



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL - PPGEA

Tiago Burgardt

**Eficiência do eletroflotafiltro com eletrodos DSA e múltiplas camadas filtrantes
no tratamento de água para consumo humano proveniente de manancial com
presença de cianobactérias**

Florianópolis/SC
2023

Tiago Burgardt

Eficiência do eletroflotafiltro com eletrodos DSA e múltiplas camadas filtrantes no tratamento de água para consumo humano proveniente de manancial com presença de cianobactérias

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.
Coorientadora: Prof.(a) Thyara Campos Martins Nonato, Dr.(a)

Florianópolis/SC

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Burgardt, Tiago

Eficiência do eletroflotafiltro com eletrodos DSA e múltiplas camadas filtrantes no tratamento de água para consumo humano proveniente de manancial com presença de cianobactérias / Tiago Burgardt ; orientador, Maurício Luiz Sens, coorientador, Thyara Campos Martins Nonato, 2023.
184 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Eletroflotação. 3. Eletrodos DSA®. 4. Cianobactérias. 5. Cianotoxinas. I. Sens, Maurício Luiz. II. Nonato, Thyara Campos Martins. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Tiago Burgardt

Eficiência do eletroflotafiltro com eletrodos DSA e múltiplas camadas filtrantes no tratamento de água para consumo humano proveniente de manancial com presença de cianobactérias

O presente trabalho em nível de Doutorado foi avaliado e aprovado, em 14 de março de 2023, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof.(a) Alcione Aparecida de Almeida Alves, Dr.(a)
Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Prof.(a) Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Prof.(a) Alexandra Rodrigues Finotti, Dr.(a)
Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Maurício Luiz Sens, Dr.
Orientador

Florianópolis/SC, 2023.

“Dedico esta conquista a minha esposa, minha família e a todos que me ajudaram a persistir”.

AGRADECIMENTOS

O tempo voa, parece que foi ontem que tive meu primeiro contato com o laboratório, uma breve conversa com o Professor Maurício e cá estamos, oito anos depois do início de tudo, com um misto de emoções a beira da entrega da tese. Nunca foi um plano chegar até aqui, simplesmente senti que deveria seguir o caminho e dia após dia, alguns bons, outros nem tanto, a tese foi tomando forma. Inúmeras pessoas ajudaram nesse processo, algumas de maneira mais passageira, outras, de forma mais presente e duradoura, todas, de alguma forma, contribuíram imensamente para a realização deste sonho, a elas dedico algumas palavras.

Agradeço a minha esposa, Luíza, pelo companheirismo, amizade, paciência e amor. Obrigado por tudo o que faz por nós e por me ensinar todos os dias a viver a vida de forma mais leve, nós conseguimos.

Aos meus pais, Olavo e Sueli, meu irmão Diego e família, pelas inúmeras palavras de incentivo, apoio, mas principalmente pela base familiar proporcionada, ensinamentos e exemplos passados ao longo de toda a minha vida. Graças a vocês, chego a este ponto e sigo na direção de novas conquistas. Mesmo, que um pouco distantes, carrego-os diariamente em meus pensamentos.

Meus Sogros, Milton e Martha, por todas as palavras de incentivo e ajuda ao longo dos últimos anos, serei sempre grato a vocês por essa conquista. Agora, podemos prosseguir com o projeto da cervejaria.

Ao orientador Professor Maurício e Coorientadora Thyara, meu imenso agradecimento por primeiramente aceitarem me orientar e também por todas as experiências e ensinamentos compartilhados, pelo tempo dedicado e por fazerem todo o possível para auxiliarem no desenvolvimento deste trabalho. Sem a ajuda de vocês, não seria possível, muito obrigado.

Também gostaria de agradecer a todos os colegas, bolsistas e amigos do LAPOÁ. Muito obrigado pela ajuda, troca de informações e conhecimento, cafés, papos jogado fora, risadas, mas principalmente pela receptividade desde o meu primeiro dia no laboratório. Em especial, gostaria de agradecer ao amigo Fernando, pela contribuição nesta tese e aos bolsistas, Larissa e Pedro pela dedicação nas inúmeras carreiras de contagem de cianobactérias. Aos demais amigos do LAPOÁ,

agradeço profundamente por tudo e desejo ótima sorte em todas as suas respectivas caminhadas.

Agradeço aos membros da Banca, Professores (as) Alcione, Bruno e Maria Eliza, não apenas pelo aceite na participação desta defesa, mas por todo o conhecimento transmitido ao longo destes anos, admiro muito o trabalho de todos e serei sempre grato a vocês.

Meus queridos amigos, por tornarem o fardo sempre mais leve de carregar. Obrigado pelos bons momentos, que sempre possamos contar uns com os outros nos anos que virão.

Um agradecimento especial a Prof^a Maria de Lourdes, que me apresentou ao mundo acadêmico. Obrigado por tantos ensinamentos sobre a academia e a vida, guardarei com muito carinho os anos de Repensul e os aprendizados. Também ao amigo Carlão, pelas inúmeras ajudas em minha chegada a Florianópolis. Mudanças nem sempre são fáceis, agradeço imensamente por tornarem esse período menos turbulento e me possibilitarem enxergar as oportunidades.

Não poderia deixar de agradecer a todos os colaboradores do Departamento do ENS, todos os laboratórios, Professores, técnicos, por toda a troca de conhecimentos, empréstimo de equipamentos, auxílio em análises. MUITÍSSIMO obrigado, serei sempre grato a vocês.

Por fim, gostaria de agradecer a CAPES pelo auxílio financeiro, pela oportunidade de realização deste doutorado, assim como todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para a conclusão desta etapa, meu muito obrigado.

*“Tudo o que temos que decidir é o que fazer
com o tempo que nos é dado”.*

(J. R. R. TOLKIEN)

RESUMO

A presença de cianobactérias em corpos hídricos é recorrente em países tropicais, no entanto, quando esses mananciais são utilizados como fontes de abastecimento público, se faz necessário o monitoramento e remoção desses organismos. Neste contexto, esta pesquisa teve o objetivo de avaliar uma unidade única composta de eletroflotação com eletrodos de titânio e filtração granular descendente em múltiplas camadas na remoção de cianobactérias. Para tanto, utilizou a água do manancial de abastecimento público da Lagoa do Peri, localizado em Florianópolis/SC, uma vez que tal manancial possui como característica a presença de cianobactérias, principalmente da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*. Neste sentido, foram realizadas contagem de cianobactérias, cianotoxinas, avaliação de fitotoxicidade, viabilidade celular, além da verificação de parâmetros físicos e químicos. Também foram obtidos os parâmetros ótimos de operação por meio de planejamento experimental em operação por 90 minutos com 11 configurações distintas variando a taxa de escoamento superficial e densidade de corrente elétrica. Os resultados do planejamento experimental foram confirmados pela análise de variância (ANOVA). Por meio dos resultados obtidos o sistema de eletroflotação apresentou remoção dos parâmetros avaliados em relação a água bruta utilizada. As taxas operacionais ótimas, obtidas com auxílio do planejamento experimental foram de 100,06 m³ m⁻² d⁻¹ taxa de escoamento superficial e 72,10 Am⁻² de densidade de corrente elétrica. O sistema operando por 6 h como unidade única de pré-tratamento, composto por eletroflotação exclusivamente, alcançou redução de 55% para turbidez 52% para cor aparente, 41% para carbono orgânico dissolvido. Em relação a remoção de cianobactérias, o sistema apresentou redução de 97% de indivíduos ao final do tratamento. Em relação a viabilidade celular, observou-se uma possível ruptura e perda do conteúdo celular para o meio extracelular dos organismos expostos a eletrólise, enquanto que os organismos observados na água bruta apresentavam os componentes preservados. Apesar do rompimento celular, não foram identificadas cianotoxinas na água produzida pelo sistema e nem toxicidade da água produzida, uma vez que a água eletroflotada não promoveu aspectos negativos ao desenvolvimento das sementes de *lactuca sativa*. Por fim, a integração dos processos, apresentou redução dos parâmetros observados para a filtração, entretanto, carreiras de filtração curtas, sendo a maior carreira de filtração observada na camada tripla com 260 min.

Palavras-chave: Eletroflotação; Eletrodos DSA®; Cianobactérias; Cianotoxinas; Filtração granular descende; Viabilidade celular.

ABSTRACT

The presence of cyanobacteria in water bodies is recurrent in tropical countries, however, when these sources are used as sources for public supply, monitoring and removal of these organisms are necessary. In this context, this research aimed to evaluate the removal of cyanobacteria on a single treatment unit composed by electroflotation with titanium electrodes and descending granular filtration in multiple layers. For this purpose, raw water from the water treatment plant of Lagoa do Peri, located in Florianópolis/SC, was used since this source is characterized by the presence of cyanobacteria, mainly the *Cylindrospermopsis raciborskii* species. In this sense, counting of cyanobacteria, cyanotoxins, assessment of phytotoxicity, cell viability, in addition to verification of physical and chemical parameters were carried out. Optimum operational parameters were also obtained through experimental planning carried out for 90 minutes and 11 settings, changing the water flow rate and current density. Results were confirmed by analysis of variance ANOVA. Through the results obtained, the electroflotation system showed removal of the parameters evaluated in relation to the raw water used. The optimal operational rates, provided with the aid of the experimental design, were $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ water flow rate and $72,10 \text{ A m}^{-2}$ electrical current density. The system operating for 6 hours, settled with the optimal operational rates, as a single pre-treatment unit, composed exclusively of electroflotation, achieved a reduction of 55% for turbidity, 52% for apparent color, 41% for Dissolved Organic Carbon. Regarding the removal of cyanobacteria, the system showed a reduction of 97% of individuals at the end of the treatment. Regarding cell viability, a possible rupture and loss of cellular content to the extracellular medium of organisms exposed to electrolysis was observed, while those observed in raw water had preserved cellular structure. Despite the possible cell rupture, no cyanotoxins were identified in the water produced by the system and no toxicity in the produced water, since the water produced by the electroflotation system did not promote negative aspects to the development of *lactuca sativa* seeds. Finally, the integration of processes showed a reduction in the parameters observed for filtration, however, short filtration runs, with the longest filtration run observed in the triple layer with 260 min.

Keywords: Electroflotation; DSA electrodes; Cyanobacteria; Cyanotoxin; Granular filtration; Cell viability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ocorrência global de florações de cianobactérias da espécie <i>Microcystis</i> e presença da cianotoxina microcistina identificadas a nível mundial.....	29
Figura 2 - Floração de cianobactérias no lago do Parque Moinhos do vento em 2015, Porto Alegre, RS, Brasil.....	32
Figura 3 - Intensificação na concentração de alguns nutrientes nas últimas décadas.....	33
Figura 4 - Fluxograma dos fatores ambientais preponderantes a formação de florações de algas e a rota de exposição humana aos contaminantes...	35
Figura 5 - Diferentes espécies e estruturas de cianobactérias identificadas na literatura.....	37
Figura 6 - Estrutura química geral de uma microcistina: hepatotoxinas em estrutura heptapeptídicas de uma cianobactéria, mostrando as variações mais frequentemente encontradas.....	40
Figura 7 - Estrutura química geral de uma saxitoxina.....	41
Figura 8 - Estrutura química geral de uma anotoxina-a MW 165; C ₁₀ H ₁₅ NO.....	41
Figura 9 - Estrutura química geral de uma cilindrospermopsina Cylindrospermopsina MW 415; C ₁₅ H ₂₁ N ₅ O ₇ S.....	42
Figura 10 - Principais efeitos fitotóxicos relacionados a exposição de plantas a cianotoxinas.....	44
Figura 11 - Célula eletrolítica monopolar com arranjo em paralelo.....	53
Figura 12 - Principais mecanismos de transporte na técnica de filtração.....	64
Figura 13 - Fluxograma das etapas que foram realizadas na presente pesquisa.....	73
Figura 14 - Localização da Lagoa do Peri, município de Florianópolis, Santa Catarina.....	74
Figura 15 - Sistema piloto com as demarcações de expansão para o ensaio de expansão do meio filtrante.....	77
Figura 16 - Sistema piloto eletroflota-filtro e componentes principais.....	79
Figura 17 - Reator eletroquímico com corpo em acrílico e eletrodos composto por cátodos e ânodos de titânio modelo DSA® de material - Ti/Ru _{0,3} Ti _{0,7} O ₂	80

Figura 18 - Configurações de meios filtrantes utilizados.....	82
Figura 19 - FGD composto por uma camada suporte de seixo rolado e utilizando a configuração apenas de ABS	82
Figura 20 - Esquema simplificado da metodologia aplicada para a contagem de sementes	92
Figura 21 - Esquema técnica morfológico em relação a radícula e hipocótilo: Morfologia (A) e processo germinativo da <i>Lactuca Sativa</i> (B)	93
Figura 22 - Curva granulométrica da areia utilizada como meio filtrante	95
Figura 23 - Gráfico da curva granulométrica da antracito utilizada como meio filtrante	97
Figura 24 - Perda de carga e expansão do meio filtrante areia em função da velocidade de aproximação	99
Figura 25 - Perda de carga e expansão do meio filtrante antracito em função da velocidade de aproximação	101
Figura 26 - Gráfico da expansão do leito filtrante em função da velocidade de aproximação	103
Figura 27 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível -1 e -1; -1 e +1 ($70,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 15,56 \text{ A m}^{-2}$) – ($70,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 101,91 \text{ A m}^{-2}$) do planejamento experimental – Ensaios 1 e 3	104
Figura 28 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível +1 e -1; +1 e +1 ($130,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 38,21 \text{ A m}^{-2}$) – ($130,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 101,91 \text{ A m}^{-2}$) do planejamento experimental – Ensaios 2 e 4	104
Figura 29 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível -1,68 e 0; +1,68 e 0 ($49,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 70,06 \text{ A m}^{-2}$) – ($150,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 70,06 \text{ A m}^{-2}$) do planejamento experimental - Ensaios 5 e 6	105
Figura 30 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível 0 e -1,68; 0 e +1,68 ($100,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 15,56 \text{ A m}^{-2}$) – ($100,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 125,56 \text{ A m}^{-2}$) do planejamento experimental – Ensaios 7 e 8	105
Figura 31 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível 0 e 0 ($100 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 70,06 \text{ A m}^{-2}$) -	

Triplicata no ponto central do planejamento experimental – Ensaios 9,10 e 11	105
Figura 32 - Correlação entre os valores observados na remoção de cianobactérias e seus correspondentes valores previstos pelo modelo estatístico proposto para o tratamento de água pelo processo de eletroflotação	109
Figura 33 - Superfície de resposta em relação aos pontos ótimos das variáveis taxa de escoamento e densidade de corrente elétrica – 100,06 m ³ m ⁻² d ⁻¹ taxa de escoamento superficial e 72,10 A m ⁻² de densidade de corrente elétrica.....	109
Figura 34 - Comportamento da turbidez e cor aparente ao longo dos 360 min de operação.....	112
Figura 35 - Comportamento do COD ao longo dos 360 min de operação	113
Figura 36 - Comportamento dos valores de pH e temperatura ao longo das 360 min de operação	114
Figura 37 - Remoção de cianobactéria ao longo do tempo de operação de 360 min .	115
Figura 38 - Contagem por tamanho de indivíduos ao longo de 360 min de operação no processo de eletrólise	116
Figura 39 - Imagem de <i>Aulacoseira</i> spp. com estrutura celular integra presente na AB antes do início do tratamento.....	117
Figura 40 - <i>Aulacoseira</i> spp. presente na água bruta antes de ser submetida ao processo de eletrólise avaliada com ampliação de 400x com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sob diferentes fontes de iluminação	118
Figura 41 - <i>Aulacoseira</i> spp. presente na água bruta antes de ser submetida ao processo de eletrólise avaliada com ampliação de 1000X com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sob diferentes fontes de iluminação	119
Figura 42 - Características da <i>Aulacoseira</i> spp. antes de ser submetida ao processo de eletrólise – água bruta (a) e em amostra durante o processo de eletrólise – (b) coletada com 180 min de tratamento.....	120
Figura 43 - <i>Aulacoseira</i> spp. presente na água após o processo de eletroflotação avaliada com ampliação de 1000X com adição dos pigmentos SYTO9	

e iodeto de propídio observados sobres diferentes fontes de iluminação.....	121
Figura 44 - Amostras de <i>Aulacoseira</i> spp. presente na água bruta antes de ser submetida ao processo de eletrólise e após a passagem pelo processo de eletroflotação em diferentes ampliações com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sobres diferentes fontes de iluminação	123
Figura 45 - Imagem do piloto de eletroflotação e formação do lodo sobrenadante com ênfase no conteúdo eletroflotado – lodo sobrenadante presente na superfície do reator.....	124
Figura 46 - Amostra de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> presente na água bruta em amostra concentrada antes de ser submetida ao processo de eletrólise com ampliação de 400X com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sobres diferentes fontes de iluminação.....	125
Figura 47 - Amostra de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> presente na lodo sobrenadante em amostra concentrada após 3h de tratamento por eletrólise com ampliação de 1000X e adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sobres diferentes fontes de iluminação	126
Figura 48 - Altura máxima atingida pela perda de carga registrada na coluna de filtração	131
Figura 49 - Evolução da perda de carga ao longo da operação – Meio filtrante: Areia Carreira de filtração e avaliação de perda de carga piezométrica ao longo do tempo de operação	132
Figura 50 - Retenção de partículas em suspensão e sedimentação da espuma sobre o meio filtrante areia	133
Figura 51 - Gráfico da média da triplicata dos valores de cianobactérias da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada com meio filtrante areia ($100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$ d^{-1} taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica).....	134
Figura 52 - Valores da média da triplicata dos valores de ABS UV-254 e COD da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada com meio filtrante areia	

(100,06 m ³ m ⁻² d ⁻¹ taxa de escoamento e 72,10 A m ⁻² de densidade de corrente elétrica).....	136
Figura 53 - Valores da média da triplicata dos valores da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada (100,06 m ³ m ⁻² d ⁻¹ taxa de escoamento superficial e 72,10 A m ⁻² de densidade de corrente elétrica)	137
Figura 54 - Retenção de partículas em suspensão e sedimentação da espuma sobre o meio filtrante areia e carvão antracito	138
Figura 55 - Evolução da perda de carga ao longo da operação – Meio filtrante: Areia combinado com carvão antracito - Carreira de filtração e avaliação de perda de carga piezométrica ao longo do tempo de operação.....	139
Figura 56 - Gráfico da média da triplicata dos valores de cianobactérias da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada com meio filtrante areia e antracito (100,06 m ³ m ⁻² d ⁻¹ de taxa de escoamento superficial e 72,10 A m ⁻² de densidade de corrente elétrica)	140
Figura 57 - Valores da média da triplicata dos valores de Absorbância UVe COD da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema e piloto operando de forma integrada (Condições operacionais eletroflotação 100,06 m ³ m ⁻² d ⁻¹ taxa de escoamento superficial e 72,10 A m ⁻² de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia e antracito).....	143
Figura 58 - Valores da média da triplicata dos valores de Cor aparente e turbidez da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada (Condições operacionais eletroflotação: 100,06 m ³ m ⁻² d ⁻¹ de taxa de escoamento superficial e 72,10 A m ⁻² de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia e antracito).....	144
Figura 59 - Evolução da perda de carga ao longo da operação – Meio filtrante: Areia combinado com carvão antracito e esferas de ABS - Carreira de filtração e avaliação de perda de carga piezométrica ao longo do tempo de operação	145

Figura 60 - Retenção de partículas em suspensão e sedimentação da espuma sobre o meio filtrante areia, carvão antracito e esferas de ABS	146
Figura 61 - Gráfico da média da triplicata dos valores de cianobactérias da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada com meio filtrante areia, antracito e esferas de ABS ($100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia, antracito e esferas de ABS).....	147
Figura 62 - Valores da média da triplicata dos valores de Absorbância UV-254nm e COD da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema e piloto operando de forma integrada (Condições operacionais eletroflotação: $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia, antracito e esferas de ABS)	150
Figura 63 - Valores da média da triplicata dos valores de turbidez e cor aparente da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema e piloto operando de forma integrada (Condições operacionais eletroflotação: $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia, antracito e esferas de ABS).....	151
Figura 64 - Variação da cor aparente ao longo do processo de retrolavagem para as três configurações utilizadas. Tempo de operação da retrolavagem: 10 min.....	153
Figura 65 - Variação da turbidez aparente ao longo do processo de retrolavagem para as três configurações utilizadas. Tempo de operação da retrolavagem: 10 min.....	153

LISTA DE QUADRO E TABELAS

Quadro 1 - Dissertações, Teses e publicações em revistas técnicas desenvolvidas pelo LAPOA.	74
Tabela 1 - Características de diferentes meios filtrantes empregados no tratamento de água.....	69
Tabela 2 - Nível das variáveis independentes avaliadas no processo de eletroflotação	85
Tabela 3 - Matriz do planejamento experimental	85
Tabela 4 - Parâmetros físicos e químicos, métodos e equipamentos utilizados na caracterização da água bruta e tratada.	88
Tabela 5 - Características da areia utilizada no SP	96
Tabela 6 - Características da antracito utilizada no SP	97
Tabela 7 - Resultado dos ensaios de expansão obtidos com o meio filtrante areia.....	99
Tabela 8 - Resultado dos ensaios de expansão obtidos com o meio filtrante antracito.....	100
Tabela 9 - Resultado dos ensaios de expansão obtidos com o meio filtrante esferas de ABS.....	102
Tabela 10 - Matriz do planejamento experimental CCRD com triplicata no ponto central e 4 pontos axiais para a remoção de cianobactéria (%) para água utilizada no processo de eletroflotação pelo período de 90 min .	107
Tabela 11 - ANOVA do modelo predito para os valores de remoção de cianobactérias da água pelo processo de eletroflotação, com nível de confiança de 95% ($p < 0.05$)	108
Tabela 12 - Percentual de germinação, crescimento da radícula e hipocótilo das sementes <i>L. sativa</i> ao longo de 360 min de ensaio	128
Tabela 13 - Valores da média da triplicata dos parâmetros avaliados da água produzida pelo sistema integrado em função da duração da carreira de filtração (Condições operacionais eletroflotação 100,06 m ³ m ⁻² d ⁻¹ taxa de escoamento superficial e 72,10 A m ⁻² de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia.....	134

Tabela 14 - Valores da média da triplicata dos parâmetros avaliados da água produzida pelo sistema integrado em função da duração da carreira de filtração (Condições operacionais eletroflotação $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia e antracito).....	140
Tabela 15 - Valores da média da triplicata dos parâmetros avaliados da água produzida pelo sistema integrado em função da duração da carreira de filtração (Condições operacionais eletroflotação: $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia, antracito e esferas ABS)	147
Tabela 16 - Médias das triplicatas dos valores de cor aparente e turbidez, da água de lavagem antes e após o processo de retrolavagem com duração de 10 min	152

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AB	-	Água bruta
ABS	-	Acrilonitrilo-butadieno-estireno
ANOVA	-	Analisados estatisticamente por meio da análise de variância
AWWA	-	<i>American Water Works Association</i>
CAP	-	Carvão em pó
CAG	-	Carvão granular
COD	-	Carbono Orgânico Dissolvido
DC	-	Densidade de corrente elétrica
DCCR	-	Delineamento Composto Central Rotacional Completo
DNA	-	Ácido Desoxirribonucleico
DSA [®]	-	<i>Dimensional Stable Anodes</i> (ânodo dimensionalmente estável)
EF	-	Eletroflotação
FAD	-	Flotação por ar dissolvido
FAN	-	Florações de algas nocivas
FGD	-	Filtração granular descendente
IP	-	Iodeto de propídio
LAPOÁ	-	Laboratório de Potabilização de Águas
MF	-	Microfiltração
N/P	-	Nitrogênio/Fósforo
NF	-	Nanofiltração
OI	-	Osmose inversa
OMS	-	Organização Mundial da Saúde
PE	-	Planejamento experimental
POA	-	Processos oxidativos avançados
POO	-	Parâmetros ótimos de operação
PPGEA	-	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
ROS	-	<i>Reactive oxygen species</i> (espécies reativas ao oxigênio)
RuO ₂	-	Dióxido de Rutênio
SP	-	Sistema Piloto
Ti	-	Titânio
TiO ₂	-	Dióxido de titânio
UF	-	Ultrafiltração
UFSC	-	Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	22
2	OBJETIVOS	26
2.1	OBJETIVO GERAL	26
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	26
2.3	HIPÓTESE	26
3	CONTEXTUALIZAÇÃO	27
3.1	MOTIVOS DO AUMENTO NO NÚMERO DE FAN	31
3.2	CIANOACTÉRIAS	35
3.2.1	Cianotoxinas	38
3.2.1.1	<i>Microcistina</i>	39
3.2.1.2	<i>Saxitoxina e anotoxina-A</i>	40
3.2.1.3	<i>Cilindrospermopsina</i>	41
3.2.2	Efeitos fitotóxicos de cianotoxinas	43
3.3	MÉTODOS EMPREGADOS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA DE MANANCIAS COM A PRESENÇA DE CIANOACTÉRIAS	44
3.3.1	Eletroflotação	49
3.3.1.1	<i>Fatores que influenciam na eficiência da eletroflotação</i>	53
3.3.1.2	<i>pH</i>	53
3.3.1.3	<i>Condutividade elétrica</i>	54
3.3.1.4	<i>Densidade de corrente elétrica</i>	54
3.3.1.5	<i>Distância entre os eletrodos</i>	55
3.3.1.6	<i>Passivação e polaridade inversa</i>	56
3.3.1.7	<i>Consumo dos eletrodos</i>	57
3.3.1.8	<i>Consumo de energia elétrica</i>	57
3.3.2	Aplicação da eletroflotação no tratamento de água e efluentes	58
3.3.2.1	<i>Eletrodos DSA®</i>	58
3.3.2.2	<i>Eficiência da eletroflotação na remoção de cianobactérias</i>	60
3.3.3	Filtração granular	62
3.3.3.1	<i>Características do Meio Filtrante</i>	67
3.3.3.2	<i>Retrolavagem</i>	69

3.3.3.3	<i>Filtração e a remoção de cianobactérias</i>	71
4	METODOLOGIA	73
4.1	LOCALIZAÇÃO DO MANANCIAL DE ÁGUA BRUTA.....	73
4.2	ENSAIOS PRELIMINARES	75
4.2.1	Análise granulométrica	76
4.2.2	Ensaio de porosidade e massa específica	76
4.2.3	Ensaio de expansão	76
4.3	DESCRIÇÃO DO SISTEMA PILOTO (SP)	77
4.3.1	Descrição geral do SP eletroflota-filtro	77
4.3.2	Reator eletroquímico	80
4.3.2.1	<i>Consumo energético dos eletrodos DSA®</i>	81
4.3.3	Sistema de filtração granular descendente	81
4.4	DINÂMICA HIDRÁULICA DO ELETROFLOTA-FILTRO	83
4.5	OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROFLOTAÇÃO.....	84
4.5.1	Planejamento experimental e análise estatística	84
4.5.2	Confirmação analítica do planejamento experimental	86
4.6	INTEGRAÇÃO DOS PROCESSOS	86
4.7	LIMPEZA DO MEIO FILTRANTE PELA TÉCNICA DE RETROLAVAGEM.....	87
4.8	PROCEDIMENTO ANALÍTICO	87
4.9	AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE CELULAR PARA O PROCESSO DE ELETROFLOTAÇÃO	88
4.9.1	Procedimento para concentração e observação de amostras de água e espuma de um sistema de eletroflotação para observação em microscópio	89
4.9.2	Pigmentação com o Live/Dead® BacLight Invitrogen™ (BVK)	90
4.10	CONTAGEM CELULAR POR TAMANHO DE INDÍVIDUOS	90
4.11	ANÁLISE DE FITOTOXICIDADE COM SEMENTES DE <i>LACTUCA</i> <i>SATIVA</i>	91
4.11.1	Preparação das amostras	92
4.11.2	Ensaio de fitotoxicidade	92
4.11.3	Avaliação da fitotoxicidade	93

4.12	ANÁLISE DE CIANOTOXINAS – CILINDROSPERMOPSINA, MICROCISTINA, SAXITOXINA	94
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	95
5.1	ENSAIOS PRELIMINARES	95
5.2	ANÁLISE GRANULOMÉTRICA	95
5.2.1	Análise granulométrica, massa específica e porosidade da areia	95
5.2.2	Análise granulométrica, massa específica e porosidade do carvão antracito	96
5.2.3	Análise granulométrica, massa específica e porosidade das esferas de ABS	98
5.3	ENSAIOS DE EXPANSÃO	98
5.3.1	Ensaio de expansão areia	98
5.3.2	Ensaio de expansão antracito	100
5.3.3	Ensaio de expansão esferas de ABS	101
5.4	PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL E OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROFLOTAÇÃO	104
5.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS DO PROCESSO DE ELETROFLOTAÇÃO	107
5.6	ENSAIOS EXTENDIDOS PARA VERIFICAÇÃO DOS POO IDENTIFICADOS NO PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL	111
5.6.1	Turbidez e cor aparente	111
5.6.2	COD.....	112
5.6.3	pH.....	113
5.6.4	Contagem de cianobactérias	114
5.6.5	Ensaio para verificação do tamanho celular após passagem pela eletrólise.....	115
5.7	ENSAIOS PARA AVALIAÇÃO CELULAR.....	117
5.8	AVALIAÇÃO DE FITOTOXICIDADE COM LACTUCA SATIVA	128
5.9	AVALIAÇÃO DE CIANOTOXINA (MICROCISTINA, CILINDROSPERMOPSINA E SAXITOXINA) NA ÁGUA ELETROFLOTADA.....	130
5.10	INTEGRAÇÃO DOS PROCESSOS DE ELETROFLOTAÇÃO E FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS CAMADAS.....	130

5.11	ELETROFLOTAÇÃO COM FILTRO CAMADA ÚNICA DE AREIA	131
5.12	ELETROFLOTAÇÃO COM FILTRO DE CAMADA DUPLA COM AREIA E ANTRACITO.....	138
5.13	ELETROFLOTAÇÃO COM FILTRO DE CAMADA TRIPLA DE AREIA, ANTRACITO E ESFERAS DE ABS OU POLIESTIRENO	145
5.14	RETROLAVAGEM DO SISTEMA INTEGRADO	152
6	CONCLUSÃO	154
7	RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS.....	157
	REFERÊNCIAS.....	158
	APÊNDICE A - TABELA COM OS RESULTADOS DA MÉDIA DA TRIPLICATA DOS ENSAIOS GRANULOMÉTRICOS DOS MEIOS FILTRANTES.....	181
	APÊNDICE B - RESULTADOS DO PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL OBTIDOS COM AS DIFERENTES CONCENTRAÇÕES E VARIAÇÕES DE TAXA DE ESCOAMENTO SUPERICIAL E DENSIDADE DE CORRENTE ELÉTRICA.....	182

1 INTRODUÇÃO

Geralmente a poluição de recursos hídricos é associada a causas antrópicas como: efluentes industriais e domésticos, resíduos provenientes da agropecuária (fertilizantes e agrotóxicos), além de contaminantes emergentes identificados recentemente, como fármacos, hormônios e micro plásticos. Entretanto, nem sempre a contaminação de mananciais é resultante de processos antrópicos. Em algumas situações, a presença de microrganismos ou minerais dissolvidos acaba por inviabilizar a utilização de um determinado corpo hídrico para fins potáveis (SMITH; DANIELS, 2018).

As cianobactérias são microrganismos fotossintéticos encontrados naturalmente em lagos, córregos, lagoas e outras águas superficiais. A presença desses indivíduos, em algumas situações, pode tornar impróprio um manancial destinado ao abastecimento público, uma vez que algumas espécies têm a capacidade de produzirem toxinas nocivas à saúde humana (SARMA, 2012).

Dessa forma, a presença de cianobactérias continua ganhando a atenção da comunidade científica em todo mundo. Isso ocorre devido ao aumento das chamadas florações nocivas de cianobactérias (FAN), geralmente denominados de “blooms” de algas. As FAN são caracterizadas como acumulações excessivas de organismos aquáticos fotossintetizantes microscópicos (fitoplânctons) que produzem toxinas ou que de algum outro modo afetam negativamente seres humanos, animais ou até mesmo ecossistemas (NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015; SMITH; DANIELS, 2018).

Na última década, alguns pesquisadores identificaram motivos relacionados ao aumento das populações de algas e a formação de florações (MEREL *et al.*, 2013a EPA, 2014; GOBLER *et al.*, 2017; SMITH; DANIELS, 2018). Entre esses motivos destacam-se o aumento da temperatura global, intensidade e duração total da luz solar, disponibilidade de nutrientes (especialmente fósforo), aumento da temperatura da água, aumento dos eventos de precipitação, fluxo de água (se a água é calma ou flui rapidamente), entre outros. Embora as condições de florações sejam mais favoráveis durante o final do verão, a associação desses fatores é responsável pela causa de grandes flutuações sazonais e anuais nos níveis de cianobactérias. Algumas cepas produtoras de toxinas podem ocorrer no início da temporada de verão, enquanto outras são encontradas apenas ao final da estação (EPA, 2014).

Uma das grandes problemáticas envolvendo as cianobactérias deve-se ao fato da presença desses indivíduos em mananciais de água doce utilizados para o consumo humano. Neste contexto, a presença de cianobactérias foi identificada em diferentes locais do planeta, com destaque para Austrália, África do Sul, Canadá, Estados Unidos da América, França, Itália, Nova Zelândia, entre outros (HILBORN *et al.*, 2014; NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015; SANT'ANNA *et al.*, 2012; SVRCEK; SMITH, 2004).

No Brasil a situação é semelhante, pesquisadores de diferentes regiões do território nacional, já publicaram pesquisas identificando a presença de cianobactérias em mananciais utilizados para o abastecimento humano. Entre os estados nos quais foi identificada a sua presença pode-se citar: Bahia, Mato Grosso do Sul, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo, entre outros. Em Pernambuco, um dos principais episódios envolvendo morte humana causada por cianotoxinas ocorreu em 1996, no Município de Caruaru, no qual 52 pessoas que faziam tratamento por meio de hemodiálise contraíram óbito devido a presença de cianotoxinas na água utilizada para hemodiálise (AZEVEDO *et al.*, 2002; DAMAZIO; SILVA E SILVA, 2006; GAMA JUNIOR, 2012; MACHADO; SENS, 2012; MALONE; SANTOS; SANT'ANNA *et al.*, 2012; NONATO *et al.*, 2019; RODRIGUES, 2008).

Cabe ressaltar é a presença de cianobactérias na Lagoa do Peri, manancial de água doce natural localizado no município de Florianópolis, Santa Catarina (SC). Nesse local, o grupo de pesquisa do Laboratório de Potabilização de Águas (LAPOÁ) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), já desenvolveu diversas pesquisas relacionadas ao tema e envolvendo diferentes tipos de tratamento na remoção de cianobactérias como a técnica de filtração em margem, processos de tratamento com ozônio, a filtração direta com diferentes meios filtrantes, a eletroflotação e a filtração lenta (NONATO *et al.*, 2019; GARCIA; SENS; MONDARDO, 2014; SENS *et al.*, 2013; ROMERO ESQUIVEL; PIZZOLATTI; SENS, 2012; MONDARDO, 2009; GARCIA, 2007).

Uma vez que a presença desses organismos gera malefícios a saúde humana e aos animais, faz-se necessário o emprego de tratamentos de água com a finalidade de remover de forma eficiente a presença organismo ou da toxina por ele gerado (CARMICHAEL, 1997).

Diversas são as técnicas de tratamento de água empregadas na remoção de cianobactérias, entre as principais, destacam-se: processos oxidativos avançados,

processos de fotocatalise, flotação por ar dissolvido (FAD), eletroflotação, filtração por nanotubos de carbono, filtração em margem, processos de adsorção por carvão ativado, filtração por membranas de microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa (CHEUNG; LIANG; LEE, 2013; HE *et al.*, 2016; HO; SAWADE; NEWCOMBE, 2012; HOEGER; HITZFELD; DIETRICH, 2005; LIKODIMOS; DIONYSIOU; FALARAS, 2010; NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015; SVRCEK; SMITH, 2004; WESTRICK *et al.*, 2010; ZAMYADI *et al.*, 2012).

Apesar das diferentes possibilidades de tratamento empregadas na remoção das cianobactérias, a interação ou combinação entre um ou mais processos ainda é alvo de estudos. Assim, o processo de eletroflotação já se mostrou efetivo na remoção de cianobactérias (GHERNOUT, 2017). Entretanto, uma desvantagem identificada no emprego dessa tecnologia ocorre com a utilização de eletrodos, geralmente de ferro ou alumínio, que são consumidos rapidamente durante sua utilização. A alteração do material dos eletrodos para titânio (Ti) tem a finalidade de aumentar a vida útil do material e liberar partículas de dióxido de titânio (TiO₂) em seu consumo, as quais possuem propriedades oxidativas. Além das microbolhas geradas pela corrente aplicada nos eletrodos com a finalidade de flotar os contaminantes, a capacidade oxidativa das partículas de TiO₂ tende a reduzir a formação de lodo proveniente do processo de flotação, além de oxidar possíveis contaminantes presentes na água bruta (BAIERLE *et al.*, 2015; GAO *et al.*, 2010; NONATO *et al.*, 2019; SANZ LOBÓN *et al.*, 2017).

Outra técnica amplamente empregada no tratamento de água e conseqüentemente na remoção de cianobactérias é a filtração. Entretanto, nem todas as técnicas que empregam a filtração são capazes de remover de maneira eficiente as cianobactérias, conforme identificado por alguns autores (ESEN *et al.*, 1991; MEREL *et al.*, 2013a; ZAMYADI *et al.*, 2012, 2013).

De acordo Mouchet e Bonneley (1998), a filtração direta geralmente não é satisfatória para a remoção de células de cianobactérias, a menos que sejam aplicados filtros de múltiplas camadas, pré-tratamentos químico adequados ou a combinação com outras técnicas de tratamento. A aplicação de filtros de múltiplas camadas auxilia na produção de carreiras de filtração mais longas proporcionando um aumento na produção efetiva de água. No caso dos filtros de múltiplas camadas a escolha dos meios filtrantes é de extrema importância na operação do filtro. Neste contexto, optou-se por utilizar como meios filtrantes as esferas de Acrilonitrilo-

butadieno-estireno (ABS), antracito e areia. Cabe ressaltar que as esferas de ABS já foram objetos de estudo no grupo de pesquisa e em conjunto com os demais meios filtrantes apresenta remoção de materiais suspensos (SCHÖNTAG, 2015; VIECELI, 2009).

Desta forma, o presente estudo foi desenvolvido com a finalidade de remover de forma eficiente indivíduos de cianobactérias e redução de parâmetros físicos e químicos avaliados nessa pesquisa. Assim, foi utilizado um sistema de eletroflotação, composto por eletrodos de Ti DSA[®] (*Dimensional Stable Anodes* [Ânodo dimensionalmente estável]) e filtro de múltiplas camadas para obtenção desses objetivos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de uma única unidade de tratamento de água para abastecimento composta por eletroflotação de eletrodos de titânio e filtração granular descendente de três camadas filtrantes (eletroflota-filtro) na remoção de cianobactérias.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência da eletroflotação com eletrodos de titânio na remoção de cianobactérias;
- Identificar a melhor configuração de meios filtrantes utilizada após o pré-tratamento por eletroflotação;
- Avaliar a viabilidade celular das cianobactérias após o processo de eletroflotação.
- Avaliar a liberação de cianotoxina (cilindrospermopsina, microcistina e saxitoxina) na água produzida após o processo de eletroflotação.

2.3 HIPÓTESE

O tratamento da água contendo cianobactérias, por meio de uma unidade única combinada com processos de eletroflotação com eletrodos de titânio DSA® e filtração em meio granular descendente – eletroflota-filtro – é eficiente para a remoção de cianobactérias e padrões físicos e químicos.

3 CONTEXTUALIZAÇÃO

Um dos principais desafios a ser enfrentado pela sociedade contemporânea está relacionado a diminuição dos recursos hídricos para fins potáveis, fato já identificado em diversos países do mundo. Entre os motivos dessa indisponibilidade hídrica, destaca-se a redução dos recursos devido a poluição antrópica de mananciais de água doce, o aumento intensificado da população humana, o despejo inadequado proveniente de processos industriais e efluentes domésticos e os resíduos lixiviados oriundos de atividades agropecuárias que reduzem a oferta de água própria ao consumo humano. Cabe ressaltar que esse último, intensifica-se com o aumento populacional, uma vez que se faz necessário suprir as demandas de consumo de alimentos a atual população mundial, que possui aproximadamente 8 bilhões de pessoas. Apesar dos processos antrópicos afetarem em grande parte a diminuição dos recursos hídricos, em algumas situações, processos naturais também podem inviabilizar a utilização desses (WHO, 2022).

Dentre os processos naturais que podem inviabilizar a utilização de recursos hídricos destinados ao consumo humano, as cianobactérias, mais conhecidas como algas verdes e azuis, destacam-se dentro deste contexto. Essas espécies de algas encontram-se entre os primeiros organismos vivos na terra, e a liberação de oxigênio por esses organismos para a atmosfera devido ao processo de fotossíntese, pode ter sido um dos elementos precursores da camada de ozônio (CHORUS; BARTRAM, 1999; NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015).

Apesar das cianobactérias serem organismos amplamente estudados pela comunidade científica, o aumento no número de ocorrências de FAN em diversos mananciais de água doce no mundo vem ganhando destaque dentro da comunidade científica. De acordo com pesquisadores sobre o tema, isso ocorre devido a motivos como: mudanças climáticas, aumento nos níveis de nutrientes em ambientes aquáticos, aumento da temperatura global, entre outros (CLARK *et al.*, 2017; HARKE *et al.*, 2016).

Além da intensificação nos fenômenos de FAN nas últimas duas décadas, existe uma preocupação mundial em relação a presença desse organismo e a saúde pública. O motivo dessa preocupação deve-se ao fato de que esses organismos

apresentam a capacidade de produzir toxinas malélicas a saúde humana e aos animais, inclusive, acarretando em alguns episódios mundiais envolvendo mortes humanas e de animais (AZEVEDO *et al.*, 2002; DE LA CRUZ *et al.*, 2013; SMITH; DANIELS, 2018; SVIRČEV *et al.*, 2017).

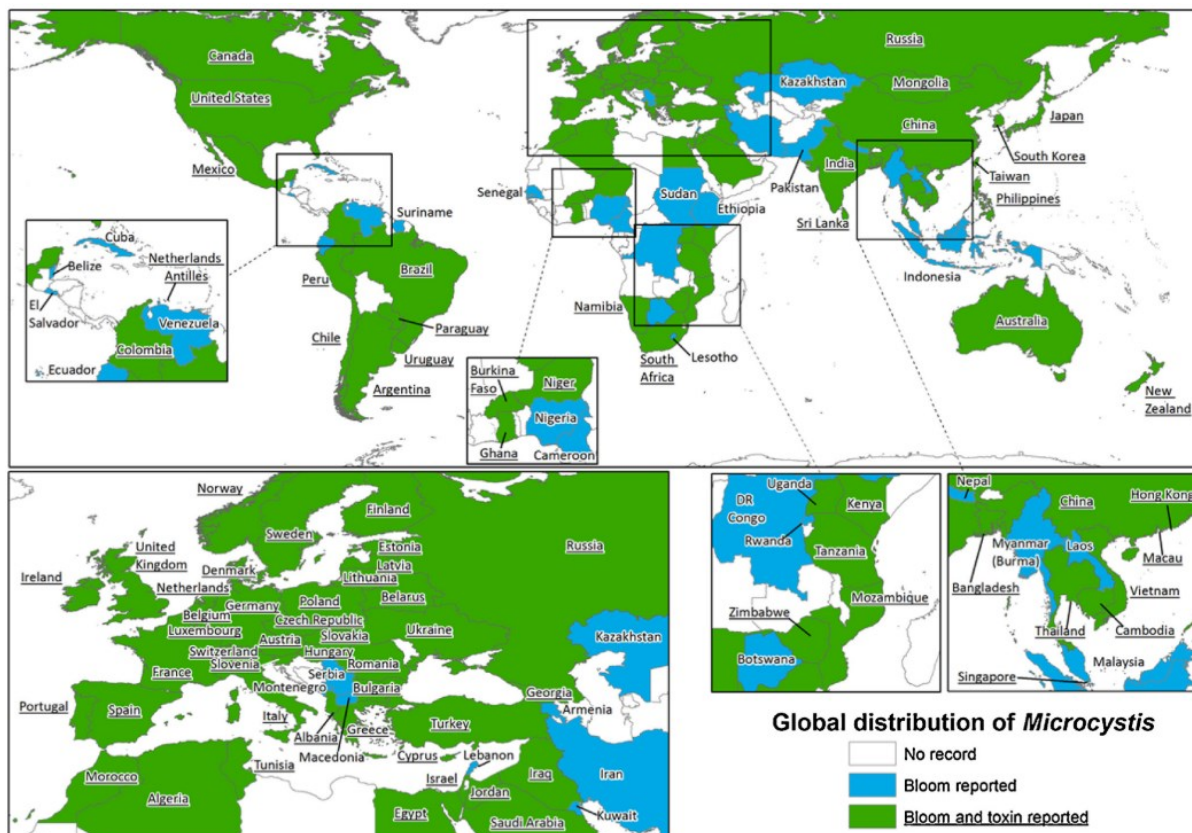
As toxinas oriundas de cianobactérias, denominadas de cianotoxinas, incluem hepatotoxinas que agem no fígado, neurotoxinas que agem sobre o sistema nervoso e dermatotoxinas, que causam problemas na epiderme, além de sintomas como paralisias e outros efeitos ainda desconhecidos (CARMICHAEL, 1997). Em relação a episódios fatais, um dos principais envolvendo a morte de seres humanos, ocorreu na cidade de Caruaru, Pernambuco, Brasil. Em 1996, um surto foi registrado em uma clínica de hemodiálise, onde 52 pacientes vieram a óbito após um procedimento rotineiro de hemodiálise. Após análises químicas de autópsia foi identificada a presença de dois grupos de cianotoxinas hepatotóxicas: microcistinas (heptapeptídeos cíclicos) e cilindrospermopsina (alcaloide hepatotóxica). A comparação dos sintomas e patologias das vítimas com estudos em animais de ambas as toxinas levaram os pesquisadores a concluir que o principal fator que contribuiu para a morte dos pacientes em diálise foi a exposição intravenosa a microcistina (AZEVEDO *et al.*, 2002).

Além do episódio de Caruaru, ocorreu um aumento nos casos de intoxicação e presença de FAN ao longo dos últimos anos. Além disso, registros também apontam para um aumento mundial nos casos de envenenamento e morte de aves, peixes, insetos, caninos e bovinos (PAERL; PAUL, 2012; CARMICHAEL; BOYER, 2016; SMITH; DANIELS, 2018).

Além da preocupação devido as toxinas, os aumentos das FAN também originam problemas econômicos, tais como: contaminação de recursos hídricos destinados ao abastecimento humano, aumento dos custos de tratamento para tornar a água potável, além de custos econômicos e de infraestrutura, como a receita para sistemas recreativos e de empresas dependentes de água potável (CLARK *et al.*, 2017; SMITH; DANIELS, 2018).

Em estudo realizado por Harke *et al.* (2016), pode se observar a distribuição global de países que registram a presença da cianobactéria da espécie *Microcystis* na última década, conforme pode ser observado na Figura 1.

Figura 1 - Ocorrência global de florações de cianobactérias da espécie *Microcystis* e presença da cianotoxina microcistina identificadas a nível mundial



Fonte: Harke *et al.* (2016, p. 6).

Neste estudo realizado por Harke *et al.* (2016) observa-se que dos 257 países nos quais a pesquisa foi conduzida, 108 registraram a presença de ocorrência de florações de cianobactérias e cianotoxina ao mesmo tempo (demarcados em verde na Figura 1) e 79 registraram a presença apenas de florações (demarcados em azul na Figura 1). Esse dado ainda pode estar subestimado segundo os autores, uma vez que os países em desenvolvimento por vezes não apresentam técnicas sofisticadas para o monitoramento desses indivíduos, não registrando a ocorrência de fenômenos relacionados as FAN e cianotoxinas.

Mesmo as cianobactérias estando constantemente associadas a contaminação de recursos hídricos superficiais, a contaminação de recursos hídricos subterrâneos também pode ocorrer. Em lagos nos quais existam a presença de florações de algas e cianotoxinas de forma constante, pode ocorrer a infiltração dos indivíduos no lençol freático. Cabe ressaltar que isso é possível desde que exista a interação entre o manancial e o lençol freático, o que irá depender das características geológicas do local. No entanto, as informações sobre a concentração e distribuição

de cianotoxinas nas águas subterrâneas próximas a lagos com florescências de cianobactérias ainda necessitam de mais estudos para entender a dinâmica e distribuição dos indivíduos (YANG; KONG; ZHANG, 2016).

Uma vez que a presença de cianobactérias é considerada uma preocupação mundial, se faz necessário o monitoramento e identificação desses indivíduos. As principais técnicas utilizadas na determinação da identificação são realizadas por meio da análise de clorofila, contagem por meio de microscópio e mais recentemente, análises por meio de satélites são utilizadas para o monitoramento e identificação de cianobactérias e florações (CLARK *et al.*, 2017). Uma abordagem comum é analisar a clorofila- α , pigmento fotossintético primário contido em todos os microrganismos fototróficos. Esse método pode ser utilizado tanto por meio de sondas em tempo real como amostras coletadas para análises laboratoriais (CLARK *et al.*, 2017; HUDNELL, 2008; SHUMWAY *et al.*, 2018).

Outro método geralmente utilizado no monitoramento de florações de cianobactérias é a contagem e identificação de células por microscópio. A vantagem na utilização dessa técnica se deve ao fato de que as espécies de cianobactérias podem ser identificadas com precisão e a proporção em comparação com outras espécies fitoplanctônicas, ou seja, com experiência pode-se determinar o grau de dominância das cianobactérias em relação a outros organismos em um determinado meio aquático. Como qualquer outro método, a identificação microscópica de uma espécie potencialmente tóxica de cianobactérias não significa que ela esteja produzindo ativamente toxina. No entanto, a enumeração e identificação de cianobactérias por microscópio combinado com a identificação química de toxinas na água dá uma boa indicação da espécie que pode estar causando a contaminação de um corpo hídrico. A contagem de células é comumente utilizada para avaliar o risco potencial à saúde humana, e muitos lugares possuem limites personalizados baseados em informações coletadas localmente (CODD *et al.*, 2001; WHO, 2003).

Em relação a escala global, a Organização Mundial da Saúde (OMS) tem uma abordagem de orientação de três níveis, que descreve as concentrações do pigmento fotossintético onipresente clorofila-a e abundância de células de cianobactérias (cel.mL^{-1}), para determinar o nível de risco associado para apoiar um aviso ou fechamento de um determinado local. A OMS fornece estimativas de microcistina que podem corresponder à abundância celular em cada nível de referência (WHO, 2003).

No Brasil, as normas em relação as cianobactérias são definidas por meio da Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021, que dispõe sobre os procedimentos de controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Na portaria consta que a frequência de análises de cianobactérias deve ser mensal quando o número de cianobactérias for menor que $10.000 \text{ cel mL}^{-1}$ e semanal quando exceder esse valor. Ademais, a portaria estabelece como valor máximo tolerável para cianotoxina como $1 \mu\text{g L}^{-1}$ para microcistina e cilindrospermopsina e $3 \mu\text{g L}^{-1}$ para saxitoxinas (BRASIL, 2021).

Mesmo com todos os mecanismos desenvolvidos em relação às cianobactérias, a falta de monitoramento constante, principalmente em países em desenvolvimento, torna as populações desses países potencialmente expostas a cianotoxinas por meio de atividades tradicionais, como: atividades recreacionais aquáticas em águas superficiais contaminadas e o consumo de água potável tratada inadequadamente produzida a partir de mananciais contaminados. Portanto, o gerenciamento eficiente, o constante monitoramento, a escolha de tratamentos adequados, somados a proteção dos recursos hídricos contra a proliferação de cianobactérias nocivas à saúde humana, é de suma importância para a proteção à saúde pública (MEREL *et al.*, 2013a).

3.1 MOTIVOS DO AUMENTO NO NÚMERO DE FAN

Ainda não existe uma forma de quantificação exata para definir um evento de floração de cianobactérias, os denominados “*blooms*” de algas. Entretanto, esse fenômeno é geralmente associado a um aumento significativo na produção de biomassa em um curto período de tempo. Geralmente, as florações de cianobactérias são associadas a dominância de uma espécie, ou seja, existe uma correlação entre a formação das florações e a diminuição da diversidade de espécies fitoplanctônicas no ambiente aquático em que essas se manifestam, podendo em algumas situações, formar uma densa camada de células na superfície da água (ELLIOTT, 2012; NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015; PAERL; PAUL, 2012). Para exemplificar este fenômeno, uma imagem de uma floração de cianobactérias pode ser observada na Figura 2.

Figura 2 - Floração de cianobactérias no lago do Parque Moinhos do vento em 2015, Porto Alegre, RS, Brasil



Fonte: Machado, (2017, p. 8).

Diversos são os fatores que levam a formação de FAN, entretanto, alguns se destacam no aumento dessas ocorrências, como: a exposição à luz, o aumento da temperatura global, as mudanças climáticas e o aumento da concentração de nutrientes em corpos hídricos de modo geral, principalmente nitrogênio e fósforo (MCGOWAN, 2015).

