



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

AMANDA GÓIS VIANA

**AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE CELULAR EM DUAS ESPÉCIES DE
CIANOBACTÉRIAS NA ETAPA DE COAGULAÇÃO – VERIFICAÇÃO DAS
CONDIÇÕES HIDRÁULICAS E ADIÇÃO DE CARBONO ATIVADO EM PÓ**

FORTALEZA

2018

AMANDA GÓIS VIANA

**AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE CELULAR EM DUAS ESPÉCIES DE
CIANOBACTÉRIAS NA ETAPA DE COAGULAÇÃO – VERIFICAÇÃO DAS
CONDIÇÕES HIDRÁULICAS E ADIÇÃO DE CARBONO ATIVADO EM PÓ**

Monografia apresentada ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Capelo Neto.
Coorientador: Prof. Ma. Antonia Samylla Oliveira Almeida.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

V667a Viana, Amanda Góis.

Avaliação da integridade celular em duas espécies de cianobactérias na etapa de coagulação – verificação das condições hidráulicas e adição de carbono ativado em pó. / Amanda Góis Viana. – 2018.
71 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2018.

Orientação: Prof. Dr. José Capelo Neto.

Coorientação: Profa. Ma. Antonia Samylla Oliveira Almeida.

1. Cianobactéria. 2. Coagulação. 3. Carbono ativado em pó. 4. Cianotoxina. 5. Tratamento de água. I. Título.

CDD 628

AMANDA GÓIS VIANA

**AVALIAÇÃO DA INTEGRIDADE CELULAR EM DUAS ESPÉCIES DE
CIANOBACTÉRIAS NA ETAPA DE COAGULAÇÃO – VERIFICAÇÃO DAS
CONDIÇÕES HIDRÁULICAS E ADIÇÃO DE CARBONO ATIVADO EM PÓ**

Monografia apresentada ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Capelo Neto.
Coorientadora: Ma. Antonia Samylla Oliveira Almeida

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Capelo Neto (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Ma. Antonia Samylla Oliveira Almeida (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Ismael Kesley Carloto Lopes

Instituto Federal do Ceará (IFCE)

Aos meus pais e professores que tive durante a vida, que foram meus guias para todos os caminhos que trilhei.-

AGRADECIMENTOS

A Universidade Federal do Ceará e a todos os bons professores que tive o prazer de ter como exemplo de profissionais e serem humanos. Saio com a certeza de que, independente das voltas que a vida der, me tornaram alguém melhor e mais segura.

Ao Prof. Dr. José Capelo Neto, por manter sempre as portas da pesquisa e de seu laboratório abertas para mim. Sou grata pela honra de trabalhar ao seu lado e por todos os anos de conhecimento que pode me passar. E agradecer a sua dedicação a ciência e a pesquisa científica que por vezes não é valorizada em nossa nação.

A Ma. Antonia Samylla, pela excelente orientação acadêmica, pessoal e a amizade eterna, que construída através dessa pesquisa, levarei sempre comigo dentro do coração onde quer que eu esteja.

Ao Prof. Dr. Ismael Carloto, por todo o conhecimento compartilhado com tanta dedicação, as risadas e por ter sido minha primeira e grande inspiração científica.

Aos colegas de pesquisa Indira, Samylla e Allan (pela bolsa pão de queijo), por todas as horas (extras) compartilhadas, todos os dias de apoio, as risadas, os cuidados, as conversas, o aprendizado e o cansaço que passamos juntos. Vocês se tornaram uma família para mim.

Aos meus pais e avós, Silvana, Dreno, Celme, Jacira (*in memorium*), Candinha e Raimundo, pela força e os valores com que me criaram. Por serem exemplo de tudo que se pode enxergar de bom no mundo. Por todo apoio e os conselhos que vocês me ofereceram do começo ao fim dessa etapa de minha vida.

Aos meus irmãos, Bárbara e Marcelo, por serem tão parceiros, por toda dedicação, desde pequenos, em ajudar na minha criação. Agradeço por todo amor que recebi e recebo de vocês que são meus irmãos, pais e amigos. Espero poder retribuir e cuidar sempre de vocês da mesma forma que vocês fizeram por mim.

A irmã/amiga Taís, que me apoiou e me presenteou com sua amizade, sua verdade, amor e cuidado de irmã desde criança. E que possamos segurar nossas mãos por toda vida.

Aos amigos Heitor, Mariana e Isabela, que me deram sempre o melhor de si e receberam meu melhor, que não me deixaram desistir, que dividiram as alegrias, tristezas e realizações.

A minha irmã Lara, que você possa crescer com toda a alegria e esperança que você emana e trouxe para nossas vidas. Desejo continuar sendo seu orgulho como irmã e possa ser sua melhor amiga nessa vida.

To Daniel Bolitho, for have been a great partner, confidant and supportive in these last years of my graduation. You were my emotional base and your love my biggest motivation to get here today. To us, all the happiness the world can offer and that our love and understanding just grow beyond the years.

Aos amigos do SELAQUA: Helísia, Carol, Suiane, João, Geovane, Cida, Marianna, Ana Zélia, Diana, Régis, Jolita, Mário, Eduardo e Jackson. Agradeço a todos pelos conhecimentos compartilhados, as conversas descontraídas e a torcida de sempre. E espero que nesses anos que passamos juntos eu possa ter dado tudo que recebi de bom de cada um, e que possamos crescer muito nos próximos anos.

Aos colegas de graduação: Brenda, Carol, Ewerlane, Ana Luiza, Elismar, Lia e Manu e Lysle. Nós dividimos anos juntos, risadas, dores e delícias. Crescemos, nos tornamos melhores, formamos, conquistamos o mundo. E que sempre seja festa estar com vocês.

Aos amigos, que tão de longe estiveram tão perto nos momentos mais esclarecedores de minha vida, Margarida, Bruna, Eric, Cris, Felipe, Amanda, Leandro, Camilla, Dina, Daniel, José, Lucas, Yuli, Thayane e Deborah. Que eu sei que são pequenos lares que tenho ao redor do Brasil.

“A utopia está lá no horizonte. Me aproximo dois passos, ela se afasta dois passos. Caminho dez passos e o horizonte corre dez passos. Por mais que eu caminhe, jamais alcançarei. Para que serve a utopia? Serve para isso: para que eu não deixe de caminhar.” - *Fernando Biriri*

RESUMO

No atual cenário da crise hídrica brasileira a oferta de água e sua qualidade passam a ser afetadas tanto pelos eventos de seca quanto pela poluição gerada por grandes indústrias, cidades e o uso indevido do solo. Os reservatórios superficiais, usados comumente no Brasil para o abastecimento humano, encontram-se em elevado estado de eutrofização. Esse tipo de degradação da qualidade da água *in natura* leva a floração de cianobactérias podem ser produtoras de 2-methylisoborneol (MIB), geosmina e toxinas. Estes compostos, MIB e geosmina, são metabólitos secundários, não tóxicos, que conferem a água sabor e odor de terra e mofo, respectivamente, e podem ser liberados ao longo das etapas de tratamento, o que indica a potencial ocorrência de lise celular e liberação de toxinas intracelulares. Com isso, foi realizado um estudo visando avaliar a integridade celular das espécies: *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, em condições hidráulicas de gradiente de velocidade elevado e tempo de mistura curto, e após a adição de carbono ativado em pó, adicionado nesta etapa para adsorção de metabólitos livres. Para isso foi utilizado um *jarrest* onde foram aplicados gradientes de velocidade nos intervalos de 500 - 600 s⁻¹, 600 - 800 s⁻¹ e 800 - 1000s⁻¹ os tempos de mistura de 0,10, 15, 30, 45 e 60 segundos em uma matriz contendo densidade média de células da espécie da ordem de 10⁵. Para a determinação da integridade celular foi utilizado a eritrosina B e microscopia óptica. Foi utilizada uma análise de variância para validar a hipótese de que as espécies sofreriam danos quando submetida às condições testes. A espécie de *M. aeruginosa*, mostrou que esta só apresenta dependência entre gradiente e tempo de mistura no intervalo entre 800-1000s⁻¹ e 45s, respectivamente. Este fato que não se reproduziu nos ensaios realizados com *C. raciborskii*. Nas condições experimentais avaliadas não houveram indícios que confirmassem diferenças entre a aplicação ou não da integridade celular após a introdução de CAP na etapa de coagulação para as espécies *C. raciborskii* e *M. aeruginosa*.

Palavras-chave: Cianobactéria; Coagulação; Carbono ativado em pó; Cianotoxina; Tratamento de água.

ABSTRACT

In the current scenario of the Brazilian water crisis, the supply of water and its quality are affected by both drought events and the pollution generated by large industries, cities and land misuse. The superficial reservoirs, commonly used in Brazil for human supply, are in a high eutrophic state. This type of degradation of water quality in natural conditions, leads to the flowering of cyanobacteria can produce 2-methylisoborneol (MIB), geosmin and toxins. These compounds are secondary, non-toxic metabolites, which impart water to the odor and taste of soil and mold, respectively, and may be released throughout the treatment steps, indicating the potential occurrence of cell lysis and release of intracellular toxins. This study was carried out to evaluate the cell integrity of the species: *Microcystis aeruginosa* and *Cylindrospermopsis raciborskii*, under high velocity gradient hydraulic conditions and short mixing time, and after the addition of activated carbon powder, added at this stage for adsorption of free metabolites. For this, a jarrest was used where velocity gradients were applied in the intervals of 500-600 s⁻¹, 600-800 s⁻¹ and 800- 1000s⁻¹ the mixing times 0,10, 15, 30, 45 and 60 seconds in an array containing cell density of the species of the order of 10⁵. For the determination of cell integrity, erythrosine B and optical microscopy were used. An analysis of variance was used to validate the hypothesis that the species would suffer damages when submitted to the test conditions. The *M. aeruginosa* species showed that it only shows gradient dependence and mixing time in the range of 800-1000s⁻¹ and 45s, respectively. This fact was not reproduced in the tests carried out with *C. raciborskii*. In the experimental conditions evaluated there were no evidence to confirm differences between the application or not of cell integrity after the introduction of CAP in the coagulation step for the species of *C. raciborskii* and *M. aeruginosa*.

Keywords: Cyanobacteria; Coagulation; Carbon activated powder; Cyanotoxin; Water treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Espécies de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas.	19
Figura 2- <i>Microcystis aeruginosa</i>	25
Figura 3 - <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> – cepa de cultivo laboratorial.	27
Figura 4 - Sala de cultivo de cianobactérias em condições controladas.....	30 ²⁹
Figura 5 - Método Sedgwick-Rafter – Contagem Fitoplanctônica	30
Figura 6 - <i>Jartest</i>	32 ³¹
Figura 7 - Integridade celular - <i>Microcystis aeruginosa</i> – Gradiente de velocidade – 500 – 600 s ⁻¹	35 ³³
Figura 8 - Integridade Celular - <i>Microcystis aeruginosa</i> – Gradiente de velocidade – 600 – 800 s ⁻¹	35 ³⁴
Figura 9 - Integridade Celular - <i>Microcystis aeruginosa</i> – Gradiente de velocidade – 800 – 1000 s ⁻¹	37 ³⁵
Figura 10 - Integridade Celular - <i>Microcystis aeruginosa</i> – CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de velocidade - 500 – 600 s ⁻¹	39 ³⁷
Figura 11 - Integridade Celular - <i>Microcystis aeruginosa</i> – CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de velocidade - 600 – 800 s ⁻¹	40 ³⁸
Figura 12 - Integridade Celular - <i>Microcystis aeruginosa</i> – CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de velocidade - 800 – 1000 s ⁻¹	41 ³⁸
Figura 13 - Integridade Celular – <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> – Gradiente de velocidade – 500 – 600 s ⁻¹	43 ⁴¹
Figura 14 - Integridade Celular – <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> – Gradiente de velocidade – 600 – 800 s ⁻¹	43 ⁴¹
Figura 15 - Integridade Celular – <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> – Gradiente de velocidade – 800 – 1000 s ⁻¹	44 ⁴²
Figura 16 - Integridade celular – <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> – CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade - 500 – 600 s ⁻¹	46 ⁴³
Figura 17 - Integridade Celular – <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> – CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade - 600 – 800 s ⁻¹	47 ⁴⁴
Figura 18 - Integridade Celular – <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> – CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade - 800 – 1000 s ⁻¹	48 ⁴⁵

