

Universidade de Passo Fundo
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e
Ambiental

Janaína Terhorst Pizutti

Pós-tratamento de efluente de reator UASB por eletrocoagulação
e adsorção para reúso

Passo Fundo

2018

Janaína Terhorst Pizutti

Pós-tratamento de efluente de reator UASB por eletrocoagulação
e adsorção para reúso

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia, sob a orientação do Prof. Dr. Jeferson Steffanello Piccin e Coorientação do Prof. Dr. Marcelo Hemkemeier.

Passo Fundo
2018

Janaína Terhorst Pizutti

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB
POR ELETROCOAGULAÇÃO E ADSORÇÃO PARA
REÚSO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia, sob a orientação do Prof. Dr. Jeferson Steffanello Piccin e coorientação do Prof. Dr. Marcelo Hemkemeier.

Data da defesa: 17/05/2018

Membros componentes da Banca Examinadora:

Professor Dr. Jeferson Steffanello Piccin

Orientador – UPF

Professor Dr. Marcelo Hemkemeier

Coorientador – UPF

Professor Dr. Vandrê Barbosa Brião

Universidade de Passo Fundo (PPGENG-UPF)

Professora Dra. Vera Maria Cartana Fernandes

Universidade de Passo Fundo (PPGENG-UPF)

Professor Dra. Delmira Beatriz Wolff

Universidade Federal de Santa Maria

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Ligia e Renê, pelo suporte, apoio e incentivo na conclusão desta etapa.

A fundação Universidade de Passo Fundo pela bolsa de estudos.

Aos professores do PPGEng, pelo amadurecimento científico que me propiciaram nesta etapa.

Ao Prof. Dr. Jeferson Piccin pelo aceite a orientação, confiança, ensinamentos e correções prestados.

A acadêmica Rita de Cássia pela disposição e companheirismo diário e aos técnicos pelo auxílio laboratorial prestado.

Não basta dar os passos que nos devem levar um dia ao objetivo, cada passo deve ser ele próprio um objetivo em si mesmo, ao mesmo tempo que nos leva para diante.

Johann Goethe

RESUMO

O tratamento e reúso de efluentes é uma necessidade frente a gestão de recursos hídricos no cenário atual, isso porque, o maior consumo de água doce é relacionado a uso não potável. Para alcançar padrões de qualidade mais nobres para a prática de reúso, técnicas de tratamento avançadas dos efluentes são imprescindíveis. Desta forma, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do pós-tratamento de efluente doméstico oriundo de reator UASB através de processos eletrolíticos e de adsorção. Na primeira etapa foram avaliados os processos de eletrocoagulação (EC) e eletro-oxidação (EO) com variações de pH e densidade de corrente sobre a eficiência na remoção de DQO e consumo de energia. A condição otimizada foi utilizando a eletrocoagulação com densidade de corrente de $29,44 \text{ A/m}^2$ e pH 6,0. Nesta condição o consumo energético específico foi de $31,1 \text{ kWh/kg}$ e a remoção $44,58\%$ da DQO. Observou-se a necessidade de uso de filtro de areia antes do processo de adsorção, sendo este empregado especialmente para a remoção de sólidos suspensos e turbidez. Foi fim, as curvas de ruptura da operação de adsorção apresentaram um comportamento crescente do residual de cor, sendo que o leito não foi completamente saturado ao longo dos experimentos. Ao longo do experimento observou-se a completa remoção de DQO e DBO, além de expressivas remoções de cor ($96,11\%$) e fósforo ($97,54\%$). Os processos conjugados de eletrocoagulação, filtração em areia e adsorção em carvão ativado permitem adequar o efluente, de acordo com parâmetros físico-químicos e biológicos, a classes de reúso urbano agrícola, industrial, recreativa e ambiental, segundo normativas nacionais e internacionais.

Palavras chave: Carvão ativado, Eletrólise, Tratamento avançado de efluentes.

ABSTRACT

The treatment and reclaim of effluents is a concern with the management of water resources and the main consumption of fresh water is related to non-use. In order to obtain higher quality standards for reuse, effluent treatment techniques are essential. In this way, this work had an efficiency for the post-treatment of UORB domestic effluents through electrolytic and adsorption processes. In the first series, the electrocoagulation (EC) and electro-oxidation (EO) processes were evaluated with pH variations and electric current intensity in the removal of energy and energy consumption. An optimized condition was the use of an electrocoagulation with current of 29.44 A / m² and pH 6.0. The specific energy consumption was 31.1 kWh / kg and the removal of 44.58% of the COD. Advice on the use of a hot air filter before the adsorption process, which is considered especially heavy for a removal of suspended solids and turbidity. It was, as the breakdown curves of the adsorption operation of an increasing behavior of the residue, and the bed was not fully synthesized throughout the experiments. Compared with color removals (96.11%) and phosphorus (97.54%). The conjugated processes of electrocoagulation, sand filtration and adsorption in vapors were adequate for the effluent, according to the physical-chemical and biological, urban, industrial, recreational and environmental work classes, according to national and international regulations.

Keywords: activated carbon, electrolyte, advanced treatment of effluents.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Reúso global de água após tratamento terciário	16
Figura 2 - Esquema operacional do reator UASB	21
Figura 3 - Parâmetros relacionados a digestão anaeróbica de Lodo doméstico	23
Figura 4 - Divisão dos tratamentos eletroquímicos	24
Figura 5 - Esquema de uma célula de eletrólise com dois eletrodos	26
Figura 6 - Formação de flocos	27
Figura 7 - Clarificação e formação de espuma do efluente tratado	28
Figura 8 - Termos e fases constituintes da adsorção	37
Figura 9 - Distribuição do tamanho dos microporos	39
Figura 10 - Progresso da zona de adsorção em uma coluna de leito fixo e sua típica curva de ruptura.....	41
Figura 11 - Local de estudo	42
Figura 12 - Fluxograma dos processos de tratamento da ETE – UPF.....	43
Figura 13- Fluxograma do delineamento da pesquisa	45
Figura 14- Desenho esquemático do reator eletrolítico.....	47
Figura 15 - Desenho esquemático da configuração a ser usada para filtro de areia.....	49
Figura 16- Desenho esquemático da configuração a ser usada para adsorção	51
Figura 17 – Aspecto visual da eletro-oxidação e eletrocoagulação, respectivamente da esquerda para direita	53
Figura 18 - Gráfico de efeitos padronizados das variáveis estudadas para a remoção de DQO (a) e consumo (b).....	55
Figura 19 - Superfície de resposta geradas pelo modelos estatístico para a remoção de DQO (a) e consumo de energia elétrica (b) em função das variáveis estudadas	56
Figura 20 - Superfície de resposta geradas pelo modelos estatístico para a remoção de DQO (a) e consumo de energia elétrica (b) em função das variáveis estudadas	56
Figura 21.....	56
Figura 22 - Perfil dos valores previstos/otimizados e da desejabilidade para a remoção de DQO (E) e consumo energético específico (CEE) em função das variáveis estudadas.....	58
Figura 23- Curvas cinéticas de remoção de DQO (E) e consumo energético específico (CEE) nas condições otimizadas de eletrocoagulação.....	58
Figura 24 - Efeito do pré-tratamento da areia de filtração sobre a remoção de DQO, cor e turbidez	60

Figura 25 - Curvas de ruptura de adsorção de cor residual no efluente pós-tratado por adsorção em carvão ativado	61
Figura 26: Curvas de ruptura de adsorção de turbidez residual no efluente pós-tratado por adsorção em carvão ativado.....	62
Figura 27- Aspecto visual dos efluentes obtidos: da esquerda para direita: Efluente reator UABS; pós eletrocoagulação; pós filtro de areia; pós adsorção e água destilada	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Critérios para dimensionamento do filtro de areia	35
Tabela 2 - Caracterização do efluente na saída do reator	43
Tabela 3 - Características do reator eletrolítico.....	47
Tabela 4- Níveis reais e codificados das variáveis D.C e pH.....	48
Tabela 5 - Comparativo entre o processo de Eletro-oxidação (EO) e Eletrocoagulação (EC) sobre a remoção de DQO (E) e consumo de energia (CEE)	52
Tabela 6 - Comparativo entre o processo de Eletro-oxidação (EO) e Eletrocoagulação (EC) sobre a remoção de cor	53
Tabela 7 - Matriz do planejamento experimental (DCCR) e resultados obtidos do processo de eletrocoagulação sobre a remoção de DQO (E) e consumo energético específico (CEE)	54
Tabela 8: Valores reais otimizados de acordo com a desejabilidade	57
Tabela 9- Teste cinético das taxas de remoção de primeira, segunda e ordem n para DQO em condição otimizada de pH e D.C	59
Tabela 10 - Síntese dos valores médios dos tratamentos.....	65
Tabela 11 - Avaliação da qualidade do efluente em relação a normatizações de reúso.....	68

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Estudos que investigaram a eletrocoagulação como pós-tratamento de efluentes tratados por UASB	30
Quadro 2 - Parâmetros e métodos para caracterização do efluente	44
Quadro 3 – Finalidades de reúso avaliadas para o efluente tratado.....	45

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Ampère
a.C	Antes de cristo
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas APHA American
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CEE	Consumo de energia elétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
D.C	Densidade de corrente
EC	Eletrocoagulação
EO	Eletro-oxidação
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FA	Filtro de areia
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler
IES	Instituto de Ensino Superior
NMP	Número mais provável
NTU	Unidades nefelométricas de turbidez
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SST	Sólidos suspensos totais
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFC	Unidade de Formação de Colônias
UH	Unidade Hazen
UPF	Universidade de Passo Fundo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1 Reúso de água: conjuntura e diretrizes	16
2.2 Tratamento de efluentes por processo anaeróbico UASB	20
2.2 Tratamento de efluentes por processos eletroquímicos	24
2.3.1 Eletrocoagulação em efluentes pós tratados por reator UASB	29
2.3.2 Comparativo da eletrocoagulação com tratamentos convencionais.....	31
2.4 Filtro de areia	33
2.4.1 Aspectos construtivos dos filtros.....	35
2.5 Adsorção com carvão ativado	36
2.5.1 Adsorção em leito fixo e curva de ruptura	39
3. METODOLOGIA	42
3.1 Local de estudo e caracterização do efluente	42
3.2 Delineamento experimental	44
3.3.1 Reator eletrolítico.....	46
3.3.2 Condução dos experimentos	47
3.4 Tratamento por filtração com areia	49
3.5 Pós-tratamento com adsorção	50
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	52
4.1 Tratamento Eletrolítico	52
4.1.1 Otimização do processo de Eletrocoagulação.....	54
4.1.2 Cinética da eletrocoagulação.....	58
4.2 Filtração com areia	60
4.3 Adsorção em coluna de carvão ativado	61
4.4 Eficiência global do sistema híbrido	62
4.5 Perspectivas de aplicação do efluente tratado	66
5. CONCLUSÃO	70
REFERÊNCIAS	72
APÊNDICES	85

1. INTRODUÇÃO

O tratamento e reúso de efluentes disponíveis nas próprias áreas urbanas tem recebido atenção considerável do ponto de vista da segurança, abastecimento e da gestão de recursos hídricos. Efluentes sem tratamento eficaz tem relação direta ao agravamento da crise hídrica e a adoção de uma postura voltada a tratamento com finalidade de reúso vem a favorecer o desenvolvimento sustentável de forma a postergar a escassez, reduzir a descarga de poluentes e a captação de água.

Organizações internacionais revelam que o consumo atual de água deverá aumentar em 19% devido ao crescimento populacional nos próximos 40 anos (UN WATER, 2017), conseqüentemente, o acréscimo na quantidade de esgoto produzida que acarreta em níveis elevados de poluição é inevitável. A Organização das Nações Unidas (ONU, 2017) declara que esta poluição vem sendo seriamente negligenciada, uma vez que mais de 80% de águas residuais produzidas no mundo retorna à natureza sem ter sido tratada ou reutilizada. Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), alerta também para problemática da poluição de corpos d'água devido ao excesso de carga orgânica, sendo que em média, 45% da população contribui para essa condição, quando considerada a parcela que não têm esgoto tratado e que não têm coleta.

Mesmo que o tratamento de esgoto evolua a passos curtos do ponto de vista de sua abrangência, a reutilização da parcela de água tratada é uma dinâmica viável no cenário atual. Isso porque, atualmente, 70% do consumo de água doce é relacionada a água não potável (irrigação e à produção de alimentos) (FAO 2017), ao mesmo tempo que, tecnologias para reúso tem demonstrado grande avanço nos últimos anos, especialmente devido a redução dos custos de implantação e operação.

Com a necessidade de alcançar níveis de qualidade mais nobres para finalidade de reutilização, tratamentos convencionais perdem espaço para as tecnologias avançadas atualmente disponíveis. Tratamentos como a adsorção em carvão ativado, oxidação com ozônio, separação por membranas, eletrólise, troca iônica, destilação e precipitação química são o estado da arte no que se refere ao tratamento das águas residuais para reúso (METCALF; EDDY, 2003).

O uso da eletrocoagulação, apesar de sua longa trajetória como tecnologia de tratamento de água, tem conquistado espaço como objeto de estudo para reúso de água (SALEEM et al., 2011; ZHU et al., 2015; ŠRÁMKOVÁ et al., 2018). Isso, deve-se ao

fato de se tratar de uma tecnologia ambientalmente interessante e eficiente quando aplicada à remoção de uma ampla gama de poluentes (orgânicos e inorgânicos), uma vez que, vários mecanismos de degradação e remoção podem existir simultaneamente em um reator eletroquímico (RAJKUMAR; PALANIVELU, 2004; WANG; CHO; KUO, 2009).

A adsorção, por sua vez, por se tratar de um método físico-químico efetivo quando utilizado para polimento de águas residuais (ZHOU et al., 2018) e como tratamento avançado representar uma solução dedicada a eliminação de micropoluentes (MAILLER et al., 2016), tem sido estudada como complementação a sistemas eletrolíticos (NARAYANAN et al., 2009; BELLEBIA et al., 2012; AOUNI et al., 2017). O baixo requisito energético em meio líquido, a ausência de subprodutos de oxidação e a capacidade de regeneração de adsorventes são atrativos consideráveis a seu favor (MAILLER et al., 2016).

Os processos de eletrocoagulação e adsorção foram conjugados neste estudo na tentativa de melhorar a qualidade do efluente tratado no reator UASB da ETE/FUPF e capacitá-lo ao reúso. Isso porque, reatores UASB, apesar de produzirem efluentes com baixa DQO (inferior a 50 mg/L) e DBO (KHAN et al., 2011), apresentam concentrações de patógenos residuais ainda elevadas, remoções de sólidos em suspensão, fósforo e nitrogênio incompletas (CHERNICHARO, 2006; KHAN et al., 2011; SATO et al., 2006), requerendo um tratamento subsequente (MAKWANA; AHAMMED, 2016; HAMZA et al., 2016).

Resultados promissores do processo de eletrocoagulação como pós-tratamento para reator UASB (MAKWANA; AHAMMED, 2016; YETILMEZSOY et al., 2009) aliados a dificuldade do tratamento biológico e ao histórico de metodologias para tratamento do efluente doméstico da ETE/UPF (microfiltração e ultrafiltração, eletrocoagulação seguida de ultrafiltração e ultrafiltração seguida de adsorção) que alcançaram padrões de reúso Classe II (NBR-13.969, 1997) e constataram resultados mais interessantes quando conjugados processos distintos, alicerçaram o delineamento deste estudo.

O objetivo do estudo constituiu em avaliar métodos combinados para tratamento do efluente doméstico e a inferência da possibilidade de reúso a fim de contribuir com práticas voltadas a sustentabilidade. Como objetivos específicos, enumera-se os seguintes:

- a. Comparar a eficiência, na remoção de poluentes e do consumo energético, dos processos de eletrocoagulação e eletro-oxidação de efluente tratado por reator UASB;

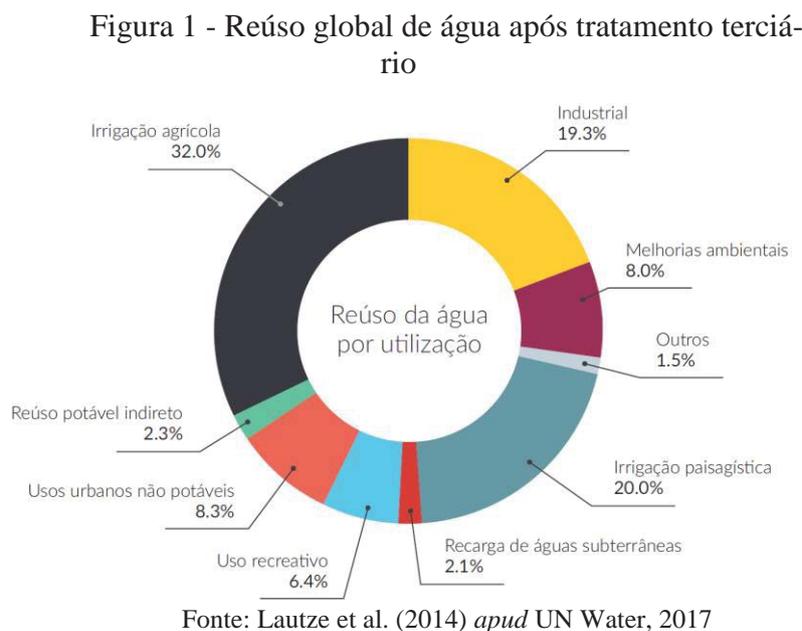
- b. Avaliar o efeito do pH e da densidade de corrente no tratamento eletrolítico;
- c. Realizar o polimento do efluente por adsorção em carvão ativado;
- d. Verificar se o sistema híbrido proposto para o pós-tratamento de efluentes domésticos possui capacidade de adequar a qualidade de água para fins de reúso.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Reúso de água: conjuntura e diretrizes

O desenvolvimento da política de reúso no Brasil é uma alternativa favorável no caminho bem-sucedido do gerenciamento de fontes hídricas (TELLES; COSTA, 2010). Uma vez que, o tratamento de águas residuais e sua reutilização tem propósito bem definido de: conseguir uso eficiente dos recursos, abordar a escassez de abastecimento de água e proteger o ambiente e a saúde pública (EPA, 2012).

Atualmente ainda é pequena a parcela das águas residuais produzidas em todo o mundo que passa efetivamente por tratamento e é reutilizada. A classe que representa a parcela mais expressiva de reúso no mundo, ao mesmo tempo que, mais consome água potável, é o setor de irrigação (agrícola, industrial e paisagística), conforme mostrado na Figura 1 (UN WATER, 2017).



Segundo, as tendências de crescimento da população e urbanização, a quantidade de águas residuais geradas provavelmente aumentará substancialmente no futuro, tornando-se necessária a prática de reutilização. O primeiro passo, de acordo com Jiménez e Asano (2008) é o estabelecimento de um quadro regulamentar para a reutilização da água, práticas e padrões baseados em saúde e meio ambiente, idealmente baseado em diretrizes internacionalmente reconhecidas.

No cenário atual nacional brasileiro, o que se dispõe referente a padrões ambientais e microbiológicos para lançamento de efluentes em corpos d'água são definidos pela Resolução CONAMA 430/2011, enquanto que, no estado do Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler (FEPAM) atua como órgão de fiscalização ambiental, estabelecendo padrões de lançamento acordados ao estabelecido na Resolução CONSEMA 355/2017.

Não obstante, tais padrões restringem-se ao lançamento de efluentes, não abordando questões relacionadas a possibilidade de reutilização e certificam a deficiência de regulamentações e investimentos contundentes para águas de reúso no Brasil. Alguns órgãos governamentais a seu encargo têm procurado regulamentar e incentivar aproveitamento de águas pluviais e cinzas (geradas a partir de processos domésticos, exceto bacias sanitárias), como os estados de São Paulo e a cidade de Florianópolis/SC.

Em São Paulo, a Lei Estadual nº 12.526/07 (“Normas para a Contenção de Enchentes e Destinação de Águas Pluviais”) e em Florianópolis o Projeto de Lei Municipal Complementar nº 1.231/13 que altera o Código de Obras e Edificações, estabelecem a obrigatoriedade da implantação de sistema para a captação, retenção e aproveitamento de águas pluviais, coletadas por telhados, coberturas, terraços e pavimentos descobertos, em lotes, edificados ou não, que tenham área impermeabilizada superior a 500m² e 200 m², respectivamente. Sendo que, o sistema de captação e aproveitamento de águas pluviais deve ser submetido a tratamento sanitário com a finalidade de torná-las próprias para a utilização em atividades que não exijam sua potabilidade (para regar jardins, lavar calçadas ou uso de bacias sanitárias).

Em Curitiba, a medida partiu da Lei Municipal nº 10785/03 que instituiu o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações (PURA). Em seu artigo oito, relata que as águas servidas serão direcionadas através de tubulação própria, a reservatório destinado a abastecer as descargas das bacias sanitárias e, apenas após tal utilização, será descarregada na rede pública de esgotos.

Um pouco antes, no ano de 2005, outro incentivo foi dado por parte do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) na Resolução nº 54, a qual estabeleceu modalidades, diretrizes e critérios gerais na tentativa de regulamentar e estimular a prática de reúso direto não potável de água em todo o território nacional. O reúso direto não potável de água, para efeito desta resolução, abrangeu as seguintes modalidades:

- a. Reúso para fins urbanos: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;
- b. Reúso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;
- c. Reúso para fins ambientais: utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;
- d. Reúso para fins industriais: utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais;
- e. Reúso na aquicultura: utilização de água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

A NBR 13969/97 (ABNT, 1997), apesar de não ter sua aplicabilidade específica para reúso de efluentes, aborda em seu item 5.6 sobre a reutilização do esgoto doméstico tratado para fins não potáveis. A mesma dispõe ainda de itens referentes ao planejamento do reúso, sistema de reserva e distribuição, usos previstos, grau de tratamento necessário, sistema de volume do esgoto a ser reutilizado.

Outra tentativa de estímulo foi dada em 2005, com a elaboração do Manual de Conservação e Reúso da Água em Edificações, organizado pela Agência Nacional de Águas (ANA), pelo Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo – (SindusCon - SP) e pela Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP). Em seu item 5.2 exigências mínimas consideradas cabíveis para o uso da água não potável em função de diferentes classes de atividades são abordadas (APÊNDICE C).

Mundialmente, existem alguns preceitos reconhecidos que pautam, direta ou indiretamente, questões relacionadas a reutilização de efluentes. Cita-se as “Diretrizes da ONU para o uso seguro de águas residuais, excretas e águas cinzas” (WHO, 2006), que abordam a água pluvial como fonte alternativa e diretrizes focadas no uso de coberturas como áreas de coleta a fim de reduzir os riscos para a saúde, e, as “Orientações para a qualidade da água potável” (WHO, 2011) que relacionam metas de desenvolvimento do milênio com a reutilização da água, considerando-a como um recurso estratégico e de valor particular em áreas onde há escassez.

Muitos países já possuem a anos normativas mais representativas emitidas pelos seus respectivos ministérios de agricultura, energia, sustentabilidade, ambiente e saúde. A Jordânia com sua Base técnica nº 893/06 fixou uma série de parâmetros físico-químicos e microbiológicos para cada um dos tipos de reúso, contemplando 14 usos agrupados em

três grupos: irrigação, recarga de aquíferos e usos urbanos. Israel tem o Regulamento do Ministério da Saúde, que, além de regular o uso da água regenerada para cultivos, também inclui métodos de tratamento e a distância mínima entre o sistema de reutilização e os usos com as áreas residenciais e as vias urbanas (COMISSÃO EUROPÉIA, 2014).

Na União Europeia, o Chipre, por exemplo, já em 1997 divulgou normas provisórias com critérios de qualidade para o uso de água regenerada. A França, em 1994, publicou o Decreto sobre a purificação das águas residuais voltada a reutilização para fins agrícolas. Em 1999, a Itália contemplou a reutilização para irrigação, usos urbanos e industriais no Decreto nº 152 e em 2003 no decreto nº 185, onde se regulam condições para reutilização e se fixam parâmetros mínimos de qualidade de água regenerada (COMISSÃO EUROPÉIA, 2014; GOVERNO DA ESPANHA; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, RURAL E MARINHO, 2010).

