

O EMPREGO DA TECNOLOGIA DE ULTRASSOM NO COMBATE A EUTROFIZAÇÃO

Walison de Carvalho⁽¹⁾

Mestrando em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Especialista em Geoprocessamento pela PUC-MG. Especialista em Elaboração e Gerenciamento de Projetos para a Gestão Municipal de Recursos Hídricos pelo IFCE. Técnico em sistemas de saneamento na Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo.

Gabriel Hasegawa⁽²⁾

Licenciado em Química pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. Técnico em sistemas de saneamento na Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo.

Endereço⁽¹⁾: Av. Pirarucu, 3891 – Vila Nova Aldeinha - Barueri - SP - Brasil - Tel: +55 (11) 94110-3091 - e-mail: walisoncarvalho@sabesp.com.br.

RESUMO

A eutrofização é um fenômeno causado por ações antrópicas, como o uso excessivo de fertilizantes na agricultura ou o lançamento de esgoto sem tratamento, sendo este fenômeno responsável por alterações significativas nas características do corpo hídrico. As florações não são um fenômeno novo e foram relatadas ao longo da história, algumas sendo tóxicas para o consumo humano. As consequências da proliferação de algas incluem o esgotamento do oxigênio dissolvido, a morte de organismos aeróbicos e o aumento dos custos de tratamento de água. O objetivo deste trabalho foi realizar um levantamento bibliográfico sobre a utilização da tecnologia de ultrassom no controle de florações. Para alcançar o objetivo proposto, foi realizada uma busca sistemática nos portais Elsevier, SciELO e Web of Science. Foi verificado que o tratamento com ultrassom é efetivo no combate a proliferação de algas, devido a quebra das estruturas dos filamentos. Ao que tudo indica, as espécies filamentosas, com área de superfície maior, são mais suscetíveis a este tipo de tratamento do que espécies não filamentosas e unicelulares/coloniais. Portanto, a forma morfológica das espécies de algas pode ser um fator importante para o sucesso do tratamento, em vez de uma classificação biológica tradicional.

PALAVRAS-CHAVE: Proliferação de algas, eutrofização, tratamento ultrassônico.

CONTEÚDO DO TRABALHO

Os ambientes aquáticos estão sujeitos a uma série de perturbações ocasionadas por ações antrópicas, como o uso demasiado de fertilizantes na agricultura ou o lançamento de esgoto in natura, e que são responsáveis por alterações expressivas nas características do corpo hídrico, acarretando a mudança no seu estado trófico (DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010). A eutrofização (Figura 1) pode ser definida como um crescimento acelerado de algas causado pelo enriquecimento de nutrientes em um sistema aquático (Von SPERLING, 2017), especialmente nitrogênio, na forma de nitratos (NO_3^-), e fósforo, na forma de fosfatos (PO_4^{3-}); que resulta em diminuição dos níveis de oxigênio no corpo hídrico por meio de intensa atividade bacteriana (NIXON; 2009). Nas últimas décadas, a eutrofização tornou-se um problema significativo para os corpos d'água superficiais em todo o mundo (HILTON *et al.*, 2006; ROMERO *et al.*, 2013; SMITH; SCHINDLER, 2009).

Os afloramentos de algas não são um fenômeno novo, pelo contrário, têm sido relatados desde tempos históricos. De acordo com Hallegraeff *et al.* (2021), arquivos japoneses relataram águas costeiras vermelhas no ano 731, supostamente pelo dinoflagelado *Noctiluca scintillans*. Exploradores espanhóis nos anos 1500 descreveram 'água vermelha', presumivelmente devido ao dinoflagelado *Karenia brevis* do Golfo do México (STEIDINGER, 2009); em 1774, o capitão Cook e sua tripulação sofreram de sintomas de envenenamento por Ciguatera após o consumo de frutos do mar, devido à presença de espécies do dinoflagelado *Gambierdiscus* (HALLEGRAEFF *et al.* 2021). Vários outros fenômenos de floração, como Intoxicação Diarreica por Mariscos (do gênero dinoflagelado *Dinophysis* e algumas espécies *Prorocentrum*), Intoxicação Amnésica por Mariscos (algumas espécies da diatomácea *Pseudo-nitzschia*) e Intoxicação por Azaspiracid Shellfish (dinoflagelados *Azadinium* e *Amphidoma*) só recentemente foram reconhecidos e desencadearam programas de monitoramento para espécies de floração de algas e toxinas associadas em todo o mundo.

Figura 1- Floração de *Nodularia spumigena* na Baía de Farmington, Utah (EUA).



Fonte: Wurtsbaugh *et al.* (2019).

Uma das perguntas mais frequentes sobre as florações é se elas estão aumentando e se expandindo e, em caso afirmativo, quais são os mecanismos por trás das tendências observadas (PITCHER, LOUW, 2021; CHINAIN *et al.*, 2021; MCKENZIE *et al.*, 2021). A eutrofização, a introdução de espécies exóticas nocivas mediadas pelo homem e pelo clima, a variabilidade climática e os desenvolvimentos da aquicultura foram apresentados como causas de uma possível expansão e intensificação das florações. Também é evidente que o aumento da frequência de monitoramento, conhecimento científico e comunicação, juntamente com novos métodos de identificação e quantificação de células e toxinas, levaram a uma detecção mais eficaz de florações e impactos que não são novos, mas que antes passavam despercebidos ou eram subestimados (SUNESSEN *et al.*, 2021).

Enquanto alguns pesquisadores se referiram a um aparente aumento global, impulsionado por uma maior conscientização; ou questionaram a falta de evidências para o aumento das florações, outros aludiram a uma epidemia global, enfatizando a eutrofização como o principal impulsionador. Da mesma forma, o relatório de avaliação do Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas de 2019, referindo-se às florações marinhas e de água doce, concluiu que a ocorrência de florações, sua toxicidade e risco em sistemas naturais e humanos devem continuar a aumentar com o aquecimento e aumento de CO₂ no século XXI (PÖRTNER *et al.*, 2019).

Com o aumento do número de células de algas, o aporte de nutrientes no sistema pode estimular a decomposição da matéria orgânica e a depleção do oxigênio dissolvido, podendo provocar morte de organismos aeróbios, perda da qualidade cênica do ambiente e aumento nos custos do tratamento de água, caso seja um reservatório para abastecimento humano (LIBÂNIO, 2010; PAERL; OTTEN, 2013). Em alguns casos de florações, pode ser observado a dominância de cianobactérias, as quais são microrganismos que potencialmente podem produzir toxinas e ter efeitos diretos sobre a saúde humana, provocando danos ao fígado, lesões na pele, diarreias, tontura, náuseas, taquicardia e até mesmo levar à morte (DITT-MANN; WIEGAND, 2006; HUSZAR *et al.*, 2000; TUYET *et al.*, 2019).

