

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO OESTE
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL

DAIANE CRISTINE KUHN

AVALIAÇÃO DA FLOTAÇÃO E DA SEDIMENTAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE
EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO VISANDO REMOÇÃO DE FÓSFORO

IRATI

2019

DAIANE CRISTINE KUHN

AVALIAÇÃO DA FLOTAÇÃO E DA SEDIMENTAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE
EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO VISANDO REMOÇÃO DE FÓSFORO

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção de grau de mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental, curso de Pós – Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da UNICENTRO.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal

Coorientadora: Prof. Dra. Jeanette Beber de Sousa

IRATI

2019

Catálogo na Fonte
Biblioteca da UNICENTRO

K95a KUHN, Daiane Cristine.
Avaliação da flotação e da sedimentação no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico visando remoção de fósforo / Daiane Cristine Kuhn. – Irati, PR : [s.n.], 2019. 99f.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal
Coorientadora: Profa. Dra. Jeanette Beber de Souza
Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade Estadual do Centro-Oeste, PR.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental – Dissertação. 2. Pós-tratamento esgoto. 3. Tratamento físico-químico. 4. Turbidez. I. Vidal, Carlos Magno de Sousa. II. Souza, Jeanette Beber de. III. UNICENTRO. IV. Título.

CDD 628.4

TERMO DE APROVAÇÃO

Daiane Cristine Kuhn

Avaliação da flotação e da sedimentação no pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio visando a remoção de fósforo

Dissertação aprovada em 13/03//2019, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre, no Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Sanitária e Ambiental, área de concentração em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, pela seguinte Banca Examinadora:



Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal
Universidade Estadual do Centro-Oeste
Orientador e Presidente da Banca



Dra. Karina Querne de Carvalho Passig
Universidade Tecnológica Federal do Paraná



Dr. Tiago José Belli
Universidade do Estado de Santa Catarina

Irati-PR, 13 de março de 2019.

Aos meus pais, Rosa e Darci,
por todo apoio e amor incondicional.
Dedico este trabalho à vocês!

AGRADECIMENTOS

À Deus por guiar meus caminhos, me iluminar e me dar forças.

Aos meus amados pais, Rosa e Darci, por não medir esforços. Não tenho palavras para descrever o quão agradecida me sinto, por todo amor e carinho recebidos em todos os momentos da minha vida. Muito obrigada por toda força, incentivo e apoio, muitas vezes a distância, mas essencial para mim.

À minha querida irmã e melhor amiga, Daniele, muito obrigada por toda amizade e apoio, sempre estando ao meu lado nos bons e maus momentos.

Especialmente agradeço ao meu namorado, Everton, pelo companheirismo e amor que sempre foram muito importantes para mim.

Ao professor orientador Carlos Magno de Sousa Vidal, por todas as orientações recebidas para a elaboração deste trabalho, contribuindo com todo seu conhecimento.

Ao Carlos Raphael por todos os ensinamentos em laboratório, pela paciência e por estar sempre disponível para me ajudar a realizar as coletas de efluente na estação de tratamento. Pode contar sempre comigo!

Às amigas que fiz no mestrado, guardarei sempre vocês no coração.

À professora Kely Viviane pelas ideias e ajuda com estatística para o desenvolvimentos deste trabalho.

À Mariele e Ana por todos os ensinamentos em laboratório.

À Lorilei pelos ensinamentos e ajuda no laboratório de ecotoxicologia.

À Joelma por toda motivação e suporte.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

O efluente de reator anaeróbio geralmente não apresenta qualidade suficiente para atender aos padrões de lançamento e qualidade preconizados na legislação ambiental brasileira, por serem pouco eficientes na remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio, matéria orgânica, sólidos e patogênicos. O aporte excessivo de nutrientes é uma das principais causas da eutrofização das águas. A presente pesquisa teve como objetivo avaliar a flotação por ar dissolvido e a sedimentação no pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio visando a remoção de fósforo em escala de bancada (flotatestes). Na primeira etapa foram analisadas as dosagens de FeCl_3 (0, 50 e 100 mg.L^{-1}) e velocidades de flotação (5, 8 e 15 cm/min) na flotação por ar dissolvido, e as dosagens de FeCl_3 (0, 50 e 100 mg.L^{-1}) e tempo de sedimentação (30, 45 e 60 minutos) na sedimentação através do planejamento fatorial de experimentos, tendo como variáveis respostas o fósforo total, fósforo solúvel, DQO total, DQO solúvel e turbidez. A segunda etapa compreendeu a avaliação dos valores ótimos encontrados a partir da aplicação dos mesmos no pós-tratamento de efluentes apresentando a melhor eficiência de remoção dos parâmetros estudados. Ainda, foram realizados testes de toxicidade com *Daphnia magna* e ensaios de centrifugação com o lodo proveniente dos pós-tratamentos. A dosagem de 100 mg.L^{-1} de FeCl_3 apresentou-se mais efetiva nos dois tipos de pós-tratamento, com eficiências de remoção de 80,8 e 93%, de fósforo total e fósforo solúvel, respectivamente, na FAD. Na sedimentação obteve-se eficiências de remoção de 96,7% e 96,5% de fósforo total e fósforo solúvel, respectivamente. No ensaio de centrifugação, com lodo proveniente do pós-tratamento por FAD, obteve-se o maior teor de sólidos na torta, de 30,3%. Quanto aos testes de toxicidade com *Daphnia magna*, o efluente do reator UASB mostrou-se tóxico (FT = 4). Os efluentes do pós-tratamento por FAD e sedimentação não são considerados tóxicos (FT = 1).

Palavras-chave: Pós-tratamento de esgoto, tratamento físico-químico, fósforo, DQO, turbidez.

ABSTRACT

The effluent from anaerobic reactor usually doesn't present sufficient quality to meet the discharge and quality standards recommended in the Brazilian environmental legislation, because they're inefficient in the removal of nutrients such as phosphorus and nitrogen, organic matter, solids and pathogens. Excessive nutrient inputs are a major cause of water eutrophication. The present research had as objective to evaluate the dissolved air flotation sedimentation in the post-treatment of anaerobic reactor effluents aiming at the removal of phosphorus on a bench scale (flotatest). In the first step, the FeCl_3 (0, 50 and 100 mg.L^{-1}) and flotation rates (5, 8 and 15 cm/min) in dissolved air flotation were analyzed, and the FeCl_3 dosages (0, 50 and 100 mg.L^{-1}) and sedimentation time (30, 45 and 60 minutes) in the sedimentation by factorial design of experiments, with total phosphorus, soluble phosphorus, total COD, soluble COD and turbidity as response variables. The second stage comprised the evaluation of the optimum values found from the application of the same in the post-treatment of effluents presenting the best removal efficiency of the parameters studied. Further, *Daphnia magna* toxicity tests and centrifugation tests were performed with the sludge from the post-treatments. The concentration of 100 mg.L^{-1} of FeCl_3 was more effective in the two types of post-treatment, with removal efficiencies of 80,8%, 93%, of total phosphorus and soluble phosphorus, respectively, in DAF. In sedimentation, removal efficiencies of 96,7% and 96,5% of total phosphorus and soluble phosphorus were obtained, respectively. In the centrifugation test, with sludge from the post-treatment by DAF, the highest solids content in the pie was obtained, of 30,3%. As for the toxicity tests with *Daphnia magna*, the UASB reactor effluent showed to be toxic (TF = 4). The post-treatment effluents by DAF and sedimentation aren't considered to be toxic (TF = 1).

Keywords: Post-treatment of sewage, physical-chemical treatment, phosphorus, COD, turbidity.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO FÉRRICO EM EQUILÍBRIO COM FOSFATO SOLÚVEL.....	22
FIGURA 2 - FORMAÇÃO DE AGLOMERADO MICRO-BOLHAS/PARTÍCULA NA FLOTAÇÃO.....	28
FIGURA 3 - CONFIGURAÇÃO TÍPICA DE UMA ETE COM REATOR UASB E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	33
FIGURA 4 - FLUXOGRAMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO EM ESTUDO E PROCEDIMENTOS REALIZADOS.....	41
FIGURA 5 - EQUIPAMENTO DE FLOTATESTES UTILIZADO NOS ENSAIOS.....	43
FIGURA 6 - FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS REALIZADOS COM FLOTATESTES.....	44
FIGURA 7 – SÉRIE DE DILUIÇÕES PARA ENSAIO DE TOXICIDADE COM <i>Daphnia magna</i>	47
FIGURA 8 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA TURBIDEZ NA FAD.....	58
FIGURA 9 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA FÓSFORO SOLÚVEL NA FAD.....	60
FIGURA 10– SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA FÓSFORO TOTAL NA FAD.....	62
FIGURA 11 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA DQO TOTAL NA FAD.....	64
FIGURA 12 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA DQO SOLÚVEL NA FAD.....	66
FIGURA 13 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA TURBIDEZ NA SEDIMENTAÇÃO.....	68

FIGURA 14 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA FÓSFORO SOLÚVEL NA SEDIMENTAÇÃO.....	70
FIGURA 15 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA FÓSFORO TOTAL NA SEDIMENTAÇÃO.....	72
FIGURA 16 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA DQO TOTAL NA SEDIMENTAÇÃO.....	74
FIGURA 17 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA DQO SOLÚVEL NA SEDIMENTAÇÃO.....	76
FIGURA 18 - CURVAS DE TEOR DE SÓLIDOS (%) APÓS CENTRIFUGAÇÃO.....	83

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	CONTRIBUIÇÕES PER CAPITA E CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO EM ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO.....	19
TABELA 2 -	PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA NO QUE CONCERNE O FÓSFORO.....	20
TABELA 3 -	EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO TÍPICAS DOS PRINCIPAIS POLUENTES DE INTERESSE NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS DE ACORDO COM DIFERENTES SISTEMAS.....	26
TABELA 4 -	EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO EM RELAÇÃO AO PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO DE ACORDO COM DIFERENTES AUTORES.....	39
TABELA 5 -	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS.....	42
TABELA 6 -	CONDIÇÕES OPERACIONAIS ADOTADAS PARA OS ENSAIOS DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO E SEDIMENTAÇÃO.....	44
TABELA 7 -	PREPARO DE SOLUÇÕES-TESTE PARA OS ENSAIOS COM EFLUENTE.....	47
TABELA 8 -	PLANEJAMENTO FATORIAL 3^2 E NÍVEIS DAS VARIÁVEIS NA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	49
TABELA 9 -	PLANEJAMENTO FATORIAL 3^2 E NÍVEIS DAS VARIÁVEIS NA SEDIMENTAÇÃO.....	49
TABELA 10 -	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO BRUTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM QUE FORAM COLETADAS AS AMOSTRAS.....	51
TABELA 11 -	EFICIÊNCIAS MÉDIAS DE REMOÇÃO (%) DE TURBIDEZ, DQO TOTAL, DQO SOLÚVEL, FÓSFORO TOTAL E FÓSFORO SOLÚVEL PELOS PROCESSOS DE FAD E SEDIMENTAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB.....	55
TABELA 12 -	PLANEJAMENTO FATORIAL 3^2 UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO ($FeCl_3$) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.....	57

TABELA 13 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE TURBIDEZ.....	57
TABELA 14 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.....	59
TABELA 15 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL.....	59
TABELA 16 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.....	61
TABELA 17 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL.....	61
TABELA 18 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO TOTAL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.....	63
TABELA 19 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE DQO TOTAL.....	63
TABELA 20 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO SOLÚVEL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.....	65
TABELA 21 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE DQO SOLÚVEL.....	65
TABELA 22 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.....	67
TABELA 23 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE TURBIDEZ.....	67
TABELA 24 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DA TEMPO DE	

SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO SOLUVEL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.....	69
TABELA 25 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL.....	69
TABELA 26 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.....	71
TABELA 27 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL.....	71
TABELA 28 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO TOTAL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.....	73
TABELA 29 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE DQO TOTAL.....	73
TABELA 30 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3 ² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl ₃) E DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO SOLÚVEL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.....	75
TABELA 31 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE DQO SOLÚVEL.....	75
TABELA 32 – CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE REATOR UASB DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO.....	78
TABELA 33 -EFICIÊNCIAS MÉDIAS DE REMOÇÃO (%) DOS PARÂMETROS ESTUDADOS NA SEGUNDA ETAPA PELO PROCESSO DE FAD E SEDIMENTAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB EM COMPARAÇÃO COM EFLUENTE FINAL DA ETE EM ESTUDO.....	80
TABELA 34 – QUANTIDADE DE MASSA E CUSTOS DIÁRIOS COM O EMPREGO DE CLORETO FÉRRICO NA FAD E SEDIMENTAÇÃO.....	82
TABELA 35 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE REALIZADOS COM <i>Daphnia Magna</i>	84

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
1.1	OBJETIVOS.....	16
1.1.1	Objetivo geral.....	16
1.1.2	Objetivos específicos.....	16
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	18
2.1	FÓSFORO NO ESGOTO SANITÁRIO.....	18
2.1.1	A remoção de fósforo no esgoto sanitário.....	20
2.1.2	Estratégias de remoção de fósforo por precipitação.....	23
2.2	PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS.....	24
2.2.1	Flotação.....	27
2.2.2	Flotação por ar dissolvido.....	29
2.2.3	Aspectos positivos do emprego da flotação por ar dissolvido.....	31
2.2.4	Reator anaeróbio seguido de flotação por ar dissolvido.....	32
2.2.5	Sedimentação.....	35
2.2.6	Reator anaeróbio seguido de sedimentação.....	37
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	40
3.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	40
3.2	PRIMEIRA ETAPA: ENSAIOS DE FLOTAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO.....	42
3.3	AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA FAD DA SEDIMENTAÇÃO NO PÓS TRATAMENTO DO EFLUENTE DO UASB EM COMPARAÇÃO COM EFLUENTE FINAL DA ETE.....	44
3.4	SEGUNDA ETAPA: ENSAIOS COM A CONFIGURAÇÃO ÓTIMA ENCONTRADA NA FAD E NA SEDIMENTAÇÃO.....	45
3.4.1	Ensaio de centrifugação.....	45
3.4.2	Avaliação de toxicidade com <i>Daphnia magna</i>	46
3.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS.....	48
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	51
4.1	CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES DA PRIMEIRA ETAPA.....	51
4.2	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS ESTUDADOS.....	54
4.3	ESTUDO DA REMOÇÃO DOS PARÂMETROS ESTUDADOS NA FAD E SEDIMENTAÇÃO.....	56
4.3.2	Pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação por ar dissolvido.....	57

4.3.2.1	Turbidez.....	57
4.3.2.2	Fósforo solúvel.....	59
4.3.2.3	Fósforo total.....	61
4.3.2.4	DQO total.....	63
4.3.2.5	DQO solúvel.....	65
4.3.3	Pós-tratamento de efluente de reator UASB por sedimentação.....	67
4.3.3.1	Turbidez.....	67
4.3.3.2	Fósforo solúvel.....	69
4.3.3.3	Fósforo total.....	71
4.3.3.4	DQO total.....	73
4.3.3.5	DQO solúvel.....	75
4.4	CONFIGURAÇÃO ÓTIMA.....	77
4.4.1	Caracterização dos efluentes da segunda etapa.....	77
4.4.2	Avaliação da eficiência dos tratamentos realizados em escala laboratorial.....	78
4.4.3	Análise de custos com coagulante.....	82
4.4.4	Ensaio de centrifugação.....	82
4.4.5	Teste de toxicidade com <i>Daphnia magna</i>	84
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	86
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	88
	ANEXO A – PASSO A PASSO FLOTATESTE.....	93
	ANEXO B – SOLUÇÃO MEIO M4.....	96
	ANEXO C – MEIO BÁSICO OU ÁGUA DE DILUIÇÃO.....	98
	ANEXO D – CARTA CONTROLE: ENSAIO DE SENSIBILIDADE.....	99

1 INTRODUÇÃO

O processo anaeróbio no tratamento de efluentes permite o desenvolvimento de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) mais sustentáveis e econômicas, quando comparadas aos sistemas aeróbios convencionais. Os principais motivos que determinam baixos custos são: baixa produção de lodo (menor custo de disposição), não necessita de energia elétrica para mistura e aeração, reduzido tempo de detenção hidráulica (unidades mais compactas) e baixo custo de implantação e operação. Ademais, tem-se a produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico (CHERNICHARO, 2016).

O reator anaeróbio do tipo UASB é amplamente utilizado no Brasil como solução para tratar esgoto. Todavia, ainda conforme Chernicharo (2016), os reatores anaeróbios apresentam algumas limitações: o efluente geralmente não atende aos padrões de qualidade e de lançamento estabelecidos na legislação ambiental brasileira, devido à baixa remoção de macronutrientes como fósforo e nitrogênio e densidade elevada de patogênicos. Não obstante, o efluente destas unidades apresenta concentrações de sólidos e matéria orgânica ainda elevadas.

A remoção de nutrientes no tratamento de efluentes é considerada fundamental para proteção dos cursos de água. O fósforo, principalmente, é fonte nutricional para organismos aquáticos, e quando em excesso, pode desencadear fenômenos de eutrofização. A eutrofização é o crescimento desordenado de espécies de plantas e algas, que acarreta na desoxigenação da água, afeta a estética do corpo hídrico e traz transtornos associados ao tratamento de água para abastecimento público, resultando em sérios problemas para a saúde pública e o ambiente (PROSAB, 2009).

Neste sentido, existem métodos de combinação de sistemas de tratamento anaeróbio com sistemas que atuam como pós-tratamento, produzindo efluente de melhor qualidade, propiciando vantagens econômicas e ambientais (SANTOS, 2006). Como alternativa empregada com sucesso no pós-tratamento de reatores anaeróbios, podem ser citados os tratamentos físico-químicos com uso de coagulantes, como sedimentação de partículas e a flotação por dissolvido (FAD).

A coagulação é a alteração físico-química de partículas coloidais, produzindo partículas que possam formar flocos (floculação) para posterior remoção em um processo físico de separação, usualmente a sedimentação (RICHTER, 2009). A sedimentação é uma alternativa para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, com sistema operacional simples, não requer uso de energia, sendo esta sua principal vantagem.

Além da sedimentação, a FAD mostra-se uma eficiente alternativa no tratamento de águas residuárias domésticas, na redução dos níveis de DQO, sólidos suspensos e fósforo. Além disso, a FAD é caracterizada por unidades muito compactas devido à baixa detenção hidráulica, altas taxas de carregamento e pequenos tanques de floculação, levando a menores custos de construção quando comparados a processos convencionais de tratamento (SANTOS e DANIEL, 2016). A necessidade de grandes áreas para instalações de lagoas e outros reatores biológicos no pós-tratamento de efluentes de UASB torna-se um empecilho em muitas ocasiões, quando se tem baixa disponibilidade de área e necessidade de elevada remoção de fósforo, situações essas que podem ser atendidas com unidades de sedimentação ou flotação.

Como subproduto dos processos de pós-tratamento, destacam-se os lodos que necessitam ser processados para posterior destinação final adequada. Uma das principais etapas envolvidas nesse processamento é a retirada do excesso de água presente na torta de lodo, como a centrifugação.

Desse modo, o trabalho tem como principal objetivo a otimização da sedimentação e da flotação por ar dissolvido como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio, visando remoção de fósforo.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

- O objetivo geral deste estudo é avaliar a remoção de fósforo de efluente de um reator do tipo UASB tratando esgoto sanitário empregando sedimentação e flotação por ar dissolvido (FAD).

1.1.2 Objetivos específicos

- Determinar as dosagens ótimas de coagulante para remoção de fósforo nos processos de sedimentação e flotação por ar dissolvido através de ensaios em flotatestes;
- Avaliar a coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação como alternativa de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB;
- Realizar ensaios de toxicidade aguda empregando *Daphnia magna* expondo-as à amostras de efluente de reator UASB, de pós-tratamento por flotação e por sedimentação;

- Estudar o emprego da centrifugação na remoção de água na torta de lodo proveniente da sedimentação e da flotação por ar dissolvido.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 FÓSFORO NO ESGOTO SANITÁRIO

Em geral, o fósforo é oriundo de resíduos humanos, águas pluviais carreadoras de resíduos urbanos, usos industriais e comerciais e produtos de limpeza doméstica (PROSAB, 2009). Quando se conhece a origem do fósforo, através de fontes naturais (rochas de bacias de drenagem e decomposição de organismos) ou artificiais (esgoto doméstico e industrial e fertilizantes agrícolas), este pode ser melhor controlado (CHAO, 2006).

O fósforo é considerado um nutriente essencial para crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e de maior importância nos fenômenos de eutrofização. Este tem sido considerado como foco principal para melhoria da qualidade da água, pois é um fator limitante para o crescimento de algas. Ao contrário do nitrogênio, o fósforo não tem uma forma gasosa que possa ser transferida à atmosfera. Devido ao crescimento prejudicial de algas em águas superficiais, há atualmente grande interesse em controlar a quantidade de compostos de fósforo que adentram águas superficiais por meio de descarga de efluentes domésticos e industriais e de escoamento superficial. O crescimento rápido de algas devido ao processo de eutrofização tende a ocorrer quando a concentração de fósforo inorgânico excede $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ (METCALF E EDDY, 2016).

De maneira geral, o fósforo no esgoto sanitário pode ser classificado em duas frações: particulado e dissolvido. Cada uma dessas frações pode, ainda, ser diferenciada em reativa ou não reativa. O fósforo reativo é definido como a forma que responde a testes colorimétricos, hidrólise ou digestão oxidativa prévia. Deve-se observar que esses, assim chamados, ortofosfatos reativos incluem tanto as formas reativas como aquelas que são fracamente ligadas ou adsorvidas a precipitados. As formas não reativas incluem as formas hidrolisadas por ácido e formas digeríveis, que podem ser uma forma orgânica de fósforo não reativo. As formas solúveis de fósforo encontradas em soluções aquosas incluem os ortofosfatos (reativos), polifosfato (hidrolisável por ácido) e fosfato orgânico (digerível). Os ortofosfatos (p. ex., PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4 , H_3PO_4) são disponíveis para metabolismo biológico sem quebras posteriores. Os polifosfatos incluem moléculas com dois ou mais átomos de fósforo, átomos de oxigênio e, em alguns casos, átomos de hidrogênio combinados em uma molécula complexa. Os polifosfatos podem se hidrolisar em soluções aquosas e reverter para formas de ortofosfatos; entretanto, essa hidrólise é, usualmente, realizada muito lentamente. O fósforo aderido à matéria orgânica é geralmente de menor importância na maioria dos esgotos domésticos, mas pode ser

um constituinte importante em esgotos industriais e lodos de esgotos (METCALF E EDDY, 2016).

As cargas e concentrações per capita das formas de fósforo no efluente doméstico geralmente variam de região para região e estão compreendidas dentro dos valores apresentados na TABELA 1.

TABELA 1 – CONTRIBUIÇÕES PER CAPITA E CONCENTRAÇÕES DE FÓSFORO EM ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO.

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)	Concentração (mg.L⁻¹)
Fósforo	0,7 – 2,0	4 – 12
Fósforo orgânico	0,2 – 0,8	1 – 5
Fósforo inorgânico	0,5 – 1,2	3 – 7

FONTE: Adaptado de Von Sperling (2014).

A discussão sobre o fósforo tem-se expandido nos últimos anos devido ao aumento da eutrofização de meios aquáticos. Para amenizar este problema uma das principais soluções é o tratamento químico direto na origem, objetivando a remoção de fósforo para reduzir sua concentração no lançamento em corpos de água. O tratamento químico é realizado com o auxílio de coagulantes, os quais atingem excelentes índices de remoção de fósforo (PENETRA, 1998).

As reduções de fósforo na fonte são possíveis através da substituição do trolifosfato de sódio por ácido nitroloacético, zeólitas ou ácidos orgânicos sulfonados insaturados nos detergentes de uso doméstico, o que já vem sendo praticado em países como Suíça e EUA. (VON SPERLING, 2014). O fósforo que provém de detergentes pode representar até 50% da concentração de fósforo total no efluente sanitário. Tal iniciativa, reduziria de 30 a 40% da concentração, já o restante (60 a 70%) deverá ser removido nas estações de tratamento (PROSAB, 2009).

Conforme Metcalf e Eddy (2016) a remoção de fósforo de efluentes de esgoto é realizada para controlar a eutrofização, uma vez que o fósforo é um nutriente limitante na maioria dos sistemas de água doce.

Na Resolução CONAMA nº 357/2005 é regulamentada a classificação dos corpos de água. Nesta Resolução são estabelecidos padrões de qualidade de água para o fósforo, de acordo com a classe do enquadramento do corpo de água. Não há padrão de lançamento para o fósforo. Na TABELA 2 são apresentados os padrões de qualidade de água para o fósforo conforme as

classes de enquadramento.

TABELA 2 – PADRÕES DE QUALIDADE DE ÁGUA NO QUE CONCERNE O FÓSFORO

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3
Concentrações máximas			
Fósforo total (ambiente lântico)	0,02 mg P/L	0,03 mg P/L	0,05 mg P/L
Fósforo total (ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários de ambiente lântico)	0,025 mg P/L	0,05 mg P/L	0,075 mg P/L
Fósforo total (ambiente lótico)	0,1 mg P/L	0,1 mg P/L	0,15 mg P/L

FONTE: Adaptado de BRASIL (2005)

Na Resolução CONAMA nº 357/2005 é disposto que os valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas químicas de nitrogênio e fósforo, nas condições de vazão de referência, poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão em prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água.

