



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

MARTINA DE SOUSA MAIA

**USO DA CLARIFICAÇÃO CONVENCIONAL COMO ALTERNATIVA PARA O
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB**

CAMPINA GRANDE - PB

2020

MARTINA DE SOUSA MAIA

**USO DA CLARIFICAÇÃO CONVENCIONAL COMO ALTERNATIVA
PARA O PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB**

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

Linha de Pesquisa: Tecnologias de Tratamento de Água e Resíduos.

Orientador: Prof. Dr. Adrianus Van Haandel

CAMPINA GRANDE

2020

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

M217u Maia, Martina de Sousa.
Uso da clarificação convencional como alternativa de pós-tratamento de reator UASB [manuscrito] / Martina de Sousa Maia. - 2020.
68 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.
"Orientação : Prof. Dr. Adrianus Van Haandel, UFCG - Universidade Federal de Campina Grande."

1. Tratamento anaeróbio. 2. Coagulante inorgânico. 3. Tratamento de esgoto. 4. Reatores anaeróbios. I. Título

21. ed. CDD 628.3

MARTINA DE SOUSA MAIA

**USO DA CLARIFICAÇÃO CONVENCIONAL COMO ALTERNATIVA
PARA O PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB**

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

Aprovada: 08/06/2020

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. Adrianus Van Haandel
Presidente da banca

(Orientador - UFCG)


Prof. Dr. Rui de Oliveira
Membro da banca

(Examinador Interno - UEPB)


Prof. Dr. Francisco Vieira Paiva
Membro da banca

(Examinador Externo – UNIFOR)

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por nunca ter me deixado desistir, mesmo quando as situações se tornaram difíceis, por essa fé inabalável que me fez acreditar que eu podia chegar até aqui e seguir em frente com meus sonhos.

Aos meus pais, por sempre terem me apoiado e acreditado na minha força de vontade, por nunca terem me desamparado e por não medirem esforços em me ajudar a conquistar meus sonhos, agradeço por entenderem minhas ausências e renúncias.

Aos meus orientadores Adrianus Van Haandel e Silvânia Lucas por toda orientação e apoio durante esses dois anos, por todo conhecimento compartilhado e colaboração científica, só tenho a agradecer, aprendi muito.

À minha família, por todo apoio, compreensão e paciência, sou imensamente grata por tudo.

Às minhas primas/irmãs Larissa, Rafaela e Camila, que sempre estiveram do meu lado e foram essenciais para que eu chegasse até aqui.

Aos meus amigos que souberam compreender as ausências e me ajudaram em todos os momentos que precisei, em especial Klyvia, Lunna, Taina, Elaine, Edimara, Ivyna, Carol e Isa, sou muito grata a vocês.

Aos companheiros de laboratório, minha eterna gratidão, foi muito bom compartilhar com vocês essa experiência, em especial Isabella, Camila, Lincoln, Rodrigo, Carlos e Kamila, e a seu João, que não media esforços para ajudar na montagem do sistema.

Aos professores do mestrado, por todo ensinamento e aprendizado.

Aos amigos da turma do mestrado, foi um prazer compartilhar esses dois anos com vocês, que tornaram esses dois anos mais leves, nunca vou esquecer, uma turma inesquecível.

Ao professor Paiva e toda a sua equipe em Fortaleza, que se disponibilizaram em ajudar e fazer possível a pesquisa no complexo do Beach Park.

A CAPES, pela disponibilidade da bolsa de mestrado.

Por fim, dedico essa minha dissertação em memória da minha vizinha e do meu tio Dega que partiram durante esses dois anos, mas que muito me ajudaram a chegar até aqui.

“ Se cheguei até aqui foi porque me apoiei no ombro dos gigantes”.

Isaac Newton

RESUMO

A necessidade de produzir efluentes de qualidade é crescente, seja para o lançamento em corpos hídricos ou para reuso urbano, agrícola ou industrial. No Brasil, o lançamento de efluentes segue os padrões estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente através da Resolução CONAMA nº 430/2011. Uma tecnologia de baixo custo para o tratamento de esgoto é o reator UASB, que é eficiente na remoção de matéria orgânica, no entanto o seu efluente não atende aos padrões de lançamento, necessitando, portanto, de um pós-tratamento para melhoramento e adequação do efluente final. Dentre as opções de pós-tratamento, este trabalho estudou a clarificação convencional, composta de três operações unitárias, sendo estas: coagulação, floculação e sedimentação, utilizando como coagulante o policloreto de alumínio (PAC). A clarificação visa a remoção de sólidos suspensos totais, turbidez, DQO, fósforo e sulfeto. Em busca das melhores condições de coagulação/floculação foram utilizados dois planejamentos fatoriais com três pontos centrais como forma de encontrar as melhores respostas para remoção de fósforo, DQO (demanda química de oxigênio), SST (sólidos suspensos totais), turbidez e sulfeto, e assim aplicar em uma escala piloto esses dados. Sendo assim, foi operada uma estação, com capacidade de tratamento de aproximadamente 1m³/dia de efluente de reator UASB. Em escala de bancada, foi possível obter remoções acima de 90% de fósforo total e turbidez, 60% de remoção de DQO, 90% de sulfeto e 55% de SST. Por fim, foi monitorado um sistema em escala real, que possuía reator UASB e clarificação como uma das suas etapas. Aplicando os resultados da bancada na escala piloto foram verificados resultados muito próximos e bastante eficientes. Sendo assim o mesmo pode ser aplicado em escala maior, no entanto o efluente ainda não se encontra apto para lançamento ou reuso, havendo a necessidade de implantação de um tratamento intermediário entre os sistemas.

Palavras chave: tratamento anaeróbio, estação de tratamento escala real, coagulante inorgânico.

ABSTRACT

The need to produce quality effluents is growing, whether for disposal in water bodies or for urban, agricultural or industrial reuse. In Brazil, the discharge of effluents follows the standards established by the National Environment Council through CONAMA Resolution N°. 430/2011. A low cost technology for the treatment of sewage is the UASB reactor, which is efficient in removing organic matter, however its effluent does not meet the discharge standards, therefore requiring post-treatment to improve and adapt the system final effluent. Among the post-treatment options, this study studied conventional clarification, composed of three unit operations, namely: coagulation, flocculation and sedimentation, using aluminum polychloride (PAC) as a coagulant. The clarification aims to remove total suspended solids, turbidity, COD, phosphorus and sulfide. In search of the best coagulation / flocculation conditions, two factorial designs with three centralpoints were used as a way to find the best answers for phosphorus removal, COD (Chemical Oxygen Demand), SST (Total Suspended Solids), turbidity and sulfide, and thus apply this data on a pilot scale. Therefore, a station was operated, with a treatment capacity of approximately 1m³ / day of UASB reactor effluent. On a bench scale, it was possible to obtain a removal above 90% of total phosphorus and turbidity, 60% of COD removal, 90% of sulfide and 55% of SST. Finally, a full-scale system was monitored, which had a UASB reactor and clarification as one of its stages. Applying the results of the bench on the pilot scale, we found very close and very efficient results, so it can be applied on a larger scale, however it is not yet ready for launch or reuse, with the need to implement an intermediate treatment between systems.

Keywords: anaerobic treatment, full scale treatment plant, inorganic coagulant.

LISTA DE ABREVIATURAS

CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto
EXTRABES	Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários
NBR	Norma Brasileira
MSR	Metodologia de Superfície de Resposta
PAC	Policloreto de Alumínio
pH	Potencial hidrogênioônico
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspensos Totais
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande

LISTA DE FIGURA

Figura 1: Sistemas de pós-tratamento para reatores UASB aplicados no Brasil.	19
Figura 2: Coagulação por varredura utilizando sulfato de alumínio.....	23
Figura 3: Desestabilização do floco com a ação de polímero.....	23
Figura 4: Localização da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários - EXTRABES.....	31
Figura 5: Reator do tipo UASB.	32
Figura 6: Equipamento Jar Test utilizado nos ensaios laboratoriais (Marca: Quimis)	33
Figura 7: Esquema completo do sistema de tratamento.....	36
Figura 8: Registro fotográfico do sistema de tratamento.....	36
Figura 9: Estação de tratamento de esgoto do complexo Beach Park.	38
Figura 10: Diagrama de Pareto para remoção de turbidez (%).	42
Figura 11: Superfície de resposta para remoção de turbidez.	42
Figura 12: Diagrama de Pareto para remoção de fósforo	43
Figura 13: Superfície de resposta para remoção de fósforo.....	44
Figura 14: Diagrama de Pareto para remoção de DQO.	45
Figura 15: Superfície de resposta para remoção de DQO.....	46
Figura 16: Diagrama de Pareto para remoção de sólidos suspensos totais	47
Figura 17: Superfície de resposta para remoção de sólidos suspensos totais.	48
Figura 18: Diagrama de Pareto e curva de contorno para remoção de turbidez.	50
Figura 19: Diagrama de Pareto e curva de contorno para remoção de Fósforo do planejamento 2.	50
Figura 20: Diagrama de Pareto e curva de contorno para remoção de DQO.....	51
Figura 21: Diagrama de Pareto e curva de contorno para remoção de Sólidos Suspensos Sólidos.....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Custos de implantação de sistemas UASB seguido depós- tratamento	20
Tabela 2: Qualidade final do efluente.....	20
Tabela 3: Características do reator do tipo UASB.....	32
Tabela 4: Planejamento fatorial $2^3 + 3$ pontos centrais.....	33
Tabela 5: 1º Delineamento Experimental.	34
Tabela 6: Planejamento fatorial $2^2 + 3$ pontos centrais.....	34
Tabela 7: 2º Delineamento Experimental	35
Tabela 8: Parâmetros utilizados para avaliação do sistema	37
Tabela 9: Caracterização de efluente do reator UASB.	39
Tabela 10: Estatística descritiva para caracterização do efluente de reator UASB antes dos experimentos	40
Tabela 11: Planejamento fatorial 2^3 acrescidos de 3 PC com variáveis de resposta.....	41
Tabela 12: Caracterização do efluente UASB antes dos experimentos com Jarrest	49
Tabela 13: Resultados experimentais do planejamento $2^2 + 3$ PC.....	49
Tabela 14: Condições operacionais do sistema em escala piloto	52
Tabela 16: Resultados dos parâmetros na escala piloto para tempo de sedimentação de 2h.54	
Tabela 17: Resultados dos parâmetros na escala piloto para tempo de sedimentação de 3h.55	
Tabela 15: Porcentagem de remoção e comparação entre a escala de bancada e a piloto	58
Tabela 18: Monitoramento da estação de tratamento do complexo do Beach Park	60

Sumário

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo Geral	16
2.2 Objetivos Específicos	16
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
3.1 Reator UASB	17
3.2 Pós – Tratamento	18
3.3 Clarificação Convencional	21
3.3.1 Coagulação	22
3.3.1.1 <i>Coagulantes</i>	24
3.3.2 Floculação	24
3.3.2 Sedimentação	25
3.3.2.1 <i>Lodo de ETAs e ETEs</i>	26
3.4 Planejamento experimental	28
3.5 Metodologia da Superfície de Resposta (MSR)	29
4. METODOLOGIA	31
4.1 Localização da pesquisa	31
4.2 Delineamento Experimental	31
4.2.1 Ensaios em escala de bancada	32
4.2.2 Escala Piloto	35
4.2.3 Escala real	37
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	39
5.1 Caracterização do efluente	39
5.2 Planejamento experimental fatorial 2 ³ acrescidos de 3 pontos centrais (1° planejamento)	40
5.2.1 Turbidez	41
5.2.2 Fósforo Total	43

5.2.3 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	45
5.2.4 Sólidos Suspensos Totais	46
5.3 Planejamento fatorial 2 ² acrescidos de 3 pontos centrais	48
5.3.1 Turbidez	49
5.3.2 Fósforo Total	50
5.3.3 DQO	51
5.3.4 Sólidos Suspensos Totais	51
5.3 Aplicação em escala piloto.....	52
5.4.1 Fósforo Total.....	56
5.4.2 DQO	56
5.4.3 Sulfeto	57
5.4.4 Turbidez	57
5.5 Sugestão de tratamento intermediário	58
5.6 Aplicação em escala real	59
6. CONCLUSÃO	62
REFERÊNCIAS	63

1. INTRODUÇÃO

A escassez dos recursos hídricos frente à sua crescente demanda para suprir as necessidades básicas da população tem sido motivo de preocupação e estudo em todo o mundo. A situação torna-se ainda mais preocupante em regiões semiáridas, a exemplo do Nordeste brasileiro, que dispõe de poucos recursos hídricos e apresenta baixos índices pluviométricos, não favorecendo o aumento das águas nos corpos hídricos naturais (rios, lagos e lagoas) e nos reservatórios. Além da baixa disponibilidade hídrica a poluição dessas águas com o lançamento de esgoto é fator preponderante para intensificar o fenômeno da eutrofização e reduzir ainda mais a quantidade, bem como a qualidade deste recurso.

Um dos maiores causadores da poluição dos corpos aquáticos superficiais no Brasil é a falta de saneamento básico, causando assim o lançamento inadequado de águas residuais geradas pela população. Aproximadamente 51% dos domicílios brasileiros ainda não têm acesso à coleta de esgoto e apenas 46% do esgoto produzido no país são tratados, ou seja, 54% são descartados in natura na natureza, (DIAGNÓSTICO SNIS, 2017). Diante da problemática enfrentada, uma alternativa viável é o reuso das águas residuais, uma vez que essa prática tem potencial para suprir parte da demanda.

Com o tratamento adequado das águas residuais é possível reutilizá-las, aplicando técnicas de reuso para fins menos restritivos, como é o caso da agricultura, por exemplo, o cultivo do feijão Caupi BRS Novaera (CASTRO *et al.*, 2016), aquicultura e para o setor industrial, reduzindo, assim, a demanda de água dos mananciais (MIERZWA; HESPANHOL, 2005). Dentre as tecnologias de tratamento disponíveis, o tratamento do esgoto pode ser realizado através de sistemas anaeróbios, aeróbios ou pela combinação de ambos. No entanto, para fins mais restritivos, a utilização de processo físico-químico combinado aos processos biológicos busca melhorar a remoção de poluentes específicos, como por exemplo, o fósforo. Uma das grandes vantagens do processo físico-químico é a sua flexibilidade, sendo de fácil adaptação nas operações unitárias de um projeto, já os biológicos são mais complexos, requerendo assim uma maior complexidade operacional (PIVELI *et al.*, 2009).

Dentre os sistemas de tratamento anaeróbio, o reator de fluxo ascendente e manta de lodo (do inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanket– UASB) apresenta-se como bom removedor de material orgânico, operando a alta taxa. No entanto, o efluente gerado não

atende aos padrões estabelecidos pela Resolução N° 430/2011 do CONAMA, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, haja vista que não ocorre remoção de nutrientes e patógenos, havendo, assim, a necessidade de pós-tratamento para tornar o efluente adequado para o reuso e/ou recarga de aquíferos (CHERNICHARO, 2007). O pós-tratamento visa dar um polimento na qualidade desse efluente, removendo constituintes ainda indesejáveis.

A maioria das tecnologias de pós-tratamento é composta por operações unitárias, as quais possuem vários níveis de tratamento, custos e sofisticação, a depender da qualidade do efluente requerido. Uma alternativa para o pós-tratamento do efluente do reator UASB é o sistema de clarificação convencional, utilizado no tratamento de água de abastecimento, que objetivam a remoção dos sólidos suspensos e das partículas coloidais por processos físicos e químicos (FABRETI, 2006).

Na busca por respostas eficientes percebe-se a necessidade do uso de métodos estatísticos para a otimização de produtos e processos (PIMENTA *et al.*, 2014), como forma de reduzir os custos, o tempo de processo, o rendimento e avaliar as variáveis independentes e a interação entre elas.

Diante do exposto, esta pesquisa tem por objetivo avaliar o estudo da clarificação convencional como alternativa de pós-tratamento do efluente de reator UASB, determinando, assim, as condições operacionais que se adequam ao tratamento deste, utilizando o planejamento experimental e a metodologia de superfície de resposta como forma de otimizar e encontrar o ponto ótimo das variáveis a serem aplicadas em uma unidade piloto, e, assim, avaliar um sistema em escala real que utiliza de reator UASB e clarificação como uma das suas etapas.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a viabilidade técnica e operacional do processo convencional de clarificação aplicada ao pós-tratamento de efluente de reator UASB.

2.2 Objetivos Específicos

- Otimizar os processos de clarificação convencional (coagulação, floculação e sedimentação) em efluente de reator UASB, através de planejamento experimental;
- Avaliar a viabilidade técnica e operacional da aplicação do processo físico químico, como pós-tratamento de reator UASB;
- Adaptar uma estação piloto de fluxo contínuo para avaliar a eficiência da clarificação no tratamento de águas residuais;
- Avaliar um sistema em escala real que utiliza a clarificação como um dos seus processos de tratamento.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Reator UASB

As condições climáticas adequadas e investimentos significativos em pesquisa e desenvolvimento tornaram a América Latina (Brasil, Colômbia e México) e, mais recentemente, a Índia, pioneiras no uso de reatores UASB para tratamento de esgoto (CHERNICHARO, 2015). No entanto, este é um sistema utilizado desde 1970, quando começou a ser aplicado por Gatzke Lettinga e seus colaboradores (LETTINGA *et al.*, 1980). Esse sistema não necessita da introdução de um agente oxidante, produz menos lodo, exige uma menor demanda de energia, menor custo operacional e produz metano, que pode ser utilizado para fins energéticos. Seu lodo excedente pode ser utilizado como fertilizante e o seu efluente pode ser aplicado no solo para fertirrigação de culturas agrícolas (CAMPOS *et al.*, 2006).