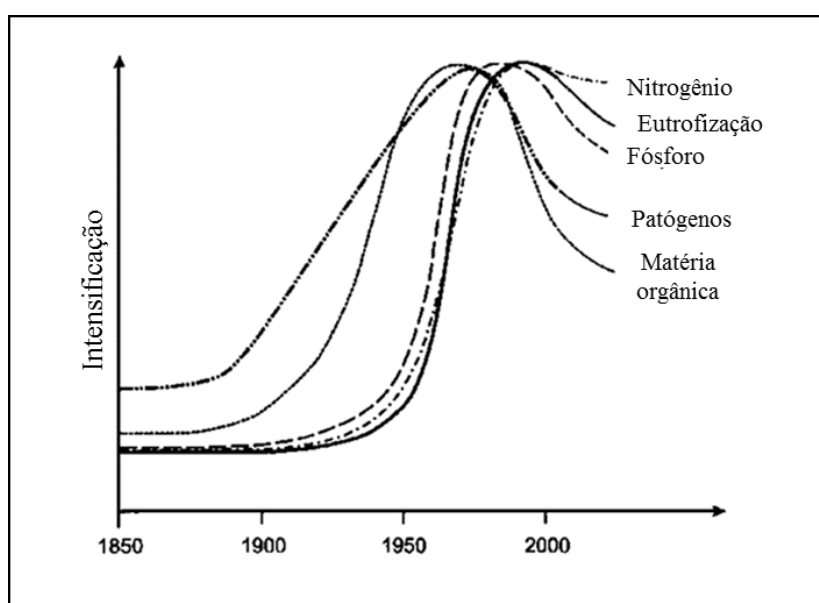
Atividades humanas como o uso intensivo de fertilizantes, pecuária intensiva, tratamento inadequado de esgoto e despejo de rejeitos industriais, proporcionaram um aumento do fenômeno de eutrofização em diversos mananciais de água. Isto levou à proliferação excessiva de algas e cianobactérias em água doce e, portanto, teve um impacto considerável sobre a qualidade da água em diversos lugares do mundo. Em climas temperados, a dominância de cianobactérias, tem maior ocorrência durante os meses de verão, o que coincide com o período em que a demanda por água de recreio torna-se maior (WHO, 2003).

Conforme mencionado anteriormente, as cianobactérias são microrganismos fototróficos, ou seja, dependentes da luz solar para realizar suas atividades metabólicas essenciais, como a fotossíntese. Neste contexto, as necessidades associadas a qualidade, intensidade e exposição a luz são específicas de espécie para espécie. A pigmentação das cianobactérias protege a célula da fotoinibição devido a intensidade de luz elevada e também melhora a captação de luz por meio da

absorção de uma região mais ampla do espectro visível comparadas a outras espécies de fitoplâncton. Dessa forma, a duração da exposição à luz é um parâmetro de crescimento mais importante que a intensidade ou qualidade da luz. Cabe ressaltar que algumas espécies são extremamente flexíveis em sua resposta à exposição à luz. Isso pode ser confirmado se observando o comportamento de algumas cianobactérias, que podem persistir em cavernas, durante meses praticamente sem luz e serem capazes de crescer imediatamente após a exposição à luz (MEREL *et al.*, 2013a; NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015; TURNER *et al.*, 2018).

Outro fator importante na formação de florações deve-se ao aumento no aporte de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. Com o aumento da produção de alimentos devido ao aumento populacional, cada vez mais os fertilizantes são empregados para o desenvolvimento das culturas. Dessa forma, quanto maior a concentração de nutrientes em um corpo hídrico, maior a possibilidade na formação de florações. Dentro deste contexto, alguns autores citam que as florações de cianobactérias ocorrem principalmente em reservatórios eutróficos em que a relação Nitrogênio/Fósforo (N/P) esteja variando de 10 a 15 (CHORUS; BARTRAM, 1999). Conforme pode ser observado na Figura 3, nota-se um aumento no aporte de nutrientes em ambientes aquáticos nas últimas décadas, fenômeno que está relacionado ao aumento nos casos de florações em todo o mundo.

Figura 3 - Intensificação na concentração de alguns nutrientes nas últimas décadas



Fonte: Adaptado de Chorus e Bartram, (1999, p. 15).

Por sua vez, o fator mais significativo relacionado ao aumento no número de florações é a temperatura da água, ou seja, o fator ambiental mais importante que molda a estrutura das comunidades de plâncton oceânico (SUNAGAWA *et al.*, 2015).

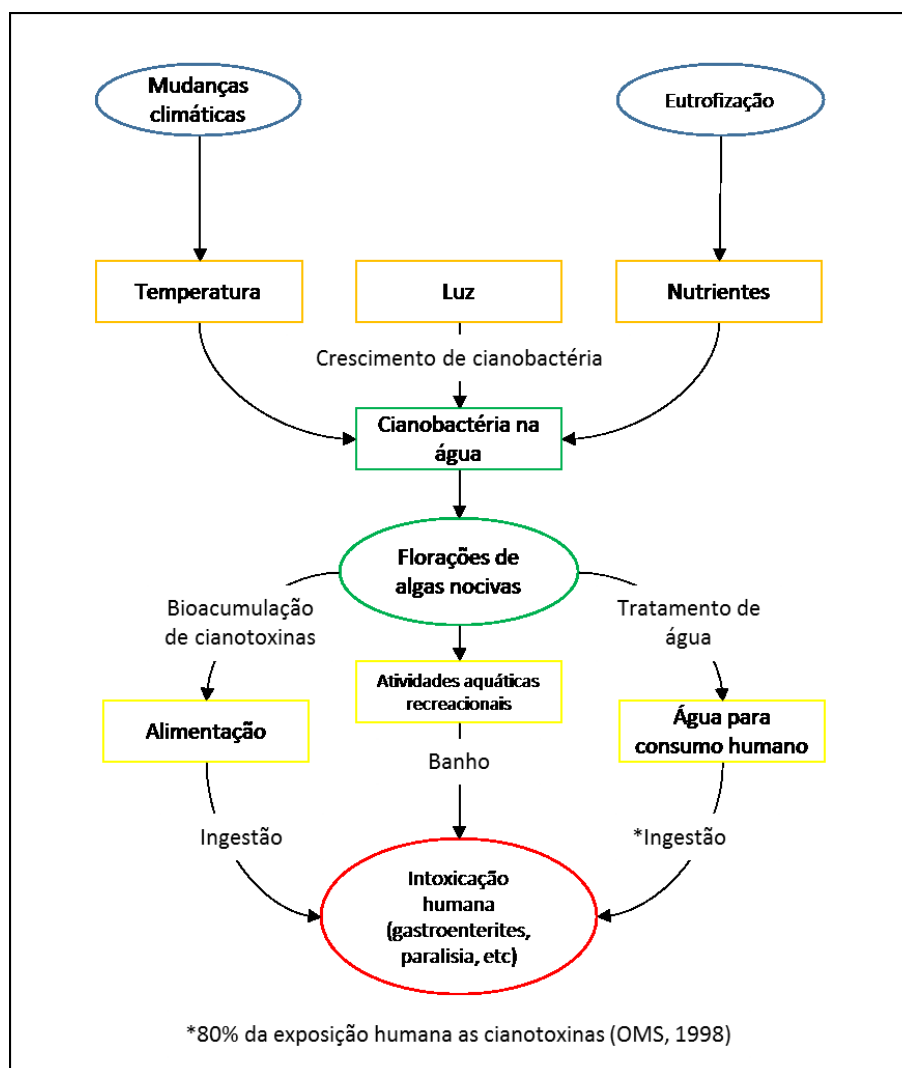
Diversas espécies de cianobactérias preferem a água mais quente (25°C ou mais). Consequentemente, o aquecimento global e as mudanças climáticas apresentam um papel importante, sendo responsáveis diretamente no aumento da frequência e a magnitude das florações de cianobactérias, favorecendo o aumento de populações de cianobactérias quando comparadas a outras espécies fitoplanctônicas (GOBLER *et al.*, 2017; PAERL; PAUL, 2012; WHITE; SARNELLE; HAMILTON, 2017).

Para sustentar essa afirmação, dois modelos apresentados por Glober *et al.* (2017) analisaram dados entre 1982 a 2016. Os modelos demonstraram que o aquecimento do Oceano Atlântico Norte desde 1982 aumentou significativamente a taxa média de crescimento potencial e a duração da estação de florações das espécies *A. fundyense* e *D. acuminata*. Para ambas as espécies, a estação de floração aumentou significativamente em uma ampla área do Atlântico Norte, cobrindo uma região que se estende de Cape Cod (MA, Estados Unidos) no Sudoeste através do Oceano Atlântico central até os mares Norte e Báltico no Nordeste. A continuação do aquecimento dos oceanos durante o século 21 promoverá sua intensificação e redistribuição, e provavelmente outros casos de FAN em todo o mundo.

Por meio da Figura 4 pode-se observar um fluxograma dos fatores ambientais que ocasionam a formação de cianobactérias e a rota de exposição humana ao final do processo.

Além dos fatores ambientais mencionados, alguns fatores de menor relevância também impulsionam as florações de cianobactérias. Ao contrário de outras espécies de algas, as cianobactérias geralmente não se multiplicam em água corrente, embora, algumas espécies tenham evoluído a se desenvolver nessas condições. Dessa forma, grande parte das cianobactérias desenvolvem suas florações em ecossistemas aquáticos lênticos, na presença de nutrientes primários (MEREL *et al.*, 2013b).

Figura 4 - Fluxograma dos fatores ambientais preponderantes a formação de florações de algas e a rota de exposição humana aos contaminantes



Fonte: Adaptado de Merel *et al.* (2013b, p. 305).

3.2 CIANOBACTÉRIAS

As cianobactérias são caracterizadas como um dos primeiros organismos vivos na terra. O termo algas cianofíceas ou cianobactérias, são termos sistemáticos válidos e compatíveis. Esses termos se referem a um grupo de microrganismos unicelulares e multicelulares, procariontes, que possuem clorofila-a e realizam fotossíntese oxigenada associada aos fotossistemas I e II. Algumas espécies têm a capacidade de formar colônias e, assim, tornam-se visíveis a olho nu devido a coloração, geralmente verde, associada a presença desses indivíduos. As cianobactérias são organismos com algumas características de bactérias e algumas de algas. Eles são semelhantes ao tamanho das algas e, ao contrário de outras

bactérias, contêm pigmentos verde-azulados e/ou verdes e podem realizar o processo de fotossíntese. Portanto, eles também são denominados algas verde-azuladas (embora geralmente pareçam mais verdes que azuis) (FALCONER, 1999).

Esses organismos geralmente se encontram dispersos por toda a coluna de água e podem dificultar em algumas ocasiões a entrada de luz solar nos mananciais, devido ao aumento de sólidos suspensos e conseqüente aumento da turbidez do corpo hídrico (BRYANT, 2004; WHO, 2003).

Mesmo com o avanço em relação a microscopia e as demais tecnologias voltadas a identificação de microrganismos, ainda não existe um consenso pleno na comunidade científica em relação a classificação das cianobactérias, as quais são classificadas tanto por bacteriologista quanto por botânicos, o que causa um certo desentendimento entre os dois grupos em virtude de semelhanças identificadas em ambos os grupos. Em relação aos botânicos, com o auxílio da microscopia eletrônica e avanço de análises bioquímicas, foi possível evidenciar que as cianobactérias eram seres procariontes (CASTENHOLZ *et al.*, 2001).

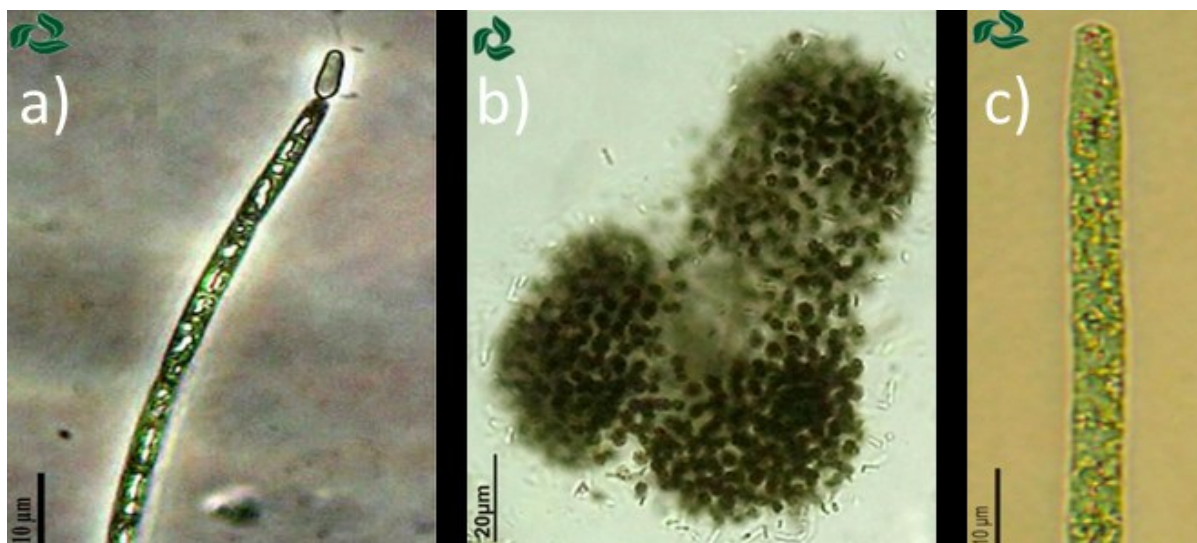
Em relação ao comportamento na natureza, as cianobactérias geralmente se comportam como algas. Possuem clorofila e outros pigmentos e executam fotossíntese para geração de energia. Além disso, algumas cianobactérias também são capazes de fixar nitrogênio via células especializadas e em algumas espécies pode-se observar a presença de vesículas de gás intracelulares que podem regular sua flutuabilidade para se deslocarem verticalmente dentro da coluna de água e otimizar o crescimento. Dessa forma, a definição de espécie em relação às cianobactérias se dá de acordo com a abordagem utilizada, ou reflete o interesse, ou, mais frequentemente, os preconceitos de determinados autores, uma vez que botânicos e bacteriologistas têm diferentes origens e abordagens experimentais na identificação desse indivíduo (BRYANT, 2004; CASTENHOLZ *et al.*, 2001).

Um dos principais fatores relacionados ao aumento do estudo das cianobactérias, se deve ao fato de que alguns indivíduos podem liberar toxinas maléficas a saúde humana e animais. Entretanto, nem todas as cianobactérias podem produzir toxinas (CASTENHOLZ *et al.*, 2001).

Aquelas que possuem a capacidade de produzir toxinas são encontradas em diversos lugares do mundo, em ambientes de águas interiores e costeiras. Ao menos 46 espécies foram identificadas por causar efeitos tóxicos em vertebrados (CHORUS; BARTRAM, 1999). Entre as principais espécies com capacidade de produzir toxinas,

as mais identificadas em água doce são: *Microcystis spp.*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktothrix (syn. Oscillatoria) rubescens*, *Syneococcus spp.*, *Planktothrix (syn. Oscillatoria) agardhii*, *Gloeotrichia spp.*, *Anabaena spp.*, *Lyngbya spp.*, *Aphanizomenon spp.*, *Nostoc spp.*, *Alguns Oscillatoria spp.*, *Schizothrix spp.* e *Synechocystis spp.* Na Figura 5 são apresentadas algumas imagens de organismos da espécie que tem a capacidade de produzir toxinas.

Figura 5 - Diferentes espécies e estruturas de cianobactérias identificadas na literatura



Fonte: Sant'Anna *et al.* (2012, p. 62, 66, 72).

- Nota: a) Tricomas solitários, retos ou levemente curvos, constrictos ou não; células cilíndricas, 2-3 µm diâmetro, 7-11 µm comprimento, com aerótopos; célula apical acuminada; heterocitos cônicos, terminais, 3-5 µm diâmetro, 10-13 µm comprimento; acinetos cilíndricos, distantes dos heterocitos, 4-5 µm diâmetro, 13-16 µm comprimento;
- b) Colônias micro ou macroscópicas, alongadas, irregulares ou lobadas (esféricas quando jovens), às vezes clatradas; mucilagem hialina, indistinta, ampla; células esféricas, 4-6,5 µm diâmetro, com aerótopos; conteúdo celular verde-escuro;
- c) Tricomas solitários, retos, não constrictos, gradualmente atenuados; células isodiamétricas ou mais curtas que largas, 4-5 µm diâmetro, 2,5-4 µm comprimento, com aerótopos; célula apical cônica, geralmente com espessamento ou caliptra.

Além dos indivíduos com a capacidade de produzir toxinas, a toxicidade não pode ser excluída para outras espécies e gêneros. Como o desenvolvimento de pesquisa e a evolução da tecnologia se encontra em desenvolvimento, é provável que mais espécies tóxicas sejam encontradas. Dessa forma, parte-se de um pressuposto de que as cianobactérias apresentam um potencial tóxico (WHO, 2003).

3.2.1 Cianotoxinas

Entre as razões que fazem as cianobactérias serem motivo de estudo pela comunidade científica, pode-se citar o aumento da ocorrência das FAN e a capacidade de diversos indivíduos da espécie produzirem toxinas (cianotoxinas) malélicas a outros organismos, incluindo mamíferos. Em relação a toxicidade, é definida como o conjunto dos efeitos adversos pelos quais uma determinada substância pode prejudicar organismos vivos. A estrutura química e as propriedades definem as funções específicas que tornam a molécula tóxica (HE *et al.*, 2016).

As cianotoxinas são consideradas contaminantes naturais que ocorrem em todo o mundo e classes específicas de cianotoxinas apresentam prevalências por região, destacando-se em manancias de águas doces americanos altas concentrações de microcistina, anatoxina-a e cilindrospermopsina, enquanto em mananciais australianos apresentam altas concentrações de microcistina, cilindrospermopsina e saxitoxinas (WESTRICK *et al.*, 2010).

Cientificamente o primeiro caso relacionado ao envenenamento de animais domésticos por cianotoxinas foi reportado por Francis, (1878, p. 12). Entretanto, o caso de maior conotação sobre o tema, refere-se ao episódio de Caruru/PE, Brasil em 2002, no qual diversas pessoas contraíram óbito em virtude da exposição ao tratamento de hemodiálise contaminado com cianotoxinas (AZEVEDO *et al.*, 2002). Atualmente, diversos casos de contaminação por cianotoxinas foram registradas mundialmente, entre os anos de 2000 a 2018, em humanos e animais (SVIRČEV *et al.*, 2019).

As toxinas são definidas como metabólitos secundários, ou seja, compostos que não são usados por um organismo para o seu metabolismo primário (divisão celular ou produção de energia). Os metabólitos secundários incluem compostos que agem como hormônios, antibióticos e toxinas. Nesse caso, as toxinas são compostos secundários que têm um efeito nocivo sobre outros tecidos, células ou organismos. Portanto, as cianotoxinas exibem uma ampla gama de toxicidades, incluindo hepatotoxicidade, nefrotoxicidade, neurotoxicidade e dermatotoxicidade, entre outros (GAGET *et al.*, 2017; SVRCEK; SMITH, 2004).

As principais características dessas toxinas relacionam-se a qual parte do organismo vivo ela irá acarretar o malefício. Assim, a anatoxina-a e saxitoxina atuam no bloqueio da transmissão do sinal neuronal, denominadas assim de neurotoxina.

Por sua vez, a clindrospermopsina atua na inibição da síntese proteica, classificada dessa forma como uma citotoxina. Por fim, a microcistina, é caracterizada por inibir a fosfatase proteica. A inibição da fosfatase é geralmente citotóxica, mas as microcistinas são principalmente hepato-tóxicas, porque usam o portador do ácido biliar para atravessar as membranas celulares, caracterizada assim como uma hepatotoxina. A nomeação das toxinas é feita dessa maneira em detrimento ao organismo do qual foram isoladas pela primeira vez, mas a maioria delas é encontrada em uma variedade mais ampla de gêneros, e algumas espécies contêm mais de uma toxina. De um ponto de vista relacionado a saúde pública, se um contaminante tem potencial impacto negativo a saúde da população, faz-se necessário a instrumentação de políticas governamentais, diretrizes e regulamentos. Neste contexto, dentre as principais toxinas relacionadas a problemas de contaminação de reservatórios utilizados para o abastecimento público, destacam-se: microcistinas, cilindrospermopsina, anatoxina-A e saxitoxina (MEREL *et al.*, 2013a,b; WHO, 2003).

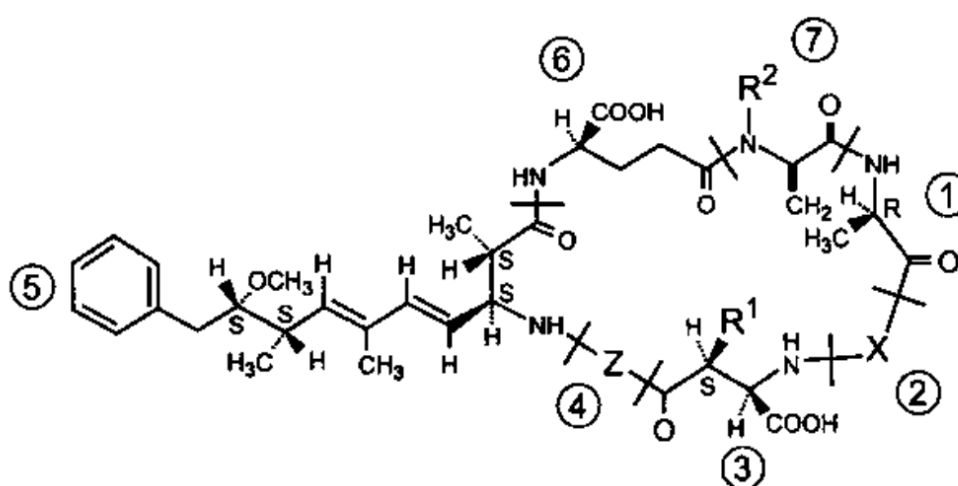
3.2.1.1 *Microcistina*

De acordo com Westrick *et al.* (2010), a microcistina é a forma de toxina mais encontrada no mundo e por isso a mais reportada em estudos. São classificadas como heptapeptídeos cíclicos contendo uma cadeia lateral específica de aminoácidos ADDA. Existem cerca de 70 análogos estruturais identificados. As microcistinas bloqueiam as proteínas fosfatases 1 e 2A, as quais são importantes interruptores moleculares em todas as células eucarióticas. O principal caminho para a entrada de microcistinas nas células é por meio do ácido biliar, que é encontrado nas células do fígado e, em menor escala, no epitélio intestinal. Para os vertebrados, uma dose letal de microcistina causa a morte por necrose hepática em poucas horas até alguns dias (EPA, 2014; MEREL *et al.*, 2013a).

As microcistinas são encontradas na maioria das populações de *Microcystis spp.*, que frequentemente encontram-se na superfície, e em linhagens de algumas espécies de *Anabaena*. Um dos grandes problemas associados ao impacto da microcistina no corpo humano, é que por ser uma hepatotoxina, a lesão hepática subaguda dificilmente é detectada, uma vez que os sintomas se tornam perceptíveis apenas na ocorrência de uma lesão grave. Como resultado da falta de sintomas aparentes na exposição moderada, é provável que a exposição seja continuada por

peças desinformadas do risco (por exemplo, para dias consecutivos de férias ou uma onda de calor), o que aumentará o risco de dano hepático cumulativo (CHORUS; BARTRAM, 1999). A OMS estabeleceu uma diretriz provisória de água potável com limite de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ para microcistina enquanto que no Brasil a Portaria nº 888/2021 estabelece também o limite de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ para a microcistina (BRASIL, 2021; WESTRICK *et al.*, 2010). Uma imagem da estrutura química geral da hepatotoxina microcistina pode ser observada na Figura 6.

Figura 6 - Estrutura química geral de uma microcistina: hepatotoxinas em estrutura heptapeptídicas de uma cianobactéria, mostrando as variações mais frequentemente encontradas



Fonte: Chorus e Bartram (1999, p. 59).

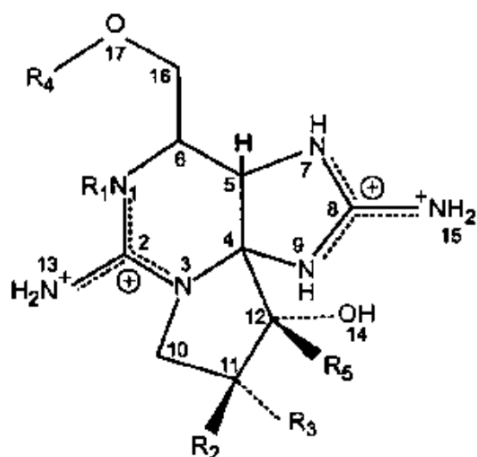
3.2.1.2 Saxitoxina e anotoxina-A

Saxitoxinas e anotoxina-A estão entre as substâncias mais neurotóxicas conhecidas. No entanto, há evidências de que em lagos e rios elas não ocorram com tanta frequência quanto as microcistinas. Em relação a anotoxina-A, a presença desta substância foi registrada apenas em um pequeno número de florações da espécie *Anabaena* na América do Norte. Dessa forma, por se tratar de uma espécie com menores concentrações, dificilmente a presença desses indivíduos atinge níveis de concentrações agudas em casos de ingestão humana. Entretanto, a neurotoxicidade dessa substância pode ser notada em caso de rebanhos bovinos que consomem grandes quantidades de água contaminada de um mesmo manancial, ou animais de estimação que podem vir a ingerir a toxina por meio da limpeza com a língua (CARMICHAEL, 1997; NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015). Embora a OMS não tenha

determinado uma diretriz de água potável para anatoxina-a, Fawell *et al.* (1999) recomendam uma concentração de $1 \mu\text{g L}^{-1}$. As saxitoxinas comumente são associadas aos fenômenos de “marés vermelhas”, causadas pela proliferação de dinoflagelados marinhos e atuam como venenos paralisantes de moluscos. As saxitoxinas foram encontradas em vários gêneros de cianobactérias de água doce como a *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis*. No Brasil a Portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde estabelece que o limite para esta toxina em água para consumo humano é de $3 \mu\text{g L}^{-1}$ (BRASIL, 2021).

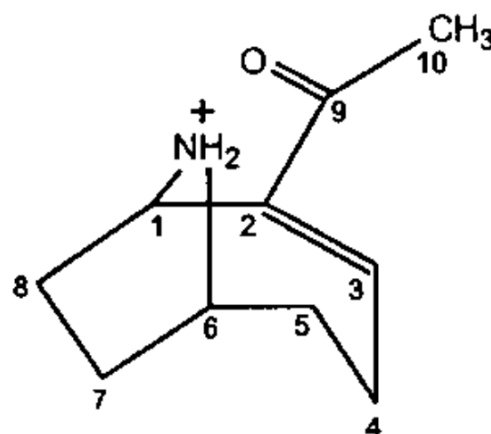
Apesar da preocupação em relação as neurotoxinas, é razoável considerá-las menos preocupantes do que microcistinas ou cilindrospermopsina, em virtude da sua menor ocorrência em casos de contaminação em seres humanos e também pelo fato de não apresentarem nenhum efeito crônico em seres humanos até o momento (WHO, 2003). Imagens da estrutura química geral da saxitoxina e anotoxina-A podem ser observadas nas Figuras 7 e 8, respectivamente.

Figura 7 - Estrutura química geral de uma saxitoxina



Fonte: Chorus e Bartram (1999, p. 66).

Figura 8 - Estrutura química geral de uma anotoxina-a MW 165; C₁₀H₁₅NO



Fonte: Chorus e Bartram (1999, p. 65).

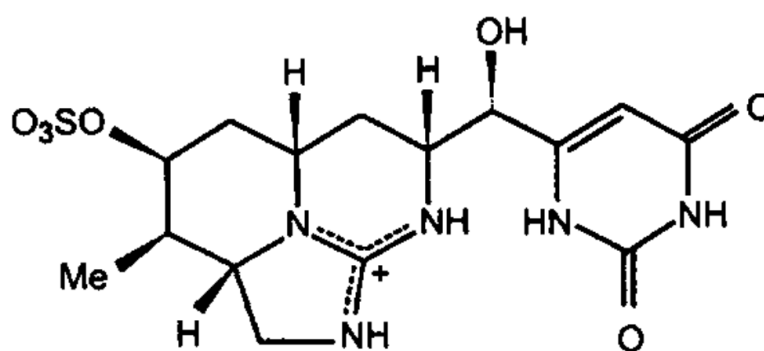
3.2.1.3 *Cylindrospermopsis*

A cilindrospermopsina é um alcaloide produzido por uma série de cianobactérias: *Anabaena bergii*, *A. lapponica*, *A. planctonica*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aph. Gracile*, *Aph. Ovalisporum*, *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Lyngbya wollei*, *Oscillatoria sp.*, *Umezakia natans*, *Raphidiopsis curvata* e *R. mediterranea*.

Essa toxina é classificada como uma citotoxina geral que bloqueia a síntese proteica, sendo os primeiros sintomas clínicos a insuficiência renal e hepática. Em contraste com a toxina pura, os extratos brutos do organismo também causam lesões nos pulmões, nas suprarrenais e no intestino, indicando ainda efeitos desconhecidos no organismo. Os sintomas clínicos podem se manifestar apenas alguns dias após a exposição, por isso, muitas vezes, é difícil determinar uma relação de causa e efeito. A *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma das principais cianobactérias relacionadas a produção dessa toxina, é considerada uma espécie tropical e subtropical, entretanto existem relatos da presença do indivíduo em diversos lugares do mundo, incluindo regiões mais afastadas dos trópicos (DE LA CRUZ *et al.*, 2013; EPA, 2014; SVRCEK; SMITH, 2004; WERNER *et al.*, 2015). Uma imagem da estrutura química geral da cilindrospermopsina pode ser observada na Figura 9.

Sobre os limites de tolerância, diversos órgãos estão avaliando os dados de toxicidade para determinar se uma diretriz de água potável para cilindrospermopsina é necessário (FALCONER, 1999; CHORUS; BARTRAM, 1999; EPA, 2006). Por sua vez, Falconer (1999), recomenda um valor de referência provisório de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ para a cilindrospermopsina. No Brasil, a Portaria nº 888/2021 (BRASIL, 2021) estabelece que o limite para cilindrospermopsina é de $1 \mu\text{g L}^{-1}$.

Figura 9 - Estrutura química geral de uma cilindrospermopsina Cylindrospermopsina MW 415; C₁₅H₂₁N₅O₇S



Fonte: Chorus e Bartram (1999, p. 60).

Além dos efeitos adversos causados pelas cianotoxinas em humanos e animais, esses metabólitos secundários também geram efeitos negativos em plantas, principalmente em relação a inibição de desenvolvimento e crescimento de algumas espécies.

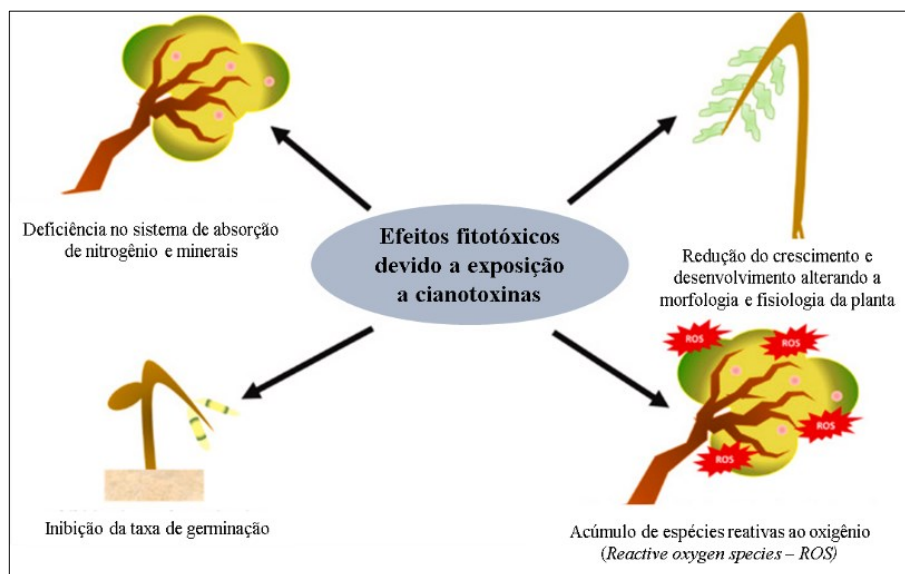
3.2.2 Efeitos fitotóxicos de cianotoxinas

Diversos são os efeitos nocivos que a presença de cianotoxinas pode causar em plantas, entre os principais efeitos negativos destacam-se: interferência no metabolismo e na biomassa de organismos aquáticos e plantas terrestres, redução de proteínas fosfatases 1 e 2A, estresse oxidativo, diminuição da atividade fotossintética, redução de crescimento e inibição da germinação das sementes (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Em relação a redução da atividade fotossintética pressupõe-se que a toxina é assimilada no nível da raiz e depois transportada para as folhas atravessando as barreiras celulares. Outro mecanismo de redução da atividade fotossintética é que a inibição ocorre por uma ação indireta da toxina pela indução de estresse oxidativo devido ao aumento no acúmulo de espécies reativas ao oxigênio (*Reactive oxygen species – ROS*) em conjunto com a inibição específica de PP1 e PP2A (MACHADO *et al.*, 2017). Por sua vez, o baixo desenvolvimento de plantas devido a exposição a cianotoxinas pode estar relacionada a alterações histológicas, citológicas e morfológicas. Essas alterações comprometem as estruturas do organismo originando impactos negativos no crescimento e desenvolvimento celular das plantas (MÁTHÉ *et al.*, 2013).

Outro ponto que surge como um dos mecanismos relacionados a inibição do crescimento das plantas refere-se à inibição de proteínas fosfatases. Uma vez que essas proteínas são responsáveis por regular importantes processos moleculares e celulares em plantas vasculares, a exposição a cianotoxinas pode levar a várias perturbações fisiológicas. Entre esses efeitos negativos destacam-se: o desenvolvimento dos tecidos, ativação de enzimas envolvidas na fixação de CO₂, armazenamento de amido, expressão gênica, regulação de canais iônicos, metabolismo de carbono e nitrogênio, processo fotossintético, transporte hormonal, entre outros (MÁTHÉ *et al.*, 2021; MACHADO *et al.*, 2017; WERALUPITIYA *et al.*, 2022). Os principais efeitos adversos relacionadas a exposição de plantas a cianotoxinas podem ser observados na Figura 10.

Figura 10 - Principais efeitos fitotóxicos relacionados a exposição de plantas a cianotoxinas



Fonte: Adaptado de Weralupitiya *et al.* (2022, p. 27).

3.3 MÉTODOS EMPREGADOS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA DE MANANCIAIS COM A PRESENÇA DE CIANOBACTÉRIAS

Em virtude dos potenciais riscos associados a presença de cianobactérias em mananciais utilizados para o abastecimento público, faz-se necessário a utilização de técnicas que possibilitem a eliminação desses indivíduos. Outro aspecto relacionado ao tratamento a ser empregado é evitar a lise celular. De acordo Westrick *et al.* (2010) a remoção de cianotoxinas é maximizada quando ocorre a remoção de células intactas, ou seja, sem que o filamento celular seja rompido ou “quebrado”.

Outro ponto importante a ser identificado são as características dos mananciais utilizados como fonte de abastecimento. Cada manancial possui características únicas, cabendo ao gestor avaliar e determinar o risco e a melhor estratégia de gerenciamento para redução do risco em relação as cianobactérias e cianotoxinas presentes. Assim, para propor um plano eficiente em relação ao tratamento como um todo, faz-se indispensável o conhecimento prévio a respeito das propriedades físicas e químicas da cianobactérias e cianotoxinas presentes, padrões de florações ao longo do ano, padrões de crescimento, e principalmente a forma na qual a toxina encontra-se no meio aquoso, se intra ou extracelular, ou seja, dentro da parede celular, no citoplasma de forma intracelular ou liberadas por excreção, lise

celular ou quebra filamentar, de forma extracelular (WESTRICK *et al.*, 2010). Caso a toxina encontre-se na forma intracelular, é necessário que o tratamento aplicado remova as células de cianobactérias por completo. Por sua vez, o tratamento das toxinas extracelulares segue estratégias para remover a matéria orgânica natural ou inativar os contaminantes químicos tradicionais. Todos esses aspectos devem ser avaliados antes do plano de controle em relação a gestão de mananciais que possuam a presença de cianobactérias, visto a toxicidade associada a presença desses microrganismos, aumento da demanda de produtos químicos de tratamento, formação de subprodutos de desinfecção e o crescimento microbiano na distribuição de água, entre outros (KNAPPE *et al.*, 2004). Além de toda problemática associada a presença das toxinas em mananciais de abastecimento, esses metabólitos geralmente contribuem com sabores e odores estranhos, diminuindo a qualidade estética da água. Além do mais, as propriedades químicas e físicas das cianotoxinas, como hidrofobicidade, hidrofiliabilidade, tamanho molecular e grupos funcionais, afetam a eficiência do tratamento de cianotoxinas extracelulares (GRIFFITHS; SAKER, 2003). O desenvolvimento de planos de tratamento de contingência e a avaliação de cada processo unitário determinarão o sucesso da produção de uma água potável segura em condições com os padrões de qualidade exigidos (WESTRICK *et al.*, 2010).

Os processos empregados no tratamento de água com a presença de cianobactérias são geralmente divididos em duas categorias: processos que retêm de maneira física os contaminantes, como as técnicas de clarificação, adsorção, filtração, processos os quais geralmente são denominados como convencionais. Por sua vez, os processos que têm o intuito de degradar os contaminantes, como a irradiação UV, processos oxidativos avançados (POA), ozonização, cloração, entre outros, são geralmente denominados de avançados ou não convencionais. Uma breve descrição dos processos empregados na remoção de cianobactérias será realizada a seguir (EPA, 2014; HE *et al.*, 2016; JASIM; SATHTHASIVAM, 2017; MASCIA *et al.*, 2016; MEREL *et al.*, 2013a; MIRANDA *et al.*, 2017; NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015; PANTELIĆ *et al.*, 2013; SVRCEK; SMITH, 2004; UDUMA; MCBEAN; GHARABAGHI, 2017; WESTRICK, 2008; WESTRICK *et al.*, 2010).

Em relação aos processos de retenção física, o processo convencional no tratamento de água (coagulação – floculação – decantação e filtração) apresenta-se como a forma de tratamento mais empregada em diversos lugares do mundo (HE *et al.*, 2016).

A finalidade da etapa de clarificação é remover as partículas suspensas na água bruta, visando reduzir a turbidez e clarificar o meio líquido. Durante o processo de coagulação faz-se necessário a utilização de sais de ferro ou alumínio, os quais tem por objetivo neutralizar as cargas negativas dos coloides e evitar a repulsão eletrostática entre as partículas. Conseqüentemente, os coloides tendem a se aglomerar e formar partículas maiores (flocos), posteriormente removidos por sedimentação. Uma vez que as cianobactérias são microrganismos microscópicos com membranas celulares carregadas negativamente, essas podem ser consideradas similares aos coloides e removidas via coagulação, floculação e decantação. Diversos autores citam a eficiência do processo de clarificação na remoção das cianobactérias, entretanto, o processo não remove de maneira eficiente as toxinas (HE *et al.*, 2016; MEREL *et al.*, 2013a; NIAMIEN-EBROTTIE *et al.*, 2015). A flotação seguida de filtração, também se mostra como um método eficiente na remoção de cianobactérias. Entretanto, essas duas técnicas serão abordadas com mais profundidade posteriormente.

Outra técnica utilizada na remoção de cianobactérias é a técnica de remoção por membranas. Nas últimas duas décadas, os processos de membranas surgiram como a tecnologia de escolha para o projeto de instalações de abastecimento de água. Processos de membrana, incluindo osmose inversa (OI), nanofiltração (NF), ultrafiltração (UF) e microfiltração (MF), podem ser configurados para tratar eficazmente os contaminantes convencionais e emergentes na água potável. A diferença entre as técnicas consiste no diâmetro dos poros das membranas, sendo a OI de menor tamanho e a MF de maior tamanho. Dada a variedade de materiais de membranas, os processos podem ser configurados para remover materiais particulados, bem como contaminantes dissolvidos. As técnicas de micro e ultrafiltração apresentam eficiência na remoção de células de cianobactérias, entretanto, não removem de forma eficiente as cianotoxinas. Por sua vez, a nanofiltração e osmose inversa apresentam boa eficiência para a remoção de cianobactérias e cianotoxinas, entretanto, necessitam de maiores cuidados em virtude da formação de “*fouling*”, processo no qual os poros da membrana são obstruídos devido a formação de um biofilme (HE *et al.*, 2016).

O carvão ativado também aparece como uma opção na remoção de cianobactérias. Devido à sua alta porosidade, o carvão ativado possui uma grande área superficial ($400 - 1500 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) que fornece vários sítios de adsorção para remoção

de contaminantes orgânicos (CRITTENDEN *et al.*, 2005). A efetividade da utilização do carvão utilizado tanto na remoção de células de cianobactérias, quanto na remoção de cianotoxinas irá depender do método de ativação e fonte do carbono, ou seja, essas características irão influenciar no tamanho das partículas resultantes com variedade de micro, meso e macroporo, em pó, entre outros. Em geral, as interações entre cianotoxinas e carvão ativado são restritas a interações eletrostáticas. Por sua vez, dependendo do tamanho do material empregado, também pode ocorrer a retenção física, similar ao que ocorre no processo de filtração com areia.

No tratamento de água potável, o carvão ativado é empregado de diferentes formas: em pó (CAP) para realizar a adsorção simultaneamente com clarificação; ou granular (CAG) para realizar a adsorção em unidades de filtração.

Os POAs, outro método empregado identificado na literatura, assim como os processos não convencionais, como a fotocatalise e o emprego de técnicas de ultrassom, métodos com ozônio, membranas dopadas com Ti e a combinação de um ou mais desses métodos, são tecnologias que apresentam como característica em comum a destruição do material orgânico presente na água. Os POAs destroem os contaminantes através da produção *in situ* de radicais hidroxila, a produção de outras espécies de radicais altamente reativos e outros mecanismos. Dentro deste contexto, vários processos mostram-se eficientes por destruir tanto as células de cianobactérias quanto as toxinas na água potável. Diversos autores apresentam métodos que se apresentam como opções para a destruição de cianotoxinas e células de cianobactérias (AFZAL *et al.*, 2010; CHEN *et al.*, 2015; FAGAN *et al.*, 2016; FOTIOU *et al.*, 2015; HE *et al.*, 2014, 2015, 2016; HE; DE LA CRUZ; DIONYSIOU, 2013; SUN *et al.*, 2018; SHMARMA *et al.*, 2012; ZHANG *et al.*, 2014).

A flotação também é um processo empregado na remoção de cianobactérias. O método é um processo de separação físico no qual partículas coloidais são removidas da fase líquida por meio da redução de sua massa específica. O método consiste na geração de microbolhas de ar, as quais se aderem as partículas dissolvidas na água bruta reduzindo a massa específica dessas partículas, de modo que seja menor que a massa específica da água. Dessa forma, após a bolha aderir a partícula ela tenderá a ascender verticalmente e se separar da fase líquida. O processo de geração de microbolhas pode ser obtido por três principais maneiras, flotação por ar disperso, flotação por ar dissolvido ou eletroflotação, sendo a FAD a mais utilizada (KYZAS; MATIS, 2016). Os autores também apresentam que a FAD se

apresenta como o processo mais eficaz para remoção de microcistina. Durante um evento de floração, esses processos de tratamento unitário podem ser gerenciados como uma barreira auxiliar para remover efetivamente as cianotoxinas intracelulares. Cada um desses processos de tratamento unitário deve ser otimizado para remover células de forma intacta (TEIXEIRA; ROSA, 2006).

Uma das vantagens do emprego da técnica de flotação é que algumas cianobactérias têm a característica de possuírem vacúolos destinados que permitem a flutuação ao longo da coluna de água. Assim, uma vez que a geração de microbolhas remove as impurezas no sentido ascensional, mesmo as cianobactérias que possuam a habilidade de se movimentarem na coluna de água são interceptadas (GAO *et al.*, 2010).

Apesar de se mostrar eficiente na remoção de diversas impurezas, a FAD apresenta desvantagens que acabam inviabilizando a utilização desse processo em algumas situações. Entre as desvantagens do processo, destacam-se o alto custo para a construção de unidades de flotação (compressores e bombas) e a alta demanda por energia elétrica devido a necessidade da formação das microbolhas. Assim, com o intuito de solucionar as problemáticas apresentadas pelo processo de FAD, desenvolveram-se outros métodos que também consistem na geração de microbolhas para remover os contaminantes presentes no meio líquido. Dentre esses métodos, destaca-se a eletroflotação, a qual utiliza da passagem de corrente elétrica através de eletrodos para a geração de microbolhas. A eletroflotação será abordada posteriormente em virtude de sua aplicabilidade a esta tese (KYZAS; MATIS, 2016; MOUSSA *et al.*, 2017).

Mesmo os métodos apresentados sendo eficientes na remoção de cianobactérias, todos apresentam limitações em sua aplicabilidade. Enquanto os processos que consistem na retenção física do contaminante exigem a troca constante do meio filtrante utilizado ou sua limpeza pelo processo da retrolavagem, os tratamentos via degradação podem levar à formação de subprodutos conhecidos ou desconhecidos potencialmente prejudiciais, como os trihalometanos ou outras substâncias que ainda não são detectáveis ou conhecidas. Portanto, a técnica aplicada deve remover o contaminante por completo, sem ocasionar a quebra da célula, uma vez que a quebra poderá resultar na liberação de toxinas ao meio aquoso (MEREL *et al.*, 2013a).

3.3.1 Eletroflotação

O princípio da eletroflotação ocorreu por volta de 1904, quando Elmore utilizou da eletrólise para a obtenção de bolhas de gás para o beneficiamento da indústria de minerais. Entretanto, a técnica na forma de tratamento para de fluídos ganhou destaque em 1965 dado a sua aplicabilidade em efluentes industriais. Neste contexto, partículas coloidais suspensas em um meio líquido são removidas da fase líquida por meio do emprego de bolhas geradas eletricamente (BHASKAR RAJU; KHANGAONKAR, 1984).

Apesar de ser uma técnica derivada da flotação, a diferença entre a FAD e a eletroflotação são inúmeras, sendo que a principal consiste na forma de geração das microbolhas. Na eletroflotação as microbolhas são geradas pela passagem de corrente elétrica por meio dos eletrodos, em contrapartida, na FAD a geração de microbolhas dá-se pela passagem de ar dissolvido por meio de tubulações ou sessões com tamanhos de orifícios pré-estabelecidos. A eletroflotação necessita de um menor período de detenção hidráulica comparadas a FAD; o processo eletrolítico demanda o uso de áreas menores e reatores compactos, possibilitando a locomoção da unidade (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004).

As principais vantagens do uso das tecnologias eletrolíticas são: compatibilidade ambiental, versatilidade, segurança, seletividade, receptividade para automação e relação custo-benefício (MOLLAH *et al.*, 2004). Não se faz a necessidade de produtos químicos; utilização de equipamentos simples e de fácil operação em que a corrente e o potencial aplicado, podem ser medidos e controlados de maneira automatizada; os flocos formados na eletrofloculação são mais estáveis, podendo ser melhor removidos por filtração; a célula eletrolítica é eletricamente controlada, não necessitando de dispositivos adicionais, o que requer menos manutenção e variando a densidade de corrente dá-se a possibilidade de variar a concentração do gás no meio em acordo com o efluente utilizado no tratamento. (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004).

Durante a eletroflotação ocorrem basicamente três processos simultâneos para a remoção dos sólidos em suspensão, que são a eletrocoagulação, a eletrofloculação e a eletroflotação. A eletrocoagulação é um processo que consiste na oxidação eletrolítica de um ânodo de sacrifício e conseqüentemente a criação de um agente coagulante. Da mesma forma que ocorre na coagulação convencional por

meio da adição de produtos químicos, esse agente químico ocasionará a neutralização das cargas superficiais dos colóides possibilitando a união dessas partículas. A escolha do material dos eletrodos, o pH do meio aquoso e a condutividade do meio influenciam na eficiência do processo. A segunda etapa, eletrofloculação, consiste na aglutinação das partículas desestabilizadas pelos íons metálicos e a formação de flocos maiores (GHERNAOUT; NACEUR; GHERNAOUT, 2011; MOUSSA *et al.*, 2017).

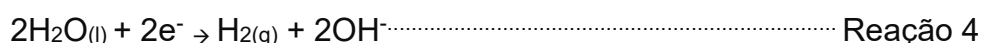
Na terceira etapa, eletroflotação, ocorre a formação de bolhas eletroliticamente para suspender os flocos formados nas etapas anteriores para a superfície do meio líquido. Dessa forma, as três etapas ocorrem de maneira contínua durante todo o processo de tratamento (HAKIZIMANA *et al.*, 2017; KYZAS; MATIS, 2016). Uma das vantagens da eletroflotação é alcançar em um único estágio a ação simultânea de floculação, coagulação e flotação, além de proporcionar uma menor quantidade de lodo gerado (NAHUI *et al.*, 2008).

Após o processo de geração das bolhas, as mesmas irão se prender as partículas, aumentando o seu empuxo, ocasionando a ascensão do contaminante para o “flotado”, material acumulado na superfície do meio líquido. Nesse processo, ocorrem reações com a molécula de água devido a aplicação de corrente elétrica, onde bolhas de hidrogênio são geradas pelo cátodo e bolhas de oxigênio pelo ânodo, respectivamente (CHEN, 2004). A eletrólise da água e a formação das moléculas de oxigênio e hidrogênio com a utilização de um eletrodo metálico ocorre por meio das seguintes reações:

No ânodo:



No cátodo:



A formação das microbolhas, ocorre em três etapas básicas: nucleação, crescimento e desprendimento da superfície do eletrodo (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004; JIANG *et al.*, 2002; MICKOVA, 2015).

Em relação a nucleação, sabe-se que a superfície dos eletrodos não é totalmente lisa, ou seja, apresenta microfissuras e ranhuras, criando assim locais propícios a formação de bolhas. Isto ocorre, pois, estas cavidades apresentam densidades de corrente maiores que as da superfície lisa do eletrodo, tornando assim, esses lugares propícios a formação da nucleação (MICKOVA, 2015). Por sua vez, o crescimento da bolha é iniciado por dois mecanismos: supersaturação e coalescência de gás no eletrólito, onde a expansão é provocada por uma alta pressão interna enquanto que a coalescência ocorre quando duas ou mais bolhas de gás se chocam formando uma única bolha de gás. A coalescência também pode ocorrer quando uma bolha de gás passa pela superfície do cátodo e aglutina com cada bolha de gás que encontra em seu caminho. A coalescência não é favorável para a taxa de flotação porque as bolhas de gás com diâmetro maior são menos eficazes que as bolhas de gás com diâmetro menor (KHOSLA; VENKATACHALAM; SOMASUNDARAN, 1991; WEISSENBORN; PUGH, 1995).

Após a etapa de crescimento inicia-se o desprendimento da bolha da superfície do eletrodo. Essa etapa irá depender do tamanho das bolhas e o ângulo de contato da bolha, que pode ser acelerado com a adição de substâncias ativas à superfície no eletrólito, a fim de reduzir a tensão superficial entre o eletrólito, a superfície do eletrodo e a bolha de gás (KHOSLA; VENKATACHALAM; SOMASUNDARAN, 1991; WEISSENBORN; PUGH, 1995).

O diâmetro das bolhas geradas na eletroflotação varia de 17 a 50 μm obedecendo uma distribuição log-normal com mais de 90% das bolhas com tamanhos entre 15 a 45 μm , quando utilizado ânodo à base de titânio (CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, 2002).

A colisão da bolha com a partícula em suspensão irá ocorrer em duas etapas principais: a aproximação da partícula a superfície da bolha e a fixação da partícula a bolha. Cabe ressaltar que o tamanho da partícula irá influenciar significativamente nessas etapas. Partículas grandes movem-se sob o efeito de forças inerciais em um caminho quase retilíneo até colidir com a superfície da bolha. Por sua vez, quanto menor o tamanho de partícula e a diferença entre a sua densidade e a do meio líquido, menores serão as forças inerciais agindo sobre ela, o que diminui as chances da partícula colidir por meio das linhas de fluxo do meio líquido. Além disso, bolhas de gás menores têm flutuabilidade menor e maior tempo de permanência no eletrólito.

Em consequência, aumenta a possibilidade de colisões entre as bolhas e as partículas suspensas (BHASKAR RAJU; KHANGAONKAR, 1984; MICKOVA, 2015).

Em relação a corrente aplicada, as densidades são geralmente baixas, entre 0,1 – 10,0 mA cm⁻² e os potenciais da célula são entre 2 - 10,0 V. Cabe ressaltar que dependendo da aplicação desejada esses números podem variar (HOSNY, 1996; KYZAS; MATIS, 2016).

