



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE**

**CENTRO DE TECNOLOGIA**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

**MOISÉS ANDRADE DE FARIAS QUEIROZ**

**EMPREGO DE BIOFILTRO DE PEDRA PARA REMOÇÃO DE  
MICROALGAS E SÓLIDOS SUSPENSOS DE EFLUENTES DE  
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

**Natal**

**2014**

MOISÉS ANDRADE DE FARIAS QUEIROZ

**EMPREGO DE BIOFILTRO DE PEDRA PARA REMOÇÃO DE  
MICROALGAS E SÓLIDOS SUSPENSOS DE EFLUENTES DE  
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito para à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto

Co-orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo

Natal

2014

Seção de Informação e Referência  
Catalogação da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede

Queiroz, Moisés Andrade de Farias.

Emprego de biofiltro de pedra para remoção de microalgas e sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização / Moisés Andrade de Farias Queiroz. – Natal, RN, 2014.  
68f.

Orientador: Prof. Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto  
Co-orientador: Prof. Dr. André Luís Calado Araújo

Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Centro de Tecnologia. Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária.

1. Lagoa para tratamento de efluentes – Dissertação. 2. Lagoa de estabilização – Dissertação. 3. Biofiltros - Dissertação. 4. Remoção de microalgas – Dissertação. I. Andrade Neto, Cícero Onofre de. II. Araújo, André Luís Calado. III. Título.

MOISÉS ANDRADE DE FARIAS QUEIROZ

**EMPREGO DE BIOFILTRO DE PEDRA PARA REMOÇÃO  
DE MICROALGAS E SÓLIDOS SUSPENSOS DE  
EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA

---

Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto – Orientador

---

Dr. André Luís Calado Araújo– Co-orientador

---

Dr. Hélio Rodrigues dos Santos – Examinador Interno

---

Dr. Rui de Oliveira– Examinador Externo

Natal, 28 de Fevereiro de 2014.

Aos meus pais Adélia e José Hamilton  
e a minha irmã Jordanna.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, Senhor todo poderoso, por sua graça, proteção e pela oportunidade de realização de mais um desafio em minha vida.

Aos professores Cícero Onofre de Andrade Neto, Vanessa Becker e André Calado pela dedicação, competência e excelente orientação no desenvolvimento do trabalho, toda a minha admiração, amizade e reconhecimento.

À minha família, à namorada Kattyucia e ao amigo Eduardo Pedroza pelo apoio, paciência e incentivo durante a realização deste trabalho.

Ao professor André Luís Calado de Araújo por ter tornado viável financeiramente esta pesquisa.

À Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária (PPgES-UFRN), pela oportunidade e pelos conhecimentos transmitidos.

A todos os integrantes dos projetos de pesquisa RENUTRES, MEVEMUC, LODOS e ao Instituto Federal do Rio Grande do Norte (IFRN) por ter cedido reagentes e materiais de laboratório para a realização da pesquisa.

À Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) pela viabilização ao acesso às suas instalações e facilidades oferecidas à realização dessa pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pelo suporte financeiro.

Aos membros da banca examinadora, os professores Hélio Rodrigues dos Santos e Rui de Oliveira pelas contribuições;

Aos funcionários do Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – LARHISA, Nilton, Aline e Sandro pelo auxílio prestado na realização das análises químicas e ao voluntário e amigo Rafael Xavier.

Às secretárias do programa de pós-graduação Leonor, Dacifran e as estagiárias Lucymara, Carina e Karen.

Às pessoas maravilhosas que conheci em Natal e que se tornaram mais que amigos, Eliezer, Alex, Nilton, Neuciano, Wédina, Hélio, Salatiel, José Francisco, Layane, Dayana, Lorena e Francisco Rafael. E a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse trabalho.

## RESUMO

A pesquisa avaliou a remoção das microalgas produzidas em um sistema de lagoas de estabilização utilizando biofiltros como pós-tratamento, além de caracterizar os efluentes de lagoas de estabilização e dos filtros no tocante às concentrações de biomassa algal (*clorofila "a"* e sólidos suspensos), matéria orgânica (DBO e DQO), ortofosfato, fósforo total, pH e oxigênio dissolvido, e buscou correlacionar os parâmetros físico-químicos com a clorofila "a". Foi realizada na ETE Ponta Negra que é constituída por três lagoas de estabilização, sendo uma lagoa facultativa primária e duas de maturação. Para a remoção das algas, foram utilizados dois biofiltros submersos: o filtro FLF - alimentado com efluente da lagoa facultativa; e o filtro FLM - alimentado com efluente da segunda lagoa de maturação. O material de enchimento de ambos os filtros foi predominantemente brita nº 2, apesar de conter porções de brita nº 1 e nº 3. As condições operacionais dos filtros eram péssimas, pois estavam há quase 10 anos sem manutenção, sem limpeza ou remoção do lodo desde a época da construção, podendo parte do material de enchimento estar colmatado. Apesar das condições operacionais precárias foram obtidos resultados satisfatórios, em nível de pós-tratamento. As eficiências de remoção em relação à DBO e DQO foram de 7 e 25% no FLF e 9 e 19% no FLM, respectivamente. Em relação aos SST as eficiências no FLF e FLM foram de 37 e 20%, respectivamente. Quanto à remoção de clorofila "a", a eficiência no FLF foi de 44% e no FLM foi de 40%. Houve o consumo de 50% do oxigênio dissolvido, em média, no interior dos filtros. Foram realizados dois perfis nos filtros, e foi possível concluir que as variações ao longo do dia não foram estatisticamente significativas, e que, independentemente do horário da coleta, teriam a mesma representatividade ao comparar com o horário da coleta da pesquisa (7 horas da manhã) e a média diária, embora as variações pontuais ao longo do dia tenham se mostrado expressivas. Outra importante observação foi que as correlações entre Clorofila "a" e SST foram maiores e mais significativas nos efluentes dos filtros do que nos efluentes das lagoas.

**Palavras chave:** lagoa para tratamento de efluentes, lagoas de estabilização, biofiltros, remoção de microalgas.

## **ABSTRACT**

This research evaluated the microalgae removal produced in a stabilization pond system using biofilters as post-treatment, besides characterizing the effluents of stabilization ponds and filters in relation to concentrations of algal biomass (chlorophyll "a" and suspended solids), organic matter (BOD and COD), total phosphorus, orthophosphate, pH and dissolved oxygen, and tried to correlate physicochemical parameters with chlorophyll "a". It was held at the Ponta Negra ETE which is constituted by three stabilization ponds, with a primary facultative pond and two of maturation. For the algae removal were used two submerged bio-filters: the filter FPF (Facultative Pond Filter), fed with facultative pond effluent; and the filter MPF (Maturation Pond Filter), fed with second maturation pond effluent. The filling material of both filters was predominantly gravel no. 2, although it contains portions of gravel no. 1 and no. 3. The filters operating conditions were bad, they were nearly 10 years without maintenance, without cleaning or removal of sludge since the time of its construction, and part of the filling material may be obstruct. Despite poor operating conditions were obtained satisfactory results, in level of post-treatment. Removal efficiencies in relation to BOD and COD were 7 and 25% in FPF and 9 and 19% and in MPF, respectively. In relation to TSS efficiencies in MPF and FPF were 37 and 20%, respectively. As for the chlorophyll "a" removal, the FPF efficiency was 44% and the MPF was 40%. There was 50% of consumption of dissolved oxygen, on average, within the filters. Two profiles were performed in the filters, and it was possible to conclude that variations throughout the day were not statistically significant, and that, regardless of the time of collection, they would have the same representation comparing to the time of data collection (7 am) and the daily average, although individual variations throughout the day have been shown to be significant. Another important observation is that the correlations between Chlorophyll "a" and TSS were bigger and more significant in the effluent of the filters than in the effluent of the ponds.

**Keywords:** pond for treatment of effluent, stabilization ponds, biofilters, microalgae removal.

## Lista de Figuras

Figura 1 - Esquema do Sistema Piloto de biofiltros utilizados na pesquisa realizada por Andrada .....	25
Figura 2 - Esquema representativo do FP1 – de escoamento ascendente de única câmara e camadas sobrepostas. ....	26
Figura 3 – Esquema e cortes do piloto utilizados na pesquisa de Gomes (2010). a) Lagoa-Filtro; b) Filtro de pedra.....	27
Figura 4 - Esquema do Sistema Piloto de biofiltros utilizados na pesquisa realizada por Al-sa`ed, Abu-madi e Zimmo .....	28
Figura 5 - Distribuição dos efluentes nos filtros.....	29
Figura 6 - Registro para regular a vazão do efluente da Lagoa facultativa.....	30
Figura 7 - Registro para regular a vazão do efluente da Lagoa maturação .....	30
Figura 8 - Biofiltros na época da construção. ....	31
Figura 9 - Biofiltros em situação operacional no período da pesquisa.....	31
Figura 10 - Identificação dos locais e das amostras para coleta .....	33
Figura 11 - Comportamento da DQO nos filtros.....	36
Figura 12 - Comportamento da DBO nos filtros .....	38
Figura 13 - Variação do pH no FLF.....	39
Figura 14- Variação do pH no FLM.....	40
Figura 15 - Comportamento do Oxigênio dissolvido (OD) no filtros.....	41
Figura 16 - Variação do fósforo nos filtros.....	42
Figura 17 - Comportamento dos Sólidos Suspensos Totais nos Filtros.....	43
Figura 18 - Comportamento dos Sólidos Suspensos Voláteis nos Filtros.....	44
Figura 19 - Comportamento da Clorofila "a" nos Filtros .....	45
Figura 20 - Eficiências pontuais da Clorofila "a" ao longo da pesquisa .....	46
Figura 21 - Variação diária da DQO no FLF (Perfil 1) .....	48
Figura 22 - Variação diária da DQO no FLF (Perfil 2) .....	48
Figura 23 - Variação diária da DQO no FLM (Perfil 1).....	49
Figura 24 - Variação diária da DQO no FLM (Perfil 2).....	49
Figura 25 - Variação diária da concentração dos SST no FLF (Perfil 1).....	50
Figura 26 - Variação diária da concentração dos SST no FLF (Perfil 2).....	51
Figura 27 - Variação diária da concentração dos SST no FLM (Perfil 1).....	52
Figura 28 - Variação diária da concentração dos SST no FLM (Perfil 2) .....	52
Figura 29 - Variação diária da concentração da Clorofila "a" no FLF (Perfil 1).....	53
Figura 30 - Variação diária da concentração da Clorofila "a" FLF (Perfil 2).....	54
Figura 31 - Variação diária da concentração da Clorofila "a" no FLM (Perfil 1) .....	55
Figura 32 - Variação diária da concentração da Clorofila "a" no FLM (Perfil 2) .....	55
Figura 33 - Variação diária da concentração de oxigênio dissolvido no FLF (Perfil 1).....	56
Figura 34 - Variação diária da concentração de oxigênio dissolvido no FLF (Perfil 2).....	57
Figura 35 - Variação diária da concentração de oxigênio dissolvido no FLM (Perfil 1).....	58
Figura 36 - Variação diária da concentração de oxigênio dissolvido no FLM (Perfil 2).....	58
Figura 37 - Correlação de Person para FLF-E (SST x Cl "a") .....	59
Figura 38 - Correlação de Person para FLF-S (SST x Cl "a") .....	59
Figura 39 - Correlação de Person para FLM-E (SST x Cl "a").....	60
Figura 40 - Correlação de Person para FLM-S (SST x Cl "a").....	60

## **Lista de Tabelas**

Tabela 1 - Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias .....	34
Tabela 2 - Valores e correlações de Pearson .....	35
Tabela 3 - Correlação dos SSV x SST e SSV x Clorofila "a" .....	61

## **Lista de Quadros**

Quadro 1 - Teste de distribuição granulometria da Brita utilizada na pesquisa .....	32
---	----

# Sumário

RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	10
1. INTRODUÇÃO.....	15
2. OBJETIVOS.....	17
2.1 Objetivo Geral .....	17
2.2 Objetivos Específicos .....	17
3. REVISÃO DE LITERATURA .....	18
3.1 Lagoas de Estabilização.....	18
3.1.1 Lagoas facultativas.....	19
3.1.2 Lagoas de Maturação.....	19
3.2 Microalgas em lagoas de estabilização .....	20
3.3 Pós-tratamento (Biofiltro Submerso).....	21
3.3.1 Meio de Enchimento (Brita) .....	22
4. MATERIAIS E MÉTODOS .....	29
4.1 Unidades experimentais (Biofiltros submersos – pós-tratamento) .....	29
4.2 Material de enchimento .....	30
4.3 Monitoramento e análises .....	32
4.4 Análise Estatística dos dados.....	34
4.4.1 Estatística descritiva.....	34
4.4.2 Correlação de Pearson (r) .....	35
4.4.3 Teste-t (p).....	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
5.1 Demanda Química de Oxigênio – DQO.....	36
5.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO.....	37
5.3 Potencial hidrogeniônico – pH.....	39
5.4 Oxigênio dissolvido – OD .....	40
5.5 Fósforo Total e ortofosfato .....	41
5.6 Sólidos Suspensos Totais – SST e Sólidos Suspensos Voláteis – SSV .....	43
5.7 Clorofila “a”.....	45
5.8 Perfis.....	47
5.8.1 DQO.....	47
5.8.2 Sólidos Suspensos Totais .....	50
5.8.3 Clorofila “a”.....	52

5.8.4 Oxigênio dissolvido.....	55
5.9 Inter-relação entre parâmetros .....	58
6. CONCLUSÕES .....	62
7. REFERÊNCIAS.....	63

# 1. INTRODUÇÃO

As lagoas de estabilização que, *a priori*, foram construídas para armazenar esgotos, tinham a finalidade de utilizar a água na irrigação, posteriormente foi observado que ocorria tratamento de esgoto nesse intervalo de tempo, entre a entrada e a saída dos esgotos (KELLNER E PIRES, 1998). Os sistemas de lagoas de estabilização reproduzem os fenômenos observados na natureza sem que, para isso, seja utilizado qualquer tipo de equipamento mecânico.

No Brasil, um país tropical, por serem processos biológicos naturais de tratamento de esgotos, as lagoas de estabilização se beneficiam de fatores bióticos e abióticos, como: as altas radiações solares, temperaturas elevadas, forte ação dos ventos e luminosidade durante todo o ano, especialmente na região do Nordeste, condições estas que favorecem a utilização dos sistemas de lagoas de estabilização. Somando as condições favoráveis com a disponibilidade de nutrientes advindos dos próprios esgotos, as lagoas de estabilização, tornam-se um ambiente ideal para o desenvolvimento e proliferação das microalgas.

As lagoas de estabilização é uma tecnologia simples e barata, empregada no tratamento de esgotos, embora seus efluentes apresentem elevadas concentrações de sólidos suspensos na forma de microalgas, que fazem com que esse tipo de tratamento não se adeque aos padrões restritivos de lançamento.

As algas se apresentam como um dos grupos mais diversificados entre os microrganismos presentes nas lagoas facultativas e de maturação e, devido à produção de oxigênio, são responsáveis pela continuidade dos processos aeróbios, além disso, ainda removem nutrientes como nitrogênio, fósforo e carbono para suprir suas necessidades nutricionais. Embora vitais ao processo de tratamento, as algas também podem causar problemas devido ao seu crescimento excessivo.

A presença significativa de algas nos efluentes de lagoas de estabilização torna-se um inconveniente nos corpos receptores e, até mesmo, inviabiliza diversos usos que se pretende dar à água a jusante do lançamento. As microalgas podem alterar o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, criando um biofilme superficial de cor verde, alterando a transparência da água e conduzindo à desoxigenação de lagos e rios. Caso o efluente seja usado para irrigação, concentrações excessivas de SS e algas podem afetar a porosidade do solo.

Diversas pesquisas e tecnologias são aplicadas como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, mas em geral, são realizadas tendo como objetivo a remoção da matéria orgânica.

Esta pesquisa buscou avaliar a remoção de microalgas, medindo indiretamente através da remoção da clorofila "a". O sistema de pós-tratamento utilizado foram biofiltros submersos, utilizando como material de enchimento brita.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

O objetivo geral da pesquisa foi avaliar a remoção de microalgas em efluentes de um sistema de lagoa de estabilização utilizando biofiltro submerso como pós-tratamento.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Caracterizar os efluentes das lagoas de estabilização e dos filtros no tocante à biomassa de algas (*clorofila "a"* e sólidos suspensos), matéria orgânica (DBO e DQO), ortofosfato, fósforo total, pH e oxigênio dissolvido;
- Correlacionar os parâmetros físico-químicos com a clorofila "a";

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

Tendo em vista uma melhor abordagem que facilite a discussão dos resultados obtidos, o aspecto inicial que se pretende abordar na revisão de literatura refere-se ao funcionamento das lagoas de estabilização. A seguir serão abordadas as microalgas produzidas no sistema de lagoas de estabilização, e por fim, será realizada uma revisão sobre o pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização em biofiltros submersos.

#### 3.1 Lagoas de Estabilização

Lagoa de estabilização é uma tecnologia de tratamento de esgotos por mecanismos naturais, que garante elevados tempos de retenção aos esgotos, propiciando altas eficiências na remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, sem introdução artificial de oxigênio.

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a atividade metabólica predominante na degradação da matéria orgânica, tais como: anaeróbias, facultativas e de maturação. A profundidade, por sua vez, determina a fração da massa líquida com maior penetração de luz e consequentemente maior taxa fotossintética.