Chernicharo *et al.* (2018), fizeram um panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, acentuando as tecnologias mais empregadas. Os reatores UASB, lodos ativados e as lagoas de estabilização totalizaram 90% das tecnologias mais empregadas nas ETES implantadas, de acordo com os locais estudados. A escolha da tecnologia empregada variava de acordo com a capacidade de instalação da ETE, mas nota-se também que as seleções podem estar associadas às companhias de saneamento, às preferências regionais em associação ao conhecimento e à experiência dos projetistas. Mediante o que foi apresentado no artigo, 40% das tecnologias utilizadas tratam de reatores anaeróbios, em torno de 1.667 ETES.

Para o sucesso desse sistema deve-se considerar a natureza do material orgânico a ser digerido, fatores ambientais adequados, como pH e temperatura, tamanho da população bacteriana, intensidade de contato entre o material orgânico afluyente e as populações bacterianas, e o tempo de permanência do esgoto no sistema de tratamento. Esses fatores são basicamente definidos de acordo com as características do esgoto, projeto e operação do sistema (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

Para o funcionamento eficiente é importante que se tenha uma biomassa ativa, podendo ser do tipo granular ou floculenta, pois, com a contínua entrada de alimento no reator, na forma de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), há um contínuo crescimento da biomassa. Isso traz a necessidade de remoções periódicas dessa biomassa (lodo), de forma a manter o sistema em equilíbrio. O lodo retirado do reator UASB já sai digerido e adensado, podendo ser simplesmente desidratado em leitos de secagem ou por meio de equipamentos mecânicos (BRASILIA, 2008).

Esse é um tratamento consolidado e factível, pois é utilizado para tratamento de esgoto doméstico e também para tratamento de efluentes com alta carga orgânica (DBO e DQO), como

da indústria alimentícia, têxtil, farmacêutica, petroquímica, papel e celulose e outros (CAVALCANTI, 2009). Para o sucesso do processo os fatores ambientais fazem toda a diferença, por exemplo, a temperatura é o fator ambiental de maior importância na digestão anaeróbia, favorecendo regiões de clima quente, mas outros fatores como pH, a presença de nutrientes e materiais tóxicos devem ser considerados. O pH deve se encontrar na faixa neutra, entre 6,3 e 7,8, uma vez que um valor menor ou maior que o indicado faz com que a taxa de metanogênese diminua rapidamente e grupos de substâncias químicas como metais pesados e substâncias organocloradas tem uma influência no desempenho do reator, mesmo em concentrações muito baixas. Esse caso é mais comum de ser encontrado em efluentes industriais, sendo assim necessário um pré ou pós tratamento adequado, dependendo do destino final (van HAANDEL e LETTINGA, 1994).

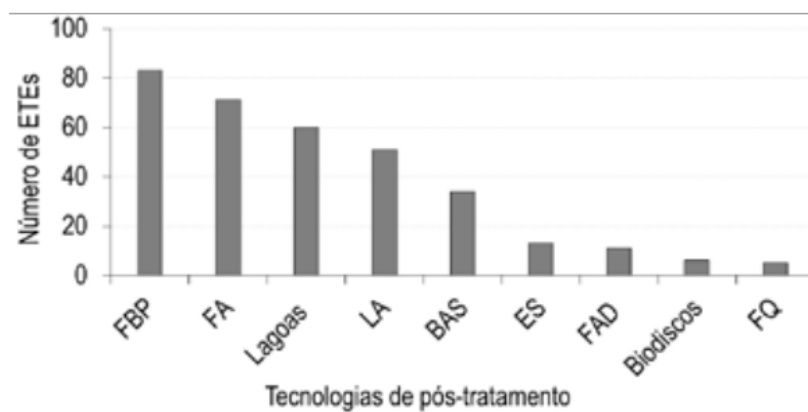
3.2 Pós – Tratamento

Ao final da digestão anaeróbia, quantidades significativas de nitrogênio, fósforo, potássio e outros nutrientes estão presentes nos efluentes digeridos. A presença desses nutrientes pode ser uma vantagem no caso de reuso agrícola quando podem substituir fertilizantes químicos. Porém, se os efluentes são descarregados em águas de superfície, a presença dos nutrientes leva a várias questões ambientais, como o acúmulo de nutrientes nos corpos d'água (eutrofização) e a toxicidade para os peixes. Portanto, a remoção ou recuperação efetiva de nutrientes de efluentes da digestão anaeróbia é essencial para a proteção ambiental (WIJESINGHE, 2017).

Para lançar um efluente anaeróbio em corpos de água é necessário um pós-tratamento que atenda aos padrões de lançamento impostos pela Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), a qual complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e a Resolução nº 397, de 7 de abril de 2008.

A escolha do tipo de pós-tratamento depende da disposição final do efluente, levando-se em consideração a legislação ambiental, o corpo receptor, uma qualidade de efluente superior e remoção específica de nutrientes e/ou patógenos (JORDÃO e PESSOA, 2014). São diversas as opções de pós-tratamento abordados pela literatura, como a abordagem feita por um estudo da arte apresentado por Chernicharo *et al.* (2015), os quais mostram as vantagens e desvantagens de cada alternativa. Bressani *et al.* (2018), fez uma pesquisa na qual abordava que, no Brasil, das 333 estações de tratamento de esgoto que eram compostas por reatores UASB seguidas por unidades de pós-tratamento, 25% eram compostos por filtros biológicos percoladores, sendo esses seguidos por outras alternativas, conforme ilustrado na, Figura 1.

Figura 1: Sistemas de pós-tratamento para reatores UASB aplicados no Brasil.



Legenda: FBP: Filtro biológico percolador, FA: Filtro anaeróbio, Lagoas: Lagoas de polimento, LA: Lodo ativado, BAS: Biofiltro aerado submerso, ES: Escoamento Superficial, FAD: Flotação por ar dissolvido e FQ: físico-químico.

Fonte: Bressani *et al.*, 2018.

Para Nair *et al.*(2015), Khan *et al.* (2011) e Tawfik *et al.* (2010), já foram testados diversos métodos de pós-tratamento, sendo estes aeróbios e anaeróbios, processos físicos-químicos como sistemas de flotação, aeração, coagulação e tratamento natural, como wetlands e lagoas de estabilização. No entanto, alguns gastam bastante energia, outros como lagoas de polimento e estabilização exigem grande área, logo a escolha de um método apropriado, eficiente e seguro é um desafio. Nas Tabelas 1 e 2 são apresentados sistemas de pós tratamento aplicado ao efluente de reator UASB, com avaliação de custos e qualidade final, respectivamente.

Tabela 1: Custos de implantação de sistemas UASB seguido de pós-tratamento

Sistemas	Aeração			Volume de Lodo		Custos	
	Área (m ² /hab)	Potência de instalação (W/hab)	Energia consumida (kWh/hab.ano)	Lodo Tratado (L/hab.ano)	Lodo desidratado para descarte (L/hab.ano)	Construção (US\$/hab)	Operação e manutenção (US\$/hab.ano)
Reator UASB	0,03-0,10	0	0	70-220	10-35	12-20	1,0-1,5
UASB + Lodo Ativado	0,08-0,2	1,8-3,5	14-20	180-400	15-60	30-45	2,5-5,0
UASB + Biofiltro aerado submerso	0,05-0,15	1,8-3,5	14-20	180-400	15-55	25-40	2,5-5,0
UASB + Filtro biológico	0,1-0,2	0	0	180-400	15-55	25-35	2,0-3,0
UASB + Filtro anaeróbio	0,05-0,15	0	0	150-300	10-50	20-30	1,5-2,2
UASB + Flotação por ar dissolvido	0,05-0,15	1,0-1,5	8-12	300-470	25-75	25-35	2,5-3,5
UASB + Lagoas de polimento	1,5-2,5	0	0	150-250	10-35	15-30	2,8-3,0
UASB + Escoamento Superficial	1,5-3,0	0	0	70-220	10-35	20-35	2,0-3,0

Fonte: Adaptado de von Sperling e Chernicharo (2005) e Chernicharo (2006)

Tabela 2: Qualidade final do efluente

Sistemas	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Amônia (mg/L)	NTK (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Coliformes Totais (FC/100 ml)	Ovos de Helminthos (ovos/L)
Reator UASB	70-100	180-270	60-100	>15	>20	>4	10 ⁶ – 10 ⁷	>1
UASB + Lodo Ativado	20-50	60-150	20-40	5-15	>20	>4	10 ⁶ – 10 ⁷	>1
UASB + Biofiltro aerado submerso	20-50	60-150	20-40	5-15	>20	>4	10 ⁶ – 10 ⁷	>1
UASB + filtro biológico	20-60	70-180	20-40	>15	>20	>4	10 ⁶ – 10 ⁷	>1
UASB + Filtro anaeróbio	40-80	100-200	30-60	>15	>20	>4	10 ⁶ – 10 ⁷	>1
UASB + Flotação por ar dissolvido	20-50	60-100	10-30	>20	>30	1-2	10 ⁶ – 10 ⁷	>1
UASB + Lagoas de polimento	40-70	100-180	50-80	10-15	15-20	<4		<1
UASB + Escoamento Superficial	30-70	90-180	20-60	10-20	>15	>4	10 ⁴ – 10 ⁶	<1

Fonte: Adaptado de von Sperling e Chernicharo (2005) e Chernicharo (2006).

Uma das opções mais clássicas de pós tratamento para o reator UASB é a associação de processos de tratamento biológico com tratamentos físico-químicos, associações que vêm se apresentando bastante eficientes, pois buscam aumentar a eficiência da remoção de constituintes específicos, uma vez que os processos físico-químicos são eficientes na remoção de sólidos em suspensão coloidal ou dissolvidos, turbidez, cor, odor e fósforo (FAVARETTO *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2006). Segundo Mierzwa (2002), para reutilizar os efluentes tratados, o maior desafio é com a concentração de contaminantes específicos, pois são eles que limitam o reuso e podem comprometer as atividades que irão utilizar essa água.

3.3 Clarificação Convencional

O uso da clarificação convencional, como uma opção de pós-tratamento, é uma clássica opção para complementar processos biológicos aeróbios e anaeróbios. Quando empregado como um pós-tratamento de efluente aeróbio, pode ser classificado como tratamento terciário, sendo sua principal função à remoção de fósforo, uma vez que se entende que a remoção da carga orgânica já foi satisfatória. Quando este sistema é aplicado após o processo anaeróbio, busca não só a remoção de fósforo, mas também melhorar a qualidade do efluente, no sentido da remoção da carga orgânica remanescente, turbidez, sólidos e cor (PIVELLI *et al.*, 2009). Para remoção de fósforo total esse tratamento se apresenta com uma alternativa bastante atrativa, pois, embora o tratamento biológico remova em torno de 97%, sua eficiência está sujeita a problemas operacionais e mudanças nas características do esgoto sanitário.

O fósforo, junto ao nitrogênio é responsável pelo processo de eutrofização de águas naturais, que tem como consequência o crescimento de cianobactérias, problemas de odor e acentuada turbidez, tornando essa água imprópria para uso. No entanto, embora o nitrogênio também seja responsável pela eutrofização, ele não é o fator limitante, sendo assim é dada ênfase ao controle de fósforo, para controlar a eutrofização (SINELLI *et al.*, 2002).

O tratamento físico-químico composto por coagulação, floculação e sedimentação, tem sido uma opção amplamente utilizada pelo setor industrial, como forma prática e compacta de tratamento do efluente industrial. Esse tipo de tratamento geralmente é aplicado em indústrias de galvanoplastia, cujos efluentes são coletados separadamente e recebem tratamentos específicos (VAZ *et al.*, 2010). Um outro exemplo dessa aplicação, acontece na estação de tratamento da SANEPAR, localizada na cidade de Cascavel – PR, a qual trata uma vazão de 75 L/s e o efluente da estação de tratamento apresenta-se com DBO < 30 mg/L e P < 1 mg/L (ALEM SOBRINHO e JORDÃO, 2001)

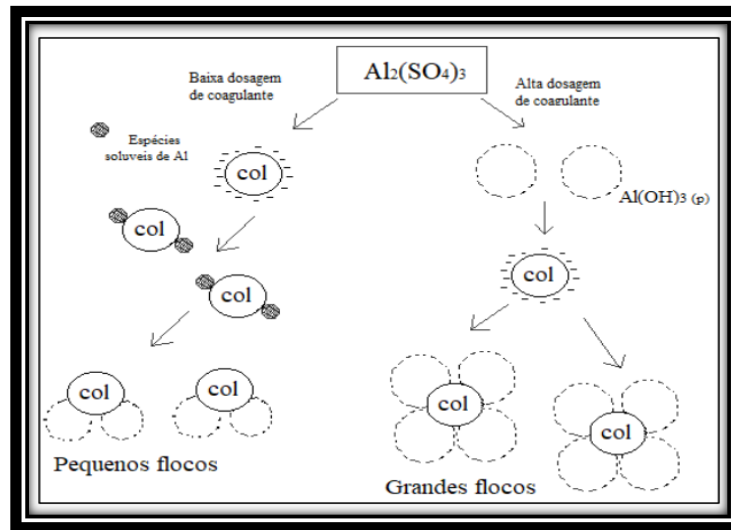
3.3.1 Coagulação

A coagulação é a desestabilização dos coloides sob a ação de um agente coagulante, que fornece carga iônica oposta ao coloide, causando, assim, a aglomeração dessas partículas, formando flocos (LIBÂNIO, 2008). Esses coloides apresentam carga superficial negativa e causam repulsão entre si, sendo assim permanecem no meio até encontrar condições favoráveis para sua remoção. Esta pode ser considerada a etapa mais importante do processo de clarificação, haja vista que o sucesso de todo o processo depende da desestabilização das partículas.

Os principais mecanismos do processo de coagulação são: compressão da camada difusa, adsorção e neutralização, varredura, adsorção e formação de pontes.

1. Compressão da camada difusa – Nesse mecanismo ocorre a desestabilização das partículas, devido à adição de íons de carga contrária, e isso acontece devido às interações eletrostáticas, nas quais íons da mesma carga se repelem e os de carga contrária são atraídos pelos coloides (DI BERNARDO & DANTAS, 2005). A compressão da camada difusa é consequência da atuação de dinâmicas que visam a manutenção da neutralidade da camada, ocorrendo a redução do volume da mesma.
2. Adsorção e neutralização de cargas – Quando ocorre a desestabilização dos coloides, acontecem interações entre coagulante-coloide, coagulante-solvente e coloide-solvente. O mecanismo de adsorção e neutralização das cargas deve ser utilizado quando a coagulação é seguida de filtração direta, uma vez que as partículas ficam retidas no interior do meio filtrante. É o principal mecanismo para a remoção de partículas em pH baixo (JIAO *et al.*, 2017). As principais diferenças deste mecanismo e a compressão da camada difusa é que a dosagem de coagulante é menor e há a possibilidade de reversão da carga superficial das partículas coloidais através da superdosagem de espécies adsorvíveis (DI BERNARDO *et al.*, 2005).
3. Varredura – É o mecanismo mais utilizado em estações de tratamento de água convencionais com coagulação, floculação, sedimentação e filtração, pois a coagulação com sais de alumínio e ferro faz com que ocorra a formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$, como precipitado. Sendo assim, uma maior dosagem de coagulante acelera a formação do floco e os deixa maiores, com um menor tempo de sedimentação, diferentemente de uma menor dosagem que forma flocos menores, conforme ilustrado na Figura 2 (JIAO *et al.*, 2017; LIBÂNIO, 2016).

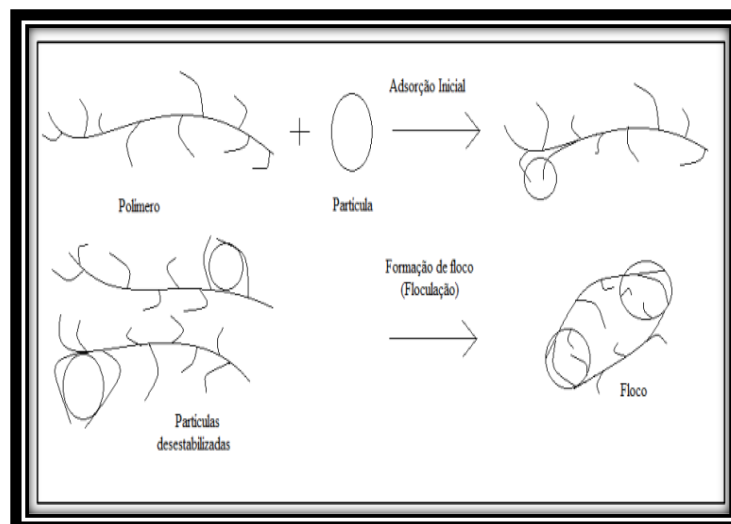
Figura 2: Coagulação por varredura utilizando sulfato de alumínio.



Fonte: adaptado (DI BERNARDO, 2005).

4. Adsorção e formação de pontes – Este mecanismo é utilizado quando há a utilização de polímeros sintéticos ou naturais, que servem de pontes entre a superfície que estão aderidos e outras partículas, podendo ser do tipo catiônico, aniônico ou anfóteros, conforme a Figura 3 (GUZMÁN *et al.*, 2013).

Figura 3: Desestabilização do floco com a ação de polímero



Fonte: LIBÂNIO, 2016.

Segundo HELLER & PÁDUA (2006), para o sucesso do processo de coagulação, são essenciais alguns fatores como dosagem do coagulante, tempo e gradiente de velocidade de mistura rápida, pH do meio e dispersão do agente na mistura rápida. Para encontrar a condição ótima desse processo é necessário buscar a melhor relação entre a dosagem de coagulante e o pH, pois cada coagulante apresenta uma faixa ótima de pH e a simples elevação de dosagem não garante uma

eficiência melhor. Essas relações são estabelecidas com os experimentos laboratoriais, por exemplo, o *jar test*, que permite a variação das dosagens, tempo de mistura e gradiente de velocidade (LIBÂNIO, 2010)

3.3.1.1 Coagulantes

Os sais inorgânicos, tais como sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), cloreto férrico (FeCl_3), sulfato ferroso (FeSO_4) e policloreto de alumínio ($\text{Al}_n(\text{OH})_m\text{Cl}_{3n-m}$, na qual a relação $m/3n$ representa a basicidade do composto), são os mais utilizados como coagulantes para o tratamento de águas (LIMA JUNIOR *et al.*, 2018). Os coagulantes de alumínio e ferro são os mais utilizados, devido à sua disponibilidade e custo relativamente baixo decorrendo sua eficiência da sua capacidade de formar complexos polinucleares com características aprimoradas, os quais podem ser controlados pelo pH do sistema (BRATBY, 2006).