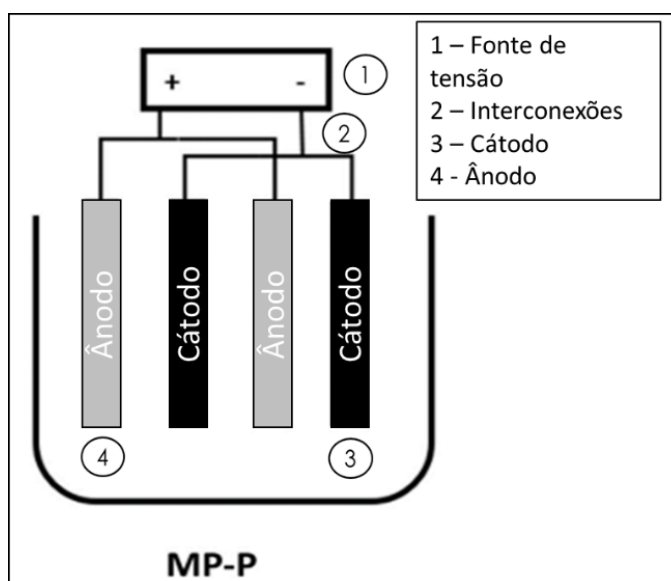
Em relação aos eletrodos, geralmente são utilizados eletrodos de alumínio ou ferro. Os materiais empregados devem ser materiais inertes insolúveis, dimensionáveis, estáveis e resistentes a degradação eletrolítica (MICKOVA, 2015). Além dos eletrodos, a configuração da célula eletrolítica também contribui para a eficiência do processo. Normalmente a estrutura básica de um eletroflotador consiste em placas metálicas condutoras localizadas paralelamente, conectadas a uma fonte de energia externa.

De acordo com Nonato (2017), quando as placas metálicas são conectadas a uma fonte externa, o ânodo sofrerá o fenômeno de oxidação (corrosão do metal) e o cátodo sofrerá o processo de redução (passivação do metal). Dessa forma, se faz necessário o uso de eletrodos com grande área de superfície e essa configuração pode ser alcançada com a utilização de eletrodos monopolares alocados em série ou paralelo (COMNINELLIS; CHEN, 2010).

Em uma configuração monopolar, as placas metálicas (eletrodos de sacrifício) são conectadas entre si e não possuem conexão com os eletrodos externos. Nessa configuração os eletrodos são ligados em série ou paralelo e faz-se necessário a presença de fonte de tensão que permita regular o fluxo de corrente. Nesse caso, os metais de sacrifício podem ser constituídos do mesmo material ou de materiais diferentes (COMNINELLIS; CHEN, 2010). Uma imagem de uma célula eletrolítica com arranjo monopolar em paralelo pode ser observada na Figura 11.

Além dos fatores mencionados, diversos outros fatores afetam a eficiência da eletroflotação. Geralmente a eficiência é associada a formação e tamanho das bolhas originadas e ao desempenho do reator. Assim, os três principais fatores que afetam a eficiência da eletro-flotação são: remoção de poluentes, consumo de material de eletrodo e consumo de energia. O material do eletrodo, a densidade de corrente elétrica e o pH afetam o tamanho da bolha e, conseqüentemente, a eficiência da eletroflotação (MOUSSA *et al.*, 2017). Os principais fatores identificados na literatura sobre o tema serão apresentados a seguir.

Figura 11 - Célula eletrolítica monopolar com arranjo em paralelo



Fonte: Adaptado de Moussa *et al.* (2017, p. 33).

3.3.1.1 Fatores que influenciam na eficiência da eletroflotação

Os fatores como densidade de corrente elétrica, temperatura, curvatura da superfície do eletrodo, material do eletrodo e pH do meio influenciam o tamanho da bolha e conseqüentemente a eficiência da técnica. Entretanto, o pH do meio e o material do eletrodo são os principais responsáveis pelo tamanho das bolhas originadas nos eletrodos. Além disso, o movimento da bolha dentro da célula é importante para o processo de flotação, uma vez que a trajetória da bolha é influenciada pelas forças hidrodinâmicas e o posicionamento dos eletrodos (HOSNY, 1996).

De acordo com Nonato (2017), os principais fatores que influenciam na eficiência da eletroflotação são o efeito do pH, condutividade, temperatura, distância entre os eletrodos, potência dissipada, densidade da corrente elétrica, inversão da polaridade, passivação e polarização dos eletrodos, consumo dos eletrodos e energia elétrica (CHEN, 2004; GHERNAOUT, 2017; NOTATO, 2017).

3.3.1.2 pH

O pH é um dos fatores que influenciam na eficiência da eletroflotação. Isso ocorre, pois, a formação das bolhas depende do pH do meio líquido. O tamanho das bolhas de hidrogênio originadas em meio ácido é maior do que a formação em meio

neutro ou alcalino. Em meio ácido o efeito do material do cátodo no tamanho das bolhas é extremamente sensível, enquanto que em meio alcalino a influência do material é menos significativa. Por sua vez, em meio neutro, o tamanho das bolhas não varia com a mudança de material (MICKOVA, 2015).

Para Chen; Li e He, (2014), as bolhas de hidrogênio são menores em pH neutro. Para bolhas de oxigênio, seus tamanhos aumentam com o pH ácido. Deve-se notar, no entanto, que os materiais do cátodo afetam o tamanho das bolhas de hidrogênio, assim como os materiais do ânodo. Os tamanhos das bolhas obedecem a uma distribuição log-normal.

3.3.1.3 *Condutividade elétrica*

A condutividade elétrica está relacionada com a eficiência da condução elétrica e conseqüentemente a eficiência do processo de eletroflotação, ou seja, quanto maior a condutividade do meio, maior será a eficiência da geração de bolhas. Geralmente nesse processo é adicionado NaCl para aumentar a condutividade do meio aquoso. Além de contribuição iônica no transporte da carga elétrica, sabe-se que os íons cloreto poderiam reduzir significativamente o efeito adverso de outros ânions, como o CO_3^{2-} , SO_4^{2-} . A existência de íons carbonato ou sulfato leva à precipitação de íons Ca^{2+} ou Mg^{2+} que originam a formação de uma película na superfície dos eletrodos. Essa camada de isolamento aumenta o potencial entre os eletrodos e resulta em uma diminuição na eficiência do processo (COMNINELLIS; CHEN, 2010).

3.3.1.4 *Densidade de corrente elétrica*

A densidade de corrente elétrica, que é a corrente por área do eletrodo, determina a quantidade de íons de metal liberados dos eletrodos. Em geral, a dissociação de íons metálicos é diretamente proporcional à densidade de corrente aplicada. Entretanto, quando uma corrente muito alta é utilizada existe a possibilidade de desperdício de energia elétrica em virtude do aquecimento da água e até mesmo da diminuição da eficiência expressa como a razão entre a corrente consumida para produzir um determinado produto e o consumo total de corrente. Dessa forma, existe um valor crítico para a densidade de corrente que, se excedida, a qualidade da água

tratada não apresentará melhora significativa (MOUSSA *et al.*, 2017). A densidade de corrente pode ser calculada por meio da Equação 1.

$$DC = \frac{I}{A_{\text{ÂNODO}}}\dots\dots\dots(1)$$

Em que:

DC - Densidade de corrente elétrica (A m⁻²)

I - Corrente elétrica (A)

A – Área total dos ânodos (m²)

Em relação a formação de bolhas, a densidade de corrente é o componente mais importante na geração de microbolhas no processo de eletroflotação. Por ser um parâmetro operacional que pode ser controlado continuamente, determina diretamente a taxa de geração de bolhas, a mistura de solução e a transferência de massa nos eletrodos (COMNINELLIS; CHEN, 2010; MICKOVA, 2015).

No entanto, ainda não existe um consenso entre os cientistas sobre o efeito da densidade de corrente elétrica no tamanho da bolha gerada (ALAM, 2015).

3.3.1.5 Distância entre os eletrodos

Uma vez que o efeito ôhmico é proporcional a distância entre os eletrodos, quanto maior a distância entre os eletrodos, maior a perda ôhmica entre os eletrodos. Dessa forma, o consumo de energia é reduzido com a diminuição do espaço entre os eletrodos. À medida que a distância entre os eletrodos se torna menor, as bolhas originadas pela eletroflotação se movem em um perfil turbulento, levando a uma transferência maior de massa, bem como a uma alta taxa de reação entre as espécies coagulantes e poluentes. Além disso, a concepção entre os eletrodos define o tempo de permanência entre o ânodo e o cátodo para um sistema contínuo e o tempo de tratamento para que um reator em batelada atinja a eficiência desejada. Para um arranjo de eletrodos complexos, a distância entre eletrodos determina também o número de eletrodos necessários na célula, de acordo com o volume a ser tratado. Assim, a distância entre os eletrodos é de grande importância para reduzir o consumo de energia por eletrólise e também para a formação de bolhas geradas no sistema

(CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, 2002; HAKIZIMANA *et al.*, 2017). Dessa forma, os estudos que utilizam do arranjo monopolar em paralelo identificados na literatura apresentaram distância entre eletrodos variando de 2 – 20mm (CHEN, 2004; COMNINELLIS; CHEN, 2010; HAKIZIMANA *et al.*, 2017; MOLLAH *et al.*, 2001; MOUSSA *et al.*, 2017).

3.3.1.6 Passivação e polaridade inversa

Passivação é a propriedade que metais e ligas metálicas possuem de permanecer inertes em determinados meios. A passivação pode ser consequência da formação de uma película de produtos oxidados sobre a superfície do eletrodo, ou então, pela formação de camadas monoatômicas de O₂ na superfície do cátodo. Cada metal apresenta um certo limite de potencial e pH em que os íons que entram na solução podem ser solúveis ou, caso contrário, a passivação não ocorre. A passivação de um eletrodo pode ser demonstrada com uma curva de corrente de potencial anódica. Quando maiores potências são impostas ao potencial de equilíbrio metal-meio, ocorre oxidação, obtendo-se registros de intensidade de corrente que crescem exponencialmente à medida que o potencial aumenta. Se ocorre a passivação do eletrodo, ocorrerá uma queda significativa na intensidade da corrente. O tempo de operação também é um importante fator na formação da camada passiva, para se determinar a qual potenciação e em qual tempo de tratamento ocorre a passivação (RIOS *et al.*, 2005).

Dessa forma, para evitar que o processo de passivação ocorra, aplica-se a técnica de polaridade inversa nos eletrodos, na qual o cátodo faz o papel de ânodo e o ânodo assume o papel de cátodo por um determinado período de tempo. A inversão de polaridade reduz a passivação, aumentando dessa forma a vida útil do eletrodo e conseqüentemente a viabilidade financeira na utilização da técnica. Além disso, a intensidade da corrente elétrica no reator permanece constante assim como a formação dos grupos de radicais hidroxila, os quais são responsáveis pelo aumento do pH da solução e conseqüentemente a eficiência no processo (MOLLAH *et al.*, 2001).

3.3.1.7 Consumo dos eletrodos

A transferência máxima de metal, ou consumo da massa de eletrodo, durante a reação eletroquímica em função de uma corrente aplicada pode ser obtida por meio da Lei de Faraday (HEIDMANN; CALMANO, 2010). O consumo de eletrodos está representado na Equação 2.

$$m = \frac{ItM}{nF} \dots\dots\dots(2)$$

Em que:

m – massa do eletrodo (g)

I – corrente aplicada (A)

t - tempo de operação (s)

M – peso atômico do elemento do eletrodo (g mol⁻¹)

n – número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução

F – constante de Faraday

Por meio da Equação 2, pode-se observar que o consumo do material é diretamente proporcional a corrente aplicada.

3.3.1.8 Consumo de energia elétrica

O consumo de energia elétrica por meio da técnica de eletroflotação dependerá das características do meio líquido a ser tratado. Entretanto, esse valor pode ser obtido por meio da Equação 3.

$$E = \frac{UIt}{V1000} \dots\dots\dots(3)$$

Em que:

E – Consumo energético requerido por unidade de volume do líquido a ser tratado (KWh m⁻³)

U – Tensão ou potencial elétrico (V)

I – corrente elétrica aplicada (A)

t – tempo de operação (h)

V – Volume de líquido (m³)

3.3.2 Aplicação da eletroflotação no tratamento de água e efluentes

A técnica de eletroflotação é amplamente empregada na remoção de diversos contaminantes tanto na área de tratamento de efluentes quanto na área de tratamento de água. Entre as principais aplicações da técnica destacam-se: remoção de óleos e graxas, fármacos, cianobactérias e microrganismos, indústria de minerais, entre outros (CHEN, 2004; CARVALHO NETO *et al.*, 2014; OLIVEIRA DA MOTA *et al.*, 2015; EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009; GAO *et al.*, 2010; GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017; GHERNAOUT; NACEUR; GHERNAOUT, 2011; RICORDEL; DARCHEN; HADJIEV, 2010).

Apesar das diversas aplicabilidades e vantagens na utilização do processo, a técnica ainda apresenta como desvantagem a substituição regular dos eletrodos utilizados. Devido ao fato da passagem de corrente e conseqüentemente a liberação de íons metálicos do material empregado, os eletrodos precisam ser substituídos regularmente, em virtude do processo de passivação (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004; UDUMAN *et al.*, 2011). Como forma de aumentar a vida útil dos eletrodos e conseqüentemente a melhora de performance na técnica de eletroflotação, desenvolveu-se na década de 1970 o DSA[®], que consiste em uma base metálica de Ti revestida por um óxido metálico de rutênio, titânio ou irídio.

3.3.2.1 Eletrodos DSA[®]

Os eletrodos são a parte mais importante de um sistema de eletroflotação, e assim um dos principais aspectos a ser avaliado na utilização da técnica. Embora o ferro, o alumínio e o aço inoxidável sejam baratos e passíveis de serem utilizados como eletrodos, eles são anodicamente solúveis. Além desse aspecto, as bolhas originadas por esses eletrodos tem tamanhos maiores em virtude da superfície desses materiais serem mais grosseiras quando comparado a metais nobres (CHEN, 2004).

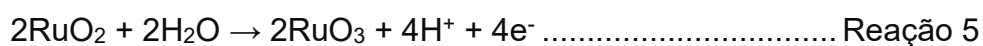
Portanto, os DSA[®] descobertos por Beer (1972) no final da década de 1960, consistem em um dos principais avanços na área da eletroflotação. A utilização desse novo modelo de eletrodo foi uma solução encontrada em virtude da curta vida útil dos eletrodos convencionais como ferro e alumínio (ALAM, 2015).

Dessa forma, o design dos ânodos deve considerar fatores como vida útil do material, excesso de potencial anódico e custo. Os DSA[®] demonstraram ser uma boa

escolha para ânodos devido à sua alta condutividade elétrica, resistência à corrosão, resistência mecânica e custos razoáveis. Esses eletrodos são fabricados com diferentes elementos de óxido de metal nobre, como titânio, irídio, rutênio, entre outros (ALAM, 2015).

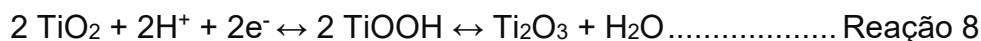
Entre os elementos utilizados na confecção dos eletrodos, o uso do titânio como material base, por ser um suporte inerte, deve-se à facilidade para moldar formas complexas e mais úteis para as suas aplicações. A superfície recoberta por um óxido metálico foi escolhida porque armazena substancial quantidade de eletricidade devido à sua grande área superficial, e também por causa de seu mecanismo específico de carga em solução aquosa (TRASATTI, 2000; MATSUMOTO, 1986).

Em um ânodo DSA[®], composto de Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}O₂, modelo utilizado neste experimento, 70% da camada de revestimento é composta por TiO₂, enquanto que 30% dióxido de rutênio (RuO₂). O rutênio atua na atividade eletrocatalítica, por sua vez o titânio tem a função de estabilizar o eletrodo. A presença de um óxido adicional ao rutênio (RuO₂) pode vir da oxidação do material suporte. No caso do eletrodo utilizado neste experimento, o material empregado é o Ti, assim, o óxido metálico adicional mais comum é o TiO₂. Dessa forma, a combinação de óxidos metálicos proporciona uma camada mais estável e menos cara, quando comparado a camada de rutênio pura, além do mais proporcionam a condução da eletricidade com muita eficiência com alta atividade eletrolítica para reações de oxidação da água, (NÄSLUND *et al.*, 2013). No ânodo, as reações de oxidação da água que decorrem no modelo composto de Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}O₂ são apresentadas de forma simplificada pelas reações 5 e 6.

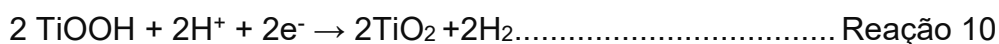


Por sua vez, as reações que ocorrem no cátodo são apresentadas nas reações 7 e 8. Entretanto, em um meio mais ácido, as partículas de TiO₂ presentes na superfície do eletrodo podem existir na forma protonada, apresentada na reação 7 ou na forma redox, apresentada na reação 8.





Assim, conforme as partículas geradas interagem com os íons H^+ , formam gás hidrogênio H_2 . As reações decorrentes dessa interação estão representadas nas reações 9 e 10:



Já, em um meio alcalino, as partículas de TiO_2 presentes na superfície do eletrodo existem num sistema redox, apresentado na reação 11. A presença dessas formas provoca o efeito eletrocatalítico durante a evolução de hidrogênio, apresentado na reação 12 (NÄSLUND *et al.*, 2013; GIERLOTKA *et al.*, 1997):



As principais vantagens associadas a aplicação dos DSA[®] consistem em: estabilidade dimensional, maior vida útil de duração, possibilidade de aplicação de correntes mais elevadas, 10-15% de economia de energia devido à redução de sobre tensão no sistema, menor efeito de bolha resultante de maior superfície livre para o escape de gás, maior condutividade elétrica, tensão de célula inferior e constante e operação com possibilidade de menor distância entre os eletrodos. Além das vantagens apresentadas, a aplicação de eletrodos DSA[®] em sistemas de eletroflotação apresenta alta atividade catalítica, estabilidade à corrosão anódica e excelente estabilidade mecânica (COSTA *et al.*, 2008; VASUDEVAN, 2013).

3.3.2.2 Eficiência da eletroflotação na remoção de cianobactérias

Diversos autores já publicaram trabalhos a respeito da aplicação da eletroflotação na remoção de cianobactérias. Cabe ressaltar que a técnica se mostra viável na remoção desse contaminante em virtude das bolhas pequenas com características que permitem a captura das células de cianobactérias.

Nonato *et al.* (2019) estudaram a remoção de cianobactérias com o emprego de eletrodos DSA® em um manancial de água utilizada para abastecimento público no município de Florianópolis, SC, Brasil. Neste trabalho, os autores apresentaram a remoção de cianobactérias variando de 23 – 72%. A densidade de corrente elétrica aplicada para a remoção máxima de cianobactérias ocorreu com 68,26 A m⁻² com 60 min de operação em fluxo contínuo.

Baierle *et al.* (2015) estudaram a remoção de cianobactérias com o emprego de eletrodos de ferro e alumínio, cuja a eficiência de remoção de algas alcançada pelo eletrodo de alumínio (95,4%) foi maior do que a obtida pelo eletrodo de ferro (64,7%) operando sob condições idênticas. Em relação a operação, as taxas de remoção mais eficientes obtidas pelos autores ocorreram com a utilização de um eletrodo de ferro por 30 min com uma corrente de 3 A, ou alternativamente, um eletrodo de alumínio por 20 min com uma corrente de 3 A.

Tumsri e Chavalparit (2011) avaliaram a otimização do processo de eletroflotação para remoção de algas usando ânodos de alumínio e cátodos de grafite. Neste trabalho, os autores observaram que a uma densidade de corrente de 20 A m⁻² e com tempo de operação de 60 min, uma eficiência de remoção de 96,0% -98,1% foi obtida.

Sanz Lobón *et al.* (2017) estudaram a remoção de cianobactérias utilizando eletrodos de titânio, onde a corrente elétrica foi alterada entre 1,5 e 5 V e o tempo de eletrólise entre 10 a 60 min. Os autores observaram que a maior remoção de cianobactérias (valores > 90%) ocorreram com uma corrente elétrica de 1,5 V e 60 min de eletrólise.

Gao *et al.* (2010) utilizaram a eletroflotação para remoção de cianobactérias com eletrodos de alumínio e ferro e indicaram que para a situação avaliada o alumínio foi mais eficiente quando comparado ao ferro. Os parâmetros ótimos determinados nessa pesquisa foram: densidade de corrente = 1 mA cm⁻², pH = 4–7, temperatura da água = 18–36 °C, densidade de algas = 0,55 × 10⁹–1,55 × 10⁹ cel L⁻¹. Sob as condições ideais os autores obtiveram 100% da remoção de algas. Além disso, foi relato no estudo que a densidade celular inicial e a temperatura da água também podem influenciar a remoção de algas, mas que a tecnologia foi avaliada como eficaz para a remoção de algas, tanto do ponto de vista técnico quanto econômico (GAO *et al.*, 2010).

Ghernaout; Benblidia e Khemici, (2015), estudaram a eletroflotação (EF) usando eletrodos de aço inoxidável. Os resultados obtidos mostram que a técnica é excelente na remoção de microalgas alcançando a eficiência de remoção de 100% para as características aplicadas nesse caso. Para o estudo as condições ideais dos parâmetros observados foram com densidade de corrente elétrica em 170 A m^{-2} durante 15 min a pH 7,8. Entretanto, os autores citam, que mesmo com a remoção eficiente de cianobactérias, poucos trabalhos foram identificados relacionados a viabilidade das células de cianobactérias cianobactérias (GHERNAOUT; BENBLIDIA; KHEMICI, 2015).

Garcia (2002) utilizou eletrodos de alumínio para a remoção de cianobactérias, onde o autor observou que para a eletroflotação ocorrer, foi suficiente manter a DC mínima de saturação dos gases no volume da célula eletrolítica em 2 A m^{-2} , apresentando uma taxa de remoção de 76,3% do fitoplâncton total após eletroflotação. O autor cita ainda que o processo de eletroflotação apresentou também uma remoção de 67,9% da cor da água bruta.

3.3.3 Filtração granular

A técnica de filtração consiste no processo de separação de fases de um líquido através de um meio poroso. Durante a passagem da água através do meio poroso, as impurezas presentes no meio líquido ficam retidas, clarificando dessa forma o meio líquido. Em relação ao tratamento de água, a técnica de filtração é meio mais comum utilizado para a remoção de impurezas, sendo a areia, o material mais empregado como meio filtrante (IVES, 1970).

A filtração pode ser caracterizada de diferentes formas: em relação a velocidade, tipo de meio filtrante utilizado, sentido do fluxo de água, taxa de filtração, entre outros. Em relação a velocidade, pode ser caracterizada como filtração rápida e filtração lenta. A principal diferença entre as duas técnicas se deve a taxa de filtração utilizada. A filtração rápida opera com taxas entre 50 a 100 vezes maior do que a filtração lenta, ou seja, enquanto que as taxas utilizadas na filtração lenta variam entre $2 - 12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ as de filtração rápida operam entre $120 - 600 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Em contrapartida, a filtração lenta apresenta uma maior eficiência na remoção de microrganismos, em virtude da formação de uma camada biológica denominada de *schmutzdek*, localizada na parte superficial do meio filtrante. Diversas

são as diferenças entre as técnicas de filtração rápida e lenta, destacando-se além da taxa de filtração, a granulometria do meio filtrante utilizado, a aplicação de produtos químicos (coagulantes) e também a aplicação de mecanismos de remoção de sólidos suspensos utilizados como pré-tratamento antes da etapa de filtração (HUISMAN; WOOD, 1975).

Em relação a filtração rápida, a técnica pode ser caracterizada pelas etapas que a compõem, ou seja, o nível de etapas antes do meio líquido atingir a etapa de filtração. Assim, o sistema de tratamento convencional, a qual utiliza a técnica de filtração rápida é antecedida pelas etapas de coagulação, floculação e decantação antes de ser direcionada a etapa de filtração. Por sua vez, o sistema de tratamento por filtração direta utiliza apenas de uma etapa de coagulação, podendo ou não utilizar de uma etapa de floculação antes de ser direcionada a etapa de filtração. A necessidade da utilização do número de etapas irá depender da qualidade da água a ser tratada (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

Durante o processo de filtração, diversos são os mecanismos que atuam na remoção das impurezas presentes na água a ser tratada. Entre os principais mecanismos identificados destacam-se transporte, aderência e desprendimento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005; CRITTENDEN *et al.*, 2012). Quando as partículas são maiores que os espaços intersticiais, ocorre o mecanismo de coagem, ou seja, as partículas ficam retidas entre os espaços vazios presentes no meio filtrante. Entretanto, quando as partículas são menores que os vazios intersticiais, essas somente serão removidas se entrarem em contato e ficarem aderidas ao meio filtrante. Dessa forma, os mecanismos de transporte são responsáveis por conduzir os colóides presentes na água a superfície do meio filtrante. Após a adesão do colóide ao meio filtrante, este pode permanecer aderido por meio de forças superficiais, que resistem as forças de cisalhamento resultantes das características do escoamento ao longo do meio filtrante. Quando as forças de cisalhamento superam as forças de aderência ocorre o desprendimento da partícula (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

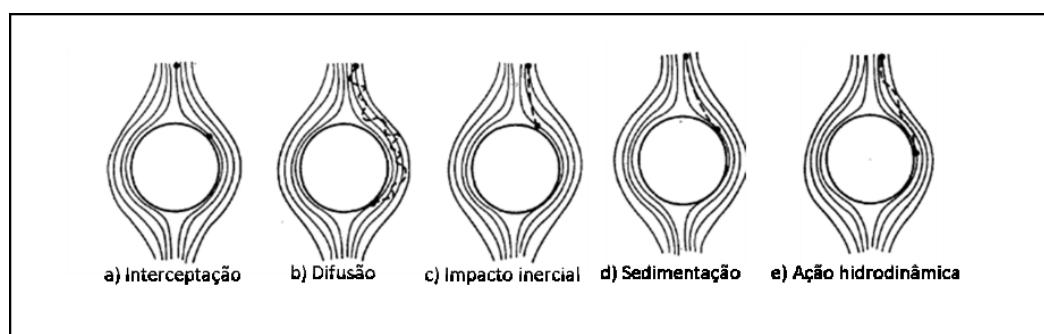
Apesar do fenômeno de coagem ser uma das formas da remoção de impurezas por meio da técnica de filtração, o aumento do número de partículas retidas entre os vazios do meio filtrante promove a formação de um filme na superfície do filtro, situação denominada de estratificação do meio filtrante. Caso não se tenha o devido cuidado em relação a estratificação, os filtros rápidos podem aumentar a perda de carga de maneira abrupta, reduzindo a carreira de filtração e inviabilizando a

utilização da técnica. Além disso, a filtração superficial deixa a maior parte do leito filtrante inutilizado. Dessa forma, os filtros rápidos são projetados com o intuito de reter as impurezas ao longo de todo o meio filtrante, denominada de filtração em profundidade, o que pode ser alcançado se utilizando diferentes camadas filtrantes em um filtro. Uma vez que se deseja a ocorrência da filtração em profundidade, os mecanismos de transporte e aderência são identificados como os principais mecanismos relacionados a filtração rápida (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

De acordo com Ives (1970), os mecanismos de transporte mais importantes na técnica de filtração são: impacto inercial, ação hidrodinâmica, interceptação, sedimentação e difusão (Figura 12).

O impacto inercial ocorre durante o escoamento, no qual as linhas de corrente divergem nas proximidades do meio filtrante. Entretanto, as partículas com quantidade de movimento suficiente para manter sua trajetória acabam por atingir os coletores. Este mecanismo de transporte é influenciado pela velocidade de aproximação, tamanho e massa específica da partícula, assim como a viscosidade do fluido e tamanho dos coletores. Em resumo, quanto maior a velocidade de aproximação, tamanho e massa específica da partícula e menor a viscosidade do líquido e o tamanho dos coletores, maior será a influência deste mecanismo (IVES, 1970).

Figura 12 - Principais mecanismos de transporte na técnica de filtração



Fonte: Adaptado de Ives (1970, p. 207).

Por sua vez, a ação hidrodinâmica ocorre quando uma partícula suspensa no meio líquido sofre a ação de forças tangenciais na direção perpendicular ao escoamento. O resultado da aplicação das forças resultará na rotação dessa, produzindo assim, uma diferença de pressão na direção perpendicular ao escoamento e originando o deslocamento da partícula para região de menor velocidade. Este

mecanismo refere-se a partículas de tamanho maiores que 10 micrometros suspensas na água (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Além dos mecanismos mencionados, na filtração rápida que ocorre ao longo do meio filtrante, ou seja, em profundidade, os principais mecanismos de transporte ocorrentes são os processos de interceptação, difusão e sedimentação. A interceptação é decorrente do movimento das partículas durante a filtração, as quais tendem a se movimentar em regime de escoamento laminar, ou seja, movem-se ao longo das linhas de corrente. As partículas com massa específica mais próximas da água, são removidas na suspensão quando, em relação a superfície dos coletores, as linhas de corrente se encontrarem a uma distância inferior a metade do tamanho das partículas. Esse mecanismo ocorre com maior eficiência conforme o maior tamanho da partícula e a diminuição de espaço entre os coletores, conforme pode ser visualizada na Equação 4, proposta por Yao *et al.* (1975).

$$\eta_I = \frac{3}{2} \left(\frac{dp}{dc} \right)^2 \dots\dots\dots(4)$$

Em que:

η_I – Eficiência do mecanismo de transporte por meio da interceptação (adimensional)

dp – diâmetro da partícula (m)

dc – diâmetro do coletor (m)

Nota: Este modelo de eficiência pelo mecanismo de interceptação refere-se ao fluxo laminar, partículas e coletores teoricamente esféricos.

Por meio da Equação 4, pode-se perceber que apesar da probabilidade de uma partícula de tamanho pequeno colidir com um coletor ser baixa, ao longo de todo meio filtrante uma partícula passará por milhares de coletores durante sua travessia, aumentando a chance de ser interceptada ao longo do leito filtrante (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

Por sua vez, a sedimentação ocorre quando as partículas com densidade maior que a água tende a desviar das linhas de fluxo devido a forças gravitacionais. Dessa forma, o processo é influenciado pela massa específica da partícula e a temperatura da água. O mecanismo de sedimentação refere-se ao número de vazios intersticiais, os quais podem ser definidos como pequenas células de sedimentação ou caminhos porosos, que podem ser interpretados como pequenos tubos de

sedimentação. Esse mecanismo possui maior influência em partículas com diâmetro maior que 1 μm . A eficiência do processo de sedimentação pode ser verificada pela Equação 5.

$$\eta_G = \frac{v_s}{v_F} \dots\dots\dots(5)$$

Em que:

η_G - Eficiência do mecanismo de transporte por meio da sedimentação (adimensional)

v_s - Velocidade de sedimentação de Stokes (m s^{-1})

v_F - Taxa de filtração (m s^{-1})

A difusão é um processo ocasionado pelo movimento browniano, ou seja, partículas de tamanho pequeno apresentam uma movimentação anômala quando suspensas em meio líquido. Dessa forma, a difusão é um processo que consiste do contato de uma determinada partícula pelas moléculas de água. O mecanismo de difusão intensifica-se ao aumento da energia termodinâmica da água e a diminuição de sua viscosidade, e é inversamente proporcional ao tamanho das partículas. Este mecanismo tem maior impacto em partículas com diâmetro menor que 1 μm . A eficiência de transporte por meio do fenômeno de difusão pode ser verificada por meio da Equação 6.

$$\eta_D = 4\text{Pe}^{-2/3} \dots\dots\dots(6)$$

Em que:

η_D - Eficiência de transporte por meio da sedimentação (adimensional)

Pe - Número de Peclet (adimensional)

Dessa forma, a eficiência do processo de transporte pode ser obtida por meio do modelo proposto por Yao *et al.* (1975), o qual consiste na soma dos processos de sedimentação, interceptação e difusão conforme Equação 7.

$$\eta\tau = \eta_I + \eta_G + \eta_D \dots\dots\dots(7)$$

Em que:

$\eta\tau$ - Eficiência total dos mecanismos de transporte

η_I - Eficiência do mecanismo de transporte por meio da interceptação (adimensional)

η_G - Eficiência do mecanismo de transporte por meio da sedimentação (adimensional)

n_D - Eficiência de transporte por meio da sedimentação (adimensional)

Além dos mecanismos de transporte, existem os mecanismos de aderência e desprendimento. Em relação aos mecanismos de aderência, esses ocorrem a medida que as partículas se aproximam da superfície do coletor, ou seja, as forças de superfície de curto alcance influenciam a dinâmica das partículas. A eficiência de aderência é afetada pelas forças de London-van der Waals, interações químicas superficiais, forças eletrostáticas, hidratação, interações hidrofóbicas ou interações estéricas. Uma propriedade chave que torna a aderência desfavorável é a presença de forças eletrostáticas repulsivas (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Dessa forma, durante o tratamento de água faz-se necessário modificações que neutralizem essas forças repulsivas alcançando alta eficiência de aderência, como os mecanismos de coagulação, eletrocoagulação ou outros processos capazes de neutralizar cargas que impossibilitem a aderência. Além de todos os mecanismos apresentados, os principais fatores que determinarão as características que ocorrerão na etapa de filtração são as propriedades do meio filtrante e do leito do filtro, incluindo tamanho do grão e distribuição de tamanho, densidade, forma, dureza, porosidade do leito e área de superfície específica (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

3.3.3.1 Características do Meio Filtrante

Os materiais mais comuns empregados como meio filtrante são: areia, carvão na forma de antracito, granada e ilmenita. O antracito por ser mais duro e conter menos material volátil do que outros tipos de carvão é o mais empregado, entretanto, cabe ressaltar que outras formas como o CAP e CAG também são utilizados. Para verificar a possibilidade de um material ser utilizado como meio filtrante, algumas características devem ser observadas, entre essas: tamanho, esfericidade, porosidade, dureza, massa específica e a suscetibilidade a resistência cáustica e ácida (CLEASBY; WOODS, 1975).

As granulometrias do meio filtrante em ocorrência natural têm uma distribuição de tamanho quase normal, o que significa que se caracteriza como uma distribuição log normal. A distribuição de tamanho é determinada por análise de peneiramento, na qual uma amostra de material é peneirada através de uma pilha de peneiras com

aberturas específicas (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Dessa forma, com os pesos retidos em cada peneira pode-se calcular o coeficiente de uniformidade por meio da Equação 8.

$$UC = \frac{d_{60}}{d_{10}} \dots\dots\dots(8)$$

Em que:

UC – Coeficiente de uniformidade (adimensional)

d_{60} – 60% do diâmetro médio dos grãos do meio filtrante (mm)

d_{10} ou tamanho específico – 10% do diâmetro médio dos grãos meio filtrante (mm)

A densidade do material filtrante utilizado também é outra característica que influencia no processo de filtração. Neste contexto, as velocidades de fluidificação e sedimentação do meio filtrante durante e após o retrolavagem irão variar de acordo com a densidade do meio filtrante. As velocidades para expandir o meio filtrante são maiores para materiais mais densos. Além disso, os filtros com múltiplos meio filtrantes são construídos de maneira inversa, para evitar a estratificação do meio filtrante e aumentar a durabilidade da carreira de filtração. A ordem dos elementos filtrantes, em filtros de múltiplas camadas, deve seguir do elemento mais denso para o elemento menos denso (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A dureza do meio filtrante é outro parâmetro que deve ser analisado em relação a eficiência do processo de filtração, uma vez que são afetadas pelo processo de abrasão. Areia, granada e ilmenita são duras o suficiente para não serem afetadas pela abrasão, entretanto, o antracito é friável, e as especificações do projeto devem identificar valores mínimos de dureza para evitar abrasão excessiva e conseqüentemente a formação de partículas finas que causarão a estratificação. Cabe ressaltar que quanto maior a esfericidade do grão, menor o processo de abrasão durante a retrolavagem (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

A porosidade do leito filtrante exerce uma forte influência sobre a filtração uma vez que está associado a perda de carga durante a filtração. A porosidade ou fração de espaço vazio é a razão entre o volume de espaço vazio e o volume total do leito (CRITTENDEN *et al.*, 2012). A porosidade vai depender das características do meio filtrante e pode ser calculada pela Equação 9.

$$\varepsilon = \frac{V_t - V_M}{V_t} \dots\dots\dots(9)$$

Em que:

ε – Porosidade (adimensional)

V_t – Volume vazio do meio filtrante

V_M – Volume total do meio filtrante

Além dos meios filtrantes convencionais, diversos outros materiais são empregados como meio filtrante, com o objetivo de aprimorar a técnica de filtração direta e proporcionar economia tanto em relação a redução de água necessária para o processo de retrolavagem quanto na redução da troca do material filtrante. Dentro deste contexto, destacam-se as esferas e microesferas de ABS, materiais estudados pelo Laboratório de Potabilização das Águas nos últimos anos (DALSASSO, 2005; SCHONTAG, 2015).

Uma das características das esferas de ABS deve-se ao fato de que a esfericidade do elemento filtrante juntamente com sua densidade, permite a expansão com baixas velocidades, proporcionando um aumento da produção efetiva (DALSASSO, 2005). As principais características relacionadas a alguns meios filtrantes empregados na técnica de filtração podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características de diferentes meios filtrantes empregados no tratamento de água

Propriedade	Granada	Areia	Antracito	Esferas de ABS
Tamanho Efetivo (d_{10}) (mm)	0,2 – 0,4	0,4 – 0,8	0,8 – 2,0	6,0
Coefficiente de uniformidade	1,3 – 1,7	1,3 – 1,7	1,3 – 1,7	1
Densidade (g mL^{-1})	3,6 – 4,2	2,65	1,4 – 1,8	1,07
Porosidade (%)	45 - 58	40 – 43	47 - 52	38
Dureza (Moh)	6,5 – 7,5	7	2 – 3	-

Fonte: Adaptado de Crittenden *et al.* (2012).

3.3.3.2 Retrolavagem

Com a operação do filtro e a retenção de impurezas nos espaços vazios, a velocidade de escoamento entre os poros, denominada de velocidade intersticial, aumentará em função da ocupação dos vazios entre os poros outrora vazios. Assim ocorrerá o arrastamento das partículas para subcamadas inferiores do meio filtrante até que passem por toda a camada filtrante, ocorrendo o fenômeno de transpasse, ou

seja, a passagem de partículas para a água filtrada, situação na qual a filtração deverá ser interrompida para que ocorra a remoção de impurezas presentes nos interstícios do meio filtrante. Quando constatado a ocorrência de transpasse ou a perda de carga máxima suportada pelo filtro, deve-se proceder com o processo de retrolavagem, o qual tem o intuito de remover as impurezas retidas entre os coletores para que a operação possa ser realizada novamente (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Com a ocupação dos espaços vazios e o aumento da perda de carga, ocorre a redução da taxa de filtração. Desta forma, constatado essa perda de eficiência no processo, deve-se realizar a etapa de retrolavagem que consiste em remover impurezas retidas ao longo do leito filtrante.

Com a exceção de alguns projetos incomuns, a retrolavagem em filtros rápidos ocorrem com a passagem de fluxo de água através do meio filtrante transportando os depósitos retidos nos poros do filtro. Na maioria dos casos, a passagem de água é precedida por alguma agitação do meio filtrante para remover os depósitos aderentes. Portanto, a retrolavagem pode ser feita com a aplicação de ar comprimido no sentido ascensional, jatos de água fixos ou móveis ou até mesmo dispositivos mecânicos que auxiliem na agitação do meio filtrante durante a passagem da água (IVES, 1970).

De acordo com Crittenden *et al.* (2013), o processo de retrolavagem ocorre ao término de uma carreira de filtração. Após o final da carreira os filtros rápidos são lavados pela água filtrada que flui no sentido ascensional através do leito filtrante. A taxa de fluxo de retrolavagem deve ser o suficiente para lavar o material retido no processo de filtração, mas não tão alto de forma que o meio filtrante seja removido.

Em relação as taxas de operação, para que ocorra a limpeza de forma eficiente recomenda-se que a expansão do leito atinja cerca de 40% de sua altura. Cabe ressaltar que a velocidade ascensional para que essa expansão ocorra irá depender das características do meio filtrante como granulometria, esfericidade e densidade. De acordo com Di Bernardo; Brandão e Heller (2003), no caso de meios filtrantes usuais (carvão e antracito), a retrolavagem pode ser alcançada se aplicando velocidades ascensionais entre $0,7 - 10,5 \text{ m min}^{-1}$ durante 7 - 10 min.

No caso da aplicação de múltiplas camadas, na retrolavagem a velocidade ascensional aplicada deve permitir a expansão dos meios filtrantes, mas sem ocasionar a mistura dos mesmos. A seleção adequada dos meios filtrantes e dos procedimentos adotados deve assegurar que as camadas permaneçam separadas

com apenas alguns centímetros de mistura. Duas camadas de meio filtrante tendem a permanecer segregadas quando as densidades de massa das duas camadas são diferentes. A redução da mistura entre os meios pode ser feita com a escolha de uma velocidade de retrolavagem adequada e a redução gradual da velocidade ascensional próximo ao término do processo, permitindo o assentamento do meio filtrante em fases distintas (CLEASBY; WOODS, 1975).

3.3.3.3 Filtração e a remoção de cianobactérias

A filtração rápida, método geralmente empregado em estações de tratamento de água, é amplamente utilizado na remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica. Entretanto, em relação a remoção de cianobactérias a utilização da técnica apresenta algumas deficiências como: a quebra celular de indivíduos durante a passagem pelo meio filtrante; o encerramento precoce da carreira de filtração e a remoção parcial de indivíduos durante o processo de filtração (PANTELIC *et al.*, 2013; SVRCEK; SMITH, 2004). Neste sentido, alguns trabalhos foram desenvolvidos apresentando a eficiência da filtração direta com filtros de camada simples e múltiplas camadas.

Sabiri *et al.* (2017) utilizaram um filtro de camada dupla composto de areia e antracito alternando a taxa de filtração. A remoção de indivíduos foi variável com taxas de remoção de 68 – 90%, sendo que a eficiência de remoção foi maior com taxas de filtração na ordem de 5 m h⁻¹ do que quando aplicado 10 m h⁻¹. As taxas médias de remoção de células de cianobactérias foram de 90% a 5 m h⁻¹ e 68% a 10 m h⁻¹. Em relação a turbidez a remoção foi de 71% a 5 m h⁻¹, mas apenas 57% a 10 m h⁻¹.

Di Bernardo; Brandão e Heller (2003), apresentaram resultados de remoção de cianobactérias aplicado a filtração dupla. As taxas de filtração foram variadas (12 – 60 m³ m⁻² d⁻¹) e as taxas de remoção foram da ordem de 85-96%. O autor também avaliou a remoção da turbidez com a técnica obtendo resultados de remoção entre 63 – 87% para as características aplicadas.

Machado e Sens (2012) utilizaram um filtro com dupla camada no sentido ascendente para a verificar a eficiência da técnica na remoção de cianobactérias. O sistema de tratamento de água por dupla filtração mostrou eficiência global de 91% de remoção de cianobactérias, ocorrendo, contudo, o transpasse de células. Os autores citam que o sistema é também vantajoso quanto aos serviços operacionais

pela grande diminuição do número de lavagens de filtro, aumentando a produção efetiva de água. Em relação a turbidez, os autores citam que houve a redução de turbidez entre 37% - 50 % (MACHADO; SENS, 2012).

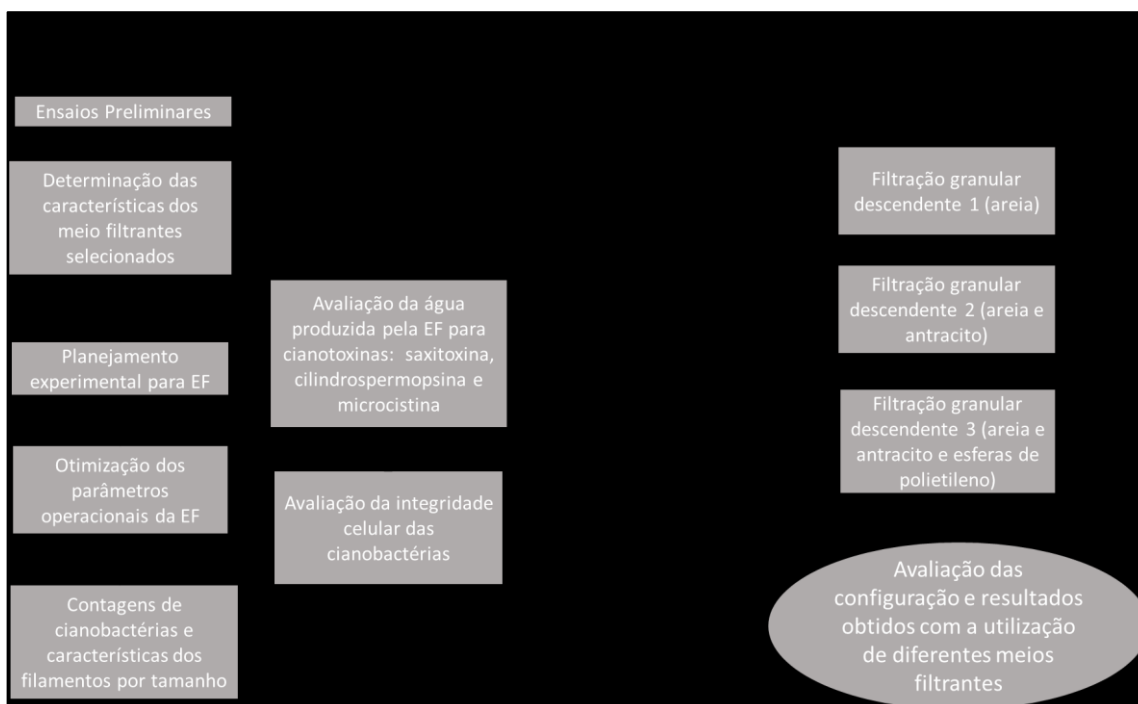
De acordo Mouchet e Bonneley (1998), a filtração direta geralmente não é satisfatória para a remoção de células de cianobactérias, a menos que sejam aplicados filtros multimídia e pré-tratamentos químicos adequados. Além disso, esse tratamento requer uma retrolavagem regular dos filtros e, se esse processo for realizado de forma inadequada, pode ocorrer a quebra da parede celular e a possibilidade de liberação de cianotoxinas na água tratada.

Dentro do contexto de tratamento aplicado a remoção de cianobactérias, tanto a filtração como a eletroflotação são opções como tratamento de algas e cianobactérias. Desta forma, este trabalho visa proporcionar um sistema de tratamento, com auxílio da eletroflotação como pré-tratamento seguindo de filtração granular, com o objetivo de reduzir a concentração de cianobactérias na água produzida assim como demais parâmetros propostos neste trabalho.

4 METODOLOGIA

A parte experimental da pesquisa foi conduzida durante o período de setembro de 2019 a julho de 2022. As etapas foram realizadas conforme o fluxograma apresentando na Figura 13.

Figura 13 - Fluxograma das etapas que foram realizadas na presente pesquisa



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

4.1 LOCALIZAÇÃO DO MANANCIAL DE ÁGUA BRUTA

A área de coleta da água bruta é a Lagoa do Peri, localizada no município de Florianópolis, Santa Catarina, coordenadas geográficas 27°43'36.40"S e 48°31'16.57"O. Uma imagem do local pode ser observada na Figura 14. O presente manancial é utilizado como reservatório de água doce para abastecimento dos moradores localizados ao Sul e leste do município de Florianópolis. O motivo da escolha desse manancial para a pesquisa, deve-se ao fato da presença de cianobactérias, principalmente da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Figura 14 - Localização da Lagoa do Peri, município de Florianópolis, Santa Catarina



Fonte: Google Earth (2018).

Diversas pesquisas foram realizadas na Lagoa do Peri pelo Laboratório de Potabilização das Águas (LAPOÁ), envolvendo a eletroflotação e/ou o tratamento de água com cianobactérias. Alguns destes trabalhos podem ser visualizados no Quadro 1.

Quadro 1 - Dissertações, Teses e publicações em revistas técnicas desenvolvidas pelo LAPOA.

Ano	Publicação	Autor	Título
2020	Artigo	NONATO, T. C. M.; BURGARDT, T.; ALVES, A. A. A.; SENS, M.	Electroflotation treatment system with down-flow granular filtration (Electroflot-filter) for cyanobacteria removal in drinking water
2019	Artigo	NONATO, T. C. M.; BURGARDT, T.; ALVES, A. A. A.; SENS, M.	Removal of cyanobacteria from supply waters by electroflotation using DSA® electrodes.
2018	Dissertação	MOLDAL, M.	Dewatering of backwash water containing cyanobacterias by wedge and geotextile drying beds
2017	Tese	NONATO, T. C. M.	Integração dos processos de eletroflotação e filtração granular descendente para o tratamento de água de produção de petróleo
2014	Artigo	GARCIA, T. V.; SENS, M. L.; MONDARDO, R. I.	Remoção de microalgas e cianobactérias por eletroflotação seguido de filtração
2013	Artigo	SENS, M. L.; PIZZOLATTI, B. S.; MONDARDO, R. I.; ESQUIVEL, L. G. R.	La filtracion inducida como una alternativa de tratamiento de agua para remover cianobacterias y cianotoxinas

Ano	Publicação	Autor	Título
2012	Artigo	COELHO M. B.; SENS, M. L.	Remoção de cianobactérias com dupla filtração ascendente
2012	Artigo	MACHADO, B. C.; SENS, M. L.	Remoção de cianobactérias e cianotoxinas utilizando filtração de lavagem contínua
2012	Artigo	ROMERO, L.G.; SENS, M. L.; GRISCHEK, T.; PIZZOLATTI, B. S.; MONDARDO, R. I.	Filtração em margem como alternativa de remoção de cianobactérias e cianotoxinas
2011	Tese	MACHADO. B. C.	Potabilização de água com elevada densidade de cianobactérias e microalgas através de sistema de dupla filtração em meio granular utilizando filtro de lavagem contínua
2009	Tese	MONDARDO, R. I.	Avaliação da filtração em margem como pré-tratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas
2007	Tese	GARCIA, T. V.	Tratamento de água eutrofizada através da ozoflotação
2006	Artigo	MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; MELO FILHO, L. C.	Pré-Tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias
2006	Dissertação	RABELO, L. P.	Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton
2006	Tese	MELO FILHO, L. C.	Avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas.
2005	Artigo	SENS, M. L.; MELO F. L. C.; MONDARDO, R. I.; PROENCA, L. A. O.	Ozonização: uma alternativa para o tratamento de água com cianobactérias
2004	Dissertação	MONDARDO, R. I.	A influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas através da filtração direta descendente em manancial com elevadas concentrações de microalgas e cianobactéria
2003	Dissertação	SILVEIRA, A. A.	Remoção de algas da água da lagoa do peri através de filtração direta descendente com pré-filtração mecânica em micropeneiras
2002	Dissertação	GARCIA, T. V.	Remoção de algas através da eletroflotação: tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no tratamento de água de abastecimento

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

4.2 ENSAIOS PRELIMINARES

Os ensaios preliminares foram propostos com a finalidade de obter informações e características a respeito dos meios filtrantes utilizados, neste caso, as esferas de ABS, a areia e o antracito.

4.2.1 Análise granulométrica

A análise granulométrica foi executada conforme o método descrito pela NBR-7181 (ABNT, 2016). Com o resultado obtido após a etapa inicial de peneiramento, realizou-se a curva granulométrica e obteve-se as informações sobre o diâmetro máximo, mínimo e efetivo, o coeficiente de uniformidade e o diâmetro médio equivalente. Cabe ressaltar que os ensaios foram realizados para o antracito e a areia, uma vez que as esferas de ABS possuem uma característica uniforme.

4.2.2 Ensaio de porosidade e massa específica

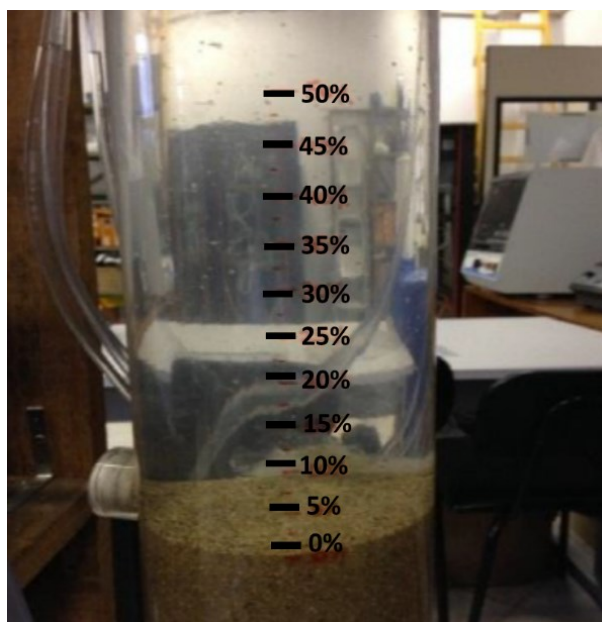
Por sua vez, o ensaio de porosidade e massa específica foi realizado de acordo com a metodologia descrita pela American Water Works Association (AWWA; LETTERMAN, 1999).

4.2.3 Ensaio de expansão

O ensaio de expansão, foi realizado no próprio sistema piloto com cada meio filtrante individualmente. O principal objetivo do ensaio de expansão foi determinar a velocidade mínima de fluidificação e também da perda de carga no meio filtrante, durante o processo de retrolavagem. Os ensaios foram realizados no próprio sistema piloto com marcação em porcentagem das expansões utilizadas na coluna de acrílico conforme pode ser observado na Figura 15.

O ensaio de expansão foi realizado da seguinte forma: O reservatório de água tratada foi enchido com o máximo da sua capacidade de 500L e foi utilizado como uma câmara de nível constante. Assim, a água foi induzida para o sistema piloto por gravidade, enquanto que a bomba de retrolavagem foi ajustada conforme as expansões pretendidas demarcadas na coluna. A verificação das vazões foi aferida com auxílio de uma proveta graduada e um cronômetro, uma vez que a coluna possuía um orifício de escape, no qual foram monitoradas as vazões. Por sua vez, as perdas de carga foram aferidas por meio dos piezômetros instalados ao longo da coluna de acrílico com o meio filtrante.

Figura 15 - Sistema piloto com as demarcações de expansão para o ensaio de expansão do meio filtrante



Fonte: Do autor (2022).