Nas lagoas de estabilização o tratamento é dividido basicamente da seguinte forma: tratamento primário é realizado nas lagoas anaeróbias, o tratamento secundário nas lagoas facultativas, e tratamento terciário nas lagoas de maturação. Anaeróbias e facultativas são lagoas para a remoção de matéria orgânica (normalmente expressa em DBO) e lagoas de maturação para a remoção de vírus, bactérias fecais (por exemplo: *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Campylobacter spp.*, *Escherichia coli*) e nutrientes (nitrogênio e fósforo) (PENA; MARA, 2004).

### **3.1.1 Lagoas facultativas**

As lagoas facultativas são escavações mais rasas, com profundidades típicas na faixa de 1,5 a 2,0 m e áreas de espelho de água relativamente maiores do que as demais lagoas, o tempo de detenção varia de 6 a 30 dias (SILVA, 2011). O objetivo principal das lagoas facultativas é a remoção de matéria orgânica, e a sua eficiência está na faixa de 75-85% (VON SPERLING, 2002).

Segundo Pearson (2003), a matéria orgânica solúvel mantém-se na massa líquida, sofrendo decomposição aeróbia pela ação de microrganismos heterotróficos, que aproveitam o oxigênio liberado pela fotossíntese de algas e decorrente da ventilação superficial. O gás carbônico resultante da decomposição da matéria orgânica é utilizado como matéria prima pelas microalgas para o processo fotossintético, fechando o ciclo da simbiose entre algas e bactérias aeróbias que caracteriza o processo.

De acordo com Silva (2011), a lagoa é dita facultativa devido à existência de zonas onde pode ocorrer presença ou ausência de oxigênio livre. Na ausência de oxigênio livre são utilizados outros aceptores de elétrons, como nitrato (zona anóxica) e sulfatos e CO<sub>2</sub> (zonas anaeróbias). Este fato acontece porque durante o dia, devido à presença da luz solar, há realização da fotossíntese pelas algas suprindo a maior parte do oxigênio do meio. À noite a produção de oxigênio pelas algas é paralisada e com o consumo de oxigênio pelas bactérias a camada aeróbia tende a diminuir, predominando condições anóxicas ou anaeróbias.

### **3.1.2 Lagoas de Maturação**

Usualmente estas lagoas também são chamadas de lagoas de polimento, são usadas como tratamento de efluentes de outras lagoas, principalmente facultativas ou de outros sistemas de tratamento.

As lagoas de maturação são responsáveis pela remoção de patógenos, e têm por objetivo a “desinfecção” do efluente das lagoas facultativas.

Esse tipo de lagoa recebe efluente com uma DBO parcialmente estabilizada, e quanto aos microrganismos, são eliminados ao longo da série de lagoas, nas lagoas de maturação sua remoção torna-se mais efetiva, já que estas possuem todos os elementos necessários para permitir a redução dos principais organismos patogênicos, tais como: grande zona fótica, elevados valores de oxigênio dissolvido e pH, permitindo que os raios ultravioletas atinjam as camadas mais profundas (JORDÃO; PESSOA, 2011). Estas lagoas variam entre 0,6 a 1,5 metros, são profundidades que tornam este tipo de lagoas mais eficientes quanto à desinfecção. Apresentam tempo de detenção hidráulica (TDH), normalmente situado na faixa de 2 a 4 dias (JORDÃO; PESSOA, 2011), e no máximo 7 dias (VON SPERLING, 2002).

Outro fator importante para uma melhor eficiência de remoção de agentes patogênicos é a quantidade de lagoas de maturação, quanto maior o número de lagoas, melhor a eficiência. A eficiência na remoção de patógenos pode ser de 99,99%, para uma série de mais de três lagoas (SILVA FILHO, 2007).

### **3.2 Microalgas em lagoas de estabilização**

Nas lagoas de estabilização de localidades diferentes, o estudo comparativo dos gêneros de algas presentes deve levar em consideração: as características do esgoto, mudanças na intensidade luminosa e temperatura (fatores variáveis com a temperatura). Segundo Palmer (1969) apud Botelho, Von Sperling e Chernicharo (1997) e Granada (2004), a especiação da flora em lagoas de estabilização é mais influenciada pela matéria orgânica presente do que por certas características do corpo aquático (como pH, oxigênio dissolvido) e também pela intensidade luminosa, temperatura, vazão e tamanho da lagoa.

Granada (2004) aponta que o filo de maior ocorrência nas lagoas de estabilização é Chlorophyceae, seguida de Cyanophyceae, e que a maior diversidade das espécies desses gêneros é registrada durante o verão. Jordão e Pessoa (2011) confirmam que os principais grupos comumente encontrados em lagoas de estabilização são as clorofíceas (algas verdes) e as cianobactérias.

A clorofila “a” é o pigmento responsável pelo processo fotossintético e representa indiretamente a biomassa de algas. Além disso, é a forma mais comumente utilizada para a determinação da biomassa de fitoplâncton.

### **3.3 Pós-tratamento (Biofiltro Submerso)**

Os biofiltros são reatores biológicos constituídos por um tanque contendo material de enchimento, geralmente pedras britadas ou outro material inerte, formando um leito fixo, através do qual se faz fluir o esgoto com auxílio de dispositivos de distribuição do afluente e drenagem do efluente. Na superfície de cada peça do material de enchimento ocorre a fixação e o desenvolvimento de colônias de microrganismos formadoras de biofilme e, nos interstícios, proliferam microrganismos formando grânulos e flocos (ANDRADE NETO, 2004).

Os biofiltros podem remover as algas de sistemas de lagoas de estabilização a baixo custo de implantação e operação, através dos processos de sedimentação, assimilação biológica e retenção física devido ao efeito de filtração e biodegradação.

Os filtros apresentam as vantagens de produzir pouco lodo, resistir bem às variações de vazão afluente, permitir grande liberdade de projeto, ter operação e construção bastante simples. As desvantagens são decorrentes do risco de obstrução do leito (colmatação dos interstícios) e do custo adicional ocasionado pelo preenchimento do filtro com o material de enchimento (ANDRADE NETO, 2006).

De acordo com Andrade Neto (2006), a sobrevivência e o crescimento dos microrganismos presentes no filtro dependerão de alguns fatores, como temperatura, disponibilidade de nutrientes, pH e presença de materiais tóxicos. Os microrganismos, muitas vezes, superam a instabilidade do ambiente em que vivem pela adesão a uma superfície, formando o biofilme, que nada mais é do que a agregação de microrganismos e seus produtos metabólicos aderidos a uma superfície.

Segundo Chernicharo (2007), os filtros são uma alternativa promissora para o tratamento biológico de efluentes, uma vez que a carga de DBO aplicável por unidade de volume nestes reatores é bastante elevada, reduzindo o volume do reator.

### **3.3.1 Meio de Enchimento (Brita)**

Um dos grandes desafios é estudar alternativas para o meio de suporte de filtros, que atendam aos requisitos para o bom funcionamento do reator e, ao mesmo tempo, ampliar a possibilidade de utilizar materiais disponíveis de menor custo e com peso menor, para não comprometer a estrutura do reator. Diferentes tipos de meio de suporte têm sido estudados, tais como: pedras britadas, elementos cerâmicos, elementos em madeira, bambu, blocos modulares de plástico, cilindros vazados de plástico, esferas perfuradas de plástico, etc (CARVALHO; POVINELLI, 1996).

Recentemente têm-se desenvolvido peças de plástico especialmente para enchimento de reatores anaeróbios. O material plástico apresenta duas grandes vantagens: são mais leves, o que facilita seu transporte e arranjo nos filtros, e são altamente porosos (porosidade acima de 95%), o que permite maior acúmulo de sólidos biológicos.

Han *et al.* (2013) pesquisaram a utilização de peças de cerâmica de barro, como material de enchimento de um filtro biológico de fluxo ascendente e, concluíram que as partículas de cerâmica de barro apresentaram maior porosidade e rugosidade, entretanto menor massa e densidade dos grãos. Cruz *et al.* (2013) utilizaram cascas de coco como material de enchimento de filtros anaeróbios, avaliando sua resistência.

No Brasil, o material de enchimento mais utilizado é a pedra britada nº 4, sendo um material muito denso, com um índice de vazios muito baixo, em torno de 50%, o que acarreta a necessidade de maior volume do reator e menor capacidade de acumular lodo ativo por unidade de volume. Para fazer a seleção do meio de suporte, deve-se levar em consideração a disponibilidade local de material adequado, seus custos de transporte e montagem e as propriedades físicas do material, listadas a seguir:

- Peso unitário – devem ser leves e estruturalmente resistentes;
- Superfície de contato específica alta;
- Elevado índice de vazios;

As principais finalidades do material de enchimento são: facilitar a agregação de microrganismos; dificultar a perda de sólidos biológicos, propiciar o acúmulo de grande quantidade de lodo ativo e ajudar a distribuir uniformemente o fluxo no reator (ANDRADE NETO, 2006; CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Von Sperling (2005) descreve os filtros como reatores com biofilmes, que apresentam alguma similaridade conceitual com os filtros biológicos percoladores aeróbios, pois, em ambos os casos a biomassa cresce aderida a um meio suporte.

Escudié *et al.* (2011) afirmam que após o período de partida e aclimação do reator, o crescimento de biofilme deve ser controlada para manter uma alta atividade específica e impedir o entupimento. Isto pode ser feito usando a hidrodinâmica para aumentar ou diminuir as forças de cisalhamento e atrito, mas é muito mais difícil em filtro de leito fixo.

De acordo com Andrade Neto e Campos (1999), a altura da camada de meio filtrante tem pouca influência sobre a eficiência do filtro. Entretanto, operacionalmente, a relação entre altura e área horizontal do filtro pode ser importante. Quanto maior a altura, maior a dificuldade na remoção do lodo em excesso quando da limpeza do filtro.

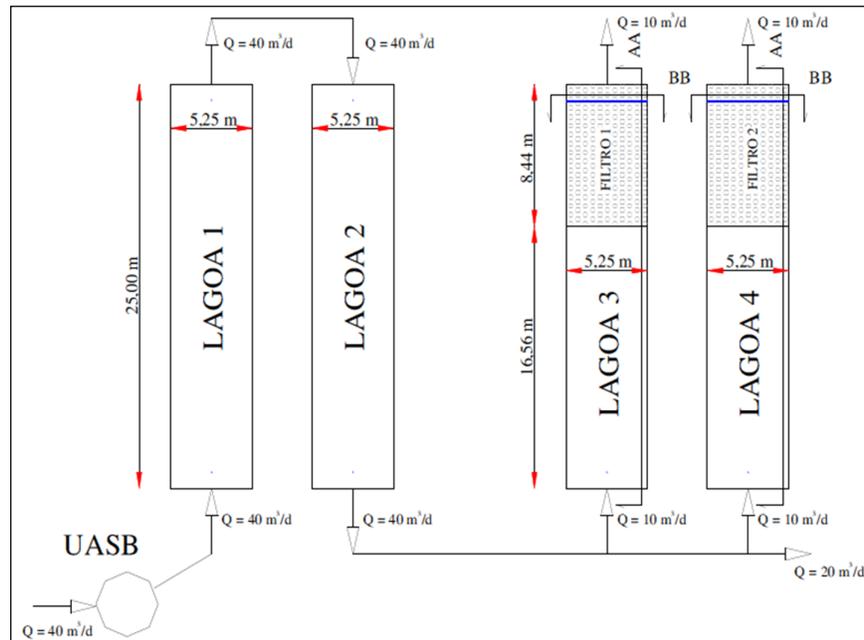
De Oliveira *et al.* (1997) pesquisaram, em escala-piloto, a eficiência de três filtros biológicos (FB2, FB3 e FB4) que foram construídos em paralelo, nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos de Campina Grande/PB, cada filtro era constituído por uma camada (1,15 m de espessura) de pedra britada de um diâmetro variado (FB2 – 38 mm, FB3 – 25 mm, FB4 – 19 mm), eram alimentados pelo efluente de uma lagoa de maturação primária, tendo o fluxo horizontal. Foram realizados dois experimentos, no primeiro experimento a vazão foi de 5 m<sup>3</sup>/d e a carga hidráulica de 1 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d; no segundo experimento, a vazão utilizada foi de 10 m<sup>3</sup>/d e carga hidráulica de 2 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d. Para o primeiro experimento, os filtros tiveram as seguintes eficiências, para

DBO 46%, 50%, 50%, SS 63%, 65%, 63%; cl "a" 89%, 90%, 90%; para FB2, FB3 e FB4, respectivamente. No segundo experimento, com o aumento da vazão e conseqüentemente da carga hidráulica, as eficiências de todos os parâmetros diminuíram, a DBO 14%, 18%, 18%; SS 50%, 51%, 55%; cl "a" 57%, 65%, 62%, para FB2, FB3 e FB4, respectivamente.

Queiroz (2001) avaliou, em escala piloto, o desempenho de um filtro de pedra como pós-tratamento dos efluentes de lagoas de estabilização. O filtro de pedra era constituído por um tanque, medindo 15 m de comprimento por 3,8 m de largura, com sentido de fluxo horizontal. A unidade foi preenchida com uma camada de brita nº 9,5 a 19 mm de diâmetro, com altura de 0,60 m. A taxa de aplicação hidráulica era de  $0,04 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ . Este filtro apresentou um efluente com concentrações de SS variando de 10 a 14 mg/L, com remoção média de 95%. A remoção específica de algas foi avaliada pela concentração de clorofila "a" nos afluentes e efluentes das unidades, as concentrações de clorofila "a" na entrada e saída foram de 4387 e 36  $\mu\text{g/l}$ , respectivamente, com eficiência de remoção de 99%. Para DBO, as concentrações nos afluentes e efluentes foram de 115,7 e 12,0 mg/L, respectivamente, com eficiência de remoção de 85%.

Na pesquisa de Andrada (2005), foi avaliado o desempenho de um sistema de tratamento de esgoto, em escala piloto, constituído de um reator tipo UASB, quatro lagoas de polimento e dois filtros de pedras. As duas primeiras lagoas (1 e 2) funcionavam em série e as lagoas 3 e 4 em paralelo (ver Figura 1), nestas duas últimas lagoas foram inseridos os filtros de pedra, com uma camada de 0,7 metros de espessura, com granulometrias diferentes, sendo uma com material de menor dimensão (brita nº3) e a outra com material de maior dimensão (pedra de mão comercial), ambos os filtros eram alimentados pelo efluente da segunda lagoa, com vazão de  $10 \text{ m}^3/\text{d}$  e uma taxa de aplicação hidráulica de  $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ .

**Figura 1- Esquema do Sistema Piloto de biofiltros utilizados na pesquisa realizada por Andrada**

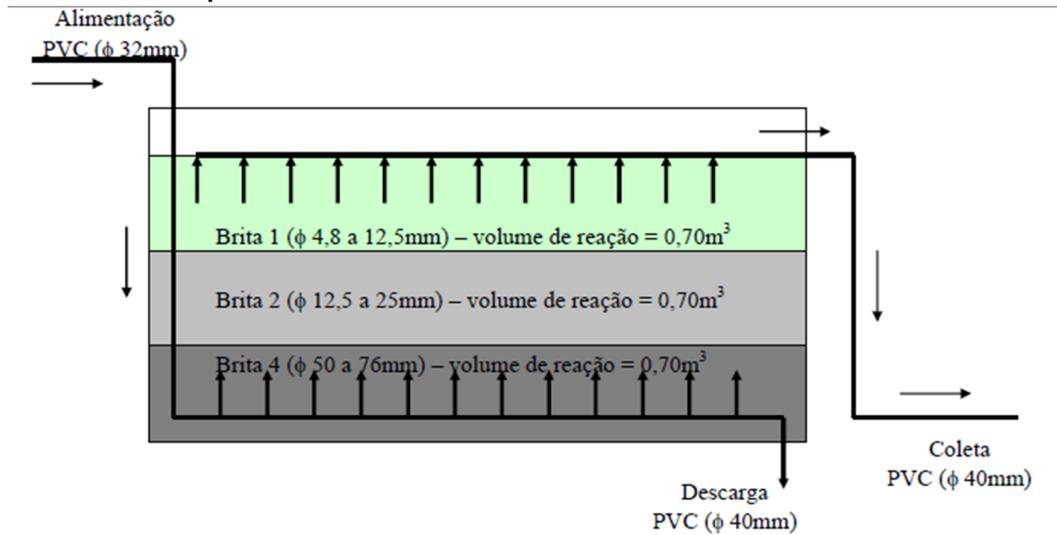


Fonte: Andrada, 2005

Nas condições supracitadas, Andrada (2005) encontrou as seguintes remoções e eficiências: as concentrações médias de DBO e DQO foram de 27 e 97 mg/L no Filtro 1 e de 32 e 107 mg/L no Filtro 2, respectivamente; as eficiências médias de remoção em relação à DBO e DQO foram de 37% e 46% no Filtro 1 e de 16% e 38% no Filtro 2, respectivamente. Com relação aos SST as concentrações médias nos filtros 1 e 2 foram de 26 e 50 mg/L e as eficiências de remoção de 73% e 48%, respectivamente.

Sezerino *et al.* (2005) avaliaram filtros de pedra em escala piloto utilizados como pós-tratamento de um sistema de lagoa de estabilização usado para tratamento de esgoto sanitário. Duas unidades de filtros de pedra foram pesquisadas, o Filtro1 – FP1, com escoamento ascendente de única câmara e camadas sobrepostas de britas nº 1, 2 e 4 (Figura 2), e o Filtro 2 – FP2, com escoamento ascendente de única câmara e única camada de brita nº 1, foram empregadas no polimento de efluente de lagoa facultativa piloto. Ambos os filtros atuaram com uma taxa hidráulica de  $0,17\text{m}^3/\text{m}^3\cdot\text{d}$ . Nessa condições, foram obtidas remoções de SS de 83% para o FP1 e 92% para o FP2.