Dentre as normatizações europeias, destaca-se o “*Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007*” da Espanha, o qual fixa uma completa série de emendas que destacam usos água regenerada, procedimentos de obtenção, autorização de obtenção de concessão, assim como, estabelece usos permitidos, proibição, condições de qualidade e regime de responsabilidades em relação a manutenção de tal.

Nos Estados Unidos da América, a reutilização de água é legislada pelos Estados com Código de Água de Califórnia, sendo que 26 deles já possuem regulamentos específicos. Tais legislações são norteadas pelas “Diretrizes para o Reúso de Água” (*Guidelines for Water Reuse*) da Agência de Proteção do Meio Ambiente dos Estados Unidos - EPA (*Environmental Protection Agency*), atualizado em 2012. Este documento foi proposto com base em várias experiências de todo o mundo principalmente para reutilização de água derivada de efluentes municipais, sendo que essas diretrizes incluem a reutilização para usos urbanos, industriais, agrícolas, ambientais e reativas.

Na América central, o Panamá produziu seu regulamento técnico mais completo, a Resolução nº 49, DGNTI-COPANIT em fevereiro de 2000, pelo Ministério do Comércio e Indústrias objetivando salvaguardar a saúde dos habitantes, proteger o ambiente, promover uma utilização racional dos recursos e estabelecer regulamentos para os diferentes usos. A extensão deste regulamento abrange águas residuais do tratamento público, privado ou misto, independentemente da sua origem e tratamento que estão sendo submetidos. A aplicação se dá especificamente para as águas residuais tratadas a ser utilizada para consumo animal, irrigação, lazer e estética, aquática e aquicultura vida, uso urbano, recarga do aquífero, habitat restauração, mineração e industrial. As utilizações

não são consideradas consumo humano direto e de lazer com o contato direto por razões psicológicas, que limitam os tipos de usos para a água reciclada.

Na África do Norte, programas de reúso na Tunísia começaram na década de 60, sendo este um dos poucos países do mediterrâneo que possui uma política federal implementada para a gestão dos recursos hídricos. Em função da escassez e do aumento da poluição das águas, a água de reúso é principalmente usada para irrigação restrita, sendo que os efluentes com tratamento secundário são utilizados para uma série de culturas. O reúso agrícola fica a cargo da Lei das Águas de 1975 e do Decreto nº 89 - 1047 de 1989, sendo que padrões de reúso estão implementados no *Tunisian Standard* 106.03 de 1989 (BAHRI, 1998).

Além de questões culturais e econômicas, a falta de definições atuais claras de padrões de reúso, em países como o Brasil, ainda é um limitante na prática de reúso. Segundo Mancuso e Santos (2003), diretrizes e regulamentações bem definidas segundo o uso a que se destinam, são essenciais para adequar parâmetros físico-químicas e biológicos. Especificidades e finalidades para normas de reúso enumeradas foram sintetizadas e estão apresentadas no APÊNDICE C deste estudo.

2.2 Tratamento de efluentes por processo anaeróbico UASB

Em função da crise energética dispendida na década de 1970 e ao interesse por tratamentos relativamente menos onerosos, o tratamento de efluentes através de UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) ganhou espaço. A sua viabilidade no desenvolvimento do saneamento de países tropicais e subtropicais como a Índia, Brasil e Colômbia, onde os recursos financeiros geralmente são escassos (KHAN et al., 2011) foram os principais atrativos.

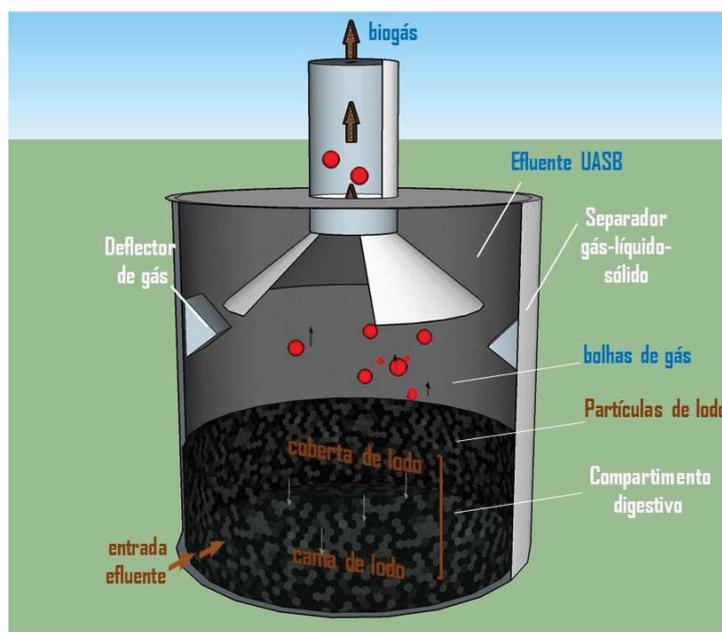
Grande número de digestores anaeróbios foram construídos até hoje, sendo os de alta taxa os mais usados (filtro anaeróbico, digestores líquidos totalmente misturados (como digestores de tanques de agitação contínua), manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente, entre outros). Dentre o grupo dos digestores mais comuns de alta taxa, os reatores de manta de lodo anaeróbico de alta velocidade (UASB) são os mais populares em todo mundo (TIWARI ET AL., 2006). Suas vantagens implicam desde seu design compacto, a produção de lodo granulado e de biogás, a redução de custos operacionais e de capital (HAMZA et al., 2016).

Os reatores UASB são projetados para operar em tempo de retenção de sólidos

longo e em tempo de retenção hidráulica curto. Isso para incorporar grandes quantidades de biomassa de alta atividade, permitindo uma melhor estabilização dos lodos e maior capacidade de carga, o que os diferencia dos digestores anaeróbicos convencionais baixa taxa (como lagoas anaeróbicas e tanques sépticos) (SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Eles consistem de um separador gás-liquido-sólido (GLS) e de uma coluna em forma cilíndrica ou retangular (Figura 2). No primeiro compartimento, inicialmente o lodo é inoculado e posteriormente o efluente sob fluxo ascendente entra pela parte inferior do tanque, sendo que, o contato entre ambos resulta na conversão da matéria orgânica poluente em biogás. O segundo compartimento, separador de fases, fica na parte superior do reator garantindo que o efluente tratado e o biogás saiam por compartimentos distintos e que o lodo anaeróbico seja retido no interior do tanque (SPERLING; CHERNICHARO, 2005).

Figura 2 - Esquema operacional do reator UASB



Fonte: A autora

Com a ausência de oxigênio, o processo biológico de degradação de poluentes do efluente ocorre por meio das bactérias anaeróbicas (acidogênicas e metanogênicas). Durante esse processo, as bactérias convertem a matéria orgânica em ácidos orgânicos voláteis e posteriormente formam-se hidrogênio e CO_2 , e estes por fim são convertidos em metano e gás carbônico (metanogênese) (ARCEIVALA; ASOLKAR, 2007).

O que torna esse tipo de reator viável e eficiente é a alta eficiência na remoção de DQO, ocasionada pela disponibilidade de lodos granulares flocculantes (HICKEY et al., 1991). Esses lodos têm em sua constituição bolhas de gás flutuantes que ocasionam uma turbulência natural e favorecem o contato eficiente de águas residuais e biomassa, desse modo, a mistura mecânica não é necessária, reduzindo significativamente a demanda de energia (WEILAND; ROZZI, 1991).

O projeto do reator UABS pode ser baseado sobre a capacidade de degradação da biomassa, resultando na redução dos tempos de tratamento. Isso porque, com a granulação/cobertura no reator, os sólidos e os tempos de retenção hidráulicos podem ser manipulados de forma independente e efetiva (HICKEY et al., 1991).

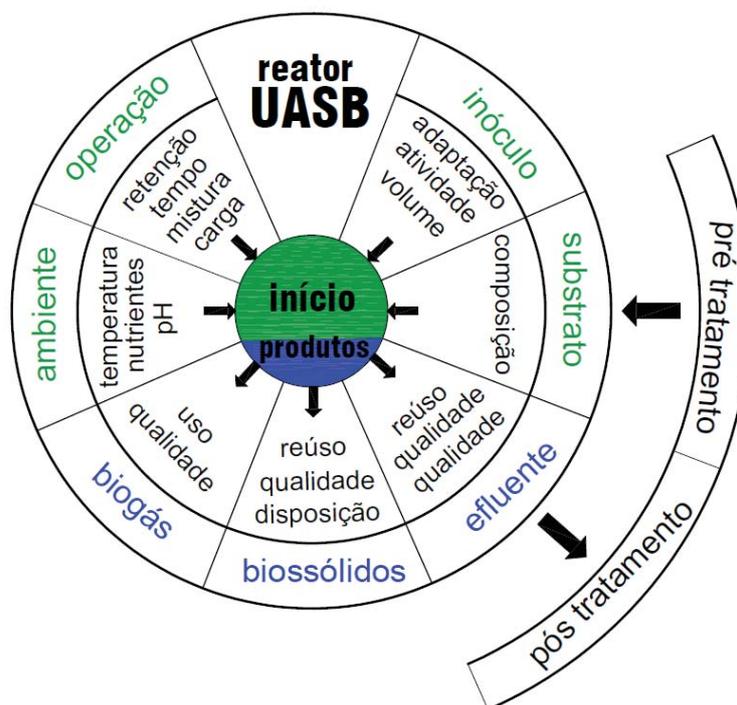
Os produtos do tratamento de reatores UASB, metano e efluente, podem ser considerados recursos recuperáveis e valiosos. A recuperação de gás metano transformado em energia pode ser da ordem de 28% a 75% (Mendoza et al., 2009), sendo que, em termos energéticos 1m^3 de biogás com teor de 75% de metano é equivalente a 1,4 kWh de eletricidade. Essa recuperação requer uma análise complexa e individualizada, pois em casos de grande percentual de dissolução do gás metano por exemplo, pode não ser desejável do ponto de vista econômico (ARCEIVALA; ASOLKAR, 2007).

Para que o valor do produto seja maximizado na Cobertura de Lodo Anaeróbio de Fluxo Ascendente ainda se deve considerar um conjunto de parâmetros levantados por Chong (2012): ambiente, operação, reator, inoculo e substrato (Figura 3). Todos estes devem estar em forte interação para garantia da alta eficácia no princípio do processo e para que os produtos consequentes (biogás, biossólidos e efluentes) cumpram com os padrões de qualidade mais próximos possíveis de reutilização ou descarga.

Alguns desafios em relação a esse tratamento ainda são estudados, como a diminuição da performance em baixas temperaturas (LEW et al., 2011; DESSI et al., 2016; ZHANG et al., 2017) a lavagem, flutuação e desintegração de lodo granular (Li et al., 2008) e a purificação do biogás (POKORNA-KRAYZELOVA et al., 2017).

Do ponto de vista químico do processo anaeróbio, ressalta-se que há muitas substâncias (orgânicas e inorgânicas) necessárias para o processo de digestão funcionar de forma satisfatória, dentre elas, uma fonte de energia e de carbono (para a síntese de novo material celular), nitrogênio e fósforo (essenciais para mineralização ou biotransformação de compostos orgânicos em metano) (BAL; DHAGAT., 2001; HUSSAIN., 2015).

Figura 3 - Parâmetros relacionados a digestão anaeróbica de Lodo doméstico



Adaptado de Weiland e Rozzi (1991)

Por outro lado, nesse processo ocorre apenas uma mudança nas formas dos elementos nitrogênio e fósforo, sendo então, a remoção de nutrientes (por exemplo, NH_4^+ , PO_4^{3-} , S_2) não realizada de forma completa (ZEEMAN; LETTINGA, 1999; ZHAO, 2011; MAHMOUD, 2008). Outra dificuldade introduzida ao efluente tratado pelo processo anaeróbio, são as concentrações de patógenos residuais dos fluidos ainda elevadas, além de não se ter remoções totais de sólidos em suspensão (CHERNICHARO, 2006; KHAN et al., 2011; SATO et al., 2006).

Os efluentes pós tratados pelo UASB não atendem padrões de reúso e raramente diretrizes de disposição, assim, um tratamento subsequente para melhor polimento antes de sua reutilização ou descarga em corpos d'água naturais é necessário (MAKWANA; AHAMMED, 2016; SA, 2016; HAMZA et al., 2016). O aspecto específico do pós-tratamento seria a remoção completa de patógenos para proteger a saúde dos seres humanos e remoções mais elevadas de DQO para proteger ambiente com recuperação de energia.

Atualmente existem diversas opções para o pós-tratamento de águas residuais municipais tratadas com reatores UASB que são capazes de produzir efluentes com baixa DQO residual (inferior a 50 mg / L), tais como os sistemas de lodo ativado, a flotação de

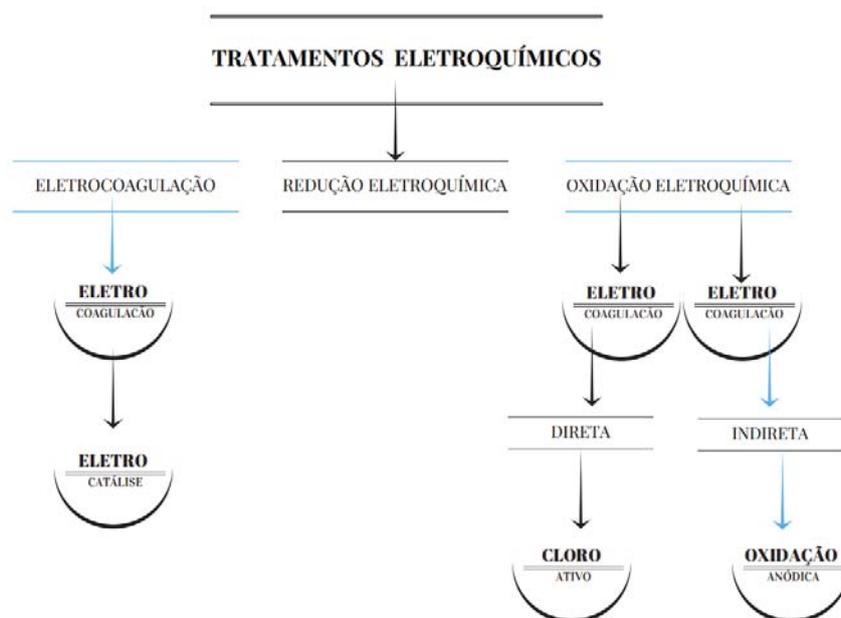
ar dissolvido ou o reator de lote sequencial, os quais combinados podem suprir a necessidade de redução de carga de DQO, DBO e SS (KHAN et al., 2011).

Essas técnicas além de demandarem de grandes áreas, supervisão qualificada e altos custos de construção e operação, não são alternativas sustentáveis, especialmente para os países em desenvolvimento, devido ao seu elevado nível de mecanização (CHONG et al., 2012). Sua aplicabilidade é comumente para adequação da qualidade de efluentes vertidos em corpos hídricos, enquanto que, a aplicabilidade de tratamentos avançados após tratamentos por reatores UASB atuam na ótica do reúso.

2.2 Tratamento de efluentes por processos eletroquímicos

A eletroquímica abrange todos os processos químicos relacionados com a produção de corrente elétrica e vice-versa, estudando a formação de energia química por meio da energia elétrica pelo processo denominado de eletrólise (TICIANELLI; GONZALEZ; 1998). Os tratamentos eletroquímicos podem ser divididos (Figura 4) em tratamentos de eletrocoagulação, redução e oxidação (GANZENKO et al., 2014).

Figura 4 - Divisão dos tratamentos eletroquímicos



Fonte: Adaptado de Ganzeko et al. 2014

A eletrólise, apesar de sua longa trajetória como tecnologia de tratamento de água, atualmente tem conquistado espaço como objeto de estudo (HOLT et al., 2002). Isso,

deve-se ao fato de se tratar de uma tecnologia ambientalmente interessante e eficiente quando aplicada à remoção de uma ampla gama de poluentes, orgânicos e inorgânicos, uma vez que vários mecanismos de degradação e remoção podem existir simultaneamente em um reator eletroquímico (RAJKUMAR; PALANIVELU, 2004; WANG; CHO; KUO, 2009).

A eletrocoagulação, em particular, foi aplicada pela primeira vez em estações de tratamento de água e teve início no século XIX na Inglaterra e no século XX nos EUA (HOLT et al., 2005). Posteriormente, passou a ser substituído principalmente pela coagulação química (tratamento para a redução de poluições orgânicas coloidais) e por agentes biológicos (tratamento para a redução de poluições solúveis) devido ao valor agregado a eletricidade neste período. Já nos anos 90, os processos eletrolíticos voltaram a ser estudados, especialmente devido a opção de substituição da matriz energética por fontes energéticas renováveis, mas também pelo crescimento dos estudos para o tratamento de poluentes emergentes (MOLLAH et al., 2001).

2.3.1 Princípios da eletrocoagulação

A eletrocoagulação é um tratamento baseado na dissolução eletrolítica *in situ* do material metálico ânodo, que pode remover vários poluentes de águas residuais através de mecanismos compreendidos no processo (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009; WIENDL, 1998). O uso dos chamados anodos sacrificiais é a principal diferença entre eletrocoagulação e todas as outras tecnologias de purificação de água baseadas na eletrólise (eletro-Fenton, eletro-oxidação, eletrodialise, eletrofiltração, entre outros) (SILLANPÄÄ 2014; CHEN et al., 2004).

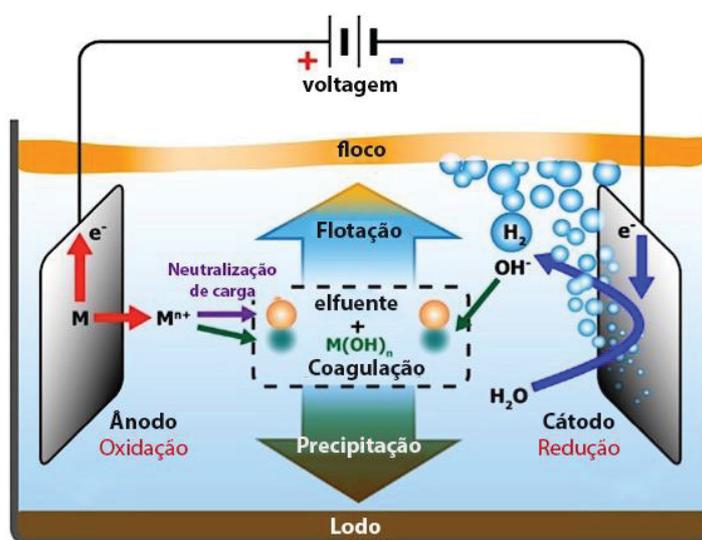
Com a aplicação de uma tensão, os eletrodos do ânodo oxidam, ocorrendo a liberação de íons metálicos (Figura 5) quando usados eletrodos dissociáveis ou de metais (MOLLAH et al., 2004). Esse comportamento eletroquímico do sistema é explicado através das reações eletrolíticas anódicas gerais que representam a oxidação do alumínio e ferro sólido nas Equações 1 e 2, respectivamente.

Uma vez que o valor do pH no reator eletrolítico é mantido entre 6,5 e 9, o cátion gerado na etapa anódica hidrolisa-se, ou seja, hidróxidos (OH) correspondentes destes metais são formados, e reagem com cátions livres e com contaminantes ainda presentes. Esses hidróxidos de metais acabam por formar o agente coagulante (Equação 3 e 4), que por fim podem ser polimerizados a $n\text{Al}(\text{OH})_{3n}$, (Equação 5 - reações secundárias), o qual

é responsável pela coagulação e pela formação de partículas coloidais (MORENO CASILLAS et al., 2007; MOLLAH et al., 2001).

A medida que o ânodo em sacrifício se corrói, é ocasionada a neutralização das cargas superficiais, a desestabilização de partículas coloidais e a quebra de emulsões (HOLT et al., 2005). A formação de flocos é oriunda da aglutinação dessas partículas coloidais desestabilizadas pelos hidróxidos metálicos e do transporte das espécies hidrolisadas, que promove o contato com as impurezas. Ou seja, a origem das partículas maiores dá-se pela adsorção de hidróxidos em partículas coloidais Figura 6 (CRESPILO; REZENDE, 2004).

Figura 5 - Esquema de uma célula de eletrólise com dois eletrodos



Fonte: Adaptada de An et al. (2016)

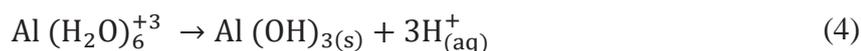
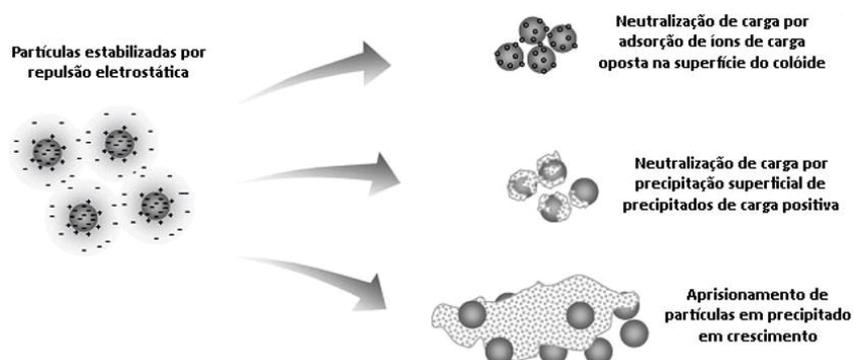


Figura 6 - Formação de flocos



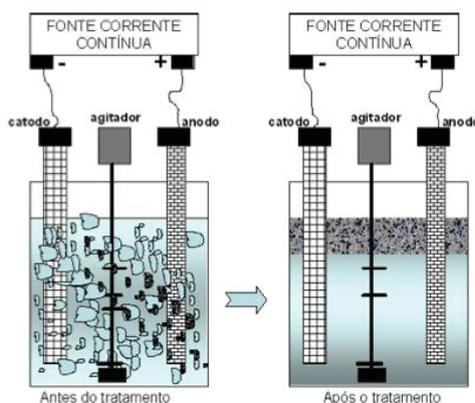
Fonte: Adaptada de Cañizares et.al., 2008

A etapa de floculação do efluente tratado eletroliticamente ocorre em um tempo muito reduzido (em torno de 1 minuto, enquanto que, com uso de coagulante a floculação ideal ocorre após mais ou menos 30 minutos de agitação) não havendo a necessidade de serem adicionados produtos químicos e mesmo assim podendo-se atingir uma redução de contaminantes em níveis superiores aos tratamentos físico-químicos convencionais, justificada por sua atuação não se limitar apenas a fração em suspensão e dispersa, mas também, atingir parte da fração dissolvida (WIENDL, 1998).

No decorrer do processo de eletrofloculação ocorre também a evolução simultânea do hidrogênio no cátodo, permitindo posteriormente a remoção de poluentes por flotação. A eletroflotação ocorre devido a ação de microbolhas de oxigênio e de hidrogênio formadas a partir da hidrólise da água (CHEN; CHEN; YUE, 2000; MOLLAH et al., 2001). Essas bolhas possuem dimensões muito pequenas (normalmente menores que 0,01mm), e por conta da diferença da massa específica das microbolhas em relação a massa específica do líquido, elas tendem a subir para superfície da célula carregando por arraste flocos formados pelas impurezas. Esse movimento, possibilita uma clarificação considerável do líquido tratado, pois as microbolhas levam consigo a matéria em suspensão presente, tais como os hidrocarbonetos e coloides, que acabam por formar uma espessa espuma na superfície (Figura 7) (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Um parâmetro considerado definitivo na formação dessas bolhas é a corrente aplicada, sendo esta aceleradora do processo. Porém, deve-se considerar que quando a densidade da corrente é alta, ela acarreta em uma eletroflotação dificultosa, pois acaba por promover a formação de bolhas maiores, dando lugar à turbulência e tornando o processo ineficiente (KHELIFA et al., 2005).

