



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
DOCTORADO EM SANEAMENTO AMBIENTAL

VICTOR COCHRANE SANTIAGO SAMPAIO

PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO HUMANO
UTILIZANDO PROCESSO ELETROLÍTICO POR CORRENTE
CONTÍNUA PULSADA

FORTALEZA

2016

VICTOR COCHRANE SANTIAGO SAMPAIO

**PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO HUMANO
UTILIZANDO PROCESSO ELETROLÍTICO POR CORRENTE
CONTÍNUA PULSADA**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Doutorado em Saneamento Ambiental) do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dra. Marisete Dantas de Aquino

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S186p Sampaio, Victor Cochrane Santiago.
Pré-tratamento de água para abastecimento humano utilizando processo eletrolítico por corrente contínua pulsada / Victor Cochrane Santiago Sampaio. – 2016.
158 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2016.
Orientação: Prof. Dr. Marisete Dantas de Aquino.
1. Eletrólise. 2. Corrente Contínua Pulsada. 3. Matéria Orgânica Natural. 4. Tratamento de Água. I. Título.
CDD 628
-

VICTOR COCHRANE SANTIAGO SAMPAIO

**PRÉ-TRATAMENTO DE ÁGUA PARA ABASTECIMENTO HUMANO
UTILIZANDO PROCESSO ELETROLÍTICO POR CORRENTE
CONTÍNUA PULSADA**

Tese apresentada ao Doutorado em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil (área de concentração: saneamento ambiental).

Aprovada em 01/02/2016.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Marisete Dantas de Aquino (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará - UFC

Prof. Dr. Antonio Clecio Fontelles Thomaz
Universidade Estadual do Ceará - UECE

Prof. Dr. Manoel do Vale Sales
Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE

Prof. Dr. Eliezer Fares Abdala Neto
Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico – FUNCAP

AGRADECIMENTOS

A Deus, que iluminou o meu caminho durante esta jornada.

Aos meus pais amados, Francisco Grangeiro Sampaio (*In Memoriam*) e Maria José Cochrane Santiago Sampaio (*In Memoriam*), por tudo o que me ensinaram.

Aos meus irmãos, Marcelo e Leonardo, pela amizade e o apoio, e a todos os familiares, pelos conselhos.

À Prof.^a Dr.^a Marisete Dantas de Aquino, pela paciência na orientação e incentivo, que tornaram possível a conclusão desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza, por aceitar participar da banca de qualificação.

Aos Professores Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota, Dr. Antonio Clecio Fontelles Thomaz e Dr. Manoel do Vale Sales por aceitarem participar da banca examinadora.

Ao Professor Dr. Eliezer Fares Abdala Neto, por ceder os circuitos elétricos e por ajudar na idealização do projeto de pesquisa; e ao Professor Dr. Ari Clecius Alves de Lima, pelos conhecimentos transmitidos.

A Francisco Erivando da Silva, pela indispensável ajuda neste trabalho, e a Antônio Ferreira, por desenvolver os circuitos elétricos.

A todos os meus colegas de pós-graduação, pelos bons momentos dentro e fora de sala de aula, e aos estudantes do Laboratório de Climatologia, LABOSAN e LAT, pela amizade.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro da bolsa de doutorado (Processo 140649/2011-5).

À Gerência de Pesquisa e Desenvolvimento (GEPED) da CAGECE, por acreditar no meu trabalho e pelo financiamento da pesquisa (Processo: 0525.000214/2014-09), em especial, Ronner, Silvano, Tanara e Raquel.

A todos os funcionários da Gerência de Controle de Qualidade (GECOQ) da CAGECE, pela realização das análises laboratoriais e por estarem sempre dispostos a ajudar.

Aos funcionários da ETA Gavião, pelo apoio operacional, em especial, Isabel, Amanda, Régis, José Walter, Erick, Graça, Fátima, Liliana, César, Daniel, João Batista, José Airton, Marlon, Manoel Sales, Ednard e todos os outros profissionais.

À empresa Tecnoplus Ambiental, por efetuar as instalações necessárias para viabilizar a pesquisa, em especial ao engenheiro Antônio Herbert Quintino Rocha.

A todos os que contribuíram diretamente ou indiretamente para realização deste trabalho.

RESUMO

Essa pesquisa avaliou o processo eletrolítico por corrente contínua pulsada no tratamento de água. Foram realizados testes em escala laboratorial e em escala-piloto. No experimento em escala laboratorial, investigaram-se os efeitos provocados por tipos de eletrodos (platina, aço inoxidável, alumínio e aço carbono) em diversos tempos de reação na água bruta do açude Gavião, além de comparar as reações químicas e físicas dos quatro eletrodos em um tempo de reação. No teste de jarros, foram utilizados os eletrodos com características oxidantes combinado com um processo de clarificação da água e avaliado qual eletrodo era mais eficiente. Foram testadas 50% e 100% da dosagem de reagentes no processo. No teste em escala-piloto, foram testadas duas configurações na etapa de pré-oxidação da água: um sistema combinado com eletrocoagulação (eletrodos de aço carbono) e eletro-oxidação (eletrodos de aço inoxidável) e um sistema somente de eletro-oxidação (eletrodos de aço inoxidável com eletrodos de platina). No sistema de eletrocoagulação e eletro-oxidação, avaliou-se a remoção de turbidez, cor aparente e SUVA (absorbância específica da luz ultravioleta) em uma vazão de operação de $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ e com taxa de filtração de $326 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$. No sistema de eletro-oxidação, foi realizado um planejamento fatorial utilizando a variável “reagentes” na coagulação e floculação e “vazão”. Após a otimização do sistema de eletro-oxidação, outros pré-oxidantes foram comparados com a tecnologia. Na escala laboratorial, os resultados mostraram que os eletrodos de alumínio e aço carbono denotaram ações coagulantes sobre a água bruta, enquanto os eletrodos de aço inoxidável e platina exprimiram ações oxidativas. No teste de jarros, a combinação dos eletrodos de platina com 100% da dosagem de reagentes apontou maior eficiência na remoção de cor aparente e turbidez. O sistema de eletrocoagulação e eletro-oxidação em escala-piloto atendeu às exigências da Portaria 2.914 em relação a cor aparente e turbidez e conseguiu uma remoção de 19,51% a 26,45% de SUVA. No sistema de eletro-oxidação em escala-piloto, três condições diferentes do sistema atenderam às exigências da Portaria 2.914, em relação à cor aparente e turbidez. Foi verificado que somente o fator “reagentes” foi significativo para a remoção de turbidez, e os fatores “reagentes” e “vazão” foram significativos para a remoção de cor aparente, enquanto os fatores “reagentes”, “vazão” e a interação dos dois foram significativos para a remoção de SUVA. Na comparação com outros pré-oxidantes, o processo eletrolítico se mostrou tão eficiente quanto o cloro e o dióxido de cloro. Nenhuma tecnologia, entretanto, conseguiu atender os limites impostos pela Portaria 2.914/MS quanto aos trihalometanos totais. O processo eletrolítico por corrente contínua pulsada se mostrou eficaz na etapa de pré-oxidação em tratamento de água.

Palavras-chave: Eletrólise; Corrente Contínua Pulsada; Matéria Orgânica Natural; Tratamento de Água.

ABSTRACT

This research evaluated the effectiveness of the electrolytic process by pulsed direct current in water treatment. Tests were conducted at both laboratory and pilot scales. In the laboratory-scale experiment, the effects of electrode type (platinum, stainless steel, aluminum, and carbon steel) on reaction times in raw water from Gavião Dam were studied, in addition to comparisons of the chemical and physical reactions of the four electrodes over the course of the reactions. In the jar test, electrodes with oxidant characteristics were paired with a water clarification process and used to determine the most efficient electrode. Reagent dosages of 50% and 100% were tested in the process. In the pilot-scale test, two configurations were tested during the water pre-oxidation stage: a system based on a combination of electrocoagulation (carbon steel electrodes) and electro-oxidation (stainless steel electrodes), and a solely electro-oxidative system (stainless steel electrodes with platinum electrodes). In the combined electrocoagulative and electro-oxidative system, the reductions in turbidity, apparent color, and specific ultraviolet absorbance (SUVA) were evaluated at an operational flow of $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ with a filtration rate of $326 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$. In the electro-oxidative system, a factorial design was made using variable reagents to control coagulation, flocculation, and flow. After optimization of the electro-oxidative system, other pre-oxidants were compared with the technology. At the laboratory scale, the results showed that the aluminum and carbon steel electrodes caused coagulation in raw water, while the stainless steel and platinum electrodes displayed oxidation. In the jar test, the combination of platinum electrodes with a 100% reagent dosage showed greater efficiency in the reduction of apparent color and turbidity. At the pilot scale the combined electrocoagulative and electro-oxidative system met the Ordinance 2.914 requirements in regards to apparent color and turbidity, and achieved SUVA reductions ranging from 19.51% to 26.45%, while in the electro-oxidative system, three different conditions in the system met the Ordinance 2.914 requirements regarding apparent color and turbidity. It was confirmed that only the reagents were significant for the reduction of turbidity, while both the reagents and flow were significant for the reduction of apparent color, and that the reagents, flow, and the interaction of the two were significant for SUVA reduction. When compared with other pre-oxidants, the electrolytic process showed similar efficiency to chlorine and chlorine dioxide treatments. However, no technology met the Ordinance 2.914 limits regarding total trihalomethane concentrations. The electrolytic process by pulsed direct current was shown to be effective for the pre-oxidation stage of water treatment.

Keywords: Electrolysis; Pulsed Direct Current; Natural Organic Matter; Water Treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Estrutura molecular hipotética de uma substância húmica.....	21
Figura 2	– Adsorção da molécula de substâncias húmicas na superfície do $Al(OH)_{3(s)}$	24
Figura 3	– Reação do ácido hipocloroso com a matéria orgânica.....	25
Figura 4	– Cadeia formada pela clivagem.....	25
Figura 5	– Formação do clorofórmio.....	26
Figura 6	– Interações que ocorrem dentro de um processo eletrocoagulação/flotação.....	27
Figura 7	– Vias da remoção de poluentes no processo eletroquímico.....	29
Figura 8	– Detalhes do processo de eletrocoagulação, utilizando eletrodos de alumínio.....	32
Figura 9	– Eixo de integração Castanhão – Região Metropolitana.....	40
Figura 10	– Esquema do processo de tratamento de água da ETA Gavião.....	41
Figura 11	– Sistema representado por uma função ligando os fatores às respostas....	43
Figura 12	– Planejamento 2^2 com ponto central.....	44
Figura 13	– Circuitos elétricos com corrente contínua pulsada.....	46
Figura 14	– Fonte de 13,8 volts e reator com o par de eletrodos.....	48
Figura 15	– Eletrodos de platina, aço inox, Aço carbono e alumínio.....	49
Figura 16	– (a) esquema da 1ª etapa; (b) esquema da 2ª etapa.....	50
Figura 17	– Teste de Jarros com os eletrodos de aço inox (esquerda) e de platina (direita).....	51
Figura 18	– Reator do processo eletrolítico.....	52
Figura 19	– Esquema do funcionamento do sistema após a entrada de água bruta....	53
Figura 20	– Fontes de alimentação estabilizada de 13,8 volts com circuitos de corrente contínua pulsada.....	54
Figura 21	– Esquema do tratamento de água em escala-piloto.....	55
Figura 22	– Estrutura física do Centro de Pesquisa: a) captação de água bruta; b) tanque de mistura rápida; c) tanque de mistura lenta; d) filtros; e) micro manômetro diferencial.....	56
Figura 23	– Esquema da primeira fase com o tratamento sem a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica.....	59

Figura 24	– Esquema da segunda fase com o tratamento com a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica com o cloro.....	60
Figura 25	– Esquema da terceira fase com o tratamento com a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica com o dióxido de cloro.....	61
Figura 26	– Esquema da quarta fase com o tratamento com a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica com o dióxido de cloro.....	62
Figura 27	– Comparação da turbidez (a) e da cor aparente (b) entre os distintos tempos de reação para os eletrodos de platina.....	66
Figura 28	– Comparação da turbidez (a) e da cor aparente (b) entre os tempos de reação para os eletrodos de aço inox.....	67
Figura 29	– Comparação da turbidez (a) e da cor aparente (b) entre os tempos de reação para os eletrodos de aço carbono.....	68
Figura 30	– Comparação da turbidez (a) e da cor aparente (b) entre os tempos de reação para os eletrodos de alumínio.....	69
Figura 31	– Comparação da turbidez da água bruta e após o final do processo de cada eletrodo.....	71
Figura 32	– Comparação de COT da água bruta e após o final do processo de cada eletrodo.....	76
Figura 33	– Gráficos de dispersão dos escores da primeira e segunda componentes principais das variáveis.....	78
Figura 34	– Gráficos de dispersão dos escores da primeira e segunda componentes principais das amostras.....	78
Figura 35	– Gráfico tridimensional da análise por agrupamento hierárquico.....	79
Figura 36	– Gráfico da redução da turbidez (a) e da cor aparente (b) das águas processadas e da água bruta.....	81
Figura 37	– Análise das componentes principais: a) variáveis; b) amostras.....	82
Figura 38	– Amostras de água bruta, água pré-tratada pelo reator e água tratada (esquerda para a direita).....	85
Figura 39	– Resíduos da crosta acumulada entre os eletrodos de aço carbono.....	88
Figura 40	– Gráfico da perda de carga das condições 1 a 5 em 120 minutos.....	92
Figura 41	– Diagrama de Pareto para o efeito padronizado para turbidez.....	94
Figura 42	– Superfície de resposta para remoção de turbidez.....	94
Figura 43	– Efeito das variáveis para a remoção de turbidez.....	95

Figura 44	– Diagrama de Pareto para o efeito padronizado para cor aparente.....	97
Figura 45	– Superfície de resposta para remoção de cor aparente.....	97
Figura 46	– Efeito das variáveis para a remoção de cor aparente.....	98
Figura 47	– Diagrama de Pareto para o efeito padronizado para SUVA.....	99
Figura 48	– Superfície de resposta para remoção de SUVA.....	100
Figura 49	– Efeito das variáveis para a remoção de SUVA.....	100
Figura 50	– Gráfico do pH da água bruta e dos tratamentos aplicados.....	103
Figura 51	– Gráfico de turbidez da água bruta e dos tratamentos aplicados.....	103
Figura 52	– Gráfico da perda de carga dos tratamentos aplicados.....	104
Figura 53	– Gráfico de cor aparente da água bruta e dos tratamentos aplicados.....	105
Figura 54	– Gráfico de alumínio da água bruta e dos tratamentos aplicados.....	106
Figura 55	– Gráfico de ferro total da água bruta e dos tratamentos aplicados.....	106
Figura 56	– Gráfico de manganês da água bruta e dos tratamentos aplicados.....	107
Figura 57	– Gráfico de cianobactérias da água bruta e dos tratamentos aplicados.....	108
Figura 58	– Gráfico de SUVA da água bruta e dos tratamentos aplicados.....	109
Figura 59	– Gráficos de dispersão dos escores da primeira e segunda componentes principais das variáveis.....	111
Figura 60	– Gráficos de dispersão dos escores da primeira e segunda componentes principais das amostras.....	
Figura 61	– Gráfico tridimensional da análise por agrupamento hierárquico.....	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Vantagens e desvantagens da filtração direta.....	38
Tabela 2	– Configuração das condições do planejamento fatorial.....	58
Tabela 3	– Resumo das etapas da pesquisa.....	63
Tabela 4	– Informações para cálculo da densidade de corrente para a etapa em escala laboratorial.....	64
Tabela 5	– Média e desvio padrão de turbidez e cor aparente da água bruta e de cada tempo de reação dos eletrodos.....	65
Tabela 6	– Média, desvio-padrão e grupos (teste de Tukey) das análises físico-químicas.....	70
Tabela 7	– Matriz de dados autoescalados para as amostras de água bruta e água após o processo de eletrólise.....	77
Tabela 8	– Valores de turbidez e cor aparente para os ensaios realizados e a média com teste de Tukey a 95% de confiança entre as águas processadas.....	80
Tabela 9	– Matriz de dados autoescalados para cada processo.....	82
Tabela 10	– Informações para cálculo da densidade de corrente para a etapa em escala laboratorial.....	83
Tabela 11	– Valores de perda de carga do filtro e cloro residual livre das águas tratadas.....	83
Tabela 12	– Média de pH, turbidez e cor aparente para as três carreiras de filtração com teste de Tukey.....	84
Tabela 13	– Médias de COD, Absorbância (254 nm) e SUVA para as três carreiras de filtração com teste de Tukey.....	86
Tabela 14	– Valor para energia elétrica consumida por volume de água produzido...	87
Tabela 15	– Informações para cálculo da densidade de corrente para a etapa em escala laboratorial.....	88
Tabela 16	– Média e desvio-padrão dos valores de pH das águas bruta, do reator e da água tratada para todas as carreiras de filtração.....	89
Tabela 17	– Média dos valores de turbidez, cor aparente e SUVA da água tratada para todas as carreiras de filtração.....	90
Tabela 18	– Valores de perda de carga do filtro para as cinco condições testadas.....	91

Tabela 19	– Eficiência na remoção de turbidez no tratamento para todas as carreiras de filtração.....	93
Tabela 20	– Eficiência na remoção de cor aparente no tratamento para todas as carreiras de filtração.....	96
Tabela 21	– Eficiência na remoção de SUVA no tratamento para todas as carreiras de filtração.....	99
Tabela 22	– Média, desvio-padrão e grupos (Teste de Tukey) das análises químicas, físicas e hidrobiológicas.....	102
Tabela 23	– Valores de perda de carga do filtro para os quatro tratamentos aplicados.....	104
Tabela 24	– Matriz de dados autoescalados para as amostras de água bruta e água tratada.....	110
Tabela 25	– Valor para energia elétrica consumida por volume de água produzido...	113

LISTA DE ABREVIATURAS

AB	Água Bruta
Abs	Absorbância
AI	Aço Inoxidável (Aço Inox)
ANOVA	Análise de Variância
AT	Alcalinidade Total
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
COT	Carbono Orgânico Total
CRL	Cloro Residual Livre
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DT	Dureza Total
ETA	Estação de Tratamento de Água
FT	Ferro Total
HCA	Análise por Agrupamento Hierárquico
min	Minuto
Mn	Manganês
MON	Matéria Orgânica Natural
ND	Não detectado pelo método
OD	Oxigênio Dissolvido
PAC TM	Cloreto de Polialumínio
PCA	Análise das Componentes Principais
POL	PolyDADMAC TM
Pt	Platina
R\$	Real
RMF	Região Metropolitana de Fortaleza
SUVA	Absorbância Específica da Luz Ultravioleta
THM	Trihalometanos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
2	OBJETIVOS.....	20
2.1	Geral.....	20
2.2	Específicos.....	20
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
3.1	Matéria Orgânica Natural.....	21
3.2.	Formação de trihalometanos (THM).....	25
3.3	Processo eletrolítico.....	26
3.3.1	<i>Eletroflotação.....</i>	<i>27</i>
3.3.2	<i>Eletro-oxidação.....</i>	<i>28</i>
3.3.3	<i>Eletrocoagulação.....</i>	<i>31</i>
3.3.4	<i>Pesquisas e aplicações com processo eletrolítico.....</i>	<i>33</i>
3.4	Tratamento de água.....	35
3.4.1	<i>Pré-oxidantes e reagentes da desinfecção.....</i>	<i>35</i>
3.4.2	<i>Coagulação e floculação.....</i>	<i>36</i>
3.4.3	<i>Filtração.....</i>	<i>37</i>
3.4.3.1	<i>Filtração direta descendente.....</i>	<i>38</i>
3.4.4	<i>Sistema de abastecimento e tratamento de água da Região Metropolitana de Fortaleza.....</i>	<i>39</i>
3.5	Meios estatísticos.....	42
3.5.1	<i>Análise de Variância (ANOVA) e teste de Tukey.....</i>	<i>42</i>
3.5.2	<i>Análise das componentes principais (PCA) e análise hierárquica dos grupos (HCA).....</i>	<i>42</i>
3.5.3	<i>Planejamento fatorial e superfície de resposta.....</i>	<i>43</i>
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	46
4.1	Local do experimento.....	46
4.2	Montagem do processo eletrolítico com os circuitos elétricos de corrente contínua pulsada.....	46
4.3	1ª etapa e 2ª etapa – Escala laboratorial.....	47
4.3.1	<i>Reator eletrolítico em escala laboratorial.....</i>	<i>47</i>
4.3.2	<i>Eletrodos utilizados na escala laboratorial.....</i>	<i>48</i>

4.3.3.	<i>Descrição das 1ª e 2ª etapas.....</i>	49
4.4	3ª etapa – Teste de Jarros.....	51
4.5	4ª etapa – Escala-piloto (Eletrocoagulação + Eletro-oxidação).....	52
4.5.1	<i>Reator (processo eletrolítico) em escala-piloto.....</i>	52
4.5.2	<i>ETA-piloto.....</i>	54
4.5.3	<i>Configuração do experimento da 4ª etapa.....</i>	57
4.6	5ª etapa – Escala-piloto (Eletro-oxidação).....	57
4.6.1	<i>Eletrodos utilizados na 5ª etapa.....</i>	57
4.6.2	<i>Configuração do experimento da 5ª etapa.....</i>	58
4.7	6ª etapa – Comparação entre os pré-oxidantes.....	59
4.7.1	<i>Fase 1 – Tratamento sem pré-oxidação (branco).....</i>	59
4.7.2	<i>Fase 2 – Tratamento com pré-oxidação com o cloro.....</i>	60
4.7.3	<i>Fase 3 – Tratamento com pré-oxidação com o dióxido de cloro.....</i>	60
4.7.4	<i>Fase 4 – Tratamento com pré-oxidação com o processo eletrolítico.....</i>	61
4.7.5	<i>Análises químicas.....</i>	62
4.7.6	<i>Análise estatística dos resultados.....</i>	62
4.8	Resumo dos objetivos das etapas.....	63
4.9	Programação computacional na análise estatística.....	63
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
5.1	1ª etapa – Comparação entre os tempos de reação para cada eletrodo.....	64
5.1.1	<i>Cálculo da densidade de corrente na etapa em escala laboratorial.....</i>	64
5.1.2	<i>Efeitos do processo eletrolítico nos parâmetros de turbidez e cor aparente.....</i>	64
5.2	2ª etapa – Comparação entre os eletrodos.....	69
5.2.1	<i>Análise das componentes principais e agrupamento hierárquico da 2ª etapa.....</i>	76
5.3	3ª etapa – Teste de Jarros.....	79
5.3.1	<i>Análise das componentes principais e agrupamento hierárquico da 3ª etapa.....</i>	81
5.4	4ª etapa – Escala-piloto (Eletrocoagulação + Eletro-oxidação).....	83
5.4.1	<i>Cálculo da densidade de corrente dos eletrodos de aço inox e aço carbono....</i>	83
5.4.2	<i>Valores de perda de carga do sistema e cloro residual livre na água.....</i>	83
5.4.3	<i>Estudo do pH, turbidez e cor aparente da 4ª etapa.....</i>	84
5.4.4	<i>Remoção de MON na 4ª etapa.....</i>	85
5.4.5	<i>Consumo de energia do processo eletrolítico da 4ª etapa.....</i>	86
5.4.6	<i>Desvantagem do sistema.....</i>	87

5.5	5ª etapa – Escala piloto (Eletro-oxidação).....	88
5.5.1	<i>Cálculo da densidade de corrente dos eletrodos de aço inox e platina.....</i>	88
5.5.2	<i>Valores médios de pH.....</i>	89
5.5.3	<i>Valores médios para turbidez, perda de carga, cor aparente e SUVA.....</i>	89
5.5.4	<i>Planejamento fatorial.....</i>	92
5.6	6ª etapa – Comparação entre os pré-oxidantes.....	101
5.6.1	<i>Escolha da condição a ser comparada.....</i>	101
5.6.2	<i>Comparação dos dados das carreiras de filtração.....</i>	101
5.6.3	<i>Análise das componentes principais e agrupamento hierárquico.....</i>	109
5.6.4	<i>Consumo de energia elétrica do reator.....</i>	113
6	CONCLUSÕES.....	114
7	RECOMENDAÇÕES.....	117
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	118
	APÊNDICES.....	132
	ANEXOS.....	156

1 INTRODUÇÃO

A água é um bem essencial para a vida de todos os seres da Terra, visto que é o solvente universal e é a substância mais abundante em todos os sistemas vivos, sendo um elemento essencial à vida vegetal e animal. Segundo Atkins (2002), a água pode fornecer um ambiente fluido dentro das células, por via do qual outras moléculas podem migrar. O ser humano necessita de água de qualidade adequada e em quantidade suficiente para atender suas necessidades, para proteção de sua saúde e propiciar o desenvolvimento econômico (BRASIL, 2006).

A água consumida pelo ser humano deve obedecer a critérios de qualidade definidos por normas nacionais ou internacionais. A obediência a esses critérios determina que a seleção da tecnologia de tratamento a ser adotada considere, além da qualidade da água a ser tratada, a própria característica da comunidade a ser beneficiada. Em muitos países em desenvolvimento, não há disponibilidade de recursos financeiros para construir estações de tratamento sofisticadas, exigindo dos pesquisadores que difundam as tecnologias apropriadas, visando a convertê-las em projetos realistas, econômicos e confiáveis (DI BERNARDO; BRANDÃO; HELLER, 1999).

Fedala *et al.* (2015) dizem que o tratamento de água se tornou um instrumento de pesquisa muito importante, visto que a comunidade científica testa vários métodos e tecnologias há alguns anos. Consoante leciona Letterman (1999), novos processos estão sendo desenvolvidos e postos em prática, e processos usados há décadas são estudados, refinados e melhorados. Dessa forma, esse desenvolvimento se torna benéfico para os engenheiros de companhias de saneamento que tencionam aplicar os processos em uma expansão ou uma implantação de uma estação de tratamento de água.

Nas últimas décadas, a expansão das áreas urbanas e industriais ocasiona a contaminação do meio ambiente. No Brasil, diversos municípios lançam esgoto não tratado em rios, lagos ou lagoas (30,5% do total dos municípios) e utilizam estes corpos receptores para vários usos a jusante, como o abastecimento de água, a recreação, a irrigação e a aquicultura. Entre estes municípios, 16% lançam o esgoto não tratado nos corpos hídricos e estes são utilizados a jusante para o abastecimento humano (IBGE, 2011). A Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) atua em 150 municípios do Estado e somente 37,23% da população possuem um sistema de esgotamento sanitário. Na Capital Fortaleza, o índice é de 53,60% da população que possui rede coletora de esgoto e o restante do Estado tem um índice de apenas de 22,76% (CEARÁ, 2010).

Dantas Neto *et al.* (2013) listam alguns problemas encontrados na aplicação de um sistema de tratamento de água no estado do Ceará:

- utilização de mananciais subterrâneos com alta concentração de ferro e manganês, associado a tecnologias de tratamento inapropriadas, prejudicando a qualidade da água e aumentando as perdas no processo de tratamento;
- utilização de mananciais superficiais lânticos (açudes e lagoas, por exemplo) muito eutrofizados, associado a tecnologias de tratamento inapropriadas, prejudicando a qualidade da água e aumentando as perdas no processo de tratamento;
- utilização de mananciais superficiais lóticos (rios) com altas concentrações de material particulado em suspensão durante o período chuvoso, associado a tecnologias de tratamento inapropriadas, também prejudicando a qualidade de água e aumentando as perdas no processo de tratamento;
- falta de pessoal com capacitação adequada para selecionar ou analisar o projeto executivo, a tecnologia selecionada, taxas de aplicação superficial e parâmetros hidráulicos que permitam o desenvolvimento de estações de tratamento de água apropriadamente projetadas e construídas para uma operação eficiente e barata a partir da qualidade de água bruta existente;
- falta de padronização dos projetos, acarretando dificuldades na fiscalização das obras, grande incidência de erros construtivos e alta variabilidade de equipamentos, dificultando a logística de manutenção; e
- operação das estações de tratamento de água inadequada devido às deficiências construtivas, acarretando grande consumo de produtos químicos, energia elétrica e elevado custos operacionais.

A maioria das estações de tratamento de água potável atuais usa métodos de tratamento convencionais, como coagulação-floculação, sedimentação, filtração de areia e desinfecção para produzir água potável. As águas brutas utilizadas nas estações de tratamento de água podem ser subterrâneas, de poço, ou água superficial, tais como rios, lagos, lagoas e sistemas de reservatório. Em razão das atividades humanas, no entanto, tais como a eliminação de resíduos industriais e a contaminação dos recursos hídricos, as estações de tratamento têm dificuldade em produzir eficazmente água potável, em decorrência de uma queda significativa na qualidade da água. Esse problema ocorre principalmente em países em desenvolvimento e subdesenvolvidos, onde faltam planos de proteção adequados para preservar a qualidade dos recursos hídricos e regulamentos legais para impedir o despejo de resíduos industriais nos corpos hídricos. Assim, algumas das atuais estações de tratamento de água não são capazes de promover uma água potável dentro da legislação vigente (ANG *et al.*, 2015).

Um dos problemas que diminuem a qualidade da água para o tratamento é a eutrofização, resultado do enriquecimento com nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio). Esses são despejados dissolvidos ou particulados em lagos, represas e rios e são transformados em partículas orgânicas, matéria viva vegetal, pelo metabolismo das plantas (MOTA, 2008b). Mota (2008a) ensina que um dos influxos causado por esse fenômeno é a produção excessiva de algas e plantas aquáticas, que causam dificuldades no tratamento de água. Campos (2010) cita a possibilidade de haver uma proliferação de cianobactérias capazes de produzir compostos de alta toxicidade, causando gosto desagradável e odor nas águas potáveis.

Se houver algas no manancial, a pré-oxidação pode ser necessária para produzir água tratada e que atenda os limites da Portaria 2.914/2011. O uso de pré-oxidantes pode: remover cor, controlar sabor e odor, diminuir alguns poluentes orgânicos, precipitar metais, diminuir a dosagem de coagulante e melhorar a etapa da coagulação (MOTA, 2008a). Di Bernardo (2003) exprime que vários produtos químicos são avaliados como potenciais pré-oxidantes (dióxido de cloro, ozônio, permanganato de potássio, radiação ultravioleta e peróxido de hidrogênio, por exemplo) para aumentar a eficiência dos processos de tratamento de água, principalmente desde os anos 1970, quando se começou a descobrir os efeitos negativos dos subprodutos da cloração. Conforme Paschoalato, Trimailovas, Di Bernardo (2008), o pré-oxidante pode reagir com a matéria orgânica natural (MON) ou com as excretas das algas e formar substâncias tóxicas às pessoas.

Para Huang *et al.* (2015a), a formação de subprodutos de desinfecção é um grande problema para a qualidade da água potável e suscita preocupações na área da saúde pública. Os principais fatores que afetam a formação de subprodutos da desinfecção são os tipos precursores e suas concentrações. É demonstrado, recorrentemente, o fato de que a matéria orgânica natural (MON), composta principalmente de substâncias húmicas, é geralmente considerada como o principal precursor de subprodutos da desinfecção em águas superficiais. Numerosos estudos são realizados sobre a MON para determinar suas características e a formação de subprodutos na desinfecção da água. Portanto, uma remoção eficaz de MON é muito importante para a redução de subprodutos da desinfecção no tratamento da água.

Grande desafio das estações de tratamento de água é conseguir aperfeiçoar o processo de modo a reduzir os custos e garantir um produto de melhor qualidade. Esta tese trabalho propõe o estudo da aplicação de um processo eletrolítico que consiga degradar a matéria orgânica natural na etapa de pré-oxidação de um sistema de tratamento de água em escala-piloto. Com efeito, a pesquisa privilegia o emprego da corrente contínua pulsada na eletrólise como alternativa de aumentar a eficiência do processo e de haver menor consumo de

energia elétrica, além da utilização de diversos tipos de eletrodos para envolver ao mesmo tempo a eletroflotação, a eletrocoagulação ou a eletro-oxidação, a fim de obter remoções significativas da matéria orgânica natural. Essa tecnologia visa a melhorar a qualidade da água produzida em conjunto com as outras etapas em um tratamento de água para abastecimento humano.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

- Investigar o processo eletrolítico com corrente contínua pulsada aplicada ao tratamento de água para abastecimento humano.

2.2 Específicos

- Estudar o processo eletrolítico com distintos eletrodos na água bruta do açude Gavião, no município de Pacatuba – CE, em escala de bancada.

- Avaliar a resposta do processo eletrolítico combinado com um teste de jarros na clarificação da água bruta.

- Desenvolver um sistema misto (eletrocoagulação e eletro-oxidação) na etapa de pré-oxidação no tratamento de água em escala piloto.

- Aplicar um sistema de eletro-oxidação na etapa de pré-oxidação no tratamento de água em escala piloto.

- Comparar o sistema de eletro-oxidação na etapa de pré-oxidação com o dióxido de cloro, com o cloro e com um tratamento sem pré-oxidante.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

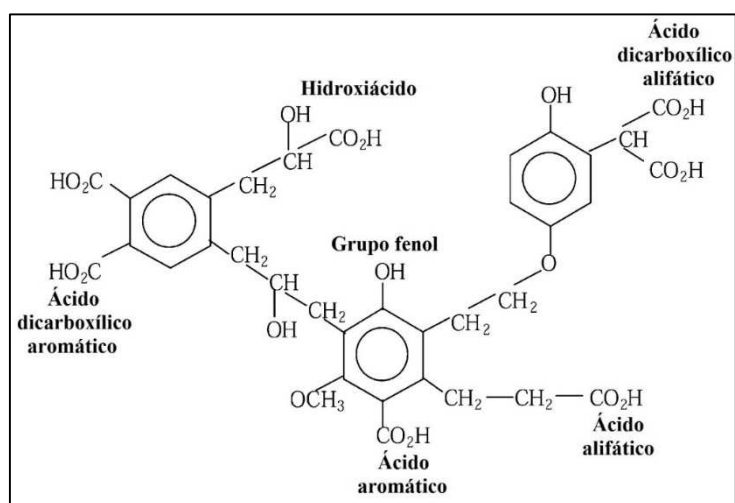
3.1 Matéria Orgânica Natural

As águas superficiais podem denotar a seguinte composição: sólidos dissolvidos em forma ionizada, gases dissolvidos, compostos orgânicos dissolvidos e matéria em suspensão, tais como, microrganismos (bactérias, algas e fungos) e coloides. A maioria destes componentes apresenta cargas negativas em suas superfícies, repelindo-se umas às outras, mantendo-se em suspensão estável por longos períodos de tempo (PAVANELLI; 2001). Dentre esses, pode-se destacar a MON, que representa a maior fração da matéria orgânica em águas naturais (YILDIZ; KOPARAL; KESKINLER, 2008).

Filella (2014) define a MON como toda a matéria orgânica em um reservatório ou ecossistema natural, exceto os compostos de síntese (micropoluentes orgânicos). Uma vez que os processos naturais de formação e degradação envolvidos são diversos, a MON ocorrente em águas naturais tem uma ampla escala de propriedades e é composta de uma mistura complexa de compostos.

A MON pode ser encontrada em maior parte como substâncias húmicas (DUAN *et al.*, 2002). As substâncias húmicas têm vários grupos funcionais – álcool, purina, amina, cetona e, principalmente, ácido carboxílico e fenol – além de uma estrutura de anéis aromáticos condensados aleatoriamente (DUAN; GREGORY, 2003; SHARP *et al.*, 2006). Sua estrutura química é representada na Figura 1.

Figura 1 – Estrutura molecular hipotética de uma substância húmica.



Fonte: Adaptado de Duan e Gregory (2003).

Filella (2009) classifica a MON quanto ao tamanho físico baseado na distinção entre material dissolvido e material particulado em águas naturais, separadas por filtração com filtro de membrana de 0,45 μm . Segundo Esteves (2011), as substâncias húmicas dissolvidas formam um grupo heterogêneo de moléculas orgânicas, de médio a alto peso molecular, de coloração amarelada a amarronzada e que compõem de 50% a 95% do carbono orgânico dissolvido (COD), ou seja, correspondem a fração orgânica dissolvida. O grupo do COD pode conter inúmeras biomoléculas como açúcares, proteínas, ácidos carboxílicos, substâncias húmicas, entre outros, formando grupos de cerca de 4000 moléculas diferentes. Duan *et al.* (2002) expressam que a concentração de substância húmica nas águas doces superficiais varia entre 0,1 a 50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ como COD, enquanto Kabsch-Korbutowicz (2006) exprime que os níveis variam de 0,1 – 115 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, com uma média global de 5,75 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para águas correntes.

Embora a classificação de substâncias húmicas em ácidos húmicos e fúlvicos se baseie na química do solo, a mesma terminologia é adotada para a matéria orgânica aquática (MCDONALD *et al.*, 2004). Para Rodríguez, Schlenger e García-Valverde (2014), os ácidos fúlvicos e os ácidos húmicos são as duas frações principais das substâncias húmicas. Eles podem ser distinguidos pela diferença de solubilidade em pH 1 em que o ácido húmico precipita e o ácido fúlvico permanece em solução. Os ácidos fúlvicos representam uma fração maior (ácido fúlvico/ácido húmico) em que a proporção é, geralmente, cerca de 9:1, além de serem mais solúveis do que os ácidos húmicos, uma vez que têm em média um peso molecular inferior e um maior grau de acidez (principalmente, ácido carboxílico) que os ácidos húmicos (ácidos húmicos são muitas vezes em forma coloidal, em virtude do seu grande tamanho). Os ácidos húmicos, no entanto, contêm mais compostos aromáticos em sua estrutura molecular, absorvem mais radiação ultravioleta e têm mais cores do que os ácidos fúlvicos. Além disso, os ácidos húmicos geralmente possuem maior potencial de formação de THM e são mais facilmente coagulados por sais de Al^{3+} ou Fe^{3+} do que os ácidos fúlvicos (ZHAO *et al.*, 2015). McDonald *et al.* (2004) também classificam uma fração, a humina, como um componente da MON, porém não é solúvel em qualquer pH da água.

Samios *et al.* (2007) citam que os ácidos húmicos e fúlvicos possuem uma importância ambiental em decorrência das suas propriedades, como sua acidez e basicidade no meio em que se encontram e a condição de reagir com metais pesados por complexação e inseticidas por adsorção.

Por ser responsável pela cor, sabor e odor indesejável de águas naturais e ser uma fonte de nutrientes para bactérias heterotróficas (NKAMBULE *et al.*, 2011), a MON em fontes de água potável pode influenciar a eficácia de muitos processos de tratamento de água,

incluindo o desempenho dos processos unitários (oxidação, coagulação e adsorção) e na aplicação de desinfetantes (MOLNAR *et al.*, 2013). Newcombe e Dixon (2006) também arrolam alguns problemas decorrentes do excesso de MON em águas captadas por estações de tratamento de água: excesso de aplicação de produtos químicos e formação de espuma, o que pode caracterizar um problema físico no processo; há a necessidade de um monitoramento contínuo para verificar a variação de MON na água captada, para otimizar a dosagem de coagulante e de auxiliar de coagulação; pode causar entupimento nas membranas de filtração e diminuição da vida útil da osmose reversa e filtração por ultramembrana; pode competir com os sítios de carvão ativado para remoção de microcontaminantes. Além disso, há uma correlação direta de que as substâncias húmicas sejam fortes precursores dos subprodutos da desinfecção (CHEN *et al.*, 2011).

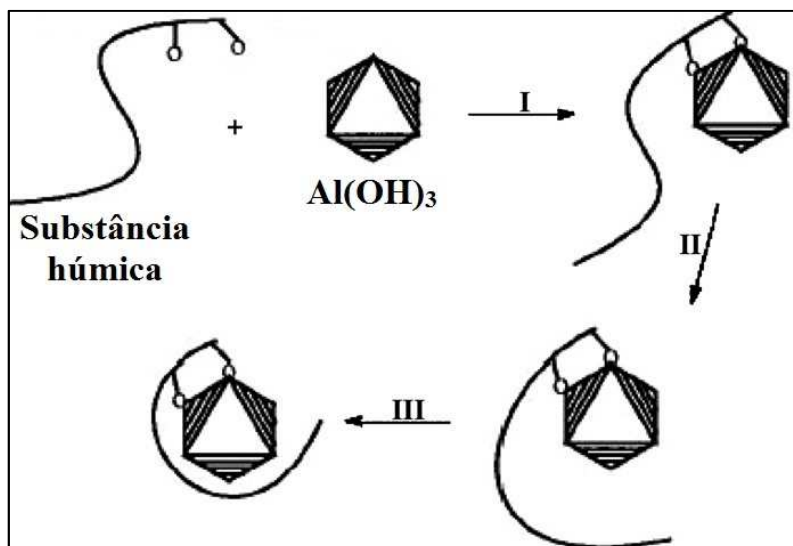
Os métodos de remoção de cor na água podem se basear na utilização de resinas de troca iônica, carvão e lignito derivado de carbono ativado, osmose reversa e ozonização. Os processos por meio de resina de troca aniônica e osmose reversa são dispendiosos. O carvão com base em carbono ativado não é muito eficiente na remoção de cores; seus poros são muito pequenos para comportar as grandes moléculas de ácidos húmico e fúlvico. O lignito com base de carbono é muito mais eficiente na remoção de substâncias húmicas e tem menor custo. Nenhum destes sorventes, no entanto, funcionam bem em todas as situações (GHABBOUR; DAVIES, 2000).

Os três mecanismos de coagulação para remover a MON mais comumente referidos são: neutralização de cargas, aprisionamento e adsorção (GREGOR; NOKES; FENTON, 1997; GOTTFRIED *et al.*, 2008). A neutralização da carga ocorre na região onde a precipitação de hidróxido de alumínio é mínima, e o alumínio catiônico interage eletrostaticamente com a MON aniônica para formar produtos insolúveis. A desestabilização por aprisionamento acontece quando um segmento de uma cadeia polimérica é absorvido em mais de uma partícula, ligando, assim, as partículas entre si. Na adsorção, a concentração de coagulante deve ser alta o suficiente para provocar uma precipitação rápida da MON com o $Al(OH)_3$.

Lu, Chen e Yang (1999) descrevem um modelo de reação de duas etapas para explicar o mecanismo de remoção de substâncias húmicas na utilização de eletrodos de alumínio. Quando o pH é acima de 5,0, cada molécula de substâncias húmicas é objeto de adsorção sobre a superfície de $Al(OH)_3(s)$. O grupo carboxílico na molécula é inicialmente coordenado para os núcleos de alumínio na superfície de $Al(OH)_3(s)$, seja por troca de ligação ou por permuta iônica. Durante a reação, o resto da molécula é progressivamente adsorvido na

superfície de $Al(OH)_3(s)$ por meio de forças físicas e químicas, como as forças de van der Waals e as ligações de hidrogênio. Esse mecanismo é mostrado na Figura 2.

Figura 2 – Adsorção da molécula de substâncias húmicas na superfície do $Al(OH)_3(s)$.



Fonte: Adaptado de Lu, Chen e Yang (1999).

A estrutura complexa da matéria orgânica, entretanto, como a carga altamente negativa e a ampla gama de moléculas com peso molecular variado, complicam a coagulação (XU *et al.* 2011).

Quando os níveis de matéria orgânica são baixos numa amostra aquosa, pode-se utilizar o parâmetro de carbono orgânico total (COT), passível de fornecer um resultado mais preciso do que a demanda bioquímica de oxigênio. O método de ensaio utiliza calor e oxigênio, radiação ultravioleta, oxidantes químicos, ou alguma combinação destes métodos, para converter o carbono orgânico em dióxido de carbono, que pode ser medido com um analisador de infravermelho (MARTÍNEZ; UCHE, 2010).

Liu *et al.* (2010) lecionam que, para estudar as propriedades da MON, pode-se utilizar a espectroscopia, pois a absorvância medida pode denotar uma precisão elevada, uma resposta rápida e baixo custo. A absorção específica da radiação ultravioleta a 254 nm (SUVA) é amplamente utilizada para fornecer uma estimativa da aromaticidade de compostos húmicos e é definida como a razão da absorvância da radiação ultravioleta a 254 nm e COD da amostra de água. É um parâmetro estabelecido para determinar o teor húmico (aromaticidade) (ESPARZA-SOTO; NÚÑEZ-HERNÁNDEZ; FALL, 2011). Na informação de Apha (2012) e Wu *et al.* (2011), alguns compostos orgânicos comumente encontrados na água, como lignina, tanino, substâncias húmicas e vários compostos aromáticos, absorvem fortemente a radiação

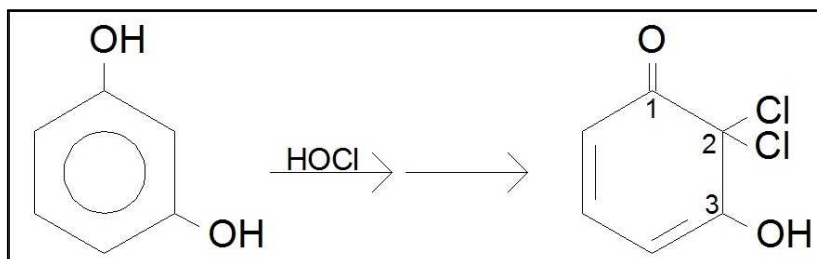
ultravioleta. Pode existir intensiva correlação entre a absorção de radiação ultravioleta e teor de carbono orgânico, cor e precursores de THM e outros subprodutos da desinfecção.