**Figura 2 - Esquema representativo do FP1 – de escoamento ascendente de única câmara e camadas sobrepostas.**



Fonte: Sezerino *et al.*, 2005.

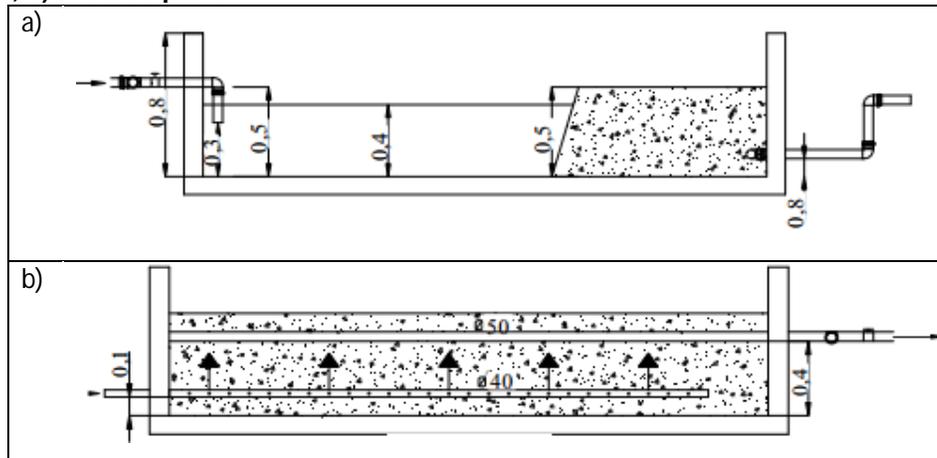
Short *et al.* (2007) analisaram a eficiência de três sistemas de pós-tratamento para efluentes de lagoas de estabilização, em escala piloto. Os sistemas escolhidos foram: lagoa de macrófitas, lagoa aberta e filtro de pedra. Cada sistema era constituído de três tanques em série, com funcionamento em paralelo, totalizando nove tanques. Dentre estes sistemas o filtro de pedras mostrou-se mais eficiente. O filtro era constituído de pedra grosseira (<10 cm de diâmetro), com uma profundidade do leito de 1,15 m, operava com uma vazão de 78 L/h, carga hidráulica média de aproximadamente  $0,71 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$  e TDH de 0,78 d; era alimentado pelo efluente final de uma lagoa de maturação. O filtro obteve as seguintes eficiências: 67% para  $\text{DBO}_5$ , 55% para clorofila “a”, 64% para sólidos em suspensão e 65 % para turbidez.

Oliveira *et al.* (2007) avaliaram a eficiência de um filtro de pedras em escala real no polimento de efluentes de lagoas de estabilização para dejetos suínos. O escoamento era horizontal de maneira descendente através de leito filtrante de pedregulhos variando de 30 a 300 mm. A taxa hidráulica aplicada foi de  $0,14 \text{ m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ . Nestas condições, obtiveram eficiências de remoção para clorofila “a” de 36%, 24% para turbidez e 17% para SST.

Gomes (2010) pesquisou dois sistemas pilotos de pós-tratamento, acoplados a um sistema de lagoa de estabilização utilizado para tratamento de dejetos de suínos de uma empresa (a estação da empresa era constituída de

uma lagoa de decantação, uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação). O primeiro piloto era composto de uma lagoa com filtro de pedras (L+F) que foi instalada após a lagoa facultativa da empresa, sem passar pela lagoa de maturação, o material de enchimento (brita nº 3) foi instalado no terço final do comprimento da lagoa piloto (Figura 3). O segundo piloto era um filtro de pedras (FP) que foi instalado após a lagoa de maturação da empresa, também utilizou britas nº 3 como material de enchimento e possuía 40 cm de altura útil. Em ambos os sistemas foram testadas três taxas de aplicação hidráulica no filtro de pedra FP (0,25, 0,17 e 0,10 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d) e no da lagoa-filtro (0,5, 0,13 e 0,04 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d).

**Figura 3 – Esquema e cortes do piloto utilizados na pesquisa de Gomes (2010). a) Lagoa-Filtro; b) Filtro de pedra**



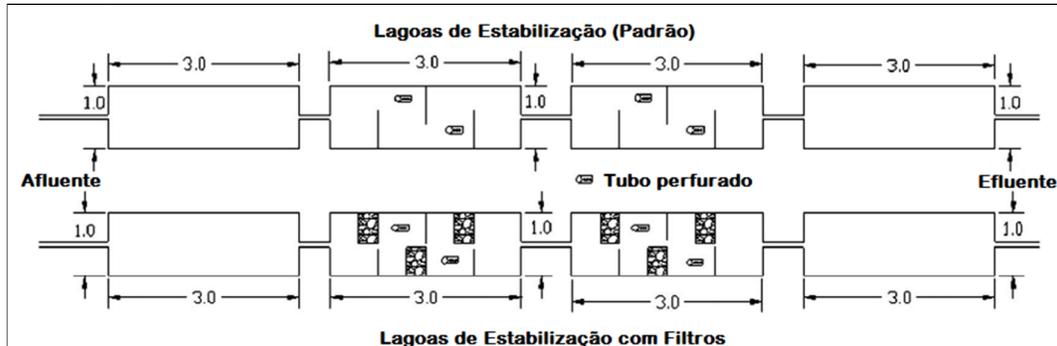
Fonte: Gomes, 2010.

Nas condições apresentadas por Gomes (2010), o filtro de pedras (FP) teve melhor desempenho com a taxa de 0,10 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d, apresentando eficiência de remoção de 48% de sólidos suspensos (188mg/L na saída) e 88% de clorofila “a” (20µg/L na saída). A lagoa-filtro teve melhor funcionamento quando recebeu menor carga orgânica, com eficiências de 83% de DBO (135mg/L na saída), 66% de amônia (215mg/L na saída) e 55% de fósforo (28mg/L na saída). O filtro da lagoa-filtro removeu 46% de clorofila “a” (87µg/L na saída) e 13% de sólidos suspensos (131mg/L na saída).

Al-sa`ed, Abu-madi e Zimmo (2011) avaliaram dois sistemas de lagoas de estabilização, ambos em escala piloto, cada sistema constituído de quatro lagoas, sendo uma anaeróbia, duas facultativas e uma lagoa de polimento. Em

um dos sistemas foram instalados biofiltros dentro das lagoas facultativas (Figura 4).

**Figura 4 - Esquema do Sistema Piloto de biofiltros utilizados na pesquisa realizada por Al-sa`ed, Abu-madi e Zimmo**



Fonte: Al-sa`ed, Abu-madi e Zimmo, 2011.

Ainda sobre a pesquisa de Al-sa`ed, Abu-madi e Zimmo (2011), foram instalados três filtros em cada lagoa facultativa, sendo os sistemas alimentados pelo esgoto gerado em um centro universitário; cada sistema funcionou com um TDH de 22 dias e vazões variando ao longo do estudo (1º - 0,5 m<sup>3</sup>/d, 2º - 0,7 m<sup>3</sup>/d e 3º - 1,0 m<sup>3</sup>/d); também foram testadas com duas cargas hidráulicas (0,7 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d e 1,0 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>.d). Os sistemas com filtros foram mais eficientes, apresentando eficiência na remoção da matéria orgânica (DQO) de 84% e de 86% dos sólidos suspensos totais (SST).

Al-Hashimi e Hussain (2013) utilizaram um filtro de areia e cascalho como pós-tratamento para efluente de lagoas de estabilização tratando esgotos domésticos, o filtro era composto por uma camada superior de areia de 0,5 m (diâmetro de 0,6-0,65 mm), uma camada intermediária de cascalho fino de 0,25 m (diâmetro 2,5-6,5 mm), outra camada intermediária de cascalho médio de 0,25m (diâmetro 6,5-9,5 mm) e uma camada inferior de cascalho grosso de 0,35 m (com diâmetro equivalente ao da brita nº 1, 9,5-13 mm), sendo obtidos 88% na remoção de SST, 87% de remoção de DBO e 85% de remoção de DQO.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada na estação de tratamento de esgoto (ETE) Ponta Negra, localizada na zona sul da cidade do Natal, com população contribuinte estimada para o ano de 2016 de 33.514 habitantes e vazão de 95L/s. Atualmente atende uma população estimada de 32.802 habitantes, com vazão média de 92,60 L/s. A ETE Ponta Negra é do tipo lagoa de estabilização, constituída por três lagoas, sendo uma lagoa facultativa primária (LFP) e duas de maturação (LM1 e LM2).

### 4.1 Unidades experimentais (Biofiltros submersos – pós-tratamento)

O sistema piloto de pós-tratamento está instalado nas dependências da ETE Ponta Negra. A pesquisa utilizou dois biofiltros submersos em escala piloto (Figura 5), que foram alimentados com efluentes do sistema de lagoas de estabilização. Cada filtro foi alimentado por efluentes diferentes, um alimentado pelo efluente da lagoa facultativa, através de uma tubulação de 50 mm colocada na última caixa de passagem da lagoa facultativa, antes da primeira lagoa de maturação; como os filtros eram instalados mais abaixo, o efluente seguia por gravidade. O outro filtro foi alimentado pelo efluente da segunda lagoa de maturação (efluente final da ETE), através de sifão feito com um mangote 1" ½ (38,10 mm) colocado na caixa de passagem do efluente final da ETE. Na chegada aos filtros, os efluentes eram distribuídos igualmente sobre eles por uma tubulação perfurada, instalada nos primeiros trinta centímetros do filtro, de forma sub-superficial.

**Figura 5 - Distribuição dos efluentes nos filtros**



Fonte: Arquivo do autor.

Os filtros foram construídos em alvenaria de tijolos, ambos apresentando as seguintes características físicas e hidráulicas: 4,10 m de comprimento; 1,00 m de largura; cada filtro possui a 1,70 m de altura de brita e, uma altura da lâmina d'água de 1,75 m, trabalhavam afogados, com uma borda livre de 0,05 m (5 cm), tendo uma altura total 1,80 m. Os filtros tinham o fluxo descendente e horizontal, com vazão em cada filtro regulada para um tempo de detenção hidráulico de 6 h cada (vazão unitária de 14,7 m<sup>3</sup>/dia). Para aferição da vazão, o volume era medido em um vasilhame de 5 litros e a marcação do tempo era feita com um cronômetro, esta vazão era regulada por registros (Figuras 6 e 7), sendo a carga hidráulica de 2,0 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>dia em cada filtro.

**Figura 6 - Registro para regular a vazão do efluente da Lagoa facultativa**



**Figura 7 - Registro para regular a vazão do efluente da Lagoa maturação**



Fonte: Arquivo do autor.

#### **4.2 Material de enchimento**

Ressalta-se que as condições operacionais dos filtros eram péssimas e, para a realização desta pesquisa, passaram por manutenção na parte superior, não tendo conhecimento da sua estrutura na sua profundidade, já que os mesmos eram enterrados. Os filtros foram instalados há quase 10 anos, o material de enchimento nunca foi retirado desde a época da construção, nunca foi limpo, podendo estar colmatada parte do seu material de enchimento. Os biofiltros da pesquisa são apresentados nas Figuras 8 e 9:

**Figura 8 - Biofiltos na época da construção.**



**Figura 9 - Biofiltos em situação operacional no período da pesquisa.**



Fonte: Arquivo do autor.

Os filtros foram cobertos com tijolos para diminuir a influência da luminosidade e radiação sobre a lâmina d'água.

Foi realizado um teste de distribuição granulometria, utilizando a metodologia da ABNT NBR 7211/2009, para caracterizar a brita pré-existente no sistema de filtros. O teste foi realizado com uma amostra de 10 kg de brita, utilizando as seguintes aberturas de malha das peneiras: 37,5 mm, 31,5 mm, 25,4 mm, 19,1 mm, 12,7 mm e 9,52. Foi realizado em etapas, pois as peneiras não tinham capacidade para suportar os 10 kg de amostra.

**Quadro 1 - Teste de distribuição granulometria da Brita utilizada na pesquisa**

<b>Classificação da brita</b>	<b>Peneira com abertura de malha</b>	<b>Ensaio</b>	<b>% retido</b>
Brita nº 3	37,5 mm	0,065 kg	7,90
	31,5 mm	0,725 kg	
<b>Brita nº 2</b>	<b>25,4 mm</b>	<b>2,670 kg</b>	<b>73,40</b>
	<b>19,1 mm</b>	<b>4,670 kg</b>	
Brita nº 1	12,7 mm	1,580 kg	18,00
	9,52 mm	0,235 kg	
Pedrisco Misto	Inferior	0,055 kg	0,7

Conclui-se que a brita utilizada na pesquisa era predominantemente nº 2, apesar de conter porções de brita nº 1 e 3.

#### **4.3 Monitoramento e análises**

O monitoramento dos filtros foi feito através de análises semanais realizadas às quintas-feiras, sempre no período da manhã, entre 7h e 7h30min, durante os meses de Julho a Dezembro de 2012. Foram realizadas coletas pontuais em quatro pontos (entradas e saídas dos filtros). Ao longo desses seis meses foram realizadas 23 coletas, totalizando 92 amostras.

Para facilitar a coleta e análise de dados, os pontos de coleta foram identificados da seguinte forma: FLF-E a entrada do filtro com efluente da Lagoa Facultativa, FLF-S saída do filtro com o efluente da Lagoa Facultativa, FLM-E a entrada do filtro com efluente da Lagoa de Maturação e FLM-S a saída do filtro com o efluente da Lagoa de Maturação (Ver Figura 10).

**Figura 10 - Identificação dos locais e das amostras para coleta**



Fonte: Arquivo do autor.

Ressalta-se ainda que na saída de cada filtro, existiam duas caixas de passagem, uma para cada filtro, onde eram realizadas as coletas dos efluentes, que foram cobertas com uma lona de modo a evitar influência da radiação nos efluentes dos filtros.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (LARHISA), da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN); as metodologias utilizadas estão apresentadas na Tabela 1. Os parâmetros oxigênio dissolvido e pH foram medidos *in loco* através de equipamentos portáteis, para o oxigênio foi utilizado um oxímetro da marca HANNA e modelo HI-9146; o pHmetro foi da marca SANIXIN e modelo SX751.

A remoção específica de algas foi avaliada pela concentração de clorofila “a” nos afluentes e efluentes das unidades, utilizando o método indireto de extração metanol (JONES, 1979).

**Tabela 1 - Parâmetros analisados e suas respectivas metodologias**

Variáveis	Métodos	Referências
Sólidos Totais (mg/L)	Gravimétrico – Secagem a 103-105 °C e ignição a 500 °C	APHA <i>et al.</i> , 2005
Sólidos Suspensos (mg/L)	Gravimétrico – Filtração com membrana de fibra de vidro de 1 µm, seguida de secagem 103-105 °C e ignição a 500 °C	
DBO (mg/L)	Método das diluições em fracos padrões – Com determinação de OD pelo método Titulométrica de Wkiler, motificação Azida	
DQO (mg/L)	Refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica.	
Fósforo Total (mg/L)	Digestão Ácida seguida do método colorimétrico do cloreto Estanho	
Ortoposfato Solúvel (mg/L)	Colorimétrico – Cloreto de Estanho	

Foram realizados dois perfis (20/11/2012 e 18/01/2013), entre as 6 e às 18h. Com a finalidade de observar a variação dos parâmetros da pesquisa durante o dia, se as amostras pontuais representavam fielmente a qualidade do efluente no horário da coleta da pesquisa. As coletas ocorreram a cada 2h, também foi realizada uma coleta às 7h para representar a coleta normalmente realizada durante o período da pesquisa, totalizando 7 coletas para cada perfil.

Os parâmetros monitorados durante os perfis foram: OD, clorofila “a”, DQO e sólidos suspensos totais, cujos métodos já foram citados anteriormente.

#### **4.4 Análise Estatística dos dados**

A análise estatística dos dados foi realizada por através de programas estatísticos utilizados para compilação, análise e geração de gráficos, que foram MS Excel 2010 e Statistica 7.

##### **4.4.1 Estatística descritiva**

Foi realizada a estatística descritiva para todos os parâmetros quantificados a fim de se estimar a tendência central dos dados, ou seja,

estimaram-se medianas, mínimos, máximos de todos os efluentes coletados nos pontos estudados.

Para uma melhor apresentação dos dados, utilizou-se o gráfico boxplot, formado pelo primeiro e terceiro quartil e pela mediana. As hastes inferiores e superiores se estendem, respectivamente, do quartil inferior até o atingir o menor valor inferior e do quartil superior até o maior valor superior.

#### 4.4.2 Correlação de Pearson (r)

A análise de correlação linear de Pearson foi utilizada para estabelecer às relações entre as variáveis físico-químicas e biológicas dos efluentes. Os coeficientes de correlação serão baseados pela Tabela 2.

