UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE DOUTORADO EM QUÍMICA – ASSOCIAÇÃO AMPLA
UEL/UEPG/UNICENTRO

GRASIELE SOARES CAVALLINI

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO UTILIZANDO DUPLA FILTRAÇÃO PARA FINS DE REÚSO

PONTA GROSSA
2015

GRASIELE SOARES CAVALLINI

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO UTILIZANDO DUPLA FILTRAÇÃO PARA FINS DE REÚSO

Tese apresentada à Universidade Estadual de Ponta Grossa como requisito do Programa de Pós-gradução em Química, Curso de Doutorado em Química – Associação Ampla UEL/UEPG/UNICENTRO para obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos.

PONTA GROSSA

2015

Ficha Catalográfica
Elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

Cavallini, Grasiele Soares
C377 Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio utilizando dupla filtração para fins de reúso/ Grasiele Soares Cavallini. Ponta Grossa, 2015.
106f.

Tese (Doutorado em Química - Área de Concentração: Química Analítica), Universidade Estadual de Ponta Grossa,Universidade Estadual de Londrina e Universidade Estadual do Centro Oeste.
Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos.

1.Reúso de águas residuárias. 2.Dupla filtração. 3.Coagulação/oxidação. 4.Ácido peracético. 5.Íons ferro. I.Campos, Sandro Xavier de. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Universidade Estadual de Londrina. Universidade Estadual do Centro Oeste. Doutorado em Química. III. T.

CDD: 628.3

TERMO DE APROVAÇÃO

Grasiele Soares Cavallini

"PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR ANAERÓBIO UTILIZANDO DUPLA FILTRAÇÃO PARA FINS DE REÚSO."

Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor no Programa de Pós-Graduação em Química Associação Ampla UEL/UEPG/UNICENTRO da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos
UEPG/PR

Prof. Dr. Sérgio Toshio Fugiwara
UEPG/PR

Prof.ª Dr.ª Sueli Pérsio Quinaia
UNICENTRO/PR

Prof. Dr. Eduardo Sidinei Chaves
UTFPR/PR

Prof. Dr. Marco Tadeu Grassi
UFPR/PR

Ponta Grossa, 23 de outubro de 2015.

Dedico este trabalho a você Marcos pelo companheirismo e carinho...

AGRADECIMENTOS

À Deus por estar sempre presente em minha vida;

Ao meu amado marido Marcos por compreender e incentivar a continuidade dos meus estudos e ainda participar arduamente deste trabalho;

Aos meus pais e meu irmão pelo carinho e apoio;

Ao meu orientador Prof. Dr. Sandro X. de Campos pela oportunidade de participar deste trabalho, pelos ensinamentos e acima de tudo por sua compreensão, da qual sempre serei grata;

À Profa. Dra. Jeanette B. de Souza e aos professores Dr. Carlos Magno S. Vidal e Dr. Hélio R. dos Santos pelo incentivo e contribuição não só neste trabalho, como em minha vida profissional;

A Profa. Dra. Kelly G. Martins, do curso de Engenharia Ambiental da UNICENTRO, pela amizade e pelo essencial auxílio na estatística do trabalho;

Ao prof. Dr. Ulisses Benedetti Baumhardt da UFT pelo desenho da planta da unidade piloto, na sua configuração final;

Ao Sr. Hélio Pinheiro por todo seu conhecimento técnico, o qual possibilitou a construção da unidade piloto;

Ao técnico operacional da SANEPAR Vinícius pela ampla ajuda nas coletas, construção e operação da unidade piloto;

A Profa. Dra. Lilian Tais de Gouveia do Laboratório de Solos e Pavimentação do curso de Engenharia Civil da UEPG, pela gentil disponibilização dos materiais para classificação granulométrica e ao Técnico que nos acompanhou.

Ao acadêmico Wagner Casumbá do curso de Engenharia Florestal da UEMS, pelo auxílio na classificação granulométrica.

A todos os professores e funcionários da UNICENTRO que contribuíram para o andamento deste trabalho, principalmente a minha colega Odiméia Teixeira pela grande amizade e companheirismo e a Prof. Dra. Sueli P. Quinaia pelas contribuições na minha qualificação.

Aos professores e funcionários do Programa de Doutorado Associado em Química UEL/EPG/UNICNETRO, em especial ao Prof. Dr. Sérgio Toshio Fujiwara por disponibilizar suas aulas para meu estágio de docência;

Ao Sr. Roberto da Acril Rio pelo auxílio logístico dos materiais para construção da unidade piloto.

Aos meus colegas de doutorado: Mariana Negrelli, Carmen Voigt, Agnes Machado, Rodrigo Andrade, Tatiana Stremel, Michele Besten, Giselle Calaça, Cibeli Villalba, Rosana Mossanha, Cleverson Santos e Rolf Intema pela excelente companhia nas aulas e nos encontros;

Ao CNPq pelo financiamento deste projeto;

À SANEPAR pela infraestrutura cedida para a execução do trabalho, em especial ao Sr. Edison Rios.

À Peróxidos do Brasil pela doação do ácido peracético.

“Tudo aquilo que o homem ignora, não existe para ele. Por isso o universo de cada um, se resume no tamanho de seu saber.”

Albert Einstein

RESUMO

Este trabalho avalia o uso de uma unidade piloto de dupla filtração, composta por filtro de pedregulho de escoamento ascendente e filtro rápido descendente de areia para pós-tratamento de efluente de reator UASB. Como etapa preliminar à dupla filtração utilizou-se a coagulação/oxidação, com o objetivo de auxiliar na degradação e na floculação dos contaminantes, facilitando sua retenção nos filtros. Nesta etapa foram utilizadas três combinações: Sulfato ferroso (SF) e ácido peracético (APA); Cloreto férrico (CF) e CF e APA, todas com a mesma concentração de ferro. Após os ensaios de tratabilidade a eficiência do sistema foi avaliada através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Em todos os tratamentos realizados na unidade piloto os sólidos em suspensão (SST) foram totalmente removidos o que refletiu em reduções superiores a 90% de turbidez. Os tratamentos com a presença do oxidante APA demonstraram uma remoção maior da cor do efluente, porém o tratamento com SF e APA não pode ser recomendado pela alta concentração de íons sulfato no efluente final. Quanto aos parâmetros microbiológicos, a presença do oxidante contribuiu para a inativação parcial dos microrganismos. A alternativa de realizar a etapa de desinfecção com APA após a dupla filtração com CF também foi avaliada e possibilitou desinfecção total do efluente quanto aos indicadores de contaminação avaliados. Considerando a possibilidade de reúso, o efluente UASB pós-tratado pela dupla filtração utilizando o coagulante/oxidante CF/APA pode ser utilizado sem nenhuma etapa adicional para irrigação de pomares, pastagens e cultivo de cereais de acordo com a NBR 13969/97. Acrescentando a etapa de ajuste de pH e adição de cloro no tratamento proposto o efluente tratado pode ser utilizado para reúsos: agrícola; agrícola restritivo; represamento; represamento restritivo; ambiental; industrial e reabastecimento de águas subterrâneas (reutilização não potável), de acordo com as recomendações do manual de reúso da USEPA (2012).

Palavras-chave: Reúso de águas residuárias, Dupla Filtração, Coagulação/Oxidação; Ácido Peracético; Íons ferro.

ABSTRACT

This study evaluates the use of a pilot filtering double unit, comprising an ascending draining gravel filter and a rapid descending sand filter for the treatment of UASB reactor effluent. As a preliminary phase to the double filtering, coagulation/oxidation was used aiming at helping degradation and flocculation of contaminants, facilitating their retention on the filters. In this phase, three combinations were used: ferrous sulfate (FS) and peracetic acid (APA); ferrous chloride (FC) and CF and APA, all with the same iron concentration. After treatability tests, the efficacy of the system was assessed through the physical-chemical and microbiological parameters. In all treatments carried out in the pilot unit, the suspended solids (SST) were totally removed, which resulted in over 90% turbidity reduction. The treatments in the presence of APA demonstrated higher removal of the effluent color, however, the treatment with FS and APA cannot be recommended due to the high concentration of sulfate ions in the final effluent. Regarding microbiological parameters, the presence of oxidant contributed to the partial inactivation of microorganisms. The alternative to carry out a disinfection phase with APA after double filtering using the coagulant/oxidant FC/APA can be employed without any addition phase to irrigate orchards, pastures and cereal crops according to the NBR 13969/97. By adding the pH adjustment phase and chloride addition to the treatment proposed, the treated effluent can be reused in: agriculture, restrictive agriculture; damming, restrictive damming, environment, industry and the replenishment of underground water (except for drinking purposes), according to the recommendations of the USEPA (2012) Recommendation Manual.

Keywords: Wastewater Reuse; Double filtration, Coagulation/oxidation; Peracetic acid and iron ions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma típico de um sistema de lagoas de estabilização seguidas por lagoas de maturação em série 20

Figura 2 – Fluxogramas de sistemas compostos por reator anaeróbio UASB e: A) Lodos ativados; B) Filtro biológico percolador; C) Biofiltro aerado submerso e D) Lagoa de polimento..... 21

Figura 3 – Fluxograma típico de um sistema de: A) escoamento superficial; B) Terras úmidas. O esgoto pode receber tratamento prévio primário ou em reatores anaeróbios..... 22

Figura 4 – Fluxograma típico de um sistema de tanque séptico – filtro anaeróbio 23

Figura 5 – Vista esquemática do reator UASB 24

Figura 6 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica 30

Figura 7 – Energia potencial de interação de partículas coloidais..... 31

Figura 8 – Diagrama de solubilidade do Ferro II para cloreto férrico hidratado 32

Figura 9 – Possível estrutura do APA..... 42

Figura 10 – Fluxograma geral das etapas desenvolvidas no trabalho..... 48

Figura 11 – Foto da ETE Rio das Antas - SANEPAR, Irati/PR. 49

Figura 21 – Foto do equipamento *Jar test* e da simulação de filtração após a coagulação do efluente, através de papel filtro com velocidade média de filtração. 52

Figura 13 – Planta da Unidade Piloto (13a). Fotos da unidade piloto: vista externa (13b); vista interna (13c)..... 55

Figura 14 – Eficiência do SF para remoção de Turbidez, Cor Aparente e DQO no efluente em pH 8, variando a concentração do coagulante..... 59

Figura 15 – Eficiência do SF para remoção de Turbidez, Cor Aparente e DQO no efluente, variando pH e a concentração do coagulante..... 60

Figura 16 – Eficiência de remoção de Turbidez, Cor e DQO com SF(150)/APA(50) em diferentes faixas de pH 62

Figura 17 – Comparação entre SF(150)/APA(50) e SF(150)/APA(20) em pH 4 62

Figura 18 – Participação do APA na coagulação com SF..... 63

Figura 19 – Comparação dos melhores resultados obtidos de SF, SF/APA e SF/H_2O_2. 64

Figura 20 – Gráficos de superfícies de respostas e suas respectivas equações, utilizando SF/APA..... 67

Figura 21 – Influência das concentrações de APA e SF nos parâmetros a avaliados no ensaio 1 da coagulação seguida de filtração..... 70
Figura 22 – Representação dos valores obtidos no ensaio 2 de coagulação seguida de filtração, separados por parâmetro. 71
Figura 23 – Influência das concentrações de APA e SF nos parâmetros a avaliados no ensaio 3 da coagulação seguida de filtração..... 73
Figura 24 – Remoção de turbidez com CF 80 mg/L e SF 80 mg/L / APA (0 a 20 mg/L) 76
Figura 25 – Remoção de turbidez comparando SF e CF, variando o pH 78
Figura 26 – Diagrama adaptado de solubilidade do ferro em um sistema aquoso, representando os mecanismos de coagulação/floculação 79
Figura 27 – Vazão do permeado, utilizando 100 L de amostra..... 81
Figura 28 – Resultados dos parâmetros com maior média de remoção após o tratamento na unidade piloto de dupla filtração, com etapa preliminar de coagulação/oxidação..... 82
Figura 29 – Resultados das análises microbiológicas após a dupla filtração 88
Figura 30 – Resultados obtidos no efluente tratado interpretados por uma análise fatorial..... 91
Figura 31 – Fluxo do efluente tratado na DF 92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Descrição e desvantagens da utilização de lagoas de estabilização .. 19
Tabela 2 – Riscos à saúde relacionados ao tipo de reúso 45
Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos para avaliação da eficiência dos ensaios. 50
Tabela 4 – Ensaios de coagulação/sedimentação para pré-definir as dosagens de SF/APA..... 51
Tabela 5 – Ensaios de coagulação/filtração para avaliar diferentes dosagens de SF/APA..... 52
Tabela 6 – Ensaios de coagulação/filtração para definição das dosagens de SF, CF e APA 53
Tabela 7 – Características e espessura da camada filtrante do FAP 56
Tabela 8 – Comparação entre a coagulação com SF/H_2O_2 e SF/APA..... 60
Tabela 9 – Resultados obtidos no ensaio 1 da coagulação seguida de filtração .. 63
Tabela 10 – Concentrações residuais de APA e Ferro total após a filtração 67
Tabela 11 – Atribuição de pesos aos fatores do ensaio 1 de coagulação seguida de filtração..... 69
Tabela 12 – Resultados obtidos no ensaio 2 de coagulação seguida de filtração .. 71
Tabela 13 – Resultados obtidos no ensaio 3 de coagulação seguida de filtração .. 72
Tabela 14 – Atribuição de pesos aos fatores do ensaio 3 da coagulação seguida de filtração..... 72
Tabela 15 – Resultados preliminares de para dosagens de SF de 300 mg/L 73
Tabela 16 – Comparação entre SF e CF na coagulação seguida de filtração 74
Tabela 17 – Resultados obtidos com a alteração da sequência de aplicação de SF/APA..... 75
Tabela 18 – Combinação de SF/APA em diferentes valores de pH 76
Tabela 19 – Remoção de turbidez, cor aparente e DQO com CF, CF/APA e SF/APA em diferentes faixas de pH 77
Tabela 20 – Ensaio prévio para teste da DF 80
Tabela 21 – Resultados obtidos após o tratamento na DF..... 83
Tabela 22 – Análise estatística dos resultados obtidos após o tratamento na unidade piloto de dupla filtração. a maioria dos testes estatístico padrão como a ANOVA 84

Tabela 23 – Coagulação utilizando CF 82,6 mg/L e desinfecção com APA após a dupla filtração. 89
Tabela 24 – Categorias de reúso considerando a qualidade do efluente..... 95

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

APA – Ácido Peracético

CF – Cloreto Férrico

CT – Coliformes Totais

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DF – Unidade Piloto de Dupla Filtração

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ENH – Eletrodo Normal de Hidrogênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

ETA – Estação de Tratamento de Água

FAP – Filtro Ascendente de Pedregulho

FRD – Filtro Rápido Descendente

NMP – Número Mais Provável

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez

OD – Oxigênio Dissolvido

PH – Peróxido de Hidrogênio

pH – Potencial de Hidrogênio

pKa – Constante de ionização do ácido

POA – Processo Oxidativos Avançados

RALF – Reator anaeróbio de Leito Fluidizado

SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SF – Sulfato Ferroso

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)

uC – Unidade de Cor

UFC – Unidade Formadora de Colônia

UFP – Unidade Formadora de Placa

USEPA – *United States Environmental Protection Agency* (Agência de proteção Ambiental dos Estados Unidos)

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 17
1.1 Tecnologias de tratamento de Esgoto para lançamento em corpos hídricos . 18
1.1.1 A utilização de reatores anaeróbios de manta de lodo e a qualidade do seu efluente final 24
1.2 Pós-tratamento de reatores anaeróbios de manta de lodo por filtração 26
1.3 A importância da coagulação como pré-tratamento de sistemas de filtração 28
1.3.1 Compressão da dupla camada 30
1.3.2 Adsorção e Neutralização de carga 32
1.3.3 Varredura 32
1.3.4 Adsorção e Formação de pontes 35
1.3.5 Processo de floculação 35
1.4 Utilização do reagente tipo fenton na coagulação/oxidação de efluentes de ETE 39
1.5 Possibilidades de Reúso de efluentes sanitários tratados 42
2. OBJETIVO GERAL 47
2.1 Objetivos Específicos 47
3. METODOLOGIA 41
3.1 Descrição da ETE estudada 49
3.2 Definição da dosagem de coagulante e oxidante a serem utilizadas na unidade piloto 49
3.2.1 Análise estatística dos dados obtidos em laboratório 53
3.3 Pós-tratamento do Efluente: Classificação do meio filtrante e Instalação da unidade piloto de dupla filtração (DF) 54
3.4 Ensaios de tratabilidade na DF 57
3.4.1 Análise estatística dos dados obtidos na DF 57
3.4.2 Estudos de vazão da DF 58
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO 59
4.1 Resultados obtidos através dos ensaios de coagulação seguida de sedimentação 59
4.2 Resultados obtidos através dos ensaios de coagulação seguida da simulação de filtração 64
4.2.1 Redução nas dosagens de SF e otimização de dosagens para utilização de CF 76

4.3 Avaliação da eficiência do tratamento através de análises físico-químicas, e microbiológicas do efluente tratado na DF 80
4.4 Parâmetros microbiológicos avaliados no efluente tratado na DF 88
4.5 Análise estatística dos dados obtidos na DF 90
4.6 Avaliação da produção de efluente tratado 92
4.7 Avaliação de possíveis reúsos do efluente final da unidade de dupla filtração 93
5. CONCLUSÕES 98
6. PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS 100
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 101

1 INTRODUÇÃO

Embora os processos convencionais de tratamento de efluente sanitário, na maioria das vezes, sejam suficientes para atender a legislação vigente quanto a qualidade do efluente lançado nos corpos hídricos, o aumento pela demanda de água incentiva a utilização de novas tecnologias que possam conduzir estes efluentes para fins mais nobres, como o reúso.

O aumento pela demanda de água se dá tanto pelo crescimento e/ou enriquecimento da população, quanto pela redução das reservas em muitas regiões afetadas pela mudança climática global ou contaminações.

Os métodos de tratamento que visam reúso nem sempre necessitam atingir condições de potabilidade. Algumas atividades, como por exemplo, a irrigação que corresponde a 70% do consumo de água, exigem padrões menos rigorosos e o fato desta atividade deixar de consumir água potável já traria grandes benefícios.

Um fato interessante considerado por pesquisadores italianos seria que os recursos hídricos naturais, que atualmente fornecem água para agricultura e as industriais em determinadas regiões italianas, podem não cumprir o rigoroso padrão de qualidade para reutilização direta deste país, em alguns casos, este efluente tem qualidade pior que os efluentes devidamente recuperados (VERLICCHI *et al*, 2009) e com certeza esta é a realidade de muitos outros países, incluindo o Brasil.

A exemplo disso, micropoluentes em ambientes aquáticos estão emergindo como um novo desafio para a comunidade científica, sendo sua ocorrência observada em esgotos tratados, águas superficiais, águas subterrâneas e água potável. O lançamento do efluente tratado pelas ETEs é a principal via para a introdução de micropoluentes para as águas superficiais, sendo que elas deveriam agir como barreiras primárias contra a propagação desses micropoluentes. Um estudo das eficiências de remoções dos micropoluentes pelas ETEs, em 14 países e regiões (entre eles Áustria, China, França, Alemanha, Grécia, Itália, Coreia do Sul, Espanha, Suécia, Suíça, Reino Unido Estados Unidos), retrata um cenário com remoções que variam de apenas 12,5 até 100% (LUO *et al.*, 2014).

Tomando como base a alternativa de reutilização este trabalho avalia o potencial de reúso de efluente sanitário, propondo o pós-tratamento do efluente gerado pelo reator *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - Reator Anaeróbio de Fluxo

Ascendente e Manta de Lodo (UASB), um reator biológico que predomina no tratamento de esgoto doméstico no Brasil (MARELLI *et al*., 1998). O pós-tratamento proposto foi constituído principalmente de uma unidade de dupla filtração, composta por filtro de pedregulho de escoamento ascendente e filtro rápido de areia descendente. Como etapa preliminar à dupla filtração utilizou-se a coagulação/oxidação, com o objetivo de auxiliar na degradação e floculação dos contaminantes, facilitando sua retenção nos filtros. Após os ensaios de tratabilidade a eficiência do sistema foi avaliada através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

A elaboração deste trabalho se fundamenta nas hipóteses de que a aplicação de um coagulante férrico ou ferroso em conjunto com o oxidante ácido peracético, possibilita além da formação dos radicais hidroxilas a oxigenação do efluente e consequentemente a redução da DBO. Não é comum processos químicos contribuírem para processos biológicos, mas neste caso, esta possibilidade é proposta e investigada.

1.1 Tecnologias de tratamento de Esgoto para lançamento em corpos hídricos

As tecnologias de tratamento de efluente sanitário, atualmente, se detém em cumprir os padrões para lançamento nos corpos hídricos (Resolução CONAMA 357/05, complementada e alterada pela Resolução 430/11), ou seja, não apresentam características físico-químicas e biológicas para reúso direto. De forma sucinta as tecnologias de tratamento de esgoto mais utilizadas no Brasil podem ser agrupadas em: Lagoas de estabilização (lagoas facultativas primárias e combinadas com lagoas anaeróbias, lagoas aeradas e lagoas de maturação); Reatores anaeróbios (tanque séptico seguido de filtro anaeróbio e UASB); Reatores anaeróbios (UASB), seguidos de pós-tratamento (filtro percolador, biofiltro aerado submerso, lodos ativados e lagoa de polimento); e Disposição de efluentes no solo (escoamento superficial e de terras úmidas) (PROSAB, 2006).

Estes sistemas apresentam tratamento primário, geralmente composto de grade e desarenador, os quais são responsáveis pela retenção de materiais grosseiros e inertes.

Na lagoa facultativa a decomposição da matéria orgânica pelas bactérias ocorre tanto de forma anaeróbia (ausência ou concentrações muito baixas de oxigênio) quanto aeróbia (presença de oxigênio). As lagoas anaeróbias e aeróbias são responsáveis pela remoção da DBO (Demanda bioquímica de oxigênio), a qual representa a quantidade de oxigênio necessária para as bactérias degradarem a matéria orgânica biodegradável presente no efluente. A lagoa de maturação, por ser mais rasa, proporciona maior inativação de patógenos devido ao maior efeito da radiação ultravioleta proveniente do sol. As profundidades das lagoas determinam as suas funções, podendo estas lagoas serem construídas de forma individual ou conjuntas, a Tabela 1 apresenta mais informações destes sistemas.

Tabela 1 – Descrição e desvantagens da utilização de lagoas de estabilização

Sistema	Descrição	Desvantagens
Lagoa Facultativa	DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobiamente por bactérias dispersas no meio líquido. DBO suspensa tende a sedimentar, sendo convertida anaerobiamente por bactérias no fundo da lagoa. O oxigênio requerido pelas bactérias aeróbias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese.	▪ Elevados requisitos de área ▪ Dificuldade em satisfazer padrões de lançamento restritivos ▪ A simplicidade operacional pode trazer o descaso na manutenção ▪ Possível necessidade de remoção de algas do efluente para o cumprimento de padrões rigorosos ▪ Performance variável com as condições climáticas (temperatura e insolação) ▪ Possibilidade do crescimento de insetos
Lagoa anaeróbia – lagoa facultativa	Ocupa área menor que a lagoa facultativa isolada. Lagoa anaeróbia mais profunda e com menor volume remove de 50 a 70% da DBO; remanescente removida pela lagoa facultativa.	▪ Idem lagoas facultativas ▪ Possibilidade de maus odores na lagoa anaeróbia ▪ Necessidade de um afastamento razoável às residências circunvizinhas ▪ Necessidade de remoção contínua ou periódica (intervalo de alguns anos) do lado da lagoa anaerobia
Lagoa aerada facultativa	O mecanismo de remoção da DBO segue o mesmo princípio da lagoa facultativa, porém o oxigênio é fornecido por aeradores mecânicos e não pela fotossíntese.	▪ Introdução de equipamentos e requisitos de energia relativamente elevados ▪ Ligeiro aumento no nível de sofisticação ▪ Requisitos de área ainda elevados

Continua

Tabela 1 – Descrição e desvantagens da utilização de lagoas de estabilização. Continuação.

		▪ Baixa eficiência na remoção de coliformes ▪ Necessidade de remoção contínua ou periódica (intervalo de alguns anos) do lodo
Lagoa de maturação	Predominam condições ambientais adversas para bactérias patogênicas, como radiação ultravioleta, elevado pH, elevado OD, temperatura abaixo de 36ºC, falta de nutrientes e predação por outros organismos. Os ovos de helmintos e cistos de protozoários tendem a sedimentar. Usualmente são projetadas como uma série de lagoas, ou como uma lagoa única com divisões por chicanas. A eficiência na remoção de coliformes é elevadíssima, e a remoção da DBO também ocorre.	▪ Necessidade de remoção contínua ou periódica do lodo ▪ Requisitos de área bastante elevados

Adaptado de VON SPERLING, 2002a.

A Figura 1 ilustra uma das possíveis configurações destes sistemas.

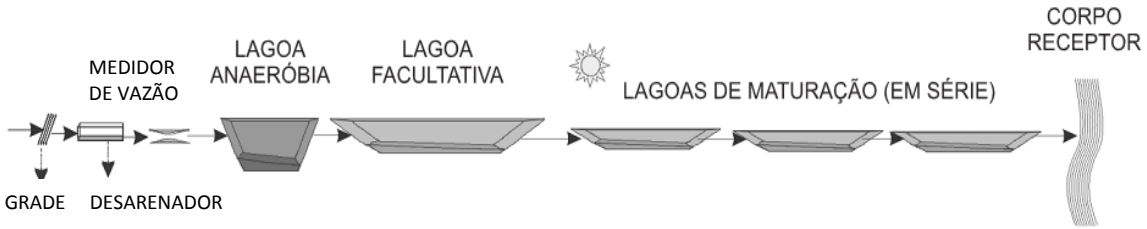


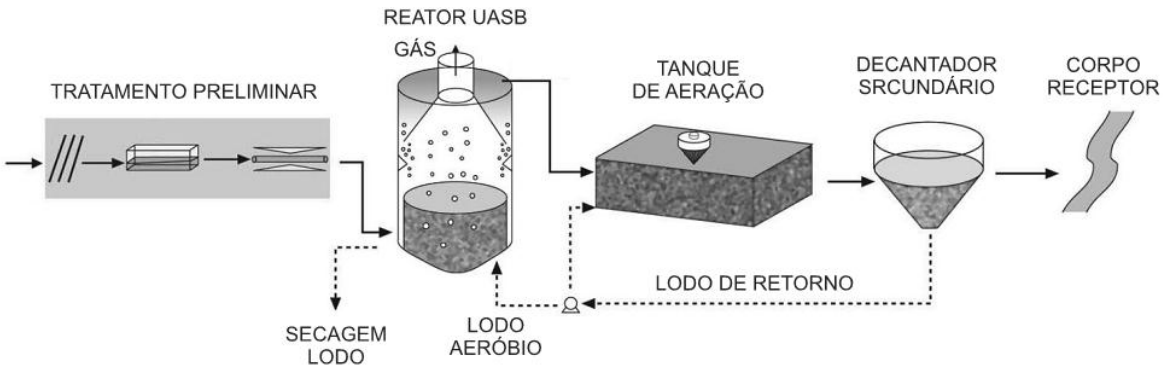
Figura 1 – Fluxograma típico de um sistema de lagoas de estabilização seguidas por lagoas de maturação em série (VON SPERLING, 2005).

O sistema de lodos ativados pode ser utilizado de forma direta, porém com a finalidade de diminuir o lodo gerado e o gasto de energia elétrica sua aplicação como pós-tratamento de reator anaeróbio é indicada. Neste sistema o reator é aerado potencializando as reações bioquímicas aeróbicas de remoção de matéria orgânica do efluente. Em seguida o efluente é sedimentado em um decantador secundário, onde parte do lodo gerado é recirculado para o reator aerado, essa biomassa é responsável pela elevada eficiência do sistema (Figura 2A). O sistema

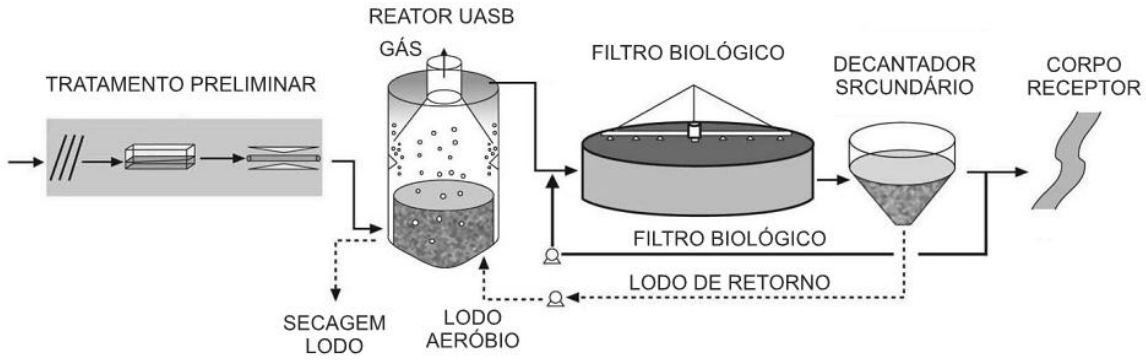
de lodos ativados inclui um índice de mecanização superior de outros sistemas de tratamento, implicando em um a operação mais sofisticada e em maiores consumos de energia (VON SPERILING, 2002b)

O filtro biológico consiste, basicamente, de um tanque preenchido com material de alta permeabilidade, tal como pedras, ripas ou material plástico, sobre o qual os efluentes são aplicados sob a forma de gotas ou jatos. Após a aplicação, os efluentes percolam em direção aos drenos de fundo, permitindo o crescimento bacteriano na superfície do material de enchimento, na forma de uma película fixa denominada biofilme. O efluente passa sobre o biofilme, promovendo o contato entre os microrganismos e o material orgânico (Figura 2B). O biofiltro aerado submerso é constituído por um tanque preenchido com um material poroso, através do qual esgoto e ar fluem permanentemente, como apresentado na Figura 2C (PROSAB, 2001).

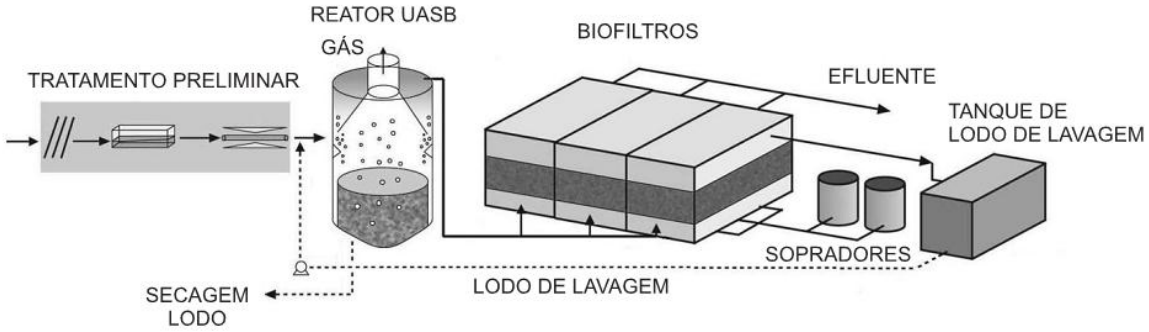
A utilização da lagoa de polimento após o tratamento por reator anaeróbio proporciona tanto a remoção complementar de DBO como a remoção de patógenos (PROSAB, 2006). A Figura 2D demonstra sua estrutura.