Figura 7 - Clarificação e formação de espuma do efluente tratado



Fonte: (SILVA 2005, p.53)

Duas reações de desprendimento são originadas neste processo. A primeira é ocorrente no cátodo e tem reação principal representativa do desprendimento de hidrogênio, conforme mostra a Equação 6, já a segunda sucede-se no ânodo com desprendimento de oxigênio. O oxigênio gerado em uma parte do eletrodo é muito reativo e eficaz pela sua qualidade de oxidante, favorecendo assim a quebra de moléculas orgânicas resistentes, enquanto o hidrogênio desprendido do eletrodo oposto (positivo) é utilizado como redutor sobre moléculas orgânicas (GUPTA; ALI, 2012; MOLLAH et al., 2004).



Algumas melhorias da eletroflotação em relação a flotação convencional são identificadas, sendo uma delas relacionada ao fato das bolhas de gás dispersas formadas a partir de eletrólise serem mais finas e mais uniformes em comparação com as bolhas de ar no sistema de flotação convencional, ainda, o tamanho e a densidade das bolhas eletrolíticas que podem ser controlados por variação da densidade de corrente no meio, aumentando assim as probabilidades de colisão de partículas de bolhas (BANDE et al., 2008).

Dentre os fatores que inferem diretamente no desempenho da eletrocoagulação, cita-se (BUTLER et al., 2011; GUPTA; ALI., 2012; PLETCHER., 1982; SENGIL; ÖZACAR, 2006):

- a. Densidade de corrente: uma vez que influencia a remoção de poluentes;
- b. Eletrodos: para tratamento de efluentes constituírem-se normalmente por

materiais idênticos, isso se deve principalmente ao fato de apresentarem o mesmo potencial eletrolítico, terem menor custo e sofrerem desgastes uniformes, implicando na sua substituição. O intervalo entre elétrodos pode ser decisivo, visto que ele é diretamente proporcional à queda de potencial ôhmico da célula, desse modo, reduzir esta distância é de grande importância para diminuir o consumo de energia da eletrólise. Os eletrodos para tratamento de efluentes constituíram-se normalmente por materiais idênticos, isso se deve principalmente ao fato de apresentarem o mesmo potencial eletrolítico, terem menor custo e sofrerem desgastes uniformes, implicando na sua substituição;

c. Meio de eletrólise: a escolha do eletrólito, sua concentração, temperatura e pH são decisivos no processo. Sendo que o pH influencia diretamente no tamanho das bolhas de gás oxigênio e hidrogênio que virão a formar-se, afetando diretamente no eletroflotado.

2.3.1 Eletrocoagulação em efluentes pós tratados por reator UASB

A eletrocoagulação não só foi propósito de pesquisa ao longo dos anos, como motiva a literatura atual a medir esforços para investiga-la como um processo cada vez mais abrangente do ponto de vista de sua aplicabilidade. A eletrocoagulação tem sido investigada também como um tratamento conjugado a processos anaeróbios, propiciando melhores níveis de polimento do efluente final (MAKWANA; AHAMMED., 2016; YETILMEZSOY et al., 2009).

Quando proposta como pós-tratamento de reator UASB, a eletrocoagulação não envolve parâmetros operacionais de grande complexidade e complementa a baixa remoção de nutrientes. Os níveis de fosfato são reduzidos para menos de 1,0 mg/L, havendo melhoria na remoção de nutrientes e da qualidade da descarga final em termos de DQO (MAKWANA; AHAMMED, 2016).

Alguns estudos de caso vêm medindo esforços e realizando abordagens de diversas finalidades de efluentes oriundos de UASB e submetidos a processos de eletrocoagulação como pode ser visto Quadro 1. Os resultados obtidos até então apontam para condições otimizadas particulares, e, refletem lacunas do ponto de vista operacional, ambiental e financeiro envolvendo a eletrocoagulação.

Quadro 1 - Estudos que investigaram a eletrocoagulação como pós-tratamento de efluentes tratados por UASB

Autor	Efluente	Eletrodo	Conclusões
BUZZINI et al. (2007)	Sintético a partir de simulação de fábrica de pasta de kraft não lixiviada	Alumínio e aço inoxidável	<p>As taxas máximas de remoção atingidas no eletroquímico sistema com o eletrodo de alumínio foram 67% para DQO e 98% para cor. Nenhuma remoção de cor ocorreu no reator UASB, portanto, a remoção máxima alcançada foi de 84% com o aço inoxidável e 95% com o eletrodo de alumínio. Os resultados confirmaram a viabilidade técnica do sistema eletroquímico como um pós-tratamento após o Reator UASB para tratamento de papel industrial e celulose águas residuais.</p> <p>Em uma aplicação real, o tratamento biológico seria projetado e operado para remover a maior quantidade de carga orgânica, enquanto o processo eletroquímico seria otimizado apenas para remoção de cor.</p>
YETILMEZ SOY et al. (2009)	Águas residuais de estume de aves	Alumínio e ferro	<p>Eletrodos de alumínio foram mais eficazes tanto para DQO e cor que os eletrodos de Fe.</p> <p>Em condições ideais, cerca de 90% de DQO e 92% de cor residual podem ser efetivamente removidos do efluente UASB com a contribuição adicional da tecnologia eletrocoagulação utilizada como unidade pós-tratamento.</p> <p>Eficiências totais de remoção de DQO variaram entre 75 e 94%, e as taxas de remoção de DQO volumétricas variando de 0,55 a 6,10 kg de DQO removida/(m³/dia) foram alcançadas.</p>
MORES et al. (2016)	Águas residuais de suínos	Alumínio e ferro	<p>A eletrocoagulação pode ser considerada como pós-tratamento promissor da digestão anaeróbica para a remoção de turbidez e fósforo total. Eletrodo de alumínio teve consumo de energia e massa de 2,2-15,3 kWh/L e de 0,56-2,01 g, respectivamente.</p>

Autor	Efluente	Eletrodo	Conclusões
MAKWANA e AHAMMED (2016)	Águas residuais municipais	Alumínio	Padrões indianos de eliminação de efluentes para DQO, DBO, fosfatos, pH e sólidos em suspensão podem ser alcançados usando este processo. Testes de confirmação em condições ótimas obtiveram 90 mg/L de DQO no efluente, 0,57 mg/L de fosfato efluente e turbidez de efluente de 15,2 NTU. Além disso obteve-se 99,8% de redução de coliformes totais e fecais.

2.3.2 Comparativo da eletrocoagulação com tratamentos convencionais

As vantagens da eletrocoagulação em relação à coagulação convencional, ao contrário do que se imagina, incluem aspectos econômicos. Os custos de investimento para os sistemas da eletrocoagulação são baixos devido ao seu pequeno tamanho, ausência geralmente de grandes misturadores ou sedimentadores. Os sistemas de eletrocoagulação podem ser automatizados e tem simples design, portanto, seus custos de manutenção são baixos (BAZRAFSHAN et al., 2015).

Do ponto de vista de seu potencial para tratamento de águas residuais um dos atributos da eletrocoagulação em relação a coagulação química é a não adição de produtos químicos para coagulação/floculação (a exceder, quando utilizadas adições de NaCl). Os flocos formados na eletrocoagulação são maiores e mais estáveis, portanto, mais facilmente separados durante a filtração (MOLLAH et al., 2004; HOLT et al., 2005). As partículas coloidais menores também são removidas na eletrocoagulação, uma vez que a corrente elétrica aplicada torna a colisão mais rápida e facilita a coagulação e as bolhas de gás produzidas facilitam a remoção de poluentes, flutuando-as sobre a solução para que possam ser facilmente coletadas (MOLLAH et al., 2001; BAZRAFSHAN et al., 2015).

Comparado ao tratamento convencional, a eletrocoagulação produz lodo em volume menor, o que influencia diretamente no custo e na logística, uma vez que os lodos gerados usando qualquer método de tratamento de água devem ser tratados posteriormente (ZODI et al. 2009; MOLLAH et al. 2004). Contudo, devem ser atentados tempos muito elevados de eletrocoagulação (mais do que 30 minutos), podendo produzir quantidades iguais/ou maiores de lodo (VERMA; KUMAR., 2017).

Apesar da eletrocoagulação demandar energia, deve-se avaliar o hidrogênio gerado nas células pode ser usado como fonte de energia no próprio processo. O hidrogênio produzido pela eletrólise da água é proveitoso pela sua alta pureza e por portar energia limpa com a mais alta densidade específica de energia, sendo assim considerado a melhor alternativa para substituição de combustível fóssil. No entanto, atualmente, 96% do hidrogênio ainda é produzido a partir de fontes de hidrocarbonetos não renováveis (gás natural, petróleo e carvão) e a eletrólise da água usada apenas como suplemento em casos especiais que precisam de hidrogênio com alta pureza (BALAT, 2008).

Além disso, o uso da eletrólise para produção de energia é relevante pelo fato de o combustível fóssil estar reduzindo cada vez mais suas reservas e poluir severamente o ambiente. As energias primárias renováveis (solar, eólica e a dos oceanos), estão alicerçadas ao regionalismo, e a intermitência, que resultarão em instabilidade (CONG et al., 2013). Assim, o hidrogênio produzido pela eletrólise da água é considerado o melhor transportador de energia para ajustar o equilíbrio entre a geração de fonte de energia por energia primária renovável e a demanda de energia por uso final. Atualmente, a tarefa é intensificar a eletrólise da água e reduzir o consumo de energia, de forma a satisfazer a exigência de produção sustentável de hidrogênio e possibilitar a aplicação em larga escala (BARBIR et al., 2005; DJAFOUR et al., 2011; WAAG et al., 2014).

Cuidados especiais devem ser considerados em relação a substituição regular do ânodo sacrificial utilizado, uma vez ele se dissolve na solução e pode ocorrer diminuição na eficiência do processo com a modificação do potencial do cátodo (passivação), aumentando o consumo de energia elétrica (SENGIL; ÖZACAR., 2006; WIENDL, 1998; BAZRAFSHAN et al., 2015). A passivação pode ser impedida com a limpeza periódica dos eletrodos (HOLT et al., 2005; KABDAŞLI et al., 2012) além de ter se mostrado promissora em correntes de pulso alternada (KESHMIRIZADEH et al., 2011; VASUDEVAN et al., 2011).

A adequada condutividade é outro ponto que pode ser inconveniente na eletrocoagulação. Em águas com alta concentração de íons, como as residuais industriais, normalmente não se faz necessário aumentar a condutividade. Enquanto isso, a água natural e águas residuais levemente poluídas devem ser atentadas para uso um eletrólito de suporte como o NaCl que melhora o fator (baixo preço, disponibilidade e não toxicidade) (MOLLAH et al., 2001; MOLLAH et al., 2004).

Quando comparada a eletrocoagulação e a coagulação química, resultados indicaram que o processo da eletrocoagulação foi moderadamente melhor, visto que pode ser

efetiva sem qualquer ajuste de pH da mistura de reação inicial, enquanto que a coagulação química necessita de ajuste (VERMA et al., 2017). A eletrocoagulação pode diminuir a necessidade de ajuste do pH com baixos valores de pH iniciais e pode ser adaptada aos processos em que são aplicados tempos de floculação mais curtos e, inicialmente, um agregado mais poroso (menos denso) é favorecido.

Akbal e Camci (2010) também obtiveram melhores resultados com a eletrocoagulação. Salientam que um meio final ácido é um inconveniente da coagulação química, causando graves problemas de corrosão, o que pode exigir materiais de construção de alto custo. Além disso, o alto consumo de coagulantes significa alta concentração de cloreto no efluente. O desempenho de remoção de DQO de coagulação química é 10% maior do que eletrocoagulação, a remoção da turbidez é quase a mesma, mas com 60% maior tempo de retenção para coagulação química.

Bayramoglu et al., (2007) verificou que a eletrocoagulação foi mais rápida e mais econômica em comparação com a coagulação química para a remoção de DQO e turbidez de águas residuais têxteis. A eletrocoagulação consumiu menos material e produziu menos lodo, e o pH do meio foi mais estabilizado. Eles observaram que o custo de tratamento por eletrocoagulação foi 3,2 vezes menor que a coagulação química.

Ainda, estruturas menores e mais compactas, menos propensas ao esforço de cisalhamento em tempos de floculação mais longos, como as geradas em coagulação química, provavelmente seriam adequadas para processos que incorporassem ambientes de cisalhamento mais altos (HARIF et al., 2012). Portanto, a escolha do processo depende, em primeiro plano, da natureza do efluente a ser tratado e dos poluentes a serem removidos.

2.4 Filtro de areia

O tratamento de águas residuais por filtração não se trata de um processo recente (KAUPPINEN et al., 2014). Os filtros de areia voltaram a ser utilizados como uma alternativa de pós-tratamento de efluente anaeróbio (tanque séptico, UASB, filtros anaeróbios) devido a sua viabilidade, facilidade de operação, manutenção e a dispensabilidade de coagulantes químicos (CAWST, 2012; DALAHMEH et al., 2012). Além disso, eles podem ser construídos a partir de materiais facilmente acessíveis e ser utilizados tanto em grande quanto em escala doméstica, produzindo um efluente para disposição em cursos d'água ou capacitado para reutilização (TOBIAS; BERG, 2011).

A operação de um filtro de areia se dá a partir da aplicação de corrente de fluido sobre a superfície de um leito/tanque preenchido com areia e/ou outros meios filtrantes, com fundo drenante e com afluente submetido a um fluxo ascendente ou descendente conforme a NBR 13969/97 (ABNT, 1997).

O funcionamento do sistema se dá de forma contínua e semicontínua. O que diferencia ambos é que nos filtros contínuos as fases de filtração e lavagem ocorrem simultaneamente, enquanto que, os filtros semicontínuos se mantêm em funcionamento até que ocorra uma degradação na qualidade do efluente ou que se proceda a uma perda de carga excessiva no filtro. Quando se alcança este ponto, o processo é interrompido e procede-se a sua lavagem para eliminar os sólidos acumulados (METCALF; EDDY, 2003).

Para funcionamento ideal do filtro de areia deve-se atentar para a colmatação e a formação de caminhos preferenciais. Para colmatação ou entupimento dos poros, a retro lavagem é fundamental, uma vez que, a limpeza adequada da camada e faz com que não se acumule gradativamente mais sujeira. Essa sujeira acumulada poderá causar um aumento no diferencial de pressão após cada retrolavagem, culminando na criação de túneis ou caminhos preferenciais compostos por sujeira agregada aos grãos de areia, que vão permitir a passagem da água com impurezas.

A remoção de poluentes no filtro ocorre tanto por ação biológica quanto física. Durante a filtração, os agentes patogênicos são removidos da água por morte natural, adsorção, absorção e predação por outros organismos microscópicos. Desse modo, o filtro desativa efetivamente uma grande porcentagem de patógenos muito menores em tamanho que as aberturas entre grãos de areia (CAWST, 2009).

Além da remoção de sólidos suspensos (CRUZ et al., 2018), a operação intermitente e contínua de filtros de areia resulta em melhorias da qualidade da água, removendo *Escherichia coli*, bacteriófago MS2 e turbidez (YOUNG; ROJANSCHI et al., 2014), cor aparente, DQO, DBO, coliformes totais e termotolerantes (ZIPF et al., 2016). Kang (2004) descobriu que os filtros de areia também resultam em maior nitrificação de compostos de nitrogênio e Tonon et al. (2015), mostrou que o filtro de areia é um sistema confiável para obter redução de matéria orgânica no efluente, sendo que, quando associado a um filtro anaeróbio a remoção de contaminantes alcança pelo menos 95%.

Alguns estudos (TONON et al., 2015; CHEN et al., 2016; SMITH et al. 2017) têm demonstrado que o filtro de areia possui certo potencial para ser utilizado como um pós-tratamento, conferindo eficácia e melhor qualidade aos efluentes tratados. O sistema otimizado permite atingir um grau de tratamento terciário, facilitando a desinfecção e até

mesmo possibilitando a reutilização da água residual tratada (LATRACH et al., 2016; LEVERENZ et al., 2009).

Mesmo assim, alguns cuidados devem ser considerados quando empregada a areia como meio filtrante. As suas características naturais, químicas e físicas, assim como às suas impurezas típicas, como o carbonato de cálcio e o óxido de ferro, podem comprometer a eficiência do processo caso não sejam cauteladas (LI et al., 2004).

O tempo de entupimento e a formação de caminhos de fluxo preferencial dentro do filtro, também podem influenciar negativamente reduzindo o tempo de contato da água com a areia (NITZSCHE et al., 2015). Outra ponderação refere-se as lavagens iniciais quando novos meios filtrantes são usados. Elbana et al. (2012) e USEPA (1998) reportaram que o processo de filtração se torna mais eficiente com o passar do tempo (15 minutos) porque as partículas menores podem ser filtradas à medida que as passagens de fluxo se tornam menores devido às partículas presas.

Em relação a limpeza dos filtros, quando sucede perda de sua eficiência, a areia não precisa ser substituída de forma completa. CRUZ et al. (2018) relatam que a cama exige apenas a raspagem de uma camada de 0,05 m da sua superfície, permitindo a restauração completa do bom funcionamento do sistema de tratamento. Rodgers et al. (2005) reportaram o mesmo, relacionando que a perda de infiltração estava relacionada ao primeiro 0,02 m do leito e foi o resultado de sólidos retidos e crescimento microbiano.

2.4.1 Aspectos construtivos dos filtros

Aspectos construtivos tais como, o diâmetro efetivo (D10) dos grãos, o coeficiente de uniformidade (CU) e a profundidade do leito, devem ser observados para garantia de um projeto adequado do filtro. Para os filtros de areia de fluxo intermitente são estabelecidos valores de acordo com a NBR 13969/97 (ABNT, 1997) e a USEPA (1999) conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Critérios para dimensionamento do filtro de areia

Parâmetro	NBR 13969 (1997)	USEPA (1999)
Diâmetro efetivo (mm)	0,25 a 1,2	0,25 a 0,75
Coeficiente de uniformidade	< 4	< 4
Profundidade (m)	0,7	0,45 a 0,91

Fonte: (ABNT, 1997; USEPA 1999)

O diâmetro efetivo (abertura da peneira que permite a passagem acumulada de 10% da amostra) afeta a taxa de infiltração do afluente no leito e a profundidade de penetração da matéria sólida insolúvel (ABNT, NBR 13969/97). Isso porque, quando as partículas utilizadas no meio são grandes propiciam maior velocidade de passagem do fluxo e conseqüentemente um insuficiente tempo de retenção do líquido para a completa decomposição biológica e a formação de canais de fluxo preferenciais (ROLLAND et al., 2009; TORRENS et al., 2009). Conseqüentemente há um baixo rendimento com valores oscilantes de remoção de matéria orgânica. Por outro lado, quando adotadas altas taxas de aplicação há menores possibilidades de entupimento (USEPA, 2002).

O Coeficiente de Uniformidade (CU) está diretamente relacionado com o tamanho das partículas filtrantes, quanto maior o valor de CU, maior será o tamanho dos grãos de areia, e, portanto, afeta a penetração das impurezas no material filtrante. Areias com granulações maiores permitem que pequenas partículas se acomodem nos espaços entre as partículas maiores, comprometendo a eficiência do filtro, uma vez que é reduzida a passagem do afluente e causando um possível entupimento do meio (HEALY et al., 2007).

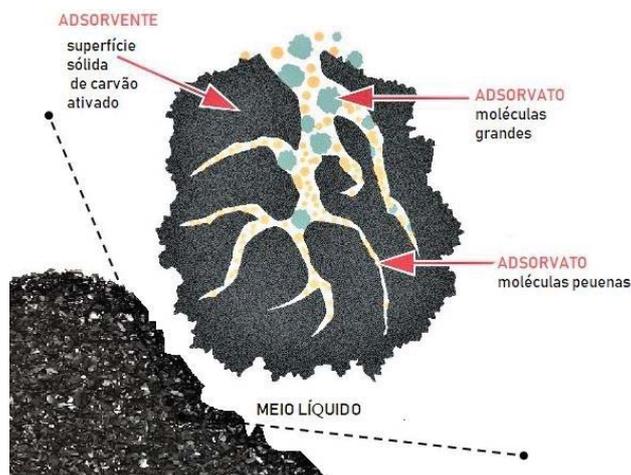
2.5 Adsorção com carvão ativado

A adsorção é uma operação de separação física no qual o material adsorvido não é quimicamente alterado (SOTO et al., 2011; RAFATULLAH et al., 2010). Durante esse fenômeno de superfície, os componentes a serem removidos estão acumulados na interface entre o carvão ativado (adsorvente) e as águas residuais (fase líquida) conforme Figura 8. (ÇEÇEN; AKTAŞ, 2011). As moléculas presentes na fase fluida são atraídas para a zona interfacial devido à existência de forças atrativas não compensadas na superfície do adsorvente (RUTHVEN, 1984) e, para as forças de atração serem balanceadas em todas as direções, o adsorvente tende a adsorver estas moléculas presentes na fase fluida (NOLL, 1991; JOSEPH et al., 2012).

A adsorção foi desenvolvida e aplicada extensivamente devido a várias vantagens quando comparada com outros métodos de tratamento. A sua operação e implementação é simples (WONG et al., 2017), o baixo requisito energético em meio líquido e a diversidade de materiais usados como adsorventes (podendo ser regenerados e reutilizados vá-

rias vezes) são atrativos. Além disso, eles têm alta eficiência de remoção podendo remover ou recuperar todo o adsorvente da solução, proporcionando uma separação perfeita (PICCIN et al., 2017).

Figura 8 - Termos e fases constituintes da adsorção



Fonte: A autora.

A adsorção também é um método físico-químico efetivo quando utilizado na fase de polimento de águas residuais subsequente ao tratamento biológico (ZHOU et al., 2018). A sua implementação como um tratamento terciário representa uma solução relevante dedicada a eliminação de micropoluentes (MAILLER et al., 2016), em particular, o uso de carvão ativado como adsorvente parece ser eficiente e adaptável para qualquer tipo de estação de tratamento (ABEGGLEN et al., 2012) não havendo produção de subprodutos de oxidação (MAILLER et al., 2016).

A adsorção faz parte do grupo de processos projetados também para remover substâncias tóxicas poluentes das águas residuais (WONG et al., 2017). Pesquisas mostraram que uma maior remoção de cor (80 e 93%), DQO (75 e 85%) e remoção de SST (91 e 97%) foram possíveis utilizações de adsorção com carvão ativado (PARTHASARATHY et al., 2016) em vários tipos de efluentes, incluindo, produtos farmacêuticos (ÁLVAREZ-TORRELLAS et al., 2017; KÅRELID et al., 2017), corantes (GEETHAKARTHI; PHANIKUMAR, 2011; LI et al., 2018), metais (ZAZYCKI et al., 2017), fenóis (YAGMUR et al., 2017), dentre outros.

Apesar de novos fins, o uso de carvão como adsorvente é muito antigo. Já era utilizado na forma de carvão vegetal pelos egípcios e sumérios em 3750 a.C, para fins de redução de odores na fabricação de bronze e em aplicações medicinais, pelos gregos, para

aliviar os sintomas de intoxicação alimentar, e por Hindus, a 450 a.C, para filtros de areia e carvão para a purificação de água potável (ÇEÇEN; AKTAŞ, 2011). Mesmo assim, ainda hoje, o carvão ativado é um dos adsorventes mais populares e, portanto, muito utilizado para tratamento de águas residuais.

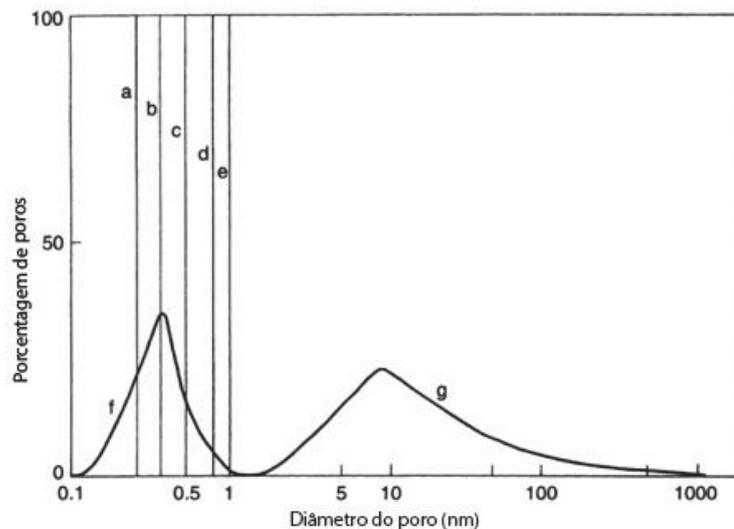
Os carvões ativados são quase invariavelmente associações de oxigênio e hidrogênio. Sendo que em adições, eles podem ser combinados a átomos de enxofre, nitrogênio e halogênios (flúor, cloro, bromo, iodo, astato e ununséptio) (BASAL; GOYAL, 2005). Diversos compostos com alto teor de carbono em sua estrutura molecular podem ser transformados em carvão ativado e suas propriedades de adsorção dependem das diferentes fontes de matérias-primas (CRINI, 2005), por exemplo as madeiras, os carvões minerais, os caroços de frutas, os resíduos de petróleo, as algas, a serragem, os ossos de animais, a casca de coco e de babaçu (GUERSES et al., 2005).

