



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA – CCT
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – DESA
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

PETRA RUCIELLE MEDEIROS MARINHO

**TECNOLOGIAS AVANÇADAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA REMOÇÃO
DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS**

**CAMPINA GRANDE – PB
2021**

PETRA RUCIELLE MEDEIROS MARINHO

**TECNOLOGIAS AVANÇADAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA REMOÇÃO
DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS**

Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo) apresentado a coordenação do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes

Coorientadora: Ma. Maria Virgínia da Conceição Albuquerque

**CAMPINA GRANDE – PB
2021**

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

M337t Marinho, Petra Rucielle Medeiros.
Tecnologias avançadas de tratamento de água para remoção de cianobactérias e cianotoxinas [manuscrito] / Petra Rucielle Medeiros Marinho. - 2021.
36 p.

Digitado.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia , 2021.
"Orientação : Prof. Dr. Wilton Silva Lopes , Coordenação do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT."

1. Cianobactérias. 2. Cianotoxinas. 3. Processos Oxidativos Avançados (POA's). 4. Carbono ativado. I. Título
21. ed. CDD 333.9

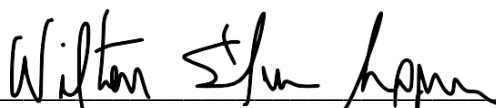
PETRA RUCIELLE MEDEIROS MARINHO

TECNOLOGIAS AVANÇADAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA REMOÇÃO DE
CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo) apresentado a coordenação do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Aprovada em: 20 / 05 / 2021.

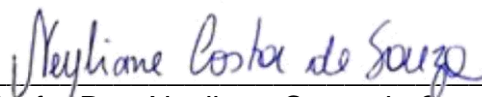
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Wilton Silva Lopes (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Ma. Maria Virgínia da Conceição Albuquerque (Coorientadora)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Profa. Dra. Neyliane Costa de Souza
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Me. Whelton Brito dos Santos
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

A minha família, principalmente minha mãe, que muito me apoiou e incentivou na realização desse sonho, DEDICO.

*“Não fui eu que lhe ordenei?
Seja forte e corajosa!
Não se apavore, nem se desanime,
pois o Senhor, o seu Deus, estará
com você por onde você andar.”*

Josué 1:9

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 REFERENCIAL TEÓRICO	8
2.1 Cianobactérias e a produção de cianotoxinas	8
2.2 Cianotoxinas e suas implicações no tratamento convencional de águas ...	10
2.3 Tecnologias avançadas de tratamento de água para remoção de cianobactérias e cianotoxinas	12
2.3.1 Processos Oxidativos Avançados (POA's)	12
2.3.1.1 <i>Sistema H₂O₂/UV</i>	15
2.3.1.2 <i>Sistema O₃/UV</i>	15
2.3.1.3 <i>Sistema Fenton (Fe²⁺/H₂O₂)</i>	16
2.3.1.4 <i>Sistema Foto-Fenton (H₂O₂/Fe²⁺/UV)</i>	17
2.3.1.5 <i>Fotocatálise heterogênea catalisada por TiO₂</i>	18
2.3.2 Adsorção por carbono ativado	19
2.3.2.1 <i>Adsorção por carbono ativado em pó (CAP)</i>	20
2.3.2.2 <i>Adsorção por carbono ativado granular (CAG)</i>	21
3 METODOLOGIA	22
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	23
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	27
REFERÊNCIAS	28

TECNOLOGIAS AVANÇADAS DE TRATAMENTO DE ÁGUA PARA REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

RESUMO

Cianobactérias são microrganismos procariontes, que possuem estruturas celulares análogas às bactérias, porém, capazes de realizar fotossíntese por possuírem clorofila em suas células. Destacam-se pela capacidade de produzir toxinas que, se liberadas na água, podem torná-la imprópria para o consumo. Estes microrganismos e seus metabólitos não são completamente eliminados no tratamento convencional de água, o que impossibilita o atendimento a portaria de potabilidade vigente. A comprovação das limitações do tratamento convencional promoveu o desenvolvimento de pesquisas sobre processos que podem ser aplicados para a remoção de cianotoxinas. Este trabalho objetivou efetuar um levantamento bibliográfico sobre o desenvolvimento e aplicação de tecnologias avançadas para remoção de cianobactérias e cianotoxinas presentes em água destinadas ao abastecimento público, avaliando a eficiência de diversas variantes dos Processos Oxidativos Avançados (POA's), assim como a adsorção por carbono ativado. Foi possível encontrar em materiais publicados, informações relevantes quanto ao uso de tecnologias avançadas para remoção de cianobactérias e cianotoxinas presentes em água de abastecimento público. Pode-se concluir que esses estudos avançaram bastante no Brasil, desde que estes organismos passaram a apresentar dominância em mananciais de abastecimento e frente aos futuros cenários de mudanças climáticas, os quais apontam que estas tendem a persistir nesses ambientes.

Palavras-chave: Cianobactérias. Cianotoxinas. Processos Oxidativos Avançados (POA's). Carbono Ativado.

ABSTRACT

Cyanobacteria are prokaryotic microorganisms that have cellular structures similar to bacteria, but capable of photosynthesis because they have chlorophyll in their cells. They stand out for their ability to produce toxins that, if released into water, can make it unfit for consumption. These microorganisms and their metabolites are not completely eliminated in conventional water treatment, which makes it impossible to comply with the current potability ordinance. The proof of the limitations of conventional treatment promoted the development of research on processes that can be applied to the removal of cyanotoxins. This work aimed to carry out a literature review on the development and application of advanced technologies for the removal of cyanobacteria and cyanotoxins present in water destined for public supply, evaluating the efficiency of several variants of Advanced Oxidative Processes (AOP's), as well as the adsorption by activated carbon. It was possible to find in published materials, relevant information regarding the use of advanced technologies for the removal of cyanobacteria and cyanotoxins present in public water supplies. It can be concluded that these studies have advanced a lot in Brazil, since these organisms started to present dominance in supply sources and in the face of future climate change scenarios, which indicate that these tend to persist in these environments.

Keywords: Cyanobacteria. Cyanotoxins. Advanced Oxidative Processes (AOP's). Activated Carbon.

1 INTRODUÇÃO

As modificações nos ecossistemas aquáticos ocorrem quando o aporte de efluentes orgânicos, como esgoto sanitário e resíduos sólidos urbanos, por exemplo, é maior que a capacidade de autodepuração que os ecossistemas aquáticos possuem para degradá-los. O aumento da quantidade de nutrientes na água oriundos desses efluentes orgânicos, especificamente o nitrogênio e o fósforo, despejados é chamado de eutrofização. O principal efeito desse processo é a proliferação excessiva de produtores primários tais como cianobactérias, microalgas e plantas aquáticas, que têm como fonte de energia principalmente, moléculas orgânicas contendo fósforo e nitrogênio, podendo multiplicar-se rapidamente (DUPASA et al., 2015; ATROCH, 2018).

Episódios de florações nos reservatórios brasileiros têm sido observados comumente, principalmente a espécie *Microcystis aeruginosa*, que recebe grande atenção das pesquisas pela sua ampla distribuição geográfica em todos os continentes e pela frequente produção de microcistinas (ALBUQUERQUE, et al., 2019). Presentes em mananciais do nordeste brasileiro, esta espécie produz a toxina microcistina-LR – tipo de hepatotoxina constituída por sete aminoácidos, sendo cinco fixos e dois variáveis. Caracterizada também pelo arranjo dos seus aminoácidos, variação em nível de metilação e hidroxilação, sequência de peptídeos (WELKER et al., 2006; GUERRA et al., 2015), que podem causar intoxicações agudas e crônicas, dependendo da dose ingerida, possibilita a morte de animais em algumas horas ou dias.

A Portaria nº 1.469 de 29 de dezembro de 2000 do Ministério da Saúde introduziu a legislação sobre cianobactérias e suas toxinas e estabeleceu novos procedimentos e encargos para o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, em decorrência da morte de mais de 50 pacientes, em 1996, em uma clínica de hemodiálise em Caruaru, Pernambuco, Brasil, após receberem durante vários meses por via intravenosa água com cianotoxinas, em especial microcistina-LR (AZEVEDO et al., 2002; FALCONER; HUMPAGE, 2005 apud BARBOSA et al., 2017). Foi o primeiro evento de mortes humanas por microcistinas efetivamente comprovadas e ocasionou acelerada mudança da legislação mundial sobre qualidade e o controle da água potável e dos mananciais, sob orientação da Organização Mundial da Saúde.

De modo a diminuir os riscos à saúde associados à presença de florações de cianobactérias e dos seus produtos secundários oriundos das atividades metabólicas, em águas de abastecimento, a Portaria nº 888/2021, do Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro, de 4 de maio de 2021, inclui a obrigatoriedade do monitoramento da ocorrência de cianobactérias potencialmente nocivas, testes de toxicidade e análises de cianotoxinas em mananciais destinados ao abastecimento e na água para consumo humano. O tratamento de água convencional baseado nos processos: coagulação, floculação, sedimentação e filtração eliminam parte significativa dos microrganismos presentes na água, incluindo as cianobactérias, e podem ser efetivos para remover as toxinas quando estas se encontram na forma intracelular, mas não as removem completamente, por muitas vezes, não sendo possível atingir o padrão de potabilidade vigente (BARBOSA et al., 2015; DI BERNARDO et al., 2010). Contudo, essa categoria de tratamento não tem se mostrado eficiente na remoção das frações dissolvidas das cianotoxinas. Dessa forma, para a garantia da saúde pública, tem sido estudada a aplicação de tecnologias complementares àquelas utilizadas no tratamento de ciclo completo das estações de tratamento de água (ETA) (ARAÚJO et al., 2018).

