, segundo resolução do CONAMA 357/2005.

O FDA2, com taxa de filtração mais elevada, apresentou maior volume de efluente tratado, menor duração da carreira de filtração e menor eficiência na remoção da turbidez em comparação ao FDA1. Esses resultados sugerem que a aplicação de uma maior taxa de filtração induz a uma menor eficiência na remoção da turbidez, duração menor da carreira de filtração atingida pela perda de carga limite, entretanto resulta em um maior volume de efluente tratado.

Nos filtros de areia FDA1 e FDA2, o crescimento expressivo da perda de carga apenas na camada superior do meio filtrante, entre os piezômetros P6 e P7, sugere que houve pouca retenção de impurezas no restante do meio filtrante. A porcentagem de água usada na retrolavagem em relação à produção de efluente tratado nos filtros de areia foi de, aproximadamente, 12 %, valor elevado de acordo com a literatura. Baseado em alguns autores citados nesse trabalho, é possível acreditar que uma menor camada do meio filtrante levaria a uma redução de volume de água necessário para a retrolavagem sem, no entanto comprometer negativamente os valores da perda de carga e remoção da turbidez.

7 RECOMENDAÇÕES

Substituir o material PVC utilizado na construção do FDA1 e FDA2 para acrílico, no mínimo parcialmente, de modo a permitir a visualização da camada granular e expansão do leito durante a lavagem dos filtros. Troca importante para que em campo seja possível utilizar com mais eficiência a vazão de retrolavagem e dessa maneira aplicar uma limpeza mais efetiva e econômica aos filtros.

Diminuir a altura da camada do leito filtrante nos filtros descendentes de areia, visando diminuir o volume de água limpa utilizada para a retrolavagem dos filtros, mantendo a qualidade na remoção da turbidez e o tempo de carreira de filtração. Obtendo filtros mais econômicos na operação.

Substituir os registros de esfera utilizados para o controle de vazão na entrada dos FDA1 e FDA2, por registros de pressão por serem mais aptos para trabalharem no ajuste da vazão, por sua sensibilidade na regulagem e capacidade de manter a vazão ou ainda trocar por rotâmetros, indicadores de vazão instantânea.

REFERÊNCIAS

AHSAN, T. (1995). Process Analysis and Optimization of Direct Horizontal-Flow Roughing Filtration. Delft, 193p. Tese de Doutorado da Deft University of Technology of International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering.

AMIRTHARAJAH, A. The interface between filtration and backwashing. Water Resources Researches, USA, v. 19, n. 5, p. 581-588, may. 1985.

AMIRTHARAJAH, A.; WETSTEIN, D. P. Initial degradation of effluent quality during filtration. JAWWA, USA, v. 72, n. 9, p. 518, sep. 1980

ANDRADE NETO C.O., MELO H.N.S., DANTAS M.A.R. (2000). Aplicação de Traçadores em Filtros Anaeróbios para Avaliação de Características Hidrodinâmicas. In Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia sanitária e Ambiental, AIDIS, 3 a 8 de dezembro, Porto Alegre.

ARCEIVALA, S. J.; ASOLEKAR, S. R. Wastewater treatment for pollution control and reuse.Shyam R Publisher:Tata McGraw-Hill Education, 2008.

BEZERRA, S.M.C., CAVALCANTI, P.F.F. e VAN HAANDEL, A.C. Influência do tempo de detenção hidráulica sobre a auto-inoculação de um reator UASB tratando esgoto sanitário. 20º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, Rio de Janeiro RJ. (1999)

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER,S. Introdução à engenharia ambiental. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente). Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 2005.

BRINCK, N.C.P. Avaliação do tipo de material filtrante no comportamento hidráulico de filtros rápidos de camada profunda no tratamento de águas de abastecimento. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

CAPUTO, Homero Pinto. Mecânica dos Solos e Suas Aplicações. 6ª ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1988.