Independentemente de como as florações respondem às mudanças climáticas, os cientistas que estudam este fenômeno, os gestores e a população estão preocupados com as florações por causa dos danos que causam aos ecossistemas aquáticos e seus habitantes, incluindo os humanos (GLOBER, 2020). Por mais de uma década, os cientistas também expressaram crescente preocupação com os efeitos negativos dos processos de mudança climática na vida aquática (DONEY *et al.*, 2012). Espera-se que as temperaturas em alguns ecossistemas atinjam níveis que causem estresse fisiológico significativo aos organismos aquáticos, ao mesmo tempo, os níveis de oxigênio dissolvido no oceano têm diminuído desde meados do século XX, e espera-se que essa tendência continue ao longo deste século, pois as águas mais quentes reterão menos oxigênio dissolvido (BREITBURG *et al.*, 2018).

Em um ambiente lântico e em estágio avançado de eutrofização, a capacidade de recuperação dos índices tróficos não ocorrerá apenas com a resiliência do próprio sistema, por isso, o controle de nutrientes no meio hídrico é de grande importância para a manutenção da qualidade e biodiversidade do ambiente lacustre (PINTO, 2020). Dentro desta temática, por estar em menor disponibilidade para a demanda algal em muitos ecossistemas aquáticos e pela possibilidade de ser diminuído as concentrações limitantes mais facilmente que outros nutrientes, o fósforo tem sido foco para controle da eutrofização (BEAULIEU *et al.*, 2019; Von SPERLING,

2017). Outro fator para o controle da eutrofização, é a supressão de nitrogênio, porém, este controle é mais complexo, em decorrência da capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico por algumas espécies de cianobactérias (BAKER; WILSON; SCOTT, 2018). Diante do acima exposto, este trabalho tem como objetivo realizar uma revisão bibliográfica sobre a eutrofização, apresentando as consequências da alteração do estado trófico em um corpo hídrico, bem como a utilização da tecnologia ultrassônica no combate às florações.

METODOLOGIA

A metodologia utilizada para a realização desta revisão integrativa seguiu o formato proposto por Oliveira *et al.* (2020) que recomendam a utilização de cinco etapas as quais incluem: identificação do problema, busca na literatura, avaliação dos dados, análise dos dados e apresentação dos resultados. Para alcançar o objetivo proposto, foi realizado uma busca sistemática nos portais Elsevier, SciELO e Web of Science, utilizando os termos: eutrofização, estado trófico, lântico, controle e ultrassom.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo Wurtsbaugh *et al.* (2019), a palavra eutrofização deriva do grego eutrofos, que significa bem nutrido, sendo utilizado pela primeira vez pelos limnologistas europeus August Thienemann em 1918 e Einar Nauman em 1919, para indicar concentrações crescentes de fitoplâncton em lagos. Os primeiros relatos de eutrofização foram do Lago Zurique, na Suíça, no final de 1800, quando os cientistas detectaram a proliferação de novas espécies de cianobactérias e, posteriormente, a depreciação do oxigênio dissolvido em camadas mais inferiores das águas, causando o desaparecimento de trutas e outras espécies de peixes e o surgimento de percas, que eram mais tolerantes à baixa concentração de oxigênio dissolvido (HUANG *et al.*, 2020).

Nas décadas de 1950 e 1960, foram realizados projetos de redução do lançamento de esgoto, já na década de 1970 iniciou-se o processo de recuperação do Lago Zurique. Isto demonstra que a primeira etapa de mitigação e controle do processo de eutrofização está relacionada à redução das cargas de nitrogênio e fósforo e, neste sentido, conhecer o uso e ocupação do solo no entorno do reservatório pode ser um fator crucial na tomada de decisão. Além disso, medidas podem ser aplicadas para minimizar o carreamento destes nutrientes (DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010; Von SPERLING, 2017).

Na avaliação do uso e ocupação do solo, o uso de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento são reconhecidas como uma excelente opção de monitoramento (LIU *et al.*, 2007). Entre as técnicas, a Classificação de forma automática ou semiautomática, por geoprocessamento, através do uso e estudo de imagens de satélites, se configuram como uma das mais reconhecidas e eficazes (MOURI, 2015). A descarga de águas residuais, a agricultura e outras atividades antropogênicas geralmente superam os processos naturais e aumentam substancialmente as concentrações de NO₃⁻ e PO₄³⁻ (MOSS *et al.*, 2013). De acordo com o United States Geological Survey (USGS), a produção de fósforo aumentou mais de 18 vezes desde 1940 (USGS, 2014), e a de nitrogênio mais de seis vezes (MILLENIUM ECOSYS-TEM ASSESSMENT, 2005). Como uma parcela estes nutrientes inevitavelmente entram no ambiente aquático, o fluxo anual de nitrogênio descarregado nos oceanos quase dobrou e o de fósforo triplicou (WURTSBAUGH *et al.*, 2019).

Em muitos casos, ecossistemas aquáticos eutrofizados respondem bem às reduções de cargas externas, porém, em alguns ambientes, pode haver um atraso ou até ineficácia na recuperação da qualidade da água (SHARPLEY *et al.*, 2013). Uma das razões para isso é o acúmulo de fósforo no sedimento, que pode retornar para a coluna d'água. Dessa forma, uma redução significativa nas cargas externas, apesar de essencial, não é suficiente em alguns sistemas (DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010). De acordo com Von Sperling (2010), a eutrofização pode causar diversos efeitos negativos ao corpo hídrico e à população, podendo ser citados o problema estético e recreacional, decorrente do crescimento excessivo da vegetação, eventuais maus odores e proliferação de mosquitos e insetos. Com o bloqueio da luz solar pelas florações na superfície, o corpo hídrico pode apresentar condições anaeróbicas em determinadas profundidades, causando a anaerobiose. Outro fator preocupante é a elevação do pH do corpo hídrico pela elevação da fotossíntese. Neste caso, a amônia que se apresenta na sua forma ionizada (NH₄⁺) é oxidada a NH₃, a qual é tóxica para a vida marinha.

Outra consequência da eutrofização consiste na floração de algas produtoras de toxinas, como algumas cianobactérias e dinoflagelados (LEWIS *et al.*, 2011). Estas toxinas podem tornar as águas inseguras e até imprópria para consumo, irrigação e fins recreativos (KOREIVIENE *et al.* 2014). Segundo Di Bernardo, Minillo e Dantas (2010), as cianotoxinas estão presentes em todos os produtos do metabolismo secundário das cianobactérias e constituem um grupo quimicamente heterogêneo e com propriedades toxicológicas diversas. A sua presença no meio ambiente pode persistir desde poucos dias a várias semanas, dependendo das condições

específicas do meio, sendo os principais o pH e a temperatura da água (TUYET *et al.*, 2019; WURTSBAUGH *et al.*, 2019). As cianotoxinas podem ser divididas em diferentes categorias, se for considerado as estruturas químicas, elas são classificadas como peptídeos cíclicos, alcaloides e lipopolissacarídeos, já toxicologicamente podem ser classificadas como hepatotoxinas, neurotoxinas e dermatotoxinas (SONOBE *et al.*, 2019).