Diante do exposto, este trabalho objetivou efetuar um levantamento bibliográfico sobre o desenvolvimento e aplicação de tecnologias avançadas para remoção de cianobactérias e cianotoxinas, especificamente a microcistina, presentes em água de abastecimento público, que são a causa de sérios riscos à saúde pública, avaliando a eficiência de diversas variantes dos Processos Oxidativos Avançados (POA's), assim como a adsorção por carbono ativado, considerando a possibilidade de sua aplicação em escala real nas estações de tratamento de águas.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Cianobactérias e a produção de cianotoxinas

Microrganismos procariontes (ausência de membrana delimitando o material genético do citoplasma e outras organelas), que possuem estruturas celulares análogas às bactérias, porém, capazes de realizar fotossíntese por possuírem clorofila em suas células (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006), as cianobactérias, anteriormente denominadas por cianofíceas ou algas azuis, foram denominadas erroneamente desta forma por produzirem, além da clorofila, pigmentos como as

ficobiliproteínas, que pode conferir ao organismo coloração vermelha (ficoeritrinas) ou azul (ficocianinas e aloficocianinas) (HAN et al., 2013).

Estima-se que esses organismos tenham surgido no planeta há 3,5 bilhões de anos, segundo registros fósseis. São formidáveis produtores primários de matéria orgânica, capazes de fixar ampla quantidade de dióxido de carbono e liberar oxigênio, exercendo papel primordial na oxigenação da atmosfera terrestre. Algumas espécies são capazes ainda de fixar nitrogênio atmosférico, através de células diferenciadas denominadas heterocistos (YOO et al., 1995; BERMAN-FRANK, 2003; HAGEMANN, 2011 apud KINOSHITA, 2015).

Além das características estruturais, as cianobactérias destacam-se pela capacidade de produzir, como metabólitos secundários, toxinas que se liberadas na água, podem torná-la imprópria para o consumo, além de causar efeitos deletérios em outras espécies. Não se sabe ainda ao certo qual a função dessas toxinas que justifique sua produção, mas uma hipótese levantada é que tais compostos possam operar como um mecanismo de proteção contra predadores (CARMICHAEL, 1992 apud MICHELETTO, 2017).

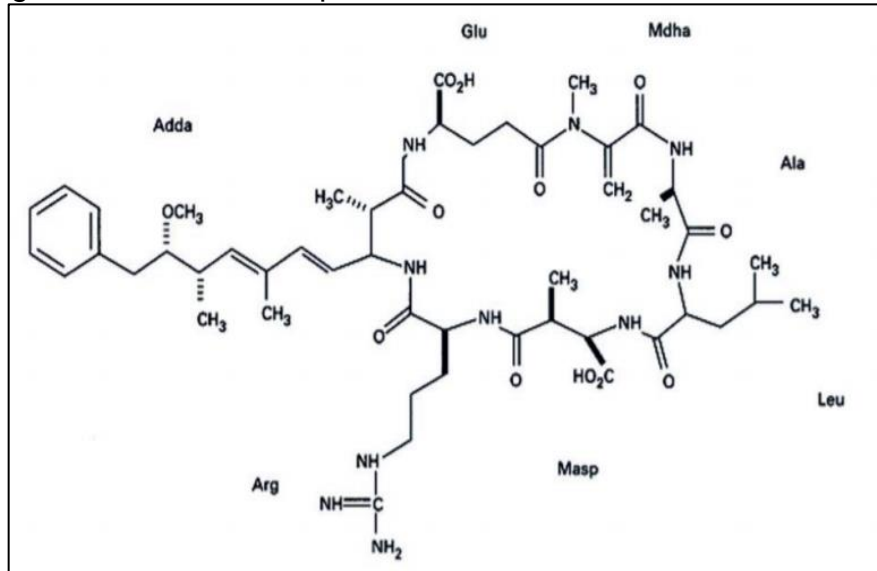
A presença de cianotoxinas em mananciais de abastecimento público, tem se tornado um problema crescente no Brasil onde existe uma apreensão, tanto dos governantes quanto da opinião pública, de que estas toxinas possam afetar a saúde humana, seja através do consumo de água contaminada, seja através de pescado (FERRÃO-FILHO et al., 2009; MAGALHÃES et al., 2003 apud TORQUATO, 2012).

O gênero de cianobactéria *Microcystis* possui a capacidade de produzir a microcistina, uma das classes de toxinas que possui efeito hepatotóxico e age como inibidora das enzimas fosfatase PP1 e PP2A. Essas enzimas são basilares para inúmeras reações metabólicas que regulam atividades intracelulares. Em mamíferos, por exemplo, essa inibição pode, em grau superior, levar à desestabilização das proteínas estruturais dos hepatócitos, culminando com o desacoplamento das células do fígado, causando hemorragias, necroses ou o aparecimento de tumores (BISCHOFF, 2001; CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006 apud MICHELETTO, 2017).

Quanto à estrutura molecular, a microcistina é um heptapeptídeo cíclico composto por sete aminoácidos, sendo dois variáveis, proporcionando cerca de 60 variantes desta toxina, sendo a estrutura geral descrita como: ciclo-(D-alanina¹-X²-D-MeAsp³-Y⁴-Adda⁵-D-glutamato⁶-Mdha⁷), onde D-MeAsp³ é D-eritro-β-ácido metilaspártico, Mdha é N-metildehidroalanina e Adda é (2S, 3S, 8S, 9S)-3-amino-9-

metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenildeca-4,6-ácido dienóico e a variante mais relevante dessa toxina é a microcistina-LR (SOARES, 2009), cuja estrutura pode ser observada na Figura 1.

Figura 1 – Desenho esquemático da molécula de microcistina-LR



Fonte: SANTOS (2014, com adaptações).

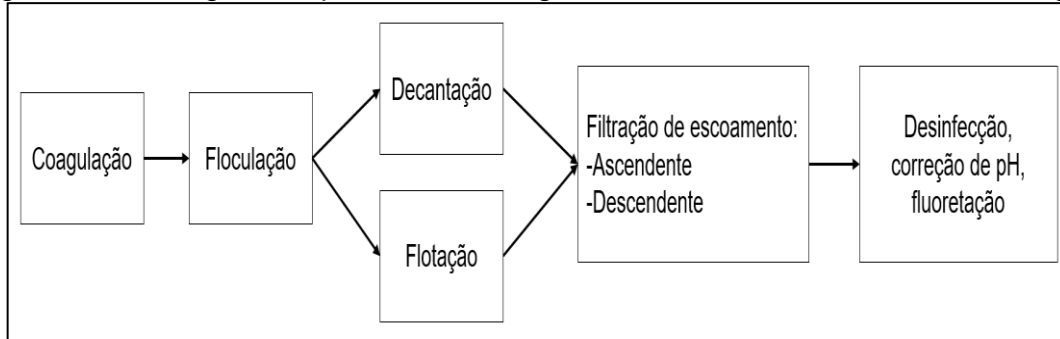
Em águas utilizadas para o abastecimento público, nem sempre essa toxina é eficazmente removida e pode chegar à residência dos consumidores, representando um risco à saúde da população (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006). Segundo Soares (2009), no incidente em Caruaru-PE (1996), mais de 50 pacientes renais faleceram após intoxicação com microcistinas contidas na água utilizada no tratamento de hemodiálise, os pacientes sobreviventes chegaram a apresentar toxinas no soro por mais de três meses após o período de exposição (dados não publicados). Mesmo após esse incidente, o governo brasileiro levou 8 anos para emitir a primeira portaria do Ministério da Saúde, a qual estabelecia limite de $1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para microcistinas em água potável, além da obrigatoriedade de controlar o crescimento de cianobactérias em mananciais (BRASIL, 2004; MICHELETTO, 2016).

2.2 Cianotoxinas e suas implicações no tratamento convencional de águas

Considerada a tecnologia mais empregada no tratamento de água das ETAs do Brasil, o tratamento denominado “convencional” ou de ciclo completo é concebido de etapas sequenciadas das operações químicas e unitárias: coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração, desinfecção, correção final do pH e fluoretação (DE

ALMEIDA, 2017). O fluxograma típico de tratamento convencional de água pode ser observado na Figura 2.

Figura 2 – Fluxograma típico da tecnologia de tratamento convencional de água



Fonte: LIBÂNIO (2010, com adaptações).

Conforme mostram os dados do IBGE (2011), no Brasil, a maior parte do volume de água tratada distribuída (69,2%) sofre o processo convencional de tratamento, empregado em maiores proporções nas Regiões Nordeste, Sudeste e Sul. A Região Norte possui o tratamento convencional realizado em 40,8%, da água distribuída e que recebe alguma categoria de tratamento (menos da metade), sendo que 31,7% do tratamento da água é feito por processos não convencionais e 27,4% é feito por simples desinfecção.

A presença de cianobactérias na água bruta pode causar problemas operacionais nas estações de tratamento, como interferências nos processos de coagulação, de floculação, colmatação de filtros, sabor e odor indesejáveis e aumento da carência de produtos para a desinfecção, e conseqüentemente, redução da eficiência dos processos de tratamento, resultando em problemas de qualidade da água tratada, representando um desafio ao tratamento de água de abastecimento, em razão da remoção de substâncias orgânicas nas formas solúveis (extracelular) e particulada (intracelular) (CRUZ, 2017).

Chow et al. (1999) e Drikas et al. (2001), conforme citado por Newcombe e Nicholson (2004) afirmam que o tratamento de água para consumo humano contendo cianobactérias requer cuidados especiais e que cerca de 50-95% dos compostos tóxicos produzidos pelas cianobactérias são intracelulares, que podem ser eficientemente removidos por coagulação convencional/floculação ou tratamento de membrana, desde que se mantenha preservada a integridade da parede celular. Em

contrapartida, também haverá toxina dissolvida presente, e esta questão deve ser tratada pelas autoridades de água desafiadas por proliferações de algas tóxicas.

Para minimizar os riscos de contaminação da água para consumo humano com cianotoxinas, a Portaria nº 888/2021/MS/GM, preconiza que os responsáveis por sistemas de abastecimento de águas com captação em mananciais superficiais devem realizar monitoramento para identificação e contagem de células de cianobactérias. Se a concentração de células for superior a 10.000 células.mL⁻¹, o monitoramento deve ser semanal e trimestral para os casos onde a concentração encontre-se inferior a este valor. Nas situações em que a análise de cianotoxinas realizada na água bruta (entrada da ETA) ou em pelo menos um ponto de captação for superior ao Valor Máximo Permitido – VMP (Tabela 1), torna-se obrigatória a realização da análise de cianotoxinas na saída do tratamento com frequência semanal.