CAVALCANTI, P. F. F.; MAYER, M. G. R.; MOREIRA, Eudes Alves ; HAANDEL, Adrianus Cornelius Van . Lagoas de polimento para o pós tratamento de esgoto digerido parte 2: remoção de patógenos. In: 21º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. Anais do 21º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L, HAANDEL, A.C.V, FORESTI, E, CYBIS, L.F. Cap 1: Introdução. In CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador). Pós-tratamento de efluentes reatores anaeróbios. Belo Horizonte, 2001.

CLARK, R.; ROSSMAN L.A. WYNER L. J. Modeling distribution system water quality: Regulatory implications. Journal of the water resources planning and the management. V. 121, 1995.

CLEASBY, J.L., LOGSDON, G.S. (1999). Granular bed and precoat filtration. In : AMERICAN PUBLIC HEALT ASSOCIATION LETTEMAN, R.D. Water quality and treatment. A handbook of community water supplies. Estados Unidos da America. Mc Graw Hill.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. 2ª ed. São Paulo: RIMA, 2005

DI BERNARDO, L.; MENDES, C.G.; BRANDÃO, C.C.S.; SENS, M.L. ; PÁDUA, V.L. In DI BERNARDO, L. (Coordenador.). Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta, PROSAB 3. ABES. 480p. São Carlos 2003.

FONTANA, H. Pós tratamento de esgoto sanitário com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular: desempenho técnico e estudo de viabilidade econômica. São Carlos, 2007.

FREIRE, V.H., VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C.A.L. Avaliação do desempenho de um sistema combinado UASB - Lodos Ativados no tratamento de efluentes sanitários. In: 20.º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Rio de Janeiro: Abes, 1999

GONÇALVES R.F. & ROGALLA, F. Biofiltros aerados para remoção de nitrogênio de águas residuárias sob diversas temperaturas - Anais eletrônicos do XXIV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - 30 de outubro a 4 de novembro de 1994, Buenos Aires, Argentina, 1994.

GONÇALVES, R.F., PASSAMANI, F.R.F., SALIM, F.P., SILVA, A.L.B., MARTINELI, G. E BAUER, D.G. Associação de um reator UASB e biofiltros aerados submersos para tratamento de esgoto sanitário. In "Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – coletânea de trabalhos Vol. 1, Coord. C.A.L. CHERNICHARO. Projeto PROSAB. Belo Horizonte (MG), 220 p., 2000

HEALY,M.G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetland sand intermittent sand filters. Bioresource Technology. v. 98. Ireland. 2007.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

JÜRGENSEN, D. & RICHTER, C. A. Tratamento de esgotos por digestão anaeróbia – Coagulação e flotação. SANARE. Curitiba, SANEPAR. 1 (1): 19-20. Jul./Set 1994.

KATO, M.T.; ANDRADE NETO, C.O.; CHERNICHARO, C.A.L et al. Configurações de reatores anaeróbios. In: CAMPOS, J.R. Tratamento de esgotos sanitário por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

KAWAMURA, S.(2000). Integrated design and operation of water treatment facilities. 2ª edition, New York : Jhon wiley&Sons, Inc 621p. 2000.

LEAL, E. S. Modelagem da degradação do cloro residual livre em sistemas de adução de água e abastecimento de porte médio. Dissertação (Mestrado) - Campina Grande, Universidade Federal de Campina Grande, 2012.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 2ª Ed. Campinas: Editora Átomo, 2008.

LIMA, J.A.P.; CAPELO NETO, J. Dupla filtração modificada utilizando filtro de pressão a montante de filtro ascendente no tratamento de águas eutrofizadas. Eng. Sanit. Ambient. vol.20 no.1 Rio de Janeiro Jan./Mar. 2015

LINHARES, B.D. Filtros granulares (areia e carvão ativado) para pós-tratamento de efluente anaeróbio. Recife, 2017. Dissertação de mestrado – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental – Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

MAIA, J. C. C. & BEZERRA, J. F. M. Aplicação de flotação por ar dissolvido no tratamento de despejos liquidos industriais. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 11, Fortaleza, 1981. Anais. Fortaleza, ABES, 1981.