<b>Coef. de Correlação</b>	<b>Correlação</b>
$r = 1$	Perfeita positiva
$0,8 \leq r < 1$	Forte positiva
$0,5 \leq r < 0,8$	Moderada positiva
$0,1 \leq r < 0,5$	Fraca positiva
$0 \leq r < 0,1$	Ínfima positiva
0	Nula
$-0,1 < r < 0$	Ínfima negativa
$-0,5 < r \leq -0,1$	Fraca negativa
$-0,8 < r \leq -0,5$	Moderada negativa
$-1 < r \leq -0,8$	Forte negativa
$r = -1$	Perfeita negativa

Fonte: SANTOS, (2007)

#### 4.4.3 Teste-t (p)

O teste t foi utilizado para saber a significância dos dados. O valor de  $p$  representa um índice decrescente da confiabilidade de um resultado. Quanto mais alto o valor de  $p$ , menos se pode acreditar que a relação observada entre as variáveis na amostra é um indicador confiável da relação entre as respectivas variáveis. O valor de  $p$  utilizado nesta pesquisa foi de 5% (0,05), sendo tratado como um "limite aceitável" de erro.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

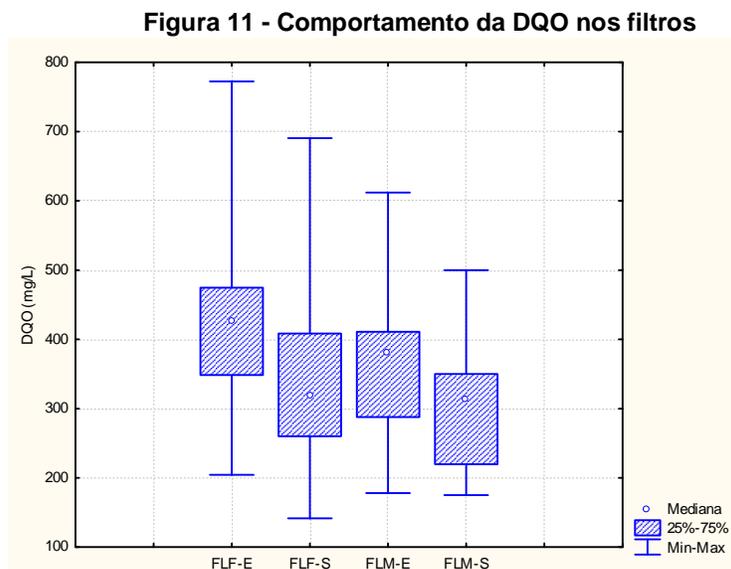
Em termos de discussão de resultados, o Filtro – FLF corresponde ao filtro alimentado pelo efluente da Lagoa facultativa e o Filtro – FLM faz referência ao filtro alimentado pelo efluente da Lagoa de Maturação.

### 5.1 Demanda Química de Oxigênio – DQO

Os filtros de pedras promoveram uma remoção adicional de matéria orgânica, completando a remoção do sistema de Lagoas de estabilização, principalmente em relação ao filtro 1 (Lagoa Facultativa).

No FLF a concentração mediana da DQO reduziu de 427 mg/L para 320 mg/L, obtendo uma eficiência de 25 %. Os valores encontrados no efluente final deste filtro foram significativamente menores do que seu afluente  $p=0,025$ .

Enquanto que no FLM, a concentração mediana afluente foi de 368 mg/L, reduzida para 299 mg/L no efluente do filtro, atingindo uma eficiência de 19%. A concentração da DQO no efluente do FLM-S, também foi significativamente menor ( $p=0,02$ ). A Figura 11 apresenta a variação das concentrações da DQO.



FLF-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa facultativa; FLF-S - efluente de saída do filtro da lagoa facultativa; FLM-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa de maturação; FLM-S - efluente de saída do filtro da lagoa de maturação.

Quanto às variações de eficiência dos filtros, no FLF variou de -6% até 77%, enquanto que no FLM obteve mínima de -11% e máxima 66%.

De acordo com Queiroz (2001), a eficiência média de remoção de DQO encontrada em sua pesquisa foi de 57%. Araújo *et al.* (2005) mediram concentrações menores no efluente final, variando de 124 a 134 mg/L, e eficiências variando entre 31% e 39%.

Andrada (2005) em pesquisa já citada anteriormente, obteve eficiências médias globais de remoção de DQO dos sistemas com os Filtros 1 e 2 de 46% e 38%, respectivamente. Enquanto Al-sa`ed, Abu-madi e Zimmo (2011), obtiveram uma eficiência em torno de 84% de DQO.

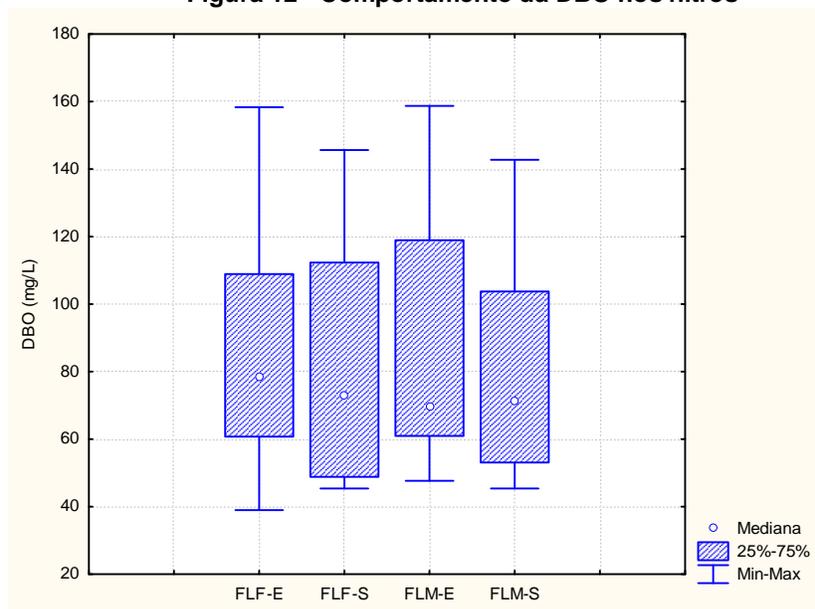
As eficiências obtidas nesta pesquisa para o parâmetro DQO foram menores que às encontradas por Queiroz (2001), Araújo *et al.* (2005), Andrada (2005) e Al-sa`ed, Abu-madi e Zimmo (2011).

## **5.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO**

Foram realizadas 12 medições para o parâmetro DBO, as outras 11 amostras foram perdidas, devido às constantes faltas de energia no Campus Universitário durante o período de incubação e a dificuldade em manter a temperatura das amostras em 20°C.

No FLF-E a concentração mediana da DBO foi de 87 mg/L, enquanto a do FLF-S foi de 83 mg/L. Para o FLM, a DBO afluente mediana foi de 88 mg/L e a efluente de 80mg/L. Em termos de eficiências obtemos 7% e 9%, para o FLF e FLM, respectivamente (Ver Figura 12). Estas eficiências não foram significativas, considerando um nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ ).

Figura 12 - Comportamento da DBO nos filtros



FLF-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa facultativa; FLF-S - efluente de saída do filtro da lagoa facultativa; FLM-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa de maturação; FLM-S - efluente de saída do filtro da lagoa de maturação.

Com relação às eficiências, o FLF obteve mínima de -8% e a máxima 43%, para o FLM a mínima foi de -3% e a máxima 22%.

Short *et al.* (2007), utilizaram um filtro de pedra como polimento dos efluentes do sistema de lagoas de estabilização e obtiveram 67 % de remoção no parâmetro DBO. Von Sperling, Andrada e Melo Junior (2007) alcançaram 37% de eficiência no filtro 1 (material de enchimento era brita nº 3) e no filtro 2 (material de enchimento era pedra de mão) 16% de remoção da DBO.

Gomes (2010) pesquisou uma lagoa-filtro e obteve uma eficiência de 83% de DBO, atingindo uma concentração final de 135 mg/L na saída.

Considerando a eficiência dos dois filtros, o parâmetro DBO obteve uma eficiência menor que o parâmetro DQO, isso se deve ao fato de que a matéria orgânica biodegradável, medida na forma de DBO, como é mais fácil de ser degradada foi consumida ao longo do sistema de lagoas de estabilização, só restando um residual ao adentrar nos filtros, tornando mais difícil degradar esse residual no interior dos filtros, por isso a eficiência baixa. A parte da matéria orgânica não biodegradável – quantificada pela DQO – por ser mais difícil de ser degradada, a quantidade de matéria orgânica degradada no sistema de lagoas de estabilização é menor, chegando aos filtros uma quantidade maior a

ser degradada, com isso, torna-se mais fácil degradar a parcela maior de DQO do que a parcela menor da DBO.

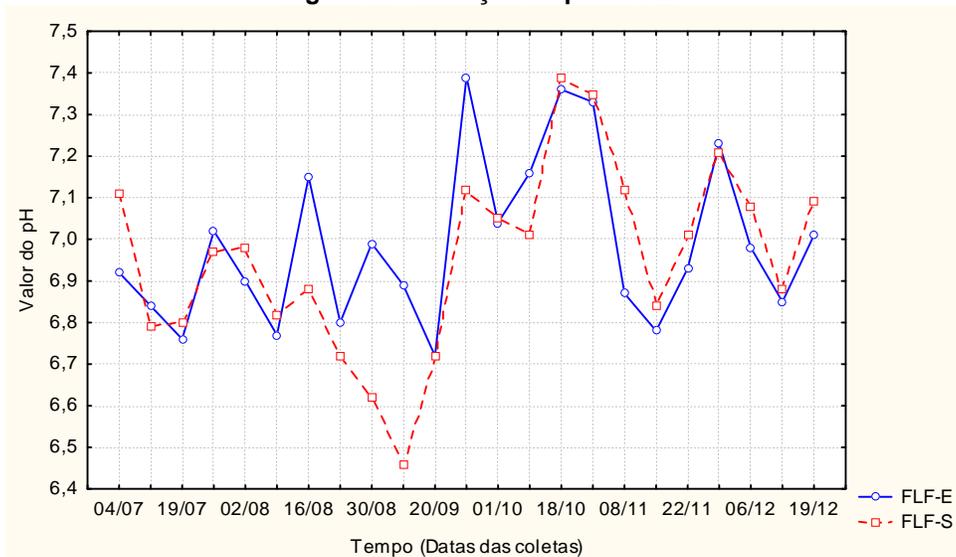
### 5.3 Potencial hidrogeniônico – pH

Os valores de pH tenderam a um leve decréscimo em ambos os filtros, concluindo que não há mudança significativa entre as médias ( $p < 0,05$ ). Em ambos os filtros as variações foram baixas, para o FLF, o pH de entrada foi de 6,9 e o de saída 6,8 e para o FLM o pH do afluente foi 7,1 e o efluente 7,0 chegando a ser insignificante tais variações, que de um modo geral, esteve próximo à neutralidade.

O valores do pH ficaram dentro da faixa de variação apontada por Bertolino (2007) para crescimento bacteriano, que situa-se entre 6,5 e 7,5; ele ainda pondera que, caso haja um queda brusca do pH a eficiência do sistema é diretamente afetada.

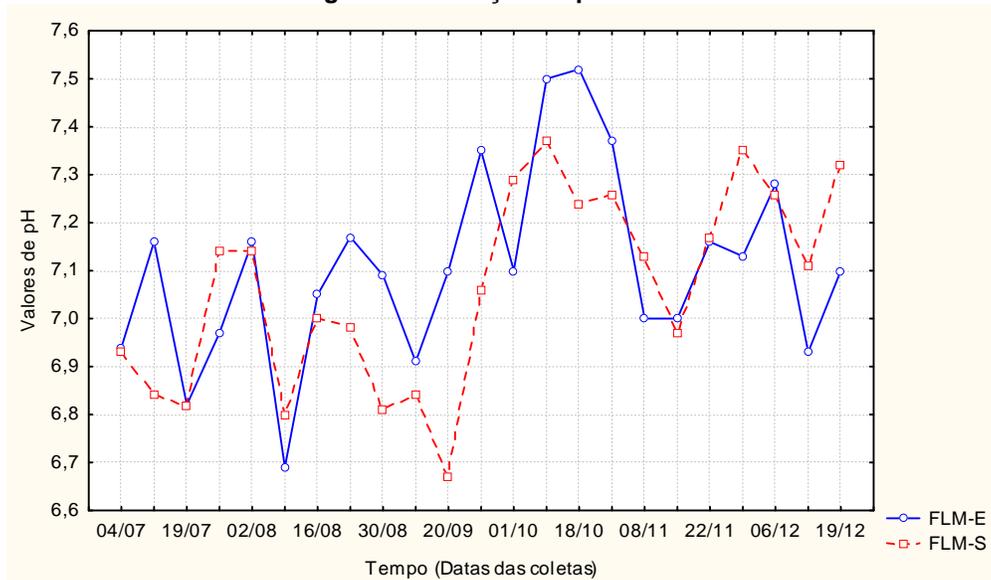
Diante disto, pode-se afirmar que as baixas eficiências obtidas nesta pesquisa para outros parâmetros, comparadas com outras pesquisas similares, não foram influenciadas pelos valores de pH. As figuras 13 e 14 ilustram o comportamento do pH durante o período da pesquisa.

Figura 13 - Variação do pH no FLF



FLF-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa facultativa; FLF-S - efluente de saída do filtro da lagoa facultativa.

Figura 14- Variação do pH no FLM



FLM-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa de maturação;FLM-S - efluente de saída do filtro da lagoa de maturação.

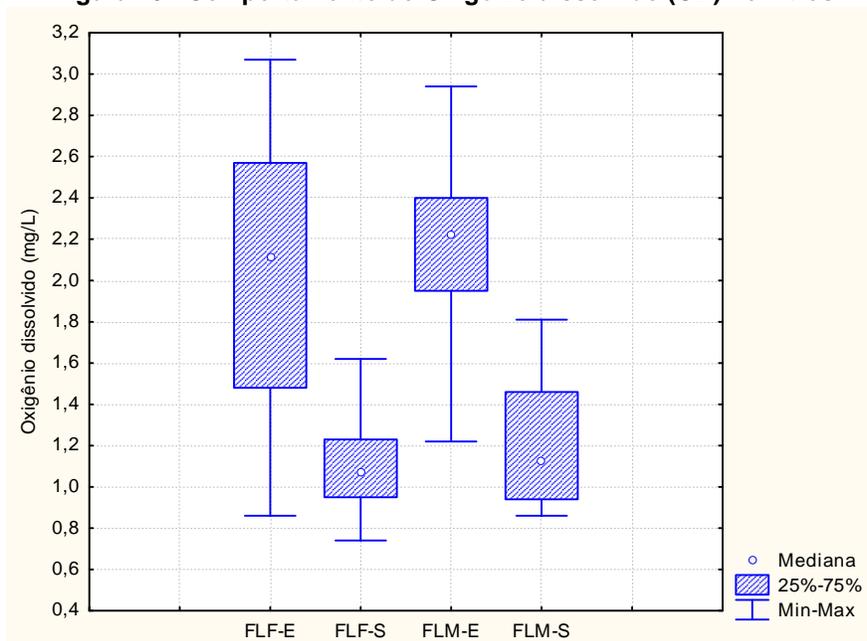
Como observado em várias pesquisas, a baixa variação do pH dentro dos filtros era esperada, como mostrado por De Oliveira *et al.*, (1997) em seu experimento, tendo observado também uma leve queda do pH, de 7,9 para 7,7. A média de pH na pesquisa de Queiroz (2001) foi de 7,2.

#### 5.4 Oxigênio dissolvido – OD

Quanto ao oxigênio dissolvido foi observado um consumo de 50% na concentração mediana no efluente final dos filtros, obtendo concentrações finais de 1,12 e 1,13 mg/L no FLF e FLM, respectivamente. Esta queda na concentração de oxigênio dissolvido pode ser explicada pela pouca radiação e luminosidade dentro do filtro, limitando a produção do oxigênio dissolvido pelas algas, e pelo consumo por parte das próprias algas e bactérias pertencentes aos biofilmes formados no material de enchimento, e bactérias presentes no lodo preso nos interstícios dos filtros.

Devido a um problema com o aparelho de medição, só foram realizadas 19 medições para o parâmetro oxigênio dissolvido. As variações do OD são apresentadas na Figura 15:

Figura 15 - Comportamento do Oxigênio dissolvido (OD) no filtros



FLF-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa facultativa; FLF-S - efluente de saída do filtro da lagoa facultativa; FLM-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa de maturação; FLM-S - efluente de saída do filtro da lagoa de maturação.

## 5.5 Fósforo Total e ortofosfato

O fósforo é, na maioria dos casos, o nutriente mais importante para o crescimento de plantas aquáticas e de microalgas.

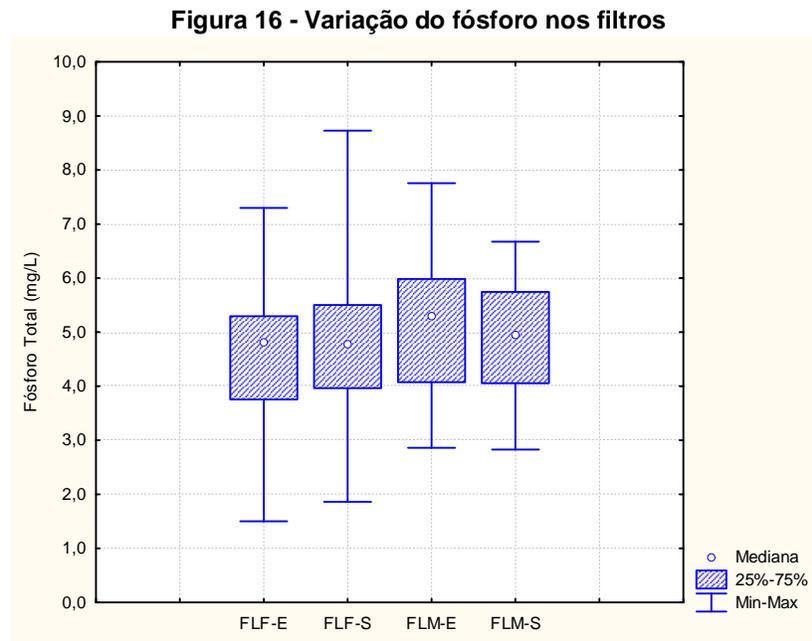
O fósforo total, no FLF se manteve igual, tanto para a entrada como na saída. No FLM houve um decréscimo na concentração na saída, resultando a remoção de fósforo total de 7%. As concentrações de entrada e saída não se mostraram significativamente diferente, considerando o nível de significância de 5%.