A escolha do coagulante é de grande importância para o desempenho do tratamento de coagulação/floculação. Há um interesse considerável no desenvolvimento de coagulantes inorgânicos pré-hidrolisados, baseados em alumínio e ferro, pois estes funcionam eficientemente em amplas faixas de pH, são menos sensíveis a baixas temperaturas, requer doses mais baixas, produzem menos resíduos químicos, menores resíduos de cloreto ou sulfato e produzem resíduos metálicos mais baixos (BRATBY, 2006).

Gregory e Dupont (2001) realizaram um estudo no qual apresentaram que os flocos formados por policloreto de alumínio eram maiores, mais fortes e precipitavam mais rapidamente do que os flocos formados por alúmen, e a remoção de turbidez também era mais eficiente. Em um estudo desenvolvido por Yi Geng (2005), ele faz um comparativo da adição de alúmen e policloreto de alumínio (PAC), em temperaturas mais baixas (19°C e 5°C), mostrando, assim, a eficiência do PAC, em relação ao alúmen, e uma redução de custos de aproximadamente 10% utilizando o PAC como coagulante. Pavanelli (2001), afirma que, para eliminação de substâncias coloidais, a superioridade do PAC é 2,5 vezes maior, em dosagem de Al^{3+} que a dos outros sais de alumínio habitualmente utilizados.

3.3.2 Floculação

Subsequente à coagulação, o processo de floculação, difere, sob o ponto de vista operacional, o tempo de contato e o gradiente de velocidade adotado. A floculação é a etapa de mistura lenta,

baixa turbulência, na qual o gradiente de velocidade é menor, mas o tempo de contato é maior, de tal forma que ocorra a agregação das partículas, formando assim os flocos (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

A colisão entre partículas desestabilizadas em unidades de floculação é obtida por três mecanismos separados, (1) difusão browniana ou floculação pericinética, na qual as partículas apresentam um movimento aleatório devido ao seu contínuo fluxo pelas moléculas de água, (2) cisalhamento de fluido ou floculação ortocinética, na qual as partículas são colocadas em contato umas com as outras através dos gradientes de velocidade, (3) na sedimentação, partículas coloidais com velocidades distintas podem chocar-se umas com as outras em um dado volume (MORUZZI *et al.*, 2016).

Os mecanismos de floculação estão relacionados ao tamanho das partículas presentes em suspensão. A floculação pericinética predomina quando as partículas são inferiores a 0,1 μm , pois essas pequenas partículas se agregam e formando flocos de aproximadamente 1 μm . Na floculação ortocinética é promovida mais agregação por agitação e sedimentação, uma vez que a faixa de tamanho dos flocos floculados é de 1 a 100 μm . Grande parte dos flocos robustos são assentados e removidos no tanque de sedimentação, outras partículas podem ser removidas em um filtro (YI GENG, 2005).

3.3.2 Sedimentação

Processo no qual ocorre a separação sólido-líquido através da ação da gravidade (FERREIRA FILHO, 2008). A sedimentação é utilizada para remoção de areia, material particulado nos decantadores primários, floco biológico nos tanques de aeração do lodo ativado, e remoção dos flocos químicos quando há a utilização de coagulação e floculação (METCALF & EDDY, 1991). É uma etapa física, na qual ocorrem a deposição das impurezas e aglutinação dos flocos das etapas anteriores (MACEDO, 2007).

Nesta operação unitária as partículas com densidades inferiores à da água são dirigidos a superfície, formando a espuma e o resto tende à encaminhar-se para o fundo, agregando-se ao lodo. Para o projeto destas unidades deve-se considerar a taxa de aplicação superficial, que está diretamente relacionada com a velocidade de sedimentação das partículas suspensas (CUNHA, 2004).

3.3.2.1 Lodo de ETAs e ETEs

Os lodos de ETAs e ETEs são considerados resíduos sólidos, e devem respeitar a legislação adequada para sua disposição. Sendo assim a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010) direciona a utilização benéfica dos resíduos como matéria prima de outros processos, pois já existe um direcionamento no mundo todo para o aproveitamento desses resíduos (BHADA-TATA e HOORNWEG, 2016).

O lodo proveniente de uma ETA é um resíduo mais simples do que o de uma ETE, pois é um lodo geralmente proveniente de decantadores, devido às operações físico-químicas. Sua composição se dá através de partículas sólidas minerais, material húmico e os produtos químicos utilizados, como coagulantes (hidróxidos metálicos) e auxiliares de coagulação (polímeros), mas essa composição pode variar, dependendo dos compostos presentes ou, até mesmo, da qualidade da água bruta (OWEN, 2002; AHMAD *et al.*, 2016).

Nas estações de tratamento de água o lodo pode ter várias destinações finais, sendo essas apontadas como sucesso ou não, como por exemplo, o setor de cerâmica (TARTARI *et al.*, 2011; CORNWELL *et al.*, 2011; KIZINIEVIC *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2015), fabricação de blocos de concreto e cimento (CHÁVEZ-PORRAS *et al.*, 2008; HOPPEN *et al.*, 2006), pavimentação (TSUTYIA e HIRATA, 2001), aplicação em áreas degradadas (TEIXEIRA e MELO, 2007; MOREIRA *et al.*, 2009), uso agrícola (VERLICCHI e MASOTTI, 2001; BOTERO *et al.*, 2009) e na recuperação de coagulantes (KYNCL, 2008; DASSANAYAKE *et al.*, 2015).

O resíduo de uma ETE é bem mais complexo, pois a carga orgânica de águas residuais requer processos biológicos para sua degradação e seu processo subsequente. Sua composição pode variar bastante, mas é composto de matéria orgânica, metais, organismos patogênicos, contaminantes orgânicos e emergentes e também partículas minerais (von SPERLING e ANDREOLI, 2007).

Para a destinação final do lodo de ETE é necessário um cuidado maior, uma vez que é necessário que não haja risco sanitário e ambiental. Sendo assim, a destinação depende da composição das águas residuais e dos processos que participam do seu tratamento. Uma das destinações mais comuns é para agricultura, recuperação de áreas degradadas, matéria prima de composto orgânico, uso em fornos de cimento, pavimentação e cobertura diária e final de aterro sanitário (BEECHER, 2008; CHEN e KUO, 2016).

Nas estações de tratamento de água e esgoto existem duas formas de descartar o lodo, podendo ser por remoção cumulativa ou remoção contínua. Na remoção cumulativa, há um

acúmulo de lodo, ao longo dos dias, até atingir um valor limite, o qual impossibilita a continuidade do tratamento, pois pode haver sobrecarga nos filtros. A remoção contínua é realizada várias vezes ao longo do dia, evitando a interrupção do tratamento e o acúmulo do lodo ao longo do tempo, tal como acontece nos sistemas de remoção cumulativa, sendo a vantagem desse sistema a menor concentração de sólidos, quando comparada com o processo anterior.

Ribeiro (2007), em seu estudo, apresentou fórmulas empíricas distintas, que fazem a estimativa da produção de sólidos secos, utilizando sais de alumínio ou ferro como coagulantes. A seguir as principais fórmulas encontradas na literatura.

- Kawamura (1991) apud Ribeiro (2007)

$$P = (1,5 \times T + k \times D) \quad \text{Eq. 1}$$

Em que:

P = Produção de sólidos (g de matéria seca/m³ água tratada)

T = Turbidez da água bruta (uT)

D = Dosagem do coagulante (mg/L)

k = Relação estequiométrica na formação do precipitado de hidróxido, sendo:

k = 0,23 a 0,26 (sulfato de alumínio)

k = 0,54 (sulfato férrico)

k = 0,66 (cloreto férrico anidro)

k = 0,40 (cloreto férrico hidratado)

- American Water Works Association (1996):

$$P = 3,5 \times T^{0,66} \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

P = produção de sólidos (g de matéria seca/m³ de água tratada)

T = turbidez da água bruta (uT)

- Water Research Center – WRC (1979) apud Ribeiro (2007)

$$P = (1,2 \times T + 0,07 \times C + k \times D + A) \quad \text{Eq. 3}$$

Em que:

P = produção de sólidos (g de matéria seca / m³ de água tratada)

T = turbidez da água bruta (uT)

C = cor da água bruta (uH)

D = dosagem de coagulante (mg/L)

k = coeficiente de precipitação: k = 0,17 (sulfato de alumínio líquido)

k = 0,39 (cloreto férrico líquido)

A = outros aditivos, como carvão ativado em pó e polieletrólitos (mg/L)

- Cornwell (1987)

Esse autor afirma que a concentração de sólidos que entra no decantador está subordinada aos níveis de turbidez encontrados na água bruta. Sendo assim a seguinte fórmula foi proposta para estimar a concentração de partículas que entram no decantador.

$$C_e = 1,5 \times T \quad \text{Eq. 4}$$

Em que:

C_e = concentração de partículas que entram no decantador;

T = turbidez da água bruta (uT);

Mediante a preocupação com os aspectos negativos do lodo, algumas práticas vêm sendo utilizadas como seu destino final, dentre elas a utilização como insumo agrícola, a recuperação de áreas degradadas, a disposição em aterros sanitários, a reciclagem de resíduos da construção civil, o uso como coagulante para estações de tratamento de esgotos, a regeneração do coagulante, entre outras.

3.4 Planejamento experimental

Os avanços científicos são uma realidade no cenário atual, e junto com esses avanços temos uma grande quantidade de informações que são geradas a todo o momento, sendo assim torna-se necessário o emprego de análises mais criteriosas, específicas e eficientes. Na busca por respostas eficientes, verifica-se a necessidade do uso de métodos estatísticos, que se torna cada vez mais necessário para a otimização de produtos e processos (PIMENTA *et al.*, 2014)

A utilização dos planejamentos experimentais diminui os custos totais, reduzem o tempo de processo, melhoram o rendimento, possibilitam o estudo simultâneo de diversas variáveis, permitem a seleção das variáveis que influem no processo, resultando em maior produtividade e qualidade. Portanto tem-se levado vários profissionais e indústrias a aderirem a essas técnicas, pois quando associadas a análise de superfície de resposta, fornecem resultados significativos e seguros para posteriores conclusões a respeito do processo ou produto (RODRIGUES & LEMMA, 2009).

O sucesso de um planejamento experimental está diretamente ligado a alguns fatores, portanto

MONTGOMERY (1991), COSTA (2008) e PIMENTA (2006) indicaram um procedimento para planejamento e análise dos resultados:

- 1) Reconhecer e relatar o problema.
- 2) Escolha dos fatores e dos níveis.
- 3) Seleção da variável de resposta.
- 4) Escolha do planejamento experimental.
- 5) Realização do experimento.
- 6) Análise de dados.
- 7) Conclusões e recomendações.

Dentre as técnicas de planejamento experimental, temos o planejamento fatorial que é o mais simples, pois este é utilizado para avaliação da influência das variáveis, buscando uma otimização. Sendo assim, os efeitos podem ser analisados de forma isolada ou simultâneos, o mais simples é o fatorial de dois níveis que possibilita uma investigação preliminar de quais fatores tem influência sobre a resposta (BARROS NETO *et al.*, 2010). Para que o método seja eficiente, é importante que ocorra a integração entre o processo, a estatística e o conhecimento científico da causa, pois o uso incorreto dessa ferramenta pode levar o usuário a obter respostas equivocadas, afetando todo o processo, pois mais importante que o conhecimento da estatística é o conhecimento da sua área de atuação (RODRIGUES E LEMMA, 2009).

Para concretização de um planejamento experimental é necessário o uso de vários cálculos, necessitando de ferramentas computacionais para análise dos dados. Existem *softwares* que realizam essas análises, sendo estes: *Minitab*, *Software Statistica* e *Design Expert*. Esses *softwares* apresentam cálculos de análise de variância e regressão linear, testes de hipóteses, gráficos de superfícies de resposta, planejamento fatorial, entre outras ferramentas presentes (TAHARA, 2008).

3.5 Metodologia da Superfície de Resposta (MSR)

Esta é uma técnica que se baseia no planejamento de experimentos, utilizando duas etapas para a otimização desses (BARROS NETO *et al.*, 2010). Essas etapas são modelagem e deslocamento dos experimentos, que são repetidas até encontrar a região ótima da superfície de resposta. A modelagem é realizada ajustando modelos simples, que podem ser lineares ou quadráticos, e as respostas são obtidas a partir de planejamentos fatoriais. O deslocamento ocorre no caminho da máxima inclinação de um determinado modelo (BARROS NETO *et al.*, 2010).

Essa ferramenta baseia-se na variação de vários fatores, que são as variáveis independentes, os quais são selecionados anteriormente de acordo com a sua influência no processo, tendo como

resposta as variáveis dependentes ou respostas. Utilizando técnicas matemáticas e estatísticas, que de acordo com os resultados experimentais indicam uma combinação de níveis dos fatores dentro de uma região ótima.

Geralmente a MSR é aplicada em planejamentos, desenvolvimento e formulação de novos produtos, além de melhorar os projetos e produtos já existentes, pois estes geralmente possuem mais de uma variável que influenciam no desempenho ou na qualidade de um produto ou processo (MYERS *et al.*, 2009).

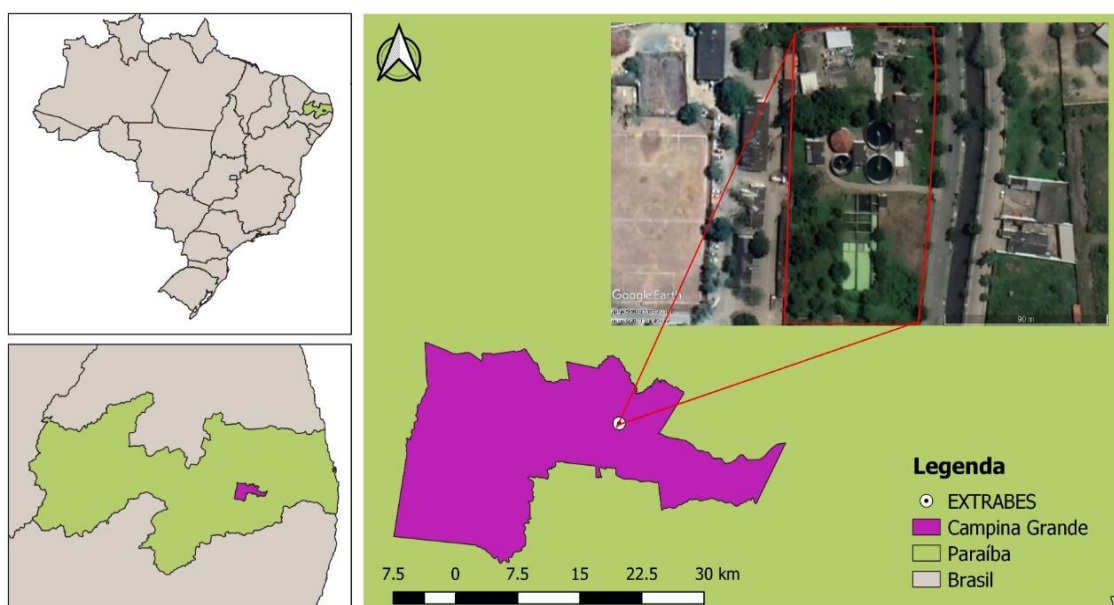
O uso de planejamento experimental associado à metodologia de superfície de resposta para otimização de variáveis, vem sendo utilizado por muitos autores em seus trabalhos científicos. Kang *et al.* (2011), utilizaram a metodologia de superfície de resposta (MSR) para otimizar o processo de coagulação – floculação para o tratamento de água potável, Ghafari *et al.* (2009), utilizaram a MSR para otimizar o tratamento de coagulação – floculação de lixiviado utilizando o PAC e sulfato de alumínio, Wang *et al.*(2007) otimizaram o processo de coagulação – floculação para o tratamento de águas residuais de papel reciclável usando o MSR, Khannous *et al.*(2011) também fizeram o uso de MSR para otimização do processo de coagulação-floculação de efluente de indústria de massas e AHMAD *et al.*(2005), trabalharam com a MSR para otimização de coagulação – floculação para otimização de efluente de óleo de palma.

4. METODOLOGIA

4.1 Local de realização da pesquisa

Os ensaios experimentais foram executados na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários – EXTRABES, localizada no bairro do Catolé em Campina Grande – PB, como ilustra a Figura 4. O laboratório pertence à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e à Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

Figura 4: Localização da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES



Fonte: Autor, 2019

4.2 Delineamento Experimental

A pesquisa ocorreu em três etapas, a saber: 1ª Etapa – Ensaio em escala de bancada; 2ª Etapa – Escala piloto; e 3ª Etapa – Escala real.

Nas duas primeiras etapas, os experimentos foram realizados utilizando o efluente do reator UASB, modificado por Santos *et al.* (2016), o qual foi abastecido com esgoto doméstico proveniente do sistema de esgoto do município de Campina Grande, que era coletado do interceptor leste e bombeado para um tanque de armazenamento, garantindo, assim, uma alimentação contínua ao sistema de tratamento do reator UASB.

O reator tipo UASB, se encontrava em operação há três anos na EXTRABES, o mesmo foi construído de fibra de vidro com formato geométrico cilíndrico (Figura 5). Suas características estão especificadas na Tabela 3.

Figura 5: Reator do tipo UASB.



Fonte: Autor, 2019.

Tabela 3: Características do reator do tipo UASB

Característica	Magnitude
Altura do reator (m)	1,7
Volume (m ³)	2,5
Vazão máxima (m ³ .d ⁻¹)	10
Tempo de detenção hidráulica (h)	6

Fonte: Autor, 2019.