Desta forma, com a utilização de diferentes vazões e as diferentes expansões necessárias para atingir a fluidificação do meio, foi possível ao estabilizar o sistema, aferir a perda de carga e a vazão. A partir dos valores da vazão e da área interna da coluna foi calculada a velocidade de aproximação. Com esses dados foram construídos os gráficos de velocidade de aproximação em função da expansão, e de velocidade de aproximação em função da perda de carga.

4.3 DESCRIÇÃO DO SISTEMA PILOTO (SP)

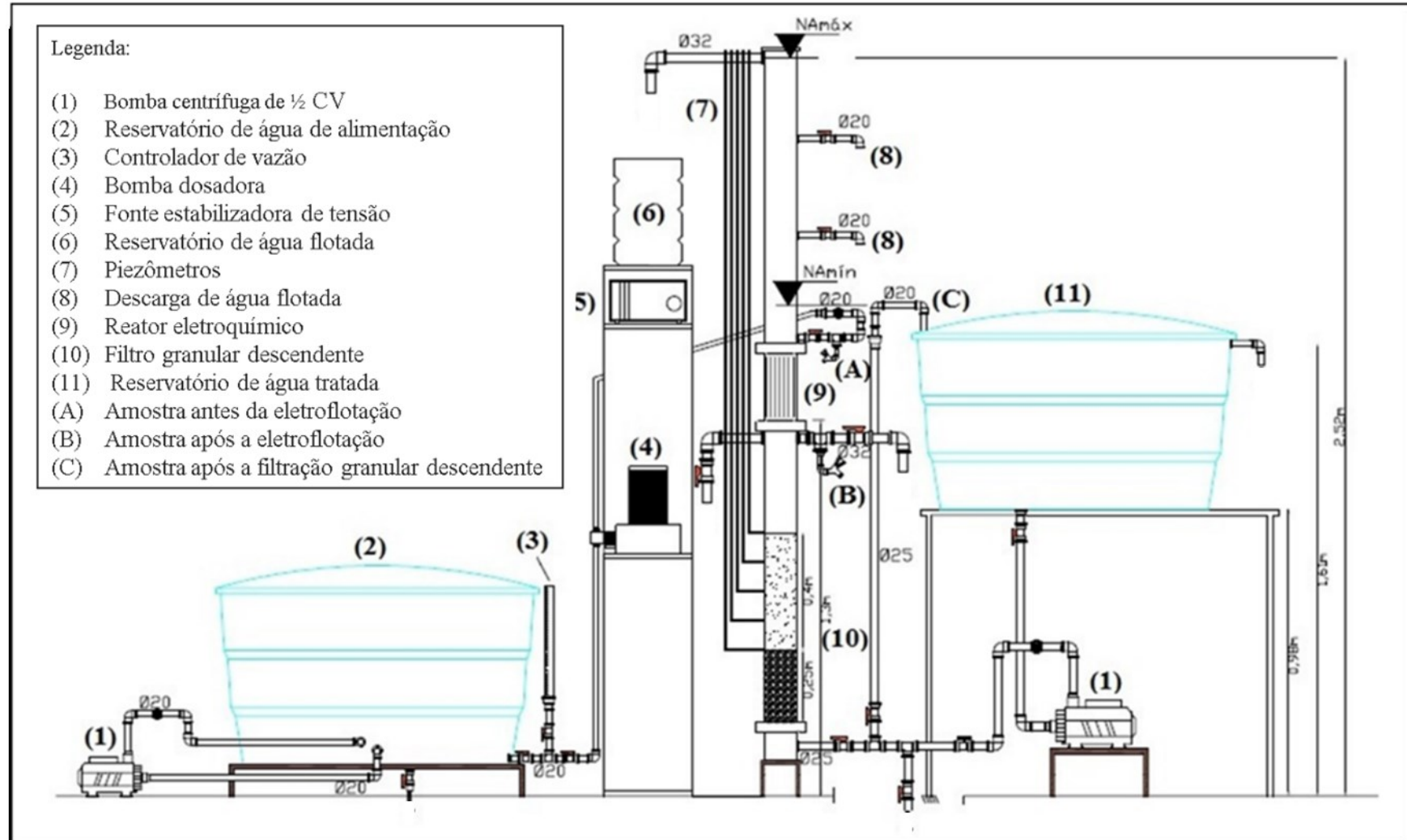
A seguir será realizada uma descrição sobre as características do eletroflota-filtro, contendo as informações sobre os equipamentos, acessórios e demais itens referentes a montagem do sistema e seus componentes.

4.3.1 Descrição geral do SP eletroflota-filtro

O SP encontra-se instalado nas unidades do LAPOÁ/UFSC. O SP foi projetado contemplando uma unidade única, denominado de eletroflota-filtro, composto por um reator eletroquímico com placas de titânio modelo DSA® seguida por um sistema de filtração direta descendente com múltiplas camadas. O reator

eletroquímico é alimentado por uma fonte de tensão que tem como objetivo fornecer a corrente para a geração das microbolhas por meio das placas de titânio (ânodo e cátodo). A parte hidráulica do SP é composta por duas bombas centrífugas de ½ CV (Schneider – BC-98) e uma bomba dosadora (Grabe – DDM 130-07-PP/TF-1). Em relação as bombas centrífugas, uma delas é utilizada para realizar a recirculação (evitar a precipitação dos sólidos sedimentáveis) da água bruta do reservatório de entrada, enquanto a outra é utilizada para o processo de retrolavagem. Por sua vez, a bomba dosadora foi utilizada para o controle da vazão de entrada da água no reator. Os demais componentes estruturais desse SP incluem sistemas hidráulicos e elétricos e dois reservatórios de 500 L de capacidade cada (entrada/saída), conforme apresentado na Figura 16. Apesar de ser uma unidade única, para facilitar o entendimento, as informações referentes ao eletroflota-filtro foram descritas individualmente com maiores informações nos itens 4.3.2 - 4.3.3.

Figura 16 - Sistema piloto eletroflota-filtro e componentes principais



Fonte: Adaptado de Nonato *et al.* (2020, p. 79).

4.3.2 Reator eletroquímico

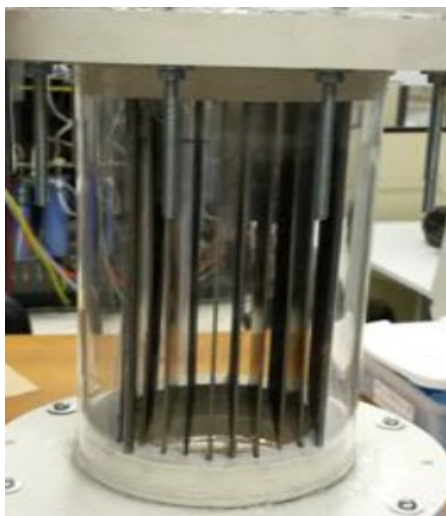
O reator eletroquímico, como mencionado anteriormente, possui características diferente dos reatores convencionais, os quais geralmente são construídos com eletrodos de ferro e alumínio. Neste caso, o reator é composto por placas de titânio com o intuito de prolongar a vida útil do material e aumentar o poder de oxidação da matéria orgânica presente na água bruta.

O reator encontra-se entre o Filtro Granular Descendente (FGD) e a coluna livre, a qual tem o objetivo de manter o flotado proveniente da água bruta. O reator possui 0,115 m de diâmetro interno e 0,2 m de altura (altura das placas), totalizando um volume útil de 1,68 L e 0,0103 m² de área de seção e área útil de 0,0083 m².

As placas de titânio utilizadas na confecção do reator, neste caso os eletrodos, diferenciam-se entre cátodos e ânodos, sendo 5 cátodos e 5 ânodos, em um total de 10 placas área da base com as seguintes dimensões: 0,06 m, 0,07 m, 0,08 m, 0,09 m e 0,1 m de área da base, altura fixa de 0,2 m e espessura de 0,0025 m. A organização das placas foi realizada com espaçamento de 0,008 m entre as placas, alternando entre um ânodo e um cátodo de forma paralela, totalizando uma área efetiva de 0,002 m².

Conforme especificado pelo distribuidor do material, os eletrodos classificam-se como dimensionalmente estáveis do modelo DSA[®], e o material empregado é - Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}O₂. Uma imagem do reator eletroquímico pode ser observada na Figura 17.

Figura 17 - Reator eletroquímico com corpo em acrílico e eletrodos composto por cátodos e ânodos de titânio modelo DSA[®] de material -Ti/Ru_{0,3}Ti_{0,7}O₂



Fonte: Do autor (2018).

Além do reator eletroquímico, outro componente do sistema é a fonte de tensão, a qual fornece energia ao reator, ou seja, providenciar a passagem de corrente entre os cátodos e ânodos para a formação das microbolhas. Para a realização do trabalho foram utilizadas duas fontes de tensão. No planejamento experimental se utilizou uma fonte de tensão da marca Instrutherm MOD.FA-2030^a digital. Nas demais operações foi utilizado a fonte estabilizadora de tensão da marca ICEL 32V 10A PS-3010. A diferença entre as fontes de alimentação se deve ao fato da capacidade de suportada pelo modelo de 20A, enquanto o segundo modelo tinha capacidade máxima de 10A, além de operar com amperagem fixada, promovendo uma constância desta variável para o valor encontrado no planejamento experimental.

4.3.2.1 Consumo energético dos eletrodos DSA®

Essa etapa foi desenvolvida de acordo com equações identificadas na bibliografia. O consumo de energia elétrica por m³ de água tratada pelo processo de eletroflotação em fluxo contínuo pode ser calculado por meio da Equação 3 (item 3.4.8).

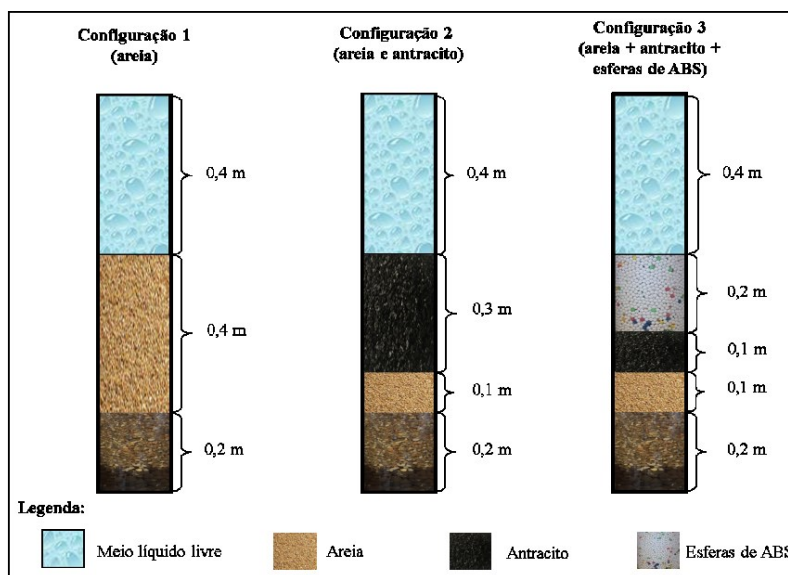
4.3.3 Sistema de filtração granular descendente

O FGD encontra-se após o reator eletroquímico. O material da coluna de filtração é composto em acrílico em formato cilíndrico com 0,115 m de diâmetro interno e 1 m de altura.

Como mencionado anteriormente, o FGD foi testado com diferentes configurações de meios filtrantes. As configurações que foram utilizadas podem ser observadas na Figura 18, entretanto, cabe ressaltar que a altura total das configurações não passou de 0,6 m.

A camada filtrante foi constituída por uma camada suporte de 0,20 m, constituída de seixo rolado. A camada suporte teve a função de criar uma barreira para evitar a perda do material filtrante de menor tamanho durante o processo de retrolavagem e também direcionar melhor a água na etapa de retrolavagem. A camada suporte apresentava granulometria variando de 1/8" a 1/4".

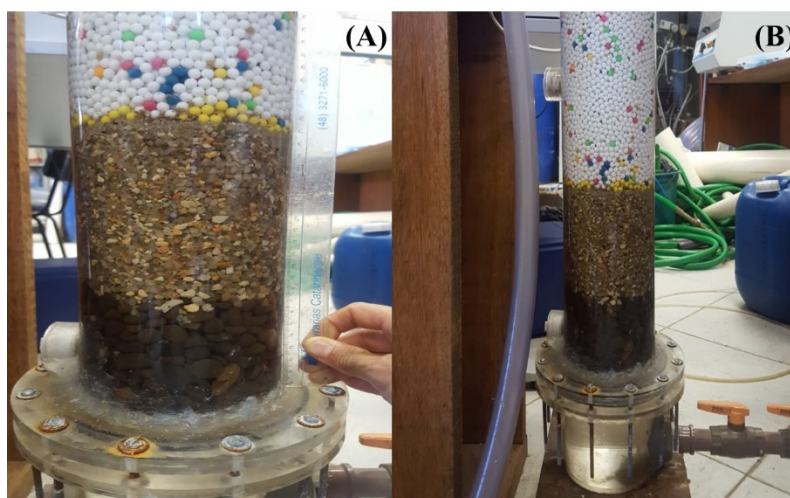
Figura 18 - Configurações de meios filtrantes utilizados



Fonte: Do autor (2019).

Desta forma o FGD operou da seguinte maneira: após a passagem da água bruta pelo reator eletroquímico, a água seguiu para o FGD aonde passou através do leito filtrante e posteriormente pela camada suporte, chegando ao final do processo ao reservatório de água filtrada. Cabe ressaltar que a perda de carga do sistema foi monitorada por um conjunto de piezômetros. Uma imagem do FGD em teste com a configuração de meio suporte e esferas de ABS pode ser observada na Figura 19.

Figura 19 - FGD composto por uma camada suporte de seixo rolado e utilizando a configuração apenas de ABS



Fonte: Do autor (2019).

Nota: (A) – Camada suporte composta por seixo rolado com granulometria variando de $\frac{1}{8}$ " a $\frac{1}{4}$ " .; (B) Meio filtrante composto pelas EPS.

4.4 DINÂMICA HIDRÁULICA DO ELETROFLOTA-FILTRO

A dinâmica hidráulica do eletroflota-filtro possui um fluxo simples, iniciando no reservatório de água bruta. A água bruta foi bombeada para o eletroflotador por meio de uma bomba dosadora e tubulações hidráulicas. Desta forma, ao atingir o nível acima do eletroflotador a água bruta sofreu a ação das microbolhas geradas devido a aplicação de corrente entre os eletrodos. A energia destinada aos eletrodos foi fornecida por uma fonte de tensão estabilizadora.

Após a passagem pelo eletroflotador, a água clarificada seguiu no sentido descendente, enquanto que as partículas e impurezas ficam na parte superficial do reator na lâmina de água, denominado de flotado. Dessa forma, a água clarificada após o processo de eletroflotação seguiu para o filtro descendente para assim atingir o reservatório final de água tratada.

Em relação as coletas de água, o SP possibilitou a coleta em 3 estágios, (A), (B) e (C), sendo respectivamente: (A) – Amostra antes da eletroflotação; (B) – Amostra após a eletroflotação; (C) - Amostra após a filtração descendente (Figura 16).

Em relação a limpeza do SP (filtro granular descendente), a mesma foi realizada pelo processo de retrolavagem com água do próprio reservatório final de água tratada. Assim, foi realizada a expansão do meio filtrante com descarga acima do meio filtrante para a remoção de impurezas retidas nas partículas. A velocidade de aproximação utilizada na retrolavagem foi obtida por meio dos ensaios preliminares apresentados no item 4.2.5.

Em relação ao tempo de residência da água, o tempo de permanência da água dentro do reator foi calculado pelo tempo de permanência ou tempo médio de residência, ou seja, o tempo que a água permanece dentro do reator eletroquímico. O tempo de residência foi calculado por meio da Equação 10.

$$T = \frac{Q}{V} \dots \dots \dots (10)$$

Em que:

T = Tempo médio de residência (h)

Q = Vazão do reator eletroquímico (m³ h⁻¹)

V = Volume do reator eletroquímico (m³)

4.5 OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROFLOTAÇÃO

Esta etapa teve por intuito identificar os níveis ótimos de operação do SP em relação as variáveis trabalhadas, neste caso, taxa de escoamento superficial, corrente elétrica (variáveis independentes) e contagem de cianobactérias (variável dependente) por meio do Planejamento Experimental que é apresentado a seguir.

Para isso, foram realizados testes preliminares com a água bruta somente com a etapa da eletroflotação, uma vez que os parâmetros relacionados a filtração e as configurações de meio filtrante foram definidas em ensaio posterior. Assim, realizou-se testes com a água bruta no eletroflotador por um tempo de 90 min em fluxo contínuo à temperatura ambiente de $25^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ (o ambiente permaneceu climatizado nesta temperatura), sob diferentes condições, variando-se a taxa de escoamento superficial e a densidade de corrente elétrica, conforme apresentado no item 4.5.1 por meio de 11 ensaios (Tabela 2).

Durante os 90 min de cada teste preliminar, foram coletadas amostras de água a cada 15 min, e realizadas as análises para determinar as concentrações de cianobactérias nessas amostras.

Ao final desta etapa, com os resultados apurados, para o planejamento experimental foram realizados testes estatísticos com o software Statistica[®], para determinar as condições ótimas das variáveis assim como a máxima eficiência do processo de eletroflotação.

4.5.1 Planejamento experimental e análise estatística

Conforme mencionado anteriormente, o planejamento experimental foi utilizado com o intuito de identificar os pontos de otimização do sistema em relação as variáveis independentes como resposta a variável dependente.

As variáveis independentes estudadas no processo de eletroflotação foram a taxa de escoamento superficial e a densidade de corrente elétrica (DC). A variável dependente ou resposta foi a quantidade de remoção de cianobactérias mensurada por meio do método de contagem de indivíduos. O método de contagem de cianobactérias foi realizado conforme apresentado na Tabela 4 do item 4.8 posteriormente.

Cabe ressaltar que o processo foi realizado por meio de um Delineamento Composto Central Rotacional Completo (DCCR) com triplicata no ponto central, totalizando 11 ensaios, de acordo com Barros Neto; Scarminio e Bruns (1996). Os níveis das variáveis analisadas na otimização do processo de eletroflotação podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2 - Nível das variáveis independentes avaliadas no processo de eletroflotação

variáveis independentes	Variáveis	Níveis				
		-1,68	-1	0	1	1,68
Taxa de escoamento superficial ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	q1	49,6	70	100	130	150,4
Densidade de corrente elétrica (A m^{-2})	q2	15,56	38,21	70,06	101,91	125,56

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Os valores da taxa de escoamento superficial foram definidos de acordo com a capacidade máxima suportada pela estrutura do sistema piloto, limitado a 130 L h^{-1} . Por sua vez, os valores da densidade de corrente elétrica, foram definidos de acordo com a intensidade de corrente elétrica máxima tolerável pelo ânodo que é de $13,0 \text{ A}$ além da área efetiva dos eletrodos.

A matriz do planejamento experimental com os valores codificados das 2 variáveis independentes para a água de estudo pode ser observada na Tabela 3, para um total de 11 experimentos, com três repetições no ponto central.

Tabela 3 - Matriz do planejamento experimental

Ensaio	Condições experimentais	
	q_1	q_2
1	-1	-1
2	1	-1
3	-1	1
4	1	1
5	-1,68	0
6	+1,68	0
7	0	-1,68
8	0	+1,68
9	0	0
10	0	0
11	0	0

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Assim, após finalizada a obtenção dos dados, os resultados obtidos no planejamento experimental foram analisados estatisticamente por meio da análise de variância (ANOVA). Por meio da ANOVA foi possível estimar parâmetros estatísticos e avaliar a escolha ou não do modelo matemático empírico, gráfico de Pareto e gráficos de superfície. Para a obtenção dos resultados foi utilizado o Software Statistica®.

4.5.2 Confirmação analítica do planejamento experimental

Com os resultados obtidos no planejamento experimental foram testadas as condições operacionais que obtiveram o melhor desempenho em relação a taxa de remoção de cianobactérias na etapa de eletroflotação. Para verificar se as condições experimentais obtidas foram válidas, realizou-se um ensaio confirmatório, em triplicata, com duração de 360 min para confirmação dos resultados obtidos no planejamento experimental.

Para verificar essa condição, o sistema foi operado com as condições ótimas identificadas durante um período de 360 min com coletas de amostras de água tratada após o eletroflotador a cada 30 min.

4.6 INTEGRAÇÃO DOS PROCESSOS

Após a definição e teste das taxas operacionais em relação a eletroflotação, deu-se início a integralização dos processos, a qual consistiu na operação simultânea do eletroflota-filtro com todos os parâmetros ótimos já determinados. Assim, na primeira etapa de tratamento a água bruta passou pelo processo de eletroflotação e após a água seguiu para o filtro granular descendente até atingir o reservatório final. A verificação da eficiência da integração dos processos foi realizada por meio de ensaios em triplicata para maior confiabilidade dos resultados. Em relação as configurações filtrantes, para cada configuração foi realizada três testes para se definir a melhor estratégia de meios filtrantes a se utilizar no caso das cianobactérias.

Assim, para verificar a eficiência de integração dos processos, a amostragem foi coletada: antes da eletroflotação (A), após a eletroflotação (B) e após a filtração descendente (C), conforme Figura 16. As amostras foram coletadas na hora zero, a

cada 60 min de intervalo e ao final da carreira de filtração, a qual foi determinada quando a perda de carga (analisada por meio dos piezômetros) atingiu a altura máxima estipulada de 0,87 m, altura máxima de operação antes da ocorrência de extravasamento.

Os parâmetros avaliados nesta etapa foram principalmente a contagem de indivíduos de cianobactérias e análises complementares, entre estas: absorvância (254 nm), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), pH, turbidez, condutividade, cor aparente e temperatura (os métodos analíticos/equipamentos utilizados foram detalhados posteriormente no item 4.8).

4.7 LIMPEZA DO MEIO FILTRANTE PELA TÉCNICA DE RETROLAVAGEM

Como já explicado anteriormente, a perda de carga máxima adotada para o filtro descendente foi de 0,87 m. Quando a perda de carga atingia essa altura, verificada com auxílio dos piezômetros, o processo de tratamento era interrompido e iniciava-se o processo de retrolavagem.

Foi utilizada para a retrolavagem a água do próprio reservatório final (água tratada) com o intuito de evitar desperdícios. Para expansão do meio filtrante, utilizou-se uma bomba centrífuga e registro do tipo globo. A expansão desejada do meio filtrante foi obtida conforme ensaio preliminar supracitado e foi monitorada por meio de marcações realizadas na própria coluna de acrílico. Para a verificação da eficiência do processo de retrolavagem foram coletadas amostras de água a cada minuto durante 10 min e realizou-se a análises de turbidez e cor aparente.

4.8 PROCEDIMENTO ANALÍTICO

Todos os procedimentos, equipamentos e métodos utilizados para a caracterização da água bruta e tratada podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros físicos e químicos, métodos e equipamentos utilizados na caracterização da água bruta e tratada.

Parâmetro/unidade	Método analítico	Equipamento
Absorbância (254nm)	5910 (APHA, 2012)	Espectrofotômetro UV-VIS SPECTRO 3000 W
Carbono Orgânico Dissolvido (COD) (mg L ⁻¹)	5310 B (APHA, 2012)	Analizador Shimadzu TOC 5000 A
Condutividade (µS cm ⁻¹)	2510 B (APHA, 2012)	Sonda Multiparâmetros HACH – HQ40D
Cianobactérias (ind mL ⁻¹)	10900 C (APHA, 2012)	Microscópio óptico e célula de sedwick rafter
Cor aparente (uH)	2120 C (APHA, 2012)	Espectrofotômetro DR 2800 HACH
pH	4500 H+ (APHA, 2012)	Sonda Multiparâmetros HACH – HQ40D
Temperatura (°C)	2550 B (APHA, 2012)	Sonda Multiparâmetros HACH – HQ40D
Turbidez (uT)	2130 B (APHA, 2012)	Turbidímetro Hach modelo 2100p

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

4.9 AVALIAÇÃO DA VIABILIDADE CELULAR PARA O PROCESSO DE ELETROFLOTAÇÃO

Esta etapa teve por objetivo avaliar a integridade celular bacteriana devido ao processo de eletroflotação. A avaliação da integridade celular foi realizada com amostras do lodo proveniente do processo de eletroflotação e também da água eletroflotada e água bruta. Esse procedimento foi realizado com auxílio do kit colorimétrico BacLight™ (Molecular Probes, Inc.) (BERNEY *et al.*, 2007; STOCKS, 2004). Tal avaliação é necessária pois a membrana celular consiste em uma dupla camada lipídica que separa íons no espaço extracelular de íons e proteínas carregadas no citoplasma. A membrana lipídica permite a entrada e saída de proteínas pela membrana celular. Assim, as proteínas que atravessam a membrana atuam como canais que permitem a passagem da carga do meio extracelular para o meio intracelular, reduzindo assim a resistência da membrana celular. Neste sentido cada membrana celular apresenta uma determinada resistência a corrente elétrica, ou seja, a membrana celular atua como um filtro na corrente ou voltagem injetada na célula (MANSOR; AHMAD, 2015). O rompimento da camada lipídica ocorre quando a densidade de energia média excede um limite. Essa energia é a soma da energia

mecânica devido à tensão do campo distante que afina a membrana e a energia elétrica do campo transmembranar que comprime a membrana (AKINLAJA; SACHS, 1998).

Assim, o procedimento consistiu na aplicação de dois corantes com finalidade distintas, o corante verde fluorescente SYTO® 9 e o corante vermelho fluorescente iodeto de propídio (IP). Apesar de ambos terem a capacidade de se unir a dupla fita do DNA (Ácido Desoxirribonucleico) da célula da cianobactéria, o SYTO® 9, quando utilizado isoladamente, integra-se ao DNA tanto de células viáveis e inviáveis, enquanto que o IP penetra somente em indivíduos cuja membrana celular se encontra danificada. Essa diferença ocorre devido ao maior peso molecular do IP, o que faz com que não consiga atravessar a membrana celular. Quando ambos os corantes se encontram presentes na célula o SYTO® 9 é mascarado pelo IP, predominando a coloração vermelha na célula (STOCKS, 2004).

Desta forma, células viáveis e integras, com a membrana celular intacta irão apresentar fluorescência verde, enquanto células com a membrana danificada irão apresentar fluorescência do amarelado para o vermelho. A visualização das células foi realizada com auxílio do microscópio de fluorescência Olympus BX51, com lâmpada de halogênio e filtro FITC/Texas Red (U-N51006), com detecção dos corantes entre 450 e 490 nm.

4.9.1 Procedimento para concentração e observação de amostras de água e espuma de um sistema de eletroflotação para observação em microscópio

Para a realização do processo para obtenção da amostra a ser observada foram utilizadas algumas soluções, entre estas:

- Solução NaCl 0,085%;
- Solução A: 1,67 mM de SYTO9 com 1,67 mM de iodeto de propídio (IP) em 300 µL de DMSO (kit);
- Solução B: 1,67 mM de SYTO9 com 18,3 mM de IP em 300 µL de DMSO (kit);
- Solução AB: 3 µL de Solução A e 3 µL de Solução B em 8 mL de solução de NaCl a 0,085%.

Com adição das soluções na amostra realizou-se com auxílio da centrífuga a concentração das amostras em 55x da seguinte forma. Após o procedimento de centrifugação foi adicionado 1,5 mL de amostra em microtubo plástico (Eppendorf de 1,5 mL). Realizou-se a Centrifugação a 10000 rpm por 1 min e após isso retirou-se 1 mL do sobrenadante com cuidado para não misturar o centrifugado ao fundo, novamente adicionou-se 1 mL de amostra.

Repetiu-se o processo de centrifugação e retirada do sobrenadante mais 4 vezes, totalizando 6,5 mL de amostra, sendo que na última etapa do processo aumentou-se o tempo centrifugação para 2 min, extraíndo o conteúdo da amostra do fundo do tubo ou a um nível em que o sobrenadante pode ser retirado.

4.9.2 Pigmentação com o Live/Dead® BacLight Invitrogen™ (BVK)

O processo de pigmentação com o kit BacLight foi realizada da seguinte forma. Após o processo de centrifugação, realizou-se a adição de 1 mL de solução AB de BVK aos microtubos com amostra. Manteve-se a solução em contato com a amostra durante 10 min com ausência de luz e centrifugou-se a amostra a 10000 rpm por 2 min. As amostras pigmentadas com o BVK foram mantidas sempre com ausência de luz. Após o processo realizou-se a observação das amostras por meio do microscópio óptico com os filtros de luz do equipamento Olympus BX40.

4.10 CONTAGEM CELULAR POR TAMANHO DE INDÍVIDUOS

Para a determinação do tamanho dos indivíduos e filamentos, as amostras foram preservadas em cerca de 2% de Lugol (10 mL de amostra + 3-5 gotas de Lugol) e 1 mL foi utilizado para contagem em câmara de Sedgewick Rafter em microscópio Olympus BX40 em aproximação de x200. Desta forma, realizou-se a contagem de dez (10) subseções da câmara contadas aleatoriamente (1 μ L) e os valores obtidos foram somados para o número total de subseções (1000 μ L) reportado com indivíduos por mililitro (ind./mL). O número de células foi baseado no número médio de células presente em indivíduos de *Cylindrospermopsis raciborskii*, uma vez que esses indivíduos totalizaram a maioria das cianobactérias filamentosas nas amostras observadas (SOUZA, 2020).

Para determinação do tamanho, observou-se os valores médios de células por meio da observação de amostras da AB em ampliação de x200 (filamentos) e x1000 (Células). Os comprimentos foram medidos utilizando o software ImageJ (v. 1.52i) com base em imagens tiradas com o microscópio Olympus BX40 e o software QCapture Pro 6.0. Primeiramente determinou-se o comprimento médio da célula e depois dos filamentos. O número médio de células foi calculado com base na relação entre o tamanho médio dos filamentos e o tamanho médio das células.

4.11 ANÁLISE DE FITOTOXICIDADE COM SEMENTES DE *LACTUCA SATIVA*

Uma vez que a presença de cianotoxinas pode prejudicar o desenvolvimento de plantas terrestre por meio de efeitos negativos como a inibição ao estímulo redução de proteínas fosfatases 1 e 2A, estresse oxidativo, diminuição da atividade fotossintética e apoptose celular, realizou-se a avaliação de fitotoxicidade (BITTENCOURT-OLIVEIRA *et al.*, 2014; WERALUPITIYA *et al.*, 2022).

Assim, para avaliar a qualidade da água produzida e da possível presença de cianotoxinas na água avaliada realizou-se a técnica de fitotoxicidade com sementes de *Lactuca Sativa*. Neste sentido, foram colocadas sementes da planta com amostras da água eletroflotada produzida pelo sistema. Apenas a água eletroflotada foi submetida a este ensaio, uma vez que a água produzida pelo FGD não possui características que possam interferir na toxicidade da água. A técnica consiste na exposição das sementes por 120 horas (5 dias). Ao final deste período são avaliados a inibição da germinação e desenvolvimento das plantas, por meio do alongamento da radícula (raiz inicial da semente) e crescimento do hipocótilo (caule do embrião), conforme a metodologia proposta por Sobrero e Ronco (2004).

As escolhas das sementes desses ensaios devem ser livres de qualquer tipo de tratamento, com intuito de evitar a utilização de sementes com vitalidade reduzida. Assim, são utilizadas 20 sementes em cada amostra de água em triplicatas, totalizando 60 sementes para cada amostra.

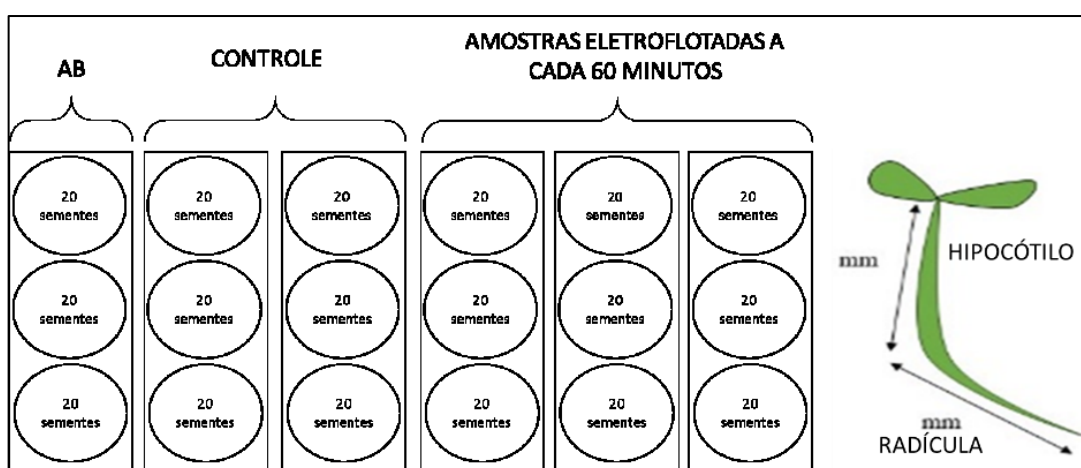
4.11.1 Preparação das amostras

As coletas de água eletroflotada foram na hora 0 e a cada 60 min, totalizando 7 amostras em 360 min, tempo pelo qual se operou o sistema de eletroflotação para a confirmação dos resultados obtidos no PE. Para a execução do ensaio foram utilizadas amostras coletadas após a eletroflotação, sem diluição. Além das amostras, também foram utilizadas amostras de água bruta e água pura no controle negativo dos ensaios.

4.11.2 Ensaios de fitotoxicidade

Após a escolha das sementes, foram utilizadas placas de petri forradas com discos de papel-filtro, as quais foram previamente esterilizadas. Para cada placa, foram posicionadas 20 sementes, distribuídas sobre o papel filtro, com 3 mL da solução da amostra. Após a adição da amostra nas placas, elas foram seladas, embaladas em papel alumínio com intuito de garantir a ausência de luz. Os ensaios realizados com as amostras eletroflotadas foram realizadas em triplicata, por sua vez para a água bruta (AB) foram únicos e para os ensaios de controle (água destilada) foram realizados em duplicatas. Após esse processo as placas foram incubadas por 120 horas (5 dias) em temperatura de 25°C em estufa com ausência de luz (SOBRERO; RONCO, 2004). Um esquema simplificado da metodologia aplicada pode ser observado na Figura 20.

Figura 20 - Esquema simplificado da metodologia aplicada para a contagem de sementes



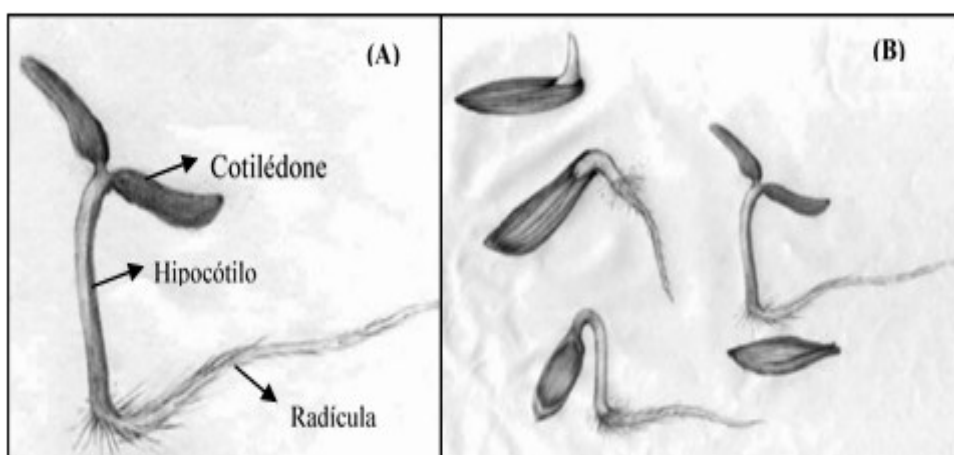
Fonte: Adaptado de Sobrero e Ronco (2004).

4.11.3 Avaliação da fitotoxicidade

Ao término do período de 120h com ausência de luz, foi avaliado o percentual de germinação e inibição do crescimento das radículas e hipocótilos. Os resultados desse teste representam os efeitos observados nas sementes submetidas as amostras e submetidas ao controle sob as mesmas condições de ensaio. Para obtenção dos resultados, avalia-se o número de sementes germinadas, as quais apresentavam o surgimento efetivo da radícula. Outro aspecto avaliado foi em relação ao crescimento da radícula e hipocótilo de cada indivíduo, com auxílio de uma fita métrica. Cabe ressaltar que o teste de fitotoxicidade visou avaliar diferentes níveis de sensibilidade de possíveis compostos tóxicos por meio de efeitos agudos (índice de germinação) e crônicos (desenvolvimento da raiz e hipocótilo nas sementes (SOBRERO; RONCO, 2004).

Para fins de metodologia, foi considerada como radícula a parte da região mais grossa de transição entre radícula e hipocótilo até a extremidade radicular. Para o comprimento do hipocótilo toda a parte da planta não definida como radícula. Um esquema técnico de cada segmento pode ser observado na Figura 21.

Figura 21 - Esquema técnica morfofógiico em relação a radícula e hipocótilo: Morfologia (A) e processo germinativo da *Lactuca Sativa* (B)



Fonte: Adaptado de Sobrero e Ronco (2004, p. 72, 77).

Para a validação do controle de cada ensaio, foram utilizadas as amostras que apresentaram uma taxa de germinação acima de 90% e coeficiente de variação (CV%) baixo, sendo inferior a 30% para crescimento da radícula e hipocótilo (SOBRERO; RONCO, 2004). O coeficiente de variação é calculado para o

crescimento da radícula e para a altura do hipocótilo de cada ensaio, por meio da divisão do desvio padrão pela média, taxa de germinação por meio da Equação 11, porcentagem de inibição do crescimento de hipocótilo e da raiz em relação à média do controle, Equações 12 e 13 respectivamente.

$$\% GA = N^{\circ} SG / N^{\circ} S \times 100 \dots\dots\dots(11)$$

$$\% ICRH = MCHM - MCHA / MCHC \times 100 \dots\dots\dots(12)$$

$$\% ICRr = MCrC - MCrA / MCrC \times 100 \dots\dots\dots(13)$$

Em que:

σ = desvio padrão do crescimento da radícula ou hipocótilo (mm); X = média do crescimento da radícula ou hipocótilo (mm); GA = Germinação Absoluta; SG = Sementes germinadas; S = Sementes; ICRH = Inibição do crescimento relativo do hipocótilo; ICRr = Inibição do crescimento relativo da radícula; MCHC = média do comprimento do hipocótilo do controle positivo; MCHA = média do comprimento do hipocótilo na amostra; MCrC = média do comprimento da radícula do controle positivo; MCrA = média do comprimento na radícula da amostra.

4.12 ANÁLISE DE CIANOTOXINAS – CILINDROSPERMOPSINA, MICROCISTINA, SAXITOXINA

Para realizar a etapa avaliação das cianotoxinas, foram realizadas coletas da água eletroflotada durante a etapa de confirmação analítica do PE. Assim, avaliou-se a presença das cianotoxinas: microcistina, cilindropermopsina e saxitoxina na água produzida pelo sistema piloto. Para avaliar este resultado avaliou-se a água bruta, a água eletroflotada após 2 horas e 6 horas de operação, com todos os ensaios realizados em triplicata. Os tempos de análise foram escolhidos uma vez que a principal remoção de indivíduos e a mudança do tamanho dos indivíduos ocorreram nos primeiros 120 min do processo. A metodologia de referência utilizada para realização da análise foi o método EPA 545: “*Determination of Cyndrospermopsin and Anatoxin-ainDrinkingWater by Liquid Chromatography Electrospray Ionization TandemMass Spectrometry(LC/ESI-MS/MS)*”, com utilização de um Cromatógrafo Líquido acoplada a um espectrometro de massas marca Agilent, modelo G6410A.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta etapa foram abordados os resultados obtidos nos experimentos e também as discussões referentes a cada tópico proposto na metodologia utilizada para o cumprimento das etapas nas quais o trabalho foi subdividido.

5.1 ENSAIOS PRELIMINARES

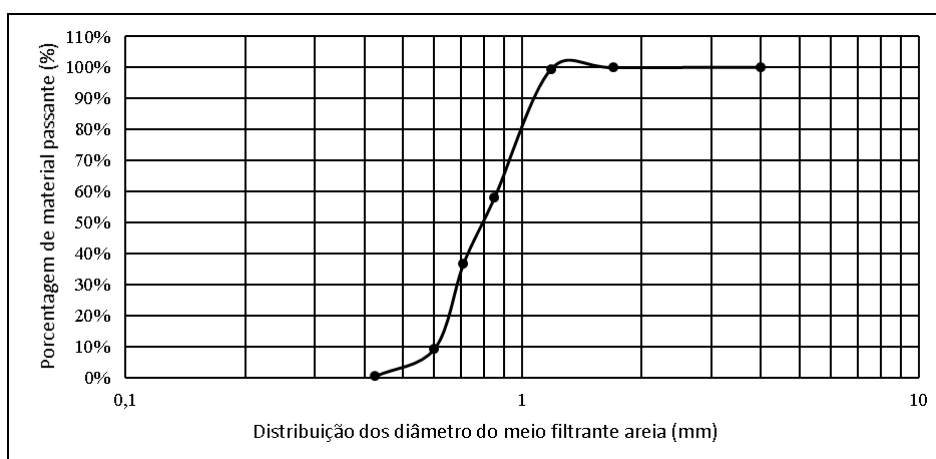
A primeira fase deste trabalho, conforme pode ser observado no fluxograma apresentado no item 4, consistiu na obtenção das características dos materiais empregados como meios filtrantes. Assim, foram realizados os ensaios de análise granulométrica para os meios filtrantes e a obtenção das características da areia, antracito e esferas de ABS, respectivamente.

5.2 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA

5.2.1 Análise granulométrica, massa específica e porosidade da areia

Com auxílio do peneiramento realizado com a areia, foi possível obter a curva granulométrica do meio filtrante. Assim, a curva granulométrica da areia utilizada no SP pode ser visualizada na Figura 22.

Figura 22 - Curva granulométrica da areia utilizada como meio filtrante



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Por meio da curva granulométrica obtida, pode-se observar que o diâmetro efetivo do grão de areia (D10) foi de 0,6mm, enquanto que o diâmetro médio do grão de areia (D60) foi de 0,85. Com a relação entre o diâmetro médio e o diâmetro efetivo obteve-se o coeficiente de uniformidade da areia que foi de 1,41. Observa-se que o valor de 1,41 expressa que a areia utilizada apresenta características para uma boa penetração das impurezas, auxiliando para uma carreira de filtração mais longa.

De acordo com Crittenden *et al.* (2012), o coeficiente de uniformidade da areia deve estar entre 1,4 e 1,7, portanto, a areia utilizada como meio filtrante pode ser considerada uniforme. Por sua vez, Di Bernardo e Dantas (2005) sugerem que esse valor se encontre até 1,5. Quanto menor for o valor coeficiente de uniformidade, mais uniforme será o material granular, o que permite que a penetração das impurezas seja mais profunda e conseqüentemente o tempo de filtração mais longo. Além das características já apresentadas o material filtrante apresentou massa específica de 2,47 g cm⁻³ e porosidade de 57%. Todas as características avaliadas no meio filtrante areia podem ser observadas na Tabela 5.

Tabela 5 - Características da areia utilizada no SP

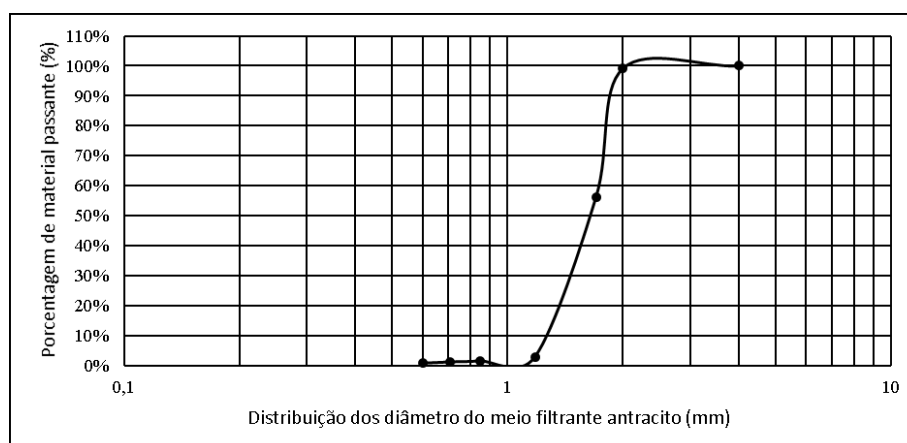
Características do meio filtrante	Areia
Diâmetro mínimo (mm)	0,4
Diâmetro máximo (mm)	1,7
Diâmetro efetivo – D10 (mm)	0,6
Diâmetro médio – D60 (mm)	0,85
Coeficiente de uniformidade	1,41
Massa específica (g cm ⁻³)	2,47
Porosidade (%)	57

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

5.2.2 Análise granulométrica, massa específica e porosidade do carvão antracito

Com auxílio do peneiramento realizado com a antracito, foi possível obter a curva granulométrica do meio filtrante. Assim, a curva granulométrica do antracito utilizada no SP pode ser visualizada na Figura 23.

Figura 23 - Gráfico da curva granulométrica da antracito utilizada como meio filtrante



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Por meio da curva granulométrica obtida, pode-se observar que o diâmetro efetivo do grão de antracito (D10) foi de 1,27mm, enquanto que o diâmetro médio do grão de areia (D60) foi de 1,73. Com a relação entre o diâmetro médio e o diâmetro efetivo obteve-se o coeficiente de uniformidade do antracito que foi de 1,36. Observa-se que o valor de 1,36 expressa que o antracito utilizado apresenta características de uniformidade.

De acordo com Crittenden *et al.* (2012), o coeficiente de uniformidade da areia deve estar entre 1,3 e 1,7, portanto, o antracito utilizado como meio filtrante pode ser considerado uniforme. Por sua vez, Di Bernardo e Dantas (2005) sugerem que esse valor se encontre até 1,5. Quanto menor for o valor coeficiente de uniformidade, mais uniforme será o material granular, o que permite que a penetração das impurezas seja mais profunda e conseqüentemente o tempo de filtração mais longo. Além das características já apresentadas o material filtrante apresentou massa específica de $1,53 \text{ g cm}^{-3}$ e porosidade de 51%. Todas as características avaliadas no meio filtrante antracito podem ser observadas na Tabela 6.

Tabela 6 - Características da antracito utilizada no SP

Características do meio filtrante	Antracito
Diâmetro mínimo (mm)	0,6
Diâmetro máximo (mm)	2
Diâmetro efetivo – D10 (mm)	1,27
Diâmetro médio – D60 (mm)	1,73
Coeficiente de uniformidade	1,36
Massa específica (g cm^{-3})	1,53
Porosidade (%)	51

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

5.2.3 Análise granulométrica, massa específica e porosidade das esferas de ABS

Em relação ao meio filtrante esferas de ABS não foi realizada a curva granulométrica do material, uma vez que apresenta o mesmo diâmetro de 6 mm. Assim, o coeficiente de uniformidade do material é 1. O produto foi adquirido por meio da revendedora Soesferas. Apesar da característica de esfericidade, apresentada pelo material, não usual para um elemento filtrante, o peso do material foi levado em consideração por possibilitar a expansão do material em conjunto com os demais meios filtrantes. Além das características já apresentadas, o material filtrante apresentou massa específica de $1,06 \text{ g cm}^{-3}$ e porosidade de 38%.

5.3 ENSAIOS DE EXPANSÃO

Os ensaios de expansão foram realizados com o intuito de obter os valores das respectivas vazões, velocidades de aproximação e perdas de carga dos meios filtrantes utilizados. Os ensaios foram realizados em triplicata e serão apresentados individualmente a seguir.

5.3.1 Ensaio de expansão areia

Por meio dos ensaios de expansão chegou-se aos resultados de vazão, velocidade de aproximação da água, perda de carga além da expansão da areia utilizada como meio filtrante. O ensaio de expansão para o meio filtrante areia pode ser observado na Tabela 7.

Por meio dos resultados obtidos e apresentados na Tabela 7, foram desenvolvidos os gráficos de velocidade de aproximação em função da expansão do leito filtrante e da perda de carga obtida com as diferentes velocidades de aproximação. Neste sentido, pode-se observar que para uma expansão de 40% do leito filtrante, valor recomendado na literatura para a limpeza de meios filtrantes, é necessária uma velocidade de aproximação de 72 cm min^{-1} . Nesta velocidade a perda de carga correspondente foi de 18,4 cm. Também pode se observar que a partir de 18cm de perda de carga, esse valor permanece constante, indicando a fluidificação completa do meio filtrante. De acordo com Di Bernardo; Brandão e Heller (2003), a

lavagem de filtros rápidos pode ser realizada com velocidades de aproximação entre 70 e 105 cm min^{-1} . Uma imagem dos gráficos produzidos em relação a perda de carga, expansão em função da velocidade de aproximação pode ser observado na Figura 24.

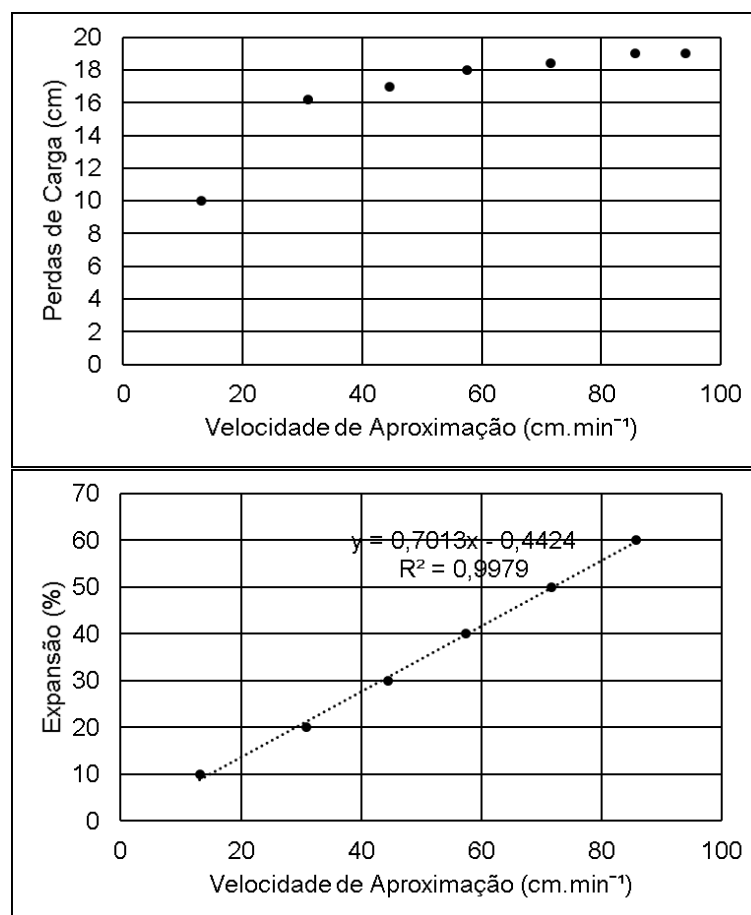
Tabela 7 - Resultado dos ensaios de expansão obtidos com o meio filtrante areia.

Carreira	Perda de carga (cm)	Velocidade de aproximação (cm min^{-1})	Vazão ($\text{m}^3 \text{min}^{-1}$)	Expansão (%)
1	10	13	0,0014	0
2	16,2	31	0,0032	10
3	17	44	0,0046	20
4	18	57	0,0060	30
5	18,4	72	0,0074	40
6	19	86	0,0089	50
7	19	94	0,0098	60

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Nota: Diâmetro da coluna: 0,115 (m); Profundidade do meio filtrante: 0,2 (m); Área da coluna: 0,010 (m^2).

Figura 24 - Perda de carga e expansão do meio filtrante areia em função da velocidade de aproximação



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

5.3.2 Ensaio de expansão antracito

Por meio dos ensaios de expansão chegou-se aos resultados de vazão, velocidade de aproximação da água, perda de carga, além da expansão do antracito utilizado como meio filtrante. O ensaio de expansão para o meio filtrante antracito pode ser observado na Tabela 8.

Tabela 8 - Resultado dos ensaios de expansão obtidos com o meio filtrante antracito.