Tabela 1 – Padrão de cianotoxinas da água para consumo humano

Parâmetro	Unidade	VMP
Cilindrospermopsinas	Mg.L ⁻¹	1,0
Microcistina	Mg.L ⁻¹ (equivalente de MCYST-LR)(1)	1,0
Saxitoxinas	Mg.L ⁻¹ (equivalente STX)	3,0

Fonte: BRASIL (2021, com adaptações).

(1) O valor representa o somatório das concentrações de todas as variantes de microcistinas.

A comprovação das limitações do tratamento convencional promoveu o desenvolvimento de pesquisas de vários processos que podem ser aplicados para a eliminação de cianotoxinas no tratamento de água para abastecimento humano. Estes, baseiam-se em, por exemplo, adsorção em carbono ativado, processos oxidativos avançados, ultrafiltração, entre outros, com resultados positivos para remoção de cianobactérias e cianotoxinas, que além de eficientes são de baixo custo. O conhecimento de opções de tratamento confiáveis, aplicáveis em uma variedade de condições, para as toxinas extracelulares produzidas por cianobactérias, são de importância crucial para a indústria internacional de água (GUERRA et al., 2015; ALBUQUERQUE,2017; BARBOSA, 2018).

2.3 Tecnologias avançadas de tratamento de água para remoção de cianobactérias e cianotoxinas

2.3.1 Processos Oxidativos Avançados (POA's)

Os POAs destacam-se por serem tratamentos alternativos que, pela ação do radical hidroxila, favorecem a degradação de espécies orgânicas. Estes processos caracterizam-se pela capacidade de modificar, em parte ou por completo, os poluentes em espécies mineralizadas (mais simples) como dióxido de carbono, água, ânions inorgânicos ou substâncias menos tóxicas e de fácil degradação por tecnologias comuns. Entretanto, cabe ressaltar que em algumas situações os produtos de degradação dos POAs podem ser mais tóxicos e menos biodegradáveis dos que os compostos originais. Um critério importante a ser considerado na avaliação de tecnologias de tratamento é a formação potencial de poluentes orgânicos persistentes (POPs) e outros subprodutos tóxicos (DA CONCEIÇÃO ALBUQUERQUE et al., 2020; PIGNATELLO et al., 2006 apud ARAÚJO et al., 2016).

Uma vez gerados, os radicais hidroxila, podem acometer as moléculas orgânicas por (1) adição do radical, (2) abstração de hidrogênio, (3) transferência de elétrons e (4) combinação de radicais (METCALF; EDDY, 2015), conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 – Descrição dos mecanismos que são realizados nas reações envolvendo radicais hidroxila

<p>1. Por adição do radical: A adição do radical hidroxila a um composto orgânico tem como resultado a produção de um composto orgânico radical que pode ser posteriormente oxidado por compostos com oxigênio ou ferro ferroso para gerar produtos finais oxidados estáveis. A adição do radical é bem mais rápida que a abstração do hidrogênio. Nas reações seguintes a abreviação R é utilizada para representar o composto orgânico reagente.</p> $R+HO^{\bullet} \rightarrow RHO^{\bullet} \quad (1)$
<p>2. Por abstração de hidrogênio: O radical hidroxila pode ser utilizado para extrair um átomo de hidrogênio de compostos orgânicos. A remoção de um átomo de hidrogênio tem como resultado a formação de um composto orgânico radical, iniciando uma reação de cadeia onde o composto orgânico reage com o oxigênio, produzindo um radical hidroxila, que pode reagir com outro composto orgânico e assim sucessivamente.</p> $R+HO^{\bullet} \rightarrow R^{\bullet}+H_2O \quad (2)$
<p>3. Por transferência de elétron: A transferência de elétrons tem como resultado a formação de íons com valências maiores. A oxidação de um íon monovalente negativo resulta na formação de um átomo ou de um radical livre. Na reação seguinte, n é utilizado para denotar a carga no composto orgânico reagente R.</p> $R^n+HO^{\bullet} \rightarrow R^{n-1}+OH^- \quad (3)$
<p>4. Por combinação de radicais: Dois radicais podem combinar-se para formar um produto estável.</p> $HO^{\bullet}+HO^{\bullet} \rightarrow H_2O_2 \quad (4)$

Fonte: METCALF e EDDY (2015, com adaptações).

Dezotti (2008), conforme citado por Araújo et al. (2016) listou algumas vantagens que os POAs apresentam, dentre elas: elevado poder oxidante; mineralização total dos poluentes e oxidação total de espécies inorgânicas; versatilidade e eficiência; decomposição dos reagentes utilizados como oxidantes em produtos de menor impacto ao meio ambiente; e condições operacionais de temperatura e pressão ambiente.

Sob outra perspectiva, algumas desvantagens são relacionadas ao uso dos POAs, tais como: o custo do tratamento devido a equipamentos adicionais e custos com reagentes, lâmpadas, energia; a presença de compostos oxidantes que podem interferir nas análises das substâncias; o ataque do radical hidroxila às outras etapas do tratamento, em especial ao lodo do tratamento biológico (JARDIM e CANELA, 2004 apud KIFFER, 2019).

Existem várias categorias de processos denominados POAs que basicamente se dividem em homogêneos e heterogêneos. Os sistemas homogêneos não apresentam catalisador na fase sólida. Os sistemas heterogêneos possuem catalisadores semicondutores como o TiO_2 , ZnO e Fe_2O_3 , que aceleram a velocidade da reação até atingir um equilíbrio químico sem sofrerem alteração química (NOGUEIRA, 2007 apud DA SILVA, 2015). A Tabela 1 apresenta quais são e como são classificados esses métodos, que também são classificados conforme a presença ou não de radiação ultravioleta.

Tabela 2 – Classificação dos sistemas típicos dos processos oxidativos avançados
Processos Oxidativos Avançados (POAs)

Sistemas Homogêneos		Sistemas Heterogêneos	
Com radiação	Sem radiação	Com radiação	Sem radiação
$\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	O_3	Feixe de elétrons	Eletronfenton
O_3/UV	$\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ (Fenton)	$\text{TiO}_2/\text{O}_2/\text{UV}$	Processos eletroquímicos
Foto-Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}/\text{UV}$)	$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$	$\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}/\text{UV}$	
$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$	O_3/OH^-		

Fonte: NASCIMENTO et al. (2017, com adaptações).

Entre os homogêneos, destacam-se os baseados na reação de *Fenton* ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$) e os que têm o ozônio como reagente principal. Já nos processos heterogêneos, pode-se afirmar que a fotocatalise com TiO_2 é o método mais comumente utilizado (TEIXEIRA e JARDIM, 2004 apud KIFFER, 2019).

2.3.1.1 Sistema H_2O_2/UV

O peróxido de hidrogênio (H_2O_2), por ser um líquido incolor apresenta aplicabilidade de utilização nos tratamentos fotoquímicos e tem obtido êxito na remoção de contaminantes presentes em águas e efluentes industriais. Para estes, a transparência óptica do líquido a ser tratado é de fundamental importância, não absorvendo a luz visível e absorvendo apenas uma pequena parcela da radiação ultravioleta (UV) com comprimento de onda acima de 280 nm. Este processo combinado pode se considerar muito mais eficiente que o uso separado de cada um, já que ocorre maior produção de radicais hidroxila (TAMBOSI, 2005, apud WADA, 2017).

De acordo com Brito e Silva (2011), o emprego do peróxido de hidrogênio combinado com a radiação ultravioleta (UV) ocorre conforme a Equação 5 sendo considerada mais eficiente pela geração do radical hidroxila ($\cdot OH$), o agente químico com maior poder de oxidação.

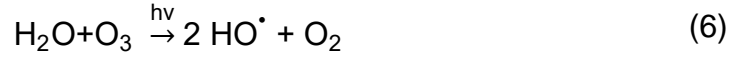


Através do UV, o micropoluinte orgânico e o H_2O_2 são irradiados com feixes de luz, chamado de fótons no comprimento de onda menor de 280 nm, causando a quebra da molécula de peróxido, gerando radicais hidroxilas que podem oxidar o composto orgânico. O processo de tratamento UV/ H_2O_2 é de fácil manuseio e apresenta vantagem em relação ao baixo custo com o oxidante H_2O_2 e outros, como, por exemplo, boa solubilidade em água e grande possibilidade de estoque no local. Esse processo pode apresentar variação da sua estabilidade conforme as características do meio, como pH, temperatura e a presença de espécies reativas (DANTAS, 2005 apud WADA, 2017).

2.3.1.2 Sistema O_3/UV

Mesmo sendo considerado um oxidante forte, a oxidação de substâncias químicas apenas por ozônio, de uma maneira geral, não permite que compostos recalcitrantes sejam totalmente degradados a CO_2 e água, podendo gerar, em alguns casos, compostos intermediários mais tóxicos do que os iniciais. Dessa maneira, a combinação entre a radiação UV e ozônio torna-se uma alternativa viável.

Segundo Metcalf e Eddy (2015), os POAs que utilizam ozônio e radiação UV iniciam-se pela fotólise do ozônio, que produz a formação de radicais hidroxilas, como mostram as reações contidas nas equações 6 e 7.



O efeito provocado pela ação conjunta do ozônio com irradiação UV é interessante, pois coexistem três processos de degradação: a fotólise direta, a ozonização direta e a oxidação por radicais hidroxilas, gerando reações rápidas e não seletivas.

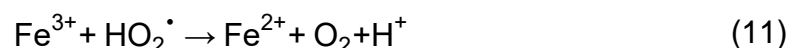
2.3.1.3 Sistema Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$)

O sistema de *Fenton* é um dos POAs mais antigos e mais estudados, foi descoberto em 1894 por H.J.H. Fenton o qual descobriu que a combinação de íons ferrosos com peróxido de hidrogênio promove a oxidação do ácido málico (HUANG; DONG; TANG, 1993 apud NASCIMENTO et al., 2017).

Esse sistema é constituído por íons ferrosos e peróxido de hidrogênio, sendo os radicais hidroxilas (OH^\bullet) gerados conforme a reação contida na Equação 8 e o radical hidroxila gerado pode reagir com Fe^{2+} (Equação 9).



Os íons férricos formados, podem reagir com o peróxido de hidrogênio formando íons ferrosos e radicais livres (peroxil), e a reação do HO_2^\bullet com o Fe^{3+} promove a formação de Fe^{2+} e O_2 (Equação 10 e 11).