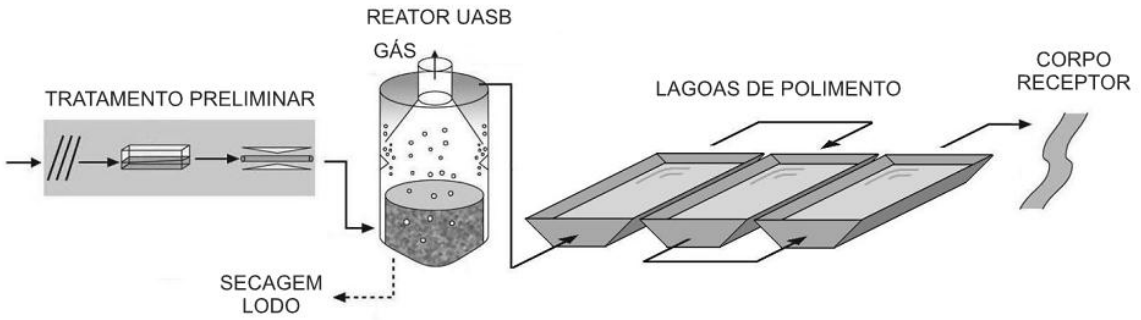
A



B



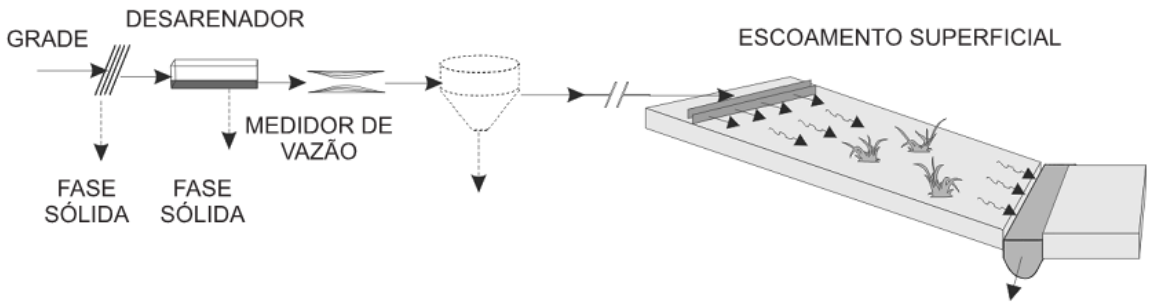
C



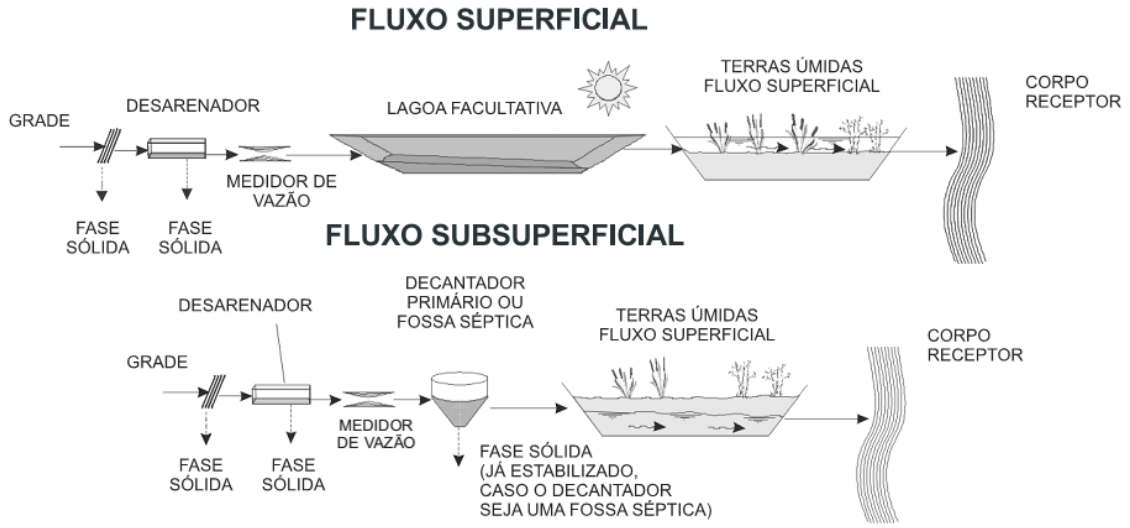
D

Figura 2 – Fluxogramas de sistemas compostos por reator anaeróbio UASB e: A) Lodos ativados; B) Filtro biológico percolador; C) Biofiltro aerado submerso e D) Lagoa de polimento. (VON SPERLING, 2005).

No tratamento de efluentes por disposição no solo as duas técnicas de tratamento, escoamento superficial e de terras úmidas, apresentam elevada capacidade de remoção de DBO e, adicionalmente, de nutrientes, principalmente de nitrogênio (por interações químicas no solo e absorção pela biomassa vegetal) e de parasitas (por mecanismos físicos de retenção), porém a remoção de bactérias e vírus é mais limitada (PROSAB, 2006). A Figura 3 demonstra estas técnicas.



A



B

Figura 3 – Fluxograma típico de um sistema de: A) escoamento superficial; B) Terras úmidas. O esgoto pode receber tratamento prévio primário ou em reatores anaeróbios (VON SPERLING, 2005).

O tanque séptico é uma forma de tratamento anaeróbio que remove a maior parte dos sólidos em suspensão, os quais sedimentam e sofrem o processo de digestão anaeróbia no fundo do tanque. O filtro anaeróbio efetua uma remoção complementar de DBO, especialmente a fração solúvel do esgoto. Conforme a Figura 4:

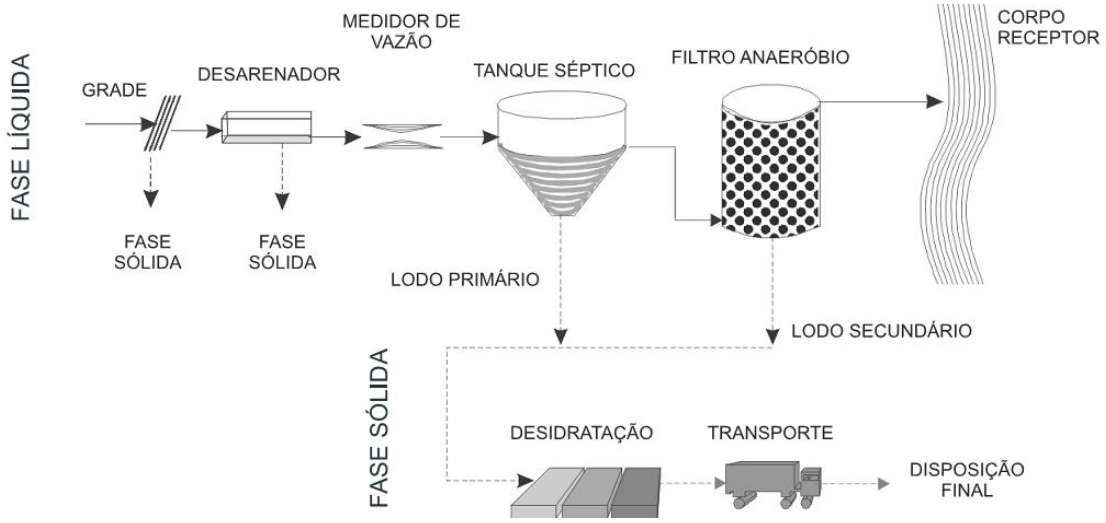


Figura 4 – Fluxograma típico de um sistema de tanque séptico - filtro anaeróbio (VON SPELING, 2005).

Como visto nos tratamentos anteriores o pré-tratamento por reator anaeróbio do tipo UASB faz parte de muitos sistemas de tratamento em ETEs. Esta técnica é discutida individualmente na seção a seguir.

1.1.1 A utilização de reatores anaeróbios de manta de lodo e a qualidade do seu efluente final

O primeiro reator UASB, no Brasil, foi implantado pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) nas cidades de Curitiba e de Piraí do Sul, no ano de 1981 (GOMES, 1989). Até julho de 1994, haviam 200 unidades operando com reatores UASB no Brasil, sendo 186 instalados em diversas cidades paranaenses (MARELLI *et al*., 1998). Em 2004 somente o estado do Paraná passou a contar com 224 unidades em operação (BUSATO, 2004).

Um das características que faz o reator UASB ser amplamente utilizado é a sua configuração, a qual permite a formação de uma grande e densa quantidade de biomassa ativa, com resistência mecânica, conferindo-lhe um tempo de detenção celular alto, possibilitando o tratamento de um grande volume de efluente em tempo de detenção hidráulica curto. Sua configuração também permite que o reator UASB desempenhe simultaneamente várias funções, então, além de um reator biológico propriamente dito, ele também desempenha funções similares a de um decantador (primário e secundário) e um digestor de lodo (PROSAB, 1999; DEZOTTI, 2008). A Figura 5 apresenta de forma esquemática um reator UASB.

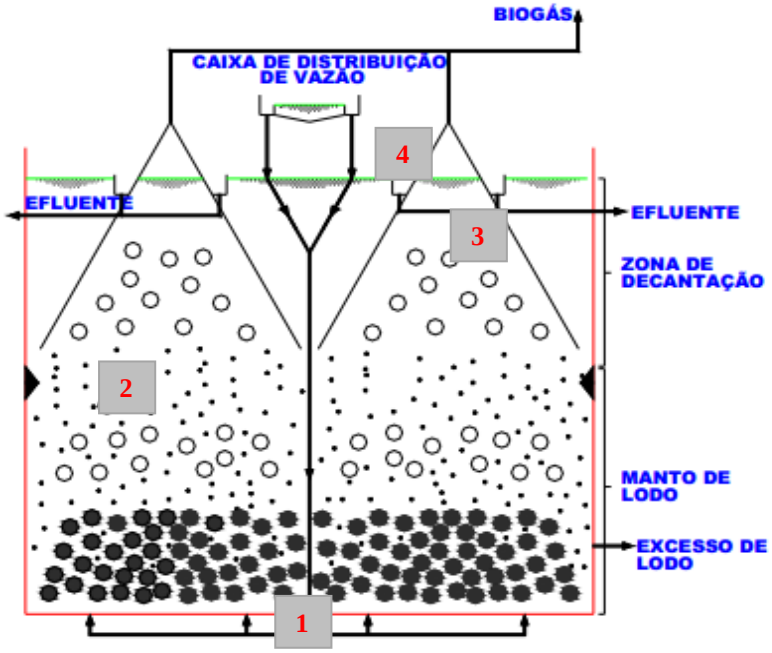


Figura 5 – Vista esquemática do reator UASB. Fonte: SANEPAR.

O reator UASB é um reator anaeróbio de fluxo ascendente, ou seja, o efluente é bombeado para o fundo do reator (Figura 5 (1)), forçando sua passagem pelo leito de lodo granular (lodo pesado), nesta passagem as partículas finas suspensas são filtradas e aderidas na biomassa, possibilitando que compostos orgânicos sejam degradados pelas bactérias, gerando o biogás (como: metano, amônia, gás carbônico, sulfeto de hidrogênio). No topo e acima do lodo granular uma zona de leito fluidizado é formado devido à produção do biogás (Figura 5 (2)), nesta região também pode ocorrer a degradação biológica. O biogás sai da biomassa na forma de bolhas o que ocasiona a necessária mistura. Na parte superior do reator está localizada uma estrutura que direciona o biogás para os coletores de biogás (Figura 5 (3)). Parte dos sólidos (lodo) e líquidos são direcionados para os compartimentos de decantação, neste local não há biogás, portanto propícia a decantação dos sólidos. Os sólidos que sedimentam no decantador retornam novamente para o compartimento em que se localiza o manto de lodo. O efluente tratado é retirado do reator através de vertedores localizado nos decantadores (Figura 5 (4)).

A princípio a supervisão do funcionamento de reatores anaeróbios eram voltados para parte civil e eletromecânica dos sistemas, à medida que o processo foi sendo melhor compreendido, a sua operação priorizou o monitoramento do processo biológico, como a manutenção de uma grande massa de bactérias ativas para atuar no processo de digestão anaeróbia e o contato intenso do material orgânico com a massa bacteriana, então, os reatores deixaram de ser vistos como tanques de concreto, e as transformações complexas que ocorrem através dos organismos vivos receberam seu devido grau de importância neste tratamento (PROSAB, 1999).

Para compreender estas transformações é necessário saber que o metabolismo das bactérias engloba dois processos, o de anabolismo, onde as bactérias heterotróficas utilizam o material orgânico do efluente para sintetizar o material celular para o crescimento da massa bacteriana, e o catabolismo, onde o material orgânico é utilizado como fonte de energia, obtida através da conversão do material orgânico em produtos estáveis (como CO_2 e CH_4 para as bactérias anaeróbias).

É nesta conversão que a matéria orgânica é degradada, proporcionando a redução da DBO. Nos reatores anaeróbios a formação de lodo (estabilizado) proveniente da degradação da matéria orgânica e do crescimento das bactérias, é

30% menor do que o lodo gerado em reatores aeróbios, além disso, pode-se citar outras vantagens decorrentes da utilização deste reator: ocupam pequenas áreas; consomem pouca energia; requerem construção e operação simples (baixo custo); removem de 65 a 75% a matéria orgânica do efluente; funcionam bem mesmo após longos períodos de interrupções com reinicio rápido, e ainda oferecem a possibilidade de recuperação e utilização do metano como combustível (PROSAB, 1999; DEZOTTI, 2008).

Dentre as desvantagens deste sistema está a necessidade de pós-tratamento, logo que, o efluente tratado na maioria das vezes não se enquadra nos padrões estabelecidos pela legislação ambiental de lançamento de efluentes (TYAGI, *et al.*, 2009; KHAN, *et al.*, 2011), principalmente quanto a remoção de microrganismos patogênicos e de nutrientes eutrofizantes, como fósforo e nitrogênio.

Para sistemas de tratamento de esgoto que tem o objetivo apenas de cumprir os padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos, as lagoas de polimento são geralmente empregadas, por serem de fácil operação e baixo custo. Porém, para a reutilização deste efluente, tratamentos mais eficientes devem ser aplicados, como a filtração, com a finalidade de cumprir os padrões mais rigorosos estabelecidos para reúso.

1.2 Pós-tratamento de reatores anaeróbios de manta de lodo por filtração

Hamoda *et al.,* (2004) descrevem que a filtração como tratamento terciário desempenha um papel essencial na melhoria da qualidade do efluente para reutilização em irrigação, onde as análises estatísticas dos resultados demonstraram significativas melhorias nos parâmetros, DQO, DBO e sólidos em suspenção.

De acordo com Khan *et al.*, (2011) vários pesquisadores do oriente médio estudaram a filtração lenta em areia (taxas de filtração entre 2 e 6 m^3/m^2.d) para o tratamento terciário de efluentes de reatores aeróbios, visando a remoção de DBO, material particulado e coliformes totais, quanto a este último parâmetro foi relatada a remoção de até 99%. Tyagi *et al.*, (2009) estudaram a remoção de coliformes totais e fecais utilizando a filtração lenta em areia como pós-tratamento de reator UASB, neste trabalho de escala de bancada, foram observadas remoções de 99,95 e 99,99% para coliformes totais e fecais, respectivamente, porém a carreira de

filtração foi de 7 dias, sendo esperada para este tipo de filtro intervalos de lavagem de até 30 dias.

Na filtração rápida o efluente passa com velocidades até 300 vezes maior que na filtração lenta, o que consequentemente, exige menores intervalos de retrolavagens (24 a 48h em geral), porém um volume maior de efluente é tratado (BAR-ZEEV *et al.*, 2012).

Geralmente assume-se que os filtros rápidos de gravidade (descendentes) operados a uma carga hidráulica de 200m^3/m^2.dia devem remover 65 a 80% de sólidos em suspensão e 20 a 35% de DBO. Devido ao tempo relativamente curto que decorre entre retrolavagens, ocorre pouca atividade biológica e, portanto, filtros rápidos não são susceptíveis de atingir qualquer oxidação significativa de amônia (CHEREMISINOFF, 1998).

Segundo Bar-Zeev *et al*., (2012) nos filtros rápidos também pode ocorrer a biofiltração, onde um biofilme desenvolvido por diversos microrganismos recobre o meio filtrante e contribuem para remoção de matéria orgânica. Durante um período de maturação de 85 dias, os autores observaram um aumento do biofilme de cobertura em conjunto com um aumento da diversidade de espécies bacterianas nos grãos do meio filtrante que foram amplamente coincidentes com o aumento na eficiência de filtração em relação a remoção de clorofila α, partículas exopoliméricas transparentes e carbono orgânico total. No entanto, obter uma configuração de filtros rápidos que apresentem boa remoção de biopolímeros não é uma tarefa fácil, de acordo com os autores.

A filtração direta é outra alternativa de sistema de filtragem, ela é constituída pelas unidades de coagulação, floculação (eventualmente) e filtração, porém apesar de proporcionar melhorias, a qualidade do efluente a ser tratado também pode limitar seu emprego, especialmente quando, dentre outras situações, o efluente apresenta: valores de cor verdadeira, turbidez e coliformes elevados; presença de vírus, protozoários e outros microrganismos patogênicos; e além de variações bruscas dos parâmetros de qualidade.

Com isso a grande dificuldade destes processos de pós-tratamento tornam-se evidentes, inviabilizando sua aplicação em efluentes com alta carga de contaminantes, como é o caso dos efluentes sanitários. De acordo com Di Bernardo *et al.*, (2002) a filtração lenta, por exemplo, é restrita a águas com cor verdadeira,

turbidez, e sólidos em suspensão baixos, o que não corresponde a qualidade final do efluente UASB.

Por esta razão técnicas em múltiplas etapas tem aplicação mais coerente e viável para o pós-tratamento de reatores anaeróbios.

Nessas condições, a dupla filtração pode ser considerada como uma alternativa em potencial visando um efluente com qualidade para reúso, pois neste caso, a etapa de filtração é composta por dois filtros um de filtração direta ascendente e outro de filtração rápida descendente (WIECHETEK *et al.*, 2004).

As principais vantagens da dupla filtração em relação à filtração direta são: permite o tratamento de água com pior qualidade, possibilita o uso de taxas de filtração mais elevadas no filtro ascendente, oferece maior segurança do ponto de vista operacional em relação às variações bruscas de qualidade da água bruta, a remoção global de microrganismos é maior, aumentando a segurança em relação à desinfecção final, e não há necessidade do descarte do efluente do filtro ascendente no início da carreira de filtração, pois essa água será filtrada no filtro descendente (PROSAB, 1999b).

Embora, a dupla filtração seja uma técnica conhecida de filtração para águas de abastecimento, sua utilização como pós-tratamento de reatores UASB é pouco aplicada. Em um trabalho de revisão realizado por Khan *et al.*, (2011) foram citadas 18 técnicas de pós-tratamento de reatores UASB, porém a dupla filtração não foi citada.

Norton-Brandão *et al.*, (2013) relatou mais de 30 técnicas de tratamento para reutilização de águas residuárias urbanas na irrigação, e a dupla filtração é citada utilizando filtro de pedregulho e filtro rápido de areia, sem coagulação prévia. De acordo com a fonte citada pelos autores, nesta configuração a dupla filtração se mostrou eficiente apenas na remoção de patógenos, enquanto que nos outros parâmetros avaliados, salinidade, metais pesados e nutrientes (fósforo e nitrogênio) os padrões de tratamento não atingiram os padrões para reúso na agricultura.

1.3 A importância da coagulação como pré-tratamento de sistemas de filtração

A coagulação é um processo extensivamente estudado devido a sua utilização no pré-tratamento de vários outros processos como a decantação, flotação

e filtração. A coagulação pode ser definida como um processo que envolve a adição de um coagulante químico com a finalidade de reduzir as forças que mantem separadas as partículas em suspensão, para isso, o coagulante é misturado rapidamente ao meio líquido proporcionando sua homogeneização e desestabilização dos coloides através da neutralização de cargas que ocorrem em frações de segundos e são irreversíveis.

Os coloides são misturas heterogêneas de duas ou mais fases diferentes, sendo uma das fases na forma finamente dividida, neste caso um sólido, denominado de fase dispersa, misturado com a fase contínua, neste caso a água, denominada meio de dispersão. Os sólidos em suspensão apresentam dimensões no intervalo de 1 a 1000 nanômetros.

Essas unidades cinéticas (sólido/líquido) podem ser liofílicos, permanecendo estáveis e constantes devido à afinidade entre a superfície da partícula e o solvente, ou as partículas podem interagir, agregando-se, então, essas unidades maiores sedimentam sob a ação do campo gravitacional, separando a fase dispersa da contínua, e são denominados liofóbicos (JAFELICCI e VARANDA, 1999).

Os coagulantes mais utilizados são os sais de ferro ou alumínio, isso porque na hidrólise destes metais eles podem reagir com o material orgânico do efluente e formar um precipitado, ou ainda eles podem formar hidróxidos e adsorver moléculas orgânicas.

Em processos biológicos de tratamento de águas residuárias a interação entre microrganismos e matéria orgânica pode resultar na formação de flocos. Na teoria mais moderna voltada à explicação desse fenômeno, considera-se que os microrganismos, durante suas atividades metabólicas ao degradar matéria orgânica, produzem polímeros extracelulares responsáveis pela floculação, denominados biopolímeros (ZHENG *et al.*, 2010).

O mecanismo de coagulação não é perfeitamente compreendido, porém, duas teorias são estabelecidas, a primeira explica o mecanismo de coagulação pela compressão da dupla camada de íons que envolvem a partícula, e a segunda, por reações químicas específicas entre as partículas coloidais e os coagulantes (HENDRICKS, 2011). Di Bernardo *et al.*, 2002, considera a coagulação como o resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos distintos: a

compressão da dupla camada elétrica, a adsorção e neutralização, a varredura e a adsorção e formação de pontes.

1.3.1 Compressão da dupla camada

A carga da superfície da partícula influencia a distribuição dos íons da solução na vizinhança, atraindo e repelindo contra íons (cargas opostas) e co-íons (cargas iguais), respectivamente. Essa distribuição de íons desde a superfície da partícula até o interior da solução (meio de dispersão) gera diferentes potenciais e está representada esquematicamente na Figura 6. O potencial da interface entre a superfície da partícula e o interior da solução do meio de dispersão diminui mais rapidamente à medida que aumenta a força iônica, porque a dupla camada de cargas que se forma ao redor da partícula é comprimida em direção à superfície pela concentração de íons da solução (JAFELICCI e VARANDA, 1999).

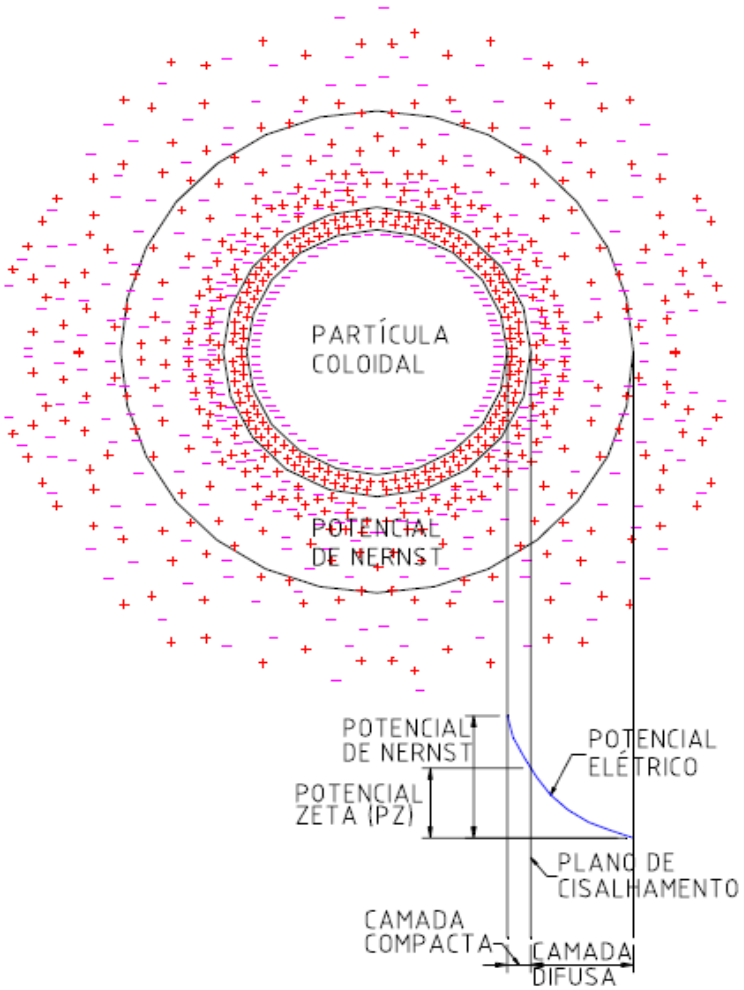


Figura 6 – Configuração esquemática da dupla camada elétrica (AWWA, *apud* PAVANELLI, 2001)

O potencial máximo de repulsão eletrostática ocorre exatamente na superfície da partícula, é ele que tem que ser neutralizado para a desestabilização da partícula (coagulação), mas é muito difícil de ser medido, então utiliza-se o potencial zeta (ζ), definido como a carga elétrica líquida que se desenvolve no plano de cisalhamento que divide a camada de Stern e a camada difusa a um determinado pH, conforme a Equação 1 (RIBEIRO *et al*., 2011).

$$Z = 4\pi dq / D \qquad \text{Equação 1}$$

Onde: q= carga da partícula; d = espessura da zona de influência da carga da partícula; D = constante dielétrica do líquido.

O potencial zeta é influenciado principalmente pela concentração eletrolítica e pelo pH da suspensão coloidal, quanto mais próximo o potencial estiver de zero menor as forças de repulsão e maior as forças de atração, conforme a Figura 7, e assim a coagulação ocorre.

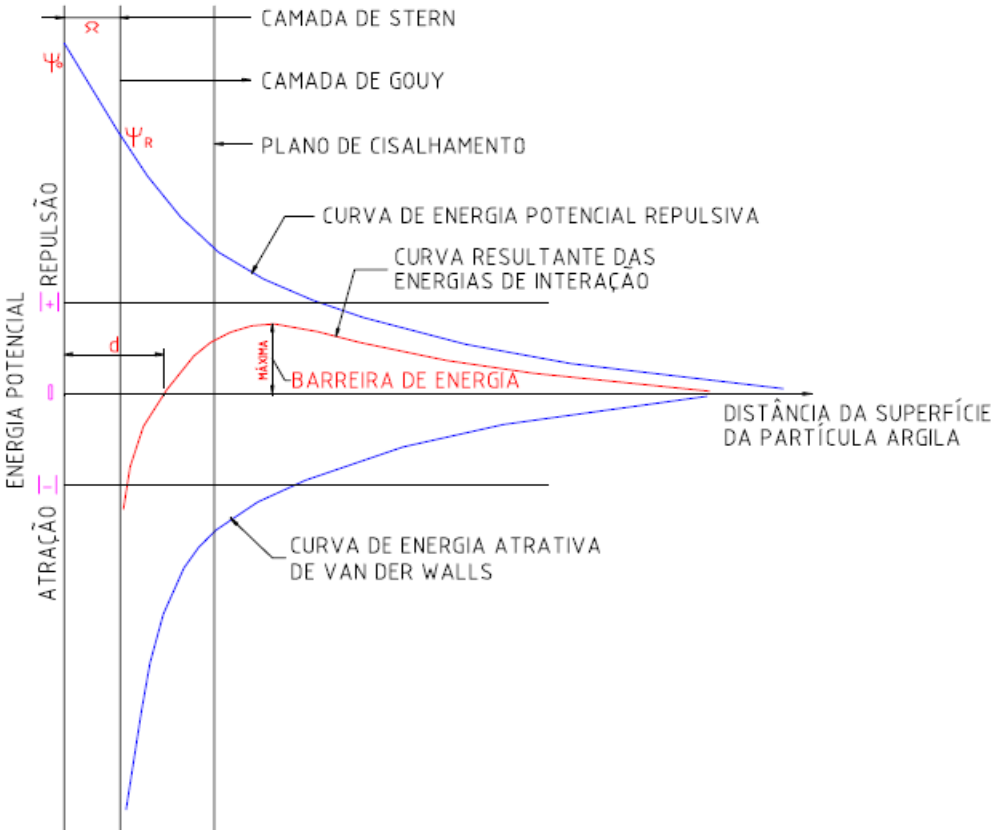


Figura 7 – Energia potencial de interação de partículas coloidais (CEPIS, 1984 *apud* PAVANELLI, 2001)

De acordo com Ribeiro *et al*., (2011) os sais de ferro e de alumínio contribuem para o aumento das cargas positivas, enquanto a matéria orgânica e argilominerais silicatadas, como a caulinita, aumentam as cargas negativas, além disso, a introdução de cátions, ânions e moléculas no meio podem afetar reações de protonação/desprotonação, influenciando as cargas superficiais.

Considerando a carga negativa da superfície das impurezas a adição de cargas positivas tendem a potenciais zeta mais próximos de zero, e consequentemente a coagulação.

1.3.2 Adsorção e Neutralização de carga

A desestabilização de uma dispersão coloidal consiste nas interações entre coagulante-coloide, coagulante-solvente e coloide-solvente. Na adsorção e neutralização de carga esta desestabilização ocorre com dosagens inferiores de coagulante comparada com a compressão da dupla camada. Outras diferenças são a necessidade da relação estequiométrica entre a concentração dos coloides e a quantidade de espécies desestabilizantes por adsorção, no caso de superdosagem destas espécies a reversão de carga superficial do coloide pode ocorrer (DI BERNARDO *et al.*, 2002; SANTOS et al, 2007).

Em tratamentos com reversão de carga pode-se observar o aumento da cor e turbidez do efluente, apresentando resultados finais superiores as condições do efluente bruto.

A adsorção e neutralização de carga pode não formar flocos suficientemente grandes para sedimentar, por isso é indicada para preceder processos de filtração direta, onde as partículas desestabilizadas podem ser retidas no meio granular de filtros (DI BERNARDO *et al.*, 2002; SANTOS et al, 2007).

.

1.3.3 Varredura

O mecanismo de varredura é caracterizado pela formação de precipitados, decorrentes da quantidade de coagulante aplicada, do pH de coagulação e da concentração de íon na água.

Di Bernardo *et al*., (2002) propõe as seguintes reações de hidrólise, considerando o íon Fe^{3+} em água isenta de impurezas e a 25ºC:

	logK	
$Fe(OH)_{3(s)} \rightleftharpoons Fe^{3+}_{(aq)} + 3OH^-_{(aq)}$	-37,5	Reação 1
$Fe^{3+} + H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)^{2+} + H^+$	-3,0	Reação 2
$Fe^{3+} + 2\ H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)^{2+} + 2\ H^+$	-6,4	Reação 3
$2\ Fe^{3+} + 2\ H_2O \rightleftharpoons Fe_2(OH)_2^{4+} + 2\ H^+$	-3,1	Reação 4
$Fe^{3+} + 4\ H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)_4^- + 4\ H^+$	-23,5	Reação 5
$Fe^{3+} + 3\ H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)_3 + 3\ H^+$	-13,5	Reação 6

Nestas mesmas condições é possível obter as equações 2 a 7 que relacionam a concentração molar de cada espécie com o pH.

Espécie $Fe(OH)^{2+}$	$\log[Fe(OH)^{2+}] = 1,5 - 2\ pH$	Equação 2
Espécie $Fe(OH)_2^+$	$\log[Fe(OH)_2^+] = -1,9 - pH$	Equação 3
Espécie $Fe_2(OH)_2^{4+}$	$\log[Fe_2(OH)_2^{4+}] = 5,9 - 4\ pH$	Equação 4
Espécie $Fe(OH)_4^-$	$\log[Fe(OH)_4^-] = -19\ pH$	Equação 5
Espécie Fe^{3+}	$\log[Fe^{3+}] = 4,5 - 3\ pH$	Equação 6
Espécie $Fe(OH)_3$	$\log[Fe(OH)_3] = -9$	Equação 7

Sendo a concentração total das espécies de Ferro representada pela equação 8:

$$C_{T,Fe} = [Fe(OH)_4^-] + [Fe^{3+}] + 2\ [Fe_2(OH)_2^{4+}] + [Fe(OH)_2^+] + [Fe_2(OH)^{2+}] \quad \text{Equação 8}$$

A Figura 8 apresenta uma possível distribuição das espécies de ferro considerando a concentração de cloreto férrico utilizada e o pH de coagulação.