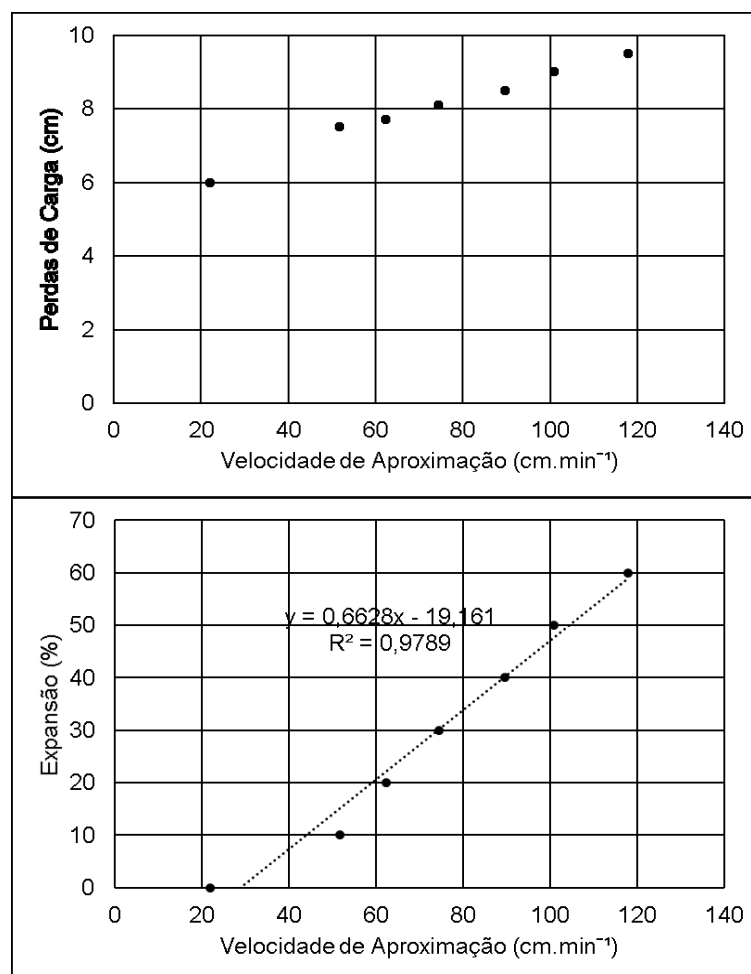
Carreira	Perda de carga (cm)	Velocidade de aproximação (cm min ⁻¹)	Vazão (m ³ min ⁻¹)	Expansão (%)
1	6	22	0,0023	0
2	7,5	52	0,0054	10
3	7,7	62	0,0065	20
4	8,1	74	0,0077	30
5	8,5	90	0,0093	40
6	9	100	0,0105	50
7	9,5	118	0,0123	60

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Nota: Diâmetro da coluna: 0,115 (m); Profundidade do meio filtrante: 0,2 (m); Área da coluna: 0,010 (m²).

Por meio dos resultados obtidos e apresentados na Tabela 8, foram desenvolvidos os gráficos de velocidade de aproximação em função da expansão do leito filtrante e da perda de carga obtida com as diferentes velocidades de aproximação. Neste sentido, pode-se observar que para uma expansão de 40% do leito filtrante, valor recomendado na literatura para a limpeza de meios filtrantes, é necessária uma velocidade de aproximação de 90 cm min⁻¹. Nesta velocidade a perda de carga correspondente foi de 8,5 cm. Também pode se observar que a variação de perda de carga entre 6 e 9,5 cm durante a fluidificação do leito. De acordo com Di Bernardo; Brandão e Heller (2003), a lavagem de filtros rápidos pode ser realizada com velocidades de aproximação entre 70 e 105 cm min⁻¹. Uma imagem dos gráficos produzidos em relação a perda de carga, expansão em função da velocidade de aproximação pode ser observado na Figura 25.

Figura 25 - Perda de carga e expansão do meio filtrante antracito em função da velocidade de aproximação



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

5.3.3 Ensaio de expansão esferas de ABS

Por meio dos ensaios de expansão chegou-se aos resultados de vazão, velocidade de aproximação da água, perda de carga além da expansão das esferas de ABS utilizadas como meio filtrante. O ensaio de expansão para o meio filtrante esferas de ABS pode ser observado na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultado dos ensaios de expansão obtidos com o meio filtrante esferas de ABS

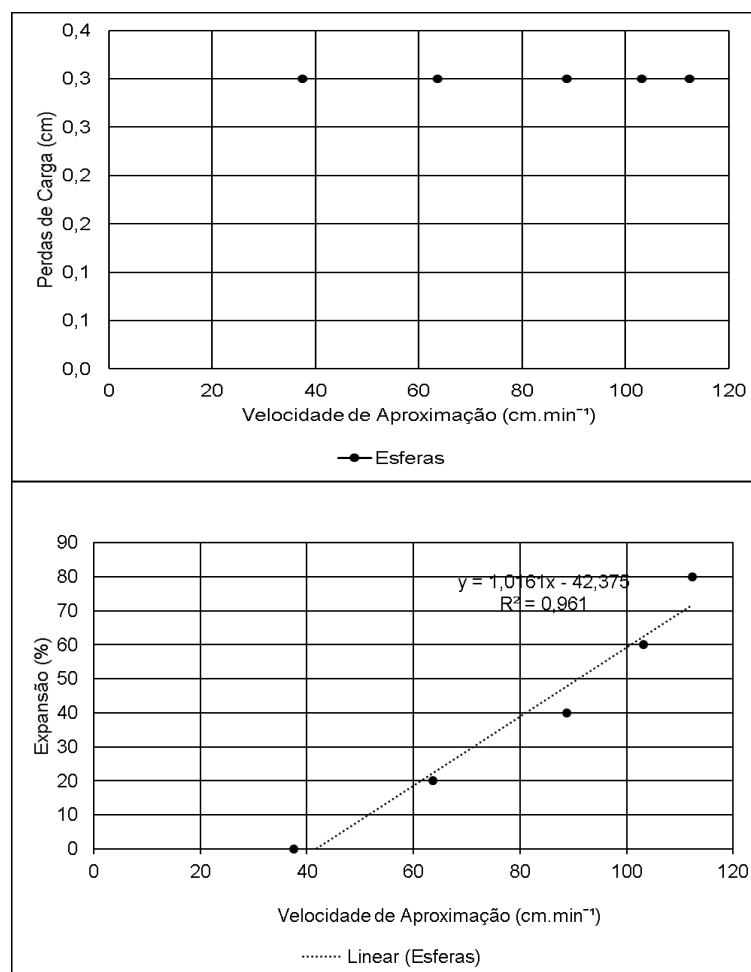
Carreira	Perda de carga (cm)	Velocidade de aproximação (cm min ⁻¹)	Vazão (m ³ min ⁻¹)	Expansão (%)
1	0,3	38	0,0039	0
2	0,3	64	0,0066	20
3	0,3	89	0,0092	40
4	0,3	103	0,0107	60
5	0,3	112	0,0117	80

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Nota: Diâmetro da coluna: 0,115 (m); Profundidade do meio filtrante: 0,2 (m); Área da coluna: 0,010(m²).

Por meio dos resultados obtidos e apresentados na Tabela 9, foram desenvolvidos os gráficos de velocidade de aproximação em função da expansão do leito filtrante e da perda de carga obtida com as diferentes velocidades de aproximação. Neste sentido, pode-se observar que a expansão das esferas não apresentou perda de carga em função da sua massa específica ser muito próximo a da água (1g cm⁻³). Por meio da Figura 26 pode-se observar o gráfico da velocidade de aproximação em função da expansão do meio filtrante, onde é possível verificar uma expansão de 40% do leito filtrante, valor recomendado na literatura para a limpeza de meios filtrantes, é necessária uma velocidade de aproximação de 92 cm min⁻¹. Nesta velocidade a perda de carga correspondente foi de 0,3 cm. Também pode se observar que a perda de carga se manteve constante em 0,3 cm devido a esfericidade e densidade do material semelhante a água. De acordo com Di Bernardo; Brandão e Heller (2003), a lavagem de filtros rápidos pode ser realizada com velocidades de aproximação entre 70 e 105 cm min⁻¹. Quando comparado aos demais meios filtrantes, a expansão das esferas de ABS manteve a perda de carga constante com as diferentes vazões aplicadas.

Figura 26 - Gráfico da expansão do leito filtrante em função da velocidade de aproximação



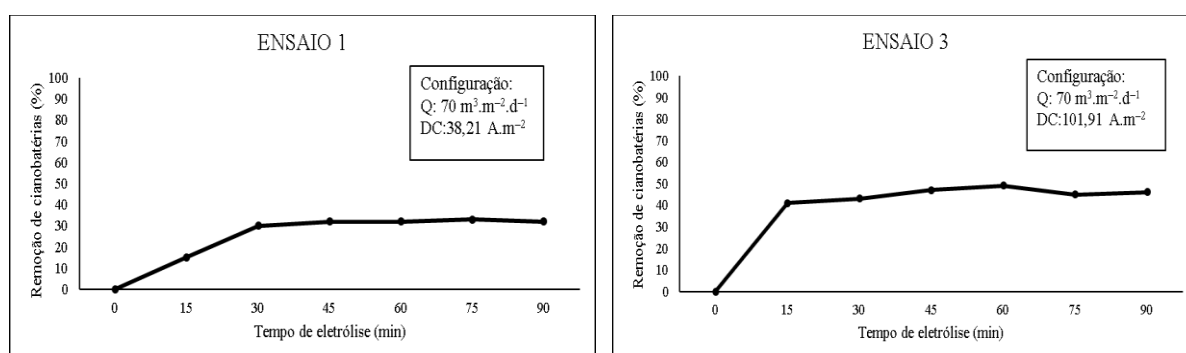
Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Uma vez que os três meios filtrantes foram utilizados no mesmo filtro e dispostos em camadas, foi necessário a escolha de uma única velocidade de aproximação para realização da retrolavagem. Assim, com auxílio dos resultados obtidos individualmente, adotou-se a velocidade de aproximação de 75 cm min⁻¹. Com essa velocidade ocorreu a expansão da areia em aproximadamente 40 %, a expansão do antracito aproximadamente de 30 % e a expansão do material ABS de aproximadamente 30 %.

5.4 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL E OTIMIZAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROFLOTAÇÃO

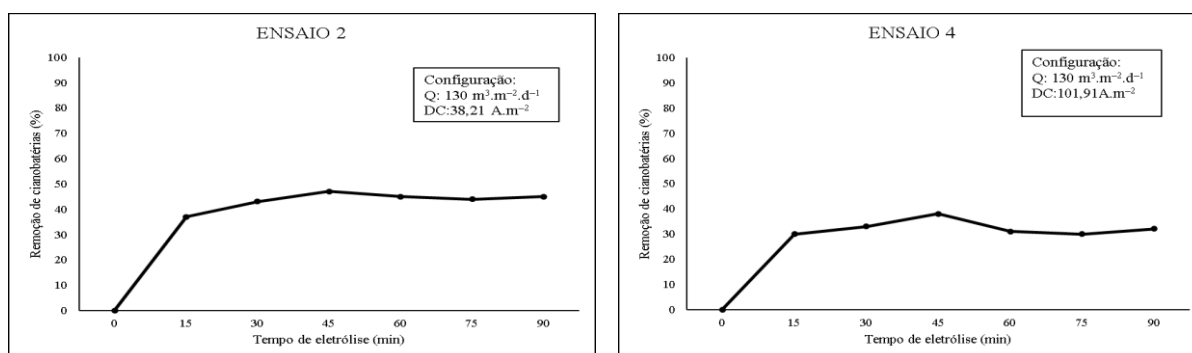
Para obtenção dos parâmetros ótimos de operação (POO) em relação a taxa de escoamento superficial e densidade de corrente elétrica a ser aplicada no processo de eletroflotação em relação a remoção de cianobactérias foram realizados 11 ensaios com duração de 90 min cada. Com os ensaios finalizados foram confeccionados os gráficos de remoção de cianobactérias com as distintas configurações de densidade de corrente elétrica e vazões aplicadas. Todos os gráficos de remoção de cianobactérias em função do tempo e as distintas configurações utilizadas nos ensaios podem ser observados nas Figuras 27 a 31.

Figura 27 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível -1 e -1; -1 e +1 ($70,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 15,56 \text{ A m}^{-2}$) – ($70,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 101,91 \text{ A m}^{-2}$) do planejamento experimental – Ensaios 1 e 3



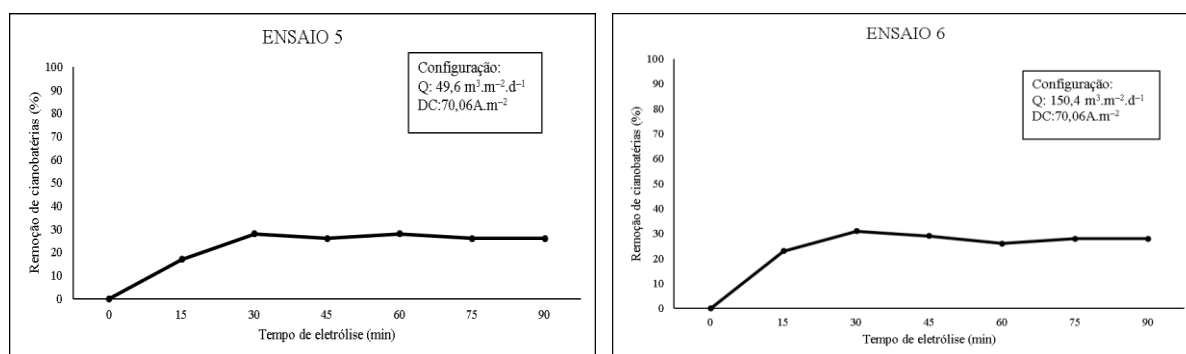
Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 28 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível +1 e -1; +1 e +1 ($130,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 38,21 \text{ A m}^{-2}$) – ($130,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 101,91 \text{ A m}^{-2}$) do planejamento experimental – Ensaios 2 e 4



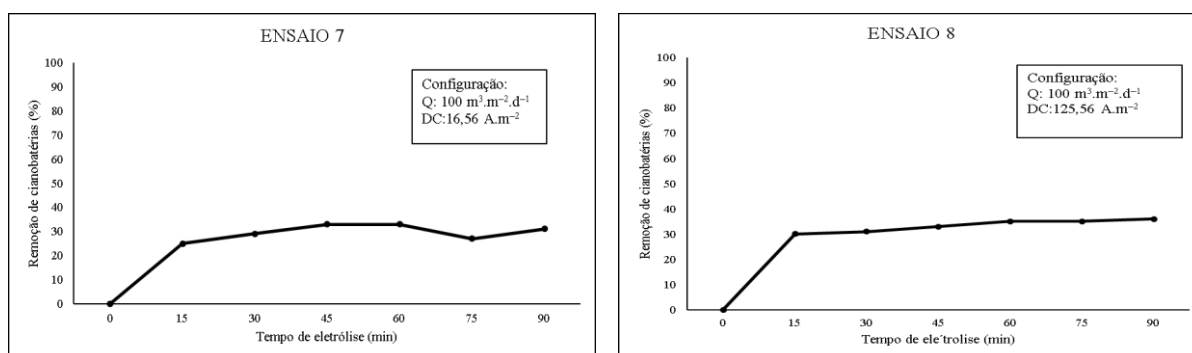
Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 29 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível -1,68 e 0; +1,68 e 0 ($49,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 70,06 \text{ A m}^{-2}$) – ($150,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 70,06 \text{ A m}^{-2}$) do planejamento experimental - Ensaios 5 e 6



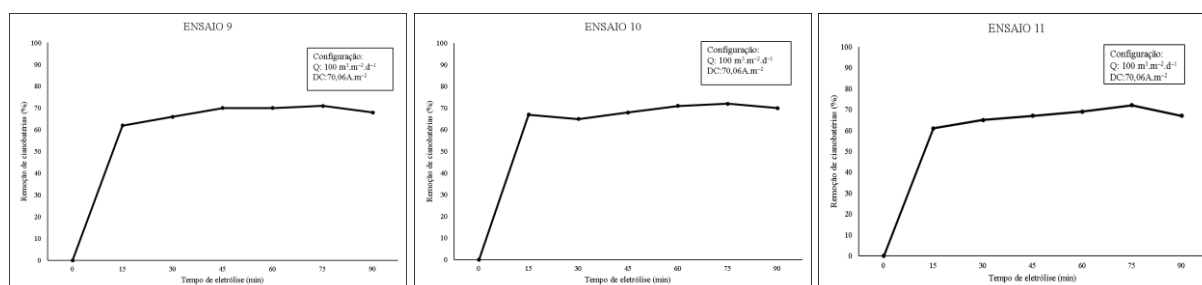
Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 30 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível 0 e -1,68; 0 e +1,68 ($100,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 15,56 \text{ A m}^{-2}$) – ($100,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 125,56 \text{ A m}^{-2}$) do planejamento experimental – Ensaios 7 e 8



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 31 - Remoção de cianobactérias da água bruta em função do tempo de eletrólise aplicado taxa nível 0 e 0 ($100 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1} / 70,06 \text{ A m}^{-2}$) - Triplicata no ponto central do planejamento experimental – Ensaios 9,10 e 11



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Conforme pode ser observado nos gráficos apresentados, existe um padrão de comportamento no parâmetro remoção de cianobactérias, ou seja, os 11 ensaios

realizados apresentam uma maior remoção durante os 30 min iniciais do ensaio e depois apresentam um comportamento de equilíbrio até o final do ensaio de 90 min. De acordo com Nonato (2017), essa redução significativa nos primeiros 30 min de eletrólise pode estar relacionada ao tempo médio de residência da água de estudo no reator eletroquímico, pois com o tempo inicial de análise (0 min) não houve tempo suficiente para ocorrer a troca da água presente no reator eletroquímico pela água no bombeada para o reator. Após os 30 min iniciais de eletrólise não foi possível identificar uma variação significativa no percentual de redução dos valores de redução de cianobactérias, observando-se uma constância na taxa de remoção. Por meio dos gráficos também foi possível verificar a influência da taxa de escoamento superficial aplicada e da corrente elétrica em função da remoção de cianobactérias, os valores de taxa de escoamento superficial mais próximos dos valores médios aplicados (100 e $130,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) foram as condições nas quais se obteve os melhores desempenhos em relação a remoção de cianobactérias. Essa situação pode ocorrer uma vez que as taxas de escoamento superficial estão relacionadas a taxa de residência do líquido em contato com o reator, ou seja, o tempo suficiente para a remoção do contaminante, proporcionando nesse caso os melhores resultados de redução dos valores de remoção de cianobactérias (NONATO *et al.*, 2020). No caso do sistema piloto, o ponto ótimo operacional identificado em relação a taxa de escoamento superficial ($100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) apresentou um tempo de detenção hidráulica de 136,8 segundo para o reator eletroquímico.

O comportamento da corrente elétrica, por sua vez, foi possível observar que até uma certa concentração a eficiência do processo eletroquímico melhora, porém, a medida que essa concentração diminui ou aumenta, a eficiência do processo decresce, ou seja, os valores mais próximos dos valores médios aplicados apresentaram uma melhor performance de remoção do que os valores extremos (-1,68 e +1,68). Nota-se que valores extremos proporcionaram uma agitação maior do meio hídrico e devido a forma estrutural do sistema piloto, a agitação do meio hídrico acaba por desaglutinar partículas suspensas pelo processo de eletroflotação ao passar do tempo devido a formação de espuma. Outro ponto identificado é que de acordo com Ghernaout; Benblidia e Khemici, (2015) a utilização de densidades de correntes elétricas elevadas está associada a formação de subprodutos e por esse motivo devem ser evitadas.

Assim, após obtenção dos resultados foram realizadas análises estatísticas para obtenção dos POO, onde houve a interação entre todas as variáveis e níveis apresentados previamente nas Tabelas 2 e 3.

5.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS DO PROCESSO DE ELETROFLOTAÇÃO

O planejamento experimental (PE) foi realizado com 90 min de duração uma vez que as principais taxas de remoção observadas nas Figuras 27 a 31 apresentaram os melhores valores de redução entre os tempos de eletrólise de 15 a 30 min de operação. Entretanto, identificou-se que algumas das carreiras avaliadas apresentaram uma alteração nos valores entre os 60 a 90 min finais. Portanto, optou-se por realizar o planejamento experimental com 90 min de operação para cada ensaio do PE.

O modelo utilizado neste trabalho apresentou remoção de cianobactérias variando de 25,14% a 68,54% de acordo com as variáveis independentes e a variação das taxas máximas e mínimas aplicadas para cada variável. Um resumo dos resultados das configurações executados e dos resultados obtidos em relação a remoção de cianobactérias para cada configuração pode ser observado na Tabela 10.

Tabela 10 - Matriz do planejamento experimental CCRD com triplicata no ponto central e 4 pontos axiais para a remoção de cianobactéria (%) para água utilizada no processo de eletroflotação pelo período de 90 min

Ensaio	Taxa de escoamento superficial ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Densidade de corrente elétrica (A m^{-2})	Remoção de cianobactérias (%)
1	70	38,21	29,81
2	130	38,21	43,35
3	70	101,91	45,32
4	130	101,91	32,33
5	49,6	70,06	25,14
6	150,4	70,06	27,65
7	100	16,56	29,42
8	100	125,56	33,45
9	100	70,06	67,89
10	100	70,06	68,54
11	100	70,06	66,71

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Assim, os resultados obtidos foram analisados estatisticamente combinando as ações entre as variáveis, utilizando o modelo proposto conforme pode ser observado na Equação 14, apresentada abaixo:

$$R(\%) = 66.95 + 0,49 * X_1 - 14.83 * X_2 + 1,63 * X_1^2 - 12.56 * X_2^2 - 6,63 * X_1 * X_2 \quad (14)$$

Em que: R (%) – Porcentagem de remoção de cianobactéria; 66.95 - constante; X_1 – taxa de escoamento superficial ($m^3 m^{-2} d^{-1}$), X_2 – densidade de corrente elétrica ($A m^{-2}$); X_1^2 - taxa de escoamento superficial ($m^3 m^{-2} d^{-1}$); X_2^2 densidade de corrente elétrica ($A m^{-2}$) em termos quadráticos da equação; $X_1 * X_2$ – interação entre os fatores.

Os resultados obtidos forneceram um ajuste adequado do modelo entre os valores previstos e observados para a remoção de cianobactérias com valor de $r^2 = 0,99$, validando dessa forma que o modelo é adequado aos dados experimentais. Para validar a adequação do modelo proposto, foi realizada ANOVA. Os resultados da ANOVA são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - ANOVA do modelo predito para os valores de remoção de cianobactérias da água pelo processo de eletroflotação, com nível de confiança de 95% ($p < 0.05$)

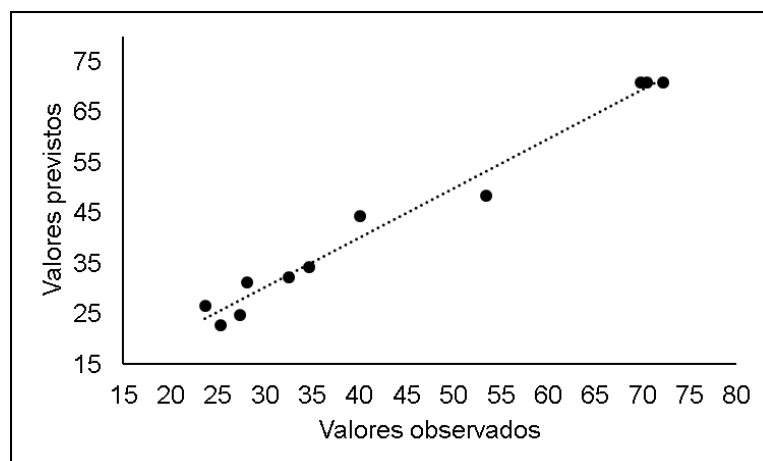
Valores de Remoção de Cianobactérias	Fontes de variação				Total
	Regressão	Residual	Falta de ajuste	Erro puro	
Soma dos quadrados	2.930,27	26,20	24,49	1,72	2.956,47
Graus de liberdade	5	5	3	2	10
Média quadrada	586,05	5,24	8,16	0,86	
F calculado	111,82				
F tabulado	5,05				
Nível de significância (%)	0,05%				

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

De acordo com o resultado obtido por meio da ANOVA, o modelo é válido no intervalo de confiança de 95%, conforme pode ser observado na Tabela 11. Uma vez que o F calculado (111,82) > F tabulado (5,05), os valores das respostas experimentais ($R\%$) resultaram em uma reprodução válida dos dados. O valor residual (26,20) foi baixo quando comparado com a regressão (2.930,27), e erro puro 1,72.

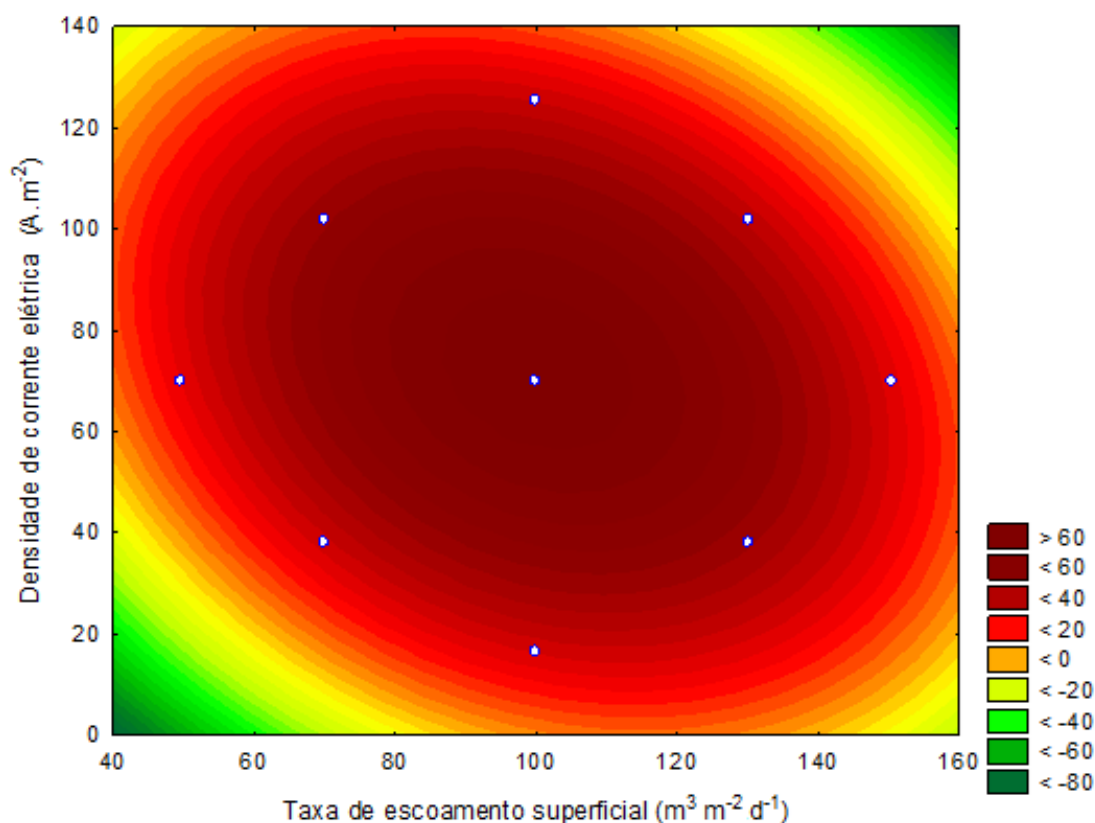
Uma imagem dos valores previstos e observados para o modelo pode ser observado na Figura 32.

Figura 32 - Correlação entre os valores observados na remoção de cianobactérias e seus correspondentes valores previstos pelo modelo estatístico proposto para o tratamento de água pelo processo de eletroflotação



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 33 - Superfície de resposta em relação aos pontos ótimos das variáveis taxa de escoamento e densidade de corrente elétrica – 100,06 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ taxa de escoamento superficial e 72,10 A m^{-2} de densidade de corrente elétrica



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Conforme pode ser observado na Figura 33, os valores de densidade de corrente elétrica acima do ponto central do planejamento experimental não apresentaram efeito significativo em relação à eficiência de remoção de cianobactérias. Assim, aumentar a densidade de corrente elétrica a partir desse ponto só aumentará o consumo de energia, mas não a eficiência de remoção. Acima de $72,10 \text{ A m}^{-2}$ nota-se a diminuição na taxa de remoção de cianobactérias. Uma vez que o aumento da taxa de corrente elétrica tem correlação direta com o aumento da quantidade de bolhas de cloro produzida, o qual reduz a eficiência da taxa de remoção devido ao fenômeno de coalescência (GAO *et al.*, 2010; GHERNAOUT; BENBLIDIA; KHEMICI, 2015; TUMSRI; CHAVALPARIT, 2011). Ainda em relação a aplicação de altas taxas de densidade de corrente elétrica, podem ocasionar reações secundárias, além de que a superdosagem pode reverter a carga dos colóides e redispersá-los novamente no meio aquoso levando assim a uma diminuição da eficiência do processo de eletrocoagulação e a uma redução da vida útil do eletrodo (HAKIZIMANA *et al.*, 2017).

Por sua vez, a taxa de escoamento, tem seu comportamento associado ao tempo de residência do líquido no interior do reator e também relacionado a configuração estrutural do sistema piloto, uma vez que a entrada de água pode causar uma movimentação do lodo sobrenadante e possível perda de qualidade da água produzida (HAKIZIMANA *et al.*, 2017; NONATO *et al.*, 2020). No PE realizado, a melhor remoção das cianobactérias foi observada no ponto central, com $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. De acordo com Chen, X.; Chen, G. e YUE, (2002) a taxa de escoamento tem menos influência do que a densidade de corrente elétrica na eficiência da remoção do contaminante.

Após a identificação dos POO identificados por meio do PE realizou-se um ensaio prolongado confirmatório para verificar a performance da eletroflotação com um tempo de duração estendido em relação a remoção de cianobactérias e outros parâmetros. Neste sentido, realizou-se um ensaio de 360 min para observar o comportamento dos parâmetros e verificar as condições ótimas de operação ao longo do tempo. Nesse ensaio confirmatório, também foi realizada uma contagem focada no tamanho dos indivíduos passantes após o processo de eletrólise, com intuito de observar se a remoção dos filamentos estaria ocorrendo de maneira completa ou de maneira parcial, possibilitando a ocorrência da lise celular e a possibilidade de

liberação de toxina intra-celular para o meio aquoso, uma vez que quando submetidas a estresse celular ou na ocasião da quebra celular os indivíduos podem liberar toxina intracelular para o meio aquoso e inviabilizar a água produzida e por isso a remoção do filamento deve ser completa e não parcial (GRIFFITHS; SAKER, 2003; WESTRICK *et al.*, 2010).

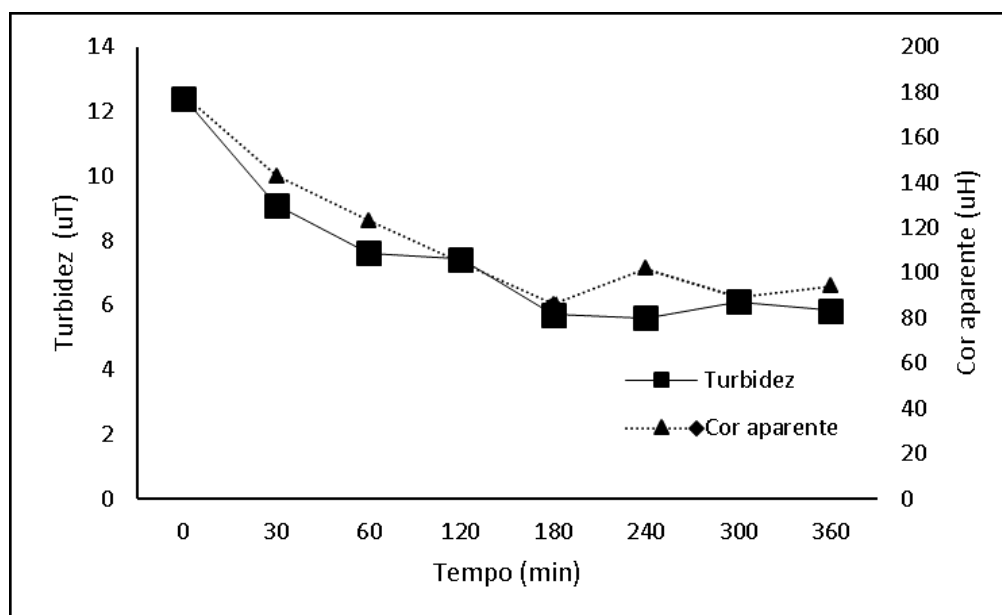
5.6 ENSAIOS EXTENDIDOS PARA VERIFICAÇÃO DOS POO IDENTIFICADOS NO PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

Para determinar a eficiência dos POO obtidos no planejamento experimental, operou-se o SP com os POO por um tempo de 360 min para a água eletroflotada. Também foi observado o comportamento do número de indivíduos de cianobactérias ao longo do tempo de operação de 360 min, assim como uma possível mudança nos tamanhos dos filamentos ao longo do tempo.

5.6.1 Turbidez e cor aparente

Em relação a turbidez e cor aparente, a água bruta utilizada neste estudo apresentou resultados iniciais de 12,51 uT e 179 UH. Por sua vez, ao longo do tempo de operação de 6 h foi alcançando a remoção de 55% (5,61 uT) para turbidez e 52% (86 UH) para cor aparente ao final das 6 h de operação, respectivamente. A melhor taxa de remoção ocorreu entre os 120 a 180 min de operação e posteriormente teve pouca variação ao final do tempo de operação, conforme pode ser observado por meio da Figura 34. Outros autores apresentaram resultados semelhantes em seus artigos em utilizando a técnica de eletroflotação, alcançando resultados entre 50 a 90% de remoção para turbidez e a 45 a 92.5% de remoção para cor (GARCIA; SENS; MONDARDO, 2014; NONATO *et al.*, 2019; DIMOGLO *et al.*, 2019; MERZOUK *et al.*, 2009). Nesses estudos os autores utilizaram taxas de densidade de corrente elétrica entre 2 A m⁻² e 915 A m⁻², sendo que outros parâmetros também foram variados e avaliados neste estudo.

Figura 34 - Comportamento da turbidez e cor aparente ao longo dos 360 min de operação

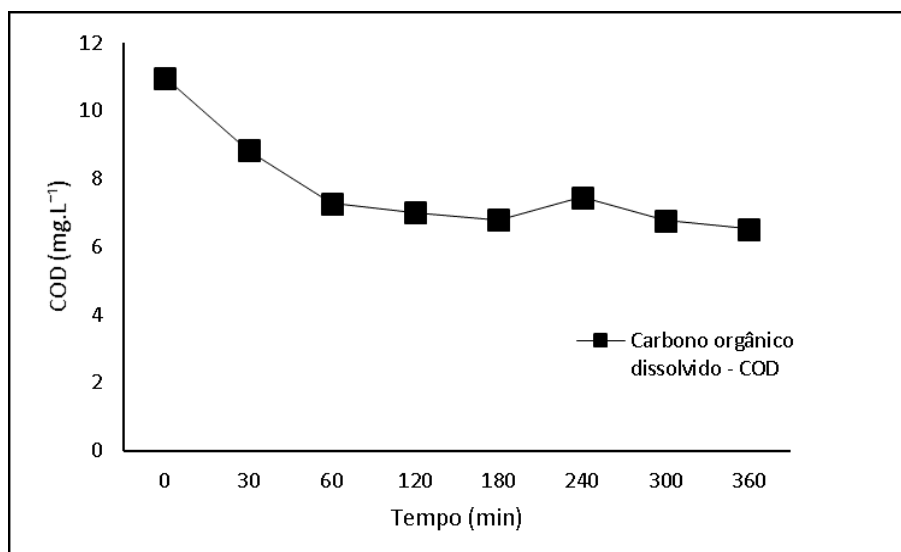


Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

5.6.2 COD

Em relação ao parâmetro COD, a água bruta apresentou valor de 11 mg L^{-1} sendo que após o tratamento apresentou valor de $6,11 \text{ mg L}^{-1}$ remoção de 41% ao final das 6 h de operação. A melhor performance do sistema em relação a este parâmetro foi registrada ao final da operação com 360 min conforme pode ser observado na Figura 35. Hakizimana *et al.* (2017), apresentou resultado para remoção de COD pelo processo de eletroflotação, identificando a remoção de COD entre 29.0% a 63.1%, aplicando correntes entre 20 A m^{-2} e 200 A m^{-2} e vazões de $0,25 \text{ L min}^{-1}$ – $1,2 \text{ L min}^{-1}$. Ahmed *et al.* (2012), apresentaram resultados para remoção de COD utilizando taxas de corrente $19,3 \text{ A m}^{-2}$ e vazões variando de $2,72$ e $3,33 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, com remoção de aproximadamente 50% de COD utilizando essas configurações.

Figura 35 - Comportamento do COD ao longo dos 360 min de operação



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

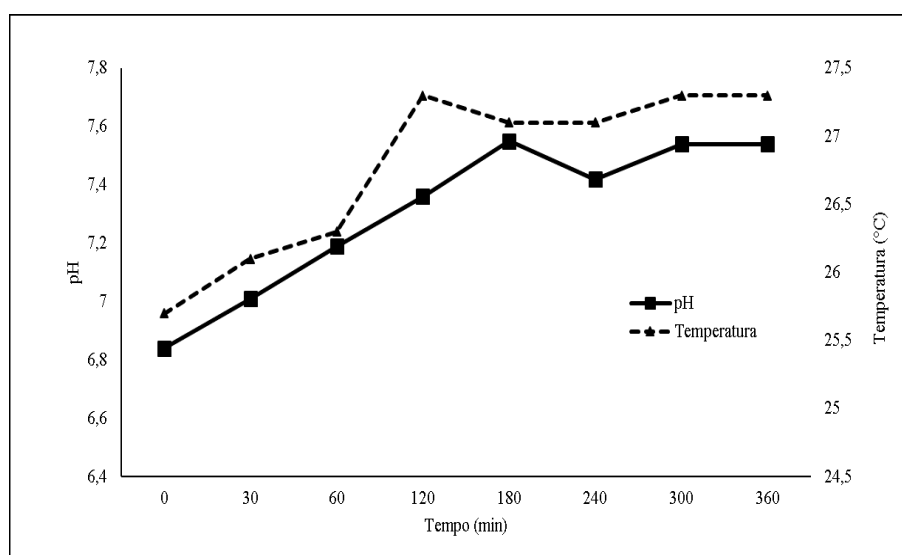
A remoção da COD pela técnica de eletroflotação pode ser explicada pela formação de hidróxidos metálicos os quais podem adsorver a matéria orgânica e/ou neutralizar a carga de matéria orgânica da água. Por sua vez as bolhas de hidrogênio formadas no processo afetam positivamente a hidrodinâmica, aumentando a transferência de massa e as taxas de colisão entre as espécies de hidróxidos e a matéria orgânica, além do processo de oxidação da matéria orgânica pela corrente elétrica (HAKIZIMANA *et al.*, 2017).

5.6.3 pH

Conforme pode ser observado na Figura 36, o valor de pH do meio líquido aumentou de 7 para 7,6 ao longo dos 360 min e DC fixada. A variação do pH no processo de eletroflotação irá depender da formação da quantidade de produtos gerados no cátodo e no ânodo. No cátodo ocorre a formação de gás hidrogênio e uma redução do valor de pH devido à formação do gás hidrogênio (H^+). Por sua vez no ânodo ocorre a formação do radical hidroxila (OH°) o que resulta no aumento do pH. Neste sentido, uma vez que a formação de hidroxilas se sobrepõe a formação espécies H^+ ocorre o aumento do pH da solução após o tratamento com eletroflotação (GAO *et al.*, 2010).

Com a corrente elétrica fixada em uma taxa de $72,10 \text{ A m}^{-2}$ a temperatura aumentou gradativamente de 26°C graus para $27,5^\circ\text{C}$, variando $1,5^\circ\text{C}$ ao longo dos 360 min de tratamento. O comportamento do aumento da temperatura se deve ao fato da dissipação da energia para o meio aquoso devido ao efeito Joule. Uma vez que o aquecimento é explicado pelo atrito que ocorre durante a agitação molecular formada pelo movimento de moléculas carregadas dentro do material e a transferência do calor formado no material para o meio aquoso (GHERNAOUT; ELBOUGHDIRI; ALGHAMDI, 2019; LARUE *et al.*, 2003).

Figura 36 - Comportamento dos valores de pH e temperatura ao longo das 360 min de operação

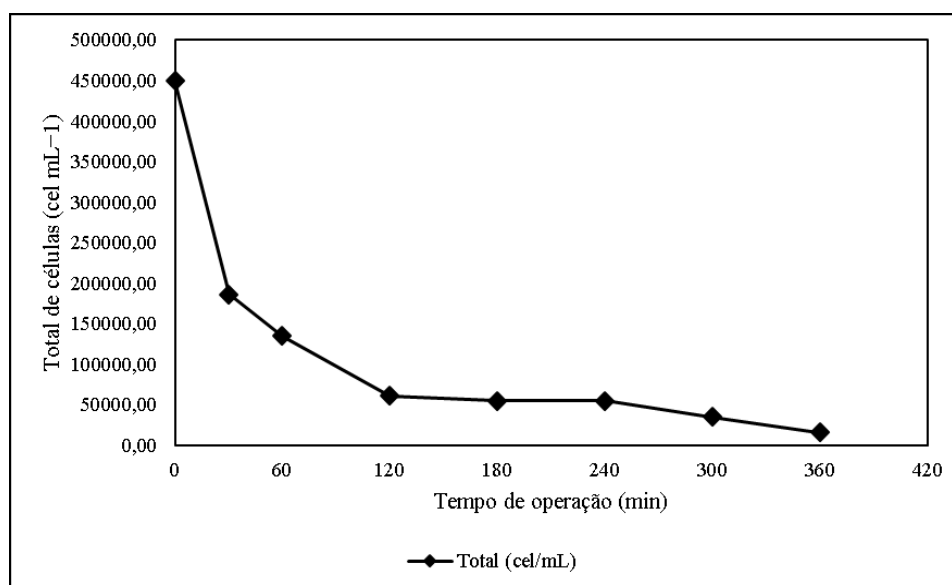


Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

5.6.4 Contagem de cianobactérias

Em relação a remoção de cianobactérias, a água bruta apresentou valores de $4,5 \times 10^5 \text{ cel ml}^{-1}$. Conforme pode ser observado por meio da Figura 37, as primeiras 2h de operação do sistema apresentaram as maiores taxas de remoção do sistema com média de remoção de 70% ($1,34 \times 10^5$) ao final das 2 h de operação, resultado similar obtido durante o planejamento em relação a taxa ótima de remoção. Por sua vez, ao longo das 6 h de operação o sistema apresentou remoção total de 97% ($1,57 \times 10^4$) com utilização do POO.

Figura 37 - Remoção de cianobactéria ao longo do tempo de operação de 360 min



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Outros autores apresentaram resultados semelhantes em seus artigos em utilizando a técnica de eletroflotação, alcançando resultados entre 70% a 100% de remoção, os quais utilizaram taxas de DC entre $0,002 \text{ A m}^{-2}$ a 170 A m^{-2} (GHERNAOUT; BENBLIDIA; KHEMICI, 2015; NONATO *et al.*, 2019; GARCIA-SEGURA; CAVALCANTI; BRILLAS, 2014; ZHANG *et al.*, 2017; AN *et al.*, 2019).

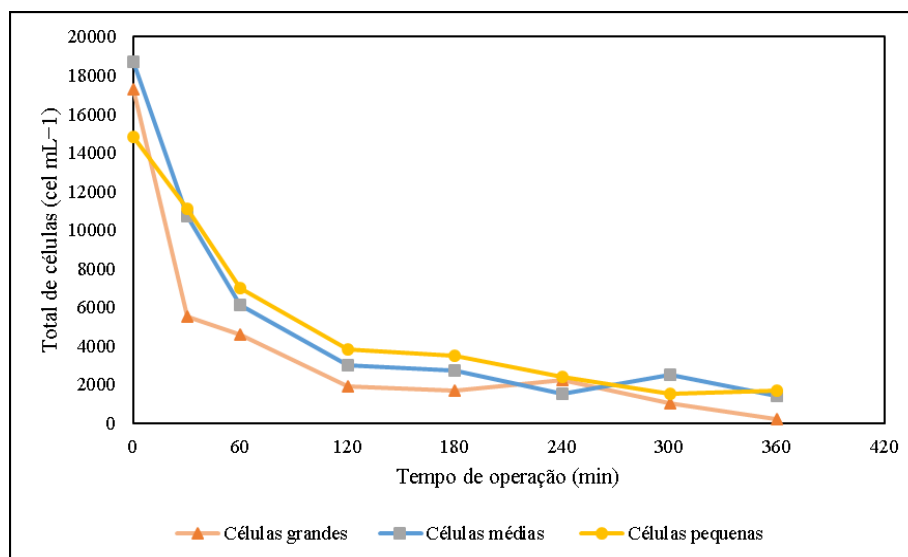
A técnica de eletroflotação se mostra eficiente na remoção de cianobactérias uma vez que no meio aquoso as cianobactérias comportam-se como partículas coloidais, a aplicação de cargas elétricas irá proporcionar a estabilização dessas partículas. Por outro lado, a formação de bolhas de oxigênio e hidrogênio formadas nos eletrodos são propícias a remoção de cianobactérias devido a suas dimensões somada as características físicas destes microrganismos, proporcionando a separação eficiente do meio líquido (GARCIA-SEGURA; CAVALCANTI; BRILLAS, 2014).

5.6.5 Ensaios para verificação do tamanho celular após passagem pela eletrólise

Após definido os valores ótimos operacionais em relação a taxa de escoamento superficial e corrente elétrica, foram realizadas contagens por tamanho de filamento com intuito de identificar de que forma os filamentos das cianobactérias

permaneciam após o processo de eletrólise. A contagem por tamanho de indivíduos pode ser observada na Figura 38.

Figura 38 - Contagem por tamanho de indivíduos ao longo de 360 min de operação no processo de eletrólise



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Nota: Indivíduos grandes correspondem a 18 células – indivíduos médios correspondem a 5 células – Indivíduos pequenos correspondem a 3 células

Por meio da Figura 38 pode-se observar uma maior parcela de remoção ocorrendo nos primeiros 90 min de tratamento e ocorrendo pouca variação após esse período. Entretanto, em relação ao tamanho dos indivíduos ao longo do tempo, pode-se observar que inicialmente são observados filamentos de tamanho grande e que após o final dos 360 min são observados uma maior quantidade de indivíduos de tamanho médio e tamanho pequeno.

Outro ponto que pode ser observado é a redução do tamanho dos filamentos ao longo do tempo. Primeiramente, a água bruta avaliada apresentou uma maior predominância de indivíduos de tamanho médio (37%) e grande (34%). Com o passar do tempo ocorreu um aumento de indivíduos do tamanho médio e de tamanho pequeno. Ao final dos 360 min de operação do sistema a predominância foi de indivíduos médios (42%) e pequenos (52%) respectivamente. Isso pode ocorrer pelo fato de que ao longo do processo de eletrólise os filamentos de maior tamanho acabam se rompendo aumentando a proporção de filamentos de menor tamanho ou que os filamentos de maior tamanho são removidos com maior eficiência quando comparado aos de pequeno e médio tamanho (GARCIA-SEGURA; CAVALCANTI;

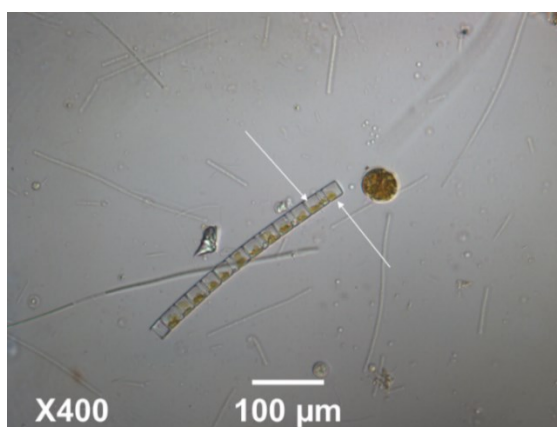
BRILLAS, 2014). Uma vez observado a mudança no tamanho dos filamentos ao longo do processo de operação realizou-se um estudo para observar a integridade celular dos organismos.

5.7 ENSAIOS PARA AVALIAÇÃO CELULAR

Uma vez observada a redução do tamanho dos filamentos devido a exposição a eletrólise, realizou-se o ensaio de avaliação da integridade celular para identificar aspectos celulares dos organismos após a passagem pela eletrólise. Neste sentido, realizou-se a observação de organismos diretamente na água bruta antes do tratamento por eletrólise. Cabe ressaltar, que nesta etapa foram avaliadas cianobactérias e também indivíduos de algas diatomáceas da espécie *Aulacoseira* spp. Uma imagem de uma *Aulacoseira* spp. antes de ser submetida ao processo de eletroflotação pode ser observada na Figura 39.

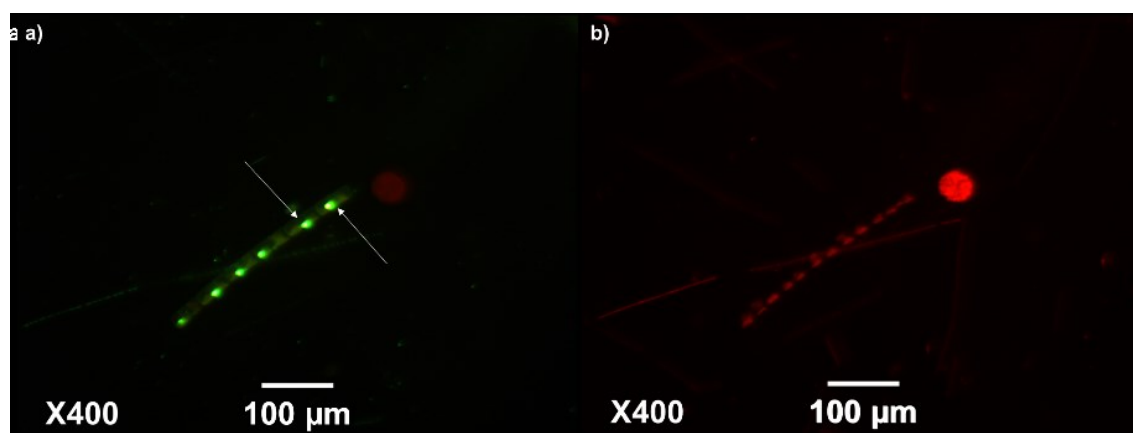
Conforme pode ser observado na Figura 39, a célula do organismo avaliado encontra-se intacta apresentando todo o material celular preservado dentro da estrutura celular. As flechas brancas da Figura 39 indicam o conteúdo celular preservado dentro da parede celular do organismo. Além disso, quando submetida a luz com filtro texas red emissão em azul e ao pigmento SYTO9, a diatomácea observada na água bruta, Figura 40-a, antes do início do tratamento apresenta sua estrutura celular preservada e marcada pelos pigmentos nos componentes celulares destacados pelas flechas brancas.

Figura 39 - Imagem de *Aulacoseira* spp. com estrutura celular íntegra presente na AB antes do início do tratamento



Fonte: Do autor (2020).

Figura 40 - *Aulacoseira* spp. presente na água bruta antes de ser submetida ao processo de eletrólise avaliada com ampliação de 400x com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sob diferentes fontes de iluminação



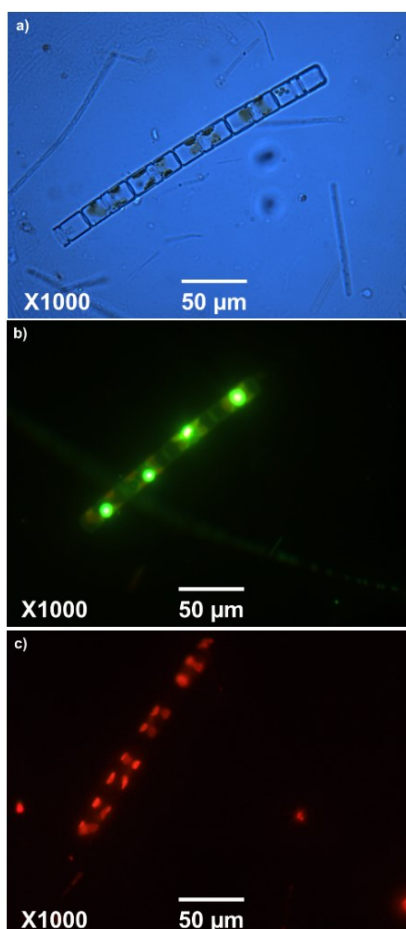
Fonte: Do autor (2020).

Legenda: a) Amostras de *Aulacoseira* spp. na água bruta BKV em FITC/Texas red (emissão em azul) com filtro verde e vermelho (simultâneo); b) - Amostras de *Aulacoseira* spp. na água bruta com WG (emissão em verde) com filtro vermelho.

Por meio da Figura 40-b, pode-se observar a presença da parede celular com maior precisão, além disso a imagem 40-b sugere que a clorofila interfere na emissão do vermelho, indicando uma fluorescência natural desse pigmento (NOYMA, 2009).

Avaliando outros organismos presentes na amostra de água bruta, identificou-se comportamento similar ao encontrado no primeiro organismo avaliado. A escolha de observação desse organismo se deve ao fato de apresentar uma dimensão maior na qual fica mais fácil de se observar as estruturas celulares e a marcação com os pigmentos utilizados, além de ser encontrado de forma abundante na água utilizada neste estudo. Uma imagem da *Aulacoseira* spp, antes de ser submetida ao processo de eletrólise pode ser observado na Figura 41.

Figura 41 - *Aulacoseira* spp. presente na água bruta antes de ser submetida ao processo de eletrólise avaliada com ampliação de 1000X com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sob diferentes fontes de iluminação

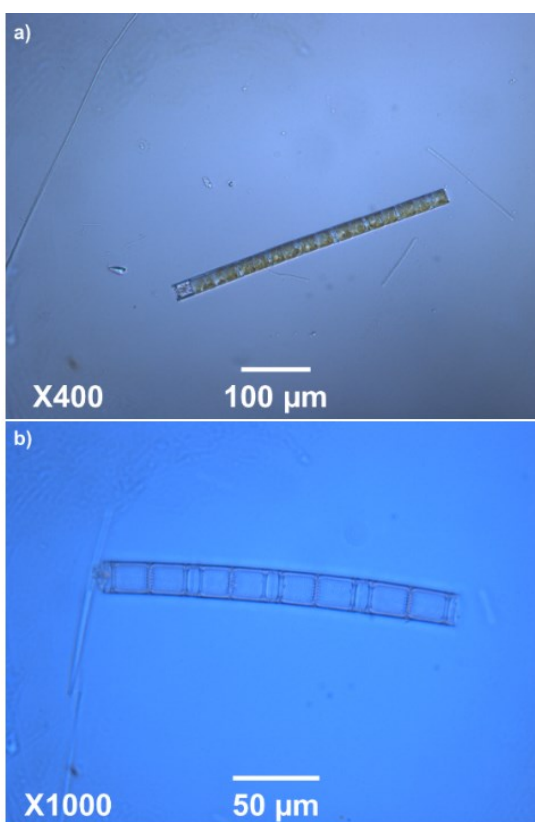


Fonte: Do autor (2020).