4.2.1 Ensaios em escala de bancada

A primeira etapa, a nível de jar test, foi realizada para selecionar as melhores condições dos ensaios de coagulação/floculação. O equipamento de teste de jarros (Jar Test) (Figura 6), tinha capacidade para realizar seis testes ao mesmo tempo.

Figura 6: Equipamento Jar Test utilizado nos ensaios laboratoriais



Fonte: Autor, 2019.

Para seleção das variáveis interferentes no processo, foram realizados dois planejamentos experimentais, sendo possível selecionar as melhores condições para tratar o efluente de reator UASB, diminuindo, assim, o custo com coagulante e o tempo de análise.

Mediante revisão de literatura foi possível fixar alguns parâmetros, como gradiente de velocidade da coagulação (100 rpm), tempo de coagulação (30 s) e tempo de floculação (10 min) (YI GENG, 2005; GUALBERTO, 2009). As variáveis dosagem de coagulante (mg/L), gradiente de velocidade da floculação (rpm) e tempo de sedimentação (min), estudadas no planejamento foram escolhidas porque, além de dependerem do tipo e da característica do efluente, são fatores que variam bastante na literatura. O coagulante utilizado em todas as etapas foi o policloreto de alumínio (PAC), denominado TP 17KL Plus, a 17%, da marca Tecnoplus.

O primeiro planejamento foi um fatorial 2^3 com três pontos centrais, conforme a Tabela 4. Neste primeiro planejamento, foram estabelecidos os níveis mínimos, centrais e máximos das variáveis estudadas e, para realização dos testes, foi seguido o delineamento exposto na Tabela 5. No total foram realizados 11 experimentos, os quais eram sempre caracterizados antes e após o teste através dos indicadores pH, turbidez, DQO, SST e fósforo total, em caráter comparativo e, assim, avaliar a eficiência de cada nível.

Tabela 4: Planejamento fatorial $2^3 + 3$ pontos centrais

VARIÁVEL	NÍVEL		
	Inferior (-)	Central (0)	Superior (+)
A (mg/L)	10	25	40
B (rpm)	20	25	30
C (min)	5	10	15

Fonte: Autor, 2019.

Legenda: A- Concentração de coagulante, B- Gradiente de velocidade da floculação e C- Tempo de sedimentação.

Tabela 5: 1º Delineamento Experimental.

Experimento	A (mg/L)	B (rpm)	C (min)
1	10	20	5
2	40	20	5
3	10	30	5
4	40	30	5
5	10	20	15
6	40	20	15
7	10	30	15
8	40	30	15
9	25	25	10
10	25	25	10
11	25	25	10

Fonte: Autor, 2019.

Legenda: A- Concentração de coagulante, B- Gradiente de velocidade da floculação e C- Tempo de sedimentação.

As variáveis respostas/independentes estudadas foram DQO (Demanda Química de Oxigênio), fósforo total, turbidez, SST (Sólidos Suspensos Totais). O pH foi medido apenas para fins de monitoramento.

Neste primeiro planejamento foi possível estabelecer um nível fixo para o gradiente de velocidade da floculação, uma vez que o mesmo não apresentou uma diferença significativa em todos os níveis estudados para as variáveis resposta.

O segundo planejamento foi mais simples, sendo aplicado um fatorial 2^2 com três pontos centrais (Tabela 6). Foi realizado com a finalidade de otimizar as outras duas variáveis estudadas no 1º planejamento (concentração de coagulante, A, e gradiente de velocidade da floculação, B) para, assim, aplicá-las na escala piloto. No total, foram realizados 7 testes (

Tabela 7).

Tabela 6: Planejamento fatorial $2^2 + 3$ pontos centrais

VARIÁVEL	NÍVEL		
	Inferior	Central	Superior
	(-)	(0)	(+)
A (mg/L)	30	45	60
B (min)	15	25	35

Fonte: Autor, 2019

Legenda: A – Concentração do coagulante, B- Tempo de sedimentação.

Tabela 7: 2º Delineamento Experimental

	A (mg/L)	B (min)
1	30	15
2	60	15
3	30	35
4	60	35
5	45	25
6	45	25
7	45	25

Fonte: Autor, 2019.

Legenda: A – Concentração de coagulante, B – Tempo de sedimentação.

As variáveis independentes estudadas foram turbidez, SST, DQO e fósforo total. Foi realizado ainda, o monitoramento do pH do efluente, antes e após os testes.

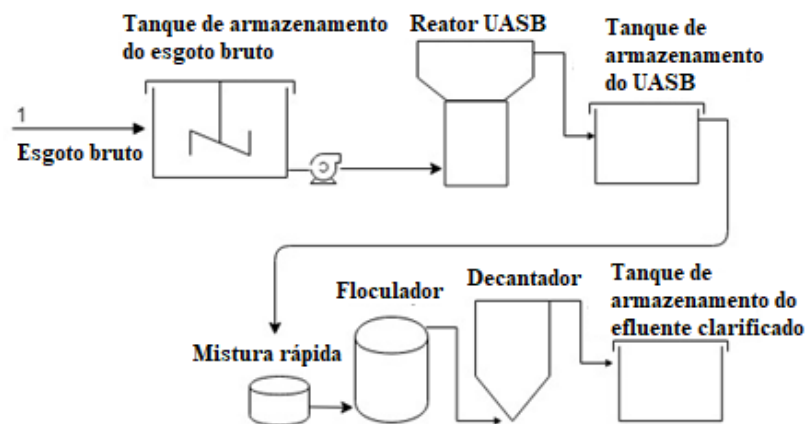
As análises estatísticas realizadas nesta pesquisa foram feitas com o auxílio do *software* STATISTICA, disponibilizado pelo Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA/UEPB).

4.2.2 Escala-Piloto

Após a realização dos ensaios de coagulação/floculação em Jar test, foram definidas as melhores variáveis, sendo adotados os parâmetros gradiente de velocidade da coagulação (100 rpm), tempo de coagulação (30s), gradiente de velocidade da floculação (30 rpm), tempo de floculação (10min), dosagem de coagulante (60 mg/L) e tempo de sedimentação para aplicação na escala-piloto. A aplicação ocorreu em dois ciclos, cada um com duração de dois meses, um com tempo de sedimentação de 2h e outro de 3h. No decorrer da pesquisa foi verificado que o tempo de sedimentação da escala de bancada não era eficiente na escala-piloto, sendo assim adotado um tempo maior.

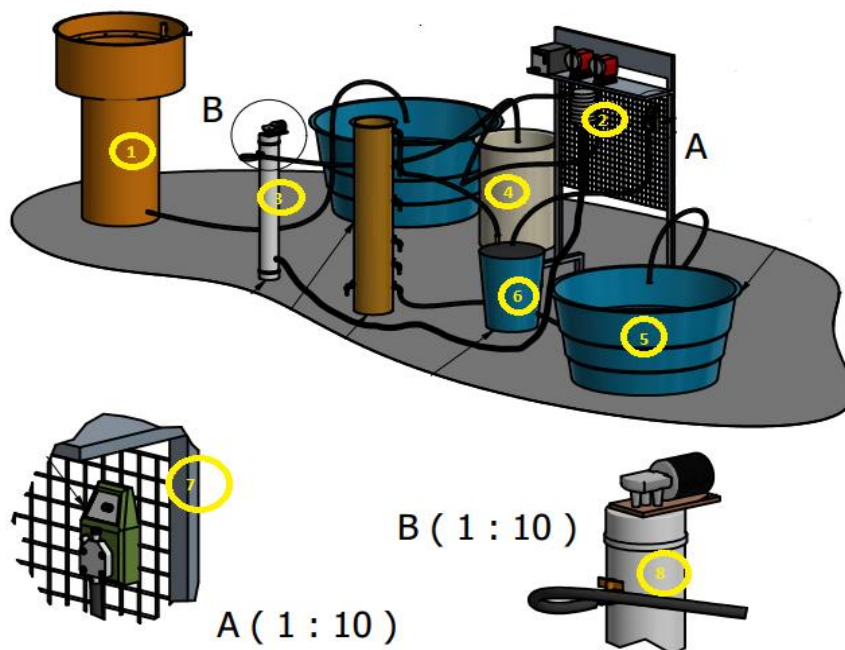
A estação em escala piloto operou de forma contínua, tratando 1m³/dia do efluente de reator UASB, sendo esta dimensionada de acordo com a NBR 12.218 (ABNT, 2017) e Nunes (1996). O processo acontecia da seguinte forma: o efluente do reator UASB era direcionado através de duas bombas dosadoras, com vazão controlada, para a unidade de coagulação, etapa de mistura rápida em que ocorre a adição do coagulante, seguindo para o floculador, etapa de mistura lenta na qual os flocos se formam e se tornam mais robustos, prontos para sedimentar na etapa posterior de decantação. No decantador, o lodo gerado era removido a cada 24 horas, sendo adensado e armazenado em bombonas. As Figuras 7 e 8 apresentam, respectivamente, um esquema completo e um desenho do sistema de tratamento.

Figura 7: Esquema completo do sistema de tratamento.



Fonte: Autor, 2019.

Figura 8: Desenho do sistema de tratamento



Fonte: Autor, 2019.

Legenda: 1 – Reator UASB, 2 – Coagulador, 3 – Floculador, 4 – Decantador, 5 – Tanque de armazenamento do efluente, 6 – Tanque de armazenamento de PAC, 7 – Bomba dosadora do coagulante, 8 – Regulador de rotação do floculador.

O monitoramento do sistema era realizado diariamente para as análises de pH e turbidez, e duas vezes na semana para os indicadores apresentados na Tabela 9, os quais eram monitorados para controle da eficiência da estação. As metodologias analíticas utilizadas seguiram os procedimentos padrões descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2012).

Tabela 8: Indicadores utilizados para avaliação do sistema

Indicador	Método de análise	Referência
Turbidez	Turbidimétrico	2130 B / APHA <i>et al.</i> (2012)
Sulfeto	Espectrofotométrico, azul de metileno	4500 D / APHA <i>et al.</i> (2012)
DQO*	Titulométrico, método da refluxação fechada.	5220 C. / APHA <i>et al.</i> (2012)
pH*	Potenciométrico	4500 / APHA <i>et al.</i> (2012)
Fósforo total	Fotométrico, ácido ascórbico	4500 B / APHA <i>et al.</i> (2012)
Sólidos totais	Gravimétrico	2540 D / APHA <i>et al.</i> (2012)

Fonte: Autor, 2019

Legenda: *DQO – Demanda química de oxigênio, *pH – Potencial hidrogênioônico.

4.2.3 Escala real

Durante 5 dias, foi monitorado o funcionamento da estação de tratamento de esgoto do complexo Beach Park (Figura 9), o qual é composto pelo parque aquático, três resorts e hotel, sendo o maior parque aquático da América Latina. Localizado no estado do Ceará, em Porto das Dunas – Aquiraz, com mais de 200 mil m² de infraestrutura (RODRIGUES *et al.*, 2017).

A estação de tratamento foi implantada em 2009 e faz a reutilização de 100% da água utilizada no complexo, em torno de 480 m³/d, evitando, assim, o desperdício e reutilizando essa água para regar os jardins e fazer a limpeza da frota de ônibus da empresa (RODRIGUES *et al.*, 2017; ROLLERMBERG, 2017).

A estação é composta inicialmente por um tratamento preliminar, tanque de equalização seguido de reator UASB, filtro submerso aerado (FAD), decantador lamelar, desinfecção, clarificação, câmara de carga, dupla filtração, decantador da água de lavagem e reservatório de água tratada. Mediante a composição da estação procurou-se avaliar a viabilidade de aplicação das operações unitárias, reator UASB e clarificação como etapas de uma estação de tratamento em escala real.

Figura 9: Estação de tratamento de esgoto do complexo Beach Park.



Fonte: Google Imagens, 2020.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados serão apresentados em quatro etapas. Na primeira, são apresentados os resultados da caracterização do esgoto bruto doméstico e do efluente de reator UASB e na segunda etapa são apresentados os dados estatísticos dos ensaios de bancada, os quais possibilitaram selecionar as melhores condições de coagulação/floculação/tempo de sedimentação. Na terceira etapa são avaliados os dados do comportamento de uma estação de tratamento em escala-piloto utilizando as condições obtidas no planejamento experimental. Por fim, são apresentados os resultados do funcionamento de uma estação de tratamento em escala real, a qual utilizava a clarificação e o reator UASB como um dos seus processos de tratamento.

5.1 Primeira etapa: Caracterização do efluente

Na Tabela 9 são apresentados os dados da caracterização do esgoto bruto doméstico e do efluente do reator UASB. O reator UASB estava em funcionamento há, praticamente, três anos, estando já estabilizado, portanto os dados apresentados são uma média de 6 meses de operação, correspondente aos meses de janeiro a junho de 2019.

Tabela 9: Caracterização do afluente e do reator UASB.

Indicador	Esgoto Bruto	Efluente UASB
DQO (mg/L)	546	161
pH	7,3	7,2
Turbidez (NTU)	114	32
Alcalinidade total (mg/L)	370	438
Fósforo total (mg/L)	6	6,2
Sólidos suspensos totais (mg/L)	291	109

Fonte: Autor, 2019.

Avaliando a eficiência do sistema de reator UASB, verifica-se uma remoção de 69% de DQO, o que está de acordo com o que é citado na literatura, conforme Coelho *et al.* (2003), Santos *et al.* (2016) e Van Haandel e Lettinga (1994) para os quais sistemas anaeróbios, como reatores UASB, removem material orgânico na faixa de 55 a 75%. A respeito dos sólidos suspensos totais, o reator UASB apresentou remoção de aproximadamente 62%. Essa eficiente remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos contribuiu para obter um efluente mais clarificado, sendo assim, o mesmo, quando enviado para a estação de tratamento em escala-piloto, apresentou menos que 1/3 da DQO

do esgoto bruto, demandando, portanto, uma menor concentração de coagulante para o seu tratamento.

5.2 Segunda etapa: Planejamento experimental fatorial 2^3 com acréscimo de 3 pontos centrais (1º planejamento)

Devido ao efluente do reator UASB ser proveniente de um processo biológico, este sofre variações. Sendo assim, antes de cada planejamento ser executado foi feita a caracterização do efluente, no dia da análise, para as respectivas comparações com os dados obtidos em planejamento. Na Tabela 10 são apresentados os valores médios obtidos com essas análises e os outros parâmetros estatísticos descritivos, desses dados.

Tabela 10: Estatística descritiva para caracterização do efluente de reator UASB antes dos experimentos

	<i>pH</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Fósforo</i>	<i>DQO</i>	<i>SST</i>
Média	7,144	35,4	6,165	206,13	113,5
Erro padrão	0,060	3,43	0,42	12,18	4,118387
Mediana	7,155	33	5,825	203,5	108
Modo	#N/D	33	5,61	215	104
Desvio padrão	0,19	10,86	1,34	38,54	13,02348
Variância da amostra	0,036	118,0	1,80	1485,6	169,6111

Fonte: Autor, 2019.

Este planejamento teve como variáveis respostas a remoção, em porcentagem, do fósforo total, turbidez, DQO e SST, que foi calculada de acordo com a Equação 1.

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100 \quad \text{Eq. 1}$$

Em que,

C_i = Concentração inicial

C_f = Concentração final

O indicador pH não é uma variável dependente, pois era medido apenas para verificar se, após a adição do PAC, haveria alguma mudança significativa em seu resultado, mas foi verificado que a alteração foi muito pequena, sendo essa uma das vantagens do uso do policloreto de alumínio, sua aplicação em uma vasta faixa de pH (SANTOS *et al.*, 2011). A Tabela 11, apresenta as

remoções alcançadas utilizando este planejamento, seguindo o delineamento da Tabela 5 que se encontra no capítulo de metodologia.

Tabela 11: Planejamento fatorial 2^3 acrescidos de 3 PC com variáveis de resposta

	A	B	C	pH	Turbidez NTU	Fósforo total mg de P/L	DQO mg/L	SST mg/L
1	-1	-1	-1	7,44	5,2 (84%)	6,12 (29%)	136,2 (41%)	106 (48%)
2	1	-1	-1	6,65	3,8 (88%)	1,25 (85%)	127,7 (44,3%)	60 (71%)
3	-1	1	-1	7,39	7,1 (78%)	5,72 (34%)	156,4 (31,8%)	98 (52%)
4	1	1	-1	6,84	3,8 (88%)	1,09 (87%)	132,9 (42%)	120 (41%)
5	-1	-1	1	7,37	4,8 (85%)	5,63 (35%)	142,0 (38,1%)	46 (77%)
6	1	-1	1	6,61	5,1 (85%)	1,19 (86%)	142,0 (38,1%)	94 (54%)
7	-1	1	1	7,47	4 (88%)	5,75 (33%)	157,0 (31,5%)	62 (70%)
8	1	1	1	6,89	3,3 (90%)	0,73 (92%)	144,6 (36,9%)	126 (38%)
9	0	0	0	7,16	6,8 (79%)	2,70 (69%)	129,6 (43,5%)	190 (7%)
10	0	0	0	7,11	7,1 (78%)	3,06 (64%)	134,2 (41,5%)	196 (4%)
11	0	0	0	7,2	6,8 (79)	2,73 (68%)	133,6 (41,8%)	190 (7%)

Fonte: Autor, 2019.

Legenda: A – Concentração do coagulante, B – Gradiente de velocidade da floculação, C – Tempo de sedimentação

A partir dos resultados, foi realizado uma análise estatística para cada variável resposta, com o auxílio do *software* STATISTICA, verificando, assim, os efeitos das variáveis operacionais, tendo como variável resposta turbidez, DQO, fósforo total e SST.