2.1.1 A remoção de fósforo no esgoto sanitário

A remoção de fósforo das águas residuárias por processos físico-químicos envolve a incorporação do fosfato numa forma particulada e, em seguida a remoção dos sólidos suspensos. Os fosfatos podem ser incorporados em diferentes tipos de sólidos suspensos: biológicos (microrganismos) ou químicos (fosfatos de metal precipitados pouco solúveis). A precipitação química do fosfato é indicada quando os índices de emissão de fósforo são menores do que aqueles alcançados pelo tratamento biológico. A precipitação do fosfato é realizada pela adição de um metal, que leva à formação dos fosfatos precipitados pouco solúveis. Os metais comumente usados para este fim são cálcio (Ca^{+2}), ferro (Fe^{+2} ou Fe^{+3}) ou alumínio (Al^{+3}). Os sais normalmente empregados são a cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), aluminato de sódio (NaAlO_2), cloreto férrico (FeCl_3), sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), sulfato ferroso (FeSO_4) e cloreto ferroso (FeCl_2) (PROSAB, 2009).

Os metais Fe^{+2} , Fe^{+3} e Al^{+3} são constantemente usados no tratamento de esgotos, pois são capazes de formar flocos que sedimentam em curto período de tempo. Para Fe^{+2} , isto vale somente se o composto químico for adicionado em água aerada, onde os precipitantes são transformados em complexos hidrolizados de Fe^{+3} , que apresentam características

consideravelmente melhores de floculação do que os precipitados de Fe^{+2} . Os precipitados de Fe^{+2} aparecem frequentemente como colóides finamente dispersos e que podem ser parcialmente carregados com o efluente (MAURER & BOLLER, 1998).

A adição do íon férrico na água resulta em reações sequenciais de hidrólise, produzindo hidróxido de ferro. Estas espécies promovem coagulação, seja por neutralização das cargas dos colóides, seja por varredura (DI BERNARDO et al., 2011). Durante o processo de coagulação com FeCl_3 , em função da interação dos íons férricos com o meio, observa-se diminuição do pH. Tal condição pode exigir a correção do pH ao final do processo de tratamento. Ressalta-se como vantagem do uso do FeCl_3 , a boa qualidade dos seus flocos, de acordo com a ampla faixa de pH, que compreende valores entre 5,0 e 11,0 (PROSAB, 2009).

A remoção de fosfato pela adição de sais de metais como ferro e alumínio pode ocorrer de diversas maneiras diferentes, incluindo (WEF, 2011):

- a) formação de hidratos férricos ou óxidos de alumínio que servem como substrato para adsorção de fosfato;
- b) incorporação de fosfato em estruturas de óxidos hidratados;
- c) formação de fosfatos de cátions mistos (p. ex., fosfatos de Fe ou Al);
- d) formação de fosfato férrico ou de alumínio.

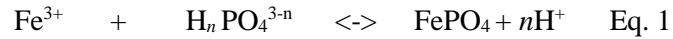
Desse modo, a remoção de fosfato só é efetuada se, após a formação dos compostos acima, com subsequente remoção por sedimentação (precipitação), flotação ou por filtração.

Os sais de alumínio possuem as vantagens de serem menos corrosivos, mais baratos, mais seguros e produzirem menor quantidade de lodo quando comparados aos sais de ferro, por sua vez, o lodo formado é de difícil desidratação e adensamento (GUALBERTO, 2009).

A verdadeira solubilidade e estrutura dos sólidos formados na precipitação química com sais metálicos ainda não é conhecida, entretanto, suas estequiometrias apontam que para obtenção de baixos níveis de fósforo dissolvido, os íons dos sais metálicos devem estar presentes em concentrações superiores a de fósforo dissolvido (GUALBERTO, 2009).

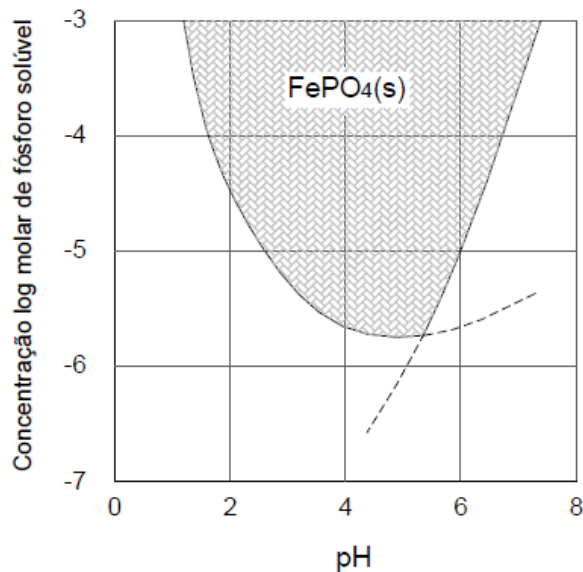
Segundo Metcalf e Eddy (2016) os fatores que afetam a implementação da remoção química de fósforo são: concentração e espécies de fósforo no afluente, sólidos suspensos do esgoto, alcalinidade, custo econômico (inclusive o transporte), garantia de fornecimento de produto químico, gestão do lodo gerado, compatibilidade com outros processos de tratamento existentes na ETE, concentração requerida de fósforo do efluente e métodos de disposição final.

Quando sais de ferro são adicionados às águas residuárias brutas, eles reagem com o ortofosfato solúvel e produzem um precipitado, segundo a reação da Equação 1 (METCALF E EDDY, 2016):



Entretanto, essa reação é muito simples e não aplicável. As reações de precipitação devem ser consideradas sob o ponto de vista de diversas reações e suas constantes de equilíbrio associadas, além dos efeitos da alcalinidade, pH, elementos traços e ligantes encontrados no esgoto. Devido a diversas reações competidoras, a Equação 1 não pode ser utilizada para estimar, diretamente, as dosagens químicas requeridas. Dessa forma, as dosagens são determinadas a partir de testes de bancada ou estudos-piloto. Por exemplo, para concentrações equimolares de Fe (III) e fosfato, a concentração de fosfato solúvel em equilíbrio com FePO_4 insolúvel é mostrada na FIGURA 1. As linhas sólidas mostram a concentração de fosfato solúvel residual após precipitação. O fosfato de metal é precipitado internamente à área sombreada; espécies polinucleares complexas mistas são formadas externamente à área sombreada na direção de valores de pH maiores e menores (METCALF E EDDY, 2016).

FIGURA 1 - CONCENTRAÇÃO DE FOSFATO FÉRRICO EM EQUILÍBRIO COM FOSFATO SOLÚVEL.



FONTE: METCALF E EDDY (2016).

De acordo com a FIGURA 1, é possível observar que o pH ótimo para precipitação de fosfato com Fe (III) está no intervalo de pH entre 4 e 5. Contudo, na prática, os sistemas de tratamento de esgoto necessitam de processos biológicos, os quais apresentam pH ótimo de 6,8 a 8,0. Os padrões de disposição de efluentes tratados em rios, lagos ou represas, também recomendam pH próximo ao neutro. Ademais, para ocorrer a precipitação em pH ótimo, seria necessário a construção de um sistema resistente a corrosão, que pudesse suportar valores baixos de pH como 4. Outro ponto que deve ser considerado é a demanda por produtos químicos

para correção de pH, que acarretaria em custos adicionais. Devido a esses fatores, nem sempre é considerado prático operar sistemas de tratamento de efluentes com precipitação de fosfato férrico em pH ótimo. Entretanto, na prática, a baixa solubilidade do fosfato férrico permite atingir baixas concentrações de fósforo no efluente, em pH neutro, atendendo aos padrões de disposição de efluentes estabelecidos nas legislações ambientais (LUEDECKE et al., 1989).

Marguti et al. (2008) estudaram a remoção de fósforo em efluente doméstico proveniente de reator UASB e encontraram valores da ordem de 90% para dosagens de sais de ferro iguais ou superiores a 60 mg FeCl₃/L. Concomitantemente, os autores observaram significativa remoção de carbono orgânico dissolvido, sendo que seus valores de remoção foram da ordem de 60% a 70% e em torno de 40% para efluente tratado por lodo ativado convencional.

Braun e Hilgemann (2014) observaram remoção de fósforo do efluente de indústria de laticínios em média de 97,74% usando cloreto férrico e polímero aniônico concomitantemente.

2.1.2 Estratégias de remoção de fósforo por precipitação

Os sais metálicos utilizados na precipitação de fósforo podem ser adicionados em diversos pontos de uma estação de tratamento. São empregadas as seguintes alternativas (METCALF E EDDY, 2016):

- Pré-precipitação: precipitação de fósforo no decantador primário. O fósforo precipitado é removido com o lodo primário.
- Co-precipitação: são adicionados produtos químicos para formar precipitados que são removidos em conjunto com o lodo biológico. Estes podem ser adicionados: ao efluente do tratamento primário, ao licor misto (no processo de lodo ativado) ou ao efluente de um processo de tratamento biológico, antes do decantador secundário.
- Pós-precipitação: são adicionados produtos químicos para precipitação de fósforo no efluente do decantador secundário, e após é realizada a remoção dos precipitados. Estes precipitados são removidos por meio de instalações de sedimentação separadas ou em filtros.
- “Tratamento dividido” (split treatment): produtos químicos são adicionados simultaneamente em diversos pontos da estação. A separação de sólidos, ao final, no tratamento avançado pode ser por sedimentação, filtração ou outras tecnologias.

De acordo com SANTOS (2006), em algumas concepções que começam a ser empregadas no Brasil e outras que potencialmente podem vir a ser utilizadas, em que o decantador primário é “substituído” por reatores anaeróbios, sais metálicos podem ser utilizados para precipitação de fósforo em diversos locais da ETE. Nessas configurações, o sal metálico pode ser empregado para: co-precipitação no reator anaeróbio; co-precipitação no reator aeróbio; ou pós-precipitação do efluente do reator anaeróbio ou do efluente reator aeróbio.

É importante ressaltar que a flotação por ar dissolvido tem sido considerada para a separação final de partículas em alguns casos, principalmente em virtude de sua elevada eficiência na remoção de partículas de diversas faixas de tamanho (SANTOS, 2006).

O fósforo é removido de correntes líquidas por meio de uma combinação de precipitação, adsorção, troca e aglomeração, seguido por coleta e remoção juntamente com o lodo do processo. Pelo fato de polifosfatos e o fósforo orgânico serem menos removidos do que os ortofosfatos, a adição de sais de alumínio ou de ferro após o tratamento secundário (onde fósforo orgânico e polifósforos são transformados em ortofósforos) resulta em melhor eficiência de remoção. Nessa condição, por causa da melhor sedimentabilidade dos sólidos, ocorre ainda remoção adicional de nitrogênio (METCALF E EDDY, 2016).

2.2 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS

Os sistemas de pós-tratamento de reatores anaeróbios são uma forma de tratamento complementar e necessário devido as características dos efluentes dos reatores anaeróbios. Neste cenário, destaca-se a presença de matéria orgânica residual, comumente superior à permitida pela legislação ambiental. A remoção da DBO em reatores anaeróbios dificilmente atinge valores superiores a 80%. As partículas suspensas e coloidais são propensas a tratamento químico e flotação, com formação de flocos que sofrem ascensão quando estes aderem-se às microbolhas de ar. Já a parte dissolvida, tem menor influência do tratamento químico (PENETRA, 2003).

A remoção de fósforo e nitrogênio em reatores anaeróbios é praticamente nula, considerando que o fósforo permanece retido pela biomassa somente para seu próprio crescimento celular. Como a geração de lodo é pequena, a remoção de fósforo é insignificante. A razão da baixa remoção de nutrientes é que durante o processo anaeróbio, o nitrogênio orgânico e fósforo são hidrolisados em amônia e fosfato, que não são removidos do sistema e, conseqüentemente, sua concentração aumenta na fase líquida. A concentração de nitrogênio

amoniacal e fósforo em efluentes municipais tratados anaerobicamente pode variar de 30-50 e 10-17 mg.L⁻¹, respectivamente (FORESTI et al., 2006).

Os efluentes de reatores anaeróbios apresentam elevadas concentrações de sólidos em suspensão, material coloidal e dissolvido. A elevada concentração de sólidos tem relação com o arraste de material e da biomassa que pode desprender-se no reator anaeróbio e a turbidez do efluente é elevada com a presença de sólidos. A partir do tratamento químico tem-se a coagulação do material coloidal e suspenso, e em seguida, com a flotação, ocorre agregação aos flocos químicos, resultando em efluente final com baixa turbidez.

O efluente de reatores anaeróbios possui odor característico, consequência da presença de sulfetos em seu meio e outras substâncias odorantes. O uso de cloreto férrico neste tipo de efluente resulta na formação de sulfeto de ferro II (FeS) e sulfeto de ferro III (Fe₂S₃), sendo agregados aos flocos e após removidos por meio da flotação. Desta forma, o efluente final do flotador tem menos odor (PENETRA, 2003).

De acordo com Chernicharo (2016), tendo em vista as limitações intrínsecas associadas aos sistemas anaeróbios, e levando-se em consideração a necessidade de desenvolver tecnologias mais apropriadas à realidade dos países em desenvolvimento, torna-se relevante a inclusão de uma etapa de pós-tratamento dos efluentes gerados nos reatores anaeróbios. Esta etapa objetiva o polimento, não só da qualidade microbiológica dos efluentes, dos riscos à saúde pública e das limitações impostas ao uso de esgoto sanitário na agricultura, mas também da qualidade, em termos de matéria orgânica e nutrientes, em função dos danos ambientais provocados pelas descargas remanescentes destes constituintes nos corpos receptores.

Os principais sistemas que combinam reatores anaeróbios + pós-tratamento, que vem sendo aplicadas no Brasil são (CHERNICHARO, 2016):

- Lagoa de polimento;
- Aplicação no solo;
- Filtro biológico percolador;
- Biofiltro aerado submerso;
- Lodos ativados;
- Filtro anaeróbio;
- Flotação por ar dissolvido e;
- Terras úmidas construídas (*Wetlands*).

Na TABELA 3 é apresentada uma análise comparativa quantitativa dos sistemas de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB supracitados, expondo as eficiências típicas de remoção dos principais poluentes de interesse, no caso de esgotos domésticos. É importante enaltecer o ótimo desempenho do sistema UASB seguido de flotação por ar dissolvido, o qual atinge eficiências de remoção de 75 a 88% de fósforo total e 90 a 97% de SST.

TABELA 3 – EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO TÍPICAS DOS PRINCIPAIS POLUENTES DE INTERESSE NO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS DE ACORDO COM DIFERENTES SISTEMAS.

Sistema	Eficiência média de remoção* (%)					
	DBO ₅	DQO	SST	Amônia	N-total	P-total
Reator UASB	60-75	55-70	65-80	<50	<60	<35
UASB + lodos ativados	83-93	75-88	87-93	50-85	<60	<35
UASB + biofiltro aerado submerso	83-93	75-88	87-93	50-85	<60	<35
UASB + filtro biológico percolador	80-93	73-88	87-93	<50	<60	<35
UASB + filtro anaeróbio	75-87	70-80	80-90	<50	<60	<35
UASB + flotação por ar dissolvido	83-93	83-90	90-97	<30	<30	75-88
UASB + lagoas de polimento	77-87	70-83	73-83	50-65	50-65	>50
UASB + escoamento superficial	77-90	70-85	80-93	35-65	<65	<35

(*) Faixas de concentração do efluente e de eficiências típicas de remoção, considerando sistemas adequadamente projetados e operados.

FONTE: Adaptado de Von Sperling (2005) e Chernicharo (2016).

A fim de tornar os sistemas de pós-tratamento mais sustentáveis para o tratamento de esgoto e melhorar seu desempenho, Khan et al. (2011) categorizaram os sistemas/combinções com base na sua aplicação para remover os sólidos suspensos com ou sem coagulantes, a matéria orgânica e inorgânica solúvel e remoção de compostos reduzidos, tais como íons e sulfetos ferrosos e recuperação de metano.

As principais categorias foram (I) pós tratamento convencional - sistemas de decantação e métodos de flotação com ou sem coagulantes químicos para remoção de sólidos suspensos e compostos orgânicos e inorgânicos solúveis como fosfato ou denominadas como opções primárias de pós-tratamento; (II) aplicação de métodos físicos para remover e recuperar o metano dissolvido do efluente, (III) micro-aeróbio biológico primário de alta taxa para remoção de compostos altamente reduzidos (maus odores) como sulfetos e compostos orgânicos voláteis, Fe²⁺ e material coloidal; (IV) sistemas aeróbios de alta taxa para nitrificação, quando combinados com a etapa de desnitrificação; (V) tratamento primário de baixa taxa sistemas, incluindo sistemas destinados ao cultivo de biomassa, por exemplo. remoção e

valorização de nutrientes; (VI) etapas de polimento para a remoção de patógenos. Os sistemas de pós-tratamento, portanto, categorizados podem ser usados isoladamente ou sequencialmente.

Todavia, Khan et al. (2011) com base na análise global de vários sistemas de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, relataram que não existe um sistema ideal aplicável a todas as condições. Cada situação deve ser analisada individualmente, com a preocupação constante de incorporar as especificidades locais na etapa de investigação e decisão. Somente através da abertura de múltiplas alternativas realmente chega-se a uma solução eficiente, econômica e adequada, não na fase de concepção mas ao longo da vida operacional da estação de tratamento.

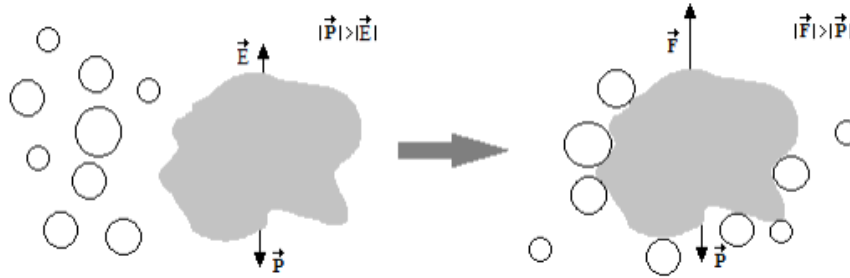
Nesse aspecto, tem-se como objeto de estudo o tratamento físico-químico de efluente de reator anaeróbio com adição de coagulante cloreto férrico no pós-tratamento por flotação por ar dissolvido e por sedimentação.

2.2.1 Flotação

A flotação é um processo usado para separar partículas líquidas (por exemplo, óleo) ou sólidas de uma fase líquida. Assim, a separação realiza-se pela introdução de microbolhas de gás (normalmente ar) no meio líquido, as quais aderem-se às partículas dispersas, produzindo uma força de empuxo que permite o arraste destas à superfície, onde ocorre sua remoção (PENETRA, 2003).

Na FIGURA 2 são ilustradas duas situações durante a formação do agregado microbolhas/partícula na flotação, considerando-se que nem todas as microbolhas colidem com a partícula ou se mantêm aderidas à sua superfície após a colisão. Na primeira situação, é possível observar que sem a formação do agregado microbolhas/partícula, a densidade da partícula é maior que a da água e, conseqüentemente, ocorre sua sedimentação, porque o peso da partícula é maior que o empuxo. Entretanto, quando ocorre a adesão das micro-bolhas, a densidade aparente da partícula é reduzida e o material flota (FONSECA, 2017).

FIGURA 2 - FORMAÇÃO DE AGLOMERADO MICRO-BOLHAS/PARTÍCULA NA FLOTAÇÃO.



Nota: E - empuxo; F - força; P - peso.
 FONTE: Fonseca (2017)

A coagulação é a desestabilização das partículas pela redução de sua carga eletrostática através da adição de um agente coagulante no efluente (HAMEED et al., 2016). Geralmente a flotação é antecedida por um processo de floculação que tem por objetivo aglomerar o material suspenso na água em partículas maiores, através de colisões, resultando em flocos macroscópicos que são facilmente separados na decantação ou flotação (FONSECA, 2017).

O tempo de floculação empregado em sistemas de flotação são consideravelmente menores se comparados aos tempos de floculação para processos de sedimentação (CROSSLEY; VALADE, 2006), que requer flocos maiores e mais densos para sedimentar.

Anteriormente ao uso da flotação, a sedimentação era utilizada para remoção de partículas sólidas dispersas na água antes da etapa de filtração, o que além de requerer flocos maiores e mais densos, exige maior tempo de processamento e grandes áreas para instalação do decantador. Além da redução do tempo de operação, o uso da flotação permitiu reduzir a área necessária para instalação da estação de tratamento e aumentar a taxa de água processada, reduzindo os custos de tratamento da água (HAARHOFF, 2008).

Os sistemas de flotação variam e dependem da maneira como as microbolhas são geradas ou inseridas na fase líquida, sendo as mais empregadas (METCALF E EDDY, 1991):

- Flotação por ar dissolvido: injeção de ar no líquido pressurizado e após despressurização até a pressão atmosférica, gerando microbolhas;
- Flotação por ar disperso: o gás é introduzido diretamente na base líquida, à pressão atmosférica;
- Flotação a vácuo: o líquido é saturado com ar à pressão atmosférica, com emprego de vácuo ao líquido.

LOPES (2011) e VALENÇA (2012) citam ainda a eletroflotação como um processo utilizado para tratamento de efluentes radioativos, efluentes com tintas e emulsões de pintura.

As bolhas são geradas a partir de reações de eletrólise da água em eletrodos no fundo do tanque do processo.

2.2.2 Flotação por ar dissolvido

O princípio do processo de flotação por ar dissolvido envolve a redução da massa específica do floco, de modo que seu valor seja menor que a massa específica da água. Desta maneira, o floco tenderá a ascender verticalmente e separar-se da fase líquida. A redução da massa específica do floco é garantida pela adesão de partículas de ar liberadas na fase líquida sob condições controladas (FILHO, 2017). Segundo Mels (2001), na flotação geralmente são adicionados coagulantes/floculantes que melhoram as condições de incorporação das bolhas com os flocos.

A FAD foi reconhecida como um método de separação de partículas no início do século 20, e desde então, encontrou muitas aplicações, incluindo (RUBIO, SOUZA e SMITH, 2002):

- Clarificação de águas residuárias de refinação, recuperação de águas residuárias;
- Separação de sólidos e outros em estações de tratamento de água;
- Espessamento de lodo e separação de partículas;
- Tratamento de minerais ultrafinos;
- Remoção de sólidos orgânicos, óleos dissolvidos e químicos orgânicos tóxicos dissolvidos;
- Remoção de algas e cistos de giárdia

A FAD tem sido usada há décadas no tratamento de água e, nos últimos anos, tem sido utilizado para tratar uma grande variedade de efluentes da indústria alimentar (por exemplo, cerveja, leite e produtos lácteos, carne, peixe, vegetais), com eficiências de remoção de sólidos suspensos totais (SST) de até 99% (Falletti et al., 2014).

De acordo com Di Bernardo et al. (2011), um sistema de FAD em escala laboratorial, é constituído por uma câmara de pressurização, 3 jarros, conjuntos de dosagem e de coleta e motor-agitador sendo possível realizar ensaios de sedimentação e flotação. O ar é dissolvido na massa líquida, sob pressão elevada (normalmente de 4 a 6 atm), relativamente superior a pressão atmosférica. Após, é introduzido nos jarros por meio de mangueiras de condução instaladas no sistema. A redução da pressão para condições de pressão atmosférica permite a liberação das

bolhas de ar no meio líquido, dando início assim a flotação, com o arraste dos flocos para a superfície, onde estes se acumulam.

Para a formação das microbolhas, usam-se válvulas e bocais com pequenos orifícios, que tem a função de diminuir a pressão da água saturada. Devido a isso, a redução da pressão neste estágio, permite a liberação de vapor e ar que resultam na geração de microbolhas (RICHTER, 2009).

A separação dos particulados é rápida, pois a FAD possui baixo tempo de retenção da água no flotor pela ação das microbolhas que reduzem a densidade aparente das partículas. Já a etapa de formação das microbolhas é essencial na FAD, pois o seu tamanho médio influencia na separação das partículas, e de acordo com o tipo de elemento utilizado para gerar a queda de pressão, a separação por FAD pode ser prejudicada pela baixa eficiência na formação das microbolhas (FONSECA, 2017).

Segundo Crittenden et al. (2012) a dissolução do ar em água é afetada tanto pela temperatura como pela pressão utilizada na dissolução no vaso saturador de acordo com princípios físico-químicos dos gases. Desta forma, a qualidade de geração de microbolhas em um processo de FAD varia de acordo com a temperatura em que o sistema se encontra. Assim, plantas de FAD que operam em regiões de clima tropical devem trabalhar com maior vazão de água com ar dissolvido para compensar sua baixa solubilidade em altas temperaturas.