Legenda: a) Amostra de *Aulacoseira* spp. na água bruta com filtro Brighfield; b) - amostras de *Aulacoseira* spp. na água eletroflotada com BKV em FITC/Texas red (emissão em azul) com filtro verde e vermelho; c) - amostras de *Aulacoseira* spp. na água bruta com filtro WG (emissão em verde) com filtro vermelho.

Por sua vez, as amostras que avaliaram o organismo *Aulacoseira* spp. durante o tratamento de eletroflotação apresentam características distintas das observadas nas amostras de água bruta. Entre as diferenças que podem ser notadas é que o organismo presente na água bruta apresenta estrutura celular intacta conforme pode ser observado na Figura 42-a. Por sua vez os organismos observados nas amostras coletadas durante o tratamento de eletroflotação não apresentaram conteúdo celular dentro de sua estrutura interna, indicando um possível rompimento da parede celular.

Figura 42 - Características da *Aulacoseira* spp. antes de ser submetida ao processo de eletrólise – água bruta (a) e em amostra durante o processo de eletrólise – (b) coletada com 180 min de tratamento



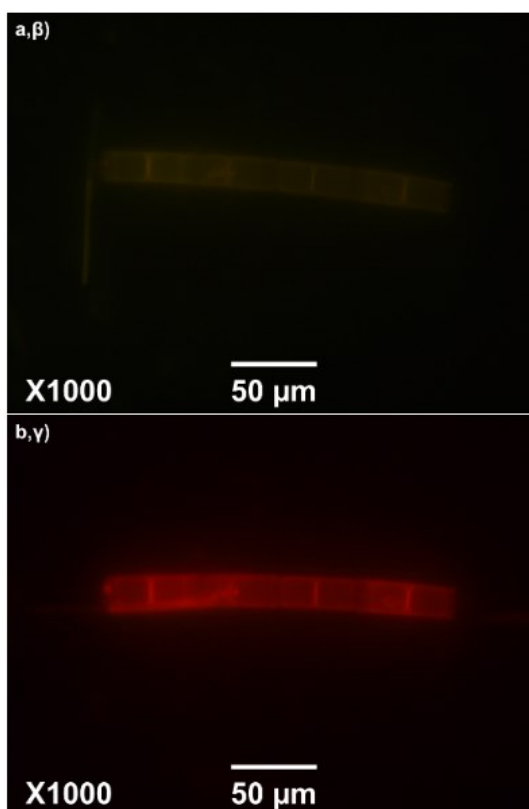
Fonte: Do autor (2020).

Legenda: a) Amostra de *Aulacoseira* spp. na água bruta com filtro Brighfield; b) Amostra de *Aulacoseira* spp. após o processo de eletrólise com filtro Brighfield.

De acordo com Morshed; Shams e Mussivand, (2013) o vazamento do conteúdo interno celular indica que a exposição do organismo ao campo elétrico aplicado ocasionou a ocorrência do rompimento da parede celular, fenômeno chamado de lise elétrica. O rompimento celular ocorre principalmente por dois motivos. A membrana fosfolipídica age como um dipolo elétrico, entretanto, na presença de um campo elétrico externo, esses fosfolipídios sofrem reorientação ocasionando o rompimento celular. A outra forma que o rompimento pode ter ocorrido é em virtude da membrana composta pela bicamada lipídica ter uma permeabilidade elétrica a qual se modifica com ação de um campo elétrico ocasionando o início da abertura de poros da membrana celular. Caso o campo elétrico aplicado não for forte o suficiente os poros voltam a fechar, fenômeno denominado de eletroporação (MORSHED; SHAMS; MUSSIVAND, 2013). Entretanto, caso o campo elétrico continue sendo aplicado, ocorrerá o crescimento dos poros, levando à destruição da

organização estrutural da membrana celular, resultando no processo de lise celular (JOSHI; SCHOENBACH, 2000). Uma imagem da diatomácea, indicando uma possível lise celular e sem o arranjo celular interno após o início do tratamento por eletroflotação pode ser observado na Figura 43.

Figura 43 - *Aulacoseira* spp. presente na água após o processo de eletroflotação avaliada com ampliação de 1000X com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sob diferentes fontes de iluminação



Fonte: Do autor (2020).

Legenda: β – BKV em FITC/Texas red (emissão em azul) com filtro verde e vermelho (simultâneo); γ – WG (emissão em verde) com filtro vermelho.

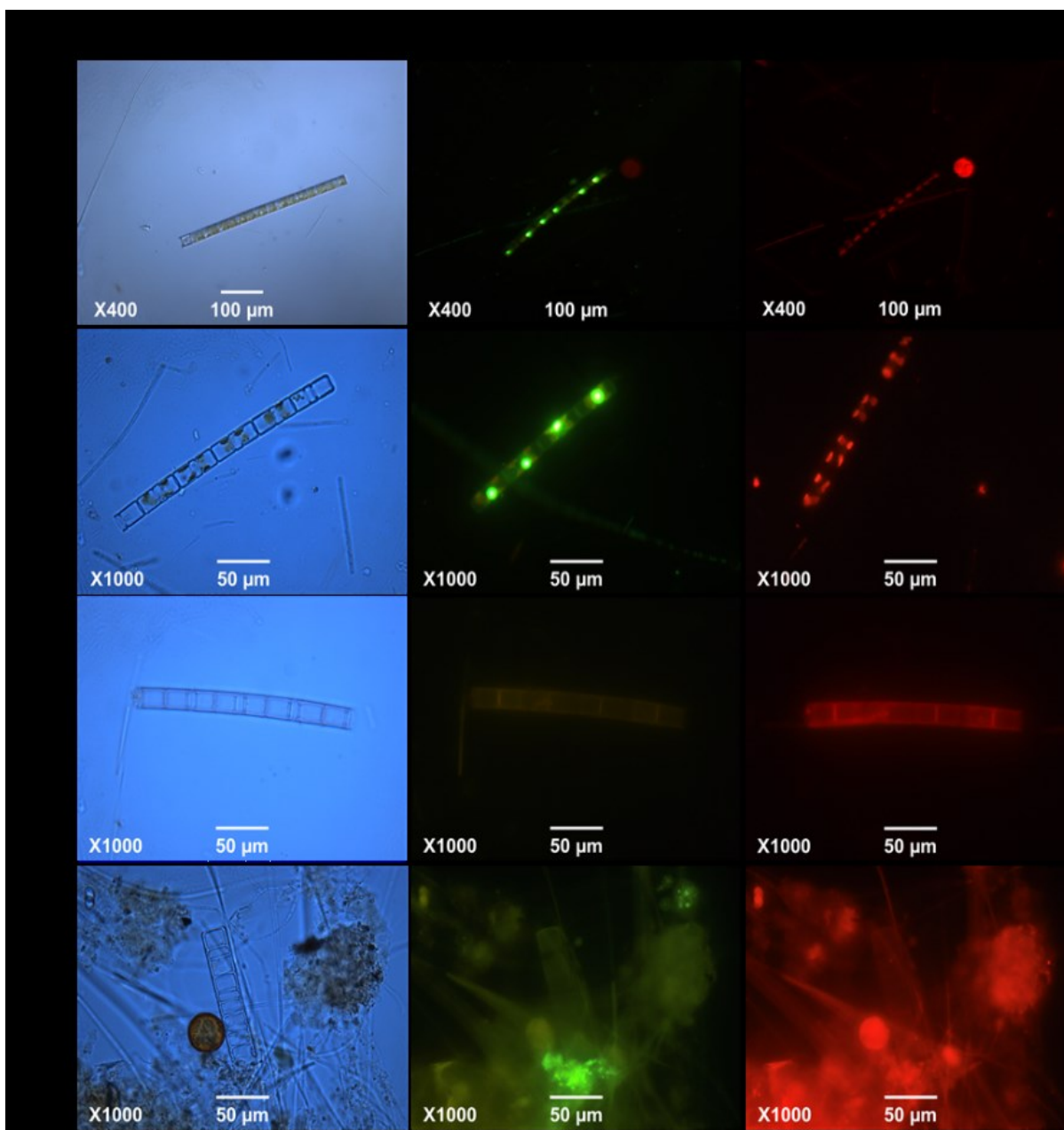
Observar-se que além da ausência do conteúdo intracelular, as amostras coletadas durante o tratamento (Figuras 43, a, β) não tem mais seu núcleo marcado e definido pelo SYTO 9 (verde) diferente do observado nas amostras de água bruta (Figuras 41-a e 42-a). O pigmento SYTO 9, observado nas amostras de água bruta apresentou uma fluorescência bem definida (Figura 41-b), entretanto as amostras coletadas durante a eletroflotação não apresentaram fluorescência nem o conteúdo intracelular preservado, indicando uma possível alteração da estrutura intracelular. Por meio da Figura 43 - a, β, apresenta uma coloração amarelada ao redor do

organismo o que indica que o DNA e a clorofila encontram-se espalhados na célula após a eletroflotação. Alguns autores reportam que é observado o vazamento do conteúdo celular para o meio externo (JOANNES *et al.*, 2015). Estifae, *et al.* (2019), apresentaram em um processo de oxidação avançada que a aplicação do campo elétrico teve o papel principal na inativação de patógenos *E-coli* e o “vazamento” do conteúdo celular para o meio extracelular. O dano celular induzido pelo campo elétrico resultou em ruptura principalmente nos polos dos bastonetes bacterianos.

Por sua vez, as amostras observadas utilizando o cubo WG (Figura 43 b-y) com filtro vermelho apresentaram demarcado toda a estrutura celular do indivíduo, sugerindo a ligação do iodeto de propídio ao DNA ou devido a presença de clorofila. As amostras de água bruta por sua vez, apresentaram a marcação do iodeto de propídio apenas na parte externa da célula, não sugerindo a penetração do pigmento no conteúdo intracelular. Uma imagem com as várias características observadas para o organismo avaliados pode ser observada na Figura 44.

Diversos trabalhos foram desenvolvidos observando a aplicação de campos elétricos em células que também apresentaram o rompimento celular. Foltz (2012), realizou um experimento com diversas voltagens e pulsos elétricos para a lise celular das algas *Dunaliella salina* e *Chlorella vulgaris*, e verificou com o rompimento celular ocorreu com aplicação de um campo elétrico com densidade mínima de $1,6\text{kV cm}^{-1}$ e 4kV.cm^{-1} , respectivamente. Hashim *et al.* (2020), utilizando um eletrodo de cobre coaxial tubular, apresentaram uma redução de 6-log de *Escherichia coli* durante 20 min de aplicação com densidade de corrente elétrica em $1,5\text{ mA cm}^{-2}$. Moreno-Andrés *et al.* (2018) utilizaram um eletrodo boro-diamante, variando a densidade de corrente elétrica entre $9,72$ e $101,38\text{ mA cm}^{-2}$ apresentou 4 logs de redução para bactérias heterotróficas marinha.

Figura 44 - Amostras de *Aulacoseira* spp. presente na água bruta antes de ser submetida ao processo de eletrólise e após a passagem pelo processo de eletroflotação em diferentes ampliações com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sobres diferentes fontes de iluminação



Fonte: Do autor (2020).

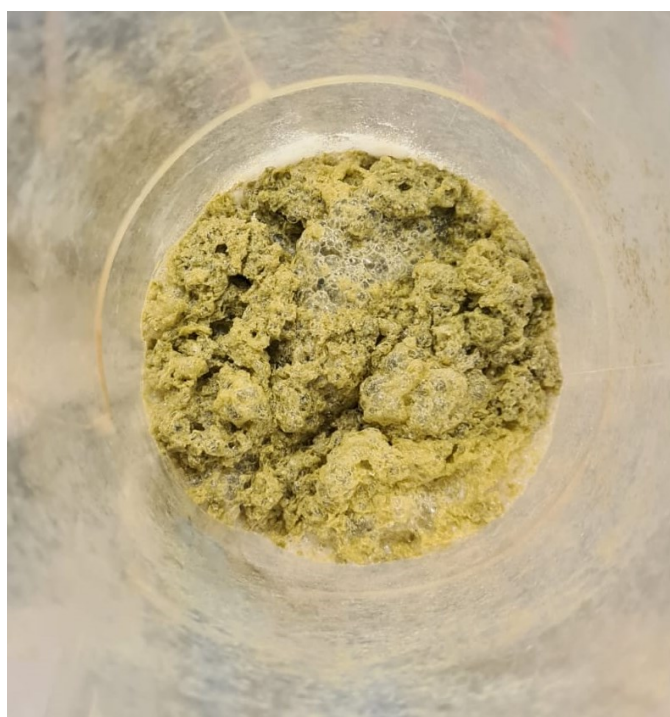
Legenda: a) e b) - Amostras de *Aulacoseira* spp. na água bruta; c) - amostras de *Aulacoseira* spp. na água eletroflotada; d) - amostras de *Aulacoseira* spp. no lodo; α – Brighfield; β – BKV em FITC/Texas red (emissão em azul) com filtro verde e vermelho (simultâneo); γ – WG (emissão em verde) com filtro vermelho.

Outro ponto importante em relação a exposição de organismos ao processo de eletroflotação é que em virtude do campo elétrico proporcionar a formação de poros na barreira celular e o processo de eletroflotação possuir como características a

formação de radicais livres no processo (principalmente OH°) além do campo elétrico a presença de radicais livres acaba por penetrar na célula, ou seja, os radicais livres produzidos pelo processo de eletroflotação contribuem significativamente para a deterioração da parede celular e ou extensão das rupturas formadas pelo campo elétrico (PLIQUETT *et al.*, 2008; BAKHEET *et al.*, 2018; FOTIOU *et al.*, 2015).

Além da *Aulacoseira spp.* também foram observadas amostras de *Cylindrospermopsis raciborskii*, cianobactéria predominante na Lagoa do Peri. Para esse indivíduo, além das amostras de água bruta e eletroflotada, também foram observadas amostras do lodo sobrenadante, ou seja, do material eletroflotado. Uma imagem do lodo sobrenadante formado durante o processo de eletroflotação pode ser observada na Figura 45. Para avaliação da água bruta foi realizada a concentração da amostra de água bruta em 55 vezes e depois a extração do concentrado para observação no microscópio óptico conforme apresentado no item 4.9.1.

Figura 45 - Imagem do piloto de eletroflotação e formação do lodo sobrenadante com ênfase no conteúdo eletroflotado – lodo sobrenadante presente na superfície do reator

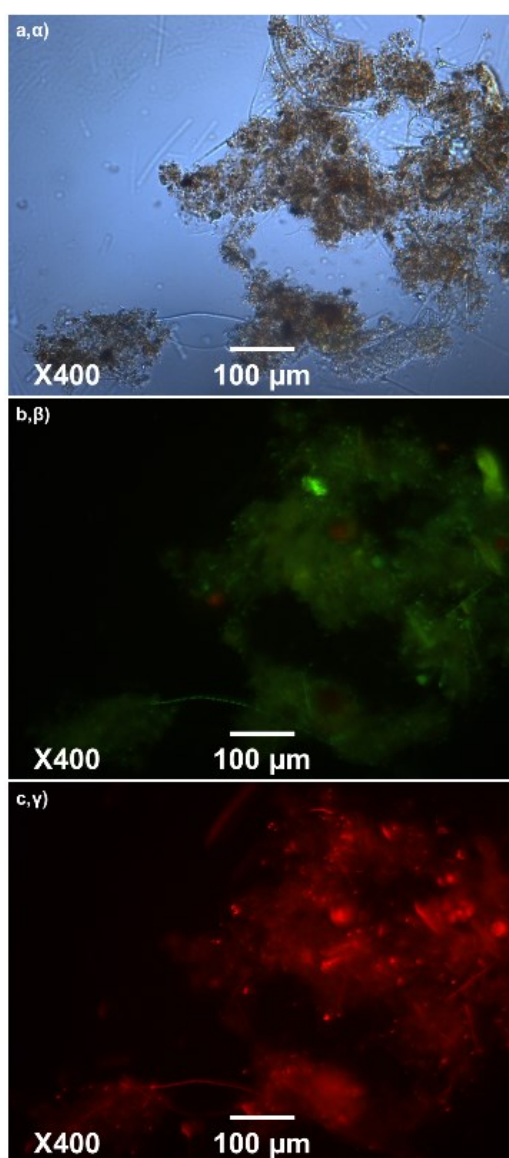


Fonte: Do autor (2020).

Em relação as amostras avaliadas contendo indivíduo *Cylindrospermopsis raciborskii* foram observadas mudanças nas características das amostras avaliadas na água bruta e nas amostras de água eletroflotada, conforme pode ser observado na

Figura 46-a, b e c, na qual foi realizada a concentração e observação de cianobactérias, observa-se que os microrganismos apresentaram fluorescência natural concentrada nas células devido à clorofila (NOYMA, 2009; JOANNES *et al.*, 2015). Essa informação pode ser confirmada quando observado os pontos de fluorescência nas amostras de água bruta devido a penetração do pigmento SYTO 9 (verde), mesma característica observada nas amostras de água bruta contendo *Aulacoseira* spp.

Figura 46 - Amostra de *Cylindrospermopsis raciborskii* presente na água bruta em amostra concentrada antes de ser submetida ao processo de eletrólise com ampliação de 400X com adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sobres diferentes fontes de iluminação

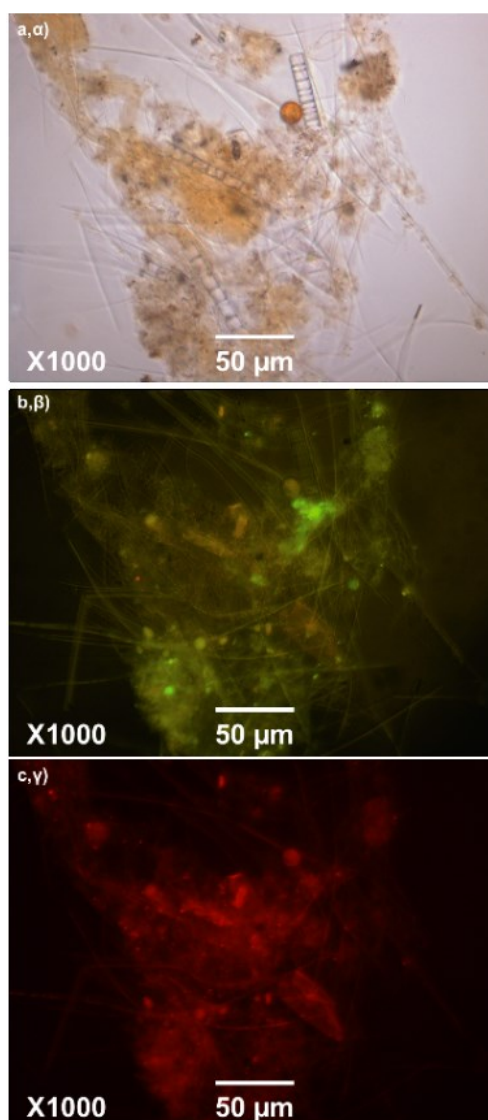


Fonte: Do autor (2020).

Legenda: α - Brighfield; β - BKV em FITC/Texas red (emissão em azul) com filtro verde e vermelho (simultâneo); γ - WG (emissão em verde) com filtro vermelho.

Por sua vez, quando realizada a observação do lodo sobrenadante exposto ao processo de eletrólise a mesma característica não foi observada, indicando uma possível alteração dessa pigmentação devido à eletroflotação, conforme pode ser observado na Figura 47-a, b, c. Assim como observado nas amostras de *Aulacoseira* spp. a exposição das células de *Cylindrospermopsis raciborskii* a corrente elétrica promoveu a alteração da estrutura celular, causando o aumento irreversível dos poros celulares e a lise celular do indivíduo (MORSHED; SHAMS; MUSSIVAND, 2013).

Figura 47 - Amostra de *Cylindrospermopsis raciborskii* presente na lodo sobrenadante em amostra concentrada após 3h de tratamento por eletrólise com ampliação de 1000X e adição dos pigmentos SYTO9 e iodeto de propídio observados sobres diferentes fontes de iluminação



Fonte: Do autor (2020).

Legenda: α - Brighfield; β – BKV em FITC/Texas red (emissão em azul) com filtro verde e vermelho (simultâneo); γ – WG (emissão em verde) com filtro vermelho.

Nas amostras de água bruta marcadas com o BVK foi possível observar fluorescência (Fig.46, b-β), cujas marcações em β e em γ eram diferenciadas tanto para as *C. raciborskii* (a) quanto para a *Aulacoseira* sp. (b). A fluorescência com o BKV no material em suspensão na água bruta também é um indicativo da presença de outras bactérias.

Quanto às amostras avaliadas após o processo de eletrólise (Fig. 47, b-β) a fluorescência foi diferenciada da observada na Figura 46. Na amostra pós eletrólise, as *C. raciborskii* apresentaram tom amarelado e com distribuição diferenciada no filamento e em menor intensidade se comparada à amostra da água bruta. Notou-se também fluorescência em γ diferentemente das amostras in natura. Os tons amarelados devem-se à mistura da fluorescência em verde e em vermelho observadas ao mesmo tempo, sem sobreposição de uma delas (Fig. 47 c-γ), um indicativo de que integridade celular foi alterada, possibilitando a penetração do iodeto de propídio (NOYMA, 2009; MUCCI *et al.*, 2017; ZARANTONELLO *et al.*, 2018). Também foi possível observar filamentos longos na formação dos flocos presentes no lodo (Fig. 47, a – α), o que corrobora os resultados de remoção desses filamentos por eletroflotação em que filamentos maiores apresentaram maior remoção e cuja remoção continua após 120 min, em que a remoção é mais estável, conforme apresentando na Figura 38.

Desta forma, uma vez observado a alteração da parede celular dos organismos observados, levantou-se a possibilidade da liberação da toxina intracelular para o meio externo. Neste sentido, investigou-se a possibilidade da liberação da cianotoxina intracelular pela água produzida pelo sistema. As análises realizadas para tal finalidade foram as análises de fitotoxicidade e análises de cianotoxina – saxitoxina, cilindrospermopsina e microcistina. Uma vez identificado que ao longo do processo de eletrólise houve uma mudança observada no tamanho dos filamentos eletroflotação poderia originar a quebra filamentar foram realizadas contagens de cianobactérias por tamanho com finalidade de identificar se o tamanho do filamento mudaria ao longo do tempo de operação do sistema piloto.

5.8 AVALIAÇÃO DE FITOTOXICIDADE COM LACTUCA SATIVA

Os resultados de fitotoxicidade obtidos mostraram que AB apresentou percentual de germinação absoluta de 80% enquanto que o controle apresentou taxa de germinação de 95%. Em relação a água eletroflotada a maior porcentagem de germinação de sementes ocorreu na hora E1 com 90% de germinação da amostra, entretanto, ao longo dos 360 min de eletroflotação o percentual de germinação comportou-se próximo ao da água bruta, conforme pode ser observado na Tabela 12. Neste sentido pode-se concluir que a água bruta não apresentou aumento de fitotoxicidade ao longo do tempo devido ao processo de eletroflotação.

Tabela 12 - Percentual de germinação, crescimento da radícula e hipocótilo das sementes *L. sativa* ao longo de 360 min de ensaio

Amostra	Taxa de germinação (%)	Desvio Padrão	Taxa de inibição do crescimento do hipocótilo (%)
CP	95	0,75	-
AB	80	1,16	4,74
E0	85	2,20	15,33
E1	90	1,83	5,47
E2	80	1,47	2,55
E3	75	0,81	10,58
E4	80	0,75	21,90
E5	80	1,50	14,96
E6	85	1,86	19,34

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Por meio dos resultados apresentados foi possível observar a que germinação absoluta não foi afetada pela exposição da água ao processo de eletroflotação ao longo do tempo. Neste sentido, foram alcançados índices de germinação acima de 80%, com exceção da E3. De acordo com Young *et al.* (2012), esse percentual é o mínimo aceitável para que sejam desconsiderados os possíveis efeitos negativos sobre a germinação. Em relação a inibição de crescimento devido a presença de cianotoxinas, Freitas *et al.* (2015), apresentaram resultado onde plantas adultas de *Lactuca Sativa* foram capazes de tolerar concentrações mais baixas de microcistina e cilindrospermopsina até $1 \mu\text{g L}^{-1}$, porém quando submetidas a doses de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ foram observados efeitos adversos nas plantas observadas. Llana-Ruiz-Cabello *et al.* (2019) observaram a inibição do crescimento de folhas de *Lactuca Sativa* expostas a

50 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Microcistina e cilindrospermopsina e a mistura das duas toxinas em conjunto. A microcistina apresentou resultados mais prejudiciais ao crescimento das folhas do que a cilindrospermopsina. Ambas as toxinas afetaram os teores de minerais nas raízes das plantas. Corbel *et al.* (2015) avaliaram o impacto de germinação em sementes de *Lactuca Sativa* submetidas a irrigação por 14 dias com água 0,1 mg de microcistina. Os autores não observaram impacto na germinação das sementes devido a exposição a microcistina.

Para a inibição do desenvolvimento do hipocótilo o comprimento do controle positivo foi de 27,4mm com desvio padrão de 0,73. Por sua vez os hipocótilos apresentaram baixa inibição em comparação com o controle observado variando de 3% a 22% de inibição respectivamente na E2 e E4. Em relação ao desenvolvimento da radícula o comprimento do controle positivo foi de 20,13 mm com desvio padrão de 1,17. As radículas observadas na água eletroflotada não apresentaram inibição em relação ao controle utilizado, ou seja, apresentaram comprimento maior ou igual a radícula do controle positivo ao longo do tratamento.

Apesar dos diversos estudos relacionados a exposição de plantas terrestres a toxinas, os efeitos maléficos das cianotoxinas em plantas agrícolas, como a *Lactuca sativa*, dependem das doses de concentração e do tipo de toxina aplicada ao cultivo, entretanto, os estudos geralmente doses muito altas fora do range natural nos quais as toxinas costumam ser encontradas. No Brasil, a Portaria N° 888 de 2021 permite o limite para as toxinas microcistina e cilindrospermopsina de até 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ para água potável (BRASIL, 2021). Neste sentido, em doses semelhante às encontradas na natureza, a produtividade e a qualidade nutricional de algumas plantas agrícolas parecem não ser prejudicadas e podem até ser melhoradas com a presença de toxinas, carecendo ainda de estudo frente aos demais efeitos negativos associado a presença de toxinas (MACHADO *et al.*, 2017). Apesar da avaliação de fitotoxicidade não indicar aspectos crônicos e agudos relacionados a exposição das sementes a eletroflotação, uma vez evidenciada a lise celular no item 5.7 realizou-se a análise de presença de cianotoxinas na água produzida pelo sistema de eletroflotação.

5.9 AVALIAÇÃO DE CIANOTOXINA (MICROCISTINA, CILINDROSPERMOPSINA E SAXITOXINA) NA ÁGUA ELETROFLOTADA

Uma vez evidenciada a quebra dos filamentos, o vazamento do conteúdo intracelular e a exposição ao estresse oxidativo devido a presença de radicais hidroxilas e ao campo elétrico, foi realizada a avaliação de toxinas na água produzida pelo sistema, visto que tais ações podem ocasionar a liberação da toxina intracelular para o meio aquoso (GHERNAOUT; BENBLIDIA; KHEMICI, 2015; SUN *et al.*, 2012; FAN *et al.*, 2014). Entretanto, em nenhuma das amostras avaliadas foi detectada a presença de cianotoxinas na água bruta ou na água eletroflotada. Desta forma, pode-se avaliar que mesmo com a mudança do tamanho dos filamentos (Figura 38) e a indicação de comprometimento da parede celular e também do vazamento do conteúdo intracelular para o meio externo (Figuras 44 e 47) não se detectou cianotoxinas na água produzida pelo sistema piloto, uma vez que a exposição dos indivíduos ao processo de eletroflotação poderia ocasionar a inativação celular (WERALUPITIYA *et al.*, 2022). Uma outra hipótese é que caso tenha ocorrido a liberação de toxina intracelular para o meio aquoso a mesma foi mineralizada totalmente ou convertida em subprodutos não observados neste trabalho devido aos processos oxidativos, principalmente pela ação da radical hidroxila OH° , ou a inativação do microrganismo comprometeu a liberação da toxina intracelular para o meio aquoso (BAKHEET *et al.*, 2018; FOTIOU *et al.*, 2015).

Uma vez que não foi evidenciado a liberação de toxina intracelular devido a aplicação da técnica de eletroflotação, realizou-se a integração do processo de eletroflotação com a filtração em múltiplas camadas, uma vez que com a utilização individual com a técnica de eletroflotação não foram atendidos os parâmetros em consonância com a Portaria N° 888/2021 (BRASIL, 2021).

5.10 INTEGRAÇÃO DOS PROCESSOS DE ELETROFLOTAÇÃO E FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS CAMADAS

A etapa de integração entre os processos de flotação e filtração já é amplamente utilizada em diversas estações de tratamento de água contendo cianobactérias e tem como objetivo reduzir os sólidos suspensos restantes após a

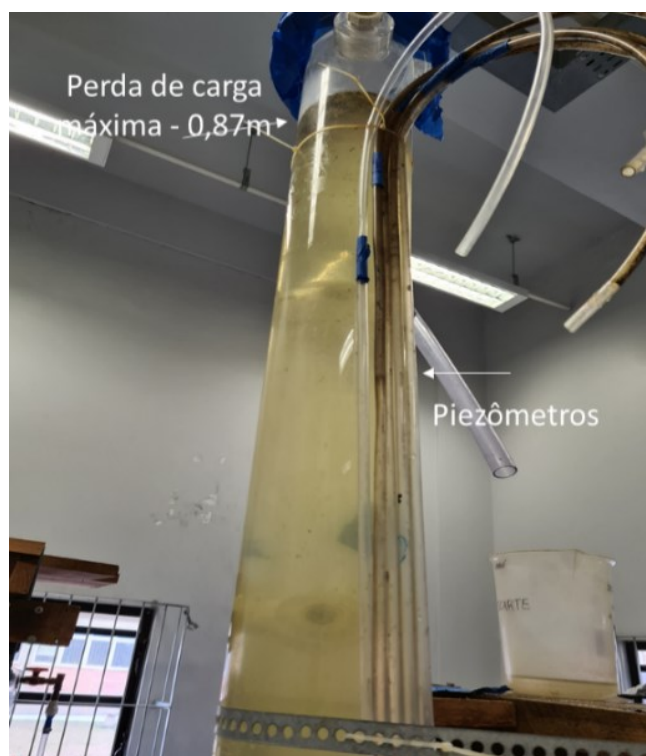
etapa de pré-tratamento. Entretanto, a operação ocorre em etapas separadas. Este trabalho teve o intuito de desenvolver um sistema único eletroflotação seguido de filtração granular com fluxo descendente, para isso, diferentes meios filtrantes e combinações foram utilizadas visando identificar a melhor performance de remoção, além da duração das carreiras de filtração. A comparação entre os sistemas utilizados não foi realizada, uma vez que a água bruta utilizada nas diferentes configurações filtrantes, apresentava características diferentes.

5.11 ELETROFLOTAÇÃO COM FILTRO CAMADA ÚNICA DE AREIA

A carreira de filtração foi monitorada nos parâmetros a cada hora e ao atingir a perda de carga máxima de 0,87m. A perda de carga foi monitorada a cada 10 min.

O primeiro meio filtrante utilizado foi a areia. Utilizando as taxas ótimas de operação obtidas nos ensaios anteriores. Neste sentido, foi operado o sistema piloto até que a perda de carga máxima de 0,87m (altura da coluna) fosse atingida, conforme pode ser observado na Figura 48.

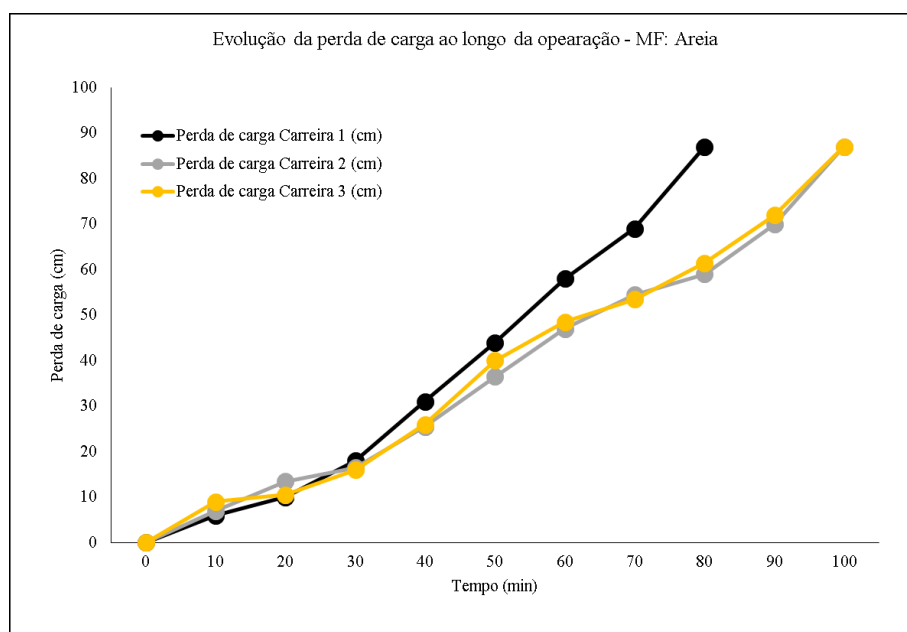
Figura 48 - Altura máxima atingida pela perda de carga registrada na coluna de filtração



Fonte: Do autor (2021).

No ensaio com a areia a operação do sistema piloto ocorreu por aproximadamente 100 min de operação, tempo de carreira precoce quando comparado com um sistema convencional que deve ser no mínimo de 24 horas (CRITTENDEN *et al.*, 2012; (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). A carreira de filtração teve curto tempo de duração pois a configuração na qual se utilizou apenas areia, promoveu a retenção dos sólidos suspensos na parte superficial da areia e não ao longo do leito filtrante como é o desejado (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Com o decorrer da operação, a espuma (Figura 45), formada na parte superficial do sobrenadante começou a se acumular e precipitar sobre a área superficial do meio filtrante, aumentando a perda de carga rapidamente conforme pode ser visualizado na Figura 49. O tempo médio de residência da água de estudo no reator eletroquímico, tempo no qual se renova a água que estava parada no início do tratamento, foi de 2,88 min, de acordo com a Equação 3.1.

Figura 49 - Evolução da perda de carga ao longo da operação – Meio filtrante: Areia
Carreira de filtração e avaliação de perda de carga piezométrica ao longo do tempo de operação



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Conforme pode ser observado na Figura 49, a carreira foi realizada em triplicata, todas as carreiras foram realizadas com a mesma água bruta inicial. O tempo de duração médio das carreiras foi de 100 min. Após esse tempo a operação do sistema foi encerrada pois atingiu-se a perda de carga máxima estabelecida, de

0,87m. O precoce encerramento da carreira de filtração ocorre devido ao aumento da espuma do sobrenadante do sistema de eletroflotação o qual possibilita a precipitação da espuma sobrenadante sobre a camada superficial da areia do meio filtrante obstruindo os vazios inicialmente presentes no início da operação. Uma imagem da deposição dos sólidos retidos na superfície do meio filtrante pode ser observada na Figura 50.

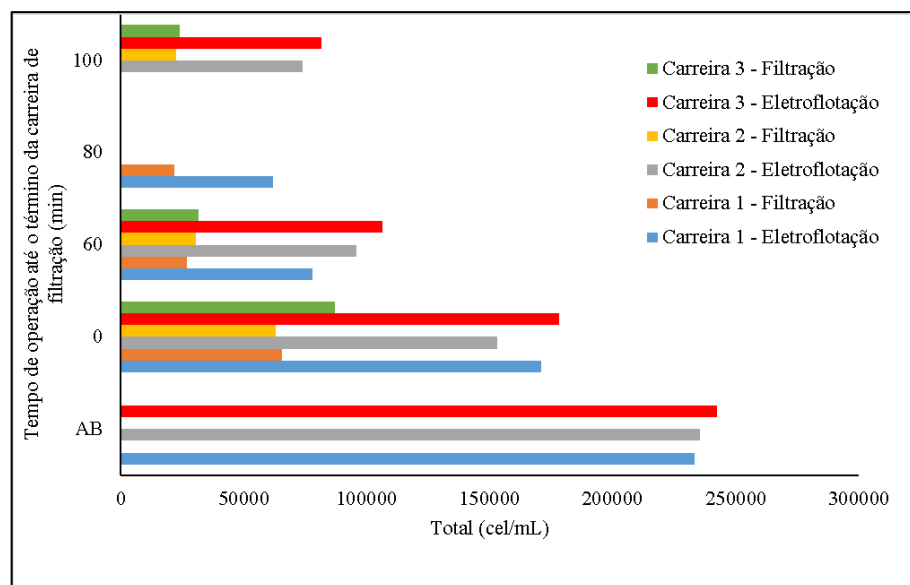
Figura 50 - Retenção de partículas em suspensão e sedimentação da espuma sobre o meio filtrante areia



Fonte: Do autor (2021).

Em relação a performance de remoção de cianobactérias, a água bruta apresentou média de $2,4 \times 10^5$ cel mL⁻¹. A performance do sistema apresentou uma eficiência de remoção média da ordem de 69% ($7,2 \times 10^4$ cél mL⁻¹) para eletroflotação e 90% ($2,2 \times 10^4$ cél mL⁻¹) após a filtração granular descendente para o tempo avaliado, conforme pode ser observado na Figura 51.

Figura 51 - Gráfico da média da triplicata dos valores de cianobactérias da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada com meio filtrante areia ($100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica)



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Além dos resultados avaliados em relação a cianobactérias, os demais parâmetros físicos e químicos avaliados com os resultados em triplicata estão sintetizados e apresentados na tabela 13.

Tabela 13 - Valores da média da triplicata dos parâmetros avaliados da água produzida pelo sistema integrado em função da duração da carreira de filtração (Condições operacionais eletroflotação $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia

Parâmetro	AB	AE0	AE60	AEF	AF0	AF60	AFF
COD (mg L^{-1})	12,3	13,1	11,92	13,33	5,93	5,13	6,54
ABS (UV-254nm)	0,12	0,11	0,12	0,12	0,08	0,06	0,07
CA (μH)	90	91	108	135	35	27	13
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	77,6	81,4	113,45	95,32	81,7	101	103
pH	7,84	7,88	8,15	8,39	7,82	7,89	7,38
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	17,2	17,2	17,2	18,4	17,2	17,1	18
Turbidez (μT)	5,21	5,23	5,64	12,4	2,88	2,55	0,45

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Nota: AB- água bruta; AE0 – água eletroflotada tempo 0; AE60 – água eletroflotada tempo 60; AEF – água eletroflotada ao término da carreira; AF0 – água filtrada tempo 0; AF60 – água filtrada tempo 60; AFF – água filtrada ao término da carreira de filtração.

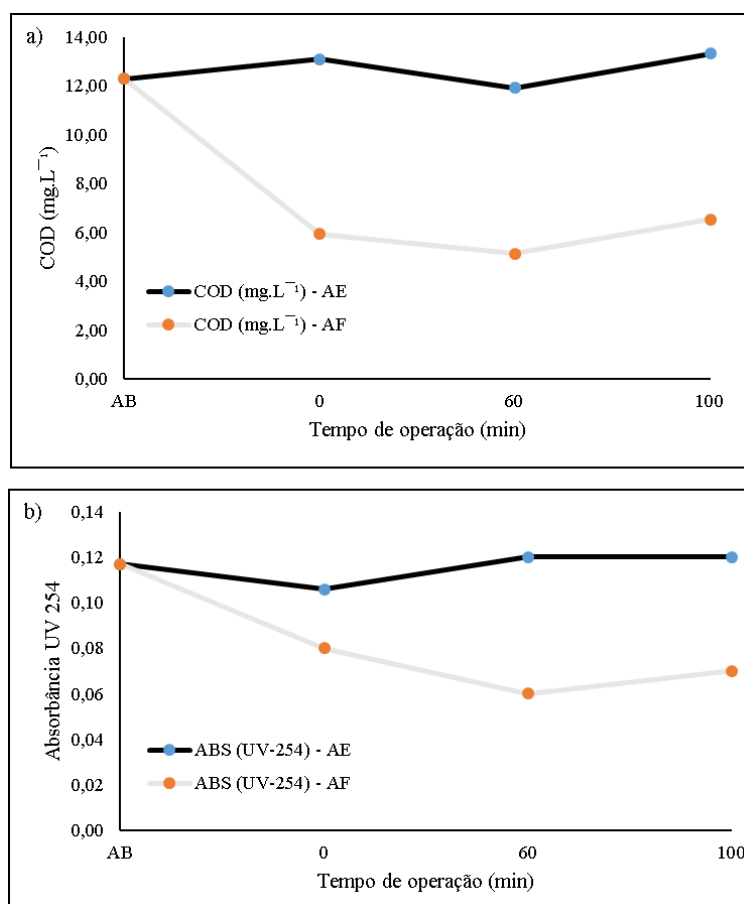
Conforme pode ser observado na Tabela 13, o valor do pH teve um aumento quando comparado a água bruta. Esse comportamento é esperado uma vez que a formação de íons hidroxilas irá aumentar o valor de pH do meio aquoso, neste sentido ao longo do tempo de operação o pH do meio aquoso apresentou um acréscimo de 7% ao longo dos 100 min de operação do sistema. O aumento do pH ocorre devido a formação de gás hidrogênio no cátodo ser maior que a formação do radical hidroxila no ânodo (VIK *et al.*, 1984; GAO *et al.*, 2010). Por sua vez a temperatura do sistema apresentou um acréscimo em relação a água bruta de 0,9 graus célsius, isso se deve ao fato da dissipação da energia para o meio aquoso devido ao efeito Joule, ou seja, a transferência do calor gerado pela passagem da corrente pelos eletrodos para o meio aquoso (GHERNAOUT; ELBOUGHDIRI; ALGHAMDI, 2019; LARUE *et al.*, 2003). Em relação a condutividade elétrica observasse que não houve variação significativa ao longo do tempo de operação pela água produzida pelo sistema, apresentação um aumento de $23 \mu\text{S cm}^{-1}$ ao final da carreira de filtração.

Em relação a cor aparente e turbidez, observa-se que durante o tempo de operação, a passagem pelo processo de eletroflotação ocasiona um aumento nos valores de ambos os parâmetros, com o aumento da perda de carga demonstrado na Figura 49. Assim, nota-se a colmatação do meio filtrante e um aumento de partículas suspensas na água eletroflotada, esse aumento de partículas em suspensão acaba por encerrar precocemente a carreira de filtração. Além disso, com o passar do tempo a espuma sobrenadante torna-se mais espessa e começa a precipitar sobre a área superficial do meio filtrante. Em relação a água filtrada observa-se uma redução de valor para os parâmetros turbidez e cor aparente, entretanto, com a colmatação superficial do meio filtrante a taxa de filtração decresce com o encerramento da carreira de filtração médio de 100 min de operação.

Em relação a eletroflotação a cor aparente teve um aumento de 90 para 135 uH enquanto que a turbidez teve um aumento de 5,21 uT para 12,40 uT. Por sua vez a água após passagem pelo filtro teve uma redução dos valores de turbidez de 5,21 uT para 0,45 uT e cor aparente de 90 uH para 13 uH. Em relação aos parâmetros COD e Abs UV 254, relacionadas a matéria orgânica dissolvida, observa-se que a eletroflotação não apresentou redução quando comparado aos valores apresentados pela água bruta. Pode-se observar que ao término da carreira de filtração os valores de eletroflotação foram os mesmos para ABS UV-245 (0,12) e tiveram um acréscimo

quando comparado aos valores da água bruta para COD de 12,30 mg L⁻¹ para 13,33 mg L⁻¹. Esses resultados indicam uma possível formação de subprodutos orgânicos, como ácidos carboxílicos os quais são mais resistentes a atuação da radical hidroxila hidroxila (BRILLAS; SIRÉS; OTURAN, 2009; GARCIA-SEGURA; CAVALCANTI; BRILLAS, 2014). Por sua vez, em relação a filtração são observados redução nos valores em relação a água bruta demonstrando a performance com a aplicação da filtração granular descendente na remoção parcial de partes dos compostos dissolvidos. O parâmetro ABS UV-254 apresentou redução de 0,12 para 0,07 enquanto que o COD apresentou redução de 12,30 mg L⁻¹ para 6,54 mg L⁻¹ respectivamente. O comportamento dos resultados obtidos ao longo do tempo de operação pode ser observado nas Figuras 52-a e 52-b e 53 e 54.

Figura 52 - Valores da média da triplicata dos valores de ABS UV-254 e COD da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada com meio filtrante areia (100,06 m³ m⁻² d⁻¹ taxa de escoamento e 72,10 A m⁻² de densidade de corrente elétrica)

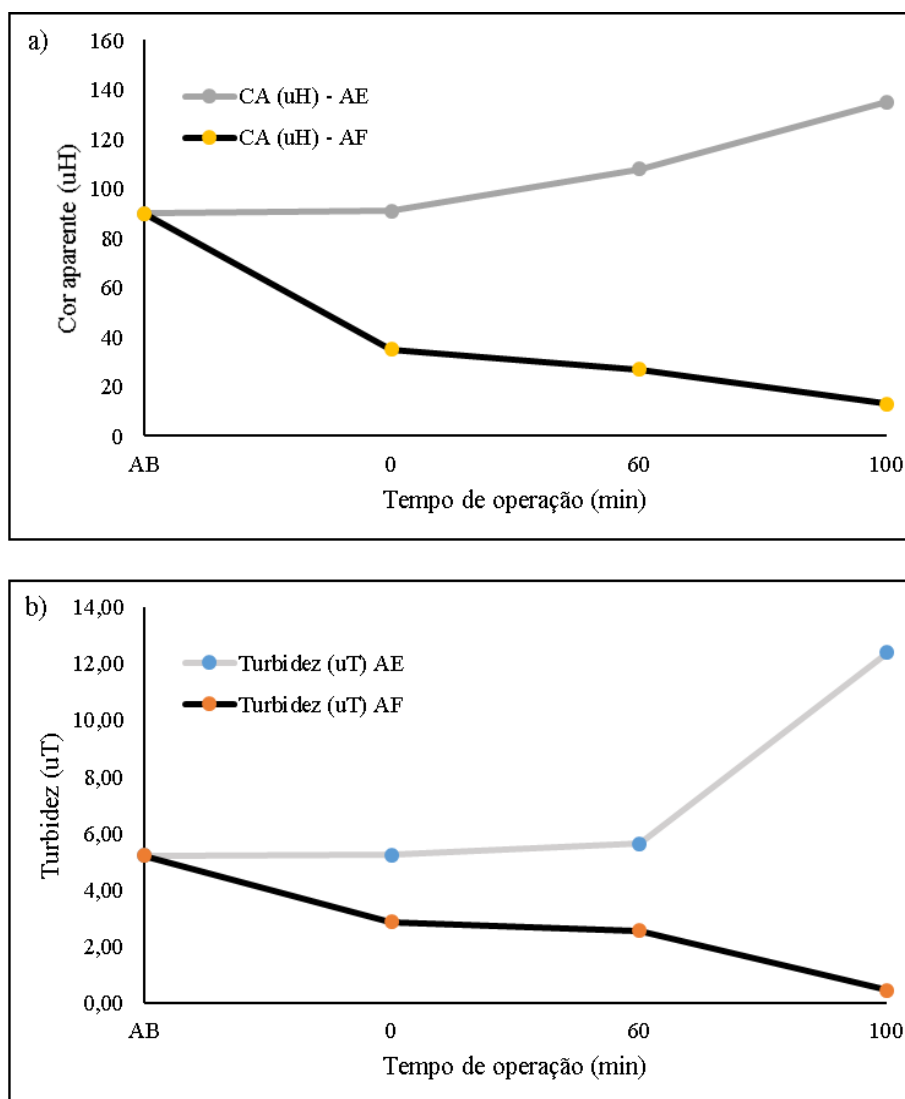


Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Legenda: a) Comportamento do parâmetro COD ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o

meio filtrante areia; b) Comportamento do parâmetro Absorbância UV 254nm ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia.

Figura 53 - Valores da média da triplicata dos valores da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada ($100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica)



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Legenda: a) Comportamento do parâmetro cor aparente ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia; b) Comportamento do parâmetro turbidez ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia.

Uma vez que a utilização apenas da areia como meio filtrante resultou em uma carreira curta de filtração, utilizou-se outra configuração de meio filtrante para proporcionar uma filtração ao longo do leito filtrante aumentando a duração da carreira de filtração.

5.12 ELETROFLOTAÇÃO COM FILTRO DE CAMADA DUPLA COM AREIA E ANTRACITO

A segunda configuração utilizada de meios filtrantes foi a areia com o antracito. A combinação desses meios filtrantes já é amplamente empregada em ETAs. Neste sentido, foi operado o sistema piloto até que a perda de carga máxima de 0,87 m (altura da coluna) fosse atingida. Para a eletroflotação foram utilizadas as taxas ótimas de operação obtidas nos ensaios anteriores.

No ensaio com a areia e antracito a operação do sistema piloto ocorreu por aproximadamente 150 min de operação, tempo de carreira precoce quando comparado ao sistema convencional que deve ser no mínimo de 24 horas (CRITTENDEN *et al.*, 2012; DI BERNARDO; DANTAS, 2005). A carreira de filtração teve curto tempo de duração pois mesmo com a adição de mais um meio filtrante, a retenção a retenção dos sólidos suspensos ocorreu na parte superficial do meio filtrante e não ao longo do leito filtrante como é o desejado (DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Nesta configuração se observou uma filtração mais profunda quando comparado a configuração na qual foi empregada apenas areia. Mesmo apresentando uma filtração mais profunda, a carreira de filtração teve curto tempo de duração, uma vez que se observou a retenção dos sólidos suspensos nos primeiros centímetros do leito filtrante do carvão antracito, conforme pode ser observado na Figura 54.

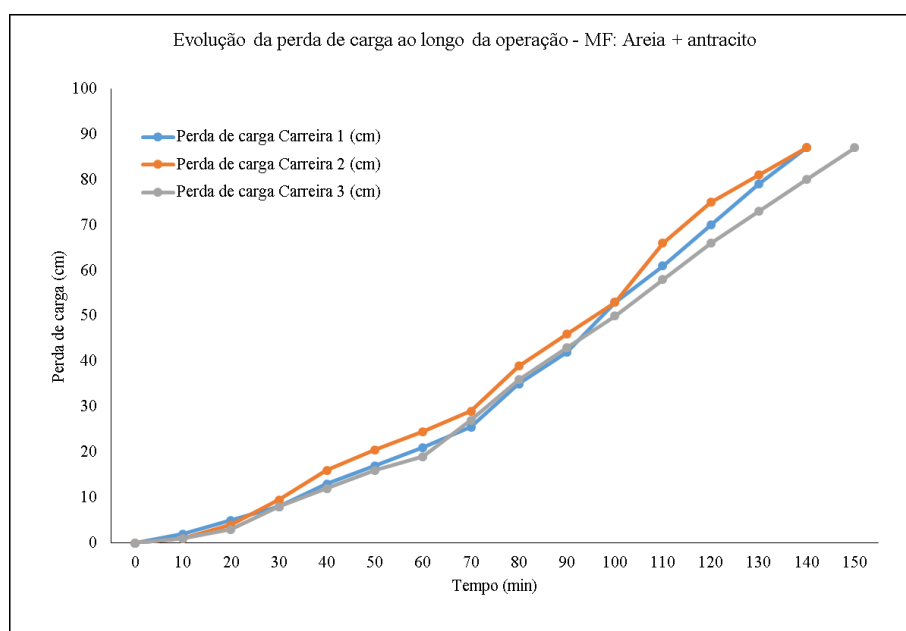
Figura 54 - Retenção de partículas em suspensão e sedimentação da espuma sobre o meio filtrante areia e carvão antracito



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Conforme pode ser observado, essa configuração apresentou uma profundidade maior de filtração quando comparada com a primeira configuração e conseqüentemente uma carreira de filtração mais longa. Também foi observado que com o decorrer da operação do sistema, a espuma, formada na parte superficial do sobrenadante começou a ficar mais espessa e precipitar sobre o meio filtrante, aumentando a perda de carga rapidamente a partir dos 70 min de operação conforme pode ser visualizado na Figura 55.