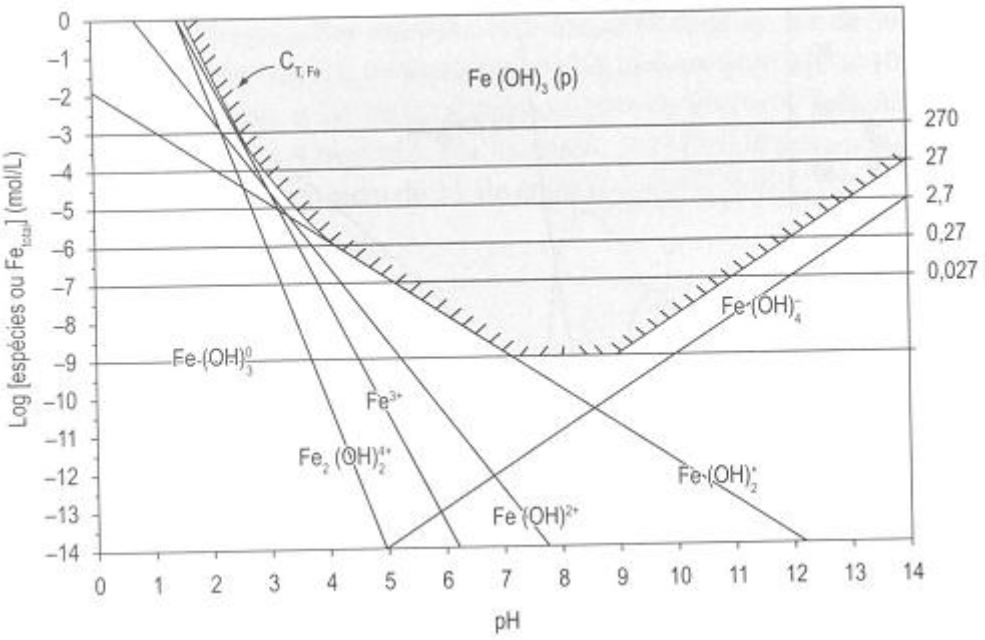


Figura 8 – Diagrama de solubilidade do Ferro III para cloreto férrico hidratado (DI BERNARDO et al., 2002)

O cálculo para obtenção da Equação 2 é descrito a seguir, a partir dos cálculos propostos por Di Bernando *et al.,* (2002) para espécies de alumínio.

Para Equação 2: $\log[Fe(OH)^{2+}] = 1,5 - 2\,pH$, tem-se:

	log K
$Fe^{3+} + H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)^{2+} + H^+$	-3,0
$Fe(OH)_{3(s)} \rightleftharpoons Fe^{3+}_{(aq)} + 3OH^-$	-37,5
$H^+ + OH^- \rightleftharpoons H_2O$	-14
$Fe(OH)_{3(s)} \rightleftharpoons Fe(OH)^{2+} + 2OH^-$	log K

Então: $$K = \frac{[Fe(OH)^{2+}] \cdot [OH^-]^2}{[Fe(OH)_{3(s)}]}$$

$$\log K = \log [Fe(OH)^{2+}] + 2 \log [OH^-]$$

Do sistema de três equações de hidrólie resultam:

$$10^{-3} = \frac{[Fe(OH)^{2+}] \cdot [H^+]}{[Al^{3+}]} \qquad -3,0 = \log[Fe(OH)^{2+}] + \log[H^+] - \log[Al^{3+}]$$

$10^{-37,5} = \frac{[Fe^{3+}] \cdot [OH^-]^3}{[Fe(OH)_{3(s)}]}$ $\quad -37,5 = \log[Fe^{3+}] + 3\log[OH^-]$

$10^{-14} = \frac{[H^+] \cdot [OH^-]}{[H_2O]}$ $\quad +14 = -\log[H^+] - \log[OH^-] \rightarrow \log[OH^-] = -14 - \log[H^+]$

$-26,5 = \log[Fe(OH)^{2+}] + 2(-14 - \log[H^+])$

$\log[Fe(OH)^{2+}] = -26,5 + 28 + 2\log[H^+]$

Então: $\log[Fe(OH)^{2+}] = 1,5 - 2\,pH$

Da mesma forma as demais equações são calculadas.

Estas equações possibilitam uma previsão das espécies de ferro presentes em função do pH e da concentração do cloreto férrico utilizado. A formação de grandes quantidades de hidróxido férrico proporciona o mecanismo de coagulação por varredura.

1.3.4 Adsorção e Formação de pontes

De acordo com Di Bernardo et al., (2002), o mecanismo de adsorção e formação de pontes é caracterizado por envolver o uso de polímeros de grandes cadeias moleculares (massa molar $>10^6$) como coagulante. Eles ligam a superfície à qual estão aderidos e outras substâncias.

1.3.5 Processo de floculação

Após a coagulação ocorre a floculação, processo pelo qual há a agregação das partículas, consequentemente, a formação dos flocos. Esta aglutinação pode ocorrer por dois mecanismos, pelo movimento browniano devido à energia térmica e pelas colisões devido à agitação do meio. Esta agitação em sistemas de tratamento é promovida pela mistura lenta, a qual exerce elevada influência no tamanho e quantidade dos flocos e é condicionada pela duração e intensidade da energia aplicada. A intensidade da mistura não deve exceder o ponto do cisalhamento dos flocos, por isso é comum a utilização de equipamentos *jar-test* para simulação dos processos de coagulação e floculação de efluentes (HENDRICKS, 2011).

A filtração direta utiliza a coagulação como pré-tratamento para posterior passagem do efluente ao meio filtrante. A etapa de floculação ocorre enquanto o meio líquido coagulado entra em contato com o meio poroso, por isso também denominada floculação em meio poroso, este procedimento pode diminuir a dosagem do coagulante entre 15 a 30%. Durante a filtração os flocos são aderidos no meio filtrante sob a influência de forças moleculares de adesão, porém podem ser removidas durante a passagem do líquido quando estas partículas estão fracamente aderidas, o que torna importante as diferentes granulometrias do meio filtrante. O fluxo do líquido tende a diminuir com a colmatação (entupimento) do meio filtrante, por isso os filtros operam com taxas declinantes, o que torna necessária a lavagem do filtro, a qual é evidenciada pela perda de carga (RICHTER, 2009).

Lin *et al*., (2008) citam que a utilização de um pré-filtro de pedregulho promove eficiências de remoção de turbidez, geralmente de 85 a 90% em efluentes com alta turbidez (150-500 NTU), porém essa eficiência diminui para 80 a 85% durante os períodos de turbidez moderada (30-50 NTU). Então neste caso, em efluentes com turbidez moderadas a coagulação auxilia para que materiais coloidais se aglomerem ou substâncias dissolvidas precipitem, promovendo a formação de material particulado, consequentemente aumentando a turbidez, desta forma essas partículas maiores podem ser retidas no filtro com maior eficiência.

A filtração direta pode ser simulada através de papel filtro com velocidade de filtração média (DI BERNARDO *et al*., 2002), porém a utilização do efluente coagulado e não floculado, como indica o autor, não representar o processo total que engloba a colisão das partículas coaguladas promovidas pela passagem ao meio poroso. No papel filtro o tempo e intensidade de colisões necessárias para floculação não ocorrem, por isso não representam de forma completa o processo, tornando necessária a simulação destes ensaios em escala piloto e não apenas laboratorial.

Segundo Cheremisinoff (1998), os principais mecanismos que controlam o funcionamento do filtro de areia são:

a) Drenagem (efeito de coar): onde a ação consiste em interceptar as partículas que são maiores do que os interstícios livres entre os grãos de areia de filtragem. Este mecanismo é condicionado pela porosidade, a qual muda em função do tempo de operação dos filtros, pois os grãos se tornam mais espessos, devido à

aderência do material removido a partir da água. A regra geral é que para meios filtrantes de areia com o tamanho efetivo de grãos entre 0,4 a 0,5 mm e um diâmetro máximo abaixo dos 1,2 mm, a porosidade é geralmente entre 40 e 55% do volume total da massa de filtro. Camadas com grãos esféricos são menos porosas do que aquelas com material angular.

b) Sedimentação: normalmente, o material com uma densidade ligeiramente maior do que da água é eliminada por sedimentação durante a filtração. A partir da lei de Stoke de sedimentação laminar de partículas, a velocidade de sedimentação de uma partícula é determinada, de acordo com a Equação 9:

$$U = \frac{1\ g\ \Delta\rho}{18\ v\ \rho} D^2 \qquad \text{Equação 9}$$

Onde: ρ = densidade da água; ∆ρ = densidade da água das partículas em suspensão; D = Diâmetro das partículas; g = 9,8 ms/s^2; v = viscosidade cinemática. Em zonas de sedimentação a condição de fluxo é laminar.

c) Ação centrífuga: A trajetória da água em um meio filtrante não é linear, logo a água e suas partículas em suspensão são forçadas a contornar os grãos de areia. Essas mudanças na direção causa um efeito que leva a evacuação das partículas nas zonas mortas de fluxo. A ação centrífuga é obtida pela força de inércia durante o fluxo, de modo que as partículas com maior densidade são preferencialmente rejeitadas, ou seja, não carregadas.

d) Difusão: Neste caso, é o movimento browniano obtido por forças de agitação térmicas. Este movimento complementa o mecanismo de filtração de areia, aumentando a probabilidade de contato entre as próprias partículas, bem como entre estas e o meio filtrante. Este efeito ocorre tanto em água em movimento quanto em água estagnada, e é bastante importante nos mecanismos de aglomeração das partículas como a floculação.

e) Efeito de van der Waals: Estas forças são universais e contribuem para o transporte e mecanismo de fixação da matéria. Quanto maior for a superfície de contanto no interior dos filtros, maior é a probabilidade de ação atrativa. As forças de atração diminuem muito rapidamente, quando as distâncias entre os suportes e as partículas aumentam, por isso desempenham um papel menor no processo de filtração, isso porque, de acordo com a lei de Coulomb da eletrostática, as forças desta natureza são inversamente proporcionais ao quadrado da sua distância. No

entanto, os efeitos indiretos, que são capazes de provocar uma aglomeração de partículas e, assim, um tipo de floculação, não devem ser negligenciados e pode tornar-se predominante, como no caso da floculação-filtração.

f) Efeitos eletrostáticos e eletrocinéticos também são fatores que contribuem para o processo de a filtração. Filtros de areia tem uma carga eletrostática negativa. Microareias em suspensão apresentam uma mobilidade eletroforética. O valor da mobilidade eletroforética, ou de potencial zeta correspondente, depende do pH do meio circundante. Aderência ideal é obtida no ponto isoelétrico do material filtrado. Auxiliares de coagulação, depósitos de matéria orgânica entre outros mecanismos podem modificar as propriedades elétricas das superfícies de filtragem e estas modificações promovem a fixação de partículas por processos eletrocinéticos e eletrostáticos, especialmente a coagulação. Além disso, a adição de um eletrólito neutro ou indiferente tende a reduzir o potencial de superfície da areia de filtragem por compressão da camada elétrica dupla. Isto é baseado nos princípios da coagulação eletrostática. A areia, como a portadora de uma taxa diferencial negativa sobre a superfície do filtro de acordo com o modelo de dupla camada, será capaz de atrair as partículas eletropositivas mais exaustivamente. Este tem um efeito favorável sobre a eficiência de filtração de carbonatos precipitados ou de flocos de hidróxido de alumínio ou ferro-óxido. Em contraste, os transportadores de partículas coloidais orgânicas de carga negativa, como as bactérias são repelidos pelo mecanismo eletrostático de um meio filtrante novo, pois as cargas negativas da própria areia estão inalteradas. Com o meio filtrante em operação não recente, há suficientes locais carregados positivamente para tornar possível a obtenção de uma fixação eletroquímica de coloides negativos.

De forma geral, a eficiência da filtração está relacionada às características: a) do material suspenso como composição, tamanho e massa específica das partículas, resistência das partículas retidas pelas forças de cisalhamento, temperatura da água, concentração de partículas, potencial zeta, pH da água, entre outras; b) do meio filtrante como tipo do material granular, tamanho efetivo, tamanho do maior e menor grão, coeficiente de uniformidade, massa específica do material granular e espessura da camada filtrante; e c) hidráulicas como taxa de filtração, carga hidráulica disponível, e método de controle da taxa e do nível de água nos filtros.

A uniformidade do meio filtrante condiciona a forma de ação durante a filtração, permitindo uma filtração rápida descendente ocorrer, em profundidade, quando as impurezas são retidas ao longo do meio filtrante, ou superficial, quando a retenção é significativa apenas na camada superior do meio filtrante. A filtração rápida de água coagulada ou floculada deve, preferivelmente, ser realizada com ação de profundidade, pois, caso contrário, poderá gerar carreiras de filtração curtas, com baixa produção efetiva de água, assim coeficientes de uniformidade mais próximo de 1 são recomendados (PROSAB, 2003).

Os requisitos reais para a areia na filtração lenta são de natureza química. A pureza e ausência de matérias indesejáveis são mais importantes do que tamanho dos grãos e distribuição no processo de filtração. Por outro lado, o melhor desempenho dos filtros rápidos requer areias com um tamanho superior, sendo as dimensões dos grãos do meio sua principal preocupação.

A utilização de óxidos e hidróxidos de ferro para adsorção de metais em filtros é relatada por Battilani *et al*., (2010), os quais utilizaram pré-filtro de cascalho para tratamento de efluente secundário para irrigação e obtiveram remoções de 41% do arsênio, 36% de cádmio e chumbo, 48% de cromo e 46% de cobre, com a utilização dos materiais adsorventes de sais de ferro aumentaram para 76% a remoção de arsênio, 58% de cádmio, 73% de cromo, 79% de cobre e 99% de chumbo.

Biofiltros de areia para tratamento de água de abastecimento utilizaram uma cobertura de 10cm de areia recoberta por óxido de ferro no meio filtrante para aumentar a remoção de E. *coli* (AHAMMED *et al*., 2011).

1.4 Utilização do reagente tipo fenton na coagulação/oxidação de efluentes de ETE

Dentre as tecnologias mais atuais os processos oxidativos avançados (POAs) vem sendo amplamente estudados para o tratamento de águas residuárias, sendo o processo Fenton um dos mais promissores para diversos tipos de efluentes. Quanto a remoção de micropoluentes os processos oxidativos avançados se enquadram como tratamentos de média a alta eficiência de remoção, considerando micropoluentes de origem farmacológica, endócrina, industrial e de produtos de higiene pessoal (LUO *et al*., 2014).

O reagente Fenton consiste na reação entre íons Fe^{2+} e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), a qual gera os radicais hidroxila e hidroperoxila, com potenciais de oxi-redução de 2,8 V e 1,42 V (*versus* ENH), respectivamente, sendo que apenas o flúor apresenta potencial superior a hidroxila (3,03 V *versus* ENH). De acordo com Nogueira *et al.* (2007) as reações 7 a 13 estão envolvidas no processo Fenton:

$Fe^{2+} + H_2O_2 \rightarrow Fe^{3+} + HO^- + HO^\bullet$	Reação 7
$Fe^{2+} + HO^\bullet \rightarrow Fe^{3+} + HO^-$	Reação 8
$Fe^{3+} + H_2O_2 \rightleftharpoons FeOOH^{2+} + H^+$	Reação 9
$FeOOH^{2+} \rightarrow Fe^{2+} + HO_2^\bullet$	Reação 10
$Fe^{2+} + HO_2^\bullet \rightarrow Fe^{3+} + HO_2^-$	Reação 11
$Fe^{3+} + HO_2^\bullet \rightarrow Fe^{2+} + O_2 + H^+$	Reação 12
$H_2O_2 + HO^\bullet \rightarrow HO_2^\bullet + H_2O$	Reação 13

Os radicais hidroxila e peroxila atacam indistintamente todas as espécies presentes no meio reacional, oxidando compostos orgânicos pela abstração de hidrogênio ou acoplando-se em duplas ligações e anéis aromáticos (hidroxilação), causando reações como desmetoxilação, desalogenação, desalquilação, desnitração, desaminação e descarboxilação (DOMÉNECH, *et al*., 2001; LEGRINI, *et al*., 1993; AGUIAR, *et al*., 2007). Estas reações contribuem para que contaminantes orgânicos antes refratários passem a ser biodegradáveis o que torna o processo Fenton um excelente pré-tratamento para processos biológicos (KITIS, *et al*., 1999).

Os íons de Fe^{2+} e Fe^{3+} também são conhecidos pelo seu potencial coagulante, por esta razão alguns autores propõem utilizar sulfato ferroso (SF), cloreto férrico (CF) ou sulfato poliférrico para uma prévia coagulação, em pH alcalino, para posteriormente extrair o sobrenadante para a aplicação do peróxido de hidrogênio, em pH ácido, o qual reage com o ferro residual solúvel no sobrenadante e gera os radicais hidroxila (ZHU, *et al*., 2001; XING e SUN, 2009; PERDIGÓN-MELÓN, *et al*., 2010). Neste processo, chamado de coagulação Fenton há uma redução na demanda de peróxido de hidrogênio devido à remoção de contaminantes pela coagulação.

A necessidade da coagulação combinada ao processo Fenton depende das características do efluente a ser tratado, visto que, um tratamento em duas etapas acaba dificultando mais o processo. A coagulação Fenton também é proposta por alguns autores de forma simultânea, ou seja, em apenas uma etapa, sendo utilizados pH entre 3 a 6 durante o processo (LIN *et al.*, 1999; KANG e HWANG, 2000). Vale ressaltar que os íons Fe^{3+} tem maior potencial de coagulação em pH ácido em relação aos íons Fe^{2+}, embora os radicais hidroxila sejam formados em maiores concentrações na presença de íons Fe^{2+}.

Peróxidos orgânicos (RO_2H) também são decompostos pelo íon ferro, formando os radicais alcoxila (RO•) e peroxila orgânico (RO_2•) (HALLIWELL, 2003 *apud* AGUIAR, *et al.*, 2007), por esta razão foi investigado neste trabalho a substituição do peróxido de hidrogênio do reagente Fenton pelo ácido peracético (APA) um peróxido orgânico utilizado como desinfetante de materiais hospitalares, equipamentos de indústria alimentícia e que vem sendo estudado para desinfecção de efluente sanitário.

As reações 14 a 17 são possivelmente resultantes da interação dos íons Fe com o APA, considerando os estudos de HALLIWELL (2003 *apud* AGUIAR *et al.*, 2007):

$Fe^{2+} + CH_3OCO_2H \rightarrow Fe^{3+} + CH_3OCO^{\bullet} + HO^-$ Reação 14

$Fe^{3+} + CH_3OCO^{\bullet} \rightarrow Fe^{3+} + CH_3O^-$ Reação 15

$Fe^{3+} + CH_3OCO_2H \rightleftharpoons FeOOCOCH_3^{2+} + H^+$ Reação 16

$FeOOCOCH_3^{2+} \rightarrow Fe^{2+} + CH_3OCO_2^{\bullet}$ Reação 17

O APA é uma mistura quaternária em equilíbrio, formada por ácido peracético, peróxido de hidrogênio, ácido acético e água, de acordo com a reação 18:

$CH_3COOH + H_2O_2 \rightleftharpoons CH_3COOOH + H_2O$ Reação 18

O APA apresenta maior potencial desinfetante em relação ao peróxido de hidrogênio. Em um estudo comparativo Aslari *et al*., (1992) utilizaram 12 mg/L de APA e obtiveram a mesma eficiência de inativação de E*. coli* que 3125 mg/L de

peróxido de hidrogênio, ou seja, o potencial desinfetante do APA foi 260 vezes maior que do peróxido de hidrogênio considerando a E. *coli* como microrganismo teste.

O APA é classificado como um ácido percarboxílico, sendo os perácidos em solução, mais voláteis e menos ácidos do que os ácidos carboxílicos correspondentes (pKa ácido peracético = 8,2; pKa ácido acético = 4,76). Isto ocorre, porque o perácido tende a formar uma ligação de hidrogênio intramolecular, reduzindo o efeito indutivo do grupo acila sobre o próton devido à introdução de um segundo átomo de oxigênio (BRASILEIRO *et al*., 2011), como se observa na Figura 9.

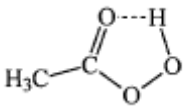


Figura 9 – Possível estrutura do APA (ANDO *et al.*, 1992 *apud* BRASILEIRO *et al.*, 2001).

O mecanismo de ação do APA é descrito por Jolivet-Gougeon *et al.* (1995) como um rompimento nas ligações sulfídricas e sulfúricas das enzimas que compõe a membrana celular, prejudicando atividades como: o transporte ativo através da membrana e os níveis de soluto dentro das células.

Comparado a outros desinfetantes utilizados para desinfecção de efluente sanitário, o APA apresenta eficiência de inativação de *E. coli,* de acordo com a seguinte ordem decrescente: cloro > APA > ozônio > radiação ultravioleta (COSTA, 2007).

No Brasil, a utilização do APA como desinfetante e esterilizante foi concedida pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), em 29 de novembro de 1993, através da portaria n° 122/DTN, sendo incluída à Portaria n° 15, de 23 de agosto de 1988, a qual regulamenta o registro de produtos domissanitários com finalidade antimicrobiana, porém, no Brasil, o APA ainda não é utilizado no tratamento de efluentes.

1.5 Possibilidades de Reúso de efluentes sanitários tratados

Considerando o ciclo hidrológico que a todo momento se completa em nosso planeta e como consequência disso nos fornece a água, na maioria das vezes purificada, percebe-se que a reutilização da água é algo natural. O crescente

consumo de água demanda uma forma de reutilização mais rápida e controlável, o que desperta o interesse de promover esta “purificação” de forma artificial.

Devido à vasta aplicação da água a sua qualidade para reutilização varia conforme a atividade que será empregada, o que implica em padrões diferentes para cada aplicação. No entanto, uma legislação unificada que contemple estes padrões ainda não é disponível no Brasil, o que certamente, limita o desenvolvimento das práticas de reúso.

Porém, esta não é uma realidade apenas brasileira, outros países também não apresentam essa regulamentação, ou ainda, Estados de um mesmo país apresentam legislações específicas, como é o caso dos Estados Unidos, o que também confundem os limites a serem cumpridos.

Segundo Norton-Brandão *et al*., (2013) apesar das tecnologias estarem disponíveis para o tratamento de efluentes para reúso na irrigação, a sua utilização na agricultura, na maioria dos casos, não é devidamente gerida e mesmo os países industrializados, onde recursos financeiros estão disponíveis, enfrentam dificuldades com a falta de uma definição completa de padrões de qualidade da água de irrigação, bem como à falta de componentes de monitoramento para determinar se o efluente é adequado para tal uso. Estes mesmos autores descrevem que para irrigação existem padrões de qualidade da água direcionados para cada cultura ou tipo de irrigação, porém, os parâmetros mais investigados são salinidade, patogenicidade, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e metais pesados, demonstrando que as tecnologias de tratamento a serem utilizadas são definidas a partir da aplicação que o efluente tratado se destina.

De forma geral, existe uma classificação primária básica quanto a reutilização de águas, a qual recebe as denominações de reúso direto ou indireto, os quais podem ser planejados ou não. No primeiro caso, após o tratamento o efluente é utilizado na atividade requisitada, no segundo, o efluente tratado é lançado no corpo hídrico, o qual mais tarde fará parte de alguma forma de aplicação ou tratamento.

De acordo com Rezende (2010) o reúso potável indireto não planejado é uma realidade no Brasil, isso por que os efluentes gerados em uma determinada região poderão ser o afluente da Estação de tratamento de água de outra região.

No Brasil muitas vezes os padrões de reúso de água seguem a norma estabelecida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) nº 13969/97, a

qual descreve sobre “Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação”. Nesta norma as formas de reúso de efluentes domésticos tratados recebem a seguinte classificação:

a) Classe 1: Lavagem de carros, usos com contato direto;

b) Classe 2: Lavagem de pisos, calçadas, irrigação de jardins, harmonia paisagística;

c) Classe 3: Descargas em vasos sanitários;

d) Classe 4: Irrigação de forrageiras, pomares, pastagens até 10 dias da colheita.

De acordo com Rezende (2010) alguns estados e municípios brasileiros apresentam dispositivos legais próprios para reúso de água para fins não potáveis, segundo o autor, os Estados de São Paulo, desde 2002 e do Espírito Santo desde 2004 dispõem de Lei sobre reúso de água, além dos municípios de Maringá no Paraná e da cidade de São Paulo, desde 2003.

Em nenhum das regulamentações brasileiras observa-se a presença de padrões para reúso potável. Já na legislação norte americana, observa-se formas de classificação mais elaboradas, como pode ser observado no Manual de reúso de água da USEPA (Agência de proteção Ambiental dos Estados Unidos) de 2012:

a) Reúso Urbano não restritivo: Irrigação de campos de esportes, jardins, parques, usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestrito ao público, descarga de vasos sanitários, combates a incêndios, lavagem de veículo, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar;

b) Reúso Urbano restritivo: Irrigação de parques, canteiros de rodovias e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais, usos na construção (compactação do solo, abatimento de poeira, preparação de argamassa e concreto);

c) Reúso agrícola: irrigação de culturas alimentares que são destinados ao consumo humano;

d) Reúso agrícola restritivo: Irrigação de culturas processadas antes do consumo humano ou não consumidos pelos seres humano;

e) Represamento: Balneabilidade, represamento da água para atividades de recreação;

f) Represamento restrito: Represamento onde o contato corporal é restrito;

g) Reúso ambiental: Utilização para criar, melhorar, manter ou aumentar a vazão dos corpos d'água, incluindo as zonas úmidas e habitats aquáticos;

h) Reúso industrial: Aplicações em instalações industriais, de produção de energia e de extração de combustíveis fósseis;

i) Reabastecimento de águas subterrâneas – Reutilização não potável: Utilização para recarregar os aquíferos que não são utilizados como fonte de água potável;

j) Reúso potável indireto: Reabastecimento de águas subterrâneas.

Cada categoria estabelece limites de contaminação físico-químicas e biológicas dos efluentes tratados, visando minimizar os riscos de contaminação do indivíduo exposto. Neste contexto, pode-se avaliar os riscos de exposição, conforme a Tabela 2.

Tabela 2 – Riscos à saúde relacionados ao tipo de reúso.

Tipo de reúso	Risco à saúde
Agrícola	Contaminação de consumidores de alimentos contaminados com organismos patogênicos e/ou substâncias químicas tóxicas; Contaminação direta dos trabalhadores; Contaminação do público por aerossóis; Contaminação de consumidores de animais que se alimentam de pastagens irrigadas, ou que sejam criados em lagoas contaminadas.
Industrial	Conexão cruzada entre sistemas de água potável e de reúso; Se utilizada como água de processo, pode haver contaminação de produtos comestíveis; Contaminação direta dos trabalhadores.
Recreacional	Doenças de veiculação hídrica, infecção nos olhos, ouvidos e nariz; Ingestão de contaminantes químicos ou irritação dos olhos e mucosas, devido aos efluentes industriais; Contaminação direta dos trabalhadores.
Recarda de aquífero	Contaminação de aquíferos utilizados como fonte de água potável; Contaminação direta dos trabalhadores.
Reúso Urbano Não Potável	Contaminação cruzada entre sistemas de água potável e de reúso; Contato com a água recuperada utilizada para irrigação de parques e jardins ou lavagem de ruas; Contaminação direta de trabalhadores.
Reúso Potável	Ingestão de contaminantes biológicos e químicos; Contaminação direta dos trabalhadores.

(RODRIGUEZ *et al.*, 2009 *apud* REZENDE, 2010)

Embora os padrões estabelecidos na maioria das vezes sejam muito restritivos, principalmente os de reúso potável, o desconhecimento e preconceito da população é visto como outro fator que dificulta o reúso de efluentes tratados.

Dolnicar *et al.*, (2010) (*apud* REZENDE, 2010) investigaram através de questionários a aceitação do público quanto a reutilização da água e observaram que após um treinamento dos entrevistado a respeito do sistema de tratamento a aceitação aumentou, o que demonstra que as eficiências das tecnologias de tratamento devem ser amplamente divulgadas.

2. OBJETIVO GERAL

Estudar em escala piloto um sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando coagulação/oxidação e dupla filtração, para fins de reúso.

2.1 Objetivos Específicos

- Investigar a possibilidade de substituição do peróxido de hidrogênio por APA no processo de coagulação fenton;
- Definir a dosagem ótima de CF, CF/APA e SF/APA para a coagulação/oxidação do efluente em estudo através de ensaios com *jar test*;
- Tratar o efluente gerado por reator UASB através da coagulação (CF e SF) ou da coagulação/oxidação (CF/APA e SF/APA) seguido de pós-tratamento por dupla filtração;
- Avaliar a eficiência do tratamento através de análises físico-químicas, e microbiológicas do efluente tratado;
- Propor possíveis alternativas para reúso do efluente tratado.

3. METODOLOGIA

A Figura 10 apresenta o fluxograma das etapas desenvolvidas neste trabalho:

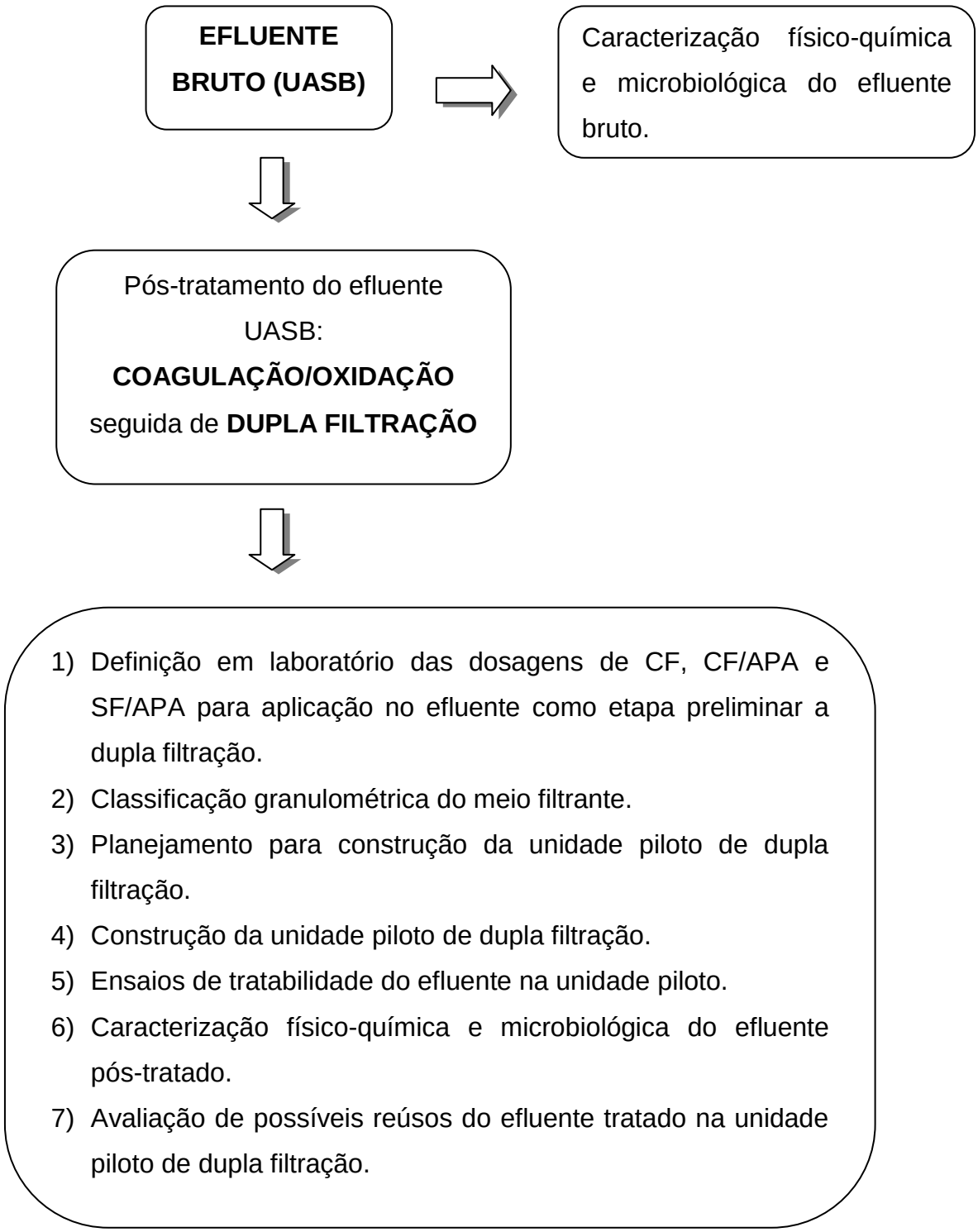


Figura 10 – Fluxograma geral das etapas desenvolvidas no trabalho.