Chen, Wang e Yang (2016) determinaram a relação da concentração de microbolhas na zona de separação do flotor em função da sua profundidade e do diâmetro das microbolhas, observando que quanto menor o diâmetro médio das microbolhas, maior a concentração de bolhas no flotor mesmo em flotores com zona de separação rasa, característica favorável à remoção das partículas em FAD.

De acordo com Rijk et. al (1993) as bolhas de ar devem ser de pequenas dimensões, devido a fatores como: a) bolhas menores incorporam-se nos flocos mais facilmente; b) tem-se um menor ângulo de contato quando compara-se às bolhas maiores; c) bolhas grandes tem alta velocidade ascensional o que resulta numa forte força de cisalhamento que facilita o rompimento do floco na aglomeração da bolha e do floco; d) com o aumento do número de bolhas, a chance de colisão e adesão entre partícula e bolha é maior, entretanto, as bolhas menores tem menor velocidade ascensional o que condiciona à um maior tempo de detenção no flotor, e assim, maior possibilidade de contato entre as bolhas e as partículas. (HELLER; PÁDUA, 2010).

Edzward (2010) sugere que devem ser realizadas melhorias no processo de FAD com o intuito de diminuir a demanda energética, pois a energia consumida para produção de

microbolhas, bombeamento do efluente (quando este é recirculado) e a pressurização do ar no saturador, são custos operacionais significativos na flotação. Crossley e Valade (2006) salientam que têm sido realizadas diversas melhorias como a redução do tempo de retenção hidráulica, otimização da floculação e aumento da velocidade de flotação contribuindo para a redução de custos de projetos e equipamentos. Todavia, pouco avanço tem sido obtido na redução de custos operacionais.

Como a flotação é bastante dependente do tipo de superfície do material particulado, devem ser desenvolvidos testes de laboratório e estudos-piloto para produzir os critérios de projeto adequados. Fatores que devem ser considerados no projeto de unidades de flotação incluem a concentração de material particulado, quantidade de ar utilizado, a velocidade de ascensão das partículas e a carga de sólidos.

2.2.3 Aspectos positivos do emprego da flotação por ar dissolvido

Atualmente, a FAD tem sido aplicada com sucesso na clarificação de águas de abastecimento, substituindo os decantadores. Em comparação com a sedimentação, a principal vantagem da flotação é a possibilidade de remoção, em curto intervalo de tempo, de partículas muito pequenas ou muito leves, que sedimentam lentamente. A FAD é uma das tecnologias mais propícias para a clarificação, quando comparada aos decantadores, devido à grande capacidade de resolver problemas (REALI, 1991; CRITTENDEN et al., 2012):

- Quando a água bruta possuir algas em suspensão em quantidade relativamente alta. A presença de algas é oriunda do gradativo processo de eutrofização, presente em reservatórios de uso para abastecimento público. Muitas vezes as algas acabam atravessando os decantadores, sobrecarregando as unidades subsequentes (como os filtros), devido à baixa velocidade de sedimentação;
- O mesmo ocorre quando a cor verdadeira é relativamente alta, em relação a turbidez.

Conhecida por ser uma técnica de separação de fases, inversamente a sedimentação, a remoção de partículas ocorre na parte superior da unidade de flotação, apresentando algumas vantagens (REALI, 1991; CRITTENDEN et al., 2012):

- Arraste de substâncias voláteis possivelmente presentes na água;
- Requer tempos de floculação menores (10 a 15 min), em comparação com os valores comumente requeridos quando adotados em sistemas tradicionais de sedimentação gravitacional;

- Demanda menores dosagens de coagulante e, assim, possibilita menores valores de produção de lodo;
- O lodo flotado pode alcançar concentrações de sólidos em torno de 3% a 5%, o que permite seu envio direto para a etapa de desidratação, não necessitando de uma etapa adicional de adensamento;
- Oxidação de íons metálicos, como o ferro;
- Possibilita a adoção de taxas de escoamento superficial mais elevadas, em torno de 120 a 260 m³/m².dia, o que resulta em unidades com menor tamanho físico.

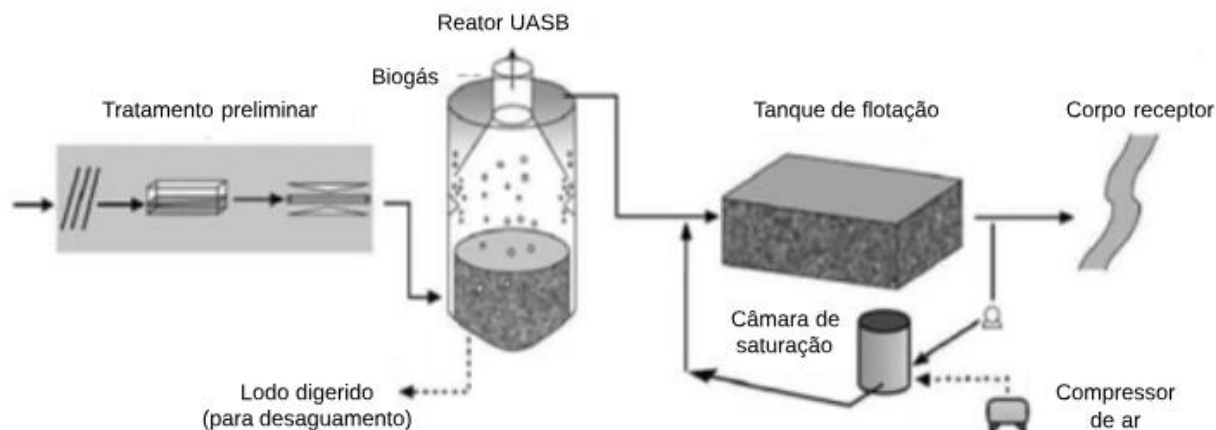
De acordo com Fatelli (2014), tratamentos primários podem remover a maioria dos SST (40-90% com separação por gravidade, 60% com coagulação, 40-80% com flotação por ar dissolvido, 80-93% com flotação de ar dissolvido e adição de produtos químicos) e a maioria dos óleos e graxas (50-90% com separação por gravidade, 60-95% com flotação por ar dissolvido, 85-99% com flotação por ar dissolvido e adição de produtos químicos). Embora o tratamento primário possa remover parte de DQO e DBO, estes poluentes são principalmente removido por processos biológicos.

2.2.4 Reator anaeróbio seguido de flotação por ar dissolvido

A flotação é uma alternativa atraente para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, pois remove sólidos em suspensão e quando combinada com coagulantes, remove fósforo eficientemente, parte do nitrogênio e de material orgânico. Ainda, tem-se a elevação do nível de oxigênio dissolvido no efluente e a redução dos teores de gases odoríferos (AISSE et al., 2001).

Chernicharo (2016) aponta o uso da flotação por ar dissolvido para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, pois resulta em um sistema de tratamento bastante compacto (FIGURA 3), capaz de produzir efluentes de excelente qualidade, em termos de DQO, SST e fósforo. Todavia, a remoção de nitrogênio amoniacal e de coliformes é baixa. Em relação ao lodo produzido em unidades de flotação, as quantidades tendem a ser maiores que as observadas em sistemas biológicos de pós-tratamento, mas usualmente apresentam teores mais elevados de sólidos, favorecendo a sua desidratação ou sua disposição final em aterros sanitários.

FIGURA 3 – CONFIGURAÇÃO TÍPICA DE UMA ETE COM REATOR UASB E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.



FONTE: Chernicharo (2016).

O pós-tratamento de esgoto sanitário proveniente de reatores anaeróbios a partir do uso da flotação por ar dissolvido foi proposto inicialmente por Bratby (1982). O autor pesquisou a eficiência da flotação por ar dissolvido no tratamento secundário de esgoto sanitário a partir da precipitação química, utilizando sulfato de alumínio. Após a adição de 80 mg.L^{-1} do coagulante no efluente de decantador secundário, o sistema FAD removeu 84% de DQO, 92% de fósforo total e 97% de sólidos suspensos totais.

Campos et al. (1996) avaliaram o potencial do emprego do sistema reator anaeróbio-FAD com esgoto sanitário, sendo analisada a remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, patógenos e nutrientes. Os melhores resultados foram observados com dosagem de 150 mg.L^{-1} de cal hidratada e 50 mg.L^{-1} de cal hidratada juntamente com 100 mg.L^{-1} de cloreto férrico.

Reali et al. (2001) investigaram o pós- tratamento de efluentes anaeróbios por FAD em equipamento de flotateste e também em escala maior com sistemas de fluxo contínuo ($240 \text{ m}^3/\text{dia}$) composto por uma unidade de FAD tratando esgoto doméstico (Penetra et al., 2002). No último experimento os melhores resultados foram obtidos com o uso de 50 mg.L^{-1} de FeCl_3 e floculação sob gradiente de 80 s^{-1} . associado a um tempo de retenção de 20 min.: remoção de 94,4% COD (53 mgCOD/L residual), remoção de 87% de fósforo ($0,8 \text{ mgP/L}$ residual) e 96,7% de SST (9 mgSST/L residual). A partir dos resultados apresentados pelos autores, verifica-se que o uso de unidades de FAD para o pós- tratamento de efluentes de reatores anaeróbios resulta em um compacto sistema de tratamento que é capaz de produzir efluentes de alta qualidade em termos de DQO, SST e fósforo. No entanto, a remoção de nitrogênio amoniacal e coliformes fecais é baixa.

Penetra (2003) investigou o desempenho da flotação por ar dissolvido como pós tratamento físico-químico por flotação de efluentes de reatores anaeróbios de leito expandido

(RALEx). O sistema apresentou eficiência de remoção de até 96,7% de turbidez, 91,8% de fósforo, 96,6% de sólidos suspensos totais, 91,6% de DQO e 76,2% de ferro, com 3 horas de detenção hidráulica no reator anaeróbio de leito expandido e adição de 50 mg.L⁻¹ de cloreto férrico na unidade de floculação/flotação.

Santos (2006) avaliou o potencial de aplicação da coagulação/precipitação com cloreto férrico em sistemas de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios de leito expandido (RALEx) empregados no tratamento de esgoto sanitário. Para as mesmas dosagens de cloreto férrico estudadas, as eficiências de remoção de turbidez, DQO e fósforo, foram mais elevadas com o uso da FAD do que com o uso da sedimentação.

Ariano (2009) estudou a concentração de coagulantes em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao sistema de pós-tratamento por flotação de efluente de reator UASB. O autor utilizou o equipamento flotateste para a flotação em escala de laboratório sendo fixados os parâmetros: Tmr=15 s; Gmr=800 s⁻¹; Tfloc=20 min; Gfloc=90 s⁻¹; Psat=5 bar. Foram estudadas quatro velocidades de flotação (Vf), entre 8 a 20 cm.min⁻¹ e as melhores eficiências de remoção de SST, DQO e fósforo foram adquiridas com Vf=16 cm/min sendo respectivamente 62,5%; 75,0%; 82,7%, utilizando coagulante PAC (8,45 mgAl₂O₃/L).

Pelegrino (2011) estudou em escala de laboratório a eficiência de remoção de carga orgânica, fósforo e sólidos em suspensão de sistema de flotação tratando esgoto sanitário pré-tratado em reatores UASB, e coagulando com tanino associado ou não a polímeros sintéticos. A menor dosagem que conduziu a eficiência de remoção de turbidez maior que 90% foi igual a 65 mg.L⁻¹ de tanino. Com aplicação dessa dosagem obteve-se 90,8% de remoção de turbidez, 72,1% de cor aparente, 55,6% de DQO, 44,2% de fósforo e 83,2% de SST. Entretanto, quando o autor associou à dosagem de 65 mg.L⁻¹ de tanino, a aplicação de 2 mg.L⁻¹ de polímero catiônico resultou em 95,2% de remoção de turbidez, 82,1% de remoção de cor aparente, 49,2% de remoção de fósforo total, 80,7% de remoção de DQO e 87,9% de remoção de SST.

Casagrande (2014) avaliou o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB por meio da flotação por ar dissolvido seguida da filtração-adsortiva com o uso de zeólita. Os melhores resultados foram obtidos com a dosagem de 90 mg.L⁻¹ de Al₂O₃ de PAC, com eficiências na remoção de 98% para turbidez residual, 97% para cor aparente, 90% para DQO, 100% para nitrogênio amoniacal, 89% para sólidos totais, 81% para sólidos totais fixos e 96% para sólidos totais voláteis.

É importante enaltecer que a eficiência de sistemas de flotação por ar dissolvido com coagulação depende de um grande número de fatores que intervém no processo, como: gradientes e tempos de mistura rápida e floculação, dosagem de coagulante, pH de coagulação,

taxa de aplicação superficial, altura da unidade, pressão na câmara de saturação, eficiência de saturação de ar na câmara de saturação, condições hidrodinâmicas, quantidade de ar fornecida, tipo de dispositivo de despressurização, partículas presentes no esgoto, entre outros fatores. Portanto, para que o efluente final apresente boa qualidade com menor custo, é fundamental que esses fatores sejam ajustados (otimizados), o que normalmente depende de outros fatores sob os quais não existe controle em uma ETE, como: composição química (por exemplo, concentração de material orgânico e fósforo) e física (por exemplo, variação do tamanho das partículas e temperatura) do efluente, vazão, entre outros (SANTOS, 2006).

Diante dos excelentes resultados adquiridos em estudos que envolvem unidades de FAD, aparenta ser esta, atualmente, a opção mais empregada na separação de sólidos em sistemas de pós tratamento físico-químico de reatores anaeróbios. Entretanto, existem evidências de que o uso da sedimentação, após coagulação e floculação, no pós- tratamento de reatores anaeróbios, também pode fornecer um efluente de qualidade similar ao dos sistemas de FAD.

2.2.5 Sedimentação

A sedimentação é um fenômeno físico, onde devido a forças da ação da gravidade, as partículas movimentam-se no sentido descendente no meio líquido, diferentemente da decantação, visto que as partículas sedimentam enquanto a água decanta. Os processos de coagulação e floculação possibilitarão que, mediante a agregação das partículas coloidais, estas consigam adquirir um diâmetro físico tal que a confirmam uma velocidade de sedimentação elevada o suficiente para serem removidas por sedimentação gravitacional. A sedimentação das partículas suspensas propicia a clarificação do meio líquido, ou seja, separação das fases líquida e sólida (DI BERNARDO et al., 2011; FILHO, 2017).

As suspensões de partículas são separadas em quatro classificações com base na sua morfologia e concentração (HOWE et al., 2016):

- Tipo I – sedimentação de partícula discreta
- Tipo II – sedimentação floculante
- Tipo III – sedimentação zonal ou em massa
- Tipo IV – sedimentação de compressão

As partículas tipo I são discretas e não interferem umas nas outras durante a sedimentação, porque a concentração é baixa e elas não floculam. As suspensões tipo I são

encontradas nas caixas de areia, nas bacias de pré-sedimentação para remoção de areia antes da coagulação. Sua principal característica é o fato de que a dimensão física das partículas a serem removidas não se altera com o tempo, e, assim sendo, sua velocidade de sedimentação também permanece constante (FILHO, 2017).

Segundo Howe et al. (2016) as suspensões tipo II consistem em partículas que podem aderir umas às outras se colidirem (são capazes de flocular). Conforme a adesão das partículas e crescimento em tamanho, elas podem sedimentar mais rápido. Elas são encontradas em tanques de sedimentação convencionais, quando o objetivo é a remoção de partículas coloidais formadas mediante o uso de sais de alumínio e de ferro no processo de coagulação (FILHO, 2017).

Já em concentrações mais elevadas que nas suspensões dos tipos I e II, ocorre a sedimentação zonal ou do tipo III. Nesta, forma-se uma manta de partículas. A manta captura partículas abaixo dela conforme sedimenta; conseqüentemente encontra-se uma interface clara acima da manta. A velocidade de sedimentação da manta depende da concentração de sólidos em suspensão, com a velocidade da manta diminuindo com o aumento da concentração. As suspensões do tipo III são encontradas em espessadores (eliminação de lamas) e no fundo de alguns tanques de sedimentação (por exemplo, a sedimentação de abrandamento com cal) (HOWE et al., 2016).

Em concentração muito mais elevadas do que são encontradas no tipo III de sedimentação, a suspensão começa a consolidar lentamente. Esse é o tipo IV de sedimentação ou sedimentação de compressão. Neste caso, o que ocorre é a água fluindo ou sendo drenada muito lentamente para fora de um tapete de partículas. As suspensões do tipo IV encontram-se em operações de desidratação, podendo se tornar uma parta ou uma torta (HOWE et al., 2016).

De acordo com Richter (2009), a sedimentação consiste na utilização das forças gravitacionais para separar partículas de densidade superior à da água, depositando-as em uma superfície ou zona de armazenamento. Normalmente, faz-se necessária a adição de coagulante para formar aglomerados ou flocos que sedimentam com maior facilidade. Participam da floculação apenas fenômenos físicos de aglutinação das partículas, onde tem-se como objetivo a redução de partículas coloidais e suspensas presentes na massa líquida. Deste modo, fornecem-se condições em termos de agitação e tempo de detenção, para que ocorram choques entre as partículas que foram previamente desestabilizadas na etapa de coagulação, objetivando a formação dos flocos a serem removidos na etapa de sedimentação (LIBÂNIO, 2005).

Os primeiros decantadores foram tanques de fluxo horizontal e seu uso foi bastante difundido a partir do século XIX. Suas principais vantagens se manifestam em sua simplicidade,

alta eficiência e baixa sensibilidade a condições de sobrecarga. Por esses motivos, sua utilização é ainda defendida por diversos engenheiros. Com os estudos teóricos e pesquisas aplicadas principalmente a partir da segunda metade do século XX, desenvolveu-se o chamado decantador tubular ou de alta taxa, o qual, se resultante de um correto projeto hidráulico, pode alcançar eficiência superior aos decantadores convencionais de fluxo horizontal (RICHTER, 2009).

Segundo Richter (2009) seu mais recente concorrente na função de clarificação de efluentes líquidos são os tanques de flotação ou flotadores, cujo emprego está se propagando rapidamente na América Latina.

Howe et al. (2016) citam que pelo ponto de vista operacional, a sedimentação é um dos processos mais energeticamente eficientes, porque utiliza a gravidade para separar os sólidos da água. Para os tanques de sedimentação convencionais, o consumo de energia deve-se à perda de carga através do tanque, a dispositivos mecânicos de remoção de sólidos na zona de lodo e bombeamento dos sólidos para as instalações de manuseio de sólidos. A perda de carga típica através de tanques de sedimentação é de cerca de dois terços de um metro ou menos. A energia necessária para superar 0,6 m (2 pés) de perda de carga é $0,0016 \text{ kWh/m}^3$. Consome-se energia adicional pelos sistemas mecânicos de retirada de lodo. Sistemas de raspador de lodo normalmente usam motores de potência pequena para acionar os raspadores em velocidades muito baixas e não exigem grandes quantidades de energia. Ademais, deve-se bombear o lodo para as instalações de processamento deste para tratamento. O engenheiro deve considerar a minimização da distância de bombeamento para diminuir o consumo de energia.

Nas construções das estações de tratamento os engenheiros de projeto devem considerar a minimização da área da instalação. Métodos para reduzir a área de tanques de sedimentação são a utilização de paredes comuns entre sedimentadores, a incorporação de sedimentadores de placa ou tubo no projeto e a minimização de fatores de segurança, que causam projetos de tanques superdimensionados e redundantes. Os sedimentadores de alta taxa tais como configurações de placa e tubo, podem aumentar a eficiência da sedimentação e reduzir a área da instalação (HOWE et al., 2016).

2.2.6 Reator anaeróbio seguido de sedimentação

Alguns estudos demonstram que a flotação por ar dissolvido é uma alternativa eficaz no pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, possibilitando a obtenção de um efluente

de qualidade. Curiosamente, entretanto, são poucas as pesquisas que demonstram o uso da sedimentação como pós-tratamento desses efluentes.

Sinelli (2002) estudou um sistema de reator UASB combinado com unidades de mistura rápida, floculação e decantação. Os parâmetros operacionais foram ajustados e refinados, sendo testadas diferentes dosagens de cloreto férrico e velocidades de sedimentação. De acordo com Sinelli (2002), a eficiência da remoção de DQO foi de 45%, com concentrações variando entre 16 e 56 mg.L⁻¹. A concentração de fósforo total no efluente tratado foi inferior a 1 mg.L⁻¹ para relações Fe/P entre 2 e 3,8. Já a eficiência de remoção de SST foi de 79%.

Além disso, Sinelli (2002) realizou uma comparação de custos de implantação de dois sistemas de pós-tratamento com coagulação de efluentes de reatores anaeróbios: um consistia de decantador lamelar e o outro de sistema de FAD. De acordo com o autor, o sistema com decantador resultou num custo 50% menor quando comparado ao sistema com FAD.

Yoshida (2005) utilizou o processo físico-químico (coagulação/floculação/sedimentação lamelar) como pós-tratamento de UASB e concluiu que a melhor faixa para o funcionamento do processo em relação à remoção de fósforo total ficou entre as dosagens cuja relação ferro/ fósforo total de entrada variaram de 1,2 a 2,8, com eficiência média de remoção de 90% e desvio-padrão de 7% produzindo efluente com média de 0,46 mg P/L. As dosagens de ferro adotadas variaram de 10 a 20 mg Fe/L.

Na TABELA 4 são apresentados alguns dos resultados obtidos por diferentes autores em relação às pesquisas com sistemas de pós-tratamento por flotação e sedimentação. Nesta tabela, é possível observar que as eficiências de DQO, sólidos suspensos e fósforo obtidas no pós-tratamento com sedimentação, foram semelhantes às eficiências obtidas em sistemas de flotação por ar dissolvido.

TABELA 4- EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO EM RELAÇÃO AO PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO E FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO DE ACORDO COM DIFERENTES AUTORES.

Pós-tratamento	Referência	Cloreto férrico em $\text{mgFeCl}_3\cdot\text{L}^{-1}$	Eficiências de remoção (%)				
			DBO	DQO	SST	P total	Turbidez
1	Sinelli (2002)**	60	-	74	91	97	-
1	Sinelli (2002)**	100	-	47	82	94	-
2	Aisse et al.(2001)**	65	54	33	13	66	69
2	Campos et al. (1996)*	100	-	73	73	84	70
2	CARVALHO (2003)**	70	-	70	64	75	82
2	Penetra (1998)*	65	-	89	96	96	97
2	Penetra et al. (2003)**	50	-	94	96,7	87	-
2	Reali (2001a)*	65	-	85	95	95	-
2	Reali (2001b)*	30	-	79	-	86	-
2	Reali et al. (2007)*	42 – 92	-	90	95	70	-

Nota:

- 1- Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio por coagulação, floculação e sedimentação
 - 2- Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio por coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido
- *Utilizou unidade de pós tratamento em escala de bancada
 **Utilizou unidade de pós tratamento em escala piloto

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento da pesquisa compreendeu duas etapas. Na primeira etapa, foram avaliadas duas variáveis para o pós-tratamento por flotação por ar dissolvido (concentração de FeCl_3 e velocidade de flotação) e também para a sedimentação (concentração de FeCl_3 e tempo de sedimentação), buscando otimizá-las através do planejamento fatorial de experimentos. Já a segunda etapa, compreendeu a avaliação dos valores ótimos encontrados a partir da aplicação dos mesmos no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, apresentando a melhor eficiência de variáveis resposta encontradas na FAD e na sedimentação.

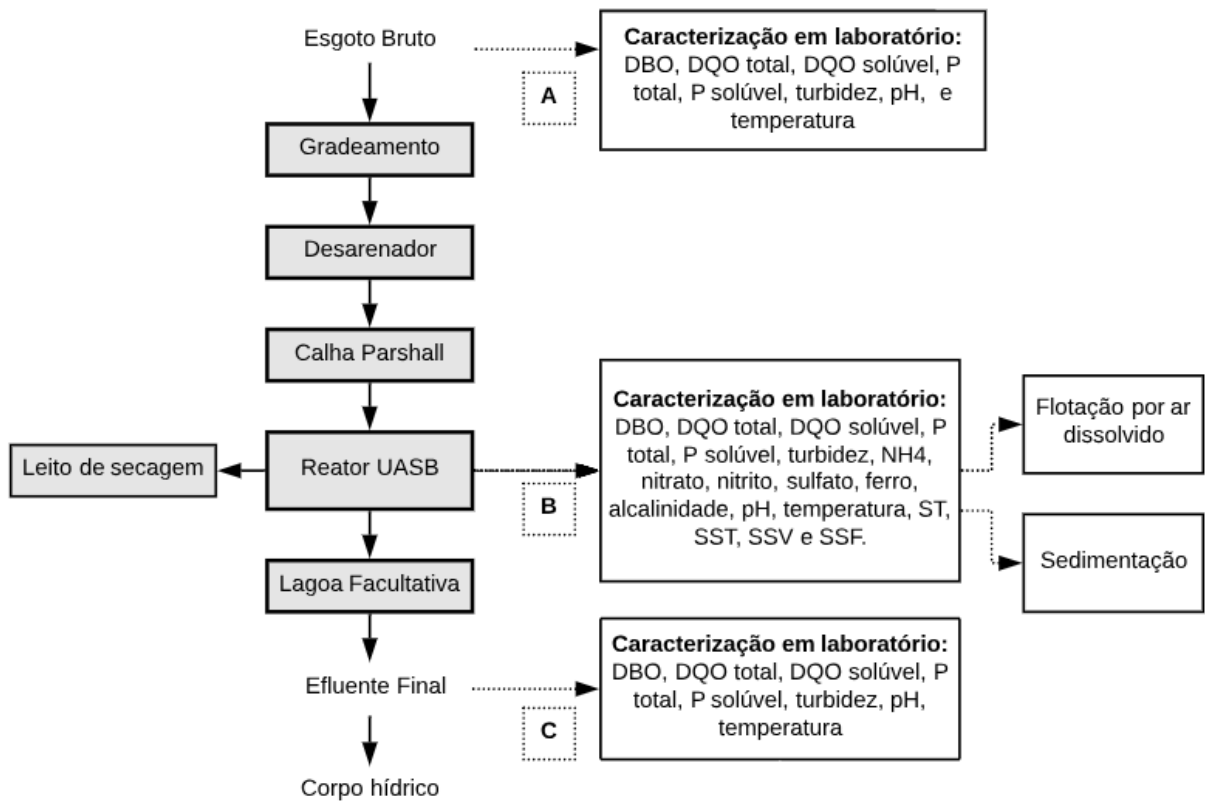
Para o desenvolvimento do estudo, foram utilizadas as instalações experimentais existentes no Laboratório de Saneamento Ambiental e Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Ambiental Universidade Estadual do Centro-Oeste, Campus de Irati-PR.