Algumas toxinas decorrentes de florações podem prejudicar tanto os seres humanos como outros animais. Embora o envenenamento por cianotoxinas seja raro, há casos de rebanhos mortos em decorrência destas toxinas (SCHNEIDER *et al.*, 2015; STEWART *et al.*, 2008a). Foram observados também a mortalidade de aves devido a cianotoxinas (ALONSO., 2002; STEWART *et al.*, 2008b). As hepatotoxinas ocorrem em uma variedade de espécies de cianobactérias, mais notavelmente no gênero *Microcystis spp.* que em 2007 causaram a proibição de captação da água no Lago Taihu na China, interrompendo o abastecimento de água para aproximadamente 10 milhões de habitantes na Bacia de Taihu (PAERL *et al.*, 2011). Em 2014, as florações no Lago Erie também levaram à interrupção do abastecimento de água potável para 650.000 habitantes da região metropolitana de Toledo, Ohio (HO; MICHALAK, 2015). No Brasil em 1996, cianotoxinas mataram 76 pessoas, devido à falha no sistema de filtragem de uma clínica de diálise (MULLER *et al.*, 2018). Um estudo recente também detectou uma correlação significativa entre cianotoxinas e mortes por doenças relacionadas ao fígado nos EUA (ZHANG *et al.*, 2015). Estudos demonstram que, atualmente, não há como prever quando uma proliferação de algas será prejudicial, porque nem todas as espécies presentes em florações produzem toxinas em todas as condições (Tabela 1). A intensidade da luz, os macronutrientes, os micronutrientes e a temperatura podem influenciar a produção de toxinas, mas o entendimento definitivo dos reguladores ambientais ainda é um campo de investigação em andamento (GLIBERT, 2017; WURTSBAUGH *et al.*, 2019; TUYET *et al.*, 2019).

Tabela 1: Principais toxinas produzidas por florações de algas

Toxina	Espécie produtora	Estrutura	Efeitos a saúde
Irritante dérmico	<i>Lyngbya, Dolichospermum (Anabaena), Aphanizomenon, Nodularia, Oscillatoria, Gloeotrichia</i>	Variada	Reação alérgica por contato dérmico
Microcistina	<i>Microcystis spp.</i>	Heptapeptídios monocíclicos	Inibição de fosfatases proteicas; hemorragia no fígado promoção de tumores
Nodularina	<i>Nodularia spp.</i>	Petapeptídeo cíclico	Inibição de fosfatases de proteínas; tumores hepáticos
Ciguatoxina	<i>Gambierdiscus toxicus</i>	Éter policíclico	Doença neurológica, gastrointestinal, neurológico e cardiovascular
Ácido domóico	<i>Pseudo-nitzschia spp.</i>	Ácido domóico	Intoxicação, perda de memória, danos cerebrais e morte em casos graves
Saxitoxinas	Diversos dinoflagelados e cianobactérias	Trialkiltetrahidropurina	Neurotoxina. Bloqueio dos canais de sódio e cálcio em neurônios; paralisia muscular respiratória
Cilindrospermopsina	<i>Cilindrospermopsis, Aphanizomenon spp.; Dolichospermum, Lyngbya sp</i>	Alcalóide derivado	Efeitos citotóxicos, hemotóxicos e neurotóxicos. Danos ao fígado, rins, timo e coração
Anatoxina-a	<i>Dolichospermum, Oscillatoria, Aphanizomenon, Cilindrospermum</i>	Alcalóide	Bloqueia a despolarização pós-sináptica
Anatoxina-a(s)	<i>Dolichospermum, Aphanizomenon</i>	Organofosfato	Inibidor irreversível da acetilcolinesterase

Fonte: Adaptado da Organização Mundial da Saúde (2003) e Pearson *et al* (2010).

Em geral, a elevação da temperatura e disponibilidade de nutrientes associados à baixa turbulência do meio lântico tendem a estimular a proliferação de cianobactérias (SINGKRAN *et al.*, 2017). Formas reduzidas de nitrogênio, como amônio e ureia, podem favorecer dinoflagelados e cianobactérias não fixadoras de nitrogênio, por exemplo, *Microcystis spp.* e *Planktothrix agardhii*, enquanto a forma oxidada dominante, nitrato, pode favorecer diatomáceas e algas (GLIBERT *et al.*, 2016; NEWELL *et al.*, 2019). Altas cargas de nutrientes de qualquer forma podem promover a produção de matéria orgânica, e a subsequente decomposição e liberação de amônio nos sedimentos, servindo de nutriente para a floração nos próximos anos, como no caso das *Microcystis spp.* que não fixam o nitrogênio (NEWELL *et al.*, 2019). Além das cianotoxinas produzida natural mente pelas cianobactérias, estudos apontam que uma parcela desta classe fitoplantônica é uma produtora em potencial de um aminoácido neurotóxico, o β -N-metil-amino-L-alatanina (BMAA) (LANCE *et al.*, 2018). O BMAA tem

seu sugerido como agente causador da doença neurodegenerativa esclerose lateral amiotrófica, que ocorreu em alta incidência no Ilha de Guam, no Pacífico Sul, durante a década de 1950 (HUANG *et al.*, 2020).

Estudos mais recentes usando métodos analíticos específicos relatam a ausência de BMAA em algumas culturas laboratoriais de cianobactérias (FAASSEN *et al.*, 2016; REVEILLON *et al.*, 2014). A produção de BMAA por algumas cepas de cianobactérias, no entanto, foi confirmada utilizando métodos específicos (BERNTZON *et al.*, 2013; JIANG *et al.*, 2013; SPACIL *et al.*, 2010), mas em concentrações mais baixas em comparação com as relatadas em estudos anteriores (COX *et al.*, 2005; FOX *et al.*, 2003). Lance *et al.* (2018), explicam que fatores ambientais podem influenciar a produção de BMAA, mas estes fenômenos são pouco compreendidos, exceto pela concentração de nitrogênio no meio que pode modificar a biossíntese de BMAA, mas não para todas as espécies (REVEILLON *et al.*, 2015). Além disso, estudos recentes mostraram que, além das cianobactérias, algumas diatomáceas e dinoflagelados também produzem BMAA (REVEILLON *et al.*, 2015. REVEILLON *et al.*, 2016).

Índice de Estado Trófico

O Índice do Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) e modificado por Toledo (1983) é um entre os outros índices e tem por finalidade classificar corpos hídricos em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 2013; DI BERNARDO; MINILLO; DANTAS, 2010). Existem diferentes metodologias para a determinação do grau de trofia em ambientes lêntico ou lóticos, baseando-se principalmente nas concentrações de nitrogênio, fósforo e clorofila- α (GALVEZ-CLOUTIER; SAN-CHEZ, 2007; SILVA *et al.* 2018).

Os resultados correspondentes ao fósforo, IETP, devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A parte correspondente à clorofila- α , IETCL, por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento do fitoplâncton devido ao enriquecimento de nutrientes (LIBÂNIO, 2016) (Tabelas 2).