Consoante noticiam Huang *et al.* (2015b), valores altos de SUVA indicam que a matéria orgânica é composta, principalmente, de material hidrofóbico, e a matéria orgânica tem alto peso molecular. Valores baixos de SUVA indicam que a água contém compostos orgânicos que são, principalmente, hidrofílicos e a matéria orgânica tem baixo peso molecular, além de ter ínfima densidade de carga.

3.2 Formação de trihalometanos (THM)

Os ácidos húmicos, que contêm anéis de 1,3-diidroxibenzeno, são de particular importância. O átomo de carbono (C-2), localizado entre os carbonos onde estão os radicais –OH, recebe átomos de cloro oriundos do ácido hipocloroso (Figura 3) (BAIRD; CANN, 2011).

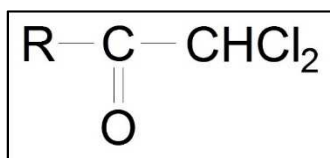
Figura 3 – Reação do ácido hipocloroso com a matéria orgânica.



Fonte: Adaptado de Baird e Cann (2011).

Assim, ocorre uma clivagem entre o C2 e o C3 que forma uma cadeia (Figura 4).

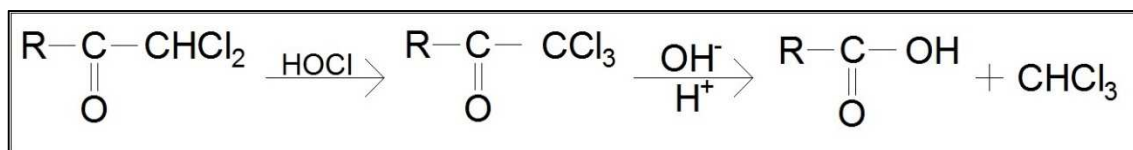
Figura 4 – Cadeia formada pela clivagem.



Fonte: Adaptado de Baird e Cann (2011).

Na ocorrência de ácido hipocloroso, o carbono terminal se torna triclorado, de forma que o $-CCl_3$ é facilmente deslocado pelo OH^- da água para formar clorofórmio (Figura 5).

Figura 5 – Formação do clorofórmio.



Fonte: Adaptado de Baird e Cann (2011).

Uma sequência de reações análogas produz outros THM. Mediante a ação sobre materiais húmicos, o ácido hipobromoso, HOBr, é formado quando o íon brometo, em meio aquoso, desloca o cloro do HOCl (Equação (01)).



A *US Environmental Protection Agency* (USEPA) determinou o limite de 80 $\mu\text{g L}^{-1}$ para trihalometanos totais em água para abastecimento humano. Segundo Baird e Cann (2011), esse limite não é determinado para regular somente os THM, mas serve também de indicador de que a produção de outros subprodutos da desinfecção não é excessiva.

3.3 Processo eletrolítico

A aplicação da eletroquímica em tratamento de água foi proposta pela primeira vez em 1889, na Inglaterra. Nos Estados Unidos, uma patente de tratamento de água residuária utilizando eletrodos de alumínio e aço carbono foi recebida em 1909 e, em 1946, foi aplicado um método para tratamento de água potável em larga escala, utilizando eletrodos de alumínio para remover a cor pela ação dos flocos de hidróxidos de alumínio. Em 1956, desenvolveu-se na Grã-Bretanha um sistema similar ao de 1946 para tratar água de rio com eletrodos de aço carbono. Os sistemas montados em 1946 e 1956 mostraram resultados promissores na remoção de turbidez e cor, mas não foram amplamente aceitos por causa de altos custos gerados quando comparados com a aplicação de produtos químicos (MATTESON *et al.*, 1995).

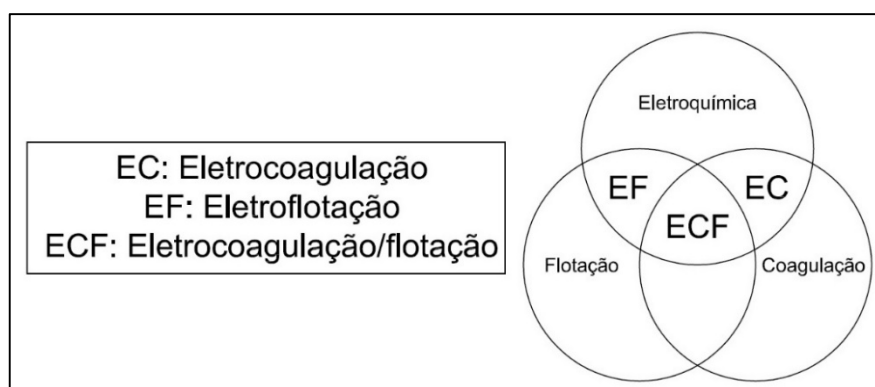
Em 1972, uma indústria de alimentos realizou uma comparação entre o processo de eletrocoagulação e a aplicação de produtos químicos, seguida de flotação por ar dissolvido no efluente industrial. A formação de flocos foi rápida em ambos os sistemas, porém, a eletrocoagulação expressou uma compactação mais rápida dos flocos. Nos anos de 1980, houve

muitas pesquisas sobre a aplicação desse processo em águas residuárias e, principalmente, na aplicação da separação de óleo em água (MATTESON *et al.*, 1995).

O processo eletrolítico destaca-se como tecnologia eficiente aplicada no saneamento ambiental. A eletrólise é um processo não espontâneo, necessitando do uso da corrente elétrica para ocorrer (ATKINS; JONES, 2001), e, geralmente, agrega oxidação, flotação e coagulação. Todos estes mecanismos eletrolíticos estão baseados na utilização de eletrodos, de sacrifício ou não, de polaridade reversível, podendo ser gerados íons coagulantes com origem no ânodo, e as bolhas de hidrogênio no cátodo, que ocasionam a flotação dos flocos (RUBIO; SOUSA; SMITH, 2002). É um processo de fácil automação, versátil, e requer apenas uma pequena área da estação de tratamento, podendo ter um baixo custo. Além das vantagens para a saúde pública de não requerer a adição de produtos químicos potencialmente tóxicos, é um processo especialmente limpo, uma vez que o elétron é o reagente principal (GUSMÃO; MORAES; BIDOIA, 2010; RIBEIRO *et al.*, 2013).

Emamjomeh e Sivakumar (2009b) expressam que o processo eletroquímico é uma técnica que pode envolver a coagulação por adição de íons metálicos com base no eletrodo de sacrifício, como envolver sedimentação e flotação. Assim, eletrocoagulação e eletroflotação podem ocorrer simultaneamente no sistema. Essa interação de processos é mostrada na Figura 6.

Figura 6 – Interações que ocorrem dentro de um processo eletrocoagulação/flotação.



Fonte: adaptado de Emamjomeh e Sivakumar (2009b).

3.3.1 Eletroflotação

Em tratamento de água, a eletrólise pode ser aplicada na remoção física de sólidos por flotação, na desinfecção ou na degradação de compostos químicos (HERNLEM, 2005). A eficiência da separação depende da geração de gás, enquanto a desinfecção é presumivelmente

dependente de geração de cloro. A geração de gás e a de cloro são dependentes de corrente elétrica aplicada ao sistema (HERNLEM; TSAI; 2000).

A eletroflotação foi proposta pela primeira vez em 1904, na área da mineração, para flotação de minerais valiosos. São produzidas pequenas bolhas de hidrogênio geradas no cátodo e bolhas de oxigênio produzidas no ânodo (MANSOUR; KOLSI; KSENTINI, 2007), como mostrado nas Equações (02) e (03), respectivamente:



A eletroflotação atua como a separação sólido/líquido baseada na suspensão de partículas e remoção de materiais hidrofóbicos por bolhas de gás (hidrogênio e oxigênio) geradas na superfície dos eletrodos. É semelhante à flotação por ar dissolvido, que se baseia na produção de dispersões de bolhas finas para flutuar materiais (ARAYA-FARIAS *et al.*, 2008; HERNLEM; TSAI; 2000). No processo convencional de flotação, o diâmetro das bolhas produzidas varia de 600 a 1000 μm . Essas bolhas, por serem muito largas, não são efetivas para flotar partículas com diâmetros abaixo de 20 μm . A eletroflotação, no entanto, consegue produzir bolhas com diâmetro de 15 a 80 μm , eficientes na flotação de partículas (SARKAR, DONNE, EVANS; 2011). Além disso, Kolesnikov, Varaksin e Kryuchkova (2001) citam que a ocorrência de uma carga eletrostática na superfície da massa de água faz aumentar a eficiência do aprisionamento de partículas pelas bolhas.

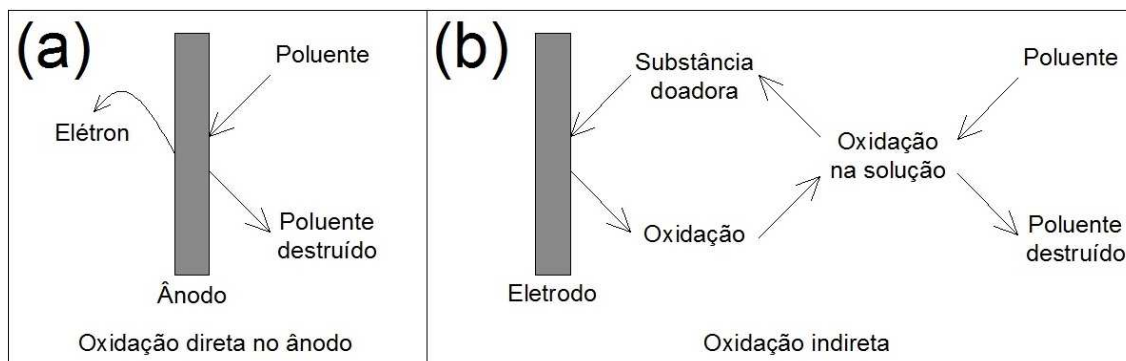
De acordo com Nahui *et al.* (2008) e Ricordel, Darchen e Hadjiev (2010), a eletroflotação promove a flotação e a coagulação simultaneamente e, em consequência, menos lodo é formado. Além disso, são os equipamentos da eletrocoagulação e eletroflotação compactos, sendo uma vantagem para ser instalado numa ETA onde o espaço disponível seja limitado.

3.3.2 Eletro-oxidação

Em geral, os poluentes podem ser destruídos no processo eletroquímico por oxidação direta no ânodo (Figura 07 (a)) ou por oxidação indireta (Figura 07 (b)). Na oxidação direta no ânodo, os poluentes são primeiramente adsorvidos na superfície do ânodo e, em seguida, destruídos pela reação de transferência de elétrons (radicais hidroxilas). Na oxidação

indireta, um forte oxidante, como hipoclorito, ou um íon metálico oxidado, pode ser gerado no processo, e os poluentes são destruídos na solução pelo agente oxidante.

Figura 7 – Vias da remoção de poluentes no processo eletroquímico.



Fonte: adaptado de Chiang, Chang e Wen (1995).

Na perspectiva de Scialdone *et al.* (2009) e Anglada *et al.* (2011), a eficiência da oxidação eletroquímica de compostos orgânicos depende de muitos fatores, incluindo o tipo de material dos eletrodos, a densidade de corrente, o regime de fluxo dinâmico, o pH e a existência na solução de compostos capazes de atuar como mediadores (substâncias doadoras de elétrons). Ghernaout, Naceur e Aouabed (2011) citam os principais fatores que influenciam no rendimento do processo eletrolítico.

- Potencial do eletrodo e densidade de corrente: sua taxa determina a eficiência do processo, o que determina a ocorrência das reações.
- Distribuição de corrente: determina a distribuição espacial do consumo de reagentes e é recomendável ser mais homogênea o possível.
- Transporte de massa: uma maior eficiência é obtida quando há um elevado coeficiente de transporte de massa que leva a uma maior uniformidade da concentração de poluentes na camada de reação perto da concentração da superfície do eletrodo.
- Arranjo dos eletrodos: a dimensão da célula, o espaçamento entre os eletrodos e o formato do eletrodo afetam o rendimento do processo eletroquímico.
- Meio eletrolítico: a escolha do eletrólito e a sua concentração, pH e temperatura.
- Material de eletrodos: para a degradação de contaminantes orgânicos, o material ideal do eletrodo deve ser completamente estável no meio de eletrolítico; barato; e exibir alta atividade frente à oxidação orgânica e baixa atividade nas reações secundárias (por exemplo, geração de gás oxigênio).

Jeong, Kim e Yoon (2006) e Curteanu *et al.* (2011) assinalam que, na utilização de um eletrodo inerte, além do cloro ativo (Equação (04)) produzido com origem nos íons cloretos,

pode haver a formação também de compostos reativos do oxigênio, como $\cdot OH$, O_3 , H_2O_2 , O_2^- . Esses oxidantes podem destruir uma concentração alta de poluentes orgânicos e inorgânicos (KHELIFA; MOULAY; NACEUR, 2005).



Na superfície catódica, a água é, inicialmente, reduzida com produção de gás hidrogênio e íons hidroxilas, conforme está na Equação (05).



Simultaneamente, o ácido hipocloroso é gerado na solução por meio da reação química do cloro com a fase aquosa, produzido no ânodo, expresso na Equação (06).



O ácido hipocloroso se dissocia com formação dos íons hipoclorito e hidrogênio – reação essa diretamente dependente do pH do meio, conforme contido na Equação (07).



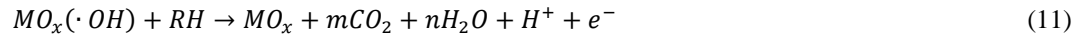
Esses íons hidrogênio reagem com os íons hidroxilas, produto da reação catódica, para formar água, conforme contém a Equação (08).



Santos *et al.* (2006) e Santos, Afonso e Dutra (2011) propõem o mecanismo de adsorção da água do processo eletroquímico e explicam que a água é adsorvida na camada do óxido do metal (MO_x) (Equação (09)) e produz o composto $MO_x(\cdot OH)_{ads}$ (Equação (10)) em virtude de uma interação do radical hidroxila com a superfície do eletrodo.



A formação de radicais hidroxilas adsorvidos, $(\cdot\text{OH})_{\text{ads}}$, é uma etapa determinante para a oxidação de compostos orgânicos (Equações (11) e (12)) e a geração de oxigênio (Equações (13) e (14)).



3.3.3 Eletrocoagulação

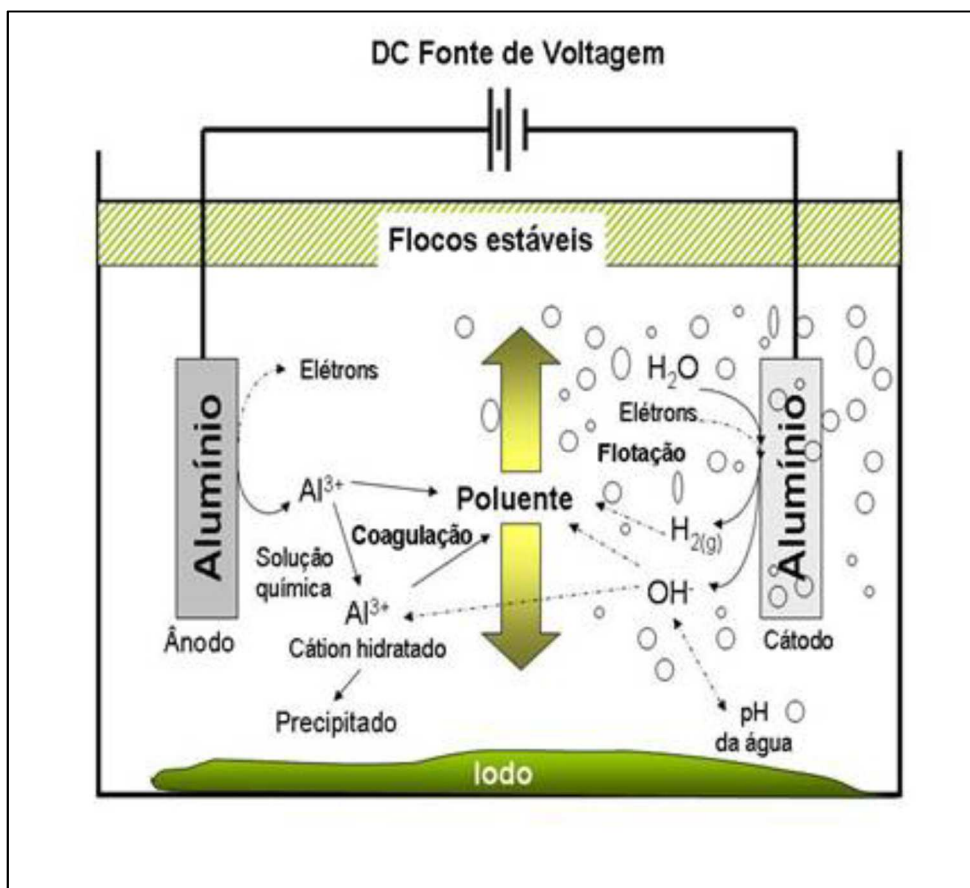
Materiais de alumínio e aço carbono são geralmente utilizados como ânodos, a dissolução dos quais produz hidróxidos, oxi-hidróxidos e hidróxidos poliméricos. Esses coagulantes são geralmente mais eficazes do que os utilizados na dosagem de coagulantes químicos: são capazes de desestabilizar suspensões coloidais e as emulsões, para adsorver, neutralizar ou precipitar poluentes dissolvidos, e, finalmente, para formar flocos que podem ser removidos por sedimentação/filtração ou flotação (ESSADKI *et. al.*, 2008). A injeção de composto coagulante na água pode ser controlada com a corrente eletrolítica (RICORDEL; DARCHEN; HADJIEV, 2010).

Na inteligência de Barbosa e Teran (2009) e Ruíz e Giraldo (2009), o processo eletrolítico ocorre quando há dois eletrodos submersos em uma solução contendo eletrólitos e com aplicação de tensão elétrica. A corrente elétrica fornece a força eletromotriz causando uma série de reações químicas no meio: ocorrem a oxidação de compostos e a substituição iônica entre os eletrólitos inorgânicos e os sais orgânicos, com a consequente redução da concentração da matéria orgânica dissolvida na solução e a desestabilização das partículas coloidais por eletrocoagulação.

Conforme Harif e Adin (2011), a eletrocoagulação produz compostos coagulantes ativos *in situ* por oxidação eletrolítica de um material apropriado do ânodo, diferindo do processo convencional em que se utilizam coagulantes químicos, tais como sais de metal ou polímeros (polieletrólitos). Como informa Nascimento (2011), a eletrocoagulação se refere à

produção eletroquímica de agentes de desestabilização que provocam neutralização da carga do substrato para remoção do contaminante. O agente coagulante é introduzido como resultado de uma reação do eletrodo, e tais processos permitem um controle da quantidade do reagente introduzido no efluente. A Figura 8 descreve esse sistema. Assim, como exemplo, Al^{3+} ou Fe^{3+} podem ser introduzidos usando-se alumínio ou aço carbono como ânodo, respectivamente.

Figura 8 – Detalhes do processo de eletrocoagulação, utilizando eletrodos de alumínio.



Fonte: PESSOA, 2008.

Malakootian, Mansoorian e Moosazadeh (2010) descrevem a eletrocoagulação em três etapas. Na primeira, há a formação de coagulante por meio da dissolução dos íons no ânodo. Na segunda etapa, há a desestabilização de poluentes e partículas seguido de uma agregação, ao passo que, na terceira, há a formação de flocos suspensos por gases.

De acordo com Saleem, Bukhari e Akram (2011), em um ânodo de aço carbono, há a formação de $Fe(OH)_2$ ou $Fe(OH)_3$. Dependendo do pH da solução, os íons ferrosos produzidos são hidrolisados e constituem hidróxidos monoméricos e complexos de hidróxidos poliméricos, esses com carga positiva, e desestabilizam as partículas coloidais carregadas negativamente, permitindo sua agregação e formação de flocos.

3.3.4 Pesquisas e aplicações com processo eletrolítico

Abdala Neto e Aquino (2012) compararam um fotorreator (eletro-oxidação com eletrodos de aço inoxidável + fotocatalise heterogênea) com outros pré-oxidantes (cloro, dióxido de cloro e o tratamento sem pré-oxidante) em um sistema de tratamento de água em escala-piloto. O fotorreator atingiu maior eficiência na remoção de turbidez (99,5%), DQO (65,50%) e clorofila “a” (98,97%), além de atingir menor índice de THM ($77,20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) do que os demais pré-oxidantes.

Gao *et al.* (2010) aplicaram um sistema de eletrocoagulação-flotação para remover alga em uma cultura de *Microcystis aeruginosa*. Os resultados indicaram que os eletrodos de alumínio obtiveram maior remoção que os eletrodos de aço carbono. Os parâmetros ótimos determinados foram: densidade de corrente = $1 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$, pH entre 4 e 7, temperatura da água de 18°C a 36°C , densidade de algas de $0,55 \times 10^9$ a $1,55 \times 10^9$ células $\cdot\text{L}^{-1}$. Nas condições ótimas, foi obtida uma remoção de algas de 100% com o consumo de energia de $0,4\text{kWh}\cdot\text{m}^{-3}$.

Qi-yan *et al.* (2007) investigaram diversas variáveis de processo no uso de eletrodos de alumínio para remover ácidos húmicos em solução sintética. Com um tempo de reação de 60 minutos, densidade de corrente de $4,76 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$, espaçamento de 1,0 cm entre os eletrodos e em pH ácido, houve uma redução de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $0,43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ alcançando 97,8% de eficiência.

Boudjema *et al.* (2014) estudaram a viabilidade do tratamento da água de rio por eletrocoagulação com eletrodos de alumínio. Em 30 minutos de reação, houve uma redução de 80% na demanda química de oxigênio e uma redução de 95% na turbidez. Também ocorreu redução significativa da carga microbiana, em que foram reduzidos 99% de coliformes fecais e *Escherichia coli*, além de uma destruição quase total de fungos.

Maia (2014) investigou a aplicação da eletrocoagulação em um reator em escala de bancada com dois conjuntos de eletrodos, alumínio e aço carbono, no polimento de um efluente de lagoa de estabilização. O experimento investigou as variáveis pH, velocidade de agitação, tempo de reação e concentração de eletrólito, determinando as configurações ótimas para o conjunto de eletrodos onde houve maior remoção de matéria orgânica. Observou-se que as configurações ótimas para os eletrodos de aço carbono foram: 7,91 de pH inicial, 210 rpm de velocidade de agitação e $0,5049 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de NaCl de concentração de eletrólito e 10 minutos de tempo de reação. Nestas condições, foram obtidas remoções de 69,20% para DQO, 89,29%

para DBO, além de adequar o efluente ao lançamento em corpo receptor quanto aos parâmetros de fósforo total e coliformes totais.

Silva (2013a) comparou um sistema de eletroflotação com aço inoxidável com diversas técnicas (autoclave, micro-ondas e ultrassom) para separar a biomassa algal de efluente de lagoas de estabilização à ruptura celular, como alternativa de pré-tratamento a fim de maximizar a extração de lipídios para produção de biodiesel, além do propósito de tratar o efluente. Obteve-se eficiência de remoção de turbidez superior a 80% em 20 minutos de operação do reator em batelada. Sobre a extração de lipídios, o sistema de eletroflotação demonstrou menor eficiência do que a técnica por micro-ondas, mas expressou um menor custo do que essa técnica.

Lima *et al.* (2014) avaliaram a eficiência de processos eletro-oxidativos na degradação a temperatura ambiente do azo corante Acid Red 27 em meio aquoso em distintas concentrações e sob variados potenciais de eletrólise, usando o ânodo dimensionalmente estável de $\text{Ti/Ru}_{0,3}\text{Ti}_{0,4}\text{Sn}_{0,3}\text{O}_2$. Os resultados mostraram degradações superiores a 88% em todas as concentrações investigadas para o potencial de 2,5V.

Lin *et al.* (2005) desenvolveram um sistema de eletrocoagulação compacto e de baixo custo, com uma capacidade de $28 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ com vistas a recuperar águas cinzas para uso doméstico sem contato humano. O sistema atingiu uma remoção de até 60% da demanda química de oxigênio. O custo unitário total de reúso de águas cinzas no uso doméstico foi de \$ 0,27 por m^3 , o que ficou abaixo da taxa de água potável local. Além disso, a instalação do tratamento requereu uma área de 8 m^2 .

Silva (2013b) utilizou um reator de eletrocoagulação em escala de laboratório com um conjunto de quatro placas de eletrodos de alumínio e agitação magnética para o tratamento de efluente de piscicultura. Os eletrodos foram arranjados dentro da célula eletrolítica de forma monopolar, em paralelo e a uma distância de 11 mm. Foram utilizados as variáveis operacionais e os intervalos de variação: pH inicial de 4 a 8, condutividade de 1000 a $4000 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, tempo de reação de 15 a 35 minutos, agitação de 200 a 600 rpm e corrente elétrica de 1,0 a 2,5 A. A condição ótima de operação do reator ocorreu com pH inicial 8, condutividade de $1000 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, tempo de reação de 35 minutos, agitação de 200 rpm e corrente elétrica de 2,5 A. Nesta condição, foi alcançada uma remoção de 84,95% para DQO, 98,06% para nitrito, 82,43% para nitrato, 98,05% para fósforo total e 95,32% para a turbidez. O custo operacional para tratar o efluente foi de R\$ 4,59 por m^3 .

3.4 Tratamento de água

O tratamento da água envolve o emprego de várias operações e processos unitários para adequar a água de distintos mananciais aos padrões de qualidade definidos pelos órgãos de saúde e agências reguladoras. Da segunda metade do século XIX à primeira metade do século XX, o tratamento da água teve como objetivo central a clarificação e a remoção de organismos patogênicos, época que foram se desenvolvendo as técnicas de coagulação, floculação, decantação e desinfecção. Principalmente com origem nos anos de 1960 e 1970, porém, o desenvolvimento agrícola e industrial impôs uma intensa produção e uso de novas substâncias químicas, como os agrotóxicos, fármacos e hormônios sintéticos, o que implicou a necessidade do desenvolvimento e emprego de técnicas mais avançadas (PÁDUA, 2009).

3.4.1 Pré-oxidantes e reagentes da desinfecção

3.4.1.1 Cloro

Kozani *et al.* (2007) citam que o cloro é largamente usado, não só por ser efetivo no controle de seres patogênicos, mas também por ter baixo custo. Libânio (2008) destaca que a ação dos desinfetantes físicos e químicos sobre os microorganismos ocorre pela ruptura da parede celular, difusão do desinfetante no interior do microorganismo e interferência na reprodução celular.

A reação do cloro na água é mostrada na Equação (06). A reatividade do cloro depende da sua especiação em virtude do pH e sua ação oxidante ser controlada pelo ácido hipocloroso, que é um produto da hidrólise da substância clorada (DEBORDE; VON GUNTEN, 2008). Quando a água é clorada, ocorre a oxidação da matéria orgânica, determinada pela “demanda de cloro”. Em seguida, o cloro ou o hipoclorito reage com a amônia, resultando em cloraminas inorgânicas chamadas “cloro residual combinado”. Após essas reações, ocorre o excesso de cloro, chamado “cloro residual livre”. (POHLING, 2009).

Exon *et al.* (1987) e Kalmaz e Kalmaz (1981) ensinam que a incidência de doenças com veiculação hídrica diminuiu bastante com o emprego do cloro no tratamento de água, mas pode haver a formação de compostos halogenados potencialmente tóxicos na oxidação da matéria orgânica. Até o momento, cerca de 700 subprodutos foram identificados, incluindo os THM; ácidos haloacéticos; haloacetoneitrilas; haloacetonas; ácidos carboxílicos de cadeia curta,

acetonas, fenóis clorados e ácidos fenólicos; quinonas cloradas, ácidos benzóicos e compostos heterocíclicos (ATES *et al.*, 2007).

Vários estudos sugerem que existe aumento dos riscos de câncer de bexiga, estômago, intestino grosso e retal em locais onde é utilizada a cloração no tratamento de águas superficiais. Entre todos subprodutos, os THM recebem muita atenção, porque o clorofórmio se mostra um agente cancerígeno em animais (TOMAK *et al.*, 2004).

3.4.1.2 Dióxido de cloro

Richter e Azevedo Netto (1991) relatam que o dióxido de cloro (ClO_2) é um forte oxidante (250% mais do que o cloro) e é produzido na própria estação de tratamento, em solução, utilizando uma mistura de clorito de sódio (NaClO_2) com cloro, como exemplificado na Equação (15). Esse processo é apenas uma opção para produzir o dióxido de cloro, pois existem outras maneiras de sintetizar esse oxidante.



Jin *et al.* (2009) dizem que o dióxido de cloro pode ser sintetizado por uma mistura de clorito de sódio com 20% (m/m) de ácido clorídrico a 50°C, mostrado na Equação (16).



De acordo com Ayyildiz, Ileri e Sanik (2009) e Limoni e Teltsch (1985), a reação do dióxido de cloro com compostos orgânicos pode não formar subprodutos, como os THM, porém, como adita Richter (2009), em condições alcalinas ($\text{pH} > 10$), o dióxido de cloro se decompõe em cloritos e cloratos (Equação (17)) e podem ter efeitos na saúde das pessoas.



3.4.2 Coagulação e floculação

São os processos de coagulação e floculação importantes para remover partículas e matéria orgânica em tratamento de água (ZHOU; YANG; LI, 2015), além de serem eficazes na remoção de turbidez, cor e microrganismos (VERRELLI; DIXON; SCALES, 2009). Assim, a

coagulação e a floculação têm como vantagens o fato de terem um baixo custo em relação a outros métodos e serem eficazes na redução dos precursores de subprodutos, especialmente na remoção de COT (DIEMERT *et al.*, 2013).

Na compreensão de Chaiwong e Nuntiya (2008), Phalakornkule *et al.* (2010), Baudequin *et al.* (2011) e Gonzalez-Torres *et al.* (2014), os coagulantes se baseiam na desestabilização química dos compostos dissolvidos, coloidais e do material particulado, e os floculantes são produtos químicos usados para agregar coloides e outras partículas em suspensão na água para formar um floco. Normalmente, os coagulantes são constituídos por compostos de cátions multivalentes como o alumínio ou o ferro (sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato férrico), cloreto de polialumínio ou polieletrólitos. Essas moléculas positivamente carregadas interagem com as partículas e moléculas carregadas negativamente, visto que possuem alta afinidade. A aplicação desses produtos químicos deve ser em pH apropriado para que reajam na água, formando hidróxidos insolúveis, que, após a precipitação, se ligam em conjunto para constituir longas cadeias, prendendo fisicamente a partícula pequena para um floco maior.

Conforme Li *et al.* (2015), os produtos químicos cloreto de polialumínio (PAC: $[Al_2(OH)_nCl_{6-n}]_m$) e cloreto de poli-dialildimetilamônio (poliDADMAC: $(C_8H_{16}NCl)_n$) possuem elevada eficiência de no tratamento de água bruta. Nam *et al.* (2013) citam que o teste de jarros (*Jar Test*) pode ser usado em escala laboratorial para determinar a dosagem ótima do coagulante e floculante, podendo ser testadas várias concentrações ou outras variáveis outras do processo, como pH, velocidade e tempo de mistura, temperatura e tempo de reação (WANG *et al.*, 2007).

Apesar de serem eficazes no tratamento de água, os coagulantes e os floculantes exibem algumas desvantagens: rendimento reduzido em água com baixa temperatura, custos de aquisição relativamente altos, podem ser nocivos à saúde humana, produzir grandes volumes de lodos e influenciar significativamente no pH da água tratada (ANTOV; ŠĆIBAN; PRODANOVIĆ, 2012).

3.4.3 Filtração

A filtração consiste em remover partículas suspensas e coloidais e de microorganismos na água que escoam através de um meio granular. Pode-se afirmar que a filtração é a principal responsável pela produção de água com qualidade condizente com o padrão de potabilidade (DI BERNARDO; DI BERNARDO; CENTURIONE FILHO; 2002).

3.4.3.1 Filtração direta descendente

A filtração direta descendente é um processo em que a água previamente coagulada e floculada é encaminhada diretamente para os filtros rápidos. Os filtros devem remover as impurezas que causam cor e turbidez, assim como os produtos gerados pelos reagentes químicos utilizados no processo (RICHTER, 2009).

Richter e Azevedo Netto (1991) expressam que é muito importante prever e considerar o que poderá ocorrer com o manancial no futuro (possível degradação progressiva) e enumeram as vantagens e desvantagens da filtração direta na Tabela 1.

Tabela 1 – Vantagens e desvantagens da filtração direta.

Vantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Estações mais compactas. • Custo de construção 15 a 35% menor do que o custo das estações convencionais. • Despesas menores com reagentes. • Menor produção de lodo.
Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> • Aplicabilidade limitada e muito dependente das características da água bruta e da manutenção da sua qualidade ao longo do tempo. • Mais sensível às variações de qualidade da água exigindo operação mais cuidadosa e operadores mais hábeis. • Lavagem mais frequente dos filtros e maior gasto de água para lavagem. • Menor flexibilidade do processo.

Fonte: adaptado de Richter e Azevedo Netto (1991).

O florescimento de algas em certas épocas do ano representa um dos mais sérios problemas à operação de uma estação de filtração direta, pois provoca rapidamente a oclusão dos filtros e, em consequência, carreiras de filtração muito curtas e um gasto excessivo de água de lavagem. Podem ocorrer carreiras de filtração tão curtas como 4 – 6 horas e consumo de lavagem superior a 30% (RICHTER, 2009).

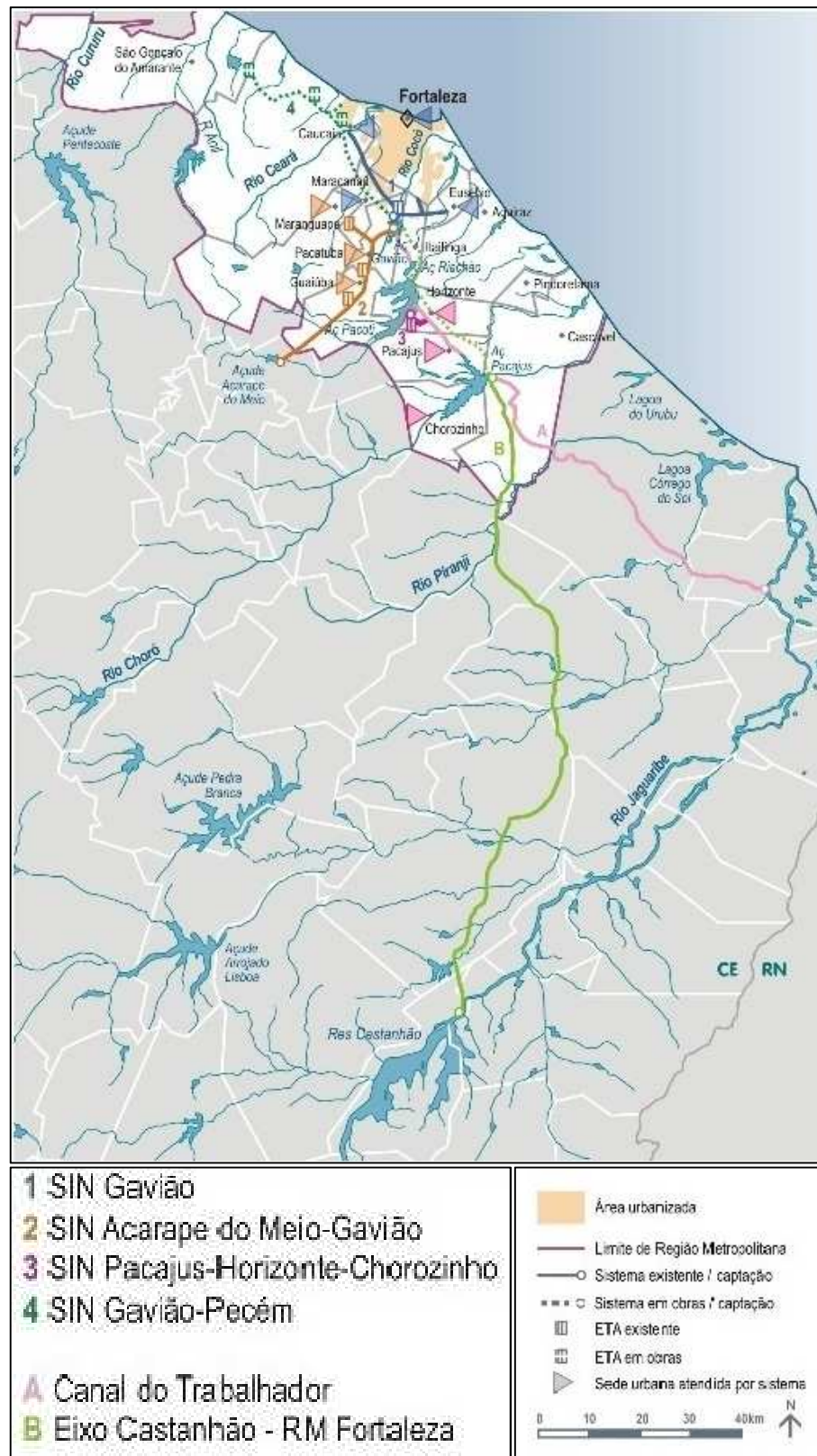
Pádua (2006) entende que, na filtração direta descendente, a densidade algal é limitada a 1.000 UPA/mL (Unidade Padrão de Área · mL⁻¹) e a concentração de clorofila “a” em 10 µg·L⁻¹. Deve-se destacar o fato de que a ocorrência de florações de alguns gêneros de cianobactérias pode inviabilizar o emprego da tecnologia, especialmente quando a concentração

desses organismos supera cerca de 20.000 células · mL⁻¹. Algumas espécies filamentosas (ex: *Cylindrospermopsis raciborskii*) podem colmatar rapidamente o meio filtrante.

3.4.4 Sistema de abastecimento e tratamento de água da Região Metropolitana de Fortaleza

A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) é responsável pelo fornecimento de água bruta para a Região Metropolitana de Fortaleza (RMF) (TEIXEIRA, 2003). O principal reforço hídrico para abastecer a RMF é o Eixo de Integração Castanhão – RMF (Figura 9), constituído pelo conjunto integrado em série: açude Castanhão, Canal do Trabalhador (rio Jaguaribe), açude Pacajus, açude Pacoti, açude Riachão e açude Gavião (ANA, 2010).

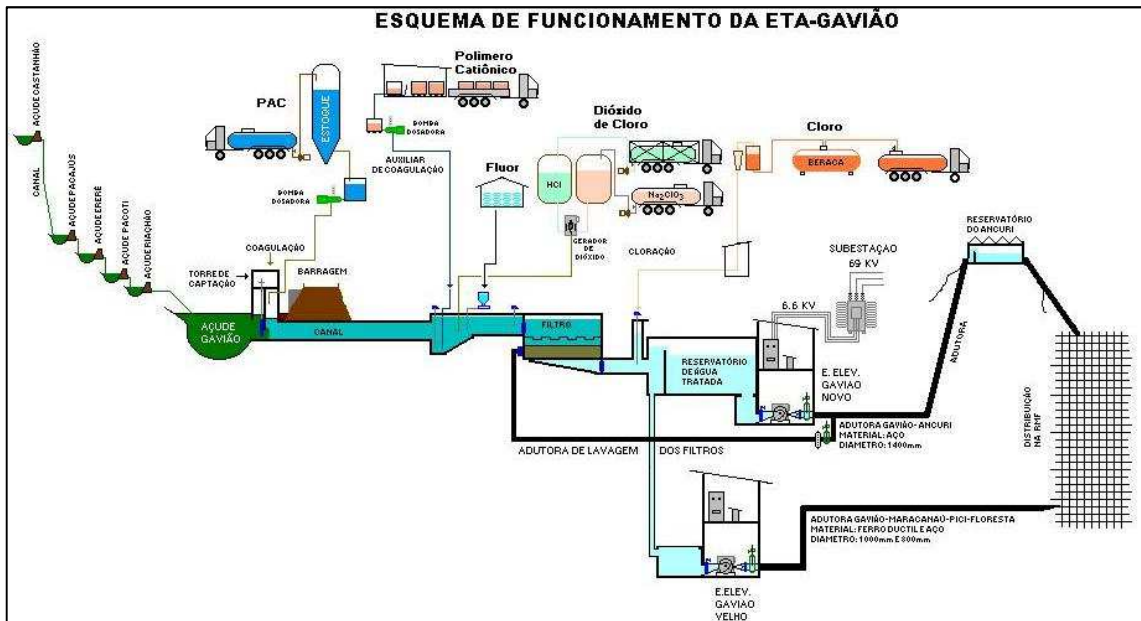
Figura 9 – Eixo de integração Castanhão – Região Metropolitana.



Fonte: ANA (2010).

Atualmente, o tratamento de água realizado pela CAGECE na ETA Gavião é composto por: captação da água bruta; pré-oxidação com dióxido de cloro; coagulação; fluoretação; filtração direta descendente; desinfecção e distribuição. Essas etapas são representadas na Figura 10.

Figura 10 – Esquema do processo de tratamento de água da ETA Gavião.



Fonte: elaborado pela CAGECE.

Como relata Santos (2011), a síntese de dióxido de cloro pode gerar cloro também. Esse composto pode comprometer a qualidade da água após a pré-oxidação com a formação de subprodutos, como os trihalometanos (THM) e ácidos haloacéticos.

Lima (2011) refere que a Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE) possui cerca de 70% das estações de tratamento de água operadas por filtração direta ascendente. Esta tecnologia era compatível com as características dos mananciais utilizados na época da implantação, porém, em virtude da acelerada eutrofização e das consequentes florações dos mais diversos tipos de algas, esta tecnologia registra enorme dificuldade no atendimento dos padrões de potabilidade, acarretando grandes perdas de água com as constantes lavagens dos filtros.

3.5 Meios estatísticos

3.5.1 Análise de Variância (ANOVA) e teste de Tukey

A análise de variância (ANOVA) é um meio estatístico usado para separar e estimar as causas da variação. Assim, há um teste nos resultados para saber se há diferença significativa pela alteração de algum fator da análise, desde a variação em virtude do erro aleatório. O teste ANOVA pode trabalhar tanto com um fator, como pode trabalhar com dois fatores de interesse (MILLER; MILLER, 1988).

Albano e Rodriguez (2009) referem que o ANOVA pode ser avaliado da seguinte maneira: se o “F” calculado for menor do que o “F” crítico, os fatores analisados não possuem diferenças significativas. Caso, no entanto, o “F” calculado for maior do que o “F” crítico, há uma evidência de que os fatores analisados possuem diferença significativa. É possível analisar se há diferença pelo valor “p”. Se ele for menor do que 0,05, significa que existem diferenças significativas entre os níveis do fator analisado pela ANOVA. Se ele for maior do que 0,05, significa que não existem diferenças significativas entre os níveis do fator analisado. O valor 0,05 indica 95% de confiança no teste (ou 5% no nível de significância).

Nos casos em que a ANOVA for significativa ($p \leq 0,05$), pode ser utilizado o Teste de *Tukey* para análise das médias (PETERNELLI; MELLO, 2011). Como expressam Sousa, Lira Júnior e Ferreira (2012), o Teste de *Tukey* pode ser utilizado para detalhar uma informação, permitindo mostrar quais grupos diferem, ou não, estatisticamente.

3.5.2 Análise das componentes principais (PCA) e análise hierárquica dos grupos (HCA)

A Análise de Componentes Principais (PCA) é uma técnica de exame estatístico multivariado, utilizada para identificar os modos de variação dentro de um conjunto de dados de várias variáveis e explicar detalhadamente a variabilidade global (JAMIESON *et al.*, 2015). Os autovetores são calculados para a matriz de covariância, mutuamente perpendicular aos vetores no gráfico da dispersão dos escores. Esses autovetores são organizados em ordem decrescente de magnitude (chamados autovalores). O autovetor com maior magnitude representa o sentido da primeira componente principal no gráfico de dispersão dos escores (TRIPATHI; CHATTOPADHYAY; GANGULY, 2015).

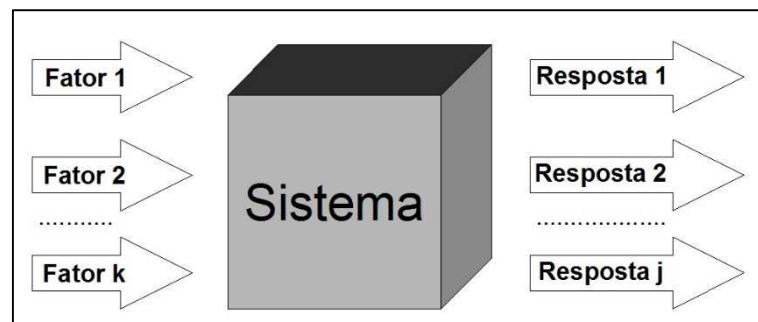
A Análise Hierárquica dos Grupos (HCA) tem como objetivo dividir os elementos de uma amostra em grupos, de modo que elementos pertencentes a um mesmo grupo sejam

similares, com respeito às variáveis (características) que neles foram medidas, e que elementos em grupos diferentes sejam heterogêneos em relação a estas mesmas características. A partição se dá com procedência em um número de grupo não definido inicialmente, em que os grupos majoritários são divididos em subgrupos minoritários, agrupando as amostras que denotam características semelhantes (GUIMARÃES; ASMUS; BURDORF, 2013). Na perspectiva de Patras *et al.* (2011), essa técnica calcula as distâncias (ou correlação) entre todas as amostras (*cluster*) usando uma métrica definida como a distância euclidiana.