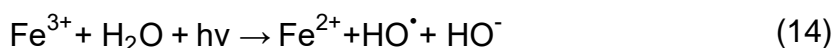
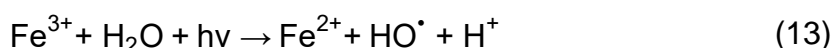
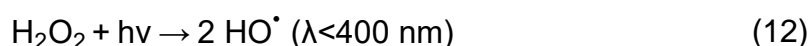
Para esse sistema faz-se necessário otimizar a concentração do peróxido de hidrogênio e dos íons ferrosos, pois os mesmos podem ser prejudiciais na formação dos radicais hidroxila, e assim diminuir a eficiência do processo de degradação (TANG; TASSOS, 1997; KANG; LIÃO; HUNG, 1999 apud NASCIMENTO et al., 2017).

Uma das vantagens do uso do processo *Fenton* é a sua fácil operacionalidade, sem presença de radiação, a temperatura ambiente e a pressão atmosférica. Por outro lado, é necessária atenção à quantidade de lodo gerada devido à possível coagulação promovida pelos sais de ferro formados na hidrólise. O uso de polímeros na etapa de coagulação química de um possível sistema de tratamento convencional pode ser benéfico. Além do natural cuidado que se deve ter ao associar a geração de radicais hidroxila a sistemas biológicos (TEIXEIRA e JARDIM, 2004 apud KIFFER, 2019).

2.3.1.4 Sistema Foto-Fenton ($H_2O_2/Fe^{2+}/UV$)

O processo que combina a radiação UV com a reação de *Fenton* é chamado de Foto-Fenton e pode proporcionar uma maior eficiência de degradação, pois o processo de fotólise do peróxido de hidrogênio contribui para a aceleração da formação de radicais $\cdot OH$.

Avaliado já na década de 50, o processo foto-Fenton utiliza-se de radiação com a finalidade de acelerar e aumentar o rendimento da oxidação. Além das reações já conhecidas no processo *Fenton* debatidas no tópico anterior, a presença de radiação pode levar a reações paralelas tais como a fotólise de peróxido de hidrogênio (Equação 12) e a redução do Fe^{3+} a Fe^{2+} (Equações 13 e 14) que contribuem para o aumento da geração de radicais hidroxilas e para a regeneração do catalisador, fechando, com isso, um ciclo oxidação/redução dos íons ferro que possibilita um maior rendimento do processo além da economia de reagentes (NOGUEIRA et al., 2007).



Segundo Souza (2005), o uso do processo foto-Fenton possui algumas limitações em relação ao pH e a formação de precipitados coloidais de hidróxido férrico (a faixa de pH ótima está entre 3 a 5, quando o pH está acima de 5 ocorre transição dos íons Fe^{2+} hidratados para espécies coloidais férricas $Fe(OH)_3$ e também, decomposição catalítica do H_2O_2 em O_2 e H_2O , que impede a formação de $\cdot OH$), temperatura de operação, sendo a recomendada entre 20 a 30°C (quando operado em temperaturas superiores a 40 e 50°C, ocorre a decomposição catalítica do H_2O_2

em O₂ e H₂O, que impede a formação de ·OH), concentração de Ferro (que deve ser na razão mássica de Fe:H₂O₂ de 1:5) e cor do efluente (também influencia na eficiência do processo de tratamento, cuja presença de material em suspensão, coloidal ou em solução, óleos e outras substâncias absorvem a radiação da luz, impedindo a penetração no efluente e reduzindo, conseqüentemente, a ação dos oxidantes).

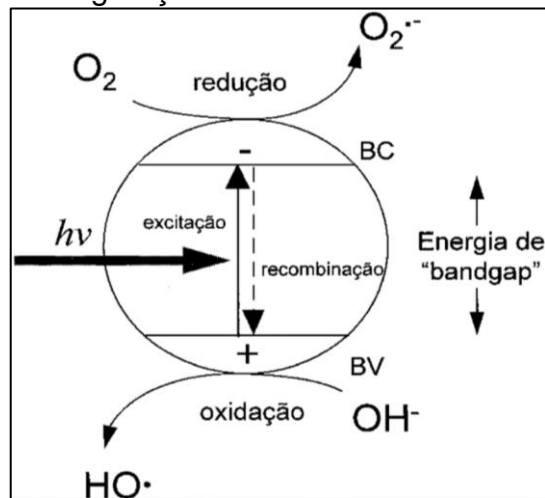
Uma das vantagens apresentadas da utilização do sistema *Fenton* foto-assistido está concebido pela possibilidade da utilização de fontes de radiação menos energéticas, sem perda da eficiência. Um avanço dos processos foto-Fenton é a utilização de luz solar como fonte de radiação com elevada eficiência de degradação (NOGUEIRA; OLIVEIRA; PATERLINI, 2005), o que confere uma alta potencialidade de aplicação em sistemas contínuos de tratamento.

2.3.1.5 Fotocatálise heterogênea catalisada por TiO₂

A fotocatalise heterogênea baseia-se na irradiação com luz ultravioleta sobre um semicondutor sólido, tipicamente o dióxido de titânio (TiO₂), para a geração do radical hidroxila. O TiO₂ é selecionado como semicondutor nessas aplicações por ser atóxico, bastante resistente a fotocorrosão e ativo a temperatura ambiente. A irradiação com luz de comprimento de onda menor que 385 nm produz elétrons (e⁻) na banda de condução do TiO₂ e vacâncias positivas (h⁺) na banda de valência do mesmo. Os vazios da banda de valência do semicondutor podem reagir com íons hidróxido ligados à superfície (Equação 15) ou com moléculas de água (equação 16), produzindo dessa forma radicais hidroxila em ambos os casos (BAIRD, 1999; MALATO et al., 2002 apud PEREIRA 2007) (Figura 3).



Figura 3 – Esquema representativo da partícula do semiconductor dióxido de titânio na geração dos radicais hidroxila



Fonte: ALMEIDA (2004, com adaptações).
(BV = banda de valência e BC = banda de condução).

O uso do TiO_2/UV apresenta desvantagens no que concerne à recuperação e separação do catalisador TiO_2 do efluente após a reação. Este problema pode ser solucionado imobilizando o catalisador em um material suporte sem a perda da atividade (YEBER et al., 2000).

A energia necessária para ativar o TiO_2 é em torno 3,2 elétrons volts (eV), que corresponde à irradiação UV de comprimento de onda menor que 387 nm. Isto possibilita a utilização da luz solar como fonte de radiação, tendo em vista que comprimentos de onda nesta faixa representam, aproximadamente, 3% do espectro solar que abrange a superfície da terra. A utilização da luz solar como fonte de irradiação ultravioleta é uma alternativa promissora e econômica. A fotocatalise heterogênea se torna uma técnica mais atrativa economicamente em relação aos outros POAs quando se utiliza a luz solar. No entanto, possui pontos negativos, tais como a dependência no tempo/clima e maiores requisitos de área para exposição do efluente (ALATON; BALCIOGLU; BAHNEMANN, 2002 apud PEREIRA, 2007).

2.3.2 Adsorção por carbono ativado

Pode-se entender como adsorção o processo pelo qual uma substância se acumula na “interface” entre duas fases que podem ser líquido-líquido, líquido-sólido e gás-líquido. A fase em que ocorre o acúmulo da substância é denominada adsorvente e qualquer substância adsorvida é denominada adsorvato (NOLL, GOUNARIS E HOU, 1992 apud DUARTE, 2011).

Brady (1990), conforme citado por Guerra et al. (2015), afirmam que a adsorção de contaminantes por carbono ativado pode ser classificada como adsorção física ou química e trata-se de um processo complexo. A adsorção física é reversível e acontece quando forças de atração molecular entre o soluto e o adsorvente são maiores que as forças de atração entre soluto e solvente. Dessa forma, o soluto será adsorvido pela superfície do carbono através das forças de atração de *Van Der Waals*. Já na adsorção química, a reação ocorre entre a superfície do carbono e o soluto adsorvido, sendo a reação geralmente irreversível.

O carbono ativado é um material carbonáceo demasiadamente poroso com grande área superficial e elevada capacidade adsorvente. Atualmente, uma das substâncias adsorventes mais utilizadas no mundo no tratamento de águas destinadas ao consumo humano e para tratar águas residuais industriais, em particular na indústria química por ser um excelente adsorvente de moléculas que causam sabor e odor na água e com poderes genotóxicos e mutagênicos (MULLER, 2008 apud BARBOSA et al., 2017).

O carbono ativado é proporcionado em duas formas, ambas rotineiramente utilizadas no tratamento de água: a granular – CAG e em pó – CAP. A principal diferença do carbono ativado em pó para o carbono ativado granular é o tamanho das partículas do material. O CAP possui partículas com no máximo 100 µm de tamanho. Cerca de 65 a 95% do carbono ativado em pó disponível comercialmente passa na peneira 325 de abertura referente a 44 µm (BRADY, 1997; SNOEYINK, 1990 apud SILVA, 2005).

2.3.2.1 Adsorção por carbono ativado em pó (CAP)

Segundo Silva (2005), o emprego do CAP está geralmente associado a situações emergenciais, devido a sua facilidade de implantação numa ETA já construída, como, por exemplo, quando a água apresenta problemas associados à presença de algas, com ocorrência sazonal. Quando a qualidade água não apresenta intermitência ou possui grandes concentrações de poluentes, recomenda-se empregar o CAG.

Por ser facilmente incorporado ao tratamento convencional, o CAP é adicionado a água, misturado por um certo tempo e depois pode ser removido como floco na descarga de lodo do decantador ou durante a lavagem do meio filtrante. A adsorção de moléculas ocorre enquanto está em contato com a água, por isso é

importante que o ponto de aplicação do CAP seja estudado para se obter êxito no tratamento proposto (Brady, 1997). No Quadro 1, tem-se a descrição de Snoeyink (1990) das vantagens e desvantagens dos diferentes pontos de aplicação do CAP.