Tabela 2: Classificação do Estado Trófico para rios segundo Índice de Carlson Modificado para rios e reservatórios

Categoria	Ponderação		P _{total} -P (µg/L)		Clorofila α (µg/L)	
	Reservatórios	Rios	Reservatórios	Rios	Reservatórios	Rios
Ultraoligotrófico	IET \leq 47	IET \leq 47	P \leq 8	P \leq 13	CL \leq 1,17	CL \leq 0,74
Oligotrófico	47 < IET \leq 52	47 < IET \leq 52	8 < P \leq 19	13 < P \leq 35	1,17 < CL \leq 3,24	0,74 < CL \leq 1,31
Mesotrófico	52 < IET \leq 59	52 < IET \leq 59	19 < P \leq 52	35 < P \leq 137	3,24 < CL \leq 11,03	1,31 < CL \leq 2,96
Eutrófico	59 < IET \leq 63	59 < IET \leq 63	52 < P \leq 120	137 < P \leq 296	11,03 < CL \leq 30,55	2,96 < CL \leq 4,70
Supereutrófico	63 < IET \leq 67	63 < IET \leq 67	120 < P \leq 233	296 < P \leq 640	30,55 < CL \leq 69,05	4,70 < CL \leq 7,46
Hipereutrófico	IET \geq 67	IET \geq 67	P > 233	P > 640	CL > 69,05	CL > 7,46

A utilização do ultrassom no controle de florações

Vários processos físicos, químicos e biológicos têm sido desenvolvidos e empregados para remover e controlar a floração de algas em reservatórios. Estes incluem algicidas, como o sulfato de cobre, agentes de capeamento de sedimentos como o cloreto de cálcio (JANCULA *et al.*, 2014), wetlands (RAJASEKHAR *et al.*, 2012) e biomanipulação com *Daphnia simillis* (BOYAN *et al.*, 2013). Dentre estas, técnicas o ultrassom tem atraído atenção recente por sua operação simples e fácil com baixo impacto nos ecossistemas e no meio ambiente (PARK *et al.*, 2017). O ultrassom é a parte do espectro de ondas sonoras que varia de 20 KHz a 10 MHz. Na química, as ondas ultrassônicas são utilizadas para acelerar reações e processos físico-químicos, sendo produzidas por vibrações de piezoelectricidade e magnetostrição. Com base no efeito da piezoelectricidade, a matéria cristalina é alterada mecanicamente, formando as ondas ultrassônicas (AHN *et al.*, 2003; ASAKURA *et al.*, 2005; AUZAY; NAFFRECHOUX, 2010).

A onda ultrassônica reduz o crescimento de algas por destruição funcional das paredes celulares (RAJASEKHAR *et al.*, 2012; PURCEL *et al.*, 2013). Isso é possível porque as ondas ultrassônicas na água podem gerar bolhas de cavitação que colapsam os vacúolos de gás em cianobactérias e causam a inibição da fotossíntese por sedimentação, destruição da membrana celular e produção de espécies de radicais livres, que são criados a partir da decomposição do vapor de água dentro das bolhas colapsadas (RO-DRIGUEZ-MOLARES *et al.*, 2014; SCHNEIDER *et al.*, 2015; WU *et al.*, 2012). Segundo Huang *et al.* (2020), diversos estudos provaram que o pré-tratamento com oxidantes, como cloro, dióxido de cloro, ozônio ou permanganato, pode controlar o crescimento florações, no entanto, alguns oxidantes estimulam a liberação de microcistinas pela lise da parede celular das algas, ou então, podem acelerar a formação de subprodutos de desinfecção (LIANG *et al.*, 2009; SHEN *et al.*, 2011). Alguns estudos mostraram que a irradiação ultrassônica pode quebrar vesículas de gás em células de algas devido a efeitos cavitacionais, interrompendo a parede celular e a membrana, interrompendo a atividade fotossintética e inibindo a divisão e o ciclo celular, controlando assim o crescimento da floração (PARK *et al.*, 2017).

Song *et al.* (2005), demonstraram que a irradiação ultrassônica a 640 kHz leva à rápida degradação da microcistina-LR (MC-LR), e a análise da atividade de inibição da proteína fosfatase dos produtos da reação indicaram que os subprodutos da degradação ultrassônica de MC-LR não exibiram nenhuma atividade biológica mensurável, demonstrando que a irradiação ultrassônica pode ser um método eficaz e prático para a desintoxicação de microcistinas da água potável. Porém, conforme argumentam Rajasekhar *et al.* (2012a), a literatura parece sugerir que existem fatores-chave que devem ser considerados quando se trata de selecionar parâmetros ultrassônicos, como o consumo de energia, a distância efetiva de atuação e a subsequente liberação de microcistina. Já Park *et al.* (2017), inferem que o controle ultrassônico de algas, são dependentes de três parâmetros operacionais, a frequência, a intensidade e a duração da exposição. Tang *et al.* (2004) e Rajasekhar *et al.* (2012b), ainda incluem a densidade de algas como um importante parâmetro a ser considerado no controle ultrassônico.

Estudos sugerem que para diferentes espécies de algas, existe a necessidade de diferentes frequências de operação para maximizar a inibição da floração (PURCEL *et al.*, 2013; SCHNEIDER *et al.*, 2015). A Tabela 4 e a Figura 2 apresentam estudos de laboratório e de campo sobre o efeito da aplicação do ultrassom em algumas espécies de algas. As frequências utilizadas nos estudos foram principalmente na faixa de 20-1144 kHz. Enquanto os testes de laboratório usaram a ampla faixa de frequências, todos os testes de campo usaram frequências menores que 50 kHz, que podem ser consideradas relativamente baixas.

Para uma cianobactéria, uma longa duração de exposição levará a uma maior exposição aos efeitos de cavitação e eventualmente à lise celular, o que pode não ser desejável, pois pode levar à liberação de toxinas, como microcistina no caso da *Microcystis aeruginosa* (RAJASEKHAR *et al.*, 2012). Porém, ao ser empregado o ultrassom em baixa frequência, baixa densidade e curta duração para o tratamento dos corpos hídricos contendo algas, pode ocorrer a auto recuperação das vesículas de gás colapsadas (HOWARD *et al.*, 2014), conseqüentemente, múltiplos tratamentos são necessários para evitar a recuperação de vesículas de gás (HUANG *et al.*, 2020).

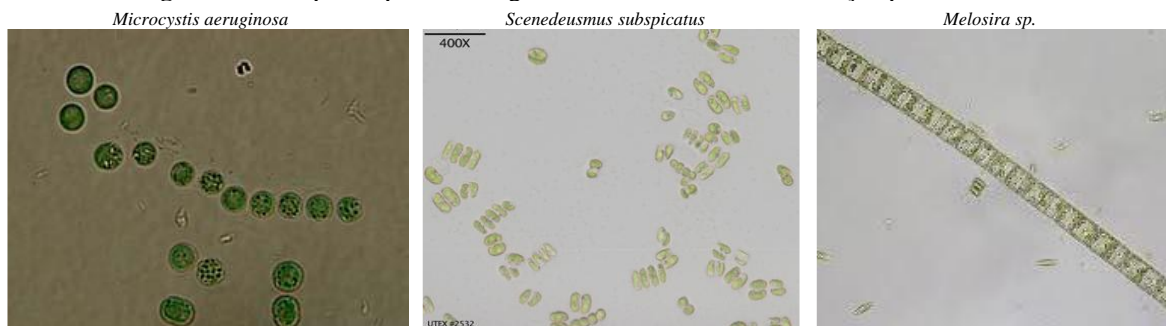
Tabela 4 - Estudos da aplicação de ultrassom no controle e remoção de florações de algas.