MARA, D.D., PEARSON, H.W. Waste Stabilization Ponds – Design Manual for Mediterranean Europe. World Health Organization, Copenhagem. 1987.

MBURU, N.; TEBITENDWA, S. M.; VAN BRUGGEN, J. J. A.; ROUSSEAU, D. P. L.; LENS P. N. L. (2013). Performance comparison and economics analysis of waste stabilization ponds and horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater: a case study of the Juja sewage treatment works. Journal of Environmental Management, v. 128.

MELO, A.R.B. Pós-tratamento de efluente de reator Uasb por filtração em areia e carvão ativado. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós- graduação em Engenharia Civil, 2014.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse. 5a edição. Nova Iorque: McGraw - Hill, International Editions. 2015.

NBR 6502 - Rochas e solos – Análise granulométrica conjunta. São Paulo, ABNT. 1995.

NBR 7181 - Solo - Análise granulométrica: método de ensaio. ABNT. 1984

PENETRA, R.G. (2003). Flotação aplicada ao pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio de leito expandido tratando esgoto sanitário. São Carlos, 2003. 288p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

REALI, M. A. P. Concepção e avaliação de um sistema compacto para tratamento de águas de abastecimento utilizando o processo de flotação por ar dissolvido e filtração com taxa declinante. 373 f. Tese (Doutorado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2 v. 1991.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. Tratamento de água: tecnologia atualizada. São Paulo: E. Blücher, 1991.

RODGERS, M.; HEALY, M. G.; MULQUEEN, J. Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. Water Research. Volume 39, 2005.

ROGALLA, F., ROUDON, G., SIBONY, J. E BLONDEAU, F. (1992) - Minimising nuisances by covering compact sewage plants - Water Sci. & Technol., vol. 25, no 4/5, pp. 363 - 374

SILVA, S.S. Aplicação de radiação UV para desinfeção de efluente da associação de reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso. Dissertação (Mestrado) São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 152 p, 2007.

SPELLMAN, F.R.. Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations, Second Edition. SRC Press, 2008.

SUTHERLAND, K.S.; CHASE, G. Filters and Filtration Handbook. Fifth Edition. Elsevier Copyright, 2008.

TESTEZLAF, R. Filtros de areia usados na irrigação localizada: teoria e prática. Eng. Agric., Jaboticabal, v.28, n.3, jul./set. 2008.

VALENCIA, J. A. Filtracion Lenta. In: Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, 1981.

VERMEREIN, L.; JOBLING, G.A. Localized irrigation. Rome: FAO, 1984. 203 p. (Irrigation and Drainage), 1984.

VON SPERLING, M. Lagoas de estabilização. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, vol. 3. Belo Horizonte, UFMG. 2002.

VON SPERLING, M.; HAANDEL, A.C.V.; JORDÃO, E.P.; CAMPOS J.R.; CYBUS, L.F.; AISSE, M.M.; SOBRINHO, P.A. Cap 5: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lodos ativados. In CHERNICHARO, C.A.L. (coordenador). Pós tratamento de efluentes de reatoras anaeróbios. Belo Horizonte, 2001.

WIECHETECK, G. K. ; BENINI, B. D. S. ; BERNARDO, L.. Remoção de substâncias húmicas utilizando dupla filtração com filtro ascendente de areia grossa ou de pedregulho. Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 9, n. 2, 2004.

WWAP (Programa Mundial de Avaliação da Água das Nações Unidas) 2015. Encarando os Desafios: Estudos de Caso e Indicadores. Paris, UNESCO

YANEZ, F. Lagunas de estabilización, Ed. CEPIS, Lima, Peru. 1993.