3.5.3 Planejamento fatorial e superfície de resposta

Conforme Shamekhi e Tannant (2015) e Zaherzadeh *et al.* (2015), o planejamento fatorial é uma técnica estatística usada para avaliar o efeito de vários fatores e suas interações sobre o comportamento geral das respostas obtidas, como mostrado na Figura 11.

Figura 11 – Sistema representado por uma função ligando os fatores às respostas.



Fonte: adaptado de Barros Neto, Scarminio e Bruns (2010).

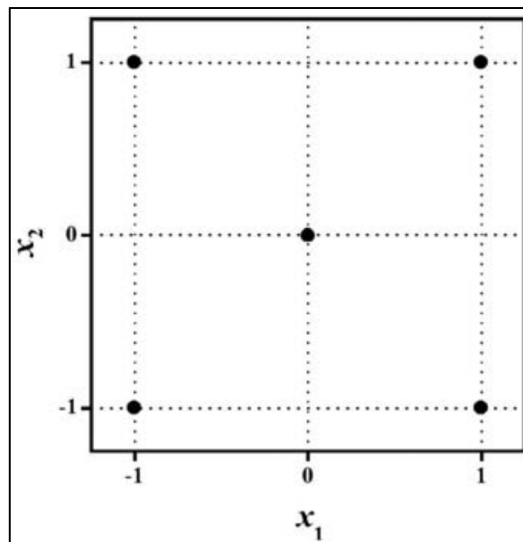
Um certo número de fatores (F_1, F_2, \dots, F_k) atua sobre o sistema em estudo e produz as respostas (R_1, R_2, \dots, R_j). O sistema atua como uma função que opera sobre as variáveis de entrada (fatores) e produz como saída as respostas observadas. O objetivo do experimento é descobrir essa função ou obter uma aproximação satisfatória para ela. Com efeito, é possível escolher as melhores condições de operação do sistema (BARROS NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2010).

Dentre os planejamentos quimiométricos mais utilizados estão os fatoriais 2^k (2 níveis e k fatores), os quais permitem otimizar o sistema, com um pequeno número de experimentos e, principalmente, tornam possível a verificação dos efeitos entre os fatores nos diversos níveis estudados (SKEIKA *et al.*, 2010). Como pensam Montgomery e Runger (2008), no planejamento 2^2 , denotam-se os níveis baixo e alto dos fatores A e B pelos sinais – e + (ou

-1 e +1), respectivamente. Os efeitos de interesse no planejamento 2^2 são os efeitos principais A e B e o fator de interação de segunda ordem AB.

Em muitos casos, a realização de repetições autênticas pode ser algo inconveniente por diversas razões. Para contornar este infortúnio e obter uma boa estimativa dos erros, um experimento é normalmente incluído no centro do planejamento (Figura 12), em que o valor médio dos níveis de todas as variáveis é empregado. São os conhecidos experimentos no ponto central (nível zero). Deste modo, é possível avaliar a significância dos efeitos ou coeficientes. Esta metodologia é possível de ser aplicada somente quando se utilizam variáveis quantitativas, visto que, para variáveis qualitativas, não há como adicionar níveis no ponto central (TEÓFILO; FERREIRA, 2006).

Figura 12 – Planejamento 2^2 com ponto central.



Fonte: TEÓFILO; FERREIRA, 2006.

Khajeh (2012) aponta que o gráfico de Pareto também mostra os fatores estatisticamente significativos. Na interpretação do gráfico, quando uma barra atinge a linha de estimativa dos erros, indica que um fator ou uma combinação de fatores tem influência significativa na resposta.

Barros Neto, Scarminio e Bruns (2010) descrevem um modelo estatístico para um planejamento fatorial 2^2 , usado para descrever as respostas de um planejamento fatorial de dois fatores e é formulado em termos de efeitos por unidade de x_1 e x_2 . Além disso, esse modelo especifica ainda que os erros aleatórios $\varepsilon(x_1, x_2)$ são distribuídos independentemente, com média zero e com a mesma variância em todas as combinações de níveis. Esse modelo é representado pela Equação (18), onde β_0 é o valor da média de todas as respostas do

planejamento, β_1 , β_2 e β_{12} são os valores dos dois efeitos principais e do efeito de interação, por unidade de x_1 e x_2 , e $\varepsilon(x_1, x_2)$ é o erro aleatório associado à resposta $\gamma(x_1, x_2)$.

$$\gamma(x_1, x_2) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \beta_{12} x_1 x_2 + \varepsilon(x_1, x_2) \quad (18)$$

Para Nam *et al.* (2015), a superfície de resposta fornece ao pesquisador uma visualização mais detalhada das características de um processo, sendo útil em situações em que as várias variáveis do processo influenciam na resposta. Na maior parte dos problemas da superfície de resposta, a relação entre a resposta e as variáveis de processo é desconhecida, sendo seu objetivo determinar uma aproximação para a verdadeira relação funcional entre eles.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local do experimento

O experimento foi realizado no Centro de Pesquisa da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (CAGECE), localizada em área anexa à Estação de Tratamento de Água do Gavião (ETA Gavião), no Município de Pacatuba – CE. De acordo com Vidal (2011), o açude Gavião é alvo da ação de várias atividades antrópicas na sua bacia, resultando na concentração excessiva de nutrientes, que causam a eutrofização.

4.2 Montagem do processo eletrolítico com os circuitos elétricos de corrente contínua pulsada

Os sistemas de circuitos elétricos com corrente contínua pulsada (Figura 13), que está em decurso de obtenção de patente, foram cedidos pelo Doutor Eliezer Fares Abdala Neto. Esses circuitos foram configurados para emitir elétrons, em uma faixa de frequência regulável de 0 a 2200 Hz, aos eletrodos submersos na água bruta. As moléculas possuem também sua faixa de frequência vibratória natural, pois qualquer objeto formado por um material elástico, quando perturbado, vibrará com seu conjunto de frequências particulares, que juntas formam seu padrão de emissão (ABDALA NETO, 2012).

Figura 13 – Circuitos elétricos com corrente contínua pulsada.



Fonte: AUTOR (2016).

Assim, procurou-se alcançar o princípio da superposição, quando duas ou mais ondas ocupam determinado espaço ao mesmo tempo, os deslocamentos causados por parte de

cada uma delas se adicionam em cada ponto. Deste modo, quando a crista de uma onda se superpõe à crista de outra, seus efeitos individuais se somam e produzem uma onda resultante com amplitude maior (HEWITT, 2002; SERWAY; JEWETT, 2011; TIPLER; MOSCA, 2009). Isto se caracteriza como um fenômeno de ressonância e acontece quando a frequência de vibração forçada, de uma determinada matéria, se iguala à frequência natural desta. Este efeito só é alcançado quando é empregada uma força capaz de trazer a matéria a sua posição original e energia suficiente para mantê-lo vibrando. Segundo Feynman, Leighton e Sands (2008), cada vez que duas placas metálicas paralelas são submetidas a uma corrente contínua pulsada de baixa frequência, à medida que a tensão se alterna, a carga positiva atribuída a uma das placas é levada a zero, e a carga negativa surge. Enquanto isso acontece, o campo elétrico desaparece e reaparece posteriormente na direção oposta. À medida que a carga escorre lentamente de um lado para o outro, o campo elétrico segue o mesmo movimento. Em cada instante o campo elétrico é uniforme.

4.3 1ª etapa e 2ª etapa – Escala laboratorial

4.3.1 Reator eletrolítico em escala laboratorial

Para estudar detalhadamente os efeitos da eletrólise na água do Gavião, foi desenvolvido um sistema em escala laboratorial. Um reator em escala laboratorial foi construído em acrílico com dimensões de 30 cm de altura, 12 cm de largura e 5 cm de espessura. A cada experimento, o reator era preenchido com 1,5 L de água bruta, e iniciava-se o processo eletrolítico com o acionamento da fonte de alimentação estabilizada (modelo HY1300 Hobby™; marca Hayama®) com operação em 13,8 volts em corrente contínua pulsada. Um cooler foi acoplado à fonte de alimentação para auxiliar na dissipação do calor gerado pelos componentes eletrônicos. A Figura 14 mostra o reator, a fonte e um par de eletrodos utilizados no experimento.

Figura 14 – Fonte de 13,8 volts e reator com o par de eletrodos.



Fonte: AUTOR (2016).

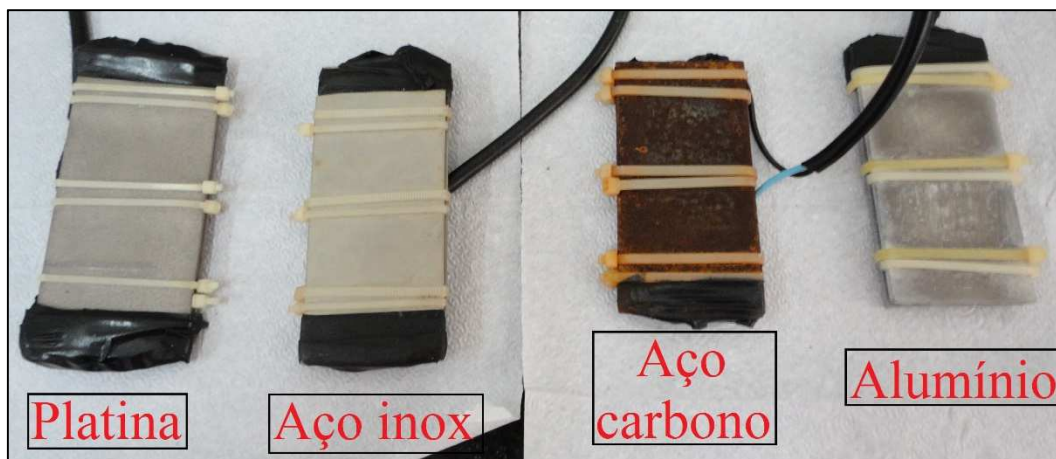
As fontes utilizadas não precisavam regular a corrente elétrica a ser trabalhada no processo, visto que a densidade de corrente dos eletrodos decorria da condição da água a ser trabalhada. Portanto, não se trabalhava com uma densidade de corrente fixa para todos os experimentos. Dessa maneira, o processo eletrolítico com corrente contínua pulsada se torna vantajoso em relação ao processo eletrolítico em que se utiliza fonte de alimentação com corrente regulável, pois consegue se adequar às condições da água a ser tratada.

Após o tempo de reação da água bruta, aguardava-se 1 minuto, tempo suficiente para que se encerrasse o movimento das partículas em suspensão na água, e coletavam-se as amostras de água tratada para serem analisadas. A coleta era realizada por uma torneira localizada abaixo do reator.

4.3.2 Eletrodos utilizados na escala laboratorial

Foram utilizados pares de eletrodos de variados materiais para cada um dos ensaios: titânio revestido com 1 μm de espessura de platina (platina), aço inoxidável 316L (aço inox), liga 6351-T6 (alumínio) e aço carbono 1080 (aço carbono). Todos os eletrodos utilizados mediam: 10 centímetros de comprimento, 5 centímetros de largura e 0,2 centímetro de espessura, como mostrado na Figura 15.

Figura 15 – Eletrodos de platina, aço inox, Aço carbono e alumínio.



Fonte: AUTOR (2016).

As densidades de corrente foram calculadas de acordo com a potência registrada por um wattímetro D02A™ (Wanf®). Foram realizadas 15 medições para cada tipo de eletrodo, registradas ao final do processo da 1ª etapa. Foram considerados os mesmos valores da densidade de corrente para a 2ª etapa, visto que o tempo de coleta de amostra foi próximo da 1ª etapa.

Após calculada a média das potências, a corrente elétrica do sistema foi calculada, baseando-se na tensão elétrica de 220 V em todos os experimentos realizados. Assim, foi calculada a corrente pela Equação (19):

$$\text{Corrente (A)} = \frac{\text{Potência (W)}}{\text{Tensão (V)}} \quad (19)$$

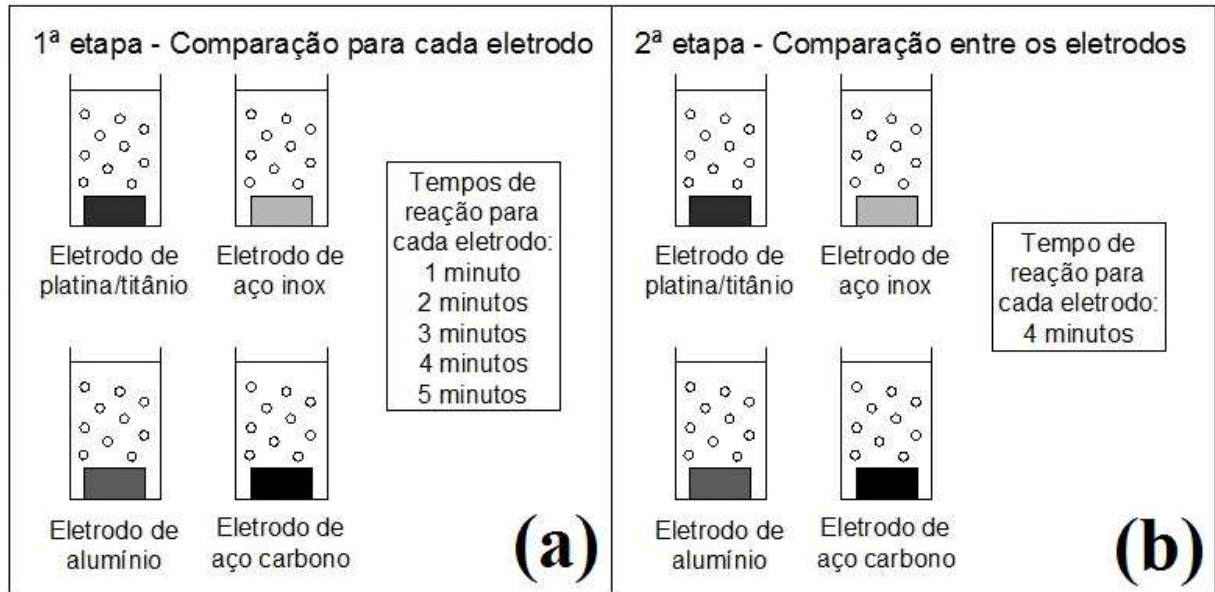
Com o valor da corrente elétrica calculada para cada tipo de eletrodo, calculou-se a densidade de corrente pela Equação (20), sabendo-se que a área de todos os eletrodos utilizados foi de 50 cm².

$$\text{Densidade de carga (mA} \cdot \text{cm}^{-2}) = \frac{\text{Corrente (A)}}{\text{Área (cm}^2)} \times 1000 \quad (20)$$

4.3.3 Descrição das 1ª e 2ª etapas

O experimento foi dividido em duas etapas, conforme esquematizado na Figura 16 (a) e na Figura 16 (b).

Figura 16 – (a) esquema da 1ª etapa; (b) esquema da 2ª etapa.



A 1ª etapa foi realizada em triplicata, e o objetivo foi verificar a variação dos valores dos parâmetros de turbidez e cor aparente ao longo dos tempos de reação de 1, 2, 3, 4 e 5 minutos. Esses tempos foram selecionados para teste, em virtude de se trabalhar com tempos de detenção hidráulica menores possíveis para aplicar no tratamento de água em sistema contínuo, visto que incide no custo do processo. Essa etapa permitiu observar os efeitos provocados nos aspectos físicos relacionados à clarificação da água (turbidez e cor aparente) apenas utilizando o processo eletrolítico.

Na 2ª etapa, foi estipulado um tempo de reação de 4 minutos, com o objetivo de comparar todos os eletrodos e investigar a remoção de matéria orgânica e os efeitos provocados em alguns parâmetros de potabilidade da água e outras variáveis do processo. Esse tempo já era suficiente para causar alterações significativas na água para alguns eletrodos na 1ª etapa. Os parâmetros investigados são mostrados no Anexo A e foram seguidas as diretrizes gerais do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Essa etapa foi realizada em triplicata.

O procedimento estatístico utilizado nas 1ª e 2ª etapas foi o Teste de *Tukey*, com o objetivo de verificar alguma alteração significativa. Também se aplicaram os meios de análise por agrupamento hierárquico e análise de componentes principais, com o objetivo de verificar a ausência ou presença de agrupamentos entre os eletrodos e água bruta na 2ª etapa.

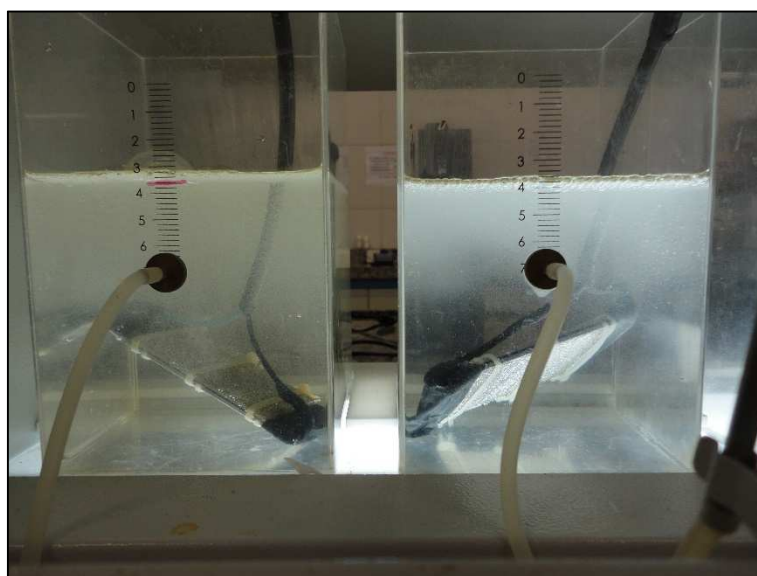
4.4 3ª etapa – Teste de Jarros

Foi estudado o comportamento de dois tipos de eletrodos no pré-tratamento de água, associando o processo eletrolítico na clarificação da água (remoção de turbidez e cor aparente). Foram utilizados nos ensaios os eletrodos de platina e os eletrodos de aço inox, visto que denotaram propriedades oxidantes de acordo com os resultados da etapa anterior. Foram considerados os mesmos valores da densidade de corrente para essa etapa, visto que o tempo de coleta de amostra foi próximo da 1ª etapa.

A cada experimento, o compartimento foi preenchido com 1,5 litro de água bruta. Na etapa de mistura rápida, utilizou-se o PAC 23™ (coagulante) com rotação de 120 rpm ($G = 150 \text{ s}^{-1}$) e tempo de 2 minutos e, em seguida, o PolyDADMAC™ (auxiliar de coagulação) com um tempo de 1 minuto. Na etapa de mistura lenta, a rotação foi de 20 rpm ($G = 10 \text{ s}^{-1}$) e tempo de 1 minuto. Com base nas médias das dosagens utilizadas pela ETA Gavião de coagulante ($6,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e de auxiliar de coagulação ($1,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), foram testadas dosagens de 100% e 50% no experimento, para cada eletrodo.

Após a etapa do Teste de Jarros, iniciava-se o processo eletrolítico com duração de 4 minutos. A Figura 17 mostra o Teste de Jarros com os dois tipos de eletrodos. Após 1 minuto do fim do processo, foram coletadas amostras de água pré-tratada para serem analisadas (turbidez e cor aparente). Esse experimento foi realizado em quadruplicata.

Figura 17 – Teste de Jarros com os eletrodos de aço inox (esquerda) e de platina (direita).



Fonte: AUTOR (2016).

A técnica estatística utilizada na segunda etapa foi o Teste de *Tukey*, com o objetivo de verificar alguma alteração significativa entre os parâmetros analisados das amostras.

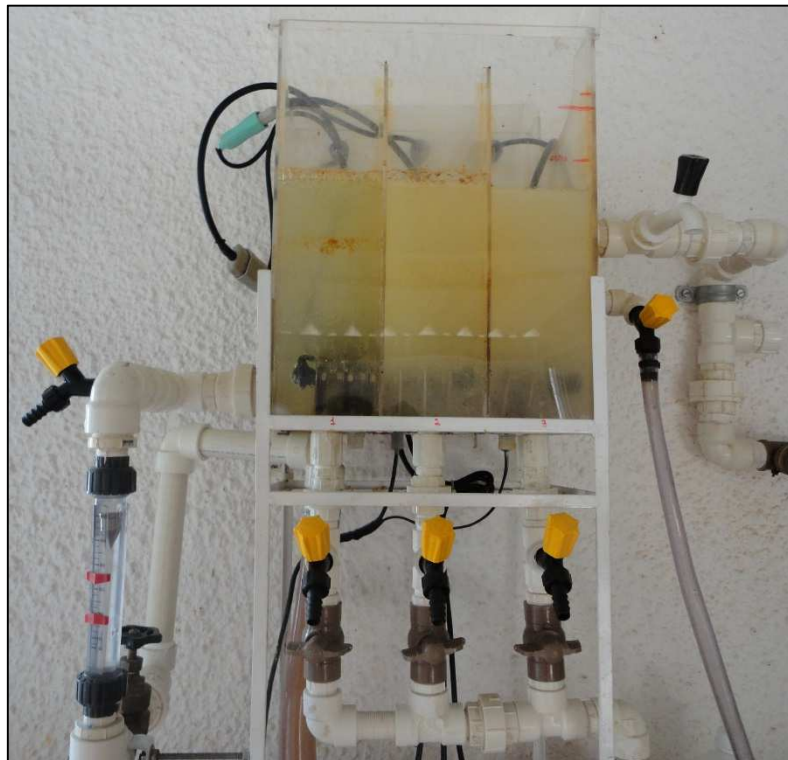
4.5 4ª etapa – Escala-piloto (Eletrocoagulação + Eletro-oxidação)

Após o término dos testes em escala laboratorial e do Teste de Jarros, aplicou-se o processo eletrolítico em escala-piloto para compor um sistema de tratamento de água.

4.5.1 Reator (processo eletrolítico) em escala-piloto

Um reator foi construído em acrílico de espessura de 10 mm e foi dividido em três câmaras, como mostrado na Figura 18. Entre cada câmara, foram feitos quatro orifícios com diâmetro de 1,28 cm, para haver maior contato possível das substâncias geradas no processo eletrolítico com a água. As dimensões do volume útil eram: 22,5 cm de altura, 24,0 cm de largura, 30,0 cm de comprimento (volume útil de 16,2 litros).

Figura 18 – Reator do processo eletrolítico.

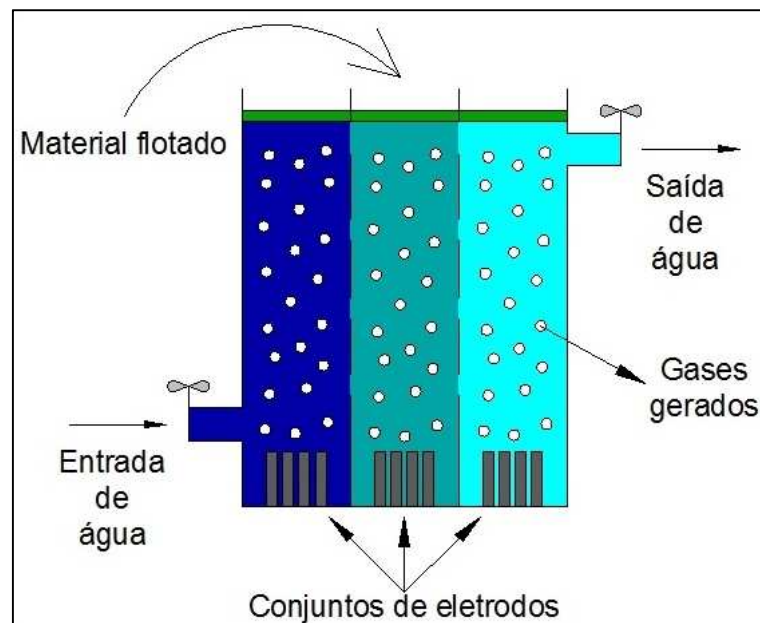


Fonte: SAMPAIO *et al.* (2015).

Na primeira câmara, foram utilizados os eletrodos de aço carbono e, na segunda e terceira câmaras, foram empregados os eletrodos de aço inox. Todos os eletrodos utilizados mediam: 20 centímetros de comprimento, 5 centímetros de altura e 0,2 centímetro de espessura. A escolha desses eletrodos foi realizada com o objetivo de combinar a eletrocoagulação e a eletro-oxidação como jeito de remover a MON.

A água bruta era bombeada para entrada inferior do reator e recebia a ação dos gases gerados pelo processo eletrolítico, aplicada pelos conjuntos de eletrodos instalados na parte inferior dos três compartimentos da referida câmara. A água do primeiro compartimento passava para o segundo pelos pequenos orifícios, usinados na parede da câmara posterior, repetindo-se as mesmas ações para o segundo e terceiro compartimentos que formam a câmara de flotação. Esse reator foi aplicado na etapa de pré-oxidação da água bruta, e a Figura 19 esquematiza o processo. Esses gases gerados tinham a função de flotar os materiais particulados em suspensão na água bruta.

Figura 19 – Esquema do funcionamento do sistema após a entrada de água bruta.



Fonte: AUTOR (2016).

Foram utilizadas três fontes de alimentação estabilizada de 13,8 *volts* em corrente contínua pulsada, como mostra a Figura 20. Assim como na etapa em escala laboratorial, as fontes utilizadas não precisavam regular a corrente a ser trabalhada no processo. Para avaliar a energia elétrica gasta pelo processo, a potência do sistema foi registrada por um wattímetro D02A™ (Wanf®).

Figura 20 – Fontes de alimentação estabilizada de 13,8 volts com circuitos de corrente contínua pulsada.

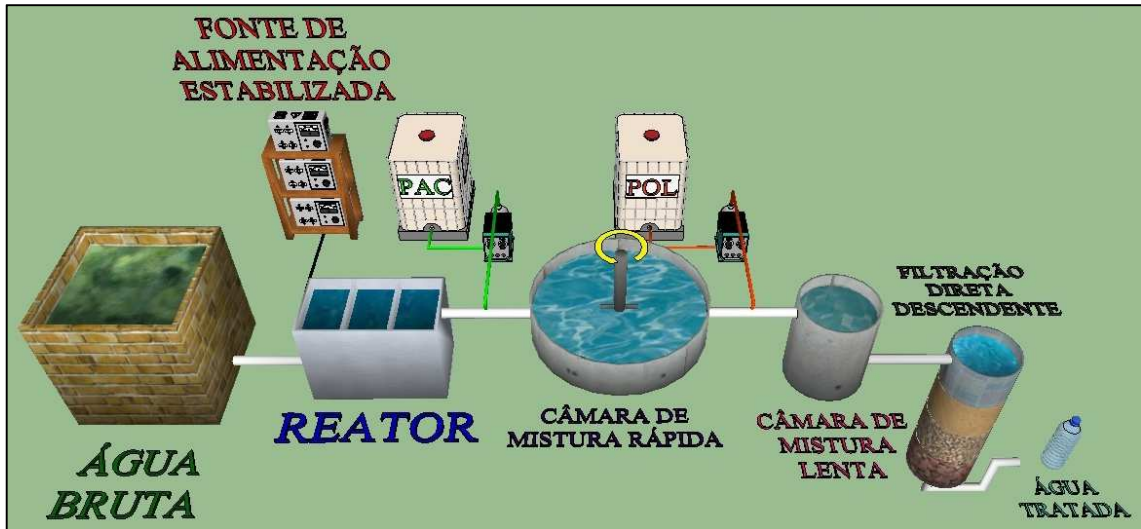


Fonte: adaptado de Sampaio *et al.* (2015).

4.5.2 ETA-piloto

A Figura 21 contém um esboço das instalações da ETA-Piloto, onde a água bruta foi bombeada do açude Gavião até a área dos experimentos, seguindo para a aplicação do processo eletrolítico, adição de coagulante (PAC) e câmara de mistura rápida (coagulação), adição de polímero (POL) e câmara de mistura lenta (floculação), filtração direta descendente e coleta de água tratada. Após o fim da carreira de filtração, o filtro era limpo por um sistema de retrolavagem.

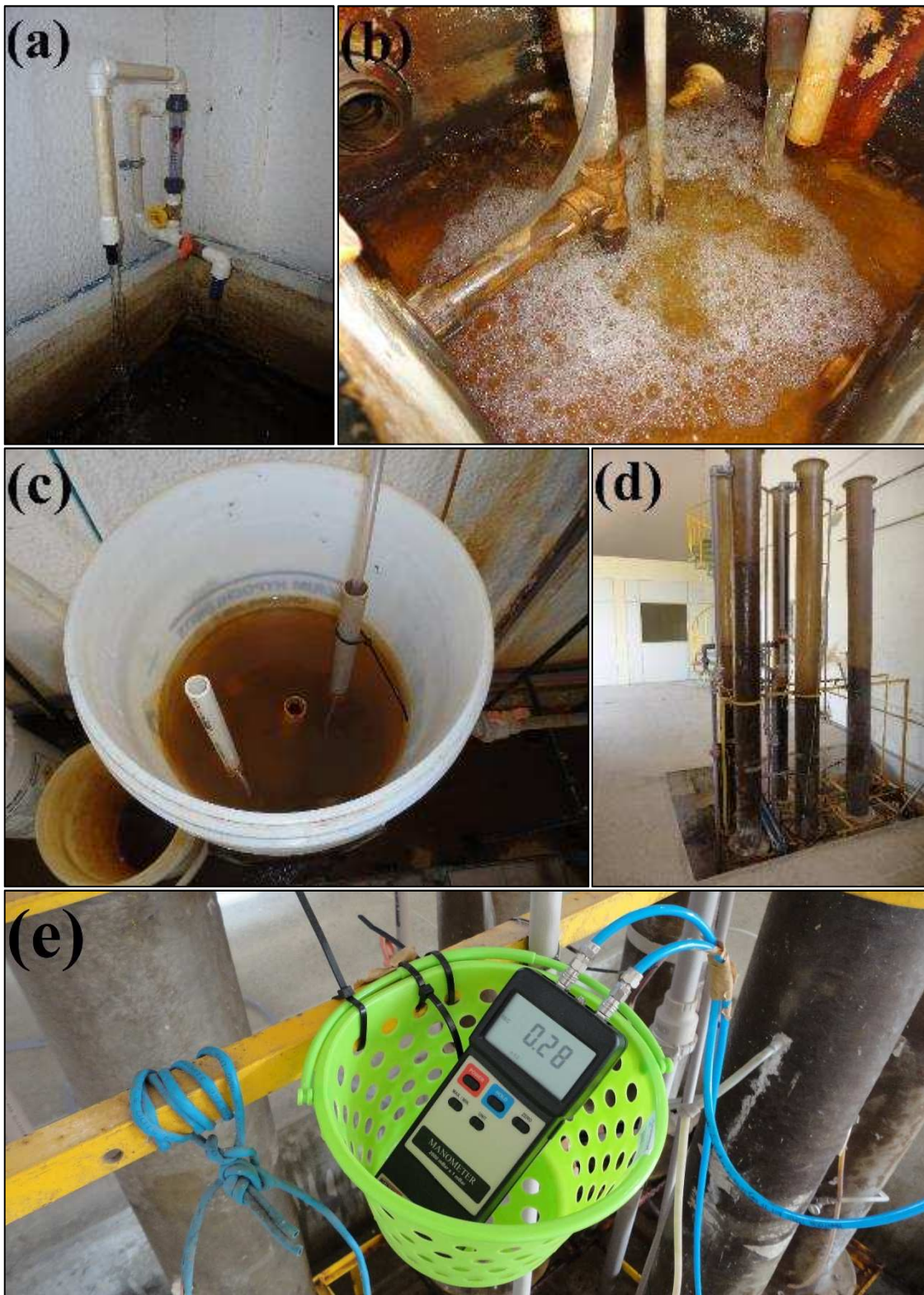
Figura 21 – Esquema do tratamento de água em escala-piloto.



Fonte: AUTOR (2016).

A Figura 22 mostra a estrutura da ETA-piloto. A água bruta era bombeada do açude Gavião até a área dos experimentos (Figura 22 (a)). Na câmara de mistura rápida (Figura 22 (b)), o coagulante usado era o PAC 23TM (cloreto de polialumínio) na concentração média de $6,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. O auxiliar de coagulação era o polímero catiônico líquido (polyDADMACTM) na concentração média de $1,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, utilizado na câmara de mistura lenta (Figura 22 (c)). O filtro descendente (Figura 22 (d)) utilizado possuía: diâmetro interno de 150 mm, altura de 3 metros, leito filtrante de areia com espessura de 70 cm, tamanho dos grãos variando de 0,42 a 1,41 mm, operando na vazão de filtração de $4,0 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ e taxa de filtração de $326 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Para a medição da perda de carga do filtro, foi usado um micromanômetro diferencial MPD-79TM (Instrutherm®) (Figura 22 (e)). Não foi realizada a cloração final nessa etapa.

Figura 22 – Estrutura física do Centro de Pesquisa: a) captação de água bruta; b) tanque de mistura rápida; c) tanque de mistura lenta; d) filtros; e) micro manômetro diferencial.



Fonte: AUTOR (2016).

4.5.3 Configuração do experimento da 4ª etapa

Foi adotada uma vazão da água bruta de $10 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$, máxima suportada pela ETA-piloto, com o objetivo de conseguir o máximo de água produzida. Dessa forma, o Tempo de Detenção Hidráulica no reator foi de 1,62 minuto. O experimento foi realizado em triplicata (C1, C2 e C3) e, a cada 0,5 hora, realizava-se uma coleta e mediam-se pH, turbidez e cor aparente da água bruta, do reator e tratada, além de monitorar a perda de carga do filtro. A cada 1 hora, se coletavam amostras para realização das análises de absorvância específica de luz ultravioleta (SUVA) e de cloro residual livre (CRL) da água tratada.

Para essa etapa, foram determinados pH, turbidez, cor aparente e cloro residual livre. Para determinar o SUVA (Equação (21)), as amostras foram previamente filtradas em um sistema de filtração a vácuo com membranas de *nylon* (Millipore®) com diâmetro de 47 mm e poros de $0,45 \mu\text{m}$. Para medir COD, utilizou-se um analisador TOC-L™ (Shimadzu®), e a absorvância em 254 nm foi medida num espectrofotômetro Cary 60 UV-Vis™ (Agilent®).

$$SUVA (L \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{M}^{-1}) = \frac{\text{Absorvância da luz ultravioleta em } 254\text{nm} (cm^{-1})}{\text{Carbono Orgânico Dissolvido} (mg \cdot L^{-1})} \times 100 \quad (21)$$

4.6 5ª etapa – Escala-piloto (Eletro-oxidação)

4.6.1 Eletrodos utilizados na 5ª etapa

Nessa etapa, foram utilizados os mesmos aparatos da etapa anterior (4ª etapa), exceto os eletrodos de aço carbono e a sequência disposta nos compartimentos. Na primeira e na segunda câmaras, utilizaram-se eletrodos de aço inoxidável 316L (aço inox) e, na terceira câmara, utilizaram-se eletrodos de titânio revestido com platina de $1 \mu\text{m}$ de espessura de platina (Platina). Os eletrodos de aço inox mediam 20 centímetros de comprimento, 5 centímetros de altura e 0,2 centímetro de espessura; e os eletrodos de platina mediam 10 centímetros de comprimento, 5 centímetros de altura e 0,2 centímetro de espessura. A escolha desses eletrodos nessa etapa decorreu das propriedades oxidantes da escala laboratorial.

4.6.2 Configuração do experimento da 5ª etapa

Foi realizado um planejamento fatorial 2^2 para avaliar os efeitos das variáveis “vazão” e da aplicação do coagulante e do auxiliar de coagulação (“reagentes”) no processo de tratamento utilizando o reator. Os pontos máximo, central e mínimo são indicados na Tabela 2. Como a vazão máxima de operação da ETA-piloto era $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$, as vazões trabalhadas foram $10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ (+), $8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ (0) e $6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ (-). As porcentagens de reagentes adicionados foram relativas às concentrações utilizadas pela ETA Gavião, que eram quantidades suficientes para manter a turbidez da água filtrada inferior a $0,50 \text{ uT}$, conforme recomenda a Portaria 2914, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011). Dessa maneira, foram adotados 100% (+), 75% (0) e 50% (-).

Tabela 2 – Configuração das condições do planejamento fatorial.

Condição	Vazão	Reagentes
1	(+) $\rightarrow 10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$	(+) $\rightarrow 100\%$
2	(-) $\rightarrow 6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$	(+) $\rightarrow 100\%$
3	(+) $\rightarrow 10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$	(-) $\rightarrow 50\%$
4	(-) $\rightarrow 6 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$	(-) $\rightarrow 50\%$
5	(0) $\rightarrow 8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$	(0) $\rightarrow 75\%$

Fonte: AUTOR (2016).

Os tempos de carreira de filtração foram limitados pelos parâmetros de clarificação da água. Quando a turbidez e a cor aparente atingiam valores médios iguais ou menores do que $0,50 \text{ uT}$ e $15,0 \text{ uH}$, respectivamente, a carreira de filtração era encerrada somente após o transbordamento do filtro. Quando a média desses parâmetros na água tratada era superior a $0,50 \text{ uT}$ e $15,0 \text{ uH}$, as carreiras de filtração eram encerradas em 2 horas, tempo já suficiente para estabilização do sistema de tratamento. Não foi realizada a cloração final nessa etapa.

Seguindo a metodologia proposta por Barros Neto, Scarminio e Bruns (2010), o experimento foi realizado em duplicata para os pontos axiais e em triplicata para o ponto central. A cada 30 minutos, realizava-se uma coleta e mediam-se pH, turbidez e cor aparente da água bruta, do reator e tratada, além de monitorar a perda de carga do filtro. A cada 60 minutos, se coletavam amostras para análise de SUVA.

Para avaliar a interação das variáveis do processo, utilizou-se um nível de confiança de 90%, visto que um sistema em escala-piloto é mais suscetível a erros e intempéries causadas na água do açude Gavião durante o experimento.

4.7 6ª etapa – Comparação entre os pré-oxidantes

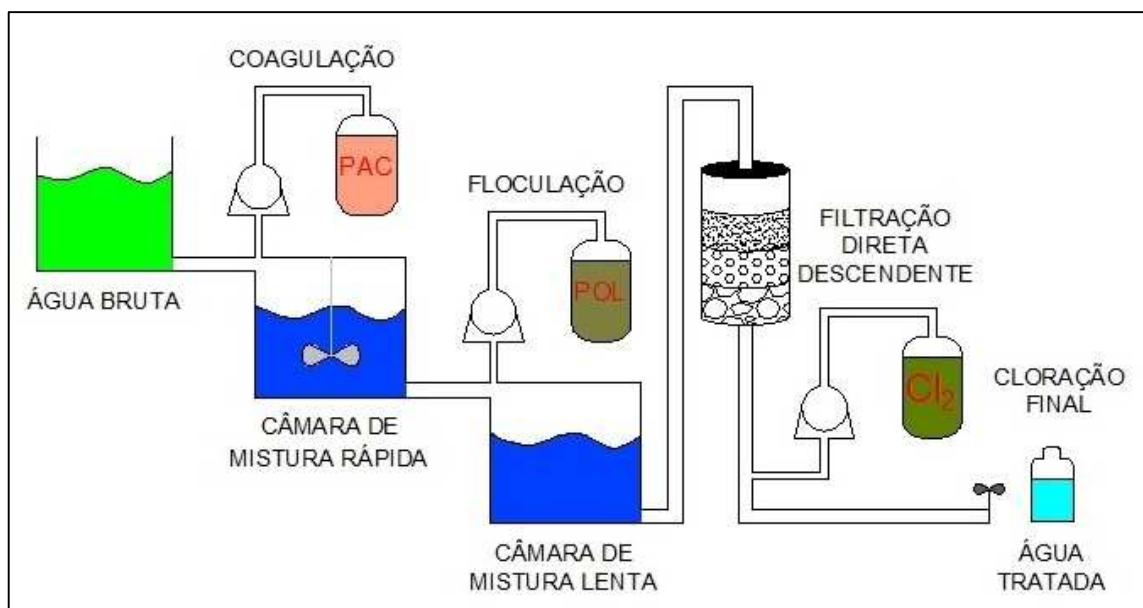
A sexta etapa se baseou na comparação do reator com eletrodos de platina e aço inox na etapa de pré-oxidação com o dióxido de cloro (dióxido), o cloro e um tratamento sem pré-oxidante (branco). O branco serviu como base para avaliar a qualidade do tratamento aplicado e verificar a importância de um pré-oxidante em um tratamento.

Essa etapa foi dividida em quatro fases e foi realizada a cloração final. Cada fase foi realizada em triplicata, e as amostras foram coletadas a cada 30 minutos, para verificação do pH, turbidez e cor aparente. Após 90 minutos, foi coletada uma amostra para análise completa dos parâmetros de potabilidade e, para análise de SUVA, THM e contagem de cianobactérias.

4.7.1 Fase 1 – Tratamento sem pré-oxidação (branco)

A primeira fase se baseou em um processo de tratamento de água sem a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica (branco), como exposto na Figura 23. O sistema era composto por: captação da água bruta, coagulação, filtração direta descendente e desinfecção.

Figura 23 – Esquema da primeira fase com o tratamento sem a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica.



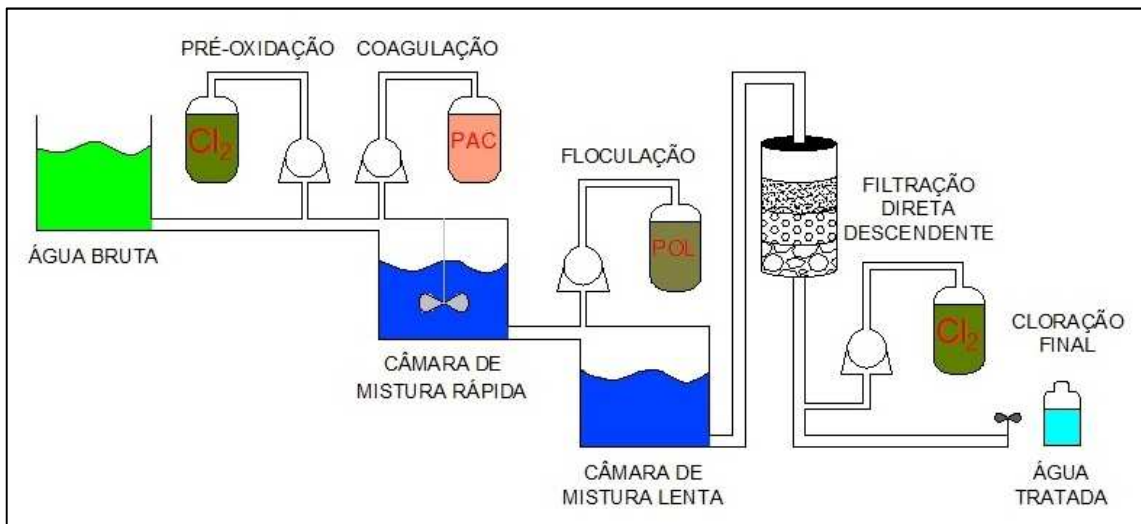
Fonte: AUTOR (2016).

Essa fase estudou a remoção da matéria orgânica na água somente com aplicação dos reagentes na coagulação e floculação, seguida da filtração e cloração, ou seja, sem a pré-oxidação da água.

4.7.2 Fase 2 – Tratamento com pré-oxidação com o cloro

Na segunda fase, o tratamento passou a utilizar a pré-oxidação da matéria orgânica com o cloro, como mostrado na Figura 24. O sistema era composto por: captação da água bruta, pré-oxidação com cloro, coagulação, filtração direta descendente e desinfecção.

Figura 24 – Esquema da segunda fase com o tratamento com a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica com o cloro.



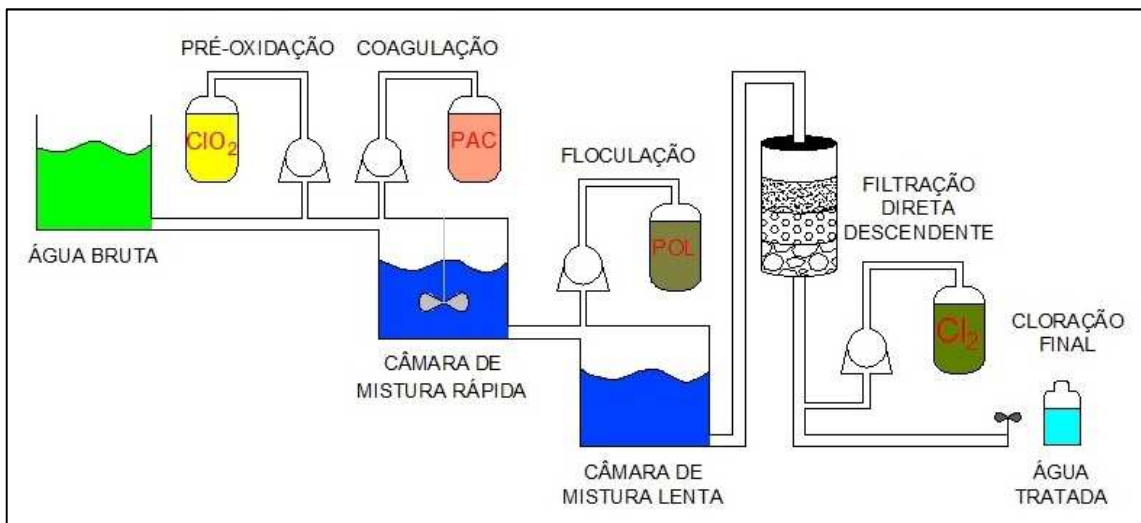
Fonte: AUTOR (2016).