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Foi coletado esgoto bruto, efluente do reator tipo UASB e efluente da saída da Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário da cidade de Irati – PR. Realizaram-se seis coletas pensando-se na variação da qualidade que o efluente apresenta ao longo dos meses, sendo assim foi realizado um ensaio para cada coleta.

Na FIGURA 4 é apresentado um fluxograma da estação de tratamento em estudo e os processos de pós-tratamento realizados em escala laboratorial. As amostras foram coletadas em três pontos, com o intuito de verificar o desempenho das unidades de tratamento.

FIGURA 4 - FLUXOGRAMA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO EM ESTUDO E PROCEDIMENTOS REALIZADOS.



Nota: Pontos de coleta de efluente: A – entrada do esgoto bruto na ETE; B – saída do reator UASB.

Após a coleta do efluente, o mesmo foi caracterizado seguindo as metodologias analíticas especificadas na 22ª edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), listados na TABELA 5.

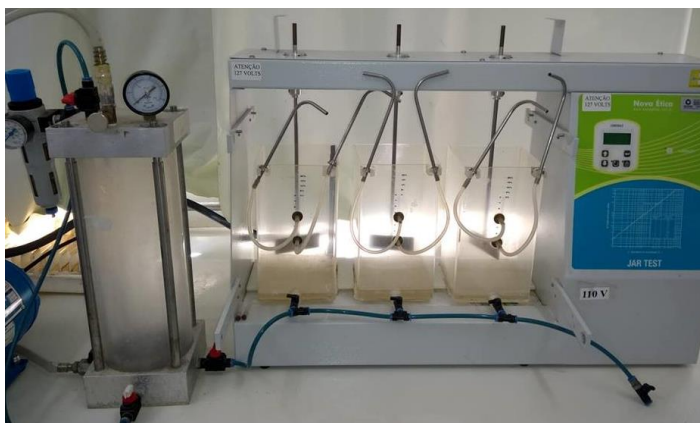
TABELA 5 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS ANALISADOS E MÉTODOS ANALÍTICOS UTILIZADOS.

Parâmetro	Método analítico
pH	Potenciométrico (4500 H+ B)
Temperatura (°C)	Termometria com filamento de mercúrio (2550 B)
Turbidez (uT)	Nefelométrico (2130 B)
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	Titulométrico
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg.L ⁻¹)	Manométrico utilizando o sistema DBO Oxidirect lovibond (5210 B)
Demanda Química de Oxigênio – DQO (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico (5520 D)
DQO solúvel (mg.L ⁻¹)	Filtração em membrana de acetato (0,45 nm) – método colorimétrico (5520 D)
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Digestão pelo método do Persulfato em autoclave - método do ácido ascórbico (4500 P)
Fósforo solúvel (mg.L ⁻¹)	Filtração em membrana de acetato (0,45 nm) - método do ácido ascórbico
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico de Nessler
Nitrato (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico da Brucina
Nitrito (mg.L ⁻¹)	Colorimétrico da Alfaftalamina
Ferro (mg.L ⁻¹)	Método tiocianato
Sulfato (mg.L ⁻¹)	Kit de análise de sulfato Hach, modelo SF-1, faixa de 50 a 200 mg.L ⁻¹ .
Cr (mg.L ⁻¹), Cu (mg.L ⁻¹), Pb (mg.L ⁻¹)	Absorção atômica com chama
Sólidos Totais – ST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico
Sólidos Suspensos Totais – SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 µm (2540 D)
Sólidos Suspensos Voláteis – SSV (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico
Sólidos Suspensos Fixos – SSF (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico

3.2 PRIMEIRA ETAPA: ENSAIOS DE FLOTAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

O efluente coletado na saída do reator anaeróbio UASB foi submetido ao tratamento por meio de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação em equipamento flotateste, da marca Nova Ética (FIGURA 5), com operação em batelada, de acordo com a metodologia proposta por Di Bernardo et al. (2011), Anexo A.

FIGURA 5 – EQUIPAMENTO DE FLOTATESTES UTILIZADO NOS ENSAIOS.



FONTE: O autor (2018)

O equipamento é constituído por uma câmara de pressurização, 3 jarros de 2 litros cada, conjuntos de dosagem e de coleta e motor-agitador que promove rotação e causa movimento da massa líquida, sendo possível realizar ensaios de flotação e de sedimentação. Os jarros são em acrílico transparente e sua base possui dimensões de 115 mm x 155 mm e é composta por duas placas de acrílico espaçadas em 5 mm. A placa inferior é constituída de canais condutores de água saturada com ar e tem por objetivo conduzi-la e distribuí-la com maior rapidez, preenchendo o espaço situado abaixo da placa superior, esta com 121 orifícios de 2 mm de diâmetro, espaçados de 10 mm que proporcionam perda de carga suficiente para uniformizar a distribuição. Os canais situam-se na placa inferior com espessuras de 2,5 a 5 mm. O equipamento contém agitadores de aço inox com paleta de 25 x 75 mm², portanto, a relação entre a rotação do equipamento e o gradiente de velocidade é conhecida (DI BERNARDO et al., 2011).

O sistema de condução de água saturada com ar é constituído por mangueiras de poliuretano, as quais resistem a alta pressão, registros de esfera e tês de conexão rápida e sistemas pneumáticos responsáveis pela entrada de água saturada (recirculação) nos jarros.

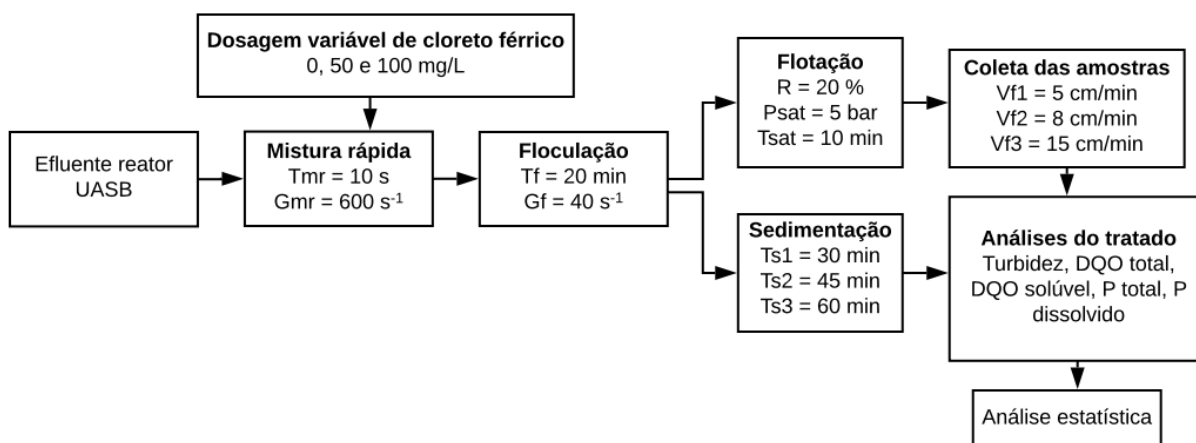
Os parâmetros fixados para realização dos ensaios de flotação e sedimentação com as condições operacionais adotadas estão listados na TABELA 6. As condições operacionais adotadas foram baseadas em valores disponíveis na literatura (PENETRA, 1998; SANTOS, 2006; DI BERNARDO et al., 2011).

TABELA 6 - CONDIÇÕES OPERACIONAIS ADOTADAS PARA OS ENSAIOS DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO E SEDIMENTAÇÃO.

Parâmetro	Condição
Gradiente de mistura rápida (Gmr)	600 s ⁻¹
Tempo de mistura rápida (Tmr)	10 s
Gradiente de flocculação (Gf)	40 s ⁻¹
Tempo de flocculação (Tf)	20 min
Percentual de recirculação (R)	20 %
Pressão de saturação (Psat)	5 bar
Tempo de saturação (Tsat)	10 min

Na FIGURA 6 é apresentado o fluxograma de ensaios que foram realizados, com as condições operacionais adotadas no estudo.

FIGURA 6 - FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS REALIZADOS COM FLOTATESTE.



Não foi feita correção do pH do efluente do reator tipo UASB, sendo mantido natural do efluente que foi de $7 \pm 0,12$, sendo caracterizado como neutro. O coagulante utilizado foi o cloreto férrico (FeCl_3) o qual foi diluído a partir de uma solução mãe de 20 g.L^{-1} .

3.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA FAD DA SEDIMENTAÇÃO NO PÓS TRATAMENTO DO EFLUENTE DO UASB EM COMPARAÇÃO COM EFLUENTE FINAL DA ETE

A eficiência do pós-tratamento foi avaliada de acordo com os resultados de caracterização do efluente do UASB antes e após os ensaios de flotação e sedimentação. Por conseguinte, foram realizadas análises de comparação do efluente já tratado nos ensaios de sedimentação e FAD com o efluente final da Estação de Tratamento em estudo, onde foram coletadas amostras para verificação da efetividade dos tratamentos

3.4 SEGUNDA ETAPA: ENSAIOS COM A CONFIGURAÇÃO ÓTIMA ENCONTRADA NA FAD E NA SEDIMENTAÇÃO

A partir das análises da primeira etapa, foi possível determinar os valores ótimos para a flotação por ar dissolvido (dosagem e velocidade de flotação) e para a sedimentação (dosagem e tempo de sedimentação). Desta forma, realizou-se nova coleta de esgoto bruto e efluente de reator anaeróbio UASB na mesma ETE.

Logo, foram realizadas novamente análises de caracterização que compreenderam:

- Ponto de coleta 1 – Esgoto bruto de entrada: temperatura, turbidez, pH, DQO total, DQO solúvel, DBO, fósforo solúvel, fósforo total, nitrogênio amoniacal, sólidos totais e sólidos suspensos totais.
- Ponto de coleta 2 – Efluente do reator UASB: temperatura, turbidez, pH, DQO solúvel, DQO total, DBO, fósforo solúvel, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, sulfato, ferro, cromo, cobre, chumbo, sólidos totais e sólidos suspensos totais.
- Ponto de coleta 3 – Efluente final: temperatura, turbidez, pH, DQO total, DQO solúvel, DBO, fósforo solúvel, fósforo total, nitrogênio amoniacal, sólidos totais e sólidos suspensos totais.

Já as variáveis respostas avaliadas para a configuração ótima nos pós-tratamentos foram:

- pH, turbidez, DQO solúvel, DQO total, fósforo solúvel, fósforo total, nitrogênio amoniacal, sólidos totais, sólidos suspensos totais e metais.

3.4.1 Ensaio de centrifugação

Foram realizados ensaios com amostras do lodo flotado e sedimentado para avaliação da centrifugação em centrífuga em escala de bancada com alimentação por batelada. Assim foram monitorados na centrífuga em rotação de 3000 rpm os tempos de ensaio de centrifugação (10, 20, 30, 40, 50 e 60 minutos), tendo como referência Reali et. al. (1999). O objetivo do estudo foi avaliar o desaguamento das amostras de lodo flotado e sedimentado.

De acordo com Penetra (1999) o método mostra-se adequado para obtenção de parâmetros comparativos de eficiência da centrifugação, para determinação do tipo e dosagem adequada, além do valor da intensidade da força centrífuga “G” (expressa em termos do número de vezes que a força centrífuga aplicada é maior que a força gravitacional) e do tempo de

centrifugação. Dessa maneira, este método é uma ferramenta simples de fácil aplicação para otimização da operação de centrífugas em sistemas de processamento de lodo.

O método foi desenvolvido considerando as seguintes hipóteses: 1) O volume interno do frasco de centrifugação com a amostra de lodo é considerado um sistema fechado, sem perda de massa durante o ensaio; 2) Os sólidos suspensos presentes no lodo estarão contidos na torta final gerada, considerando-se desprezível a concentração de sólidos suspensos remanescentes no sobrenadante após a centrifugação.

Logo, é válida a Eq. 2:

$$SST_{final} = \frac{Mt_{final}}{Vc} \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

SST_{final} = concentração final de sólidos suspensos totais na torta (mg.L^{-1});

Mt_{final} = massa total de sólidos suspensos presentes na torta resultante após a centrifugação (mg);

Vc = volume resultante de torta após centrifugação (mL).

Vt = volume total (mL)

Como o sistema é fechado, obtém-se a Eq. 3:

$$SST_{final} = SST_{inicial} \frac{Vt}{Vc} \quad \text{Eq. 3}$$

Após as amostras submetidas ao ensaio na centrífuga de laboratório, foram realizadas as leituras do volume ocupado pela fase sólida na cubeta e calculadas as concentrações finais de sólidos suspensos totais referente a cada tempo de centrifugação.

Para as amostras de lodo flotado e sedimentado, foram geradas curvas de centrifugação, as quais compreenderam os valores de teor de sólidos na torta e o respectivo tempo de centrifugação. Foram feitas comparações entre os valores de teor de sólidos obtidos e a amostra que forneceu maior remoção de água contida no lodo.

3.4.2 Avaliação de toxicidade com *Daphnia magna*

D. magna ssp são microcrustáceos pertencentes à ordem Cladocera, reconhecidamente representativos das espécies de zooplâncton, e amplamente utilizados em ensaios toxicológicos para avaliação da qualidade de água. O efeito observado é a mobilidade dos organismos-teste

expostos às amostras líquidas e substâncias químicas solúveis ou dispersas em água (ABNT, 2016). Os ensaios de toxicidade foram realizados de acordo com a norma ABNT – NBR 12713/2016.

Preparou-se uma água de cultivo que garante boas condições de vida para a *D. magna*. Ela é composta a partir das soluções descritas para o Meio M4, conforme apresentado no Anexo A, contendo sais essenciais característicos da água natural (Mg, K, Ca, Na) e soluções de elementos traços e vitaminas. Foram preparados 40 L de água de cultivo nas quantidades apresentadas no Anexo B.

O método de toxicidade aguda, consistiu na exposição em triplicata de indivíduos jovens da *D. magna* (que possuíam entre 2 e 26 horas de vida) por período de 48 horas nas diluições de: 100%, 50%, 25%, 12,5%, 6,2%, 3,1% e controle (FIGURA 7) em béqueres de 50 mL. Na TABELA 7 é apresentado o detalhamento do preparo das soluções-teste para os ensaios.

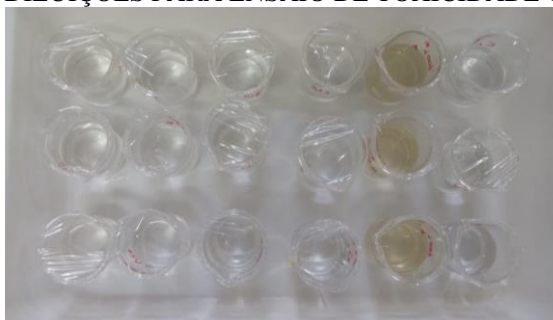
TABELA 7 – PREPARO DE SOLUÇÕES-TESTE PARA OS ENSAIOS COM EFLUENTE.

Solução-teste %	Fator de diluição (FD)	Volume de amostra (mL)	Volume de água de diluição (mL)	Volume final (mL)
100	1	100	-	100
50	2	50	50	100
25	4	25	75	100
12,5	8	12,5	87,5	100
6,2	16	6,2	93,8	100
3,1	32	3,1	96,9	100

FONTE: Adaptado de NBR 12713 (2016).

Foram utilizados 10 organismos por diluição para cada uma das três repetições. As amostras eram diluídas em meio básico ou água de diluição (soluções de preparo em Anexo C), e posteriormente cerca de 33 mL desta diluição foram utilizadas em cada teste. Para a realização do ensaio foram utilizadas amostras de efluente de reator UASB, efluente tratado por processo de FAD e efluente tratado por processo de sedimentação.

FIGURA 7 – SÉRIE DE DILUIÇÕES PARA ENSAIO DE TOXICIDADE COM *Daphnia magna*



Como resultado do ensaio, foram registrados os números de indivíduos imóveis e mortos em cada solução-teste e no controle. Consideraram-se imóveis, os organismos incapazes de nadar na coluna d'água durante 15 segundos após uma leve agitação do recipiente.

Os resultados foram expressos em fator de toxicidade (FT).

Em paralelo aos ensaios, foram realizadas análises de sensibilidade, sendo adotados os mesmos critérios definidos para os ensaios de toxicidade. A sensibilidade dos organismos testes foi avaliada por meio de ensaio de sensibilidade ao ZnSO₄, sendo os valores médios e de desvio-padrão expressos em carta controle (ANEXO D). Conforme NBR 12.713 (2016) considerou-se o lote aceitável para uso quando a imobilidade, após 48 horas de exposição, apresentou desvio padrão de ± 2 e porcentagem de imobilidade menor ou igual a 10% no ensaio controle, ou seja, três organismos imóveis.

3.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

O estudo foi realizado com arranjo fatorial 3^2 – experimento fatorial com delineamento (EIC), constituído por dois fatores e três níveis para cada tipo de pós-tratamento. Na flotação por ar dissolvido, os fatores foram concentração de FeCl₃ e velocidade de flotação, que compreenderam três níveis cada. Variaram-se três concentrações de FeCl₃ (0, 50 e 100 mg.L⁻¹) e três velocidades de flotação (5, 8 e 15 cm/min). Na sedimentação, o arranjo fatorial foi semelhante. Neste caso variaram-se três dosagens de cloreto férrico (0, 50 e 100 mg.L⁻¹) e três tempos de sedimentação (30, 40 e 60 min).

Nas TABELAS 8 e 9 são apresentados o planejamento fatorial utilizado na flotação por ar dissolvido e sedimentação, respectivamente, e ilustram a combinação de níveis para cada experimento (de 1 a 9), entre os dois fatores estudados.

TABELA 8 – PLANEJAMENTO FATORIAL 3² E NÍVEIS DAS VARIÁVEIS NA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

Experimento	Variáveis Codificadas	
	Concentração de FeCl ₃	Velocidade de flotação
1	-	-
2	-	0
3	-	+
4	0	-
5	0	0
6	0	+
7	+	-
8	+	0
9	+	+

Fatores	Níveis		
	-	0	+
Concentração de FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	0	50	100
Velocidade de flotação (cm.min ⁻¹)	5	8	15

TABELA 9 – PLANEJAMENTO FATORIAL 3² E NÍVEIS DAS VARIÁVEIS NA SEDIMENTAÇÃO

Experimento	Variáveis Codificadas	
	Concentração de FeCl ₃	Tempo de sedimentação
1	-	-
2	-	0
3	-	+
4	0	-
5	0	0
6	0	+
7	+	-
8	+	0
9	+	+

Fatores	Níveis		
	-	0	+
Concentração de FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	0	50	100
Tempo de sedimentação (cm.min ⁻¹)	30	45	60

Afim de gerar superfícies de resposta, utilizou-se o delineamento experimental do tipo Box-Behnken para investigar o efeito da combinação de dois fatores com três níveis (BOX e BEHNKEN, 1960).

As variáveis respostas determinadas foram: DQO solúvel, DQO total, turbidez, fósforo solúvel e fósforo total. Desta maneira, buscou-se encontrar correlação entre variáveis dependentes e os dois fatores em estudo e se existe interação entre estes fatores, para a flotação por ar dissolvido e para a sedimentação.

Os dados obtidos foram previamente checados quanto à normalidade, utilizando-se o Teste de Shapiro-Wilk. O nível de significância para todos os testes estatísticos foi de 5% ($p < 0,05$).

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software livre *R* e software *Statística* 10.0 (durante o período de licença gratuita).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES DA PRIMEIRA ETAPA

Os efluentes foram coletados em um período de tempo de seis meses e apresentaram diferentes graus de qualidade, apresentando-se em algumas ocasiões menos concentrados devido a fatores externos como chuva; e concentrado em períodos de seca.

Em todas as coletas a caracterização dos efluentes foi realizada imediatamente após a chegada dos mesmos ao laboratório, sempre antes do início dos ensaios de pós-tratamento.

Os resultados das médias e desvio padrão da caracterização físico-química do esgoto bruto e efluente final coletado na ETE estão apresentados na TABELA 10.

TABELA 10 - CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO ESGOTO BRUTO, EFUENTE UASB E EFLUENTE FINAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO EM QUE FORAM COLETADAS AS AMOSTRAS.

Parâmetro	Esgoto Bruto	Efluente UASB	Efluente Final da ETE
pH	7,2 (0,1)*	7 (0,12)	7,3 (0,1)
Temperatura (°C)	23,3 (1,9)	23 (1,6)	22,4 (2,5)
Turbidez (uT)	216,2 (86,2)	103,2 (16,9)	59,9 (22,6)
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	-	261,5 (43,8)	-
DBO (mg.L ⁻¹)	441 (250,3)	111 (48,9)	54 (26,1)
DQOt (mg.L ⁻¹)	600 (202,9)	178 (75,9)	113 (98,9)
DQOsol (mg.L ⁻¹)	321 (97,5)	132 (75,8)	80 (82,7)
N-Amoniacal (mg.L ⁻¹)	-	45 (11,5)	-
Nitrato (mg.L ⁻¹)	-	4,2 (2,2)	-
Nitrito (mg.L ⁻¹)	-	0,02 (0,01)	-
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	4,5 (1,0)	4,1 (0,9)	3,8 (0,8)
Fósforo solúvel (mg.L ⁻¹)	2,9 (0,7)	2,5 (0,5)	2,2 (0,4)
Sulfato (mg.L ⁻¹)	-	58,7 (2,16)	-
Ferro (mg.L ⁻¹)	-	2,7 (0,2)	-
ST (mg.L ⁻¹)	-	380 (103,3)	-
SST (mg.L ⁻¹)	-	92 (32,3)	-
SSV (mg.L ⁻¹)	-	53 (22,3)	-
SSF (mg.L ⁻¹)	-	42 (42,1)	-

NOTA: DQOt.- demanda química de oxigênio total; DQOsol – demanda química de oxigênio solúvel

* Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

Como pode ser observado na TABELA 10, o valor médio de pH do efluente do reator UASB pode ser considerado neutro e dentro da faixa adequada para coagulação, entre 6,5 e 7,5 (AISSE, 2001). Dessa forma, o efluente não necessita de correção prévia de pH.

Considerando os resultados médios de turbidez apresentados na TABELA 10, o reator tipo UASB atingiu remoção acima de 52% em relação ao esgoto bruto, implicando no valor de 103 uT no efluente do reator UASB. A turbidez para o esgoto bruto foi medida em 216 uT. No

estudo realizado por Ariano (2009) os valores de turbidez para o esgoto bruto e efluente de reator UASB foram respectivamente 244 uT e 133 uT, sendo que a remoção de turbidez atingiu 45%. Metcalf e Eddy (2016) citam que os valores de turbidez de uma estação de tratamento específica podem ser utilizados para o controle do processo em sistemas de pós-tratamento.

A alcalinidade do efluente do reator tipo UASB resultou em 261 mg.L^{-1} , o que demonstra que a alcalinidade presente no efluente anaeróbico foi naturalmente suficiente para a coagulação química, não sendo necessária a aplicação de alcalinizante. O resultado obtido é próximo ao apresentado por Casagrande et al. (2016) de 254 mg.L^{-1} em efluente de reator tipo UASB.

De acordo com Von Sperling (2014) a DBO dos esgotos domésticos está em torno de 300 mg.L^{-1} ; valor inferior ao encontrado nesta pesquisa de $441,8 \text{ mg.L}^{-1}$ para esgoto bruto e $111,7 \text{ mg.L}^{-1}$ em efluente de reator tipo UASB. A eficiência de remoção de DBO do efluente de reator tipo UASB em relação ao esgoto bruto foi de 74,7 %.