Esta remoção obtida no filtro da lagoa de maturação foi devida à liberação de fósforo do biofilme na biodegradação, para a massa líquida. Conforme observado também por Silva *et al.* (2012), o efeito da incorporação do fósforo no biofilme dos filtros é insignificante, o fósforo é de fato, liberado do biofilme, para a massa líquida durante a digestão.

Barthel *et al.* (2004) em seu experimento, também observaram baixa variação do fósforo entre o afluente e o efluente e concluíram que a disponibilidade desse nutriente era diretamente influenciada pela comunidade fitoplanctônica e que esta variação não caracterizava a sua remoção.

Araújo *et al.* (2012) constataram que, embora haja a solubilização dos compostos fosfatados no interior do filtro de pedra, esta unidade não é eficiente na remoção de nutrientes.

Segundo Van Haandel e Lettinga (1994), a remoção do fósforo em lagoa de estabilização só é alcançada quando o pH atinge valores superiores a 8,0, ocorrendo sua precipitação na forma de ortofosfato insolúvel (remoção indireta). A Figura 16 ilustra o comportamento do fósforo nos filtros.



FLF-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa facultativa; FLF-S - efluente de saída do filtro da lagoa facultativa; FLM-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa de maturação; FLM-S - efluente de saída do filtro da lagoa de maturação.

No entanto, outras pesquisas apontam remoção de fósforo nos filtros. Neder, Queiroz e Souza (2001) avaliaram cinco tipos de pós-tratamento comumente utilizados para efluentes de lagoas de estabilização, dentre eles o filtro de pedra, para o qual encontraram eficiências em torno de 22%. Al-Sa`ed, Abu-Madi e Zimmo (2011), colocaram três filtros ao longo de uma lagoa de estabilização, em escala piloto, obtiveram 50% de eficiência na remoção de fósforo total e uma concentração final em torno de 4,5 mgP/L. Gomes (2010), obteve 55% de remoção de fósforo num piloto de lagoa-filtro.

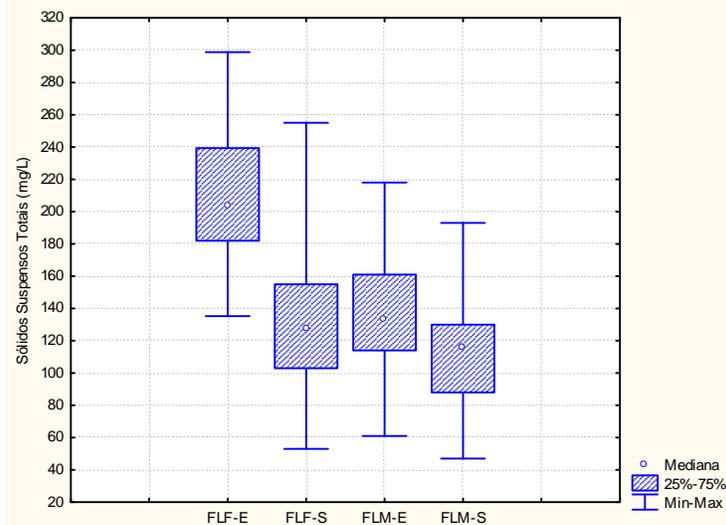
Quanto ao ortofosfato, que é a fração mais significativa entre as formas de fósforo, porque pode ser diretamente assimilada para o crescimento de algas.

Houve um incremento de ortofosfato em ambos os filtros, no FLF, houve um aumento na concentração final de 3%, a concentração de entrada foi de 0,35 mgP/L e a concentração final 0,36 mgP/L, enquanto no FLM, o aumento foi de 18%, a concentração de entrada foi 0,38 mgP/L, atingindo um concentração de saída entorno de 0,45 mgP/L.

### 5.6 Sólidos Suspensos Totais – SST e Sólidos Suspensos Voláteis – SSV

As concentrações de SST nos efluentes dos filtros foram 128 e 109 mg/L no FLF e FLM, respectivamente. Estas concentrações de SST nos efluentes dos filtros foram maiores do que as apresentadas nos estudos Oliveira e Gonçalves (1999) e Ludovice *et al.* (2001), que obtiveram 37 e 12,5 mg/L, respectivamente. Vale salientar, no entanto, que esses autores trabalharam sob condições operacionais diferentes, como por exemplo: TDH maior e o controle da concentração afluyente de sólidos suspensos menores do que a utilizada nesta pesquisa. A Figura 17 ilustra as variações das concentrações de sólidos suspensos totais.

Figura 17 - Comportamento dos Sólidos Suspensos Totais nos Filtros



FLF-E - afluyente da entrada do filtro da Lagoa facultativa; FLF-S - efluente de saída do filtro da lagoa facultativa; FLM-E - afluyente da entrada do filtro da Lagoa de maturação; FLM-S - efluente de saída do filtro da lagoa de maturação.

Com relação ao desempenho dos filtros, houve remoção de 37% no FLF e de 20% no FLM. Estas eficiências foram menores que as observadas por De Oliveira *et al.* (1997), que conseguiu 90%, enquanto Neder, Queiroz e Souza (2001) obtiveram 95% e Araújo *et al.*, (2005) alcançaram 44%. Já Gomes

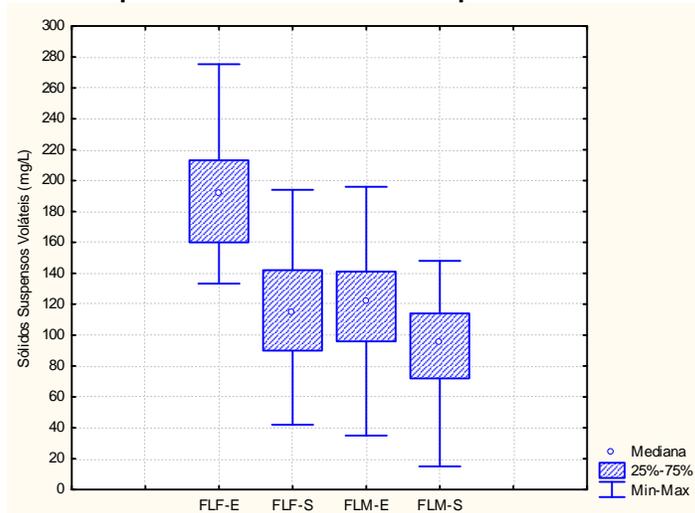
(2010), em seu experimento com o filtro de pedras obteve remoção de 48% de sólidos suspensos e uma concentração final de 188mg/L, e no outro piloto de lagoa-filtro obteve 13% de remoção de sólidos suspensos e uma concentração final de 131mg/L na saída.

Quanto às variações das eficiências dos filtros, para o FLF variou entre 1% a 76%, já para FLM as eficiências variaram -4% e 57%.

Para os Sólidos Suspensos Voláteis, foi observada uma melhor qualidade do efluente final no FLM. Os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica.

Os valores dos SSV nos efluentes dos filtros foram 115 e 95 mg/L no FLF e FLM, respectivamente, o que gerou um desempenho de 38% (FLF) e 22% (FLM) em relação aos seus afluentes. Esta eficiência foi menor que a observada por Andrada (2005) que conseguiu 82%. A figura 18 ilustra a variação deste parâmetro nos filtros.

**Figura 18 - Comportamento dos Sólidos Suspensos Voláteis nos Filtros**



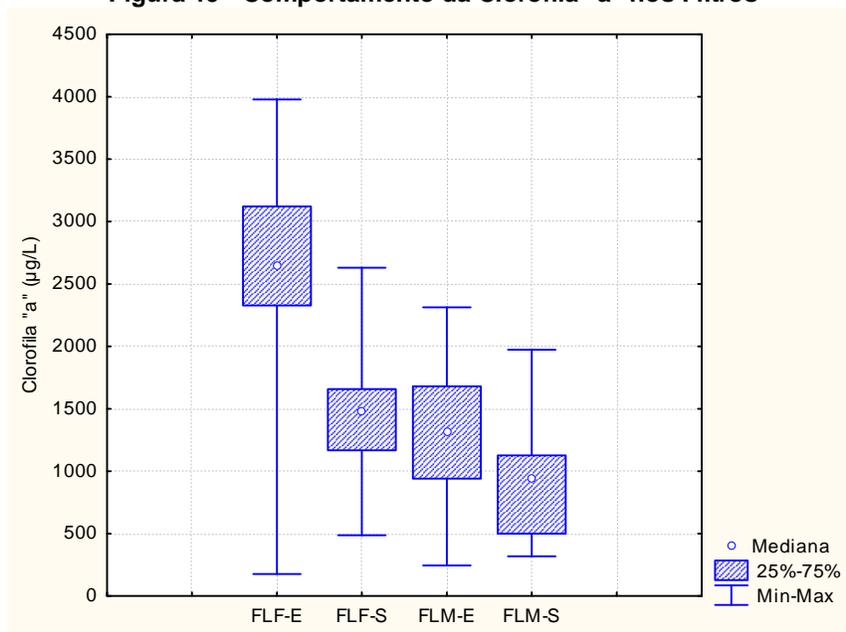
FLF-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa facultativa; FLF-S - efluente de saída do filtro da lagoa facultativa; FLM-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa de maturação; FLM-S - efluente de saída do filtro da lagoa de maturação.

Quanto às eficiências pontuais ao longo do período da pesquisa, para o FLF variaram de 24% a 78%, no FLM as eficiências variaram de 6% a 89%.

## 5.7 Clorofila “a”

A remoção específica de microalgas foi avaliada pela concentração de clorofila “a” nos afluentes e efluentes das unidades. As concentrações de clorofila “a” nas saídas dos filtros foram de 1474 µg/L (Facultativa) e 880 µg/L (Maturação), com eficiências de remoção de 44% e 40%, para o FLF e o FLM, respectivamente. A Figura 19 apresenta a variação das concentrações da clorofila “a”.

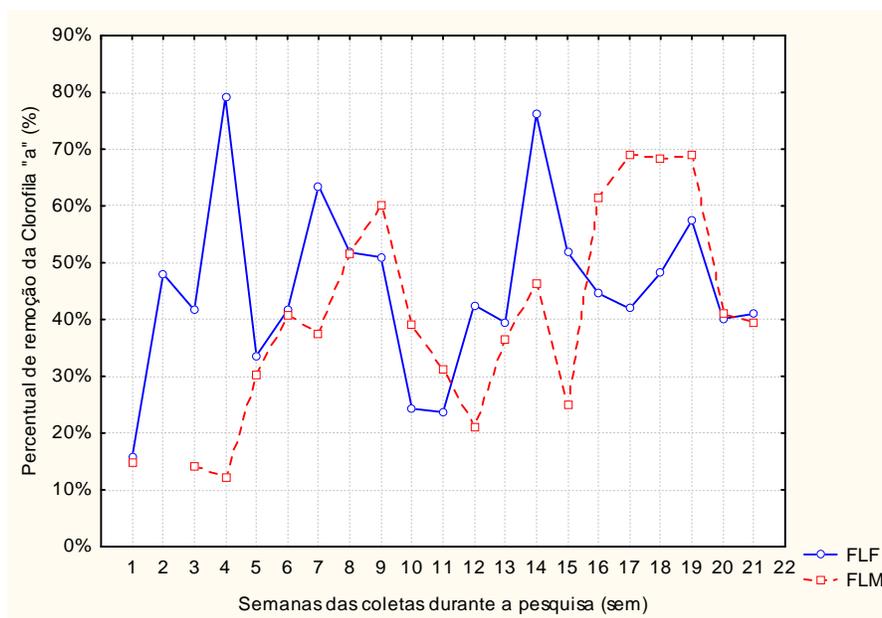
Figura 19 - Comportamento da Clorofila "a" nos Filtros



FLF-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa facultativa; FLF-S - efluente de saída do filtro da lagoa facultativa; FLM-E - afluente da entrada do filtro da Lagoa de maturação; FLM-S - efluente de saída do filtro da lagoa de maturação.

A figura 20 apresenta as eficiências pontuais da clorofila “a”, ao longo do período da pesquisa, no FLF essas variaram de 16% a 79%, enquanto no FLM variaram de 12% a 69%.

**Figura 20 - Eficiências pontuais da Clorofila "a" ao longo da pesquisa**



Dentre todos os parâmetros monitorados no experimento, a clorofila “a”, foi a que apresentou melhor eficiência, em ambos os filtros, mas bem abaixo quando comparados aos apresentados por De Oliveira *et al.* (1997) obtiveram eficiências atingindo os 90%, e Queiroz (2001) que conseguiu 99%, Short *et al.* (2007) alcançaram remoções de 55%, experimentos estes já citados anteriormente.

Araújo *et al.* (2005) utilizaram em seus filtros conduítes com diâmetro de 20 mm e argila expandida com diâmetros de 30 e 15 mm, como material de enchimento, obtiveram remoções que variaram de 72% a 82%.

Com relação às concentrações de lançamento, Queiroz (2001) e De Oliveira *et al.* (1997) atingiram concentrações variando de 36 $\mu$ g/L a 39 $\mu$ g/L, enquanto Short *et al.* (2007) conseguiram 22 $\mu$ g/L. Destaca-se que estes experimentos foram executados em condições controladas e não em condições reais aplicada em um sistema em operação.

Gomes (2010), em seu experimento obteve 88% de remoção de clorofila “a”, com concentração final de 20 $\mu$ g/L na saída, num piloto de filtro de pedra; em outro piloto de lagoa-filtro removeu 46% de clorofila e obteve uma concentração final de 87 $\mu$ g/L.

É importante destacar, que grande parte das algas ficava retida na massa líquida das lagoas (formando aglomerados de microalgas flotas nas esquinas das lagoas), sendo a parcela a ser removida constituída de algas microscópicas, ou seja, partículas pequenas, cuja remoção pelo filtro de pedra torna-se mais difícil.

As concentrações de clorofila “a” estiveram muito elevadas tanto no afluente como no efluente dos filtros, valores desconhecidos para a literatura e para as pesquisas citadas anteriormente, fato este explicado devido ao período desta pesquisa, durante os meses de Julho a Dezembro de 2012 em Natal. Tal período marcado por forte calor e intensa radiação, conseqüentemente influenciando na atividade fotossintética das algas, aumentando a clorofila “a” nos efluentes das lagoas.

## **5.8 Perfis**

Foram realizados dois perfis visando avaliar a representatividade das amostras pontuais coletadas no horário das 7 horas da manhã ao longo da pesquisa. A ideia era observar a variação diária dos parâmetros da pesquisa, se as amostras pontuais representavam fielmente a qualidade do efluente no horário da coleta da pesquisa, para DQO, OD, Clorofila “a” e os sólidos suspensos totais.

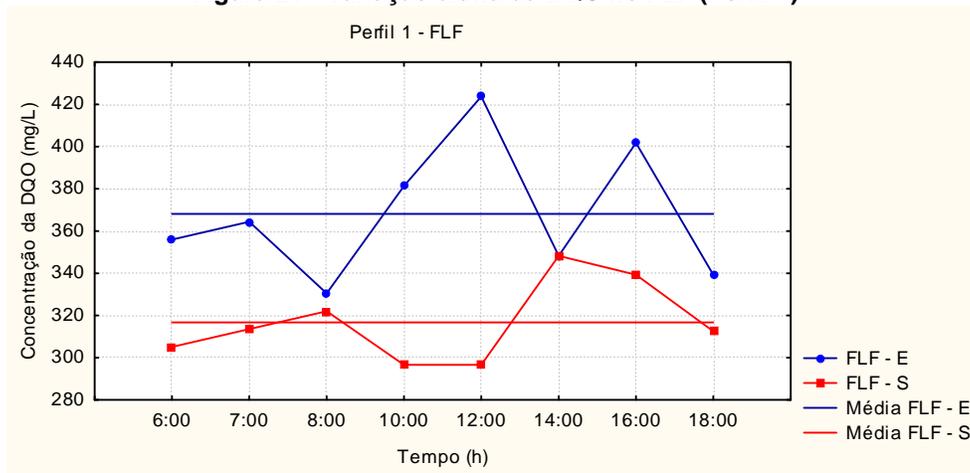
### **5.8.1 DQO**

As concentrações pontuais ao longo do dia estatisticamente não foram significativas, ao serem comparadas com as médias diárias. Embora estas variações de concentrações durante o dia sejam bem representativas, em todos os perfis (1 e 2), afluentes (FLF-E e FLM-E) e efluentes (FLF-S e FLM-S).