Quadro 2 – Vantagens e desvantagens dos diferentes pontos de aplicação do CAP

Ponto de adição	Vantagens	Desvantagens
Entrada da ETA	<ul style="list-style-type: none"> Boa mistura; Tempo de contato longo; Remoção quase que total do CAP no decantador; Pouca interferência com coagulantes. 	<ul style="list-style-type: none"> Algumas substâncias que deveriam ser removidas por coagulação são adsorvidas. Desse modo, pode haver um aumento na dosagem de CAP utilizada.
Antes da Mistura rápida (neste caso usa-se solução previamente diluída)	<ul style="list-style-type: none"> Excelente mistura para o tempo de contato projetado. Pouca interferência com coagulantes; Adicional tempo de contato possível durante a floculação e sedimentação; Remoção quase que total do CAP no decantador. 	<ul style="list-style-type: none"> Um novo tanque misturado deve ser instalado; Algumas competições podem ocorrer com moléculas que deviam ser removidas pelos coagulantes. Desse modo, pode haver um aumento na dosagem de CAP utilizada.
Mistura rápida	<ul style="list-style-type: none"> Boa mistura durante a mistura rápida e floculação; Razoável tempo de contato; Remoção quase que total do CAP no decantador. 	<ul style="list-style-type: none"> Possível redução na taxa de adsorção por causa de interferências do coagulante; Para alguns contaminantes, o tempo de contato pode ser curto demais para atingir o equilíbrio da adsorção; Algumas competições podem ocorrer com moléculas que deviam ser removidas pela coagulação.
Entrada do filtro	<ul style="list-style-type: none"> As moléculas que devem ser removidas por coagulação não sofrem a interferência do CAP. 	<ul style="list-style-type: none"> Possibilidade de ocorrência de trespasse do adsorvato; Aumento da perda de carga no filtro devido ao acúmulo de CAP nos interstícios do meio filtrante (reduzindo a carreira de filtração); Menor tempo de contato; Maior dosagem de carbono para compensar as interferências como cloro livre, cloro combinado, etc.

Fonte: SNOEYINK (1990, com adaptações).

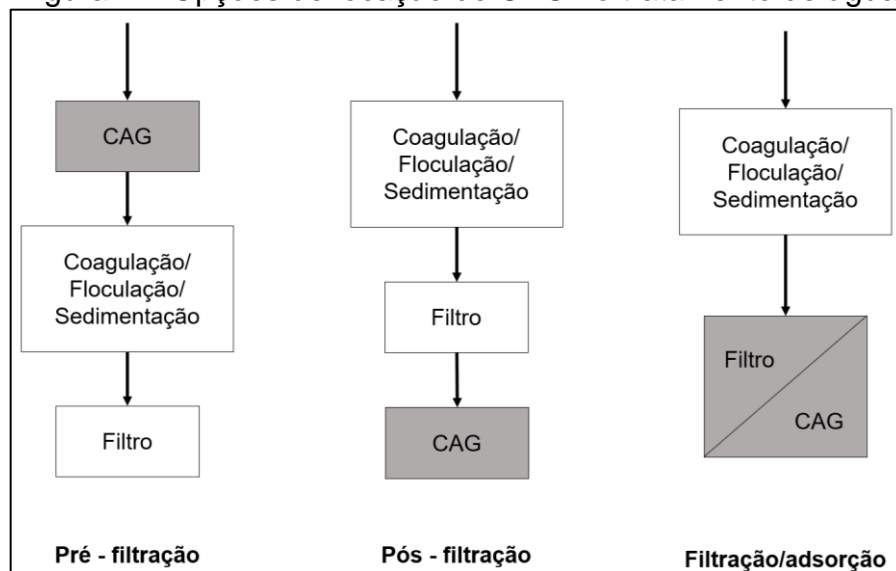
A forma pulverizada (em pó) é um adsorvente eficaz para o tratamento de compostos orgânicos persistentes, não biodegradáveis. Apresenta como principal vantagem do seu emprego o fornecimento contínuo, podendo ser utilizado sazonalmente ou, ocasionalmente, quando há risco de micropoluentes orgânicos estarem presentes em concentrações elevadas (AKTAS e ÇEÇEN, 2007 apud CARTAXO et al., 2020).

2.3.2.2 Adsorção por carbono ativado granular (CAG)

A forma granular é um meio filtrante poroso usado há várias décadas no tratamento de água para abastecimento, que possui elevada área superficial e adsorve compostos de natureza variada, e deste modo propicia condições para a degradação biológica de diversas substâncias orgânicas (DUARTE, 2011).

Silva (2005) aponta que existem três opções básicas de localização do CAG no tratamento convencional de água (Figura 3), são elas: o pré-tratamento, onde o CAG é colocado antes da filtração do tratamento convencional; a pós-filtração, em que o CAG é implantado depois da filtração convencional; e a filtração/adsorção, que é um processo combinado de filtração convencional com CAG.

Figura 4 – Opções de locação do CAG no tratamento de água



Fonte: BRADY (1997, com adaptações).

Segundo Masschelein (1992), a utilização do CAG no tratamento de água verifica-se em particular a circunstâncias em que as fontes de água são extremamente poluídas e apresentam oscilações regulares de qualidade. A maior vantagem dessa opção de uso do carbono ativado é a garantia da segurança de um tratamento cuja remoção é permanente; além da capacidade de regeneração do produto, fato que não se observa no CAP, pois quando utilizado fica retido no lodo formado no decantador e na água de lavagem dos filtros.

3 METODOLOGIA

A metodologia empregada neste estudo foi a análise de fontes bibliográficas, através da obtenção de dados e coleta de informações contidas em teses, dissertações e artigos de periódicos nacionais e internacionais, por meio das fontes

constituídas por recursos eletrônicos nos portais da Capes, *Science Direct* e nas Publicações do *Scielo (Scientific Electronic Library Online)*. A partir do levantamento bibliográfico, foi realizada uma pesquisa fundamentada em diferentes autores e suas contribuições para produção científica no tema “Tratamento avançado de água de abastecimento e remoção de cianotoxinas”. No criterioso levantamento bibliográfico da literatura científica, foram priorizados trabalhos publicados nos últimos dez anos (2011-2020).

A análise das tecnologias avançadas foi realizada em relação ao tratamento convencional também denominado de ciclo completo. Foram abordados diversas variantes dos POA's como fenton, uso de luz UV, luz solar, adição de H₂O₂ e TiO₂, assim como a adsorção por CAP adicionado em diferentes pontos do tratamento ou com CAG.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir do levantamento bibliográfico realizado pode-se observar que a maioria dos estudos experimentais utilizando tecnologias avançadas de tratamento de águas ainda são realizados em sua maioria em escala laboratorial, com alguns poucos estudos em escala piloto.

O uso de uma variedade de POAs na degradação de variantes de cianotoxinas, como as microcistinas, vem sendo intensificado e excelentes resultados estão sendo obtidos. Micheletto (2016) avaliou a eficiência do processo foto-Fenton solar na degradação de microcistina-LR dissolvida em extrato bruto, em reator do tipo Coletor Parabólico Composto (CPC). Os experimentos realizados pelo autor para avaliar o efeito das variáveis Fe²⁺ e H₂O₂ na eficiência do processo mostraram efeito significativo da dosagem de Fe²⁺ na remoção de microcistina-LR. Utilizando como referência os valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) das amostras, constatou-se que a melhor dosagem de Fe²⁺ e de H₂O₂ seguem as proporções 0,318 (Fe²⁺/DQO) e 3,18 (H₂O₂/DQO), respectivamente. O processo se mostrou satisfatório na remoção de DQO (75%) e microcistina-LR (70%), após 120 minutos de tratamento. Para extrato bruto em água natural, o tratamento alcançou mineralização de 77%, e valores na remoção de microcistina-LR acima de 99% foram obtidos com apenas 45 minutos de reação.

Noronha (2020) utilizou a fotocatalise heterogênea por um sistema composto por microesferas de vidro reciclado, revestidas com TiO₂ e colocadas em contato com

água contendo cianobactérias e expostas a um painel de LED UV de baixa potência para avaliar a eficiência do sistema na eliminação de células de *Microcystis aeruginosa* e microcistinas, economizando energia e viabilizando, desta forma, sua utilização contínua nos reservatórios de forma a limitar a biomassa de cianobactérias de entrada nas estações de tratamento de água. O melhor desempenho obtido ocorreu quando as amostras foram submetidas a um maior tempo de exposição ao processo (sete dias). Os resultados demonstram que o sistema pode remover totalmente os metabólitos extracelulares enquanto remove simultaneamente as células e representa uma opção ambientalmente menos agressiva, de baixo custo e acessível com potencial para contribuir com a diminuição da carga orgânica e de toxinas em estações de tratamento de água.

Cartaxo (2018), em seu estudo, propôs um sistema constituído por dois filtros domésticos de cerâmica com dois tipos diferentes de elementos filtrantes (caullim e carbono ativado/prata) seguido por reator fotocatalítico (UV/H₂O₂) para remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e da toxina microcistina-LR (MC-LR). O estudo comparou a eficácia de distintos elementos filtrantes: F1 – com velas compostas de camadas sucessivas de Caulim, filito, PVC composto, resinas termoplásticas, apresentando parede microporosa com poros de 1,0 µm e o F2 – com velas compostas de camadas sucessivas de Caulim, Filito, Prata coloidal, Carbono ativado, Aço inox, PVC, Hot Melt, apresentando parede microporosa com poros de 0,5 µm, seguido por reator fotocatalítico (UV/H₂O₂). Aplicando-se POA, a melhor dosagem de H₂O₂ no AEF1 foi 500 mM para o tempo de oxidação de 60 minutos, condições que permitiram atingir a menor concentração de MC-LR nesse efluente (de 0,98 µg.L⁻¹) pós tratamento oxidativo, enquanto para o efluente AEF2 a menor concentração de MC-LR (de 0,6 µg.L⁻¹) foi obtida com a dosagem de 1.000 mM de H₂O₂ e tempo de oxidação de 60 minutos. Os sistemas de tratamentos propostos mostraram-se eficientes na eliminação de *M. aeruginosa* e da toxina MC-LR.

Uma grande preocupação com o tratamento utilizando POAs é a formação de subprodutos ou produtos intermediários, que podem resultar numa poluição secundária. No que se refere as microcistinas, na qual a degradação é influenciada por compostos orgânicos coexistentes e qualidade da água, a mineralização completa se torna inviável, podendo ocorrer a formação de subprodutos resultantes desta oxidação (ZONG et al., 2013). Com a oxidação da molécula de MC-LR, ocorre a

formação secundária de diversos compostos, devido aos fragmentos de molécula ainda presentes, que possuem igual, maior ou não toxicidade do composto original.