Na Resolução CONAMA, nº 430/2011 é estabelecida como condição de lançamento de efluentes a remoção mínima de 60% de DBO, sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Em relação ao valor de DQOt médio do esgoto bruto, obteve-se o valor de 600 mg.L^{-1} , acima do valor encontrado por Ariano (2009). De acordo com Metcalf & Eddy (2016) a concentração de matéria orgânica em termos de DQO em esgoto doméstico situa-se na faixa de 250 a 800 mg.L^{-1} .

No que concerne o valor médio de concentração de matéria orgânica em termos de DQOt, do reator UASB, que foi de 178 mg.L^{-1} , verificou-se que este ficou abaixo do valor encontrado por Casagrande et al. (2016), de 232 mg.L^{-1} e próximo ao valor encontrado por Ariano (2009) de 132 mg.L^{-1} . Obteve-se eficiência de remoção de DQOt e DQOsol no reator tipo UASB de 70% e 59 %, respectivamente; superior ao valor médio de remoção de DQOt apresentado por Campos et al. (2007) de 64,8 %.

A relação DBO/DQO para esgoto bruto é de 0,7, e está dentro da faixa estabelecida por Metcalf e Eddy (2016) para esgoto bruto municipal que é de 0,3 a 0,8. De acordo com Von Sperling (2014) para esgotos domésticos brutos, a relação DQO/DBO varia em torno de 1,7 a 2,4. No estudo encontrou-se a relação de 1,4, indicando relação DQO/DBO baixa com fração biodegradável elevada.

Em relação ao N-amoniaco, foi encontrado o valor de 45 mg.L^{-1} no efluente de reator UASB. Casagrande et al (2016) encontraram o valor médio de 38 mg.L^{-1} de N-amoniaco em

efluente de reator UASB. A quantidade de N-amoniaco removida corresponde a 10-12% do peso de SSV (METCALF E EDDY, 2016), ou seja, obteve-se remoção de 8,36 mg/dia de N-amoniaco no reator UASB.

Do ponto de vista biológico, a amônia é extremamente tóxica, comprometendo a vida dos peixes, uma vez que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg.L⁻¹. Ademais, a amônia é oxidada biologicamente e esse processo de conversão do nitrogênio tem implicações na operação das estações de tratamento de esgotos, em termos de consumo de oxigênio dissolvido, consumo de alcalinidade e sedimentabilidade do lodo (VON SPERLING, 2014).

Os valores das concentrações de nitrito e nitrato encontrados foram, respectivamente, 0,02 mg.L⁻¹ e 4,2 mg.L⁻¹. Atualmente, não há padrão de lançamento estabelecido para estes poluentes, entretanto, os níveis desses parâmetros são controlados em águas potáveis. A legislação estabelece concentração máxima de nitrato em 10 mg.L⁻¹ e de nitrito em 1 mg.L⁻¹. A concentração de nitrogênio amoniaco é estabelecida de acordo com o pH (CONAMA nº 357, 2005).

De acordo com Metcalf e Eddy (2016) a concentração de fósforo em esgoto doméstico situa-se na faixa de 4 a 12 mg.L⁻¹. O valor médio de fósforo total encontrado no esgoto bruto foi de 4,5 mg.L⁻¹ e 2,9 mg.L⁻¹ de fósforo solúvel. Ariano (2009) também encontrou o valor de 4,5 mg.L⁻¹ de fósforo total em esgoto bruto.

O valor médio de fósforo total e fósforo solúvel encontrados no efluente do reator tipo UASB, foram, respectivamente, 4,1 mg.L⁻¹ e 2,1 mg.L⁻¹, o que indica baixa eficiência de remoção de fósforo total e fósforo solúvel neste reator, que foi de 8% e 16%, respectivamente. Ariano (2009) obteve concentração de 3,7 mg.L⁻¹ no efluente do reator tipo UASB, com eficiência de remoção de fósforo total de 17%. Os baixos índices de remoção de fósforo devem-se ao fato de que os sistemas anaeróbios não apresentam eficiência de remoção de nutrientes. O fósforo presente no reator UASB é removido apenas para síntese celular, com percentual de 1-2% do peso de SSV (METCALF E EDDY, 2016). A produção média de lodo pelo reator UASB foi de 0,076 gSSV/dia, obtendo remoção de fósforo de 1,14 mg/dia via assimilação. A remoção de fósforo em sistemas de tratamento anaeróbio somente será efetiva se for empregado um sistema de pós-tratamento físico-químico, portanto, com a adição de produtos químicos (CHERNICHARO, 2016).

Quanto ao valor médio de sulfato encontrado, foi de 58,7 mg.L⁻¹. Ariano (2009), em seus estudos, encontrou o valor de 11 mg.L⁻¹ de sulfato.

No que se refere às concentrações de ferro, encontrou-se o valor de 2,7 mg.L⁻¹. O padrão de lançamento estabelecido para o ferro é de 15 mg.L⁻¹ (CONAMA, nº 430, 2011).

Com relação aos resultados de sólidos totais, o efluente do reator UASB apresentou valor médio de 380 mg.L⁻¹, sendo próximo ao valor encontrado por Santos (2006) de 376 mg.L⁻¹ e mais baixo que o valor encontrado por Casagrande et. al (2016), de 532 mg.L⁻¹. Quanto aos sólidos suspensos totais, obteve-se valor médio de 92 mg.L⁻¹. Já Ariano (2009) encontrou valores médios de 68 mg.L⁻¹ de sólidos suspensos totais e 688 mg.L⁻¹ de sólidos totais.

É pertinente observar que a variação nos valores dos parâmetros estudados do esgoto bruto (TABELA 10) são maiores que a variação nos valores dos parâmetros analisados no efluente do reator tipo UASB. Tal fato, indica que a variabilidade na qualidade do efluente do reator é menor quando comparada à do esgoto bruto. Santos (2006) também obteve menor variabilidade na qualidade do efluente de um reator tipo UASB. O autor sugere a opção pela dosagem de coagulantes no efluente de reatores anaeróbios, em vez de no esgoto bruto, pois a menor variabilidade na qualidade do efluente contribui para melhor controle na dosagem de produtos químicos.

4.2 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS ESTUDADOS

Na TABELA 11 são apresentadas as eficiências de remoção média das variáveis (parâmetros) resposta estudados nos processos de flotação por ar dissolvido e sedimentação no pós-tratamento do efluente do reator tipo UASB.

Analisando a TABELA 11 é possível observar que as eficiências médias de remoção encontradas na sedimentação foram, maiores que as eficiências de remoção na FAD para a turbidez. Todavia, quando analisa-se o parâmetro DQO total e DQO solúvel, verifica-se que as eficiências médias de remoção obtidas na FAD foram superiores as obtidas na sedimentação. As eficiências de remoção de fósforo solúvel e fósforo total foram similares em ambos os pós-tratamentos.

O aumento das velocidades de flotação e a diminuição das dosagens de cloreto férrico implicou na diminuição das eficiências de remoção de turbidez, DQO total, DQO solúvel, fósforo total e fósforo solúvel. Da mesma forma, as diminuições dos tempos de sedimentação e a diminuição das dosagens de cloreto férrico acarretaram na diminuição das eficiências de remoção dos parâmetros estudados. Em relação às dosagens estudadas, obteve-se maior eficiência de remoção na dosagem de 100 mg.L⁻¹ em ambos os tratamentos. A dosagem de 50 mg.L⁻¹ também traz uma boa eficiência de remoção de fósforo total e fósforo solúvel.

TABELA 11 – EFICIÊNCIAS MÉDIAS DE REMOÇÃO (%) DE TURBIDEZ, DQO TOTAL, DQO SOLÚVEL, FÓSFORO TOTAL E FÓSFORO SOLÚVEL PELOS PROCESSOS DE FAD E SEDIMENTAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB.

Dosagem (mg.L ⁻¹)	Pós-tratamento	Turbidez (%)			DQO total (%)			DQO solúvel (%)			P total (%)			P solúvel (%)		
		Vf1	Vf2	Vf3	Vf1	Vf2	Vf3	Vf1	Vf2	Vf3	Vf1	Vf2	Vf3	Vf1	Vf2	Vf3
0	1	48,6	48,8	49,2	37,9	26,0	14,8	33,4	24,4	16,7	39,0	41,4	36,5	28,0	28,0	28,0
50	1	56,8	50,6	41,3	61,7	53,5	45,7	55,7	48,3	36,8	58,5	56,0	53,6	80,0	84,0	72,0
100	1	83,4	78,1	53,8	82,2	71,9	60,7	74,0	66,4	62,2	87,8	82,9	68,3	92,0	88,0	88,0
		Ts1	Ts2	Ts3	Ts1	Ts2	Ts3	Ts1	Ts2	Ts3	Ts1	Ts2	Ts3	Ts1	Ts2	Ts3
0	2	36,0	36,4	43,0	23,7	30,8	41,8	10,2	18,4	39,6	31,7	34,1	34,1	16,0	16,0	24,0
50	2	66,5	68,2	65,0	31,1	46,6	53,1	24,3	36,7	49,2	60,9	63,4	63,4	84,0	80,0	72,0
100	2	90,6	90,8	90,4	37,5	47,0	58,3	33,1	46,3	61,5	90,2	90,2	90,2	92,0	88,0	84,0

Nota: Pós-tratamento 1 – FAD; 2 – sedimentação

Velocidade de flotação: Vf1 = 5 cm/min; Vf2 = 8 cm/min; Vf3 = 15 cm/min.

Tempo de sedimentação: Ts1 = 30 min; Ts2 = 45 min; Ts3 = 60 min.

4.3 ESTUDO DA REMOÇÃO DOS PARÂMETROS ESTUDADOS NA FAD E SEDIMENTAÇÃO

Com o intuito de atingir a melhor eficiência de remoção de fósforo, DQO e turbidez nos processos de pós-tratamento estudados, buscou-se otimizar a velocidade de flotação e a concentração de FeCl_3 na flotação por ar dissolvido e o tempo de sedimentação e a concentração de FeCl_3 na sedimentação. A otimização foi realizada a partir do planejamento fatorial 3^2 , que compreendeu seis repetições.

Ao realizar um planejamento fatorial de experimentos, é importante saber sobre o efeito dos fatores que influenciam na variável em estudo e a interação entre eles. Desta forma, empregou-se a Análise de Variância (ANOVA) dos resultados obtidos. Os planejamentos fatoriais para cada parâmetro estudado são apresentados nas Tabelas 12, 14, 16, 18, 20, 22, 24, 26 e 28.

4.3.2 Pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação por ar dissolvido

4.3.2.1 Turbidez

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 12 na qual são indicados os valores das médias residuais de turbidez.

TABELA 12 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3^2 UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl_3) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.

Experimentos	Fatores		Turbidez remanescente (uT)
	FeCl_3 (mg.L^{-1})	Vf (cm/min)	
1	0	5	53 (30,1)*
2	0	8	52,8 (29,3)
3	0	15	52,4 (28,3)
4	50	5	44,5 (27,4)
5	50	8	51 (26,3)
6	50	15	60,5 (24,7)
7	100	5	17,1 (8,9)
8	100	8	22,6 (12,9)
9	100	15	47,65 (23,14)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de turbidez são apresentadas na TABELA 13. Foi utilizada a tabela unilateral da distribuição F de Fisher a 5%, cruzando os dados dos graus de liberdade dos fatores Vf, dosagem, Vf * dosagem com os graus de liberdade do resíduo, individualmente.

TABELA 13 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE TURBIDEZ.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p - valor
Vf	2	2273	1136,4	1,5758	3,23*	0,21805
Dosagem	2	6515	3257,7	4,5173	3,23*	0,01630
Vf * Dosagem	4	1677	419,4	0,5815	2,61*	0,67757
Resíduo	45	32452	721,1			
Total	53	42917				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

O valor de F_{cal} apresentado na TABELA 13 é maior que o valor de F_{tab} em relação a dosagem (F_{cal} = 4,513 > F_{tab} = 3,23). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. Os valores de F_{cal} correspondentes à Vf e Vf * dosagem são menores que os valores de F_{tab} (F_{cal} = 1,5758 < F_{tab} = 3,23; F_{cal} = 0,5815 < F_{tab} = 2,61, respectivamente). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

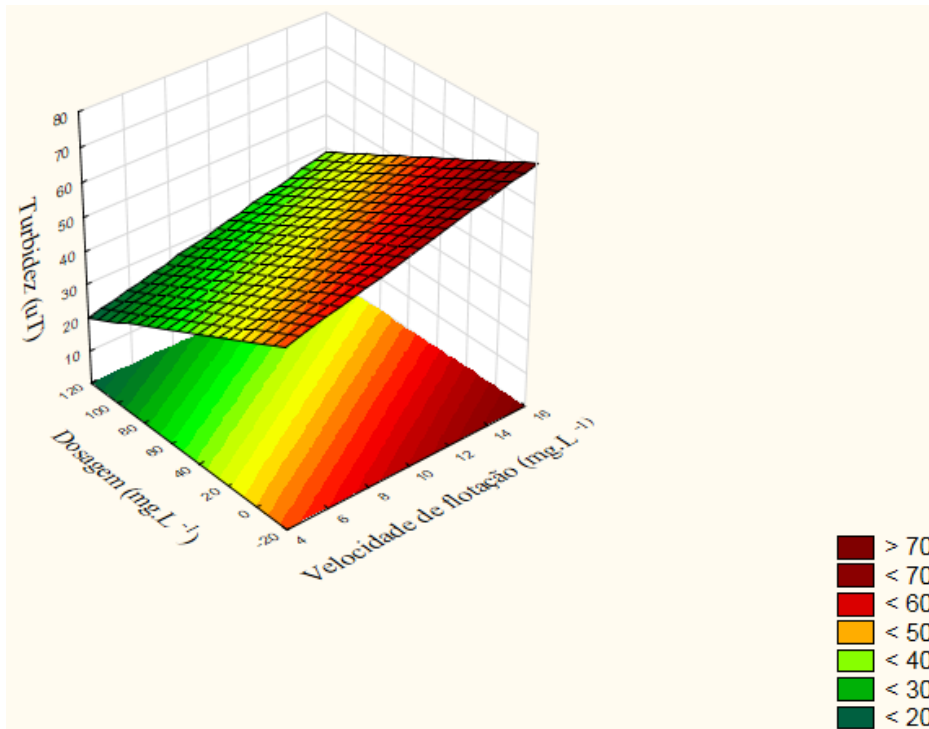
Conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de FeCl₃ interferiu significativamente na remoção de turbidez (p=0.01630<0,05). O fator velocidade de flotação não interferiu significativamente na remoção de turbidez (p=0.21805>0,05). É importante ressaltar que os valores de velocidade de flotação (Vf) estão diretamente relacionados às taxas de aplicação superficial em unidades com escoamento contínuo, e neste caso a remoção de turbidez independe da taxa de aplicação superficial. No que se refere a interação entre os fatores dosagem de FeCl₃ e velocidade de flotação, esta não foi significativa (p=0.67757>0,05). Desta forma, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de FeCl₃ que proporcionou a melhor remoção de turbidez, realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que a dosagem de 100 mg.L⁻¹ foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou a menor média residual.

A partir do planejamento fatorial, foram geradas superfícies de respostas para os valores residuais de cada parâmetro estudado no pós-tratamento por FAD. A superfície de resposta gerada para a turbidez é apresentada na FIGURA 8, onde o fator velocidade de

flotação (cm/min) localiza-se no eixo x, a dosagem de cloreto férrico (mg.L^{-1}) no eixo y, e a resposta dada pelos residuais, encontra-se no eixo z.

FIGURA 8 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA TURBIDEZ NA FAD.



De acordo com a FIGURA 8, os menores valores residuais de turbidez se concentram entre o ponto inferior da velocidade de flotação, de 5 cm/min, e o ponto superior da dosagem, de 100 mg.L^{-1} , alcançando residual de 17,1 uT, cerca de 83,4% de eficiência de remoção. Entretanto, no momento em que elevou-se a velocidade de flotação até seu ponto superior de 15 cm/min e diminuiu-se a dosagem até seu ponto inferior de 0 mg.L^{-1} , os valores residuais de turbidez aumentaram proporcionalmente, atingindo 89 uT, com cerca de 41,3% de eficiência.

4.3.2.2 Fósforo solúvel

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 14 a qual indica os valores das médias residuais de fósforo solúvel.

TABELA 14 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl₃) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.

Experimentos	Fatores		Fósforo solúvel remanescente (mg.L ⁻¹)
	FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	Vf (cm/min)	
1	0	5	1,8 (0,1)*
2	0	8	1,8 (0,1)
3	0	15	1,8 (0,2)
4	50	5	0,5 (0,1)
5	50	8	0,4 (0,2)
6	50	15	0,7 (0,2)
7	100	5	0,2 (0,1)
8	100	8	0,3 (0,1)
9	100	15	0,3 (0,1)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de fósforo solúvel são apresentadas na TABELA 15. Foi utilizada a tabela unilateral da distribuição F de Fisher a 5%, cruzando os dados dos graus de liberdade dos fatores Vf, dosagem, Vf * dosagem com os graus de liberdade do resíduo, individualmente.

TABELA 15 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
Vf	2	0,1886	0,0943	4,70	3,23*	0,014047
Dosagem	2	24,7563	12,3782	616,43	3,23*	0,000000
Vf * Dosagem	4	0,1529	0,0382	1,9	2,61*	0,126218
Resíduo	45	0,9036	0,0201			
Total	53	26,0015				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

Os valores de F_{cal} apresentados na TABELA 15 são maiores que os valores de F_{tab} em relação a dosagem e Vf (F_{cal} = 4,70 > F_{tab} = 3,23; F_{cal} = 616,43 > F_{tab} = 3,23, respectivamente). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. O valor de F_{cal} correspondente à Vf * dosagem é menor que o valor de F_{tab} (F_{cal} = 1,9 < F_{tab} = 2,61). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

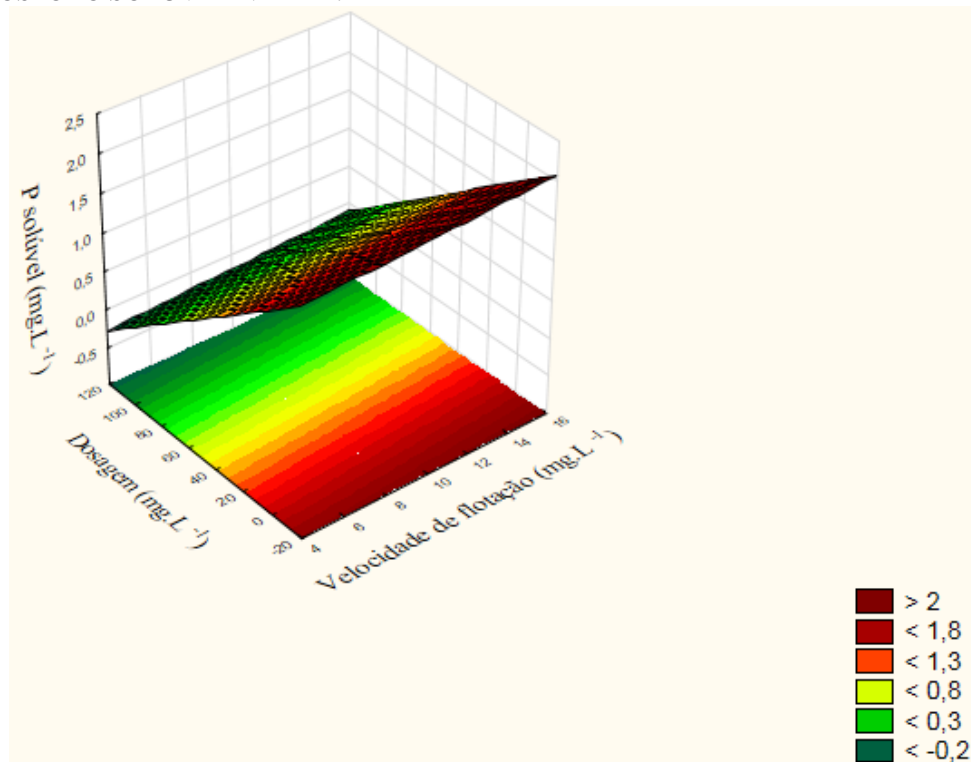
De acordo com os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de FeCl₃ (p=0.000000<0,05) e o fator velocidade de flotação (p=0.014047<0,05) interferiram significativamente na remoção de fósforo solúvel. Diante disso, observa-se que a dosagem de FeCl₃ e as taxas de aplicação foram importantes na remoção de fósforo solúvel. Já a interação entre os dois fatores não foi

significativa ($p=0.126218>0,05$), desta forma, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de FeCl_3 que proporcionou a melhor remoção de fósforo solúvel realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que a dosagem de 100 mg.L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou a menor média residual. Em relação à velocidade de flotação, as velocidades 5 cm/min e 8 cm/min foram estatisticamente mais eficientes e não diferiram estatisticamente entre si.

A superfície de resposta gerada a partir do planejamento fatorial para remoção de fósforo solúvel na FAD é apresentada na FIGURA 9.

FIGURA 9 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA FÓSFORO SOLÚVEL NA FAD.



Na FIGURA 9 é ilustrado que os menores valores residuais de fósforo solúvel, encontram-se nas velocidades de flotação de 5 cm/min e 8 cm/min e na dosagem de 100 mg.L^{-1} , alcançando eficiência de remoção de 92% e residual de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Com a diminuição das dosagens de FeCl_3 , os valores residuais elevaram-se significativamente, propiciando valor máximo de remoção de 28% e residual de $1,8 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo solúvel (nas condições 0 mg.L^{-1} de FeCl_3 e $V_f = 15 \text{ cm/min}$).

4.3.2.3 Fósforo total

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 16 na qual são indicados os valores das médias residuais de fósforo total.

TABELA 16 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3^2 UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl_3) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.

Experimentos	Fatores		Fósforo total remanescente (mg.L^{-1})
	FeCl_3 (mg.L^{-1})	Vf (cm/min)	
1	0	5	2,5 (0,6)*
2	0	8	2,4 (0,6)
3	0	15	2,6 (0,4)
4	50	5	1,7 (0,6)
5	50	8	1,8 (0,6)
6	50	15	1,9 (0,5)
7	100	5	0,5 (0,2)
8	100	8	0,7 (0,3)
9	100	15	1,3 (0,4)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de fósforo total são apresentadas na TABELA 17. Foi utilizada a tabela unilateral da distribuição F de Fisher a 5%, cruzando os dados dos graus de liberdade dos fatores Vf, dosagem, Vf * dosagem com os graus de liberdade do resíduo, individualmente.

TABELA 17 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F_{cal}	F_{tab}	p – valor
Vf	2	1,468	0,7341	2,634	3,23*	0,08282
Dosagem	2	26,149	13,0745	46,917	3,23*	0,00000
Vf * Dosagem	4	0,921	0,2303	0,826	2,61*	0,51537
Resíduo	45	12,540	0,2787			
Total	53	41,078				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

O valor de F_{cal} apresentado na TABELA 17 é maior que o valor de F_{tab} em relação a dosagem ($F_{\text{cal}} = 46,917 > F_{\text{tab}} = 3,23$). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. Os valores de F_{cal} correspondentes à Vf e Vf * dosagem são menores que os

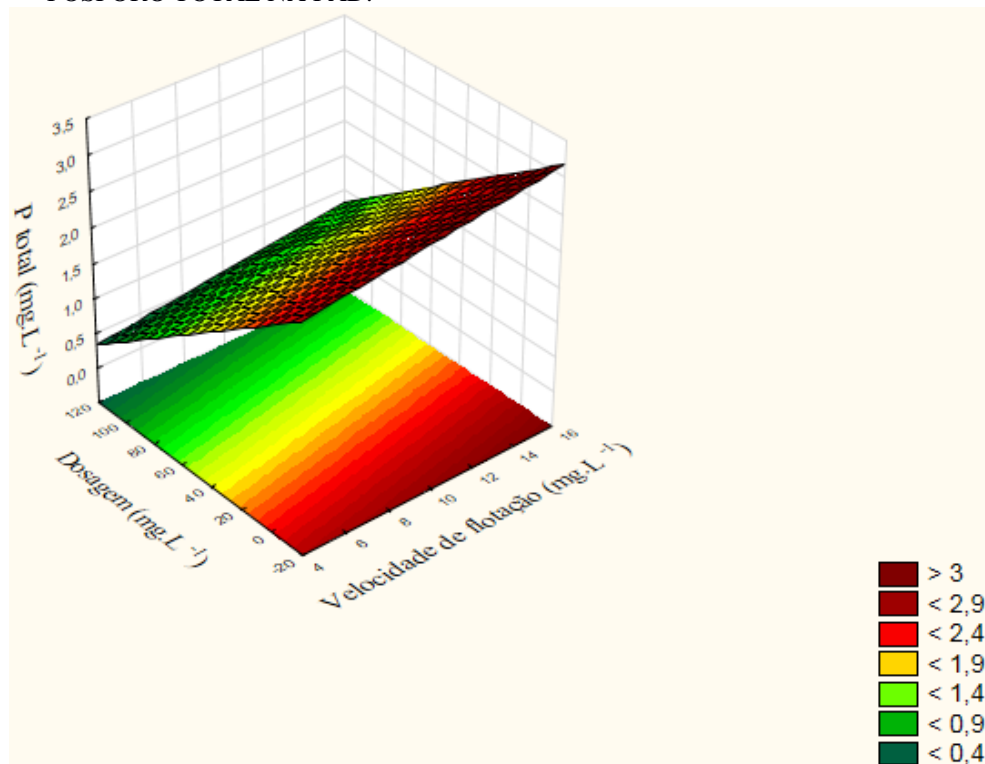
valores de F_{tab} ($F_{\text{cal}} = 2,634 < F_{\text{tab}} = 3,23$; $F_{\text{cal}} = 0,826 < F_{\text{tab}} = 2,61$, respectivamente). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

Conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de FeCl_3 interferiu significativamente na remoção de fósforo total ($p=0.00000 < 0,05$). O fator velocidade de flotação não interferiu significativamente na remoção de fósforo total ($p=0.08282 > 0,05$). Dessa forma, considera-se que a eficiência de remoção de fósforo total independe da taxa de aplicação superficial e que quanto maior a velocidade de flotação, maior poderá ser a taxa de aplicação superficial em uma unidade de flotação. Já a interação entre os fatores dosagem de FeCl_3 e velocidade de flotação não foi significativa ($p=0.51537 > 0,05$). Afirma-se, portanto, que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de FeCl_3 que proporcionou a melhor remoção de turbidez, realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que a dosagem de 100 mg.L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou a menor média residual.