5.2.1 Turbidez

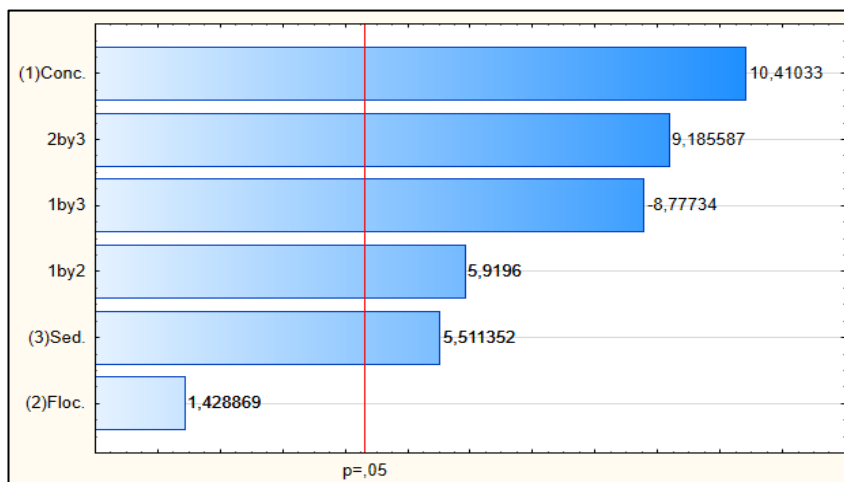
A influência das variáveis na variável resposta dependente (% remoção de turbidez) está representada pelo diagrama de Pareto na Figura 10. Segundo Mothe *et al.* (2005), o diagrama de Pareto está associado às interações de cada variável, de forma individual ou de duas em duas, sendo assim para obter um valor significativo mediante o planejamento, a barra deve encontrar-se em uma posição à direita que ultrapasse a linha vermelha, onde o nível de significância é 5%.

Observa-se, então, na Figura 10, que a concentração de coagulante, tempo de sedimentação e as interações entre si foram significantes para o aumento da remoção de turbidez, pois

ultrapassaram a linha de $p=0,05$. Analisando, de forma mais detalhada, observa-se que a variável que mais influenciou de forma positiva foi a concentração de coagulante, ou seja, quanto maior for sua concentração maior será o percentual de remoção de turbidez, sendo observada influência análoga do tempo de sedimentação, o qual tem uma resposta positiva. Apenas a interação concentração de coagulante e tempo de sedimentação apresentou-se de forma negativa, pois, quando analisamos a superfície de resposta, figura 11, em um menor tempo de sedimentação e uma maior concentração de coagulante há uma remoção considerável de turbidez.

De acordo com a Figura 11, as interações concentração de coagulante e gradiente de velocidade da floculação versus gradiente de velocidade da floculação com tempo de sedimentação, apresentaram-se como significativas para remoção de turbidez no momento que seus indicadores estavam no seu nível máximo (+).

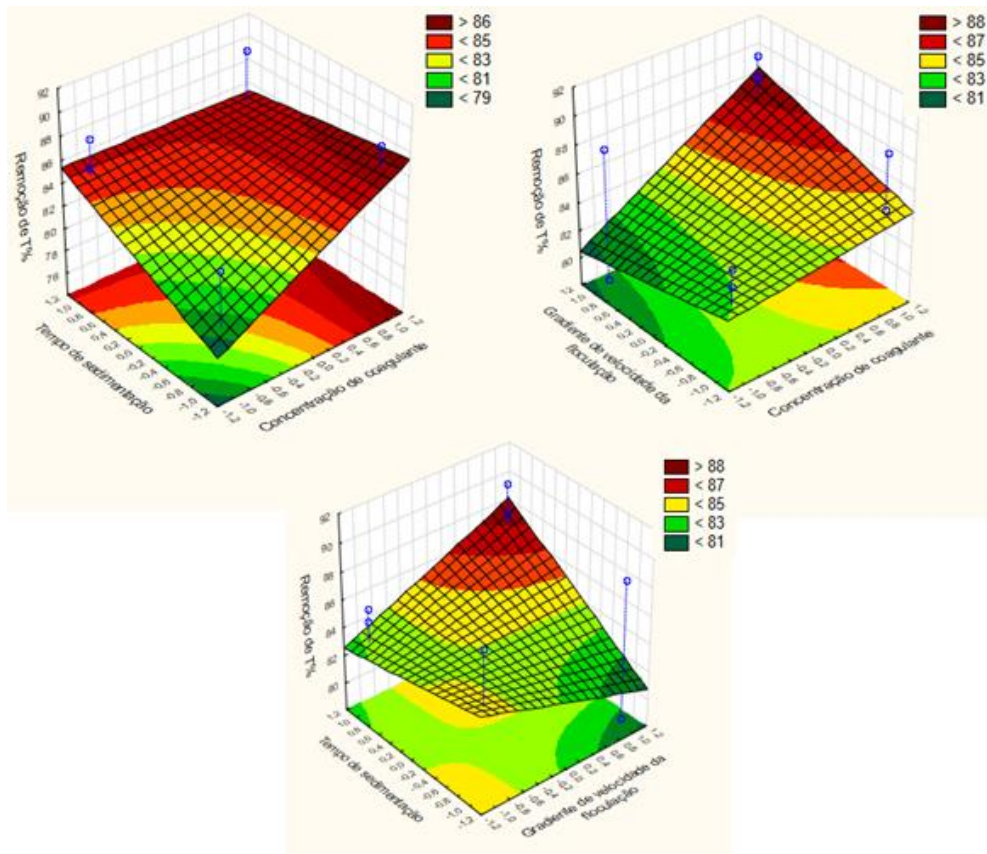
Figura 10: Diagrama de Pareto para remoção de turbidez (%)



Fonte: Autor, 2019.

Legenda: (1) Conc.: Concentração do coagulante; (2) Floc: Gradiente de velocidade da floculação; (3) Sed.: Tempo de sedimentação; 2by3: Interação de gradiente de velocidade da floculação e tempo de sedimentação; 1by3: Interação de concentração de coagulante e tempo de sedimentação; 1by2: Interação de tempo de sedimentação e gradiente de velocidade da floculação.

Figura 11: Superfície de resposta para remoção de turbidez.

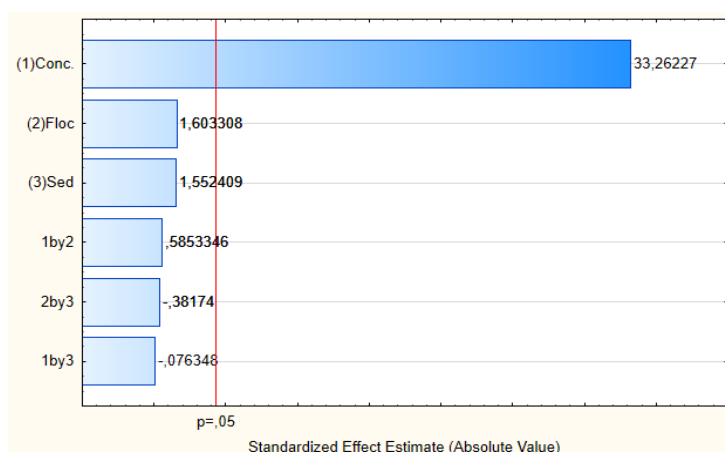


Fonte: Autor, 2019.

5.2.2 Fósforo total

Uma das formas mais comuns e rápidas de remoção de fósforo é a precipitação química, por sais de ferro e alumínio, pois a precipitação química contribui para obtenção de um efluente clarificado, parcialmente livre de matéria orgânica em suspensão ou em estado coloidal (TCHOBANOGLOUS, 2003). Para verificar a influência dos fatores no indicador fósforo total foi utilizado o diagrama de Pareto (Figura 12).

Figura 12: Diagrama de Pareto para remoção de fósforo total



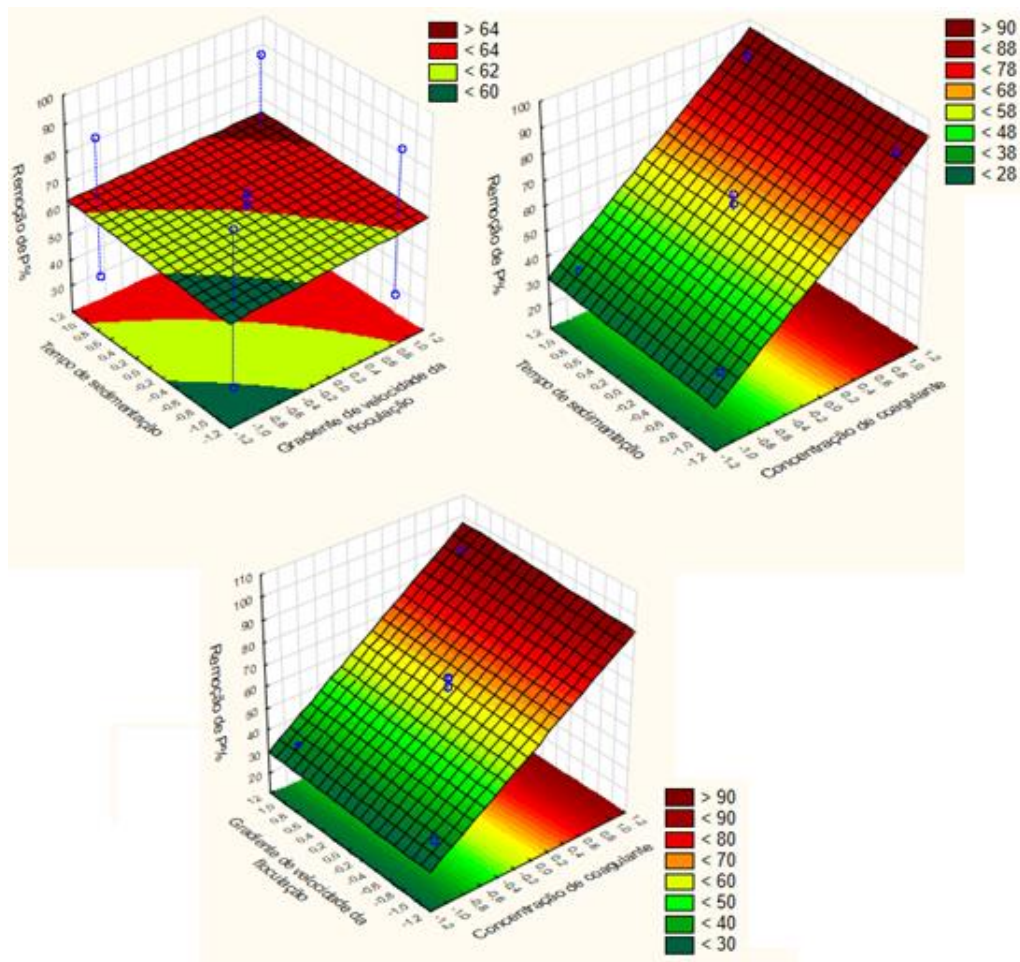
Fonte: Autor, 2019.

Legenda: Conc.: Concentração de coagulante; Floc.: Gradiente de velocidade da floculação; Sed.: Tempo de sedimentação.

Para a remoção de fósforo, apenas a concentração de coagulante foi significativa, no nível de significância 0,05. O diagrama aponta os parâmetros gradiente de velocidade da floculação e tempo de sedimentação positivos, indicando que o aumento de ambos favoreceria a remoção de fósforo total. No entanto, o aumento do gradiente de velocidade pode provocar a quebra dos flocos, diminuindo a eficiência da floculação/sedimentação.

Para um melhor delineamento a respeito de qual caminho seguir para uma maior remoção de fósforo, apresentam-se as superfícies de resposta (Figura 13), que auxiliaram na otimização do experimento.

Figura 13: Superfície de resposta para remoção de fósforo total.



Fonte: Autor, 2019.

A partir da Figura 13, para um ponto ótimo de remoção de fósforo, a única variável que influenciou diretamente foi a concentração de coagulante. Analisando suas interações com o

gradiente de velocidade da floculação e o tempo de sedimentação, verifica-se que estas duas variáveis não exerceram influência significativa, nem em seu nível máximo e nem no mínimo, especificamente. Verificando apenas a interação gradiente de velocidade da floculação e tempo de sedimentação na superfície de resposta, encontramos que, para uma remoção acima de 64% de fósforo total, utilizou-se do maior tempo de sedimentação e maior gradiente de velocidade da floculação.

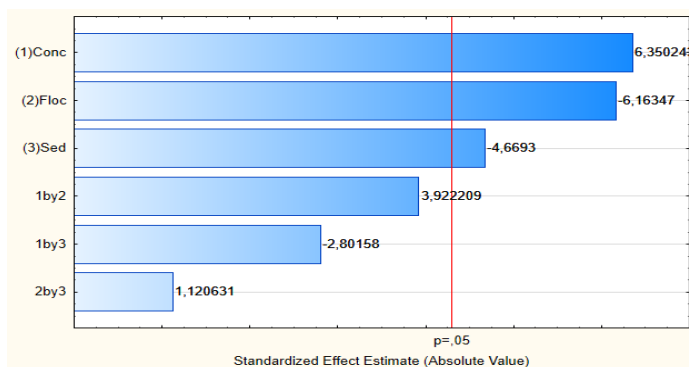
Mediante os dados apresentados percebe-se que para obter uma maior remoção de fósforo é necessário o aumento da concentração de coagulante, aumento do tempo de sedimentação e pode-se haver um controle do gradiente de velocidade da floculação perante a faixa apresentada neste planejamento.

5.2.3 Demanda química de oxigênio (DQO)

O grau em que a coagulação pode remover o material orgânico depende do tipo de material presente, mas, em geral, as espécies de menor peso molecular, como os ácidos fúlvicos, são mais difíceis de serem removidos por coagulação, no entanto os ácidos húmicos com peso molecular mais elevado tendem a ser mais fáceis de serem removidos (BRATBY, 2016). O reator UASB já remove em torno de 70% de matéria orgânica, sendo assim a coagulação tende a remover uma parcela da DQO remanescente.

O diagrama de Pareto (Figura 14) apresenta as três variáveis independentes como significativas. A concentração de coagulante é a que mais influencia em todo o processo de remoção de forma positiva, seu aumento é favorável a uma maior remoção de DQO. O gradiente de velocidade da floculação e o tempo de sedimentação, mesmo que em nível mínimo apresentaram-se como suficientes para a remoção, pois seu menor nível já é suficiente para atingir uma remoção acima de 40%, como pode ser verificado na Figura 15, que ilustra as superfícies de resposta.

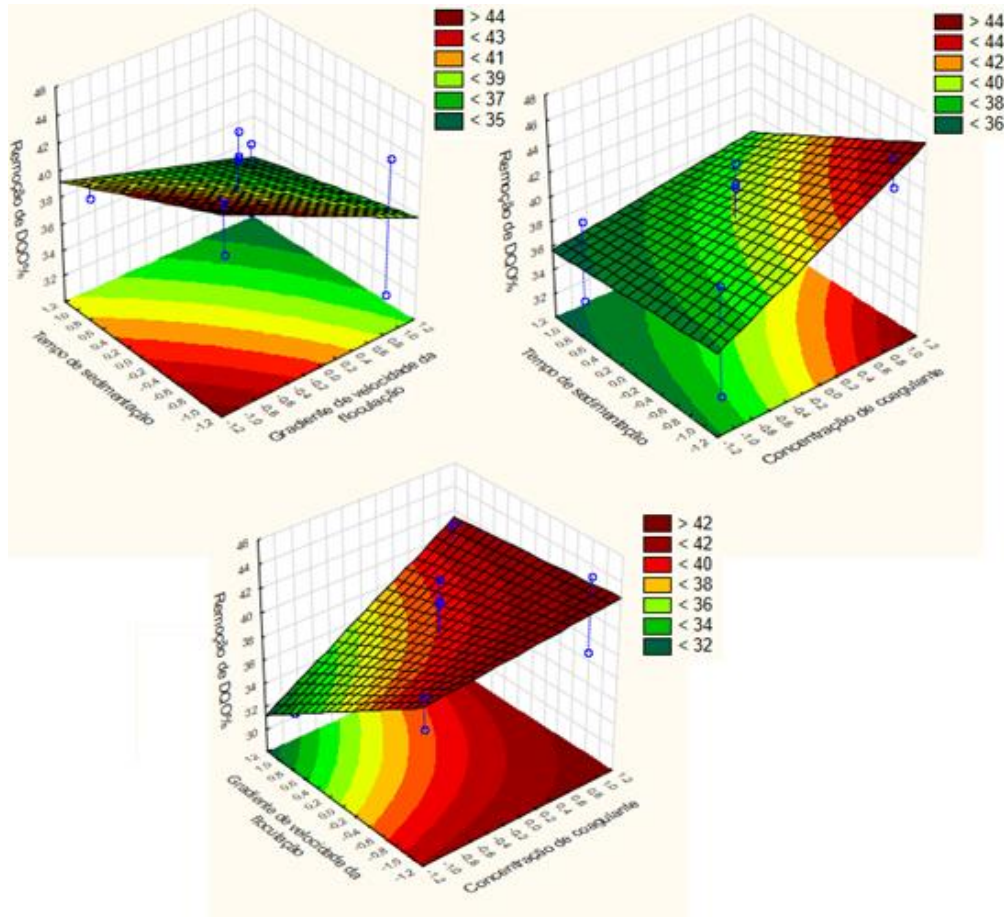
Figura 14: Diagrama de Pareto para remoção de DQO.



Fonte: Autor, 2019.

Legenda: (1) Conc.: Concentração de coagulante; (2) Floc: Gradiente de velocidade da floculação; (3) Sed.: Tempo de sedimentação; 1by2: Interação entre Conc. e Floc.; 1by3: Interação entre Conc. e Sed.; 2by3: Interação entre Floc. e Sed.