Autores	Espécie alvo	Frequência	Duração	Resultados
Purcell <i>et al.</i> (2013)	Cianobactérias e diatomáceas <i>M. aeruginosa</i> <i>Scenedesmus subspicatus</i>	28 - 50 kHz	5 meses	Sem efeitos significativos. Taxas de remoção de células <20%. Espécie não suscetível. Possível controle de crescimento da floração.
Purcell <i>et al.</i> (2016)	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> <i>Melosira sp.</i>	20-1144 kHz (20, 582, 862 e 1144 kHz)	5-500 s	48-93% de remoção de células à medida que a frequência aumenta 83% de remoção de células na frequência mais baixa (20 kHz) e 19 kWh m ³ .
Rodriguez-Molares (2014)	<i>M. aeruginosa</i>	21,55 kHz	10 min	Recuperação observada de vesículas de gás colapsadas dentro de 24 horas de tratamento.
Schneider <i>et al.</i> (2015)	<i>Aphanizomenon</i>	N/A	7 meses	90% de redução de algas com base no número de células após mais de uma semana de tratamento.

Huang <i>et al.</i> (2020)	<i>M. aeruginosa</i>	20–90 kHz	0,5- 10 min.	A frequência, densidade e duração da irradiação ultrassônica afetaram a eficácia da remoção de algas. Em baixas frequências, mas altas potências (20 kHz), a cavitação acústica leva principalmente a efeitos mecânicos, ou seja, altas forças de cisalhamento geradas podem levar à ruptura direta das células. Em frequências ultrassônicas baixas, menos radicais são produzidos do que em frequências mais altas e, portanto, os danos químicos às células são pequenos. Em altas frequências (580 kHz) com potências médias, a energia de colapso da cavitação é menor do que em baixas frequências, levando a menos danos mecânicos diretos por forças de cisalhamento.
Hu <i>et al.</i> (2012)	<i>M. aeruginosa</i>	Baixa 20,580 Alta 1146 kHz	5,10,20 e 30 min	Uma inativação de 60% foi obtida em 1 L água com <i>M. aeruginosa</i> em suspensão, através da cavitação acústica gerada por um reator de dupla frequência operando a 60% de potência. Embora o ultrassom possa levar à inibição efetiva do crescimento de <i>M. aeruginosa</i> ao longo de 7 dias de cultivo após sonicação por vários minutos, as taxas de remoção no dia 7 podem atingir até 77,6%, 61,2% e 65,9%, respectivamente, para os tratamentos de 470 e 780 kHz a 0,059 W/mL por 30 minutos.
Hu e Mason (2017)	<i>M. aeruginosa</i>	16 e 20 kHz	10 min	A sonicação de alta frequência a 470 e 780 kHz levou a uma evidente redução da toxicidade aguda em comparação com a sonicação de baixa frequência a 29,4 kHz, destacando a aplicabilidade do ultrassom de alta frequência para uso como uma estratégia preventiva de controle de algas. Considerando a inevitável atenuação da propagação ultrassônica na água, são necessários mais estudos para melhorar a eficiência da conversão eletroacústica dos transdutores para economizar energia.
Huang <i>et al.</i> (2021)	<i>M. aeruginosa</i>	470 e 780 kHz	0,5, 5, 15 e 30 min por sete dias	

Rajasekhar *et al.* (2012) e Zhang *et al.* (2006) examinaram a influência de diferentes parâmetros de irradiação ultrassônica durante a remoção de florações, no entanto, eles se concentraram apenas nos efeitos dos fatores ultrassônicos na remoção de algas em experimentos únicos de tratamento, tentando obter a melhor combinação de parâmetros, não estudando o efeito contínuo de múltiplos tratamentos ultrassônicos na remoção de algas. Estudos anteriores mostram uma tendência de frequências e densidades mais altas serem mais eficazes para inibir cianobactérias do que frequências e densidades mais baixas (HAO *et al.*, 2004; JOYCE; WU; MASON, 2010). No entanto, o ultrassom de frequência mais alta diminui mais rapidamente com a distância, e densidades mais altas consomem mais energia e são menos econômicas (KANAL *et al.*, 2007).

Figura 2: Principais espécies de algas estudadas no controle de floração por ultrassom

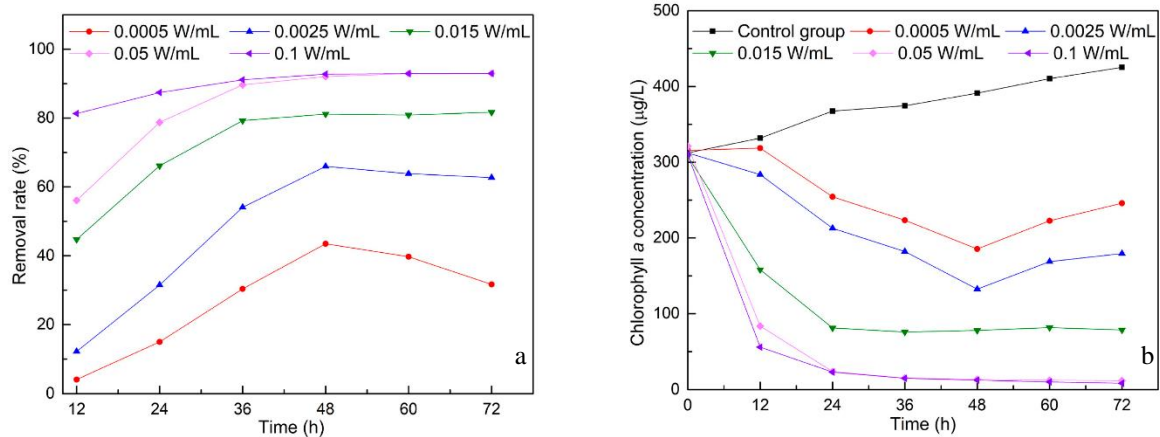


Os trabalhos de Hao *et al.* (2004) e Ma *et al.* (2005) investigaram o efeito de altas frequências na ruptura das células das cianobactérias, no entanto, foi verificado que não houve resultados distinguíveis do uso de frequências excessivamente altas no controle de algas. Ao avaliar os efeitos das frequências, muitas vezes há um desacordo com os resultados da aplicação da técnica de ultrassom em testes de laboratório e aplicações de campo. Enquanto os testes em escala laboratorial mostrou claramente o efeito benéfico do ultrassom na remoção de algas sob ambiente controlado, os dados de campo eram inconsistentes devido a diferentes condições de campo, por exemplo, área de superfície, fluxo e profundidade.