Diferentes aspectos estruturais e propriedades morfológicas relacionadas ao carvão ativado podem afetar a adsorção (DELGADO et al., 2012). A sua capacidade é sempre associada a uma superfície muito alta por unidade de volume (DEMIR et al., 2008), que pode ser estimada pela medição da densidade aparente. Além disso, a forte influência da dose de carvão ativado também foi confirmada, bem como a adequação da cinética de adsorção (menos de uma hora) para a aplicação de estações de tratamento de águas residuais (MAILLER et al., 2016).

Adsorventes de alta porosidade, possuem poros de vários tamanhos. Suas áreas superficiais internas, constituídas pelas paredes dos poros, tem dimensões de $100 \text{ m}^2/\text{g}$ a mais de $3000 \text{ m}^2/\text{g}$. A superfície externa tem tipicamente menos de $1 \text{ m}^2/\text{g}$, e por isso tem menor relevância (WORCH, 2012). Adsorventes com elevada área de superfície interna capacitam uma separação ou purificação bem-sucedida (CRITTENDEN; THOMAS, 1998), visto que, quanto maior for essa camada (para os componentes que se encontram adsorvidos) por unidade de peso, mais favorável será a adsorção.

A disponibilidade de um largo espectro, com diferentes propriedades estruturais e de superfície, propicia o desenvolvimento de aplicações diversas à adsorção (SUZUKI, 1993). Materiais adsorventes, tais como carvão, sílica gel e alumina, são amorfos e contêm redes complexas interligadas de micro poros (diâmetro menores do que 2 nm), mesoporos (2 - 50 nm, tradicionais) e macro poros (diâmetros superiores a 50 nm) sendo que o tamanho de poro pode ser distribuído por todo o sólido, enquanto que, em adsorventes zeolíticos os poros ou canais tem dimensões precisas (Figura 9) (CRITTENDEN; THOMAS, 1998).

Figura 9 - Distribuição do tamanho dos microporos



Fonte: Thomas e Crittenden (1998 p.10)

A área superficial desses adsorventes pode ser aumentada com a ativação, na qual ocorre a oxidação dos átomos de carbono (GUERSES et al., 2005). No caso do carvão, os quimicamente ativados são produzidos pela mistura de um produto químico (soluções de ácido fosfórico e cloreto de zinco) que incham a madeira e abrem a estrutura de celulose com um material carbonoso (geralmente de madeira), e então, carboniza-se a mistura resultante (KOUYOUMDJIEV, 1992).

Para avaliação da capacidade de adsorção (em escala laboratorial) de um adsorvente, testes desses materiais são realizados através de um leito, a partir do qual é relacionada à área da curva de ruptura que fornece informações sobre o comprimento da zona de transferência de massa (PICCIN et al., 2017).

2.5.1 Adsorção em leito fixo e curva de ruptura

O processo com leito fixo consiste basicamente na alimentação de líquido a uma taxa estável, enquanto o poluente vai sendo constantemente adsorvido pelo adsorvente até a produção de água livre de contaminantes na parte mais baixa do leito. No entanto, as partículas do adsorvente vão saturando-se progressivamente com contaminantes e a zona na qual há remoção destes vai avançando em direção a parte mais baixa da coluna, até que em algum momento ocorra indícios de contaminantes no fluxo de saída da água (COONEY, 1999).

Estudos em colunas de leito fixo tratam de descrever a velocidade de remoção do soluto (comportamento cinético) e o desempenho é reproduzido graficamente através de curvas de concentração, denominadas “curvas de rupturas” ou “*Breakthrough*”, a qual indica o ponto de saturação do adsorvente (RUTHVEN, 1984).

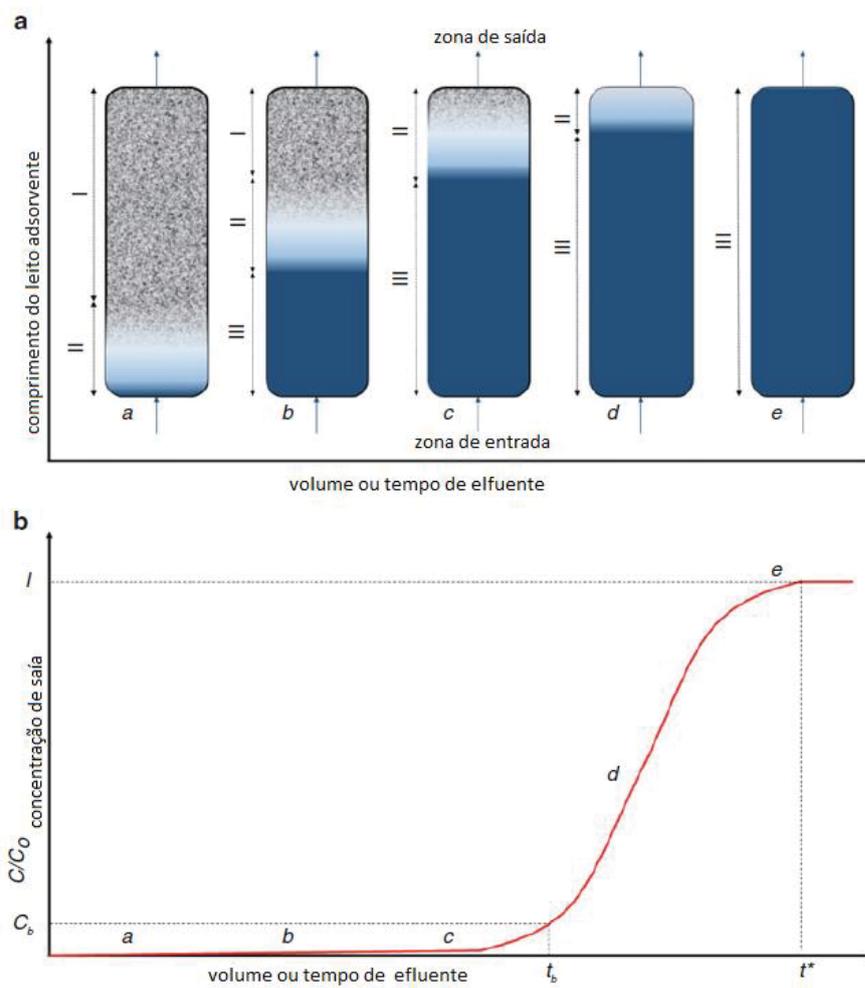
Para obtenção das curvas de ruptura, o fluido que contém o adsorbato deve percorrer a coluna com adsorvente, sendo monitorada a concentração de saída. A curva de ruptura (Figura 10) típica representa a razão entre a concentração do efluente ($C_{\text{saída}}$) pela concentração de afluente (C_{entrada}) *versus* o tempo (SHAHALAM et al., 1997).

Inicialmente, a maior parte da transferência de massa ocorre próxima à entrada do leito, onde o fluido entra em contato com o adsorvente. Esta zona de transferência de massa quando atinge o fim da coluna (ponto C_c) indica o aumento da concentração de adsorbato no líquido. Após certo período de tempo, o adsorvente próximo à entrada torna-se saturado e maior parte da transferência de massa ocorre dentro do leito, apontando em seguida que não há mais remoção de soluto assim que for atingido o fim da coluna (ponto C_d). A “*Breakthrough*” está ilustrada no intervalo compreendido entre os pontos C_d e C_d da coluna e o ponto de quebra (“*Breakpoint*”), é o ponto em que a concentração de adsorbato na saída da coluna atinge o limite máximo (COONEY, 1999; PICCIN et al., 2017).

Em relação ao formato da curva de ruptura ao longo do eixo do tempo, pode-se enfatizar que ela depende da capacidade de adsorção da coluna, da vazão e concentração de alimentação, fornecendo informações sobre o tamanho da zona de transferência de massa, sendo que quanto menor ela for maior vai ser a eficiência da coluna (COONEY, 1999).

O fluxo de operação das colunas pode ser ascendente ou descendente. No entanto, no projeto de ambas é fundamental que sejam previstos sistemas de contra lavagem e lavagem superficial do leito, para que seja evitado o aumento da perda de carga devido ao acúmulo de sólidos no fundo do leito e em suspensão. Nesse sentido, os sistemas com fluxo descendente são mais vantajosos, havendo menor acúmulo e menor dificuldade para remoção de partículas (METCALF; EDDY, 2015) e dependendo das características do efluente a ser tratado e do adsorvente, podem ser operadas isoladamente, em paralelo ou em série, quando há necessidade de purificação mais intensa (COCA; PRADOS; GUTIÉRREZ; CERVELLÓ, 2010).

Figura 10 - Progresso da zona de adsorção em uma coluna de leito fixo e sua típica curva de ruptura.



Fonte: Dotto et al. (2017)

3. METODOLOGIA

3.1 Local de estudo e caracterização do efluente

O estudo foi realizado a partir de amostras de efluente coletadas na Estação de Tratamento do Campus I da Universidade de Passo Fundo (Passo Fundo/Brasil), localizada nas coordenadas geográficas $28^{\circ} 13' 55.00''$ S e $52^{\circ} 22' 42.74''$, indicadas na Figura 11.

Figura 11 - Local de estudo



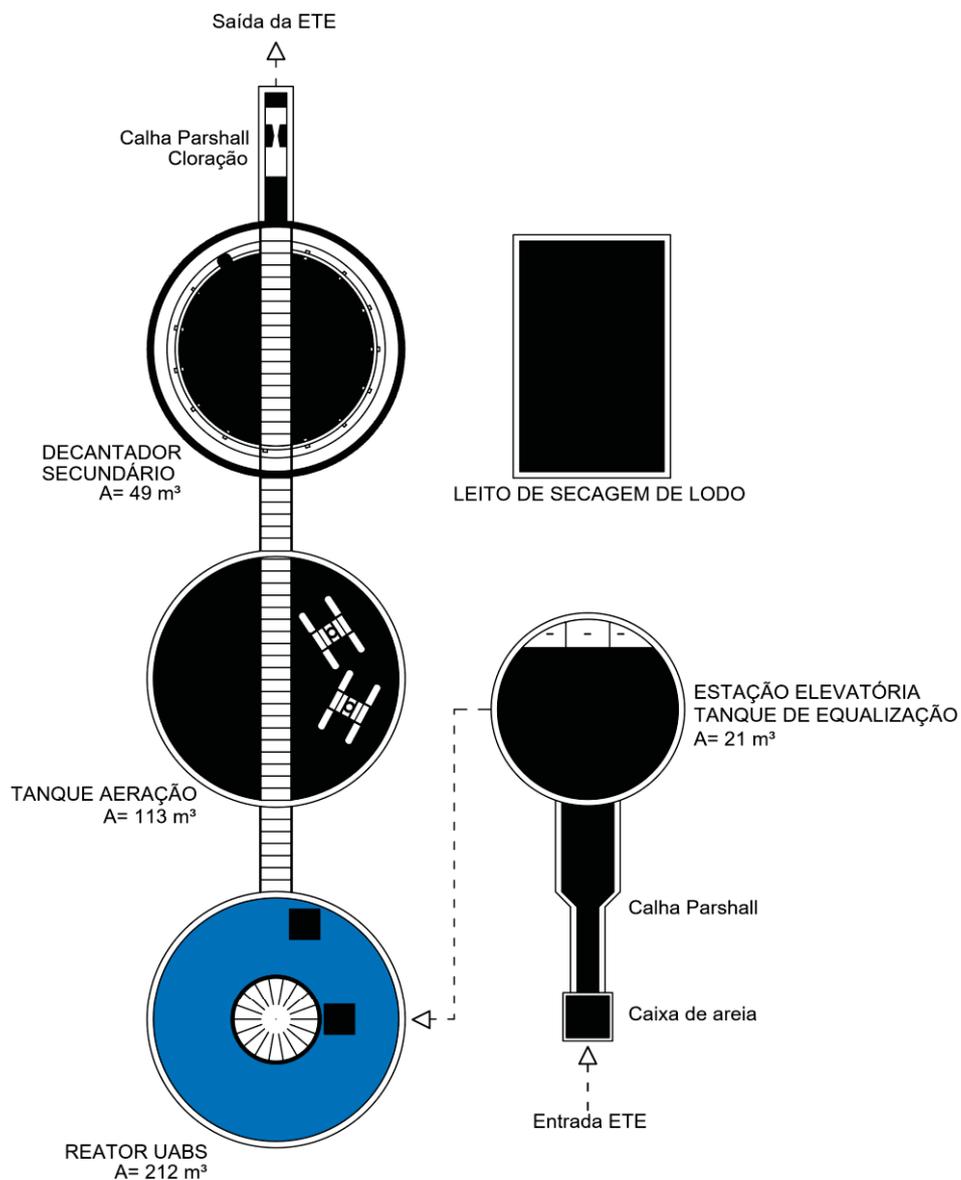
Fonte: Google Maps, 2017.

A ETE/UPF tem uma vazão variável durante períodos mensais do ano e sua média estimada no ano de 2017 foi de $280 \text{ m}^3/\text{d}$, sendo sua capacidade de $212 \text{ m}^3/\text{d}$. Os processos integrados nesta são físicos (gradeamento, caixa de areia, calha Parshall, tanque de equalização), biológicos de reator UASB (tanque de aeração e decantador secundário), leito de secagem de lodo e por fim cloração (desinfecção) e calha Parshall de saída. A coleta foi realizada na saída do tratamento anaeróbio do UASB (Figura 12). O efluente nesta fase de tratamento foi caracterizado de acordo com a Tabela 2.

A coleta do efluente seguiu critérios estabelecidos na NBR 9898/87 (ABNT, 1987), com amostragem simples e coleta na saída do reator UASB, através de recipientes plásticos de 5 L. As amostras foram transportadas para o Laboratório de Ensino da Engenharia Ambiental (Faculdade de Engenharia e Arquitetura), onde realizou-se a caracterização.

Os parâmetros analisados em cada etapa do estudo, os métodos e suas respectivas referencias estão apresentados no Quadro 2.

Figura 12 - Fluxograma dos processos de tratamento da ETE – UPF



Fonte: A autora

Tabela 2 - Caracterização do efluente na saída do reator

Parâmetro	Unidade	Média	Faixa	Desvio padrão	Mediana
pH	-	7,02	6,72 - 7,02	0,15	7,02
SST	mg/L	0,084	0,032 - 0,084	0,01	0,044
Fósforo total	mg/L	4,48	3,24 - 5,72	1,24	4,48
DQO	mg/L	76,28	63,02 - 80,40	5,54	76,28
Cor	Hazen	79	72,30 - 85	5,68	79

Parâmetro	Unidade	Média	Faixa	Desvio padrão	Mediana
Turbidez	NTU	69,7	59,33 - 97	12,72	69,7

n = 6

Quadro 2 - Parâmetros e métodos para caracterização do efluente

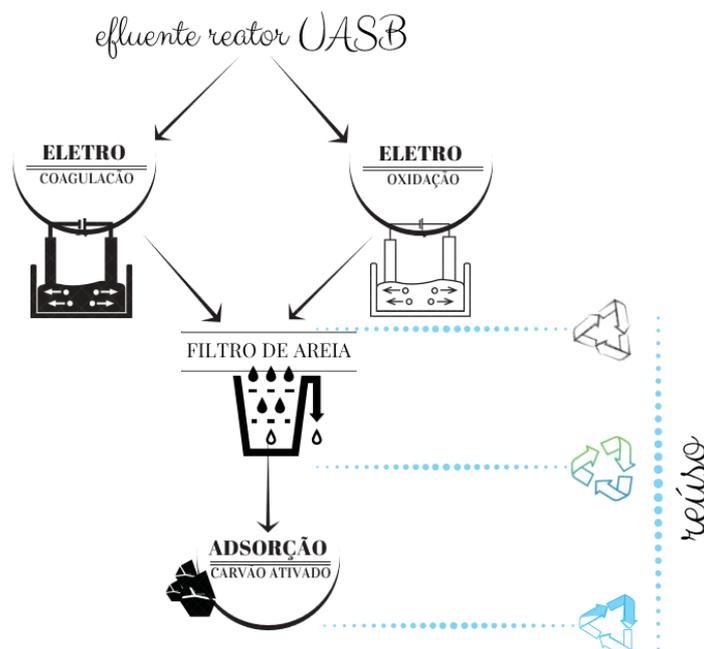
Parâmetro	Método	Referência
Alumínio	Espectrofotométrico	APHA, AWWA, WEF (2012)
Cor	Espectrofotométrico - Método de comprimento de onda único	APHA, AWWA, WEF 2120 C (2017)
DBO	Teste de DBO em 5 dias	APHA, AWWA, WEF 5210 B (2017)
DQO	D. Refluxo Fechado - Método Colorimétrico	APHA, AWWA, WEF 5220 D (2017)
Fósforo Total	Redução Automatizada de Ácido Ascórbico	APHA, AWWA, WEF 4500 F (2017)
Coliformes temotolerantes	Fermentação de tubos múltiplos	APHA, AWWA, WEF 9221 E (2017)
Coliformes totais	Fermentação de tubos múltiplos	APHA, AWWA, WEF 9221 E (2017)
Nitrato	Espectrofotometria Ultravioleta - Método de Rastreio	APHA, AWWA, WEF 4500 B (2017)
Nitrito	Método colorimétrico	APHA, AWWA, WEF 4500 B (2017)
pH	Método eletrométrico	NBR 9251/86 (ABNT, 1999)
SST	Método gravimétrico	NBR 10664:1989
SDT	Método gravimétrico	NBR 10664:1989
Surfactantes	Surfactantes Aniônicos MBAS	APHA, AWWA, WEF 5540 C (2017)
Temperatura	-	APHA, AWWA, WEF 2550 B (2017)
Turbidez	Método Nefelométrico	APHA, AWWA, WEF 2130 B (2017)

3.2 Delineamento experimental

A sequência experimental metodológica empregada no estudo (Figura 13) contemplou inicialmente duas etapas diferentes, a eletrocoagulação e a eletro-oxidação, as quais visaram determinar o tratamento de maior potencial. O tratamento mais eficiente foi otimizado, passando por um filtro de areia e posteriormente pelo tratamento de adsorção.

Cada uma das etapa de tratamento foi avaliada frente a diferentes propósitos de reúso conforme apresentado no Quadro 3.

Figura 13- Fluxograma do delineamento da pesquisa



Quadro 3 – Finalidades de reúso avaliadas para o efluente tratado

Norma	Tipo de uso	Finalidade
EPA (2012) MARM (2007) DGNIT/COPANIT (2000)	^a Urbano residencial	Irrigação de jardins privados e descarga de aparelhos sanitários. Não restrito - aplicações não potáveis com acesso público
	^b Urbano de serviço	Irrigação de áreas verdes urbanas (parques, campos desportivos e afins), sistemas de incêndio, lavagem industrial de veículos. Restrito - aplicações não potáveis onde o acesso público é controlado ou restrito por barreiras físicas ou institucionais, como cercas, sinalização de aviso ou restrição de acesso temporal
	^c Agrícolas	Culturas Alimentares (irrigação destinada a consumo humano); Culturas de alimentos processados e não alimentares (irrigar culturas que são processadas antes consumo humano ou não consumido por seres humanos)
	^d Industriais	Aplicações e instalações industriais, energia produção e extração de combustíveis fósseis Não restrito (represamento no qual não há limitações impostas às atividades de recreação na água de contato com o corpo).
	^e Recreativos	

Norma	Tipo de uso	Finalidade
		Restrito (tanques onde o contato do corpo é restrito)
	^f Ambientais	Criar, melhorar, sustentar ou aumentar corpos d'água incluindo zonas húmidas, habitats aquáticos ou fluxo fluvial
	^g Comerciais	Controle de incêndios, compactação de solos, concretos, etc.
	^h Potável indireto ou não potável	Recarga de aquíferos por injeção e aspersão onde não são utilizados como potável fonte de água.
ANA FIESP SINDUSCON-SP COMASP (2005)	Classe I	Descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); Lavagem de roupas e de veículos.
	Classe II	Lavagem de agregados; Preparação de concreto; Compactação do solo; Controle de poeira.
	Classe III	Irrigação de áreas verdes e rega de jardins.
	Classe IV	Resfriamento de equipamentos de ar condicionado (torres de resfriamento).
NBR 13.969 (1997)	Classe I	Lavagem de carros e usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador.
	Classe II	Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes.
	Classe III	Descargas das bacias sanitárias.
	Classe IV	Reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial.

3.3 Tratamento Eletrolítico

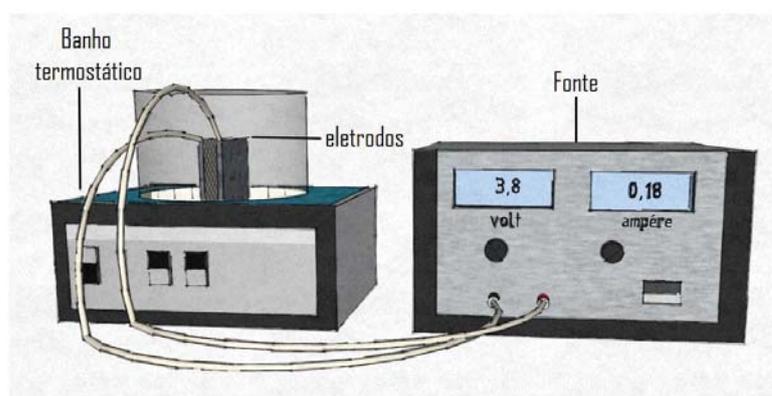
3.3.1 Reator eletrolítico

Para o tratamento eletrolítico foi utilizado um reator de bancada. A unidade foi provida de um único compartimento acoplado a uma fonte de corrente contínua (New Dawer, FCC5002D) com regulagem de tensão e corrente elétrica.

Os eletrodos, um cátodo de aço-carbono e anodos de alumínio (para eletrocoagulação) ou titânio revestido com óxido de rutênio (para eletro-oxidação), foram dispostos verticalmente e distantes em 1 cm (ZAIDI et al. 2016, MAKWANA; AHAMMED 2016

e ZHU et al., 2011). O sistema está representado na Figura 14 e as características relacionadas a dimensão dos eletrodos que o compõe estão dispostas na Tabela 3. As amostras do efluente foram coletadas na região central do reator, evitando a coleta de material flutuado/precipitado.

Figura 14- Desenho esquemático do reator eletrolítico



Fonte: A autora

Tabela 3 - Características do reator eletrolítico

Eletrodos	
Material	Alumínio; Ti(RuO ₂)
Tamanho (mm)	79,05 x 80,01
Espessura (mm)	2
Área de superfície (cm ²)	49,89
Temperatura	20°C
Reator	
Distância entre eletrodos (cm)	1
Volume do reator (L)	2
Volume útil (L)	1,4
Fonte de energia	
Voltagem alcançada (v)	0 - 50
Corrente alcançada (A)	0- 2

3.3.2 Condução dos experimentos

Na primeira etapa dos experimentos o tratamento de eletrocoagulação e eletrooxidação foram avaliados em diferentes condições de pH e densidade de corrente, sendo comparados quanto a remoção de DQO (por sua expressividade na representação do grau de poluição do efluente e da quantidade de componentes oxidáveis), cor (como indicador da presença de metais, matéria orgânica, plâncton e substâncias dissolvidas em geral),

turbidez (como parâmetro de partículas coloidais ou em suspensão) e consumo energético após 60 minutos de tratamento.