Diversos estudos utilizando oxidantes comuns ou POAs (Quadro 3) já elencaram os possíveis subprodutos gerados nas suas reações de oxidação. Nota-se que variáveis como o tipo de oxidante, pH do meio, água matriz e dosagem de oxidante podem influenciar os tipos de intermediários de oxidação de MC-LR gerados, além do favorecimento para uma rota de reação em detrimento de outra. Os POAs podem ser usados para degradação e mineralização parcial de poluentes, de modo a economizar custo, mas isso tem a principal desvantagem de gerar produtos de transformação que são mais tóxicos do que seus compostos originais (KARCI et al., 2018). Neste ponto, a avaliação dos produtos de transformação ganha importância ao ampliar o entendimento da eficiência geral para a degradação deste micropoluente.

Quadro 3 – Subprodutos produzidos por POAs na degradação de microcistinas

Autor	POA	Condições utilizadas	Subprodutos produzidos íons (m/z)
Wang et al., 2015	UV/H ₂ O ₂	Radiação ultravioleta+ 5 mg.L ⁻¹ H ₂ O ₂	70,135,160.
Moon et al., 2017	UV/H ₂ O ₂	Radiação ultravioleta + 10 mg.L ⁻¹ Fe (II) e 30 mg.L ⁻¹ H ₂ O ₂	707.4, 414.7, 429.3, 445,3, 608,6, 1052,0, 313,4, 823,6, 357,3, 245,2 e 805,7.
Albuquerque, 2017	Fenton	20 mg.L ⁻¹ Fe (II) e 60 mg.L ⁻¹ H ₂ O ₂	69, 87, 135, 159, 213, 286, 374, 445, 553, 558, 682, 778, 866, 967 e 995.
Karci et al., 2018	Foto-fenton	Radiação ultravioleta + 4 mg.L ⁻¹ Fe (II) e 40 mg.L ⁻¹ H ₂ O ₂	795, 835, 515, 1030, 532, 1010, 966, 513 783, 508, 1012, 522, 1028,1046 e 514.
Sun et al., 2019	UV/Cl	Radiação ultravioleta + 0,2, 0,5, 1 e 2 mg.L ⁻¹ Cl	997.5, 1013.5, 1011.5, 1027.5, 1043.5, 1029.5, 827.3, 815.3, 853.4, 795.3.

Fonte: Autor, 2021.

Outra tecnologia bastante utilizada no mundo no tratamento de águas destinadas ao consumo humano é o carbono ativado, material carbonáceo altamente poroso com grande área superficial com capacidade adsorvente elevada (MULLER, 2008 apud BARBOSA et al., 2017). Qualquer material carbonáceo pode ser transformado em carbono ativado com propriedades adsorventes diferentes e conforme o tipo de matéria-prima utilizada e das condições a qual é submetida para sua ativação (BANSAL e GOYAL 2004 apud BARBOSA et al., 2017), neste contexto Almeida et al. (2016), avaliaram a utilização do bagaço de cana-de-açúcar *in natura* como bioadsorvente em comparação ao carbono ativado na retenção da microcistina-LR. O desempenho da adsorção foi avaliado pela eficiência da retenção da toxina e pela capacidade máxima adsortiva. Com a concentração de $3,83 \pm 0,36 \mu\text{g L}^{-1}$ foi possível

detectar diminuição da atuação de retenção da Microcistina-LR para o carbono ativado granular (11,75%) e para o bagaço de cana-de-açúcar (12,35%). Nesta condição, foi possível constatar o potencial adsorvente do bagaço de cana-de-açúcar. O bioadsorvente apresentou eficiência de remoção da toxina similar àquela observada no carbono ativado para a concentração de $3,83 \mu\text{g L}^{-1}$.

Araújo et al. (2018) avaliaram o desempenho de carvões ativados produzidos a partir de diferentes matérias-primas na remoção de MC-LR, analisando as características dos materiais adsorventes e buscando correlações dessas propriedades com a eficiência de remoção do poluente-alvo. A água de estudo utilizada possuía concentração inicial próxima a $100,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ de MC-LR. Os autores utilizaram sete amostras de CAG, sendo a matéria-prima para obtenção dos carvões ativados granulares: Linhito, hulha betuminosa, casca de coco e Casca de macadâmia. O carbono produzido a partir de linhito mostrou a maior capacidade adsortiva (remoção máxima de 97% de MC-LR para uma concentração inicial de $115,1 \mu\text{g.L}^{-1}$). Esse carbono apresentou maior volume de mesoporos, o que permite concluir que este é um parâmetro fundamental que influencia na determinação da capacidade adsortiva de MC-LR.

Sonobe (2018) avaliou o desempenho de filtros de carbono ativado granular com o objetivo de remover microcistina-LR de águas de abastecimento, utilizando três tipos de carbono ativado. Os diferentes GAGs (CAG-Ccoco, CAG-Hulha e CAG-linhito) foram capazes de retirar o micropoluentes do meio líquido e retê-lo em seus poros. O CAG-Linhito teve o melhor desempenho (acima de 99% de remoção média) e isso deve-se por possuir maior volume de mesoporos ($0,53 \text{ cm}^3.\text{g}^{-1}$) que os outros dois carvões estudados (CAG-Ccoco = $0,05 \text{ cm}^3.\text{g}^{-1}$ e CAG-Hulha = $0,06 \text{ cm}^3.\text{g}^{-1}$).

O uso de CAG incorporado na ETA em colunas de filtração no final do tratamento mostra excelente eficiência de remoção de cianotoxinas, facilidades de instalação, operação e manutenção além de dar flexibilidade ao sistema de tratamento, já que o carvão fica retido na coluna e não aumenta a formação de lodo, como ocorre com o CAP e é possível sua recuperação (LIMA, 2015 apud CARTAXO, 2019). Diversos trabalhos mostram eficiências de remoção de cianobactérias e cianotoxinas, atingindo valores de microcistina-LR inferiores ao limite de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ conforme estabelecido na Portaria nº888/2021/MS/GM, alguns deles são citados e discutidos brevemente no Quadro 4.

Quadro 4 – Aplicação de carbono ativado em águas contaminadas com cianotoxinas

Autor	Matriz estudada	Principais resultados
Guimarães (2012)	<p>Água bruta adicionada de células de <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (concentração da ordem de 10^6 cel.mL⁻¹).</p> <p><u>Características do adsorvente:</u> CAG1 (2,36-0,60 mm) e CAG2 (1,40-0,42mm).</p>	<p>Após simular o tratamento convencional em escala de bancada, constatou-se baixa remoção de saxitoxina por parte do tratamento convencional (7%), a remoção se processou nas colunas de adsorção.</p> <p>As colunas de adsorção com carvão ativado de granulometrias distintas obtiveram remoções entre 100 e 70%. Para percentuais máximos de remoção a coluna de adsorção com CAG2 removeu maior quantidade de saxitoxina por unidade de tempo em relação a coluna de adsorção com CAG1, obtendo diferença de praticamente seis horas.</p>
Guerra (2012)	<p>Água bruta adicionada de extrato de microcistina-LR proveniente do cultivo de <i>Mirocystis aeruginosa</i>.</p> <p><u>Características do adsorvente:</u> CAG1 (0,42 – 1,4 mm e CAG2 (0,6 – 2,36 mm).</p>	<p>As etapas que compõem o tratamento convencional se mostraram pouco eficientes na remoção da MC-LR, enquanto que o carvão ativado granular de casca de coco apresentou elevados percentuais de remoção (entre 80 a 100%).</p> <p>O transpasse no carvão de maior granulometria (CAG2) ocorreu em um menor tempo de contato (2 horas) apresentando maior taxa de uso 8,09 g_{CAG}/L_{água} quando comparado ao de menor granulometria (CAG1) que apresentou melhor desempenho (1,93 g_{CAG}/L_{água}), confirmando seu uso em escala real, garantindo um efluente com concentração inferior a 1µg.L⁻¹ por mais tempo e utilizando menor quantidade de carvão.</p>
Lima (2015)	<p>Água destilada adicionada de extrato de microcistina-LR proveniente do cultivo de <i>Mirocystis aeruginosa</i>.</p> <p><u>Características do adsorvente:</u> Carvão de casca de coco do dendê (0,42 – 1,40 mm).</p>	<p>Foram avaliados diferentes valores de pH e os resultados confirmaram que a adsorção de MC-LR se mostrou mais eficiente em pH ácido próximo a 5,0.</p> <p>A adsorção por carvão ativado de casca de coco de dendê se mostrou um processo eficiente para remoção de MC-LR, pois apresentou eficiências médias de remoção da toxina acima de 90%.</p>

Fonte: Autor, 2021.

O tratamento convencional aliado ao carbono ativado beneficia seu uso em escala real, visto que garante efluente com concentração inferior ao estabelecido pela Portaria nº 888/2021/MS/GM, obtendo água de melhor qualidade. Quando apresenta atividade biológica o uso de CAG apresenta alta eficiência, obtendo até 100% de remoção de MC-LR, reduzindo consideravelmente problemas de saúde pública, causados por veiculação hídrica (CARTAXO, 2019).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Entre os materiais estudados foi possível observar que o uso de variantes de POA's e o carbono ativado na degradação de diversas cianobactérias e cianotoxinas, têm obtido excelentes resultados na degradação e eliminação destas moléculas. Pode-se observar também que existem várias linhas de pesquisa para desenvolver novas matérias-primas para a formação de bioadsorventes a exemplo do bagaço de

cana-de-açúcar *in natura*, capazes de retirar da água micropoluentes emergentes como as cianotoxinas, visto que, estes elementos podem tornar-se extremamente prejudiciais à saúde da população.

Ressalta-se que a oxidação da molécula de MC-LR pode gerar formação secundária de diversos compostos, devido aos fragmentos de molécula ainda presentes, que possuem igual, maior ou não toxicidade do composto original. Dessa forma, é de fundamental importância a realização de testes de toxicidade nas amostras de água potável antes de sua distribuição pela rede. Estes testes deverão ser incorporados no controle de qualidade da ETA, assim como atualmente são parâmetros de controle pH, turbidez, cor aparente e coliformes totais.