3.1 Descrição da ETE estudada

O efluente estudado foi coletado do reator UASB da ETE Rio das Antas, a qual é operada pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) e está localizada na cidade de Irati (PR). Esta estação opera desde 1990 e atende a uma população de aproximadamente 40 mil habitantes, totalizando uma vazão de 50 $L.s^{-1}$. A ETE Rio das Antas possui tratamento primário, gradeamento e desarenador, e tratamento secundário composto por reatores UASB e Reator anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF), seguida de lagoa facultativa e unidade de secagem de lodo. O reator UASB em estudo tem vazão limite de 40 L/s e é responsável pelo tratamento de 50% do volume total de efluente enviado para lagoa de polimento. De acordo com a Figura 11.

Figura 11 – Foto da ETE Rio das Antas - SANEPAR, Irati/PR.

3.2 Definição da dosagem de coagulante e oxidante a serem utilizadas na unidade piloto

Os coagulantes utilizados foram cloreto férrico (CF) e sulfato ferroso (SF), e o oxidante ácido peracético (APA). Nas primeiras etapas a dosagem do coagulante SF foi investigada.

As dosagens de SF/APA a serem utilizadas foram definidas a partir de ensaio de coagulação seguida de sedimentação e coagulação seguida de filtração, ambos foram realizados em equipamento *Jar-test* utilizando o efluente do reator UASB, nas condições operacionais de mistura rápida 320 s^{-1}, por 30 segundos e gradiente de mistura lenta 18 s^{-1}, por 10 minutos. Nos ensaios com sedimentação foi utilizado o tempo de 10 minutos de sedimentação. O efluente estudado apresentou valores mínimos e máximos de turbidez de 108 a 147 NTU, Cor Aparente 1190 a 1308 UC, pH 7,1 a 7,57 e DQO 226 a 347mg/L.

Para o preparo das soluções foram utilizados Sulfato ferroso heptahidratado (BIOTEC), cloreto férrico hexahidratado (BIOTEC), Peróxido de Hidrogênio 33% m/v (BIOTEC) e APA 15% m/v (PROXITANE 1512). O pH de cada amostra foi ajustado com soluções de Hidróxido de sódio (BIOTEC) e Ácido Sulfúrico (FMAIA).

As metodologias adotadas para a caracterização do efluente seguem a descrição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (1998), conforme a Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos e bacteriológicos para avaliação da eficiência dos ensaios.

Parâmetros físico-químicos	**Método**
Ácido Peracético Residual (mg/L)	Espectrofotométrico (DPD)*
Ácidos voláteis (mg/L)	Titulação com hidróxido de sódio
Alcalinidade ($mgCaCO_3/L$)	Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico 2320B
Cloreto (mg/L)	Titulométrico 4500Cl^- B
Cloro Residual (mg/L)	Espectrofotométrico (DPD)*
Condutividade (µS/cm)	Potenciométrico
Cor Aparente e Verdadeira (uC)	Espectrofotométrico 2120C
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO (mg/L)	Oximétrico 5210B
Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg/L)	Espectrofotométrico 5220D
Ferro Total (mg/L)	Espectrofotométrico*
Fósforo Total (mg/L)	Espectrofotométrico 4500P E
Nitrogênio amoniacal (NH_3) (mg/L)	Destilação preliminar seguida de titulação com ácido sulfúrico 4500NH_3B C
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L)	Kjeldahl 4500N_{org} B
Oxigênio Dissolvido (OD) (mg/L)	Oximétrico 4500º G
pH	Potenciométrico 4500H^+ B
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	Filtração / Gravimétrico 2540 D
Sólidos Totais (mg/L)	Gravimétrico 2540B
Temperatura (ºC)	Leitura em termômetro de mercúrio
Turbidez (NUT)	Nefelométrico 2130 B
Sulfato (mg/L)	Precipitação por sulfato de bário (Kit HACH)
Parâmetros microbiológicos	**Método**
Clostridium perfringens (NMP/100mL)	Tubos Múltiplos (CETESB, 1993 – método L5.213)
Colifagos (UFP/100mL)	CETESB (1990 – método L5.225)
Coliformes Fecais (UFC/100mL)	Membrana Filtrante 9222B
Coliformes Totais (UFC/100mL)	Membrana Filtrante 9222B

Metodologias contidas em *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th* (APHA/AWWA,1998); * Kit precisionslab

Os ensaios são iniciados com as configurações de coagulação/sedimentação, as quais fornecem informações para os ensaios de coagulação/filtração, as configurações estudadas estão descritas na Tabela 4.

Tabela 4 – Ensaios de coagulação/sedimentação para pré-definir as dosagens de SF/APA.

Tratamento	SF (mg/L)	pH	APA (mg/L)	H_2O_2 (mg/L)	Parâmetros avaliados
1	40; 60; 80; 100; 150; 200; 240; 260; 280; 300 e 320	8	0	0	Turbidez, cor aparente e DQO
2	150	5; 6; 7; 8; 8,5 e 9	0	0	
	200	5; 6; 7; 8; 8,5 e 9	0	0	
	220	5; 6; 7; 8; 8,5 e 9	0	0	
	240	5; 6; 7; 8; 8,5 e 9	0	0	
	260	5; 6; 7; 8; 8,5 e 9	0	0	
3	150	3	0	150	
	220		0	350	
	150		50	0	
	220		50	0	
4	150	3; 4; 5; 6; 7; 8 e 9	50	0	Turbidez, cor aparente e verdadeira, DQO e fósforo total
5	150	4	20	0	

Nesta primeira etapa a comparação entre APA e peróxido de hidrogênio também são avaliados.

Em seguida, os ensaios de coagulação/filtração foram avaliados em pH natural, supondo que a filtração pudesse gerar maiores remoções e com isso a etapa de ajuste de pH poderia ser eliminada. Diferentes dosagens de APA também foram utilizadas para avaliar o potencial de oxidação do APA.

A etapa de filtração foi realizada após a floculação. Ainda sob agitação lenta o efluente era coletado com o auxílio de um béquer de 50 mL e logo em seguida filtrado em papel qualitativo faixa branca JP 40 (velocidade média de filtração), esta etapa foi uma adaptação do método proposto por Di Bernado *et al*., (2002). Conforme a Figura 12.

Figura 12 – Foto do equipamento *Jar test* e da simulação de filtração após a coagulação do efluente, através de papel filtro com velocidade média de filtração.

A Tabela 5 apresenta as configurações realizadas.

Tabela 5 – Ensaios de coagulação/filtração para avaliar diferentes dosagens de SF/APA.

Tratamento	SF (mg/L)	pH	APA (mg/L)	Parâmetros avaliados
6(T)	50	pH natural do efluente (7,4)	50; 100 e 150	pH, OD, turbidez, cor aparente, fósforo total, DQO, Absorbância em 254 nm, E. *coli*, Coliformes Totais (CT), ferro total e APA
	100		50; 100 e 150	
	150		50; 100 e 150	
7	150	pH natural do efluente (7,4)	0; 5; 10; 20; 30 e 40	DQO, fósforo total, turbidez, cor aparente, E. coli e CT
	200		0; 5; 10; 20; 30 e 40	
	250		0; 5; 10; 20; 30 e 40	
8 (T)	200	pH natural do efluente (7,4)	10 e 30	pH, OD, turbidez, cor aparente, fósforo, DQO e as concentrações residuais de ferro total e APA
	250		10 e 30	
	300		10 e 30	

Os parâmetros pH, OD foram medidos antes da filtração, devido ao pequeno volume coletado de cada experimento após a filtração.

Na terceira etapa foram realizados ensaios para redução da dosagem SF e para definição da dosagem de CF. Ensaios comparativos entre SF e CF auxiliaram no estabelecimento das dosagens finais. A Tabela 6 apresenta as configurações avaliadas.

Tabela 6 – Ensaios de coagulação/filtração para definição das dosagens de SF, CF e APA.

Trata-mento	SF (mg/L)	CF (mg/L)	pH	APA (mg/L)	H_2O_2 (mg/L)	Sequência[1]	Parâmetros avaliados
9	250	0	pH natural do efluente (7,4)	10	0	1	OD, turbidez, cor aparente, fósforo e DQO
	250	0		0	10	1	
	250	0		0	0	1	
	0	258		10	0	1	
	0	258		0	10	1	
	0	258		0	0	1	
10	150	0	pH natural do efluente (7,1)	10	0	1	Turbidez, cor aparente, e DQO
	150	0		10	0	2	
11	80; 100 e 120	0	pH natural do efluente (7,1)	0	0	2	Turbidez
	25; 40; 50; 80 e 100	0		5	0	2	
	25; 40; 50; 80; 100; 120; 150 e 250	0		10	0	2	
	50; 80 e 100	0		20	0	2	
12	80	0	4; 5; 5,5; 6; 7; 8; e 9	10	0	2	pH, turbidez, cor aparente e DQO
	60	0	5,5	10	0	2	
	50	0	5,5	10	0	2	
	40	0	5,5	10	0	2	
	60	0	5,5	5	0	2	
	80	0	5,5	5	0	2	
	80	0	5,5	8	0	2	
13	0	50	pH natural do efluente (7,1)	0	0	2	
	0	82,5		0	0	2	
	0	100		0	0	2	
14	0	82,5	4; 5; 5,5; 6; 7; 8; e 9	10	0	2	

A sequência refere-se a ordem que os coagulantes e os oxidantes foram adicionados: (1) coagulante e oxidante adicionado no efluente; (2) oxidante adicionado na solução do coagulante e a mistura adicionada no efluente, sendo esta mistura aplicada logo após a junção dos reagentes, caso contrário o ferro precipitava antes ainda no béquer.

3.2.1 Análise estatística dos dados obtidos em laboratório

A análise estatística aplicada nos dados obtidos nos ensaios em *jar test* foi a análise fatorial, a qual foi realizada mediante a matriz de correlação de dados. O

critério das raízes latentes (Kaiser) foi utilizado para determinar o número de fatores na análise, o qual considera como fatores os autovalores (*eingevalue*) maiores que 1. A correlação das variáveis com os fatores foi determinada mediante o produto do autovetor correspondente a variável pela raiz do autovalor (ZAR, 1999).

A interação entre SF e APA foi avaliada através de uma ANOVA de múltiplos fatores, com 95% de confiança.

Estas análises foram realizadas utilizando o programa STATGRAPHICS Plus 5.1.

Os gráficos de superfícies de respostas foram realizados utilizando o programa STATISTICA 7.

3.3 Pós-tratamento do Efluente: Classificação do meio filtrante e Instalação da unidade piloto de dupla filtração (DF)

A instalação da DF foi realizada em parceria com a SANEPAR, a qual disponibilizou a estrutura para instalação da unidade piloto, como estrutura física, elétrica e hidráulica (canalização para coleta do efluente na saída do UASB).

Os meios filtrantes foram dispostos em dois tubos de acrílico de diâmetros de 150 mm, com placas de fundo perfuradas para distribuição uniforme do efluente UASB. Foram instalados 4 piezômetros no filtro de pedregulho, um para cada camada e 8 para o filtro de areia, distribuídos em intervalos de 10 cm, sendo o último posicionado na lâmina de água. Um reservatório com capacidade para 50 L foi colocado na saída da unidade piloto, para acumulação do efluente filtrado para retrolavagem, quando este reservatório estava completo um segundo reservatório com capacidade de 100L era utilizado. Quando ultrapassado este volume o efluente tratado era extravasado para o ralo e descartado. Os componentes da instalação piloto podem ser observados na Figura 13 (a, b e c).

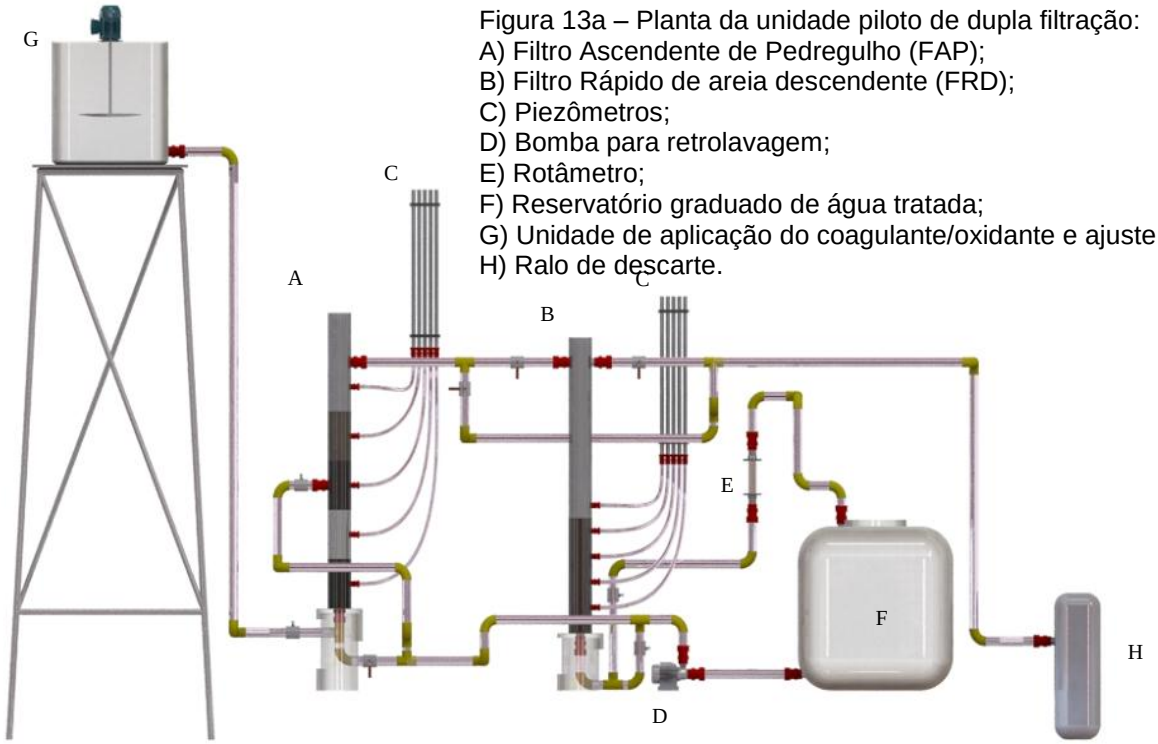


Figura 13a – Planta da unidade piloto de dupla filtração:
A) Filtro Ascendente de Pedregulho (FAP);
B) Filtro Rápido de areia descendente (FRD);
C) Piezômetros;
D) Bomba para retrolavagem;
E) Rotâmetro;
F) Reservatório graduado de água tratada;
G) Unidade de aplicação do coagulante/oxidante e ajuste de pH.
H) Ralo de descarte.

Figura 13b – Torre de entrada do efluente, com 3 m de altura.

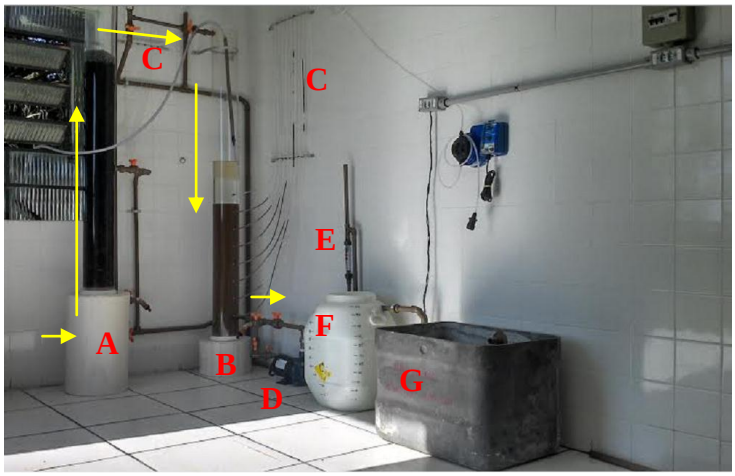


Figura 13c – Sistema de dupla filtração.
A) Filtro de Pedregulho Ascendente (FAP);
B) Filtro Rápido de areia descendente (FRD);
C) Piezômetros;
D) Bomba para retrolavagem;
E) Rotâmetro;
F) Reservatório de permeado para retrolavagem;
G) Reservatório de permeado para análise.

Figura 13 – Planta da Unidade Piloto (13a). Fotos da unidade piloto: vista externa (13b); vista interna (13c).

A Tabela 7 apresenta as características e espessura da camada filtrante do filtro ascendente de pedregulho (FAP).

Tabela 7 – Características e espessura da camada filtrante do FAP.

Tamanho dos grãos (mm)	Espessura da subcamada (cm)
19,1 a 38,1	30
9,52 a 19,1	30
4,8 a 9,52	30
2 a 4,8	30

O filtro rápido descendente (FRD) é constituído unicamente de areia, e possui as seguintes características:

- Espessura da camada = 0,7 m;
- Tamanho dos grãos (Diâmetro mínimo e máximo) = 0,30 a 1,19 mm;
- Diâmetro efetivo = 0,30 mm;
- Coeficiente de uniformidade = 1,99 mm.

Sendo o diâmetro efetivo do meio filtrante a abertura da malha (peneira) que retém 90% da amostra e o coeficiente de uniformidade a abertura da malha que retém 40% da amostra dividido pelo diâmetro efetivo.

As taxas de filtração adotada foi de 150 m^3/ m^2.dia no FAP e 150 m^3/ m^2.dia no FRD. A taxa de filtração é calculada pela vazão em m^3/dia do afluente, dividida pela área da seção transversal do filtro (sendo o diâmetro do filtro de 150 mm).

As classificações granulométricas do pedregulho e a areia foram realizados no Laboratório de Solos e Pavimentação do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), por meio de peneiramento manual, utilizando peneiras padronizadas, de acordo com cada granulometria desejada.

O sistema de retrolavagem da DF foi realizado por uma bomba centrífuga de monoestágio, sendo utilizado o efluente tratado na piloto para retrolavagem dos filtros. Neste sistema a retrolavagem dos filtros poderia ser feita simultaneamente ou individualmente, dependendo da necessidade do sistema, sendo que a frequência e a vazão de água utilizada foram controladas manualmente.

A coagulação foi realizada em um reservatório com capacidade para 250 L colocado na torre construída para a entrada do efluente bruto. Primeiramente, 100 L do efluente era acidificado até pH 5,5 (com ácido sulfúrico) em seguida este efluente acidificado era vertido, juntamente com o coagulante/oxidante, no reservatório interligado com o sistema de dupla filtração.

3.4 Ensaios de tratabilidade na unidade DF

O funcionamento da unidade piloto de filtração foi primeiramente testado com água de abastecimento para corrigir possíveis vazamentos e para treinamento de operação. O primeiro ensaio com o efluente de estudo foi realizado através de um ensaio preliminar, utilizando 100 L do efluente, CF 82,5 mg/L e APA 8 mg/L em pH natural, porém os resultados obtidos foram visivelmente ruins e o ensaios não foi continuado. Então, testou-se a configuração CF 82,5 mg/L e APA 8 mg/L em pH 5,5, conforme os ensaios obtidos em laboratório.

Após a observação deste ensaio preliminar, a condição CF 82,5 mg/L e APA 8 mg/L em pH 5,5, foi novamente realizada em conjunto com duas novas condições: CF 82,5 mg/L e SF 80 mg/L, ambos com APA 8 mg/L e em pH 5,5. Estas condições foram realizadas em triplicata, sendo cada repetição realizada em dias diferentes. Para a comparação das condições (CF, CF / APA e SF / APA), obrigatoriamente, em cada dia as três condições eram testadas, para que não houvesse grande variação do efluente. Sendo assim, este conjunto de ensaios foi realizado em três dias, dois dias sem chuva e um dia com chuva, com a pretensão de avaliar os tratamentos considerando as variações naturais do efluente de entrada.

A unidade piloto foi operada em regime de batelada e não de fluxo contínuo.

Os parâmetros avaliados antes e depois dos tratamentos são apresentados na Tabela 3, disposta na metodologia.

3.4.1 Análise estatística dos dados obtidos na DF

Os ensaios realizados na unidade piloto de dupla filtração foram interpretados através de uma análise de variância (ANOVA) univariada. Esta análise estatística teve o objetivo de comparar os resultados obtidos em cada um dos ensaios e verificar a existência, ou não, de diferenças significativas estatisticamente entre os tratamentos, com 95% de confiança.

Para validar os resultados obtidos com a ANOVA, foi utilizado o “Levene’s test”, um teste estatístico que avalia se os dados experimentais não violam as premissas estabelecidas para realização de um teste estatístico de variância.

Para os parâmetros que mais influenciaram nos resultados com os diferentes

coagulantes foi utilizado o método estatístico multivariado denominado análise fatorial realizada mediante a matriz de correlação de dados. O tipo de fatoriamento adotado foi o de componentes principais, onde os fatores adotados obedecem o critério das raízes latentes (critério de Kaiser) o qual considera como fatores os autovalores (*eingevalue*) maiores que 1. A correlação das variáveis com os fatores foi determinada mediante o produto do autovetor correspondente a variável pela raiz do autovalor (ZAR, 1999).

Ambos os testes foram realizados utilizando o programa STATGRAPHICS Plus 5.1.

3.4.2 Estudos de vazão da DF

A avaliação do fluxo de tratamento da unidade piloto, foi obtido através de um estudo de vazão utilizando a condição CF 82,5 mg/L em pH 5,5. Foram utilizados 1000 L de efluente, totalizando 4 horas de operação.

Durante as retrolavagens do filtro de areia, a água tratada pelo filtro de pedregulho era extravasada para o ralo, isto porque, se a entrada do afluente fosse interrompida a retomada do funcionamento não tinha força suficiente para empurrar a coluna de água do filtro de pedregulho e somente com o esgotamento deste filtro o sistema retornava a funcionar. Por isso dos 1000 L utilizados, aproximadamente 140 L, não passaram pelo filtro de areia, devido as retrolavagens, e outros 70 L também foram descartados após o filtro de pedregulho devido a necessidade de um reparo no filtro de areia.

Ainda no final do ensaio foram descartados do reservatório onde era realizada a coagulação 40 L de efluente com o lodo flotado concentrado e 30 L do efluente que preenchiam os filtros no término do ensaio.

Totalizando assim 720 L de efluente que passaram pelo tratamento completo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Resultados obtidos através dos ensaios de coagulação seguida de sedimentação

Para delimitar as dosagens de SF a serem aplicadas no efluente foram avaliadas as dosagens entre 40 a 320 mg/L em pH 8, esta faixa de pH foi fundamentada nos estudos de Perdigón-Melón *et al*., (2010) os quais obtiveram bons resultados de coagulação com SF em efluente industrial.

A Figura 14 apresenta os resultados obtidos.

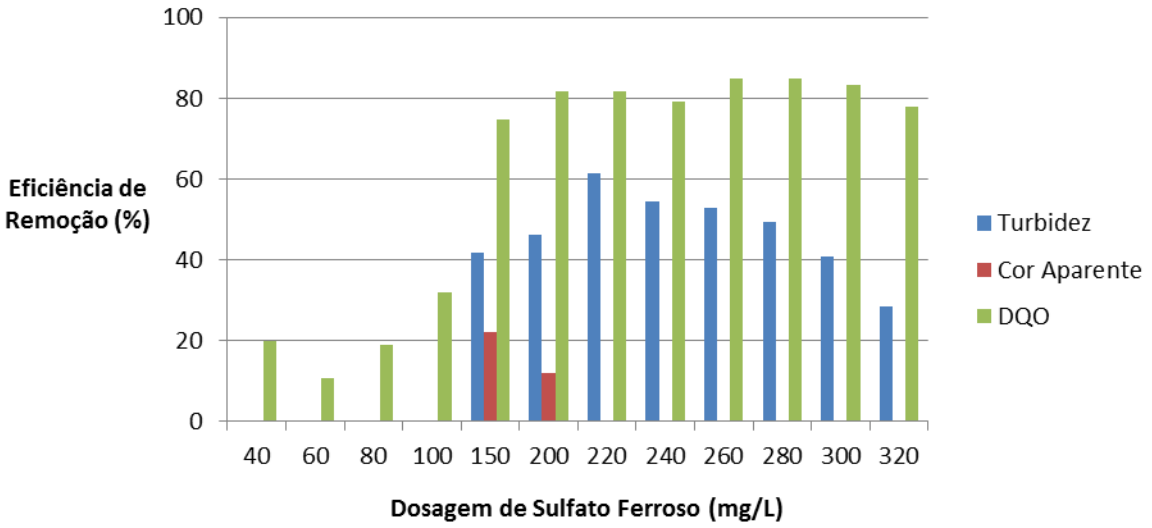


Figura 14 – Eficiência do SF para remoção de Turbidez, Cor Aparente e DQO no efluente em pH 8, variando a concentração do coagulante.

De acordo com a Figura 14 os melhores resultados obtidos em pH 8 para turbidez e DQO foram entre 150 e 280 mg/L de SF. Nos parâmetros cor aparente e turbidez alguns resultados foram maiores que o da amostra bruta, por isso não são observados na Figura 14, este aumento se dá pela presença do Fe^{3+} de coloração alaranjada e pela formação de flocos que não são suficientemente pesados para sedimentar, e acabam aumentando, respectivamente a cor e a turbidez.

A faixa ótima de pH para este coagulante foi confirmada fazendo a varredura deste intervalo de dosagens em 6 valores de pH diferentes (5; 6; 7; 8; 8,5 e 9), onde os resultados obtidos são apresentados na Figura 15.

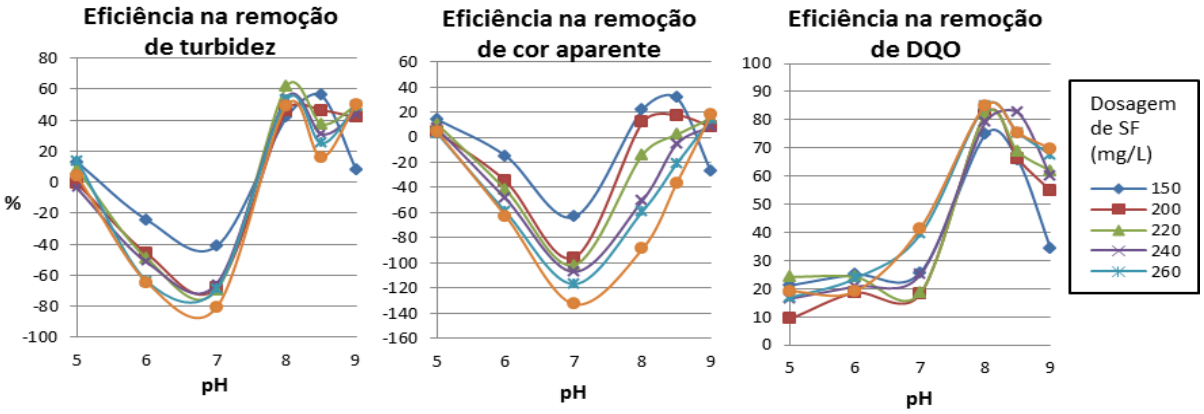


Figura 15 – Eficiência do SF para remoção de Turbidez, Cor Aparente e DQO no efluente, variando pH e a concentração do coagulante.

De forma geral, em pH 8 foram observadas as melhores eficiências do coagulante para a maioria das dosagens aplicadas no efluente em estudo, confirmando a escolha desta faixa de pH para delimitação de dosagem de SF.

A dosagem de SF selecionada para realizar o ensaio combinado com APA foi a de 150 mg/L priorizando uma dosagem menor de SF, visto que, os resultados obtidos nas dosagens maiores de SF não foram suficientemente melhores para justificar uma maior demanda do coagulante.

A dosagem de APA (50 mg/L) foi adotada considerando a dosagem de peróxido de hidrogênio utilizada por DE JULIO *et al*., (2005) os quais obtiveram bons resultados de coagulação, em água, utilizando a estequiometria de 1 mol de Fe para 1 a 3 mols de H_2O_2. As dosagens testadas foram de SF 150 mg/L para H_2O_2 150 mg/L e SF 220 mg/L para H_2O_2 350 mg/L.

Como o APA 15% tem em sua composição 23% de H_2O_2, uma solução de 50 mg/L de APA conterá também 75 mg/L de H_2O_2, por isso utilizou-se uma dosagem menor de APA para a coagulação com SF, objetivando uma comparação com maior equivalência dos oxidantes.

A Tabela 8 apresenta os resultados do ensaio comparativo entre a coagulação de SF com H_2O_2 e APA.

Tabela 8 – Comparação entre a coagulação com SF/ H_2O_2 e SF/APA.

pH	SF (mg/L)	Oxidante (mg/L)	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (UC)	DQO (mg/L)	Velocidade Sedimentação
3	150	APA 50	32,7	367	68	1,2 cm/min
3	150	H_2O_2 150	40	405	37	0,6 cm/min
3	220	APA 50	21,5	260	62	1,2 cm/min
3	220	H_2O_2 350	39,5	363	86	0,6 cm/min
7,1*	**0**	**0**	**124***	**1190***	**236***	**0**

* Valores obtidos para o efluente bruto.

O aumento da concentração de peróxido de hidrogênio resultou em valores maiores de DQO, Nogueira *et al*., (2007) explicaram isso como a atuação do peróxido de hidrogênio em excesso como um sequestrador de radical hidroxila, e formador do radical hidroperoxila (HO_2•), o qual apresenta um menor potencial de redução (E^o = 1,42 V) que HO•, além disso, a concentração de Fe^{2+} no meio é baixa em relação à de Fe^{3+}, e como a reação entre Fe^{3+} e H_2O_2 é muito mais lenta que a decomposição de H_2O_2 na presença de Fe^{2+} o processo de degradação é prejudicado.

Neste ensaio o gradiente de mistura lenta foi 50 s^{-1} por 30 minutos, para que houvesse um tempo maior de oxidação. O pH 3 recomendado para reação fenton foi adotado, porque de acordo com Upadhyay e Mistry (2012), a faixa de pH ótima da reação fenton ocorre entre pH 3 e pH 6. A queda na eficiência em pH básico é atribuído à transição do ferro de íon ferroso hidratado a uma espécie férrica coloidal, nesta última forma, o ferro cataliticamente decompõe o peróxido de hidrogênio em oxigênio e água, sem formar os radicais hidroxila.

A combinação SF(150)/APA(50) apresentou as melhores eficiências de remoção de turbidez e cor, no entanto, SF(150)/H_2O_2(150) apresentou maior eficiência de remoção da DQO no efluente, o que é justificável pela carga orgânica do APA. Uma solução de APA 50mg/L apresenta uma DQO teórica de 140 mg/L (KITIS, 2004).

Considerando os tempos de sedimentação dos flocos formados na coagulação, foi observado que SF(150)/APA(50) apresentou velocidade de sedimentação maior que SF(150)/H_2O_2 (150), respectivamente 1,2 cm/min e 0,6 cm/min. Estes resultados indicam que com SF(150)/APA(50) os flocos formados foram mais densos, e uma possível hipótese para isso seria a formação de complexos orgânicos de ferro. De acordo com Kwon *et al*., (1999), metais ferrosos e férricos em água formam prontamente complexos estáveis com substâncias orgânicas, sendo assim, uma parte dos ácidos orgânicos e de outros produtos orgânicos do efluente podem complexar com espécies de ferro impedindo o ciclo redox (Fe^{2+} / Fe^{3+}) formando complexos estáveis.

Geralmente, o processo de oxidação Fenton é composto por quatro fases: ajuste do pH, reação de oxidação, neutralização e coagulação, e precipitação. Assim, as substâncias orgânicas são removidas em duas fases a de oxidação e de

coagulação, sendo a eficiência na remoção de DQO maior pela coagulação com a formação de complexos de hidróxido de ferro do que com a oxidação pela reação com peróxido de hidrogênio (BIGDA, 1995; LEE *et al*., 1996 *apud* KANG e HWANG *et al.*, 2000).