Para isso os ensaios de ambos os processos (eletrocoagulação e eletro-oxidação) foram delineados de acordo com um planejamento fatorial completo 2^k , avaliando o efeito da densidade de corrente (J) e do pH conforme os níveis fatoriais da Tabela 4.

Na segunda etapa de investigação sobre os processos eletrolítico, o processo com melhor desempenho foi otimizado visando a maior eficiência na remoção de DQO (E) e o menor consumo de energia específica (CEE). Para isso, foi utilizado um delineamento composto central rotacional (DCCR) para a análise das variáveis e definição dos intervalos ótimos de operação. As variáveis e seus respectivos níveis (Tabela 4) foram com base estudos anteriores realizados por Bertolo (2016).

Tabela 4- Níveis reais e codificados das variáveis D.C e pH

Níveis	(-)α	-1	0	1	(+)α
D.C (A/m ²)	14,4	20	30	40	43,2
pH	3,2	4	6	8	8,8

Os efeitos das variáveis propostas (lineares, quadráticos e de interação) sobre as respostas (remoção de DQO e consumo energético específico) foram avaliadas a partir de análise de variância, sendo obtidas superfícies de respostas a partir do modelo estatístico gerado. O modelo genérico é apresentado pela Equação 8, sendo que os parâmetros não significativos sobre as respostas foram retirados do modelo.

$$y_{mod} = \beta_0 + \sum_{i=1}^k \beta_i X_i + \sum_{\substack{i,j=1 \\ i < j}}^k \beta_{ij} X_i X_j + \sum_{i=1}^k \beta_{ii} X_i^2 + \varepsilon \quad (8)$$

sendo y_{mod} o valor predito pelo modelo, X as variáveis estudadas, β os coeficientes do modelo estatístico, k o número de variáveis e ε o erro de predição do modelo. A qualidade do modelo foi verificada pelo valor do coeficiente de determinação ajustado (R^2_{ajust}).

A partir dos modelos gerados para cada uma das respostas a otimização global das variáveis estudadas foi realizada a partir do teste de desejabilidade. Esta é uma técnica de otimização simultânea que consiste em encontrar os valores dos fatores que otimizem uma ou mais respostas, ou no mínimo as mantenha em faixas desejáveis, utilizando métodos de programação não-linear.

A eficiência de remoção (E) e o consumo energético específico (CEE) foram determinados pelas seguintes equações:

$$E = \left(1 - \frac{C_f}{C_i}\right) \times 100 \quad (9)$$

$$CEE = \frac{i \times V \times t}{V_t \times (C_i - C_f)} \quad (10)$$

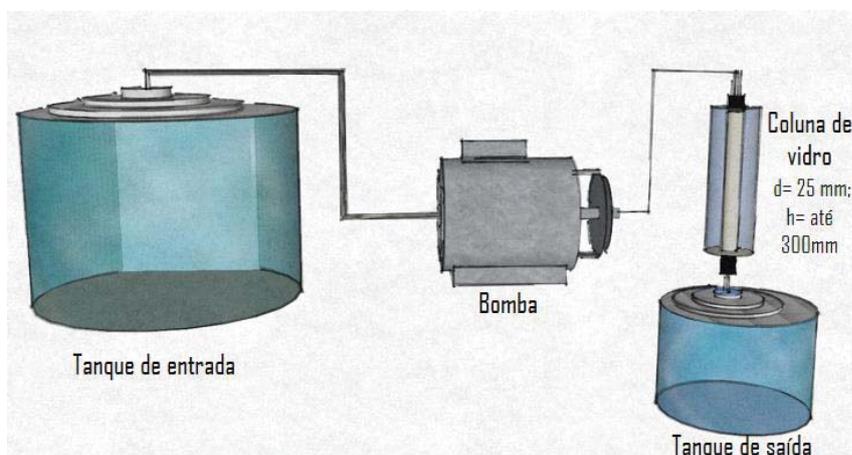
sendo C_i e C_f as concentrações de DQO no início e fim do experimento (mg.L^{-1}), i a intensidade de corrente (A), V a tensão elétrica (V), t o tempo de tratamento (h) e V_t o volume tratado (L).

Na condição otimizada foram realizados ensaios cinéticos durante 150min (nos tempos de 5, 10, 20, 30, 40, 50, 75, 90, 105, 120 e 150 minutos), sendo determinada o tempo ideal de tratamento do efluente a partir da remoção de DQO observada.

3.4 Tratamento por filtração com areia

O efluente tratado pelo processo eletrolítico mais eficiente foi submetido à filtração com areia para evitar a colmatação e aumentar a eficácia do sistema de adsorção. O aparato experimental consistiu de uma coluna de vidro borossilicato, resistente ao calor e a elementos químicos, com camisa para controle de temperatura, diâmetro interno útil de 25 mm e altura máxima de 300mm (Figura 15).

Figura 15 - Desenho esquemático da configuração a ser usada para filtro de areia



Fonte: A autora

A alimentação do sistema foi realizada em fluxo ascendente com auxílio de uma bomba peristáltica. O sistema foi operado em temperatura ambiente e pH remanescente do efluente tratado pela eletrocoagulação, vazão de 10 mL/min e o leito preenchido com areia natural com altura de 10 cm. A areia utilizada foi classificada por peneiramento utilizando a fração entre as peneiras padrão #6 e #60 Mesh. A distribuição granulométrica da areia está apresentada no APÊNDICE B.

O meio filtrante, foi submetido a três tipos de tratamento (lavagens), isso porque, a areia natural possuía impurezas que comprometeram a remoção de DQO já obtida com a eletrocoagulação. A fim de verificar qual tratamento apresentaria melhor eficácia, as lavagens foram feitas com:

- a. Areia natural lavada com água;
- b. Areia lavada com solução de HCl 6 mol/L e;
- c. Areia lavada com solução de NaOH 2%.

Em todos os casos a areia foi calcinada em mufla à temperatura de 600°C durante o tempo de 180 minutos, seguida de lavagem em água até reduzir a cor aparente e enxague com água destilada.

As lavagens químicas foram realizadas na temperatura de ebulição das soluções, em refluxo aberto com quantidade suficiente de solução para cobrir completamente a areia que estava sendo tratada. Este processo foi realizado por 1 h. Posteriormente, a areia foi lavada novamente com água destilada, a fim de neutralização do pH.

Para escolha da melhor areia a ser utilizada, foi analisado pH, a remoção de DQO, cor e turbidez do efluente tratado. Assim, a que obteve melhor eficácia foi caracterizada por completo e prosseguiu para o tratamento de adsorção com carvão ativado.

3.5 Pós-tratamento com adsorção

O efluente oriundo do meio filtrante (areia) que apresentou a melhor eficiência de remoção foi caracterizado por completo e direcionado ao sistema de adsorção. O esquema do aparato experimental (Figura 16) foi o mesmo da filtração com areia, contudo, o preenchimento da coluna foi com carvão ativado (VETEC) granular, previamente lavado com HCl 6 mol/L e água destilada.

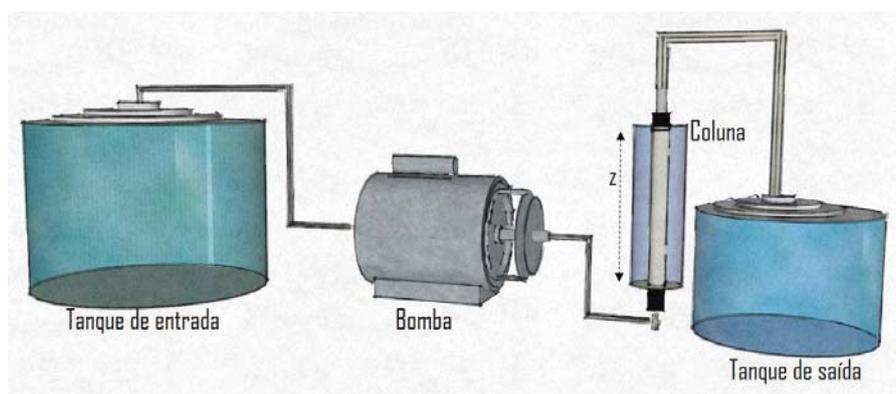
A alimentação do sistema foi realizada em fluxo ascendente, o sistema foi operado em pH remanescente do efluente tratado nos filtros de areia, visto que, em análises já

realizadas por Pavan (2017) observou-se que em pH próximo a neutralidade (6,5 a 7,5) as condições são satisfatórias para o processo.

Em intervalos de tempo de 15 minutos (até completar uma hora) e posteriormente de hora em hora, amostras do efluente tratado na coluna de adsorção foram retiradas e submetidas a análise de cor. Quando a cor remanescente extrapolou o limite para reúso mais restritivo (10 Hazen, conforme Classe I da ANA/FIESP/SINDUSCON-SP/COMASP (2005) se estipulou o tempo de ruptura.

O efluente tratado foi subdividido em faixas estipulados de acordo com a sua cor, sendo elas: I) 0 a 5 Hazen; 5 a 10 Hazen; III) 10 a 15 Hazen. Cada uma foi caracterizada de acordo com parâmetros químicos e microbiológicos e avaliada quanto ao seu enquadramento quanto a normas de reutilização.

Figura 16- Desenho esquemático da configuração a ser usada para adsorção



Fonte: A autora

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Tratamento Eletrolítico

Os resultados dos tratamentos de eletrocoagulação e eletro-oxidação, confrontados para avaliar o processo mais viável do ponto de vista da sua eficiência na remoção de DQO e do consumo de energia, estão representados na Tabela 5.

Tabela 5 - Comparativo entre o processo de Eletro-oxidação (EO) e Eletrocoagulação (EC) sobre a remoção de DQO (E) e consumo de energia (CEE)

J (A/m ² , X ₁)	pH (X ₂)	E _{DQO} (%)		CEE (kWh/kg)	
		EO	EC	EO	EC
20 (-1)	4 (-1)	0,62 ± 0,52	24,38 ± 1,54	1610,55	16,68
40 (+1)	4 (-1)	0,25 ± 0,01	25,74 ± 1,57	4619,97	59,34
30 (0)	6 (0)	2,46 ± 3,13	44,58 ± 1,05	1827,31	19,90
20 (-1)	8 (+1)	7,64 ± 4,18	26,11 ± 1,05	64,60	17,05
40 (+1)	8 (+1)	10,1 ± 2,09	48,28 ± 4,18	100,69	35,82

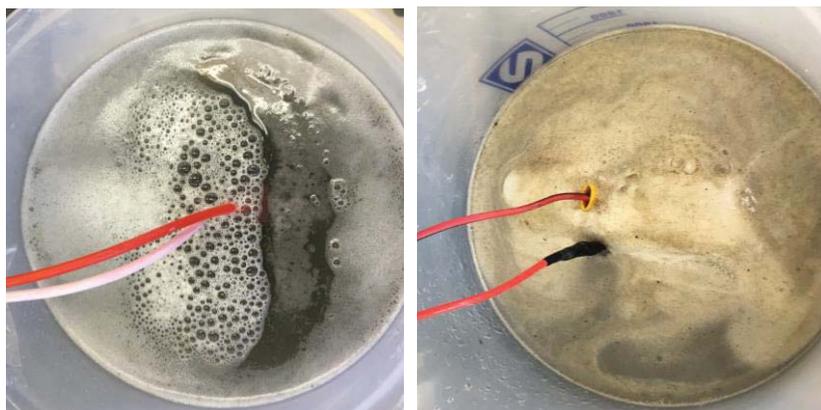
Média ± desv.pad., n = 3; EC: eletrocoagulação; EO: Eletro-oxidação

O tratamento de eletrocoagulação com pH e densidade de corrente em seus valores mais elevados (8 e 40 A/m², respectivamente), obteve a remoção mais expressiva (48,28 %), sendo que, para as mesmas circunstâncias se observou uma remoção de apenas 10,10% para o efluente tratado pela eletro-oxidação. O pH em seu valor testado mais baixo (4), mesmo combinado a maior densidade de corrente testada (40 A/m²), foram obtidos valores baixos (0,25) para a remoção de DQO no processo de eletro oxidação. Da mesma forma, para eletrocoagulação, quando pH assumiu valores mais baixos também foi reduzida a remoção de DQO.

A Figura 17 ilustra a comparação dos processos realizados. É possível visualizar uma diferença efetiva na formação de espuma flotada, relacionada a remoção de material orgânico do efluente, que, pode ser explicada pelo uso de eletrodos reativos de alumínio no processo de eletrocoagulação. Na presença de corrente elétrica e em pH adequado o desgaste de eletrodos reativos leva formação de hidróxidos (Al (OH)_n, conforme Equação 4 e 5 (BASSYOUNI, 2017).

Esses hidróxidos são agentes coagulantes, que levam a formação de flocos. Dessa forma, os contaminantes presentes no efluente são tratados tanto por reações químicas e precipitação ou ligação física e química aos materiais coloidais que estão sendo gerados pela erosão do eletrodo e removidos por eletroflotação ou sedimentação, reduzindo consequentemente a carga orgânica do efluente.

Figura 17 – Aspecto visual da eletro-oxidação e eletrocoagulação, respectivamente da esquerda para direita



A variação na formação de lodo pela aplicação dos processos eletroquímicos de eletrocoagulação e eletro-oxidação também foi observada. Durante a eletro-oxidação com eletrodos de titânio, praticamente não ocorreu formação de lodo, já que o processo de remoção de DQO ocorre sem a formação de substâncias coagulantes no meio (solução). O processo consiste na geração de radicais livres hidroxila (OH), agentes altamente oxidantes, capazes de mineralizar poluentes orgânicos a formas não tóxicas (como CO₂ e H₂O).

A Tabela 6 apresenta os resultados de remoção de cor e turbidez. Como pode ser observado, assim como para a remoção de DQO, a eletrocoagulação foi mais eficaz que a eletro-oxidação em todos experimentos, sendo com melhor situação removido em média 35% a mais de cor e turbidez. A eletro-oxidação em geral, mostrou que o processo impõe melhorias mais relevantes na remoção de cor e turbidez do que DQO.

Tabela 6 - Comparativo entre o processo de Eletro-oxidação (EO) e Eletrocoagulação (EC) sobre a remoção de cor

J (A/m ² , X ₁)	pH (X ₂)	E _{Cor} (%)		E _{turbidez} (%)	
		EO	EC	EO	EC
20 (-1)	4 (-1)	39,66 ± 0,73	58,65 ± 3,19	11,59 ± 1,45	40,10 ± 2,21
40 (+1)	4 (-1)	28,69 ± 0,73	54,85 ± 2,64	9,66 ± 1,67	58,45 ± 0,84
30 (0)	6 (0)	30,80 ± 0,73	44,30 ± 1,27	14,01 ± 0,73	34,78 ± 1,45

J (A/m², X₁)	pH (X₂)	E_{Cor} (%)		E_{turbidez}(%)	
20 (-1)	8 (+1)	4,64 ± 1,46	60,34 ± 1,93	6,28 ± 0,84	34,78 ± 1,45
40 (+1)	8 (+1)	42,19 ± 0,73	74,26 ± 0,73	23,67 ± 0,84	61,35 ± 1,67

Média ± desv.pad., n = 3

Observou-se que a tensão requerida pelos eletrodos de titânio, foi maior que a imposta nos ensaios de eletrocoagulação, sob as mesmas condições. Ou seja, a natureza do eletrodo influencia a eficiência do processo eletroquímico de oxidação e remoção de compostos orgânicos, e, conseqüentemente, o produto da reação anódica (YAVUZ et al., 2010). O eletrodo pode facilitar ou dificultar a passagem da corrente elétrica, assim como a condutividade da solução pode provocar uma queda na resistência do eletrodo.

Em função dos resultados obtidos, visto que a eletrocoagulação obteve melhores remoções de DQO, cor e turbidez, ao mesmo tempo que, o consumo energético demandando durante o tratamento foi consideravelmente menor, a otimização e teste cinético foram realizadas utilizando a eletrocoagulação como processo prévio de pós-tratamento.

4.1.1 Otimização do processo de Eletrocoagulação

A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos para os experimentos do planejamento composto central rotacional (DCCR) em função das variáveis estudadas.

Tabela 7 - Matriz do planejamento experimental (DCCR) e resultados obtidos do processo de eletrocoagulação sobre a remoção de DQO (E) e consumo energético específico (CEE)

J (A/m², X₁)	pH (X₂)	E_{DQO} (%)	CEE (kWh/kg)
20 (-1)	4,0 (-1)	24,38 ± 1,54	19,57 ± 1,20
40 (+1)	4,0 (-1)	26,11 ± 1,57	55,37 ± 3,37
20 (-1)	8,0 (+1)	26,11 ± 1,05	23,02 ± 0,54
40 (+1)	8,0 (+1)	48,28 ± 4,18	19,29 ± 0,77
30 (0)	6,0 (0)	44,58 ± 1,05	31,11 ± 2,69
30,0 (0)	3,2 (-α)	32,55 ± 5,12	27,05 ± 4,25
30,0 (0)	8,8 (+α)	21,70 ± 1,27	44,94 ± 2,65
14,4 (-α)	6,0	22,60 ± 0,01	11,23 ± 0,01
43,2 (+α)	6,0	37,08 ± 1,28	54,58 ± 1,88

Média ± desv.pad., n = 3

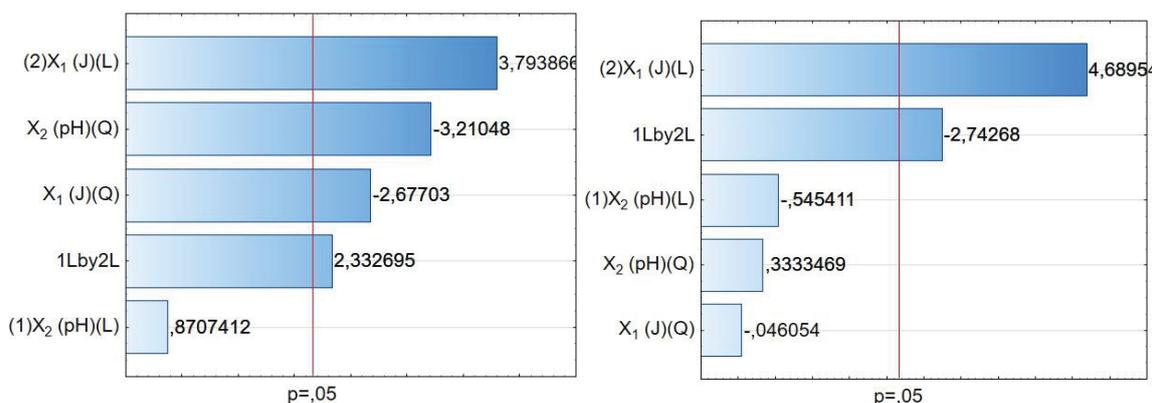
As remoções de DQO foram observadas entre valores de 21,7% e 48,28% enquanto que o consumo energético variou entre 11,23 kWh/kg e 55,37 kWh/kg. De forma geral, houve uma relação inversa entre estes dois fatores, visto que o aumento da remoção provoca uma redução no consumo energético específico.

Quando foi aumentada a densidade de corrente de 30 para 40 A/m², a remoção de DQO foi acrescida em apenas 3,70 %. Yetilmezsoy et al., (2009) reportaram resultados semelhantes quando analisaram a redução de DQO de esgoto de estrume de aves pré-tratada por reator UASB e por eletrocoagulação, onde um aumento adicional de 100 A/m² na densidade de corrente resultou um aumento de 3 casas percentuais (88 para 91%) na remoção de DQO. Saleem et al. (2011) também observou o mesmo em relação ao tempo, sendo que um aumento adicional no tempo de tratamento mostrou uma melhoria insignificante na eficiência de remoção.

Remoções de DQO (32,74%) coincidentes com a faixa de valores verificadas neste estudo (21,7% a 48,28%) foram verificadas por Makwana e Ahammed (2016), investigando a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio como pós-tratamento de efluentes urbanos tratados por UASB, sendo o efluente inicial estudado pelos autores em torno de quatro vezes maior (274 mg/L) em relação a DQO inicial deste estudo (60mg/L). Orkun e Kuleyin (2012) também alcançaram uma remoção ótima de DQO (65,85%) com condições de operação em pH inicial (6,54), mas, com densidade de corrente (300 A.m⁻²) e tempo (180min), bem maiores que as empregadas nestes experimentos (30 A.m² e 60 minutos) para efluente de lixiviação de aterro. O consumo energético durante a eletrólise foi de 11,092 kWh/kg_{DQO}, semelhante a quando se utilizou pH 6 e a correntes mais baixa (14,4 A/m²) nesse estudo (11,23 kWh/Kg_{DQO}).

Para verificar a diferença significativa entre os tratamentos testados foram realizados testes de variância. As ANOVA das variáveis estudadas são apresentadas no APÊNDICE A. A Figura 18 apresenta os gráficos de efeitos padronizados para a remoção de DQO e o consumo energético específico em função das variáveis estudadas.

Figura 18 - Gráfico de efeitos padronizados das variáveis estudadas para a remoção de DQO (a) e consumo (b)



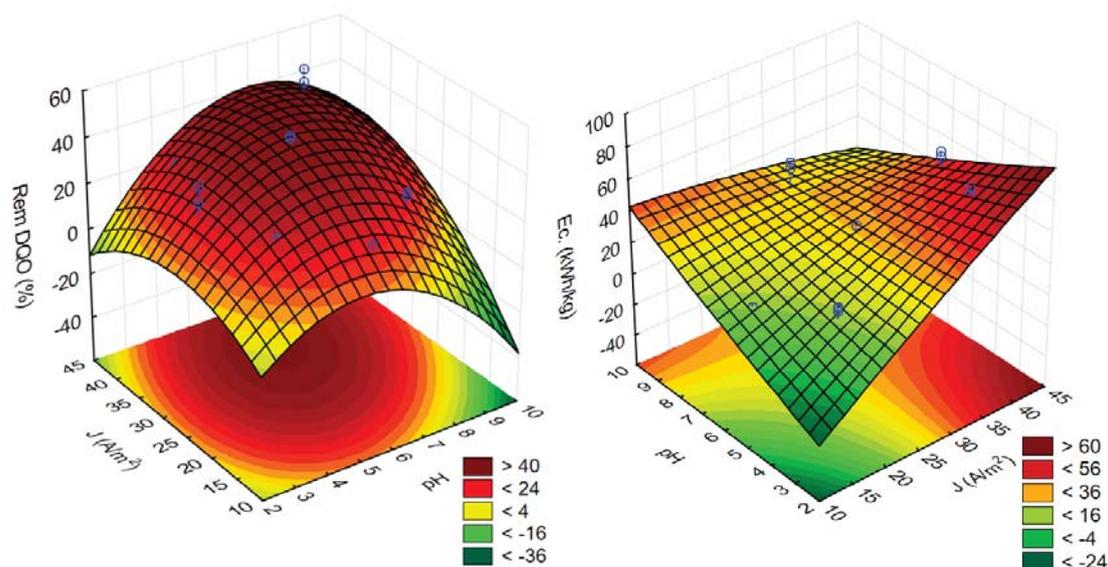
A ANOVA mostrou que para a remoção de DQO apenas o efeito linear do pH não foi significativo ($p > 0,05$). O efeito positivo da densidade de corrente (J) mostra que o aumento desta contribui para o aumento da remoção de DQO. Além disso, os efeitos quadráticos negativos indicam uma superfície de resposta convexa, com a presença de pontos de ótimos. Para o consumo energético específico, o efeito linear da densidade de corrente e sua interação com o pH mostraram significância no teste, evidenciando que o aumento da intensidade de corrente aumenta o custo do tratamento.