REFERÊNCIAS

AKTAS, O; ÇEÇEN, F. Bioregeneratio no factivated carbon: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*.v.59. p. 257–272, 2007.

ALATON, I.A., BALCIOGLU, I.A., BAHNEMANN, D.W. Advanced oxidation of a reactive dye bath effluent: comparison of O₃, H₂O₂/UV-C and TiO₂/UV-A processes. *Water Research*, v. 36, p. 1143-1154, 2002.

ALBUQUERQUE, M. V. C. et al. "Fotocatálise homogênea (UV/H₂O₂) na degradação de microcistina – Ir presentes em água de abastecimento público". *Anais I CONIMAS e III CONIDIS*. Campina Grande: Realize Editora, 2019.

ALBUQUERQUE, M.V.C; Avaliação da degradação de microcistina – LR no tratamento de água de abastecimento em sistema convencional seguido por Processo Oxidativo Avançado (POA). Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA. UEPB. Campina Grande. 2017.

ALMEIDA, A. R. et al. Remoção de microcistina-LR da *Microcystis aeruginosa* utilizando bagaço de cana-de-açúcar *in natura* e carvão ativado. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, n. 1, p. 188-197, 2016.

ALMEIDA, E. I. N. Remediação de Solos Contaminados com Hexaclorociclohexano através da Utilização do Dióxido de Titânio – Estudo na Cidade dos Meninos. 2004. 103p. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Saúde Pública), Fundação Oswaldo Cruz, Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 2004.

ARAÚJO, K. S. et al. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. *Revista Ambiente & Água*, v. 11, n. 2, p. 387-401, 2016.

ARAÚJO, L. S. et al. Caracterização e avaliação de fatores que determinam a remoção de microcistina-LR em carvão ativado granular produzido a partir de

diferentes matérias-primas. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 23, n. 6, p. 1131-1142, 2018.

ATROCH, R. F. S. CIANOBACTÉRIAS E POLUIÇÃO DA ÁGUA: UMA SEQUÊNCIA DIDÁTICA PARA O ENSINO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS. 2018. Tese de Doutorado. INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS.

AZEVEDO, S.M.F.O.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.M.; RINEHART, K.L.; LAU, S.; Shaw, G.R.; EAGLESHAM, G.K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru/Brazil. Toxicology, v.181-182, p.441-446, 2002.

BAIRD, C. Química ambiental. Porto Alegre: Artmed Editora, 1999. 622p.

BANSAL, R.C.; GOYAL, M. Activated Carbon Adsorption. New York, 2005.

BARBOSA, A. S. et al. ELIMINAÇÃO DE CIANOTOXINA COM MÉTODOS RÁPIDOS E DE BAIXO CUSTO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO. Ambiente: os desafios da interdisciplinaridade nos ciclos da vida humana, p. 65. 2017.

BERMAN-FRANK, I., LUNDGREN, P., FALKOWSKI, P. Nitrogen fixation and photosynthetic oxygen evolution in cyanobacteria. Research in Microbiology, v. 154, p. 157-165, 2003.

BISCHOFF, K. The toxicology of microcystin-LR: Occurrence, toxicokinetics, toxicodynamics, diagnosis and treatment. Veterinary and Human Toxicology, v. 43, p.294-297, 2001.

BRADY, R. D. (1997). "Activated Carbon Processes." In: Water Treatment Plant Design. AWWA e ASCE, Califórnia, EUA. 377-416.

BRADY, R. D. (1990) Activated carbon processes. In: Water treatment plant design AWWA & ASCE. California: ASCE, p. 14.1-14.38.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005. 28 p. – (Série E. Legislação em Saúde).

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 1.469, de 29 dez. 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 22 fev. 2001. Seção 1, p. 39.

BRASIL. Ministério da Saúde/Gabinete do Ministro. Portaria GM/MS Nº 888, de 4 de maio de 2021. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 07 de maio de 2021. Edição 85, Seção 1, p. 127.

BRITO, N. N.; SILVA, V.B. M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. REEC-Revista Eletrônica de Engenharia Civil, v. 3, n. 1, 2011.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. do. Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais. 1. ed. São Carlos: RiMa, 2006.

CARMICHAEL, W. Cyanobacteria secondary metabolites- the cyanotoxins. Journal of Applied Bacteriology, v. 72, p.445-459, 1992.

CARTAXO, A. S. B (2018). Remoção de *Microcystis aeruginosa* e microcistina-LR de águas superficiais com uso de filtro doméstico seguido de processo oxidativo avançado (UV/H₂O₂), Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

CARTAXO, A. S. B. et al.. Remoção de microcistina-lr através de tecnologias avançadas no tratamento de água de abastecimento. Anais IV CONAPESC. Campina Grande: Realize Editora, 2019.

CARTAXO, A. S. B. et al. Contaminantes emergentes presentes em águas destinadas ao consumo humano: ocorrência, implicações e tecnologias de tratamento. Brazilian Journal of Development, v. 6, n. 8, p. 61814-61827, 2020.

CHOW, C. W. K., DRIKAS, M., HOUSE, J., BURCH, M. D. & VELZEBOER, R. 1999 The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Wat. Res. 33(15), 3252–3262.

CRUZ, P.S., et al. CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS EM MANANCIAS DE ABASTECIMENTO: IMPLICAÇÕES NO TRATAMENTO DA ÁGUA. Irene Carniatto Mauri José Schneider Aline Costa Gonzalez (Organizadores), p. 37. 2017.

DA CONCEIÇÃO ALBUQUERQUE, M. V. et al. Remoção de cianobactérias e cianotoxinas presentes em águas de reservatórios eutrofizados por processos oxidativos avançados (POAs). Brazilian Journal of Development, v. 6, n. 8, p. 61234-61248, 2020.

DA SILVA BARBOSA, A. et al. ELIMINAÇÃO DE CIANOTOXINA COM MÉTODOS RÁPIDOS E DE BAIXO CUSTO EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO PÚBLICO. Ambiente: os desafios da interdisciplinaridade nos ciclos da vida humana, p. 65. 2017.

DA SILVA, A. G. Avaliação do pH de oxidação do processo fenton na remoção de microcistina-LR de água de abastecimento. 2015. 102p. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

DANTAS, T. L. P.. Decomposição de peróxido de hidrogênio em um catalisador híbrido e oxidação avançada de efluente têxtil por reagente fenton modificado. 2005. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

DE ALMEIDA, L.C. et al. CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS FATORES DE RISCO PARA O ABASTECIMENTO DE ÁGUA. ANAIS SIMPAC, v. 7, n. 1, 2017.

DEZOTTI, M. (Coord.). Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos. Rio de Janeiro: E-papers, 2008.

DI BERNARDO, L.; MINILLO, A.; DANTAS, A.D.B. Florações de algas e cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento, São Carlos: LDIBE, 2010.

DRIKAS, M., CHOW, C. W. K., HOUSE, J. & BURCH, M. D. 2001 Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria. J. Am. Wat. Wks Assoc. 93(2), 100–111.

DUARTE, M. A. C. Tratamento de água para consumo humano de reservatório eutrofizado através de pré e interoxidação, adsorção em carvão ativado e dupla filtração. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

DUPASA, R et al. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. Ecological Indicators, v. 48, 2015, p. 396-407, 2015. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e EUA, 781-867.

FALCONER, I.R., and A.R. Humpage. Cyanobacterial (blue-greenalgal) toxins in watersupplies: Cylindrospermopsis. Environmental Toxicology 21. 2006.

FERRÃO-FILHO, A.S., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., AZEVEDO, S.M.F.O. Accumulation of microcystins by a tropical zooplankton community. Aquatic Toxicology. V. 59. 2002. P. 201-208.

GUERRA, A. B. et al. Remoção de microcistina-LR de águas eutrofizadas por clarificação e filtração seguidas de adsorção em carvão ativado granular. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, n. 4, p. 603-612, 2015.

GUERRA, A.B; TONUCCI, M.C; CEBALLOS, B.S.O; GUIMARÃES, H.R.C; LOPES, HAGEMANN, M. Molecular biology of cyanobacterial salt acclimation. FEMS Microbiology Reviewa, v.35, n.1, p.87-123, 2011.

GUERRA, A. B. Avaliação em escala de bancada do emprego de carvão ativado granular na remoção de microcistina-LR na potabilização de águas eutrofizadas do semiárido nordestino. 2012. 98 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

GUIMARÃES, H. R. C. Evaluation of removal of saxitoxin in the treatment of water supplies in the conventional system followed by adsorption on granular activated carbon (GAC). 2012. 81 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

HAN, J. et al. The effect of alum coagulation for in-lake treatment of toxic Microcystis and other cyanobacteria related organisms in microcosm experiments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 96, p. 17-23, 2013.

HUANG, C. P.; DONG, C.; TANG, Z. Advanced chemical oxidation: its present role and potential future in hazardous waste treatment. *Waste Management*, v. 31, p. 361-377, 1993.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Qualidade e eficiência dos serviços de saneamento. IBGE–INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Atlas de saneamento, 2011.

JARDIM, W.F., CANELA, M.C. Fundamentos da Oxidação Química no Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos. 1 ed. Campinas – Unicamp. 2004, p. 11.

KANG, S. F.; LIAO, C.H.; HUNG, H. P. Peroxidation treatment of dye manufacturing wastewater in the presence of ultraviolet light and ferrous ions. *Journal of Hazardous Materials*, v. 65, p. 317-333, 1999.

KARCI, A. et al. Solar photo-Fenton treatment of microcystin-LR in aqueous environment: transformation products and toxicity in different water matrices. *Journal of hazardous materials*, v. 349, p. 282-292, 2018.

KIFFER, K. P. Remoção do Clonazepam em águas para consumo humano por Processos Oxidativos Avançados (POAs). 2019. Tese de Doutorado. PUC-Rio.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento da água. Campinas: Átomo, 3ed. 2010.

LIMA, N. N. C. de. Remoção de microcistina-LR através de adsorção com carvão ativado. 2015. 77f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental - PPGCTA)- Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

MAGALHÃES, V.F., MARINHO, M.M., DOMINGOS, P., OLIVEIRA, A.C., COSTA, S.M., AZEVEDO, L.O. AZEVEDO, S.M.F.O. Microcystins (Cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brazil, RJ). *Toxicon*. V. 2003. P. 42: 289-295.