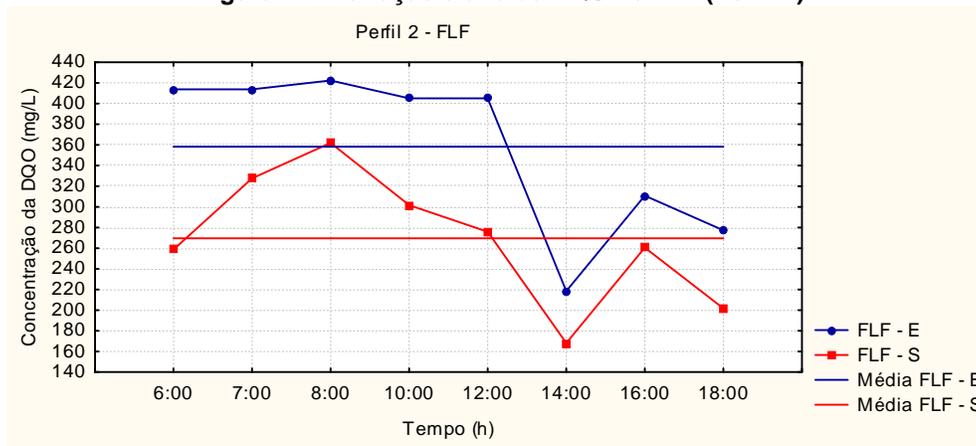
Ao comparar as médias diárias no perfil 1 de FLF-E (368 mg/L) e FLF-S (318 mg/L), o FLF-E no perfil 1 obteve a maior variação diária às 12 horas com acréscimo de 56mg/L de DQO, representando um aumento de 15%, enquanto que em FLF-S a maior variação ocorreu às 14 horas com aumento na concentração de 31 mg/L, correspondendo a um aumento de 10% comparado

com a média diária. Para o perfil 2 as médias diárias registradas foram de 360 mg/L para FLF-E e de 270 mg/L para FLF-S. O FLF-E e o FLF-S apresentavam a maior variação no horário das 14 horas, com decréscimo de 140 mg/L, correspondendo 39% a menos que a média para o FLF-E, quanto ao FLF-S houve uma queda de 101 mg/L na concentração, equivalente a 38% a menos que a média diária. As Figuras 21 e 22 apresentam as variações diárias da DQO para o FLF.

**Figura 21 - Variação diária da DQO no FLF (Perfil 1)**



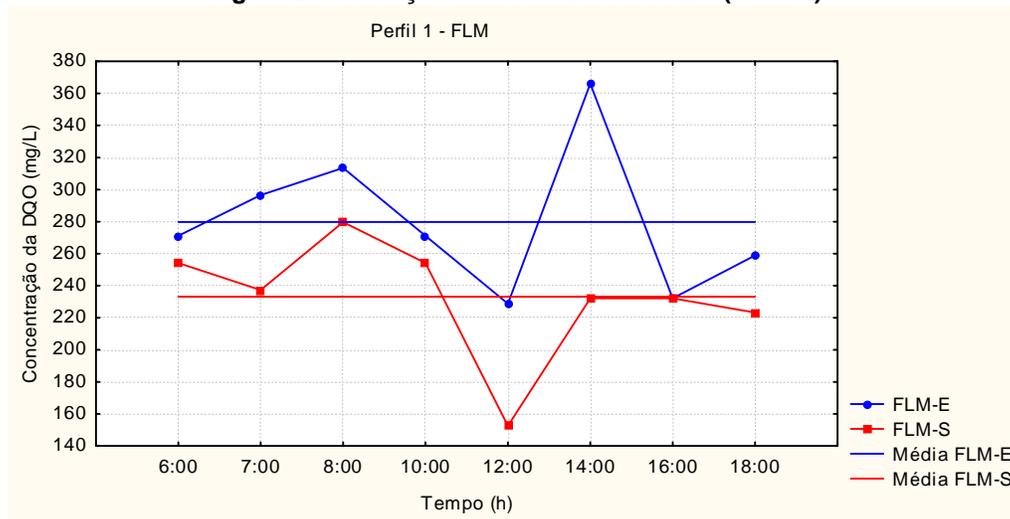
**Figura 22 - Variação diária da DQO no FLF (Perfil 2)**



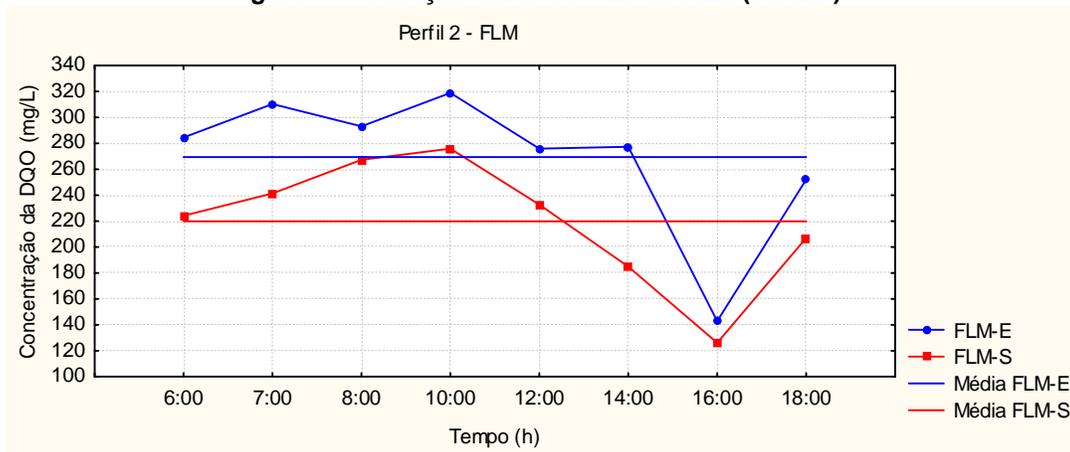
Para o FLM, o FLM-E no perfil 1 obteve a média diária de 280 mg/L, a maior variação diária foi registrada no horário de 14 horas com acréscimo de 86 mg/L de DQO acima da média, representando um aumento de 31%, enquanto que FLM-S, a média diária foi de 233 mg/L, a maior variação ocorreu às 12 horas com diminuição na concentração de 81 mg/L, correspondendo a

uma queda de 35% comparado com a média. Para o perfil 2, o FLM-E obteve a média diária de 270 mg/L, a maior variação em comparação com a média diária foi registrada às 16 horas, com diminuição na concentração em torno de 126 mg/L, equivalendo a 47%. A média diária do FLM-S foi de 220 mg/L, a maior variação também foi registrada no horário das 16 horas, com uma diminuição de 94 mg/L na concentração da DQO, correspondendo a 43% sobre a média. As Figuras 23 e 24 apresentam as variações diárias da DQO para o FLM.

**Figura 23 - Variação diária da DQO no FLM (Perfil 1)**



**Figura 24 - Variação diária da DQO no FLM (Perfil 2)**

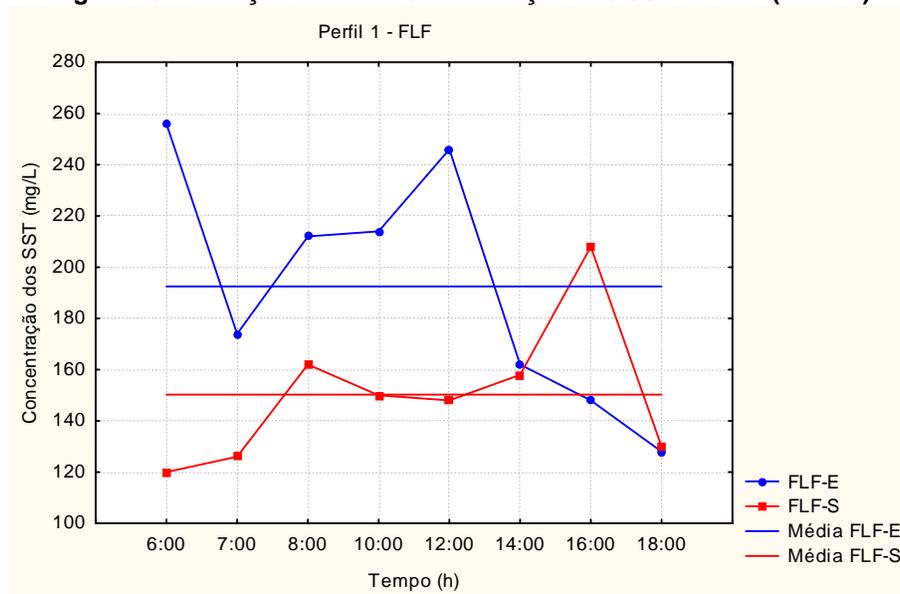


### 5.8.2 Sólidos Suspensos Totais

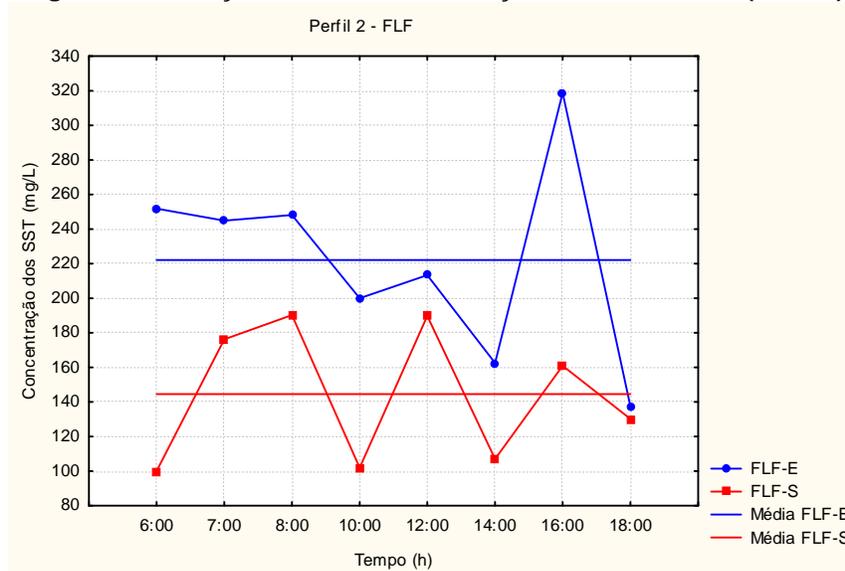
Para os sólidos suspensos totais, tanto no FLF quanto no FLM, as variações ao longo do dia não se mostraram estatisticamente significativas ( $p < 0,05$ ) ao comparar com as concentrações médias diárias da entrada e saída em ambos os perfis, ou seja, qualquer horário de coleta ao longo do dia entre 6 horas da manhã e 18 horas da tarde terá a mesma representatividade, embora estas grandes variações de concentrações ao longo do dia tenha sido bem expressivas.

No FLF, a média diária do FLF-E no perfil 1 foi de 192,5 mg/L e a maior variação diária em termos de concentração foi registrada no horário de 6 horas com acréscimo de 63,5 mg/L (33%) de SST acima da média. Em FLF-S a média diária foi 150 mg/L e a maior variação ocorreu às 16 horas com aumento de 44,5 mg/L na concentração, uma variação de 35% sobre a média. Para o perfil 2, FLF-E obteve uma média diária de 222 mg/L, registrando a maior variação às 16 horas com aumento de 97 mg/L (44%). Para o FLF-S a média diária foi de 145 mg/L e a maior variação foi registrada às 8 horas com um aumento de 45,7 mg/L (32%) acima da média diária. As Figuras 25 e 26 apresentam as variações diárias dos SST para o FLF.

Figura 25 - Variação diária da concentração dos SST no FLF (Perfil 1)



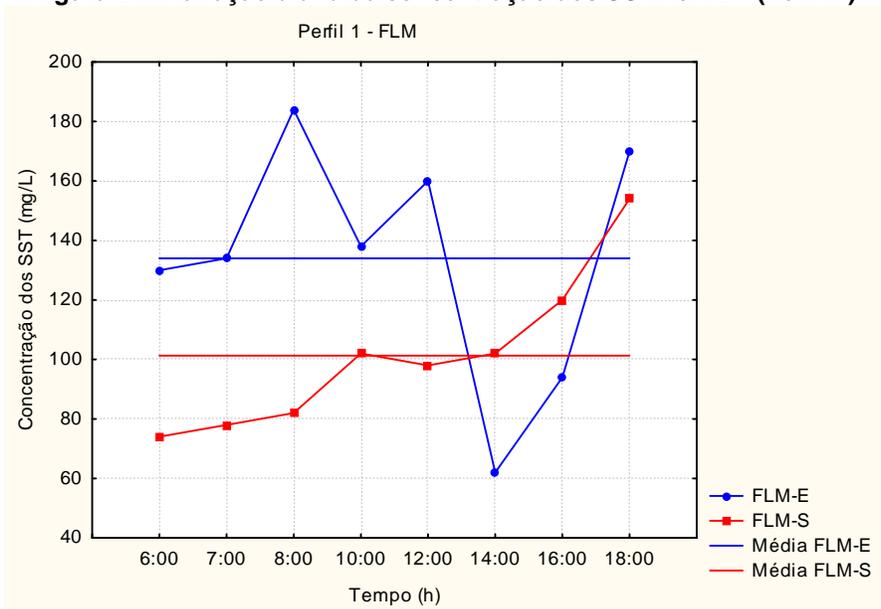
**Figura 26 - Variação diária da concentração dos SST no FLF (Perfil 2)**



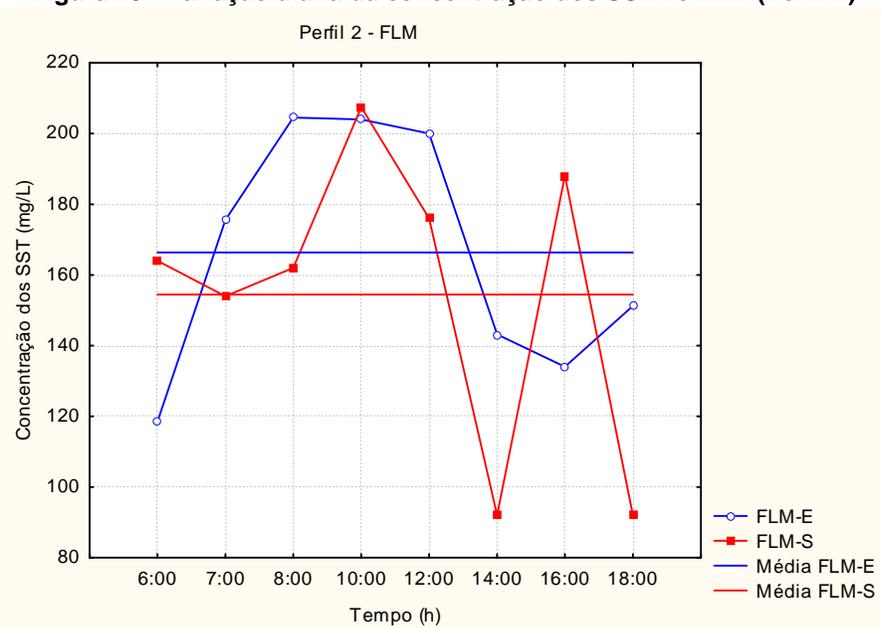
Para o FLM, a concentração média diária do FLM-E no perfil 1 foi de 134 mg/L, a maior variação diária em termos de concentração foi registrada no horário das 14 horas com queda de 72mg/L (54%) de SST abaixo da média; para o FLM-S a média diária foi 101 mg/L, a maior variação para o FLM-S ocorreu às 18 horas com aumento de 53 mg/L na concentração, uma variação de 52% comparado com a média.

Para o perfil 2, FLM-E obteve uma média diária de 166 mg/L, registrando a maior variação entre 8 e 10 horas com aumento em termos de concentração de 38 mg/L (23%) acima da média. O FLM-S a média diária foi de 154 mg/L, a maior variação foi observada às 10 horas com um aumento de 53 mg/L (34%) sobre a média. As Figuras 27 e 28 ilustram as variações diárias dos SST para o FLM.

**Figura 27 - Variação diária da concentração dos SST no FLM (Perfil 1)**



**Figura 28 - Variação diária da concentração dos SST no FLM (Perfil 2)**



### 5.8.3 Clorofila “a”

As concentrações ao longo do dia para clorofila também não se mostraram estatisticamente significativas ao comparar com as concentrações médias diárias de entrada e saída em ambos os perfis. Foi possível concluir que há uma maior remoção de clorofila nas primeiras horas da manhã, e que o

auge da atividade fotossintética é alcançado por volta das 16 horas, devido às altas concentrações de clorofila neste horário.

A concentração média diária do FLF-E no perfil 1 foi de 1880 µg/L, a maior variação diária em termos de concentração foi registrada no horário das 16 horas com acréscimo de 670µg/L (36%) acima da média, para o FLF-S a média diária foi 873µg/L, e sua maior variação foi observada também às 16 horas com aumento de 664µg/L na concentração, uma variação de 76% se comparado com a média. No perfil 2, o FLF-E obteve uma média diária de 2263µg/L, registrando a maior variação às 16 horas com aumento de 905µg/L (40%) em termos concentração acima da média, para o FLF-S a média diária foi de 1054 µg/L, a maior variação foi anotada às 8 horas com um aumento de 507µg/L (48%) sobre a média.

As Figuras 29 e 30 ilustram as variações diárias da clorofila “a” para o FLF.