Os efeitos não significativos foram retirados do modelo, um a um, partindo daquele com maior probabilidade do erro tipo I (p), sendo avaliado o ajuste do modelo gerado a partir do coeficiente de determinação (R^2) e ajustado (R^2_{ajust}). O modelo foi definido para o qual que a retirada de parâmetros levou ao maior valor do R^2_{ajust} , e são apresentados nas Equações 11 e 12 para a remoção de DQO e para o consumo de energia, respectivamente. As superfícies de resposta geradas a partir do modelo ajustado estão representadas pelas Figura 19.

$$E = 44,58 + 11,5X_1 - 13,64 X_1^2 - 16,38 X_2^2 + 9,38X_1X_2 \quad (11)$$

$$CEE = 32,21 + 22,4X_1 - 17,88 X_1 X_2 \quad (12)$$

Figura 19 - Superfície de resposta geradas pelo modelos estatístico para a remoção de DQO (a) e consumo de energia elétrica (b) em função das variáveis estudadas



A partir das superfícies, pôde-se verificar um ponto de ótimo na região experimental para a remoção de DQO (região de remoção máxima), indicando que a região de pontos ótimos se encontra dentro do intervalo estudado de pH e densidade de corrente. Em relação ao consumo energético específico, observa-se a formação de um platô na região compreendida entre o ponto central e os valores extremos de densidade de corrente e pH alcalino. Já na região de pH ácido observa-se uma redução do consumo energético com a redução da densidade de corrente, enquanto que um comportamento oposto é observado na região de maior densidade de corrente.

Este comportamento mostra que a simples definição de um ponto de ótimo para uma ou outra variável pode levar a equívocos na decisão. Por este motivo utilizou-se a técnica de otimização multiresposta (desejabilidade), proposta por Derringer e Suich (1980), a qual objetivou encontrar os valores das variáveis experimentais que maximizassem a desejabilidade global da remoção de DQO e do consumo de energia.

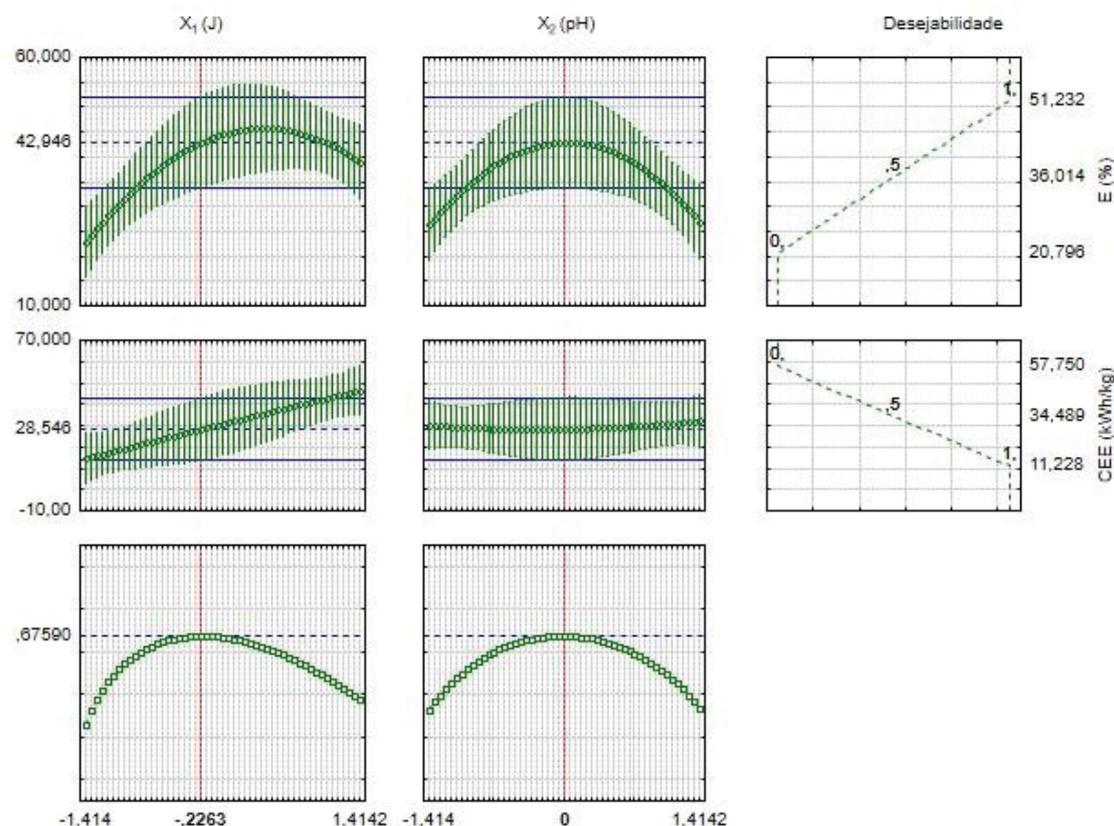
O gráfico dos perfis dos valores otimizados da função de desejabilidade e os valores otimizados dos dois parâmetros experimentais escolhidos estão exibidos Figura 22. Nesta, os dois primeiros perfis referem-se à remoção de DQO com cada fator (pH e densidade de corrente). O terceiro perfil mostra a desejabilidade da remoção de DQO, ou seja, a faixa da resposta de desejabilidade aceitável ($0 \leq D_i \leq 1$), sendo que, quanto maior o valor de D, mais conveniente é a resposta do sistema, ou seja, maior é a sensibilidade, sendo que o valor máximo de D é a condição otimizada do sistema. Os dois primeiros perfis da segunda fileira são referentes ao consumo energético com cada fator e o terceiro exibe a desejabilidade de tal.

A desejabilidade individual para cada fator e a desejabilidade global, apresentadas na terceira fila de perfis, foi equivalente a 0,6759 sendo as linhas verticais em vermelho presentes nos gráficos correspondentes aos valores ótimos codificados dos parâmetros D.C e pH (0,2263 e 0). Esses pontos desejáveis estão localizados muito próximos dos pontos centrais do experimento e seus valores reais estão apresentados na Tabela 8, correspondendo a DQO residual no efluente de 34,92 mg/L.

Tabela 8: Valores reais otimizados de acordo com a desejabilidade

Parâmetro	Valor codificado	Valor Real
pH (X_1)	0	6
J (A/m^2 , X_2)	-0,2263	29,44
E_{estimado} (%)		44,58
CEE_{estimado} (kWh/kg)		31,1

Figura 22 - Perfil dos valores previstos/otimizizados e da desejabilidade para a remoção de DQO (E) e consumo energético específico (CEE) em função das variáveis estudadas



4.1.2 Cinética da eletrocoagulação

Considerou-se o estudo cinético da eletrocoagulação no caso otimizado da densidade de corrente de $29,44 \text{ A/m}^2$ e pH 6.

A Figura 23 apresenta o comportamento cinético observado ao longo dos experimentos e os parâmetros cinéticos dos modelos de primeira, segunda e ordem n são apresentados na Tabela 9. Nesta é possível observar que o modelo cinético de segunda ordem representa o os dados de remoção de DQO mais adequadamente.

Se verificou que a remoção de DQO teve um comportamento crescente até os 90 minutos de tratamento, chegando a remoções superiores a 65%. No entanto, até o os 40 minutos se observou que a taxa de remoção de DQO foi mais acentuada, declinando no intervalo de 40 a 90 minutos.

Nos primeiros 5 minutos de experimento o consumo energético foi alto, visto que a remoção neste intervalo foi baixa. Com tempos reduzidos, a quantidade de íons liberados do ânodo não será adequada para gerar complexos de hidróxidos necessários para mecanismos de desestabilização e agregação envolvidos no processo de eletrocoagulação (KOBAYA et al., 2006).

Figura 23- Curvas cinéticas de remoção de DQO (E) e consumo energético específico (CEE) nas condições otimizadas de eletrocoagulação

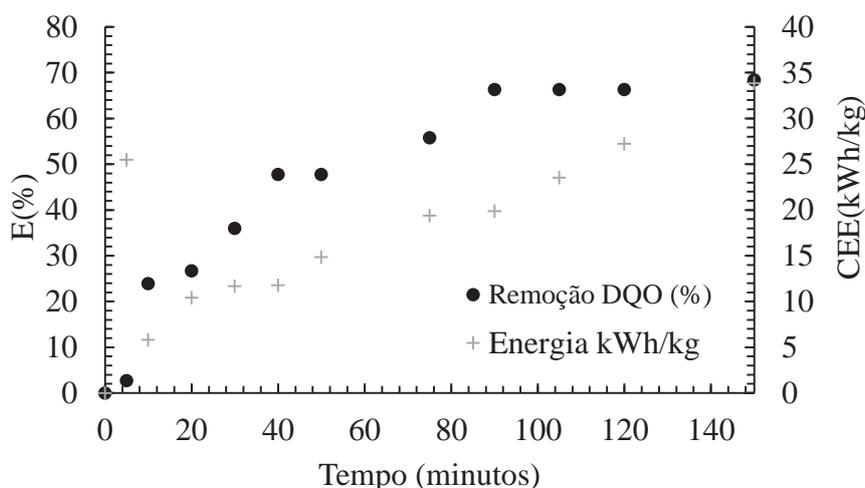


Tabela 9- Teste cinético das taxas de remoção de primeira, segunda e ordem n para DQO em condição otimizada de pH e D.C

Parâmetro	Modelo de 1ª ordem	Modelo de 2ª ordem	Modelo de ordem n
k	0,008103	0,000288	0,000164
n	1	2	2,123439
R²	0,901818	0,944323	0,453962

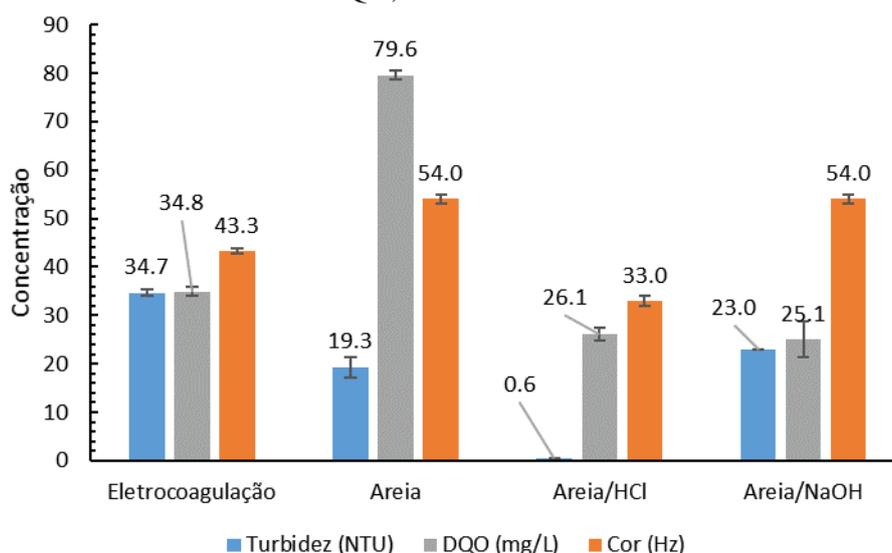
No intervalo de 20 a 40 minutos o consumo energético formou um platô, indicando que toda a energia transferida para o sistema provoca uma remoção proporcional de poluente. No entanto, o consumo de energia passa a ter um comportamento exponencial, causado pelo aumento da resistência à passagem de corrente elétrica, ou seja, redução da condutividade do meio com o decorrer da eletrólise, e, conseqüentemente ocorre um decréscimo da eficiência na taxa da remoção de poluentes (AKBAL e CAMCI., 2010).

Desta forma, optou-se pelo tempo de tratamento 40 minutos (com pH 6,0 e densidade de corrente de 29,44 A/m² já definidos anteriormente), no qual teve-se aproximadamente 50% de remoção da carga de DQO e consumo energético com constituição de um patamar, antes da convergência crescente.

4.2 Filtração com areia

A Figura 24 apresenta as remoções de DQO, cor e turbidez do efluente tratado por eletrocoagulação submetido a filtração em areia com diferentes tratamentos. Esta operação foi necessária devido ao excesso de material suspenso presente posteriormente a eletrocoagulação.

Figura 24 - Efeito do pré-tratamento da areia de filtração sobre a remoção de DQO, cor e turbidez



O tratamento alcalino provocou acréscimo de cor, enquanto que a simples lavagem com água gerou acréscimo de cor e DQO no efluente. O aumento da DQO após o processo de filtração com areia está associado a natureza do material granulado, por este possuir uma fração orgânica transportada com a passagem do efluente no filtro (LI et al., 2004), inviabilizando assim o processo.

Após submetido à operação de filtração, apenas o efluente que foi tratado utilizando areia lavada com HCl provocou reduções satisfatórias de turbidez no efluente (98,27 %) em relação ao efluente tratado por eletrocoagulação. Šrámková e Wanner (2018) também reportaram boa eficiência de remoção de turbidez com o filtro e Robert

et al. (2016) e Cruz et al. (2018), sugerem que este parâmetro está diretamente relacionado com os sólidos em suspensão do efluente (ROBERT et al., 2016; CRUZ et al., 2018).

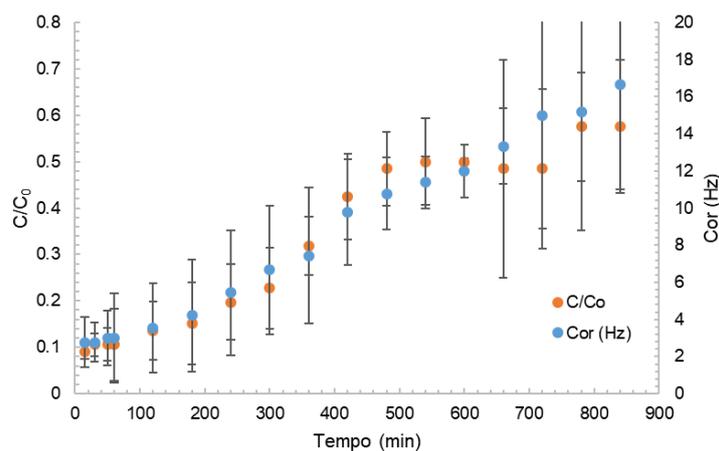
A pequena redução da DQO e a similaridade da cor antes e após a filtração mostram que estes estão associados a substâncias solúveis presentes no efluente. Por este motivo, a adsorção figura como técnica complementar para a redução destes parâmetros.

Desta forma, percebe-se que os tratamentos químicos são eficientes para a remoção desta fração orgânica, produzindo efluentes de melhor qualidade, sendo o filtro com areia tratada com HCl o que se mostrou mais eficiente para a aplicação do efluente filtrado em sistemas de adsorção.

4.3 Adsorção em coluna de carvão ativado

Após o tratamento de eletrocoagulação e a passagem no filtro de areia foram verificados aumentos significativos na qualidade do efluente. Entretanto, tendo a vista a necessidade de uma maior qualidade para fins de reuso em classes mais restritivas, o efluente passou por polimento em colunas de adsorção com carvão ativado, tendo como principal objetivo a remoção de cor e turbidez. As Figura 25 e Figura 26 apresentam as curvas de ruptura para a cor.

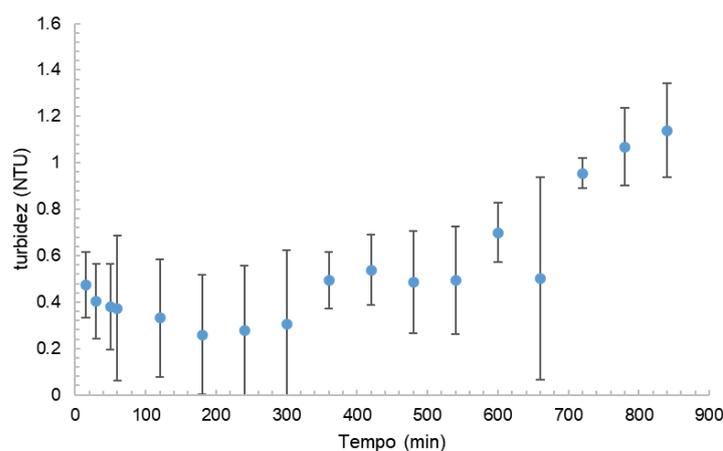
Figura 25 - Curvas de ruptura de adsorção de cor residual no efluente pós-tratado por adsorção em carvão ativado



Observa-se, na Figura 25, que no início as concentrações residuais de cor são próximas a zero, visto que a remoção de cor é de aproximadamente 90%. Estes valores estão próximos ao limite de detecção do método (< 2 Hazen). Com o passar do tempo, a cor residual vai aumentando, chegando ao limite de reuso (10 Hazen) em 420 minutos de operação. Este tempo é reportado ao ponto de ruptura da operação de adsorção.

Pavan (2017) observou tempos de ruptura inferiores a 390 min para a remoção de cor de efluentes de ETE da FUPF pós-tratados por membranas de ultrafiltração. Estes resultados foram obtidos mesmo com operação com vazões (taxas de aplicação) inferiores e leitos de carvão maiores que deste estudo. Porém, nos ensaios de Pavan (2017) a cor de alimentação da coluna era de 37 Hazen, cerca de 68% maior que neste estudo. Isso demonstra que o uso de filtro de areia antes da passagem em colunas de adsorção melhora a eficiência e o tempo útil do adsorvente.

Figura 26: Curvas de ruptura de adsorção de turbidez residual no efluente pós-tratado por adsorção em carvão ativado



Por outro lado, a curva de ruptura apresentou um comportamento crescente do residual de cor durante todo o experimento, não sendo observado um patamar em que a cor residual fosse semelhante a cor na alimentação ($C/C_0=1$). Por este motivo, fica evidente que o leito de adsorção não foi completamente saturado ao longo do experimento, não sendo possível prever com exatidão o tempo total de uso do leito e sua capacidade estequiométrica.

A turbidez residual do efluente tratado por adsorção permanece próximos aos valores observados após a filtração por areia, mostrando que esta etapa não contribui com a redução da turbidez do efluente.

4.4 Eficiência global do sistema híbrido

A Tabela 10 apresenta a caracterização completa realizada no efluente nas diversas etapas do tratamento proposto.

Em relação a contaminação microbiológica, foi verificado que após a passagem do efluente no filtro de areia, coliformes reduziram a valores próximos a zero. Essa eficácia do filtro frente a remoção de coliformes também foi verificada por Li e Pashley (2016), Zipf et al., (2016) e Šrámková e Wanner (2018). Sugere-se que os microrganismos presentes no efluentes estejam aderidos aos flocos formados na eletrocoagulação.

Nos primeiros instantes da adsorção houve um aumento no número de coliformes totais, com um decréscimo acentuados ao longo do processo. Isso sugere que o sistema de adsorção (ou o próprio carvão ativado) esteja contaminado, mas com o decorrer do processo está contaminação seja minimizada.

A remoção de fósforo (superior a 90%) foi satisfatória, sendo que a eletrocoagulação, assim como para Chong (2012) e Nguyen et al., (2016), foi responsável pela maior parcela. Entretanto, uma parte do fósforo também foi removido na filtração, sugerindo que o residual de fósforo foi associado ao material floculado no processo de eletrocoagulação. A remoção de fósforo das águas residuais pode ser conseguida pela sua precipitação química combinada com íons de ferro e a adsorção de fosfato (PO_4) no ferro hidróxido ($\text{FeO}(\text{OH})$) (FULAZZAKY et al., 2014).

A DBO e DQO foram reduzidas a valores inferiores a 1 após o processo de adsorção. A flutuação da DBO no decorrer da adsorção pode estar associada a liberação de material de pirólise do carvão ativado, fato que não aconteceria em um leito convencional (de dimensões reais). Já o aumento da DQO está associado à saturação do leito de adsorção, que também pode ser minimizada em leitos de dimensões reais.

A concentração de nitritos e nitratos não apresentaram melhoras no decorrer dos processos. A maior concentração de nitritos em relação aos nitratos pode ser explicada pelo fato do efluente deste tratamento ser oriundo de um reator anaeróbico, onde, devido à ausência de oxigênio, os nitritos (NO_2) não são completamente oxidados a forma de nitratos (NO_3^-) (GOVINDAN et al., 2015; TEJEDOR-SANZ et al., 2016). Além disso, os tratamentos propostos não tiveram efeitos significativos sobre a remoção destes compostos, possivelmente pela sua solubilidade e pequena massa molecular.

Além disso, na eletrocoagulação observa-se um incremento na concentração de alumínio devido à decomposição do eletrodo de sacrifício. Parte deste alumínio é removido na filtração, por estar agregado aos flocos formados na eletrocoagulação e o restante é removido no processo de adsorção.

Por fim, a Figura 27 apresenta fotografias do efluente após cada etapa de tratamento. Nela é possível evidenciar a melhoria nos aspectos sensoriais, relacionados a visão, do efluente.

Figura 27- Aspecto visual dos efluentes obtidos: da esquerda para direita: Efluente reator UABS; pós eletrocoagulação; pós filtro de areia; pós adsorção e água destilada

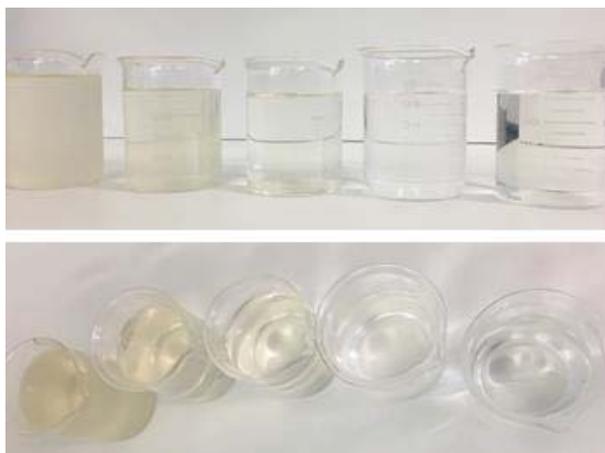


Tabela 10 - Síntese dos valores médios dos tratamentos

Parâmetro	Unidade	UASB	Eletrocoagulação	Filtração	Adsorção 0-240 min	Adsorção 300-420 min	Adsorção 480-840 min
Alumínio	mg/L ⁻¹	ND	1,24	0,43	0,05	ND	ND
Cor	Hazen	72,33 ± 1,53	66,33 ± 0,58	22 ± 1	2,81 ± 0,28	7,11 ± 0,31	10,67 ± 0,28
DBO	mg/L ⁻¹	72,5 ± 7,07	25 ± 1,01	6,67 ± 0,946	ND	18,89 ± 0,18	ND
DQO	mg/L ⁻¹	77,19 ± 0,75	34,18 ± 3,08	31,58 ± 1,41	ND	19,12 ± 0,46	66,11 ± 0,92
Fósforo total	mg/L ⁻¹	5,72 ± 0,59	1,70 ± 0,1	0,16 ± 0,01	0,143 ± 0,03	< 1 ± 0,04	< 1 ± 0,01
Col. Term.	NMP/100 mL	> 1100	43	< 3	3,6	< 3	< 3
Col. Totais	NMP/100 mL	> 1100	16	< 3	43	23	< 3
Nitrato NO ₃ ⁻	mg/L ⁻¹	0,04 ± 0	0,04 ± 0	0,04 ± 0	0,043 ± 0	0,04 ± 0	0,042 ± 0
Nitrito NO ₂ ⁻	mg/L ⁻¹	1,12 ± 0,02	1,08 ± 0,004	1,08 ± 0,002	1,09 ± 0	1,08 ± 0,04	1,08 ± 0
pH	-	7,02 - 6	6 - 6,67	7,07	7,61	7,68	7,69
SST	mg/L ⁻¹	0,08 ± 0,01	0,075 ± 0,004	0,023 ± 0,01	0,02 ± 0	0,031 ± 0,07	0,013 ± 0,01
SST	mg/L ⁻¹	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Surfactantes	mg/L ⁻¹	0,44 ± 0,03	0,16 ± 0,01	0,233 ± 0,03	0,10 ± 0	0,11 ± 0	0,11 ± 0
Turbidez	NTU	70,33 ± 0,58	35	0,6	0,05 ± 0,33	0,05 ± 0,03	0,02 ± 0,25

Col term: Coliformes termotolerantes; Col. Totais: Coliformes totais; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais.

4.5 Perspectivas de aplicação do efluente tratado

A avaliação de qualidade do efluente foi realizada utilizando as diretrizes da Espanha (MARM, 2007), Estados Unidos (EPA, 2004/2012), Panamá (DGNTI/COPANIT, 2000) e do Brasil (ABNT - NBR 13969/97 e ANA/FIESP/SINDUSCON/COMASP (2005). A verificação do efluente está apresentada na Tabela 11 e os valores de referência, assim como aplicações, se encontram no APÊNDICE C.