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Condições ótimas a etapa de mistura rápida – NBR 12.216 (ABNT -1992).....	22
Tabela 2 - Composição de Soluções de estoque para preparação de meio de cultura ASM-1 .	29
Tabela 3- Características texturais obtidas a partir das isothermas de equilíbrio de adsorção/dessorção de N ₂ a 77 K.	31
Tabela 4 – Resultados Condições Hidráulica – Gradiente de Velocidade – 500 – 600 s ⁻¹ - <i>Microcystis aeruginosa</i>	34 <u>33</u>
Tabela 5 - Resultados de integridade celular – Gradiente de Velocidade – 600 – 800 s ⁻¹ - <i>Microcystis aeruginosa</i>	35 <u>34</u>
Tabela 6 - Resultados Condições Hidráulica – Gradiente de Velocidade – 800 – 1000 s ⁻¹ - <i>Microcystis aeruginosa</i>	37 <u>35</u>
Tabela 7 – Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade – 500 – 600 s ⁻¹ - <i>Microcystis aeruginosa</i>	39 <u>37</u>
Tabela 8- Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade – 600 – 800 s ⁻¹ - <i>Microcystis aeruginosa</i>	39 <u>37</u>
Tabela 9 – Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade – 800 – 1000 s ⁻¹ - <i>Microcystis aeruginosa</i>	40 <u>38</u>
Tabela 10 – Efeito da introdução de CAP.....	41 <u>39</u>
Tabela 11 - Resultados Condições Hidráulica – Gradientes de velocidade – 500 – 600 s ⁻¹ - <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	42 <u>40</u>
Tabela 12 - Resultados Condições Hidráulica – Gradientes de velocidade – 600 – 800 s ⁻¹ - <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	43 <u>41</u>
Tabela 13 - Resultados Condições Hidráulica – Gradientes de velocidade – 800 – 1000 s ⁻¹ - <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	44 <u>42</u>
Tabela 14 – Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade – 500 – 600 s ⁻¹ - <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	45 <u>43</u>
Tabela 15 - Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade – 600 – 800 s ⁻¹ - <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	47 <u>44</u>
Tabela 16 - Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L ⁻¹) – Gradiente de Velocidade – 800 – 1000 s ⁻¹ - <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	47 <u>44</u>
Tabela 17 – Efeitos de introdução de CAP – <i>C. raciborskii</i>	49 <u>46</u>

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CAP	Carbono ativado em pó
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
NBR	Norma Brasileira Regulamentar
IBOT –SP	Instituto de Botânica – São Paulo

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS.....	16
2.1 OBJETIVOS GERAIS	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
3.1 CIANOBACTÉRIAS	17
3.2 TRATAMENTO DE ÁGUA.....	19
3.3 COAGULAÇÃO	21
3.4 CARBONO ATIVADO.....	23
4. METODOLOGIA.....	24
4.1 SELEÇÃO DE ESPÉCIES DE CIANOBACTÉRIAS.....	24
4.1.1 <i>Microcystis aeruginosa</i>	24
4.1.3 <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	27
4.2 CULTIVO DE CIANOBACTÉRIAS.....	28
4.3 DETERMINAÇÃO DA DENSIDADE.....	30
4.5 DETERMINAÇÃO DA INTEGRIDADE CELULAR	32 31
4.6 ANÁLISE ESTÁTISTICA DOS DADOS	33 32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34 33
5.1 <i>Microcystis aeruginosa</i>	34 33
5.1.1 CONDIÇÕES HIDRÁULICAS (GRADIENTE DE VELOCIDADE E TEMPO DE MISTURA).....	34 33
5.3 <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	42 40
5.3.1 CONDIÇÕES HIDRÁULICAS (GRADIENTE DE VELOCIDADE E TEMPO DE MISTURA).....	42 40
5.2.2 CARBONO ATIVADO.....	45 43
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	50 47
REFERÊNCIAS	51 48

1. INTRODUÇÃO

No atual cenário da crise hídrica brasileira e mundial, a oferta de água e sua qualidade passam a ser afetadas tanto pelos eventos de seca quanto pela poluição gerada por grandes indústrias, cidades e o uso indevido do solo. Segundo Carloto (2013), no semiárido brasileiro, onde se localiza o estado do Ceará que sofre com a escassez hídrica, reservatórios artificiais de água superficiais, é a principal fonte de água potável em áreas urbanizadas. Sendo esse tipo de reservação, em açudes, utilizada devido às especificidades climáticas da região, a irregularidade de chuvas e às características do solo, o que conjuntamente com a alta evaporação e da radiação solar, exploração de recursos e a ausência de sistema de esgotamento sanitário, que afeta a qualidade e quantidade de água armazenada.

A eutrofização desses reservatórios é uma questão crítica que afeta diretamente o tratamento de água potável, pois provoca o crescimento excessivo de cianobactérias, causando vários transtornos e custos adicionais nos processos de tratamento. Para além dos custos outras consequências surgem dessa contaminação como as perdas no setor de turismo, valores de propriedades e negócios (WIDRIG *et al.*, 1996; HITZFELD *et al.*, 2000; MA & LIU, 2002; WESTERHOFF *et al.*, 2005; HUANG *et al.*, 2009; DODDS *et al.*, 2009; STEFFENSEN, 2008), aumenta os riscos a saúde da comunidade que desta faz uso e diminuí a confiança do consumidor final.

De acordo com Barros (2013), esse processo de eutrofização excessiva, ocasiona frequentes florações de fitoplânctons, predominantemente dominada por cianobactérias de diferentes grupos. Sendo estes microrganismos potencialmente produtores de metabólitos tóxicos e não tóxicos, que são liberados na massa de água por resultado de estresses químicos/físicos sofridos durante o tratamento. Portanto, faz-se necessário que as concessionárias de saneamento, em áreas urbanas e rurais, tenham entendimento da ocorrência de lise celular (rompimento da membrana plasmática) durante as etapas de tratamento.

“As tecnologias de tratamento de água para o abastecimento humano, excetuando-se aquela que envolve a técnica de filtração lenta, utilizam-se da operação unitária de coagulação como uma das etapas iniciais do tratamento” (DI BERNARDO & DANTAS, 2005, p.33). Nesse contexto, o presente estudo apresenta uma análise dos impactos e estresses físicos sofridos pelas cianobactérias nessa etapa.

As hipóteses levantadas pelo presente trabalho são de que há estresse mecânico capaz de gerar lise celular em espécies de cianobactérias numa combinação de gradiente de velocidade e tempo de mistura. Além disso, devido a utilização em algumas ETAs do carbono ativado em pó na etapa de coagulação, visando a adsorção de componentes dissolvidos, optou-se por avaliar o efeito da introdução deste adsorvente no comprometimento da estrutura de células de cianobactérias, tendo em vista que há possibilidades de choques mecânicos entre estas partículas. Por fim, também foi investigado se a combinação dos efeitos do gradiente de velocidade, tempo de mistura e presença ou não de CAP influenciam de maneira distinta em espécies diferentes de cianobactérias.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

Investigar os impactos causados pelos mecanismos físicos da etapa de coagulação e a adição de carbono ativado em pó em matriz contendo células de cianobactérias *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, isoladas e cultivadas em laboratório.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Visando alcançar a proposta principal deste trabalho, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Simular condições hidráulicas do processo de coagulação em laboratório com uso de *jarrest*.
- Investigar ocorrência de lise celular em células de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* decorrentes da mistura rápida.
- Averiguar a lise celular das espécies em decorrência da adição de carbono ativado em pó.
- Comparar resultados de condições hidráulicas e impacto de adsorvente nas células cianobactérias em estudo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CIANOBACTÉRIAS

As cianobactérias são relatadas como sendo os primeiros microrganismos produtores de oxigênio que se tem conhecimento na superfície terrestre (CHORUS & BARTRAM, 1999), sua existência é datada de 3,5 bilhões de anos. Evidências fósseis confirmam a abundância desses microrganismos na Terra há 2,5 bilhões de anos (SCHOPF, 2000; SUMMONS *et al.*, 1999) e suas florações são conhecidas há séculos em ambientes marinhos e de água doce (CODD *et al.*, 1994; FOGG *et al.*, 1973; HAYMAN, 1992; PAERL, 2008).

O que explica sua longa história evolutiva é a sua adaptação a ambientes extremos e dispersão pelo mundo (BADGER *et al.*, 2006), fato desses organismos sobreviverem e proliferarem-se em ambientes diversos (quentes, frios, alcalinos, ácidos e terrestres), podendo ser dominantes em ecossistemas de água doce, estuarinos e ambientes marinhos (CHORUS & BARTRAM, 1999; MUR *et al.*, 1999).

A resiliência das espécies de cianobactérias e sua capacidade de sobreviver a diferentes ambientes se dão as suas características fisiológicas, que agem conjuntamente para permitir sua abundância e dominância. Algumas dessas características são: a capacidade de crescer em temperaturas mais altas, a flutuabilidade (devido as suas vesículas de gás, denominadas de aerotopos), afinidade ao fósforo e capacidade de armazenamento do mesmo, capacidade de fixação de nitrogênio, ao acineto e habilidade de captura de energia luminosa em baixas intensidades e comprimentos de onda (CAREY, 2012).

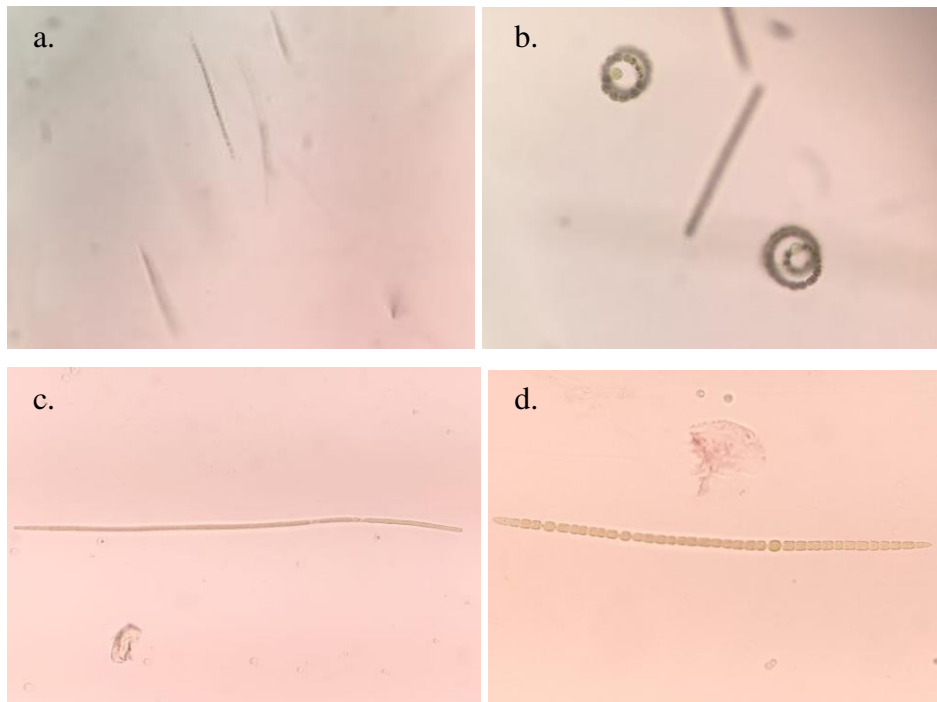
Os relatos de frequentes florações de cianobactérias estão diretamente ligados ao acelerado processo de eutrofização de reservatórios de água subsequente de atividades humanas, afetando a qualidade da água *in natura*, habitats e sustentabilidade de ecossistemas aquáticos (CARMICHAEL, 2001).