Figura 15: Superfície de resposta para remoção de DQO



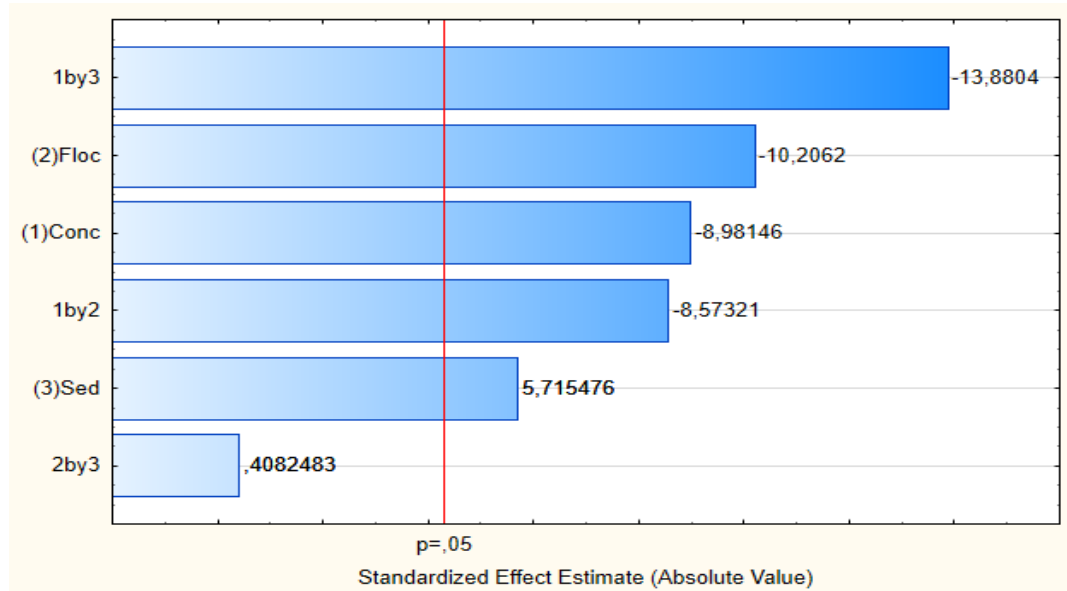
Fonte: Autor, 2019.

5.2.4 Sólidos Suspensos Totais

No processo de coagulação ocorre a desestabilização das partículas coloidais com a adição de coagulantes, essas partículas rapidamente se aglomeram e formam flocos (METCALF & EDDY, 2003), ocorrendo, assim, a diminuição de sólidos suspensos presentes no efluente. No diagrama de Pareto (Figura 16), observa-se que todas as variáveis foram significativas para a remoção de sólidos suspensos totais, exceto a interação entre gradiente de velocidade de floculação e tempo de sedimentação. A variável que mais influenciou de forma positiva, foi o tempo de sedimentação, ou seja, um maior tempo de sedimentação é favorável para remoção de sólidos suspensos totais, as demais variáveis apresentaram-se significativas, de forma negativa, sendo assim uma menor

concentração e gradiente de velocidade de floculação, foram suficientes para uma remoção acima de 50% de SST.

Figura 16: Diagrama de Pareto para remoção de sólidos suspensos totais

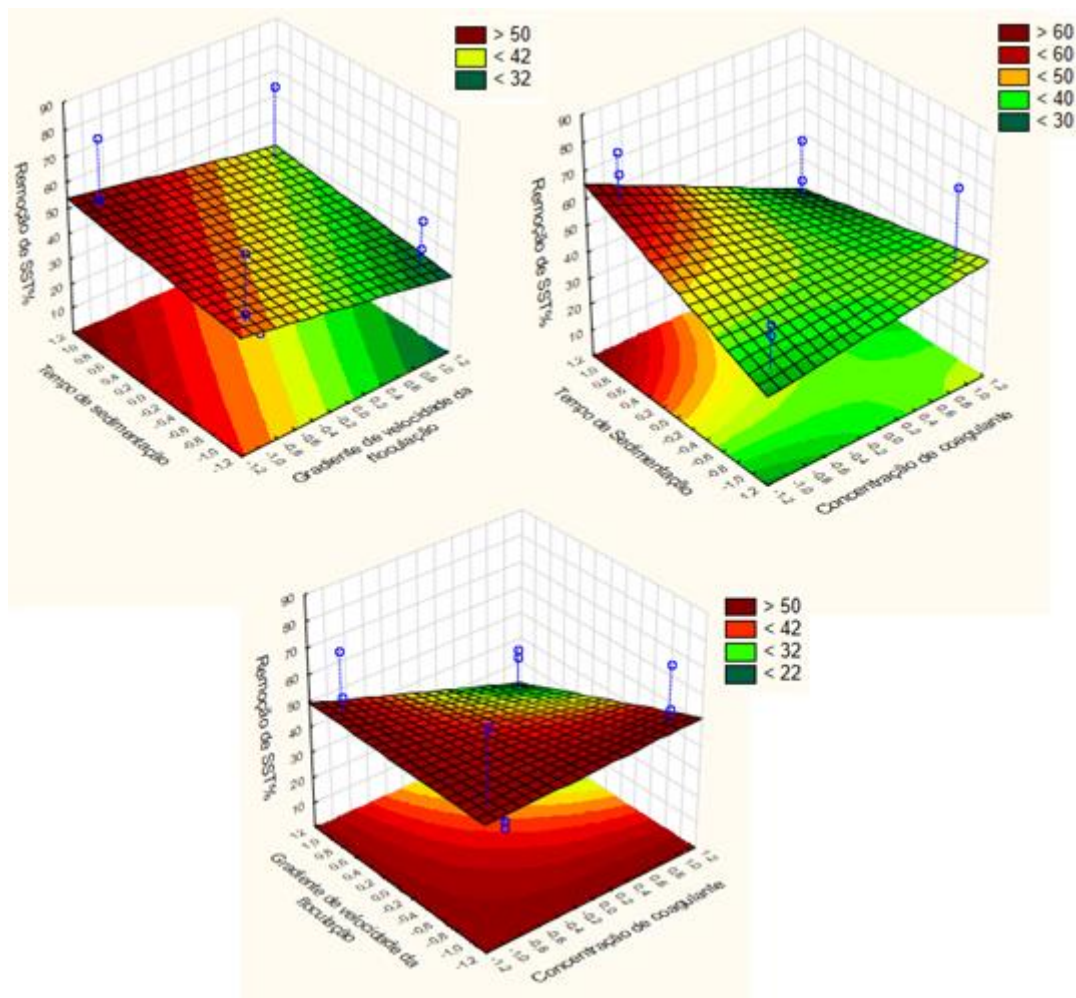


Fonte: Autor, 2019

Legenda: (1) Conc.: Concentração de coagulante; (2) Floc: Gradiente de velocidade da floculação; (3) Sed.: Tempo de sedimentação; 1by2: Interação entre Conc. e Floc.; 1by3: Interação entre Conc. e Sed.; 2by3: Interação entre Floc. e Sed.

A partir da superfície de resposta apresentada na Figura 17, pode ser verificado que na interação entre gradiente de velocidade de floculação e concentração de coagulante, em qualquer faixa, desde o menor nível (-1) até o nível máximo (+1) foram removidos acima de 50% de sólidos. Na interação concentração de coagulante e gradiente de velocidade da floculação com o tempo de sedimentação, só se consegue uma maior remoção quando esta apresenta o nível máximo do planejamento experimental, respondendo assim as informações apresentadas no diagrama de Pareto. Pode-se concluir que para uma eficiente remoção os parâmetros selecionados seriam um maior tempo de sedimentação, menor gradiente de velocidade da floculação e um equilíbrio na concentração do coagulante.

Figura 17: Superfície de resposta para remoção de sólidos suspensos totais.



Fonte: Autor, 2019.

5.3 Planejamento fatorial 2^2 acrescidos de 3 pontos centrais

Mediante os dados obtidos no primeiro planejamento foi possível definir como fixa a variável gradiente de velocidade da floculação, uma vez que a mesma se manteve com um comportamento semelhante em todos os níveis, isto pode ter acontecido pela curta faixa, ou pelas condições operacionais, uma vez que o jar test não tinha uma ampla faixa de rpm, sendo necessário que a mesma possuísse uma rotação lenta e proporcionalmente diferente a rotação de coagulação.

O critério adotado para definição de um novo planejamento foi o fósforo total, pois esperava-se que este alcançasse um valor menor que 1mg de P/L, e, sendo assim, apresentar-se um maior percentual de remoção de turbidez, SST e DQO. Os níveis utilizados foram os apresentados no Capítulo 4 (Tabela 6).

Assim como no planejamento 2³, foi feita uma caracterização do efluente nos dias das análises, para as respectivas comparações com os dados obtidos em planejamento, como apresentado na Tabela 12.

Tabela 12: Caracterização do efluente UASB antes dos experimentos com Jar test

	pH	DQO (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Turbidez (NTU)	SST (mg/L)
EFLUENTE UASB	7,3	180	8,07	23	109

Fonte: Autor, 2019

A Tabela 13 apresenta os valores de remoção de DQO, turbidez, fósforo total e SST, em porcentagem, do planejamento fatorial 2² mais três pontos centrais.

Tabela 13: Resultados experimentais do planejamento 2² + 3 PC

	pH	Efluente DQO mg/L	Efluente Ptotal mg/L	Efluente Turbidez NTU	Efluente SST mg/L
1	6,8	108 (40%)	2,42 (70%)	2,3 (90%)	41,42 (62%)
2	6,7	76,7 (57,4%)	0,96 (88%)	1,84 (92%)	79,57 (27%)
3	7	92,5 (48,6%)	2,5 (69%)	1,61 (93%)	76,3 (30%)
4	7	101,3 (43,7%)	0,57 (93%)	1 (96%)	52,32 (52%)
5	7,1	71 (60,6%)	0,88 (89%)	1 (96%)	56,68 (48%)
6	7,2	67 (62,7%)	1,04 (87%)	1,15 (95%)	65,4 (40%)
7	7,4	66,6 (63%)	1,12 (86%)	1,38 (94%)	66,49 (39%)

Fonte: Autor, 2019.

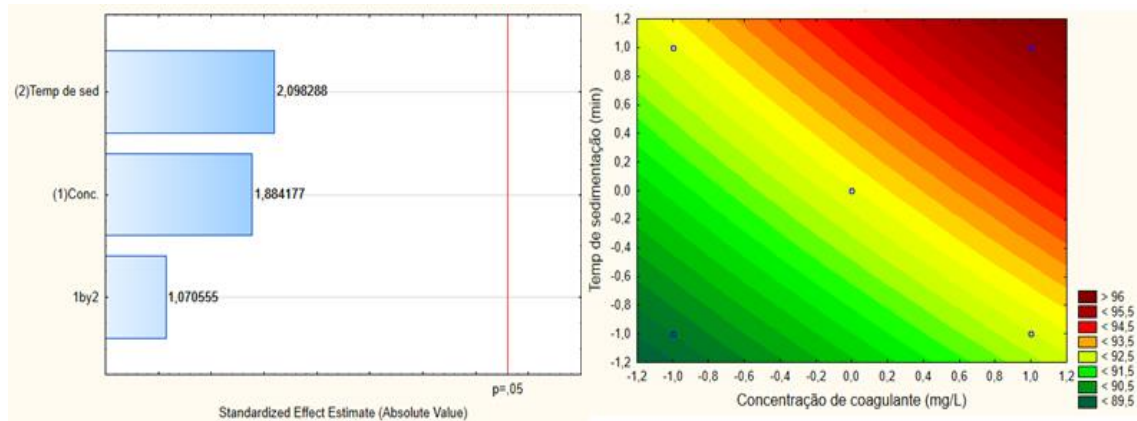
Analisando individualmente cada indicador, verificou-se que os indicadores DQO e fósforo total apresentaram remoções máximas de 63 e 93%, respectivamente, enquanto que turbidez e SST apresentaram remoções máximas de 96 e 62%, respectivamente.

5.3.1 Turbidez

A partir dos resultados apresentados na Tabela 13, para a variável dependente remoção de turbidez, pode-se perceber que não houve uma variação entre seus resultados, o que pode ser explicado no diagrama de Pareto (Figura 18), que não apresentou nenhuma variável significativa, interpretando, assim, que, para sua remoção, o tempo mínimo de sedimentação e a concentração

mínima de coagulante já foram suficientes, para uma eficiência acima de 90%. No entanto para uma remoção acima de 96% (Figura 18), devem ser utilizados uma maior concentração de coagulante e um maior tempo de sedimentação.

Figura 18: Diagrama de Pareto e curva de contorno para remoção de turbidez.



Fonte: Autor, 2019.

Legenda: (1) Conc.: Concentração de coagulante; (2) Temp. de sed.: Tempo de sedimentação; 1by2: Interação entre Conc. e tempo de sedimentação.

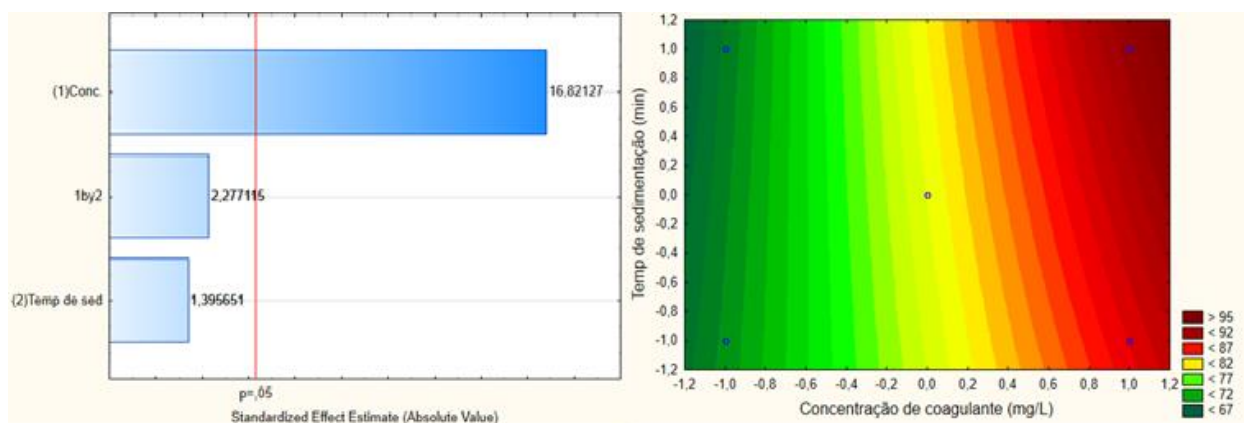
5.3.2 Fósforo Total

Com base nos dados expostos na Tabela 13, foi feita a estatística do segundo planejamento experimental, para a o fósforo total. No diagrama de Pareto,

Figura 19, a concentração de coagulante foi o único parâmetro que se apresentou significativo para remoção de fósforo, indicando também que um maior tempo de sedimentação é favorável a essa remoção. Analisando a curva de contorno,

Figura 19, pode-se perceber que a maior remoção de fósforo aconteceu quando se tinha maior concentração de coagulante e o maior tempo de sedimentação.

Figura 19: Diagrama de Pareto e curva de contorno para remoção de Fósforo do planejamento 2.



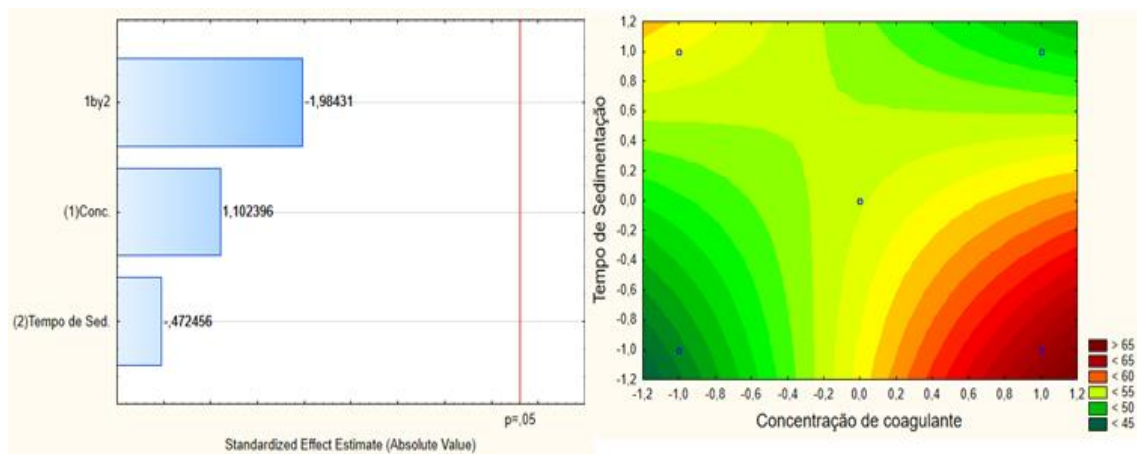
Fonte: Autor,2019

Legenda: (1) Conc.: Concentração de coagulante; (2) Temp. de sed.: Tempo de sedimentação; 1by2: Interação entre Conc. e tempo de sedimentação.

5.3.3 DQO

Para o indicador DQO, embora o diagrama de Pareto (Figura 20), indique que nenhuma variável foi significativa para remoção de matéria orgânica, a curva de contorno, Figura 20, indica que a maior eficiência de remoção aconteceu quando tínhamos a maior concentração de coagulante e o menor tempo de sedimentação.

Figura 20: Diagrama de Pareto e curva de contorno para remoção de DQO



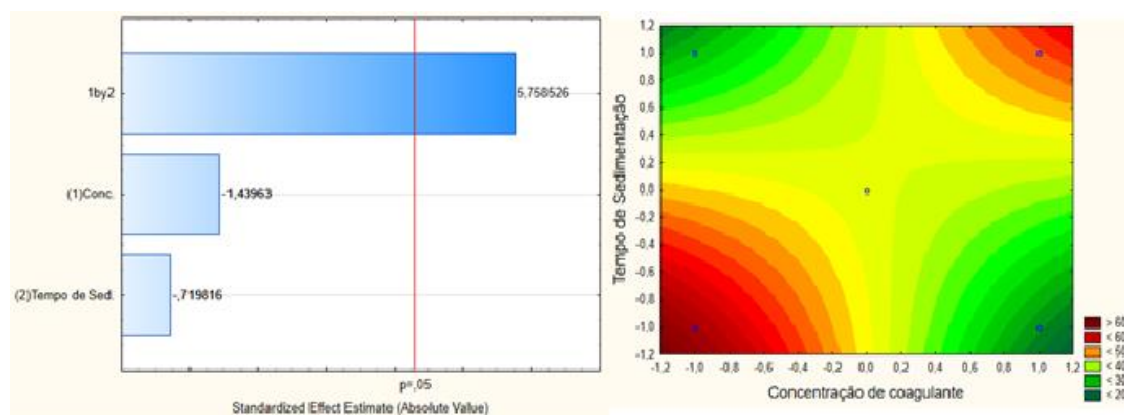
Fonte: Autor, 2019.