Essa fase teve como objetivo a remoção da matéria orgânica na água pela ação do cloro. O cloro é largamente utilizado em algumas estações de tratamento de água por possuir um baixo custo de aquisição em relação a outros pré-oxidantes. Com efeito, pretendeu-se simular um tratamento nessas condições para avaliar a qualidade da água com outros tratamentos.

4.7.3 Fase 3 – Tratamento com pré-oxidação com o dióxido de cloro

A terceira fase da pesquisa foi similar à segunda fase, porém foi utilizado o dióxido de cloro na etapa da pré-oxidação, como exemplificado na Figura 25.

Figura 25 – Esquema da terceira fase com o tratamento com a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica com o dióxido de cloro.



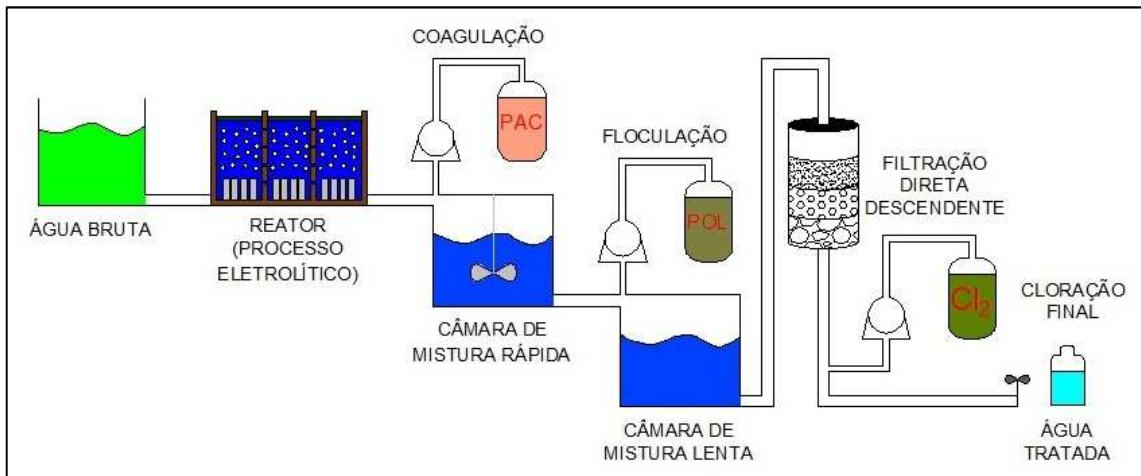
Fonte: AUTOR (2016).

A pré-oxidação com dióxido de cloro não deve gerar subprodutos da desinfecção. Objetivou-se coletar dados com o intuito de quantificar os subprodutos formados no processo e comparar com outros tratamentos aplicados na pesquisa.

4.7.4 Fase 4 – Tratamento com pré-oxidação com o processo eletrolítico

A quarta fase indicou o tratamento com o processo eletrolítico, cuja função é substituir a etapa de pré-oxidação da matéria orgânica com reagentes e melhorar a eficiência do processo e qualidade da água tratada, como esquematizado na Figura 26.

Figura 26 – Esquema da quarta fase com o tratamento com a etapa da pré-oxidação da matéria orgânica com o dióxido de cloro.



Fonte: adaptado de Sampaio *et al.* (2015).

4.7.5 Análises químicas

As análises realizadas para verificar as alterações nas propriedades químicas, físicas e hidrobiológicas da água são listadas no Anexo B. As análises dos padrões de potabilidade impostos por Brasil (2011) também foram verificadas.

A remoção de matéria orgânica foi reportada pela SUVA e foi realizada a análise da água bruta e tratada para obter a eficiência do processo. Para THM, era realizada a coleta e era adicionado cloro líquido na amostra para resultar em cloro residual livre em torno de $5,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A amostra era deixada em repouso por 24 horas para haver formação de THM. Após as 24 horas, a amostra era coletada em *vial* com 25 miligramas de ácido ascórbico e 4 gotas de ácido clorídrico 1:1 para preservação da amostra. A análise de trihalometanos totais foi realizada em um cromatógrafo gasoso acoplado com espectrômetro de massa.

4.7.6 Análise estatística dos resultados

A análise estatística dos parâmetros utilizou o Teste de *Tukey*. Também se aplicaram os meios PCA e HCA, com o objetivo de verificar a ausência ou não de agrupamentos entre os tratamentos propostos.

4.8 Resumo dos objetivos das etapas

A Tabela 3 mostra o resumo das etapas retrocitadas da pesquisa de aplicação do processo eletrolítico no tratamento de água.

Tabela 3 – Resumo das etapas da pesquisa.

Etapas	Resumo
1ª etapa	Comparação em escala laboratorial entre os tempos de reação (1 – 5 minutos) para cada eletrodo. O meio estatístico utilizado foi o Teste de <i>Tukey</i> .
2ª etapa	Comparação em escala laboratorial de um tempo de reação (4 minutos) entre os eletrodos. As ferramentas estatísticas utilizadas foram o teste de <i>Tukey</i> , o PCA e o HCA.
3ª etapa	Combinação do processo de eletro-oxidação com o teste de jarros. Utilizaram-se os eletrodos de platina e aço inox em um tempo de reação de quatro minutos e foram aplicados 100% e 50% das dosagens de coagulante e auxiliar de coagulação. As ferramentas estatísticas utilizadas foram o teste de <i>Tukey</i> , o PCA e o HCA.
4ª etapa	Sistema de tratamento de água em escala piloto com a combinação entre a eletrocoagulação e a eletro-oxidação na etapa de pré-oxidação. Foi utilizada uma vazão de $10 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ e não foi realizada a cloração final nessa etapa. A ferramenta estatística utilizada foi o teste de <i>Tukey</i> .
5ª etapa	Sistema de tratamento de água em escala piloto com a aplicação da eletro-oxidação na etapa de pré-oxidação. Foi realizado um planejamento fatorial e não foi realizada a cloração final nessa etapa.
6ª etapa	Comparação entre a eletro-oxidação na etapa de pré-oxidação com o dióxido de cloro, o cloro e um tratamento sem pré-oxidação em um sistema de tratamento de água em escala piloto. Foi utilizada uma vazão de $10 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ para todos os tratamentos e foi realizada a cloração final nessa etapa. As ferramentas estatísticas utilizadas foram o teste de <i>Tukey</i> , o PCA e o HCA.

4.9 Programação computacional na análise estatística

Utilizou-se o programa *The R Project for Statistical Computing*® (versão 2.15.1) para todas as análises estatísticas aplicadas na pesquisa. Para o Teste de *Tukey*, foi aplicado o pacote *agricolae*; para o PCA e HCA, foi utilizado o pacote *RcmdrPuglin.FactoMineR*; para o planejamento fatorial, foram utilizados, concomitantemente, os pacotes *qualityTools*, *mvnormtest*, *car* e *alr3*.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 1ª etapa – Comparação entre os tempos de reação para cada eletrodo

5.1.1 Cálculo da densidade de corrente na etapa em escala laboratorial

O Apêndice A mostra as potências obtidas na etapa em escala laboratorial. A Tabela 4 demonstra as informações sobre o cálculo da média e desvio-padrão das potências, a área dos eletrodos, e a corrente elétrica e densidade de corrente calculadas para a etapa em escala laboratorial.

Tabela 4 – Informações para cálculo da densidade de corrente para a etapa em escala laboratorial.

Informação	Platina	Aço inox	Alumínio	Aço carbono
Média das potências (W)	98	92	56	61
Desvio padrão (W)	3	1	3	3
Corrente (A)	0,45	0,42	0,25	0,28
Área (cm ²)	50	50	50	50
Densidade de corrente (mA·cm ⁻²)	9,00	8,40	5,00	5,60

Fonte: AUTOR (2016).

As médias das densidades de corrente foram de: 9,00 mA·cm⁻² para os eletrodos platina; 8,40 mA·cm⁻² para os eletrodos de aço inox; 5,00 mA·cm⁻² para os eletrodos de alumínio; 5,60 mA·cm⁻² para os eletrodos de aço carbono.

5.1.2 Efeitos do processo eletrolítico nos parâmetros de turbidez e cor aparente

O Apêndice B mostra os dados da comparação entre os tempos de reação dos eletrodos em escala laboratorial realizada em triplicata. A Tabela 5 mostra a média e o desvio-padrão de turbidez e cor aparente da água bruta e de cada tempo de reação dos eletrodos. Foi aplicado Teste de *Tukey* com nível de confiança de 95%.

Tabela 5 – Média e desvio padrão de turbidez e cor aparente da água bruta e de cada tempo de reação dos eletrodos.

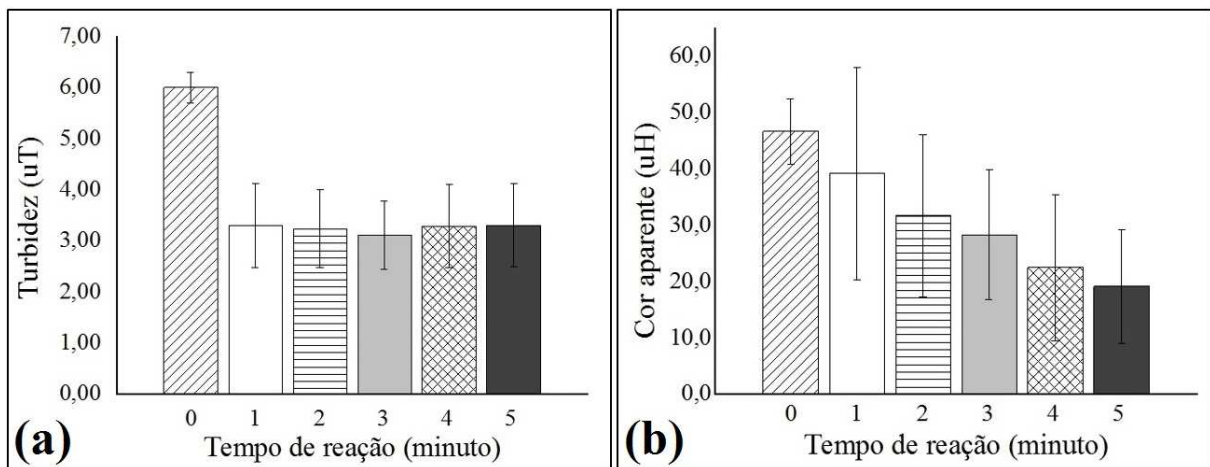
Média	Platina		Aço Inox	
	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)
Água Bruta	6,00 ^A ± 0,30	46,7 ^A ± 5,8	5,56 ^A ± 0,68	46,7 ^A ± 5,8
1 minuto	3,30 ^B ± 0,82	39,2 ^A ± 18,8	4,07 ^A ± 1,19	40,0 ^A ± 17,3
2 minutos	3,24 ^B ± 0,76	31,7 ^A ± 14,4	4,02 ^A ± 1,03	41,7 ^A ± 14,4
3 minutos	3,12 ^B ± 0,67	28,3 ^A ± 11,5	3,99 ^A ± 0,69	46,7 ^A ± 14,4
4 minutos	3,29 ^B ± 0,81	22,5 ^A ± 13,0	3,75 ^A ± 0,54	48,3 ^A ± 11,5
5 minutos	3,31 ^B ± 0,81	19,2 ^A ± 10,1	3,79 ^A ± 0,38	50,0 ^A ± 8,7

Média	Alumínio		Aço carbono	
	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)
Água Bruta	4,92 ^A ± 2,17	46,7 ^A ± 5,8	2,15 ^B ± 0,24	33,3 ^B ± 5,8
1 minuto	9,03 ^A ± 2,06	40,0 ^{AB} ± 8,7	7,68 ^A ± 1,44	175,0 ^{AB} ± 90,1
2 minutos	7,98 ^A ± 0,95	26,7 ^{BC} ± 5,8	10,17 ^A ± 1,68	308,3 ^A ± 80,4
3 minutos	6,05 ^A ± 1,42	16,7 ^{CD} ± 5,8	11,65 ^A ± 2,07	375,0 ^A ± 90,1
4 minutos	5,22 ^A ± 0,98	6,7 ^D ± 1,4	11,31 ^A ± 2,44	425,0 ^A ± 129,9
5 minutos	5,59 ^A ± 0,97	3,3 ^D ± 1,4	10,62 ^A ± 2,54	425,0 ^A ± 129,9

Fonte: AUTOR (2016).

As Figuras 27 (a) e (b) mostram os gráficos da comparação entre os tempos de reação dos eletrodos de platina para turbidez e cor aparente, respectivamente. Em relação ao parâmetro de turbidez, houve diminuição significativa para os eletrodos de platina desde o primeiro minuto de reação em que houve redução de turbidez de 6,00 uT para 3,30 uT (Figura 27 (a)). Houve diminuição da cor aparente da água (46,7 uH para 19,2 uH em 5 minutos de reação) pelos eletrodos de platina, porém não foi uma redução significativa (Figura 27 (b)). Para Jeong, Kim e Yoon (2009), na eletro-oxidação, uma variedade de oxidantes pode ser produzida dependendo das condições de reação, como os compostos de cloro ativo (Cl₂, HOCl e OCl⁻), além dos compostos reativos de oxigênio (OH⁻, O₃, H₂O₂ e O₂⁻), as quais são produzidas por oxidação na água. Consoante Juang *et al.* (2013), a forte reatividade desses agentes oxidantes pode oxidar compostos orgânicos em dióxido de carbono, água e sais inorgânicos, o que explica a remoção significativa de turbidez, além da redução da cor aparente, mesmo não sendo significativa, pois não houve diferença nos grupos do Teste de Tukey.

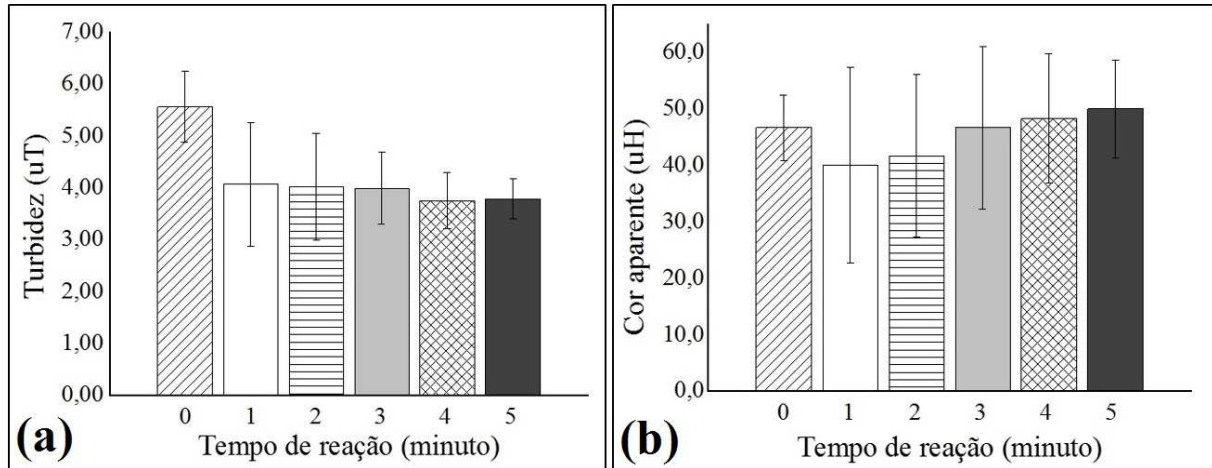
Figura 27 – Comparação da turbidez (a) e da cor aparente (b) entre os distintos tempos de reação para os eletrodos de platina.



Fonte: AUTOR (2016).

As Figuras 28 (a) e (b) mostram os gráficos da comparação entre os tempos de reação dos eletrodos de aço inox para turbidez e cor aparente, respectivamente. Não se registrou diminuição significativa da turbidez da água (5,56 uT para 3,79 uT em 5 minutos de reação) (Figura 28 (a)) e houve redução não significativa de cor aparente no primeiro minuto de reação de 46,7 uH para 40,0 uH, porém ocorreu também um aumento não significativo ao longo do tempo de 41,7 uH em 2 minutos para 50,0 uH em 5 minutos (Figura 28 (b)). Segundo a pesquisa de Angelis *et al.* (1998) com eletrodos de aço inoxidável, no ânodo há várias reações que ocorrem, como a oxidação da matéria orgânica que causa a turbidez da água, e a formação de íons Fe^{2+} , que causa o aumento da cor da água.

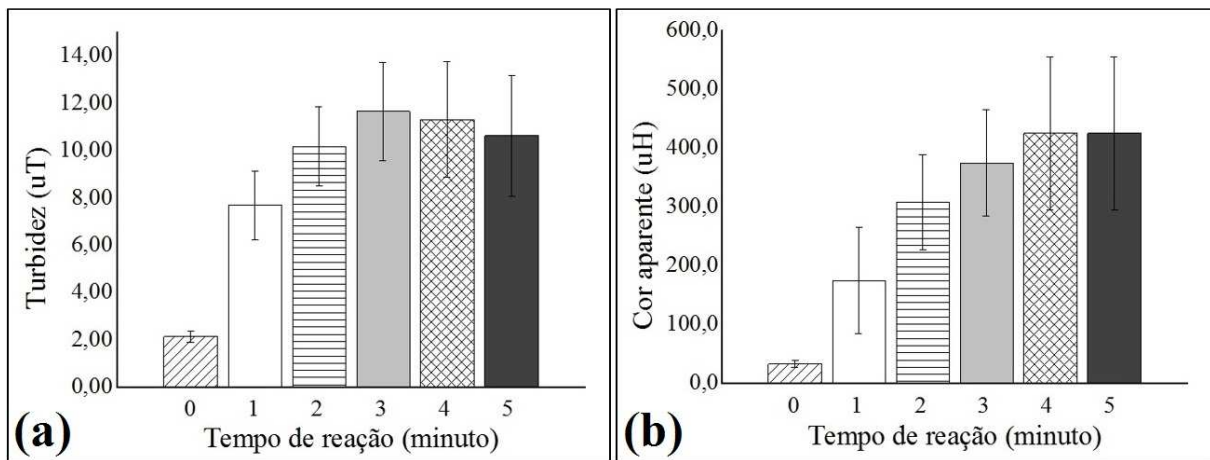
Figura 28 – Comparação da turbidez (a) e da cor aparente (b) entre os tempos de reação para os eletrodos de aço inox.



Fonte: AUTOR (2016).

As Figuras 29 (a) e (b) mostram os gráficos da comparação entre os tempos de reação dos eletrodos de aço carbono para turbidez e cor aparente, respectivamente. Houve um aumento significativo da turbidez no processo com os eletrodos de aço carbono desde o primeiro minuto de reação de 2,15 uT para 7,68 uT (Figura 29 (a)) e ocorreu um aumento significativo na cor aparente de 33,3 uH para 308,3 uH em dois minutos de reação (Figura 29 (b)). Akyol (2013) e Phalakornkule, Worachai e Satitayut (2010) dizem que os eletrodos de aço carbono geram íons Fe^{2+} e Fe^{3+} que são alvos de reações espontâneas e produzem substâncias monoméricas ou poliméricas, como o $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2^+$, $Fe(OH)_2^{4+}$, $Fe(OH)_4^-$, $Fe(H_2O)_2^+$, $Fe(H_2O)_5OH^{2+}$, $Fe(H_2O)_4(OH)_2^+$, $Fe(H_2O)_8(OH)_2^{4+}$, $Fe_2(H_2O)_6(OH)_4^{2+}$, $Fe(OH)_3$. Consoante alcançam Chen e Deng (2012), o ferro residual causa problemas estéticos, como aumento da turbidez e da cor, por exemplo.

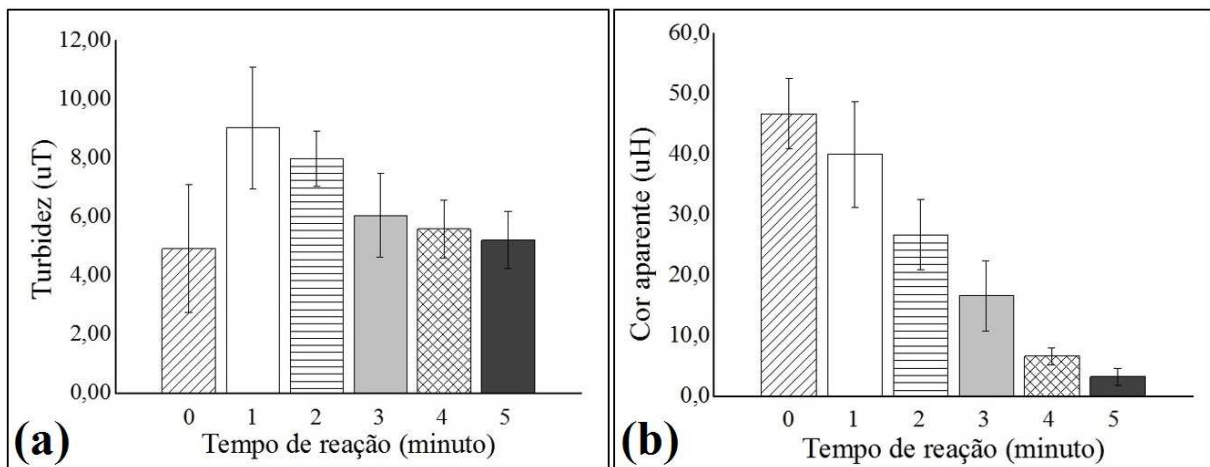
Figura 29 – Comparação da turbidez (a) e da cor aparente (b) entre os tempos de reação para os eletrodos de aço carbono.



Fonte: AUTOR (2016).

As Figuras 30 (a) e (b) mostram os gráficos da comparação entre os tempos de reação dos eletrodos de alumínio para turbidez e cor aparente, respectivamente. Os eletrodos de alumínio ocasionaram aumento na turbidez, porém não foi significativo (Figura 30 (a)), o que indica a coagulação das partículas, porém, após o primeiro minuto (9,03 uT) no processo com eletrodos de alumínio, a turbidez da água decaiu para 5,59 uT em 5 minutos de reação. Ghosh, Solanki e Purkait (2008) explicam que o composto coagulante (alumínio) é o responsável pela agregação das partículas. As pequenas bolhas de hidrogênio e oxigênio, formadas durante a eletrólise da água, colidem com as partículas e ocorre a eletroflotação, o que indica o decaimento da turbidez desde o segundo minuto de reação. Esse fato explica também a diminuição significativa da cor aparente (Figura 30 (b)) com origem no segundo minuto de reação (decaimento de 46,7 uH para 26,7 uH), porque os hidróxidos formados conseguem adsorver os compostos solúveis no meio aquoso. Katal e Pahlavanzadeh (2011) listam alguns hidróxidos que podem ser formados: $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^{2+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al(OH)^{4-}$, $Al_6(OH)_{15}^{3+}$, $Al_7(OH)_{17}^{4+}$, $Al_8(OH)_{20}^{4+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$, $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$.

Figura 30 – Comparação da turbidez (a) e da cor aparente (b) entre os tempos de reação para os eletrodos de alumínio.



Fonte: AUTOR (2016).

Com suporte nas informações dessa etapa, observa-se que os eletrodos de platina foram mais eficientes na remoção de turbidez ao longo do tempo de processo, visto que houve diferença significativa no primeiro minuto de reação em relação à água bruta, enquanto os eletrodos de alumínio foram mais eficientes na remoção de cor aparente ao longo do processo, visto que houve diferença significativa no segundo minuto de reação em relação à água bruta.

5.2 2ª etapa – Comparação entre os eletrodos

O Apêndice C mostra os dados da comparação entre os eletrodos em escala laboratorial realizada em triplicata. A Tabela 6 traz a média e o desvio-padrão das análises físico-químicas da água bruta e de cada eletrodo utilizado no processo. Também são mostrados os grupos para cada parâmetro avaliado pelo Teste de *Tukey* com nível de confiança de 95%.

Tabela 6 – Média, desvio-padrão e grupos (teste de *Tukey*) das análises físico-químicas.

	Água Bruta	Platina	Aço Inox	Alumínio	Aço carbono
pH	8,07 ^A ± 0,27	8,16 ^A ± 0,22	8,29 ^A ± 0,11	7,86 ^A ± 0,33	8,03 ^A ± 0,18
Turbidez (uT)	4,86 ^B ± 2,37	2,58 ^B ± 0,12	2,68 ^B ± 0,45	5,38 ^B ± 1,13	12,37 ^A ± 0,38
Cor aparente (uH)	43,3 ^B ± 5,8	5,8 ^D ± 1,4	33,3 ^{BC} ± 14,4	13,3 ^{CD} ± 7,2	500,0 ^A ± 0,0
CRL (mg·L⁻¹)	ND ^C	4,50 ^B ± 0,92	9,82 ^A ± 1,73	ND ^C	ND ^C
F⁻ (mg·L⁻¹)	0,215 ^A ± 0,012	0,211 ^A ± 0,034	0,203 ^A ± 0,032	0,014 ^B ± 0,013	0,238 ^A ± 0,012
ClO₂⁻ (mg·L⁻¹)	ND ^A	0,119 ^A ± 0,009	0,128 ^A ± 0,112	ND ^A	ND ^A
Cl⁻ (mg·L⁻¹)	167,99 ^A ± 7,52	161,66 ^A ± 7,36	161,79 ^A ± 10,10	163,23 ^A ± 5,53	162,04 ^A ± 5,80
NO₂⁻ (mg·L⁻¹)	ND ^B	0,017 ^A ± 0,012	0,007 ^{AB} ± 0,006	ND ^B	ND ^B
ClO₃⁻ (mg·L⁻¹)	0,145 ^C ± 0,251	2,667 ^A ± 0,364	1,826 ^B ± 0,126	0,272 ^C ± 0,236	0,254 ^C ± 0,083
NO₃⁻ (mg·L⁻¹)	0,022 ^B ± 0,002	0,040 ^A ± 0,012	0,032 ^{AB} ± 0,004	0,020 ^B ± 0,006	0,025 ^{AB} ± 0,002
SO₄²⁻ (mg·L⁻¹)	9,43 ^A ± 0,12	9,24 ^A ± 0,03	9,51 ^A ± 0,22	8,29 ^B ± 0,21	9,37 ^A ± 0,06
PO₄³⁻ (mg·L⁻¹)	0,074 ^A ± 0,064	0,082 ^A ± 0,071	0,080 ^A ± 0,069	0,080 ^A ± 0,070	0,076 ^A ± 0,066
Al³⁺ (mg·L⁻¹)	0,048 ^B ± 0,032	0,040 ^B ± 0,042	0,029 ^B ± 0,028	12,542 ^A ± 9,765	0,060 ^B ± 0,013
Mn (mg·L⁻¹)	0,05 ^A ± 0,01	0,05 ^A ± 0,02	0,05 ^A ± 0,01	0,01 ^B ± 0,01	0,05 ^A ± 0,01
FT (mg·L⁻¹)	0,083 ^B ± 0,007	0,069 ^B ± 0,003	1,009 ^B ± 0,278	0,039 ^B ± 0,004	17,740 ^A ± 1,973
AT (mg·L⁻¹)	100,30 ^A ± 0,51	98,07 ^A ± 1,83	101,09 ^A ± 3,43	88,03 ^B ± 6,82	99,51 ^A ± 2,33
Na⁺ (mg·L⁻¹)	88,92 ^A ± 1,75	87,46 ^A ± 1,35	89,86 ^A ± 0,8	88,71 ^A ± 0,33	88,82 ^A ± 0,3
K⁺ (mg·L⁻¹)	7,80 ^A ± 0,54	7,68 ^A ± 0,33	7,71 ^A ± 0,21	7,76 ^A ± 0,17	7,97 ^A ± 0,15
DT (mg·L⁻¹)	152,07 ^A ± 2,98	147,77 ^A ± 2,79	153,03 ^A ± 2,15	124,07 ^C ± 1,92	140,29 ^B ± 1,11
Ca²⁺ (mg·L⁻¹)	22,59 ^A ± 0,37	21,74 ^{AB} ± 0,52	22,60 ^A ± 0,59	20,99 ^{BC} ± 0,46	20,11 ^C ± 0,14
Mg²⁺ (mg·L⁻¹)	23,23 ^A ± 0,50	22,70 ^{AB} ± 0,36	23,46 ^A ± 0,17	17,40 ^C ± 0,28	21,87 ^B ± 0,19
COT (mg·L⁻¹)	9,016 ^A ± 0,109	9,383 ^A ± 0,248	8,737 ^A ± 0,098	5,466 ^C ± 0,433	7,087 ^B ± 0,262
OD (mg·L⁻¹)	5,9 ^{AB} ± 0,7	7,9 ^A ± 1,5	7,5 ^A ± 0,9	4,0 ^{BC} ± 0,4	2,3 ^C ± 0,9

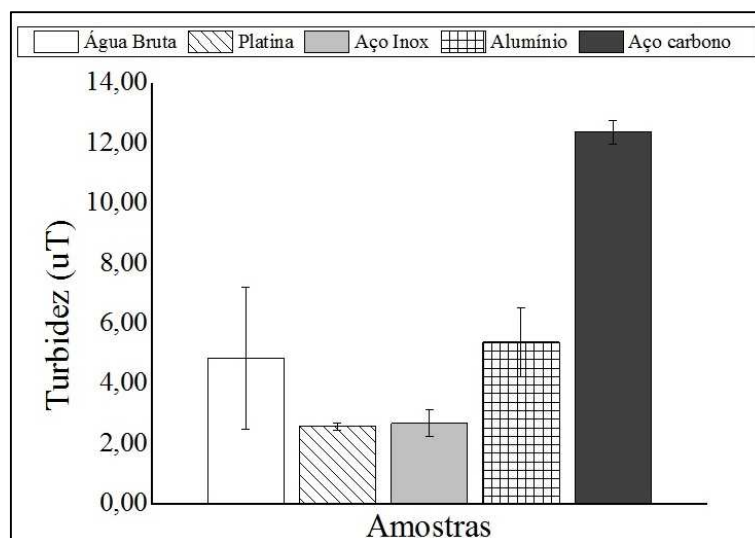
Legenda: ND = não detectado pelo método; CRL = cloro residual livre; FT = ferro total; AT = alcalinidade total; DT = dureza total; COT = carbono orgânico total; OD = oxigênio dissolvido.

Fonte: AUTOR (2016).

Para os parâmetros de pH, clorito, cloreto, fosfato, sódio e potássio, não houve alterações significativas entre cada grupo de amostra.

Em relação à turbidez (Figura 31), foi constatado aumento significativo no uso dos eletrodos de aço carbono (12,37 uT) em relação à água bruta (4,86 uT), enquanto houve discreto aumento para o uso dos eletrodos de alumínio (5,38 uT). Em contrapartida, o uso dos eletrodos de platina e aço inox causou discreta diminuição (2,58 e 2,68 uT, respectivamente). Essas mudanças causadas pelos eletrodos de alumínio, aço inox e platina, entretanto, não foram significativas. O cloro e outros potenciais oxidantes produzidos pelos eletrodos de platina e aço inox conseguem oxidar parte dos compostos em suspensão na água. Jeong, Kim e Yoon (2006) assinalam que, além do cloro ativo, pode haver a formação também de compostos reativos do oxigênio, como •OH, O₃, H₂O₂ e •O₂⁻. Os eletrodos de alumínio e aço carbono, todavia, têm um efeito coagulante e floculante.

Figura 31 – Comparação da turbidez da água bruta e após o final do processo de cada eletrodo.



Fonte: AUTOR (2016).

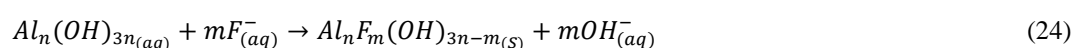
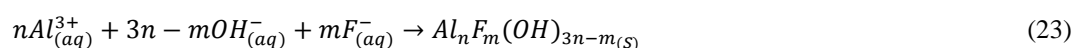
Os eletrodos de platina reduziram significativamente a cor aparente na água de 43,3 uH para 5,8 uH, em decorrência da ação dos compostos de cloro ativo e dos compostos reativos de oxigênio que podem oxidar compostos solúveis na água (JEONG; KIM; YOON, 2009; JUANG *et al.*, 2013). Os eletrodos de alumínio também diminuiram significativamente a cor aparente da água para 13,3 uH, visto que os hidróxidos formados conseguem adsorver os compostos solúveis no meio aquoso em virtude do coagulante gerado (alumínio) (GHOSH; SOLANKI; PURKAIT, 2008). Os eletrodos de aço carbono, entretanto, aumentaram significativamente (500,0 uH) a cor aparente da água por gerarem íons Fe^{2+} e Fe^{3+} que causam o aumento da cor (AKYOL, 2013; PHALAKORNKULE; WORACHAI; SATITAYUT, 2010; CHEN; DENG, 2012).

Observou-se um discreto aumento do pH para os processos com os eletrodos de aço inox (8,29) e platina (8,16), que, segundo Abdala Neto (2012), é causado pelo consumo dos íons H^+ no cátodo para se converter em gás hidrogênio. Os eletrodos de aço carbono (8,03) e alumínio (7,86) demonstraram um abaixamento não significativo do pH da água processada em relação à água bruta (8,07). De acordo com Chen (2004) e Qi-yan *et al.* (2007), a formação de hidróxido do metal liberado pelo ânodo libera H^+ , o que pode levar a uma diminuição do pH. A Equação 22 mostra como esse fato pode ocorrer:

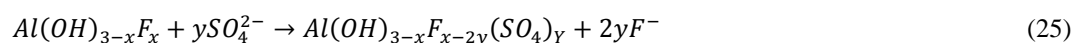


A reação provocada pelo eletrodo de alumínio consumiu significativamente a alcalinidade do meio de $100,30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $88,03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, além de reduzir significativamente os íons cálcio ($20,99 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e magnésio ($17,40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) em comparação com a água bruta ($22,59 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para íons cálcio e $23,23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para íons magnésio). A inserção íons alumínio no meio aquoso provoca a diminuição na alcalinidade total (SKORONSKI *et al.*, 2014). Já os eletrodos de aço carbono removeram significativamente os íons cálcio e magnésio do meio aquoso. Esses íons estão no flotado, visto que, segundo Schlesinger *et al.* (2012), o flotado com $\text{Mg}(\text{OH})_2$ e $\text{Ca}(\text{OH})_2$ pode desempenhar um papel importante na floculação de materiais suspensos na água. Ferreira, Marchesiello e Thivel (2013) destacam também que os íons Ca^{2+} podem precipitar com os íons bicarbonato durante a eletrólise. Assim, há uma diminuição na dureza total da água quando se empregam os eletrodos de alumínio e aço carbono.

A concentração de íons fluoretos teve diminuição significativa de $0,215 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $0,014 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ após a utilização dos eletrodos de alumínio. A remoção desse composto pode se tornar prejudicial ao tratamento, visto que essa possui efeitos desejados à prevenção da cárie dental (BRASIL, 1975) e é limitada em $1,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ por Brasil (2011). Hu, Lo e Kuan (2003) e Un, Koparal e Ogutveren (2013) dizem que o alumínio tem uma forte absorção pelos íons fluoretos e pode reagir por complexação e precipitação (Equação (22)) ou por adsorção (Equação (24)):



A concentração de sulfato também reduziu de $9,43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $8,29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ com o emprego dos eletrodos de alumínio. De acordo com Zuo *et al.* (2008), esse fato ocorre por causa da interação desse ânion com o hidróxido de alumínio formado, como mostrado na Equação (25):

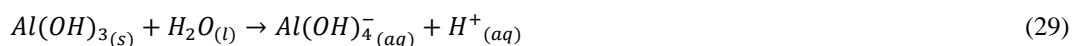
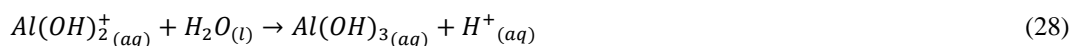
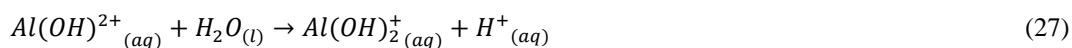


Observa-se que houve aumento significativo na concentração de ferro na água após a utilização dos eletrodos de aço carbono de $0,083 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $17,740 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Os eletrodos de aço carbono geram íons Fe^{2+} e Fe^{3+} , alvos de reações espontâneas, e produzem substâncias monoméricas ou poliméricas (AKYOL, 2013; PHALAKORNKULE; WORACHAI;

SATITAYUT, 2010). Também houve aumento na concentração de ferro na utilização dos eletrodos de aço inox ($1,009 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), porém não foi significativo. Esse incremento ocorre por causa da composição desse elemento nas ligas que compõem os eletrodos. Portanto, os eletrodos de aço inox não são inertes e liberam íons Fe^{2+} e Fe^{3+} (ANGELIS *et al.*, 1998). Segundo Harris (2008) e Heister, Kleingeld e Loch (1999), um eletrodo inerte só pode transferir elétrons e não reage quimicamente com a solução. Na prática, porém, não há eletrodo estritamente inerte. Brasil (2011) estabelece um valor máximo permitido de $0,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para ferro total.

Além do ferro, outra substância química que confere cor à água é o manganês, e apenas o eletrodo de alumínio foi capaz de remover significativamente esse elemento da água de $0,05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Shafaei *et al.* (2010) demonstraram que a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio é um processo viável para a remoção de manganês. Os íons Mn^{2+} são removidos pela redução direta na superfície do cátodo, como pelos hidróxidos formados durante o processo eletrolítico e por coprecipitação com os hidróxidos de alumínio. O valor máximo permitido para manganês por Brasil (2011) é $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Os eletrodos de alumínio ocasionaram elevado residual de íons de alumínio (Al^{3+}) na água, visto que, como determina Brasil (2011), a concentração máxima permitida de alumínio na água é $0,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e o teor dessa substância na água foi mais de 60 vezes que o permitido ($12,542 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Behbahani, Moghaddam e Arami (2011) citam que esses íons são produzidos pela dissolução eletrolítica do ânodo (Equações (26), (27), (28), (29)) e ocorrem imediatamente as reações de hidrólise espontâneas que produzem várias substâncias monoméricas de acordo com a sequência:



Além disso, a hidrólise do alumínio também pode formar os seguintes compostos: $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$

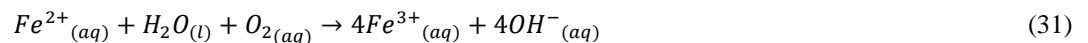
(BEHBAHANI; MOGHADDAM; ARAMI, 2011). Assim, a utilização desse eletrodo faz-se inviável para tratamento de água dirigida a abastecimento humano.

Somente os eletrodos de platina aumentaram significativamente as concentrações de íons nitrito e nitrato na água. Houve formação de $0,017 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de nitrito e, para o nitrato, houve aumento de $0,022 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $0,040 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. A formação de nitrato e nitrito decorre da oxidação de substâncias nitrogenadas, havendo oxigênio (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009a). Brasil (2011) estabelece valores máximos permitidos de $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para nitrito e $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para nitrato, e as concentrações geradas pelos eletrodos não trariam problemas ao tratamento.

Em relação ao oxigênio dissolvido, foi observado que apenas a concentração resultante dos eletrodos de aço carbono foi significativamente diferente da água bruta, havendo redução de $5,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $2,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Prakash *et al.* (2012) dizem que os átomos de ferro no ânodo são oxidados a íons Fe^{2+} e perdem dois elétrons (Equação 30).



Posteriormente, os íons Fe^{2+} na solução são oxidados a Fe^{3+} pelo oxigênio dissolvido no meio aquoso (Equação 31).



A formação de cloro na solução foi observada somente nos eletrodos de platina ($4,50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e aço inox ($9,82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), enquanto não houve formação nos eletrodos de alumínio e aço carbono. Esse fato pode ser explicado pelos potenciais de oxidação dos elementos representados nas Equações (32), (33) e (34):



Como os potenciais de oxidação do alumínio (Equação (32)) e do aço carbono (Equação (33)) são maiores que do íon cloreto (Equação (34)), os metais tendem a ser consumidos na oxidação do ânodo.

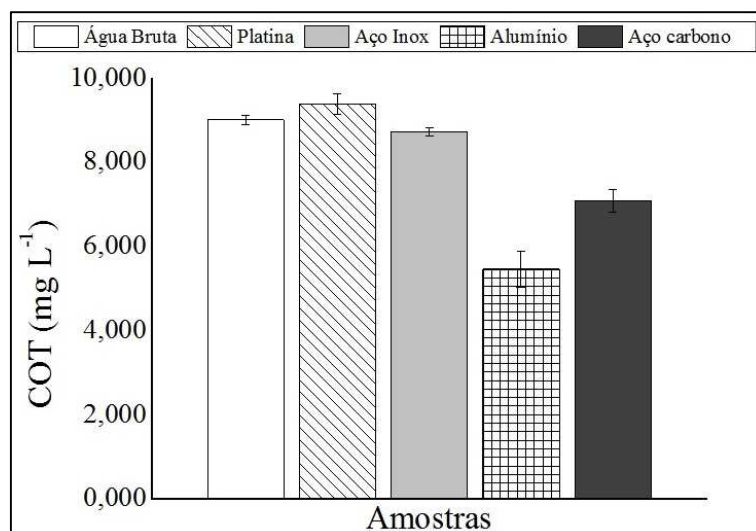
Em relação aos eletrodos de platina e aço inox, as propriedades inertes das ligas que compõem esse material tendem a formar diversos oxidantes, como ocorre na formação do cloro residual livre pela oxidação do íon cloreto. Hernlem (2005) cita que os eletrodos de platina podem ser utilizados para minimizar a geração de cloro no processo, o que expressa maior produção de cloro residual livre formado quando se utilizam eletrodos de aço inox. Esse fato pode ser explicado por causa da elevada atividade eletrocatalítica dos eletrodos de platina na geração de radicais $\bullet\text{OH}$ (SALA *et al.*, 2012).

Brasil (2011) determina que a concentração máxima de cloro residual livre ao final do tratamento deve ser no máximo de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Dessa maneira, o emprego dos eletrodos de platina pode ser viável na etapa de desinfecção da água, visto que produz cloro na água sem haver incremento de íons na solução que possam causar aumento da cor e turbidez, mas são necessários tempos mais curtos de reação para não haver extrapolação do limite permitido pela Portaria vigente.

Em relação aos subprodutos inorgânicos, os eletrodos de alumínio e aço carbono não causaram mudanças significativas nas concentrações dos íons clorato ($0,272 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,254 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente) e clorito (concentração não detectada pelo método). Os eletrodos de platina e aço inox geraram clorito na água ($0,119 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $0,128 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente), porém não houve diferença significativa. Além disso, essas concentrações não representariam riscos, pois Brasil (2011) determina que a concentração máxima permitida seja de $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Para o íon clorato, entretanto, esses eletrodos geraram concentrações superiores ao que é recomendado por Who (2011) que é $0,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para os eletrodos de platina e de aço inox ($2,667 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $1,826 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente). A geração de clorato pode ocorrer em grande parte pela ação oxidante dos compostos de cloro e dos compostos reativos do oxigênio. Os íons cloreto na reação da eletrólise também podem formar íons cloratos, porém em menor concentração do que os compostos de cloro e dos compostos reativos do oxigênio (JUNG *et al.*, 2010). Portanto, em um sistema de tratamento em que se utilizam eletrodos de platina e aço inox, é necessário que se monitorem esses subprodutos para que seus limites não ultrapassem os limites de Brasil (2011).

Para avaliar a remoção de matéria orgânica, utilizou-se o parâmetro de COT (Figura 32).

Figura 32 – Comparação de COT da água bruta e após o final do processo de cada eletrodo.



Fonte: AUTOR (2016).

A matéria orgânica na água pode resultar em subprodutos após reagir com algum oxidante durante o tratamento. Observa-se que os eletrodos de platina ($9,383 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e aço inox ($8,737 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) não alteraram significativamente o teor em relação à água bruta ($9,016 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), enquanto os eletrodos de alumínio ($5,466 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e aço carbono ($7,087 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) conseguiram remover significativamente em apenas 4 minutos. De acordo com Jiang *et al.* (2002), no processo de eletrocoagulação, os metais dos eletrodos de alumínio ou aço carbono são dissolvidos e formam uma variedade de compostos coagulantes e hidróxidos de metal, que desestabilizam e agregam as partículas em suspensão e adsorvem os contaminantes dissolvidos, como a matéria orgânica dissolvida. Assim, o emprego dos eletrodos de alumínio e aço carbono é mais indicado para remoção da matéria orgânica.

5.2.1 Análise das componentes principais e agrupamento hierárquico da 2ª etapa

Para os parâmetros que apontaram diferença significativa entre os grupos no Teste de Tukey, foram realizadas uma análise das componentes principais e uma análise de agrupamentos hierárquicos. A matriz de dados autoescalados para as amostras é mostrada na Tabela 7.

Tabela 7 – Matriz de dados autoescalados para as amostras de água bruta e água após o processo de eletrólise.