Para avaliar o pH ótimo em que ocorre esta coagulação outras faixas de pH foram testadas para a reação SF/APA, utilizando as dosagens de 150 m/L e 50 mg/L, respectivamente. Os resultados obtidos são observados na Figura 16.

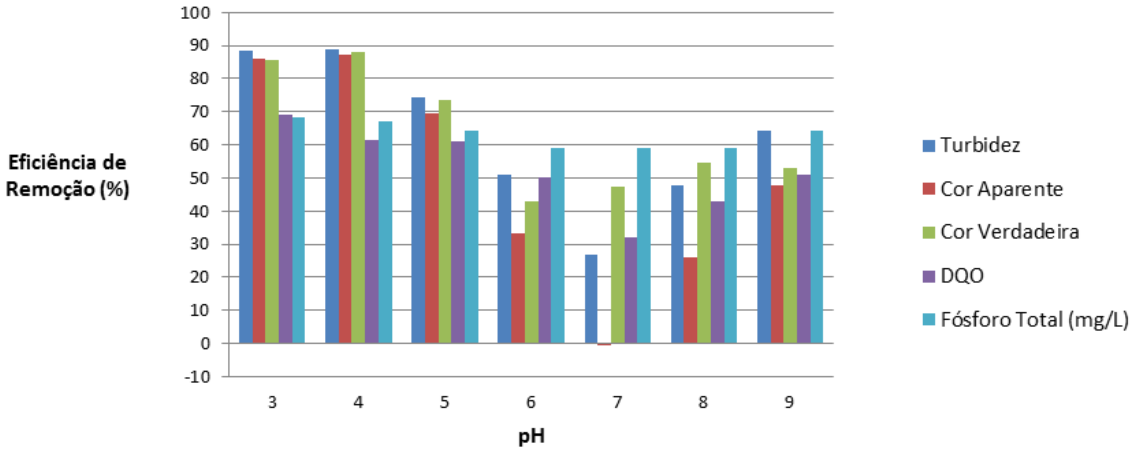


Figura 16 – Eficiência de remoção de Turbidez, Cor e DQO com SF(150)/APA(50) em diferentes faixas de pH.

Um ensaio com SF (150mg/L) e APA em menor concentração (20 mg/L) foi realizado para observar a participação do APA no processo coagulante. A Figura 17 demonstra os valores obtidos.

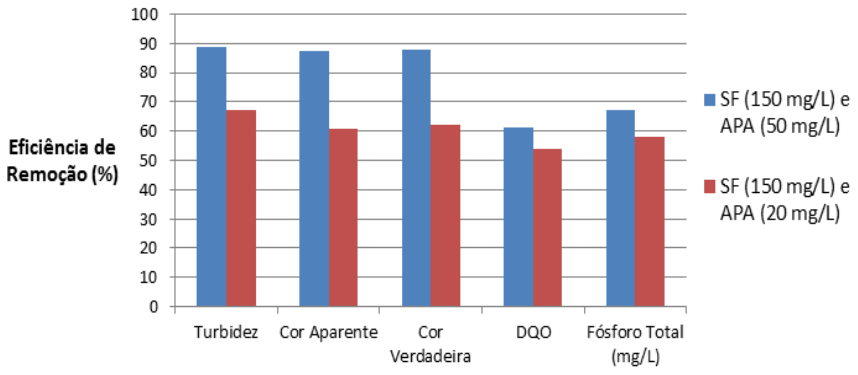


Figura 17 – Comparação entre SF(150)/APA(50) e SF(150)/APA(20) em pH 4.

A redução na concentração de APA aplicada resultou em eficiências de remoção menores em todos os parâmetros avaliados, fornecendo indícios da

contribuição dos radicais alcoxila (RO•) e peroxila orgânico (RO_2•) gerados na reação entre APA e os íons Fe^{2+} no processo de coagulação do efluente. Outro fato importante a ser observado, é que mesmo reduzindo a dosagem de APA em 60% ($DQO_{teórica}$ = 84 mg/L) não foi obtido um valor de DQO inferior ao alcançado pela dosagem de 50 mg/L de APA.

Para avaliar a contribuição do APA na coagulação combinada com SF, a Figura 18 apresenta um comparativo com SF em diferentes dosagens e faixas de pH na presença e na ausência de APA.

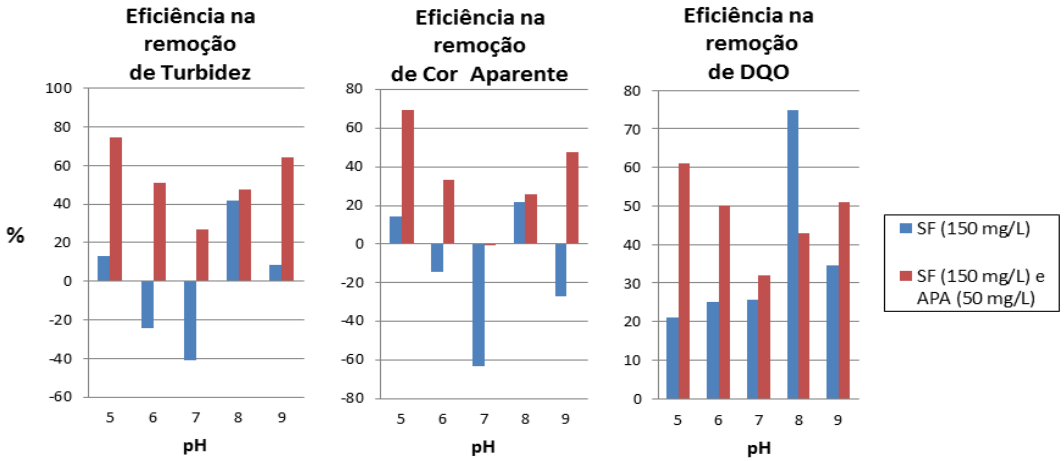


Figura 18 – Participação do APA na coagulação com SF.

Em faixas mais baixas de pH a eficiência de SF/APA foi maior, podendo ser comparada a reação Fenton. De acordo Pignatello, 1992 (*apud* NOGUEIRA *et al*., 2007), a faixa ótima de pH da reação Fenton está entre 2,5 a 3, isto porque, em faixas de pH acima de 3 ocorre a precipitação do Fe^{3+}, então, com o aumento do pH a interação entre o oxidante e os íons Fe^{3+} diminui, reduzindo a formação de HO•, em faixas de pH abaixo de 2,5 a velocidade de degradação também diminuirá, devido a alta concentração de H^+, o qual pode sequestrar os radicais hidroxila gerados e formar água.

A comparação entre a coagulação com SF, SF/APA e SF/ H_2O_2 é apresentada na Figura 19, a qual representa os melhores resultados obtidos na coagulação do efluente em estudo.

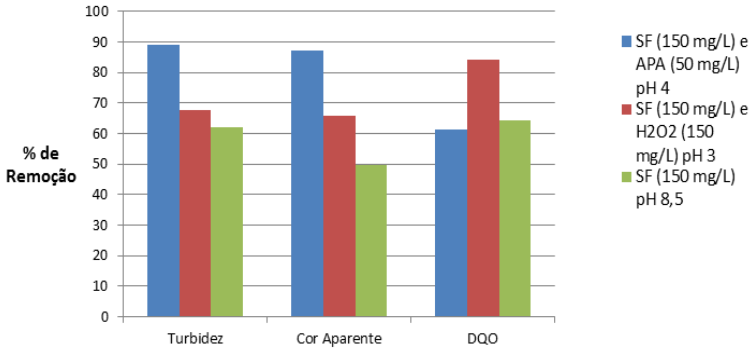


Figura 19 – Comparação dos melhores resultados obtidos de SF, SF/APA e SF/H_2O_2.

Comparando os três tratamentos em suas melhores condições, observa-se que o SF/APA apresentou melhores resultados de Turbidez e Cor aparente, porém quanto a DQO apresentou eficiência próxima a do SF e 13% menor que o SF/H_2O_2.

No entanto, como observado na Figura 16, o aumento da concentração do APA não aumentou o valor da DQO. Desta forma os resultados sugerem que concentrações maiores de APA podem ser testadas para um possível aumento na coagulação do efluente, conforme os próximos ensaios.

4.2 Resultados obtidos através dos ensaios de coagulação seguida da simulação de filtração

Neste estudo foram realizados sete ensaios, no primeiro foram utilizadas três dosagens de APA (50, 100 e 150mg/L) e três dosagens de SF (50, 100 e 150mg/L) combinadas. As nove combinações foram realizadas no pH natural do efluente.

No ensaio 1 o efluente bruto apresentou as seguites características: pH = 7,4; OD à 21ºC = 4,96 mg/L; Turbidez = 89 NTU; Cor aparente = 460 uC; Fósforo total = 6,8 mg/L; DQO = 126 mg/L; ABS em 254 nm = 0,23; E. *coli* = $1{,}4.10^6$ (UFC/100mL); CT = $3{,}0.\ 10^6$ (UFC/100mL); Sólidos Suspensos Totais (SST) = 41 mg/L e Sólidos Totais (ST) = 450 mg/L. Apenas com a filtração em papel filtro, sem a adição de SF ou APA a Turbidez foi reduzida para 13,7 NTU, a cor aparente para 209 uC e DQO para 75 mg/L, evidenciando a necessidade de um pré-tratamento para otimização da filtração.

A Tabela 9 apresenta os resultados obtidos nas nove combinações realizadas, com os valores de desvio padrão (*sd*) das triplicatas.

Tabela 9 – Resultados obtidos no ensaio 1 da coagulação seguida de filtração.

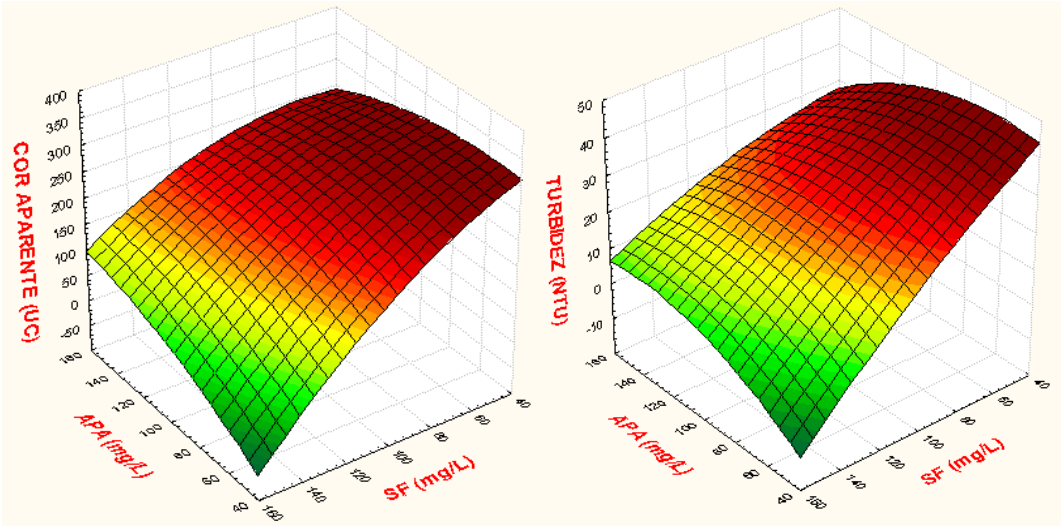
	APA	SF	pH± *sd*	OD± *sd*	TUR± *sd*	COR±*sd*	P ± *sd*	DQO±*sd*	ABS± *sd*	E.coli±*sd*	CT± *sd*
1	50	50	6,62±*0,04*	9,65±*0,21*	42,4±*2,8*	303±*17*	5,4±*0,2*	175±*6*	0,21±*0,02*	3,0±*3,0*	18,7±*11,4*
2	50	100	6,54±*0,02*	11,61±*0,38*	15,6±*0,5*	147±*6*	2,1±*0,09*	184±*19*	0,21±*0,02*	4,0±*2,0*	17,7±*2,1*
3	50	150	6,39±*0,08*	12,69±*0,11*	**3,0**±*0,5*	**46**±*6*	**0,3**±*0,07*	**162**±*3*	0,18±*0,01*	13,0±*7,7*	39,0±*6,2*
4	100	50	6,36±*0,05*	15,75±*0,10*	43,8±*2,7*	322±*17*	6,4±*0,2*	272±*9*	0,24±*0,01*	< 1±*0*	2,0±*3,5*
5	100	100	6,35±*0,02*	19,04±*0,01*	27,6±*2,1*	232±*10*	5,2±*0,1*	252±*17*	0,23±*0,02*	< 1±*0*	0,7±*1,2*
6	100	150	6,15±*0,03*	21,21±*0,27*	4,1±*1,9*	47±*11*	0,5±*0,2*	262±*6*	0,20±*0,00*	< 1±*0*	8,0±*6,0*
7	150	50	6,22±*0,01*	21,18±*0,68*	25,5±*1,1*	225±*7*	6,5±*0,2*	391±*2*	0,54±*0,05*	< 1±*0*	4,7±*2,5*
8	150	100	6,15±*0,02*	26,31±*1,17*	28,0±*2,6*	252±*18*	5,6±*0,2*	370±*11*	0,41±*0,07*	< 1±*0*	0,7±*1,2*
9	150	150	5,97±*0,02*	27,18±*0,76*	9,3±*0,7*	121±*3*	1,5±*0,02*	346±*13*	0,24±*0,01*	< 1±*0*	< 1±*0*
Bruto	**0**	**0**	**7,40**	**4,96**	**89,0**	**460**	**6,8**	**126**	**0,23**	**$1,4.10^6$**	**3.10^6**

OD à 21ºC (mg/L); Turbidez (NTU); Cor aparente (uC); P = Fósforo total (mg/L); DQO (mg/L); ABS em 254 nm; E. coli (UFC/100mL); CT (UFC/100mL).

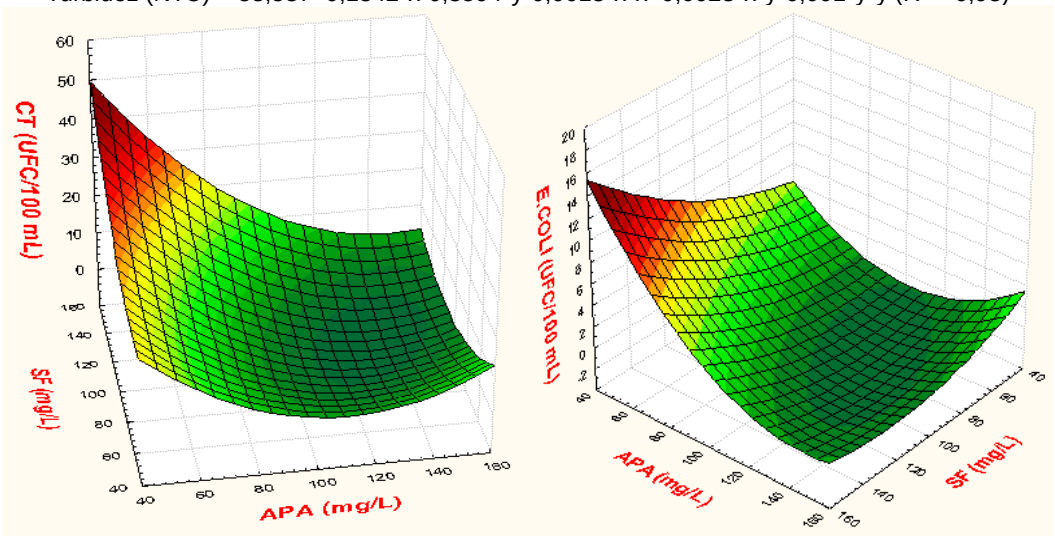
Os melhores resultados obtidos foram observados na combinação 3 onde houve a remoção de 96,6% da turbidez, 90% da cor aparente e 95,6% do fósforo total do efluente, no entanto, a DQO teve um aumento de 28,6%, isso porque uma solução de APA 50mg/L apresenta uma DQO teórica de 140 mg/L, tornando possível o aumento da DQO do efluente.

Quanto à desinfecção do efluente observou-se que em concentrações mais altas de APA e SF houve a inativação total dos microrganismos avaliados, porém a DQO do efluente foi praticamente triplicada, o que torna essa combinação não aplicável.

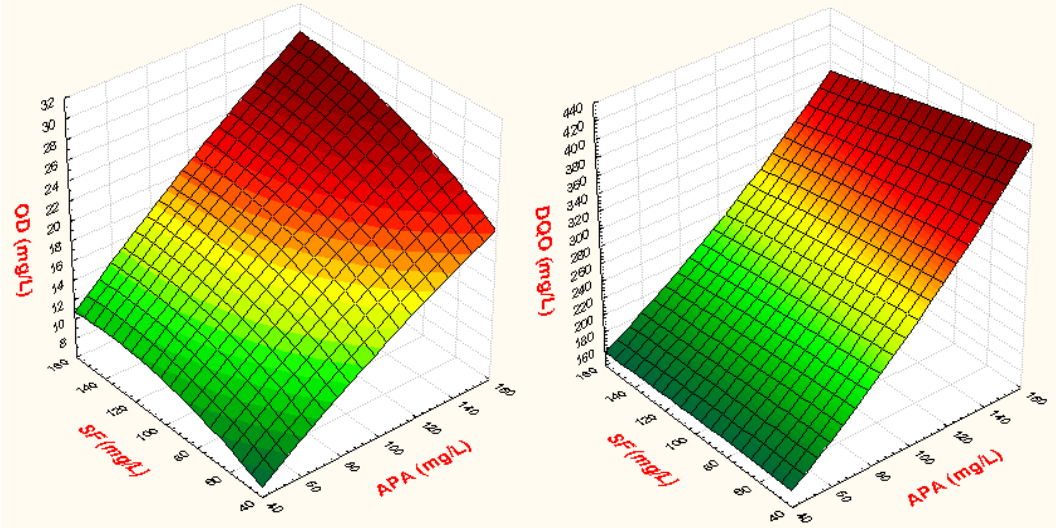
Os dados da Tabela 9 podem ser observados em gráficos de superfícies de respostas na Figura 20.



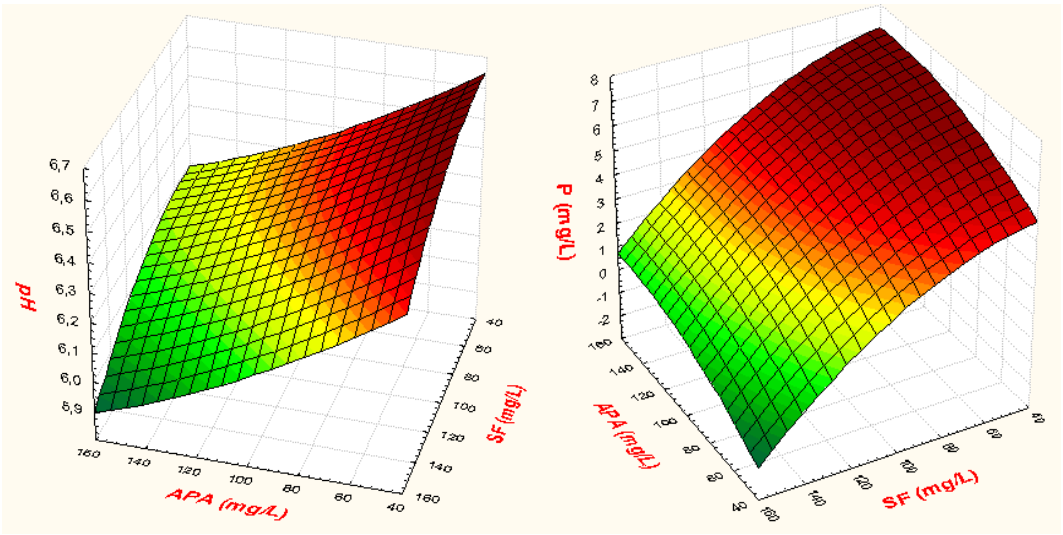
Cor Aparente (uC) = 349,5185+0,2389*x-1,0067*y-0,0071*x*x+0,0152*x*y-0,0132*y*y (R^2 = 0,98)
Turbidez (NTU) = 53,587+0,1342*x-0,3594*y-0,0018*x*x+0,0023*x*y-0,001*y*y (R^2 = 0,98)



E. *coli* (UFC/100mL) = 11,1111-0,2333*x+0,0267*y+0,0013*x*x-0,001*x*y+0,0005*y*y (R^2 = 0,79)
CT (UFC/100mL) = 53,2963-0,7744*x-0,1356*y+0,004*x*x-0,0025*x*y+0,0023*y*y (R^2 = 0,85)



OD (mg/L) = -2,5174+0,1512*x+0,1023*y-0,0002*x*x+0,0003*x*y-0,0004*y*y (R^2 = 0,99)
DQO (mg/L) = 91,7407+1,53*x+0,1622*y+0,0038*x*x-0,0033*x*y-0,0003*y*y (R^2 = 0,98)



Fósforo (mg/L) = 2,8937+0,0557*x+0,0124*y-0,0002*x*x+8E-6*x*y-0,0003*y*y (R^2 = 0,99)
pH = 6,8074-0,006*x+0,0027*y+1,1556E-5*x*x-3E-6*x*y-2,3111E-5*y*y (R^2 = 0,96)

Figura 20 – Gráficos de superfícies de respostas e suas respectivas equações, utilizando SF/APA.

Através dos gráficos de superfícies de respostas foram possíveis observar comportamentos semelhantes entre a remoção de turbidez e cor aparente do efluente, assim como entre a inativação de *E. coli* e CT de acordo com cada combinação. As equações obtidas através da modelagem dos resultados de cada parâmetro permite prever resultados com outras combinações dentro da faixa de concentração avaliada. Os modelos gerados são descritos por uma função quadrática, a qual demonstrou uma melhor aderência dos dados, avaliada pelo R^2. Através da análise de variância (ANOVA) observou-se que todas as combinações apresentaram resultados com diferenças significativas entre si, ou seja, a combinação de diferentes dosagens de APA e SF influenciam nos resultados obtidos. A interação entre o APA e SF ocorreram em todos os parâmetros avaliados, exceto no parâmetro pH, o que confirma que APA e SF não agem de forma isolada.

Em todas as combinações houveram residuais de APA e Ferro total, como demonstra a Tabela 10.

Tabela 10 – Concentrações residuais de APA e Ferro total após a filtração.

Combinação	Antes da Filtração			Após a Filtração	
	APA (mg/L)	SF (mg/L)	Fe (mg/L)	Ferro Total (mg/L)	APA (mg/L)
1	50	50	10,07	6,48	20,9
2	50	100	20,14	4,72	17,7
3	**50**	**150**	**30,21**	**1,12**	**11,2**
4	100	50	10,07	7,32	24,1
5	100	100	20,14	9,60	26,0
6	100	150	30,21	1,16	35,9
7	150	50	10,07	6,98	67.7
8	150	100	20,14	10,48	51,0
9	150	150	30,21	3,32	43,0

O consumo do oxidante APA para oxidação do Fe^{2+} para Fe^{3+} é observado com a diminuição da concentração de APA em função do aumento da concentração de SF.

Zhao *et al*. (2008) atribuíram a decomposição do APA à presença de metais no efluente, sendo os possíveis produtos formados o ácido acético e o oxigênio. O aumento do OD no efluente também foi observado na Tabela 6, onde é observado que o tanto o aumento da concentração de APA quanto de SF contribuem para o aumento do OD.

Em efluentes contaminados por metais a decomposição do APA é catalisada, por este motivo, agentes complexantes são muitas vezes adicionados ao APA comercial para impedir as reações entre peróxidos e íons metálicos, sendo o ácido dietilenotriaminopentacético (DTPA) um dos mais eficazes complexantes para reduzir os íons metálicos livres e amenizar a decomposição do oxidante, que ocorre em condições de pH neutro ou alcalino (ZHAO *et al*., 2008), o que pode justificar a formação de flocos da combinação SF/APA.

Embora os valores obtidos na combinação 3 (Tabela 10) tenham otimizado a remoção das partículas do efluente, tendo em vista a remoção de turbidez e da cor aparente, uma análise mais criteriosa foi adotada com a finalidade de obter um direcionamento para novas combinações que pudessem melhorar os resultados obtidos com relação a DQO do efluente.

Para isso os resultados do ensaio 1 foram interpretados utilizando um método estatístico multivariado denominada análise fatorial. O tipo de fatoriamento adotado foi o de componentes principais, com dois fatores extraídos. O objetivo desta análise é obter fatores que são responsáveis pela maior variabilidade de todas as variáveis

investigadas. Neste ensaio dois fatores foram extraídos, os quais representaram 86,653% da variabilidade dos dados obtidos. Estes fatores são variáveis latentes que representam o conjunto dos resultados de todos os parâmetros avaliados, o que torna possível originar uma equação onde os pesos de cada parâmetro são atribuídos como coeficientes, formando assim os fatores, e por isso representam melhor o ensaio em estudo.

Quando o método de componentes principais é aplicado as estimativas de comunalidade são definidas para supor que toda variabilidade nos dados é devido a fatores comuns.

A Tabela 11 apresenta a análise fatorial dos resultados, apresentados na Tabela 6, atribuindo os pesos a cada fator, sendo que apenas os fatores com autovalores (eigenvalue) maior que 1 são considerados, pois esta análise segue o critéro de Kaiser (autovalor > 1).

Tabela 11 – Atribuição de pesos aos fatores do ensaio 1 de coagulação seguida de filtração.

Fator	Autovalor	% Variância	% Cumulativa
1	5,480	49,82	49,82
2	4,051	36,82	86,65
3	0,949	8,63	95,28
4	0,324	2,94	98,23
5	0,077	0,70	98,94
6	0,051	0,46	99,41
7	0,031	0,28	99,69
8	0,019	0,18	99,87
9	0,007	0,06	99,94
10	0,004	0,04	99,98
11	0,001	0,01	100,00

A terceira coluna indica que o fator 1 é responsável por 49,82% das variações neste ensaio, enquanto que o fator 2 representa 36,82% das variações.

Com isso foi possível avaliar quais parâmetros foram influenciados pela dosagem de APA e quais foram influenciados pela dosagem de SF, através da Figura 21.

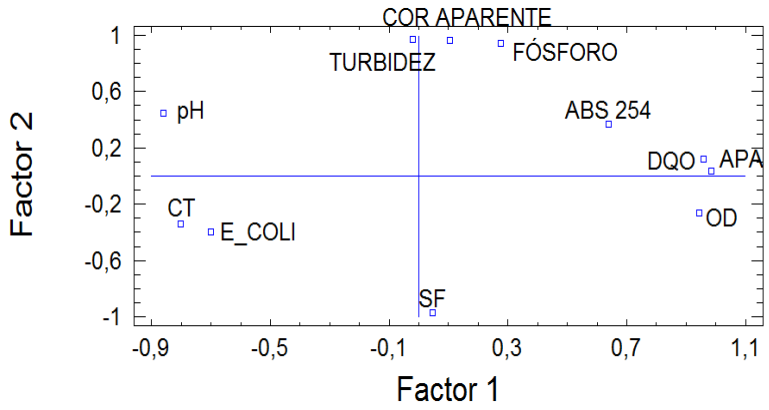


Figura 21 – Influência das concentrações de APA e SF nos parâmetros a avaliados no ensaio 1 da coagulação seguida de filtração.

De acordo com a Figura 19 o aumento na concentração de SF é responsável pela remoção da cor aparente, da turbidez e do fósforo total do efluente, por isso aparecem no lado oposto da posição de SF no eixo y.

O aumento na concentração de APA é diretamente proporcional ao aumento da DQO e do OD, visto que encontram-se agrupados em um mesmo sentido do eixo x. Já os microrganismo E. *coli* e CT assim como o pH decrescem com o aumento do APA.

A absorbância em 254 nm teve influência do APA em concentrações mais elevadas, por isso aparece mais deslocado em relação ao eixo x, mas demonstrou ser diretamente proporcional ao aumento do APA.

Após avaliar estes resultados pode-se direcionar as novas combinações para concentrações maiores de SF, pois o aumento das concentrações do coagulante apresentaram somente melhorias, enquanto que a concentração do APA foi reduzida a fim de aumentar a remoção de DQO.

Nos ensaios 2 e 3 o efluente bruto apresentou as seguites características: pH = 7,47; Turbidez = 121 NTU; Cor aparente = 803 uC; Fósforo total = 6,2 mg/L; DQO = 158 mg/L; *E. coli* = $1{,}0.10^6$ (UFC/100mL); CT = $2{,}0.\ 10^6$ (UFC/100mL); Sólidos Suspensos Totais (SST) = 87 mg/L e Sólidos Totais (ST) = 452 mg/L.

No ensaio 2 foram utilizadas dosagens de APA inferiores a 50 mg/L, sendo que a combinação sem APA também foi realizada para observar sua a participação tanto no processo oxidativo quanto no de coagulação.

A Tabela 12 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 12 – Resultados obtidos no ensaio 2 de coagulação seguida de filtração.

SF (mg/L)	APA (mg/L)	DQO (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Turbidez (NTU)	Cor aparente (mg/L)	E. Coli (UFC/100mL)	CT (UFC/100mL)
150	0	93	1,55	78	860	$1,0.10^4$	$6,0.10^5$
150	5	116	2,33	78,6	764	$4,0.10^4$	$5,0.10^4$
150	10	189	1,46	38,3	380	$1,0.10^4$	$1,2.10^4$
150	20	122	1,83	42	383	$8,0.10^3$	$1,0.10^4$
150	30	170	1,45	32	281	<1	<1
150	40	165	1,11	17	160	$1,5.10^2$	$8,4.10^2$
200	0	93	1,76	162	1853	$5,0.10^3$	$4,0.10^4$
200	5	89	1,21	36,7	504	$9,0.10^3$	$1,0.10^4$
200	**10**	**91**	**0,72**	**10,3**	**157**	**$2,4.10^3$**	**$7,0.10^3$**
200	20	123	1,15	23,1	257	$6,0.10^3$	$1,1.10^3$
200	30	146	1,01	24,8	260	$7,0.10^3$	$1,1.10^3$
200	40	168	1,00	22,0	252	<1	<1
250	0	78	1,16	231	2497	$1,2.10^3$	$1,5.10^4$
250	5	80	0,57	62,6	916	$1,5.10^3$	$5,0.10^3$
250	10	110	1,42	52,5	615	$3,0.10^3$	$1,0.10^4$
250	20	136	0,59	15,7	185	$3,0.10^3$	$8,0.10^3$
250	**30**	**129**	**0,24**	**4,2**	**78**	**$3,0.10^3$**	**$7,0.10^3$**
250	40	142	0,31	6,18	98	$2,0.10^3$	$5,0.10^3$
0	**0**	**158**	**6,2**	**121**	**803**	**$1,0.10^6$**	**$2,0.10^6$**

A Figura 22 representa graficamente os parâmetros fósforo total, turbidez, cor aparente e DQO:

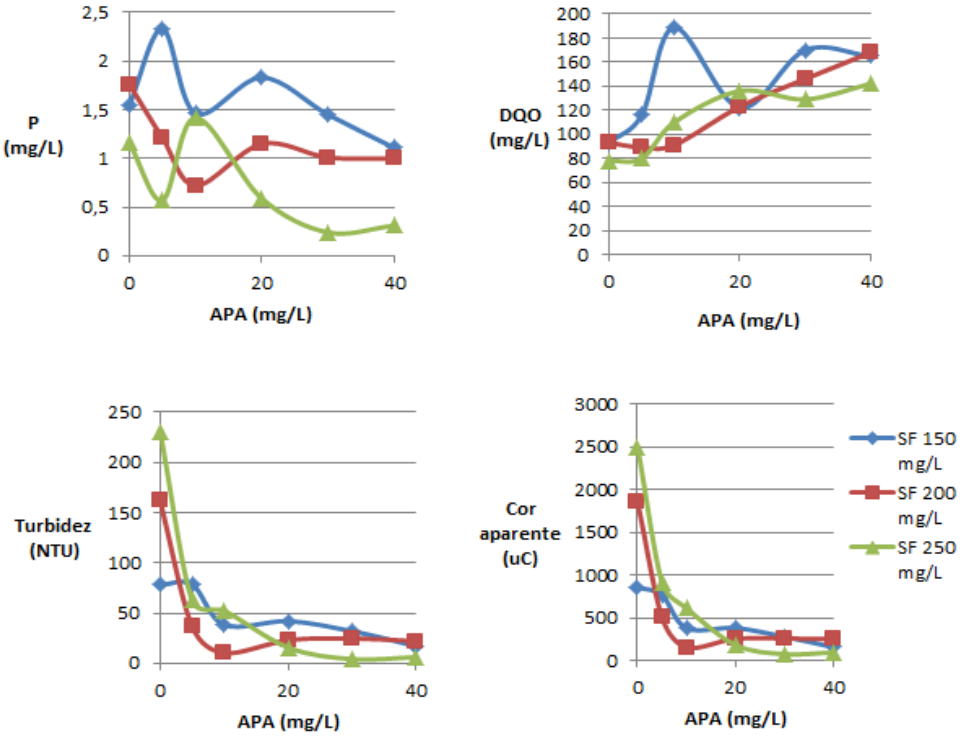


Figura 22 – Representação dos valores obtidos no ensaio 2 de coagulação seguida de filtração, separados por parâmetro.