Purcell *et al.* (2013), investigaram o efeito do ultrassom em quatro espécies diferentes de algas em escala laboratorial. Para duas espécies não filamentosas, a *M. aeruginosa* e a *Scenedesmus sub.*, a eficiência de remoção por foram inferiores a 20% nas frequências de 20 a 1144 kHz e intensidades de 0,19 a 133 kWh m³, no entanto, *Aphanizomenon flosaquae* e a *Melosira sp.* apresentaram efeitos significativos do tratamento com ultrassom com eficiência de remoção de 99% em 862 kHz e 133 kWh m³ e 83% em 20 kHz e 19 kWh m³, respectivamente.

No estudo de Huang *et al.* (2020), as taxas de remoção em densidades ultrassônicas de 0,0005, 0,0025, 0,015, 0,05 e 0,1 W/mL foram de 40,6%, 58,0%, 81,2%, 92,0% e 92,8% 48h após a irradiação ultrassônica, respectivamente, quando todos os outros fatores foram mantidos constantes. A taxa de remoção aumentou com o aumento da densidade de radiação nesta faixa. Para densidades de radiação ultrassônica >0,015 W/mL, as taxas de remoção de algas foram >80%; nesses casos, as densidades de radiação ultrassônica foram maiores que o limiar de cavitação, e a remoção de algas foi principalmente devido à cavitação gerada por ultrassom (Figura 3). Os autores inferiram que a radiação ultrassônica de baixa densidade, ou seja, abaixo do limiar de cavitação, atinge o controle de algas principalmente por meio de impactos mecânicos na água. A taxa de remoção de algas é relativamente baixa e os danos às células de algas podem ser reparados, no entanto, a radiação ultrassônica de alta densidade atinge uma maior taxa de remoção de algas devido ao efeito combinado de cavitação e agitação mecânica, sendo a cavitação predominante. Os danos causados às algas pela radiação ultrassônica de alta densidade são permanentes e não podem ser reparados, embora o ultrassom de menor densidade consuma menos energia, é necessário aumentar a taxa de remoção de algas e evitar que as células de algas se autorreparem; isso pode ser alcançado por vários ciclos de tratamento.

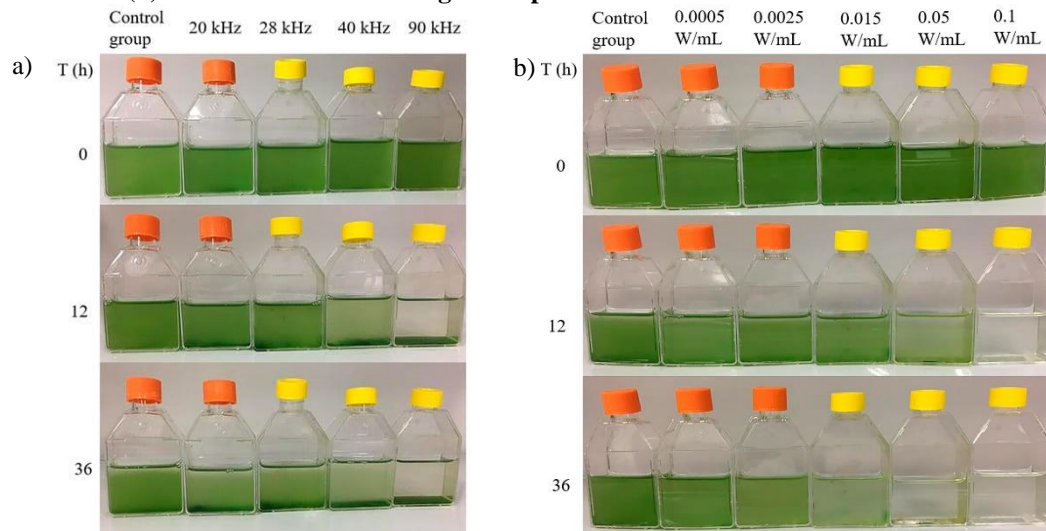
Figura 3: (a) Taxas de remoção de algas e (b) concentrações de clorofila a após tratamento em diferentes densidades ultrassônicas. Fonte: Huang *et al.* (2020).



Os resultados mostraram que a quebra das estruturas dos filamentos pode ser o principal mecanismo de redução do crescimento de algas nessas duas espécies. Deste modo, os autores inferiram que espécies filamentosas que possuem uma área de superfície maior, parecem ser mais suscetíveis a este tipo de tratamento quando comparado a espécies não filamentosas e unicelulares/coloniais. Esse indica que as formas morfológicas das espécies de algas podem ser um fator que contribui para o sucesso do tratamento, em vez de uma classificação biológica tradicional de espécies de algas.

De acordo com os estudos de Wu *et al.* (2012), em frequências ultrassônicas mais altas, a energia mecânica da cavitação é menor, mas uma proporção maior de radicais livres é produzida a partir da degradação ultrassônica da água, e isso pode ajudar a explicar por que essas frequências mais altas atingem alta inativação. Em frequências mais altas, os radicais livres também podem danificar a clorofila ao que também levaria a uma perda na atividade das células fotossintéticas, no entanto, os mecanismos reais envolvidos na inativação de cianobactérias com ultrassom ainda não foram totalmente resolvidos e este estudo atual é projetado para fornecer mais informações através do uso de citometria de fluxo como uma ferramenta analítica para estudos de viabilidade celular.

Figura 4. (a) Crescimento de *M. aeruginosa* após tratamento por 5 min em diferentes frequências ultrassônicas. (b) Crescimento de *M. aeruginosa* após tratamento em diferentes densidades ultrassônicas.



Fonte: Huang *et al.* (2020).

O tratamento ultrassônico é considerado uma estratégia verde para remediação ambiental, pois emprega energia sonora sem a necessidade de agentes químicos. Durante a sonicação, bolhas minúsculas são geradas e, em seguida, colapsam após vários ciclos de rarefação/compressão (cavitação acústica). Os colapsos levam a temperaturas e pressões extremamente altas dentro da fase gasosa das bolhas e, conseqüentemente, produzem múltiplas formas de efeitos físicos, como ondas de choque intensas, altas forças de cisalhamento e micro jatos líquidos e efeitos químicos com radicais oxidantes fortes, como os radicais hidroxila. Com base nesses efeitos especiais, as técnicas de ultrassom têm sido extensivamente investigadas como uma alternativa promissora nas áreas de reações químicas, limpeza e recuperação

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para um controle eficaz de florações de algas em aplicações de campo, é importante determinar parâmetros operacionais apropriados, como frequência, intensidade e duração com base em vários ensaios de laboratório, incluindo a identificação de espécies de algas alvo. Embora a eficiência do ultrassom para o controle de algas em larga escala ainda seja discutível, uma técnica que apresenta vários aspectos positivos quando comparadas com outras tecnologias para o controle de eutrofização.