**Figura 29 - Variação diária da concentração da Clorofila "a" no FLF (Perfil 1)**

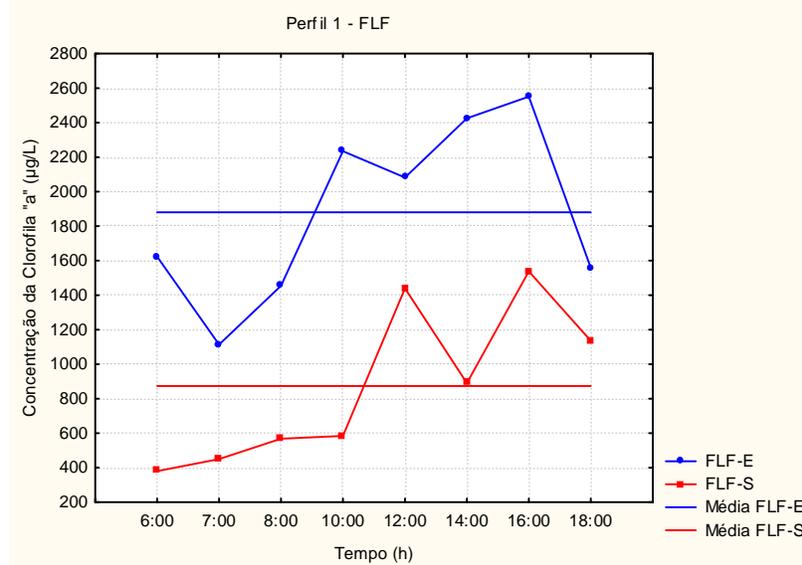
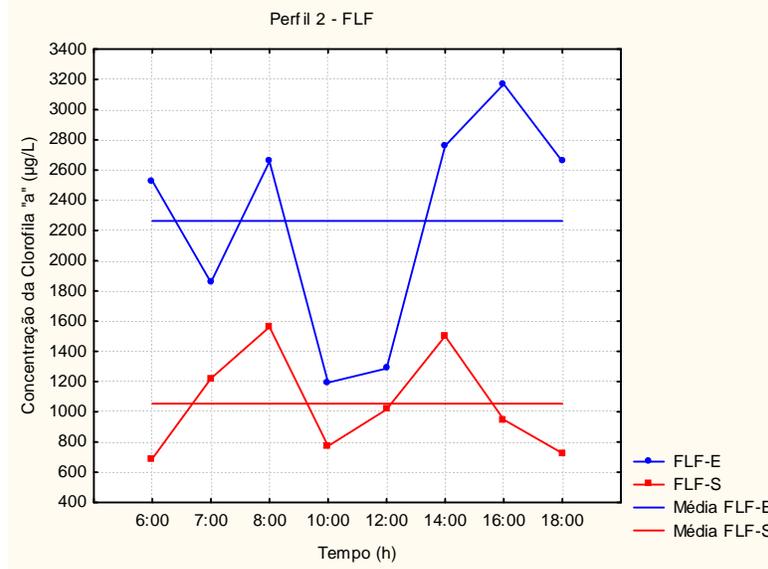
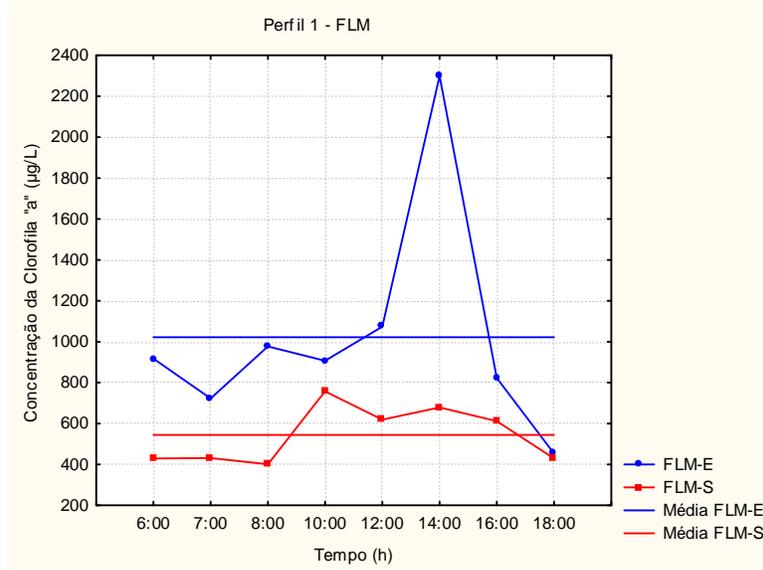


Figura 30 - Variação diária da concentração da Clorofila "a" FLF (Perfil 2)

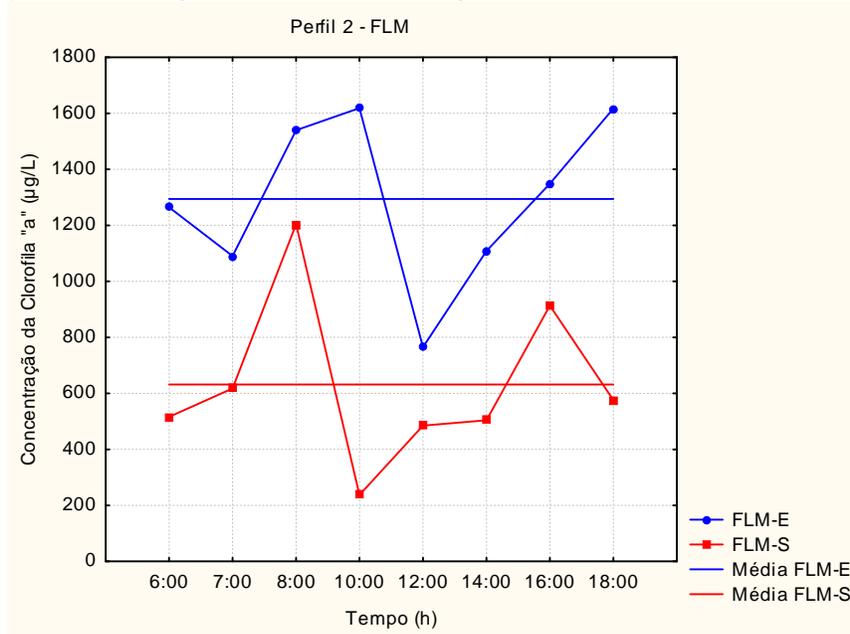


Para o FLM, a concentração média diária do FLM-E no perfil 1 foi de 1021 µg/L, a maior variação diária em termos de concentração foi registrada às 14 horas com acréscimo de 1278 µg/L (125%) acima da média. Para o FLM-S a média diária foi de 545 µg/L e sua maior variação foi observada às 10 horas com aumento de 212 µg/L (39%) na concentração, comparada com a média. No perfil 2 o FLM-E obteve uma média diária de 1294 µg/L, cuja maior variação foi observada as 12 horas com diminuição de 500 µg/L (61%) acima da média, para o FLM-S a média diária foi de 631 µg/L, a maior variação foi registrada às 8 horas com um aumento de 572 µg/L (91%) sobre a média, sendo estas variações muito expressivas, embora não significativas. As Figuras 31 e 32 ilustram as variações diárias da clorofila "a" para FLM.

**Figura 31 - Variação diária da concentração da Clorofila "a" no FLM (Perfil 1)**



**Figura 32 - Variação diária da concentração da Clorofila "a" no FLM (Perfil 2)**



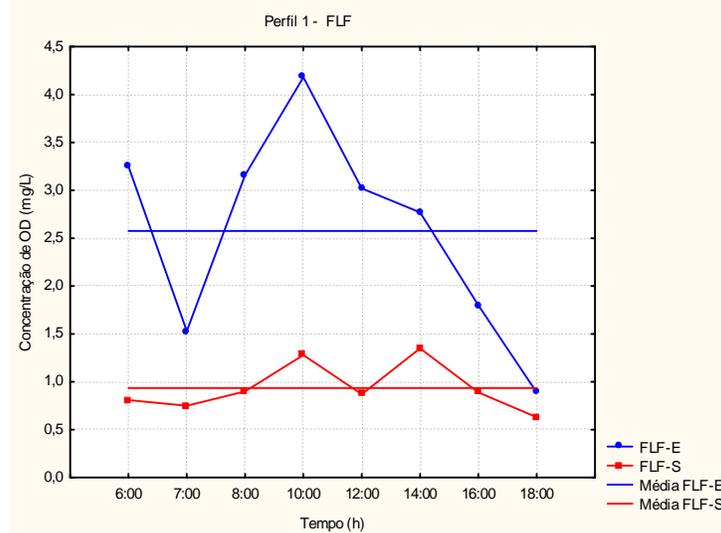
#### 5.8.4 Oxigênio dissolvido

As variações nas concentrações ao longo do dia, também não foram estatisticamente significativas para oxigênio dissolvido, ao comparar com as respectivas concentrações médias da entrada e saída em ambos os perfis e efluentes.

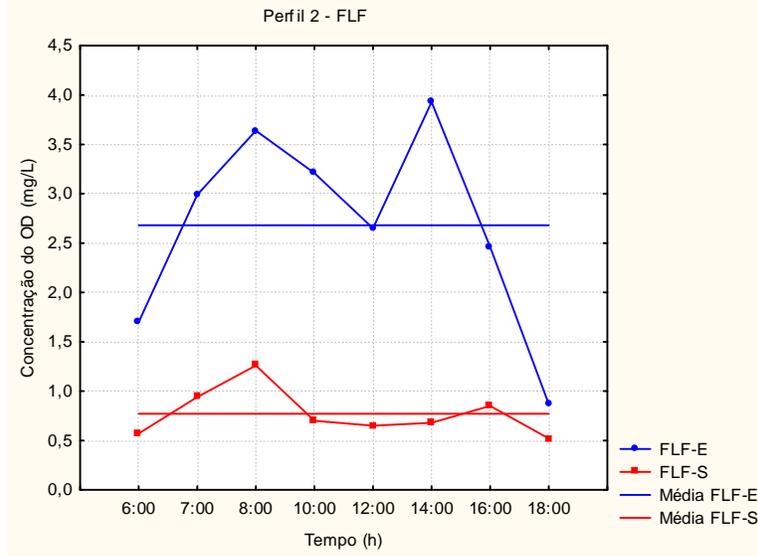
Para o efluente FLF-E no perfil 1 obteve uma média de 2,57 mg OD/L e para o perfil 2 a média foi de 2,68 mg OD/L, em ambos os perfis, as maiores

variações no FLF-E foram registradas às 18 horas com uma queda na concentração do oxigênio dissolvido de 65% (1,69 mg/L) no perfil 1, e de 69% (1,81 mg/L) no perfil 2. O FLF-S a média no perfil 1 foi de 0,93 mg/L e de 0,77 mg/L para o perfil 2, a maior variação ocorreu às 14 horas no perfil 1, com um acréscimo de 0,42 mg/L (44%) na concentração de oxigênio dissolvido e para o perfil 2 a maior variação foi verificada às 8 horas da manhã com um aumento de 0,49 mg/L (63%) sobre a média. O maior consumo de oxigênio dissolvido no interior do FLF foi observado às 6 horas, no perfil 1, com um consumo de 75% de oxigênio dissolvido, e no perfil 2 foi registrado às 14 horas, com uma diminuição de 83%. As Figuras 33 e 34 ilustram as variações diárias do oxigênio dissolvido para o FLF.

**Figura 33 - Variação diária da concentração de oxigênio dissolvido no FLF (Perfil 1)**

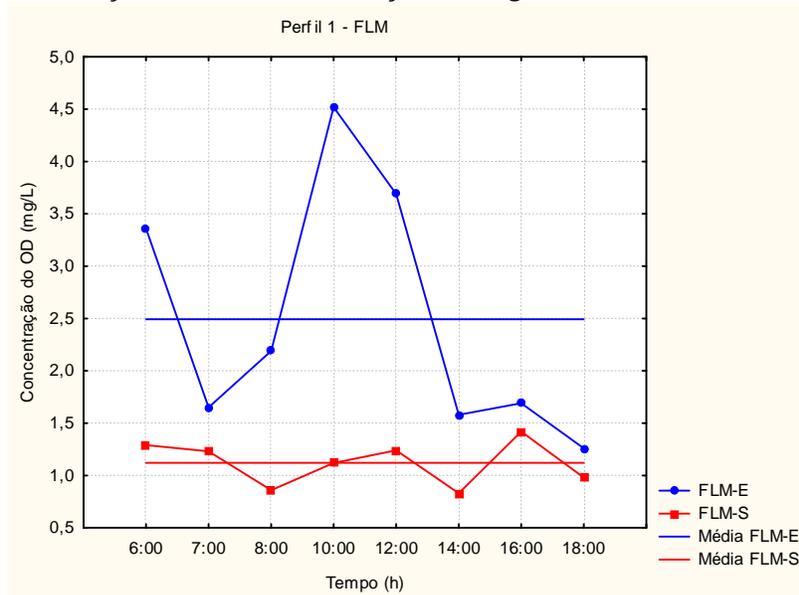


**Figura 34 - Variação diária da concentração de oxigênio dissolvido no FLF (Perfil 2)**

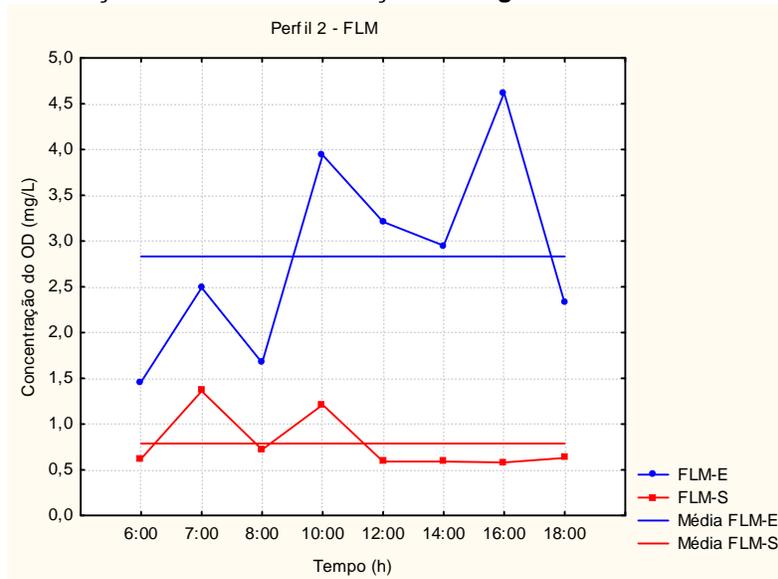


Quanto ao FLM, o FLM-E no perfil 1 obteve média de 2,49 mgOD/L, a maior variação foi registrada às 10 horas, com um aumento de 81% (2,03 mg/L) na concentração de oxigênio, e para o perfil 2 a média foi de 2,83 mgOD/L, a maior variação aconteceu às 16 horas com 63% (1,79 mg/L) acima da média. O FLM-S variou pouco e próximo da média diária em ambos os perfis; a média no perfil 1 foi de 1,1 mg/L e de 0,78 mg/L para o perfil 2. O maior consumo de oxigênio dissolvido no interior do filtro foi observado às 10 horas para o perfil 1, com um consumo de 75% de oxigênio dissolvido e no perfil 2 foi registrado às 16 horas, com uma diminuição de 87%. As Figuras 35 e 36 ilustram as variações diárias do oxigênio dissolvido para o FLM.

**Figura 35 - Variação diária da concentração de oxigênio dissolvido no FLM (Perfil 1)**



**Figura 36 - Variação diária da concentração de oxigênio dissolvido no FLM (Perfil 2)**



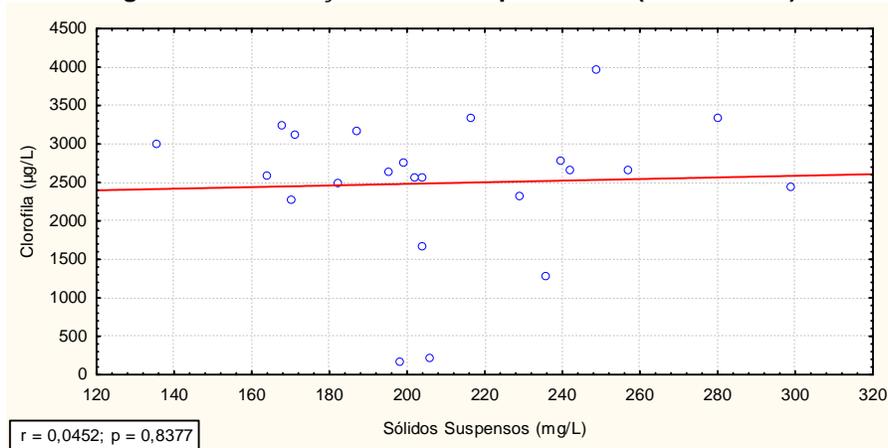
## 5.9 Inter-relação entre parâmetros

Através do coeficiente de Pearson buscou-se correlacionar SST x Clorofila "a", DQO x SST, DQO x SSV, DQO x Clorofila "a", SSV x Clorofila "a" e SSV x SST.

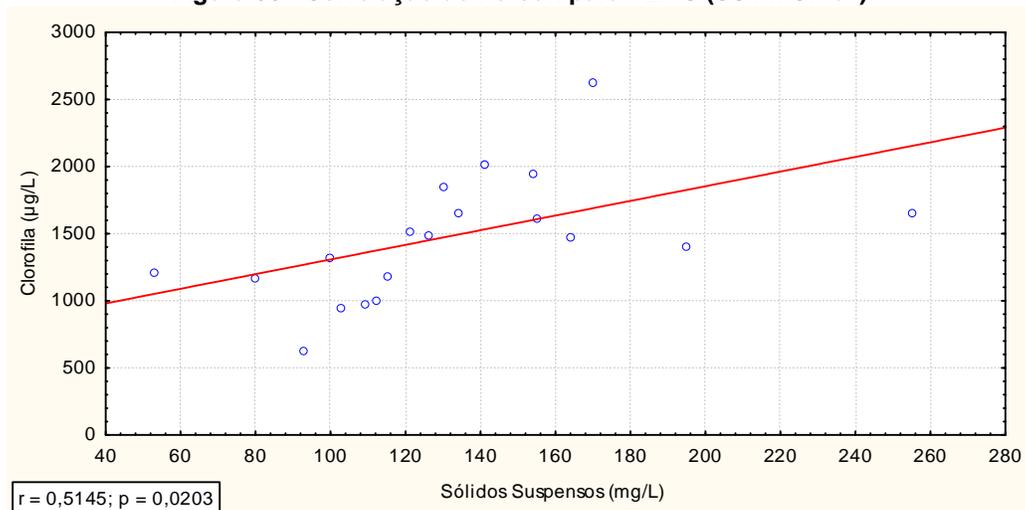
Pearson e Silva (1988) observaram que no mínimo 80% dos sólidos suspensos do efluente se deve à biomassa de algas.