A participação do APA na remoção de sólidos em suspensão é observado principalmente, através dos valores de cor aparente e turbidez, devido aos altos valores obtidos na condição sem APA.

A inativação de *E. coli* e CT foi em média de 3 logs. Nas combinações onde houve a inativação total dos microrganismos as dosagens não são recomendadas devido ao aumento da DQO, a qual foi superior ao do efluente bruto.

Os melhores resultados foram obtidos com as dosagens de SF 200 mg/L/APA 10 mg/L e SF 250 mg/L/APA 30 mg/L, as quais foram repetidas e recombinadas entre si. Os resultados das quatro combinações são apresentados na Tabela 13, com os valores de desvio padrão (*sd*) das triplicatas.

Tabela 13 – Resultados obtidos no ensaio 3 de coagulação seguida de filtração.

	APA	**SF**	**pH ± *sd***	**OD ± *sd***	**Turb. ± *sd***	**COR ± *sd***	**P ± *sd***	**DQO ± *sd***
1	10	200	6,82±*0,01*	2,73±*0,07*	5,50±*1,11*	90,67±*15,63*	0,45±*0,11*	69±*2,5*
2	30	200	6,65±*0,05*	8,27±*0,19*	5,66±*0,23*	84,67±*1,53*	0,35±*0,32*	110±*2,0*
3	**10**	**250**	**6,73**±*0,01*	**2,39**±*0,26*	**1,96**±*0,26*	**43,67**±*2,52*	**<0,1**±*0*	**66**±*7,5*
4	30	250	6,59±*0,01*	7,50±*0,22*	1,72±*0,55*	36,67±*9,07*	0,1±*0,10*	98±*8,1*
Bruto	**0**	**0**	**7,47**	**1,66**	**121**	**803**	**6,2**	**158**

APA (mg/L); SF (mg/L); OD à 18ºC (mg/L); Turbidez (NTU); Cor aparente (uC); P = Fósforo total (mg/L); DQO (mg/L).

De acordo com a Tabela 13, com o aumento da concentração de SF e a diminuição da concentração de APA foi possível aumentar a eficiência de remoção de cor aparente, turbidez, fósforo total e DQO do efluente, como previsto pela análise estatística aplicada no ensaio 1.

A mesma análise estatística aplicada anteriormente foi realizada com os resultados do ensaio 3, apresentados na Tabela 9. A atribuição dos pesos de cada fator são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 – Atribuição de pesos aos fatores do ensaio 3 da coagulação seguida de filtração.

Fator	Autovalor	% Variância	% Cumulativa
1	4,000	50,00	50,00
2	3,468	43,36	93,36
3	0,308	3,85	97,21
4	0,114	1,42	98,64
5	0,058	0,73	99,37
6	0,042	0,52	99,90
7	0,005	0,06	99,97
8	0,002	0,02	100,00

A terceira coluna indica que o fator 1 é responsável por 50,00% das variações neste ensaio, enquanto o fator 2 representa 43,36% das variações.

A Figura 23 representa a influência das novas concentrações de APA e SF nos demais fatores avaliados.

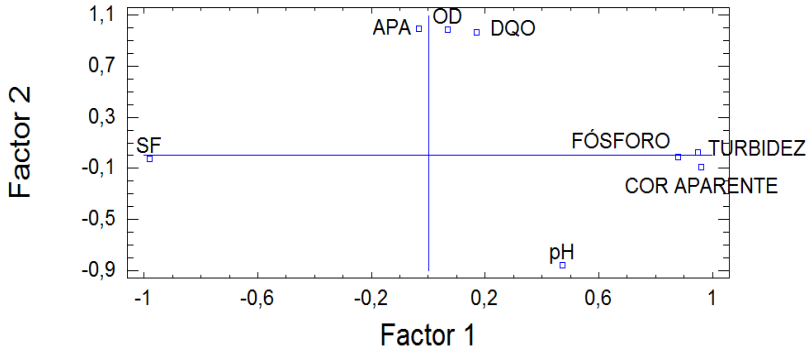


Figura 23 – Influência das concentrações de APA e SF nos parâmetros a avaliados no ensaio 3 da coagulação seguida de filtração.

De acordo com a Figura 22 a interação entre APA e SF com os demais parâmetros se repetem mesmo com as novas combinações, sendo muito semelhante a Figura 19.

As concentrações residuais foram determinadas nas dosagens de SF 250 mg/L com APA 10 e 30 mg/L na amostra composta, e apresentaram, respectivamente Fe 0,83 mg/L / APA < 0,4 mg/L e Fe 0,75 mg/L / APA 2,81 mg/L. Em ambas as combinções as concentrações residuais de Ferro total são aceitáveis para lançamento em corpo hídrico (CONAMA).

Um pré-ensaio foi realizado para concentrações de SF 300 mg/L com APA 10 e 30 mg/L e os resultados são apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 – Resultados preliminares de para dosagens de SF de 300 mg/L.

	APA	SF	pH	OD	TUR	COR	P	DQO
1	10	300	6,72	2,06	9,01	339	< 0,1	55
2	30	300	6,50	6,30	3,62	52	0,12	99

APA (mg/L); SF (mg/L); OD à 18ºC (mg/L); Turbidez (NTU); Cor aparente (uC); P = Fósforo total (mg/L); DQO (mg/L).

A dosagem de SF 300 mg/L apresentou valores altos de turbidez e cor aparente para a concentração mais baixa de APA e o valor mais alto de DQO em concentrações mais altas de APA, demonstrando que a partir de 300 mg/L de SF a combinação de APA 10 e 30 mg/L não são aplicáveis.

De forma geral, todos os resultados obtidos até o momento indicam que a participação do APA no processo de coagulação/oxidação está principalmente na oxidação de Fe^{2+} para Fe^{3+}, para avaliar esta hipótese foram realizados testes com cloreto férrico (CF), em equivalentes concentrações de Ferro em relação a SF. Neste ensaio o efluente apresentou valores de DQO maiores do que nos ensaios anteriores, por isso, as combinações com APA e peróxido de hidrogênio (PH) também foram comparadas novamente.

A Tabela 16 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 16 – Comparação entre SF e CF na coagulação seguida de filtração.

Coagulante (mg/L)	pH ±sd	Fósforo (mg/L) ±sd	DQO (mg/L) ±sd	Turbidez (NTU) ±sd	Cor Aparente (mg/L) ±sd	OD (18ºC) (mg/L) ±sd
CF 258/APA 10	5,7±0,08	< 0,1±0	49±1,5	0,49±0,03	8±0,6	1,59±0,08
CF 258	5,7±0,005	< 0,1±0	47±1	1,27±0,33	19±3,5	1,87±0,13
SF 250/ APA 10	6,8±0, 011	0,3±0,1	74±2,5	50,3±7,3	792±79	1,34±0,11
SF 250	6,9±0,017	1,9±0,17	81±12	137±0	1950±225	1,00±0,02
SF 250/PH 10	6,9±0,006	0,37±0,13	69±5	135±5,03	1798±92	1,44±0,01
SF 250/PH 25	6,7±0,01	< 0,1±0	59±5	43±2,85	606±25	1,67±0,07
BRUTO	7,1	6,1	258	95	825	1,61

Alcalinidade = 134 mg/L e SST = 168 mg/L.

Ambas as combinação com PH e APA apresentaram menores eficiências com o aumento da DQO do efluente, demonstrando o consumo dos oxidantes pela matéria orgânica do efluente.

A partir dos resultados obtidos na Tabela 16 observou-se que nestas condições de pH o CF apresentou melhores resultados em relação a SF, provavelmente devido a maior concentração de Fe^{3+}, porém a adição de APA em CF apresentou resultados ainda melhores o que gera indícios de que o processo oxidativo decorrente do APA também pode ser significativo.

Um fator negativo da utilização de CF foi a redução do pH final, por isso testou-se a utilização do Fe^{3+} originado da oxidação direta do APA em SF, aplicando a combinação SF/APA misturada antes da aplicação no efluente, visto que o pH final foi moderadamente reduzido com a aplicação de SF. A Tabela 17 apresenta os resultados obtidos, comparando a aplicação do APA na solução de SF e a aplicação do APA no efluente com SF.

Tabela 17 – Resultados obtidos com a alteração da sequência de aplicação de SF/APA.

Coagulante (mg/L)	Sequência*	Turbidez (NTU)	DQO (mg/L)	Cor aparente (uC)
SF 250 / APA 10	1	0,52	42	8
SF 250 / APA 10	2	3,56	35	43
BRUTO	-	43,7	102	382

A sequência 1 refere-se ao SF aplicado na solução de APA, e posteriormente esta mistura foi aplicada no efluente, a sequência 2 refere-se a aplicação do SF diretamente no efluente onde o APA já havia sido aplicado.

Com a alteração da sequência de aplicação tornou-se clara a principal finalidade do APA no processo, pois na sequência 1 o oxidante permaneceu exclusivamente disponível para oxidação do ferro, diferente da sequência 2 na qual a concentração do oxidante é parcialmente consumido pela matéria orgânica do efluente, tornando a formação dos íons Fe^{3+} menor, refletindo na redução da eficiência de coagulação no efluente bruto com maior DQO.

Este ensaio também justifica porque em maiores concentrações do oxidante, mesmo com a presença da matéria orgânica, as eficiências de remoção foram maiores.

A concentração de 10 mg/L de APA é suficiente para oxidar 250 mg/L de SF, estequiometricamente, isto porque, devem ser consideradas a concentração de APA, peróxido de hidrogênio e oxigênio dissolvido presentes durante a reação.

A diferença entre o valor da DQO da sequência 1 e sequência 2, não foram significativas, podendo ser consideradas iguais devido a precisão do método utilizado.

Estes resultados direcionam a novos ensaios utilizando esta nova sequência em dosagens menores de SF, com objetivo de diminuir a quantidade de lodo gerado, e assim propor intervalos de retrolavagem mais longos.

Considerando a maior ação coagulante dos íons Fe^{3+} e que a reação entre estes íons e o oxidante possibilitam a remoção de cor do efluente, constata-se que, antes da utilização do processo em duas etapas, utilizando SF e APA, a utilização de CF/APA deve ser testado, visto que esta combinação apresentou remoção de cor de 99% em pH abaixo de 6.

4.2.1 Redução nas dosagens de SF e otimização de dosagens para utilização de CF

Tendo em vista que os íons Fe^{3+} apresentam maior efeito coagulante utilizou-se uma solução com concentrações menores de SF (25 a 250 mg/L) combinada com diferentes dosagens de APA no pH natural do efluente (pH = 7,0). As remoções de turbidez obtidas na coagulação/oxidação SF/APA, seguida da filtração, são apresentados na Figura 24, sendo comparados com os resultados obtidos com CF.

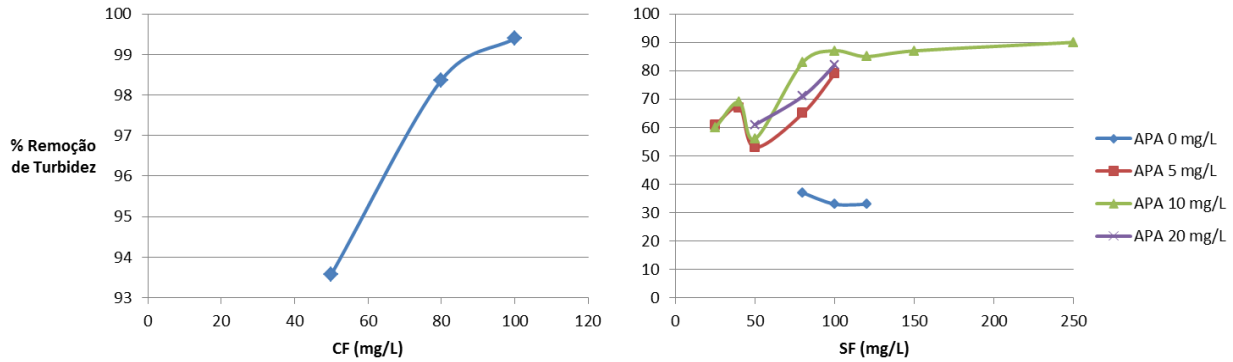


Figura 24 – Remoção de turbidez com CF 80 mg/L e SF 80 mg/L / APA (0 a 20 mg/L).

A maior eficiência de remoção de turbidez de CF em relação a SF/APA é atribuída ao pH de coagulação, logo que, o efluente com CF tem seu pH próximo de 6, enquanto que com SF/APA o pH é próximo de 7.

Na dosagem de SF 80mg/L e APA 10mg/L obteve-se reduções de turbidez superiores a 80%. Esta combinação foi testada em diferentes faixas de pH (4 a 9), objetivando uma redução ainda maior de turbidez. Na faixa de pH ótima de coagulação/oxidação de SF/APA foram testadas dosagens menores de SF, como mostra a Tabela 18.

Tabela 18 – Combinação de SF/APA em diferentes valores de pH.

SF (mg/L)	APA (mg/L)	pH	pH coagulação	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uC)	DQO (mg/L)
0	0	7	NR	111	1145	298
80	10	4	3,5	1,42	NR	NR
80	10	5	4,2	0,7	18	68
80	10	5,5	5,1	0,64	17	73
80	10	6	5,9	5	NR	NR

Continua

Tabela 18 – Combinação de SF/APA em diferentes valores de pH. Continuação.

SF (mg/L)	APA (mg/L)	pH	pH coagulação	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uC)	DQO (mg/L)
80	10	8	7,1	25,4	NR	NR
80	10	9	8,4	23,4	NR	NR
60	10	5,5	5,2	1,09	24	53
50	10	5,5	5,3	6,71	NR	NR
40	10	5,5	5,3	7,36	NR	NR
60	5	5,5	5,4	4,76	NR	NR
80	5	5,5	5,3	2,91	NR	NR
80	8	5,5	5,1	0,78	18	54

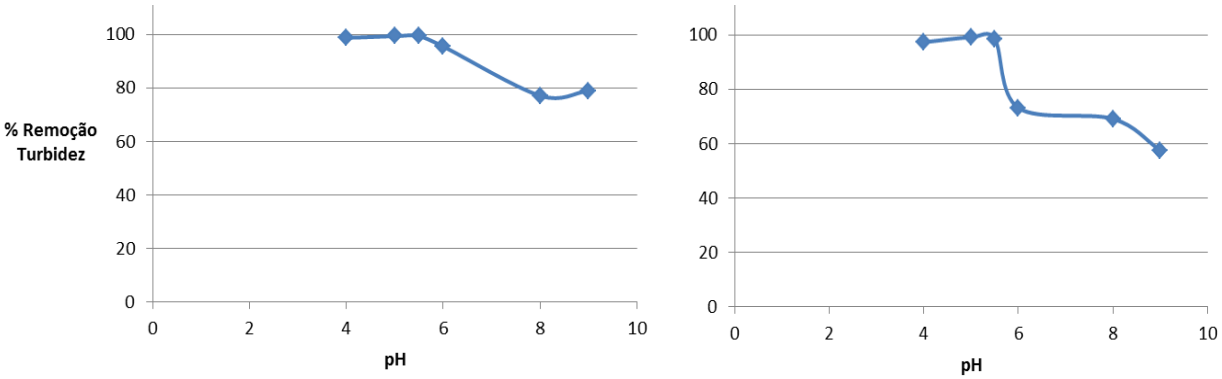
NR – Não realizado.

Os melhores resultados foram obtidos na concentração de SF 80 mg/L em pH 5,5, sendo que neste pH a concentração de APA pôde ser reduzido para 8 mg/L. A varredura de pH também foi realizada com CF, o qual apresentou resultados similares, como demonstra a Tabela 19.

Tabela 19 – Remoção de turbidez, cor aparente e DQO com CF, CF/APA e SF/APA em diferentes faixas de pH.

CF (mg/L)	APA (mg/L)	pH	pH coagulação	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uC)	DQO (mg/L)
50	0	7,02	6,78	62	682	187
60	0	7,02	6,74	56,2	616	168
70	0	7,02	6,68	52,7	581	167
80	0	7,02	6,63	42,3	494	159
90	0	7,02	6,6	34	430	143
100	0	7,02	6,58	21,6	327	122
80	0	4	3,12	3,06	70	94
80	0	5	4,15	0,96	26	89
80	0	5,5	4,97	1,77	35	117
80	0	6	5,84	30,6	330	137
80	0	8	6,82	35,2	377	143
80	0	9	8,42	48,4	480	157
82,6	0	5,5	5	0,97	27	91
82,6	0	5,5	5,06	0,74	22	94
82,6	8	5,5	4,69	1,09	19	101
82,6	8	5,5	4,7	0,87	17	97
0	0	7,02		114	1295	306
SF (mg/L)	**APA (mg/L)**	**pH**	**pH coagulação**	**Turbidez (NTU)**	**Cor Aparente (uC)**	**DQO (mg/L)**
80	8	5,5	5,26	18,6	210	136
80	8	5,5	5,37	20,9	234	164
80	8	5	4,5	1,93	49	107
80	8	5	4,5	1,69	54	110

Os resultados obtidos com CF/APA foram melhores que com SF/APA, principalmente porque a utilização de CF/APA apresentou redução na cor do efluente. O comportamento de CF e SF/APA quanto ao pH podem ser observados na Figura 25.



Remoção de turbidez com SF 80 mg/L e APA 10 mg/L

Remoção de turbidez com CF 80 mg/L e sem APA

Figura 25 – Remoção de turbidez comparando SF e CF, variando o pH.

Considerando a maior ação coagulante dos íons Fe^{3+} e que a reação entre estes íons e o oxidante possibilitam a remoção de cor do efluente, a combinação CF/APA também deve ser testada, visto que esta combinação apresentou remoção de cor de 99% em pH próximo a 5,5.

Üstün *et al*., (2011) utilizaram a coagulação/floculação com 150 mg/L CF seguida de desinfecção com 3 mg/L de APA para o tratamento de efluente secundário e obtiveram reduções de turbidez de 90% e de DQO de 35%, quanto aos parâmetros microbiológicos obtiveram, aproximadamente 3 logs de inativação de CT e E. *coli*, e 0,6 log de inativação de *Salmonela*.

De acordo com os resultados obtidos a configuração ideal para a utilização na unidade piloto de dupla filtração é de sulftato ferroso 80 mg/L e de cloreto férrico 82,6 mg/L, ambos em pH 5,5.

A partir da Figura 26 correspondente ao diagrama de solubilidade do Fe^{3+} em água, é possível representar de forma aproximada a localização do ponto referente ao pH 5,5 e a concentração de cloreto férrico 82,6 mg/L, o qual é apresentado em vermelho.

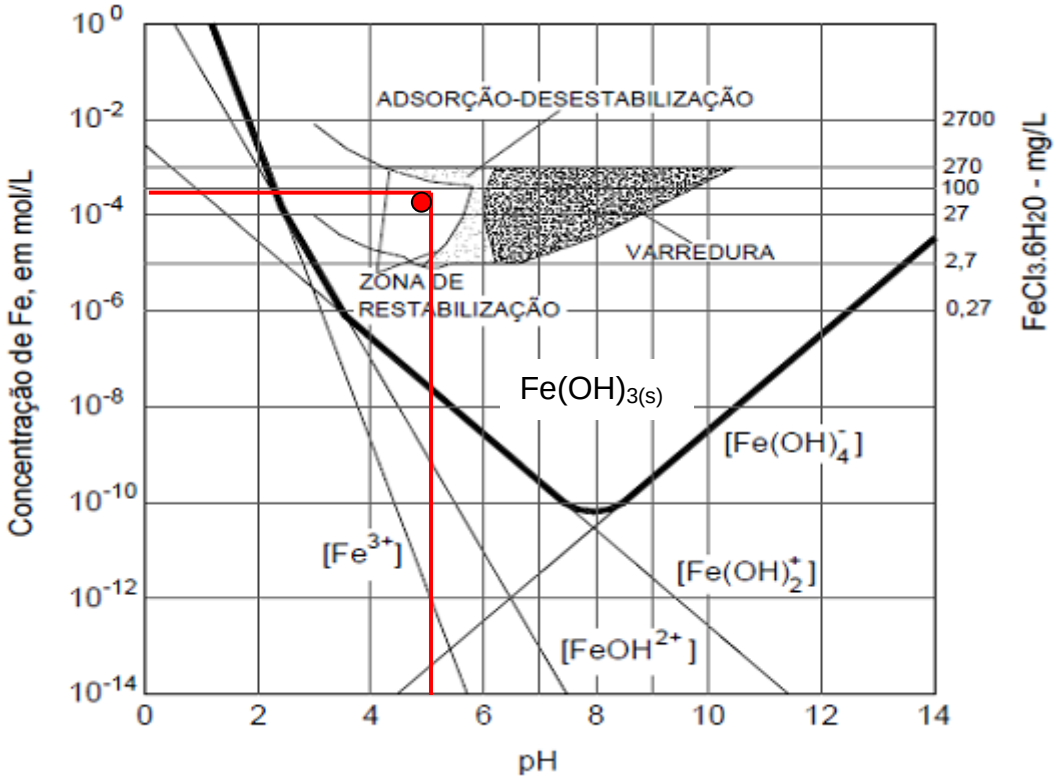


Figura 26 – Diagrama adaptado de solubilidade do ferro em um sistema aquoso, representando os mecanismos de coagulação/floculação (JOHN e AMIRTHARAJAH, 1983 *apud* FERREIRA, 2013)

Nesta região a espécie $Fe(OH)_{3(s)}$ é predominante e a coagulação ocorre por adsorção e neutralização de carga. Considerando que as partículas coloidais e em suspensão, na sua maioria, apresentam cargas superficiais negativas, os íons de ferro (positivos) formados na sua hidrólise desestabilizam as cargas destas partículas, permitindo a floculação.

Este diagrama pode ser melhor compreendido através das reações 19 a 23 propostas por MetCalf&Eddy (2003).

$Fe(OH)_{3(s)} + 3\ H^{+}_{(aq)} \rightleftharpoons Fe^{3+}_{(aq)} + 3H_2O$ Reação 19

$Fe(OH)_{3(s)} + 2\ H^{+}_{(aq)} \rightleftharpoons Fe(OH)^{2+}_{(aq)} + 2\ H_2O$ Reação 20

$Fe(OH)_{3(s)} + H^{+}_{(aq)} \rightleftharpoons Fe\ (OH)^{+}_{(aq)} + 2\ H_2O$ Reação 21

$Fe(OH)_{3(s)} \rightleftharpoons Fe(OH)_{3(aq)}$ Reação 22

$Fe(OH)_{3(s)} + H_2O \rightleftharpoons Fe(OH)_4^{-}{}_{(aq)} + H^{+}_{(aq)}$ Reação 23

Observa-se que em pH 8 obtem-se as maiores concentrações de ferro na forma de precipitado ($Fe(OH)_{3(s)}$), a medida que o pH decresce de 8 a solubilidade dos íons Fe^{3+} aumentam, visto que as equações 19 a 21 são deslocadas para direita favorecendo a formação das espécies solúveis: $Fe^{3+}_{(aq)}$ $Fe(OH)^{2+}_{(aq)}$ e Fe $(OH)^{+}_{(aq)}$. Em faixas de pH superiores a 8, a solubilidade do íon Fe^{3+} também aumenta, agora em virtude do deslocamento da reação 23 para direita, favorecendo a formação do íon $Fe(OH)_4^-$ solúvel.

Se tratando do pré-tratamento de uma filtração direta, a coagulação por adsorção e neutralização de cargas é almejada, isto porque, demanda menor concentração de coagulante e apesar de não formar flocos muito grandes, proporcionam flocos com tamanho suficiente para retenção no filtro.

4.3 Avaliação da eficiência do tratamento através de análises físico-químicas, e microbiológicas do efluente tratado na DF

O ensaio prévio para o teste da DF foi realizado com 100 L do efluente, utilizando como coagulante/oxidante CF 82,6 mg/L e APA 8 mg/L em pH 5,5. Embora seja recomendado para reação fenton o pH 3, essa reação de oxidação pode ocorrer entre pH 3 e pH 6 (UPADHYAY e MISTRY, 2012). Os parâmetros avaliados foram analisados em três tempos de coleta diferentes. Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 20.

Tabela 20 – Ensaio prévio para teste da DF.

		Tempos de coletas		
Parâmetros	**Amostra Bruta**	**Efluente tratado (10 min)**	**Efluente tratado (30 min)**	**Efluente tratado (50 min)**
Cor aparente (uC)	843	25	15	3
Cor Verdadeira (uC)	117	15	8	1
DQO (mg/L)	303	88	89	92
Turbidez (NTU)	142	1,95	1,01	0,44
E. coli (UFC/100mL)	34000	NR	21	200
CT (UFC/100mL)	220000	NR	300	1500
Fe (mg/L)	< 0,1	0,37	0,26	0,07
pH	7,13	7,01	6,19	5,83

NR – Não realizado.

A remoção do material particulado é observada conforme o aumento da colmatação do meio filtrante, decorrente do tempo de filtração. O aumento de *E. coli* e CT pode ser atribuído a contaminação do permeado no meio filtrante, devido ao

acúmulo das bactérias do próprio efluente. A redução do pH pode ser justificada pela diminuição de íons carbonato da amostra. A saída do efluente filtrado inicia a partir de 5 minutos de operação.

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 20, as eficiências mínimas de remoção foram de DQO de 69,6%, turbidez de 98,6% e E. *coli* de 99,3%

Illueca-Muñoz *et al*., (2008) utilizaram o sistema de coagulação/floculação, seguida de sedimentação, filtração e desinfecção com radiação UV, em pH natural, para tratamento de efluente secundário para reúso na irrigação. De acordo com o ensaio dos autores, para utilização de CF a dosagem ideal seria de 150 mg/L, no entanto, devido a elevada formação de lodo, CF foi aplicado com um polímero auxiliar de coagulação, reduzindo a dosagem de CF para 60 mg/L, quando utilizado com 1 mg/L do polímero no início a operação. Após todas as etapas do tratamento foram obtidas remoções de DQO de 21,5%, turbidez e sólidos em suspensão superiores a 80% e E. *coli* de 99,8%.

Pode-se observar que mesmo com a adição de APA a remoção de DQO foi superior ao estudo de Illueca-Muñoz *et al*., (2008).

A vazão de saída do efluente tratado pode ser observada na Figura 27.

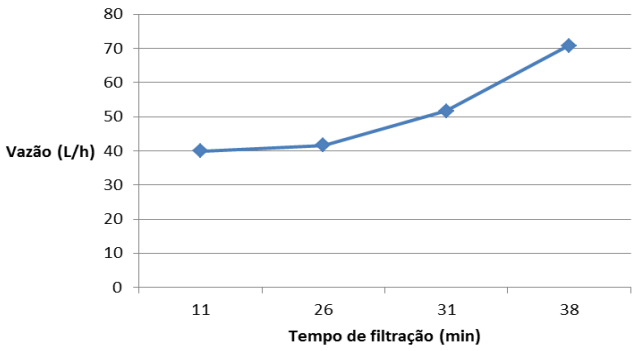


Figura 27 – Vazão do permeado, utilizando 100 L de amostra.

Este ensaio preliminar da vazão permitiu observar que a passagem de 100 L do efluente não foi suficiente para iniciar a perda de carga do filtro (entupimento). O aumento da vazão do filtrado ocorre pelo aumento do volume de líquido sob o meio filtrante de areia, o qual atinge sua carga máxima entre 20 a 30 minutos. Leverenz *et al.*, (2009) compilaram vários trabalhos e descreveram que em filtros de leito fixo o entupimento é atribuído, geralmente, a três fatores: a uma redução da permeabilidade resultante a partir da superfície; a acumulação intersticial das

partículas presentes no efluente e ao estreitamento e entupimento dos poros pela produção de massa de célula microbiana e exopolímeros. A distribuição de biomassa num filtro pode estar relacionada com características de carregamento do filtro, tais como o volume da dose e fracionamento, por isso a importância das taxas utilizadas.

Após ter observado a viabilidade do ensaio nesta configuração, iniciou-se os ensaios comparativos utilizando 300 L do efluente. Estes ensaios foram realizados utilizando 3 condições diferentes: CF 82,6 mg/L; CF 82,6 mg/L e APA 8 mg/L e SF 80 mg/L e APA 8 mg/L, todas em pH 5,5, sendo cada condição realizada em triplicata.

A eficiência de remoção do sistema proposto pode ser observada nas Tabelas 21 e 22 e representada na Figura 28.

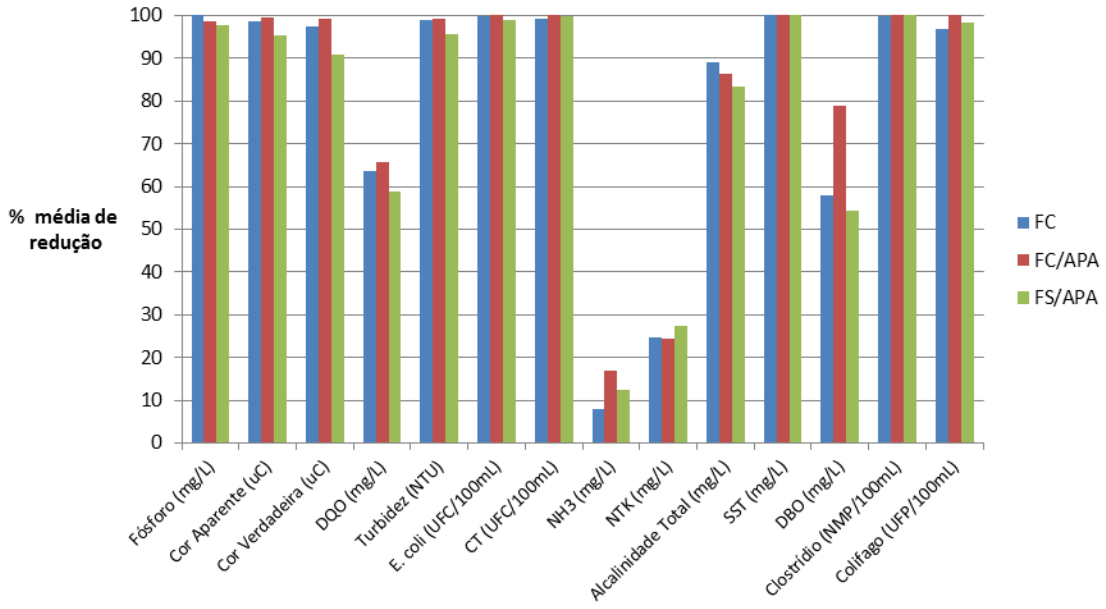


Figura 28 – Resultados dos parâmetros com maior média de remoção após o tratamento na unidade piloto de dupla filtração, com etapa preliminar de coagulação/oxidação.

A contribuição do APA é observada na remoção da cor do efluente, onde a redução de cor verdadeira atingiu valores menores que 1uC. Assim como a cor, a turbidez apresentou as maiores eficiências de remoção na condição CF/APA. Resultados próximos de remoção turbidez foram observados devido a utilização da mesma concentração de íons ferro nos ensaios. A menor eficiência na combinação SF/APA pode ser justificada pelo fato do potencial de coagulação dos íons Fe^{2+} decrescer em função do pH ácido (QIN *et al*., 2005).