Eventos de proliferação de espécies e produção de toxinas são proporcionados por elevadas temperaturas (CONRADIE & BARNARD, 2012, DAVIS *et al.*, 2009; ORR & JONES, 1998; WATANABE *et al.*, 1989; VAN DER WESTHUIZEN & ELOFF, 1985) e altas concentrações de nutrientes (DOWNING *et al.*, 2005; OH *et al.*, 2001; VAN DE WAAL *et al.*, 2009), em destaque o nitrogênio em forma de nitrato (DAVIS *et al.*, 2009; HARKE & GOBLER, 2013; HORST *et al.*, 2014; ANSARI *et al.*, 2010), incidência solar (UTKILEN & GJOLME, 1992; WIEDNER *et al.*, 2003) e atividade pastoril (JANG *et al.*, 2003).

As características ambientais apresentadas, que favorecem o contínuo aumento na densidade de cianobactérias, indicam que alterações climáticas e a constante contaminação de corpos d'água levarão a futuros e repetidos eventos de floração, e por consequência a contínua produção de toxinas (O'NEIL *et al.*, 2012; WIEDNER *et al.*, 2007; ELLIOTT, 2012; PAERL & PAUL, 2012; MOOIJ *et al.*, 2005; PAERL *et al.*, 2011; PAERL & HUISMAN, 2009). Alguns estudos previram que a mudança climática associada a níveis crescentes de CO₂ atmosférico aumentará a ocorrência desses eventos pelo mundo (BEARDALL *et al.*, 2009; PAERL & HUISMAN, 2009; PAUL, 2008), ou pelo menos que este fenômeno favorecerá a dominância de cianobactérias em comunidades fitoplanctônicas (MOOIJ *et al.*, 2005).

Florações de cianobactérias estão comumente ligadas a liberações de cianotoxinas e metabólitos secundários na água *in natura*. Dentre os metabólitos que conferem aspectos estéticos, a geosmina e o 2-metilisoborneol (MIB) são os mais frequentemente detectados em fontes de água potável com valores limiares de 1,3 a 4,0 ng / L e 6,3 a 15 ng / L (YOUNG *ET AL.*, 1996; WATSON, 2004). Apesar de não se conhecer malefícios à saúde humana da sua presença em águas para consumo, estes são evidências de possível contaminação da água por toxinas que podem ser letais aos seres humanos e animais, oferecendo riscos a segurança da água tratada e a saúde pública (LLOYD *et al.*, 1998; CHORUS & BARTRAM, 1999; CARMICHAEL *et al.*, 2001; LALEZARY *et al.*, 1988; SUFFET *et al.*, 1999; HOBSON *et al.*, 2010; SMITH, 2011; KOMMINENI *et al.*, 2009; ZAMYADI, 2014; WATSON, 2004; ANTONOPOULOU *et al.*, 2014; HENDERSON *et al.*, 2010; PIVOKONSKY *et al.*, 2015).

Figura 1 – Espécies de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas.



Legenda: a. *Cylindrospermopsi raciborskii*; b. *Dolichospermum circinale*; c. *Planktothrix agardhii*; d. *Aphanizomenom* sp.

Fonte: O autor, 2018.

As cianotoxinas ocasionam a intoxicação e morte de animais agropecuários (FRAZIER *et al.*, 1998; JACKSON *et al.*, 1984), animais de estimação (TREVINO-GARRISON *et al.*, 2015; WALKER *et al.*, 2008) e casos de intoxicação humana, como ocorrido em 1996 na cidade de Caruaru, que levou a morte de quase 60 pacientes de um centro de hemodiálise (JOCHIMSEN *et al.*, 1998; AZEVEDO *et al.*, 2002). Ocorrências de intoxicação humana são relatadas por consumo de água de beber, ingestão acidental de água ou até mesmo quando há contato com a pele em atividades recreativas em corpos d'água contaminados (RESSOM *et al.*, 2004; FALCONER, 2005).

3.2 TRATAMENTO DE ÁGUA

Florações recorrentes de cianobactérias impactam diretamente na qualidade da água potável, ocasionando problemas operacionais e possibilidades de liberação de toxinas e metabólitos secundários que são responsáveis pela alteração de características estéticas a água tratada, sabor e odor. Estes compostos que adicionam sabor e odor a água, puderam ser identificados a partir de diferentes gêneros de cianobactérias, que também podem produzir

cianotoxinas (WATSON, 2003; WATSON, 2004; JUTTNER & WATSON, 2007; SMITH *et al.*, 2008).

A presença de elevadas densidades de cianobactérias causa diversos problemas no processo de tratamento de água potável, tais como baixa sedimentabilidade nas unidades de decantação, alta demanda de coagulantes, colmatação de filtros, resultando na redução do tempo de operação dos mesmos e no aumento das frequências de retro lavagem (HO *et al.* 2012), o que conseqüentemente adiciona maiores custos ao tratamento de água e maiores custos a população em geral e a possível aparição destas na rede de distribuição (KNAPPE *et al.*, 2004).

As principais características das cianobactérias que estão correlacionadas ao desempenho das etapas de tratamento de água incluem a morfologia, tamanho especial, forma e apêndices adicionais, motilidade, carga superficiais, densidade celular, composição e concentração da matéria orgânica extracelular (HENDERSON *et al.*, 2008).

É possível que os processos de tratamento possam causar lise celular e liberar os metabólitos intracelulares compreendendo toxinas e compostos de sabor e odor (ANDO *et al.*, 1992; LAM *et al.*, 1995). O dano celular ocasionado durante os processos de tratamento, no qual pode ser incluído o estresse hidráulico causado por bombas, mistura ou pré-oxidação, e subsequente liberação de compostos intracelulares, pode causar problemas adicionais de tratamento (PETERSON *et al.*, 1995; SCHMIDT *et al.*, 2002; SCHMIDT *et al.* 2009).

Técnicas de tratamento físico, como coagulação / filtração ou flotação por ar dissolvido são capazes de remover mais que 98% das células de cianobactérias (incluindo metabólitos ligados a células ou intracelulares) do suprimento de água (WESTRICK *et al.*, 2010; WERT *et al.* 2014), a menos que as células sejam lisadas por tratamento químico ou ruptura mecânica durante o processo de tratamento (YOO *et al.*, 1995).

A remoção de células de cianobactérias sem dano reduziria significativamente a concentração de sabor, odor e metabólitos tóxicos presentes na água tratada (ZAMYADI *et al.* 2015). Isto porque, enquanto a eficiência de remoção dos processos físico-químicos convencionais (coagulação-floculação, clarificação e filtração) e de desinfecção para a remoção da geosmina extracelular e MIB é muito baixa, em menos de 20% (JUNG *et al.*, 2004 PERsson *et al.*, 2007; NEWCOMBE *et al.*, 2010; SRINIVASAN & SORIAL, 2011), sua remoção dentro das células intactas como compostos intracelulares é altamente eficiente.

Apesar de existirem disponíveis em mercado, técnicas de tratamento que auxiliam na grande remoção da matéria orgânica em excesso como a microfiltração, a ultra filtração, adsorção e flotação por ar dissolvido (BIN LIU *et al.* 2017), a maioria das ETAs,

principalmente nos países em desenvolvimento, utiliza-se do processo convencional de tratamento como seu processo central para tratar a água potável (SHANNON *et al.*, 2008), como é o caso do estado do Ceará. Este procedimento é mais econômico se comparado a técnicas mais tecnológicas, então outros processos devem ser desenvolvidos com base no processo convencional para remover simultaneamente as células de cianobactérias e seus metabólitos (BIN LIU *et al.* 2017).

Os processos operacionais do tratamento de água podem ocasionar danos celulares possibilitando ou facilitando a liberação de metabólitos intracelulares e também podem levar ao aumento das concentrações de conteúdos extracelulares (WERT *et al.* 2014). A elevação no volume de matéria extracelular para remoção representa desafios adicionais ao tratamento, pois é mais difícil remover as toxinas extracelulares do que as toxinas intracelulares, que são normalmente removidas com a coagulação (CHOW *et al.*, 1999; LIU *et al.* 2007; WANG *et al.* 2009). Portanto, a remoção da célula intacta sem causar lise celular evita significativamente a adição de toxinas dissolvidas na água tratada (FENG SUN *et al.* 2012).

Por consequência, apresenta-se a necessidade do maior entendimento de como as operações unitárias componentes do tratamento convencional de água afetam a integridade celular de cianobactérias.

3.3 COAGULAÇÃO

A coagulação é uma etapa fundamental no tratamento convencional de água potável para remoção de sólidos suspensos, sendo um dos métodos mais eficazes em termos de custo (Wang *et al.* 2013). Esta operação consiste na conjunção de ações químicas e físicas que ocasionam a neutralização e desestabilização de partículas coloidais, com uma mistura rápida e em curto período de tempo, seguida de agregação em flocos entre as impurezas e o coagulante, com processos subsequentes como sedimentação e filtração (CHEN *et al.* 2009; WU *et al.* 2009, MCCURDY *et al.* 2004; LIBÂNIO, 2010). Vários pesquisadores estudaram a eficiência do tratamento de coagulação para remoção de cianobactérias (TEXEIRA & ROSA 2006; ZAMYADI *et al.* 2012; PETERSON *et al.* 1995; CHOW *et al.* 1999). No entanto, a literatura não é consensual no que diz respeito ao efeito de coagulação na lise de células de cianobactérias.

Segundo a NBR 12.216 (ABNT – 1992), essa etapa de tratamento se destina a adequada e total dispersão de produtos químicos na amostra de água a ser tratada e

desestabilização de coloides, com as seguintes características de condições ideais a operação, apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Condições ótimas a etapa de mistura rápida – NBR 12.216 (ABNT -1992).

Gradiente de Velocidade	- Entre 700 s^{-1} e 1100 s^{-1}
Tempo de Mistura	- Inferior a 5 s
Dispositivos de Mistura	- Trecho, seção de canal ou canalização que produza perda de carga compatível aos gradientes de velocidade e tempo de mistura; - Agitadores mecanizados; No caso da utilização de difusores: - Aplicação de coagulante uniformemente distribuída;
Agitadores Mecânicos	- A potência deve ser estabelecida em função do gradiente de velocidade; - Períodos de detenção inferiores a 2 s exigem que o fluxo incida diretamente sobre as pás do agitador; - Produto químico a ser disperso deve ser introduzido logo abaixo da turbina ou hélice do agitador;
Tempo de Operação	- Após a mistura do coagulante, o tempo máximo de percurso da água até o floculador deve corresponder a 1 min;
Produtos Químicos	- Produtos químicos que não se hidrolisem podem ser misturados por um sistema de agitação com gradiente de velocidade entre 100 e 250 s^{-1} ; - Produtos químicos dosados a seco devem ser previamente dissolvidos em água; - Quando mais de um produto químico tem de ser aplicado, devem ser previstos diferentes pontos para adição desses produtos, cada um com seu dispositivo de mistura;

Entretanto a eficiência da coagulação no mecanismo de desestabilização é diretamente afetada pela quantidade de matéria orgânica algogênica (AOM) na água (BERNHARDT *et al.*, 1991; CHENG & CHI, 2003; PIVOKONSKY *et al.*, 2006). A redução da eficiência de coagulação causada por esta pode ser temporariamente superada pelo aumento da dose de coagulante, o que cria outros problemas, incluindo um aumento do custo para o tratamento com coagulante e lodo (TAKAARA *et al.* 2010).

O processo de coagulação-floculação é descrito em termos da desestabilização de coloides e partículas suspensas inicialmente presentes na água seguido do processo de agregação e formação de flocos (CHOW *et al.* 1999). Embora todos os coagulantes possam ser usados para desestabilizar coloides e partículas suspensas em solução aquosa, existem diferentes mecanismos de coagulação para diferentes coagulantes (XIE *et al.* 2016).

No entanto, é certo que esta etapa pode causar estresse fisiológico ou químico às membranas celulares e resultar na liberação de toxinas intracelulares na água, pois existem relatos de que a aplicação de força mecânica durante o tratamento com água pode aumentar o número de células que sofrem lise e, conseqüentemente, a concentração geral de toxinas (SCHMIDT *et al.* 2002).

Alguns estudos relatam que os produtos químicos usados podem causar a liberação de toxinas intracelulares e compostos de sabor e odor (PETERSON *et al.* 1995), enquanto outros relatam que o tratamento químico e a ação mecânica não danificaram as células (CHOW *et al.* 1999). O que cria a indicação de que o tipo e a dose de coagulante, bem como as condições de operação da coagulação, são parâmetros chave para a remoção de células de cianobactérias intactas (CHOW *et al.* 1999).