Parâmetro	Componente 1	Componente 2
Turbidez	-0,4642	0,8745
Cor aparente	-0,2022	0,9384
Cloro Residual Livre	0,6784	-0,3557
Fluoreto	0,7899	0,6053
Nitrito	0,6551	-0,4289
Clorato	0,6958	-0,4483
Nitrato	0,7556	-0,2374
Sulfato	0,8513	0,4972
Alumínio	-0,8679	-0,4920
Manganês	0,8670	0,4935
Ferro	-0,1970	0,9173
Alcalinidade Total	0,8495	0,4956
Dureza Total	0,9507	0,1611
Cálcio	0,6495	-0,4988
Magnésio	0,9351	0,3163
Carbono Orgânico Total	0,9669	-0,0232
Oxigênio Dissolvido	0,7728	-0,6338

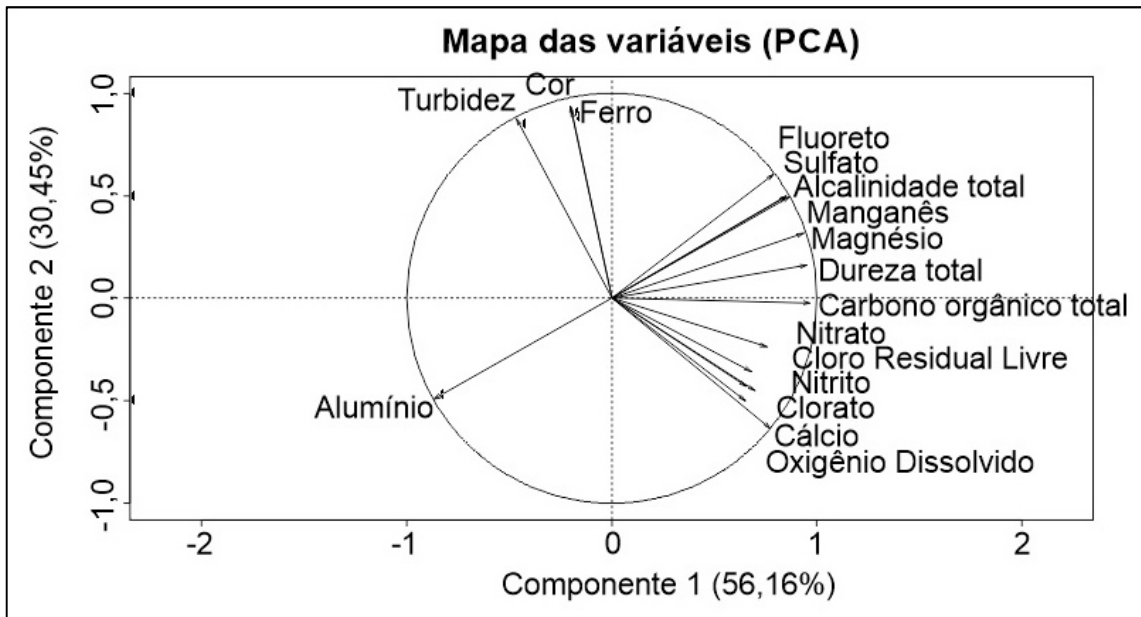
Fonte: AUTOR (2016).

Na componente 1, verifica-se que, exceto as variáveis alumínio (-0,8679), turbidez (-0,4642), cor aparente (-0,2022) e ferro (-0,1970), todas as outras variáveis denotam um peso fatorial que permite classificar as amostras, visto que possuem maiores valores. Para a componente 2, entretanto, as variáveis cor aparente (0,9384), ferro (0,9173) e turbidez (0,8745) são mais relevantes para o agrupamento das amostras em razão do maior valor registrado.

Nas Figuras 33 e 34, nota-se que a componente 1 corresponde a 56,16% da variância da matriz de dados, enquanto a componente 2 corresponde a 30,45%. A Figura 33 ilustra a relevância das variáveis para cada componente. Em conformidade com a Tabela 7, para a componente 1, exceto os parâmetros de alumínio, turbidez, cor aparente e ferro, todas as variáveis apontaram relevâncias para classificar os grupos. Para a componente 2, as variáveis de cor aparente, ferro e turbidez têm maior importância para determinar os agrupamentos das amostras. Em relação à Figura 34, observa-se que os eletrodos de platina e aço inox estão mais agrupados, enquanto as demais amostras (água bruta, eletrodo de aço carbono e alumínio) ficaram mais separadas. Com amparo nessa informação, conclui-se que o processo dos eletrodos de aço carbono e alumínio possui características diferentes do processo dos eletrodos

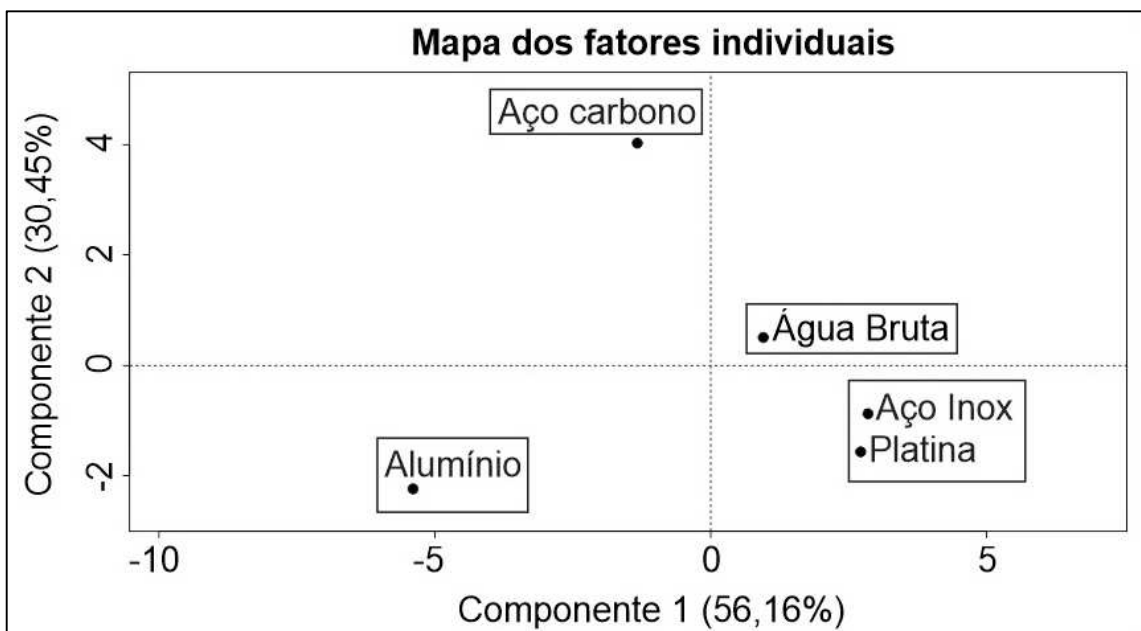
de platina e aço inox, porém, os eletrodos de alumínio e aço carbono diferem quanto aos residuais deixados na água e à cor aparente e à turbidez, fato que comprova a menor relevância das variáveis da componente 1.

Figura 33 – Gráficos de dispersão dos escores da primeira e segunda componentes principais das variáveis.



Fonte: AUTOR (2016).

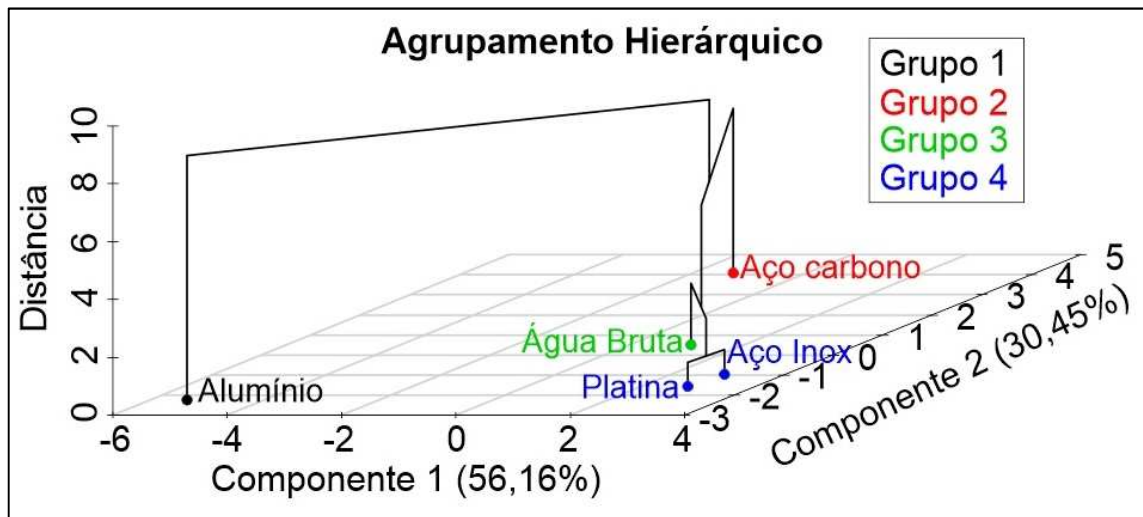
Figura 34 – Gráficos de dispersão dos escores da primeira e segunda componentes principais das amostras.



Fonte: AUTOR (2016).

Com apoio na Figura 35, a análise por agrupamento hierárquico (HCA) corrobora as afirmações retrocitadas, porque se observam formações de agrupamentos em quatro classes distintas. No grupo 4 (eletrodos de platina e aço inox), é notória maior semelhança entre os dois tipos de materiais, pois apontaram efeitos similares na água. Os grupos 1 e 2 (eletrodos de alumínio e aço carbono, respectivamente) não são semelhantes a nenhum outro grupo, visto que exprimiram outras propriedades na água, entretanto, não há correlação entre eles, porque liberam substâncias diferentes e conferem modificações distintas no aspecto da água. Como o grupo 3 (água bruta) não se correlaciona com nenhum grupo, constata-se que cada tipo de material utilizado no processo consegue causar alterações, que podem ter efeitos oxidativos ou coagulantes.

Figura 35 – Gráfico tridimensional da análise por agrupamento hierárquico.



Fonte: AUTOR (2016).

Com efeito, a aplicação de um processo eletrolítico numa estação de tratamento de água para abastecimento humano pode ser viável na etapa de pré-oxidação, coagulação e desinfecção, devendo ser monitorada e controlada a formação de residuais e subprodutos.

5.3 3ª etapa – Teste de Jarros

A água bruta (AB) indicou os valores de $6,63 \pm 1,37$ uT e $55,0 \pm 5,8$ uH para turbidez e cor aparente, respectivamente. O tratamento com os eletrodos de platina e dosagem de 100% dos reagentes foi chamado de Pt (100%); o tratamento com os eletrodos de platina e dosagem de 50% dos reagentes foi denominado de Pt (50%); o tratamento com os eletrodos de

aço inox e dosagem de 100% dos reagentes chamou-se de AI (100%); e o tratamento com os eletrodos de aço inox e dosagem de 50% dos reagentes foi indicado como AI (50%).

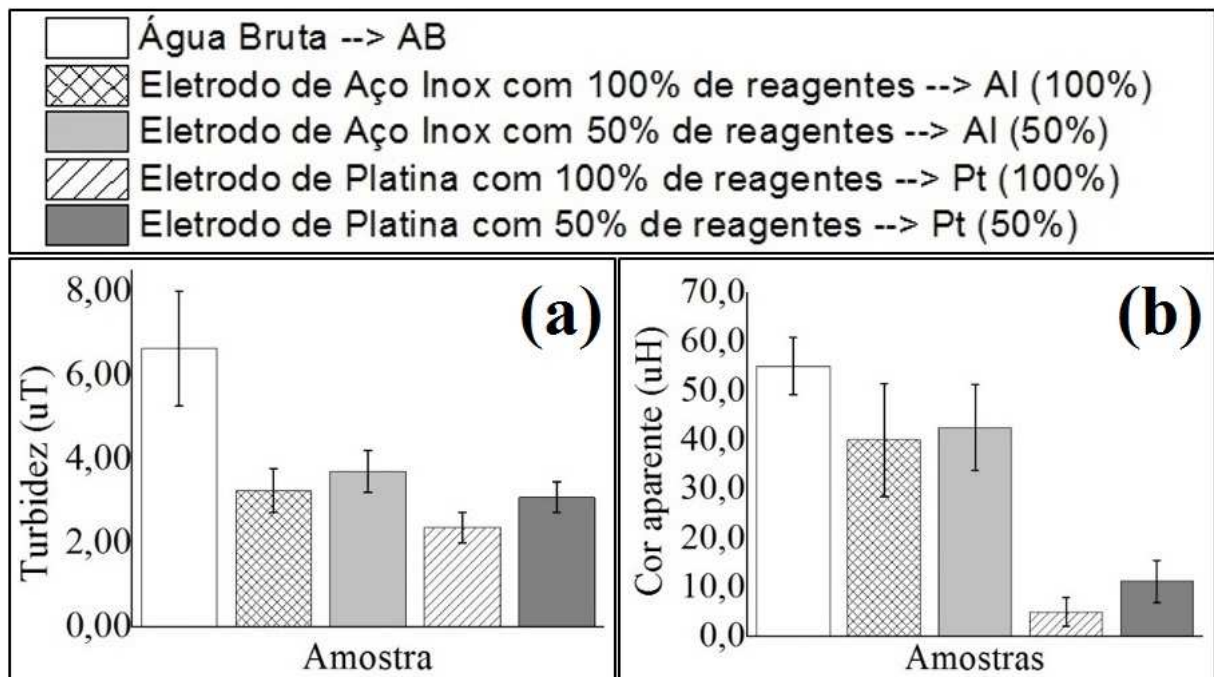
Os valores de cada experimento, média com Teste de *Tukey* a 95% de confiança e desvio-padrão de turbidez e cor aparente são exibidos na Tabela 8, e a Figura 36 mostra que houve redução de turbidez e cor aparente em todos os tratamentos aplicados. O Pt (100%) indicou maior remoção de turbidez (2,37 uT) e cor aparente (5,0 uH), seguidos pelos Pt (50%) (3,09 uT e 11,3 uH), AI (100%) (3,25 uT e 40,0 uH) e AI (50%) (3,71 uT e 42,5 uH).

Tabela 8 – Valores de turbidez e cor aparente para os ensaios realizados e a média com teste de *Tukey* a 95% de confiança entre as águas processadas.

Turbidez (uT)				
	Aço Inox (100%)	Aço Inox (50%)	Platina (100%)	Platina (50%)
Experimento 1	3,96	3,82	2,76	2,82
Experimento 2	3,34	4,36	2,56	3,60
Experimento 3	2,75	3,21	1,98	2,81
Experimento 4	2,96	3,45	2,16	3,14
Média	3,25^{AB}	3,71^A	2,37^B	3,09^{AB}
Desvio-padrão	0,53	0,50	0,36	0,37
Cor aparente (uH)				
	Aço Inox (100%)	Aço Inox (50%)	Platina (100%)	Platina (50%)
Experimento 1	50,0	50,0	2,5	7,5
Experimento 2	50,0	50,0	2,5	7,5
Experimento 3	30,0	35,0	7,5	15,0
Experimento 4	30,0	35,0	7,5	15,0
Média	40,0^A	42,5^A	5,0^B	11,3^B
Desvio-padrão	11,5	8,7	2,9	4,3

Fonte: AUTOR (2016).

Figura 36 – Gráfico da redução da turbidez (a) e da cor aparente (b) das águas processadas e da água bruta.



Fonte: AUTOR (2016).

Em relação à turbidez, nota-se que o tratamento AI (50%) foi significativamente igual aos tratamentos AI (100%) e Pt (50%), mas foi significativamente diferente do tratamento Pt (100%). Em relação à cor aparente, nota-se que os tratamentos AI (100%) e AI (50%) são significativamente iguais, mas são significativamente diferentes entre os tratamentos Pt (100%) e Pt (50%), esses significativamente iguais entre si.

5.3.1 Análise das componentes principais e agrupamento hierárquico da 3ª etapa

A matriz de dados autoescalados dos processos aplicados é expressa na Tabela 9. Na componente 1, verifica-se que as variáveis turbidez e cor aparente apontaram um mesmo peso fatorial (0,9641), obtendo igual relevância. Na componente 2, a turbidez foi mais relevante para classificar as amostras, por ter indicado maior valor (0,2655) do que a cor aparente (-0,2655).

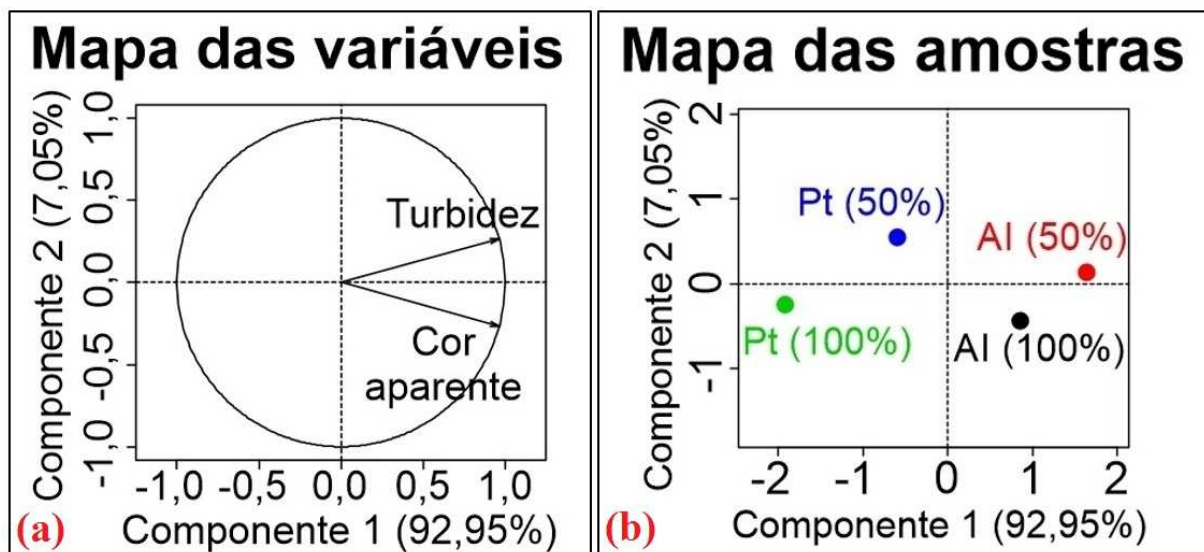
Tabela 9 – Matriz de dados autoescalados para cada processo.

Parâmetro	Componente 1	Componente 2
Turbidez	0,9641	0,2655
Cor aparente	0,9641	-0,2655

Fonte: AUTOR (2016).

A Figura 37 mostra o mapa das variáveis (a) e o mapa das amostras (b) pelo PCA. Observa-se que a componente 1 corresponde a 92,95% da variância da matriz de dados, enquanto a componente 2 corresponde a 7,05%. A Figura 37 (a) ilustra a relevância das variáveis para cada componente. Para a componente 1, as variáveis turbidez e cor aparente exibiram maiores relevâncias para classificar os grupos. Em relação à Figura 37 (b), observa-se que todos os quatro tipos de tratamentos ficaram distribuídos ao longo dos quatro quadrantes.

Figura 37 – Análise das componentes principais: a) variáveis; b) amostras.



Fonte: AUTOR (2016).

Dessa maneira, por apontar menor turbidez e cor aparente, e se diferenciar estatisticamente dos outros tratamentos, Pt (100%) foi o tratamento mais eficiente nos experimentos realizados no Teste de Jarros. O processo eletrolítico pode ser útil no tratamento de água com a finalidade de que a água produzida atenda aos padrões de potabilidade de Brasil (2011).

5.4 4ª etapa – Escala-piloto (Eletrocoagulação + Eletro-oxidação)

5.4.1 Cálculo da densidade de corrente dos eletrodos de aço inox e aço carbono

A Tabela 10 mostra as informações sobre o cálculo da média e desvio-padrão das potências, a área dos eletrodos e a corrente elétrica e densidade de corrente calculadas para os eletrodos de aço inox e aço carbono na 4ª etapa.

Tabela 10 – Informações para cálculo da densidade de corrente para a etapa em escala laboratorial.

Informação	Aço inox	Aço carbono
Média das potências (W)	271	120
Corrente (A)	1,23	0,55
Área (cm ²)	300	300
Densidade de corrente (mA·cm ⁻²)	4,10	1,83

Fonte: AUTOR (2016).

A média da densidade de corrente foi de 1,83 mA·cm⁻² para os eletrodos de aço carbono e 4,10 mA·cm⁻² para cada conjunto de eletrodos de aço inox.

5.4.2 Valores de perda de carga do sistema e cloro residual livre na água

A Tabela 11 contém os valores de perda de carga no filtro descendente ao longo da carreira e do cloro residual livre da água tratada.

Tabela 11 – Valores de perda de carga do filtro e cloro residual livre das águas tratadas.

Tempo (min)	Perda de carga (mH ₂ O)			Cloro residual livre (mg·L ⁻¹)		
	C1	C2	C3	C1	C2	C3
30	0,26	0,28	0,27	-	-	-
60	0,45	0,45	0,42	0,06	0,05	0,05
90	0,67	0,66	0,60	-	-	-
120	0,88	0,88	0,85	0,07	0,07	0,04
150	1,10	1,09	1,05	-	-	-
180	1,32	1,30	1,30	0,05	0,07	0,05

Fonte: AUTOR (2016).

A média de tempo das carreiras de filtração foi de 180 minutos. A perda de carga final foi em torno de 1,30 – 1,32 mH₂O, momento em que houve o transbordamento do filtro.

Segundo Kuroda (2006), o aumento da perda de carga pode ser causado pelos organismos fitoplanctônicos da água e tem como consequência a obstrução dos filtros e aumento da frequência de lavagem.

As amostras de água tratada apontaram traços de cloro residual livre (0,04 – 0,07 mg·L⁻¹). A produção de cloro no processo pode ter ocorrido com a oxidação do íon cloreto no ânodo, como exemplificado na Equação (35):



Portanto, com a produção de cloro residual livre, houve indício de um processo de oxidação causado pelo processo eletrolítico. O cloro na água pode produzir o ácido hipocloroso, um eficiente desinfetante, como descrito na Equação (06). A dissociação desse ácido resulta na formação do íon hipoclorito, como mostrado na Equação (07).

5.4.3 Estudo do pH, turbidez e cor aparente da 4ª etapa

Os valores de pH, turbidez e cor aparente são indicados no Apêndice D e as médias são mostrados na Tabela 12, com Teste de *Tukey* a 95% de confiança.

Tabela 12 – Média de pH, turbidez e cor aparente para as três carreiras de filtração com teste de *Tukey*.

Amostra	pH			Turbidez (uT)			Cor aparente (uH)			
	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3	
Bruta	8,40 ^A	8,42 ^A	8,36 ^A	5,02 ^B	4,74 ^B	4,41 ^B	50 ^B	50 ^B	50 ^B	
Média	Reator	8,39 ^A	8,42 ^A	8,35 ^A	7,86 ^A	10,42 ^A	12,09 ^A	133 ^A	233 ^A	258 ^A
Tratada	7,89 ^B	7,87 ^B	7,92 ^B	0,38 ^C	0,32 ^C	0,43 ^C	2 ^C	2 ^C	2 ^C	

Fonte: AUTOR (2016).

As médias de pH, turbidez e cor aparente da água tratada para todas as carreiras de filtração realizadas se mostraram de acordo com os valores máximos estabelecidos pela Portaria n° 2914 (BRASIL, 2011), que são: pH de 6,0 a 9,0, turbidez e cor máximas de 0,5 uT e 15 uH, respectivamente.

Observou-se que não houve diferença significativa entre o pH da água bruta com a água pré-tratada pelo reator (grupo A). Assim, não houve necessidade de inserir uma etapa de correção do pH no decorrer do tratamento. O pH da água tratada diferiu, entretanto,

significativamente (grupo B), do pH da água bruta e da água pré-tratada pelo reator, provavelmente, causado pela coagulação química (coagulante e auxiliar de coagulação).

Em relação à turbidez e à cor aparente, observou-se aumento significativo na água tratada pelo processo eletrolítico em relação à água bruta. Tal ocorrência pode ser explicada por uma provável liberação de íons ferros (Fe^{2+}) pelos eletrodos, e por estes terem sido oxidados (Fe^{3+}) pelo processo eletrolítico, exercendo forte atração à superfície dos coloides, carregados negativamente, diminuindo assim as forças de repulsão eletrostática e permitindo a agregação das partículas e formação de coágulos e flocos, potencializando ações de coagulação na água, como mostrado nas Equações (30) e (36):



Após a filtração, observou-se a clarificação da água, obtendo-se valores reduzidos para turbidez e cor aparente (grupo C), adequando a água tratada aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria n° 2914 (BRASIL, 2011), como expresso na Figura 38.

Figura 38 – Amostras de água bruta, água pré-tratada pelo reator e água tratada (esquerda para a direita).



Fonte: SAMPAIO *et al.*, 2015.

5.4.4 Remoção de MON na 4ª etapa

Os valores de COD, absorvância da luz ultravioleta em 254 nm e SUVA são apontados no Apêndice E e as médias na Tabela 13, com Teste de *Tukey* a 95% de confiança.

Tabela 13 – Médias de COD, Absorbância (254 nm) e SUVA para as três carreiras de filtração com teste de *Tukey*.

Amostra	COD (mg·L ⁻¹)			Absorbância (cm ⁻¹)			SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)		
	C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
Bruta	11,340 ^A	10,520 ^A	8,436 ^A	0,1391 ^A	0,1341 ^A	0,1307 ^A	1,23 ^A	1,27 ^A	1,55 ^A
Média Reator	10,720 ^B	9,895 ^B	8,381 ^A	0,1146 ^B	0,1169 ^B	0,1230 ^B	1,07 ^B	1,18 ^A	1,47 ^B
Tratada	9,685 ^C	9,567 ^C	7,990 ^B	0,0965 ^C	0,0962 ^C	0,0910 ^C	0,99 ^C	1,01 ^B	1,14 ^C

Fonte: AUTOR (2016).

Observa-se diferença significativa entre a água bruta e a água tratada para todos os parâmetros, visto que a água bruta pertence ao grupo A, enquanto a água tratada pertence ao grupo B ou C. Assim, a eficiência de remoção de SUVA foi de 19,51%, 20,47%, 26,45% para as carreiras 1, 2 e 3, respectivamente. A redução significativa da matéria orgânica natural da água pode diminuir a formação de subprodutos da desinfecção.

De acordo com Jiang *et al.* (2002), no processo de eletrocoagulação, os metais dos eletrodos de aço carbono são dissolvidos e formam uma variedade de compostos coagulantes e hidróxidos de metal, que desestabilizam e agregam as partículas em suspensão e adsorvem os contaminantes dissolvidos, como a matéria orgânica dissolvida. Conforme Crespilho e Rezende (2004), sob circunstâncias alcalinas, Fe(OH)₃ e Fe(OH)₄⁻ existem na solução em maior quantidade. Os sólidos de Fe(OH)_n formam uma suspensão gelatinosa que pode remover os poluentes do efluente por complexação ou atração eletrostática, seguida de coagulação. Além disso, segundo Mohora *et al.* (2012), as bolhas de hidrogênio produzidas no cátodo também são responsáveis pela remoção da MON, por causa da flotação das partículas da água.

5.4.5 Consumo de energia do processo eletrolítico da 4^a etapa

O consumo energético observado pelo pré-tratamento eletrolítico foi monitorado por meio das potências medidas em cada uma das carreiras de filtração. Para o cálculo da energia elétrica consumida, foram utilizados os dados da Tabela 14, que constam: valor médio do consumo de energia elétrica (potência) das três carreiras de filtração, tempo médio de cada carreira, média de volume de água tratada produzida e o valor do quilowatt-hora local. Essas informações permitem calcular o custo de energia elétrica na etapa do pré-tratamento eletrolítico.

Tabela 14 – Valor para energia elétrica consumida por volume de água produzido.

Informações	Valor médio
Carreira 1 (W)	757
Carreira 2 (W)	747
Carreira 3 (W)	844
Média das potências (W)	783 ± 53
Média de tempo da carreira de filtração (h)	3
Média do volume de água produzido (m ³)	1,8
Preço kW·h (R\$)*	0,20
Custo da água produzida (R\$·m⁻³)	0,26

* Valor pago pela ETA Gavião.

Fonte: adaptado de Sampaio *et al.*, 2015.

Como o preço do quilowatt-hora custa R\$ 0,20, o custo de energia elétrica da etapa de pré-tratamento eletrolítico foi R\$ 0,26 para cada 1 m³ de água tratada.

5.4.6 Desvantagem do sistema

O sistema composto por eletrodos de aço carbono e aço inox, no entanto, exprimiu desvantagem, visto que acumulava grandes quantidades de sais de ferro nos filtros. Essa sujeira no filtro causava diminuição na qualidade da água tratada nas carreiras seguintes e havia a necessidade de se realizar uma limpeza química, procedimento que consumia grandes quantidades de produto químico (hidróxido de sódio), além de requerer maior demanda de tempo até que o filtro voltasse a funcionar novamente. Além disso, os eletrodos de aço carbono apontaram a formação de uma crosta entre as placas, causando superaquecimento nas fontes de alimentação estabilizadas. A Figura 39 mostra a água usada para lavar os eletrodos, após o processo.

Figura 39 – Resíduos da crosta acumulada entre os eletrodos de aço carbono.



Fonte: AUTOR (2016).

5.5 5ª etapa – Escala piloto (Eletro-oxidação)

Os resultados da condição 1 são expressos nos Apêndices F e G; os resultados da condição 2 nos Apêndices H e I; os resultados da condição 3 são indicados nos Apêndices J e K; os resultados da condição 4 são apontados nos Apêndices L e M; e os resultados da condição 5 se encontram nos Apêndices N, O e P.

5.5.1 Cálculo da densidade de corrente dos eletrodos de aço inox e platina

A Tabela 15 mostra as informações sobre o cálculo da média e desvio-padrão das potências, a área dos eletrodos, e a corrente elétrica e densidade de corrente calculadas para a etapa em escala laboratorial.

Tabela 15 – Informações para cálculo da densidade de corrente para a etapa em escala laboratorial.

Informação	Platina	Aço inox
Média das potências (W)	90	229
Corrente (A)	0,41	1,04
Área (cm ²)	50	300
Densidade de corrente (mA·cm ⁻²)	8,20	3,47

Fonte: AUTOR (2016).

A média da densidade de corrente foi de $8,20 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ para os eletrodos de platina e $3,47 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ para os eletrodos de aço inox.

5.5.2 Valores médios de pH

A Tabela 16 mostra a média e o desvio-padrão do pH da água bruta, água do reator e água tratada, para cada carreira de filtração.

Tabela 16 – Média e desvio-padrão dos valores de pH das águas bruta, do reator e da água tratada para todas as carreiras de filtração.

Condição	Carreira de filtração	Bruta	Reator	Tratada
1	1	$8,35^A \pm 0,01$	$8,39^A \pm 0,01$	$8,01^B \pm 0,10$
	2	$8,42^A \pm 0,04$	$8,45^A \pm 0,04$	$7,98^B \pm 0,08$
2	1	$8,36^A \pm 0,02$	$8,40^A \pm 0,02$	$7,99^B \pm 0,11$
	2	$8,49^A \pm 0,03$	$8,50^A \pm 0,03$	$8,07^B \pm 0,06$
3	1	$8,34^A \pm 0,02$	$8,38^A \pm 0,03$	$7,86^B \pm 0,12$
	2	$8,45^A \pm 0,05$	$8,48^A \pm 0,05$	$7,95^B \pm 0,10$
4	1	$8,35^A \pm 0,02$	$8,38^A \pm 0,01$	$7,94^B \pm 0,08$
	2	$8,51^A \pm 0,00$	$8,52^A \pm 0,01$	$7,99^B \pm 0,10$
5	1	$8,49^A \pm 0,02$	$8,50^A \pm 0,03$	$8,01^B \pm 0,12$
	2	$8,71^A \pm 0,01$	$8,72^A \pm 0,01$	$8,17^B \pm 0,14$
	3	$8,63^A \pm 0,02$	$8,64^A \pm 0,02$	$8,12^B \pm 0,10$

Fonte: AUTOR (2016).

Assim como ocorreu no experimento utilizando aço carbono e aço inox (4ª etapa), a média de pH da água tratada para todas as carreiras de filtração realizadas se mostrou em acordo com o valor estabelecido pela Portaria nº 2914 (BRASIL, 2011), que é de 6,0 a 9,0.

Observou-se que não houve diferença significativa entre o pH da água bruta com a água pré-tratada pelo reator (grupo A), não havendo necessidade de inserir uma etapa de correção do pH no decorrer do tratamento. O pH da água tratada, no entanto, foi significativamente diferente (grupo B) em relação ao pH da água bruta e da água pré-tratada pelo reator. Essa mudança foi causada pela coagulação química (coagulante e auxiliar de coagulação).

5.5.3 Valores médios para turbidez, perda de carga, cor aparente e SUVA

As características da água bruta foram: turbidez igual a $4,89 \pm 0,54 \text{ uT}$, cor aparente igual a $49,9 \pm 1,2 \text{ uH}$ e SUVA igual a $1,78 \pm 0,04 \text{ L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{M}^{-1}$.

A Tabela 17 mostra a média de turbidez, cor aparente e SUVA da água tratada para cada carreira de filtração.

Tabela 17 – Média dos valores de turbidez, cor aparente e SUVA da água tratada para todas as carreiras de filtração.

	Carreira de filtração	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	SUVA ($L \cdot mg^{-1} \cdot M^{-1}$)
Condição 1	1	0,36 ± 0,05	1,5 ± 0,3	1,27 ± 0,03
	2	0,39 ± 0,09	1,8 ± 0,5	1,31 ± 0,03
Condição 2	1	0,31 ± 0,05	1,3 ± 0,3	1,26 ± 0,01
	2	0,27 ± 0,06	1,1 ± 0,2	1,28 ± 0,02
Condição 3	1	0,95 ± 0,21	4,5 ± 1,1	1,35 ± 0,02
	2	0,99 ± 0,05	4,9 ± 0,3	1,33 ± 0,01
Condição 4	1	0,59 ± 0,12	2,8 ± 0,6	1,26 ± 0,01
	2	0,69 ± 0,05	3,1 ± 0,3	1,30 ± 0,05
Condição 5	1	0,37 ± 0,09	1,5 ± 0,5	1,26 ± 0,02
	2	0,35 ± 0,07	1,4 ± 0,4	1,27 ± 0,03
	3	0,39 ± 0,05	1,6 ± 0,2	1,28 ± 0,01

Fonte: AUTOR (2016).

As condições de operação 3 e 4 tiveram suas carreiras de filtração encerradas após duas horas do início, pois a água produzida indicava valor médio de turbidez acima do que estipula Brasil (2011). A condição 3 mostrou 0,95 e 0,99 uT, e a condição 4 0,59 e 0,69 uT. Essas condições, entretanto, conseguiram atingir valores abaixo de 15,0 TCU para o parâmetro de cor aparente, o que atende à legislação vigente.

As condições 1, 2 e 5 conseguiram atingir a média de turbidez e cor aparente abaixo de 0,50 NTU e 15,0 TCU, respectivamente, e tiveram suas carreiras encerradas somente após o transbordamento do filtro descendente. Para a turbidez, a condição 1 apontou 0,36 e 0,39 uT, a condição 2 0,31 e 0,27 uT, enquanto a condição 5 0,37, 0,35 e 0,39 uT. Para a cor aparente, a condição 1 indicou 1,5 e 1,8 uH, a condição 2 1,3 e 1,1 uH, e a condição 5 mostrou 1,5, 1,4 e 1,6 uH. Efetivamente, essas três condições de operação poderiam ser utilizadas em um sistema de tratamento de água com o reator com processo eletrolítico, visto que atendem aos limites de turbidez e cor aparente impostos por Brasil (2011).

Apesar de o COD e de o SUVA serem geralmente mostrados para correlacionar a formação de subprodutos, especialmente em águas com concentração relativamente alta de COD ($> 3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e valores altos de SUVA ($> 2 - 3 \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{M}^{-1}$), há informações limitadas na literatura sobre as correlações de tais parâmetros com formação de subprodutos em águas com baixo COD e valores baixos de SUVA. Essas águas podem ser caracterizadas por ter MON de

caráter hidrofílico e menos aromaticidade (ATES; KITIS; YETIS, 2007; SELBERG *et al.*, 2011).

Assim como ocorreu na etapa do experimento utilizando aço carbono e aço inox (4ª etapa), as bolhas de hidrogênio produzidas no cátodo também podem ter sido responsáveis pela remoção da MON por causa da flotação das partículas na água (MOHORA *et al.*, 2012).

A Tabela 18 encerra os valores médios e desvio-padrão de perda de carga no filtro descendente até 120 minutos.

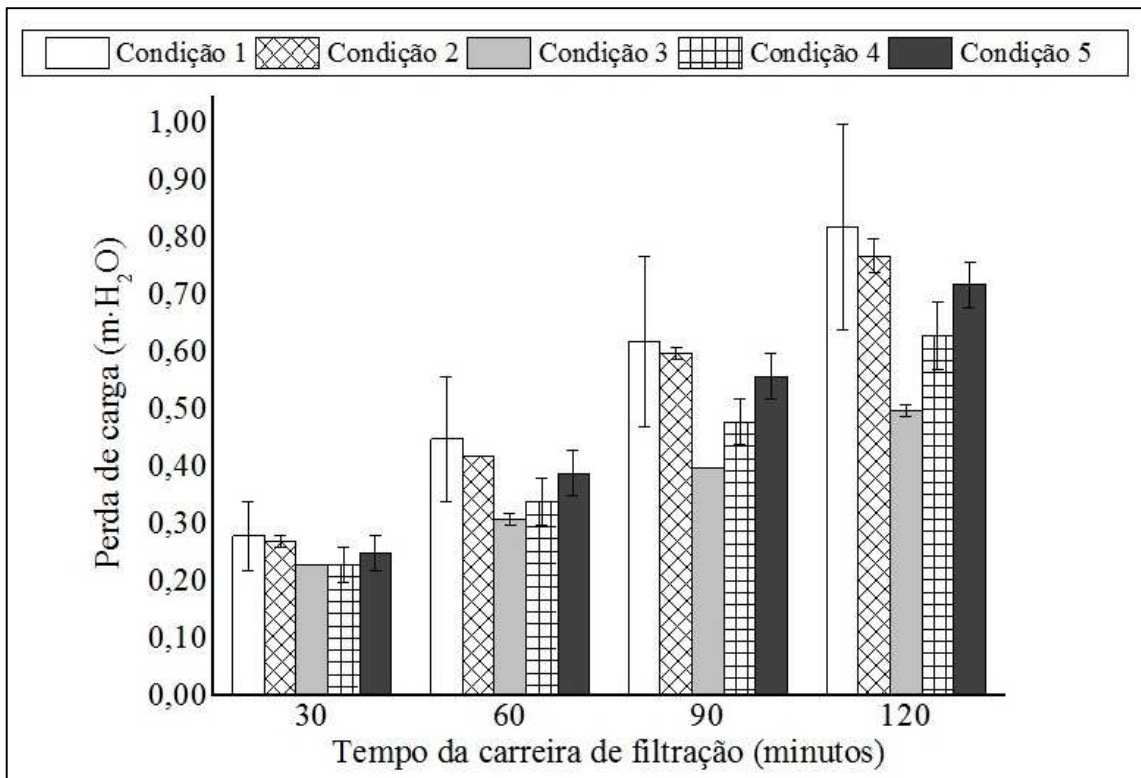
Tabela 18 – Valores de perda de carga do filtro para as cinco condições testadas.

Tempo (minutos)	Condição 1	Condição 2	Condição 3	Condição 4	Condição 5
30	0,28 ± 0,06	0,27 ± 0,01	0,23 ± 0,00	0,23 ± 0,03	0,25 ± 0,03
60	0,45 ± 0,11	0,42 ± 0,00	0,31 ± 0,01	0,34 ± 0,04	0,39 ± 0,04
90	0,62 ± 0,15	0,60 ± 0,01	0,40 ± 0,00	0,48 ± 0,04	0,56 ± 0,04
120	0,82 ± 0,18	0,77 ± 0,03	0,50 ± 0,01	0,63 ± 0,06	0,72 ± 0,04

Fonte: AUTOR (2016).

Percebe-se que as condições 3 e 4 registraram menores valores de perda de carga que as demais condições, o que é ilustrado na Figura 40, e foram menos eficientes na remoção de turbidez. Segundo Libânio (2008), à medida que a filtração evolui, a retenção de partículas reduz a porosidade e aumenta a magnitude da perda de carga. De tal modo, por haver maior passagem das partículas pelo meio filtrante, as perdas de carga das condições 3 e 4 foram menores por haver menor retenção no leito.

Figura 40 – Gráfico da perda de carga das condições 1 a 5 em 120 minutos.



Fonte: AUTOR (2016).

5.5.4 Planejamento fatorial

A Tabela 19 mostra a eficiência de remoção de turbidez ao longo da carreira para todas as condições.

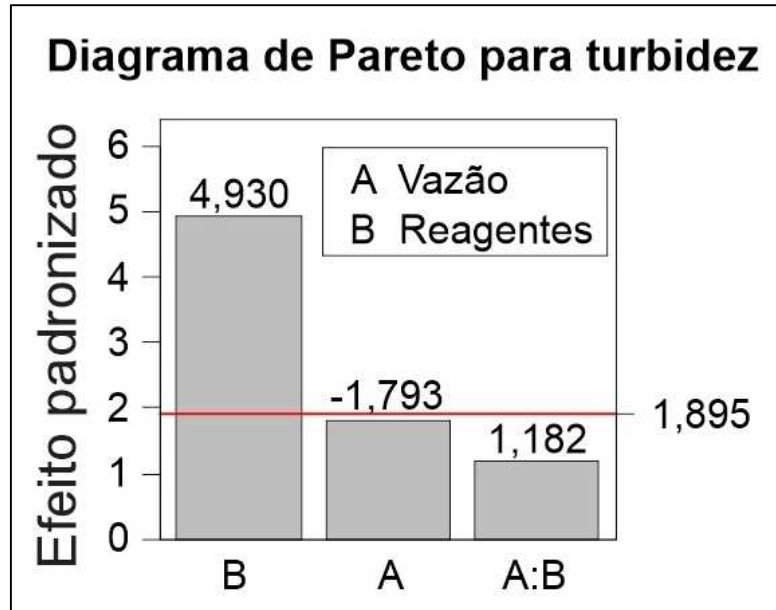
Tabela 19 – Eficiência na remoção de turbidez no tratamento para todas as carreiras de filtração.

	Carreira de filtração	Coleta (% remoção de turbidez)								Média (%)
		1	2	3	4	5	6	7	8	
Condição 1	1	92,74	91,77	92,32	91,20	94,07	91,35	-	-	92,24
	2	88,37	91,16	92,58	91,63	95,17	92,54	95,22	91,87	92,32
Condição 2	1	93,17	91,71	94,99	94,12	93,16	93,55	94,27	90,89	93,23
	2	91,36	93,25	93,43	95,18	94,12	95,95	93,78	-	93,87
Condição 3	1	71,40	80,92	84,23	84,38	-	-	-	-	80,23
	2	77,35	76,92	79,42	81,97	-	-	-	-	78,92
Condição 4	1	89,09	87,22	89,27	81,68	-	-	-	-	86,82
	2	84,91	84,33	84,05	85,49	-	-	-	-	84,70
Condição 5	1	91,30	90,94	92,57	91,87	93,87	95,46	93,62	94,48	93,01
	2	92,59	91,16	92,74	94,29	93,81	94,56	95,20	92,04	93,30
	3	91,59	90,69	93,51	93,60	92,80	92,74	91,58	-	92,36

Fonte: AUTOR (2016).

A visualização do diagrama da Figura 41 permite inferir que o fator “reagentes” é estatisticamente significativo ao nível de significância $\alpha = 0,1$, sendo positivo o efeito deste fator, indicando que o maior nível, dentro do domínio experimental, produz maior eficiência de remoção de turbidez no tratamento. O fator “vazão” não foi significativo, pois a estimativa do seu efeito foi menor do que o erro, significando isto que a vazão de $6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ não diferiu da vazão de $10 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. Portanto, a vazão do sistema que determina o tempo de reação no reator não influenciou significativamente na remoção de turbidez, assim como a interação dos dois fatores também não influenciou significativamente.

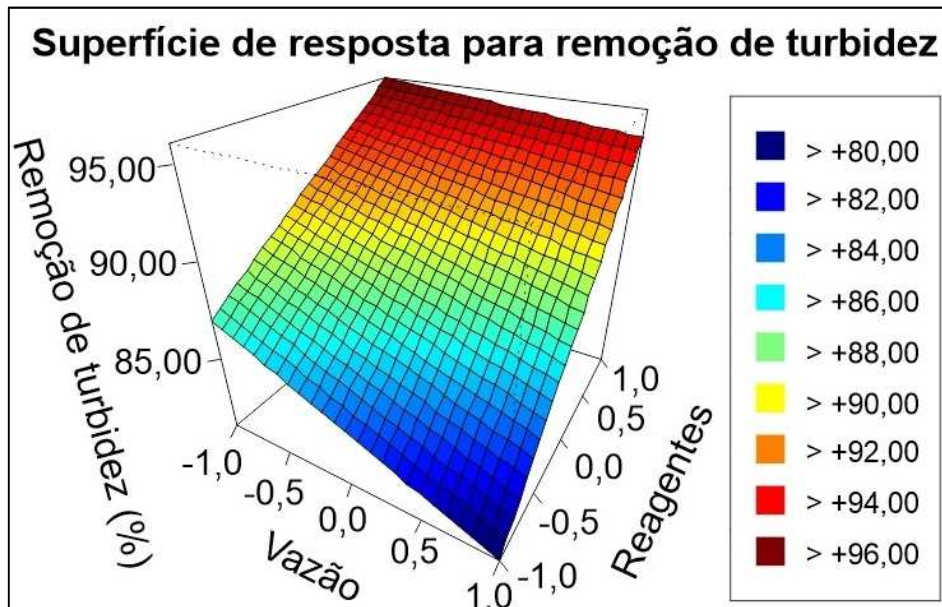
Figura 41 – Diagrama de Pareto para o efeito padronizado para turbidez.