Tabela 21 – Resultados obtidos após o tratamento na DF.

	Fósforo (mg/L)	Cor Aparente (uC)	Cor Verdadeira (uC)	DQO (mg/L)	Condutividade elétrica (µS/cm)	Turbidez (NTU)	E. coli (UFC/100mL)	CT (UFC/100mL)	pH	NH_3 (mg/L)	NTK (mg/L)	Alcalinidade parcial (mg/L)	Alcalinidade Total (mg/L)	Ferro Total (mg/L)
CF 1	< 0,1	10	7	28	570,4	0,53	5766	20333	5,47	19	22,9	< 0,1	19,2	0,29
CF 2	< 0,1	8	8	63	679,7	0,29	5200	18000	5,93	27	28,6	< 0,1	12,43	0,88
CF 3	< 0,1	3	< 1	50	507,7	0,61	3200	60000	6,07	15,95	17,09	< 0,1	16,38	0,88
CF / APA 1	< 0,1	1	< 1	25	549,8	0,32	393	1654	5,8	19,8	25,7	< 0,1	30,5	< 0,1
CF / APA 2	0,17	8	4	85	672	0,5	1500	3100	4,92	22,6	28,7	< 0,1	14,12	< 0,1
CF / APA 3	< 0,1	1	< 1	35	471,3	0,28	54	400	5,4	13,7	15,57	< 0,1	16,38	< 0,1
SF 1	< 0,1	3	3	32	550,2	0,41	3133	6100	5,5	20,9	24,9	< 0,1	31,1	0,27
SF 2	0,27	84	49	84	620,2	7,28	80000	40000	6,3	24,3	28	5,65	29,95	0,95
SF 3	< 0,1	2	2	50	420,9	0,47	1000	700	5,82	14,05	14,43	< 0,1	16,38	0,95
BRUTO 1	3,65	485	169	131	441,9	53,8	4000000	5680000	7,29	23,7	38,6	119,8	163,3	< 0,1
BRUTO 2	3,8	638	201	187	534,6	64,5	3000000	5000000	7,36	25,2	32	137,86	183,62	< 0,1
BRUTO 3	2,2	448	143	92	337,6	39,8	700000	3000000	6,93	18,04	22,07	100,57	114,69	< 0,1

	APA (mg/L)	Cloreto (mg/L)	Sulfato (mg/L)	Cloro residual (mg/L)	Ácidos voláteis (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	DBO (mg/L)	OD (mg/L)	Clostrídio (NMP/100mL)	Fluoreto (mg/L)	IVL (mL/g)	Colifago (UFP/100mL)
CF 1	0	0,84	< 0,1	< 0,1	38,25	333	< 0,1	20,7	5,82	2600	< 0,1	85,1	20
CF 2	0	1,51	< 0,1	< 0,1	35,25	350	< 0,1	26,4	5,69	1600	< 0,1	85,1	20
CF 3	0	1,18	< 0,1	< 0,1	24,75	261	< 0,1	26,2	6,6	50	< 0,1	161,29	60
CF / APA 1	0,17	1,01	< 0,1	< 0,1	63	302	< 0,1	3,15	5,82	34	< 0,1	121,95	< 1
CF / APA 2	0,16	1,51	< 0,1	< 0,1	60	326	< 0,1	32,7	6,75	34	< 0,1	121,95	< 1
CF / APA 3	0,16	1,18	< 0,1	< 0,1	39	261	< 0,1	3,1	6,99	4	< 0,1	114,28	< 1
SF 1	< 0,1	< 0,1	200	< 0,1	47,25	330	< 0,1	24,75	5,21	7	< 0,1	80,6	510
SF 2	0,12	0,76	200	< 0,1	53,25	330	< 0,1	32,7	6,08	1600	< 0,1	80,6	510
SF 3	0,12	0,5	190	< 0,1	37,5	238	< 0,1	23,4	6,51	4	< 0,1	173,91	< 1
BRUTO 1	0	< 0,1	< 0,1	< 0,1	33,75	306	26	62,9	0,57	1600000	< 0,1	0	19200
BRUTO 2	0	0,76	< 0,1	< 0,1	29,25	332	33	62,5	1,47	1600000	< 0,1	0	19200
BRUTO 3	0	0,5	< 0,1	< 0,1	16,5	270	30	51,7	1,37	1600000	< 0,1	0	660

Tabela 22 – Análise estatística dos resultados obtidos após o tratamento na unidade piloto de dupla filtração. a maioria dos testes estatístico padrão como a ANOVA.

	Fósforo (mg/L) ±sd	**Cor Aparente (uC)** ±sd	**Cor Verdadeira (uC)** ±sd	**DQO (mg/L)** ±sd	**Condutividade elétrica (µS/cm)** ±sd	**Turbidez (NTU)** ±sd	**E. coli (UFC/100mL)** ±sd	**CT (UFC/100mL)** ±sd	**pH** ±sd	**NH_3 (mg/L)** ±sd	**NTK (mg/L)** ±sd	**Alcalinidade parcial (mg/L)** ±sd	**Ferro Total (mg/L)** ±sd	**Alcalinidade Total (mg/L)** ±sd
CF	< 0,1	7,00 ±3,60	5,00 ±4,36	47,00 ±17,69	585,93 ±87,04	0,48 ±0,17	4722 ±1348	32777 ±23604	5,82 ±0.31	20,65 ±5,71	22,8 ± 5,75	< 0,1	0,58 ±0,42	16,00 ±3,40
CF / APA	0,1 ±0,1	1 a 8 ±4,04	<1 a 4 ±2,31	48,33 ±32,14	564,37 ±101,14	0,37 ±0,12	54 a 1500 ±756	1718 ±1351	5,37 ±0,44	18,7 ±4,55	23,3 ±6,88	< 0,1	< 0,1	20,33 ±8,88
SF	0,1 ±0,1	2 a 84 ±47	2 a 49 ±26,85	55,33 ±26,41	530,43 ±101,11	2,72 ±3,95	28044 ±45007	15600 ±21302	5,87 ±0,40	19,75 ±5,22	22,44 ±7,11	16,38 a 31,10 ±3,26	0,72 ±0,39	25,81 ±8,19
***p* ANOVA**	0,6040	0,4859	0,4461	0,9167	0,6596	0,4171	0,4316	0,1975	0,2962	0,9007	0,9869	-	0,0439	0,4461
***p*Levene's test**	0,603953	0,469861	0,494065	0,866619	0,422997	0,439352	0,412356	0,587421	0,89361	0,969044	0,982649	-	0,627048	0,494065
BRUTO	3,22 ±0,88	523,66 ±100,73	171 ±29,05	136,67 ±47,75	438,03 ±98,56	52,7 ±12,39	2566666 ±1692138	4560000 ±1393125	7,19 ±0.23	22,3 ±3,77	30,89 ±8,32	119,41 ±18,65	< 0,1	153,87 ±35,42

	APA (mg/L) ±sd	**Cloreto (mg/L)** ±sd	**Sulfato (mg/L)** ±sd	**Cloro residual (mg/L)** ±sd	**Ácidos voláteis (mg/L)** ±sd	**ST (mg/L)** ±sd	**SST (mg/L)** ±sd	**DBO (mg/L)** ±sd	**OD (mg/L)** ±sd	**Clostridio (NMP/100mL)** ±sd	**Fluoreto (mg/L)** ±sd	**IVL (mL/g)** ±sd	**Colifago (UFP/100mL)** ±sd
CF	< 0,1	1,17 ±0,33	< 50	< 0,1	32,75 ±7,09	314,66 ±47,24	< 0,1	24,43 ±3,23	6,04 ±0,49	1416 ±1284	< 0,1	123,19 ±53,87	40 ±28
CF / APA	0,16 ± 0,01	1,23 ±0,25	< 50	< 0,1	54,00 ± 13,08	296,33 ±32,87	< 0,1	3,1 a 32,7 ±17,07	6,52 ±0,62	24 ±17	< 0,1	118,11 ±5,42	< 1
SF	0,08 ±0,07	0,42 ±0,38	196,66 ±5,77	< 0,1	46,16 ±7,99	299,33 ±53,11	< 0,1	26,95 ±5,02	5,93 ±0,66	4 a 1600 ±920	< 0,1	127,25 ±65,98	255 ±360
***p* (ANOVA)**	0,0074	0,0411	-	-	0,0920	0,8705	-	0,2916	0,4804	0,2408	-	-	-
***p*Levene's test**	0,449182	0,874576	-	-	0,84958	0,954458	-	0,61828	0,936749	0,564428	-	-	-
BRUTO	< 0,1	0,42 ±0,38	< 0,1	< 0,1	26,5 ±8,95	302,67 ±31,13	29,67 ±3,52	59,03 ±6,35	1,13 ±0,49	1600000	< 0,1	< 0,1	9930 ±131109

sd = *desvio padrão; p* para o intervalo de confiança de 95%; (Apresentam diferença estatística significativa) 0,05 > p_{ANOVA}> 0,05 (Não apresentam diferença estatística significativa); (Apresentam diferença estatística significativa) 0,05 > $p_{Levene's\ test}$ > 0,05 (Não apresentam diferença estatística significativa). Se $p_{Levene's\ test}$ < 0,05 isso viola um dos pressupostos importantes subjacentes à análise variâcia e invalida; (-) médias com *sd* = 0.

A remoção de ST foi de 0,6 a 11%, sendo que em alguns ensaios houve o aumento de ST em até 8%. Este aumento dos ST pode ser atribuído ao acréscimo de sais dissolvidos, em virtude da adição dos coagulantes/oxidante e da acidificação do meio. Está hipótese foi confirmada através dos valores obtidos quanto a condutividade elétrica, a qual apresentou um aumento de até 50% em relação ao afluente da unidade piloto. Os sais dissolvidos não são removidos através de filtração em múltiplas etapas e sim por processos de nanofiltração (GREENLEE *et al*., 2009).

A alta taxa de remoção da turbidez reflete na remoção total dos SST após o tratamento. A geração de lodo em virtude da remoção do material particulado e coloidal foi calculada pelo IVL (DESAI e SAHU, 2014). Neste parâmetro os volumes de lodo gerados foram em média de 122 mL/g. E em ordem crescente de geração do lodo foi observada a seguinte disposição: CF/APA < CF < SF/APA.

A eficiência de remoção da DQO na condição CF/APA foi a mais eficiente. De acordo com CAVALLINI *et al.* (2012) deve-se considerar que a adição de 8 mg/L de APA, pode representar um aumento de 16,6 a 17,9 mg/L da DQO do efluente bruto, este valor é estimado pela Equação 10:

$$DQO = (12{,}1636 + 0{,}637185*[APA(mg/L)])^2 \qquad \text{Equação 10}$$

R^2= 0.896, erro padrão=0.691, $F_{1\text{-}68}$=597.90, p<0.01

Com isso pode-se concluir que a remoção da DQO através da condição CF/APA é ainda mais eficiente do que a demonstrada na Figura 2.

Em relação a DBO a combinação CF/APA apresentou reduções de 94% da DBO do efluente. A concentração de OD variou de 5,21 a 6,99 mg/L considerando as três combinações aplicadas. Sendo assim, o que poderia justificar a maior eficiência de remoção da DBO na condição CF/APA seria de que o oxidante que não foi consumido durante o processo de coagulação/oxidação se decompõe lentamente, fornecendo gradualmente, o oxigênio. Porém, se o oxidante é consumido imediatamente pelo íon ferro como acontece na condição SF/APA ou pela presença de grande concentração de matéria orgânica, o oxigênio também é formado rapidamente e pode ser liberado para atmosfera devido à saturação do meio líquido pelo gás, conforme a Lei de Henry.

Esta contribuição quanto ao OD é outra vantagem deste processo. Na filtração lenta a concentração do OD é significativa apenas na superfície do filtro e de acordo com Zheng *et al.*, (2010) a remoção de biopolímero está diretamente relacionado com o consumo de oxigênio. Assim, a disponibilidade de oxigênio na água de alimentação do filtro pode afetar significativamente a remoção da DBO. Em concentrações de OD menores que 4 mg/L ocorre um declínio acentuado da remoção de biopolímeros. Os biopolímeros são proteínas e polissacarídeos macromoleculares, como substâncias poliméricas extracelulares e produtos microbianos solúveis e são considerados umas das principais incrustrações orgânicas para porosidades extremamente pequenas (ZHENG *et al.*, (2010) .

A redução de nitrogênio amoniacal e NTK foi baixa em todas as condições, sendo a melhor eficiência de remoção obtida com a utilização de CF/APA. No entanto, o decréscimo de nitrogênio amoniacal pela combinação de CF/APA pode ser atribuída a sua oxidação à nitrato devido a liberação de oxigênio. De acordo com Zheng *et al.*, (2010) o oxigênio é utilizado na oxidação da amônia em nitrato (nitrificação).

A remoção de fósforo total do efluente, considerando o limite de detecção do método de 0,01 mg/L, foi de 100% em todos os tratamentos. Esta remoção é atribuída principalmente a etapa de coagulação/floculação, a exemplo disso, Verlicchi *et al*., (2009) utilizando filtro de areia, sem a etapa de coagulação, não observaram remoção significativa de fósforo total e amônia do efluente.

A determinação dos íons cloreto e ferro (+2 e +3) indicaram que a adição do cloreto férrico aumentou em média 0,8 mg/L de cloreto e 0,7 mg/L de ferro total após o tratamento. No entanto, quando o CF foi adicionado com APA o residual de ferro total foi inferior a 0,1 mg/L. A adição de SF/APA também refletiu em um residual de ferro próximo a 0,7 mg/L no efluente final. Os dois coagulantes (CF e SF) continham a mesma quantidade em massa de ferro, porém um grande problema proveniente da utilização do SF foi o aumento do ânion sulfato no efluente final. A aplicação do SF conjuntamente com o ácido sulfúrico, utilizado para acidificação do meio, deu origem a 200 mg/L de sulfato o que inviabilizou a sua utilização.

A redução da alcalinidade superior a 80% do efluente ocorreu porque o coagulante reagiu com a alcalinidade da água formando hidróxidos metálicos polimerizados altamente insolúveis, que arrastam partículas coloidais formando os

flocos que ficam retidos no filtro. Além disso, a acidificação do efluente para pH 5,5 já consome todos os ânions de ácidos fracos como bicarbonato, silicatos, fosfatos e boratos, responsáveis pela alcalinidade parcial do meio (pH entre 5,75 e 8). Abaixo do pH 5,75 tem-se a alcalinidade intermediária estabelecida pelos ânions de ácidos orgânicos, como ácido húmico, acético e propiônico (BJÖRNSSON et al., 2001).

Os ácidos voláteis são responsáveis por esta alcalinidade intermediária e valores de ácidos voláteis acima de 500 mg/L eliminam o efeito tampão da água, por isso esta análise foi realizada. A adição do APA nas condições CF/APA e SF/APA foi responsável pelo aumento de até 136,36% dos ácidos voláteis do efluente, sendo na condição CF/APA os maiores aumentos, atingindo o valor máximo de 63 mg/L. Na condição CF/APA houve concentração residual de APA, o que contribuiu para o aumento dos ácidos voláteis. Na condição SF/APA o oxidante é totalmente consumido para oxidação do Fe^{2+} para Fe^{3+}, por isso a concentração de ácidos voláteis é menor.

Embora a análise de metais não tenha sido realizada, de acordo com Bordoloi *et al*., (2013) vários estudos têm relatado que a remoção de arsênio da água para consumo humano por coagulação com CF é mais eficaz do que qualquer outro coagulante, como sulftafo ferroso e sulfato de alumínio. Em pH neutro o arsênio está principalmente no estado de oxidação +III (H_3AsO_3) o qual é muito menos adsorvido pelo coagulantes que a espécie +V (H_2AsO_5) em pH próximo ao neutro. Assim sendo, o coagulante sozinho não é capaz de remover o arsênio no estado +III abaixo de 10µg/L e a oxidação de As (III) a As (V) é necessária antes da coagulação, neste caso a utilização de CF/APA pode ser uma opção viável.

4.4 Parâmetros microbiológicos avaliados no efluente tratado na DF

Os resultados das análises microbiológicas são apresentados na Figura 29.

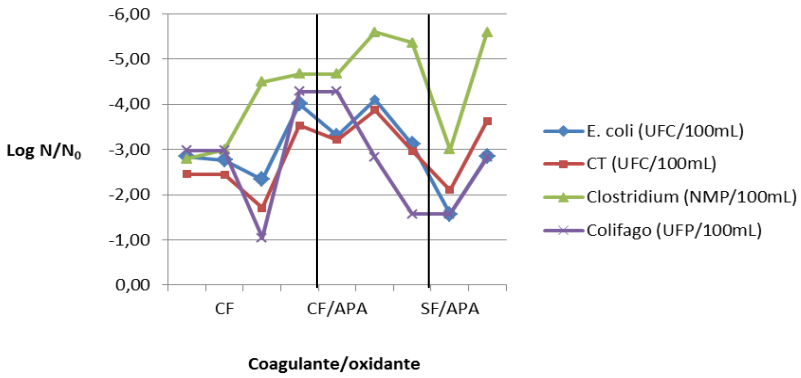


Figura 29 – Resultados das análises microbiológicas após a dupla filtração.

Os parâmetros microbiológicos demonstraram que a redução dos microrganismos ocorreu tanto pelo processo de filtração, quanto pela presença do desinfetante APA. No entanto, sabe-se que a etapa de filtração contribui de forma menos significativa na desinfecção. Verlicchi *et al.*, (2009) obtiveram remoções inferiores a 1 log de E. *coli* através da filtração em leito de areia. De acordo com Koivunen *et al.* (2003) a eficiência de remoção de microrganismos na filtração é atribuída a lavagem contínua e o menor tamanho de partícula de areia que compõe os filtros rápidos.

Vale ressaltar que a concentração de cloro residual na amostra bruta foi menor que 0,1 mgL. Nas combinações onde o APA foi aplicado as concentrações residuais foram iguais ou inferiores a 0,17 mg/L.

Na condição CF/APA a inativação dos microrganismos foi superior devido a maior disponibilidade do desinfetante, logo que o consumo do oxidante pelo ferro é menor, nesta condição não foi observada a presença de colifagos (um microrganismo indicador da presença de vírus no efluente, enquanto que o clostrídio indica a presença de protozoários).

A eficiência na desinfecção de efluente sanitário é afetada pela presença de sólidos, isto porque, o microrganismo pode usar o material particulado como escudo e assim o contato desinfetante/microrganismo não ocorre. A utilização do APA durante o processo de coagulação teve o objetivo de eliminar uma etapa posterior de

desinfecção e ainda proporcionar uma coagulação/oxidação do efluente, no entanto a eficiência de desinfecção poderia ser aumentada com a adição do APA após todo processo de coagulação e filtração. Por esse motivo o efluente proveniente da condição CF, a qual não utiliza o oxidante APA, foi desinfetado após a filtração, aplicando o APA como um pós-tratamento.

Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 – Coagulação utilizando CF 82,6 mg/L e desinfecção com APA após a dupla filtração.

	APA - tempo de contato 10 min			**Efluente filtrado (CF)**
	2 mg/L	**5 mg/L**	**8 mg/L**	**0**
E. coli (UFC/100mL)	150	0	0	3200
CT (UFC/100mL)	1800	110	0	60000
DQO (mg/L)	48	55	75	50
Clostridio (NMP/100mL)	23	23	23	60
Colifago (UFP/100mL)	0	0	0	50

Üstün *et al.*, (2011) utilizaram a coagulação/floculação com 150 mg/L de CF seguida de desinfecção com 3 mg/L de APA para o tratamento de efluente secundário e obtiveram reduções de turbidez de 90% e de DQO de 35%. Quanto aos parâmetros microbiológicos obtiveram, aproximadamente 3 logs de inativação de CT e *E. coli*, e 0,6 log de inativação de *Salmonela*. O que demonstra que a utilização da unidade piloto de DF contribuiu para redução da dosagem do coagulante, implicando em redução de lodo gerado, e também apresenta eficiências melhores de remoção tanto físico-química quanto microbiológica do efluente.

Nos ensaios microbiológicos foram observadas as inativações totais dos microrganismos E. *coli*, CT e colifagos, e uma redução superior a 50% em relação ao microrganismo clostrídio na dosagem de 8 mg/L de APA, resultando no aumento de 50% da DQO do efluente final.

Vale ressaltar que a utilização do APA em substituição ao cloro já ocorre em outros países, isto porque, de acordo von Rohr *et al*., (2014) a adição de cloro na presença de amônia acarretaria na possível formação de cloramina no efluente tratado. Na Itália, a obrigatoriedade da filtração e nitrificação tanto para as águas descartadas nos rios, quanto as destinadas ao reúso refletem em um efluente de boa qualidade, o que implica em doses comuns de desinfetante que variam de 1 a 3 mg/L de APA, não oferecendo condições de restabelecimento do microrganismo E. *coli* (ROSSI, 2007).

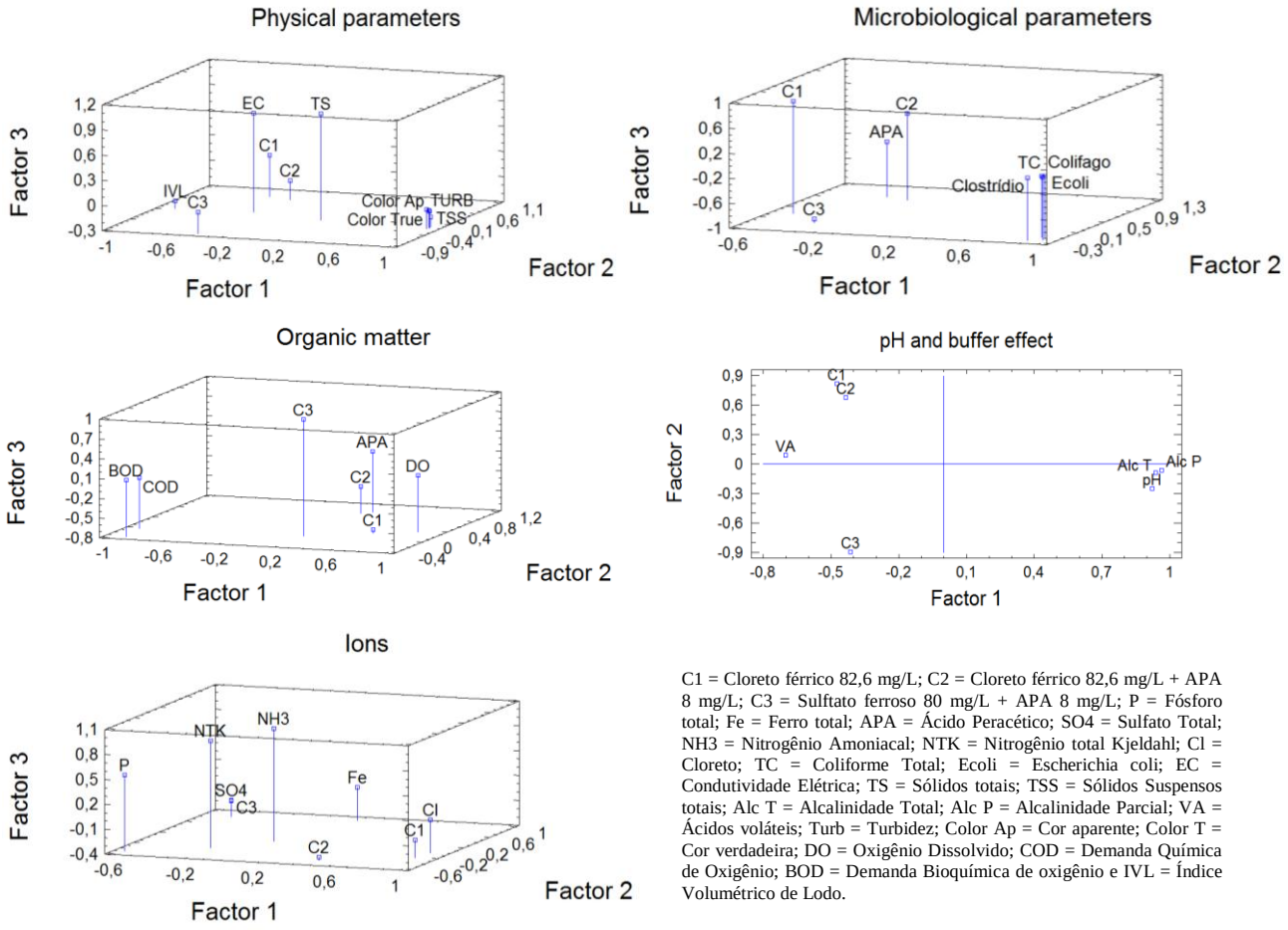
Falsanisi *et al.* (2006) aplicaram o APA no efluente de uma estação de tratamento de esgoto, da cidade de Taranto, localizada no sul da Itália, objetivando o reúso desse efluente na agricultura. Neste trabalho os pesquisadores investigaram a cinética do APA e a demanda do desinfetante conforme as condições do efluente, sendo aplicado tanto no efluente primário como no secundário. De acordo com o limite de *E. coli* permitido para reúso agrícola de efluentes na Itália, que é de 10 UFC/100 mL, o efluente secundário teve como dosagem ótima 4 mg/L de APA em um tempo de contato de 10 minutos, enquanto o efluente primário demandou uma dosagem de 31 mg/L e tempo de contato de 40 minutos, com esta comparação concluíram que os SST, a DQO e os metais presentes aumentaram significativamente o consumo do oxidante.

Lubelo *et al*., (2004) utilizaram filtro de areia para tratamento de efluente bruto seguida de desinfecção com APA e UV e obtiveram remoção dos protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium* de 97,7% e 90%, respectivamente, porém com aumento da DQO em virtude da utilização do APA. Estes protozoários são um problema sanitário para a irrigação irrestrita e as remoções são atribuídas a etapa de filtração (LUBELO et al., 2004 e REZENDE, 2010).

A desinfecção como etapa adicional foi uma boa alternativa para maior redução de patógenos, porém, o aumento da DQO pode inviabilizar algumas formas de reúso com restrição quanto ao limite de carga orgânica. Nesse sentido, a coagulação/oxidação é uma alternativa mais viável. Considerando a exigência de cloro residual da norma de reúso da EPA (2012) a etapa adicional de desinfecção com cloro é mais adequada.

4.5 Análise estatística dos dados obtidos na DF

Para facilitar a interpretação estatística dos dados os resultados obtidos foram separados em cinco grupos, classificados como: parâmetros físicos (cor, turbidez, SST, ST, condutividade elétrica e IVL); parâmetros relacionados a matéria orgânica (DQO, DBO, OD e APA); parâmetros relacionados a concentração de íons (ferro, cloreto, sulfato, amônia, nitrogênio orgânico e fósforo total); parâmetros microbiológicos (E. *coli*, CT, colifagos e clostrídios) e parâmetros relacionados ao pH do meio (alcalinidade e ácidos voláteis). Os resultados obtidos de acordo com as Tabelas 21 e 22 são apresentados na Figura 30.



C1 = Cloreto férrico 82,6 mg/L; C2 = Cloreto férrico 82,6 mg/L + APA 8 mg/L; C3 = Sulftato ferroso 80 mg/L + APA 8 mg/L; P = Fósforo total; Fe = Ferro total; APA = Ácido Peracético; SO4 = Sulfato Total; NH3 = Nitrogênio Amoniacal; NTK = Nitrogênio total Kjeldahl; Cl = Cloreto; TC = Coliforme Total; Ecoli = Escherichia coli; EC = Condutividade Elétrica; TS = Sólidos totais; TSS = Sólidos Suspensos totais; Alc T = Alcalinidade Total; Alc P = Alcalinidade Parcial; VA = Ácidos voláteis; Turb = Turbidez; Color Ap = Cor aparente; Color T = Cor verdadeira; DO = Oxigênio Dissolvido; COD = Demanda Química de Oxigênio; BOD = Demanda Bioquímica de oxigênio e IVL = Índice Volumétrico de Lodo.

Figura 30 – Resultados obtidos no efluente tratado interpretados por uma análise fatorial.

Nos parâmetros físicos pode-se observar, através da análise estatística, que as remoções de turbidez, cor, sólidos em suspensão e o aumento da condutividade elétrica estão mais relacionadas com a presença de CF e CF/APA do que com SF/APA, já a formação de lodo não demonstrou diferenças entre os tratamentos.

Para os parâmetros relacionados a matéria orgânica do efluente é possível observar que a combinação CF/APA tem maior relação com a remoção de DBO, DQO e com o aumento de OD.

Os parâmetros relacionados aos íons do efluente demonstraram na análise estatística que a aplicação de CF/APA reduz o residual de Ferro total no efluente. De forma geral, todos os tratamentos foram muito eficientes na remoção de fósforo e pouco eficientes na remoção de compostos nitrogenados. A combinação SF/APA apresentou resultados menos eficiente em comparação as demais combinações.

Para os parâmetros relacionados ao pH do efluente tratado os tratamentos demonstraram estatisticamente eficiências similares, porém o aumento de ácidos voláteis estão mais relacionado com as combinações com CF e CF/APA.

Para os parâmetros microbiológicos os resultados estatísticos demonstraram a maior eficiência de desinfecção na combinação CF/APA para todos os microrganismos avaliados.

4.6 Avaliação da produção de efluente tratado

Durante este ensaio foram tratados 720 L do efluente do reator UASB pela dupla filtração, deste total foram obtidos 470 L de efluente tratado

Sendo assim, foram utilizados 250 L de efluente tratado para retrolavagem dos filtros, no entanto cabe ressaltar que os tempos de retrolavagem tiveram que ser programados para que a vazão de saída não fosse inferior a 50 L/h, para que não houvesse o acúmulo excessivo de efluente no filtro de areia. Isto porque, considerando que a taxa utilizada foi de 150 m^3/m^2.dia o que equivale a vazão de 147 L/h, se o filtro de areia tivesse vazões de saída muito baixas haveria o transbordamento do filtro de areia. Por isso, vale ressaltar que a operação desta unidade com taxas menores poderia otimizar a produção de efluente tratado em virtude da redução de retrolavagens. A Figura 31 apresenta os resultados da vazão de efluente tratado em função do tempo de operação.

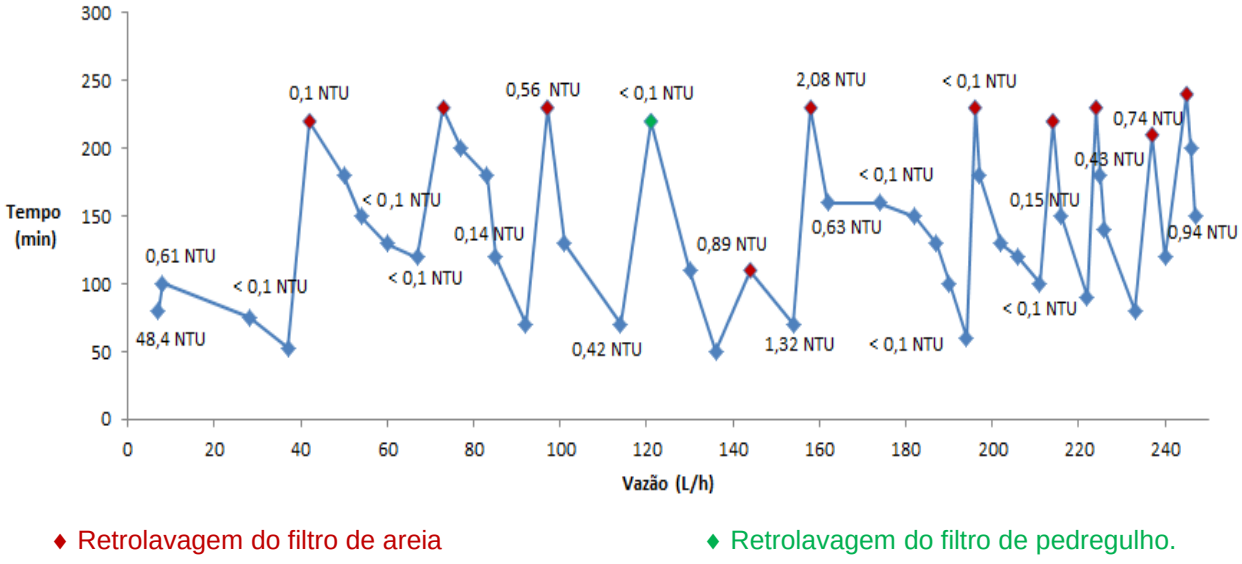


Figura 31 – Fluxo do efluente tratado na DF.