No FLF o coeficiente de correlação na entrada do filtro era praticamente nulo ( $r=0,045$ ) e não significativo, na saída do filtro o coeficiente tornou-se uma correlação moderada positiva  $r=0,51$  e bem significativo ( $p<0,05$ ). As figuras 37 e 38 apresentam essas correlações.

**Figura 37 - Correlação de Person para FLF-E (SST x CI "a")**

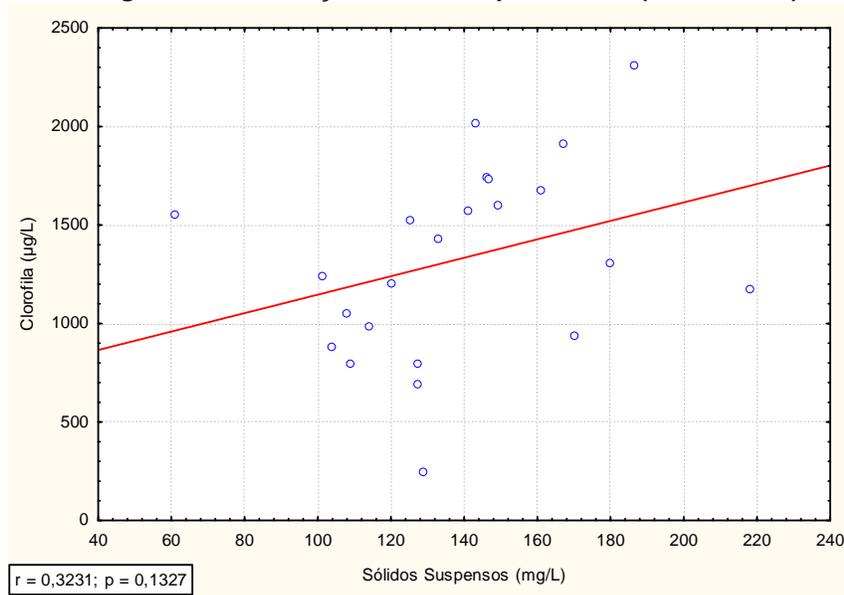


**Figura 38 - Correlação de Person para FLF-S (SST x CI "a")**

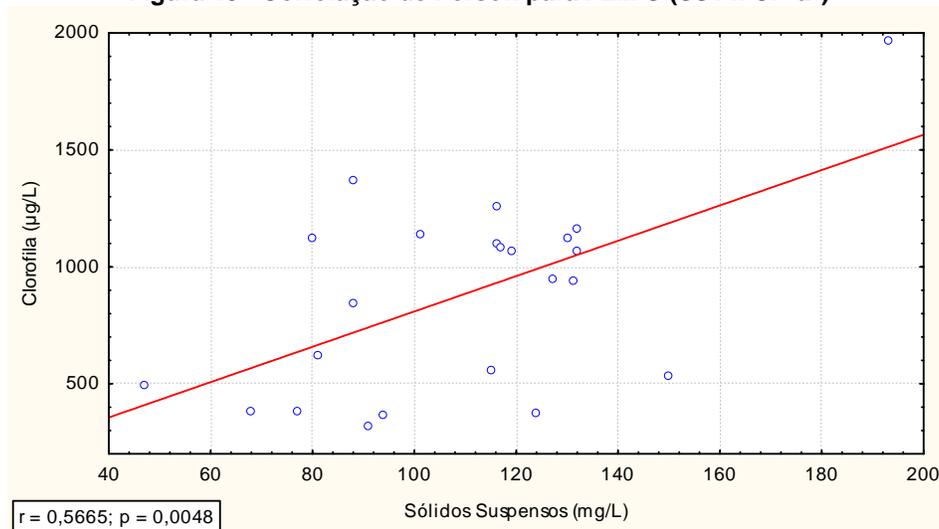


No FLM, também foi observado o aumento da correlação na saída do filtro. No efluente de entrada do filtro o coeficiente de Pearson indicava correlação fraca positiva ( $r=0,32$ ) e não significativa; enquanto o efluente de saída do filtro passou a indicar uma correlação moderada positiva e significativa ( $r=0,57$ ) (ver Figuras 39 e 40).

**Figura 39 - Correlação de Person para FLM-E (SST x Cl "a")**



**Figura 40 - Correlação de Person para FLM-S (SST x Cl "a")**



Estes resultados de correlação de SST e Clorofila "a" eram esperados, pois também foi observado nas pesquisas de Araújo *et al.* (2005) e Luduvile *et al.* (2001). Segundo Araújo *et al.* (2005) a redução de sólidos suspensos totais nos filtros está proporcionalmente relacionadas com a redução dos níveis de clorofila "a". Luduvile *et al.* (2001) confirmou que essa relação pode ser aplicada para efluentes de lagoa de estabilização submetidos a pós-tratamento em filtro de pedra.

Pode-se concluir que, quanto maior o polimento dos efluentes, maior a correlação entre parâmetros (clorofila "a" e SST). Queiroz *et al.* (2013)

confirmou que há uma maior correlação e significância dos dados entre clorofila “a” e SST nos efluentes de filtros, comparados com seus afluentes.

Soldatelli (2007) correlacionou SST e SSV ( $r=0,92$ ) e SSV e clorofila “a” ( $r=0,66$ ), sendo ambas as correlações altas e significativas, com isso ele pode indicar que a fração de SSV, representou especialmente o fitoplâncton.

Nesta pesquisa, as correlações entre SST e SSV foram altas e significativas em todos os afluentes e efluentes, mas quando relacionada o SSV com Clorofila “a”, pode-se observar que, embora exista uma correlação, não pode ser concluído que a fração SSV está diretamente associada à clorofila “a”, por serem correlações fracas e não significativas, como apresentado na Tabela 3.

**Tabela 3 - Correlação dos SSV x SST e SSV x Clorofila "a"**

Relação	Amostras	Coef. de Correlação (r)	Correlação
SST X SSV	FLM-E	0,92	Forte positiva
	FLM-S	0,72	Moderada positiva
	FLF-E	0,88	Forte positiva
	FLF-S	0,78	Moderada positiva
SSV x Clorofila "a"	FLM-E	0,32	Fraca positiva
	FLM-S	0,25	Fraca positiva
	FLF-E	-0,05	Ínfima negativa
	FLF-S	0,37	Fraca positiva

Araújo *et al.* (2005) afirmaram que algas não podem ser vistas como sólidos de matéria orgânica que demandam oxigênio, como acontece com outros sólidos dos esgotos, uma vez que as algas não são matéria orgânica imediatamente disponível para a biodegradação, elas produzem oxigênio e estão na base da cadeia alimentar.

As demais relações por não serem significativas e apresentarem baixas correlações, optou-se por não exibir as correlações entre DQO x SST, DQO X SSV e DQO x Clorofila “a”.

## 6. CONCLUSÕES

Pode-se mostrar o verdadeiro comportamento de um sistema em condições reais de operação, que apesar das péssimas condições operacionais os filtros obtiveram eficiências satisfatórias em nível de pós-tratamento. Faz-se a seguir uma conclusão mais específica dos resultados:

- No FLF foram removidos 25% de DQO, 37% de SST, 38% de SSV e 44% de Clorofila “a”, enquanto que o FMF foram removidos 19% de DQO, 20% de SST, 22% de SSV e 40% Clorofila “a”, estas remoções foram significativas;
- Houve maior correlação e significativa dos dados entre Clorofila “a” e SST nos efluentes dos filtros do que nos efluentes das lagoas;
- Foi observado que as variações ao longo do dia dos parâmetros não foram estatisticamente significativas comparando com a média global diária e ao horário de coleta da pesquisa, ou seja, que independente do horário da coleta, os valores das concentrações teriam a mesma representatividade ao longo do dia. Embora as variações pontuais durante o dia sejam bem expressivas.

## 7. REFERÊNCIAS

AL-SA'ED, R.; ABU-MADI, M.; ZIMMO, O. Novel Design Concept for Facultative Ponds Using Rock Filters to Reclaim the EFLFluent. **American Society Of Civil Engineers**, Asce, p.284-290, 22 abr. 2011.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Hardcover, 2005.

AL-HASHIMI, M. A.; HUSSAIN, H. T. **Stabilization Pond for wastewater treatment**. **European Scientific Journal**. vol.9, n.14 ISSN: 1857 – 7881. 2013.

ANDRADA, J. G. B. **Utilização de Filtros Grosseiros para Remoção de Algas Presentes em Efluentes de Lagoas de Polimento**. 117 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Departamento de Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2005.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CAMPOS, J.R. (Org.) **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada** no Solo. Rio de Janeiro: ABES – Projeto PROSAB, 1999. p.1-28.

ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M. Filtros Anaeróbios com Fluxo Ascendente e Fluxo Descendente. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Coletânea de Trabalhos Técnicos: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Finep – RJ, 2001. p. 185-192. (Projeto PROSAB).

ANDRADE NETO, C. O. **Filtro Anaeróbio Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário**. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande: UFCG, 2004.

ANDRADE NETO, C. O. **O uso do filtro anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário**. Revista Meio filtrante, Santo André, ano V, n.19, p.12-16, 2006.

ARAÚJO, G. M.; OLIVEIRA, E. C. A.; INGUNZA, M. P. D.; CALAZANS, M. A. D.; ARAUJO, A. L. C. **Avaliação da Utilização de Filtros Anaeróbios Simplificados, na remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande, MS. Anais... Campo Grande, MS: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

ARAÚJO, I. S.; OLIVEIRA, J. L. R.; ALVES, R. G. C. M.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R. Avaliação de sistema de tratamento de dejetos suínos instalado no Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.7, p.745–753, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7211: Agregados para concreto - Especificação. Rio de Janeiro, 2009. 11p.

BARTHEL, L. RANGEL, A.; OLIVEIRA, P.A.V.; COSTA, R. H. R. **Tratamento de dejetos suínos em lagoa de alta taxa e lagoa de maturação – estudo de fitoplâncton e zooplâncton**. In: IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, 2004.

BERTOLINO, S. M. **Caracterização e tratabilidade dos esgotos produzidos pelo Campus da Universidade Federal de Ouro Preto - MG**. 2007. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto - MG.

BOTELHO, P. M. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Avaliação de Dados Físico-Químicos e Fitoplâncton da Lagoa de Maturação em Escala Piloto da ETE Nova Vista - Itabira - MG**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997, Foz do Iguaçu, PR. Anais... . Foz do Iguaçu, PR: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. p. 681 - 690.

BRANDÃO, L.; DOMINGOS, P. Fatores Ambientais para a Floração De Cianobactérias Tóxicas. **Saúde & Ambiente em Revista**, Duque de Caxias, v. 1, n. 2, p.40-50, nov. 2006.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento**. Diário Oficial da União – nº 53, em 18/03/2005, págs. 58-63.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 430, de 11 de maio 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes**. Diário Oficial da União – nº 92, de 16/05/2011, pág. 89.

CARVALHO, E. H.; POVINELLI, J. **Filtros biológicos anaeróbios: revisão de literatura, projeto e desenvolvimento**. In: 25º Congresso Interamericano De Ingenieria Sanitaria Y Ambiental, 1996. México. Anais.... México: AIDIS, 1996.

CRUZ, L. M. O.; STEFANUTTI, R.; CORAUCCI FILHO, B.; TONETTI, A. L. Coconut shells as filling material for anaerobic filters. **Springer Plus**. Vol. 2. 2013.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento de Águas Residuárias** – vol 5. Belo Horizonte/MG, 2007.

DE OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; MARA, D. D.; SILVA, S. T. A.; ARAUJO, A. L. C. **Uso de Filtros Biológicos Anaeróbios no Tratamento do Efluente de uma Lagoa de Maturação Primária**. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais. Foz do Iguaçu PR. 1997.

ESCUDIÉ, R.; CRESSON, R.; DELGENE`S, J. P.; BERNET, N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research. **Water Research**. Vol. 45, Issue 1, Pages 1–10. 2011.

GOMES, M. C. R. L. **Polimento de efluentes de sistema de tratamento de dejetos suínos em filtro de pedra e lagoa-filtro**. 2010. 181p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

GRANADA, D. C. **Variações Nictemerais e Sazonais na Estrutura da Comunidade Fitoplanctônica num Sistema de Lagoas de Estabilização (Novo Horizonte, SP)**. 2004. 140 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Departamento de Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

HAN, W.; YUE, Q.; WU, S.; ZHAO Y.; GAO, B.; LI, Q.; WANG, Y. APPLICATION AND ADVANTAGES OF novel clay ceramic particles (CCPs) in an up-flow anaerobic bio-filter (UAF) for wastewater treatment. **Bioresource Technology**. Vol.137. p. 171–178. 2013.

JONES, J.G. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in fresh water. Ambleside: Freshwater Biological Association – **Scientific Publication**. vol.39, 1979.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 1050 p.

KELLNER, E.; PIRES, E.C. 1998. **Lagoas de estabilização: projeto e operação**. Rio de Janeiro: ABES.

LUDUVICE M. L.; QUEIROZ, T. R.; NEDER, K. D. ; SOUZA, M. A. A. **Sólidos Suspensos como Indicador de densidade de algas em lagoas de estabilização**.

In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: Abes, 2001.

NEDER, K. D.; QUEIROZ, T. R.; SOUZA, M. A. A. **Utilização de Processos Naturais para Polimento de Efluentes de Lagoas de Estabilização.** In: 21ª Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa. Anais... . João Pessoa: Abes, 2001.

OLIVEIRA, E. C. A. **Avaliação da Remoção de Matéria Orgânica na Estação de Tratamento de Esgotos de Ponta Negra/RN.** 99 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade do Rio Grande do Norte, Natal, 2005.

OLIVEIRA, F. F. e GONÇALVES, R. F. **Principais tecnologias empregadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização.** Anais (meio magnético CD-ROM) do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, RJ, Brasil 1999.

RIBEIRO, P. C. **Análise de Fatores que Influenciam a Proliferação de Cianobactérias e Algas em Lagoas de Estabilização.** 2007. 106 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental), Departamento de Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. Variações diurnas de certos parâmetros físico-químicos e biológicos em efluentes de lagoas facultativas e de maturação. In: **Coleção de Trabalhos Técnicos Resultantes das Pesquisas Realizadas na Extrabes 1977-1988**, Campina Grande. UFPB/EXTRABES, 1988. p. 19.

PEARSON, H. W. **Aspectos Biológicos e Microbiológicos da Água e dos Sistemas Secundários de Tratamento de Esgotos. Apostila da Disciplina Tópicos Especiais para Tratamento de Esgotos I.** Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003.

PENA, M.V; MARA, D. **Waste stabilization pond, School of Civil Engineering.** University of Leeds. Leeds, UK. 2004.

QUEIROZ, M. A. F.; ANDRADE NETO, C. O.; ARAUJO, A. L. C.; BECKER, V.; TORRES, D. M. **Remoção de microalgas em efluentes de lagoas de estabilização.** In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Goiânia, 2013.

QUEIROZ, T. R. **Remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização por meio de processos naturais.** 229 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Distrito Federal, 2001.

SANTOS, C. **Estatística Descritiva - Manual de Auto-aprendizagem,** Lisboa, Edições Sílabo. 2007.

SEZERINO, P. H.; GOTARDO, J. T.; MURAOKA, R.; PHILIPPI, L. S.; LAPOLLI, F. R. **Filtro de pedra como pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização.** In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.

SOLDATELLI, V. F. **Avaliação da Comunidade Fitoplanctônica em Lagoas de Estabilização Utilizadas no Tratamento de Efluentes Domésticos - Estudo de Caso - ETE - UCS.** 2007. 182 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Departamento de Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SILVA, G. G.; NAVAL, L. P.; RIOS, R. F. M.; PEDROZA, M. M. Anaerobic biofilter Used for post-treatment of the eFLFluent of an UASB Reactor – A full-scale study. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientais: Investigación, desarrollo y práctica.** V. 5, n. 3, p. 39-50. 2012.

SHORT, M. D.; CROMAR, N. J.; NIXON, J. B.; FALLOWFIELD, H. J. **Relative performance of duckweed ponds and rock filtration as advanced in-pond wastewater treatment processes for upgrading waste stabilisation pond effluent: a pilot study.** Water Science & Technology, Iwa Publishing, v. 55, n. 11, p.111-119. 2007.

SILVA, O. A. L. **Remoção de Matéria Orgânica em Sistemas de Lagoas de Estabilização no Nordeste Brasileiro.** 84 F. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2011.

SILVA FILHO, P. A. **Diagnóstico Operacional de Lagoas de Estabilização.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007.

VAN HAANDEL, A. C; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente.** 1994.

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado – Teoria e Aplicações para Projetos e Operações**, Efggraf, 472p., Campina Grande, PB. 1999.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de Estabilização**. 3. ed. Minas Gerais: DESA-UFLMG, 1996. 134 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Lagoas de estabilização**. 2. ed ampliada e atualizada. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFLMG. Belo Horizonte, 2002.196 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – volume 1**. Belo Horizonte/MG, 2005.

VON SPERLING, M.; ANDRADE, J. G.B.; MELO JUNIOR, W. R. Coarse filters for pond eFLFluent polishing: comparison of loading rates and grain sizes. **Water Science & Technology**, IWA Publishing, vol. 55, n. 11. p 121–126. 2007.