Na FIGURA 10 é apresentada a superfície de resposta gerada a partir do planejamento fatorial para remoção de fósforo total na FAD.

FIGURA 10 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA FÓSFORO TOTAL NA FAD.



Observa-se que o ponto ótimo de remoção de fósforo total na FIGURA 10 foi exatamente no ponto inferior da velocidade de flotação e superior da dosagem, 100 mg.L^{-1} e 5

cm/min, respectivamente, obtendo-se residual de 0,5 mg.L⁻¹ e 87,8% de eficiência de remoção. Por outro lado, nota-se que os valores residuais de fósforo total aumentam ligeiramente com a diminuição da dosagem de cloreto férrico, chegando a 2,6 mg.L⁻¹ de residual e 36,5% de eficiência de remoção (nas condições de 0 mg.L⁻¹ de FeCl₃ e Vf = 15 cm/min).

4.3.2.4 DQO total

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 18 na qual são indicados os valores das médias residuais de DQO total.

TABELA 18 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl₃) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO TOTAL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.

Experimentos	Fatores		DQO total remanescente (mg.L ⁻¹)
	FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	Vf (cm/min)	
1	0	5	110,5 (11,1)*
2	0	8	131,6 (12,3)
3	0	15	151,5 (12,9)
4	50	5	68 (5,2)
5	50	8	82,6 (4,4)
6	50	15	96,5 (5,6)
7	100	5	31,6 (6,8)
8	100	8	50 (6,2)
9	100	15	69,8 (7,5)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de DQO total são apresentadas na TABELA 19.

TABELA 19 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE DQO TOTAL.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
Vf	2	11684	5842,1	57,848	3,23*	0,00000
Dosagem	2	58746	29373,2	290,852	3,23*	0,00000
Vf * Dosagem	4	540	134,9	1,336	2,61*	0,27141
Resíduo	45	4545	101,0			
Total	53	75515				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

Os valores de F_{cal} apresentados na TABELA 19 são maiores que os valores de F_{tab} em relação a Vf e dosagem (F_{cal} = 57,848 > F_{tab} = 3,23; F_{cal} = 290,858 > F_{tab} = 3,23, respectivamente). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. O

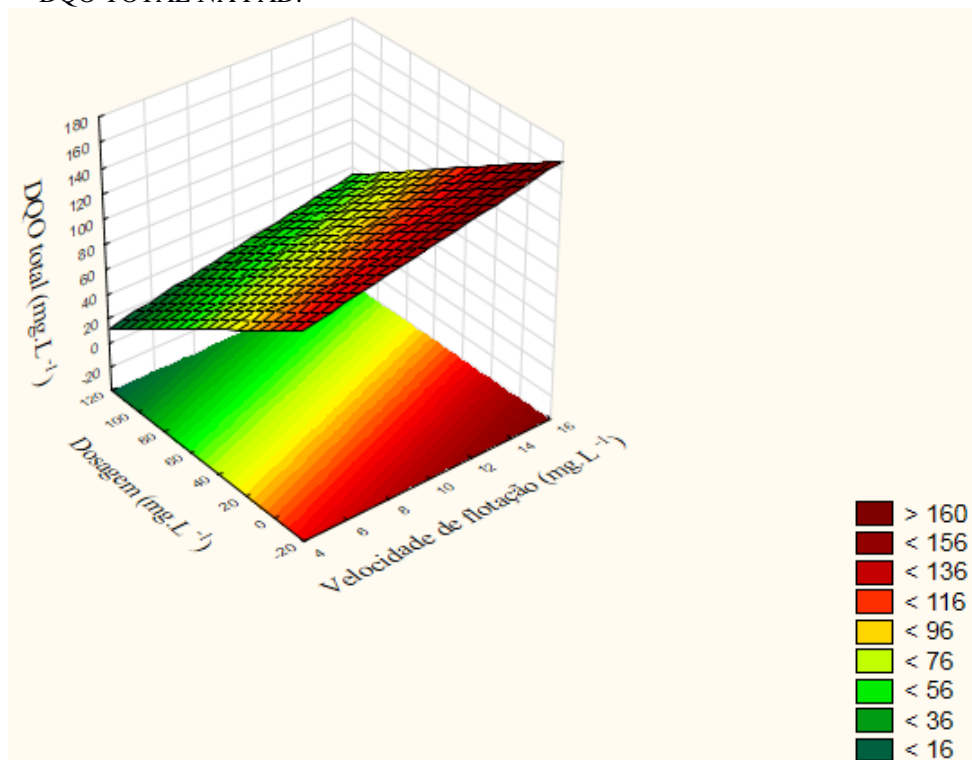
valor de F_{cal} correspondente à V_f * dosagem é menor que o valor de F_{tab} ($F_{cal} = 1,336 < F_{tab} = 2,61$). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

De acordo com os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de $FeCl_3$ ($p=0.000000 < 0,05$) e o fator velocidade de flotação ($p=0.000000 < 0,05$) interferiram significativamente na remoção de DQO total. A interação entre os dois fatores não foi significativa ($p=0.27141 > 0,05$), desta forma, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de $FeCl_3$ que proporcionou a melhor remoção de DQO total realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que a dosagem de 100 mg.L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou a menor média residual de DQO total. Em relação à velocidade de flotação, a velocidade de 5 cm/min foi estatisticamente mais eficiente que as demais.

A superfície de resposta gerada a partir do planejamento fatorial para remoção de DQO total na FAD é apresentada na FIGURA 11.

FIGURA 11 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA DQO TOTAL NA FAD.



De acordo com a FIGURA 11, os menores valores residuais de DQO total situam-se no ponto inferior da velocidade de flotação de 5 cm/min e no ponto superior da dosagem de 100

mg.L⁻¹, alcançando eficiência de 82,2% de remoção de DQO total, com residual de 31,6 mg.L⁻¹. Já os maiores valores residuais de DQO total ocorreram, principalmente, quando diminui-se a dosagem de coagulante, atingindo 151,5 mg.L⁻¹ de DQO total residual e 14,8% de eficiência de remoção (nas condições 0 mg.L⁻¹ de FeCl₃ e 15 cm/min).

4.3.2.5 DQO solúvel

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 20 na qual são indicados os valores das médias residuais de DQO solúvel.

TABELA 20 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl₃) E DA VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO SOLÚVEL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR FAD.

Experimentos	Fatores		DQO solúvel remanescente (mg.L ⁻¹)
	FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	Vf (cm/min)	
1	0	5	87,8 (11,9)*
2	0	8	99,8 (15,4)
3	0	15	115,3 (29,7)
4	50	5	58,4 (7,7)
5	50	8	68,2 (8,5)
6	50	15	83,3 (11,4)
7	100	5	34,2 (7,5)
8	100	8	44,3 (6,6)
9	100	15	49,9 (7,7)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de DQO solúvel são apresentadas na TABELA 21.

TABELA 21 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE DQO SOLÚVEL.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
Vf	2	4658	2320,0	10,386	3,23*	0,00020
Dosagem	2	30497	15248,4	67,997	3,23*	0,00000
Vf * Dosagem	4	284	71,1	0,317	2,61*	0,86504
Resíduo	45	10091	224,2			
Total	53	45531				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

Os valores de F_{cal} apresentados na TABELA 21 são maiores que os valores de F_{tab} em relação a Vf e dosagem (F_{cal} = 10,386 > F_{tab} = 3,23; F_{cal} = 67,997 > F_{tab} = 3,23, respectivamente).

Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. O valor de F_{cal} correspondente à V_f * dosagem é menor que o valor de F_{tab} ($F_{cal} = 0,317 < F_{tab} = 2,61$). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

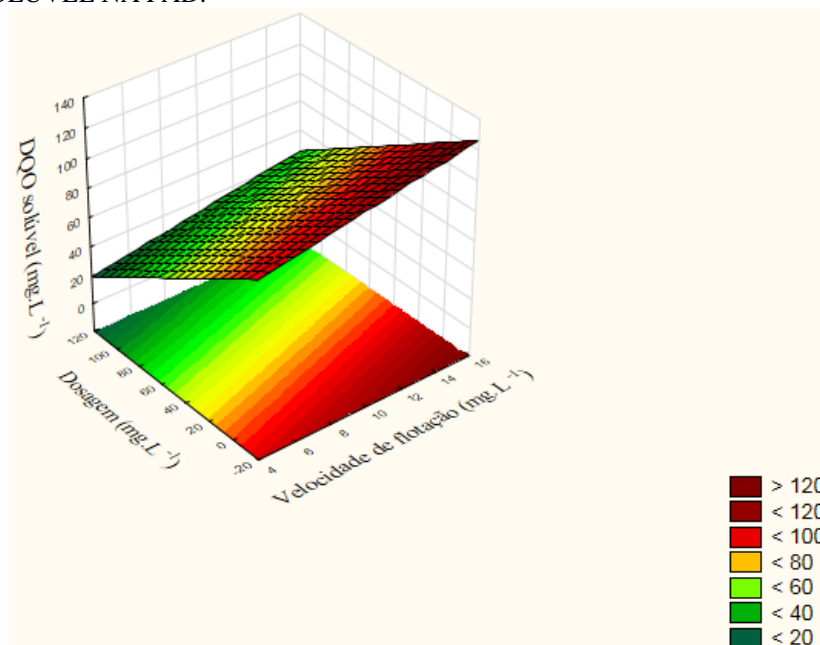
Conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de $FeCl_3$ ($p=0.000000 < 0,05$) e o fator velocidade de flotação ($p=0.00020 < 0,05$) interferiram significativamente na remoção de DQO solúvel. Assim, as taxas de aplicação superficial e as dosagens de $FeCl_3$ foram importantes para remoção de DQO solúvel e total.

A interação entre os dois fatores não foi significativa ($p=0.86504 > 0,05$) e desta forma, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de $FeCl_3$ que proporcionou a melhor remoção de DQO solúvel realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que a dosagem de 100 mg.L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou a menor média residual. Em relação à velocidade de flotação, as velocidades 5 cm/min e 8 cm/min foram estatisticamente mais eficientes e não diferiram estatisticamente entre si.

Na FIGURA 12 é apresentada a superfície de resposta gerada a partir do planejamento fatorial para remoção de DQO solúvel na FAD.

FIGURA 12 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA DQO SOLÚVEL NA FAD.



Os menores valores residuais de DQO solúvel (Figura 12), concentraram-se no ponto inferior da velocidade, 5 cm/min e 8 cm/min , e no ponto superior da dosagem, 100 mg.L^{-1} , onde

atingiu-se 74% de eficiência de remoção (residual de 34,2 mg.L⁻¹). Todavia, quando testadas dosagens de cloreto férrico mais baixas e velocidades de flotação mais altas (15 cm/min), elevaram-se os valores residuais de DQO solúvel, chegando a eficiência de remoção de apenas 16,7 % (residual de 115,3 mg.L⁻¹).

4.3.3 Pós-tratamento de efluente de reator UASB por sedimentação

4.3.3.1 Turbidez

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 22 na qual são indicados os valores das médias residuais de turbidez.

TABELA 22 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl₃) E DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE TURBIDEZ NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.

Experimentos	Fatores		Turbidez remanescente (mg.L ⁻¹)
	FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	Ts (min)	
1	0	30	65,8 (33,9)*
2	0	45	65,6 (33)
3	0	60	58,8 (30,4)
4	50	30	34,5 (21,6)
5	50	45	32,8 (21,4)
6	50	60	36,1 (29,9)
7	100	30	9,7 (5,2)
8	100	45	9,4 (5,8)
9	100	60	9,9 (5,1)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de turbidez são apresentadas na TABELA 23. Foi utilizada a tabela unilateral da distribuição F de Fisher a 5%, cruzando os dados dos graus de liberdade dos fatores Ts, dosagem, Ts * dosagem com os graus de liberdade do resíduo, individualmente.

TABELA 23 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE TURBIDEZ.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
Ts	2	28	13,8	0,0205	3,23*	0,97976
Dosagem	2	26001	13000,4	19,2475	3,23*	0,00000
Ts * Dosagem	4	197	49,4	0,0731	2,61*	0,98996
Resíduo	45	30394	675,4			
Total	53	56620				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

O valor de F_{cal} apresentado na TABELA 23 é maior que o valor de F_{tab} em relação à dosagem ($F_{cal} = 19,2475 > F_{tab} = 3,23$). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. Os valores de F_{cal} correspondentes à Ts e Ts * dosagem são menores que os valores de F_{tab} ($F_{cal} = 0,0205 < F_{tab} = 3,23$; $F_{cal} = 0,0731 < F_{tab} = 2,61$, respectivamente). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

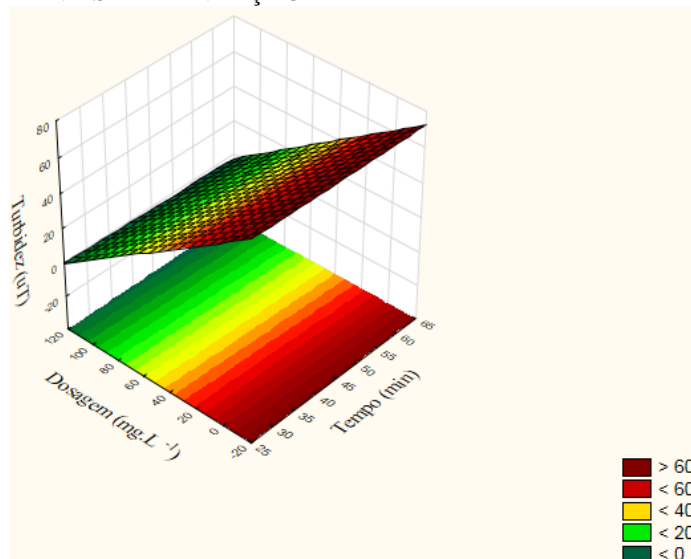
De acordo com os resultados do teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de $FeCl_3$ ($p=0.000000 < 0,05$) interferiu significativamente na remoção de turbidez. O fator tempo de sedimentação não interferiu significativamente na remoção de turbidez ($p=0.97976 > 0,05$), indicando que a eficiência de remoção de turbidez independe do tempo de sedimentação. Logo, é importante destacar que as taxas de aplicação não foram fatores importantes na remoção dos parâmetros na sedimentação e na FAD.

A interação entre dosagem de $FeCl_3$ e tempo de sedimentação não foi significativa ($p=0.98996 > 0,05$), desta forma, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de $FeCl_3$ que proporcionou a melhor remoção de turbidez realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que a dosagem de 100 mg.L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou a menor média residual.

A partir do planejamento fatorial, foram geradas superfícies de respostas para os valores residuais de cada parâmetro estudado no pós-tratamento por sedimentação. A superfície de resposta é apresentada na FIGURA 13, onde o fator tempo de sedimentação (min) localiza-se no eixo x, a dosagem de cloreto férrico (mg.L^{-1}) no eixo y, e a resposta dada pelos residuais, encontra-se no eixo z.

FIGURA 13 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA TURBIDEZ NA SEDIMENTAÇÃO



O valor residual mais baixo foi encontrado no ponto superior da dosagem e do tempo de sedimentação, 100 mg.L⁻¹e 60 min, respectivamente, alcançando 90,8% de eficiência de remoção (residual de 9,4 uT). A diminuição da dosagem e do tempo de sedimentação ocasionou a elevação dos residuais de turbidez, chegando a 65,8 mg.L⁻¹ e eficiência de remoção de apenas 36% (nas condições de 0 mg.L⁻¹ de FeCl₃ e Ts = 30 min).

A eficiência de remoção de turbidez atingida neste ensaio, de 91,2%, foi superior a alcançada no pós-tratamento por FAD, que foi de 83,4%.

4.3.3.2 Fósforo solúvel

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 24 na qual são indicados os valores das médias residuais de fósforo solúvel.

TABELA 24 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl₃) E DA TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO SOLUVEL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.

Experimentos	Fatores		Fósforo solúvel remanescente (mg.L ⁻¹)
	FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	Ts (min)	
1	0	30	2,1 (0,5)*
2	0	45	2,1 (0,6)
3	0	60	1,9 (0,5)
4	50	30	0,4 (0,1)
5	50	45	0,5 (0,1)
6	50	60	0,7 (0,5)
7	100	30	0,2 (0,1)
8	100	45	0,3 (0,1)
9	100	60	0,4 (0,2)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de fósforo solúvel são apresentadas na TABELA 25.

TABELA 25 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE FÓSFORO SOLÚVEL.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
Ts	2	0,086	0,0432	0,28	3,23*	0,75698
Dosagem	2	30,934	15,4668	100,26	3,23*	0,00000
Ts * Dosagem	4	0,537	0,1342	0,87	2,61*	0,48925
Resíduo	45	6,942	0,1543			
Total	53	38,499				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

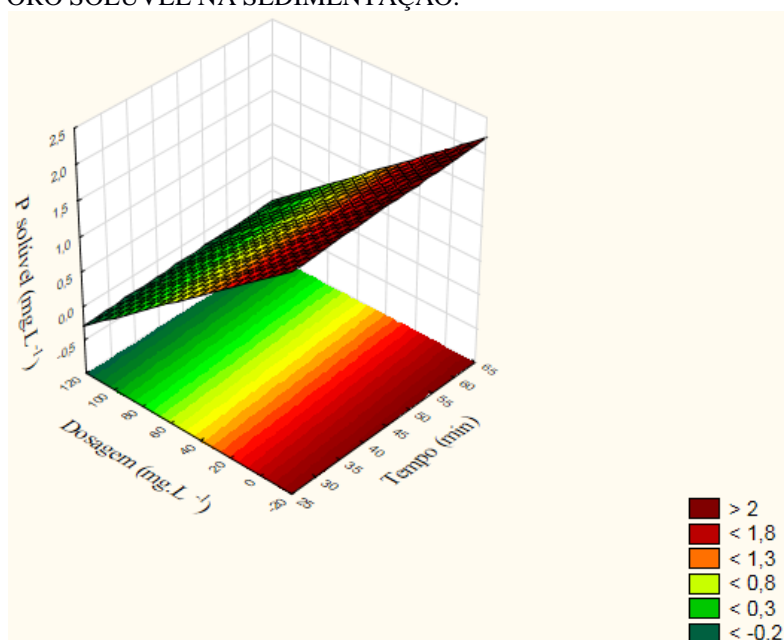
O valor de F_{cal} apresentado na TABELA 25 é maior que os valores de F_{tab} em relação à dosagem ($F_{\text{cal}} = 100,26 > F_{\text{tab}} = 3,23$). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. Os valores de F_{cal} correspondentes à Ts e Ts * dosagem são menores que os valores de F_{tab} ($F_{\text{cal}} = 0,28 < F_{\text{tab}} = 3,23$; $F_{\text{cal}} = 0,87 < F_{\text{tab}} = 2,61$, respectivamente). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

Conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de FeCl_3 ($p=0.000000 < 0,05$) interferiu significativamente na remoção de fósforo solúvel. O fator tempo de sedimentação não interferiu significativamente na remoção de fósforo solúvel ($p=0.75698 > 0,05$). Já a interação entre os dois fatores não foi significativa ($p=0.48925 > 0,05$), desta forma, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de FeCl_3 que proporcionou a melhor remoção de fósforo solúvel realizou-se o Teste de Tukey. Este comprovou que as concentrações de 50 e 100 mg.L^{-1} e não diferiram entre si e foram estatisticamente mais eficientes, pois apresentaram menores médias residuais de fósforo solúvel.

A superfície de resposta gerada a partir do planejamento fatorial para remoção de fósforo solúvel na sedimentação é apresentada na FIGURA 14.

FIGURA 14 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA FÓSFORO SOLÚVEL NA SEDIMENTAÇÃO.



Observa-se na FIGURA 14 que os menores valores residuais encontram-se no ponto inferior da dosagem, 100 mg.L^{-1} . É visível uma leve elevação no residual de fósforo solúvel

com o aumento do tempo. Entretanto, o efeito da variação do tempo de sedimentação não foi estatisticamente significativo na remoção de fósforo solúvel.

Neste ensaio obteve-se eficiência de remoção de 92% e residual de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo solúvel. Contudo, a partir do momento em que diminuiu-se a dosagem de cloreto férrico, os valores residuais de fósforo solúvel aumentaram, chegando a $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$, com remoção de 16% sem emprego de coagulante.

A mesma remoção foi obtida no ensaio de pós-tratamento por FAD.

4.3.3.3 Fósforo total

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 26 na qual são indicados os valores das médias residuais de fósforo total.

TABELA 26 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3^2 UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl_3) E DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.

Experimentos	Fatores		Fósforo total remanescente (mg.L^{-1})
	FeCl_3 (mg.L^{-1})	Ts (min)	
1	0	30	2,8 (0,8)*
2	0	45	2,7 (0,8)
3	0	60	2,7 (0,7)
4	50	30	1,6 (0,6)
5	50	45	1,5 (0,6)
6	50	60	1,5 (0,5)
7	100	30	0,4 (0,3)
8	100	45	0,4 (0,3)
9	100	60	0,4 (0,3)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de fósforo total são apresentadas na TABELA 27.

TABELA 27 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F_{cal}	F_{tab}	p – valor
Ts	2	0,132	0,0679	0,156	3,23*	0,85602
Dosagem	2	53,099	26,5493	60,984	3,23*	0,00000
Ts * Dosagem	4	0,136	0,0340	0,078	2,61*	0,98864
Resíduo	45	19,591	0,4353			
Total	53	72,961				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

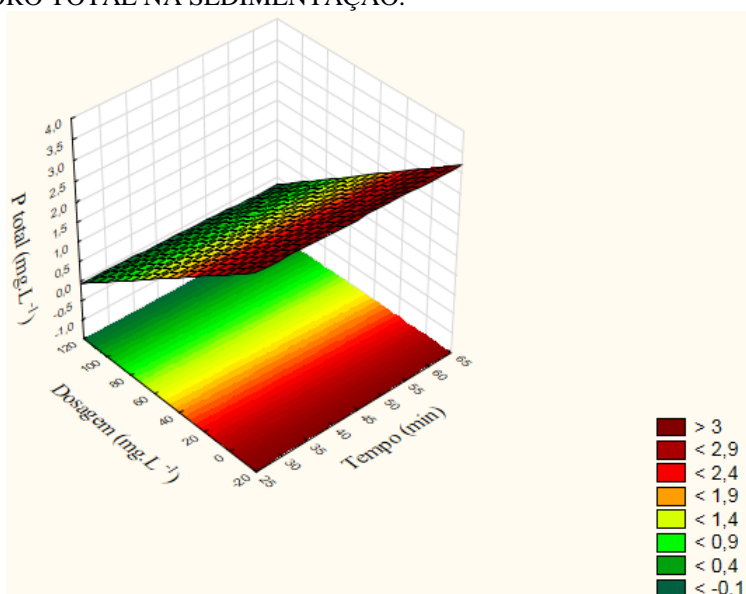
O valor de F_{cal} apresentado na TABELA 27 é maior que o valor de F_{tab} em relação à dosagem ($F_{cal} = 60,984 > F_{tab} = 3,23$). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. Os valores de F_{cal} correspondentes à T_s e $T_s * dosagem$ são menores que os valores de F_{tab} ($F_{cal} = 0,156 < F_{tab} = 3,23$; $F_{cal} = 0,078 < F_{tab} = 2,61$, respectivamente). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

De acordo como os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de $FeCl_3$ ($p=0.000000 < 0,05$) interferiu significativamente na remoção de fósforo total. O fator tempo de sedimentação não interferiu significativamente na remoção de fósforo total ($p=0.85602 > 0,05$), indicando que a eficiência de remoção de fósforo total independe do tempo de sedimentação. Já a interação entre os dois fatores não foi significativa ($p=0.98864 > 0,05$), desta forma, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de $FeCl_3$ que proporcionou a melhor remoção de fósforo total realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que a dosagem de 100 mg.L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou menor média residual de fósforo total.