3.4 CARBONO ATIVADO

De acordo com Heller & Pádua (2006), o carbono ativado em pó pode ser adicionado as etapas de tratamento tanto na captação de água bruta, na adução de água até a estação de tratamento, na unidade de mistura rápida (coagulação) ou antecedendo passagem de água pelos filtros. Este é, juntamente com a alumina, um dos adsorventes mais utilizados no início do tratamento da água para consumo humano, sendo sua forma em pó (CAP) mais utilizada

em ETAs brasileiras, já que o mesmo, em comparação com sua forma granular, necessita um menor investimento inicial e possibilita o uso de diferentes dosagens de acordo com a qualidade da água a ser tratada (HELLER & PÁDUA, 2006). O CAP é utilizado como adsorvente a fim de evitar a oxidação da água bruta (HELLER & PÁDUA, 2006), preservar a qualidade estética da água por remover MIB e geosmina (BERTONE *et al.*, 2018; KIM *et al.*, 2014; MATSUI *et al.*, 2013a, 2012; ZOSCHKE *et al.*, 2011; ANDO *et al.*, 2010; DRIKAS *et al.*, 2009; YU *et al.*, 2007; NEWCOMBE *et al.*, 2002), para adsorção de cianotoxinas presentes no volume de água a ser tratado (HIMBERG *et al.* 1989; KEIJOLA *et al.* 1988; FALCONER *et al.* 1988; LAMBERT *et al.* 1996; WINN-JUNG *et al.* 2007) e outros compostos contaminantes e componentes orgânicos indesejados (MINES *et al.*, 2018; CERMAKOVA *et al.*, 2017; MATSUI *et al.*, 2015; HELLER & PÁDUA, 2006).

Apesar de diversos estudos avaliarem a eficiência da utilização de carbono ativado em pó e granulado no processo de adsorção de cianotoxinas e metabólitos secundários (MIB e geosmina), não foram encontrados estudos que avaliem os efeitos físicos da introdução deste composto na etapa de coagulação em estações de tratamento de água.

4. METODOLOGIA

4.1 SELEÇÃO DE ESPÉCIES DE CIANOBACTÉRIAS

4.1.1 *Microcystis aeruginosa* - Kützing (1846)

Este gênero é morfológicamente caracterizado por suas células em formato cocóide, sendo estas flutuantes e unicelulares, com diâmetro variante entre 1 e 9 μm (KOMÁREK & KOMÁRKOVÁ, 2002). Em condições ambientais, diferentemente do meio de cultura isolado –~~Figura 2~~Figura 2a, esta se apresenta em densas agregações celulares, a forma de proteger-se e responder positivamente a estresses ambientais.

Figura 2- *Microcystis aeruginosa*



Legenda: (a) *Microcystis aeruginosa* in natura; (b) *Microcystis aeruginosa* cultivada em laboratório.

Fonte: Autor (2018).

Há mais de 40 de morfoespécies reconhecidas por *Microcystis*, sendo as mais comumente observadas *M. aeruginosa*, que representa a unificação das espécies - *aeruginosa*, *ichthyoblabe*, *novacekii*, *viridis* e *wesenbergii* (WAYNE *et al.*, 1987, OTSUKA *et al.* 2001), *M. botrys*, *M. firma*, *M. flos-aquae*, *M. natans*, *M. panniformis* e *M. smithii* (KOMÁREK & KOMÁRKOVÁ, 2002).

Segundo Zurawell (2005), eventos de floração da espécie *Microcystis aeruginosa* **Kützinger (1846)** teriam sido registrados em 108 países do mundo, onde em 79 destes a presença da espécie estava associada a concentrações de toxinas na água. Dentre as regiões de destaque encontram-se a América do Norte, Austrália, Ásia e região europeia que já apresentavam centenas de ocorrências (ZHANG *et al.* 2011; YANG *et al.* 2008). Apesar do destaque para essas regiões, há ocorrência da espécie na África (NDLELA *et al.* 2016, BOUHADDADA *et al.* 2016, OBERHOLSTER *et al.* 2009), América do Sul incluindo Brasil (AZEVEDO *et al.* 2002, DÖRR *et al.* 2010) e Argentina (GIANNUZZI *et al.*, 2011).

A espécie *M. aeruginosa* é reconhecida como de grande importância e estudada em escala mundial pela sua habilidade de produção de um heptapeptídeo, que apresenta aproximadamente 248 variantes já identificadas (MINASYAN *et al.* 2018), monocíclico conhecido como microcistina (BISHOP *et al.*, 1959). Alguns estudos mostraram a existência de uma proporcionalidade entre a concentração de nitrogênio e a de microcistina encontrada em amostras (LONG *et al.*, 2001; ORR & JONES, 1998) e estudos mais recentes apresentam a confirmação dessa associação, verificando que a concentração de microcistina aumenta com o aumento do nível de nitrogênio na água (DOWNING *et al.*, 2005; LEE *et al.*, 2000). Além disso, há limitações à produção de microcistina ligadas a baixas concentrações de sulfato,

assim como uma relação inversa entre essa concentração e níveis de fósforo (JÄHNICHEN *et al.*, 2011).

Para além de hepatotoxinas, alguns estudos mostraram a espécie como produtoras de neurotoxinas (PARK *et al.*, 1993; SANT'ANNA *et al.*, 2011), mesmo que após análise do genoma da espécie de cultura não tenham sido identificados genes de biossíntese da toxina, a hipótese não possa ser descartada, já que algumas células de espécie podem apresentar o gene e em condições ambientais está sujeita a diferentes interações que as levem a produzi-la.

A persistência de microcistina em um recurso hídrico também pode ser um fator de risco. A microcistina é quimicamente relativamente estável, mas pode ser degradada em águas naturais por bactérias nativas e a diminuição nas concentrações de microcistina com o tempo geralmente segue a cinética de primeira ordem (KENEFFICK *et al.*, 1993; JONES *et al.*, 1994; COUSINS *et al.*, 1996; BOURNE *et al.*, 2006; ISHII *et al.*, 2004). Fatores que afetam as taxas de biodegradação de microcistinas incluem o tipo de bactérias e condições ambientais, tais como temperatura, nutrientes e pré-exposição de bactérias a microcistinas (ISHII *et al.*, 2004; PARK *et al.*, 2001; SURONO *et al.*, 2008; RAPALA *et al.*, 1994; HO *et al.*, 2007).

As toxinas produzidas por essa espécie são caracterizadas como endotoxinas, ou seja, essas são produzidas no interior de suas células e liberadas após a morte da mesma, o que acontece durante o período final da floração quando ocorre a lise celular ou o processo de morte da comunidade bacteriana é acelerado (BIDLE & FALKOWSKI, 2004) ou ainda o processo de tratamento da água bruta contaminada pode também ocasionar na lise celular e consequente liberação de toxinas e metabólitos (ANDO *Et al.*, 1992; LAM *et al.*, 1995). Sendo assim, mesmo que nas plantas de tratamento de água potável, células de *M. aeruginosa* e microcistina intracelular possam ser geralmente removidas por filtros de areia (HOEGGER *et al.*, 2005), a problemática se dá a liberação dessas toxinas e ao aumento do material extracelular a ser removido. Como as microcistinas extracelulares não podem ser facilmente tratadas e removidas da água de beber (SVRCEK & SMITH, 2004; WESTRICK *et al.*, 2010; ZAMYADI *et al.*, 2012), os riscos associados ao uso de água pós-tratamento seriam proporcionais às concentrações de microcistina extracelulares (SCHMIDT *et al.*, 2002; CARMICHAEL *et al.*, 2001). Para além disso, alguns estudos indicam que há uma relação entre a constante contaminação por microcistina e o desenvolvimento de câncer de fígado (SVIRČEV *et al.*, 2017).

Diversos estudos avaliam a integridade celular desta espécie quando exposta a químicos aplicados nas diversas etapas de uma ETA. Foram estudados os impactos

ocasionados por oxidantes, algicidas e coagulantes (FAN *et al.* 2016, 2013; WANG *et al.* 2013; LIU *et al.* 2017; WERT *et al.* 2014; TSAI, 2015), mas pouco se avaliou sobre a influência dos parâmetros físicos como o gradiente de velocidade e o tempo de mistura. Chow *et al.* (1999), relataram os efeitos na estrutura celular de cianobactérias relacionados com estes parâmetros.

4.1.3 *Cylindrospermopsis raciborskii*

Cylindrospermopsis raciborskii é uma cianobactéria de água doce diazotrófica solitária e filamentosa que foi originalmente isolada dos lagos de Java (Indonésia) em 1912 (KOMÁREK & KLING, 1991). A espécie possui capacidade de se adaptar rapidamente às mudanças das condições ambientais, isso devido à sua alta plasticidade fenotípica, que pode estar relacionada à existência de múltiplas linhagens, decorrentes estas de adaptações do nicho (PICCINI *et al.*, 2011; BONILLA *et al.*, 2012). Sendo assim, as estirpes, ou ecótipos, dentro de corpos d'água e em escalas globais, variam na morfologia do tricoma, taxas de crescimento, temperatura ótima e toxinas (BURFORD *ET AL.*, 2016; WILLIS *ET AL.*, 2016; XIAO *ET AL.*, 2017).

Figura 3 - *Cylindrospermopsis raciborskii* – cepa de cultivo laboratorial.



Fonte: Autor (2018).

Em comparação com outras cianobactérias, como a já citada anteriormente *Microcystis spp.*, a espécie *C. raciborskii* de acordo com diversos estudos parece estar se expandindo num âmbito global mais rapidamente, capaz de sobreviver em uma variedade de condições ambientais e condições climáticas (BURFORD *et al.*, 2016; WILLIS *et al.* 2018). Segundo

Sinha *et al.* (2012), essa espécie pode se encontrada na América do Norte (PRESCOTT & ANDREWS, 1955; LIND, 1984; HILL, 1970; YILMAZ & PHILIPS, 2011; HONG *et al.*, 2006; JONES & SAUTER, 2005; HAMILTON *et al.*, 2005; GUGGER *et al.*, 2005), Europa (HORECKÁ & KOMÁREK, 1979; ROMO & MIRACLE, 1994; OLAH *et al.*, 1981; LINDENSCHMIDT & CHORUS, 1998; HINDÁK & MOUSTAKA, 1988; KRIENITZ & HEGEWALD, 1996; GUGGER *et al.*, 2005; NEILAN *et al.*, 2003; DOKULIL & MAYER, 1996; SANJA, 2011; KOKOCINSKI *et al.*, 2010), Austrália (HARRIS & BAXTER, 1996; SAKER *et al.*, 1999; MCGREGOR & FABBRO, 2000), China e América do Sul (FIGUEREDO & GIANI, 2009), e parece estar se expandindo de regiões tropicais para regiões subtropicais e temperadas (SINHA *et al.*, 2012; WOOD *et al.*, 2014; PADISÁK, 1997; BRIAND *et al.*, 2004; HAMILTON *et al.*, 2005), Tailândia (LI *et al.*, 2001b), e África (MOHAMED, 2007; HAANDE *et al.*, 2008).

C. raciborskii é uma das espécies de prioridade em estudos toxicológicos devido a sua capacidade de produção das toxinas cylindrospermopsina (CYN) e saxitoxina (SXT) (WILLIS *et al.* 2016). A cylindrospermopsina é um alcalóide altamente ativo, com efeitos hepatotóxicos, citotóxicos gerais e neurotóxicos (OHTANI *et al.*, 1992), que em mamíferos, o envenenamento provoca danos ao fígado, rim, timo e coração (TERAO *et al.*, 1994; WIEGAND & PFLUGMACHER, 2005). As saxitoxinas são um grupo de neurotoxinas alcalóides de carbamato que são ou não sulfonadas, monossulfonadas ou dissulfonadas e são comumente referidas como saxitoxinas, gonyautoxins e toxinas C (XUEXIANG HE *et al.* 2016). Estas são produzidas por vários gêneros de cianobactérias de água doce, incluindo *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Lyngbya* e *Cylindrospermopsis* (LOPEZ *et al.*, 2008; WESTRICK *Et al.*, 2010a). Ocorrências de saxitoxinas no hemisfério sul são notadas por provocar mortes de animais por bioacumulação (WESTRICK *et al.*, 2010a). A saxitoxina e seus derivados produzem sintomas em 30 min de ingestão que incluem formigamento ou queimação dos lábios, língua e garganta, transpiração, vômitos e diarreia (LLEWELLYN, 2006), fraqueza muscular, perda de coordenação motora e paralisia (Chorus, 2001), bloqueio dos canais de sódio e cálcio, bem como o bloqueio dos canais de potássio no coração (KAO & LEVINSON, 1986; SU *et al.*, 2004; WANG *et al.*, 2003).