É importante frisar que as retrolavagens são realizadas com o aumento da turbidez, o chamado transpasse, ou ainda pela perda de carga. Testes com taxas diferentes de filtração podem ser avaliados visando aumentar o aproveitamento do sistema. De acordo com Leverenz *et al.* (2009), taxas elevadas podem impactar negativamente o desempenho do filtro quanto à remoção de vírus, no entanto, Williams *et al*., (2007) constataram que aumentando a taxa de filtração e a dosagem do coagulante, a filtração ocorreu de forma profunda, ou seja, não foi restrita a superfície do filtro, aumentando os intervalos de retrolavagens e as eficiências de desinfecção mantiveram-se próximas mesmo com a variação das taxas.

As retrolavagens no filtro de areia demandaram aproximadamente 20 L de água cada uma, já para filtro de pedregulho foi utilizado aproximadamente 50 L para lavagem total.

4.7 Avaliação de possíveis reúsos do efluente final da unidade de dupla filtração

Após o tratamento na unidade piloto de dupla filtração o potencial de reúso do efluente foi avaliado de acordo com as recomendações do manual de reúso da EPA e da Norma técnica NBR 13969/97, conforme a Tabela 24.

O efluente tratado não se enquadrou, principalmente, nas categorias de reúso que estabeleciam padrões de sólidos dissolvidos totais (SDT). Nas demais categorias o efluente tratado pode ser utilizado desde que seja feita a desinfecção com cloro, visto que, o residual de cloro é exigido pela maioria das categorias. O parâmetro pH pode ser considerado dentro da faixa mínima aceitável nos tratamentos que utilizaram CF e SF/APA, pois o desvio padrão demonstra a possibilidade de valores acima de pH 6, assim como o parâmetro DBO para o tratamento com CF/APA, logo que foram observados resultados com DBO abaixo de 10 mg/L nestas condições.

De acordo com a NBR 13969/97, o efluente final da unidade piloto pode ser utilizado sem restrições para irrigação de pomares, pastagens e cultivo de cereais, quando aplicado CF/APA antes da dupla filtração. Vale ressaltar que, de acordo com

o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre a Avaliação dos Recursos Hídricos de 2008 (UNESCO, 2008), a agricultura consome 70% da demanda total de água, o que demonstra que este tratamento pode trazer benefícios não só ambientais como econômicos.

Uma forma muito comum para irrigação de plantações é o gotejamento, nesse processo a presença de sólidos em suspensão é um dos maiores problemas (CAPRA e SCICOLONE, 2007), com isso é possível atribuir mais uma vantagem ao sistema de tratamento proposto, visto que a eficiência na remoção de sólidos em suspensão foi total.

De acordo com Pisani (2004) a empresa pioneira na recuperação potável direta de esgoto doméstico e que continua operando em escala comercial é a Planta de Goreangab em Windhoek, capital da Namíbia na África. Nesta planta em operação desde 1969 e que foi remodelada em 2002, o efluente final da estação de tratamento de esgoto doméstico é pós-tratado utilizando coagulação com cloreto férrico, seguida de flotação por ar dissolvido, filtração rápida por filtro de areia, ozonização, filtro de carvão ativado, ultrafiltração, cloração, estabilização e finalmente distribuição. Na planta antiga, antes de 2002, a ultrafiltração não era utilizada e o efluente tratado já era reutilizado. Este exemplo torna ainda mais otimista os resultados obtidos neste trabalho, logo que, são sistemas semelhantes.

Tabela 24 – Categorias de reúso considerando a qualidade do efluente.

Categorias de reúso	Aplicações	Qualidade recomendada	CF (82,6 mg/L)	CF(82,6 mg/L)/APA(8 mg/L)	SF(80 mg/L)/APA(8 mg/L)	Possibilidade de reúso
Reúso urbano não restritivo	Irrigação de campos de esportes, jardins, parques, usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestrito ao público, descarga de vasos sanitários, combates a incêndios, lavagem de veículo, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar.	**Qualidade recomendada pela EPA** pH = 6,0-9,0 DBO ≤ 10 mg/L Turbidez ≤ 2 NTU Coliformes fecais não detectáveis em 100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L	pH = 5,82 ± 0,31 DBO = 24,43 ± 3,23 mg/L SDT = 314 ± 47 mg/L Turbidez = 0,48 ± 0,17 NTU E. coli = 4722 ± 1348 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,37 ± 0,44 DBO = 12,98 ± 17,07 mg/L SDT = 296 ± 32 mg/L Turbidez = 0,37 ± 0,12 NTU E. coli = 649 ± 756 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,87 ± 0,40 DBO = 26,95 ± 5,02 mg/L SDT = 299 ± 53 mg/L Turbidez = 2,72 ± 3,95 NTU E. coli = 28044 ± 45007 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	O efluente tratado utilizando CF/APA poderia ser utilizado nesta categoria após desinfecção com cloro e correção do pH.
		Qualidade recomendada* NBR 13969/97 Turbidez < 5 NTU pH = 6,0-8,0 SDT < 200 mg/L Coliformes fecais < 200 NMP/100mL Cloro residual de 0,5 a 1,5 mg/L				Reúso não recomendado devido ao excesso de SDT mesmo após o tratamento.
		Qualidade recomendada* NBR 13969/97 Para descarga em vasos sanitários: Turbidez < 10 NTU SDT < 200 mg/L Coliformes fecais < 500 NMP/100mL				
Reúso urbano restritivo	Irrigação de parques, canteiros de rodovias e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais, usos na construção (compactação do solo, abatimento de poeira, preparação de argamassa e concreto)	**Qualidade recomendada pela EPA** pH = 6,0 -9,0 DBO ≤ 30 mg/L SST ≤ 30 mg/L Coliformes fecais ≤ 200 /100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L	pH = 5,82 ± 0,31 SST < 0,1 mg/L Turbidez = 0,48 ± 0,17 NTU DBO = 24,43 ± 3,23 mg/L E. coli = 4722 ± 1348 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,37 ± 0,44 SST < 0,1 mg/L Turbidez = 0,37 ± 0,12 NTU DBO = 12,98 ± 17,07 mg/L E. coli = 649 ± 756 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,87 ± 0,40 SST < 0,1 mg/L Turbidez = 2,72 ± 3,95 NTU DBO = 26,95 ± 5,02 mg/L E. coli = 28044 ± 45007 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	O efluente tratado utilizando qualquer um dos coagulantes/oxidante poderiam ser utilizados nesta categoria após desinfecção com cloro e correção do pH (nas condições CF e SF/APA a correção de pH pode ser desnecessária)
		Qualidade recomendada* NBR 13969/97 Turbidez < 5 NTU Coliformes fecais < 500 NMP/100mL Cloro residual superior a 0,5 mg/L				

Continua

Tabela 24 – Categorias de reúso considerando a qualidade do efluente. Continuação.

Categorias de reúso	Aplicações	Qualidade recomendada	CF (82,6 mg/L)	CF(82,6 mg/L)/APA(8 mg/L)	SF(80 mg/L)/APA(8 mg/L)	Possibilidade de reúso
Reúso agrícola	Irrigação de culturas alimentares que são destinados ao consumo humano	**Qualidade recomendada pela EPA** pH = 6,0-9,0 DBO ≤ 10 mg/L Turbidez ≤ 2 NTU Coliformes fecais não detectáveis em 100 ml Cloro residual mínimo 1 mg/L	pH = 5,82 ± 0,31 DBO = 24,43 ± 3,23 mg/L Turbidez = 0,48 ± 0,17 NTU SST = < 0,1 mg/L E. coli = 4722 ± 1348 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L OD = 6,04 ± 0,49 mg/L	pH = 5,37 ± 0,44 DBO = 12,98 ± 17,07 mg/L Turbidez = 0,37 ± 0,12 NTU SST = < 0,1 mg/L E. coli = 649 ± 756 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L OD = 6,52 ± 0,62 mg/L	pH = 5,87 ± 0,40 DBO = 26,95 ± 5,02 mg/L Turbidez = 2,72 ± 3,95 NTU SST < 0,1 mg/L E. coli = 28044 ± 45007 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L OD = 5,93 ± 0,66 mg/L	O efluente tratado utilizando CF/APA poderia ser utilizado nesta categoria após desinfecção com cloro e correção do pH.
Reúso agrícola restritivo	Irrigação de culturas processadas antes do consumo humano ou não consumidos pelos seres humanos	**Qualidade recomendada pela EPA** pH = 6,0 -9,0 DBO ≤ 30 mg/L SST ≤ 30 mg/L Coliformes totais ≤ 200 /100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L				
	Para irrigação de pomares, pastagens, cultivo de cereais	**Qualidade recomendada* NBR 13969/97** Coliformes fecais < 5000 NMP/100mL OD > 2 mg/L				O efluente tratado utilizando CF/APA poderia ser utilizado nesta categoria
Represamento	Balneabilidade, represamento da água para atividades de recreação	**Qualidade recomendada pela EPA** pH = 6,0-9,0 DBO ≤ 10 mg/L Turbidez ≤ 2 NTU Coliformes fecais não detectáveis em 100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L	pH = 5,82 ± 0,31 DBO = 24,43 ± 3,23 mg/L SST = < 0,1 mg/L Turbidez = 0,48 ± 0,17 NTU E. coli = 4722 ± 1348 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,37 ± 0,44 DBO = 12,98 ± 17,07 mg/L SST = < 0,1 mg/L Turbidez = 0,37 ± 0,12 NTU E. coli = 649 ± 756 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,87 ± 0,40 DBO = 26,95 ± 5,02 mg/L SST < 0,1 mg/L Turbidez = 2,72 ± 3,95 NTU E. coli = 28044 ± 45007 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	O efluente tratado utilizando CF/APA poderia ser utilizado nesta categoria após desinfecção com cloro e correção do pH.
Represamento restrito	Represamento onde o contato corporal é restrito	**Qualidade recomendada pela EPA** pH = 6,0 -9,0 DBO ≤ 30 mg/L SST ≤ 30 mg/L SST Coliformes fecais ≤ 200 /100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L				O efluente tratado utilizando qualquer um dos coagulantes/oxidante poderiam ser utilizados nestas categorias após desinfecção com cloro e correção do pH (nas condições CF e SF/APA a correção de pH pode ser desnecessária)
Reúso ambiental	Utilização para criar, melhorar, manter ou aumentar a vazão dos corpos d'água, incluindo as zonas úmidas e habitats aquáticos	**Qualidade recomendada pela EPA** pH = 6,0 -9,0 DBO ≤ 30 mg/L DBO SST ≤ 30 mg/L SST Coliformes fecais ≤ 200 /100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L	pH = 5,82 ± 0,31 DBO = 24,43 ± 3,23 mg/L SST = < 0,1 mg/L E. coli = 4722 ± 1348 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,37 ± 0,44 DBO = 12,98 ± 17,07 mg/L SST = < 0,1 mg/L E. coli = 649 ± 756 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,87 ± 0,40 DBO = 26,95 ± 5,02 mg/L SST < 0,1 mg/L E. coli = 28044 ± 45007 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	

Continua

Tabela 23 – Categorias de reúso considerando a qualidade do efluente. Continuação.

Categorias de reúso	Aplicações	Qualidade recomendada	CF (82,6 mg/L)	CF(82,6 mg/L)/APA(8 mg/L)	SF(80 mg/L)/APA(8 mg/L)	Possibilidade de reúso
Reúso industrial	Aplicações em instalações industriais, de produção de energia e de extração de combustíveis fósseis	**Qualidade recomendada pela EPA** Depende da aplicação, em geral: pH = 6,0 -9,0 DBO ≤ 30 mg/L SST ≤ 30 mg/L Coliformes totais ≤ 200 /100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L	pH = 5,82 ± 0,31 DBO = 24,43 ± 3,23 mg/L SST = < 0,1 mg/L Coliformes totais = 32777 ± 23604 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,37 ± 0,44 DBO = 12,98 ± 17,07 mg/L SST = < 0,1 mg/L Coliformes totais = 1718 ± 1351 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,87 ± 0,40 DBO = 26,95 ± 5,02 mg/L SST < 0,1 mg/L Coliformes totais = 15600 ± 1302 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	O efluente tratado utilizando qualquer um dos coagulantes/oxidante poderiam ser utilizados nestas categorias após desinfecção com cloro e correção do pH (nas condições CF e SF/APA a correção de pH pode ser desnecessária)
Reabastecimento de águas subterrâneas - Reutilização não potável	Utilização para recarregar os aquíferos que não são utilizados como fonte de água potável	**Qualidade recomendada pela EPA** pH = 6,0 -9,0 DBO ≤ 30 mg/L DBO SST ≤ 30 mg/L SST Coliformes totais ≤ 200 /100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L	pH = 5,82 ± 0,31 DBO = 24,43 ± 3,23 mg/L SST = < 0,1 mg/L Coliformes totais = 32777 ± 23604 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,37 ± 0,44 DBO = 12,98 ± 17,07 mg/L SST = < 0,1 mg/L Coliformes totais = 1718 ± 1351 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,87 ± 0,40 DBO = 26,95 ± 5,02 mg/L SST < 0,1 mg/L Coliformes totais = 15600 ± 1302 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	
Reúso potável indireto	Reabastecimento de águas subterrâneas	**Qualidade recomendada pela EPA** Coliformes totais não detectáveis em 100 mL Cloro residual mínimo 1 mg/L pH = 6,5 – 8,5 Turbidez ≤ 2 NTU COT ≤ 2 mg/L Padrão de potabilidade definida	pH = 5,82 ± 0,31 SST = < 0,1 mg/L Turbidez = 0,48 ± 0,17 NTU Coliformes totais = 32777 ± 23604 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,37 ± 0,44 SST = < 0,1 mg/L Turbidez = 0,37 ± 0,12 NTU Coliformes totais = 1718 ± 1351 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	pH = 5,87 ± 0,40 SST < 0,1 mg/L Turbidez = 2,72 ± 3,95 NTU Coliformes totais = 15600 ± 1302 UFC/100 mL Cloro residual < 0,1 mg/L	COT não realizado no efluente tratado

Adaptado de: Manual para reúso de água, EPA, 2012 e NBR 13969/97.
*Exclusivo para reúso de efluente de origem doméstica.

5 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos neste trabalho pode-se concluir que:

- O APA pode ser utilizado como substituinte do Peróxido de hidrogênio no processo de coagulação/oxidação de efluente sanitário, contribuindo principalmente para a remoção de cor verdadeira, DBO e inativação coliformes do efluente;
- A participação do APA na oxidação do SF é uma alternativa para coagulação com Fe^{3+}, considerando que nesta condição há uma maior remoção de coliformes em relação a utilização de CF com menor redução do pH, porém a alta concentração de sulfato inviabiliza está opção;
- As dosagens (CF 82,6 mg/L com APA 8 mg/L; SF 80 mg/L com APA 8 mg/L; CF 82,6 mg/L todas em pH 5,5) definidas nos ensaios em laboratório demonstraram resultados satisfatórios para sua utilização na unidade piloto de dupla filtração;
- A desinfecção com APA do efluente tratado (utilizando a coagulação com CF) é uma alternativa para utilização de uma menor concentração do oxidante;
- A utilização do processo de coagulação/oxidação de forma simultânea, simplifica o tratamento e torna possível a filtração de um efluente mais oxigenado, possibilitando uma degradação aeróbia, a qual ocorreu de forma menos eficiente sem a adição do APA.
- A utilização da etapa preliminar de coagulação/oxidação viabiliza a utilização do processo de dupla filtração para o tratamento de efluentes com alta carga orgânica e de material suspenso. Assim, este sistema pode ser considerado viável para o tratamento deste tipo de efluente, haja visto que 65% do efluente filtrado pode ser reaproveitado após o tratamento.
- A eficiência do sistema proposto foi comprovada, demonstrando que o processo de filtração em múltiplas etapas (filtração direta em filtro médio de pedregulho seguida de filtração rápida em areia) pode ser aplicado no pós-tratamento de efluentes anaeróbios, contribuindo principalmente para remoção de sólidos em suspensão, turbidez, cor, fósforo e DQO.
- Segundo os resultados obtidos após o tratamento proposto o efluente tratado com a combinação CF/APA pode ser utilizado sem nenhuma etapa adicional

para irrigação de pomares, pastagens e cultivo de cereais de acordo com a NBR 13969/97, enquanto que se as etapas de cloração e ajuste de pH forem incluídos nesta combinação o efluente também poderia ser utilizado para reúso: agrícola; agrícola restritivo; represamento; represamento restritivo; ambiental; industrial e reabastecimento de águas subterrâneas (reutilização não potável), de acordo com as recomendações do Manual de reúso de água da EPA (2012).

6 PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS

- Realização de análise de metais no efluente tratado.
- Realização de ensaios de ecotoxicidade no efluente tratado.
- Realização de novos ensaios de tratabilidade na unidade piloto de dupla filtração, para avaliar a possibilidade de redução de coagulante/oxidante.
- Realização de análise completa de potabilidade, de acordo com a Resolução 2.914/2011 do Ministério da Saúde.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13969/97. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. 1997.

AGUIAR A.; FERRAZ A.; CONTRERAS, D.; RODRÍGUEZ, J. Mecanismo e aplicações da reação de fenton assistida por compostos fenólicos redutores de ferro. Quim. Nova, Vol. 30, nº. 3, 623-628, 2007.

AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Performance evaluation of biosand filter modified with iron oxide-coated sand for household treatment of drinking water. Desalination. Vol. 276, p. 287-293, 2011.

APHA / AWWA / WEF. Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. APHA (American Public Health Association) CD-ROM. USA, 1998.

ASLARI, A.; ROQUES, C.; MICHEL, G. Bactericidal properties of peracetic acid and hydrogen peroxide, alone ande in combination, and chlorine and formaldehyde against bacterial waer strains. Can. J. Microbiol. Vol. 38, p. 635-643, 1992.

BAR-ZEEV, E.; BELKIN, N.; LIBERMAN, B.; BERMAN, T.; BERMAN-FRANK, I. Rapid sand filtration pretreatment for SWRO: Microbial maturation dynamics and filtration efficiency of organic matter. Desalination , Vol. 286, p. 120–130, 2012.

BATTILANI, A.; STEINER, M. A. BACK, S. N.; LORENZEN, J.; SCHWITZERD, A. DALSGAAR, A. FORSLUND, A.; GALA, S.; KLOPAMANN, W.; PLAUBORGH, F.; ANDERSEN, M. N. Decentralised water and wastewater treatment technologies to produce functional water for Agricultural. Water Management. Vol. 98, p. 385–402, 2010.

BJÖRNSSON, L.; MURTO, M.; JANTSCH, T. G.; MATTIASSON, B. Evaluation of new methods for the monitoring of alkalinity, dissolved hydrogen and the microbial community in anaerobic digestion. Wat. Res. Vol. 35, No. 12, p. 2833–2840, 2001.

BORDOLOI, S.; NATH, S. K.; GODOI, S.; DUTTA, R. K. Arsenic and iron removal from groundwater by oxidation–coagulation at optimized pH: Laboratory and field studies. Journal of Hazardous Materials, Vol 260 , p. 618–-626, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. Resolução n° 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acessado em: 23 jun. 2010.

BRASILEIRO, L. B.; COLODETTE, J. L.; PILÓ-VELOSO, D. A utilização de perácidos na deslignificação e no branqueamento de polpas celulósicas. São Paulo: Quím. Nova, v. 24, n.6, 2001.

BUSATO, R. Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente como tratamento de efluentes de reator UASB: um estudo de caso da ETE de imbituva. Dissertação. Curitiba, 2004, 214 p. Mestrado em Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná (UFPR).

CAPRA, A. SCICOLONE, B. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. Journal of Cleaner Production. Vol. 15 p. 1529-1534, 2007.

CAVALLINI, G. S.; CAMPOS, S. X.; SOUZA, J. B.; VIDAL, C. M. S. Evaluation of the Physical–Chemical Characteristics of Wastewater After disinfection with Peracetic Acid. Water Air Soil Pollut (2013) 224:1752.

CETESB. Normas técnicas. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/ normas ---cetesb/43-normas-tecnicas---cetesb. Acessado em 02/01/12.

CHEREMISINOFF, N. P. Liquid filtration. Application of Filtration to Wastewater Treatment. 2nd edition. Butterworth-Heinemann, USA, 1998.

COSTA, J. B. Avaliação ecotoxicológica de efluente de tratamento secundário de esgoto sanitário após desinfecção com ácido peracético, cloro, ozônio, radiação ultravioleta. São Carlos, 2007.178 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo.

DE JULIO, M.; DI BERNARDO, L.; NEVES, E. F. A. Remoção de substâncias húmicas de água por meio do reagente de fenton e da flotação por ar dissolvido. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, MS. ABES, 2005.

DESAI, R., SAHU, O. Comparatively Study of Polymer and Regular Coagulant for Municipal Waste Water Treatment. Journal of Applied Chemistry, 2 (1), p. 82-91, 2014.

DEZOTTI, M.; BASSIN, J. P. Processos e Técnicas para o controle Ambiental de Efluentes líquidos. E-papers, 2008. 360 p.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos, SP: Rima, 2002. 124 p.

DOMÈNECH, X.; JARDIM, W. F.; LITTER, M. I. Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. In: CYTED. Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea, 2001.

EPA (United States Environment Protection Agency). Manual para reúso de água. EPA/ 600/R – 12/618, 2012.

FALSANISI, D.; GEHR, R.; SANTORO, D.; DELL'ERBA, A.; NOTARNICOLA, M.; LIBERTI, L. Kinetics of PAA Demand and its Implications on Disinfection of Wastewaters. Water Qual. Res. J. Can., Vol. 41, n.4, p. 398-409, 2006.

FERREIRA, D. S. Estudo comparative da coagulação/floculação e eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de aterro. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processo químicos e Bioquímicos. UFRJ: Escola de Química, 2013.

GOMES, C. S. Tratamento anaeróbio de esgoto sanitário – proposição baseada em 8 anos de experiência e utilização pela SANEPAR. Anais. Congresso Nacional de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, n°15, p. 155-168, 1989.

GREENLEE, L. F.; LAWLER, D. F.; FREEMAN B. D.; MARROT, B. D.; MARROT, B.; MOULIN, P. Reverse osmosis desalination: Water sources, technology, and today's challenges, a review. Water Research 43, p. 2317–2348, 2009.

HAMODA, M. F.; GHUSAIN, I. A.; MUTAIRI, N. Z. Sand filtration of wastewater for tertiary treatment and water reuse. Desalination. Vol. 164, p. 203-211, 2004.

HENDRICKS, D. Fundamentals of Water Treatment Unit Processes: Physical, Chemical, and Biological. CRC Press Taylor & Francis Group. 2011. 883p.

ILLUECA-MUÑOZ, J.; MENDOZA-ROCA, J. A.; IBORRA-CLAR, A.; BES-PIÁ, A.; FAJARDO-MONTAÑANA, V.; MANTINEZ-FRANCISCO, F. J.; BERNÁCER-BONORA, I. Study of different alternatives of tertiary treatments for wastewater reclamation to optimize the water quality for irrigation reuse. Desalination , Vol. 222, p. 222–229, 2008.

JAFELICCI JR., M.; VARANDA, L. C. O Mundo dos Coloides. Química Nova na Escola n° 9, maio, 1999.

JOLIVET-GOUGEON, A.; BRAUX, A. S.; SAUVAGER, F.; ARTURO-SCHAAN, M.; CORMIER, M. Influence of peracetic acid on Escherichia coli H10407 strain in laboratory microcosms. Can. J. Microbiol., v. 42, 1996, p. 60-65.

KANG, Y. W., HWANG, K. Y. Effects of reaction conditions on the oxidation efficiency in the fenton process. Wat. Res. Vol. 34, nº. 10, p. 2786-2790, 2000.

KHAN, A. A., GAUR, R. Z., TYAGI, A. K., LEW, B., MEHROTRA, I., KASMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. Resources, Conservation and Recyding. Vol. 55. p. 1232-1251, 2011.

KITIS, M.; ADAMS, C. D.; DAIGGER, G. T. The effects of fenton's reagent pretreatment on the biodegradability of nonionic surfactants. Wat. Res. Vol. 33, nº. 11, p. 2561-2568, 1999.

KITIS, M. Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. Environ. Int., v. 30, p. 47-55, 2004.

KOIVUNEN, J. SIITONENB, A.; HEINONEN-TANSKI, H. Elimination of enteric bacteria in biological–chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. Water Research. Vol. 37, p. 690–698, 2003.

KWON, B. G.; LEE, D. S.; KANG, N.; YOON, J. Characteristics of p-chlorophenol oxidation by fenton's reagent. Wat. Res. Vol. 33, nº 9, 1999 p. 2110-2118, 1999.

LEGRINI, O.; OLIVEROS, E.; BRAUN, A. M. Photochemical Processes for Water Treatment. Chem. Rev. 93, p. 671-698, 1993.

LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLOUS, G.; DARBY, J. L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. Water Research Vol. 43. p. 675-705, 2009.

LIN, E. PAGE, D. PAVELIC, P. A new method to evaluate polydisperse kaolinite clay particle removal in roughing filtration using colloid filtration theory. Water Research 42, 669-676, 2008.

LUBELLO, C.; GORIA, R.; NICESEB, F. P.; FERRINI. Municipal-treated wastewater reuse for plant nurseries irrigation. Water Research 38, p. 2939–2947, 2004.

LUO, Y; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. Science of the Total Environment. Vol. 473–474, p. 619–641, 2014.

MARELLI, L. M.; LIBÓRIO, J. B. L. O uso de reatores anaerobios (tipo UASB) como. alternativa no tratamento de esgoto doméstico de conjuntos habitacionais. Congresso latino-americano: Tecnologia e gestão na produção de edifícios. Anais. São Paulo: 03 a 06 de novembro, p. 149-166, 1998.

NOGUEIRA, R. F. P.; TROVÓ, A. G.; SILVA, M. R. A.; VILLA, R. D.; OLIVEIRA, M. C. Fundamentos e aplicações ambientais dos processos fenton e foto-fenton. Quim. Nova, Vol. 30, nº. 2, p. 400-408, 2007.

NORTON-BRANDÃO, D. N.; SCHERRENBERG, S. M.; LIER, J. B. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes e A review of treatment technologies. Journal of Environmental Management. Vol. 122, p. 85-98, 2013.

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

PERDIGÓN-MELÓN, J. A.; CARBAJO, J. B.; PETRE, A. L.; ROSAL, R..; GARCÍA-CALVO E. J. Coagulation–Fenton coupled treatment for ecotoxicity reduction in highly polluted industrial wastewater Hazard. Mater. 181, 127, 2010.

PISANI, P. L. Direct reclamation of potable water at Windhoek’s Goreangab reclamation plant. Desalination 188, p. 79-88, 2006.

PROSAB. Filtração direta aplicada a pequenas comunidades. FINEP, 2003.

PROSAB. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. FINEP, 2001.

PROSAB. Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários. FINEP, 2006.

PROSAB. Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas. FINEP, 1999b.

PROSAB. Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas. FINEP, 1999.

PROSAB. Tratamento de Esgoto Sanitário por processos anaeróbios e disposição controlada no solo. FINEP, 1999.

QIN, G; MCGUIRE, M. J.; BLUTE, N. D.; SEIDEL, C.; FONG, L. Hexavalent Chromium Removal by Reduction with Ferrous Sulfate, Coagulation, and Filtration: A Pilot-Scale Study Environ. Sci. Technol., 39, p. 6321-6327, 2005.

REZENDE, C. C. S. Reúso potável de esgoto sanitário: possibilidades e riscos. 2010. 215p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2010.

RIBEIRO, T. B.; LIMA, J. M.; CURI, N.; OLIVEIRA,G. C.; LIMA P. L. T. Cargas superficiais da fração argila de solos influenciadas pela vinhaça e fósforo. *Quim. Nova,* Vol. 34, nº 1, 5-10, 2011.

RICHTER, C. A. Água métodos e tecnologia de tratamentos. São Paulo: Blucher, 2009. 340p.

ROSSI, S.; ANTONELLI, M.; MEZZANOFTE, V.; NARIZZO, C. Peracetic Acid Disinfection: A Feasible Alternative to Wastewater Chlorination. Water Environ. Res., Vol. 79, n. 4, p. 341-350, 2007.

SANTOS, E. P. C. C.; TEIXEIRA, A. R.; ALMEIDA, C. P.; LIBÂNIO, M.; PÁDUA, V. L. Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. Eng. Sanit. Ambient. V.12 no.4, 2007.

TYAGI, V. K., KHAN, A. A., KAZMI, A. A., MEHROTRA, I., CHOPRA, A. K. Slow sand filtration of UASB reactor effluent: A promising post treatment technique. Desalination, Vol. 249, nº 2, p. 571-576, 2009.

UNESCO. Relatório Mundial das Nações Unidas sobre a Avaliação dos Recursos Hídricos: A água em um planeta em transformação. 2008.

UPADHYAY, A. P.; MISTRY, N. J. Feasibility of combined Fenton & coagulation method for the treatment of pesticides waste water. International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT) Vol. 1, nº 3, p. 1-7, 2012.

USEPA (United States Environment Protection Agency). Manual para reúso de água. EPA/ 600/R – 12/618, 2012.

ÜSTÜN, G. E.; SOLMAZ, S. K. A.; ÇINER, F.; BASKAYA, H. S. Tertiary treatment of a secondary effluent by the coupling of coagulation-flocculation-disinfection for irrigation reuse. Desalination, Vol. 277, p. 207–212, 2011.

VERLICCHI, P.; GALLETTI, A.; MASOTTI, L. A promising practice to reclaim treated wastewater for reuse: Chemical disinfection followed by natural systems. Desalination. Vol. 247, p. 490–508, 2009.

VON ROHR, M. R.; HERING, J. G.; KOHLER, H. P. E.; VON GUTEN, U. Column studies to assess the effects of climate variables on redox processes during riverbank filtration. Wat. Res. Vol 61, p. 263-275, 2014.

VON SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: UFMG, 2005. p.36-37.

VON SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de Estabilização. Belo Horizonte: UFMG, 2002a. p.12-15.

VON SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos Ativados. Belo Horizonte: UFMG, 2002b. p.12-15.

WIECHETEK, G.; BENINI, B. D. S.; DI BERNARDO, L. Remoção de substâncias húmicas utilizando dupla filtração com filtro ascendente de areia grossa ou de pedregulho. Vol. 9, nº 2, p. 156-164, 2004.

WILLIAMS, G.; SHEIKH, B.; HOLDEN, R. B.; KOURETAS, T. J.; NELSON, K. L. The impact of increased loading rate on granular media, rapid depth filtration of wastewater. Wat. Res., Vol. 41, p. 4535 – 4545, 2007.

XING, Z. P.; SUN, D. Z. Treatment of antibiotic fermentation wastewater by combined polyferric sulfate coagulation, Fenton and sedimentation process. Journal of Hazardous Materials, 168 p. 1264-1268, 2009.

ZAR, J. H. Biostatistical analysis. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1999, 662p.

ZHAO, X.; CHENG, K.; HAO, J.; LIU, D. Preparation of Peracetic Acid from Hydrogen Peroxide, Part II: Kinetics for Spontaneous Decomposition of Peracetic Acid in the Liquid Phase. J. Mol. Catal. A: Chem., 284, p. 58-68, 2008.

ZHENG, X. ERNST, M. JEKEL, M. Pilot-scale investigation on the removal of organic foulants in secondary effluent by slow sand filtration prior to ultrafiltration. Water Research. Vol. 44, p. 3203-3213, 2010.

ZHU, M.; YANG, Z.; WANG, L. Application of ferrous hydrogen peroxide for treatment of dsd-acid manufacturing process wastewater. Wat. Res. Vol. 35, nº. 8, p. 2087–2091, 2001.