Legenda: (1) Conc.: Concentração de coagulante; (2) Temp. de sed.: Tempo de sedimentação; 1by2: Interação entre Conc. e tempo de sedimentação.

5.3.4 Sólidos Suspensos Totais

Para a eficiência de remoção de sólidos suspensos totais as variáveis individualmente não foram significativas, no entanto a interação entre elas foram, pois, a curva de contorno apresentada na Figura 21 demonstra que é possível uma remoção acima de 60% tanto em maiores concentrações de coagulante e maiores tempos de sedimentação como em baixas concentrações de coagulante e baixos tempos de sedimentação, nos dois níveis as respostas foram eficientes. Há concordância com Silva *et al.* (2007), que apresentou em seu trabalho uma remoção acima de 60%, com concentrações de coagulantes e tempos de sedimentação mais altos, utilizando o cloreto férrico como coagulante.

Figura 21: Diagrama de Pareto e curva de contorno para remoção de Sólidos suspensos totais



Fonte: Autor, 2019.

Legenda: (1) Conc.: Concentração de coagulante; (2) Temp. de sed.: Tempo de sedimentação; 1by2: Interação entre Conc. De coagulante e tempo de sedimentação.

Mediante a realização dos ensaios em escala de bancada foram escolhidas as melhores condições operacionais para tratar o efluente de reator UASB utilizando a clarificação, em um sistema de escala-piloto, tratando aproximadamente $1\text{m}^3/\text{dia}$. Na Tabela 14 estão especificadas as configurações, da operação que ocorreu em duas etapas. Primeiramente, com um tempo de detenção no decantador de 3h e em seguida 2h, visto que o tempo do planejamento experimental não foi suficiente para uma boa eficiência do sistema em escala-piloto.

Tabela 14: Condições operacionais do sistema em escala piloto

Configurações	Condições operacionais
Dosagem de coagulante (mg/L)	60
Gradiente de velocidade da coagulação - Gvc (rpm)	100
Tempo de coagulação - Tc (s)	30
Gradiente de velocidade da floculação - Gf (rpm)	30
Tempo de floculação - Tf (min)	10

Fonte: Autor, 2019

5.3 Terceira etapa: Aplicação em escala piloto

Os resultados obtidos na estação de tratamento em escala piloto podem ser vistos na Tabela 15 e Tabela 16, as quais apresentam os resultados do monitoramento, para os indicadores pH, DQO, fósforo total, sulfeto e turbidez, nos tempos de 3h e 2h.

Tabela 15: Resultados dos indicadores na escala piloto para tempo de sedimentação de 2h.

Amostra	Ptotal		DQO		Sulfeto		pH		Turbidez	
	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Afluente	Efluente	Afluente (NTU)	Efluente (NTU)
1	5,17	0,12	281	124	3,98	0,08	7,31	6,94	30	14,5
2	4,46	0,06	215	32	4,7	1	6,92	6,64	14,7	0,25
3	7,12	0,5	200	150	17,74	0,41	6,9	6,42	41	9,8
4	6,04	0,27	200	116	10,16	0,1	7,28	6,9	15,6	2,1
5	5,61	0,58	215	7	9,87	0,97	6,96	6,97	68	8,9
6	5,61	0,32	194	13	11,54	0,17	7,19	6,59	67	7,1
7	6,33	0,51	396	57	10,65	0,16	7,06	6,82	14,6	1,48
8	7,87	0,18	124	8	10,78	0,28	7,2	7,31	27	11
9	4,82	0,24	207	97	11,64	0,1	7,12	6,72	22	13,4
10	6,33	0,51	196	56	13,23	0,71	6,91	6,79	10,3	2,3
Média	5,94	0,32	222,8	66	10,43	0,39			31,02	7,08
Desvio padrão	1,03	0,18	71	52,5	3,9	0,36			21,2	5,2

Fonte: Autor, 2019.

Tabela 16: Resultados dos indicadores na escala piloto para tempo de sedimentação de 3h.

Amostra	<i>Ptotal</i>		DQO		Sulfeto		pH		Turbidez	
	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Afluente	Efluente	Afluente (NTU)	Efluente (NTU)
1	6,2	0,19	199	43	11,11	0,48	7,19	6,57	34	18
2	3,87	0,15	240	32	8,54	0,11	7,12	6,97	25	8
3	5,87	0,08	226	76	8,98	0	7,28	6,75	41	18,9
4	6,24	1,41	235	20	11,44	0,33	7,09	6,47	64	26
5	5,3	0,21	232	48,12	11,1	0,12	7,14	6,49	33	15,7
6	4,01	0,35	205	51,25	8,94	0,15	7,18	6,75	28	21
7	5,45	0,13	199	33,92	9,08	0,11	7,21	6,93	33	4,8
8	5,02	0,09	217	37,26	11,23	0,14	7,28	6,79	31	11,6
9	5,45	0,12	235	45	10,45	0,13	7,17	6,94	32	21
10	5,21	0,26	224	38	10,89	0,17	7	6,87	110	52
Média	5,26	0,3	221,2	42,4	10,17	0,174			39,5	4,8
Desvio Padrão	0,8	0,4	15,4	14,8	1,14	0,13			25,8	3,1

Fonte: Autor, 2019.

5.4.1 Fósforo Total

O fósforo pode ser encontrado nos esgotos sanitários na forma de fósforo orgânico, o qual pode estar na forma dissolvida ou na forma particulada. Estima-se que a maior parte do fósforo nos esgotos sanitários estejam na forma de fósforo inorgânico, principalmente na forma de polifosfatos (RYBICKI, 1997).

Uma das formas mais simples e práticas para remoção de fósforo é o processo de precipitação. Neste trabalho, utilizando o policloreto de alumínio (PAC), atingiu-se uma remoção média de 95% de fósforo total, com um percentual residual mínimo, tanto no TDH de 2h como no de 3h. Marguti *et al.* (2008) também utilizou processos físico químicos para remoção de fósforo utilizando o coagulante cloreto férrico e observaram uma remoção de 90% de fósforo total a uma concentração de 60 mg FeCl₃/L.

Molossi *et al.* (2014) realizaram um estudo de pós tratamento físico-químico de efluente de laticínio para remoção de fósforo, utilizando três coagulantes, sulfato de alumínio, cloreto férrico e policloreto de alumínio (PAC), obtendo, assim, remoções de 72% (90 mg/L), 65% (60 mg/L) e 67,6% (5mg/L), respectivamente para os três coagulantes. Lozer *et al.* (2019), pesquisaram sobre a aplicação do PAC para remoção de fósforo do efluente de uma ETE, obtendo uma remoção de 95% de fósforo total.

5.4.2 DQO

Em torno de 60% da matéria orgânica já foi removida no reator UASB, no entanto uma parte da DQO remanescente foi removida no sistema de clarificação, cerca de 70% da DQOrem foi removida no TDH de 2h e 80% no TDH de 3h. Esta eficiência na remoção de DQO provavelmente ocorreu devido à concentração de matéria orgânica não biodegradável ser alta, sendo assim os compostos acabam sedimentando e incorporando-se ao lodo no decantador, diminuindo a concentração de saída do indicador.

O PAC contém espécies catiônicas que têm capacidade de formação de agregados, contribuindo, assim, para sua superioridade na coagulação e precipitação. Sendo assim, a hidrólise de sais de ferro e alumínio gera uma coagulação e formação de agregados mais eficientes para o tratamento de águas, diminuindo, assim, a concentração de partículas em suspensão e dissolvendo

compostos orgânicos, justificando a alta eficiência de remoção de DQO em função da alta taxa de remoção de sólidos suspensos (HU *et al.*, 2006; STEPHENSON *et al.*, 1996)

No trabalho de Molossi *et al.* (2014), foi feita a comparação de três coagulantes, sendo observados uma remoção de 80% de DQO, utilizando o cloreto férrico (60 mg/L), 78% para o sulfato de alumínio (90 mg/L) e 85% com o PAC (5 mg/L). O efluente utilizado era de uma ETE de um laticínio da região norte do Rio Grande do Sul, o qual embora já tivesse passado por um tratamento, ainda possuía uma quantidade considerável de fósforo total, DQO, SST e turbidez.

5.4.3 Sulfeto

Uma das formas de remoção de sulfeto é a precipitação química com a adição de sais metálicos, como ferro, zinco, chumbo, cobre, os quais levam à precipitação de sulfetos metálicos, diminuindo assim a emissão de sulfetos (ZHANG *et al.*, 2012; 2008; GUTIERREZ *et al.*, 2013).

A precipitação química empregando-se hidróxidos como agentes de precipitação é amplamente utilizada na indústria, um dos exemplos é o uso de coagulantes nas águas residuais das refinarias de petróleo para remoção de sulfeto, atingindo assim de 62% a 95% de remoção, dependendo do pH (ALTAS *et al.*, 2007).

Neste trabalho foi utilizado o policloreto de alumínio como agente de precipitação, atingindo, então, uma remoção de sulfeto bastante considerável. Para o TDH de 2h, a maioria das amostras atingiu uma eficiência acima de 90%, e, no TDH de 3h, todas as amostras passaram de 95% de remoção total de sulfeto.

5.4.4 Turbidez

A presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas, detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, atenuam a turbidez de uma amostra. Uma alta turbidez reduz a fotossíntese nas águas e afeta diretamente os usos domésticos, industrial e recreacional de uma água. A combinação de reator UASB e clarificação em um TDH de 2h proporcionou uma remoção de aproximadamente 75% de turbidez, enquanto que no TDH de 3h essa eficiência é em torno de 83%.

Prakash *et al.* (2007), realizaram uma pesquisa que abordava a eficiência de coagulação e floculação como pós-tratamento de efluente de reator UASB, utilizando, assim, dois coagulantes a

nível jar test, promovendo uma remoção acima de 90%, tanto com o policloreto de alumínio (PAC) como com o sulfato de alumínio.

Os resultados obtidos na escala-piloto foram bem próximos aos encontrados nos ensaios da escala em bancada, o que era esperado. No entanto, durante os experimentos foi verificado que o tempo de sedimentação, na escala de bancada, não era suficiente para alcançar as remoções desejadas na escala-piloto, pois após uma hora os flocos ainda se encontravam em processo de sedimentação, sendo assim trabalhou-se com os tempos de sedimentação de duas horas e três horas. A comparação se encontra na Tabela 17.

Tabela 17: Porcentagem (%) de remoção e comparação entre a escala de bancada e a piloto

	Escala bancada	Escala piloto (2h)	Escala piloto (3h)
Turbidez	94	75,50	88
DQO	54	70	81
Fósforo Total	83	94	94,30
SST	42,50	41	43

Fonte: Autor, 2019.

Analisando a Tabela 17, percebe-se que para os parâmetros especificados ocorreu uma remoção eficiente na escala-piloto. Assim, confirma-se a eficácia do planejamento experimental e, também, como alguns indicadores, como DQO e fósforo total, se sobressaíram dos valores apresentados nos testes de bancada.

5.5 Sugestão de tratamento intermediário

Avaliando o sistema operacional da clarificação na escala piloto, pode-se perceber que os ensaios de bancada contribuíram significativamente para eficiência do processo, uma vez que a remoção de fósforo, SST, sulfeto, DQO e turbidez foram eficientes durante todo o processo, seja em um tempo de detenção de duas horas ou de três horas. Com base nos dados apresentados propõe-se que o tempo de duas horas é suficiente para uma boa eficiência.

Embora o sistema tenha sido eficiente para esses indicadores, o mesmo ainda não atinge um padrão para lançamento em corpos hídricos ou, até mesmo, o reuso industrial, pois no mesmo ainda se mantém presente amônia, uma vez que essa análise era realizada no final do processo e não havia nenhum tipo de remoção. Sendo assim, há a necessidade de uma operação a mais do esgoto tratado, a fim de melhorar suas características, físicas, químicas e biológicas.

Portanto, a escolha de um processo de tratamento intermediário é extremamente importante, pois deve-se levar em consideração o tipo de tratamento necessário, o sistema de operação e manutenção e os custos adicionais. Diante da necessidade, um sistema de lagoa de polimento ou, até mesmo, um sistema de lodo ativado, seria eficiente como uma operação anterior à clarificação, para, assim, obter um efluente de qualidade e que possa ser utilizado para reuso e esteja apto para lançamento em corpos hídricos.

5.6 Quarta etapa: Aplicação em escala real

Na Tabela 18, estão apresentados os parâmetros e os dados estatísticos obtidos na estação de tratamento do complexo do Beach Park, para avaliar a configuração do sistema.

A estação possui um monitoramento diário de pH e cloro, para verificar a qualidade do efluente. Durante os dias de acompanhamento a estação se encontrava em período de alta estação, sendo assim os reatores operavam em alta vazão e a dosagem de coagulante (PAC) duplicava. Normalmente, se adicionava 20ppm de coagulante, mas, neste período, a dosagem passou a ser de 40 ppm para, assim, atender aos parâmetros de reuso, sendo que este efluente utilizado no complexo do Beach Park para fins paisagísticos.

Tabela 18: Monitoramento da estação de tratamento do complexo do Beach Park

	Turbidez (NTU)			pH		Sulfeto (mg/L)			SST (mg/L)			DQO (mg/L)		
	Ef UASB	Ef final	Remoção (%)	Ef UASB	Ef final	Ef UASB	Ef final	Remoção (%)	Ef UASB	Ef final	Remoção (%)	Ef UASB	Ef final	Remoção (%)
Dia 1	43,9	25,2	43	6,72	7,1	1,77	0,15	92	20,2	18,9	6,4	74	35	53
Dia 2	56,8	1,72	97	6,71	6,5	2,97	0	77	16,2	3,7	77	81	12	85
Dia 3	154	4,48	97	6,81	7,28	2,79	0,37	87	108,5	13,8	87	74	12	84
Dia 4	244	0,61	99,8	6,88	7,18	0,384	0	100	22,2	13,8	37,8	66	4	93,9
Dia 5	170	2,12	99	6,74	7,01	0,656	0	100	17,7	0,7	96	105	4	96
Média	133,74	6,826		6,772	7,014	1,714	0,104		36,96	10,18		80	13,4	
Desvio Padrão	83,47	10,3		0,071	0,304	1,186	0,162		40,05	7,65		14,94	12,72	

Fonte: Autor, 2020

Legenda: Ef UASB*: Efluente de reator UASB, Ef*: Efluente final.

Mediante os dados apresentados do complexo podemos perceber uma excelente qualidade do efluente final, pois a estação possui um sistema completo e eficiente, sendo assim o uso de reator UASB e clarificação são eficientes como sistemas operacionais de um processo. No entanto, analisando esse sistema com o estudo deste trabalho “Uso da clarificação convencional como alternativa para o pós-tratamento de efluente de reator UASB” conclui-se que o uso destas duas operações é eficiente, mas há a necessidade de um tratamento intermediário entre o reator UASB e a clarificação para o sucesso do processo, e este tratamento deve ser escolhido de acordo com o destino final do efluente

6. CONCLUSÃO

A utilização do planejamento experimental foi de suma importância para aprimoramento das melhores condições operacionais, uma vez que possibilitou a otimização das variáveis que influenciaram no processo de clarificação, sendo estas: concentração de coagulante (60 mg/L), gradiente de velocidade da coagulação (100 rpm /30s) e gradiente de velocidade da floculação (30 rpm/ 10 min), o tempo de sedimentação necessitou de alteração sendo utilizado 2h e 3h.

O conjunto reator UASB-clarificação apresentou um excelente desempenho na remoção de fósforo total, turbidez, DQO, sulfeto e sólidos suspensos totais. Essa remoção de fósforo especificamente é relevante, uma vez que este é um nutriente limitante para o processo de eutrofização. Dessa forma, este sistema se mostrou viável do ponto de vista técnico e operacional, para uma operação em escala real, desde que o mesmo tenha como interesse remoção de constituintes específicos.

Embora o efluente final não se encontre apto para lançamento e não atenda aos padrões de reuso, este pode se adaptar, dependendo da finalidade do seu efluente, sendo possível a adição de tratamentos intermediários para outras remoções.

A estação de tratamento do Beach Park é completa e, embora produza um efluente de qualidade, atendendo aos padrões de reuso, em período de alta estação, seus reatores funcionam em alta vazão, havendo assim a necessidade da expansão da estação para evitar a sobrecarga dos reatores e perda da massa de lodo. A ETE do complexo é um exemplo no qual há a necessidade de um tratamento intermediário, quando se utiliza reator UASB-clarificação.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. **Journal of Cleaner Production**, v.124, p. 1-13, 2016.
- AHMAD, L. A; ISMAIL, S.; BHATIA, S.; Optimization of coagulation – flocculation process for palm oil mill effluent using response surface methodology. , **Env. Sci. Technol.** 39:2828-2834, 2005.
- ALEM SOBRINHO P & JORDÃO EP (2001) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. Cap. 9. In: Chernicharo CAL (coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. **FINEP/PROSAB**, Rio de Janeiro, Brasil, 544 p.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; AMERICAN SOCIETY OF CIVIL ENGINEERS; U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Management of water treatment plant residuals. **American Society of Civil Engineers**. 294 p. New York. 1996.
- APHA, 2012. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I.S.; BRUNS, R.E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 4 ed. Porto Alegre: Bookman, 2010. p. 165-166.
- BHADA-TATA, P.; HOORNWEG, D. Solid waste and climate change. In: **WORLD WATCH INSTITUTE**. State of the world: Can a city be sustainable? Island Press/Center for Resource Economics, p. 239-255, 2016.
- BEECHER, N. Overview: moving forward the sustainable and welcome uses a global resource. In: LeBLANC, R. J.; MATTHEWS, P.; RICHARD, R. P. (Eds.). **Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses a global resource**. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), 2008.
- BRASIL**. Lei nº 12305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] União, Brasília, DF, 03 ago. 2010.
- BRASILIA**, Processos de tratamento de esgotos: guia do profissional em treinamento: nível 1 / Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). – Brasília: Ministério das Cidades, 2008. 72 p.
- BRATBY, J. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. **IWA PUBLISHING**, 3ª ed, 2016.
- BRATBY, J. Coagulation and Flocculation in water and wastewater treatment. **IWA publishing**, 2ª ed. 450p. 2006.
- BRESSANI, T. R.; ALMEIDA, P. G. S.; VOLCKE, E. I. P.; CHERNICHARO, C. A. L. trickling filters following anaerobic sewage treatment: state of the art and perspectives. **Environmental Science: Water Research & Technology**. 2018. DOI: 10.1039/C8EW00330K

BOTERO, W. G.; SANTOS, A.; OLIVEIRA, L. C.; ROCHA, J. C. Caracterização de lodo gerado em estações de tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 8, 2009.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C.; Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (uasb) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 30, n. 1, p. 140-147, jan./fev., 2006.