Em relação ao enquadramento na Classe I, II, III, IV de acordo com o manual da ANA/FIESP/SINDUSCON/COMASP (2005), observa-se que 81,25% dos parâmetros estão adequados para reúso. As exceções foram a concentração de nitritos e coliformes totais. No entanto, este limite de concentração é especialmente para as classes I e II. Portanto, podem ser consideradas para usos de irrigação de áreas verdes, rega de jardins, resfriamento de equipamentos de ar condicionado (torres de resfriamento).

A avaliação da qualidade da água através do EPA (2004/2012), é possível atingir os padrões de todas as características físico-químicas e biológicas exigidas com os tratamentos propostos neste estudo, sendo 100% dos indicadores foram alcançados. A concentração de DBO, pH SDT, SST, turbidez, DQO, DBO, fósforo, coliformes totais e termotolerantes possibilitam reúso urbano residencial na irrigação de jardins privados e descarga de aparelhos sanitários, assim como em aplicações não potáveis com acesso público.

Atividades como reúso agrícola de culturas alimentares (irrigação destinada a consumo humano), de alimentos processados e não alimentares, industriais (aplicações e instalações, energia produção e extração de combustíveis fósseis), recreativos (restrito e não restrito), ambientais e comerciais (no controle de incêndios, compactação de solos, concretos, etc.) também podem ser exercidas com o efluente tratado de acordo com o regulamento americano.

De acordo com os requisitos estabelecidos pela Espanha (MARM, 2007), a cor, DBO, coliformes termotolerantes, SST, SDT, pH e turbidez, foram atingidos com os tratamentos. Os requisitos atenderam as Classes de reúso b, c e d, apta para uso na irrigação de áreas verdes urbanas (parques, campos desportivos e afins), sistemas de incêndio, lavagem industrial de veículos), aplicações e instalações industriais, energia produção e extração de combustíveis fósseis. Além desses parâmetros, a normativa especifica a caracterização de *Escherichia coli* e nematódeos intestinais e que seriam necessários para

reúso urbano doméstico.

Os critérios exigidos pela DGNTI/COPANIT (2000) foram atendidos para todos parâmetros analisados (pH, SST, SDT, turbidez, cor, DBO). As classes a, b, c ^{não alimentar}, d, g apresentaram aptidão a uso urbano residencial e de serviços, agrícola de culturas de alimentos processados e não alimentares, industriais e recreativos. Não se confirmou reúso para recreação devido exigência de parâmetros não verificados: temperatura, óleos e graxas flutuantes, claridade, óleos e graxas emulsionadas.

O uso do efluente para descargas das bacias sanitárias de acordo com as orientações propostas pela ABNT - NBR 13969/97 pode ser adotado. Além dos parâmetros acordados pela exigência desta norma (pH, coliformes termotolerantes, SDT, SST e turbidez), não foi ponderado o oxigênio dissolvido (OD) (exigido para Classe IV), os quais abrangeriam o uso para todos usos.

Os tratamentos terciários puderam reduzir de forma satisfatória a poluição residual do efluente oriundo de reator UASB para fins de reúso. Ainda há uma ampla variação de exigências legislativas e projetuais que devem ser avaliadas individualmente de acordo com a qualidade e finalidade da água requerida.

Tabela 11 - Avaliação da qualidade do efluente em relação a normatizações de reúso

Parâmetro	MARM	EPA	DGNTI/COPANI	NBR 13969 (1997)	ANA FIESP SINDUSCON COMASP (2005)
	Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2007)	Environmental Protection Agency (2004/2012)	T Ministerio de Comercio e Industrias Dirección de Normas y Tecnología Industrial; Comisión Panameña De Normas Industriales Y Tecnicas (2000)		
Alumínio	-	-	-	-	Sim Classe IV
Cor	-	-	Sim ^e	-	Sim Classe I, III
DBO	-	Sim ^{a,c,e} (restrito e irrestrito)	Sim ^{a,b,d,e,g}	-	Sim Classe I,II,III
DQO	-	Sim ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	-	-	Sim Classe IV
Fósforo Total	Não ^e	Sim ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	-	-	-
Coliformes Temotolerantes	-	Sim ^{a,e,d,f,h} (rest.)	Sim ^{a,c,e,g}	Sim ^{I,II,III,IV}	Sim ^{II,III}
Coliformes Totais	-	-	-	-	Não ^I
Nitrato (NO ₃)	-	-	-	-	Sim ^I
Nitrito (NO ₂)	-	-	-	-	Não
pH	-	Sim ^{a,b,c,d,e,f,g,h}	Sim ^{a,b,c,d,e,f}	Sim ^{I,II,III}	Sim
SST	Sim ^{a,e}	Sim ^{a,d,e,f}	Sim	Sim ^{I,II,III,IV}	Sim ^{I,II,III,IV}
SDT	Sim	Sim	Sim	-	Sim ^{I,II,III,IV}
Surfactantes	-	-	-	Sim ^{IV}	-
Turbidez	Sim ^{a,b,c,d,e}	Sim ^{a,c,e}	Sim ^{a,b,e,g}	-	Sim ^{I,III}

^a Urbano residencial: Irrigação de jardins privados e descarga de aparelhos sanitários. Não restrito - aplicações não potáveis com acesso público

^b Urbano de serviço - Irrigação de áreas verdes urbanas (parques, campos desportivos e afins), sistemas de incêndio, Lavagem industrial de veículos.

Restrito - aplicações não potáveis onde o acesso público é controlado ou restrito por barreiras físicas ou institucionais, como cercas, sinalização de aviso ou restrição de acesso temporal

^c Agrícolas - **Culturas Alimentares** (irrigação destinada a consumo humano); **Culturas de alimentos processados e não alimentares** (irrigar culturas que são processadas antes consumo humano ou não consumido por seres humanos)

^d Industriais - aplicações e instalações industriais, energia produção e extração de combustíveis fósseis

^e Recreativos - **Não restrito** (uso de água recuperada em um represamento no qual não há limitações impostas às atividades de recreação na água de contato com o corpo). **Restrito** (uso de água recuperada em um tanque onde o contato do corpo é restrito)

^f Ambientais (criar, melhorar, sustentar ou aumentar corpos d'água incluindo zonas húmidas, habitats aquáticos ou fluxo fluvial)

^g Comerciais (controle de incêndios, compactação de solos, concretos, etc.)

^h Potável indireto ou não potável (recarga de aquíferos por injeção e aspersão onde não são utilizados como potável fonte de água)

ANA/FIESP/SINDUSCON/COMASP - Classe I (Descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); Lavagem de roupas e de veículos). **Classe II** Lavagem de agregados; Preparação de concreto; Compactação do solo; **Classe III** Irrigação de áreas verdes e rega de jardins. **Classe IV** Resfriamento de equipamentos de ar condicionado (torres de resfriamento)

NBR - Classe I (Lavagem de carros e usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador. **Classe II** Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes. **Classe III**, Reúso nas descargas das bacias sanitárias. **Classe IV** Reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial.)

5. CONCLUSÃO

O tratamento de efluentes, gerados por reatores UASB, com processos de eletrocoagulação e adsorção, podem ser uma alternativa promissora para reúso em atividades não potáveis. Essa prática de reutilização propõe subsídio para gestão de recursos hídricos, uma vez que, minimiza a captação de água em corpos hídricos e a descarga de poluentes.

Os processos empregados neste estudo, permitiram adequar a nível físico-químico e biológico o efluente coletado em reatores UASB. A eletrocoagulação teve reduções de carga mais significativas de DBO 65,51% e DQO 55,72%, fósforo de 70,27%, surfactantes 63,33% coliformes totais (98,54%) e termorolerantes (96,1%). A energia elétrica demandada pela eletrocoagulação, no tempo de tratamento estipulado em 40 minutos (pH 6,0 e densidade de corrente de 29,44 A/m²) requereu um consumo energético de 31,1 kWh/kg_{DQO}, o qual implica em um custo equivalente a 18,25 R\$/Kg_{DQO}.

A filtração provou ser uma solução efetiva que pode complementar a eletrocoagulação e atuar de forma a potencializar o leito de adsorção. Uma vez que, realizada a lavagem da areia com solução química ácida, a turbidez e fósforo atingiram valores foi próxima de zero, com remoções de 98,27% e 90,03%, respectivamente. A concentração de coliformes foi inferior a 3 NMP/100mL (redução de coliformes totais 81,25% e termorolerantes 93,03%) e a remoção de fósforo foi de 90,58%. A adsorção em sua melhor até 240 minutos, onde a DBO e DQO proporcionaram reduções 100% e a cor teve a maior redução (87,22%).

Com os tratamentos empregados, é possível reutilizar água para atividades não potáveis, como a irrigação de áreas verdes, rega de jardins, resfriamento de equipamentos de ar condicionado e bacias sanitárias (Brasil), reúso urbano residencial na irrigação de jardins privados e descarga de aparelhos sanitários, assim como em aplicações não potáveis com acesso público, reúso agrícola, industrial, recreativo, ambiental e comercial (EUA). A irrigação de áreas verdes urbanas, sistemas de incêndio, lavagem industrial de veículos, aplicações e instalações industriais, produção de energia e extração de combustíveis fósseis também podem são fins de possível reúso (Espanha). Ainda, seria necessária a avaliação de outros parâmetros orgânicos e inorgânicos para sua completa aplicação em demais classes de reúso.

Práticas de reúso tem apresentado crescimento tímido no Brasil, mas a expectativa é que ele ganhe cada vez mais espaço em função escassez hídrica se tornar a grande preocupação, em especial nos grandes centros. Tecnologias avançadas, tais como as empregadas neste estudo, tem medido esforços para que os investimentos em reúso sejam ampliados, contanto, a falta de padrão de legislações ainda consiste na maior dificuldade para implementação de novos projetos.

Perspectivas para futuros trabalhos:

- a. Estudo de viabilidade econômica detalhada para os processos de eletrocoagulação e adsorção;
- b. Sistema para funcionamento contínuo dos tratamentos, incluindo projeto de armazenamento e distribuição da água de reúso;
- c. Quantificação e destinação do lodo gerado durante o tratamento contínuo e;
- d. Tecnologias que utilizam energias renováveis e sejam integradas com o sistema de eletrocoagulação.

REFERÊNCIAS

ABEGGLEN, C.; SIEGRIST, H. Micropolluants dans les eaux usées urbaines. **Etapas de traitement supplémentaire dans les stations d'épuration. Swiss Federal Office for the Environment, Connaissance de l'environnement**, v. 1214, p. 87, 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Atlas Esgotos Despoluição de Bacias Hidrográficas. Brasília, 2017.

AOUNI, Anissa; LAFI, Ridha; HAFIANE, Amor. Feasibility evaluation of combined electrocoagulation/adsorption process by optimizing operating parameters removal for textile wastewater treatment. **Desalination and Water Treatment**, v. 60, p. 78-87, 2017.

AKBAL, Feryal; CAMCI, Selva. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation for heavy metal removal. **Chemical Engineering & Technology**, v. 33, n. 10, p. 1655-1664, 2010.

ÁLVAREZ-TORRELLAS, S. et al. Effective adsorption of non-biodegradable pharmaceuticals from hospital wastewater with different carbon materials. **Chemical Engineering Journal**, v. 320, p. 319-329, 2017.

AL-SHANNAG, Mohammad et al. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. **Chemical Engineering Journal**, v. 260, p. 749-756, 2015.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION & WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of Water and Wastewater**, 2005.

AN, Chunjiang et al. Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 537-556, 2017.

ANA, FIESP, SINDUSCON-SP, COMASP. Conservação e Reúso de água em Edificações. **São Paulo: Prol Editora Gráfica**, v.1, 2005.

ARCEIVALA, S. J.; ASOLKAR, S. R. **Wastewater treatment for pollution control and reuse**. 3 ed. Índia: Tata McGraw-Hill Publishing Co. Ltd., 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969**: tanques sépticos- Unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos: Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: Preservação e técnicas de amostragem de afluente líquidos e corpos receptores - Procedimento. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9251**: Água - Determinação do pH - Método eletrométrico - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10664**: Água - Determinação de resíduos sólidos - Método gravimétrico - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1989.

BAHRI, Akissa. Wastewater reclamation and reuse in Tunisia. **Wastewater reclamation and reuse**, p. 877-916, 1998.

BAL, A. S.; DHAGAT, N. N. Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor: A Review. **Indian Journal of Environmental Health**, v. 43, n. 2, p. 1 - 82, 2001.

BALAT, Mustafa. Potential importance of hydrogen as a future solution to environmental and transportation problems. **International journal of hydrogen energy**, v. 33, n. 15, p. 4013-4029, 2008.

BANDE, Rupesh M. et al. Oil field effluent water treatment for safe disposal by electroflotation. **Chemical Engineering Journal**, v. 137, n. 3, p. 503-509, 2008.

BARBIR, Frano. PEM electrolysis for production of hydrogen from renewable energy sources. **Solar energy**, v. 78, n. 5, p. 661-669, 2005.

BASAL, Roop Chand; GOYAL, Meenakshi. **Activated carbono adsorption**. New York: Taylor & Francis Group, 2005.

BASSYOUNI, D. G. et al. Comparative performance of anodic oxidation and electrocoagulation as clean processes for electrocatalytic degradation of diazo dye Acid Brown 14 in aqueous medium. **Journal of Hazardous Materials**, v. 335, p. 178-187, 2017.

BAZRAFESHAN, Edris et al. Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation process—a systematic review. **Journal of environmental health science and engineering**, v. 13, n. 1, p. 74, 2015.

BAYRAMOGLU, Mahmut; EYVAZ, Murat; KOBYA, Mehmet. Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation: economical evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 128, n. 2-3, p. 155-161, 2007.

BELLEBIA, Sohbi et al. Experimental investigation of chemical oxygen demand and turbidity removal from cardboard paper mill effluents using combined electrocoagulation and adsorption processes. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 31, n. 3, p. 361-370, 2012.

BERTOLO, J. **Eletrólise aplicada a efluente de IES tratado por Reator UASB**. 2016. 50 f. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental) - Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2016.

BUTLER, Erick et al. Electrocoagulation in wastewater treatment. **Water**, v. 3, n. 2, p. 495-525, 2011.

BUZZINI, A. P. et al. Preliminary evaluation of the electrochemical and chemical coagulation processes in the post-treatment of effluent from an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Journal of environmental management**, v. 85, n. 4, p. 847-857,

2007.

CAÑIZARES, Pablo et al. Modelling of wastewater electrocoagulation processes: Part II: Application to dye-polluted wastewaters and oil-in-water emulsions. **Separation and Purification Technology**, v. 60, n. 2, p. 147-154, 2008.

ÇEÇEN, Ferhan; AKTAS, Özgür. **Activated carbon for water and wastewater treatment: Integration of adsorption and biological treatment**. John Wiley & Sons, 2011.

CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY. **Bi-sand Filter Manual Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance**, Canadá, 2009.

CENTRE FOR AFFORDABLE WATER AND SANITATION TECHNOLOGY. **Bi-sand Filter Construction Manual**. New Jersey, 2012.

CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11 - 41, 2004.

CHEN, Hongbo et al. Full-scale evaluation of aerobic/extended-idle regime inducing biological pHospHorus removal and its integration with intermittent sand filter to treat domestic sewage discharged from highway rest area. **Biochemical engineering journal**, v. 113, p. 114-122, 2016.

CHEN, Xueming; CHEN, Guohua; YUE, Po Lock. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and purification technology**, v. 19, n. 1, p. 65-76, 2000.

CHERNICHARO, C. A. L. de. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

CHONG, Siewhui et al. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment—A State-of-the-art review. **Water research**, v. 46, n. 11, p. 3434-3470, 2012.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. Resolução n^o.54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece critérios gerais para reúso de água potável. **Diário Oficial da União**. Mar. 2006. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/legislacao/resolucoes/cnrh/54_2005_criterios_gerais_uso_agua.pdf> Acesso em: 05 mai. 2017.

COCA-PRADOS, José; GUTIÉRREZ-CERVELLÓ, Gemma. **Water purification and management**. Springer, 2010.

COMISSÃO EUROPEIA. **Water reuse in Europe. Relevant guidelines, needs for and barriers to innovation**. Luxemburgo: Publications Office of the European Union, 2014.

CONG, Rong-Gang. An optimization model for renewable energy generation and its application in China: a perspective of maximum utilization. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 17, p. 94-103, 2013.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 355, de 13 de junho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. CONSEMA. **Lex: Coletânea de Legislação**, Porto Alegre, 2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA. **Lex: Coletânea de Legislação**, Brasília, 2011.

COONEY, David O. **Adsorption design for wastewater treatment**. CRC press, 1998.

CRESPILHO, Frank Nelson; REZENDE, Maria Olimpia Oliveira. **Eletroflotação: princípios e aplicações**. São Carlos: Rima, 2004.

CRINI, Grégorio. Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment. **Progress in Polymer Science**, v. 30, n.1, p. 38-70. 2005.

CRITTENDEN. Barry; THOMAS. W. John. **Adsorption Technology & Design**. Amsterdam: Elsevier, 1998.

CRUZ, L. M. de O; TONETTI, A. Luiz; GOMES, B. G. L. A. Association of septic tank and sand filter for wastewater treatment: full-scale feasibility for decentralized sanitation. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, p. 94, 2018.

CURITIBA. Lei Municipal n° 10785/2003, de 18 de setembro de 2003. Cria no município de Curitiba o programa de conservação e uso racional da água nas edificações – PURAE. Curitiba: Câmara Municipal, 2003.

DALAHMEH, S. S. et al. Eficiência de resíduos de casca, carvão ativado, espuma e areia na redução de poluentes provenientes de águas cinzentas. **Poluição da água, do ar e do solo**, v. 223, n. 7, p. 3657-3671, 2012.

DERRINGER, G. C.; SUICH, R. Simultaneous optimization of several responses variables. **Journal of Quality Technology**, v. 12, p. 214-219, 1980.

DESSI, Paolo et al. Effect of temperature on selenium removal from wastewater by UASB reactors. **Water research**, v. 94, p. 146-154, 2016.

DGNTI/COPANIT- MINISTERIO DE COMÉRCIO E INDUSTRIAS DIRECCIÓN DE NORMAS Y TECNOLOGÍA INDUSTRIAL; COMISION PANAMEÑA DE NORMAS INDUSTRIALES Y TECNICAS. Regulamento Técnico - **Reutilización de las Aguas Residuales Tratadas**. Panamá, 2000.

DELGADO, Luis F. et al. The removal of endocrine disrupting compounds, pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon—a review. **Science of the total environment**, v. 435, p. 509-525, 2012.

DEMIR, Hasan; MOBEDI, Moghtada; ÜLKÜ, Semra. A review on adsorption heat pump: Problems and solutions. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 12, n. 9, p. 2381-2403, 2008.

DJAFOUR, A. et al. Photovoltaic-assisted alkaline water electrolysis: Basic principles. **international journal of hydrogen energy**, v. 36, n. 6, p. 4117-4124, 2011.

DOTTO, Guilherme Luiz et al. Adsorption Kinetics in Liquid PHase: Modeling for Discontinuous and Continuous Systems. In: **Adsorption Processes for Water Treatment and Purification**. Springer, Cham. p. 53-76, 2017.

ELBANA, M.; CARTAGENA, F. R. de; PUIG-BARGUÉS, J. Effectiveness of sand media filters for removing turbidity and recovering dissolved oxygen from a reclaimed effluent used for micro-irrigation. **Agricultural water management**, v. 111, p. 27-33, 2012.

EMAMJOMEH, Mohammad M.; SIVAKUMAR, Muttucumaru. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. **Journal of environmental management**, v. 90, n. 5, p. 1663-1679, 2009.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Water for Sustainable Food and Agriculture**. 2017.

FULAZZAKY, Mohamad Ali et al. Adsorption of phosphate from domestic wastewater treatment plant effluent onto the laterites in a hydrodynamic column. **Chemical Engineering Journal**, v. 258, p. 10-17, 2014.

GANZENKO, Oleksandra et al. Electrochemical advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment: a review of the combined approaches. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 14, p. 8493-8524, 2014.

GEETHAKARTHI, A.; PHANIKUMAR, B. R. Adsorption of reactive dyes from aqueous solutions by tannery sludge developed activated carbon: Kinetic and equilibrium studies. **International journal of environmental science & technology**, v. 8, n. 3, p. 561-570, 2011.

GOHER, Mohamed E. et al. Removal of aluminum, iron and manganese ions from industrial wastes using granular activated carbon and Amberlite IR-120H. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 2, p. 155-164, 2015.

GOVINDAN, Kadarkarai; NOEL, Michael; MOHAN, Raja. Removal of nitrate ion from water by electrochemical approaches. **Journal of Water Process Engineering**, v. 6, p. 58-63, 2015.

GUPTA, V. K.; ALI, Imran. **Environmental water: advances in treatment, remediation and recycling**. Newnes, 2012.

HAMZA, Rania Ahmed; IORHEMEN, Oliver Terna; TAY, Joo Hwa. Advances in biological systems for the treatment of high-strength wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 10, p. 128-142, 2016.

HARIF, Tali; KHAI, Moti; ADIN, Avner. Electrocoagulation versus chemical coagulation: coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. **Water Research**, v. 46, n. 10, p. 3177-3188, 2012.

HEALY, Mark G.; RODGERS, Michael; MULQUEEN, John. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. **Bioresource technology**, v. 98, n. 12, p. 2268-2281, 2007.

HICKEY, Robert F. et al. Start-up, operation, monitoring and control of high-rate anaerobic treatment systems. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 8, p. 207-255, 1991.

HOLT, Peter K. et al. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 211, n. 2, p. 233-248, 2002.

HOLT, Peter K.; BARTON, Geoffrey W.; MITCHELL, Cynthia A. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, n. 3, p. 355-367, 2005.

HUSSAIN, Athar; KUMAR, Pradeep; MEHROTRA, Indu. Nitrogen and phosphorus requirement in anaerobic process: A review. **EEMJ**, v. 14, p. 769-780, 2015.

JIMÉNEZ, Blanca; ASANO, Takashi. Water reclamation and reuse around the world. **Water Reuse: an international survey of current practice, issues and needs**, v. 20, p. 3, 2008.

JOSEPH, Lesley et al. Removal of natural organic matter from potential drinking water sources by combined coagulation and adsorption using carbon nanomaterials. **Separation and Purification Technology**, v. 95, p. 64-72, 2012.

KABDAŞLI, I. et al. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. **Environmental Technology Reviews**, v. 1, n. 1, p. 2-45, 2012.

KANG, Y. W. **Biological treatment of turkey processing wastewater with sand filtration**. PH.D. Thesis. The Ohio State University, USA, 2004.

KÅRELID, Victor; LARSSON, Gen; BJÖRLENIUS, Berndt. Pilot-scale removal of pharmaceuticals in municipal wastewater: Comparison of granular and powdered activated carbon treatment at three wastewater treatment plants. **Journal of environmental management**, v. 193, p. 491-502, 2017.

KAUPPINEN, Ari et al. Sand filters for removal of microbes and nutrients from wastewater during a one-year pilot study in a cold temperate climate. **Journal of environmental management**, v. 133, p. 206-213, 2014.

KESHMIRIZADEH, Elham; YOUSEFI, Somayeh; ROFOUEI, Mohammad Kazem. An investigation on the new operational parameter effective in Cr (VI) removal efficiency: A study on electrocoagulation by alternating pulse current. **Journal of hazardous materials**, v. 190, n. 1-3, p. 119-124, 2011.

KHAN, Abid Ali et al. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: a review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232-1251, 2011.

KHELIFA, A.; MOULAY, S.; NACEUR, A. W. Treatment of metal finishing effluents by the electroflotation technique. **Desalination**, v. 181, n. 1-3, p. 27-33, 2005.

KOBYA, M. et al. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 190, n. 1-3, p. 201-211, 2006.

KOUYOUMDJIEV, M. S. **Kinetics of adsorption from liquid phase on activated carbon**, 1992. 224 p. Tese. (Technische Universiteit Eindhoven). Eindhoven, 1992.