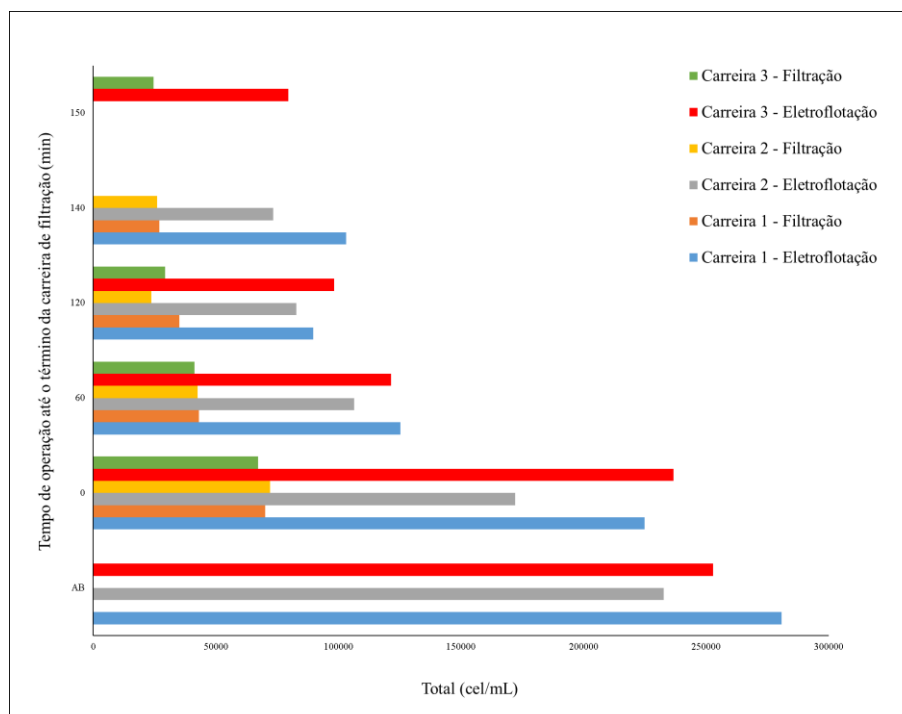
Figura 55 - Evolução da perda de carga ao longo da operação – Meio filtrante: Areia combinado com carvão antracito - Carreira de filtração e avaliação de perda de carga piezométrica ao longo do tempo de operação



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Conforme pode ser observado na Figura 55, o tempo de duração médio das carreiras foi de 150 min. Após esse tempo a operação do sistema foi encerrada pois se atingiu a perda de carga máxima estabelecida, de 0,87m. Em relação a performance de remoção de cianobactérias, a água bruta apresentou média de $2,55 \times 10^5$ cel mL⁻¹. A performance do sistema apresentou uma eficiência de remoção média da ordem de 67% ($8,54 \times 10^4$ cél mL⁻¹) para eletroflotação e 90% ($2,59 \times 10^4$ cél mL⁻¹) para a filtração granular descendente para o tempo avaliado, conforme pode ser observado na Figura 56.

Figura 56 - Gráfico da média da triplicata dos valores de cianobactérias da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada com meio filtrante areia e antracito ($100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica)



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Por sua vez, em relação aos demais parâmetros físicos e químicos avaliados os resultados em triplicata estão sintetizadas e apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Valores da média da triplicata dos parâmetros avaliados da água produzida pelo sistema integrado em função da duração da carreira de filtração (Condições operacionais eletroflotação $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia e antracito)

Parâmetro	AB	AE0	AE60	AE120	AEF	AF0	AF60	AF120	AF150
COD (mg L^{-1})	9,65	8,98	7,06	6,65	8,02	7,46	6,12	5,70	5,81
ABS (UV-254nm)	0,09	0,08	0,05	0,07	0,13	0,07	0,06	0,06	0,06
CA (uH)	177	175	164	199	213	28	26	22	24
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	87,7	113,0	154,2	215,0	132,0	102,0	133,4	128,5	138,0
pH	8,49	8,51	8,62	8,71	8,73	8,32	8,45	8,56	8,33
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	21,2	21,2	21,6	22,3	22,7	21,6	21,7	21,9	22,5
Turbidez (uT)	11,70	11,51	10,52	18,70	22,70	1,98	1,53	0,48	0,51

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Nota: AB- água bruta; AE0 – água eletroflotada tempo 0; AE60 – água eletroflotada tempo 60; AE120 – água eletroflotada tempo 120; AEF – água eletroflotada ao término da carreira; AF0 – água filtrada tempo 0; AF60 – água filtrada tempo 60; AF120 – água filtrada tempo 120; AFF – água filtrada ao término da carreira de filtração.

Conforme pode ser observado na Tabela 14, assim como na primeira configuração o valor do pH teve um pequeno aumento quando comparado a água bruta possivelmente devido a formação do gás hidrogênio no cátodo. Esse comportamento é esperado uma vez que a formação de íons hidrogênio irá aumentar o valor de pH do meio aquoso, neste sentido ao longo do tempo de operação o pH do meio aquoso aumentou ao longo dos 150 min de operação do sistema (VIK *et al.*, 1984; GAO *et al.*, 2010). Por sua vez a temperatura do sistema apresentou um acréscimo em relação a água bruta de 1,5 graus célsius, isso se deve ao fato da dissipação da energia para o meio aquoso devido ao efeito Joule, ou seja, a transferência do calor gerado pela passagem da corrente pelos eletrodos para o meio aquoso (GHERNAOUT; ELBOUGHDIRI; ALGHAMDI, 2019; LARUE *et al.*, 2003).

Em relação a condutividade elétrica observa-se que com essa configuração houve variação ao longo do tempo de operação pela água produzida pelo sistema, a qual apresentou um aumento da ordem de 245% ao final da carreira de filtração ($215\mu\text{S cm}^{-1}$). O possível aumento desse parâmetro pode estar associado ao valor do pH inicial da água bruta, ou seja, um meio mais alcalino sujeito a liberação de íons metálicos decorrentes das reações no ânodo ou a mineralização de algum composto que pode ter aumentado os valores da água produzida (SUTANTO; MULYATI; INTAN, 2021). Apesar do aumento, o valor da condutividade elétrica permanece dentro da normalidade quando comparado a valores da água potável. No Brasil a Portaria Nº 888 de 2021 não apresenta valor padrão para este parâmetro.

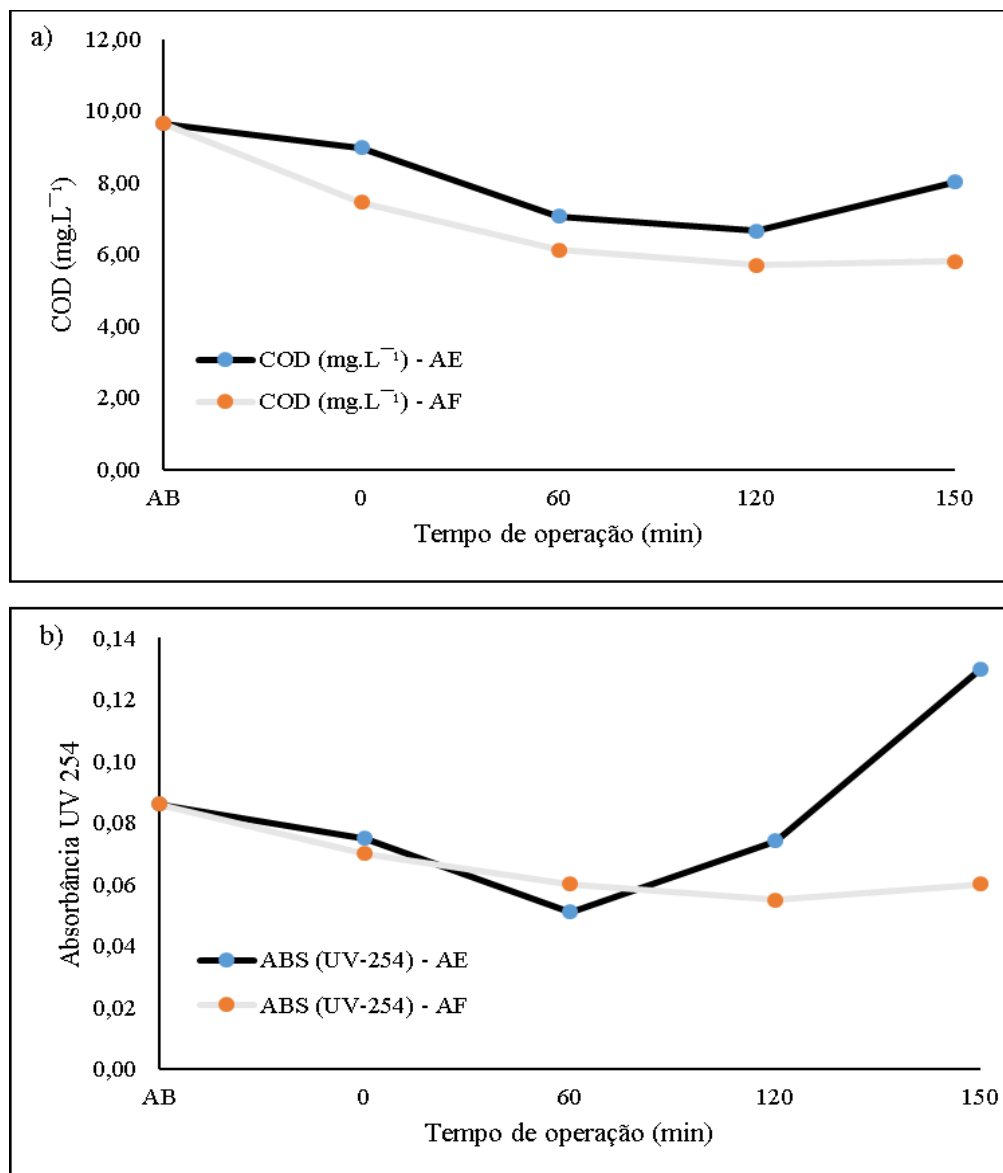
Em relação a cor aparente e turbidez, o sistema integrado apresentou comportamento semelhante a primeira configuração para a eletroflotação, ou seja, um aumento nos valores de ambos os parâmetros com o decorrer do tempo de operação. O aumento da perda de carga demonstrado na Figura 55, acentua-se após os 70 min de operação. Neste sentido, a colmatação da camada de carvão antracito provoca um aumento das partículas suspensas na água eletroflotada com o decorrer do tempo, esse aumento de partículas em suspensão acaba por prejudicar a performance do sistema em relação ao tempo de operação. Além do mais, como já citado anteriormente, com o passar do tempo a espuma sobrenadante torna-se mais espessa e começa a precipitar sobre a área superficial do meio filtrante. Em relação a água filtrada observa-se uma redução de valor para os parâmetros turbidez e cor aparente, entretanto, com a colmatação superficial do meio filtrante a taxa de filtração decresce

com o encerramento da carreira de filtração médio de 150 min de operação. Em relação a eletroflotação a cor aparente teve um aumento de 177 para 213 uH enquanto que a turbidez teve um aumento de 11,70 para 22,70 uT. Por sua vez a água após passagem pelo filtro teve uma redução dos valores de turbidez de 11,70 uT para 0,51 uT e cor aparente de 177 uH para 24 uH.

Assim como na primeira configuração, os parâmetros COD e Abs UV 254nm apresentaram um aumento ao término da carreira para a eletroflotação. Esses resultados indicam uma possível formação de subprodutos orgânicos (BRILLAS; SIRÉS; OTURAN, 2009; GARCIA-SEGURA; CAVALCANTI; BRILLAS, 2014). Por sua vez, em relação a filtração são observados redução nos valores em relação a água bruta, demonstrando a performance com a aplicação da filtração granular descendente na remoção parcial de partes dos compostos dissolvidos. Neste sentido a eletroflotação apresentou aumento nos valores de ABS UV254nm de 40% (0,09 para 0,013) e redução de 17% para COD respectivamente (9,65 mg L⁻¹ para 8,02 mg L⁻¹). A água produzida pela filtração granular descendente apresentou redução dos valores de ABS UV-254nm de 31% (0,09 para 0,06) e 42% (9,65 mg L⁻¹ para 5,81 mg L⁻¹) de COD respectivamente. O comportamento dos resultados obtidos ao longo do tempo de operação pode ser observado nas Figuras 57 e 58.

Apesar da combinação dos meios filtrantes granulares, areia e antracito, apresentarem uma maior duração na carreira de filtração e uma maior profundidade de retenção de sólidos em relação a primeira configuração utilizada, esta configuração também apresentou um encerramento precoce da carreira de filtração. Neste sentido realizou –se uma terceira configuração de meios filtrantes com o intuito de promover uma filtração ao longo do meio filtrante e com maior tempo de duração.

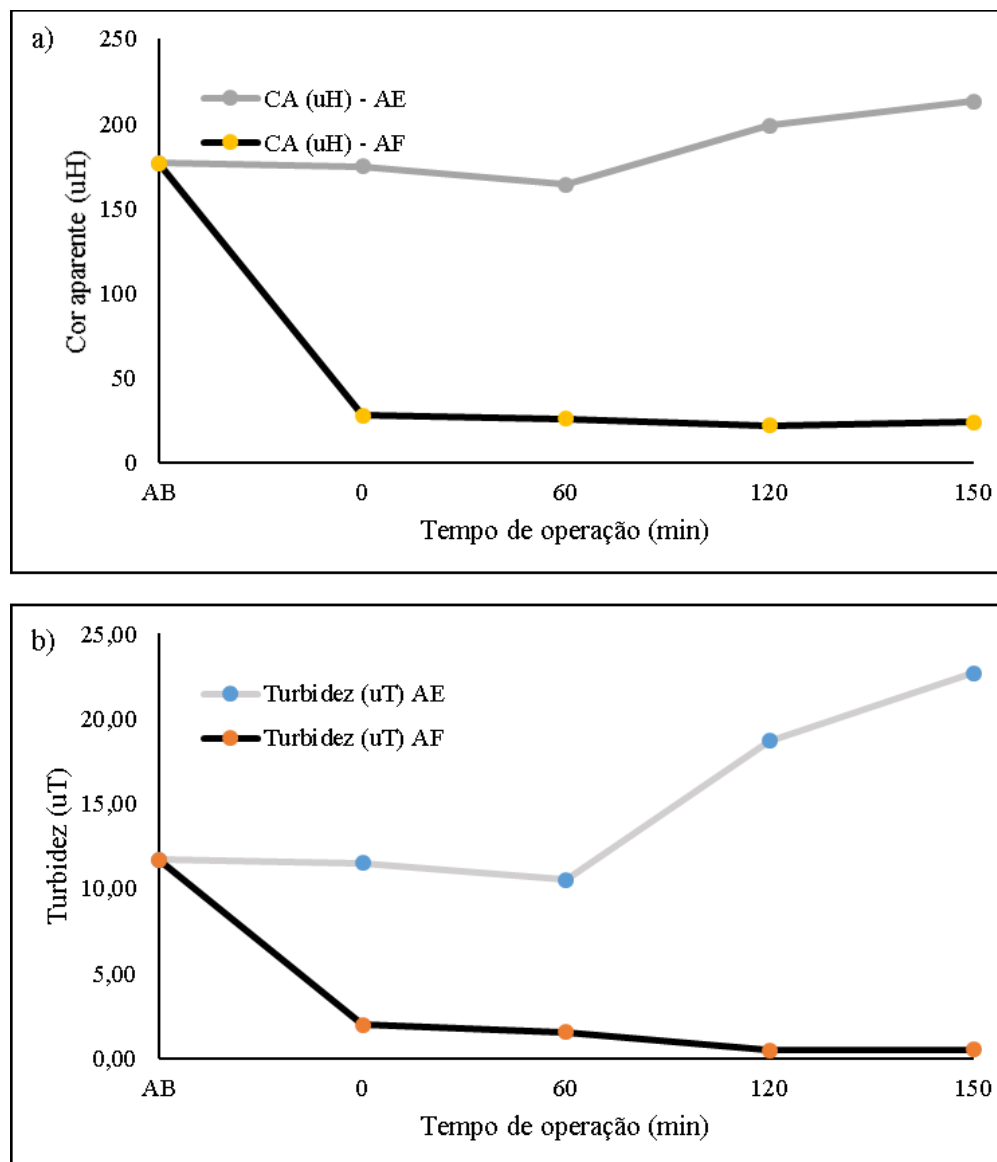
Figura 57 - Valores da média da triplicata dos valores de Absorbância UV e COD da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema e piloto operando de forma integrada (Condições operacionais eletroflotação $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia e antracito)



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Legenda: a) Comportamento do parâmetro COD ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia e antracito; b) Comportamento do parâmetro Absorbância UV 254nm ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia e antracito.

Figura 58 - Valores da média da triplicata dos valores de Cor aparente e turbidez da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada (Condições operacionais eletroflotação: $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia e antracito)



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

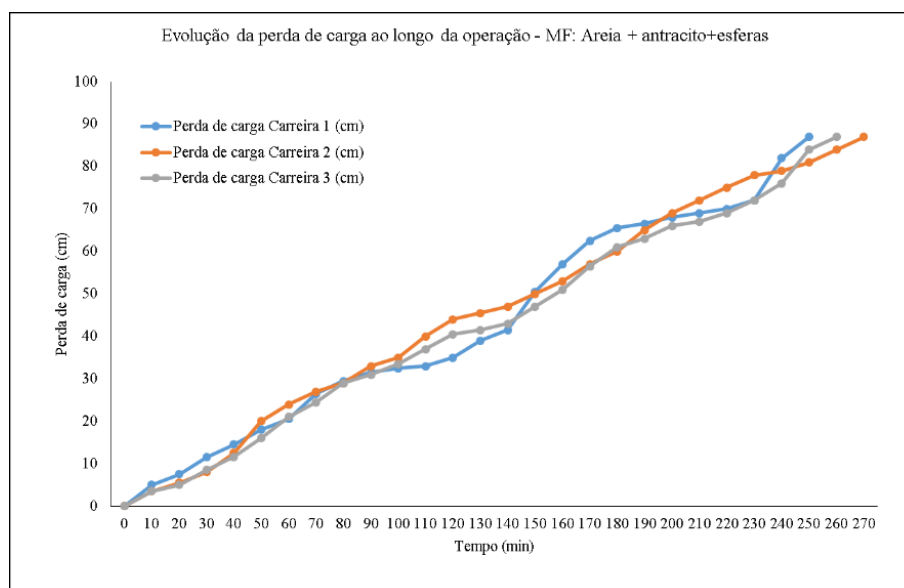
Legenda: a) Comportamento do parâmetro cor aparente ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia e antracito; b) Comportamento do parâmetro turbidez ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia e antracito.

5.13 ELETROFLOTAÇÃO COM FILTRO DE CAMADA TRIPLA DE AREIA, ANTRACITO E ESFERAS DE ABS OU POLIESTIRENO

A terceira configuração utilizada de meios filtrantes foi a areia combinada com antracito e esferas de ABS. Assim como as outras configurações avaliadas, foi operado o sistema piloto até que a perda de carga máxima de 0,87m (altura da coluna) fosse atingida. Para a eletroflotação foram utilizadas as taxas ótimas de operação obtidas nos ensaios anteriores $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ taxa de escoamento e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica.

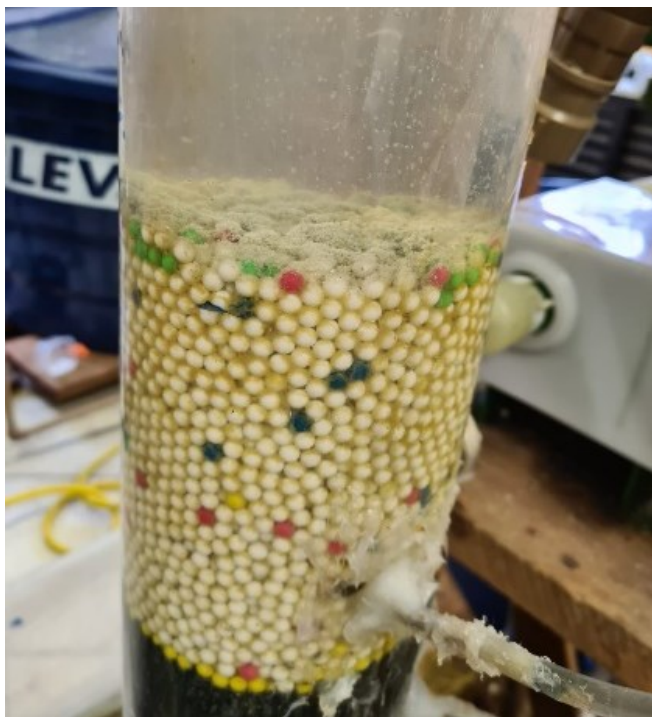
Conforme pode ser observado na figura 59, o ensaio com triplo meio filtrante ocorreu por aproximadamente 260 min de operação. Com a tripla camada se observou uma maior distribuição dos sólidos suspensos retidos no filtro ao longo do meio filtrante, comparando-a com as demais configurações utilizadas. Com essa configuração observa-se uma evolução de perda de carga mais constante, quando comparado com os outros meios filtrantes avaliados, isso se deve ao fato desta configuração proporcionar uma retenção dos sólidos suspensos ao longo do leito filtrante, conforme pode ser observado na Figura 60.

Figura 59 - Evolução da perda de carga ao longo da operação – Meio filtrante: Areia combinado com carvão antracito e esferas de ABS - Carreira de filtração e avaliação de perda de carga piezométrica ao longo do tempo de operação



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 60 - Retenção de partículas em suspensão e sedimentação da espuma sobre o meio filtrante areia, carvão antracito e esferas de ABS

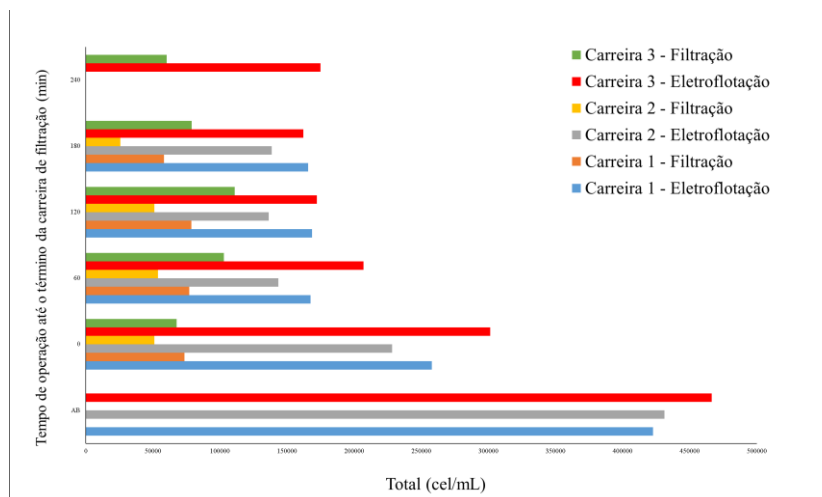


Fonte: Do autor (2020).

Entretanto, mesmo apresentando resultados de carreira de filtração de maior duração quando comparado as demais configurações, o sistema teve uma duração de carreira curta quando comparado com um sistema convencional, que deve ser no mínimo de 24 horas (CRITTENDEN *et al.*, 2012; DI BERNARDO; DANTAS, 2005). Também foi observado que com o decorrer da operação do sistema, a espuma, formada na parte superficial do sobrenadante começou a ficar mais espessa e precipitar sobre o meio filtrante, proporcionando o encerramento da carreira de filtração.

Em relação a performance de remoção de cianobactérias, a água bruta apresentou média de $4,40 \times 10^5$ cel mL⁻¹. A performance do sistema apresentou uma eficiência de remoção média da ordem de 64% ($1,57 \times 10^5$ cel mL⁻¹) para eletroflotação e 94% ($2,49 \times 10^4$ cél mL⁻¹) após a filtração granular descendente para o tempo avaliado, conforme pode ser observado na Figura 61.

Figura 61 - Gráfico da média da triplicata dos valores de cianobactérias da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema piloto operando de forma integrada com meio filtrante areia, antracito e esferas de ABS ($100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia, antracito e esferas de ABS)



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Por sua vez, em relação aos demais parâmetros físicos e químicos avaliados os resultados em triplicata estão sintetizados e apresentados na Tabela 15.

Tabela 15 - Valores da média da triplicata dos parâmetros avaliados da água produzida pelo sistema integrado em função da duração da carreira de filtração (Condições operacionais eletroflotação: $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia, antracito e esferas ABS)

Parâmetro	AB	AE0	AE60	AE120	AE180	AE240	AE260
COD (mg L^{-1})	10,08	10,12	10,02	9,76	10,79	11,24	11,36
ABS (UV-254nm)	0,1	0,08	0,05	0,05	0,07	0,11	0,1
CA (uH)	79	75	89	101	109	118	113
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	120,4	117,7	140,6	215	148,6	168,5	167
pH	7,97	7,45	7,64	7,09	7,8	7,34	7,81
temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	23,2	23	23,3	23,9	24,5	25,3	25,3
Turbidez (uT)	5,53	5,4	8,61	11,74	13,46	15,2	15,31
Parâmetro	AB	AF0	AF60	AF120	AF180	AF240	AF260
COD (mg L^{-1})	10,08	9,94	9,01	8,53	7,45	6,48	6,33
ABS (UV-254nm)	0,1	0,08	0,08	0,1	0,09	0,07	0,07
CA (uH)	79	49	23	19	17	27	31
Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	120,4	94,4	153,7	130,3	138,8	186,2	177,8
pH	7,97	7,41	7,45	7,24	7,78	7,77	7,74
temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	23,2	23,1	23,4	23,6	23,7	23,9	23,9
Turbidez (uT)	5,53	4,9	1,09	0,87	0,81	1,1	1,32

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Nota: AB- água bruta; AE0 – água eletroflotada tempo 0; AE60 – água eletroflotada tempo 60; AE120 – água eletroflotada tempo 120; AE180 – água eletroflotada tempo 180; AE240 – água eletroflotada tempo 240; AEF – água eletroflotada ao término da carreira; AF0 – água filtrada tempo 0; AF60 – água filtrada tempo 60;

AF120 – água filtrada tempo 120; AF180 – água filtrada tempo 180; AF240 – água filtrada tempo 240; AFF – água filtrada ao término da carreira de filtração.

Conforme pode ser observado na Tabela 15, o valor do pH teve uma redução quando comparado ao valor da água bruta na água tratada pelo sistema de eletroflotação. Para a eletroflotação o valor teve uma redução de 2% enquanto que para a água filtrada apresentou uma redução de 6% quando comparado ao valor da água bruta. A manutenção de um pH praticamente estável ao longo do tempo de operação se deve ao fato de que a formação da quantidade de produtos gerados no cátodo e no ânodo estão em equilíbrio, ou seja, as espécies de ion hidroxila (OH^\ominus) geradas no ânodo e as espécies de ion H^+ geradas no cátodo são equivalentes (GAO *et al.*, 2010).

Por sua vez a temperatura do sistema apresentou um acréscimo em relação a água bruta de 2,1 °C ao término da carreira de filtração. Esse comportamento se deve ao fato da dissipação da energia para o meio aquoso devido ao efeito Joule, ou seja, a transferência do calor gerado pela passagem da corrente pelos eletrodos para o meio aquoso (GHERNAOUT; ELBOUGHDIRI; ALGHAMDI, 2019; LARUE *et al.*, 2003). Pode se observar que essa carreira foi a com o maior tempo de duração o que pode ter contribuído para o aumento da temperatura ao longo do tempo. Por sua vez, em relação ao parâmetro condutividade elétrica observa-se que não houve variação significativa ao longo do tempo de operação pela água produzida pelo sistema.

Em relação a cor aparente e turbidez, o sistema integrado apresentou comportamento semelhante as demais configurações de meio filtrante utilizadas, ou seja, um aumento na água produzida pela eletroflotação nos valores de ambos os parâmetros com o decorrer do tempo de operação. Conforme já explicado anteriormente, o processo de colmatação do meio filtrante, provoca um aumento das partículas suspensas na água eletroflotada com o decorrer do tempo, esse aumento de partículas em suspensão acaba por prejudicar a performance do sistema em relação ao tempo de operação. Com o passar do tempo a espuma sobrenadante torna-se mais espessa e começa a precipitar sobre a área superficial do meio filtrante. Por sua vez, em relação a água após a passagem pelo meio filtrante observa-se uma redução de valor para os parâmetros turbidez e cor aparente.

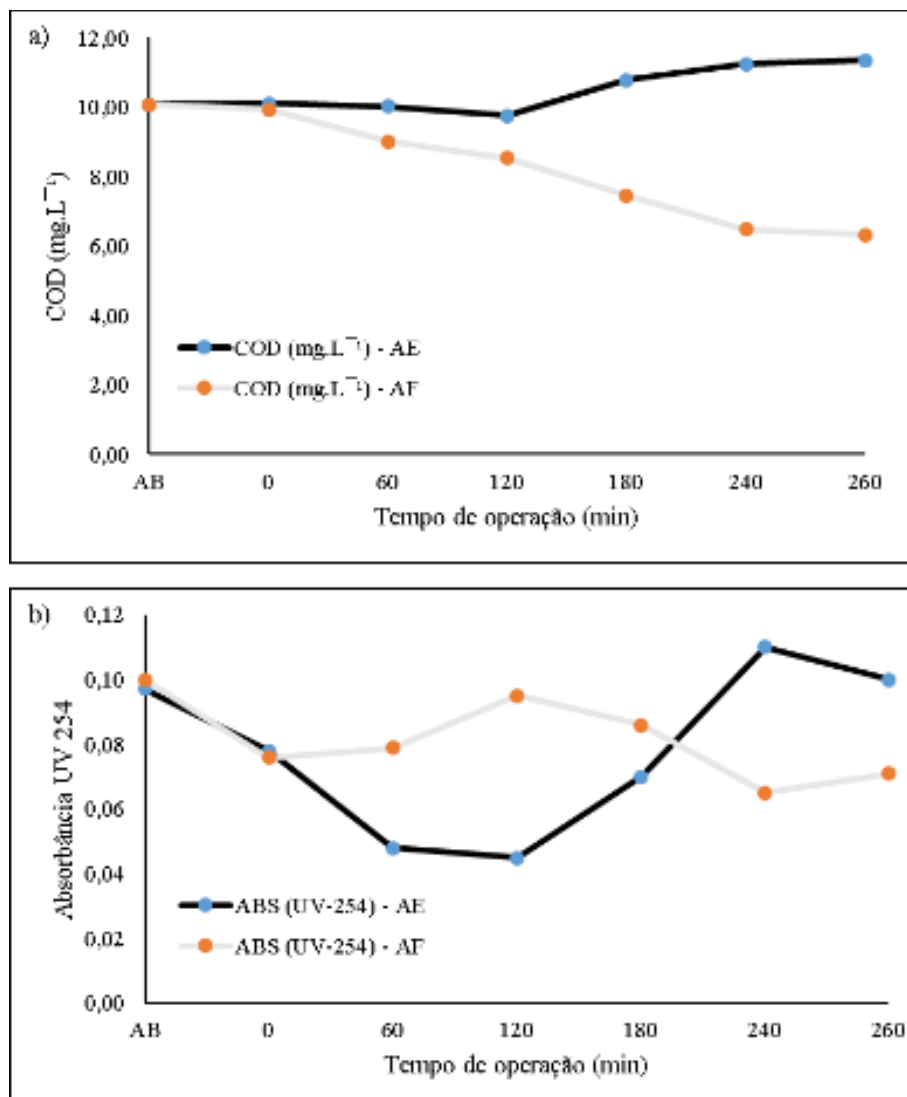
Em relação a eletroflotação a cor aparente teve um aumento de 79 para 113 uH enquanto que a turbidez teve um aumento de 5,53 uT para 15,31 uT. Por sua vez

a água após passagem pelo filtro, os parâmetros apresentaram redução de 5,53 uT para 1,32 uT para turbidez e 79 uH para 31 uH para cor aparente. Outro ponto importante observado nesta configuração para os parâmetros turbidez e cor aparente em relação a água após passagem pelo sistema granular descendente, é um aumento nos valores de ambos os parâmetros, sugerindo o início do processo de transpasse notado a partir dos 240 min da operação (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Assim como na primeira configuração, os parâmetros COD e ABS UV-254nm apresentaram um aumento ao término da carreira de filtração para a eletroflotação. Esses resultados indicam uma possível formação de subprodutos orgânicos devido ao processo de eletrólise (BRILLAS; SIRÉS; OTURAN, 2009; GARCIA-SEGURA; CAVALCANTI; BRILLAS, 2014). Por sua vez, em relação a filtração são observados redução nos valores em relação a água bruta demonstrando a remoção parcial de partes dos compostos dissolvidos pelo filtro granular. Neste sentido a eletroflotação apresentou aumento nos valores de ABS UV-254nm de 10% (0,1 para 0,11) e 13% (10,08 mg L⁻¹ para 11,36 mg L⁻¹) para COD respectivamente. Por sua vez, a água após passagem pela filtração granular descendente apresentou redução dos valores de Abs UV-254nm de 30% (0,1 para 0,07) e 28% (10,08 mg L⁻¹ para 6,33 mg L⁻¹) de COD respectivamente. O comportamento dos resultados obtidos ao longo do tempo de operação pode ser observado nas Figuras 62 e 63.

Apesar da combinação dos meios filtrantes granulares apresentarem uma maior duração na carreira de filtração e uma maior profundidade em relação as demais configurações, esta configuração também apresentou um encerramento precoce da carreira de filtração.

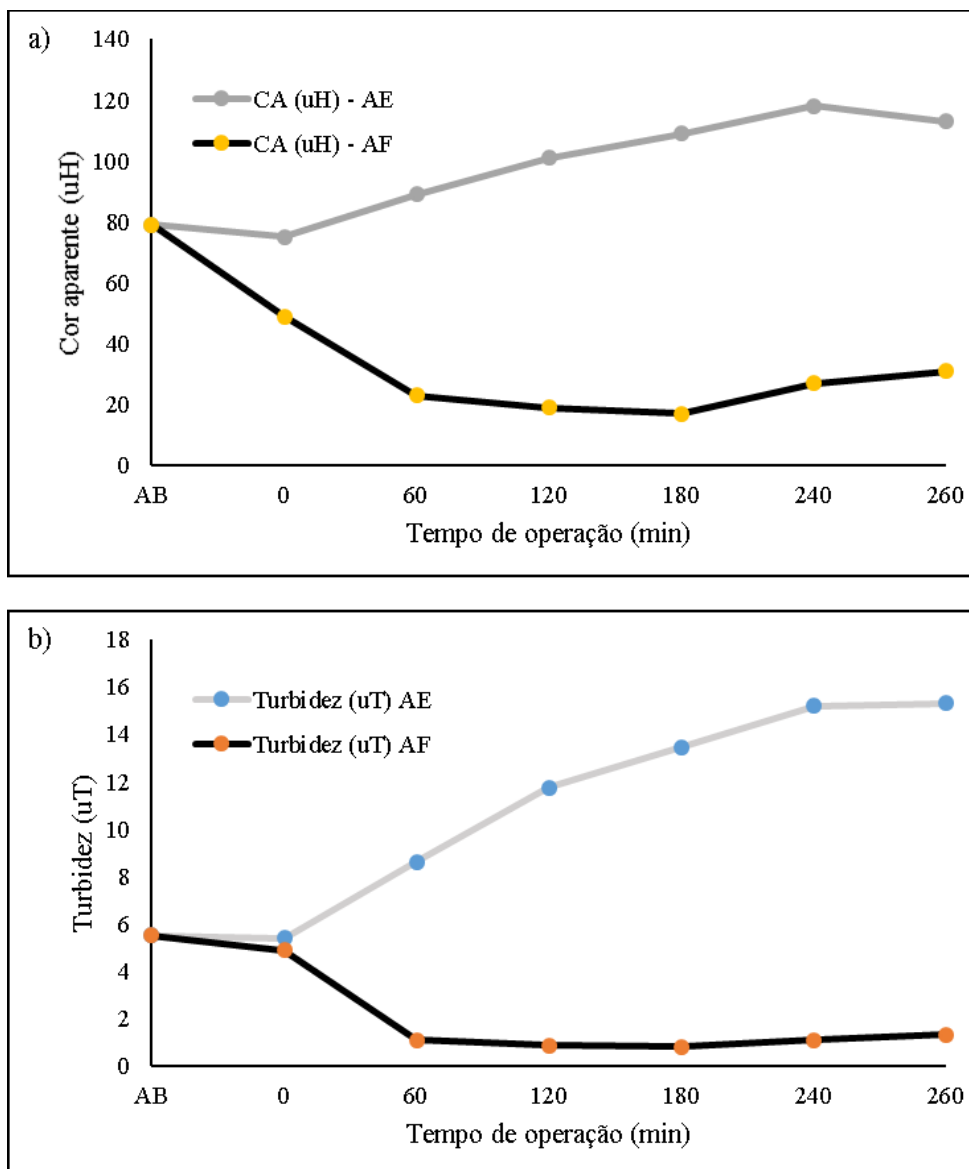
Figura 62 - Valores da média da triplicata dos valores de Absorbância UV-254nm e COD da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema e piloto operando de forma integrada (Condições operacionais eletroflotação: $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia, antracito e esferas de ABS)



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Legenda: a) Comportamento do parâmetro COD ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia e antracito; b) Comportamento do parâmetro Absorbância UV 254nm ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia, antracito e esferas de ABS.

Figura 63 - Valores da média da triplicata dos valores de turbidez e cor aparente da água de estudo em função do tempo de tratamento, para o sistema e piloto operando de forma integrada (Condições operacionais eletroflotação: $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica – Meio filtrante empregado: areia, antracito e esferas de ABS)



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Legenda: a) Comportamento do parâmetro cor aparente ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia e antracito; b) Comportamento do parâmetro turbidez ao longo do tempo de operação do sistema piloto para água bruta e eletroflotada e água após passagem na filtração granular descendente para o meio filtrante areia, antracito e esferas de ABS.

5.14 RETROLAVAGEM DO SISTEMA INTEGRADO

O processo de retrolavagem foi realizado após o término da carreira de filtração. Neste sentido, foi realizado o processo de retrolavagem de forma ascensional para as três configurações distintas utilizadas, areia, areia e antracito e areia, antracito e esferas de ABS. Os parâmetros analisados foram cor aparente e turbidez. A variação dos parâmetros avaliados, antes e após a retrolavagem podem ser observados na Tabela 16.

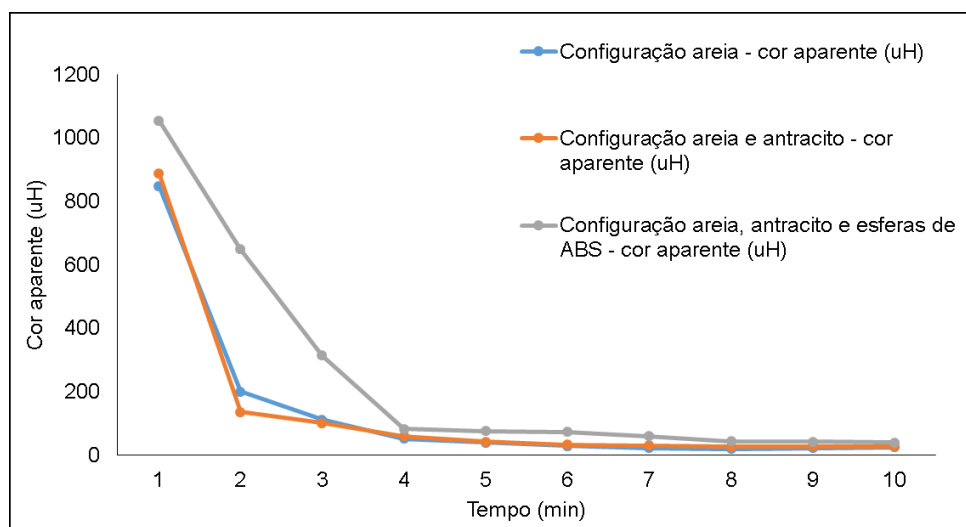
Tabela 16 - Médias das triplicatas dos valores de cor aparente e turbidez, da água de lavagem antes e após o processo de retrolavagem com duração de 10 min

Tempo (min)	Configuração areia		Configuração areia e antracito		Configuração areia, antracito e esferas	
	Cor aparente (uH)	Turbidez z (uT)	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)	Cor aparente (uH)	Turbidez (uT)
0	848	70,9	888	77,5	1054	143,2
10	24	1,4	27	1,1	39	4,3
Redução (%)	97%	98%	97%	99%	96%	97%

Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

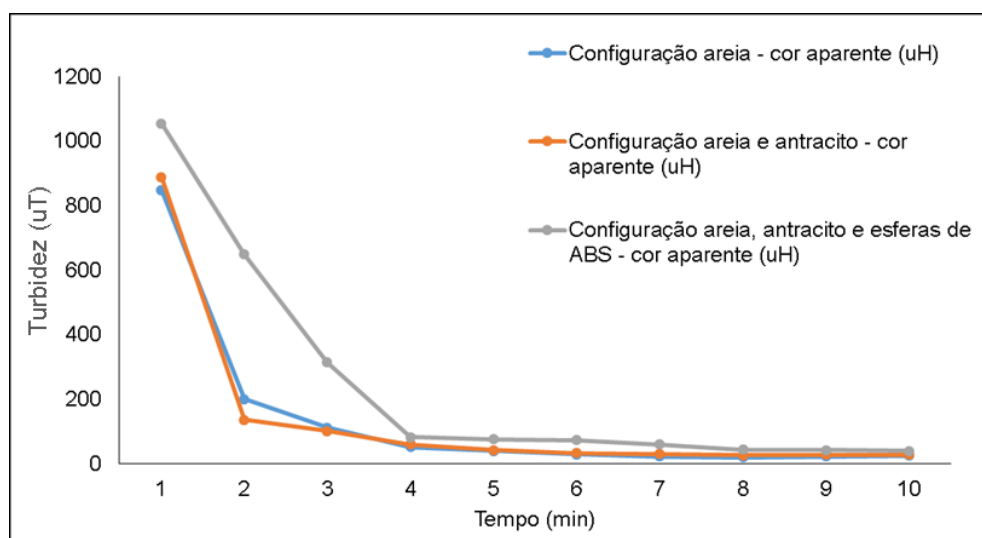
Conforme pode ser observado na Tabela 16, para todas as configurações os parâmetros apresentaram redução de 97% para cor aparente e 98% para a turbidez e antes e após a lavagem dos meios filtrantes. Entretanto, para a configuração com tripla camada de meio filtrante, observa-se que a turbidez apresentou um valor mais elevado que as demais configurações ao longo dos 10 min de retrolavagem. Com isso pode-se perceber que o tempo de 10 min não foi o suficiente para realizar a limpeza do meio filtrante ou a expansão utilizada para os três meios filtrantes em conjunto não foi adequada para a limpeza eficiente do meio filtrante. A evolução dos parâmetros turbidez e cor aparente para as três configurações distintas avaliadas pode ser observado na Figura 64 e 65.

Figura 64 - Variação da cor aparente ao longo do processo de retrolavagem para as três configurações utilizadas. Tempo de operação da retrolavagem: 10 min



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Figura 65 - Variação da turbidez aparente ao longo do processo de retrolavagem para as três configurações utilizadas. Tempo de operação da retrolavagem: 10 min



Fonte: Elaborada pelo autor (2023).

Conforme pode ser observado nas Figuras 64 e 65, a configuração com tripla camada apresenta uma redução acentuada nos 4 min iniciais de retrolavagem, enquanto que as demais configurações apresentam redução destes parâmetros com 2 min de retrolavagem. Também pode-se observar que a configuração tripla não apresenta um resultado estável ao final dos 10 min de retrolavagem. Por sua vez, as demais configurações apresentam estabilidade dos parâmetros após 7 minutos de retrolavagem, indicando que a retrolavagem com 10 min foi adequada para a limpeza do meio filtrante.

6 CONCLUSÃO

Por meio dos resultados obtidos pode-se perceber que o sistema de eletroflotação apresentou remoção dos parâmetros avaliados em relação a água bruta utilizada.

O planejamento experimental se mostrou adequado com os resultados confirmados por meio da ANOVA com intervalo de confiança de 95%. Com auxílio do planejamento experimental foram obtidas os POO utilizados de $100,06 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ taxa de escoamento superficial e $72,10 \text{ A m}^{-2}$ de densidade de corrente elétrica. O sistema operando como unidade única de pré-tratamento, ou seja, a eletroflotação exclusivamente, alcançou redução de 55% para turbidez, 52% para cor aparente, 41% para COD ao final dos 360 min de operação. Em relação ao pH e a temperatura o sistema apresentou um aumento dos valores desses parâmetros ao final do tratamento devido ao efeito joule para a temperatura e a geração do radical hidroxila OH° para o pH, entretanto esses valores tiveram um pequeno acréscimo ao final do tratamento. Em relação a remoção de cianobactérias, o sistema apresentou redução de 97% de indivíduos ao final do tratamento, sendo que as cianobactérias grandes foram os indivíduos que mais sofreram redução quando comparadas as cianobactérias médias e pequenas, ou seja, que possuíam tamanho de filamentos menores. Isso sugere que os filamentos foram quebrados sendo transformados em filamentos de menor tamanho ao longo do tempo ou que a eletroflotação foi mais eficiente na remoção de tamanho de filamentos grandes. Na água bruta os filamentos grandes representavam 34% dos filamentos da amostra enquanto que ao final do tratamento representavam apenas 6% dos indivíduos.

Em relação a observação das amostras referente a viabilidade celular, foi possível visualizar a diferença entre a estrutura celular dos organismos antes e após o processo de eletroflotação. Assim, os resultados apontam que a exposição dos organismos a densidade da corrente elétrica causou a formação de poros na membrana celular os quais permitiram o “vazamento” do conteúdo celular para o meio extracelular. Foi possível identificar que os organismos avaliados após a eletroflotação não apresentavam mais seu conteúdo celular interno presente, enquanto que os organismos observados na água bruta apresentavam os componentes preservados. Além da alteração da estrutura celular dos microrganismos, sugere-se que o

tratamento por eletroflotação teve uma ação dupla em relação a viabilidade celular dos microrganismos, uma vez que a abertura dos poros em conjunto com a geração do radical hidroxila potencializa o efeito da corrente elétrica em relação a quebra da parede celular dos indivíduos expostos ao tratamento. Apesar das imagens sugerirem um possível vazamento do conteúdo intracelular, não foram identificadas cianotoxinas nem na bruta, tampouco na água produzida pelo sistema, no que se refere a presença de cilindrospermopsina, saxitoxina e microcistina.

Avaliou-se, por meio do teste de fitotoxicidade, se a água produzida pelo sistema apresentava algum efeito negativo em relação a sementes da espécie *Lactuca sativa*. Conforme pode ser observado, a água produzida pelo sistema não indicou ser tóxica em relação ao organismo observado, apresentando taxa de germinação acima de 80% em relação ao controle. Para a inibição do desenvolvimento do hipocótilo o comprimento do controle positivo foi de 27,4 mm com desvio padrão de 0,73. Por sua vez os hipocótilos apresentaram baixa inibição em comparação com o controle observado variando de 3% a 22%. Em relação ao desenvolvimento da radícula o comprimento do controle positivo foi de 20,13 mm com desvio padrão de 1,17. As radículas observadas na água eletroflotada não apresentaram inibição em relação ao controle utilizado. Assim, nesta pesquisa, a água eletroflotada não promoveu aspectos negativos ao desenvolvimento das plantas de *Lactuca sativa*. Deve-se ressaltar que conforme observado na bibliografia a restrição ao desenvolvimento da planta de *Lactuca Sativa* devido a presença de fitotoxicidade carece de estudos e é dependente de vários fatores como o tipo de toxina e concentração da mesma e também o tipo de indivíduo submetido a toxina, idade de maturação da planta, entre outros.

Por fim, a integração dos processos em unidade única, ou seja, eletroflotação seguido de filtro granular descendente apresentaram carreiras de filtração com médias de 100, 150 e 260 min respectivamente, enquanto a carreira de filtração mínima sugerida é de no mínimo 24 h. Além da carreira de filtração, a unificação dos processos em unidade única modificou o funcionamento do sistema, uma vez que a formação da espuma se intensificou e possibilitou a deposição de materiais do lodo sobre a parte superficial do meio filtrante, neste sentido a unidade de eletroflotação teve o aumento por parte dos parâmetros avaliados enquanto que a filtração granular apresentou redução dos parâmetros avaliados. Ficou evidente que com a integração

dos processos existe a necessidade de um sistema para remover o material flotado de forma constante, uma vez que a precipitação da espuma sobre o material filtrante prejudicou a aplicação da técnica em unidade única. Entretanto, observa-se que a aplicação da camada tripla proporcionou uma maior carreira de filtração em relação a camada única ou a dupla camada.

Assim, conclui-se que a pesquisa proposta apresentou resultados expressivos entre os objetivos desenvolvidos, uma vez que a operação do sistema com os POO mostrou eficiência na remoção de células de cianobactérias e demais parâmetros para a eletroflotação com a produção de água sem a presença de toxicidade, para os parâmetros avaliados e sem a presença de cianotoxinas. Entretanto, a integração entre os processos resultou em um sistema com carreiras curtas de filtração quando comparada a valores encontrados na bibliografia, sendo necessário mudanças estruturais no sistema proposto ou a operação individual das etapas de eletroflotação e filtração granular descendente.

7 RECOMENDAÇÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

Recomenda-se para futuras pesquisas:

- Promover a mudança estrutural no sistema piloto, principalmente no desenvolvimento de um sistema de remoção do material flotado sobrenadante com intuito de evitar que o material precipite sobre o meio filtrante e ocasione o encerramento precoce da carreira de filtração do sistema integrado;

- Avaliar o rompimento da parede celular dos indivíduos por meio da Microscopia eletrônica de varredura, principalmente visando identificar a formação de poros e/ou rompimento da parede celular;

- Realizar a avaliação de toxicidade com outros organismos, além da espécie *Lactuca Sativa*, uma vez que a susceptibilidade do organismo a água produzida é variável de organismo para organismo;

- Avaliar o consumo do material dos eletrodos ao longo do tempo;

- Avaliar a liberação de metais na água produzida pelo sistema de eletroflotação;

- Promover a avaliação da técnica de eletroflotação para diferentes concentrações de cianobactérias;

- Promover a produção de água com toxina para verificar se a técnica de eletroflotação possibilita a remoção ou redução destes metabólitos secundários.

REFERÊNCIAS

AFZAL, A. *et al.* Anatoxin-a degradation by Advanced Oxidation Processes: Vacuum-UV at 172 nm, photolysis using medium pressure UV and UV/H₂O₂. **Water Res.** Oxford, v. 44, n. 1, p. 278-286, Jan. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135409006046>. Acesso em: 29 maio 2022.

AHMED, M.T. *et al.* Efficiency of a pretreatment by electrocoagulation with aluminum electrodes in a nanofiltration treatment of polluted water. **Procedia Eng.** Maryland Heights, v. 33, p. 465-474, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.01.1226>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S187770581201257X>. Acesso em: 29 maio 2022.

AKINLAJA, J.; SACHS, F. The breakdown of cell membranes by electrical and mechanical stress. **Biophys. J.** Cambridge, v. 75, n. 1, p. 247-254, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3495\(98\)77511-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3495(98)77511-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006349598775113>. Acesso em: 29 maio 2022.

ÁLVAREZ-ROMERO, J.G. *et al.* A novel approach to model exposure of coastal-marine ecosystems to riverine flood plumes based on remote sensing techniques. **J. Environ. Manage.** v. 119, p. 194–207, Apr. 2013. DOI: [10.1016/j.jenvman.2013.01.036](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.036). Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23500022/>. Acesso em: 29 maio 2022.

ALAM, R. **Fundamentals of electro-flotation and electrophoresis and applications in oil sand tailings management.** 2015. 289p. Thesis (Doctor of Philosophy)- Program Civil and Environmental Engineering, University of Western Ontario. London, Ontario, Canada, 2015. Disponível em: <https://ir.lib.uwo.ca/etd/3269>. Acesso em: 29 maio 2022.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); LETTERMAN, R. D. **Water quality and treatment: a handbook of community water supplies.** 5th. ed. New York: McGraw-Hill Inc., 1999. p. 1231. Disponível em: http://www.aeb-water.com/book/water_quality_and_treatment.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

AN, J. *et al.* A novel electro-coagulation-Fenton for energy efficient cyanobacteria and cyanotoxins removal without chemical addition. **J. Hazard. Mater.**, v. 365, p. 650-658, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.058>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389418310847>. Acesso em: 29 maio 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7181:** Solo: Análise granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro/RJ, dez. 1984.

AZEVEDO, S. M. F. *et al.* Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru - Brazil. **Toxicology**, v. 181-182, p. 441-446, 27 Dec. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(02\)00491-2](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(02)00491-2). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300483X02004912>. Acesso em: 29 maio 2022.

BAIERLE, F. *et al.* Biomass from microalgae separation by electroflotation with iron and aluminum spiral electrodes. **Chem. Eng. J.** Amsterdam, v. 267, p. 274-281, May 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.01.031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894715000601>. Acesso em: 29 maio 2022.

BAKHEET, B. *et al.* Electrochemical inactivation of *Cylindrospermopsis raciborskii* and removal of the cyanotoxin cylindrospermopsin. **J. Hazard. Mater.**, v. 344, p. 241-248, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389417307732>. Acesso em: 29 maio 2022.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Planejamento e otimização de experimentos**. 2. ed. Campinas: Editora da UNICAMP, 1996. 299p.

BEER, A. S. **Brain of the Firm**. Allen Lane, Londres: The Penguin Press, 1972.

BERNEY, M. *et al.* Assessment and interpretation of bacterial viability by using the LIVE/DEAD BacLight kit in combination with flow cytometry. **Appl. Environ. Microbiol.** Washington, DC, v. 73, n. 10, p. 3.283-3.290, May 2007. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.02750-06>. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1907116/>. Acesso em: 29 maio 2022.