4.2 CULTIVO DE CIANOBACTÉRIAS

No cultivo das cepas utilizadas em tais experimentos, optou-se pela utilização do meio de cultivo ASM-1 (GORHAM *et al.*, 1964) com pH ajustado para 8.

Tabela 2 - Composição de Soluções de estoque para preparação de meio de cultura ASM-1

<i>Soluções de Estoque</i>	<i>Nutrientes</i>	<i>Quantidades (g)</i>
Sol. A	NaNO ₃	8,5000
	MgSO ₄ + 7H ₂ O	2,4500
	MgCl ₂ + 6H ₂ O	2,0500
	CaCl ₂ + 2H ₂ O	1,4500
Sol. B	KH ₂ PO ₄	8,7000
	Na ₂ HPO ₄ + 12H ₂ O	17,8000
Sol. C	H ₃ BO ₃	28,4000
	MnCl ₂ + 4H ₂ O	13,9000
	FeCl ₂ + 6H ₂ O	10,8000
	ZnCl ₂	3,3500
	CoCl ₂ + 6H ₂ O	0,1900
	CuCl ₂ + 2H ₂ O	0,0140
Sol. D	EDTA titriplex	18,6000

Fonte: Manual para Cultivo de Cianobactérias, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo - Instituto de Botânica (IBOT –SP, 2012).

As cepas foram mantidas sobre intensidade luminosa de aproximadamente 6,75 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para luz branca de 470 nm, medida com luxímetro (DIGITAL LUX TESTER YF-1065), temperatura de 24 \pm 2°C, com aeração e fotoperíodo de 12:12 horas (claro/escuro).

Figura 4 - Sala de cultivo de cianobactérias em condições controladas

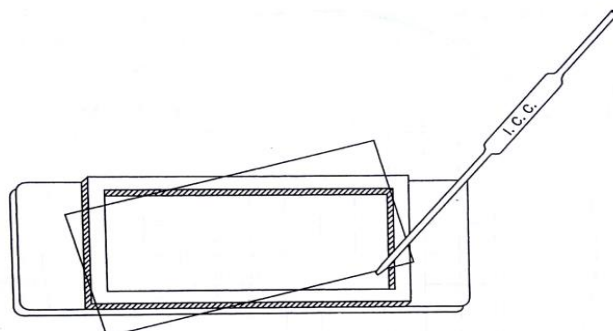


Fonte: Autor (2018).

4.3 DETERMINAÇÃO DA DENSIDADE

As densidades celulares das culturas de *M. aeruginosa* e *Cilindrospermopsis raciborskii* foram medidas usando microscopia de luz com um microscópio ótico invertido ZEISS (Modelo Vert.A1) com uma ampliação de 40× e utilizando uma câmara Sedgewick Rafter ([Figura 5](#)) (APHA, 2014) com contagens por faixas ou campos, de acordo com a distribuição de Poisson, obtendo uma distribuição com intervalo de confiança de 95% $\pm 20\%$. Para quantificações do número de células por tricoma e para a determinação do comprimento celular das espécies filamentosas estudadas, foi utilizado o microscópio de luz. Os valores de densidade celular foram expressos em células.mL⁻¹.

Figura 5 - Método Sedgewick-Rafter – Contagem Fitoplanctônica



Fonte: Whipple, G.C, G.M. Fair & M.C. Whipple (1927) *apud* APHA (2005).

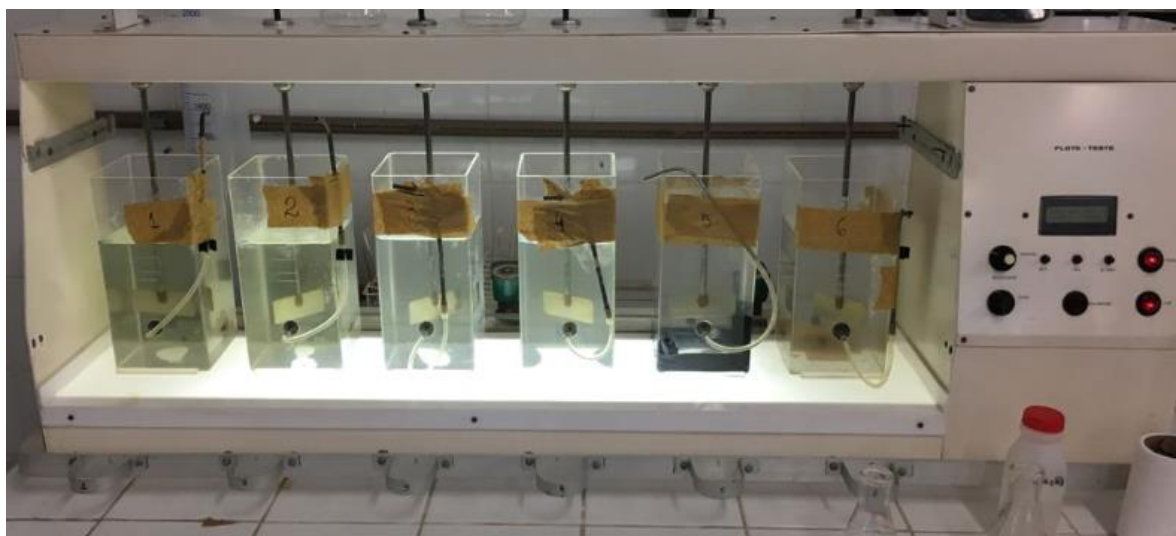
4.4 ENSAIOS DE TRATABILIDADE - JARTEST

Visando simular as etapas que compõem o processo de tratamento de água utilizado em estações de tratamento convencionais, utilizou-se nessa fase do estudo um *jarrest*, que em vasos pudesse ser avaliado as consequências de diferentes parâmetros na estrutura celular das espécies em estudo. Assim foram testados parâmetros da mistura rápida (coagulação), tempo de mistura e gradiente de velocidade, na integridade celular dos organismos em estudo no ensaio, *M. aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*. Para isso, foram aplicados gradientes de velocidade nos intervalos de 500 -600 s⁻¹, 600-800 s⁻¹ e 800 – 1000 s⁻¹ os tempos de mistura de 0, 10, 15, 30, 45 e 60 segundos em uma matriz contendo densidade média de células das espécies da ordem de 10⁵, onde todas as diluições celulares foram preparadas no dia do teste. Numa segunda etapa do experimento houve o incremento de carbono ativado em pó com características apresentadas na Tabela 3, dosagem de 30 mg. L⁻¹, visando verificar os impactos da introdução deste químico na estrutura celular das cianobactérias estudadas.

Tabela 3- Características texturais obtidas a partir das isotermas de equilíbrio de adsorção/dessorção de N₂ a 77 K.

Amostra	Tamanho médio do grão (mm)	ABET (m ² .g ⁻¹)	V _p (cm ³ .g ⁻¹)	V _{mic} (cm ³ .g ⁻¹)
Maxsorb	0,71	3250	1,65	1,35

Fonte: Autor (2018).

Figura 6 - *Jartest*

Fonte: Autor (2018).

4.5 DETERMINAÇÃO DA INTEGRIDADE CELULAR

Nesta etapa do experimento para determinar a integridade celular das espécies determinou-se a utilização do método de adição de contraste por eritrosina B ($C_{20}H_{64}N_{4}O_5$). Este sendo um corante biológico que pode ser usado para distinguir células não danificadas daquelas que sofreram lise celular (MARKELOVA *et al.*, 2000; BONNEU *et al.*, 1991; DIBARTOLOMEIS & MONE, 2003; CALOMENI & RODGERS, 2015a), para determinação da integridade da membrana das células de *M. aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, já que é sabido por estudos anteriores que a célula não afetada pelas características do ensaio, mantém sua coloração original esverdeada mesmo com adição de contraste. Adversamente as células que sofrem lise e acumulam a coloração introduzida no seu citoplasma e imprimem a cor rosa do contraste que pode ser observado por microscopia óptica (TROSHIN, 1966).

Para esta etapa, foi preparada e utilizada uma solução aquosa 0,5% de eritrosina B. A solução é adicionada a uma porção da amostra após a realização do Jartest na proporção de 1:1 e permanece em descanso durante 15 min em abrigo de luz, a fim de evitar degradação da mesma. Após esse intervalo, a amostra foi examinada usando microscopia de luz (MARKELOVA *et al.*, 2000). Foram avaliados 100 organismos de forma aleatoria quanto à integridade da membrana celular para cada ensaio realizado ao longo do estudo.

4.6 ANÁLISE ESTÁTISTICA DOS DADOS

O tratamento estatístico dos dados foi realizado com o programa gratuito R-Studio (disponível no sítio www.rstudio.com) que permite a aplicação dos testes estatísticos mais usuais. Por conveniência, considerou-se os resultados de integridade de forma categorizada. Foram elaboradas tabelas de contingências em que as variáveis explicativas (causa) foram a faixa de gradiente, o tempo de mistura e a presença ou não de CAP e as variáveis respostas (efeito), os valores de integridade. Como, em algumas caselas, foram observados valores inferiores a 5, optou-se pela utilização do teste exato de Fisher para evidenciar associação ou não das causas estudadas com os efeitos observados. Todos os testes foram realizados com nível de significância de 5% ($\alpha = 5\%$).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 *Microcystis aeruginosa*

5.1.1 CONDIÇÕES HIDRÁULICAS (GRADIENTE DE VELOCIDADE E TEMPO DE MISTURA)

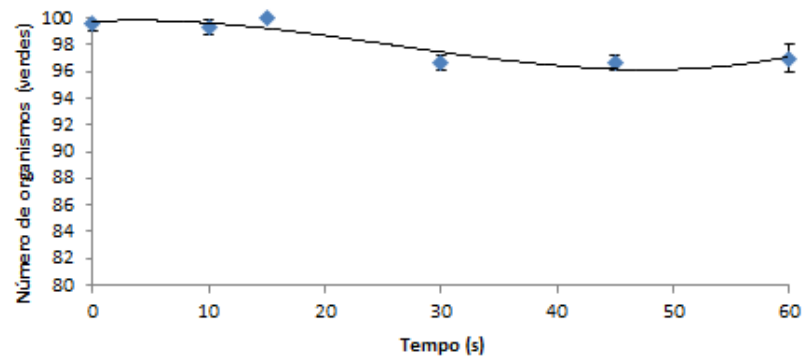
Os resultados de integridade celular da espécie *M. aeruginosa* obtidos nos ensaios com os intervalos de gradientes de velocidade avaliados encontram-se apresentados na [Tabela 4](#), [Tabela 5](#) e [Tabela 6](#). A partir dos resultados, foram obtidas tabelas de contingências apropriadas para verificação de associação de cada variável explicativa com o efeito observado.