Fonte: AUTOR (2016).

Todos esses efeitos podem ser mais bem visualizados por via da superfície de resposta na Figura 42.

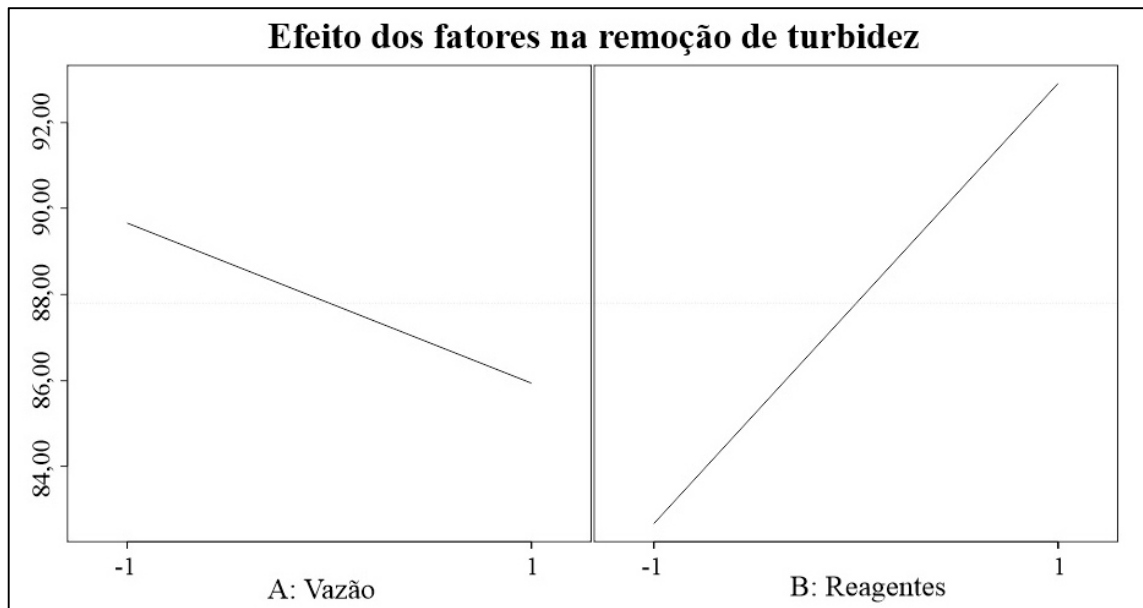
Figura 42 – Superfície de resposta para remoção de turbidez.



Fonte: AUTOR (2016).

Nota-se maior inclinação do gráfico na dosagem dos reagentes, o que indica ter havido maior resposta para essa variável (Figura 43).

Figura 43 – Efeito das variáveis para a remoção de turbidez.



Fonte: AUTOR (2016).

Esse modelo pode ser representado pela equação para predição dos dados de turbidez (Equação (37)):

$$\text{Remoção de turbidez (\%)} = 89,1818 + 5,1237 \cdot B \pm 2,9400 \quad (37)$$

A Tabela 20 mostra a eficiência de remoção de cor aparente ao longo da carreira, para todas as condições.

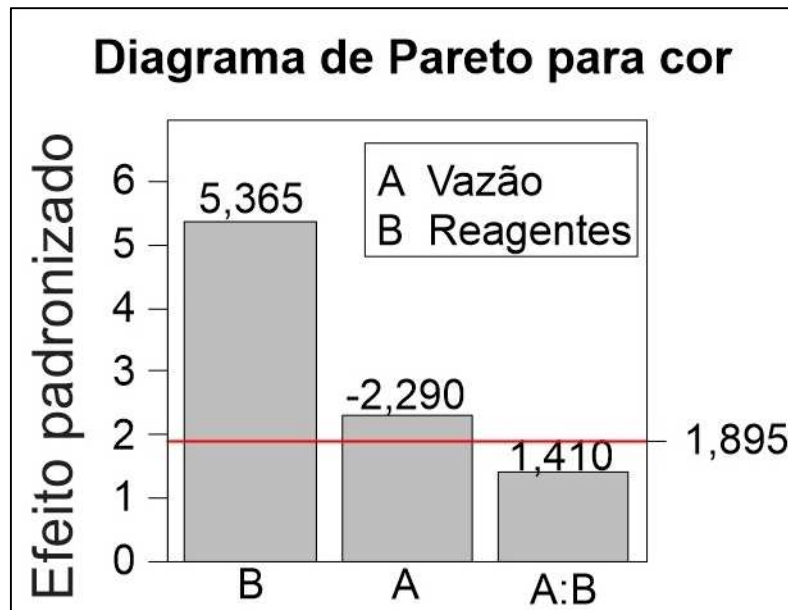
Tabela 20 – Eficiência na remoção de cor aparente no tratamento para todas as carreiras de filtração.

		Coleta (% remoção de cor aparente)								Média (%)
Carreira de filtração		1	2	3	4	5	6	7	8	
Condição 1	1	97,00	97,00	97,00	97,00	98,00	96,00	-	-	97,00
	2	95,00	96,00	96,00	96,00	98,00	97,00	98,00	96,00	96,50
Condição 2	1	97,00	97,00	98,00	97,00	98,00	97,00	98,00	97,00	97,38
	2	97,00	97,00	98,00	98,00	98,00	98,00	98,00	-	97,71
Condição 3	1	88,00	91,00	92,00	93,00	-	-	-	-	91,00
	2	90,00	90,00	91,00	90,00	-	-	-	-	90,25
Condição 4	1	93,75	94,00	96,00	93,00	-	-	-	-	94,19
	2	94,00	93,00	94,00	94,00	-	-	-	-	93,75
Condição 5	1	95,00	96,00	97,00	97,00	98,00	98,00	97,00	98,00	97,00
	2	96,00	96,00	97,00	98,00	97,00	98,00	98,00	97,00	97,13
	3	96,00	96,00	97,00	97,00	97,00	97,00	97,00	-	96,71

Fonte: AUTOR (2016).

Baseado na Figura 44, ao nível de significância $\alpha = 0,1$, o parâmetro do modelo “reagentes” foi estatisticamente significativo, sendo positivo o efeito deste fator, indicando que o maior nível produz maior eficiência de remoção de cor aparente no tratamento. O fator “vazão” também foi significativo, pois a estimativa do seu efeito foi maior do que o erro, fato significativo de que a vazão de $6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ diferiu significativamente da vazão de $10 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$. A interação desses dois parâmetros do modelo, entretanto, não influenciou significativamente na remoção de cor aparente.

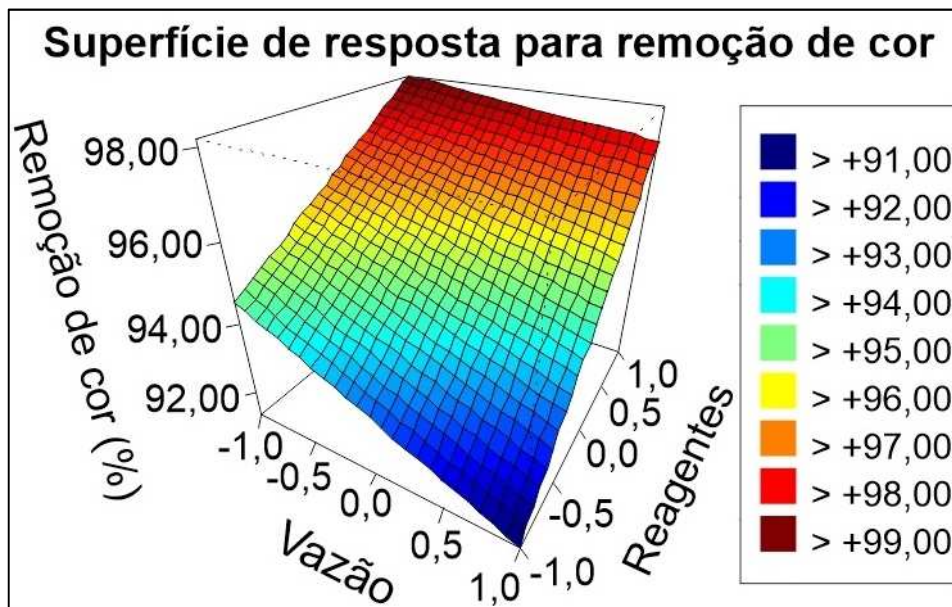
Figura 44 – Diagrama de Pareto para o efeito padronizado para cor aparente.



Fonte: AUTOR (2016).

Todos esses efeitos podem ser mais bem visualizados por via da superfície de resposta na Figura 45.

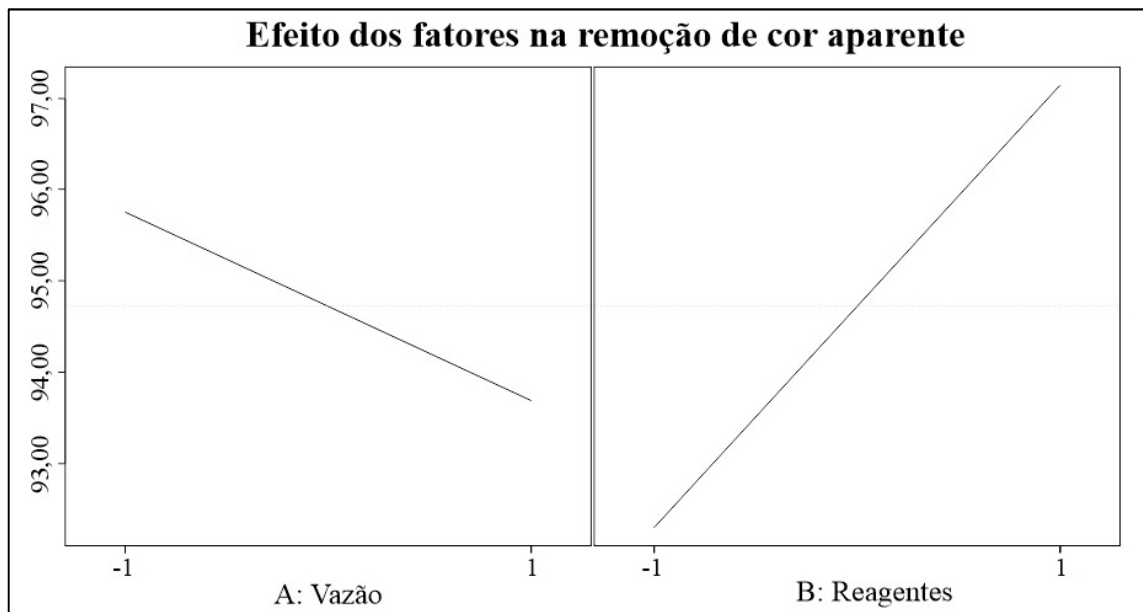
Figura 45 – Superfície de resposta para remoção de cor aparente.



Fonte: AUTOR (2016).

Há maior inclinação do gráfico na dosagem dos reagentes, indicando que houve maior resposta para essa variável (Figura 46).

Figura 46 – Efeito das variáveis para a remoção de cor aparente.



Fonte: AUTOR (2016).

A equação para predição dos dados (Equação (38)) representa o modelo de remoção da cor aparente:

$$\text{Remoção de cor aparente (\%)} = 95,3291 - 1,0350 \cdot A + 2,4250 \cdot B \pm 1,2790 \quad (38)$$

A Tabela 21 mostra a eficiência de SUVA ao longo da carreira, para todas as condições.

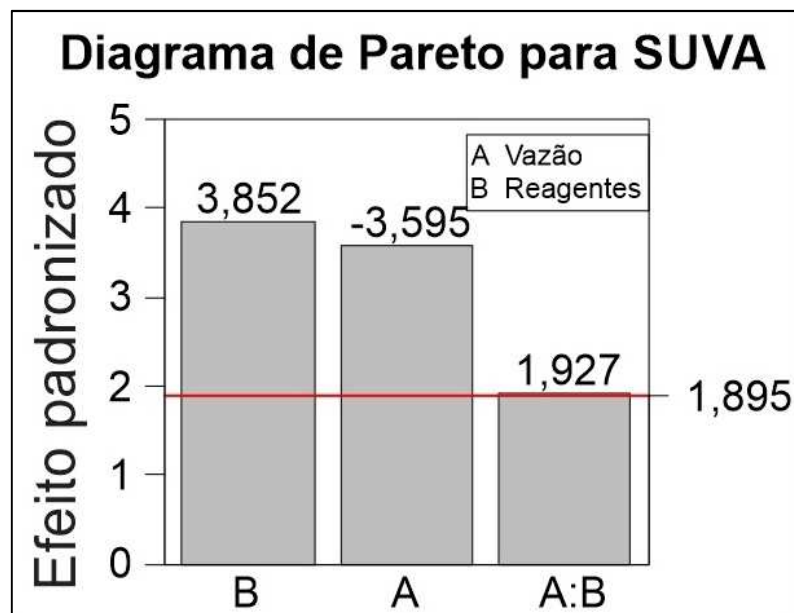
Tabela 21 – Eficiência na remoção de SUVA no tratamento para todas as carreiras de filtração.

	Carreira de filtração	Coleta (% remoção de SUVA)								Média (%)
		1	2	3	4	5	6	7	8	
Condição 1	1	-	31,11	-	28,33	-	29,44	-	-	29,63
	2	-	30,22	-	28,02	-	26,92	-	28,02	28,30
Condição 2	1	-	30,00	-	31,11	-	30,00	-	30,00	30,28
	2	-	29,35	-	29,89	-	32,07	-	30,43	30,44
Condição 3	1	-	21,84	-	23,56	-	-	-	-	22,70
	2	-	25,28	-	25,84	-	-	-	-	25,56
Condição 4	1	-	28,16	-	27,59	-	-	-	-	27,88
	2	-	31,52	-	27,72	-	-	-	-	29,62
Condição 5	1	-	28,07	-	25,15	-	25,15	-	26,32	26,17
	2	-	28,81	-	29,94	-	26,55	-	27,12	28,11
	3	-	27,84	-	27,27	-	27,84	-	27,27	27,56

Fonte: AUTOR (2016).

De acordo com o diagrama da Figura 47, todos os fatores são estatisticamente significativos ao nível de significância $\alpha = 0,1$, assim como a interação dos dois fatores também influenciou significativamente. A maior remoção de SUVA foi alcançada utilizando a dosagem de 100% de reagentes e vazão de $6 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$.

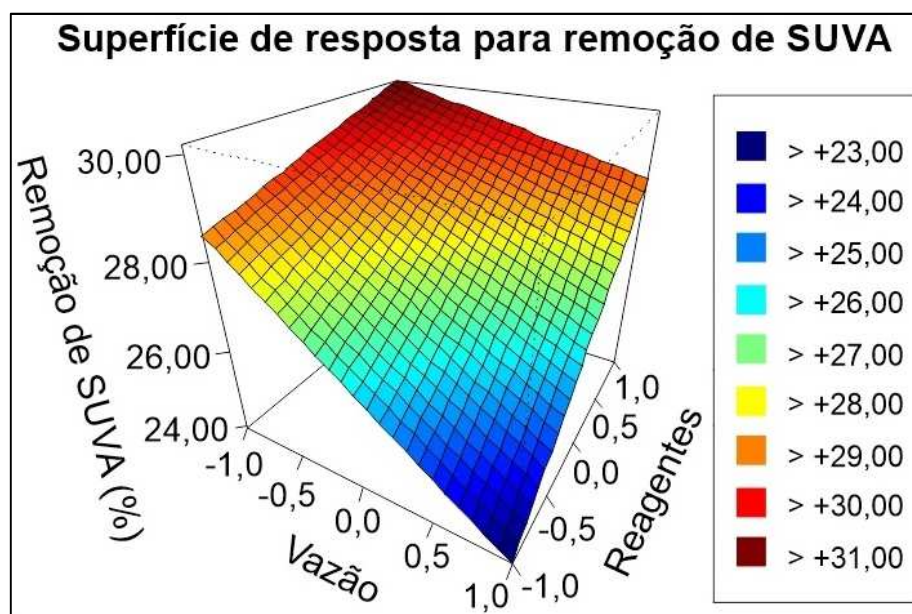
Figura 47 – Diagrama de Pareto para o efeito padronizado para SUVA.



Fonte: AUTOR (2016).

Todos esses efeitos podem ser mais bem visualizados por via da superfície de resposta, na Figura 48.

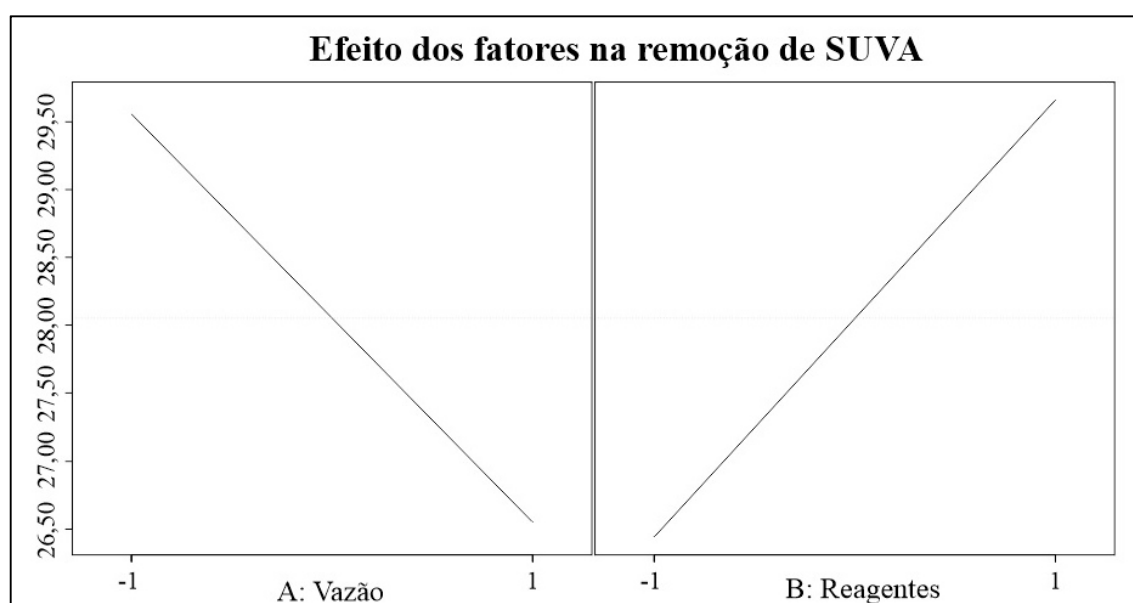
Figura 48 – Superfície de resposta para remoção de SUVA.



Fonte: AUTOR (2016).

As inclinações dos gráficos para a dosagem dos reagentes e para a vazão do sistema são semelhantes, o que indica efeitos próximos na remoção de SUVA (Figura 49).

Figura 49 – Efeito das variáveis para a remoção de SUVA.



Fonte: AUTOR (2016).

Esse modelo pode ser representado pela equação para predição dos dados de SUVA (Equação (39)):

$$\text{Remoção de SUVA (\%)} = 27,8409 - 1,5037 \cdot A + 1,6113 \cdot B + 0,8062 \cdot AB \pm 1,1830 \quad (39)$$

5.6 6ª etapa – Comparação entre os pré-oxidantes

5.6.1 Escolha da condição a ser comparada

Para a sexta etapa, optou-se pela condição 1 para comparação com outros pré-oxidantes, porque denotou os parâmetros de turbidez e cor aparente em conformidade com a Portaria 2.914/MS e apontou maior produção de água, visto que o reator operava com vazão maior do que as demais condições aplicadas. Essa maior produção de água interfere no custo final por metro cúbico de água tratada, o que traz benefícios econômicos para a ETA e sociais, pelo fato de ser menor o valor da água a ser repassado à população.

5.6.2 Comparação dos dados das carreiras de filtração

Os Apêndices Q, R e S mostram os dados de pH, turbidez, cor aparente e perda de carga da comparação entre os pré-oxidantes em escala-piloto realizados em triplicata para cada carreira, e os Apêndices T, U, V e W mostram os dados das análises químicas, hidrobiológicas, SUVA e trihalometanos totais realizados em triplicata. A Tabela 22 encerra a média e o desvio-padrão das análises físico-químicas e hidrobiológicas da água bruta e da água tratada de cada pré-oxidante testado. Também são indicados os grupos para cada parâmetro avaliado pelo Teste de *Tukey* com nível de confiança de 95%.

Tabela 22 – Média, desvio-padrão e grupos (Teste de *Tukey*) das análises químicas, físicas e hidrobiológicas.

	Água Bruta	Reator	Dióxido	Cloro	Branco
pH	8,35 ^A ± 0,04	7,90 ^B ± 0,06	7,84 ^B ± 0,04	7,92 ^B ± 0,07	7,96 ^B ± 0,06
Turbidez (uT)	3,42 ^A ± 0,28	0,30 ^B ± 0,06	0,31 ^B ± 0,03	0,37 ^B ± 0,05	0,62 ^B ± 0,04
Cor aparente (uH)	40,0 ^A ± 0,0	1,7 ^C ± 0,4	1,9 ^C ± 0,1	2,1 ^C ± 0,2	3,9 ^B ± 1,0
AT (mg·L⁻¹)	115,10 ^A ± 6,53	112,20 ^A ± 9,70	108,90 ^A ± 8,72	111,00 ^A ± 9,36	111,30 ^A ± 8,36
Cond. (µS·cm⁻¹)	534,4 ^A ± 38,0	534,9 ^A ± 37,9	541,0 ^A ± 33,3	538,3 ^A ± 42,7	531,2 ^A ± 36,8
Cl⁻ (mg·L⁻¹)	99,07 ^A ± 1,63	96,64 ^A ± 6,66	102,10 ^A ± 3,15	101,90 ^A ± 5,27	106,40 ^A ± 11,24
SO₄²⁻ (mg·L⁻¹)	14,08 ^A ± 4,14	10,85 ^A ± 1,32	10,18 ^A ± 0,59	9,88 ^A ± 1,70	10,35 ^A ± 0,57
Na⁺ (mg·L⁻¹)	79,2 ^A ± 5,5	80,4 ^A ± 4,7	80,7 ^A ± 5,1	80,4 ^A ± 5,5	79,9 ^A ± 5,1
K⁺ (mg·L⁻¹)	9,9 ^A ± 0,8	10,2 ^A ± 0,2	10,2 ^A ± 0,2	9,7 ^A ± 0,6	10,0 ^A ± 0,1
NO₃⁻ (mg·L⁻¹)	0,013 ^A ± 0,006	0,018 ^A ± 0,011	0,020 ^A ± 0,007	0,019 ^A ± 0,005	0,013 ^A ± 0,008
NH₃ (mg·L⁻¹)	0,333 ^A ± 0,112	0,318 ^A ± 0,105	0,314 ^A ± 0,119	0,310 ^A ± 0,120	0,314 ^A ± 0,119
Al³⁺ (mg·L⁻¹)	0,027 ^B ± 0,015	0,127 ^A ± 0,025	0,113 ^A ± 0,035	0,127 ^A ± 0,023	0,147 ^A ± 0,021
F⁻ (mg·L⁻¹)	0,53 ^A ± 0,06	0,48 ^A ± 0,05	0,47 ^A ± 0,04	0,48 ^A ± 0,04	0,46 ^A ± 0,03
Mn (mg·L⁻¹)	0,05 ^A ± 0,01	0,01 ^B ± 0,01	0,01 ^B ± 0,01	0,01 ^B ± 0,02	0,01 ^B ± 0,01
FT (mg·L⁻¹)	0,100 ^A ± 0,040	0,033 ^B ± 0,014	0,027 ^B ± 0,011	0,036 ^B ± 0,011	0,034 ^B ± 0,017
DT (mg·L⁻¹)	104,67 ^A ± 13,53	110,36 ^A ± 1,99	112,39 ^A ± 2,80	108,85 ^A ± 1,87	109,43 ^A ± 2,36
Ca²⁺ (mg·L⁻¹)	17,80 ^A ± 1,14	16,94 ^A ± 0,70	16,61 ^A ± 0,58	17,17 ^A ± 0,20	16,69 ^A ± 0,35
Mg²⁺ (mg·L⁻¹)	14,62 ^A ± 2,67	16,53 ^A ± 0,86	17,23 ^A ± 0,89	16,02 ^A ± 0,57	16,45 ^A ± 0,77
SUVA (L·mg⁻¹·M⁻¹)	1,96 ^A ± 0,19	1,34 ^B ± 0,04	1,47 ^B ± 0,11	1,50 ^B ± 0,10	1,60 ^B ± 0,12
Cianobactérias (célula·ml⁻¹)	76.950,2 ^A ± 12.721,5	3.311,2 ^B ± 1.923,2	8.478,2 ^B ± 5099,9	4.404,9 ^B ± 195,4	9.381,2 ^B ± 1.910,5
THMt (µg·L⁻¹)	ND	205 ^A ± 42	191 ^A ± 44	219 ^A ± 39	185 ^A ± 65

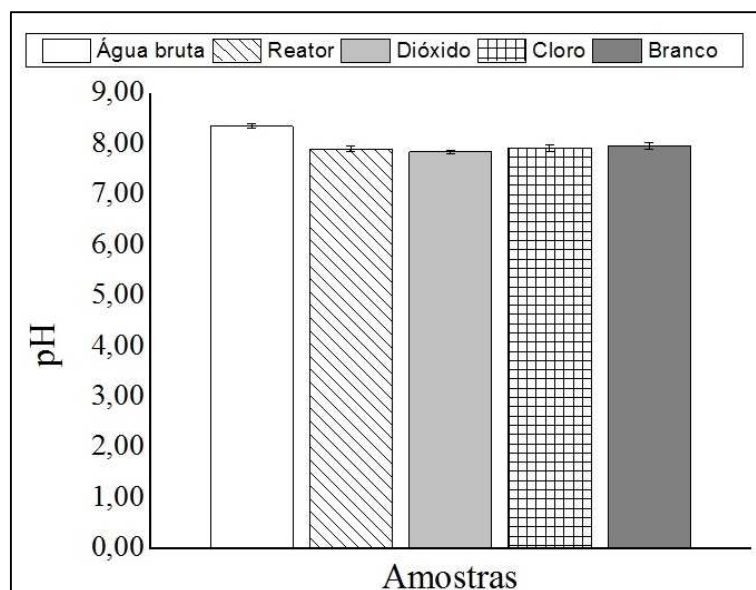
Legenda: ND = não detectado pelo método; FT = ferro total; AT = alcalinidade total; DT = dureza total; Cond. = condutividade; SUVA = absorvância específica da luz ultravioleta; THMt = Trihalometanos totais.

Fonte: AUTOR (2016).

Os parâmetros de alcalinidade total, condutividade, cloreto, sódio, potássio, nitrato, amônia, fluoreto, sulfato, dureza total, cálcio e magnésio não tiveram diferenças significativas entre a água bruta e as águas tratadas, além das águas produzidas estarem com as concentrações desses parâmetros dentro dos limites da Portaria 2.914/MS. Não foram detectadas concentrações de nitrito em nenhuma amostra.

Para o parâmetro de pH, houve diminuição significativa do pH das águas tratadas em relação à água bruta (Figura 50). As médias do pH foram: 8,35 para a água bruta (grupo A), e 7,90 para o reator, 7,84 para o dióxido, 7,92 para o cloro e 7,96 para o branco (todos os tratamentos pertencentes ao grupo B). Esse fato ocorreu em virtude das ações do coagulante e do auxiliar de coagulação, mas todos estiveram dentro dos limites impostos por Brasil (2011) que é de 6,5 a 9,0.

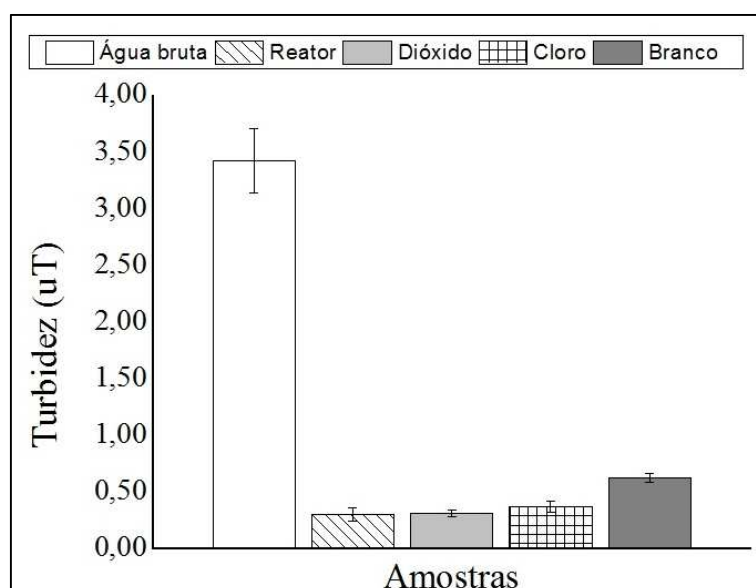
Figura 50 – Gráfico do pH da água bruta e dos tratamentos aplicados.



Fonte: AUTOR (2016).

Em relação à turbidez, todos os tratamentos aplicados conseguiram uma diminuição significativa, como mostrado na Figura 51. As médias de turbidez foram: 3,42 uT para a água bruta (grupo A), e 0,30 uT para o reator, 0,31 uT para o dióxido, 0,37 uT para o cloro e 0,62 uT para o branco (todos os tratamentos pertencentes ao grupo B). O tratamento sem pré-oxidante, no entanto, não atingiu uma eficiência em que enquadre a água produzida em acordo com Brasil (2011), visto que o limite é 0,5 uT.

Figura 51 – Gráfico de turbidez da água bruta e dos tratamentos aplicados.



Fonte: AUTOR (2016).

A perda de carga no filtro está relacionada com a turbidez da água. A Tabela 23 expressa os valores médios e o desvio-padrão de perda de carga no filtro descendente até 90 minutos.

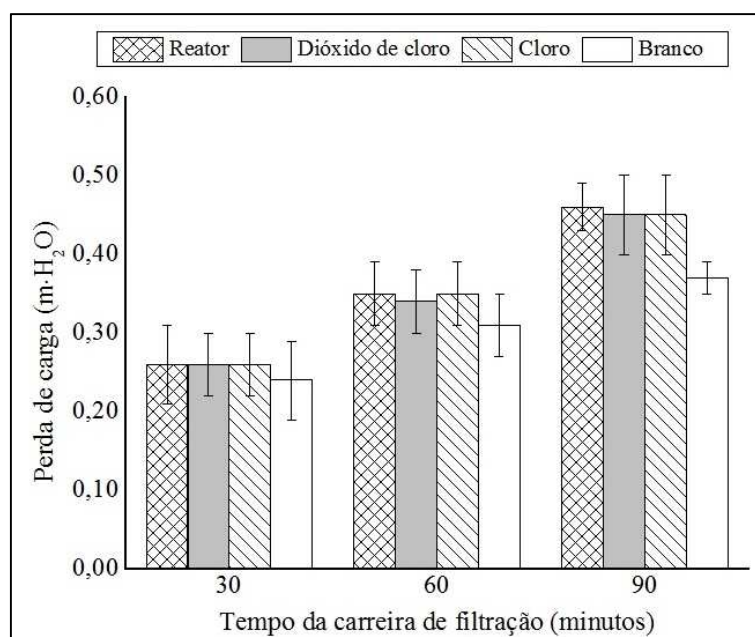
Tabela 23 – Valores de perda de carga do filtro para os quatro tratamentos aplicados.

Tempo (minutos)	Reator	Dióxido	Cloro	Branco
30	0,26 ± 0,05	0,26 ± 0,04	0,26 ± 0,04	0,24 ± 0,05
60	0,35 ± 0,04	0,34 ± 0,04	0,35 ± 0,04	0,31 ± 0,04
90	0,46 ± 0,03	0,45 ± 0,05	0,45 ± 0,05	0,37 ± 0,02

Fonte: AUTOR (2016).

Percebe-se que o tratamento sem pré-oxidante (branco) apresentou menor valor de perda de carga do que os demais tratamentos, o que é ilustrado na Figura 52. O branco exibiu menor eficiência na remoção de turbidez e, por haver maior passagem das partículas pelo meio filtrante, a perda de carga foi menor por haver menor retenção no leito.

Figura 52 – Gráfico da perda de carga dos tratamentos aplicados.

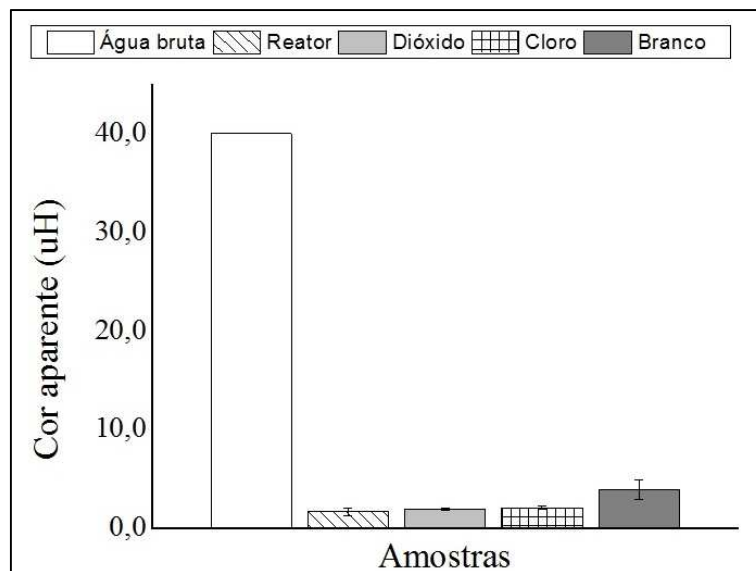


Fonte: AUTOR (2016).

Sobre a cor aparente, houve redução significativa em todos os tratamentos (Figura 53). As médias de cor aparente foram: 40,0 uH para a água bruta, e 1,7 uH para o reator, 1,9 uH para o dióxido, 2,1 uH para o cloro e 3,9 uH para o branco. Os tratamentos com o reator, com o dióxido e com o cloro (grupo C) foram, entretanto, mais eficientes na remoção de cor

aparente do que o tratamento sem pré-oxidante (grupo B). Todos os pré-oxidantes aplicados conseguiram enquadrar a água dentro dos limites impostos pela Portaria 2.914/MS, que é 15 uH.

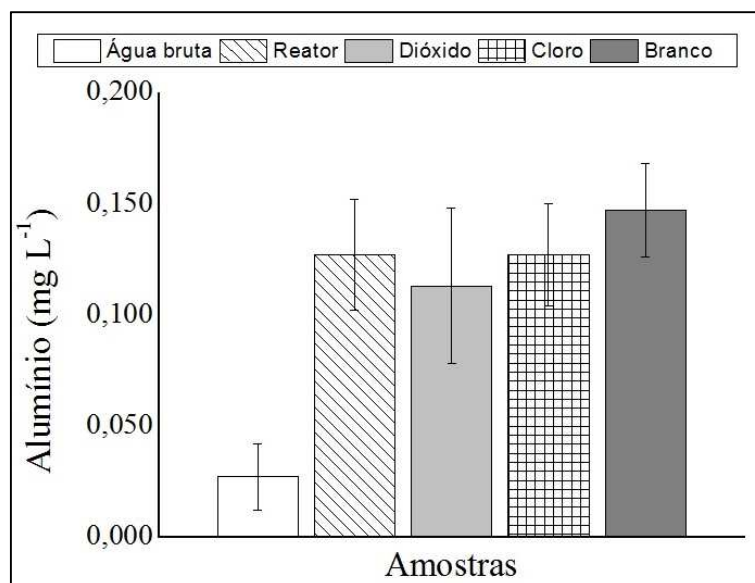
Figura 53 – Gráfico de cor aparente da água bruta e dos tratamentos aplicados.



Fonte: AUTOR (2016).

Para os íons alumínio, houve aumento significativo em todos os tratamentos (Figura 54). As médias de alumínio foram: $0,027 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para a água bruta (grupo B), e $0,127 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o reator, $0,113 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o dióxido, $0,127 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o cloro e $0,147 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para o branco (todos os tratamentos pertencentes ao grupo A). Esse aumento foi provocado pelos reagentes usados na coagulação e floculação em virtude da ocorrência de alumínio em sua composição. Todas as amostras, contudo, estiveram dentro do limite imposto pela Portaria 2.914/MS que é $0,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

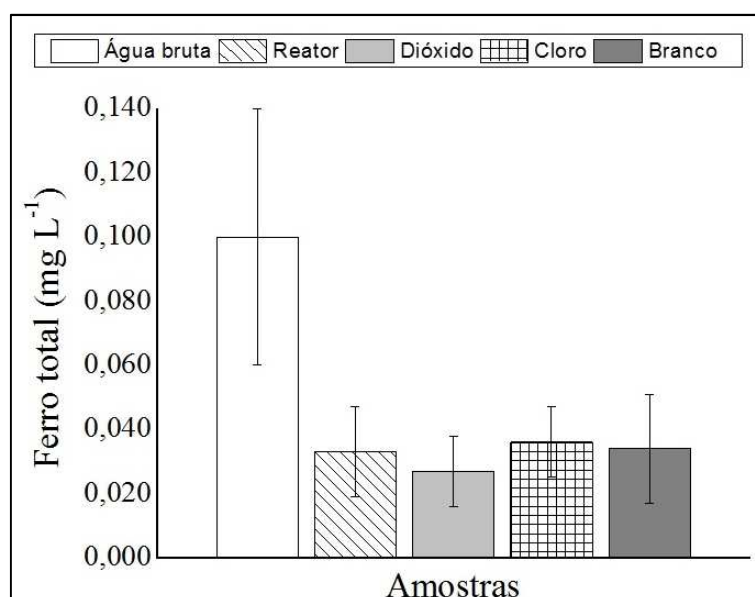
Figura 54 – Gráfico de alumínio da água bruta e dos tratamentos aplicados.



Fonte: AUTOR (2016).

Houve remoção significativa em todos os tratamentos para o ferro total (Figura 55). As médias de ferro total foram: 0,100 mg·L⁻¹ para a água bruta (grupo A), e 0,033 mg·L⁻¹ para o reator, 0,037 mg·L⁻¹ para o dióxido, 0,036 mg·L⁻¹ para o cloro e 0,034 mg·L⁻¹ para o branco (todos os tratamentos pertencentes ao grupo B). Todas as amostras tiveram concentrações de ferro abaixo de 0,3 mg·L⁻¹ (limite da Portaria 2.914/MS), pois esse composto químico é removido em grande parte durante a filtração.

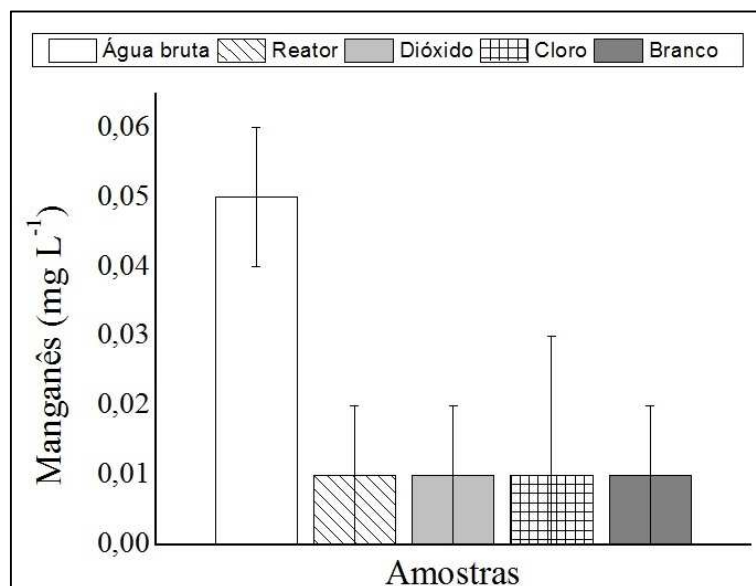
Figura 55 – Gráfico de ferro total da água bruta e dos tratamentos aplicados.



Fonte: AUTOR (2016).

Outro composto químico que pode conferir cor à água é o manganês e sua remoção foi significativa para todos os tratamentos (Figura 56). As médias de manganês foram: 0,05 mg·L⁻¹ para a água bruta (grupo A), e 0,01 mg·L⁻¹ para todos os tratamentos (grupo B). O limite da Portaria 2.914/MS é de 0,1 mg·L⁻¹ e todas as amostras estiveram conformes.

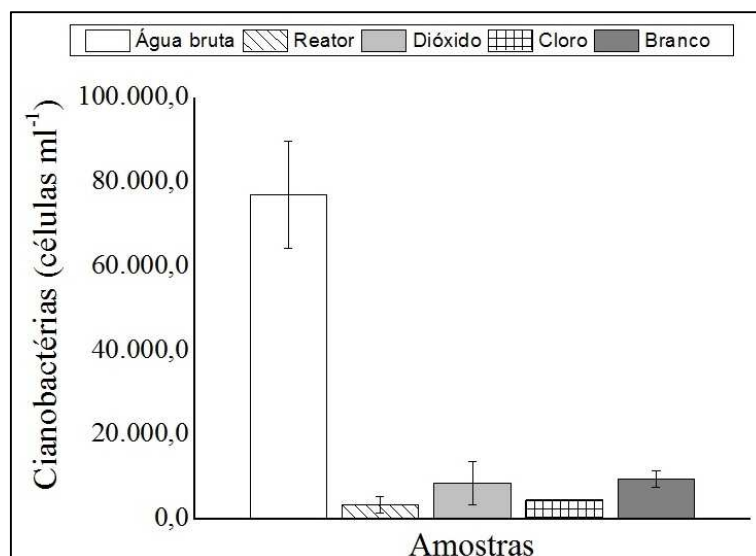
Figura 56 – Gráfico de manganês da água bruta e dos tratamentos aplicados.



Fonte: AUTOR (2016).

Em relação às cianobactérias da água, todos os tratamentos conseguiram diminuir significativamente a concentração (Figura 57). As médias de cianobactérias foram: 76.950,2 células·mL⁻¹ para a água bruta (grupo A), e 3.311,2 células·mL⁻¹ para o reator, 8.478,2 células·mL⁻¹ para o dióxido, 4.404,9 células·mL⁻¹ para o cloro e 9.381,2 células·mL⁻¹ para o branco (todos os tratamentos pertencentes ao grupo B). Como as cianobactérias são potenciais formadoras de toxinas, a remoção significativa das células indica boa eficiência dos tratamentos na prevenção da formação dessas excretas. O processo eletrolítico associado à coagulação química e à filtração direta descendente também conseguiu uma remoção significativa, assim como os outros pré-oxidantes empregados. É necessária, porém, uma realização de análises para se observar um possível rompimento das células, fato que pode provocar liberação de toxinas.

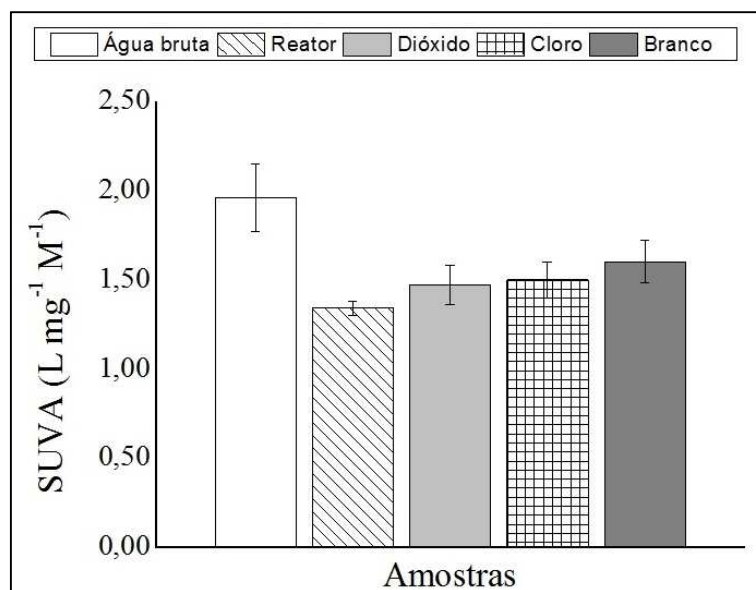
Figura 57 – Gráfico de cianobactérias da água bruta e dos tratamentos aplicados.



Fonte: AUTOR (2016).

Na remoção de matéria orgânica, todos os tratamentos conseguiram remover significativamente a SUVA da água, como mostrado na Figura 58. As médias de SUVA foram: $1,96 \text{ L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{M}^{-1}$ para a água bruta (grupo A), e $1,34 \text{ L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{M}^{-1}$ para o reator, $1,47 \text{ L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{M}^{-1}$ para o dióxido, $1,50 \text{ L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{M}^{-1}$ para o cloro e $1,60 \text{ L}\cdot\text{mg}^{-1}\cdot\text{M}^{-1}$ para o branco (todos os tratamentos pertencentes ao grupo B). As remoções alcançadas não foram, todavia, suficientes para evitar que houvesse formação de trihalometanos totais acima do limite da Portaria 2.914/MS, que é $0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. As médias de trihalometanos totais foram: $205 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para o reator, $191 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para o dióxido, $219 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para o cloro e $185 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para o branco (todos os tratamentos pertencentes ao mesmo grupo no Teste de *Tukey*). Assim, torna-se necessário um monitoramento frequente da água produzida nas ETAs e nas redes de distribuição para se ter um controle da formação de subprodutos.