O primeiro ponto positivo é em relação ao equipamento, que é compacto e simples, podendo ser utilizado para a remoção de algas em uma área ampla. Em segundo lugar, o consumo energético é baixo quando comparados tecnologias de tratamento. Por último, é um sistema de limpeza que não gera resíduos ou subprodutos, ao contrário tratamentos químicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AHN, C.Y.; PARK, M.H.; JOUNG, S.H.; KIM, H.S. *et al.* Growth inhibition of cyanobacteria by ultrasonic radiation: laboratory and enclosure studies, *Environ. Sci. Technol.* v. 37, p. 331-337, 2003. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es034048z>.
2. ASAKURA, Y.; MAEBAYASHI, M.; KODA, S. Study on efficiency and characterization in a cylindrical sonochemical reactor. *Chem. Eng. Jpn.* v. 38, p. 1008-1012, 2015. Disponível em: <https://www.jstage.jst.go.jp/article/jcej/38/12/38121008/article/-char/ja>.
3. AUZAY, S.R.; NAFFRECHOUX, J.B.E. Comparison of characterization methods in high frequency sonochemical reactors of differing configurations, *Ultrason Sonochem.* v. 17, p. 547-554, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2009.10.024>.

4. BAKER, B. C.; WILSON, A. E.; SCOTT, J. T. *Phytoplankton N₂-fixation efficiency and its effect on harmful algal blooms*. *Freshwater Science*, v. 37, n. 2, p. 264–275, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/697530>.
5. BREITBURG, D., LEVIN, L.A., OSCHLIES, A., GREGOIRE, M. *et al.* *Declining oxygen in the global ocean and coastal waters*. *Science*, v. 359, e:7240, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.aam7240>.
6. BEAULIEU, J.J., DELSONTRO, T.; DOWNING, J.A. *Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century*. *Nature Communications*, v. 10, n. 1, p. 1375, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09100-5>.
7. BERNTZON, L.; ERASMIE, S.; CELEPLI, N.; ERIKSSON, J. *et al.* *BMAA inhibits nitrogen fixation in the Cyanobacterium Nostoc sp. PCC 7120*. *Mar. Drugs*, v. 11, p. 3091–3108, 2013. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3766884/>.
8. BOYLAN, J.D.; MORRIS, J.E. *Limited effects of barley straw on algae and zooplankton in a midwestern pond*. *Lake Reserv. Manage.* v.19, p. 265–271, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07438140309354091>.
9. CHINAIN, M.; GATTI, C.M.I.; DARIUS, H.T. *et al.* *Ciguatera poisonings: a global review of occurrences and trends*. *Harmful Algae*, v. 102, p. e:33875186, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101873>.
10. COX, P.A.; BANACK, S.A.; MURCH, S.J.; RASMUSSEN, U. *et al.* *Diverse taxa of Cyanobacteria produce β-N-Methylamino-L-Alanine, a neurotoxic amino acid*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, v. 102, p. 5074 - 5078, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.0501526102>.
11. DONEY, S.C.; RUCKELSHAUS, M.; DUFFY, J.E.; BARRY, J.P. *et al.* *Climate change impacts on marine ecosystems* *Annu. Rev. Mar. Sci.*, v. 4, p. 11-37, 2012. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-marine-041911-111611>.
12. HALLEGRAEFF, G.M., ANDERSON, D.M., BELIN, C. *et al.* *Perceived global increase in algal blooms is attributable to intensified monitoring and emerging bloom impacts*. *Commun Earth Environ*, v. 2, n. 117, 2021. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00178-8>.
13. HAO, H.; WU, M.; CHEN, Y.; TANG, J. *et al.* *Cavitation mechanism in cyanobacterial growth inhibition by ultrasonic irradiation*, *Colloids Surf.*, v. 33, p. 151-156, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2003.09.003>.
14. HILTON, J., O'HARE, M., BOWES, M.J., JONES, J.I. *How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers*. *Sci. Total Environ.*, v. 365, p. 66- 83, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055>.
15. HOWARD, C.; BURCH, M.; ZANDER, A.; RODRIGUEZ-MOLARES, A.; *et al.* *Quantification of the ultrasound induced sedimentation of Microcystis aeruginosa*. *Ultrason. Sonochem.* v. 21, p. 1299–1304, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.01.027>.
16. HU, X.; JOYCE, E.M.; MASON, T.J. *Evaluation of the mechanisms of the effect of ultrasound on Microcystis aeruginosa at different ultrasonic frequencies*. *Water Research*, v. 46, p. 2851-2858, 2012. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.019>.
17. HU, X.; MASON, T.J. *Evaluation of power ultrasonic effects on algae cells at a small pilot scale*. *Water*, v. 9, n. 7, e:470, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9070470>.
18. JANCULA, D.; MIKULA, P.; MARŠÁLEK, B.; RU-DOLF, P. *et al.* *Selective method for cyanobacterial bloom removal: hydraulic jet cavitation experience*, *Aquac. Int.* v. 22, 509–521, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10499-013-9660-7>.

19. LANCE, E.; ARNICH, N.; MAIGNIEN, T.; BIRÉ, R. Occurrence of β -N-methylamino-L-alanine (BMAA) and Isomers in Aquatic Environments and Aquatic Food Sources for Humans. *Toxins*, v. 10, n. 2, p. 83, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/to-xins10020083>.
20. LIANG, H.; NAN, J.; HE, W.; LI, G. *Algae removal by ultrasonic irradiation-coagulation*. *Desalination*, v. 239, n. 1-3, p. 191–197, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.12.035>.
21. MA, B.; CHEN, Y.; HAO, H.; WU, M. *et al.* Influence of ultrasonic field on microcystins produced by bloom-forming algae, *Colloids Surf. B*. 41, p. 197–201, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2004.12.010>.
22. McKENZIE, C.H.; BATES, S.S.; MARTIN, J.L.; HAIGH, N. *et al.* Three decades of Canadian marine harmful algal events: Phytoplankton and phycotoxins of concern to human and ecosystem health. *Harmful Algae*, v. 102, p. e: 101852, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101852>.
23. MÜLLER, L. THOMAZ, A.; FREITAS, A.; PAGIORO, L. M. *Cianobactérias, cianotoxinas e o tratamento químico da água: uma análise bibliométrica da produção científica mundial*. *Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento*, v. 7, n.4, p. 570. 586, 2018. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6592228>.
24. NIXON, S.W. *Eutrophication and the microscope*. *Hydrobiologia*, v. 629, p. 5–19, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9759-z>.
25. PARK, J.; CHURCH, J.; SON, Y. KIM, K-T. *et al.* Recent advances in ultrasonic treatment: Challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (HABs). *Ultrasonics Sonochemistry*, v. 38, p. 326–334, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.03.003>.
26. PINTO, J.F., ANTUNES, S.C. *Bio-manipulação para o controlo da eutrofização*, *Rev. Ciência Elem.*, v 8, n. 01, p. 3-10, 2020. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.24927/rce2020.010>.
27. PITCHER, G. C.; LOUW, D. C. *Harmful algal blooms of the Benguela Eastern Boundary upwelling system*. *Harmful Algae*, v. 102, p. e:101898, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101898>.
28. PÖRTNER, H.-O. *et al.* *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. 2019. Cambridge University Press. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srocc>.
29. PURCELL, D.; PARSONS, S.A.; JEFFERSON, B. *The influence of ultrasound frequency and power, on the algal species Microcystis aeruginosa, Aphanizomenon flos-aquae, Scenedesmus subspicatus and Melosira sp.* *Environ. Technol.* v. 34, p. 2477– 2490, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.773355>.
30. PURCELL, D.; PARSONS, S.A.; JEFFERSON, B.; HOLDEN, S. *et al.* Experiences of algal bloom control using green solutions barley straw and ultrasound, an industry perspective. *Water Environ. J.*, v. 27, p. 148–156, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2012.00338.x>.
31. JIANG, L.; JOHNSTON, E.; ABERG, K.M.; NILSSON, U. *et al.* Strategy for quantifying trace levels of bmaa in cyanobacteria by LC/MS/MS. *Anal. Bioanal. Chem.*, 405, 1283–1292, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00216-012-6550-1>.
32. RAJASEKHAR, P.; FAN, L.; NGUYEN, T.; RODDICK, F.A. *A review of the use of sonication to control cyanobacterial blooms*, *Water Res.* v. 46, p. 4319–4329, 2012a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.054>.
33. RAJASEKHAR, P.; FAN, L.; NGUYEN, T.; RODDICK, F.A. *Impact of sonication at 20 kHz on Microcystis aeruginosa, Anabaena circinalis and Chlorella sp.* *Water Res.* **2012b**, 46, 1473–148. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.017>.