Tabela 4 – Resultados Condições Hidráulica – Gradiente de Velocidade – 500 – 600 s⁻¹ - *Microcystis aeruginosa*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
500-600s ⁻¹	99	99	100	96	97	97
	100	99	100	97	96	96
	100	100	100	97	97	98
Média	100	99	100	97	97	97
Desvio Padrão	0.58	0.58	0.0	0.58	0.58	1

Fonte: Autora (2018)

Figura 7 - Integridade celular - *Microcystis aeruginosa* – Gradiente de velocidade – 500 – 600 s^{-1}



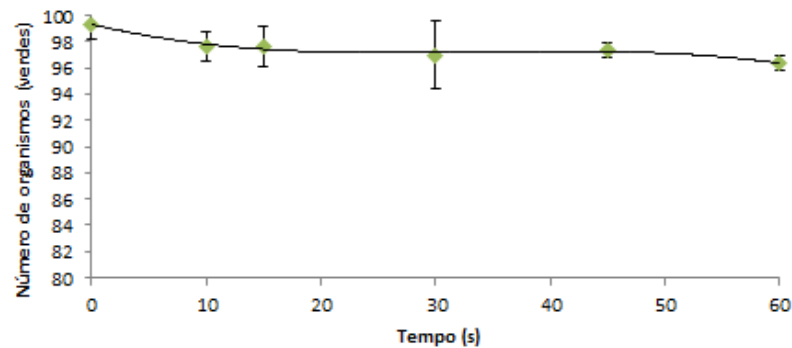
Fonte: Autor (2018)

Tabela 5 - Resultados de integridade celular – Gradiente de Velocidade – 600 – 800 s^{-1} - *Microcystis aeruginosa*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
600-800s-1	100	99	99	98	98	97
	98	97	98	99	97	96
	100	97	96	94	97	96
Média	99	98	98	97	97	96
Desvio Padrão	1.15	1.15	1.53	2.65	1.73	0.58

Fonte: Autor (2018).

Figura 8 - Integridade Celular - *Microcystis aeruginosa* – Gradiente de velocidade – 600 – 800 s^{-1}



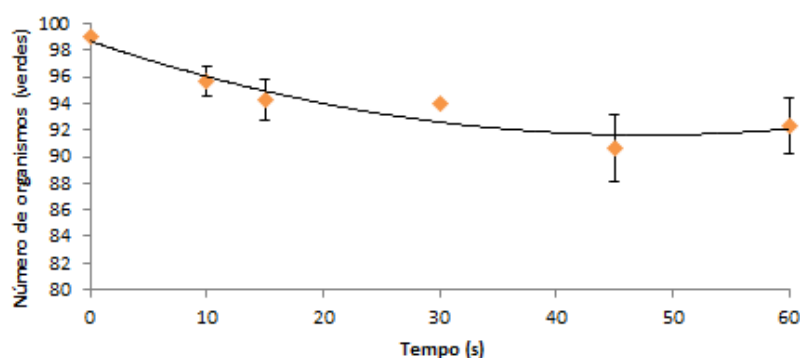
Fonte: Autor (2018).

Tabela 6 - Resultados Condições Hidráulica – Gradiente de Velocidade – 800 – 1000 s⁻¹ - *Microcystis aeruginosa*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
800-1000s ⁻¹	99	95	93	94	88	94
	99	95	94	94	93	90
	100	97	96	94	91	93
Média	99	96	94	94	91	92
Desvio Padrão	0	1,15	1.53	0	2.52	2.08

Fonte: Autor (2018).

Figura 9 - Integridade Celular - *Microcystis aeruginosa* – Gradiente de velocidade – 800 – 1000 s⁻¹



Fonte: Autor (2018).

Ao avaliar os resultados de integridade celular da espécie *M. aeruginosa*, verificou-se que esta apresentou pequenas variações em sua integridade da membrana durante a observação microscópica das amostras após os ensaios de *jarrest* de mistura rápida – coagulação nas condições experimentais avaliadas. Os intervalos observados de 500 – 600 s⁻¹, 600 – 800 s⁻¹ e 800 - 1000 s⁻¹, resultaram em lise celular média variando entre 3 e 8% das células.

Para o primeiro e o segundo intervalos de gradiente de velocidade avaliados, não existe evidência de associação entre o tempo de mistura (efeito) e a lise celular (causa) (P= 0,2462 e P= 0,3687, respectivamente) para o tempo de 60s, o que mostrou maior percentual celular comprometidas. Dessa forma, pode-se concluir que não ocorreram alterações

relevantes na integridade celular ocasionada pelos gradientes de velocidade em nenhum dos tempos de mistura.

Em condições de mistura com gradientes mais elevados (800-1000 s⁻¹), a partir do tempo de mistura de 45 segundos observou-se associação entre o tempo de mistura e lise celular (P= 0,0184, para 45 s e p =0,0348 para 60 s). Assim, existem evidências suficientes para afirmar que, a partir de 45s, o tempo de mistura para *M. aeruginosa* é capaz de gerar estresse mecânico que danifica sua estrutura física, promovendo lise celular. Dado este que serve de alerta ao tratamento de água promovido pela concessionária existente na reação do estado do Ceará.

Chow *et al.* (1999), mostraram que ao submeter células de *M. aeruginosa* a gradientes de velocidade de até 500 s⁻¹ e 4 horas de mistura, não tiveram sua integridade celular consideravelmente observadas quanto a integridade celular e liberação adicional de microcistina – LR, não ocasionou dano expressivo ao organismo em estudo.

Com isso, os resultados obtidos corroboram e complementam o estudo de Chow *et al.* 1999, evidenciando que a configuração “tempos de agitação menores + gradientes de velocidade mais elevados”, a partir de 800s⁻¹, promove danos celulares em *M. aeruginosa*, devido a extrema agitação mecânica.

Sun *et al.* (2012), visando determinar os efeitos do estresse mecânico da mistura em diferentes intervalos de gradiente de velocidade (0,40,150, 250 e 500 r/min), num intervalo de tempo de 20 minutos, sem adição de produtos químicos, observaram através da análise de integridade celular, clorofila-a, viabilidade celular e concentração de microcistina extracelular, que não houve lise celular ou liberação de toxinas. Em novo estudo, Sun *et al.* (2013), aplicaram dosagens de cloreto de polialumínio, e os dados observados após a mistura rápida, não apresentam lise celular a célula de *M. aeruginosa*, confirmando os resultados obtidos anteriormente.

Vale ressaltar que nos três primeiros gradientes de velocidades utilizados por Sun et al (2012) os resultados foram similares aos encontrados no presente estudo. Todavia observou-se divergência nos resultados para o maior valor de gradiente, pois como já relatado anteriormente, a partir 800s⁻¹ começou-se a observar perda de integridade celular, mesmo que em pequenas proporções.

5.1.2 ADIÇÃO DE CARBONO EM PÓ

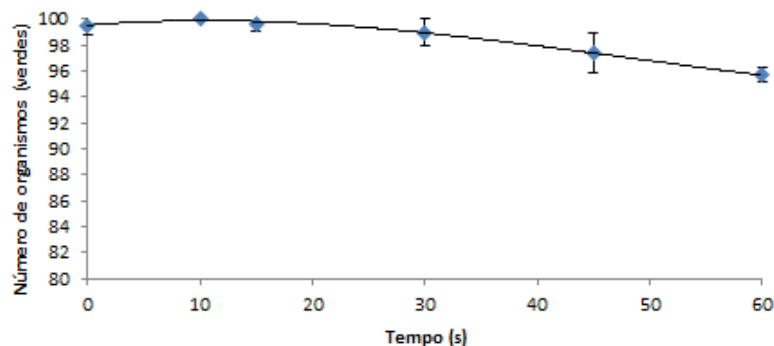
Os resultados de integridade celular da espécie *Microcystis aeruginosa* obtidos após a introdução de carbono ativado em pó nos ensaios com intervalos de gradientes de velocidade $500 - 600 \text{ s}^{-1}$, $600 - 800 \text{ s}^{-1}$ e $800 - 1000 \text{ s}^{-1}$ e tempos de mistura 10, 15, 30, 45 e 60 s encontram-se apresentados na [Tabela 7](#), [Tabela 8](#) e [Tabela 9](#) bem como nos gráficos apresentados na Figura 7, [Figura 11](#) e Figura 12, respectivamente.

Tabela 7 – Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L^{-1}) – Gradiente de Velocidade – $500 - 600 \text{ s}^{-1}$ - *Microcystis aeruginosa*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
500-600s-1	99	100	100	98	99	96
	100	100	100	100	97	96
	100	100	99	99	96	95
Média	100	100	100	99	97	96
Desvio Padrão	0.71	0	0.58	1	1.53	0.58

Fonte: Autor (2018).

Figura 10 - Integridade Celular - *Microcystis aeruginosa* – CAP (30 mg.L^{-1}) – Gradiente de velocidade - $500 - 600 \text{ s}^{-1}$



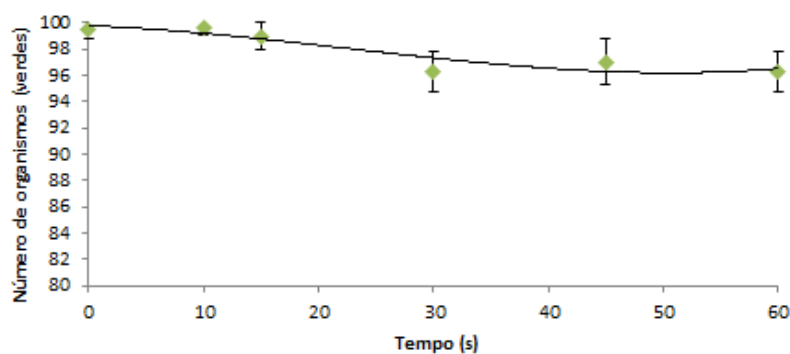
Fonte: Autor (2018).

Tabela 8- Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L⁻¹) – Gradiente de Velocidade – 600 – 800 s⁻¹ - *Microcystis aeruginosa*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
600-800s-1	99	100	100	95	98	98
	100	100	99	96	98	96
	100	99	98	98	95	95
Média	100	100	99	96	97	96
Desvio Padrão	0.71	0.58	1	1.53	1.73	1.53

Fonte: Autor (2018).

Figura 11 - Integridade Celular - *Microcystis aeruginosa* – CAP (30 mg.L⁻¹) – Gradiente de velocidade - 600 – 800 s⁻¹



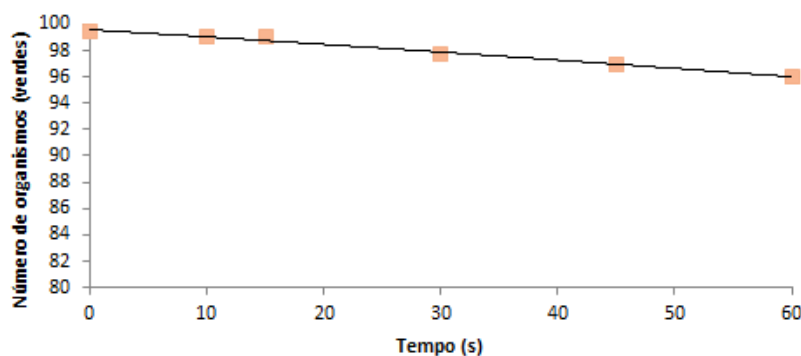
Fonte: Autor (2018).

Tabela 9 – Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L⁻¹) – Gradiente de Velocidade – 800 – 1000 s⁻¹ - *Microcystis aeruginosa*.

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
800-1000s-1	99	99	100	98	98	95
	100	99	99	97	97	97
	100	99	98	98	96	96
Média	100	99	99	98	97	96
Desvio Padrão	0.71	0	1	0,58	1	1

Fonte: Autor (2018).

Figura 12 - Integridade Celular - *Microcystis aeruginosa* – CAP (30 mg.L⁻¹) – Gradiente de velocidade - 800 – 1000 s⁻¹



Fonte: Autor (2018).

Para nova condição experimental (adição de CAP) foram elaboradas novamente tabelas de contingências apropriadas para verificação da dependência das variáveis explicativa com a lise celular.

Dentre os resultados obtidos foram observados que os intervalos de gradiente de velocidade 500 – 600 s⁻¹, 600 – 800 s⁻¹ e 800 - 1000 s⁻¹, resultaram em lise celular média variando entre 1 e 4% das células.

Em todos os intervalos de gradiente de velocidade estudados, não existe evidência de associação entre a introdução de CAP (efeito) e a lise celular (causa) (P= 0,3686, P=0,1212 e P=0,1212 para os intervalos de gradiente 500 – 600 s⁻¹, 600 – 800 s⁻¹ e 800 - 1000 s⁻¹, respectivamente, para o tempo de 60s, o que mostrou maior percentual celular comprometidas, comportamento semelhante ao observado nos ensaios sem a introdução de carbono ativado em pó. Dessa forma, pode-se concluir que não ocorreram alterações relevantes na integridade celular ocasionada pela introdução de CAP em nenhum dos gradientes de velocidade e tempos de mistura.