MALATO, S., BLANCO, J. VIDAL, A. RICHTER, C. Photocatalysis with solar energy at a pilot-plant scale: na overview. *Applied Catalysis B*, v 37, p. 1-15, 2002.

MASSCHELEIN, W.J. (1992). "Adsorption." In: Marcel Dekker (ed) *Unit Processes in Drinking Water Treatment*. Nova Iorque, E.U.A., 321-363.

MICHELETTO, J. Avaliação da degradação de microcistina-LR por processo foto-fenton solar. 2016. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

- MÜLLER, C.C.; RAYA-RODRIGUEZ, M.T.; CYBIS, L.F. Adsorção em carvão ativado em pó para remoção de microcistina de água de abastecimento público. *EngSanitAmbient* | v.14 n.1 | jan/mar 2009 | 29-38. 2008.
- NASCIMENTO, R. F. et al. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicações em matrizes ambientais. E-book. Fortaleza: Imprensa Universitária da UFC, 2017. 282 p. (Coleção de Estudos da Pós-graduação). Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/32127>. Acesso em: 24 de abril de 2021.
- NEWCOMBE, G.; NICHOLSON, B. Water treatment options for dissolved cyanotoxins. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, v. 53, n. 4, p. 227-239, 2004.
- MOON, B. et al. Degradation mechanisms of Microcystin-LR during UV-B photolysis and UV/H₂O₂ processes: Byproducts and pathways. *Chemosphere*, v. 185, p. 1039-1047, 2017.
- NOGUEIRA, R. F. P. et al. Fundamentos e aplicações ambientais dos processos Fenton e foto-Fenton. *Química Nova*, v. 30, n.2, p. 400-408, 2007.
- NOGUEIRA, R. F. P.; OLIVEIRA, M. C.; PATERLINI, W. C. Simple and fast spectrophotometric determination of H₂O₂ in photo-Fenton reactions using metavanadate. *Talanta*, v. 66, n. 1, p. 86-91, 2005.
- NOLL, K. E., GOUNARIS, V., HOU, W. (1992) Adsorption technology for air and water pollution control. Lewis Publishers: Michigan. p. 21-22, 1992.
- NORONHA, J. P. Remoção de microcystis aeruginosa e microcistinas por fotocatalise heterogênea: uma abordagem alternativa. 2020.64f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza (CE), 2020.
- PEREIRA, R. O. Combining aerobic biological treatment and advanced oxidation processes to increase organic matter removal in textile and kraft pulp mill effluents. 2007. 100 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia; Saneamento ambiental) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.
- PEREIRA, T. C. Degradação de matéria orgânica e inativação de coliformes totais em efluente anaeróbio por ozonização em reator Air-lift. 2017. Trabalho de conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, S. E.; MACKAY, A. Advanced oxidation processes of organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 36, p. 1-84, 2006.
- SANTOS, C.I.B. Bioacumulação de Cianotoxinas em Microalgas e Plantas Uma Abordagem Laboratorial para a Avaliação de Risco de Cianobactérias Tóxicas. [s.1.] Universidade do Porto, 2014.

SILVA, A. S. Avaliação da capacidade de remoção de saxitoxinas por diferentes tipos de carvão ativado em pó (CAP) produzidos no Brasil. 2005. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH. DM-083/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 115p.

SNOEYINK, V., (1990). "Adsorption of organic compounds." In: Water Quality and Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies. Mc Graw Hill, Nova York, EUA, 781-867.

SOARES, Raquel Moraes. Toxicologia de cianotoxinas: microcistinas as estrelas do tema. *Oecologia brasiliensis*, v. 13, n. 2, p. 259-271, 2009.

SONOBE, H. G. Remoção de microcistina por filtros de carvão ativado granular: aplicação de modelos matemáticos para obtenção de parâmetros de dimensionamento. 2018. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SOUZA, K. R. Degradação foto-fenton de carbono orgânico total em efluentes da indústria de beneficiamento de castanha de caju. 2005. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

SUN, J. et al. Oxidation of Microcystic-LR via the solar/chlorine process: Radical mechanism, pathways and toxicity assessment. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 183, p. 109509, 2019.

TAMBOSI, J. L.. Remediação de efluente da indústria de papel e celulose por processos oxidativos avançados e coagulação férrica. 2005. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

TANG, W.; TASSOS, S. Oxidation kinetics and mechanisms of trihalomethanes by Fenton's reagent. *Water Research*, Amsterdam, v. 31, p. 1. 117-1.125, 1997.

TEIXEIRA, C.P.A.B.; JARDIM, W.F. Processos Oxidativos Avançados: Conceitos Teóricos. 1. ed. Campinas: Unicamp, 2004. p. 65.

TORQUATO, K. C. Occurrence of cyanobacteria in reservoirs and watersheds of the State of Paraíba. 2012. 62 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

VERAS, D. F. Remoção dos perturbadores endócrinos 17β - estradiol e p-nonilfenol por diferentes tipos de carvão ativado em pó (cap) produzidos no Brasil – avaliação em escala de bancada. 2006. 139 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) — Universidade de Brasília, Brasília, 2006.

WADA, A. A. Tratamento de efluentes de tingimento por processos oxidativos avançados: revisão da literatura. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

WANG, B. et al. The combined effects of UV-C radiation and H₂O₂ on *Microcystis aeruginosa*, a bloom-forming cyanobacterium. *Chemosphere*, v. 141, p. 34-43, 2015.

WELKER, M. et al. Detection and identification of oligopeptides in *Microcystis* (cyanobacteria) colonies: toward an understanding of metabolic diversity. *Peptides*, v. 27, n. 9, p. 2090-2103, 2006.

YEBER, M.C., FREER, J., MARTÍNEZ, M., MANSILA, H.D. Bacterial response to photocatalytic degradation of 6-chlorovanillin. *Chemosphere*, v. 41, p. 1257-1261, 2000.

YOO, R. S., CARMICHAEL, W.W, HOEHN, R.C, HRUDEY, S.E. Cyanobacterial (Blue-Green Algal) Toxins: A resource Guide. American Water Works Association – Research Foundation, U.S.A, p.229, 1995.

ZONG, W.; SUN, F.; SUN, X. Oxidation by-products formation of microcystin-LR exposed to UV/H₂O₂: toward the generative mechanism and biological toxicity. *Water research*, v. 47, n. 9, p. 3211-3219, 2013.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente a Deus, por me dar forças para enfrentar as adversidades da vida e me mostrar que com Ele sou capaz de muito mais do que poderia imaginar. Por me permitir chegar até aqui e perceber que a vida é um aprendizado diário, que nada é por acaso e que, mesmo na dor, é possível crescer e se fortalecer.

À minha família, pelo apoio constante e compreensão nos momentos em que precisei estar ausente para realizar este trabalho. Principalmente à minha mãe, meu pai e minha irmã, meus exemplos de honestidade, de amor, de doação. Por me ensinarem o valor da família e das pequenas coisas, me mostrarem que com muito trabalho se vai longe e que para crescermos não precisamos diminuir ninguém. Com vocês aprendi que a vida é passageira, mas que os ensinamentos que deixamos e o bem que fazemos ao outro são permanentes.

À minha tia, Eva Cristina, melhor amiga e parceira, por me aguentar nos momentos de fraqueza e estresses. Você pode nem imaginar, mas nossas conversas sempre foram fundamentais para eu chegar até aqui. Você me faz ter forças para continuar, ver um jeito mais leve de levar a vida e lutar pela realização dos nossos maiores sonhos.

Em especial, aos meus orientadores, Wilton e Virgínia, por todo apoio, paciência, ensinamentos e por tornarem esse sonho possível. Pela contribuição

essencial na minha formação profissional e por despertarem em mim potencialidades que eu mesma desconhecia. Serei eternamente grata a vocês!

Aos meus amigos de ESA, pelas trocas de experiências e conhecimento, pelas conversas e risadas que tornaram meus dias muito mais animados. Vocês são o que ganhei de melhor nesses cinco anos! Os levarei para sempre em meu coração e guardarei com carinho as lembranças dos momentos juntos. Em especial Amanda Raquel, Julianna Ferreira, Lucas Alves, Cléo Kaluaná, Ayrton Natthan, Patrícia Pinheiro, Natália Ferreira, Marizabel Ramos, Amanda Letícia, Jefferson Pedrosa, Emília Freitas, Luíza Freitas, Adolf Cardoso, Ariel Júnior, Wellem Martins, Rebeca Rhuany, Bruna Silva, Maria Gabriela, Taís Cristina, Emanuel Júnior, Karyna Steffane e Camylla Silva. Eu não conseguiria sem vocês!

Aos meus amigos da SUDEMA/NURECG, onde estagiei por dois anos e tive o meu primeiro contato com a vida profissional. Em especial, Fabiano, Wladimir, Olga, Rayane, Andressa, Major Moreira, Major Luciana, Thales, Senhor Erinaldo, Krysna, Luíza e Lurdinha. Vocês tornaram essa experiência mais leve e contribuíram essencialmente para a pessoa que me tornei contribuindo diretamente com os mais valiosos valores, honestidade e responsabilidade. Serei eternamente grata pela amizade e ensinamentos compartilhados!

Aos meus amigos que acompanharam de perto essa trajetória desde o início, que me fortaleceram nos momentos de fragilidade e me transmitiram alegria nos momentos de distração. Vocês são essenciais na minha vida e eu sou grata a Deus por tê-los como amigos. Em especial Yanca Virgínia, Cadja Beatriz, Samara Cíntia, Letícia Melo, Maria Luíza, Wallace Limeira, Ana Luíza, Ana Luzia, Janaína Kelly, Redy Rocha, Rodolfo André, Romeu Britto, Maria Eduarda, Débora Evélyn, Jaqueline Rocha, Vilmara Helena e Izabella Nóbrega. Obrigada por tanto! Eu amo vocês!

A Profa. Neyliane Costa de Souza e Prof. Whelton Brito dos Santos por aceitarem participar da banca avaliadora, pelo tempo despendido e pelas contribuições valiosas para este trabalho.

A todos os professores que constituem o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UEPB, pelo conhecimento passado e também pelo estímulo à busca de novas conquistas.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse sonho. Muito obrigada!