CASTRO, A. A. A.; DAMÁSIO, A. O. C.; MENEZES, F. S.; SOUZA, J. A.; SANTANA, F. S.; MENDONÇA, D.; FACCIOLI, G. G. Análise do impacto do uso de efluentes nas características do solo da cultura do feijão-caupi brs novaera (*Vigna Unguiculata* L. Walp.). **Agroforestalis News**, Aracaju, v. 1, n.1, 2016.

CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de efluentes industriais**. São Paulo: Engenho, 2009. 453p.

CHÁVEZ-PORRAS, A.; ISAAC, R. L.; MORITA, D. Incorporação do lodo das estações de tratamento de água e agregado reciclado de resíduo da construção civil em elementos de alvenaria - tijolos estabilizados com cimento. **Ciencia e Ingenieria Neogranadina**, v.18, n.2, p. 5-28, 2008.

CHEN, Y. C.; KUO, J. Potential of greenhouse gas emissions from sewage sludge management: a case study of Taiwan. **Journal of Cleaner Production**, v.129, p.196-201, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2 ed, v. 5, Belo Horizonte-MG: DESA, UFMG, 2007, 380p.

CHERNICHARO, C.A.L.; Van Lier, J.B.; Noyola, A.; Bressani-Ribeiro, T. Anaerobic sewage treatment : state of the art, constraints and challenges. **Rev. Environ. Sci. Biotechnol.**, 2015, **14**(4), 649–679.

CHERNICHARO, C. A. L.; RIBEIRO, T. B.; GARCIA, G. B.; LERMONTOV, A.; PLATZER, C. J.; POSSETI, G. R. C.; ROSSETO, M. A. L. R. Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**. Núm. 213, vol. 66. 2018.

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

CONAMA, Resolução nº 357. Ministério do Meio Ambiente - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Diário Oficial da União – DOU, nº 053, págs. 58-63, Brasil, 18 de março de 2005.

CONAMA, Resolução nº 430. Ministério do Meio Ambiente - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Diário Oficial da União – DOU nº 92, de 16/05/2011, pág. 89, Brasil, 13 de maio de 2011.

CORNWELL, D. A.; ROTH, D. K. Water treatment plant residuals management. In: EDZWALD, J.K. (ed.). **Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water**. New York: McGraw-Hill, 2011

CORNWELL, D. A. Handbook of practice water treatment plant waste management. American Water Works Association Research Foundation, Denver, 431 p., 1ª ed., Virginia, 1987.

COSTA, A. F. S. **Aplicação de tratamentos biológico e físico-químico em efluentes de lavanderia e tinturaria industriais do município de Toritama no estado de Pernambuco.** 2008. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2008.

CUNHA, M. V. P. O.; **Importância da frequência de descarte de lodo na eficiência dos decantadores de estações de tratamento de água em ciclo completo.** Dissertação – UFPA, 2004.

DASSANAYAKE, K. B.; JAYASINGHE, G. Y.; SARAPANENI, A.; HETHERINGTON, C. A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. **Waste Management**, v.38, p. 321-335, 2015.

DIAGNOSTICO SNIS 2017- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Disponível em : <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-egotos/diagnostico-ae-2017> Acesso em : Março de 2019.

DI BERNARDO, Luiz e DANTAS, Ângela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2.ed., São Carlos: Rima, 2005, 2v.

FABRETI, Aline Akabochi; **Pós-tratamento de efluentes de lagoas anaeróbias e facultativas com sulfato de alumínio e decantação acelerada.** 2006. 156p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FAVARETTO, D. P. C.; BRIÃO, V. B.; COLLA, L. M.; HEMKEMEIER, M. Análise técnica do processo de tratamento de efluentes de empresa de laticínios da região de passo fundo/ RS. **Revista CIATEC – UPF**, vol. 7 (2), p. 18-30, 2015.

GHAFAARI, S., AZIZ, H.A., HASNAIN, M.I., ZINATIZADEH, A.K., 2009. Application of response surface methodology (RSM) to chemical engineering research and design optimize coagulation flocculation treatment of leachate using poly aluminum chloride (PAC) and alum. **J. Hazard. Mater.** 163, 650–656.

GREGORY, J.; DUPONT, V. Properties of flocs produced by water treatment coagulants. **Water Sci. Technol.** Vol. 44, p. 231-243, 2001.

GUALBERTO, F. F. Dissertação de mestrado “ **Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante**”. USP, 2009.

GUTIERREZ, O.; SUDARJANTO, G.; REN, G.; GANIGUÉ, R.; JIANG, G.; YUAN, Z.; Assessment of pH shock as a method for controlling sulfide and methane formation in pressure main sewer systems. **Water Reserach.** V. 48, p. 569-578, 2013.

HESPANHOL, I. A urgência do reuso da água. **Revista Saneamento Ambiental**, n. 71, abr. 2000. p.18-21.

GUZMÁN, Luis; VILLABONA, Ángel; TEJADA, Candelaria; GARCÍA, Rafael. Reducción de la turbidez del agua usando coagulantes naturales: una revisión. **Revista U.D.C.A - Actualidad & Divulgación Científica**, Colombia, v. 16, n. 1, p. 253-262, 2013.

HESPANHOL, I. Potencial de Reuso de Água no Brasil Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos** Volume 7 n.4 Out/Dez 2002, 75-95.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano.** 1º Ed. Minas Gerais: UFMG, 2006.

- HOPPEN, C.; PORTELLA, K. F.; JOUKOSKI, A.; TRINDADE, E. M.; ANDREOLI, C. V. Uso de lodo de estação de tratamento de água centrifugado em matriz de concreto de cimento portland para reduzir o impacto ambiental. **Química Nova**, v.29, n.1, 2006.
- HU, C.; LIU, H.; QU, J.; Coagulation properties of an electrochemically prepared polyaluminum chloride containing active chlorine. **Chinese Science Bulletin**. v. 51, p. 1955-1960, 2006.
- JIAO, R.; FABRIS, R.; COMIDA, C. WK, DRIKAS, M. LEEUEN, J. V.; WANG, D.; XU, Z. Influence of coagulation mechanisms and floc formation on filterability. **Journal of Environmental Sciences**. Vol. 57, p. 338-345, 2017.
- JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3 ed. Rio de Janeiro, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental-ABES, 720pp. 1995.
- JORDÃO, E. P., O tratamento de esgotos e a crise hídrica no Brasil. **Congresso ABES**, 2015. v 02.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª ed. Rio de Janeiro: SEGRAC, 2014.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 940p.
- KANG, L. S.; TRINH, T. K. Response surface methodological approach to optimize the coagulation–flocculation process in drinking water treatment. Republic of Korea. **Chemical Engineering Research and Design** 89, 1126–1135, 2011.
- 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** 55, 1232-1251, 2011.
- KHANNOUS, L., ABID, D., GHARSALLAH, N., KECHAOU, N. and BOUDHRIQUIS MIHOUBI, N. (2011) **African Journal of Biotechnology**, 10 (63), 13823-13834.
- KIZINIEVIČ, O.; ŽURAUSKIENĖ, R.; KIZINIEVIČ., V; ŽURAUSKAS., R. Utilisation of sludge waste from water treatment for ceramic products. **Construction and Building Materials**, v.41, p.464-473, 2013.
- KYNCL, M. Opportunities for water treatment sludge re-use. **GeoScience Engineering**, v.LIV, n.1, p.11-22, 2008.
- LETTINGA, Gatzke; van HAANDEL, C. A.. **Tratamento Anaeróbio de esgotos “Um manual para regiões de clima quente”**, 1994.
- LETTINGA G, VAN VELSEN AFM, HOBMA SW, De ZECUW W, KLAPWIJK A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. **Biotechnol Bioeng** 1980;22:699–734.
- LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 4. ed. Campinas: Átomo, 2016. v. 1
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 2ª ed. Campinas: Editora Átomo, 2008. 444 p.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2010.

LIMA JÚNIOR, R. N.; ABREU, F. O. M. S. Produtos naturais utilizados como coagulantes e floculantes para tratamento de águas: Uma revisão sobre benefícios e potencialidades. **Revista Virtual de Química**. Vol. 10 (3), p. 709-35, 2018.

LOZER, J. G.; REIS, C. G. F. R. V.; GORZA, N. L.; Aplicação do PAC para remoção de fósforo do efluente da ETE mãe-bá – ES. **30º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente**. 2019.

MACEDO, J. A. B. **Águas & Águas**. 3º Ed. Minas Gerais: CRQ – MG, 2007.

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

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I.; **Reuso de água: uso racional e reuso**. São Paulo: Oficina de textos, 2005. p129.

MIERZWA, José.Carlos. **O uso racional e o reuso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria estudo de caso da KODAC Brasileira**. 2002. 367p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MOLOSSI, J.; BRIÃO, V. B.; HEMKEIMEIER, M. Pós- tratamento físico químico de efluente de laticínio para remoção de fósforo. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v. 11, n.2, p. 124 – 141. 2014.

MONTGOMERY, D. C. **Diseño y análisis de experimentos** Trad. Por Jaime Delgado Saldivar. Mexico, Iberoamérica, 1991.

MOREIRA, R. C. A.; GUIMARÃES, E. M.; BOAVENTURA, G. R.; MOMESSO, A. M.; LIMA, G. L. Estudo geoquímico da disposição de lodo de estação de tratamento de água em áreas degradadas. **Química Nova**, v.32, n.8, 2009.

MORUZZI, R. B.; OLIVEIRA, A. L.; JULIO, M.; DUTRA, R. H. A.; SILVA, P. A. G. Floculação: considerações a partir da análise clássica e da avaliação direta da distribuição de tamanho de partículas. **Eng Sanit Ambient** | v.21 n.4 | out/dez 2016 | 817-824.

MYERS, R.H.; MONTGOMERY, D.C.; ANDERSON-COOK, C.M. **Response Surface Methodology: Process and Product Optimization Using Designed Experiments**. 3 ed. New York: Wiley, 2009.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M.; The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. **Journal of Cleaner Production** 96 (2015) 272 – 281.

NUNES, J. A. **Tratamento físico- químico de águas residuárias industriais**. Editora J. Andrade, 2ª ed. 1996.

OWEN, P. Water-treatment works' sludge management. **Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management**, v.16, n.4, p.282-285, 2002.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** Dissertação (Apresentada na Escola de Engenharia de São Carlos – USP), 2001.

PIVELI, R. P.; FILHO, S. S. F.; MARGULI, A. L.; Produção de lodo e comportamento químico de sais de ferro empregados no pós-tratamento de esgoto sanitário por precipitação química. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n.1, p. 49-58. 2009.

PIMENTA, C. D.; SILVA, M. B.; RIBEIRO, R. B.; CLARO, F. A. E. **Planejamento de experimentos em blocos aplicado às propriedades mecânicas de arames de aço para molas.** Production, v. 24, n. 1, p. 71-83, jan./mar. 2014.

PIMENTA, F. D. **Estudo de parâmetros de processo para a produção de biopolímeros de *Rhizobium tropici*.** 2006. 226 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

PRAKASH, K. J.; TYAGI, V. K.; KAZMI, A. A.; KUMAR, A.; Post- treatment of UASB reactor effluent by coagulation and flocculation process. **Environmental Progress**, v. 26, n.2, 2007.

RIBEIRO, F. L. M. **Quantificação e caracterização química da ETA Itabirito – MG.** Dissertação (Mestrado). Pró –água, Universidade de Ouro Preto. 2007.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Planejamento de Experimentos e Otimização de Processos.** 2a. ed. Campinas, São Paulo: Casa do Pão, 2009.

RODRIGUES, F. N., DANTAS, E. W. C., Resorts no Nordeste Brasileiro: Da inserção ao discurso empresarial verde no porto das dunas, Aquiraz/CE. **Revista Geosaberes.** v.8, n.15, p. 2-20, 2017.

ROLLEMBERG, S. L. S. **Avaliação do potencial de reuso dos efluentes gerados nas etes operadas pela cagece em Fortaleza – CE.** Dissertação (Apresentada na Universidade Federal do Ceará- UFC), 2017.

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

SANTOS, R. C. O.; FILHO, O. B.; GIORDANO, G.; proposta de um método de cálculo do tempo de sedimentação no tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas. **Eng. Sanit. Ambiental.** Vol.10 - Nº 3 - jul-set 2005, 185-193.

SANTOS, S. L.; SIMÕES, J. P. O.; PAIVA, F. P.; VAN HAANDEL, A. Design optimization of a simple single Family anaerobic sewage treatment system. **Water Practice and Technology**, 2016. (Aceito para publicação)

SANTOS, G. R. **Estudo da Clarificação de Água de Abastecimento Público e Otimização da Estação de Tratamento de Água.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. Rio de Janeiro. 2011.

- SILVA, M. E. R.; AQUINO, M. D.; SANTOS, A. B. Pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbios tratando esgotos sanitários por coagulantes naturais e não-naturais. **Revista Tecnologia Fortaleza**.v. 28, n. 2, p. 178-190, 2007.
- SILVA, E. M.; MORITA, D. M.; LIMA, A. C. M.; TEIXEIRA, L. G. Manufacturing of ceramic bricks with polyaluminum chloride (PAC) sludge from water treatment plant. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 11, p. 1638-1645, 2015.
- SINELLI, P. H.; SILVA, S. M. C. P.; SOBRINHO, P. A. Remoção de fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico. **XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. 2002.
- SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG, 2005 452 p.
- STEPHENSON, J. R.; SHELDON, J. B. D.; Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent – I. Removal of carbon, colour and turbidity. **Water Research**. v.30, n. 4, p.781-792, 1996.
- TAHARA, S. **Planejamento de experimentos (doe)**. Dezembro 2008. Disponível em: <<http://www.portaldeconhecimentos.org.br/index.php/por/Conteudo/Planejamento-de-Experimentos-DOE> >. Acesso em março de 2019.
- TARTARI, R.; DIAZ-MORA, N.; MÓDENES, A. N.; PIANARO, S. A. Lodo gerado na estação de tratamento de água Tamanduá, Foz do Iguaçu, PR, como aditivo em argilas para cerâmica vermelha. Parte I: Caracterização do lodo e de argilas do terceiro planalto paranaense. **Cerâmica**, v.57, p.288-293, 2011.
- TAWFIK, A., EL-GOHARY, F., TEMMINK, H., 2010. Treatment of domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket reactor followed by moving bed biofilm reactor. **Bioprocess Biosyst. Eng.** 33, 267 – 276.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. (2003) **Wastewater Engineer: Treatment and Reuse**. McGraw-Hill Inc., 4ed., New York, 2001.
- TEIXEIRA, S. T.; MELO, W. J. Plant nutrients in a degraded soil treated with water treatment sludge and cultivated with grasses and leguminous plants. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n.6, p.1348 – 1354, 2007
- TSUTIYA, M. T.; HIRATA, A. Y. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do Estado de São Paulo. In.: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2001. Anais..., ABES: Rio de Janeiro, 2001
- VAZ, L. G. de L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; SILVA, E. A.; BARBIERO, T. A.; BERGAMASCO, R. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**. Vol. 35, nº 4, São Paulo, 2010.
- VERLICCHI, P.; MASOTTI, L. Reuse of drinking water treatment plant sludges in agriculture: problems, perspectives and limitations. In: **9th International Conference on the FAO ESCORENA Network on recycling of agricultural, municipal and industrial residues in agriculture**, Gargano, Italy, 2000. Proceedings..., p. 67-73,

- VON SPERLING, M.; ANDREOLI, C. V. Introduction to sludge management. In.: ANDREOLI, C.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Eds.) *Sludge Treatment and Disposal*, London: **IWA Publishing**, p. 1-3, 2007.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Biological wastewater treatment in warm climate regions. **IWA Publishing**. London, UK. v.1, 2005
- WANG, J.P., CHEN, Y.Z., GE, X.W., YU, H.Q., 2007. Optimization of coagulation–flocculation process for a paper-recycling wastewater treatment using response surface methodology. **Colloids Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects** 302, 204–210.
- WIJESINGHE, D. T. N., DASSANAYAKE, K. B., SCALES, P., Sven G. Sommer & Deli Chen (2017): Removal of excess nutrients by Australian zeolite during anaerobic digestion of swine manure, **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, DOI: 10.1080/10934529.2017.1401398.
- YI GENG. Dissertação de mestrado “**Application of flocs analysis for coagulation optimization at the Split lake water treatment plant**”. University of Manitoba, 2005.
- ZHANG, L.; SCHRYVER, P.; GUSSEME, B.; MUYNCK, W.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. Chemical and biological Technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: a review. **Water Research**, v. 42, p. 1-12, 2008.
- ZHANG, L.; DERLON, N.; KELLER, J.; YUAN, Z. Dynamic response of sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms to ferric dosing. **J. Environ. Eng.** 138 (4), p. 510-517, 2012.