A fim de verificar a efeito isolado da introdução de carbono nas combinações de tempo e gradiente, realizou-se a comparação entre as duas condições onde se concluiu que não há evidências suficientes para afirmar que a presença do carvão influencia na lise celular, conforme apresentado na tabela abaixo.

Tabela 10 – Efeito da introdução de CAP.

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
500-600s ⁻¹	100	99	100	97	97	97
	100	100	100	99	97	96

<i>P. value</i>	1	1	1	0.6212025	1	1
Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
600-800s⁻¹	99	98	98	97	97	96
	100	100	99	96	97	96
<i>P. value</i>	1	0.4974874	1	1	1	1
Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
800-1000s⁻¹	99	96	94	94	91	92
	100	99	99	98	97	96
<i>P. value</i>	1	0.3686708	0.2092932	0.44236228	0.1337625	0.3727046

Fonte: Autor (2018).

Apesar do baixo índice de danificação celular ocasionada a esta espécie, causada pelo estresse mecânico, em eventos de floração em mananciais de apoio ao consumo humano, até a quebra menos numérica e estatisticamente, significativa pode apresentar efeitos irreversíveis a saúde humana. Estes resultados, por mais que sejam vistos neste caso como de significância mais baixa, em um universo amostral extremamente numeroso, essa lise poderia em si elevar consideravelmente as concentrações de toxinas extracelulares na água.

5.3 *Cylindrospermopsis raciborskii*

5.3.1 CONDIÇÕES HIDRÁULICAS (GRADIENTE DE VELOCIDADE E TEMPO DE MISTURA)

Para espécie filamentosa *Cylindrospermopsis raciborskii* foram realizados ensaios semelhantes ao relatados anteriormente com a *M. aeruginosa*, os resultados obtidos encontram-se apresentados nas

Tabela 11

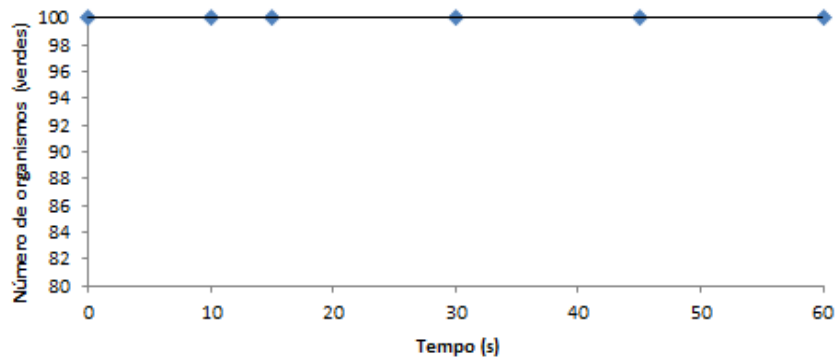
~~Tabela 11~~, ~~Tabela 12~~ ~~Tabela 12~~ e ~~Tabela 13~~ ~~Tabela 13~~, que resulta nos gráficos das Figuras 13, 14 e 15.

Tabela 11 - Resultados Condições Hidráulica – Gradientes de velocidade – 500 – 600 s⁻¹ - *Cylindrospermopsis raciborskii*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
500-600s ⁻¹	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
Média	100	100	100	100	100	100
Desvio Padrão	0	0	0	0	0	0

Fonte: Autor (2018)

Figura 13 - Integridade Celular – *Cylindrospermopsis raciborskii* – Gradiente de velocidade – 500 – 600 s⁻¹



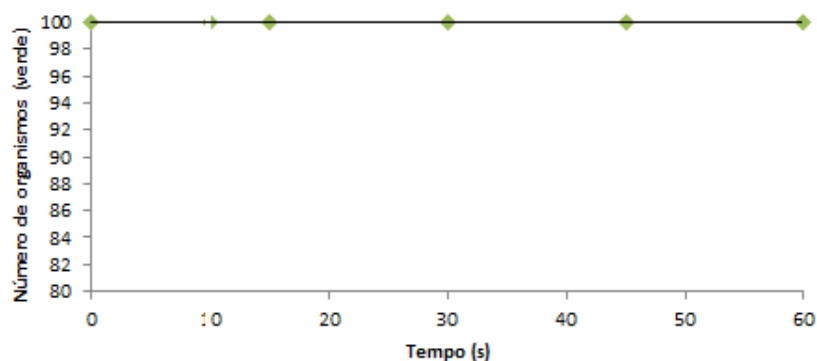
Fonte: Autor (2018).

Tabela 12 - Resultados Condições Hidráulica – Gradientes de velocidade – 600 – 800 s⁻¹ - *Cylindrospermopsis raciborskii*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
600-800s ⁻¹	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
Média	100	100	100	100	100	100
Desvio Padrão	0	0	0	0	0	0

Fonte: Autor (2018).

Figura 14 - Integridade Celular – *Cylindrospermopsis raciborskii* – Gradiente de velocidade – 600 – 800 s⁻¹



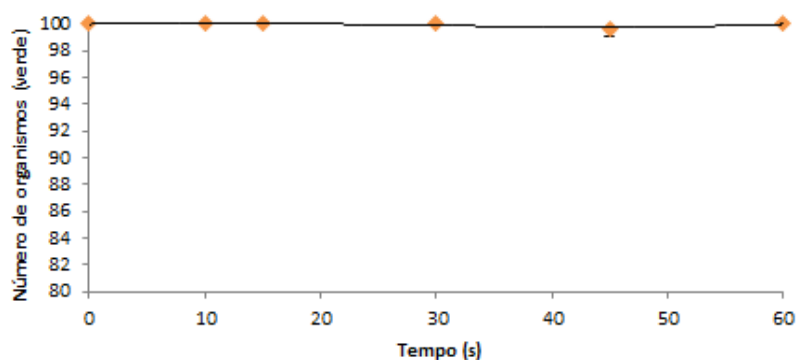
Fonte: Autor (2018).

Tabela 13 - Resultados Condições Hidráulica – Gradientes de velocidade – 800 – 1000 s⁻¹ - *Cylindrospermopsis raciborskii*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
800-1000s ⁻¹	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
Média	100	100	100	100	100	100
Desvio Padrão	0	0	0	0	0	0

Fonte: Autor (2018).

Figura 15 - Integridade Celular – *Cylindrospermopsis raciborskii* – Gradiente de velocidade – 800 – 1000 s⁻¹



Fonte: Autor (2018).

Ao analisar os gráficos apresentados nas Figuras 13, 14 e 15 observou-se que os ensaios de *jarrest* de mistura rápida – coagulação, nos intervalos de 500 – 600 s⁻¹, 600 – 800

s^{-1} e $800 - 1000 s^{-1}$, não resultaram em lise celular. Todos os resultados verificados apresentaram nível de significância maior do que a assumida no estudo em questão, o que expressa o perfil não significativo dos desvios. Assim, pode-se concluir que não há indícios suficientes de que ocorreu estresse mecânico sobre esta espécie capaz de promover a lise celular.

A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* diferentemente da espécie *Microcystis aeruginosa* não apresenta uma grande quantidade de estudos quanto a avaliação de integridade celular, fato que dificulta a comparação e discussão dos resultados obtidos neste estudo.

5.2.2 CARBONO ATIVADO

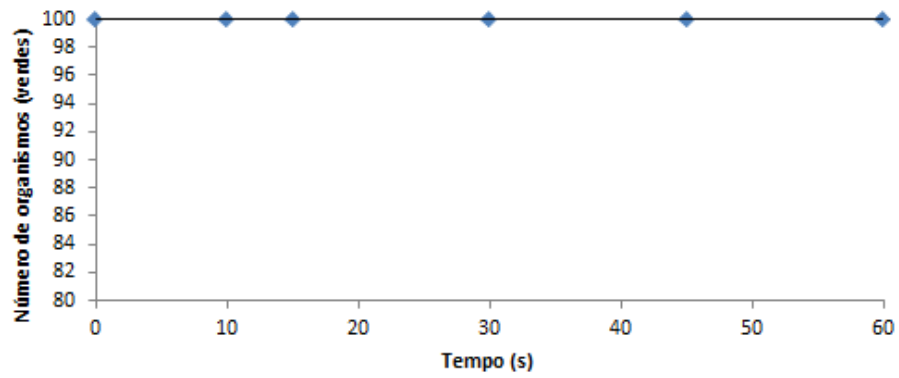
Os resultados de integridade celular da espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* obtidos após a introdução de carbono ativado em pó nos ensaios com intervalos de gradientes de velocidade $500 - 600 s^{-1}$, $600 - 800 s^{-1}$ e $800 - 1000 s^{-1}$, encontram-se apresentados nas [Tabela 4](#), 13 e 14 bem como nos gráficos apresentados nas Figura 7, 17 e 18, respectivamente.

Tabela 14 – Resultados de integridade celular utilizando CAP ($30 mg.L^{-1}$) – Gradiente de Velocidade – $500 - 600 s^{-1}$ - *Cylindrospermopsis raciborskii*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
500-600s ⁻¹	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
Média	100	100	100	100	100	100
Desvio Padrão	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Fonte: Autor (2018).

Figura 16 - Integridade celular – *Cylindrospermopsis raciborskii* – CAP (30 mg.L⁻¹) – Gradiente de Velocidade - 500 – 600 s⁻¹



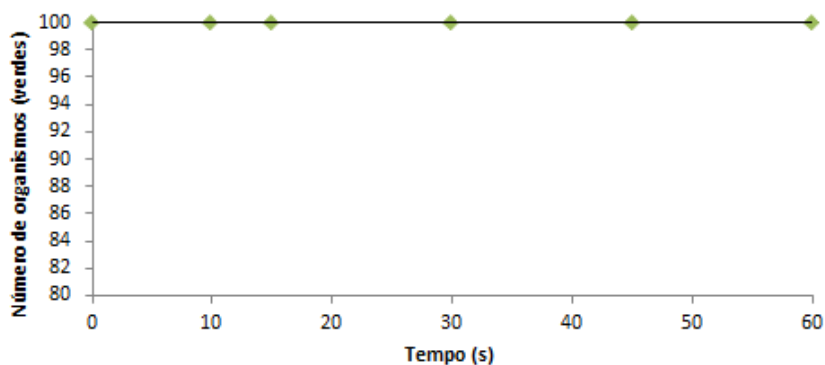
Fonte: Autor (2018).

Tabela 15 - Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L^{-1}) – Gradiente de Velocidade – $600 - 800 \text{ s}^{-1}$ - *Cylindrospermopsis raciborskii*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
$600-800\text{s}^{-1}$	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
Média	100	100	100	100	100	100
Desvio Padrão	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Fonte: Autor (2018).

Figura 17 - Integridade Celular – *Cylindrospermopsis raciborskii* – CAP (30 mg.L^{-1}) – Gradiente de Velocidade - $600 - 800 \text{ s}^{-1}$



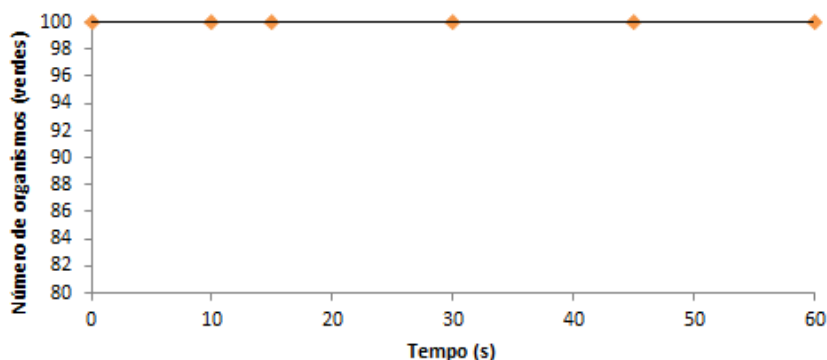
Fonte: Autor (2018).