BHASKAR RAJU, G.; KHANGAONKAR, P. R. Electroflotation: a critical review. **Transactions of the Indian Institute of Metals**, v. 37, n. 1, p. 59-66, Feb. 1984. Disponível em: https://eprints.nmlindia.org/4002/1/IIM_1984.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. *et al.* Phytotoxicity associated to microcystins: a review. **Braz. J. Biol.**, v. 74, n. 4, p. 753-760, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.06213> Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/vgPrLyPQK7gwpnwXmBR9QGy/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 29 maio 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 888/GM/MS, de 04 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, ed. 85, p. 127, 07 maio 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 29 maio 2022.

BRILLAS, E.; SIRÉS, I.; OTURAN, M. A. Electro-fenton process and related electrochemical technologies based on fenton's reaction chemistry. **Chem. Rev.**, v. 109, n. 12, p. 6.570-6.631, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1021/cr900136g>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/cr900136g>. Acesso em: 29 maio 2022.

BRYANT, D. A. **The molecular biology of cyanobacteria**. Dordrecht; Boston: Kluwer Academic Publishers, 2004. v. 2

CARMICHAEL, W. W. The Cyanotoxins. **Adv. Bot. Res.** New York, v. 27, p. 211-256, jan. 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2296\(08\)60282-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2296(08)60282-7).

CARMICHAEL, W. W.; BOYER, G. L. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. **Harmful Algae**. Amsterdam; New York, v. 54, p. 194-212, Apr. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.02.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568988316300300>. Acesso em: 29 maio 2022.

CARVALHO NETO, R. G. *et al.* Microalgae harvesting and cell disruption: a preliminary evaluation of the technology electroflotation by alternating current. **Water Sci. Technol.** Oxford; New York, v. 70, n. 2, p. 315-320, 2014. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2014.220>.

CASTENHOLZ, R. W. *et al.* Phylum BX. Cyanobacteria: oxygenic photosynthetic bacteria. In: BOONE, D. R.; CASTENHOLZ, R. W.; GARRITY, G. M. (ed.). **Bergey's Manual of Systematic Bacteriology**. 2nd. ed. New York: Springer, 2001. p. 473-599. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-0-387-21609-6_27. Acesso em: 29 maio 2022.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Sep.-Purif. Technol.** Amsterdam; New York, v. 38, n. 1, p. 11-41, Jul. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586603002636>. Acesso em: 29 maio 2022.

CHEN, R. X.; LI, Y.; HE, H.J. Mini-review on Bubbfil spinning process for mass-production of nanofibers. **Matéria**. Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 325-344, dez. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1517-70762014000400002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rmat/a/ZwHtzDBz7ckrxCfPKMJZ8Ss/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 29 maio 2022.

CHEN, L. *et al.* TiO₂ photocatalytic degradation and detoxification of cylindrospermopsin. **J. Photochem. Photobiol. A-Chem.** Lausanne, v. 307-308, p. 115-122, Jul.-Aug. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2015.03.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1010603015000921>. Acesso em: 29 maio 2022.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L. Novel electrode system for electroflotation of wastewater. **Environ. Sci. Technol.** Washington, DC, v. 36, n. 4, p. 778-783, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1021/es011003u>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es011003u>. Acesso em: 29 maio 2022.

CHEUNG, M. Y.; LIANG, S.; LEE, J. Toxin-producing cyanobacteria in freshwater: a review of the problems, impact on drinking water safety, and efforts for protecting public health. **J. Microbiol.** Seoul, v. 51, n. 1, p. 1-10, 2013. DOI: 10.1007/s12275-013-2549-3. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12275-013-2549-3>. Acesso em: 29 maio 2022.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. (ed.). **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.** London: CRC Press, 1999. Disponível em: <https://www.who.int/publications/m/item/toxic-cyanobacteria-in-water-a-guide-to-their-public-health-consequences-monitoring-and-management>. Acesso em: 28 fev. 2019.

CLARK, J. M. *et al.* Satellite monitoring of cyanobacterial harmful algal bloom frequency in recreational waters and drinking water sources. **Ecol. Indic.** New York, v. 80, p. 84-95, Sep. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.046>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X17302194>. Acesso em: 29 maio 2022.

CODD, G. A. *et al.* Analysis of cyanobacterial toxins by physicochemical and biochemical methods. **J. AOAC Int.** Oxford, v. 84, n. 5, p. 1.626-1.635, Sep.-Oct. 2001. DOI: 10.1093/jaoac/84.5.1626. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/11747961>. Acesso em: 29 maio 2022.

COMNINELLIS, C.; CHEN, G. **Electrochemistry for the environment.** New York: Springer, 2010. p. 563.

CORBEL, S. *et al.* Evaluation of phytotoxicity and ecotoxicity potentials of a cyanobacterial extract containing microcystins under realistic environmental concentrations and in a soil-plant system. **Chemosphere.** Oxford; New York, v. 128, p. 332-340, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653515001101?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

COSTA, C. R. *et al.* Electrochemical treatment of tannery wastewater using DSA@electrodes. **J. Hazard. Mater.** Amsterdam, v. 153, n. 1-2, p. 616-627, May 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389407012903>. Acesso em: 29 maio 2022.

CLEASBY, J.; WOODS, C. Intermixing of dual media and multimedia granular filters. **AWWA**, v. 67, n. 4, p. 197-203, 1975.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Quim. Nova**, v. 27, n. 3, p. 387-392, 2004. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/NkK9x3zwRwhgQjwKWnQgzgN/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 29 maio 2022.

CRITTENDEN, J. C. *et al.* **MWH's water treatment: principles and design**. 3th ed. New York: Wiley, 2012. p. 1.920.

DALSASSO, R. L. **Floculação em meio Granular, Descendente no Tratamento de Água para Abastecimento**. 2005. 254p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis/SC, 2005.

DAMAZIO, C. M.; SILVA E SILVA, L. H. Cianobactérias em esteiras microbianas coliformes da Lagoa Pitanguinha, Rio de Janeiro, Brasil. **Rev. Bras. Paleontol.** Rio de Janeiro, RJ, v. 9, n. 1, p. 165-170, jan./abr. 2006. Disponível em: https://www.sbpbrasil.org/revista/edicoes/9_1/Damazio.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

DE LA CRUZ, A. A. *et al.* A review on cylindrospermopsin: the global occurrence, detection, toxicity and degradation of a potent cyanotoxin. **Environ. Sci. Process. Impacts**. Cambridge, v. 15, n. 11, p. 1.979-2.003, Oct. 2013. DOI: 10.1039/c3em00353a. Disponível em: <https://pubs.rsc.org/en/content/articlepdf/2013/em/c3em00353a>. Acesso em: 29 maio 2022.

DI BERNARDO, L.; BRANDÃO, C. C. S.; HELLER, L. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003. p. 121. Disponível em: http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/aguas_de_abastecimento.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: RiMa, 2005.

DIMOGLO, A. *et al.* Electrocoagulation/electroflotation as a combined process for the laundry wastewater purification and reuse. **J. Water Process. Eng.** Amsterdam, v. 31, Art. n. 100.877, Oct. 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100877>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714418309292>. Acesso em: 29 maio 2022.

ELLIOTT, J. A. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. **Water Res.** Oxford, v. 46, n. 5, p. 1.364-1.371, Apr. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411007901>. Acesso em: 29 maio 2022.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. **J. Environ. Manage.** London; New York, v. 90, n. 5, p. 1.663-1.679, Apr. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479708003617>. Acesso em: 29 maio 2022.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Toxicological review of cyanobacterial toxins: cylindrospermopsin** (external review draft). Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-06/138, 2006. Disponível em: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=160547>. Acesso em: 29 maio 2022.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). National Service Center for Environmental Publications (NSCEP). **Cyanobacteria and cyanotoxins: information for drinking water systems**. Washington, DC, Sep. 2014. 11 p. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100KYDW.txt>. Acesso em: 20 fev. 2019.

ESEN, I. I. *et al.* Algae removal by sand filtration and reuse of filter material. **Waste Manag.** New York, v. 11, n. 1-2, p.59-65, 1991. DOI: [https://doi.org/10.1016/0956-053X\(91\)90298-J](https://doi.org/10.1016/0956-053X(91)90298-J). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0956053X9190298J>. Acesso em: 29 maio 2022.

ESTIFAEE, P. *et al.* Mechanism of E. coli inactivation by direct-in-liquid electrical discharge plasma in low conductivity solutions. **Sci. Rep.** London, v. 9, n. 1, Art. 2.326, 2019. DOI: 10.1038/s41598-019-38838-7. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6382884/>. Acesso em: 29 maio 2022.

FAGAN, R. *et al.* A review of solar and visible light active TiO₂ photocatalysis for treating bacteria, cyanotoxins and contaminants of emerging concern. **Mater. Sci. Semicond. Process.** Oxford; New York, v. 42, Part. 1, p. 2-14, fev. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2015.07.052>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1369800115300883>. Acesso em: 29 maio 2022.

FALCONER, I. R. An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreational water. **Environ. Toxicol.** New York, v. 14, n. 1, p. 5-12, Feb. 1999. DOI: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1522-7278\(199902\)14:1<5::AID-TOX3>3.0.CO;2-0](https://doi.org/10.1002/(SICI)1522-7278(199902)14:1<5::AID-TOX3>3.0.CO;2-0). Disponível em: . Acesso em: 29 maio 2022.

FAN, J. *et al.* The effects of various control and water treatment processes on the membrane integrity and toxin fate of cyanobacteria. **J. Hazard. Mater.** v. 264, p. 313-322, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.10.059>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438941300808X?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

FAWELL, J. K. *et al.* The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse: I microcystin-LR. **Hum. Exp. Toxicol.** London, v. 18, n. 3, p. 162-167, Mar. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1177/096032719901800305>. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/epdf/10.1177/096032719901800305>. Acesso em: 29 maio 2022.

FOLTZ, G. **Algae lysis with pulsed electric Fields**. 2012. 76 f. Master These (MS in Electrical Engineering) - California Polytechnic State University, San Luis Obispo, 2012. DOI: <https://doi.org/10.15368/theses.2012.45>. Disponível em: <https://digitalcommons.calpoly.edu/theses/732/>. Acesso em: 29 maio 2022.

FOTIOU, T. *et al.* Photocatalytic degradation of cylindrospermopsin under UV-A, solar and visible light using TiO₂, mineralization and intermediate products. **Chemosphere**. Oxford; New York, v. 19, Supl., p. S89-S94, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.045>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653514005311>. Acesso em: 29 maio 2022.

FOTIOU, T. *et al.* Photocatalytic degradation of cylindrospermopsin under UV-A, solar and visible light using TiO₂. Mineralization and intermediate products. **Chemosphere**. Oxford; New York, v. 119, p. S89-S94, Jan. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.045>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653514005311>. Acesso em: 29 maio 2022.

FRANCIS, G. Poisonous Australian lake. **Nature**. London, v. 18, p. 11-12, 1878. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/018011d0>. Acesso em: 29 maio 2022.

FREITAS, M. *et al.* Effects of microcystin-LR, cylindrospermopsin and a microcystin-LR/cylindrospermopsin mixture on growth, oxidative stress and mineral content in lettuce plants (*Lactuca Sativa*L.). **Ecotoxicol. Environ. Saf.** v. 116, p. 59-67, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651315000469?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

GAGET, V. *et al.* Cyanotoxins: which detection technique for an optimum risk assessment? **Water Res.** Oxford, v. 118, p. 227-238, jul. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.025>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135417302841?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

GAMA JUNIOR, W. A. **Cianobactérias unicelulares e coloniais de ambientes terrestres de áreas da Mata Atlântica no Estado de São Paulo, Brasil**. 2012. 172p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente) - Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2012. Disponível em: http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pgibt/2013/09/Watson_Arantes_Gama_JR_MS.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

GAO, S. *et al.* Electro-coagulation-flotation process for algae removal. **J. Hazard. Mater.** Amsterdam, v. 177, n. 1-3, p. 336-343, May 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.037>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389409020081?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

GARCIA, T. V. **Remoção de algas através da eletroflotação: tratamento eletrolítico seguido de filtração direta no tratamento de água de abastecimento.** 2002. 98 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/83184>. Acesso em: 29 maio 2022.

GARCIA, T. V. **Tratamento de água eutrofizada através da ozoflotação.** 2007. 134 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/90256>. Acesso em: 29 maio 2022.

GARCIA, T. V.; SENS, M. L.; MONDARDO, R. I. Removal of microalgae and cyanobacteria by electroflotation followed by filtration [remoção de microalgas e cianobactérias por eletroflotação seguido de filtração]. **Saneamento Ambiental XXII**, v. 174, p. 24-29, 2014.

GARCIA-SEGURA, S. *et al.* Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: a general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. **J. Electroanal. Chem.** Lausanne, v. 801, p. 267-299, Sep. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1572665717305337>. Acesso em: 29 maio 2022.

GARCIA-SEGURA, S.; CAVALCANTI, E. B.; BRILLAS, E. Mineralization of the antibiotic chloramphenicol by solarphotoelectro-Fenton: from stirred tank reactor to solar pre-pilot plant. **Appl. Catal. B.** New York, v. 144, p. 588-598, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2013.07.071>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926337313004992>. Acesso em: 29 maio 2022.

GHERNAOUT, D.; BENBLIDIA, C.; KHEMICI, F. Microalgae removal from Ghrib Dam (Ain Defla, Algeria) water by electroflotation using stainless steel electrodes. **Desalination Water Treat.** Hopkinton, v. 54, n. 12, p. 3.328-3.337, Sep. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.907749>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.1080/19443994.2014.907749>. Acesso em: 29 maio 2022.

GHERNAOUT, D.; ELBOUGHDIRI, N.; ALGHAMDI, A. Direct potable reuse: the Singapore NEWater project as a role model. **OALib**, v. 6, n. 12, p. 1-10, 2019. Disponível em: <https://www.scirp.org/journal/paperinformation.aspx?paperid=97435>. Acesso em: 29 maio 2022.

GHERNAOUT, D.; NACEUR, M. W.; GHERNAOUT, B. A review of electrocoagulation as a promising coagulation process for improved organic and inorganic matters removal by electrophoresis and electroflotation. **Desalination Water Treat.** Hopkinton, v. 28, n. 1-3, p. 287-320, Apr. 2011. DOI: <https://doi.org/10.5004/dwt.2011.1493>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.5004/dwt.2011.1493>. Acesso em: 29 maio 2022.

GIERLOTKA, D. *et al.* Production and properties of electrolytic Ni-P-TiO₂ composite layers. **J. Appl. Electrochem.** Dordrecht, v. 27, p. 1.349-1.354, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1018416927715>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1018416927715>. Acesso em: 29 maio 2022.

GOBLER, C. J. *et al.* Ocean warming since 1982 has expanded the niche of toxic algal blooms in the North Atlantic and North Pacific oceans. **Proc. Nat. Acad. Sci. USA.** Washington, DC, v. 114, n. 19, p. 4.975-4.980, May 2017. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1619575114>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.1619575114>. Acesso em: 29 maio 2022.

GOOGLE EARTH WEBSITE. Lagoa do Peri. Florianópolis, SC, 2018. Disponível em: <https://earth.google.com/web/search/Lagoa+do+peri/@-27.7327346,-48.5217179,3.5200924a,10288.29017864d,35y,301.32194814h,45t,0r/data=CngaThJiCiUweDk1MjcyNTlwZmY2NWY1YjE6MHhIOGlyYTI0MmZjNTE2YWVmGcRLJI3puzvAlbMoR1xbQ0jAKg1MYWdvYSBkbyBwZXJpGAlgASImCiQJfRn5iscDNkARehn5iscDNsAZJr3f8j4TOkAh9ii9iumNU8A>. Acesso em: 29 maio 2022.

GRIFFITHS, D. J.; SAKER, M. L. The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. **Environ. Toxicol.** v. 18, n. 2, p. 78-93, Apr. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1002/tox.10103>.

HAKIZIMANA, J. N. *et al.* Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination.** Amsterdam, v. 404, p. 1-21, Feb. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>. Disponível em: . Acesso em: 29 maio 2022.

HARKE, M. J. *et al.* A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. **Harmful Algae.** Amsterdam; New York, v. 54, p. 4-20, Apr. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568988315301773>. Acesso em: 29 maio 2022.

HASHIM, K. S. *et al.* Energy efficient electrocoagulation using baffle-plates electrodes for efficient *Escherichia Coli* removal from Wastewater. **J. Water Process Eng.** Amsterdam, v. 33, Art. 101.079, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.101079>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714419316654>. Acesso em: 29 maio 2022.

HE, X. *et al.* Kinetics and mechanisms of cylindrospermopsin destruction by sulfate radical-based advanced oxidation processes. **Water Res.** Oxford, v. 63, p. 168-178, Oct. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135414004333>. Acesso em: 29 maio 2022.

HE, X. *et al.* Destruction of microcystins (cyanotoxins) by UV-254 nm-based direct photolysis and advanced oxidation processes (AOPs): influence of variable amino acids on the degradation kinetics and reaction mechanisms. **Water Res.** Oxford, v. 74, p. 227-238, May 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135415000846>. Acesso em: 29 maio 2022.

HE, X. *et al.* Toxic cyanobacteria and drinking water: Impacts, detection, and treatment. **Harmful Algae.** Amsterdam; New York, v. 54, p. 174-193, Apr. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568988316300038?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

HE, X.; DE LA CRUZ, A. A.; DIONYSIOU, D. D. Destruction of cyanobacterial toxin cylindrospermopsin by hydroxyl radicals and sulfate radicals using UV-254 nm activation of hydrogen peroxide, persulfate and peroxymonosulfate. **J. Photochem. Photobiol. A Chem.** Lausanne, v. 251, p. 160-166, Jan. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2012.09.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1010603012004765>. Acesso em: 29 maio 2022.

HEIDMANN, I.; CALMANO, W. Removal of Ni, Cu and Cr from a galvanic wastewater in an electrocoagulation system with Fe- and Al-electrodes. **Sep. Purif. Technol.** Amsterdam; New York, v. 71, n. 3, p. 308-314, Mar. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2009.12.016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586609005127>. Acesso em: 29 maio 2022.

HILBORN, E. D. *et al.* Algal bloom: Associated Disease Outbreaks Among Users of Freshwater Lakes - United States, 2009 - 2010. **MMWR Morb. Mortal. Wkly Rep.** Atlanta, GA, v. 63, n. 1, p. 11-14, 2014. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5779332/>. Acesso em: 29 maio 2022.

HO, L.; SAWADE, E.; NEWCOMBE, G. Biological treatment options for cyanobacteria metabolite removal: a review. **Water Res.** Oxford, v. 46, n. 5, p. 1.536-1.548, Apr. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411006907?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

HOEGER, S. J.; HITZFELD, B. C.; DIETRICH, D. R. Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants. **Toxicol. Appl. Pharmacol.**

New York, v. 203, n. 3, p. 231-242, mar. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.04.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0041008X04002406>. Acesso em: 29 maio 2022.

HOSNY, A. Y. Separating oil from oil-water emulsions by electroflotation technique. **Sep. Purif. Technol.** Amsterdam; New York, v. 6, n. 1, p. 9-17, Feb. 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0956-9618\(95\)00136-0](https://doi.org/10.1016/0956-9618(95)00136-0). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0956961895001360>. Acesso em: 29 maio 2022.

HUDNELL, H. K. **Cyanobacterial harmful algal blooms**: state of the science and research needs. New York, NY: Springer, 2008. (Advances in Experimental Medicine and Biology Book Series - AEMB, V. 619). Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-0-387-75865-7>. Acesso em: 29 maio 2022.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration** [La filtration lente sur sable]. Geneva: WHO; 1974. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/38974>. Acesso em: 29 maio 2022.

IVES, K. J. Rapid filtration. **Water Res.** Oxford, v. 4, n. 3, p. 201-223, Mar. 1970. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(70\)90068-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(70)90068-0). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135470900680>. Acesso em: 29 maio 2022.

JASIM, S. Y.; SATHTHASIVAM, J. Advanced oxidation processes to remove cyanotoxins in water. **Desalination**. Amsterdam, v. 406, p. 83-87, Mar. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.06.031>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001191641630741X?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

JIANG, J.-Q. *et al.* Laboratory study of electro-coagulation-flotation for water treatment. **Water Res.** Oxford, v. 36, n. 16, p. 4.064-4.078, Sep. 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00118-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00118-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135402001185>. Acesso em: 29 maio 2022.

JOANNES, C. *et al.* Review paper on cell membrane electroporation of microalgae using electric field treatment method for microalgae lipid extraction. **IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.** v. 78, n. 1, art. n. 012034, 2014. IOP Publishing, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1088/1757-899X/78/1/012034>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/78/1/012034/pdf>. Acesso em: 29 maio 2022.

JOSHI, R. P.; SCHOENBACH, K. H. Electroporation dynamics in biological cells subjected to ultrafast electrical pulses: a numerical simulation study. **Phys. Rev. E. Stat. Phys. Plasmas Fluids Relat. Interdiscip. Topics.** v. 62, n.1 Pt B, p. 1025-

1033, Jul. 2000. DOI: 10.1103/physreve.62.1025. Disponível em: <https://journals.aps.org/pre/pdf/10.1103/PhysRevE.62.1025>. Acesso em: 29 maio 2022.

KHOSLA, N. K.; VENKATACHALAM, S.; SOMASUNDARAN, P. Pulsed electrogeneration of bubbles for electroflotation. **J. Appl. Electrochem.** Dordrecht, v. 21, n. 11, p. 986-990, 1991. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF01077584>. Acesso em: 29 maio 2022.

KNAPPE, D. R. U. *et al.* (org.). **Algae detection and removal strategies for drinking water treatment plants**. Denver, CO: AWWA Research Foundation; American Water Works Association, ©2004. 466p.

KYZAS, G. Z.; MATIS, K. A. Electroflotation process: a review. **J. Mol. Liq.** Amsterdam; New York, v. 220, p. 657-664, Aug. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.04.128>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167732216301660>. Acesso em: 29 maio 2022.

LARUE, O. *et al.* Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions. **Sep. Purif. Technol.** New York, v. 31, p. 177-192, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(02\)00182-X](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(02)00182-X). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S138358660200182X>. Acesso em: 29 maio 2022.

LIKODIMOS, V.; DIONYSIOU, D. D.; FALARAS, P. Clean Water: water detoxification using innovative photocatalysts. **Rev. Environ. Sci. Biotechnol.** [Dordrecht], v. 9, p. 87-94, Jun. 2010. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11157-010-9201-z>. Acesso em: 29 maio 2022.

LLANA-RUIZ-CABELLO, M. *et al.* Analysis of the use of cylindrospermopsin and/or microcystin-contaminated water in the growth, mineral content, and contamination of *spinacia oleracea* and *lactuca sativa*. **Toxins**, v. 11, n. 11, Art. 624, 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-6651/11/11/624>. Acesso em: 29 maio 2022.

MACHADO, B. C. **Potabilização de água com elevada densidade de cianobactérias e microalgas através de sistema de dupla filtração em meio granular utilizando filtro de lavagem contínua**. 2011. 340 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/94712>. Acesso em: 29 maio 2022.

MACHADO, B. C.; SENS, M. L. Remoção de cianobactérias utilizando dupla filtração ascendente. **Rev. DAE**. São Paulo, n. 190, p. 20-27, set.-dez. 2012. Disponível em: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_190_n_1474.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

MACHADO, J. *et al.* Effects of microcystin-LR and cylindrospermopsin on plant-soil systems: a review of their relevance for agricultural plant quality and public health. **Environ. Res.** Amsterdam, v. 153, p. 191-204, Feb. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.09.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935116306211?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

MACHADO, V. Estudo avalia algas tóxicas em lagos de praças e parques da Capital. **Porto Alegre 24 horas [Internet]**. Porto Alegre, RS, 07 jul. 2017. Disponível em: <https://poa24horas.com.br/noticias/2017/06/estudo-avalia-algas-toxicas-em-lagos-de-pracas-e-parques-da-capital/>. Acesso em: 29 maio 2022.

MALONE, C. F. S.; SANTOS, K. R. S.; SANT'ANNA, C. L. Algas e cianobactérias de ambientes extremos do Pantanal brasileiro. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, RJ, v. 16, n. 4, p. 745-755, dez. 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2012.1604.02>. Disponível em: <https://revistas.ufrj.br/index.php/oa/article/view/8234>. Acesso em: 29 maio 2022.

MANSOR, M. A., AHMAD, M. R. Single cell electrical characterization techniques. **Int. J. Mol. Sci.**, v. 16, n. 6, p. 12.686-12.712. Apr. 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms160612686>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1422-0067/16/6/12686>. Acesso em: 29 maio 2022.

MASCIA, M. *et al.* Electrochemical treatment of water containing *Microcystis aeruginosa* in a fixed bed reactor with three-dimensional conductive diamond anodes. **J. Hazard. Mater.** Amsterdam, v. 319, p. 111-120, Dec. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389416302199>. Acesso em: 29 maio 2022.

MÁTHÉ, C. *et al.* Histological, cytological and biochemical alterations induced by microcystin-LR and cylindrospermopsin in white mustard (*Sinapis alba* L.) seedlings. **Acta Biol. Hung.** Budapest, v. 64, n. 1, p. 71-85, Mar. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1556/abiol.64.2013.1.7>. Disponível em: <https://akjournals.com/view/journals/018/64/1/article-p71.xml>. Acesso em: 29 maio 2022.

MÁTHÉ, C. *et al.* Subcellular alterations induced by cyanotoxins in vascular plants: a review. **Plants (Basel)**, v. 10, n. 5, art. 984, May 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants10050984>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2223-7747/10/5/984>. Acesso em: 29 maio 2022.

MATSUMOTO, Y. New types of anodes for the oxygen evolution reaction in acidic solution: IrO₂/TiO₂/Ti. **J. Electrochem. Soc.** Bristol, UK, v. 133, n. 11, Art. 2.257, 1986. DOI: 10.1149/1.2108389.

MCGOWAN, S. Algal Blooms. *In*: SHRODER, J. F.; SIVANPILLAI, R. (org.). **Biological and environmental hazards, risks, and disasters**. Amsterdam: Boston,

MA: Elsevier, 2015. (Hazards and Disasters Series). p. 5-43. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/algae-bloom>. Acesso em: 29 maio 2022.

MELO FILHO, L. C. **Avaliação da ozonização como pré ou pós-tratamento à filtração direta descendente na remoção de cianobactérias e saxitoxinas**. 2006. 283 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/89211>. Acesso em: 29 maio 2022.

MEREL, S. *et al.* State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environ. Int.** Amsterdam, v. 59, p. 303-327, Sep. 2013a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412013001311>. Acesso em: 29 maio 2022.

MEREL, S. *et al.* Spatial and thematic distribution of research on cyanotoxins. **Toxicon**, London, UK, v. 76, p. 118-131, Dec. 2013b. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2013.09.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0041010113003589>. Acesso em: 29 maio 2022.

MERZOUK, B. *et al.* Chibane, removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique: a case study. **J. Hazard. Mater.** Amsterdam, v. 164, n. 1, p. 215-222, May 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.144>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389408011916>. Acesso em: 29 maio 2022.

MICKOVA, I. L. Advanced electrochemical technologies in wastewater treatment. Part II: electro-flocculation and electro-flotation. **ASRJETS**. Amman, v. 14, n. 2, p. 273-294, 2015. Disponível em: https://asrjetsjournal.org/index.php/American_Scientific_Journal/article/view/1017/613. Acesso em: 29 maio 2022.

MIRANDA, M. *et al.* The efficiency of combined coagulant and ballast to remove harmful cyanobacterial blooms in a tropical shallow system. **Harmful Algae**. Amsterdam; New York, v. 65, p. 27-39, May 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2017.04.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1568988316303286>. Acesso em: 29 maio 2022.

MOLDAL, M. **Dewatering of backwash water containing cyanobacterias by wedge and geotextile drying beds**. 2018. Master Tesis (Civil and Environmental Engineering) - Department of Civil and Environmental Engineering, Norwegian University of Science and Technology (NTNU), Trondheim, Noruega, 2018. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11250/2571481>. Acesso em: 29 maio 2022.

MOLLAH, M. Y. A. *et al.* Electrocoagulation (EC): science and applications. **J. Hazard. Mater.** Amsterdam, v. 84, n. 1, p. 29-41, Jun. 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389401001765>. Acesso em: 29 maio 2022.

MOLLAH, M. Y. A. *et al.* Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **J. Hazard. Mater.** Amsterdam, v. 114, n. 1-3, p. 199-210, Oct. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.08.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389404004170?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

MONDARDO, R. I. **A influência da pré-oxidação na tratabilidade das águas através da filtração direta descendente em manancial com elevadas concentrações de microalgas e cianobactéria.** 2004. 148 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/87242>. Acesso em: 29 maio 2022.

MONDARDO, R. I. **Avaliação da filtração em margem como prétratamento à filtração direta descendente na remoção de células de cianobactérias e saxitoxinas.** 2009. 291 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/92497>. Acesso em: 29 maio 2022.

MONDARDO, R. I.; SENS, M. L.; MELO FILHO, L. C. Pré-Tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, RJ, v. II, n. 4, p. 337-342, out./dez. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000400006>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/HXBhGmNzQJK3sSdXtTywzzq/?lang=pt&format=pdf>. Acesso em: 29 maio 2022.

MORENO-ANDRÉS, J. *et al.* Inactivation of marine heterotrophic bacteria in ballast water by an Electrochemical Advanced Oxidation Process. **Water Res.** Oxford, v. 140, p. 377-386, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.061>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135418303555>. Acesso em: 29 maio 2022.

MORSLED, B. I.; SHAMS, M.; MUSSIVAND, T. Electrical lysis: dynamics revisited and advances in on-chip operation. **Crit. Rev. Biomed. Eng.**, v. 41, n. 1, p. 37-50, 2013. DOI: [10.1615/critrevbiomedeng.2013006378](https://doi.org/10.1615/critrevbiomedeng.2013006378).

MOUSSA, D. T. *et al.* A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **J. Environ. Manage.** London; New York, v. 186, Part. 1, p. 24-41, Jan. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716308106>. Acesso em: 29 maio 2022.

MOUCHET, P.; BONNELYE, V. Solving algae problems: French expertise and world wide applications. **Aqua J. Water Serv. Res. Technol.**, v. 47, n. 3, p. 125-141, Jun. 1998.

MUCCI, M. *et al.* Chitosan as coagulant on cyanobacteria in lake restoration management may cause rapid cell lysis. **Water Res.** Oxford, v. 118, p. 121-130, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.020>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313541730283X>. Acesso em: 29 maio 2022.

NAHUI, F. N. B. *et al.* Electroflotation of emulsified oil in industrial wastes 131 evaluated with a full factorial design. **Braz. J. Chem. Eng.** São Paulo, v. 25, n. 3, p. 435-442, Sep. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0104-66322008000300001>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjce/a/DpDDSWn6RNTSyxJSnq9K3LJ/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 29 maio 2022.

NÄSLUND, L.-Å. *et al.* The role of TiO₂ doping on RuO₂-coated electrodes for the water oxidation reaction. **J. Phys. Chem. C.** Washington DC, v. 117, n. 12, p. 6.126-6.135, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1021/jp308941g>. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/jp308941g>. Acesso em: 29 maio 2022.

NIAMIEN-EBROTTIE, J. E. *et al.* Cyanobacteria and cyanotoxins in the world: review. **Int. J. Appl. Res.**, v. 1, n. 8, p. 563-569, 2015. Disponível em: <https://www.allresearchjournal.com/archives/2015/vol1issue8/PartJ/1-8-61-520.pdf>. Acesso em: 29 maio 2022.

NONATO, T. C. M. **Integração dos processos de eletroflotação e filtração granular descendente para o tratamento de água de produção de petróleo.** 2017. 156 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/176912>. Acesso em: 29 maio 2022.

NONATO, T. C. M. *et al.* Removal of cyanobacteria from supply waters by electroflotation using DSA® electrodes. **Desalination Water Treat.** Hopkinton, v. 138, p. 134-140, 2019. DOI: 10.5004/dwt.2019.23285.

NONATO, T. C. M. *et al.* Electroflotation treatment system with down-flow granular filtration (Electroflot-filter) for cyanobacteria removal in drinking water. **Desalination Water Treat.** Hopkinton, v. 196, p. 76-83, Aug. 2020. DOI: 10.5004/dwt.2020.26048. Disponível em: https://www.deswater.com/DWT_articles/vol_196_papers/196_2020_76.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

NOYMA, N. P. **Avaliação da ultraestrutura e morte celular em *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cianobacteria) sob efeito da radiação ultravioleta.** 2009. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas (ICB), Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufjf.br/jspui/handle/ufjf/4520>. Acesso em: 29 maio 2022.

OLIVEIRA DA MOTA, I. *et al.* Study of electroflotation method for treatment of wastewater from washing soil contaminated by heavy metals. **J. Mater. Res. Technol.** [Brazil], v. 4, n. 2, p. 109-113, Apr.-Jun. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2014.11.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2238785414001112>. Acesso em: 29 maio 2022.

PAERL, H. W.; PAUL, V. J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Res.** Oxford, v. 46, n. 5, p. 1.349-1.363, Apr. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411004386>. Acesso em: 29 maio 2022.

PANTELIĆ, D. *et al.* Cyanotoxins: characteristics, production and degradation routes in drinking water treatment with reference to the situation in Serbia. **Chemosphere.** Oxford; New York, v. 91, n. 4, p. 421-441, Apr. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653513000507>. Acesso em: 29 maio 2022.

PLIQUETT, U. *et a.* High electrical field effects on cell membranes. **Bioelectrochemistry.** v. 70, n. 2, p. 275-282, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2006.10.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1567539406001459>. Acesso em: 29 maio 2022.

RABELO, L. P. **Estudos preliminares para implantação da filtração em margem na lagoa do Peri como pré-tratamento de água para remoção de fitoplâncton.** 2006. 291 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/89293>. Acesso em: 29 maio 2022.

RICORDEL, C.; DARCHEN, A.; HADJIEV, D. Electrocoagulation-electroflotation as a surface water treatment for industrial uses. **Sep.-Purif. Technol.** Amsterdam; New York, v. 74, n. 3, p. 342-347, Sep. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2010.06.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586610002728>. Acesso em: 29 maio 2022.

RIOS, A. O. *et al.* Jornalismo científico: o compromisso de divulgar ciência à sociedade. **Publ. UEPG Humanit. Sci., Appl. Soc. Sci., Linguist.** Ponta Grossa, v. 13, n. 2, p. 113- 119, 2005. Disponível em: <http://www.revistas2.uepg.br/index.php/humanas/article/viewFile/551/550>. Acesso em: 29 maio 2022.

RODRIGUES, L. L. R. **Biodiversidade de cianobactérias e algas das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil.** 2008. 205p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2008. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41132/tde-02122008-112617/publico/luciano_rodriques.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

ROMERO ESQUIVEL, L. G.; PIZZOLATTI, B. S.; SENS. M. L. Tratamiento de agua potable por filtración inducida en una laguna costera en el sur de Brasil. **Tecnol. Marcha.** Cartago, CR, v. 25, n. 4, p. 23-32, Dec. 2012. DOI: 10.18845/tm.v25i4.616

ROMERO ESQUIVEL, L. G. *et al.* Filtração em margem como alternativa de remoção de cianobactérias e cianotoxinas. **Hydro.** São Paulo, v. VII, p. 16-23, 2012.

SABIRI, N.-E. *et al.* Effect of filtration rate on coal-sand dual-media filter performances for microalgae removal. **Environ. Technol.** Oxford, v. 38, n. 3, p. 345-352, fev. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1193224>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/09593330.2016.1193224>. Acesso em: 29 maio 2022.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras.** São Paulo: Instituto de Botânica, 2012. 175 p. Disponível em: https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/institutodebotanica/wp-content/uploads/sites/235/2013/09/virtuais_3atlas.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

SANZ LOBÓN, G. *et al.* Efficient electrochemical remediation of microcystin-LR in tap water using designer TiO₂@carbon electrodes. **Sci. Rep.** London, v. 7, Art. 41.326, Feb. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep41326>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/srep41326#citeas>. Acesso em: 29 maio 2022.

SARMA, T. A. **Handbook of Cyanobacteria.** São Paulo, SP: CRC Press, 2012. p. 812. E-Book.

SCHÖNTAG, J. M. **Esferas de poliestireno como elemento filtrante em filtração rápida descendente.** 2015. 280 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/135275/334522.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 29 maio 2022.

SENS, M. L. *et al.* Ozonização: uma alternativa para o tratamento de água com cianobactérias. **Rev. Ciência Tecnol.** Piracicaba, SP, v. 13, n. 25-26, p. 47-54, 2005.

SENS, M. L. *et al.* La filtración inducida como una alternativa de tratamiento de agua para remover cianobacterias y cianotoxinas. **Interciencia.** Caracas, VE, v. 38, n. 4, p. 253-259, 2013. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/339/33926985006.pdf>. Acesso em: 29 maio 2022.

SHMARMA, V. K. *et al.* Destruction of microcystins by conventional and advanced oxidation processes: a review. **Sep. Purif. Technol.** Amsterdam; New York, v. 91, p. 3-17, May 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.02.018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586612001098>. Acesso em: 29 maio 2022.

SHUMWAY, S. E. *et al.* **Harmful algal blooms**: a compendium desk reference. Nova Jersey, EUA: John Wiley & Sons, 2018. E-Book.

SILVEIRA, A. A. **Remoção de algas da água da lagoa do peri através de filtração direta descendente com pré-filtração mecânica em micropeneiras.** 2003. 117 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003. Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/86356>. Acesso em: 29 maio 2022.

SMITH, G. J.; DANIELS, V. Algal blooms of the 18th and 19th centuries. **Toxicon**, London, UK, v. 142, p. 42-44, Fev. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2017.12.049>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0041010117304154?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca Satival*). *In*: CASTILLO MORALES, G. (org.). **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas**: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. Canadá: IDRC, 2004. p. 71-98.

SOUZA, F. H. **Estudo da biomassa e comunidade bacteriana em filtros lentos retrolaváveis.** 2020. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/216503>. Acesso em: 29 maio 2022.

STOCKS, S. M. Mechanism and use of the commercially available viability stain, BacLight. **Cytometry A.** Hoboken, v. 61, n. 2, p. 189-195, Oct. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1002/cyto.a.20069>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/cyto.a.20069>. Acesso em: 29 maio 2022.

SUN, F. *et al.* The lysis of *Microcystis aeruginosa* in AlCl_3 coagulation and sedimentation processes. **Chem. Eng. J.** v. 193-194, p. 196-202, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.04.043>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894712005050>. Acesso em: 29 maio 2022.

SUN, Q. *et al.* Ultraviolet photosensitized transformation mechanism of microcystin-LR by natural organic matter in raw water. **Chemosphere**. Oxford; New York, v. 209, p. 96-103, Out. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.091>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653518311664>. Acesso em: 29 maio 2022.

SUNAGAWA, S. *et al.* Structure and function of the global ocean microbiome. **Science**. Washington, DC, v. 348, n. 6.237, p. 1.261.359-1.261.359, 2015. DOI: 10.1126/science.1261359.

SUTANTO, S. W.; MULYATI, A. H.; INTAN, Y. M. Application of continuous system electrocoagulation method for textile industry wastewater treatment. **J. Phys. Conf. Ser.** England, v. 1.882, Art. 012111, 2021. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/1882/1/012111/pdf>. Acesso em: 29 maio 2022.

SVIRČEV, Z. *et al.* Global geographical and historical overview of cyanotoxin distribution and cyanobacterial poisonings. **Arch. Toxicol.** Berlin; New York, v. 93, p. 2429–2481, Jul. 2019. DOI: 10.1007/s00204-019-02524-4. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00204-019-02524-4>. Acesso em: 29 maio 2022.

SVIRČEV, Z. *et al.* Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. **Arch. Toxicol.** Berlin; New York, v. 91, n. 2, p. 621-650, Fev. 2017. DOI: 10.1007/s00204-016-1921-6. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00204-016-1921-6>. Acesso em: 29 maio 2022.

SVRCEK, C.; SMITH, D. W. Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review. **J. Environ. Eng. Sci.** London, v. 3, n. 3, May 2004. DOI: <https://doi.org/10.1139/s04-010>.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Integration of dissolved gas flotation and nanofiltration for *M. aeruginosa* and associated microcystins removal. **Water Res.** Oxford, v. 40, n. 19, p. 3.612-3.620, Nov. 2006. DOI: 10.1016/j.watres.2006.06.006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135406003332?via%3Diuhub>. Acesso em: 29 maio 2022.

TRASATTI, S. Electrocatalysis: understanding the success of DSA. **Electrochim. Acta**. Oxford, New York, v. 45, n. 15-16, p. 2.377-2.385, 2000. DOI:

[https://doi.org/10.1016/S0013-4686\(00\)00338-8](https://doi.org/10.1016/S0013-4686(00)00338-8). Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013468600003388?via%3Dihub>.
 Acesso em: 29 maio 2022.

TUMSRI, K.; CHAVALPARIT, O. Optimizing Electrocoagulation-eletroflotation process for Algae Removal. *In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENTAL SCIENCE AND TECHNOLOGY*, 2nd, 2011, **Anais...** Singapura, IACSIT, 2011, p. 452-456.

TURNER, A. D. *et al.* Analysis of microcystins in cyanobacterial blooms from freshwater bodies in England. **Toxins**. Basel, CH, v. 10, n. 1, Art. 39, Jan. 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins10010039>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-6651/10/1/39>. Acesso em: 29 maio 2022.

UDUMA, U. A.; MCBEAN, E. A.; GHARABAGHI, B. Risk assessment of cyanobacteria-toxins for small drinking water treatment plants with lake water intakes. **Int. J. Water Res. Environ. Eng.**, v. 9, n. 6, p. 121-126, Jun. 2017. DOI: 10.5897/IJWREE2016.0669. Disponível em: <https://academicjournals.org/journal/IJWREE/article-full-text-pdf/0D56F9664444>. Acesso em: 29 maio 2022.

UDUMAN, N. *et al.* A parametric study of electrocoagulation as a recovery process of marine microalgae for biodiesel production. **Chem. Eng. J.** Lausanne, CH, v. 174, n. 1, p. 249-257, out. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.09.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894711010709>. Acesso em: 29 maio 2022.

VASUDEVAN, S. Anodes for electrochemical processes (Part-I). **Res. J. Chem. Sci.** Indore, IN, v. 3, n. 5, p. 1-2, May 2013. Disponível em: <http://www.isca.in/rjcs/Archives/v3/i5/From%20Editorial%20Desk.pdf>. Acesso em: 29 maio 2022.

VIECELI, R. A. H. **Instalação de um filtro lento retrolavável na Escola Nucleada Águas Brancas em Urubici-SC**. 2009. 44 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/124385/96.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 29 maio 2022.

VIK, E. A. *et al.* Electrocoagulation of potable water. **Water Res.** Oxford, v. 18, n. 11, p. 1.355-1.360, 1984. DOI: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90003-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90003-4). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135484900034>. Acesso em: 29 maio 2022.

WEISSENBORN, P. K.; PUGH, R. J. Surface tension and bubble coalescence phenomena of aqueous solutions of electrolytes. **Langmuir**. Washington, DC, v. 11, n. 5, p. 1.422-1.426, 1995. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/la00005a002>. Acesso em: 29 maio 2022.

WERALUPITIYA, C. *et al.* Cyanotoxins uptake and accumulation in crops: phytotoxicity and implications on human health. **Toxicon**, London, UK, v. 211, p. 21-35, May 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2022.03.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004101012200068X>. Acesso em: 29 Nov. 2022.

WERNER, V. R. *et al.* *Cyanobacteria* from two subtropical water bodies in southernmost Brazil. **Iheringia Sér. Bot.** Porto Alegre, v. 70, n. 2, p. 357-374, 2015. Disponível em: <https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/download/396/271>. Acesso em: 29 maio 2022.

WESTRICK, J. A. Cyanobacterial toxin removal in drinking water treatment processes and recreational waters. In: HUDNELL, H. K. (org.). **Cyanobacterial harmful algal blooms**: state of the science and research needs. New York, NY: Springer New York, 2008. (Advances in Experimental Medicine and Biology Book Series - AEMB, V. 619). p. 275-290. Disponível em: https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/978-0-387-75865-7_13?pdf=chapter%20toc. Acesso em: 29 maio 2022.

WESTRICK, J. A. *et al.* A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. **Anal. Bioanal. Chem.** Heidelberg, v. 397, n. 5, p. 1.705-1.714, Jul. 2010. DOI: 10.1007/s00216-010-3709-5. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00216-010-3709-5>. Acesso em: 29 maio 2022.

WHITE, J. D.; SARNELLE, O.; HAMILTON, S. K. Unexpected population response to increasing temperature in the context of a strong species interaction. **Ecol. Appl.**, Washington, D.C., v. 27, n. 5, p. 1.657-1.665, Jul. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1558>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for safe recreational water environments**. Geneva: WHO, 1999. 253p. (Vol. 1 - Coastal and fresh Waters). Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42591/9241545801.pdf?sequence=1>. Acesso em: 29 maio 2019.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for safe recreational water environments**. Geneva: WHO, 2003. 253p. (Vol. 1 - Coastal and fresh Waters). Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42591/9241545801.pdf?sequence=1>. Acesso em: 29 maio 2019.

YANG, Z.; KONG, F.; ZHANG, M. Groundwater contamination by microcystin from toxic cyanobacteria blooms in Lake Chaohu, China. **Environ. Monit. Assess.** Dordrecht, v. 188, Art. 280, Maio 2016. DOI: 10.1007/s10661-016-5289-0. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10661-016-5289-0.pdf?pdf=button>. Acesso em: 29 maio 2022.

YAO, Y.-F. Y. The oxidation of CO and C₂H₄ over metal oxides: V. SO₂ effects. **J. Catalysis**. v. 39, n. 1, p. 104-114, Jul. 1975. DOI: [https://doi.org/10.1016/0021-9517\(75\)90286-9](https://doi.org/10.1016/0021-9517(75)90286-9).

YOUNG, B. J. *et al.* Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 76, n. 2, p. 182-186, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.019>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0147651311003125?via%3Dihub>. Acesso em: 29 maio 2022.

ZAMYADI, A. *et al.* Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: a monitoring and treatment challenge. **Water Res.** Oxford, v. 46, n. 5, p. 1.511-1.523, Abr. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411006841>. Acesso em: 29 maio 2022.

ZAMYADI, A. *et al.* Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes. **Water Res.** Oxford, v.47, n. 8, p. 2.689-2.700, Maio 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.040>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135413001449>. Acesso em: 29 maio 2022.

ZARANTONELLO, V. *et al.* The cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (CYRF-01) responds to environmental stresses with increased vesiculation detected at single-cell resolution. **Front. Microbiol.** v. 9, Art. 272, p. 1-12, 2018. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5826386/>. Acesso em: 29 maio 2022.

ZHANG, G. *et al.* Degradation of cylindrospermopsin by using polymorphic titanium dioxide under UV-Vis irradiation. **Catal. Today**. Amsterdam; New York, v. 224, p. 49-55, Abr. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2013.10.072>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0920586113005592>. Acesso em: 29 maio 2022.

ZHANG, Y. *et al.* Three electrode system for *Microcystis aeruginosa* removal on boron-doped diamond and aluminum electrode. **Desalin. Water Treat.** Hopkinton, v. 83, p. 40-46, Jul. 2017. DOI: [doi:10.5004/dwt.2017.20708](https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20708). Disponível em: https://www.deswater.com/DWT_abstracts/vol_83/83_2017_40.pdf. Acesso em: 29 maio 2022.

**APÊNDICE A - TABELA COM OS RESULTADOS DA MÉDIA DA TRIPLICATA
DOS ENSAIOS GRANULOMÉTRICOS DOS MEIOS FILTRANTES.**

Tabela A1 - Resultados da média da triplicata dos ensaios granulométricos da areia utilizada como meio filtrante.

Areia						
#Mesh	Abertura (mm)	Peso peneira (g)	Peneira + Areia (g)	Areia retida na peneira (g)	Retido (g)	Passante (%)
10	1,7	375,69	376,03	0,34	0,34	100%
14	1,18	380,32	383,5	3,18	3,52	99%
20	0,85	413,54	687,63	274,09	277,61	58%
24	0,71	377,72	518,81	141,09	418,70	37%
28	0,6	348,19	529,5	181,31	600,01	9%
35	0,425	280,98	340,29	59,31	659,32	0%
Fundo		317,12	319,89	2,77	662,09	0%

Tabela A2 - Resultados da média da triplicata dos ensaios granulométricos do antracito utilizado como meio filtrante

Antracito						
#Mesh	Abertura (mm)	Peneira (g)	Peneira+Areia (g)	Retido Peneira (g)	Retido (g)	Passante
5	4					100%
9	2	387,11	390,2	3,09	3,09	99%
10	1,7	375,66	555,67	180,01	183,10	56%
14	1,18	380,29	602,6	222,31	405,41	3%
20	0,85	413,28	419,25	5,97	411,38	2%
24	0,71	377,64	379,05	1,41	412,79	1%
28	0,6	348,16	349,9	1,74	414,53	1%

**APÊNDICE B - RESULTADOS DO PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL OBTIDOS
COM AS DIFERENTES CONCENTRAÇÕES E VARIAÇÕES DE TAXA DE
ESCOAMENTO SUPERCIAL E DENSIDADE DE CORRENTE ELÉTRICA**

Tabela A3 - Resultados dos valores do parâmetro redução de cianobactérias dos ensaios 1 (taxa de escoamento do efluente: $49,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $15,56 \text{ A m}^{-2}$) e 2 (taxa de escoamento do efluente: $130,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $15,56 \text{ A m}^{-2}$).

Ensaio 1			Ensaio 2		
Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)	Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)
água bruta T0	473.200	-	água bruta T0	428.772	-
água bruta TF	456.540	-	água bruta TF	439.820	-
Média AB	464.870	-	Média AB	434.296	-
AE0	464.870	0	AE0	434.296	0
AE15	395.140	15	AE15	273.606	37
AE30	325.409	30	AE30	247.549	43
AE45	314.717	32	AE45	230.177	47
AE60	312.858	33	AE60	238.429	45
AE75	311.463	33	AE75	243.206	44
AE90	315.647	32	AE90	237.126	45

Tabela A4 - Resultados dos valores do parâmetro redução de cianobactérias dos ensaios 3 (taxa de escoamento do efluente: $49,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $101,91 \text{ A m}^{-2}$) e 4 (taxa de escoamento do efluente: $130,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $101,91 \text{ A m}^{-2}$).

Ensaio 3			Ensaio 4		
Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)	Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)
água bruta T0	456.320	-	água bruta T0	475.420	-
água bruta TF	451.551	-	água bruta TF	477.000	-
Média AB	453.936	-	Média AB	476.210	-
AE0	453.936	0	AE0	476.210	0
AE15	267.822	41	AE15	333.347	30
AE30	258.743	43	AE30	319.061	33
AE45	240.586	47	AE45	295.250	38
AE60	231.507	49	AE60	328.585	31
AE75	249.665	45	AE75	333.347	30
AE90	245.125	46	AE90	323.823	32

Tabela A5 - Resultados dos valores do parâmetro redução de cianobactérias dos ensaios 5 (taxa de escoamento do efluente: $49,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $70,06 \text{ A m}^{-2}$) e 6 (taxa de escoamento do efluente: $150,4 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $70,06 \text{ A m}^{-2}$).

Ensaio 5			Ensaio 6		
Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)	Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)
água bruta T0	461.520	-	água bruta T0	438.540	-
água bruta TF	469.000	-	água bruta TF	452.950	-
Média AB	465.260	-	Média AB	445.745	-
AE0	465.260	0	AE0	445.745	0
AE15	386.166	17	AE15	343.224	23
AE30	334.987	28	AE30	318.708	29
AE45	344.292	26	AE45	316.479	29
AE60	339.640	27	AE60	329.851	26
AE75	348.945	25	AE75	320.936	28
AE90	330.335	29	AE90	319.153	28

Tabela A6 - Resultados dos valores do parâmetro redução de cianobactérias dos ensaios 7 (taxa de escoamento do efluente: $100,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $15,56 \text{ A m}^{-2}$) e 8 (taxa de escoamento do efluente: $100,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $125,56 \text{ A m}^{-2}$).

Ensaio 7			Ensaio 8		
Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)	Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)
água bruta T0	496.732	-	água bruta T0	432.265	-
água bruta TF	485.430	-	água bruta TF	444.392	-
Média AB	491.081	-	Média AB	438.329	-
AE0	491.081	0	AE0	438.329	0
AE15	368.311	25	AE15	306.830	30
AE30	348.668	29	AE30	302.447	31
AE45	329.024	33	AE45	293.680	33
AE60	327.551	33	AE60	283.160	35
AE75	358.489	27	AE75	284.475	35
AE90	338.846	31	AE90	280.530	36

Tabela A7 - Resultados dos valores do parâmetro redução de cianobactérias dos ensaios 9, 10 e 11 (taxa de escoamento do efluente: $100,0 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, densidade de corrente elétrica: $70,06 \text{ A m}^{-2}$)

Ensaio 9			Ensaio 10			Ensaio 11		
Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)	Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)	Tempo	Cel mL^{-1}	Redução (%)
água bruta T0	449.620	-	água bruta T0	451.336	-	água bruta T0	436.630	-
água bruta TF	447.110	-	água bruta TF	445.945	-	água bruta TF	443.972	-
Média AB	448.365	-	Média AB	448.641	-	Média AB	440.301	-
AE0	448.365	0	AE0	448.641	0	AE0	440.301	0
AE15	170.379	62	AE15	148.051	67	AE15	171.717	61
AE30	152.444	66	AE30	157.024	65	AE30	154.105	65
AE45	132.671	70	AE45	143.565	68	AE45	144.419	67
AE60	132.895	70	AE60	130.106	71	AE60	136.493	69
AE75	130.026	71	AE75	134.592	70	AE75	123.284	72
AE90	143.477	68	AE90	125.619	72	AE90	143.538	67