Figura 58 – Gráfico de SUVA da água bruta e dos tratamentos aplicados.



Fonte: AUTOR (2016).

Quando comparado com o cloro e o dióxido de cloro, o reator por processo eletrolítico usando eletrodos de platina e aço inox com o emprego de corrente contínua pulsada também conseguiu remover significativamente os compostos químicos que causam turbidez e cor à água. Assim, a aplicação do processo eletrolítico pode ser viável na etapa de pré-oxidação em um tratamento de água em escala real.

5.6.3 Análise das componentes principais e agrupamento hierárquico

Para os parâmetros que denotaram diferença significativa entre os grupos no Teste de *Tukey*, foram realizadas uma análise das componentes principais e uma análise de agrupamentos hierárquicos. A matriz de dados autoescalados para as amostras é indicada na Tabela 24.

Tabela 24 – Matriz de dados autoescalados para as amostras de água bruta e água tratada.

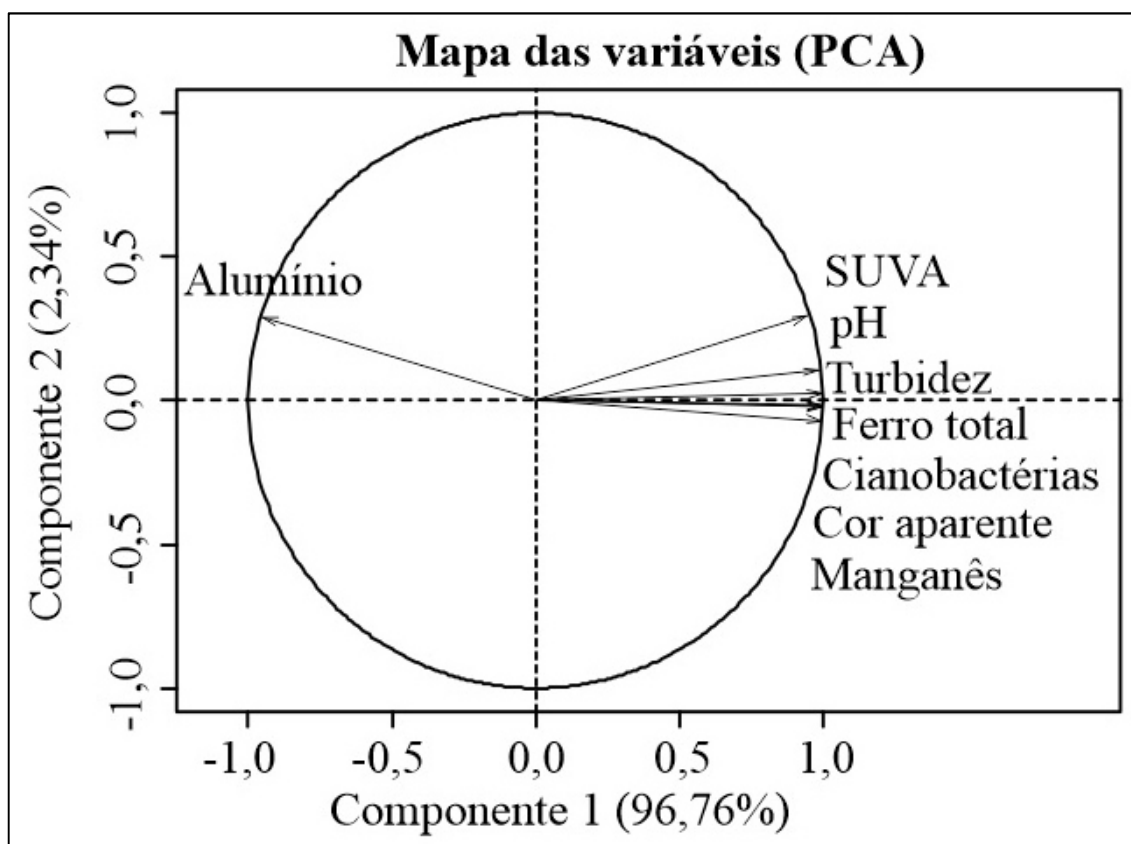
Parâmetro	Componente 1	Componente 2
pH	0,9849	0,1054
Turbidez	0,9990	0,0238
Cor aparente	0,9994	-0,0196
Alumínio	-0,9506	0,2896
Manganês	0,9974	-0,0697
Ferro total	0,9943	-0,0165
SUVA	0,9442	0,2925
Cianobactérias	0,9978	-0,0230

Fonte: AUTOR (2016).

Na componente 1, verifica-se que, exceto a variável alumínio (-0,9506), todas as outras variáveis demonstram um peso fatorial que permite classificar as amostras, visto que possuem maiores valores. Para a componente 2, no entanto, as variáveis SUVA (0,2925), alumínio (0,2896), pH (0,1054) e turbidez (0,0238) são respectivamente mais relevantes para o agrupamento das amostras em decorrência do maior valor registrado.

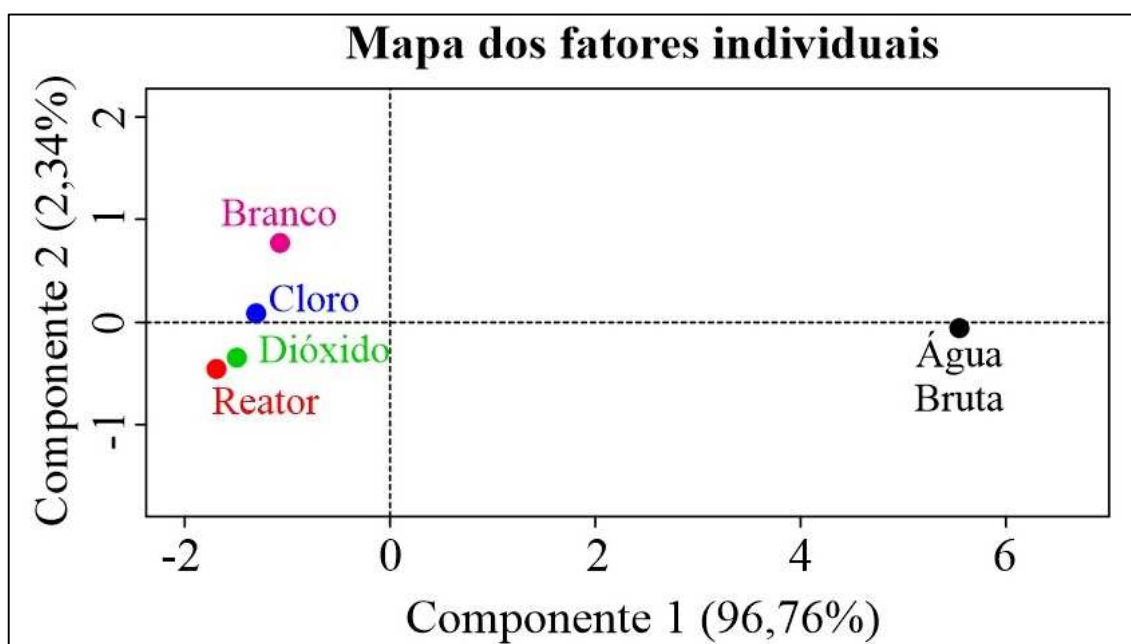
Nas Figuras 59 e 60, nota-se que a componente 1 corresponde a 96,76% da variância da matriz de dados, enquanto a componente 2 corresponde a 2,34%. A Figura 59 ilustra a relevância das variáveis para cada componente. Em conformidade com a Tabela 24, para a componente 1, exceto o parâmetro de alumínio, todas as variáveis exprimiram relevâncias para classificar os grupos. Para a componente 2, as variáveis SUVA, alumínio, pH e turbidez têm maior importância para determinar os agrupamentos das amostras. Em relação à Figura 60, observa-se um agrupamento mais próximo entre as pré-oxidações pelo reator, dióxido e o cloro e o tratamento sem pré-oxidação (branco), enquanto a água bruta ficou mais separada.

Figura 59 – Gráficos de dispersão dos escores da primeira e segunda componentes principais das variáveis.



Fonte: AUTOR (2016).

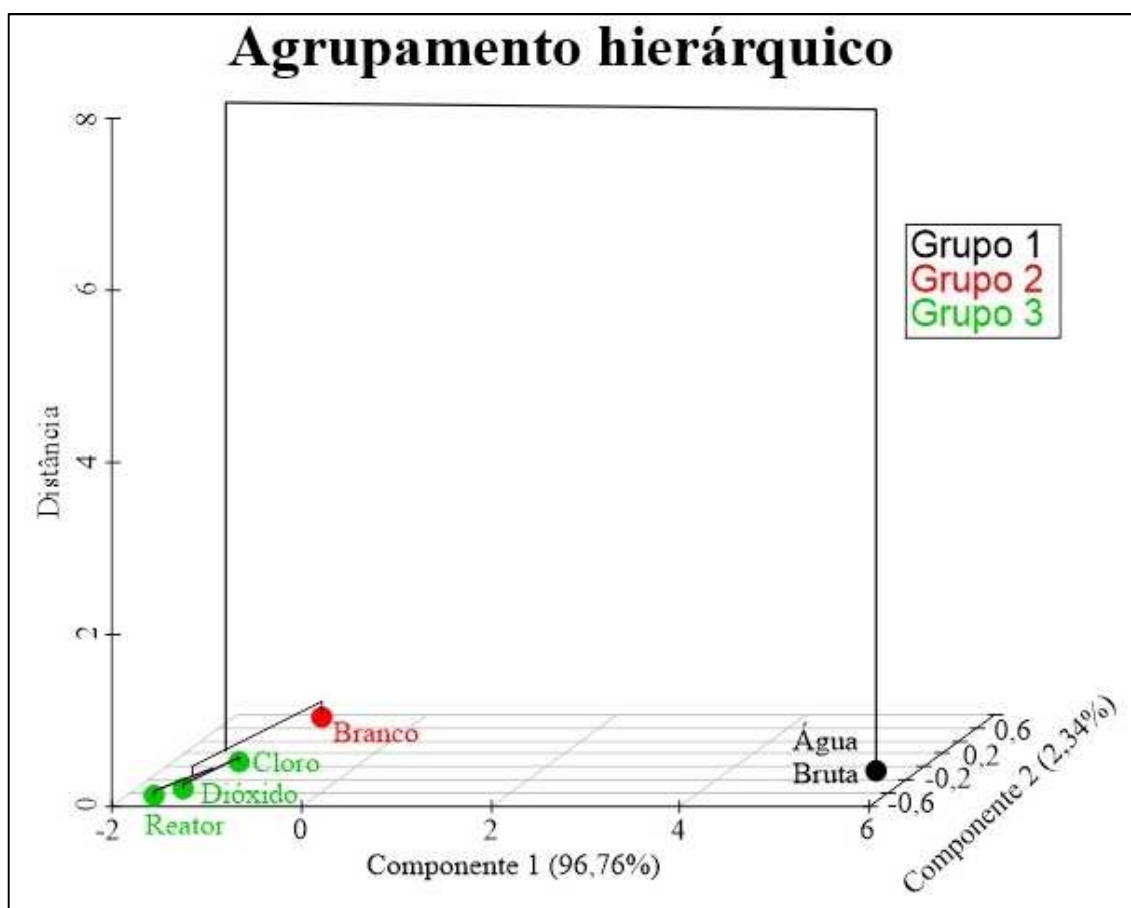
Figura 60 – Gráficos de dispersão dos escores da primeira e segunda componentes principais das amostras.



Fonte: AUTOR (2016).

Foi verificada a formação de agrupamentos em três classes distintas (Figura 61). No grupo 3 (reator, dióxido de cloro e cloro), observa-se maior semelhança entre as pré-oxidações, pois mostraram efeitos similares na água. A pré-oxidação com o cloro e com o dióxido obteve maior correlação do que a pré-oxidação com o reator. O grupo 2 (branco) não é semelhante a nenhum outro grupo, visto que denotou outras características na água. Como o grupo 1 (água bruta) possui baixa correlação com os outros grupos, constatou-se que os tratamentos aplicados resultaram em alguma alteração na água bruta.

Figura 61 – Gráfico tridimensional da análise por agrupamento hierárquico.



Fonte: AUTOR (2016).

Com suporte nessa informação, conclui-se que as pré-oxidações pelo reator por processo eletrolítico usando eletrodos de platina e aço inox, com o emprego de corrente contínua pulsada, dióxido de cloro e cloro, conseguem produzir uma água com características diferentes do que um produto sem a etapa de pré-oxidação no tratamento. Além disso, o processo eletrolítico se mostrou eficiente quanto a outros pré-oxidantes já utilizados em ETAs.

5.6.4 Consumo de energia elétrica do reator

O consumo energético observado pelo pré-tratamento eletrolítico foi monitorado por meio das potências medidas em cada uma das carreiras de filtração. Para o cálculo da energia elétrica consumida, foram utilizados os dados da Tabela 25, onde constam: valor médio do consumo de energia elétrica (potência) das três carreiras de filtração, tempo médio de cada carreira, média de volume de água tratada produzida e o valor do Quilowatt-hora local. Essas informações permitem calcular o custo de energia elétrica na etapa do pré-tratamento eletrolítico.

Tabela 25 – Valor para energia elétrica consumida por volume de água produzido.

Informações	Valor médio
Carreira 1 (W)	762
Carreira 2 (W)	741
Carreira 3 (W)	750
Média das potências (W)	751 ± 11
Média de tempo da carreira de filtração (h)	1,5
Média do volume de água produzido (m ³)	0,9
Preço kW·h (R\$)*	0,20
Custo da água produzida (R\$·m⁻³)	0,25

* Valor pago pela ETA Gavião.

Fonte: AUTOR (2016).

Como o preço do quilowatt-hora custa R\$ 0,20, o custo de energia elétrica da etapa de pré-tratamento eletrolítico foi R\$ 0,25 para cada 1 m³ de água tratada.

6 CONCLUSÕES

Quando comparados em vários tempos de reação em escala laboratorial, os eletrodos de platina e aço inox demonstraram efeitos oxidativos na água, enquanto os eletrodos de alumínio e aço carbono exprimiram características coagulantes sobre os compostos em suspensão e solúveis.

Os eletrodos de platina e aço inox não foram capazes de reduzir significativamente o COT, visto que resultaram em concentrações finais de $9,383 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $8,737 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente, em relação à água bruta ($9,016 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), e produziram íons clorato em níveis acima do que a Portaria 2.914/MS permite. Os eletrodos de alumínio e aço carbono, contudo, conseguiram remover significativamente o COT, resultando em concentrações finais de $5,466 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $7,087 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Os eletrodos de alumínio conseguiram remoções significativas de vários parâmetros, como cor aparente ($43,3 \text{ uH}$ para $13,3 \text{ uH}$), fluoreto ($0,215 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $0,014 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), sulfato ($9,43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $8,29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), manganês ($0,05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $0,01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), alcalinidade total ($100,30 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $88,03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), dureza total ($152,07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $124,07 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), cálcio ($22,59 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $20,99 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e magnésio ($23,23 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $17,40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Resultaram, porém, em uma concentração de íons alumínio na água acima do que a Portaria 2.914/MS estipula, visto que a concentração passou de $0,048 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para $12,542 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Os eletrodos de aço carbono, por sua vez, também expressaram elevado residual de ferro total com concentração de $17,740 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e contribuíram para elevar a cor aparente na água tratada ($500,0 \text{ uH}$), o que é indesejado ao tratamento. Os eletrodos de aço inox também contribuíram com o incremento de ferro na água ($1,009 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), mas em menor concentração do que produzido pelos eletrodos de aço carbono.

Nos ensaios de Teste de Jarros, todos os processos eletrolíticos combinados com coagulante e auxiliar de coagulação causaram significativa redução na turbidez e na cor em relação à água bruta. Por meio do Teste de *Tukey* e PCA, os eletrodos de platina com 100% da dosagem de coagulante e auxiliar de coagulação se mostraram mais eficientes na etapa de clarificação da água, uma vez que reduziram a turbidez da água bruta de $6,63 \text{ uT}$ para $2,37 \text{ uT}$ e a cor aparente de $55,0 \text{ uH}$ para $5,0 \text{ uH}$.

Quando se aplicou o processo eletrolítico com o emprego de corrente contínua pulsada usando eletrodos de aço carbono e aço inox em conjunto com a coagulação química e filtração direta descendente em escala-piloto, houve remoção significativa da MON da água, em que a redução da absorvância específica da luz ultravioleta atingiu eficiência de 19,51% a

26,45%, com tempo de detenção hidráulica de 1,62 minuto. Além disso, as médias dos valores de turbidez e cor aparente da água tratada estiveram em acordo com os valores máximos permissíveis pela Portaria 2.914/MS, obtendo médias nas carreiras de filtração entre 0,32 – 0,43 uT para turbidez e 2 uH para cor aparente. O processo não alterou significativamente o pH, e o consumo de energia elétrica por 1 m³ de água tratada foi de R\$ 0,26. Como desvantagem, todavia, o processo acumulava grandes quantidades de sais de ferro nos filtros, havendo a necessidade de se realizar uma limpeza química, causando um grande consumo de produto químico e maior demanda de tempo.

Ao aplicar um planejamento fatorial no processo eletrolítico usando eletrodos de platina e aço inox com o emprego de corrente contínua pulsada em escala-piloto, as condições 1 (100% de reagente e vazão de 10 L·min⁻¹), 2 (100% de reagente e vazão de 6 L·min⁻¹) e 5 (75% de reagente e vazão de 8 L·min⁻¹) se mostraram aptas a tratar a água e deixá-la em conformidade com a Portaria 2.914/MS. Para o parâmetro de turbidez, apenas o fator “reagentes” foi significativo para sua remoção; os fatores “reagentes” e “vazão” foram significativos para a remoção de cor aparente, enquanto, para a remoção de SUVA, esses dois fatores e sua interação foram significativos.

Quando comparado com outros pré-oxidantes, o processo eletrolítico usando eletrodos de platina e aço inox com o emprego de corrente contínua pulsada foi tão eficiente quanto o dióxido de cloro e o cloro, uma vez que enquadrou diversos parâmetros da água tratada com os limites impostos pela Portaria 2.914/MS. O tratamento sem pré-oxidante (branco), contudo, não conseguiu produzir uma água tratada com turbidez abaixo de 0,5 uT.

Todos os tratamentos aplicados geraram mais THM do que é permitido pela Portaria 2.914/MS (0,1 mg·L⁻¹). Os tratamentos utilizando o reator, o dióxido de cloro e o cloro geraram 205 µg·L⁻¹, 191 µg·L⁻¹, 219 µg·L⁻¹ e 185 µg·L⁻¹, respectivamente. É necessário realizar um monitoramento frequente para ter controle desses subprodutos da cloração.

Quando aplicados PCA e HCA, constatou-se que o processo eletrolítico usando eletrodos de platina e aço inox com o emprego de corrente contínua pulsada pertencia ao mesmo grupo do dióxido de cloro e do cloro, enquanto o branco pertenceu a outro grupo, demonstrando a necessidade de uma etapa de pré-oxidação em tratamento de água. O consumo de energia elétrica do processo de eletro-oxidação por 1 m³ de água tratada foi de R\$ 0,25.

A eletrólise com corrente contínua pulsada se mostrou eficaz na etapa de pré-oxidação em tratamento de água. Dessa maneira, se torna uma opção, por parte da equipe técnica, de uma companhia de saneamento, de uma empresa ou de uma indústria a ser aplicada

em um projeto de dimensionamento de uma estação de tratamento de água e da seleção de tecnologia aplicada ao tratamento.

7 RECOMENDAÇÕES

Aplicar uma etapa de decantação no tratamento quando se utilizarem eletrodos de aço carbono, a fim de evitar que o ferro proveniente da eletrólise seja carregado até o filtro descendente.

Instalar no reator somente eletrodos de platina e verificar se há aumento da eficiência do tratamento do que o reator com eletrodos de aço inox e platina.

Configurar novos circuitos elétricos de corrente contínua pulsada com outras frequências.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALA NETO, Eliezer Fares; AQUINO, Marisete Dantas de. Fotocatálise heterogênea associada a eletro-oxidação no pré-tratamento de água eutrofizada em uma estação piloto de tratamento de água. **Revista AIDIS**, S.I., v. 5, n. 3, p.11-19, 6 dez. 2012.

ABDALA NETO, Eliezer Fares. **Pré e Pós-Tratamento por eletro-oxidação associada à fotocatalise heterogênea em uma ETA por filtração direta visando a redução dos Precursores dos compostos organoclorados**. 2012. 239 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

AKYOL, Abdurrahman. Treatment of paint manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, [s.l.], v. 285, p.91-99, jan. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.09.039>.

ALBANO, Filipe de Medeiros; RODRIGUEZ, Maria Teresa Raya. **Validação e garantia da qualidade de ensaios laboratoriais – guia prático**. Porto Alegre: Rede Metrológica, 2009.

ANA. **Atlas Brasil: abastecimento urbano de água – resultados por estados (volume 2)**. Brasília: Engecorps/Cobrape, 2010.

ANG, Wei Lun et al. A review on the applicability of integrated/hybrid membrane processes in water treatment and desalination plants. **Desalination**, [s.l.], v. 363, p.2-18, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.03.008>.

ANGELIS, Dejanira F. et al. Eletrólise de resíduos poluidores. I - Efluente de uma indústria liofilizadora de condimentos. **Química Nova**, S.I, v. 21, n. 1, p.20-24, 1998.

ANGLADA, Ángela et al. Boron-doped diamond anodic treatment of landfill leachate: Evaluation of operating variables and formation of oxidation by-products. **Water Research**, [s.l.], v. 45, n. 2, p.828-838, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.017>.

ANTOV, Mirjana G.; IČIBAN, Marina B.; PRODANOVIĆ, Jelena M.. Evaluation of the efficiency of natural coagulant obtained by ultrafiltration of common bean seed extract in water turbidity removal. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 49, p.48-52, dez. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.015>.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington: American Public Health Association/American, 2012.

ARAYA-FARIAS, M. et al. Clarification of apple juice by electroflotation. **Innovative Food Science & Emerging Technologies**, [s.l.], v. 9, n. 3, p.320-327, jul. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ifset.2007.08.002>.

ATES, Nuray et al. Occurrence of disinfection by-products in low DOC surface waters in Turkey. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 142, n. 1-2, p.526-534, abr. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.076>.

ATES, Nuray; KITIS, Mehmet; YETIS, Ulku. Formation of chlorination by-products in waters with low SUVA—correlations with SUVA and differential UV spectroscopy. **Water Research**, [s.l.], v. 41, n. 18, p.4139-4148, out. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.042>.

ATKINS, Peter; JONES, Loretta. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. Porto Alegre : Bookman, 2001.

ATKINS, Peter William. **Moléculas**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2002.

AYYILDIZ, Onder; ILERI, Burcu; SANIK, Serdar. Impacts of water organic load on chlorine dioxide disinfection efficacy. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 168, n. 2-3, p.1092-1097, set. 2009. Elsevier BV.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARBOSA, Izabela Major; TERAN, Francisco Javier Cuba. Eletrocoagulação-flotação aplicada ao tratamento de efluentes gerados na indústria de reciclagem de plásticos. **Holos Environment**, S.I., v. 9, n. 1, p. 93-112, 2009.

BARROS NETO, Benício de; SCARMINIO, Ieda Spacino; BRUNS, Roy Edward. **Como Fazer Experimentos**. Porto Alegre: Bookman, 2010.

BAUDEQUIN, Clément et al. Purification of firefighting water containing a fluorinated surfactant by reverse osmosis coupled to electrocoagulation–filtration. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 76, n. 3, p.275-282, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2010.10.016>.

BEHBAHANI, M.; MOGHADDAM, M.r. Alavi; ARAMI, M.. Techno-economical evaluation of fluoride removal by electrocoagulation process: Optimization through response surface methodology. **Desalination**, [s.l.], v. 271, n. 1-3, p.209-218, abr. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.12.033>.

BOUDJEMA, N. et al. Treatment of Oued El Harrach river water by electrocoagulation noting the effect of the electric field on microorganisms. **Journal Of The Taiwan Institute Of Chemical Engineers**, [s.l.], v. 45, n. 4, p.1564-1570, jul. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtice.2013.10.006>.

BRASIL. **Manual de saneamento**. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.

BRASIL. **Portaria nº 635/Bsb**. Brasília: Ministério da Saúde, 1975.

BRASIL. **Portaria MS nº 2914**. Brasília: Secretaria de Vigilância em Saúde, 2011.

CAMPOS, Maria Lúcia A. Moura. **Introdução à biogeoquímica de ambientes aquáticos**. Campinas: Átomo, 2010.

CEARÁ. **Relatório de Desempenho da Gestão SCidades – 2010: Relatório de desempenho setorial – RDS**. Fortaleza: Governo do Estado do Ceará (Secretaria das Cidades), 2010.

CHAIWONG, Nongkhran; NUNTIYA, Apinon. Influence of pH, Electrolytes and Polymers on Flocculation of Kaolin Particle. **Chiang Mai Journal of Science**, S.I., v. 35, n. 1, p. 11-16, 2008.

CHEN, Chao et al. Changes in different organic matter fractions during conventional treatment and advanced treatment. **Journal Of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 23, n. 4, p.582-586, abr. 2011. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742\(10\)60423-8](http://dx.doi.org/10.1016/s1001-0742(10)60423-8).

CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 38, n. 1, p.11-41, jul. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>.

CHEN, Xin; DENG, Huiping. Removal of humic acids from water by hybrid titanium-based electrocoagulation with ultrafiltration membrane processes. **Desalination**, [s.l.], v. 300, p.51-57, ago. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2012.06.004>.

CHIANG, Li-Choung; CHANG, Juu-En; WEN, Ten-Chin. Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate. **Water Research**, S.I., v. 29, n. 2, p. 671-678, 1995.

CIENFUEGOS, Freddy. **Estatística aplicada ao laboratório**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.

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

CURTEANU, Silvia et al. Modeling of electrolysis process in wastewater treatment using different types of neural networks. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 172, n. 1, p.267-276, ago. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.104>.

DANTAS NETO, Silvrano Adonias et al. **Manual técnico para construção de pequenas obras de abastecimento de água no Semiárido Brasileiro**. Fortaleza: Expressão Gráfica Editora, 2013.

DEBORDE, Marie; VON GUNTEN, Urs. Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: A critical review. **Water Research**, [s.l.], v. 42, n. 1-2, p.13-51, jan. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.025>.

DI BERNARDO, Luiz. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. São Carlos: ABES, 2003.

DI BERNARDO, Luiz; BRANDÃO, Cristina Célia S.; HELLER, Léo. **Tratamento de Águas de Abastecimento Por Filtração Em Múltiplas Etapas**. Rio de Janeiro: ABES (PROSAB), 1999.

DI BERNARDO, Luiz; DI BERNARDO, Angela Silva; CENTURIONE FILHO, Paulo Luiz. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2002.

DIEMERT, Sabrina et al. Removal of halo-benzoquinone (emerging disinfection by-product) precursor material from three surface waters using coagulation. **Water Research**, [s.l.], v. 47, n. 5, p.1773-1782, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.035>.

DUAN, Jinming; GREGORY, John. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, S.I., v. 100 – 102, p. 475-502, 2003.

DUAN, Jinming et al. Coagulation of humic acid by aluminium sulphate in saline water conditions. **Desalination**, S.I., v. 150, p. 1-14, 2002.

EMAMJOMEH, Mohammad M.; SIVAKUMAR, Muttucumaru. Denitrification using a monopolar electrocoagulation/flotation (ECF) process. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 91, n. 2, p.516-522, nov. 2009a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.09.020>.

EMAMJOMEH, Mohammad. M.; SIVAKUMAR, Muttucumaru.. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 90, n. 5, p.1663-1679, abr. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.011>.

ESPARZA-SOTO, M.; NÓÑEZ-HERNÁNDEZ, S.; FALL, C.. Spectrometric characterization of effluent organic matter of a sequencing batch reactor operated at three sludge retention times. **Water Research**, [s.l.], v. 45, n. 19, p.6555-6563, dez. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.057>.

ESSADKI, A.h. et al. Electrocoagulation/electroflotation in an external-loop airlift reactor—Application to the decolorization of textile dye wastewater: A case study. **Chemical Engineering And Processing: Process Intensification**, [s.l.], v. 47, n. 8, p.1211-1223, ago. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cep.2007.03.013>.

ESTEVEZ, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

EXON, Jerry H. et al. Immunotoxicologic Evaluation of Chlorine-based Drinking Water Disinfectants, Sodium Hypochlorite and Monochlorine. **Toxicology**, S.I., n. 44, p. 257-269, 1987.

FEDALA, N. et al. RETRACTED: Physical parameters affecting coagulation of turbid water with *Opuntia ficus-indica* cactus. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 77, p.33-36, abr. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.007>.

FERREIRA, A. de Mello; MARCHESIELLO, M.; THIVEL, P.-x.. Removal of copper, zinc and nickel present in natural water containing Ca²⁺ and ions by electrocoagulation. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 107, p.109-117, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2013.01.016>.

FEYNMAN, R. P.; LEIGHTON, R. B.; SANDS, M. L. **Lições de física de Feynman: mecânica quântica**. Porto Alegre: Bookman, 2008.

FILELLA, Montserrat. Freshwaters: which NOM matters?. **Environmental Chemistry Letters**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.21-35, 22 maio 2009. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-008-0158-x>.

FILELLA, Montserrat. Understanding what we are measuring: Standards and quantification of natural organic matter. **Water Research**, [s.l.], v. 50, p.287-293, mar. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.12.015>.

GAO, Shanshan et al. Electro-coagulation–flotation process for algae removal. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 177, n. 1-3, p.336-343, maio 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.037>.

GHABBOUR, E. A.; DAVIES, G. **Humic Substances: Versatile Components of Plants, Soils and Water**. Boston: Elsevier Science and Technology, 2000.

GHERNAOUT, Djamel; NACEUR, Mohamed Wahib; AOUABED, Ali. On the dependence of chlorine by-products generated species formation of the electrode material and applied charge during electrochemical water treatment. **Desalination**, [s.l.], v. 270, n. 1-3, p.9-22, abr. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.010>.

GHOSH, D.; SOLANKI, H.; PURKAIT, M.k.. Removal of Fe(II) from tap water by electrocoagulation technique. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 155, n. 1-2, p.135-143, jun. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.042>.

GONZALEZ-TORRES, A. et al. Examination of the physical properties of *Microcystis aeruginosa* flocs produced on coagulation with metal salts. **Water Research**, [s.l.], v. 60, p.197-209, set. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.046>.

GOTTFRIED, A. et al. Impact of recycling filter backwash water on organic removal in coagulation–sedimentation processes. **Water Research**, [s.l.], v. 42, n. 18, p.4683-4691, nov. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.08.011>.

GREGOR, J. E.; NOKES, C. J.; FENTON, E. Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. **Water Research**, S.I., v. 31, n. 12, p. 2949-2958, 1997.

GUIMARÃES, Raphael Mendonça et al. Caracterização da exposição de população a organoclorados: uma aplicação da análise de cluster. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, S.i., v. 16, n. 2, p.231-239, 2013.

GUSMÃO, Isabel Celeste Caíres Pereira; MORAES, Peterson Bueno; BIDOIA, Ederio Dino. Studies on the Electrochemical Disinfection of Water Containing *Escherichia coli* using a Dimensionally Stable Anode. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, S.I., v. 53, n. 5, p. 1235-1244, 2010.

HARIF, T.; ADIN, A.. Size and structure evolution of kaolin–Al(OH)₃ flocs in the electroflocculation process: A study using static light scattering. **Water Research**, [s.l.], v. 45, n. 18, p.6195-6206, nov. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.027>.

HARRIS, D. C. **Análise química quantitativa**. Rio de Janeiro: LTC, 2008.

HEISTER, Katja; KLEINGELD, Pieter J.; LOCH, J.P. Gustav. **Comparing the influence of electrode materials in electrokinetic experiments: Evidence from literature and laboratory measurements**. Utrecht: Mededelingen van de Faculteit Geowetenschappen Universiteit Utrecht, 1999.

HERNLEM, B. J.; TSAI, L. S. Chlorine Generation and Disinfection by Electroflotation. **Journal of Food Science**, S.I., v. 65, n. 5, 2000.

HERNLEM, Bradley J.. Electrolytic destruction of urea in dilute chloride solution using DSA electrodes in a recycled batch cell. **Water Research**, [s.l.], v. 39, n. 11, p.2245-2252, jun. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2005.04.018>.

HEWITT, P. G. **Física conceitual**. Porto Alegre: Bookmam, 2002.

HU, C.y.; LO, S.l.; KUAN, W.h.. Effects of co-existing anions on fluoride removal in electrocoagulation (EC) process using aluminum electrodes. **Water Research**, [s.l.], v. 37, n. 18, p.4513-4523, nov. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354\(03\)00378-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0043-1354(03)00378-6).

HUANG, Weiwei et al. Effects of macro-porous anion exchange and coagulation treatment on organic removal and membrane fouling reduction in water treatment. **Desalination**, [s.l.], v. 355, p.204-216, jan. 2015a. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.045>.

HUANG, Xin et al. Coagulation behavior and floc properties of compound bioflocculant–polyaluminum chloride dual-coagulants and polymeric aluminum in low temperature surface water treatment. **Journal Of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 30, p.215-222, abr. 2015b. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.07.033>.

IBGE. **Atlas de saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

JAMIESON, Robert A. et al. Volcanic ash fall events identified using principal component analysis of a high-resolution speleothem trace element dataset. **Earth And Planetary Science Letters**, [s.l.], v. 426, p.36-45, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.epsl.2015.06.014>.

JEONG, Joonseon; KIM, Choonsoo; YOON, Jeyong. The effect of electrode material on the generation of oxidants and microbial inactivation in the electrochemical disinfection processes. **Water Research**, [s.l.], v. 43, n. 4, p.895-901, mar. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2008.11.033>.

JEONG, Joonseon; KIM, Jee Yeon; YOON, Jeyong. The Role of Reactive Oxygen Species in the Electrochemical Inactivation of Microorganisms. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 40, n. 19, p.6117-6122, out. 2006. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es0604313>.

JIANG, Jia-Qian et al. Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. **Water Research**, S.I., n. 36, p. 4064-4078, 2002.

JIN, Ri-ya et al. Concentration-dependence of the explosion characteristics of chlorine dioxide gas. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 166, n. 2-3, p.842-847, 30 jul. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.11.124>.

JUANG, Yaju et al. A hybrid electrochemical advanced oxidation/microfiltration system using BDD/Ti anode for acid yellow 36 dye wastewater treatment. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 120, p.289-295, dez. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2013.09.042>.

JUNG, Yeon Jung et al. An investigation of the formation of chlorate and perchlorate during electrolysis using Pt/Ti electrodes: The effects of pH and reactive oxygen species and the results of kinetic studies. **Water Research**, [s.l.], v. 44, n. 18, p.5345-5355, out. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.029>.

KABSCH-KORBUTOWICZ, Malgorzata. Impact of pre-coagulation on ultrafiltration process performance. **Desalination**, [s.l.], v. 194, n. 1-3, p.232-238, jun. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2005.09.031>.

KALMAZ, E. V.; KALMAZ, G. D. The Health Effects and Ecological Significance of Chlorine Residuals in Water. **Chemosphere**, S.I., v. 10, n. 10, p. 1163-1175, 1981.

KATAL, Reza; PAHLAVANZADEH, Hassan. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. **Desalination**, [s.l.], v. 265, n. 1-3, p.199-205, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.052>.

KHAJEH, Mostafa. Multivariate Optimization of Microwave-Assisted Digestion of Copper and Zinc from Powder Milk. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, S.I., v. 23, n. 9, p. 1704-1710, 2012.

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

KOLESNIKOV, V. A.; VARAKSIN, S. O.; KRYUCHKOVA, L. A. Electroflotation Extraction of Valuable Components from Wash Waters of Electroplating Works, with Water Recycling. **Russian Journal of Electrochemistry**, S.I., v. 37, n. 7, p. 760-764, 2001.

KOZANI, R. Rahnama et al. Determination of Trihalomethanes in Drinking Water by Dispersive Liquid–Liquid Microextraction then Gas Chromatography with Electron-Capture Detection. **Chromatographia**, [s.l.], v. 66, n. 1-2, p.81-86, 24 maio 2007. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1365/s10337-007-0226-6>.

KURODA, Emília Kiyomi. **Remoção de células e subprodutos de Microcystis spp. por dupla filtração, oxidação e adsorção**. 2006. 233 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

LETTERMAN, Raymond D. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies**. New York: McGraw-Hill, 1999.

LI, Xiaoxiao et al. The characteristics of sludge from enhanced coagulation processes using PAC/PDMDAAC composite coagulants in treatment of micro-polluted raw water. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 147, p.125-131, jun. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2015.04.015>.

LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2008.

LIMA, José Airton Pereira. **Dupla filtração utilizando filtro de pressão à montante de filtro ascendente em mananciais eutrofizados**. 2011. 112 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

LIMA, Maria Lucimar Maranhão et al. Tratamento eletroquímico de azo corante Acid Red 27 em solução aquosa usando anodo de $Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,4}Sn_{0,3}O_2$. **Revista DAE**, S.I., n. 195, p. 48-59, 2014.

LIMONI, B.; TELTSCH, B. Chlorine dioxide disinfection of drinking water – an evaluation of a treatment plant. **Water Research**, S.I., v. 19, n. 12, p. 1489-1495, 1985.

LIN, Chin-jung et al. Pilot-Scale Electrocoagulation with Bipolar Aluminum Electrodes for On-Site Domestic Greywater Reuse. **Journal Of Environmental Engineering**, [s.l.], v. 131, n. 3, p.491-495, mar. 2005. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2005\)131:3\(491\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2005)131:3(491)).

LIU, Sanly et al. Multi-wavelength spectroscopic and chromatography study on the photocatalytic oxidation of natural organic matter. **Water Research**, [s.l.], v. 44, n. 8, p.2525-2532, abr. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.01.036>.

LU, Xiaoqiao; CHEN, Zuliang; YANG, Xinhao. Spectroscopic study of aluminium speciation in removing humic substances by Al coagulation. **Water Research**, S.I., v. 33, n. 15, p. 3271-3280, 1999.

MAIA, Liana Geisa Conrado. **Estudo do processo de eletrocoagulação/floculação aplicado ao polimento de efluente doméstico**. 2014. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

MALAKOOTIAN, M.; MANSOORIAN, H.j.; MOOSAZADEH, M.. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. **Desalination**, [s.l.], v. 255, n. 1-3, p.67-71, maio 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.01.015>.

MANSOUR, L. Ben; KOLSI, K.; KSENTINI, I. Influence of current density on oxygen transfer in an electroflotation cell. **Journal Of Applied Electrochemistry**, [s.l.], v. 37, n. 8, p.887-892, 20 abr. 2007. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10800-007-9326-0>.

MARTÍNEZ, Amaya; UCHE, Javier. Chemical exergy assessment of organic matter in a water flow. **Energy**, [s.l.], v. 35, n. 1, p.77-84, jan. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2009.08.032>.

MATTESON, Michael J et al. Electrocoagulation and separation of aqueous suspensions of ultrafine particles. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, S.I., v. 104, p. 101-109, 1995.

MCDONALD, Suzanne et al. Analytical chemistry of freshwater humic substances. **Analytica Chimica Acta**, [s.l.], v. 527, n. 2, p.105-124, dez. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aca.2004.10.011>.

MILLER, J. C.; MILLER, J. N. **Statistics for analytical chemistry**. Chichester: Ellis Horwood Limited, 1988.

MOHORA, Emilijan et al. Removal of natural organic matter and arsenic from water by electrocoagulation/flotation continuous flow reactor. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 235-236, p.257-264, out. 2012. Elsevier BV.

MOLNAR, Jelena et al. The effects of matrices and ozone dose on changes in the characteristics of natural organic matter. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 222, p.435-443, abr. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.087>.

MONTGOMERY, Douglas C.; RUNGER, George C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. Rio de Janeiro: LTC, 2008.

MOTA, Francisco Suetônio Bastos. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Fortaleza: ABES, 2008a.

MOTA, Francisco Suetônio Bastos. **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos**. Fortaleza: ABES, 2008b.

NAHUI, F. N. B.; NASCIMENTO, M. R.; CAVALCANTI, E. B.; VILAR, E. O. Electroflotation of emulsified oil in industrial wastes evaluated with a full factorial design. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, S.I., v. 25, n. 3, p. 435-442, 2008.

NAM, Seung -woo et al. Streaming current titration for coagulation of high turbidity water. **Colloids And Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s.l.], v. 419, p.133-139, fev. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2012.11.051>.

NAM, Yong-seog et al. Enhancing surface layer properties of an aircraft aluminum alloy by shot peening using response surface methodology. **Materials & Design**, [s.l.], v. 83, p.566-576, out. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.matdes.2015.06.065>.

NASCIMENTO, Marcelo Rodrigues. Revisão: A sinergia das técnicas eletrofloculação-electrocoagulação para a desestabilização de emulsões tipo óleo-água. **Revista Principia: Divulgação Científica e Tecnológica do Ifpb**, João Pessoa, n. 19, p.26-34, 19 dez. 2011.

NEWCOMBE, Gayle; DIXON, David. **Interface Science in Drinking Water Treatment: Theory and Applications**. Salisbury, Interface Science and technology, 2006.

NKAMBULE, T.i. et al. Treatability and characterization of Natural Organic Matter (NOM) in South African waters using newly developed methods. **Physics And Chemistry Of The Earth**,

Parts A/b/c, [s.l.], v. 36, n. 14-15, p.1159-1166, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2011.07.006>.

PASCHOALATO, Cristina Filomena Pereira Rosa; TRIMAILOVAS, Márcio Resende; DI BERNARDO, Luiz. Formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peroxônio e pós-cloração em água contendo substância húmica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, S.I., v. 13, n. 3, p.313-322, 2008.

PÁDUA, Valter Lúcio. **Contribuição ao Estudo da Remoção de Cianobactérias e Microcontaminantes Orgânicos por Meio de Técnicas de Tratamento de Água para Consumo Humano**. Rio de Janeiro: ABES (Prosab), 2006.

PÁDUA, Valter Lúcio. **Remoção de microorganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES (Prosab), 2009.

PATRAS, Ankit et al. Application of principal component and hierarchical cluster analysis to classify fruits and vegetables commonly consumed in Ireland based on in vitro antioxidant activity. **Journal Of Food Composition And Analysis**, [s.l.], v. 24, n. 2, p.250-256, mar. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfca.2010.09.012>.

PAVANELLI, Gerson. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 216 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia, Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

PESSOA, Germana de Paiva. **Estudo da remoção de cor de efluente têxtil por eletrocoagulação**. 2008. 69 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

PETERNELLI, Luiz Alexandre; MELLO, Marcio Pupin. **Conhecendo o R: uma visão estatística**. Viçosa: Editora UFV, 2011.

PHALAKORNKULE, C.; WORACHAI, W.; SATITAYUT, T. Characteristics of Suspended Solids Removal by Electrocoagulation. **World Academy of Science, Engineering and Technology**, n. 65, 2010.

PHALAKORNKULE, Chantaraporn et al. Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes, and application in treating textile effluent. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 91, n. 4, p.918-926, mar. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.11.008>.

POHLING, Rolf. **Reações químicas na análise de água**. Fortaleza: Arte Visual Gráfica e Editora, 2009.

PRAKASH, Satya et al. **Advanced Inorganic Chemistry**. New Delhi: S. Chand & Company Limited, 2012.

QI-YAN, Feng et al. Removal of Humic Acid from Groundwater by Electrocoagulation. **Journal of China University of Mining & Technology**, S.I., v. 17, n. 4, p.513-520, 2007.

RIBEIRO, Francisco Wirley Paulino et al. Eletrodegradação de ponceau 2R utilizando ânodos dimensionalmente estáveis e Ti/Pt. **Química Nova**, S.I., v. 36, n. 1, p.85-90, 2013.

RICHTER, Carlos A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Blucher, 2009.

RICHTER, Carlos A.; AZEVEDO NETTO, José M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Blucher, 1991.

RICORDEL, Catherine; DARCHEN, André; HADJIEV, Dimiter. Electrocoagulation–electroflotation as a surface water treatment for industrial uses. **Separation And Purification Technology**, [s.l.], v. 74, n. 3, p.342-347, set. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2010.06.024>.

RODRÍGUEZ, Francisco J.; SCHLENGER, Patrick; GARCÍA-VALVERDE, María. A comprehensive structural evaluation of humic substances using several fluorescence techniques before and after ozonation. Part I: Structural characterization of humic substances. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 476-477, p.718-730, abr. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.150>.

RUBIO, J.; SOUZA, M. L.; SMITH, R. W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Minerals Engineering**, S.I., v. 15, n. 3, p. 139-155, 2002.

RUIZ, Álvaro Arango; GIRALDO, Luis Fernando Garcés. Remoción del colorante azoico amaranto de soluciones acuosas mediante electrocoagulación. **Revista Lasallista de Investigación**, S.I., v. 6, n. 2, p.31-38, 2009.

SALA, M. et al. Influence of Cell Design and Electrode Materials on the Decolouration of Dyeing Effluents. **International Journal of Electrochemical Science**, S.I., v. 7, p.12470-12488, 2012.

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**, S.I., v. 7, n. 1, p.11-20, 2011.