Na FIGURA 15 é apresentada a superfície de resposta gerada a partir do planejamento fatorial para remoção de fósforo total na sedimentação.

FIGURA 15 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA FÓSFORO TOTAL NA SEDIMENTAÇÃO.



Verifica-se, a partir da FIGURA 15, que os menores valores residuais de fósforo total encontram-se no ponto superior da dosagem e do tempo de sedimentação, 100 mg.L^{-1} e 60 min, respectivamente, alcançando eficiência de remoção de 90,2% (residual de $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$). Entretanto, no momento em que diminuiu-se a dosagem de cloreto férrico e o tempo de

sedimentação até seus pontos inferiores, de 0 mg.L⁻¹ e 30 min, respectivamente, os valores residuais de fósforo total, elevaram-se para 2,8 mg.L⁻¹, com eficiência de remoção de 31,7%.

Em comparação ao ensaio FAD, onde obteve-se eficiência de remoção de fósforo total de 87,8% na sedimentação, a remoção foi similar, atingindo 90,2%.

4.3.3.4 DQO total

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 28 na qual são indicados os valores das médias residuais de DQO total.

TABELA 28 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl₃) E DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO TOTAL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.

Experimentos	Fatores		DQO total remanescente (mg.L ⁻¹)
	FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	Ts (min)	
1	0	30	135,67 (26,26)*
2	0	45	123 (26,43)
3	0	60	103,5 (23,64)
4	50	30	122,5 (23,63)
5	50	45	95 (6,29)
6	50	60	83,5 (14,95)
7	100	30	111,5 (23,47)
8	100	45	94,17 (21,40)
9	100	60	74,17 (15,29)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de DQO total são apresentadas na TABELA 29.

TABELA 29 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE DQO TOTAL.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
Ts	2	11786	5893,2	11,0171	3,23*	0,00013
Dosagem	2	7312	3656,1	6,8349	3,23*	0,00256
Ts * Dosagem	4	372	93,0	0,1738	2,61*	0,95070
Resíduo	45	24071	534,9			
Total	53	43541				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

Os valores de F_{cal} apresentados na TABELA 29 são maiores que os valores de F_{tab} em relação ao Ts e dosagem (F_{cal} = 11,0171 > F_{tab} = 3,23; F_{cal} = 6,8349 > F_{tab} = 3,23, respectivamente). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. O

valor de F_{cal} correspondente à T_s * dosagem é menor que o valor de F_{tab} (; $F_{cal} = 0,1738 < F_{tab} = 2,61$, respectivamente). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

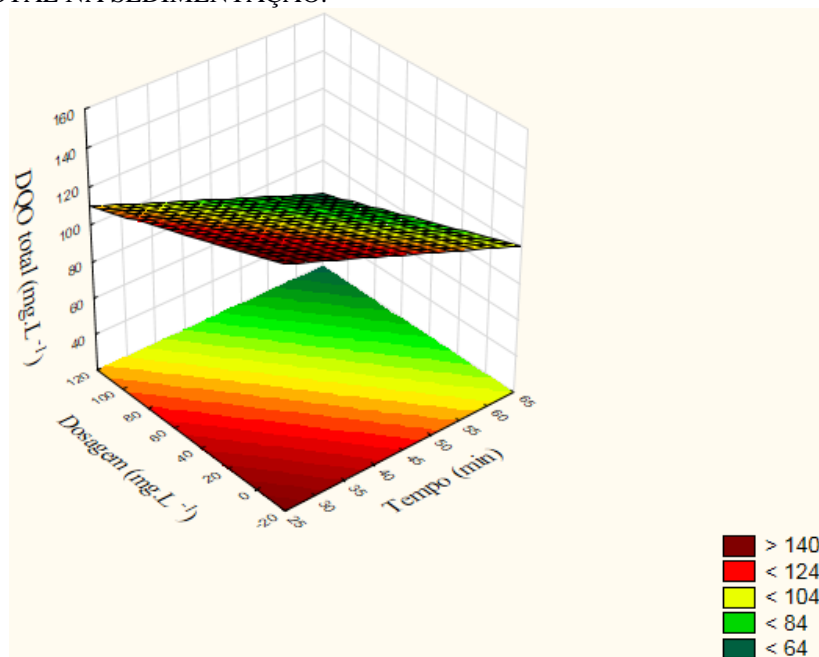
Conforme os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de $FeCl_3$ ($p=0.00256 < 0,05$) e o fator tempo de sedimentação ($p=0.00013 > 0,05$) interferiram significativamente na remoção de DQO total. Neste caso, além das dosagens de $FeCl_3$, as taxas de aplicação superficial também foram importantes na remoção de DQO total.

A interação entre os dois fatores não foi significativa ($p=0.95070 > 0,05$), desta forma, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de $FeCl_3$ que proporcionou melhor remoção de DQO total, realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que as concentrações de 50 e 100 $mg.L^{-1}$ não diferiram entre si e foram estatisticamente mais eficientes, pois apresentaram menor média residual de DQO total. Já em relação ao tempo de sedimentação, pode-se afirmar que os tempos de 45 e 60 minutos foram estatisticamente mais eficientes e não diferiram entre si.

Na FIGURA 16, é apresentada a superfície de resposta gerada a partir do planejamento fatorial que ilustra a remoção de DQO total por meio da sedimentação.

FIGURA 16 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA DQO TOTAL NA SEDIMENTAÇÃO.



Verifica-se que os menores valores residuais de DQO total encontram-se nos pontos superiores da dosagem (50 e 100 $mg.L^{-1}$) e nos pontos superiores do tempo de sedimentação

(45min e 60 min), alcançando eficiência de remoção de 58,3% (74,1 mg.L⁻¹ de residual). Por outro lado, ao diminuir a dosagem de coagulante e diminuir o tempo de sedimentação, os valores residuais de DQO total elevaram-se. Testes realizados sem o emprego do coagulante cloreto férrico e com tempos de sedimentação de 30 min, atingiram eficiência de remoção de apenas 23,7% com residual de 135,7 mg.L⁻¹ de DQO total.

A eficiência de remoção de DQO total neste ensaio de sedimentação, de 58,3%, foi inferior à eficiência obtida na FAD, de 82,2% (residual de 31,6 mg.L⁻¹).

4.3.3.5 DQO solúvel

O planejamento fatorial é apresentado na TABELA 30 na qual são indicados os valores das médias residuais de DQO solúvel.

TABELA 30 - PLANEJAMENTO FATORIAL 3² UTILIZADO PARA VERIFICAR O EFEITO DO CLORETO FÉRRICO (FeCl₃) E DO TEMPO DE SEDIMENTAÇÃO NA REMOÇÃO DE DQO SOLÚVEL NO PROCESSO DE PÓS-TRATAMENTO POR SEDIMENTAÇÃO.

Experimentos	Fatores		DQO solúvel remanescente (mg.L ⁻¹)
	FeCl ₃ (mg.L ⁻¹)	Ts (min)	
1	0	30	118,5 (20,20)*
2	0	45	107,67 (24,32)
3	0	60	79,67 (7,47)
4	50	30	99,83 (12,90)
5	50	45	83,5 (6,99)
6	50	60	67 (9,73)
7	100	30	88,33 (12,17)
8	100	45	70,83 (8,88)
9	100	60	50,83 (7,03)

Nota: * Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

As análises de variância para remoção de DQO solúvel são apresentadas na TABELA 31.

TABELA 31 – ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA) PARA REMOÇÃO DE DQO SOLÚVEL.

Fonte de variação	GL	SQ	QM	F _{cal}	F _{tab}	p – valor
Ts	2	12048,5	6024,2	27,5121	3,23*	0,00000
Dosagem	2	9260,7	4630,4	21,1464	3,23*	0,00000
Ts * Dosagem	4	229,4	57,4	0,2619	2,61*	0,90082
Resíduo	45	9853,5	219,0			
Total	53	31392,1				

Nota: GL - grau de liberdade; SQ – soma quadrática; QM – quadrado médio; F_{cal} – F calculado; F_{tab} – F tabelado.* aproximadamente.

Os valores de F_{cal} apresentados na TABELA 31 são maiores que os valores de F_{tab} em relação ao Ts e dosagem ($F_{cal} = 27,5121 > F_{tab} = 3,23$; $F_{cal} = 21,1464 > F_{tab} = 3,23$, respectivamente). Desta forma, pode-se dizer que há diferença significativa entre as médias. O valor de F_{cal} correspondente à Ts * dosagem é menor que o valor de F_{tab} ($F_{cal} = 0,2619 < F_{tab} = 2,61$, respectivamente). Neste caso não há diferença significativa entre os valores das médias.

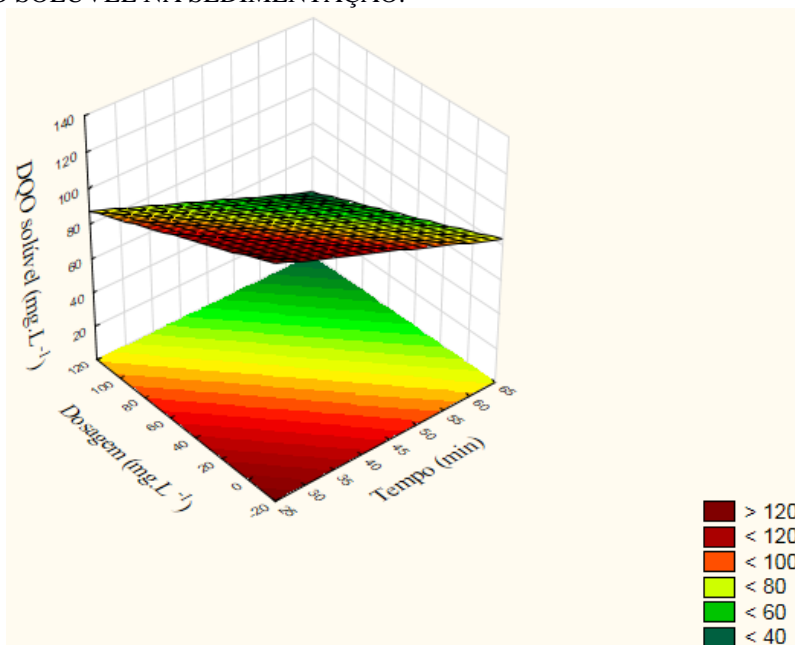
De acordo como os resultados obtidos no teste de ANOVA, a nível de 5% de significância, é possível afirmar que o fator dosagem de $FeCl_3$ ($p=0.00000 < 0,05$) e o fator tempo de sedimentação ($p=0.00000 > 0,05$) interferiram significativamente na remoção de DQO solúvel. Da mesma forma, como ocorreu na remoção de DQO total, a dosagem de $FeCl_3$ e as taxas de aplicação superficial foram importantes da remoção de DQO solúvel.

A interação entre os dois fatores não foi significativa ($p=0.90082 > 0,05$), portanto, afirma-se que os efeitos dos fatores atuam de forma independente, ou seja, o efeito de um fator não depende do nível de outro fator.

Para identificar a dosagem de $FeCl_3$ que proporcionou melhor remoção de DQO solúvel realizou-se o Teste de Tukey. O teste comprovou que a dosagem de 100 mg.L^{-1} foi estatisticamente mais eficiente, pois apresentou menor média residual de DQO solúvel. Já em relação aos tempos de sedimentação, o tempo de 60 minutos foi estatisticamente mais eficiente na remoção de DQO solúvel.

A superfície de resposta gerada a partir do planejamento fatorial para a remoção de DQO solúvel na sedimentação é apresentada na FIGURA 17.

FIGURA 17 – SUPERFÍCIE DE RESPOSTA GERADA MEDIANTE PLANEJAMENTO FATORIAL PARA DQO SOLÚVEL NA SEDIMENTAÇÃO.



Na FIGURA 17 é possível observar que o menor valor residual de DQO solúvel, localiza-se no ponto superior da dosagem, de 100 mg.L⁻¹, e no ponto superior do tempo de sedimentação, de 60 min, alcançando-se eficiência de remoção de 61,5% e residual de 50,8 mg.L⁻¹ de DQO solúvel. A diminuição das dosagens de cloreto férrico e dos tempos de sedimentação, acarretaram no aumento dos valores residuais de DQO solúvel (118,5 mg.L⁻¹), atingindo eficiência de remoção de 10,2% (nas condições 0 mg.L⁻¹ de FeCl₃ e Ts = 30 min).

A eficiência de remoção de DQO solúvel obtida neste ensaio de sedimentação, de 61,5%, foi inferior a obtida no pós-tratamento por FAD, de 74% (residual de 34,2 mg.L⁻¹).

4.4 CONFIGURAÇÃO ÓTIMA

Após a execução dos ensaios de otimização, realizaram-se novamente ensaios com as melhores condições obtidas para o processo de FAD e sedimentação, a fim de avaliar o desempenho do processo na remoção dos parâmetros: turbidez, DQO solúvel, DQO total, fósforo solúvel, fósforo total, nitrogênio amoniacal, sólidos totais, sólidos suspensos totais, cromo, cobre, chumbo e ferro. As configurações ótimas foram adotadas a partir da análise dos resultados estatísticos obtidos na primeira etapa do trabalho.

A segunda etapa compreendeu a realização de ensaios de coagulação/floculação/flotação e coagulação/floculação/sedimentação em equipamento flotatete a partir de mais uma coleta de efluente de reator UASB na ETE em estudo. Adotaram-se as mesmas condições operacionais da primeira etapa, empregando-se os seguintes valores ótimos:

- Flotação por ar dissolvido (FAD) - dosagem de 100 mg FeCl₃/L e velocidade de flotação de 5 cm/min;
- Sedimentação - dosagem de 100 mg FeCl₃/L e tempo de sedimentação de 60 minutos.

4.4.1 Caracterização do efluente da segunda etapa

Os resultados das médias da caracterização físico-química do esgoto bruto e efluente de reator UASB são apresentados na TABELA 32.

TABELA 32 – CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE REATOR UASB DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO

Parâmetro	Esgoto Bruto	Efluente reator UASB
Ph	6,94	7,26
Turbidez (uT)	139	139
Alcalinidade (mg.L⁻¹)	-	329,6
DBO (mg.L⁻¹)	401	157
DQO total (mg.L⁻¹)	850	350
DQO solúvel (mg.L⁻¹)	424	134
N-amoniaco (mg.L⁻¹)	75,4	70,4
Fósforo total (mg.L⁻¹)	4,76	5,2
Fósforo solúvel (mg.L⁻¹)	3,48	2,85
Ferro (mg.L⁻¹)	-	2,3
Sulfato	-	65
Chumbo (mg.L⁻¹)	-	ND
Cobre (mg.L⁻¹)	-	ND
Cromo (mg.L⁻¹)	-	1,06
ST (mg.L⁻¹)	1204	812
SST (mg.L⁻¹)	292	98
SSV (mg.L⁻¹)	254	76
SSF (mg.L⁻¹)	38	22

Nota: ND – não identificado

Nota-se diferença nos resultados das médias da caracterização físico-química do efluentes na TABELA 32 com relação as médias da caracterização físico-química dos efluentes da primeira etapa. As variações nas características do efluente ocorridas são normais, considerando um sistema que trata biologicamente os efluentes, sofrem interferência de fatores externos como incidência solar, precipitação pluviométrica, vento e fatores operacionais como taxa de carregamento ampliada, dentre outros.

Após passar pelo reator UASB, o efluente estudado ainda apresenta elevada concentração de matéria orgânica e sulfato, o que pode ser evidenciado nos valores de DBO com 157 mg.L⁻¹, 350 mg.L⁻¹ de DQO e 50 mg.L⁻¹ de sulfato (Tabela 23). O mesmo ocorre para a concentração de nutrientes no efluente que ainda continua elevada, apresentado valores de 5,27 mg.L⁻¹ de fósforo total e 70,4 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal. Dessa forma, existe necessidade do pós-tratamento deste efluente.

4.4.2 Avaliação da eficiência dos tratamentos realizados em escala laboratorial em comparação com o efluente final da ETE em estudo

Na TABELA 33 são apresentadas as eficiências médias de remoção de turbidez, DQO total, DQO solúvel, fósforo total, fósforo solúvel, nitrogênio amoniacal, ST, SST, SSV e SSF

utilizando as condições ótimas na FAD (100 mg.L^{-1} e $V_f = 5 \text{ cm.min}^{-1}$) e na sedimentação (100 mg.L^{-1} e $T_s = 60 \text{ min}$).

TABELA 33 – EFICIÊNCIAS MÉDIAS DE REMOÇÃO (%) DOS PARÂMETROS ESTUDADOS NA SEGUNDA ETAPA PELO PROCESSO DE FAD E SEDIMENTAÇÃO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB EM COMPARAÇÃO COM EFLUENTE FINAL DA ETE EM ESTUDO.

Parâmetro	FAD		Sedimentação		Efluente Final ETE	
	Residual	% de remoção	Residual	% de remoção	Residual	% de remoção
Turbidez (uT)	28,6	79,4	15,5	88,8	35,2	74,6
DQO total (mg/L)	190	45,7	150	57	160	54,2
DQO solúvel (mg/L)	95	29,7	128	4,9	70	47,7
Fósforo total (mg/L)	0,91	80,8	0,17	96,7	3,31	37,2
Fósforo solúvel (mg/L)	0,2	93	0,1	96,5	1,66	41,7
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	58,2	22,8	65,1	13,6	45,3	40
ST (mg/L)	690	15	260	67,9	540	33,5
SST (mg/L)	81	17	28	71,4	34	65
SSV (mg/L)	44	30	8	84,9	24	57
SSF (mg/L)	37	20	20	55,5	10	77,7

Com base nos resultados da TABELA 33, observa-se que a turbidez remanescente no efluente após tratamento por FAD resultou em 28,6 uT, com eficiência média de remoção de 79,4%; este valor foi pouco inferior à turbidez remanescente encontrada no efluente após tratamento por sedimentação, que foi de 15,5 uT com eficiência média de remoção de 88,8%. O efluente final da ETE apresentou o menor valor remanescente de turbidez de 35,2 uT, com eficiência média de remoção de 74,6%.

A eficiência média de remoção de DQO total após a FAD alcançou porcentagem de 45,7% (residual de 190 mg.L⁻¹), valor este abaixo da eficiência média de remoção atingida na sedimentação, que foi de 57% (residual de 150 mg.L⁻¹). Em relação a DQO solúvel, a eficiência média de remoção obtida foi de 29,7% (residual de 95 mg.L⁻¹) na FAD, superior a eficiência média de remoção atingida na sedimentação, de 4,9% (residual de 128 mg.L⁻¹). Já o efluente final da ETE apresentou eficiências de remoção de DQO total e DQO solúvel próximas às da sedimentação, com 54,2% e 47,7%, respectivamente, (residual de 160 e 70 mg/L).

Quanto ao fósforo total e fósforo solúvel, as eficiências médias de remoção atingidas na FAD foram de 80,8% e 93%, respectivamente (residual de 0,91 e 0,2 mg.L⁻¹). Já no pós-tratamento por sedimentação, a eficiência média de remoção foi superior, 96,7% e 96,5%, respectivamente (residual de 0,17 e 0,1 mg.L⁻¹). O efluente final da ETE apresentou eficiência de remoção de fósforo total e fósforo solúvel de 37,2% e 41,7%, respectivamente, (residual de 3,31 e 1,66 mg/L).

As eficiências médias de remoção de nitrogênio amoniacal foram baixas nos pós-tratamentos realizados, sendo encontrada remoção de 22,8% e 13,6%, no efluente de FAD e sedimentação, respectivamente, (residual de 58,2 e 65,1 mg.L⁻¹). O efluente final da ETE apresentou eficiência média de remoção de 40% com residual de 45,3 mg/L. Casagrande et. al (2016), em seus estudos, obtiveram eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 100% utilizando 90 mg.L⁻¹ de PAC em um sistema combinado de FAD e filtração adsortiva em zeólita para tratamento de efluente de reator UASB.

Em relação aos outros parâmetros analisados (ST, SST, SSV e SSF), as eficiências de remoção encontradas não foram tão satisfatórias no que se refere ao pós-tratamento por FAD, já o pós-tratamento por sedimentação obteve boas eficiências de remoção.

4.4.3 Análise de custos com coagulante

As dosagens ótimas obtidas foram extrapoladas para a Estação de Tratamento de Esgoto em estudo. Na TABELA 34 são apresentados os valores de massa de coagulante cloreto férrico (FeCl_3) necessários e os custos diários nos pós-tratamentos por FAD e sedimentação.

TABELA 34 – Quantidade de massa e custos diários com o emprego de cloreto férrico na FAD e sedimentação.

	Dosagem de FeCl_3	
	50 mg.L^{-1}	100 mg.L^{-1}
Massa de FeCl_3 (Kg/dia)	454,7	907,9
Custo diário (R\$)	682,10	1361,8

Os valores apresentados na TABELA 34 foram obtidos através de cálculos considerando a vazão da ETE de 40 L.s^{-1} e o custo do FeCl_3 38% de R\$ 1,50/Kg. Como é observado, pode-se conseguir uma grande economia no consumo de coagulante cloreto férrico, quando este for utilizado de forma que sua menor concentração consiga atingir boa remoção dos parâmetros, como matéria orgânica e nutrientes.

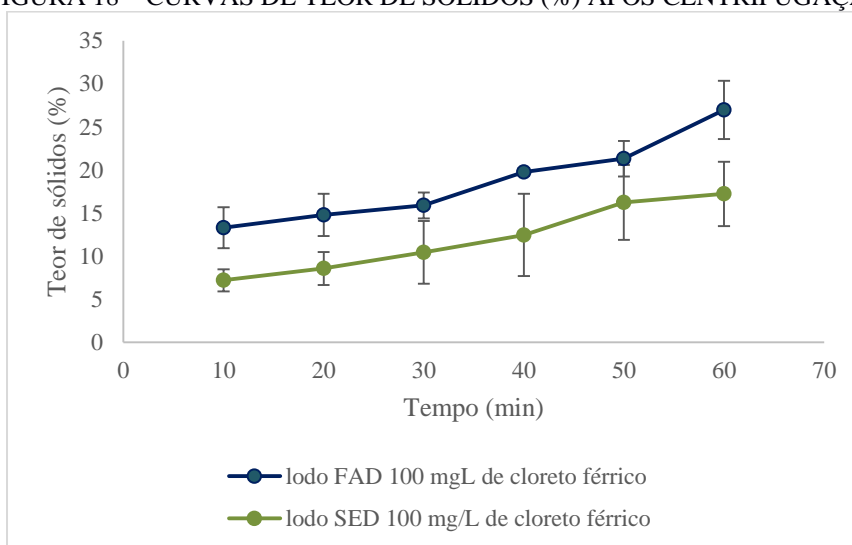
4.4.4 Ensaio de centrifugação

Na FIGURA 18, são apresentadas as curvas de centrifugação que foram geradas a partir do método proposto visando a obtenção do maior índice de teor de sólidos. As amostras centrifugadas correspondem ao lodo proveniente de pós tratamento por FAD e por sedimentação, ambas realizadas com o emprego de 100 mg.L^{-1} de cloreto férrico.

É importante comentar que as amostras foram deixadas em repouso por 24 horas para permitir a separação da fase líquida e sólida, utilizando assim apenas o lodo decantado nos ensaios.

As amostras de lodo da FAD e da sedimentação possuíam inicialmente, antes da centrifugação, teores de sólidos de 2,86% e 1,43% respectivamente. Após, foram realizados os ensaios de centrifugação que se estenderam até 60 min, com intervalos de leitura de 10 min.

FIGURA 18 – CURVAS DE TEOR DE SÓLIDOS (%) APÓS CENTRIFUGAÇÃO



A determinação das curvas de centrifugação permite o estudo da influência do tempo de centrifugação aplicada no grau de remoção de água da torta. A análise comparativa das curvas de centrifugação da FIGURA 18 permitem constatar que as amostras de lodo da FAD e de lodo da sedimentação apresentaram teores de sólidos crescentes conforme o aumento do tempo. Após 60 minutos de ensaio, para as amostras de FAD e sedimentação, obtiveram teores de sólidos na torta de 30,3% e 21,4%, respectivamente. Dessa forma, o gerenciamento do lodo gerado na FAD é mais vantajoso financeiramente, pois quanto menor o volume do lodo destinado para tratamento e disposição final, menor o custo com essas etapas;

O mesmo método foi aplicado ao lodo de ETA, com a mesma intensidade de rotação, por Reali et al. (1999) que obtiveram teores de sólidos na torta de 37,5% com aplicação de 3,6 g/kg de polímero catiônico. Neste estudo, antes da centrifugação, os autores submeteram a amostra ao espessamento por flotação.

O tempo de centrifugação nos ensaios de bancada deve ser àquele a partir do qual não se verifique variação significativa no teor de sólidos (REALI et al., 1999). Contudo, conforme os resultados apresentados na Figura 20, esse tempo corresponderia a 60 minutos de centrifugação para as duas amostras, onde atingiu-se maior teor de sólidos.