LATRACH, Lahbib et al. Domestic wastewater disinfection by combined treatment using multi-soil-layering system and sand filters (MSL-SF): A laboratory pilot study. **Ecological Engineering**, v. 91, p. 294-301, 2016.

LEVERENZ, Harold L.; TCHOBANOGLOUS, George; DARBY, Jeannie L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. **Water Research**, v. 43, n. 3, p. 695-705, 2009.

LEW, B. et al. An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 7, p. 4921-4924, 2011.

LI, B; LOGAN; B. E. Bacterial adhesion to glass and metal-oxide surfaces. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 36, p. 81-90, 2004.

LI, J. et al. Filamentous granular sludge bulking in a laboratory scale UASB reactor. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 9, p. 3431-3438, 2008.

LI, Xinpeng; PASHLEY, Richard M. A study on the characteristics of upflow matrix filter materials for the treatment of domestic sewage water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 9, p. 179-187, 2016.

LI, Xuemei et al. A water-insoluble viologen-based β -cyclodextrin polymer for selective adsorption toward anionic dyes. **Reactive and Functional Polymers**, 2018.

MAHMOUD, N. High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 16, p. 7531-7538, 2008.

MAILLER, R. et al. Removal of emerging micropollutants from wastewater by activated carbon adsorption: experimental study of different activated carbons and factors influencing the adsorption of micropollutants in wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 1, p. 1102-1109, 2016.

MAKWANA, A. R.; AHAMMED, M. M. Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated municipal wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 724-733, 2016.

MANCUSO, P. C. S.; DOS SANTOS, H. F. **Reúso de água**. Barueri: Manole Ltda, 2003.

MENDOZA, L. et al. Technical and economical feasibility of gradual concentric chambers reactor for sewage treatment in developing countries. **Electron J Biotechnol**, v. 12, n.2, p. 1–13, 2012.

METCALF, E. E.; EDDY, H. **Wastewater engineer treatment disposal, reuse**. New York: McGraw, 2003.

METCALF, L.; EDDY, P. Harrison. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. São Paulo: McGraw Hill Brasil, 2015.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. **Guía para la aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas**. Madrid: MARM, 2010.

MOLLAH, M.; YOUSUF A. et al. Electrocoagulation (EC)—science and applications. **Journal of hazardous materials**, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001.

MOLLAH, Mohammad et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of hazardous materials**, v. 114, n. 1, p. 199-210, 2004.

MORES, Rúbia et al. Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. **Separation and Purification Technology**, v. 171, p. 112-117, 2016.

MORENO-CASILLAS, H. A. et al. Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and purification Technology**, v. 56, n. 2, p. 204-211, 2007.

NARAYANAN, N. Vivek; GANESAN, Mahesh. Use of adsorption using granular activated carbon (GAC) for the enhancement of removal of chromium from synthetic wastewater by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 1, p. 575-580, 2009.

NGUYEN, D. Duc et al. Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater?. **Science of the Total Environment**, v. 563, p. 549-556, 2016.

NITZSCHE, Katja Sonja et al. Arsenic removal from drinking water by a household sand filter in Vietnam—Effect of filter usage practices on arsenic removal efficiency and microbiological water quality. **Science of the Total Environment**, v. 502, p. 526-536, 2015.

NOLL, Kenneth E. **Adsorption technology for air and water pollution control**. CRC Press, 1991.

ORKUN, M. O.; KULEYIN, A. Treatment Performance Evaluation of Chemical Oxygen Demand from Landfill Leachate by Electro-Coagulation and Electro-Fenton Technique. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v.3, p.59-67, 2012.

PARTHASARATHY, Shridharan et al. A novel hybrid approach of activated carbon and ultrasound cavitation for the intensification of palm oil mill effluent (POME) polishing. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 1218-1226, 2016.

PAVAN, M. M. Pós-tratamento de efluente de instituição de ensino superior por ultrafiltração e adsorção para reúso. 2017. Dissertação (Mestrado Engenharia Civil e Ambiental). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2017.

PICCIN, Jeferson Steffanello et al. Adsorption isotherms in liquid phase: experimental, modeling, and interpretations. In: **Adsorption Processes for Water Treatment and Purification**. Springer, Cham, 2017. p. 19-51.

PLETCHER, Derek. **Industrial Electrochemistry**. London: Chapman and Hall, 1982.

POKORNA-KRAYZELOVA, Lucie et al. Model-based optimization of microaeration for biogas desulfurization in UASB reactors. **Biochemical Engineering Journal**, 2017.

RAFATULLAH, Mohd et al. Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: a review. **Journal of hazardous materials**, v. 177, n. 1-3, p. 70-80, 2010.

RAJKUMAR, Duraiswamy; PALANIVELU, K. Electrochemical treatment of industrial wastewater. **Journal of hazardous materials**, v. 113, n. 1, p. 123-129, 2004.

RATTOVA, P. C. F. Análise do desempenho da estação de tratamento de efluentes do Campus I da Universidade de Passo Fundo. 2009. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia). Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2012.

ROBERT, Elodie et al. Monitoring water turbidity and surface suspended sediment concentration of the Bagre Reservoir (Burkina Faso) using MODIS and field reflectance data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 52, p. 243-251, 2016.

RODGERS, M.; HEALY, M. G.; MULQUEEN, J. Organic carbon removal and nitrification of high strength wastewaters using stratified sand filters. **Water Research**, v. 39, n. 14, p. 3279-3286, 2005.

ROLLAND, L. et al. Influence of the Physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. **Desalination**, v. 248, p. 998-1007, 2009.

RUTHVEN, D. M. **Principles of adsorption and adsorption process**. New York: John Wiley & Sons, 1984.

SALEEM, Muhammad; BUKHARI, Alaadin A.; AKRAM, Muhammad Noman. Electrocoagulation for the treatment of wastewater for reuse in irrigation and plantation. **Journal of basic and applied sciences**, v. 7, n. 1, p. 11-20, 2011.

SANTA CATARINA. Lei Complementar nº 1.231/2013, de 1 de fevereiro de 2013. Câmara Municipal de Florianópolis. Inclui dispositivos que alteram o Código de Obras e Edificações de Florianópolis. Florianópolis, 2013.

SÃO PAULO (Estado). Lei n° 12.526, de 02 de janeiro de 2007. Estabelece normas para a contenção de enchentes e destinação de águas pluviais. **Lex: Coletânea de legislação e jurisprudência**, São Paulo, 2007.

SATO, Nobuyuki et al. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system: A case study on full-scale UASB system in India's Yamuna River Basin. **Journal of Environmental Management**, v. 80, n. 3, p. 198-207, 2006.

SAUTCHUK, Carla et al. Conservação e reúso da água em edificações. **São Paulo: Prol Editora Gráfica**, p. 53-57, 2005.

ŞENGİL, İ. A. et al. Treatment of dairy wastewaters by electrocoagulation using mild steel electrodes. **Journal of hazardous materials**, v. 137, n. 2, p. 1197-1205, 2006.

SHAHALAM, A. B. et al. Competitive Adsorption PHenomena of Petrochemicals: benzene, toluene, and xylene in hexane in fixed-beds of sands. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 95, n.1, p. 221 – 235. Abr. 1997.

SILLANPÄÄ, Mika. **Natural organic matter in water: Characterization and treatment methods**. Butterworth-Heinemann, 2014.

SILVA, P. C. F. **Tratamento de resíduos líquidos industriais pelo processo eletrolítico: uma alternativa para o gerenciamento dos resíduos líquidos gerados nas indústrias mecânicas fabricantes de equipamentos para produção de petróleo**. 2005. Dissertação (Mestrado Profissional em Sistemas de Gestão). Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2005.

SMITH, Kate et al. Comparison of sand-based water filters for point-of-use arsenic removal in China. **Chemosphere**, v. 168, p. 155-162, 2017.

SOTO, Christopher J. et al. Age differences in personality traits from 10 to 65: Big Five domains and facets in a large cross-sectional sample. **Journal of personality and social psychology**, v. 100, n. 2, p. 330, 2011.

SPERLING, M. Von; CHERNICHARO, C. A. de L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. London: IWA publishing, 2005.

ŠRÁMKOVÁ, M. Vojtěchovská; DIAZ-SOSA, V.; WANNER, J. Experimental verification of tertiary treatment process in achieving effluent quality required by wastewater reuse standards. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, p. 41-45, 2018.

SUZUKI, Motoyuki. **Fundamentals of adsorption**. Amsterdam: Elsevier, 1993.

TEJEDOR-SANZ, Sara et al. Integrating a microbial electrochemical system into a classical wastewater treatment configuration for removing nitrogen from low COD effluents. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 2, n. 5, p. 884-893, 2016.

TELLES, D. D.; COSTA, R. H. P. G. **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. 2 ed.

São Paulo: Edgard Blucher, 2010.

TICIANELLI, Edson A.; GONZALEZ, Ernesto R. **Eletroquímica: Princípios e Aplicações**. 2 ed. São Paulo: EdUSP, 1998.

TIWARI, M. et al. Influence of extrinsic factors on granulation in UASB reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 71, n. 2, p. 145-154, 2006.

TOBIAS, R; BERG, M. Sustainable use of arsenic-removing sand filters in Vietnam: psychological and social factors. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 8, p.3260-3267, 2011.

TONON, Daniele et al. Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, pHospHorus, pathogens and nitrogen in tropical countries. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 583-589, 2015.

TORRENS, A. et al. Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. **Desalination**, v. 246, p. 169-178, 2009.

UN WATER. Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídrico. 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. Cincinnati: EPA, 2004

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. Washington: Agency for International Development, 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Decentralized Systems Technology Fact Sheet- Recirculating Sand Filter**. Washington, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Handbook Optimizing Water Treatment Plant Performance Using the Composite Correction Program**. Ohio, 1998.

VASUDEVAN, Subramanyan; LAKSHMI, Jothinathan; SOZHAN, Ganapathy. Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of cadmium from water. **Journal of hazardous materials**, v. 192, n. 1, p. 26-34, 2011.

VERMA, M.; KUMAR, R. N. Coagulation and electrocoagulation for co-treatment of stabilized landfill leachate and municipal wastewater. **Journal of Water Reuse and Desalination**, p. jwrd2017102, 2017.

WANG, Chih-Ta; CHOU, Wei-Lung; KUO, Yi-Ming. Removal of COD from laundry wastewater by electrocoagulation/electroflotation. **Journal of hazardous materials**, v. 164, n. 1, p. 81-86, 2009.

WEILAND, P.; ROZZI, A. The start-up, operation and monitoring of high-rate anaerobic treatment systems: discussor's report. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 8, p. 257-277, 1991.

WIENDL, G. Wiendl. **Processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 1998.

WILSON, Janice et al. Effects of hydraulic loading rate and filter length on the performance of lateral flow sand filters for on-site wastewater treatment. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 16, n. 8, p. 639-649, 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality. v. 38, n. 4, p. 104-8, 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Wastewater use in agriculture. v.3, p. 222, 2006.

WONG, Syieluing et al. From pollutant to solution of wastewater pollution: Synthesis of activated carbon from textile sludge for dye adsorption. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, 2017.

WORCH, E. **Adsorption Technology in Water Treatment: fundamentals, processes, and modeling**. Berlin: Walter de Gruyter GmbH & Co., 2012.

YAGMUR, Emine et al. The relative performance of microwave regenerated activated carbons on the removal of phenolic pollutants. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 1109-1117, 2017.

YAVUZ, Yusuf; KOPARAL, A. Savaş; ÖĞÜTVEREN, Ülker Bakır. Treatment of petroleum refinery wastewater by electrochemical methods. **Desalination**, v. 258, n. 1-3, p. 201-205, 2010.

YETILMEZSOY, Kaan et al. Decolorization and COD reduction of UASB pretreated poultry manure wastewater by electrocoagulation process: A post-treatment study. **Journal of hazardous materials**, v. 162, n. 1, p. 120-132, 2009.

YOUNG-ROJANSCHI, Candice; MADRAMOOTOO, Chandra. Intermittent versus continuous operation of biosand filters. **Water research**, v. 49, p. 1-10, 2014.

ZAIDI, S. et al. Performance efficiency of electro-coagulation coupled electro-flotation process (EC-EF) versus adsorption process in doxycycline removal from aqueous solutions. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 450-461, 2016.

ZAZYCKI, Maria A. et al. Adsorption of valuable metals from leachates of mobile phone wastes using biopolymers and activated carbon. **Journal of environmental management**, v. 188, p. 18-25, 2017.

ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The role of anaerobic digestion of domestic sewage in closing the water and nutrient cycle at community level. **Water Science and Technology**, v. 39, n. 5, p. 187-194, 1999.

ZHANG, Lei et al. Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10° C and microbial community dynamics. **Chemical Engineering Journal**, 2017.

ZHAO, C. Effect of Temperature on Biogas Production in Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater UASB System in Hammarby. **Sjöstadverket TRITA LWR Degree Project11**, v. 35, p. 018-67, 2011.

ZHOU, Hongtao et al. Energy-saving optimization of coking wastewater treated by aerobic bio-treatment integrating two-stage activated carbon adsorption. **Journal of Cleaner Production**, v. 175, p. 467-476, 2018.

ZHU, Xiuping et al. Destination of organic pollutants during electrochemical oxidation of biologically-pretreated dye wastewater using boron-doped diamond anode. **Journal of hazardous materials**, v. 189, n. 1, p. 127-133, 2011.

ZHU, Runye et al. Industrial park wastewater deeply treated and reused by a novel electrochemical oxidation reactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 260, p. 427-433, 2015.

ZIPF, Mariah Siebert; PINHEIRO, Ivone Gohr; CONEGERO, Mariana Garcia. Simplified greywater treatment systems: Slow filters of sand and slate waste followed by granular activated carbon. **Journal of environmental management**, v. 176, p. 119-127, 2016.

ZODI, Salim et al. Treatment of the textile wastewaters by electrocoagulation: Effect of operating parameters on the sludge settling characteristics. **Separation and purification Technology**, v. 69, n. 1, p. 29-36, 2009.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela A1: Análise de variância (ANOVA) para DQO e consumo de energia

Fator	SQ	GL	MQ	F	P	r²
ANOVA - remoção de DQO						
X ₁ (L)	543,651	1	543,6513	14,39342	0,002233	0,702223
X ₁ ² (Q)	270,683	1	270,6833	7,16646	0,019008	
X ₂ (L)	28,637	1	28,6375	0,75819	0,399690	
X ₂ ² (Q)	389,310	1	389,3096	10,30715	0,006828	
X ₁ * X ₂	205,529	1	205,5286	5,44146	0,036380	
Erro	491,021	13	37,7708			
Total	1648,982	18				
ANOVA - consumo de energia						
(1) Densidade de corrente (L)	2135,330	1	2135,330	21,99186	0,000423	0,702223
Densidade de corrente (Q)	0,206	1	0,206	0,00212	0,963967	
(2) pH (L)	28,884	1	28,884	0,29747	0,594706	
pH (Q)	10,789	1	10,789	0,11112	0,744188	
1L e 2L	730,386	1	730,386	7,52229	0,016771	
Erro	1262,253	13	37,7708			
Total SS	4344,979	18				

SQ: Soma dos quadrados; GL: Graus de liberdade; MQ: Quadrado Médio; F: Estatística de Fischer; r²: Coeficiente de correlação; p: probabilidade do erro tipo I.

APÊNDICE B

Figura B1: Granulometria da areia utilizada em filtro

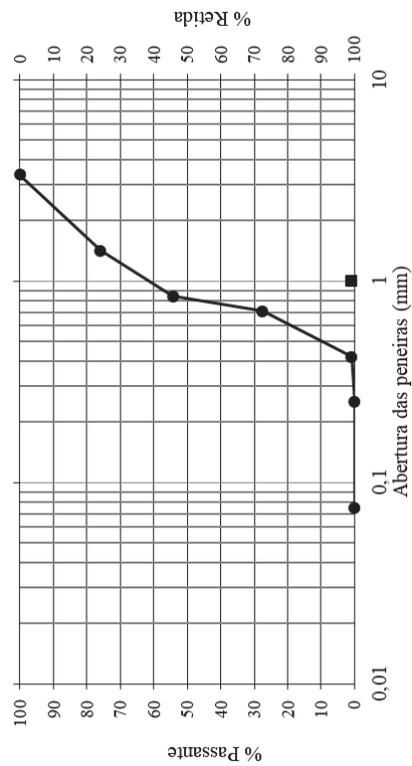


Tabela B2: Granulometria da areia utilizada no filtro

Nº peneira Mash Tyler	Abertura da peneira (mm)	Peso pe- neira (g)	Peso pe- neira + areia (g)	Massa re- tida (g)	Retida (%)	Acumulada (%)	Passante (%)
6	3,36	467,07	467,07	0,000	0	0	-
14	1,41	418,33	466,47	48,140	24,07	24,07	75,93
20	0,841	449,54	492,95	43,410	21,70	45,77	78,30
24	0,707	385,54	438,96	53,420	26,71	72,47	73,29
40	0,42	315,64	368,98	53,340	26,67	99,14	73,33
60	0,25	404,76	406,42	1,660	0,83	99,97	99,17
fundo	0,075	350,52	350,58	0,060	0,03	100,00	99,97

APÊNDICE C

Tabela C1: Valores referência exigidos para enquadramento do efluente tratado segundo normatizações e Classes de reúso

Parâmetro	Unidade	MARM - (2007)	EPA - (2004/2012)	DGNTI/COPA NIT (2000)	NBR 13969 (1997)	ANA/FIESP/SI NDUSCON/CO MASP (2005)
Alumínio	mg/L ⁻¹					< 0,1 (Classe IV)
Cor	Hazen			< 50 ^e		≤ 10 Classe I ≤ 30 Classe III
DBO	mg/L ⁻¹		< 30 ^a , e (restrito), c (não alimentar)	< 40 ^{a, b, g}		< 10 Classe I
			< 10 ^c (alimentar), e (ir-rest.)	< 20 ^d < 5 ^e		< 20 Classe II < 30 Classe III
DQO	mg/L ⁻¹		< 20 - 90			< 0,75 Classe IV
OD					> 2 ^{IV}	< 5 Classe I
Fósforo total	mg/L ⁻¹	0 ^e	< 1-20			< 0,1 Classe I
Coliformes Temotolerantes	NMP/10 0 mL		0 ^{a, e, h} (irrest.), c (alimentar)	< 200/100 ^{a, c} (alimentar processadas e não alimentar)	< 200 ^I , < 500 ^{II, III} < 5000 ^{IV}	não detectáveis Classe I < 1000 Classe II < 200 Classe III
			< 200/100 ^{a, e, d, f, h} (rest.), e (Culturas Alimentares processadas e não alimentares)	< 500/100 ^g		
Coliformes Totais	NMP/10 0 mL		< 1 - 200			< 2 Classe III
Nitrato (NO ₃)	mg/L ⁻¹					≤ 10 Classe I
Nítrito (NO ₂)	mg/L ⁻¹					≤ 1 Classe I
pH	-		6 - 9 ^{a, b, c, d, e, f, g} 6,5 - 8,5 ^h	6 - 9 ^{a, b, c, d, e, f}	6-8 ^l	6 - 9 Classe I,II,III

Parâmetro	Unidade	MARM - (2007)	EPA - (2004/2012)	DGNTI/COPA NIT (2000)	NBR 13969 (1997)	ANA/FIESP/SI NDUSCON/CO MASP (2005)
SS	mg/L ⁻¹	10 ^{a,f} , 20 ^{b,c,e} , 5 ^d		< 40 ^{a,b}		< 5 Classe I
SST	mg/L ⁻¹	10 ^a , 35 ^e	< 30 ^{a,d,e,f}	< 30		< 30 Classe II < 20 Classe III < 100 Classe IV
SDT	mg/L ⁻¹		< 30		< 5 ^l	≤ 500 Classe I
Surfactantes	mg/L ⁻¹				< 200 Classe IV	
Turbidez	NTU	2 ^a , 10 ^{b,c,d,e}	< 2 ^{a,c} (alimentar), ^h 10 ^e (irrest.)	< 2 ^a , < 3 ^b , < 30 ^e , < 15 ^g	< 5 ^{l,II} < 10 ^{III}	< 2 Classe I < 5 Classe III
Escherichia coli		0 ^a				
Nematódeos intestinais		1 ^a				
Cloro residual	mg/L ⁻¹	1 ^{a,b}	1 ^{d,e,f,g}	< 2 ^a , < 1 ^{d,g} , < 5 ^e	0,5 - 1,5 ^{Classe I} 0 ^{Classe II}	< 1 Classe I,III
Temperatura	⁰ C			30 ^e		< 1 Classe I
Óleos e graxas flotantes	mg/L ⁻¹			< 5 ^e		
Claridade				1,5 ^e		
Óleos e graxas emulsio- nadas	mg/L ⁻¹			< 10 ^e		< 1 Classe II
Agentes tensoativos	mg/L ⁻¹					< 0,5 Classe I
Compostos orgânicos vo- láteis	mg/L ⁻¹					ausentes Classe I, II
Cloretos	mg/L ⁻¹					< 350 Classe III
Bicarbonato	mg/L ⁻¹					24 < Classe VI
Cálcio	mg/L ⁻¹					< 50 Classe IV
Ferro e Manganês	mg/L ⁻¹					< 0,5 Classe IV
Amônia	mg/L ⁻¹					< 30 Classe IV

Parâmetro	Unidade	MARM - (2007)	EPA - (2004/2012)	DGNTI/COPA NIT (2000)	NBR 13969 (1997)	ANA/FIESP/SI NDUSCON/CO MASP (2005)
Magnésio	mg/L ⁻¹					< 50 Classe IV
Sílica	mg/L ⁻¹					< 200 Classe IV
Sulfato	mg/L ⁻¹					≤ 3 Classe III
Boro	mg/L ⁻¹					≤ 0,7 culturas alimentícias - Classe III

Sólidos flotados visíveis/espumas não naturais e substâncias que produzem odores desagradáveis

Ausentes^e

^a Urbano residencial: Irrigação de jardins privados e descarga de aparelhos sanitários. Não restrito - aplicações não potáveis com acesso público

^b Urbano de serviço - Irrigação de áreas verdes urbanas (parques, campos desportivos e afins), sistemas de incêndio, Lavagem industrial de veículos.

Restrito - aplicações não potáveis onde o acesso público é controlado ou restrito por barreiras físicas ou institucionais, como cercas, sinalização de aviso ou restrição de acesso temporal

^c Agrícolas - Culturas Alimentares (irrigação destinada a consumo humano); Culturas de alimentos processados e não alimentares (irrigar culturas que são processadas antes consumo humano ou não consumido por seres humanos)

^d Industriais - aplicações e instalações industriais, energia produção e extração de combustíveis fósseis

^e Recreativos - Não restrito (uso de água recuperada em um represamento no qual não há limitações impostas às atividades de recreação na água de contato com o corpo). Restrito (uso de água recuperada em um tanque onde o contato do corpo é restrito)

^f Ambientais (criar, melhorar, sustentar ou aumentar corpos d'água incluindo zonas húmidas, habitats aquáticos ou fluxo fluvial)

^g Comerciais (controle de incêndios, compactação de solos, concretos, etc.)

^h Potável indireto ou não potável (recarga de aquíferos por injeção e aspersão onde não são utilizados como potável fonte de água)

FIESP - Classe I (Descarga de bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); Lavagem de roupas e de veículos). Classe II Lavagem de agregados; Preparação de concreto; Compactação do solo; Controle de poeira. Classe III Irrigação de áreas verdes e rega de jardins. Classe IV Resfriamento de equipamentos de ar condicionado (torres de resfriamento).

NBR - Classe I (Lavagem de carros e usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador. Classe II Lavagens de pisos, calçadas e irrigação dos jardins, manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes. Classe III, Reúso nas descargas das bacias sanitárias. Classe IV Reúso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gados e outros cultivos através de escoamento superficial.)

MARM - Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2007)

EPA - Environmental Protection Agency (2004/2012)

DGNTI/COPANIT - Ministerio de Comercio e Industrias Dirección de Normas y Tecnología Industrial; Comisión Panameña De Normas Industriales Y Técnicas (2000)

NBR 13969 (1997)

ANA/FIESP/SINDUSCON/COMASP (2005)