SAMIOS, S. et al. Structural investigations of aquatic humic substances from different watersheds. **Desalination**, [s.l.], v. 210, n. 1-3, p.125-137, jun. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2006.05.038>.

SAMPAIO, Victor Cochrane Santiago et al. Reduction of natural organic matter by an electrolytic process, conventional coagulation and direct descending filtration in a pilot-scale water treatment system. **Journal Of Water Supply: Research and Technology—AQUA**, [s.l.], v. 64, n. 2, p.168-175, mar. 2015. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/aqua.2014.049>.

SANTOS, Iranildes D.; AFONSO, Júlio C.; DUTRA, Achilles J. B. Electrooxidation of Phenol on a Ti/RuO₂ Anode: Effect of Some Electrolysis Parameters. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, S.I., v. 22, n. 5, p.875-883, 2011.

SANTOS, Ítalo Lima dos. **Avaliação comparativa de metodologias para análise de dióxido de cloro**. 2011. 79 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

SANTOS, Marcos R.g. et al. The application of electrochemical technology to the remediation of oily wastewater. **Chemosphere**, [s.l.], v. 64, n. 3, p.393-399, jun. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.036>.

SARKAR, M.s.k.a.; DONNE, S.w.; EVANS, G.m.. Utilization of hydrogen in electroflotation of silica. **Advanced Powder Technology**, [s.l.], v. 22, n. 4, p.482-492, jul. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appt.2011.05.007>.

SCHLESINGER, Ami et al. Inexpensive non-toxic flocculation of microalgae contradicts theories; overcoming a major hurdle to bulk algal production. **Biotechnology Advances**, [s.l.], v. 30, n. 5, p.1023-1030, set. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.01.011>.

SCIALDONE, Onofrio et al. Electrochemical oxidation of organics in water: Role of operative parameters in the absence and in the presence of NaCl. **Water Research**, [s.l.], v. 43, n. 8, p.2260-2272, maio 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.02.014>.

SELBERG, Aare et al. Content and composition of natural organic matter in water of Lake Pitkjärv and mire feeding Kuke River (Estonia). **Journal Of Hydrology**, [s.l.], v. 400, n. 1-2, p.274-280, mar. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.01.035>.

SERWAY, R. A., JEWETT, J. R. **Princípios de Física: Eletromagnetismo**. São Paulo: Thomson, 2011.

SHAFAEI, Ashraf et al. Removal of Mn²⁺ ions from synthetic wastewater by electrocoagulation process. **Desalination**, [s.l.], v. 260, n. 1-3, p.23-28, set. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.006>.

SHAMEKHI, E.; TANNANT, D.d.. Probabilistic assessment of rock slope stability using response surfaces determined from finite element models of geometric realizations. **Computers And Geotechnics**, [s.l.], v. 69, p.70-81, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compgeo.2015.04.014>.

SHARP, E.l. et al. Impact of fractional character on the coagulation of NOM. **Colloids And Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s.l.], v. 286, n. 1-3, p.104-111, set. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2006.03.009>.

SILVA, Anna Patrícia Florentino de Souza. **Eletroflotação não-convencional aplicada à separação e ruptura celular de microalgas: um avanço na viabilidade da geração de biodiesel**. 2013. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013a.

SILVA, José Pedro Varela da. **Tratamento de efluentes de tanques de piscicultura aplicando a tecnologia de eletrocoagulação**. 2013. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de

Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013b.

SKEIKA, Tatiane et al. Otimização das condições de preparação de eletrodos à base de carbono cerâmico utilizando-se planejamento fatorial. **Química Nova**, S.I., v. 33, n. 3, p.629-633, 2010.

SKORONSKI, Everton et al. Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 9, n. 4, p.679-687, out./dez. 2014.

SOUSA, Clayton Albuquerque de; LIRA JÚNIOR, Mario Andrade; FERREIRA, Rinaldo Luiz Caraciolo. Avaliação de testes estatísticos de comparações múltiplas de médias. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 59, n. 3, p.350-354, maio/jun. 2012.

TEIXEIRA, Francisco José Coelho. **Modelos de gerenciamento de recursos hídricos: análises e proposta de aperfeiçoamento do sistema do Ceará**. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2003.

TEÓFILO, Reinaldo F.; FERREIRA, Márcia M. C. Quimiometria II: planilhas eletrônicas para cálculos de planejamentos experimentais, um tutorial. **Química Nova**, S.I., v. 29, n. 2, p.338-350, 2006.

TOKMAK, Burcu et al. Trihalomethanes and associated potential cancer risks in the water supply in Ankara, Turkey. **Environmental Research**, [s.l.], v. 96, n. 3, p.345-352, nov. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2003.11.005>.

TRIPATHI, Manwendra K.; CHATTOPADHYAY, P.p.; GANGULY, Subhas. Multivariate analysis and classification of bulk metallic glasses using principal component analysis. **Computational Materials Science**, [s.l.], v. 107, p.79-87, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.commatsci.2015.05.010>.

TIPLER, P. A.; MOSCA, G. **Física para engenheiros e cientistas**. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

UN, Umran Tezcan; KOPARAL, A. Savas; OGUTVEREN, Ulker Bakir. Fluoride removal from water and wastewater with a batch cylindrical electrode using electrocoagulation. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 223, p.110-115, maio 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2013.02.126>.

VERRELLI, David I.; DIXON, David R.; SCALES, Peter J.. Effect of coagulation conditions on the dewatering properties of sludges produced in drinking water treatment. **Colloids And Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s.l.], v. 348, n. 1-3, p.14-23, set. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2009.06.013>.

VIDAL, Ticiana Fontoura. **Balanço de macronutrientes no açude Gavião – uma nova abordagem**. 2011. 184 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

WANG, Jian-ping et al. Optimization of coagulation–flocculation process for a paper-recycling wastewater treatment using response surface methodology. **Colloids And Surfaces A:**

Physicochemical and Engineering Aspects, [s.l.], v. 302, n. 1-3, p.204-210, jul. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2007.02.023>.

WHO. **Guidelines for Drinking-water Quality**. Geneva: World Health Organization, 2011.

WU, Yonghong et al. A multi-level bioreactor to remove organic matter and metals, together with its associated bacterial diversity. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 102, n. 2, p.736-741, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.08.073>.

XU, Hui et al. Effects of different coagulants in treatment of TiO₂-humic acid (HA) water and the aggregate characterization in different coagulation conditions. **Colloids And Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s.l.], v. 446, p.213-223, abr. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2014.01.028>.

XU, Weiying et al. Role of Al¹³ species in removal of natural organic matter from low specific UV absorbance surface water and the aggregates characterization. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 171, n. 3, p.926-934, jul. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2011.04.042>.

YILDIZ, Y.Ş.; KOPARAL, A.s.; KESKINLER, B.. Effect of initial pH and supporting electrolyte on the treatment of water containing high concentration of humic substances by electrocoagulation. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 138, n. 1-3, p.63-72, maio 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2007.05.029>.

ZAHERZADEH, Ali et al. Optimization of flat sheet hydrophobic membranes synthesis via supercritical CO₂ induced phase inversion for direct contact membrane distillation by using response surface methodology (RSM). **The Journal Of Supercritical Fluids**, [s.l.], v. 103, p.105-114, ago. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.supflu.2015.04.030>.

ZHAO, Shuang et al. Coagulation efficiency, floc properties and membrane fouling of polyaluminum chloride in coagulation-ultrafiltration system: The role of magnesium. **Colloids And Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s.l.], v. 469, p.235-241, mar. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2015.01.036>.

ZHOU, Zhiwei; YANG, Yanling; LI, Xing. Effects of ultrasound pretreatment on the characteristic evolutions of drinking water treatment sludge and its impact on coagulation property of sludge recycling process. **Ultrasonics Sonochemistry**, [s.l.], v. 27, p.62-71, nov. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2015.04.018>.

ZUO, Qianhai et al. Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 159, n. 2-3, p.452-457, nov. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.039>.

APÊNDICES

Apêndice A – Valores das potências elétrica dos eletrodos utilizados nas 1ª e 2ª etapas.

Medição	Potência (W)			
	Platina	Aço Inox	Alumínio	Aço carbono
1	97	92	61	63
2	96	92	53	67
3	97	92	62	61
4	98	92	59	60
5	97	93	56	60
6	94	90	55	62
7	91	90	57	67
8	94	92	57	61
9	96	91	59	62
10	96	92	59	64
11	102	90	52	58
12	102	94	57	56
13	101	94	52	57
14	101	94	54	59
15	101	91	52	60

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice B – Dados da comparação entre os tempos de reação dos eletrodos em escala laboratorial realizado em triplicata.

Eletrodo	Amostra	1° teste		2° teste		3° teste	
		Turbidez (uT)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Turbidez (uT)	Cor (uH)
Platina	Água Bruta	5,83	50	5,83	50	6,35	40
	1 minuto	3,56	50,0	3,96	50,0	2,38	17,5
	2 minutos	3,44	40,0	3,87	40,0	2,40	15,0
	3 minutos	3,42	35,0	3,59	35,0	2,36	15,0
	4 minutos	3,53	30,0	3,95	30,0	2,39	7,5
	5 minutos	3,63	25,0	3,91	25,0	2,38	7,5
Aço Inox	Água Bruta	5,17	50	5,17	50	6,35	40
	1 minuto	4,64	50,0	4,87	50,0	2,71	20,0
	2 minutos	4,53	50,0	4,70	50,0	2,83	25,0
	3 minutos	4,43	55,0	4,35	55,0	3,19	30,0
	4 minutos	3,96	55,0	4,16	55,0	3,14	35,0
	5 minutos	3,87	55,0	4,13	55,0	3,38	40,0
Alumínio	Água Bruta	6,17	50	6,17	50	2,42	40
	1 minuto	10,70	45,0	9,65	45,0	6,73	30,0
	2 minutos	7,94	30,0	8,95	30,0	7,05	20,0
	3 minutos	5,01	20,0	7,66	20,0	5,47	10,0
	4 minutos	4,30	7,5	6,26	7,5	5,11	5,0
	5 minutos	4,65	2,5	6,59	2,5	5,53	5,0
Aço Carbono	Água Bruta	2,01	30	2,01	30	2,42	40
	1 minuto	8,22	200,0	6,05	75,0	8,77	250,0
	2 minutos	12,10	400,0	9,29	250,0	9,11	275,0
	3 minutos	13,80	450,0	11,50	400,0	9,66	275,0
	4 minutos	13,80	500,0	11,20	500,0	8,93	275,0
	5 minutos	13,50	500,0	9,64	500,0	8,71	275,0

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice C – Dados da comparação entre os eletrodos em escala laboratorial realizado em triplicata.

	Água Bruta			Platina			Aço Inox			Alumínio			Aço Carbono		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
pH	8,38	7,95	7,87	8,24	8,33	7,92	8,32	8,38	8,16	7,97	8,11	7,49	8,1	8,16	7,82
Turbidez (uT)	7,59	3,58	3,41	2,62	2,45	2,68	2,45	2,39	3,20	6,46	5,48	4,21	12,10	12,80	12,20
Cor (uH)	50,0	40,0	40,0	5,0	5,0	7,5	25,0	25,0	50,0	17,5	17,5	5,0	500,0	500,0	500,0
CRL (mg·L⁻¹)	ND	ND	ND	4,86	5,18	3,45	10,61	11,01	7,83	ND	ND	ND	ND	ND	ND
F⁻ (mg·L⁻¹)	0,201	0,222	0,223	0,205	0,180	0,247	0,182	0,188	0,240	0,001	0,016	0,026	0,251	0,235	0,228
ClO₂⁻ (mg·L⁻¹)	ND	ND	ND	0,125	0,112	ND	0,177	0,207	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cl⁻ (mg·L⁻¹)	172,66	172,00	159,31	166,76	165,00	153,22	167,13	168,10	150,14	166,98	165,84	156,88	163,65	166,86	155,61
NO₂⁻ (mg·L⁻¹)	ND	ND	ND	0,010	0,010	0,031	0,011	0,011	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
ClO₃⁻ (mg·L⁻¹)	0,434	ND	ND	2,667	3,031	2,303	1,708	1,810	1,959	0,410	0,406	ND	0,348	0,191	0,224
NO₃⁻ (mg·L⁻¹)	0,020	0,023	0,024	0,036	0,030	0,054	0,030	0,029	0,036	0,017	0,016	0,027	0,027	0,023	0,026
SO₄²⁻ (mg·L⁻¹)	9,46	9,30	9,53	9,26	9,20	9,25	9,35	9,41	9,76	8,26	8,10	8,52	9,44	9,33	9,34
PO₄³⁻ (mg·L⁻¹)	0,111	0,110	ND	0,121	0,126	ND	0,117	0,123	ND	0,126	0,114	ND	0,112	0,115	ND
Al³⁺ (mg·L⁻¹)	0,011	0,066	0,068	0,019	0,012	0,069	0,012	0,013	0,061	7,450	6,375	23,800	0,013	0,047	0,059
Mn (mg·L⁻¹)	0,06	0,04	0,04	0,07	0,04	0,05	0,04	0,04	0,06	0,01	0,01	0,02	0,06	0,05	0,05
FT (mg·L⁻¹)	0,080	0,091	0,077	0,073	0,067	0,067	0,815	0,885	1,328	0,043	0,039	0,035	15,500	18,500	19,220
AT (mg·L⁻¹)	100,20	99,84	100,85	96,19	98,19	99,84	100,20	98,19	104,88	92,16	80,16	91,77	100,85	100,85	96,82
Na⁺ (mg·L⁻¹)	90,62	87,12	89,03	88,56	87,86	85,96	89,08	89,81	90,68	89,04	88,38	88,72	89,14	88,79	88,54
K⁺ (mg·L⁻¹)	8,30	7,23	7,88	8,06	7,45	7,53	7,87	7,78	7,47	7,96	7,64	7,69	8,12	7,83	7,97
DT (mg·L⁻¹)	154,93	148,99	152,28	150,01	148,65	144,64	151,35	152,29	155,45	125,23	121,85	125,13	140,81	139,01	141,04
Ca²⁺ (mg·L⁻¹)	22,91	22,18	22,69	22,13	21,93	21,15	22,17	22,35	23,27	20,98	20,53	21,45	20,16	19,95	20,22
Mg²⁺ (mg·L⁻¹)	23,73	22,73	23,22	23,01	22,80	22,30	23,31	23,43	23,64	17,69	17,14	17,38	21,97	21,66	21,99
COT (mg·L⁻¹)	8,956	9,142	8,950	9,465	9,580	9,105	8,781	8,806	8,625	5,056	5,919	5,422	7,342	7,101	6,819
OD (mg·L⁻¹)	5,1	6,2	6,4	6,4	7,9	9,4	6,4	8,0	8,0	4,4	3,9	3,7	2,5	3,1	1,4

Legenda: ND = não detectado pelo método; CRL = cloro residual livre; FT = ferro total; AT = alcalinidade total; DT = dureza total; COT = carbono orgânico total; OD = oxigênio dissolvido.

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice D – Valores de pH, turbidez e cor para as três carreiras de filtração.

Tempo (h)	Amostra	pH			Turbidez (uT)			Cor (uH)		
		C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
0,5	Bruta	8,35	8,41	8,35	5,11	4,73	4,15	50	50	50
	Reator	8,35	8,39	8,33	8,67	12,10	16,50	125	250	400
	Tratada	7,68	7,75	7,75	0,58	0,34	0,35	3	2	2
1,0	Bruta	8,39	8,39	8,35	4,97	5,26	3,95	50	50	50
	Reator	8,37	8,37	8,35	9,07	11,20	12,90	125	250	250
	Tratada	7,88	7,83	7,90	0,46	0,28	0,33	2	1	2
1,5	Bruta	8,38	8,42	8,37	5,38	4,70	4,25	50	50	50
	Reator	8,36	8,43	8,36	7,11	10,10	10,20	125	250	200
	Tratada	7,90	7,85	7,89	0,33	0,25	0,41	2	1	2
2,0	Bruta	8,45	8,46	8,35	4,79	4,49	4,75	50	50	50
	Reator	8,45	8,45	8,34	7,21	9,39	9,24	150	200	150
	Tratada	7,91	7,93	7,95	0,32	0,24	0,55	2	1	3
2,5	Bruta	8,43	8,40	8,37	4,58	4,48	4,93	50	50	50
	Reator	8,43	8,42	8,35	7,28	10,20	13,90	125	250	300
	Tratada	7,93	7,91	7,95	0,29	0,30	0,45	1	2	1
3,0	Bruta	8,39	8,44	8,37	5,32	4,80	4,44	50	50	50
	Reator	8,37	8,44	8,35	7,80	9,54	9,80	150	200	250
	Tratada	8,01	7,97	8,09	0,29	0,48	0,49	2	2	2

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice E – Valores de COD, Absorbância (254 nm) e SUVA para as três carreiras de filtração.

Tempo (h)	Amostra	COD (mg·L ⁻¹)			Absorbância 254 nm (cm ⁻¹)			SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)		
		C1	C2	C3	C1	C2	C3	C1	C2	C3
1,0	Bruta	11,340	10,520	8,436	0,1391	0,1341	0,1307	1,23	1,27	1,55
	Reator	10,550	10,280	8,397	0,1138	0,1092	0,1232	1,08	1,06	1,47
	Tratada	9,939	9,587	8,134	0,0988	0,0945	0,0895	0,99	0,99	1,10
2,0	Bruta	11,340	10,520	8,436	0,1391	0,1341	0,1307	1,23	1,27	1,55
	Reator	11,040	9,607	8,366	0,1128	0,1199	0,1250	1,02	1,25	1,49
	Tratada	9,512	9,591	7,990	0,0922	0,0949	0,0928	0,97	0,99	1,16
3,0	Bruta	11,340	10,520	8,436	0,1391	0,1341	0,1307	1,23	1,27	1,55
	Reator	10,560	9,798	8,380	0,1172	0,1215	0,1209	1,11	1,24	1,44
	Tratada	9,605	9,523	7,846	0,0984	0,0992	0,0907	1,02	1,04	1,16

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice F – 1ª carreira de filtração da condição 1.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (l·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,35	4,82	50,0					
	Reator	8,39	5,89	85,0					0,32
	Tratada	7,82	0,35	1,5					
60	Bruta	8,35	4,62	50,0	8,218	0,1482	1,80		
	Reator	8,37	6,20	80,0	8,197	0,1216	1,48	0,15	0,52
	Tratada	8,01	0,38	1,5	8,024	0,0995	1,24		
90	Bruta	8,35	5,08	50,0					
	Reator	8,39	6,55	85,0					0,72
	Tratada	7,98	0,39	1,5					
120	Bruta	8,35	4,32	50,0	8,218	0,1482	1,80		
	Reator	8,39	5,83	90,0				0,12	0,95
	Tratada	8,04	0,38	1,5	7,952	0,1026	1,29		
150	Bruta	8,37	4,55	50,0					
	Reator	8,41	5,97	90,0					1,19
	Tratada	8,10	0,27	1,0					
166	Bruta	8,33	4,74	50,0	8,218	0,1482	1,80		
	Reator	8,39	5,65	90,0				0,13	1,31
	Tratada	8,10	0,41	2,0	7,990	0,1017	1,27		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice G – 2ª carreira de filtração da condição 1.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,39	4,73	50,0					
	Reator	8,43	6,35	90,0					0,24
	Tratada	7,83	0,55	2,5					
60	Bruta	8,38	5,09	50,0	8,278	0,1510	1,82		
	Reator	8,41	6,14	90,0	8,158	0,1307	1,60	0,05	0,37
	Tratada	7,91	0,45	2,0	8,357	0,1063	1,27		
90	Bruta	8,39	5,39	50,0					
	Reator	8,43	6,36	90,0					0,51
	Tratada	7,91	0,40	2,0					
120	Bruta	8,38	5,02	50,0	8,278	0,1510	1,82		
	Reator	8,39	6,59	90,0				0,05	0,69
	Tratada	8,05	0,42	2,0	8,049	0,1056	1,31		
150	Bruta	8,41	6,00	50,0					
	Reator	8,44	6,99	90,0					0,88
	Tratada	8,03	0,29	1,0					
180	Bruta	8,46	4,69	50,0	8,278	0,1510	1,82		
	Reator	8,50	7,01	90,0				0,05	1,05
	Tratada	8,05	0,35	1,5	8,015	0,1070	1,33		
210	Bruta	8,46	5,65	50,0					
	Reator	8,50	6,07	90,0					1,24
	Tratada	8,05	0,27	1,0					
222	Bruta	8,45	4,92	50,0	8,278	0,1510	1,82		
	Reator	8,48	6,88	90,0				0,03	1,31
	Tratada	8,00	0,40	2,0	8,044	0,1050	1,31		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice H – 1ª carreira de filtração da condição 2.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,33	5,42	50,0					
	Reator	8,39	6,18	100,0					0,27
	Tratada	7,82	0,37	1,5					
60	Bruta	8,37	3,74	50,0	8,218	0,1482	1,80		
	Reator	8,39	8,15	110,0	8,178	0,1183	1,45	0,26	0,42
	Tratada	7,85	0,31	1,5	8,106	0,1023	1,26		
90	Bruta	8,39	4,79	50,0					
	Reator	8,42	6,22	100,0					0,59
	Tratada	7,95	0,24	1,0					
120	Bruta	8,35	5,27	50,0	8,218	0,1482	1,80		
	Reator	8,41	6,76	110,0				0,25	0,75
	Tratada	8,01	0,31	1,5	7,933	0,0982	1,24		
150	Bruta	8,39	4,24	50,0					
	Reator	8,43	7,54	110,0					0,94
	Tratada	8,00	0,29	1,0					
180	Bruta	8,35	4,96	50,0	8,218	0,1482	1,80		
	Reator	8,39	7,53	110,0				0,20	1,13
	Tratada	8,10	0,32	1,5	7,819	0,0984	1,26		
210	Bruta	8,35	4,36	50,0					
	Reator	8,39	6,49	110,0					1,30
	Tratada	8,10	0,25	1,0					
220	Bruta	8,35	4,06	50,0	8,218	0,1482	1,80		
	Reator	8,38	6,95	110,0				0,21	1,35
	Tratada	8,11	0,37	1,5	7,885	0,0992	1,26		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice I – 2ª carreira de filtração da condição 2.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,51	4,40	50,0					
	Reator	8,53	6,87	100,0					0,26
	Tratada	7,96	0,38	1,5					
60	Bruta	8,51	4,89	50,0	8,289	0,1526	1,84		
	Reator	8,51	6,28	100,0	7,968	0,1176	1,48	0,12	0,42
	Tratada	8,04	0,33	1,5	7,988	0,1035	1,30		
90	Bruta	8,51	4,11	50,0					
	Reator	8,51	6,58	110,0					0,60
	Tratada	8,05	0,27	1,0					
120	Bruta	8,45	4,36	50,0	8,289	0,1526	1,84		
	Reator	8,46	6,78	110,0				0,13	0,79
	Tratada	8,05	0,21	1,0	7,816	0,1011	1,29		
150	Bruta	8,45	4,08	50,0					
	Reator	8,46	7,15	110,0					0,98
	Tratada	8,10	0,24	1,0					
180	Bruta	8,49	4,94	50,0	8,289	0,1526	1,84		
	Reator	8,51	7,20	110,0				0,16	1,14
	Tratada	8,12	0,20	1,0	8,023	0,1000	1,25		
210	Bruta	8,51	4,50	50,0	8,289	0,1526	1,84		
	Reator	8,51	7,28	110,0				0,12	1,30
	Tratada	8,16	0,28	1,0	7,803	0,0999	1,28		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice J – 1ª carreira de filtração da condição 3.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,35	4,30	50,0					0,23
	Reator	8,37	5,34	100,0					
	Tratada	7,70	1,23	6,0					
60	Bruta	8,33	5,19	50,0	8,165	0,1421	1,74	0,12	0,31
	Reator	8,42	5,26	100,0	8,215	0,1209	1,47		
	Tratada	7,85	0,99	4,5	8,360	0,1136	1,36		
90	Bruta	8,37	5,20	50,0					0,40
	Reator	8,38	5,16	110,0					
	Tratada	7,94	0,82	4,0					
120	Bruta	8,32	4,93	50,0	8,165	0,1421	1,74	0,14	0,49
	Reator	8,34	5,40	110,0					
	Tratada	7,95	0,77	3,5	8,420	0,1119	1,33		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice K – 2ª carreira de filtração da condição 3.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,39	4,46	50,0					0,23
	Reator	8,42	5,43	80,0					
	Tratada	7,80	1,01	5,0					
60	Bruta	8,46	4,42	50,0	8,087	0,1442	1,78	0,07	0,30
	Reator	8,48	6,04	80,0	8,097	0,1361	1,68		
	Tratada	7,96	1,02	5,0	8,706	0,1157	1,33		
90	Bruta	8,46	4,47	50,0				0,40	
	Reator	8,50	6,22	90,0					
	Tratada	7,97	0,92	4,5					
120	Bruta	8,50	5,49	50,0	8,087	0,1442	1,78	0,06	0,50
	Reator	8,53	6,58	80,0					
	Tratada	8,05	0,99	5,0	8,458	0,1115	1,32		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice L – 1ª carreira de filtração da condição 4.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,37	4,95	40,0					0,21
	Reator	8,39	6,12	100,0					
	Tratada	7,82	0,54	2,5					
60	Bruta	8,34	4,85	50,0	8,165	0,1421	1,74	0,30	0,31
	Reator	8,38	7,04	110,0	8,081	0,1110	1,37		
	Tratada	7,95	0,62	3,0	8,238	0,1027	1,25		
90	Bruta	8,33	4,38	50,0				0,45	
	Reator	8,37	6,19	110,0					
	Tratada	7,98	0,47	2,0					
120	Bruta	8,35	4,04	50,0	8,165	0,1421	1,74	0,29	0,58
	Reator	8,37	6,78	110,0					
	Tratada	8,01	0,74	3,5	8,114	0,1019	1,26		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice M – 2ª carreira de filtração da condição 4.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,51	4,44	50,0					0,25
	Reator	8,53	7,03	100,0					
	Tratada	7,85	0,67	3,0					
60	Bruta	8,51	4,85	50,0	8,289	0,1526	1,84	0,13	0,37
	Reator	8,53	6,04	100,0	7,985	0,1192	1,49		
	Tratada	7,97	0,76	3,5	8,465	0,1070	1,26		
90	Bruta	8,51	4,20	50,0				0,51	
	Reator	8,51	6,55	110,0					
	Tratada	8,03	0,67	3,0					
120	Bruta	8,50	4,41	50,0	8,289	0,1526	1,84	0,15	0,67
	Reator	8,51	7,10	110,0					
	Tratada	8,09	0,64	3,0	8,274	0,1101	1,33		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice N – 1ª carreira de filtração da condição 5.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,46	6,21	50,0					
	Reator	8,46	7,44	95,0					0,25
	Tratada	7,76	0,54	2,5					
60	Bruta	8,50	5,19	50,0	8,422	0,1441	1,71		
	Reator	8,50	6,75	100,0	8,152	0,1231	1,51	0,08	0,39
	Tratada	7,95	0,47	2,0	8,297	0,1024	1,23		
90	Bruta	8,49	5,25	50,0					
	Reator	8,49	6,65	100,0					0,55
	Tratada	7,94	0,39	1,5					
120	Bruta	8,49	4,55	50,0	8,422	0,1441	1,71		
	Reator	8,49	7,85	95,0				0,06	0,70
	Tratada	8,04	0,37	1,5	8,235	0,1050	1,28		
150	Bruta	8,50	4,73	50,0					
	Reator	8,53	7,74	95,0					0,85
	Tratada	8,04	0,29	1,0					
180	Bruta	8,46	6,17	50,0	8,422	0,1441	1,71		
	Reator	8,46	7,71	95,0				0,06	0,98
	Tratada	8,10	0,28	1,0	8,077	0,1031	1,28		
210	Bruta	8,51	5,33	50,0					
	Reator	8,50	7,37	95,0					1,12
	Tratada	8,09	0,34	1,5					
240	Bruta	8,53	5,25	50,0	8,422	0,1441	1,71		
	Reator	8,53	7,45	95,0				0,07	1,26
	Tratada	8,13	0,29	1,0	8,193	0,1032	1,26		

Observação: a carreira de filtração foi finalizada em 258 minutos, apresentando perda de carga de 1,32 mH₂O.

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice O – 2ª carreira de filtração da condição 5.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,71	6,21	50,0					
	Reator	8,72	8,88	110,0					0,22
	Tratada	7,91	0,46	2,0					
60	Bruta	8,71	4,98	50,0	8,226	0,1458	1,77		
	Reator	8,71	7,43	100,0	8,144	0,1174	1,44	0,05	0,36
	Tratada	8,05	0,44	2,0	8,306	0,1043	1,26		
90	Bruta	8,71	4,96	50,0					
	Reator	8,71	8,65	110,0					0,53
	Tratada	8,10	0,36	1,5					
120	Bruta	8,71	5,08	50,0	8,226	0,1458	1,77		
	Reator	8,72	7,48	110,0				0,08	0,70
	Tratada	8,18	0,29	1,0	8,162	0,1010	1,24		
150	Bruta	8,70	5,33	50,0					
	Reator	8,70	8,23	110,0					0,86
	Tratada	8,21	0,33	1,5					
180	Bruta	8,71	4,96	50,0	8,226	0,1458	1,77		
	Reator	8,72	8,34	110,0				0,11	1,01
	Tratada	8,28	0,27	1,0	8,003	0,1039	1,30		
210	Bruta	8,73	5,62	50,0					
	Reator	8,74	9,18	110,0					1,14
	Tratada	8,28	0,27	1,0					
240	Bruta	8,70	4,52	50,0	8,226	0,1458	1,77		
	Reator	8,72	8,08	110,0				0,06	1,29
	Tratada	8,32	0,36	1,5	8,109	0,1048	1,29		

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice P – 3ª carreira de filtração da condição 5.

Tempo (min)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	COD (mg·L ⁻¹)	Abs (1·cm ⁻¹)	SUVA (L·mg ⁻¹ ·M ⁻¹)	Cloro (mg·L ⁻¹)	Perda de carga (mH ₂ O)
30	Bruta	8,64	5,71	50,0					
	Reator	8,64	6,74	100,0					0,27
	Tratada	7,94	0,48	2,0					
60	Bruta	8,66	4,62	50,0	8,201	0,1441	1,76		
	Reator	8,66	7,75	110,0	8,069	0,1173	1,45	0,10	0,43
	Tratada	8,07	0,43	2,0	8,106	0,1028	1,27		
90	Bruta	8,64	5,55	50,0					
	Reator	8,65	7,59	110,0					0,60
	Tratada	8,10	0,36	1,5					
120	Bruta	8,59	5,00	50,0	8,201	0,1441	1,76		
	Reator	8,60	7,62	110,0				0,06	0,77
	Tratada	8,10	0,32	1,5	8,114	0,1042	1,28		
150	Bruta	8,63	5,00	50,0					
	Reator	8,63	7,46	100,0					0,93
	Tratada	8,14	0,36	1,5					
180	Bruta	8,64	5,37	50,0	8,201	0,1441	1,76		
	Reator	8,65	7,08	110,0				0,08	1,09
	Tratada	8,21	0,39	1,5	8,134	0,1033	1,27		
210	Bruta	8,64	4,63	50,0	8,201	0,1441	1,76		
	Reator	8,64	6,87	110,0				0,10	1,24
	Tratada	8,25	0,39	1,5	8,200	0,1051	1,28		

Observação: a carreira de filtração foi finalizada em 230 minutos, apresentando perda de carga de 1,32 mH₂O.

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice Q – Dados de pH, turbidez, cor aparente e perda de carga da carreira 1 da comparação dos pré-oxidantes.

Reator					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,21	3,12	40,0	0,31
	Tratada	7,93	0,47	2,5	
60	Bruta	8,28	2,87	40,0	0,40
	Tratada	7,95	0,33	2,0	
90	Bruta	8,26	3,19	40,0	0,49
	Tratada	7,99	0,32	2,0	

Dióxido de cloro					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,30	3,22	40,0	0,30
	Tratada	7,89	0,38	2,0	
60	Bruta	8,30	3,54	40,0	0,38
	Tratada	7,90	0,28	1,5	
90	Bruta	8,31	3,25	40,0	0,50
	Tratada	7,84	0,34	2,0	

Cloro					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,27	3,42	40,0	0,30
	Tratada	7,91	0,44	2,5	
60	Bruta	8,30	3,20	40,0	0,39
	Tratada	7,99	0,46	2,5	
90	Bruta	8,34	3,12	40,0	0,49
	Tratada	8,05	0,38	2,0	

Branco					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,38	3,18	40,0	0,30
	Tratada	7,88	0,66	3,5	
60	Bruta	8,35	2,85	40,0	0,36
	Tratada	7,91	0,70	4,0	
90	Bruta	8,39	3,12	40,0	0,39
	Tratada	8,10	0,56	3,0	

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice R – Dados de pH, turbidez, cor aparente e perda de carga da carreira 2 da comparação dos pré-oxidantes.

Reator					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,26	3,37	40,0	0,24
	Tratada	7,84	0,28	1,5	
60	Bruta	8,28	3,47	40,0	0,33
	Tratada	7,89	0,27	1,5	
90	Bruta	8,31	3,60	40,0	0,44
	Tratada	7,90	0,26	1,5	

Dióxido de cloro					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,35	3,85	40,0	0,25
	Tratada	7,80	0,31	2,0	
60	Bruta	8,39	3,70	40,0	0,33
	Tratada	7,84	0,26	2,0	
90	Bruta	8,41	3,73	40,0	0,43
	Tratada	7,88	0,26	2,0	

Cloro					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,43	4,12	40,0	0,25
	Tratada	7,84	0,35	2,0	
60	Bruta	8,38	3,83	40,0	0,35
	Tratada	7,94	0,32	2,0	
90	Bruta	8,35	3,40	40,0	0,45
	Tratada	8,00	0,31	2,0	

Branco					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,43	3,66	40,0	0,21
	Tratada	7,97	0,69	5,0	
60	Bruta	8,45	3,74	40,0	0,28
	Tratada	8,01	0,62	5,0	
90	Bruta	8,42	4,21	40,0	0,36
	Tratada	8,09	0,63	5,0	

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice S – Dados de pH, turbidez, cor aparente e perda de carga da carreira 3 da comparação dos pré-oxidantes.

Reator					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,19	3,21	40,0	0,22
	Tratada	7,76	0,29	1,5	
60	Bruta	8,29	3,05	40,0	0,33
	Tratada	7,84	0,27	1,5	
90	Bruta	8,34	3,51	40,0	0,44
	Tratada	7,95	0,22	1,5	

Dióxido de cloro					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,37	3,26	40,0	0,22
	Tratada	7,79	0,37	2,0	
60	Bruta	8,42	3,18	40,0	0,30
	Tratada	7,76	0,28	1,5	
90	Bruta	8,41	3,06	40,0	0,41
	Tratada	7,84	0,30	2,0	

Cloro					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,42	3,47	40,0	0,23
	Tratada	7,83	0,36	2,0	
60	Bruta	8,44	3,29	40,0	0,32
	Tratada	7,87	0,35	2,0	
90	Bruta	8,41	3,52	40,0	0,40
	Tratada	7,84	0,36	2,0	

Branco					
Tempo (minutos)	Amostra	pH	Turbidez (uT)	Cor (uH)	Perda de carga (m·H₂O)
30	Bruta	8,45	3,76	40,0	0,22
	Tratada	7,91	0,67	3,5	
60	Bruta	8,43	3,60	40,0	0,29
	Tratada	7,88	0,51	3,0	
90	Bruta	8,39	3,48	40,0	0,36
	Tratada	7,91	0,57	3,0	

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice T – Resultado das análises físico-químicas da comparação entre os pré-oxidantes.

Parâmetros	Carreira 1					Carreira 2					Carreira 3				
	AB	R	ClO_2	Cl_2	B	AB	R	ClO_2	Cl_2	B	AB	R	ClO_2	Cl_2	B
Alcalinidade total	120,75	119,71	118,04	119,92	120,30	116,5	115,69	107,92	111,80	109,96	107,93	101,26	100,68	101,26	103,74
Dureza total	89,29	110,01	114,87	111,01	112,13	109,99	112,51	112,95	107,80	107,80	114,73	108,57	109,36	107,75	108,35
Cálcio	16,71	16,55	15,99	16,95	16,31	17,71	16,51	17,15	17,23	16,75	18,99	17,75	16,68	17,34	17,01
Magnésio	11,55	16,68	18,20	16,68	17,34	15,97	17,31	17,03	15,73	16,02	16,35	15,60	16,45	15,65	16,00
Condutividade	574,6	575,6	574,6	585,1	571,4	529,3	528,5	540,4	528,1	522,9	499,2	500,6	508,0	501,6	499,3
Cloreto	100,60	88,99	99,40	107,38	101,50	99,26	99,76	105,56	101,56	119,27	97,36	101,16	101,36	96,86	98,46
Sulfato	12,62	12,20	10,85	11,37	9,70	14,80	10,79	9,76	8,02	10,78	17,81	9,56	9,92	10,24	10,57
Sódio	73,0	75,0	75,0	74,0	74,0	83,2	84,0	84,7	83,9	82,8	81,5	82,1	82,4	83,2	83,0
Potássio	9,0	10,0	10,0	9,0	10,0	10,2	10,2	10,2	10,0	10,1	10,4	10,3	10,3	10,2	10,0
Nitrato	0,009	0,010	0,016	0,014	0,008	0,009	0,014	0,015	0,020	0,010	0,020	0,031	0,028	0,024	0,022
Nitrito	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Amônia	0,271	0,257	0,245	0,277	0,241	0,265	0,258	0,245	0,210	0,250	0,462	0,439	0,451	0,443	0,452
Alumínio	0,030	0,130	0,150	0,100	0,130	0,040	0,150	0,110	0,140	0,170	0,010	0,100	0,080	0,140	0,140
Fluoreto	0,49	0,43	0,47	0,44	0,45	0,59	0,53	0,5	0,52	0,49	0,5	0,49	0,43	0,48	0,43
Manganês	0,04	ND	ND	ND	ND	0,06	0,01	0,01	0,03	0,02	0,05	0,02	0,01	ND	0,01
Ferro Total	0,080	0,020	0,018	0,030	0,015	0,146	0,047	0,039	0,049	0,042	0,075	0,031	0,023	0,029	0,045

Legenda: AB = água bruta; R = reator; ClO_2 = dióxido de cloro; Cl_2 = cloro; B = branco.

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice U – Resultado da análise hidrobiológica (cianobactérias) da comparação entre os pré-oxidantes.

Cianobactérias	Carreira 1					Carreira 2					Carreira 3				
	AB	R	ClO ₂	Cl ₂	B	AB	R	ClO ₂	Cl ₂	B	AB	R	ClO ₂	Cl ₂	B
<i>Aphanizomenon sp.</i>	768,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6.032,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chroococcales</i>	0,0	0,0	136,8	0,0	0,0	0,0	288,0	134,4		0,0	0,0	17,6	50,4	338,0	208,0
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	17.408,0	96,0	6.270,0	581,0	3.534,0	17.388,0	768,0	5.760,0	420,0	3.834,0	28.246,0	572,0	144,0	754,0	2.320,0
<i>Merismopedia sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	512,0
<i>Phormidiaceae</i>	3.072,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Planktolingbya sp.</i>	4.608,0	24,0	0,0	249,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pseudanabaena sp</i>	37.739,5	1.372,5	5.733,0	3.764,8	4.742,4	45.836,2	4.268,1	4.747,2	3.784,2	4.771,2	24.642,2	2.439,3	2.188,8	2.722,7	2.560,0
<i>Pseudanabaenaceae</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	9.072,0	0,0	0,0	0,0	2.982,0	22.889,0	0,0	0,0	26,0	2.320,0
<i>Planktolingbya limnetica</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3.896,0	88,0	270,0	104,0	120,0
<i>Planktothrix agardhii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8.766,0	0,0	0,0	468,0	240,0
<i>Geitlerinema sp.</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	487,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	63.595,5	1.492,5	12.139,8	4.594,8	8.276,4	78.329,0	5.324,1	10.641,6	4.204,2	11.587,2	88.926,2	3.116,9	2.653,2	4.412,7	8.280,0

Legenda: AB = água bruta; R = reator; ClO₂ = dióxido de cloro; Cl₂ = cloro; B = branco.

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice V – Resultado das análises de absorvância (254 nm), carbono orgânico dissolvido (COD) e absorvância específica da luz ultravioleta (SUVA).

	Amostra	Absorvância (254 nm)	COD (mg·L⁻¹)	SUVA (L·mg⁻¹·M⁻¹)
Carreira 1	Água Bruta	0,1399	7,834	1,79
	Reator	0,1053	7,882	1,34
	Dióxido	0,0944	6,904	1,37
	Cloro	0,1002	7,060	1,42
	Branco	0,1057	7,066	1,50
Carreira 2	Água Bruta	0,1576	8,136	1,94
	Reator	0,1020	7,838	1,30
	Dióxido	0,1003	6,879	1,46
	Cloro	0,1067	7,253	1,47
	Branco	0,1137	7,209	1,58
Carreira 3	Água Bruta	0,1721	7,965	2,16
	Reator	0,1080	7,823	1,38
	Dióxido	0,1099	6,916	1,59
	Cloro	0,1162	7,171	1,62
	Branco	0,1226	7,068	1,73

Fonte: AUTOR (2016).

Apêndice W – Resultado das análises de trihalometanos (THM) totais.

	Amostra	Triclorometano	Bromodichlorometano	Dibromoclorometano	Tribromometano	Trihalometanos totais
Carreira 1	Reator	47	40	61	14	162
	Dióxido	30	39	52	22	143
	Cloro	43	41	69	21	174
	Branco	19	25	50	16	110
Carreira 2	Reator	78	55	65	11	209
	Dióxido	53	50	81	16	200
	Cloro	80	61	80	17	238
	Branco	51	56	93	20	220
Carreira 3	Reator	103	63	69	10	245
	Dióxido	72	58	86	14	230
	Cloro	109	60	68	9	246
	Branco	81	59	74	10	224

Fonte: AUTOR (2016).

ANEXOS

Anexo A – Parâmetros analisados e metodologias na 2ª etapa da pesquisa.

Parâmetro	Unidade	Metodologia das análises
pH	-	Potenciometria
Turbidez	uT	Nefelometria
Cor aparente	uH	Comparação visual
Cloro Residual Livre	mg·L ⁻¹	Titulometria por DPD
Fosfato	mg·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ ·L ⁻¹	Titrimetria Ácido-Base
Dureza Total	mg CaCO ₃ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Cálcio	mg Ca ²⁺ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Magnésio	mg Mg ²⁺ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Cloreto	mg Cl ⁻ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Sulfato	mg SO ₄ ²⁻ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Sódio	mg Na ⁺ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Potássio	mg K ⁺ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Nitrato	mg N – NO ₃ ⁻ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Nitrito	mg N – NO ₂ ⁻ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Oxigênio Dissolvido	mg O ₂ ·L ⁻¹	Método eletrométrico
Alumínio	mg Al ³⁺ ·L ⁻¹	Espectrofotometria / Eriocromo cianina
Fluoreto	mg F ⁻ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Manganês	mg·L ⁻¹	Espectrofotometria / Persulfato
Ferro Total	mg·L ⁻¹	Espectrofotometria / Ortofenantrolina
Clorito	mg ClO ₂ ⁻ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Clorato	mg ClO ₃ ⁻ ·L ⁻¹	Cromatografia iônica
Carbono Orgânico Total	mg C·L ⁻¹	Combustão catalítica a alta temperatura

Fonte: APHA, 2012.

Anexo B – Parâmetros que serão analisados na 6ª etapa.

Parâmetro	Unidade	Metodologia das análises
pH	-	Potenciometria
Turbidez	uT	Nefelometria
Cor aparente	uH	Comparação visual
Cloro Residual Livre	mg·L ⁻¹	Titulometria por DPD
Alcalinidade Total	mg CaCO ₃ ·L ⁻¹	Titrimetria Ácido-Base
Dureza Total	mg CaCO ₃ ·L ⁻¹	Titrimetria / Complexometria com EDTA
Cálcio	mg Ca ²⁺ ·L ⁻¹	Titrimetria / Complexometria com EDTA
Magnésio	mg Mg ²⁺ ·L ⁻¹	Medida indireta
Cloreto	mg Cl ⁻ ·L ⁻¹	Titrimetria / Argentometria
Sulfato	mg SO ₄ ²⁻ ·L ⁻¹	Espectrofotometria
Sódio	mg Na ⁺ ·L ⁻¹	Fotometria de chama
Potássio	mg K ⁺ ·L ⁻¹	Fotometria de chama
Nitrato	mg N – NO ₃ ⁻ ·L ⁻¹	Espectrofotometria / Coluna redutora Cd - Cu
Nitrito	mg N – NO ₂ ⁻ ·L ⁻¹	Espectrofotometria / Diazotização
Amônia	mg N – NH ₃ ·L ⁻¹	Espectrofotometria / Nesslerização
Alumínio	mg Al ³⁺ ·L ⁻¹	Espectrofotometria / Eriocromo cianina
Manganês	mg·L ⁻¹	Espectrofotometria / Persulfato
Ferro Total	mg·L ⁻¹	Espectrofotometria / Ortofenantrolina
Cianobactérias	Células·mL ⁻¹	Contagem de células
Carbono Orgânico Dissolvido	mg C·L ⁻¹	Combustão catalítica a alta temperatura
Absorbância em 254 nm	cm ⁻¹	Espectrofotometria

Fonte: APHA, 2012.