34. REVEILLON, D.; ABADIE, E.; SECHET, V.; BRIENT, L.; SAVAR, V. *et al.* *Beta-N-Methylamino-L-Alanine: LC-MS/MS optimization, screening of cyanobacterial strains and occurrence in Shellfish from Thau, a French Mediterranean Lagoon.* *Mar. Drugs*, v. 12, p. 5441–5467, 2014. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/arti-cles/PMC4245540/>.
35. REVEILLON, D.; SECHET, V.; HESS, P.; AMZIL, Z. *Production of Bmaa and Dab by Diatoms (Phaeodactylum tricornutum, Chaetoceros sp., Chaetoceros calcitrans and, Thalassiosira pseudonana) and Bacteria Isolated from a Diatom Culture.* *Harmful Algae*, v. 58, p. 45–50, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2016.07.008>.
36. REVEILLON, D.; ABADIE, E.; SECHET, V.; MASSE-RET, E. *et al.* *Beta-N-Methylamino-L-Alanine (BMAA) and Isomers: Distribution in different food web compartments of Thau Lagoon, French Mediterranean Sea.* *Mar. Environ. Res.*, v. 110, p. 08–18, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.07.015>.
37. ROMERO, E., GARNIER, J., LASSALETTA, L., BIL-LEN, G. *et al.* *Large-scale patterns of river inputs in southwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone.* *Biogeochemistry*, v.113, p. 481–505, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10533-012-9778-0>.
38. RODRIGUEZ-MOLARES, A.; DICKSON, S.; HOB-SON, P.; HOWARD, C. *Quantification of the ultrasound induced sedimentation of Microcystis aeruginosa.* *Ultrason. Sonochem.* v. 21, p. 1299–1304, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2014.01.027>.
39. SCHNEIDER, O.D.; WEINRICH, L.A.; BREZINSKI, S. *Ultrasonic treatment of algae in a New Jersey reservoir.* *J. Am. Water Works Assoc.* v. 107, v. 10, p. E533-E542, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5942/jawwa.2015.107.0149>.
40. SHEN, Q.; ZHU, J.; CHENG, L.; ZHANG, J. *et al.* *Enhanced algae removal by drinking water treatment of chlorination coupled with coagulation.* *Desalination*, v. 271, p. 236–240, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.12.039>.
41. SMITH, V.H., SCHINDLER, D.W. *Eutrophication science: where do we go from here?* *Trends Ecol. Evol.*, v. 24, p. 201–207, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2008.11.009>.
42. SPACIL, Z.; ERIKSSON, J.; JONASSON, S.; RAS-MUSSEN, U. *et al.* *Analytical protocol for identification of BMAA and dab in biological samples.* *Analyst*, v.135, p. 127–132, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/b921048b>.
43. SINGKARAN, N., 2017. *Determining overall water quality related to anthropogenic influences across freshwater systems of Thailand.* *Int. J. Water Resour. Dev.* v. 33, p. 132–151, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/07900627.2016.1142862>.
44. SILVA, D.C.V.R.; QUEIROZ, L.G.; ALAMINO, FERNANDES, J.G. *et al.* *Avaliação da eficiência de um índice de estado trófico na determinação da qualidade da água de reservatórios para abastecimento público.* *Engenharia Sanitária e Ambiental [online]*. 2018, v. 23, n. 04, p. 627-635, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018168445>.
45. STEIDINGER, K. A. *Historical perspective on Karenia brevis red tide research in the Gulf of Mexico.* *Harmful Algae*, v. 8, p. 549–561, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.11.009>.
46. SONOBE, H.; GAMON, L.; CUNHA, M.C.; FER-NANDES, D.G. *Avaliação espacial e temporal de aspectos sanitários de reservatórios com captação de água para abastecimento em SP com ênfase em cianobactérias e cianotoxinas.* *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 5, p. 909-918, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019193351>.

47. SONG, W.; TESHIBA, T.; REIN, K.; O'SHEA, K.E. *Ultrasonically induced degradation and detoxification of microcystin-LR (cyanobacterial toxin)*. *Environ Sci Technol*. v. 39, n. 16, p. 6300-6305, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es048350z>.
48. SUNESEN, I.; MENDEZ, S.M.; MANCERA-PINEDA, J.E.; BOTTEIN, M-Y.D. *et al. The Latin America and Caribbean HAB status report based on OBIS and HAEDAT maps and databases*. *Harmful Algae*, v. 102, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2020.101920>.
49. TUYET T.N.; NÉMERY, J.; GRATIOT, N. STRADY, E. *Nutrient dynamics and eutrophication assessment in the tropical river system of Saigon – Dongnai (Southern Vietnam)*, *Science of The Total Environment*, v. 653, p. 370-383, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.319>.
50. WHITTEMORE, R.; KATHLEEN, K. *The integrative review: updated methodology*. *Journal of Advanced Nursing*, v. 52, n. 5, p. 546-553, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2648.2005.03621.x>.
51. WU, X.; JOYCE, E.M.; MASON T.J. *Evaluation of the mechanisms of the effect of ultrasound on Microcystis aeruginosa at different ultrasonic frequencies*, *Water Res*. v. 46, p. 2851–2858, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.019>.