As microbolhas de ar e as características dos flocos formados no processo de flotação, não influenciam na desidratação em centrífuga (GUIMARÃES, 2007). Tal situação pode ser observada no presente trabalho, onde a amostra de lodo flotado atingiu, inclusive, maior índice de teor de sólidos no processo de centrifugação, quando comparada à porcentagem atingida pela amostra de lodo sedimentado. Ademais, foi possível observar visualmente a inexistência de microbolhas presentes no lodo, que podem ser removidas durante homogeneização do lodo.

Ainda, é importante destacar que, em escala real, o ar presente no lodo está sujeito a gradientes de agitação ainda maiores que os realizados em escala laboratorial, eliminando as microbolhas presentes nos processos de raspagem, transporte e recalque do lodo.

4.4.5 Teste de toxicidade com *Daphnia magna*

Na TABELA 35 são apresentados os resultados do fator de toxicidade (FT) obtidos nos ensaios de toxicidade realizados com *Daphnia Magna*.

TABELA 35 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE REALIZADOS COM *Daphnia Magna*.

Amostra	% Organismos imóveis / Fator de diluição										FT		
	%	Fd	%	Fd	%	Fd	%	Fd	%	Fd			
	100	1	50	2	25	4	12,5	8	6,2	10	3,1	32	
E. Reator UASB	93,3	(11,5)*	26,6	(5,7)	0,3	(0,5)	0		0		0	4	
FAD	10	(10)	0		0		0		0		0	1	
Sedimentação	0		0		0,6	(1,1)	0,3	(0,5)	0		10	(10)	1

Nota: % = porcentagem de diluição do efluente

Fd = fator de diluição

FT = fator de toxicidade

* Os valores entre parênteses indicam desvio padrão das amostras.

O fator de toxicidade é determinado quando o ensaio for realizado com uma série de diluições da amostra. O valor de FT não é calculável e é expresso pelo valor de fator de diluição (FD) correspondente a maior concentração da amostra na qual não se observa imobilidade superior a 10% dos organismos-teste (ABNT, 2016).

Na amostra do efluente do reator tipo UASB, a diluição 25% foi a maior concentração que não observou imobilidade maior que 10% dos organismos imóveis, havendo imobilidade maior nas diluições menores, caracterizando o resultado como FT = 4. Na amostra do efluente de FAD, a diluição de 100% foi a maior concentração da amostra na qual não se observou imobilidade superior a 10%, sendo assim, a amostra é considerada com FT = 1. Para a amostra do efluente da sedimentação, a diluição 100% foi a maior concentração onde não observou-se imobilidade dos organismos-teste superior a 10%, caracterizando-a com FT = 1.

Quanto às *Daphnias magna*, no momento dos ensaios foram realizadas determinações do pH que permaneceu na faixa de 7,6 a 8,0 estabelecido na ABNT NBR 12713 (2016).

Na Resolução CEMA 81/2010 são dispostos critérios e padrões de ecotoxicidade para o controle de efluentes líquidos no estado do Paraná. No art. 4º desta Resolução, é estabelecido

que a partir do oitavo ano de sua publicação, ou seja no ano de 2018, as atividades licenciadas deverão atender ao limite máximo de ecotoxicidade: fator de toxicidade (FT) = 2. No entanto, em seu art. 9º, ela cita que os efeitos ecotoxicológicos dos efluentes das Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários deverão ser avaliados durante um período mínimo de 2 anos, para posterior definição dos padrões e limites máximos de ecotoxicidade, por meio de norma complementar.

As amostras do efluente da FAD e da sedimentação atenderiam ao valor máximo permitido de FT = 1 pela Fundação do Meio ambiente – FATMA, no Estado de Santa Catarina através da Portaria FATMA 017/2002 para *Daphnia magna*.

5 CONCLUSÕES

- Com base nas análises estatísticas, a interferência das dosagens de FeCl_3 na remoção de turbidez, DQO total, DQO solúvel, fósforo total e fósforo solúvel é mais importante que a interferência das taxas de aplicação superficial;
- A dosagem de 100 mg.L^{-1} de FeCl_3 apresenta-se mais efetiva, porém a mais onerosa nos dois tipos de pós-tratamento: flotação por ar dissolvido e sedimentação;
- Os ensaios de pós-tratamento por flotação por ar dissolvido e sedimentação sem o emprego de cloreto férrico não apresentam bons resultados de remoção de turbidez, DQO total, DQO solúvel, fósforo total e fósforo solúvel;
- O emprego de 50 mg.L^{-1} de cloreto férrico no pós-tratamento por FAD ($V_f = 5 \text{ cm/min}$) e por sedimentação ($T_s = 60 \text{ min}$) traz resultados altamente satisfatórios, com baixos residuais dos parâmetros estudados. Entretanto, devido a alta variação das características físico-químicas do efluente de reator anaeróbio, considera-se a dosagem de 100 mg.L^{-1} de cloreto férrico mais efetiva;
- A coagulação/floculação do efluente do reator tipo UASB, para a dosagem de 100 mg.L^{-1} , geralmente resulta em eficiências mais elevadas de remoção de turbidez, fósforo (total e solúvel), DQO total e sólidos com o uso do pós-tratamento por sedimentação. A remoção de nitrogênio amoniacal apresenta-se mais elevada no pós-tratamento por flotação por ar dissolvido.
- Em relação ao ensaio de centrifugação, para o tempo de centrifugação de 60 minutos, com lodo proveniente do pós-tratamento por FAD, obtêm-se o maior teor de sólidos na torta, de 30,3%.
- A partir dos testes de toxicidade com *Daphnia magna*, o efluente do reator UASB mostra-se tóxico ($FT = 4$). Já os efluentes do pós-tratamento por FAD e sedimentação não são considerados tóxicos ($FT = 1$).
- Os pós-tratamentos por FAD e sedimentação apresentam ótimo desempenho no que concerne a remoção de fósforo (total e solúvel).

Recomendações:

- A aplicação de polímero catiônico associada à aplicação de cloreto férrico em menores dosagens, poderia ser uma solução vantajosa para o tratamento por FAD de efluente de reator tipo UASB, pois a aplicação de polímeros poderiam levar a maiores taxas de aplicação superficial, associadas às maiores eficiências de remoção de DQO, fósforo, sólidos suspensos obtidas com a aplicação de cloreto férrico;
- Diante do potencial da zeólita em remover amônia, a floto-filtração adsortiva em zeólita pode ser uma promissora alternativa para tratamento de efluentes de reatores anaeróbios;
- Estudos relacionados à recuperação de fósforo – estruvita;

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphnia ssp* (Crustacea, Cladocera). 2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2005.

AMORIM, L. L. G.; VARGAS, K. P.; DE JESUS, E. H. **Análise de eficiência do sistema de lodo ativado no tratamento de efluentes de um curtume na cidade de Uberlândia-MG**. In: Anais do V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Belo Horizonte. p. 1-15, 2014.

ARIANO, G. C.. **Coagulação, floculação e flotação do efluente de reatores anaeróbios, tratando esgoto sanitário, com aplicação de diferentes dosagens de coagulante em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao longo do dia**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

AISSE, M. M.; JÜRGENSEN, D.; REALI, M.A.P.; PENETRA, R.G.; FLORENCIO, L.; ALÉM SOBRINHO, P. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de flotação**. In: Chernicharo, C.A.L. (Coordenador) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Rio de Janeiro. ABES, 2001.

BRATBY, J.; MARAIS, G. V. R. **Saturator performance in dissolved-air (pressure) flotation**. *Water Research*, n.9, p.926-936, 1975.

BRAUN, A.; HILGEMANN, M. Avaliação de diferentes coagulantes para a remoção de fósforo em efluente de indústria de laticínios. **Tecnológica**, v. 18, n. 1, p. 19-23, 2014.

BOX, G. E. P. ; BEHNKEN, D. W. Some new three level designs for the study of quantitative variables. **Technometrics**, v. 2, n. 4, p. 455-475, 1960.

CAMPOS, J. R.; REALI, M.A.P.; DOMBROSKI, S.A.G.; MARCHETTO, M. & LIMA, M.R.A. **Tratamento Físico-Químico por Flotação de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. XXV Congreso Interamericano Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México, 1996.

CASAGRANDE, L. E. M.; FREITAS, B. O.; NASCIMENTO, M. F. SISTEMA COMBINADO DE FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO E FILTRAÇÃO ADSORTIVA EM ZEÓLITA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB. **REEC-Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 12, n. 1. 2016

CASAGRANDE, L. E. M. **Sistema de bancada de flotação por ar dissolvido e filtração-adsortiva para tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2014

CHAO, S. R. I. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CHEN, A.; WANG, Z.; YANG, J. **Influence of bubble size on the fluid dynamic behavior of a daf tank: A 3d numerical investigation.** Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, v. 495, p. 200 – 207, 2016.

CHERNICHARO, L. A. C. **Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, Belo Horizonte, v. 5 p. 73–92, 2006.

CHERNICHARO, L. A. C. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios.** 2ª ed. v. 5, Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357/2005.** Brasil, 2005.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, K. J. H. D. W.; TCHOBANOGLOUS, G. **Water Treatment: Principles and Design.** 3ª. ed. New York: John Wiley & Sons, CROSSLEY, I. A., 2012.

DE HAAS, D. W.; WENTZEL, M. C.; EKAMA, G. A. **The use of simultaneous precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal.** Part 1: literature review. vol. 26, n. 4, South Africa, 2000.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de Água e Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água.** São Carlos: Ldibe, 454 p. 2011.

EDZWALD, J. K. **Principles and application of dissolved air flotation.** Water Science and Technology, v. 31.3-4, p. 1 – 23, 1995.

FALLETTI, L. Food Industry Wastewater Treatment Plant based on Flotation and MBBR. **Mod. Environ. Sci. Eng.**, v. 1, p. 562-566, 2014.

FILHO, S. F. F. **Tratamento de Água: Concepção, Projeto e Operação de Estações de Tratamento—Um Guia Prático para Alunos e Profissionais.** Elsevier Brasil, 2017.

FONSECA, R. R. **Monitoramento e controle avançado aplicados à flotação por ar dissolvido.** Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química da Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 2017.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. **Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges.** Rev Environ Sci Bio/Technol; 5:3–19, 2006.

GUALBERTO, F. F. **Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

HAMEED, Y. T.; IDRIS, A.; HUSSAIN, S. A.; ABDULLAH, N. **A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to polyaluminum chloride, and application in a pilot plant.** Journal of Environmental Management, v. 184, p. 494 – 503, 2016.

HAARHOFF, J. **Dissolved air flotation: progress and prospects for drinking water treatment.** Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua, v. 57.8, p. 555 – 567, 2008.

HOWE, K. J., HAND, D. W., CRITTENDEN, J. C., TRUSSELL, R. R., TCHOBANOGLOUS, G. **Princípios de Tratamento de Água,** 2016.

HELLER, L; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano.** Belo Horizonte, Editora UFMG 2ª ed – volume 2, p. 531-583, 2010.

IAWQ. **Activated sludge model.** International Association on Water Quality. [s.l]: IAWQ Scientific and Technical Reports, [s.v], n.2, 1995.

JENKINS, D.; HERMANOWICZ, S. W. **Principles of chemical phosphate removal, in Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater.** 2. ed., R.I. Sedlak, ed., Chelsea, MI, Lewis Publishers. 1991.

KHAN, A. A., GAUR, R. Z., TYAGI, V. K., KHURSHEED, A., LEW, B., MEHROTRA, I., & KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: a review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232-1251, 2011.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 3 ed. Campinas: Editora Átomo, 493 p., 2005.

LOPES, M. A. **Avaliação de diferentes coagulantes para remoção de sólidos por flotação e sedimentação de água residuária de uma indústria metal-mecânica.** 2011. 192f. Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

LUEDECKE, C.; HERMANOWICZ, S.; JENKINS, D. **Precipitation of ferric phosphate in activated sludge: A chemical model and its verification.** Water Sci. Technol. 21, 325–337. 1989.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. **Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 13, n. 4, p. 395-404, 2008.

DA MATA, RAFLES ANSELMO. **Efeitos do lixiviado de cinzas de precipitadores eletrostáticos de caldeiras de recuperação no tratamento biológico de efluentes de indústrias de polpa celulósica kraft.** Tese de doutorado. Universidade federal de viçosa. 2016

MAURER, M. E BOLLER, M. **Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal.** Water Science and Technology, v.39, n.1, p.147-163, 1998.

METCALF L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineer: treatment, disposal and reuse.** McGraw Hill, 3 ed., New York, 1991.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** McGraw Hill, 5 ed., Brasil, 2016.

PARANÁ. Resolução nº 81. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA). **Diário Oficial do Estado**, 19 de outubro de 2010.

PELEGRINO, E. C. F. **Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação**. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

PENETRA, G. R. **Flotação aplicada ao pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio de leito expandido tratando esgoto sanitário**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 2003.

PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO (PROSAB). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Fortaleza, CE. 2009.

REALI, M. A. P. **Concepção e avaliação de um sistema compacto para tratamento de águas de abastecimento utilizando o processo de Flotação por Ar Dissolvido e Filtração com taxa declinante**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 1991.

REALI, M. A. P.; CORDEIRO, J. S. & PATRIZZI, L. J.; **Proposição de método para ensaios de remoção de água de lodos por centrifugação**. In : CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITARIA E AMBIENTAL, 20, 1999, Rio de Janeiro-RJ, Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2007.10 p

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologias de tratamento**. São Paulo, Blucher, 2009. 2ª reimpressão, 2012.

RIJK, S. E ; VAN DER GRAAF, J.H.J.M. ; DEN BLANKEN, J.G. **Bubble size in flotation thickening**. Water Reserch. Vol. 28. Nº 2, pp. 465-473, printed in Great Britain, 1994.

RUBIO, J.; SOUZA, M. L.; SMITH, R. W. **Overview of flotation as a wastewater tratment technique**. Minerals Engineering, v. 15, p. 139 – 155, 2002.

SANTA CATARINA, Portaria nº 17. Fundação do Meio Ambiente (FATMA). **Diário Oficial do Estado**, 18 de abril de 2002.

SANTOS, R. P.; DANIEL, A. L. **Dissolved air flotation as a potential treatment process to remove Giardia cysts from anaerobically treated sewage**. Hydraulics and Sanitation Department, Engineering School of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos – São Paulo, Brazil, 2016.

SANTOS, H. R. **Coagulação/precipitação de efluentes de reator anaeróbio de leito expandido e de sistema de lodo ativado precedido de reator UASB, com remoção de partículas por sedimentação ou flotação**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 2006.

SINELLI, P. H. **Remoção de fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico**. . São Paulo. 128 p. + Anexos. Dissertação (Mestrado), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2002.

VALADE, M. T. **A review of the technological developments of dissolved air flotation.** Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua, v. 55.7-8, p. 479 – 491, 2006.

VALENÇA, R. D. **Modelagem da Transferência de massa na remoção do óleo da água produzida por flotação em coluna com uso de tensoativos de origem vegetal.** Natal, 2012. 89f. Dissertação (Mestrado). Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Química, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

VON SPERLING, M. V. **Dimensionamento de lodos ativados por batelada.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 6, p. 147-156, 2001.

VON SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. In: **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto.** 4^a ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v.1, 452 p, 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento de águas residuárias: Lodos Ativados.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 4. ed. rev. e ampl. – Belo Horizonte, MG, 2016.

WEF. Nutrient removal, WEF Manual of practice no. x4. Water Environment Federation, McGraw Hill, New York.

YOSHIDA, F. **Remoção de matéria orgânica e fósforo de efluente de tratamento aeróbio por processo físico químico.** Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

ANEXO A – PASSO A PASSO FLOTATESTES

As etapas para execução dos ensaios no flotateste são descritas a seguir:

- 1 – Adicionou-se água na câmara de saturação (cerca de 2/3 do volume);
 - 2 – Ligou-se o compressor à pressão de 5 bar para a saturação da água de recirculação com ar, regulando a pressão utilizando o registro na parte superior da câmara. Aguardou-se o tempo de 8 minutos (tempo de saturação da água);
 - 3 – Levantou-se as hastes dos agitadores e encheu-se os 3 jarros gradativamente, até a marca de 2 litros;
 - 4 – Eliminou-se as bolhas e pequenas bolsas de ar que possam existir na base do jarro de flotação, pois a presença das mesmas interfere na distribuição da água saturada com ar durante a recirculação. Isto foi feito com o auxílio de um bastão de acrílico, com leves batidas na placa perfurada;
 - 5 – Conectou-se a mangueira de condução e distribuição de água saturada utilizando os registros tês, preenchendo-a com água saturada com ar. Efetuou-se o descarte de pequena parcela de água saturada para manter a mangueira de distribuição pressurizada até a entrada de todos os jarros de flotação;
 - 6 – Acionou-se o sistema de rotação corresponde ao gradiente de velocidade médio de mistura rápida (600s^{-1}) e adicionou-se o coagulante, simultaneamente (variável do planejamento experimental). Neste momento, acionou-se o cronômetro;
 - 7 – Decorrido o tempo de mistura rápida (10 segundos), a velocidade de agitação foi reduzida para a etapa de mistura lenta (40s^{-1}) e registrou-se o tempo de mistura lenta (20 minutos).
 - 8 – Terminado esse tempo, desligou-se o sistema de rotação e erguem-se as hastes.
 - 9 - Abrem-se os registros tês dos jarros imediatamente, na seguinte sequência: primeiro o registro do meio e logo em seguida os demais. Permitiu-se a entrada de 20%, valor fixo de taxa de recirculação para todos os ensaios, e fecham-se os registros. Acionou-se com um cronômetro, a partir de então, o tempo de flotação (variável do planejamento experimental).
- A quantidade de água da recirculação que é inserida em um jarro é calculada em função do volume do mesmo (2000 mL). Quando a taxa (R) é de 20%, é introduzido no jarro um volume de 400 mL de água saturada com ar. Como a área de um jarro é $11,5 \times 11,5 \text{ cm}^2$, pode ser calculada a altura ($hR= 20\%$) correspondente ao volume de água a ser inserido: $hR= 20\% = (400/\text{área}) = 3,02 \text{ cm}$. Essa altura pode ser identificada logo acima do nível da água do jarro (2000 mL).

O parâmetro a ser relacionado com as coletas é a velocidade ascensional. Após o término da floculação e a recirculação de água saturada, acionou-se um cronômetro e iniciou-se a contagem do tempo para iniciar a coleta. Antes de cada coleta efetuou-se o descarte da água que pode permanecer no interior do sistema de coleta, de modo a evitar interferências na amostragem. O descarte foi realizado com tempo de 3 segundos e o tempo de coleta será de 20 segundos.

O ponto de coleta de amostras dos ensaios está localizado a 12 cm do jarro. Os tempos médios de coleta (T_{ci}) correspondentes às velocidades ascensionais (V_{ai}) a serem utilizados, foram calculados a partir da Equação:

$$T_{ci} = \frac{12}{V_{ai}} \quad (3)$$

Em que:

T_{ci} = tempo médio de coleta (min); e

V_{ai} = velocidade ascensional (cm/min).

Quanto maior a velocidade de flotação, maior poderá ser a taxa de aplicação superficial em uma unidade de flotação em escala real. A coleta das amostras em três diferentes velocidades de flotação possibilita a análise do tratamento em diferentes taxas de aplicação superficial: $V_{f1} = 5$ cm/min (72 m/d), $V_{f2} = 8$ cm/min (115,2 m/d) e $V_{f3} = 15$ cm/min (216 m/d), normalmente usadas na literatura (DI BERDARND, 2011; PENETRA, 2003; SANTOS, 2006).

A Tabela apresenta os tempos de coleta correspondentes às velocidades de flotação e as respectivas ações que compreendem descarte, início e término da coleta.

TABELA – TEMPOS DE COLETA PARA AS VELOCIDADES DE FLOTAÇÃO (15, 8 E 5 CM/MIN) E RESPECTIVAS AÇÕES.

Velocidade de Flotação	Tempos
$V_{f1} = 15$ cm/min; $T_{c1} = 0,8$ minutos (48'')	Descarte = 35'' Início da coleta = 38'' Término da coleta = 48''
$V_{f2} = 8$ cm/min; $T_{c2} = 1,5$ minutos (1'30'')	Descarte = 1'17'' Início da coleta = 1'20'' Término da coleta = 1'40''
$V_{f3} = 5$ cm/min; $T_{c3} = 2,4$ minutos (2'24'')	Descarte = 2'11'' Início da coleta = 2'14'' Término da coleta = 2'34''

Para os ensaios de sedimentação, o processo descrito acima foi o mesmo até a etapa 8, quando iniciou-se o tempo de sedimentação. Foram variados três tempos de sedimentação ($Ts1 = 30$ min, $Ts2 = 45$ min e $Ts3 = 60$ min), sendo considerados 20 segundos de tempo de coleta e 3 segundos de descarte. Buscou-se desta maneira verificar qual das configurações se comportou melhor para esse tipo de efluente, otimizando o processo.

ANEXO B – SOLUÇÃO MEIO M4

Para o preparo da solução meio M4 foram necessários o preparo de 10 soluções.

Solução	Reagente	Massa (gramas)	Preparo
1	CaCl ₂ .2H ₂ O	73,5	Dissolver em 1 000 mL de água.
2	MgSO ₄ .7H ₂ O	123,3	Dissolver em 1 000 mL de água.
3	KCl	5,8	Dissolver em 1 000 mL de água.
4	NaHCO ₃	64,8	Dissolver em 1 000 mL de água.
5	MnCl ₂ .4H ₂ O LiCl RbCl SrCl ₂ .6H ₂ O CuCl ₂ .2H ₂ O ZnCl ₂ CoCl ₂ .6H ₂ O	7,21 6,12 1,42 3,04 0,335 0,26 0,20	Dissolver em 1 000 mL de água.
6	NaNO ₃ H ₃ BO ₃ NaBr Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O NH ₄ VO ₃ KI Na ₂ SeO ₃	0,548 5,719 0,032 0,126 0,00115 0,0065 0,00438	Dissolver em 1 000 mL de água.
7	Na ₂ SiO ₃	21,465	Dissolver em 1 000 mL de água.
8	Na ₂ EDTA.7H ₂ O FeSO ₄ .7H ₂ O	0,50 0,1991	Preparar 500 mL de soluções separadamente. Misturar as duas soluções e autoclavar imediatamente a 121 °C durante 15 min.
9	KH ₂ PO ₄ K ₂ HPO ₄	0,28 0,36	Dissolver em 1 000 mL de água.
10	Hidrocloreto deTiamina Cianocabalamina (vitamina B12) D (+) Biotina	0,75 0,01 0,075	Dissolver 1 000 mL de água. Congelar no máximo até 30 dias

FONTE: Adaptado de NBR 12713 (2016).

Para preparar 40 L de água de cultivo do Meio M4, utilizaram-se os volumes apresentados a seguir a partir das soluções acima e completou-se com água ultrapura.

Meio M4: Preparo	
Solução	Volume (ml)
1	128
2	32
3	32
4	32
5	4
6	20
7	8
8	200
9	20
10	4
Água ultrapura	Suficiente para completar 40000 ml

FONTE: Adaptado de NBR 12713 (2016).

De acordo com NBR 12713 (2016), o meio M4 deve ser aerado para solubilização total dos sais, saturação do oxigênio dissolvido e estabilização do pH durante pelo menos 12h após o preparo. Caso o pH da água não esteja entre 7,6 e 8,0, ajustar com solução de ácido clorídrico (HCl) ou hidróxido de sódio (NaOH).

ANEXO C – MEIO BÁSICO OU ÁGUA DE DILUIÇÃO

Para preparar 1 L de água de diluição, diluiu-se as 4 primeiras soluções descritas no anexo A, nas seguintes quantidades:

Meio Básico	
Solução	Volume (ml)
1	3,2
2	0,8
3	0,8
4	0,8
Água ultrapura	Suficiente para completar 1000 ml

FONTE: Adaptado de NBR 12713 (2016).

Conforme NBR 12713 (2016), a água deve ser aerada para solubilização total dos sais, saturação do oxigênio dissolvido e estabilização do pH durante pelo menos 12h após o preparo. Caso o pH da água não esteja entre 7,6 e 8,0, ajustar com solução de ácido clorídrico (HCl) ou hidróxido de sódio (NaOH).

ANEXO D – CARTA CONTROLE: ENSAIO DE SENSIBILIDADE

Carta Controle - Teste de Sensibilidade com <i>Daphnia magna</i> - Sulfato de Zinco (1 g.L ⁻¹)					
Nº teste	Data do teste	Concentração (mg.L ⁻¹)	Média	LCS	LCI
1	06/03/2018	12,06	13,61	24,98	4,57
2	02/04/2018	16,37	13,61	24,98	4,57
3	11/04/2018	13,61	13,61	24,98	4,57
4	19/09/2018	9,67	13,61	24,98	4,57
5	05/10/2018	12,2	13,61	24,98	4,57
6	16/10/2018	14,1	13,61	24,98	4,57
7	05/11/2018	12,64	13,61	24,98	4,57
8	07/11/2018	14,93	13,61	24,98	4,57

Média	11,73
Desvio P	2,04

Carta Controle de Sensibilidade - Sulfato de Zinco (1g,L⁻¹)