Tabela 16 - Resultados de integridade celular utilizando CAP (30 mg.L^{-1}) – Gradiente de Velocidade – $800 - 1000 \text{ s}^{-1}$ - *Cylindrospermopsis raciborskii*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
$800-1000\text{s}^{-1}$	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
Média	100	100	100	100	100	100
Desvio Padrão	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Fonte: Autor (2018)

Figura 18 - Integridade Celular – *Cylindrospermopsis raciborskii* – CAP (30 mg.L⁻¹) – Gradiente de Velocidade - 800 – 1000 s⁻¹



Fonte: Autor (2018).

Em testes similares, para os resultados obtidos após a dosagem de 30 mg.L⁻¹ de CAP em água contendo *Cylindrospermopsis raciborskii*, verificou-se que a introdução deste adsorvente não ocasionou danos na estrutura celular desta espécie. Todos os tempos avaliados apresentaram $p.value > 0.05$, o que expressa um comportamento similar ao verificado nos ensaios realizados sem a presença deste.

Assim, pode-se concluir que a *Cylindrospermopsis raciborskii* apresenta uma estrutura celular resistente aos impactos ocasionados com os choques entre os microgrãos de carbono ativado e seus tricomas, sendo portanto evidenciado que não há indícios suficientes da ocorrência de estresse mecânico sobre esta espécie capaz de promover a lise celular.

Li *et al.*, (2018) apresentam estudo em que compara os danos na membrana celular de *C. raciborskii* e *M. aeruginosa* durante a coagulação com cloreto de ferro (PAFC) e na etapa de armazenamento de lodo. Os resultados mostraram que as células de *C. raciborskii* foram efetivamente removidas intactas sob condições ótimas de coagulação.

Portanto, os resultados observados no presente estudo com variados intervalos de gradiente de velocidade, sem e com adição de carbono ativado em pó, em que os tricomas de *C. raciborskii* vão ao encontro aos resultados apresentados por Li *et al.*, (2018), em que estes não houveram alterações da integridade celular.

Assim como na espécie anterior, para verificar a efeito isolado da introdução de carbono nas combinações de tempo e gradiente, realizou-se a comparação entre as duas condições. Como a espécie filamentosa não apresentou organismos danificados nos ensaios realizados anteriormente, pode-se concluir que não há, no espaço amostral em questão, evidências de lise celular, para que se possa afirmar que a presença do carvão influencia na lise celular, conforme apresentado na Tabela 17.

Tabela 17 – Efeitos de introdução de CAP – *C. raciborskii*

Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
500-600s⁻¹	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
<i>P. value</i>	1	1	1	1	1	1
Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
600-800s⁻¹	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
<i>P. value</i>	1	1	1	1	1	1
Gradientes	0s	10s	15s	30s	45s	60s
800-1000s⁻¹	100	100	100	100	100	100
	100	100	100	100	100	100
<i>P. value</i>	1	1	1	1	1	1

Fonte: Autor (2018).

Os presentes resultados são de grande valia para as conseqüências de abastecimento já que esta é uma potencial produtora de toxinas hepatotóxicas, citotóxicas gerais e neurotóxicas (Ohtani *et al.*, 1992), e com eventos de florações recorrentes no mundo todo, o que poderia ocasionar grandes problemas nas comunidades e cidades abastecidas e fazer-se necessário maiores investimentos de insumos e tecnologias de tratamento.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os efeitos hidráulicos aos quais foram submetidas as amostras em estudo da espécie *M. aeruginosa*, mostraram que esta só apresenta dependência entre gradiente e tempo de mistura no intervalo entre 800-1000s⁻¹ e 45s, respectivamente. Na presença de carbono ativado não foi possível verificar associação entre gradiente e tempo e lise celular.

Ao comparar as espécies *C. raciborskii* com *M. aeruginosa* observou-se uma maior suscetibilidade à alteração na integridade da membrana celular nas condições hidráulicas, elevados gradientes de velocidade e curtos tempos de mistura, na espécie *M. aeruginosa* fato que não se reproduziu nos ensaios realizados com *C. raciborskii*.

Nas condições experimentais avaliadas não houve indícios que confirmassem diferenças entre a aplicação ou não da integridade celular após a introdução de CAP na etapa de coagulação para as espécies de *C. raciborskii* e *M. aeruginosa*.

Constatou-se que espécie *C. raciborskii* é resistente a introdução de carbono ativado em pó pois esta não apresentou percentual de células não integras. Assim, faz-se necessários estudos posteriores com o objetivo de investigar se a condição hidráulica na etapa de coagulação tem relação com quebra de tricomas e possível liberação de conteúdo intracelular desta espécie.

Sugere-se também a realização de estudos para a avaliação de integridade celular em águas *in natura* com presença de floração da espécie *M. aeruginosa*, visando verificar se o arranjo colonial e a presença de bainhas mucilaginosas promovem maior proteção destas células, tendo em vista que as células desta espécie em cultivo apresentam-se de forma isolada.

REFERÊNCIAS

- A ANDO, M MIWA, MA. MINASYAN, C. CHRISTOPHORIDIS, A. E. WILSON, SEVASTI-KIRIAKI Z., T. KALOUDIS, A. HISKIA Diversity of cyanobacteria and the presence of cyanotoxins in the epilimnion of Lake Yerevan (Armenia) *Toxicon* 150 (2018), pp. 28-38
- Kajino, S Tatsumi **Removal of musty-odorous compounds in water and retained in algal cells through water purification processes** *Water Sci. Tech.*, 25 (2) (1992), pp. 299-306
- A. OLAH, M. ELSAMRA, L. TOTH, L. VOROS **Nitrogenkotes halhustermelo agrookosziztemakban [Nitrogen Fixation in Fish Producing- Agro-ecosystems]** *A Halhustermeles fejlesztese*, vol. 10, HAKI, Szarvas (1981).
- A. WILLIS, A.W. CHUANG, J.N. WOODHOUSE, B. NEILAN, M.A. BURFORD **Intraspecific variation in growth, morphology and toxin quotas for the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*** *Toxicon*, 119 (2016), pp. 307-310.
- A. ZAMYADI, R.HENDERSON, R.STUETZ, R. HOFMANN, L. HO, G. NEWCOMBE **Fate of geosmin and 2-methylisoborneol in full-scale water treatment plants** *Water Research* 83 (2015), pp.171-183.
- A. ZAMYADI, S. MACLEOD, Y. FAN, N. MCQUAID, S. DORNER, S. SAUVÉ, M. PRÉVOST **Toxic cyanobacterial breakthrough and accumulation in a drinking water plant: a monitoring and treatment challenge** *Water Res.* (2012), pp. 1511-1523.
- A.A. ANSARI, S.S. GILL, F.A. KHAN **Eutrophication: threat to aquatic ecosystems** A.A. Ansari, G.R. Lanza (Eds.), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*, Springer, Germany (2010), pp. 143-170.
- A.J. VAN DER WESTHUIZEN, J.N. ELOFF **Effect of temperature and light on the toxicity and growth of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* (UV-006)** *Planta*, 163 (1985), pp. 55-59.
- A.K.Y LAM, E.E PREPAS, D SPINK, S.E HRUDEY **Chemical control of hepatotoxic phytoplankton blooms: implications for human health** *Water Res.*, 29 (1995), pp. 1845-1854.
- A.M. KEIJOLA, K. HIMBERG, A.L. ESALA, K. SIVONEN, L. HIISVIRTA **Removal of**

cyanobacterial toxins in water treatment processes: laboratory and pilot-scale experiments Toxic Assess., 3 (1988), pp. 643-656.

A.R. HUMPAGE, J. ROSITANO, A.H. BRETAG, R. BROWN, P.D. BAKER, B.C. NICHOLSON, D.A. STEFFENSEN **Paralytic shellfish poisons from Australian cyanobacterial blooms** Aust. J. Mar. Fresh Res., 45 (1994), pp. 761-771.

A.R. HUMPAGE, J. ROSITANO, A.H. BRETAG, R. BROWN, P.D. BAKER, B.C. NICHOLSON, D.A. STEFFENSEN **Paralytic shellfish poisons from Australian cyanobacterial blooms.** Aust. J. Mar. Fresh Res., 45 (1994), pp. 761-771.

A.R.B. JACKSON, A. MCINNES, I.R. FALCONER, M.T.C. RUNNEGAR **Clinical and pathological changes in sheep experimentally poisoned by the blue-green alga *Microcystis aeruginosa***

A.WILLIS, J. N.WOODHOUSE, S. E.ONGLEY, A. R.JEX, M. A.BURFORD, B. A. NEILAN **Genome variation in nine co-occurring toxic *Cylindrospermopsis raciborskii* strains** Harmful Algae, 73 (2018), pp. 157-166.

B.A. NEILAN, M.L. SAKER, J. FASTNER, A. TOROKNE, B.P. BURNS **Phylogeography of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*** Molecular Ecology, 12 (1) (2003), pp. 133-140.

B.C. HITZFELD, S.J. HOGER, D.R. DIETRICH **Cyanobacterial toxins: removal during drinking water treatment, and human risk assessment** Environ. Health Perspec., 108 (S1) (2000), pp. 113-122.

B.M. LONG, G.J. JONES, P.T. ORR **Cellular microcystin content in N-limited *Microcystis aeruginosa* can be predicted from growth rate** Appl. Environ. Microbiol., 67 (1) (2001), pp. 278-283.

B.W. IBELINGS, I. CHORUS **Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater “seafood” and its consequences for public health: a review** Environ. Pollut., 150 (2007), pp. 177-192.

BARROS, M. U. G. **Prospecção de *Cylindrospermopsis raciborskii* em reservatórios no Ceará e efeitos da depleção de nutrientes na sua concentração celular** 2013. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

C. CALLIERI, R. BERTONI, M. CONTESINI, F. BERTONI **Lake level fluctuations boost toxic cyanobacterial “oligotrophic blooms”.** PLoS ONE, 9 (2014), p. e109526.

C. KAO, S. LEVINSON **Tetrodotoxin, Saxitoxin, and the Molecular Biology of the**

- Sodium Channel Academy of Sciences, New York (1986).
- C. KIM, S. I. LEE, S. HWANG, M. CHO, H. KIM, S. H. NOH **Removal of geosmin and 2-methylisoboneol (2-MIB) by membrane system combined with powdered activated carbon (PAC) for drinking water treatment** Journal of Water Process Engineering. v. 4, 2014, pp. 91-98.
- C. LIU, N.Y. GAO, W. CHEN **Study oil removal effect and mechanism of microcystins by coagulation** China Water Wastewater, 23 (2007), pp. 51-55.
- C. PICCINI, L. AUBRIOT, A. FABRE, V. AMARAL, M. GONZALEZ-PIANA, A. GIANI, C.C. FIGUEREDO, L. VIDAL, C. KRUK, S. BONILLA **Genetic and eco-physiological differences of south American *Cylindrospermopsis raciborskii* isolates support the hypothesis of multiple ecotypes** Harmful Algae, 10 (2011), pp. 644-653.
- C. SVRCEK, D.W. SMITH **Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review** J. Environ. Eng. Sci., 3 (2004), pp. 155-185.
- C. W.K. CHOW, M. DRIKAS, J. HOUSE, M. D. BURCH, R. M. A. VELZEBOER **The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*** Water Research 33, 15 (1999), pp. 3253-3262.
- C. WIEDNER, J. RUCKER, R. BRUGGEMANN, B. NIXDORF **Climate change affects timing and size of populations of an invasive cyanobacterium in temperate regions** Oecologia, 152 (3) (2007), pp. 473-484.
- C. WIEDNER, P.M. VISSER, J. FASTNER, J.S. METCALF, G.A. CODD, L.R. MUR **Effects of light on the microcystin content of *Microcystis* strain PCC 7806** Appl. Environ. Microbiol., 69 (3) (2003), pp. 1475-1481.
- C. WIEGAND, S. PFLUGMACHER **Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review** Toxicol. Appl. Pharmacol., 203 (3) (2005), pp. 201-218.
- C.C. CAREYA, B.W. IBELINGSBC, E.P. HOFFMANND, D.P. HAMILTONE, J.D. BROOKESD **Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate** Water Resource, 46 (5) (2012), pp. 1394-1407
- C.C. FIGUEREDO, A. GIANI **Phytoplankton community in the tropical lake of Lagoa Santa (Brazil): conditions favoring a persistent bloom of *Cylindrospermopsis raciborskii*** Limnologica – Ecology and Management of Inland Waters, 39 (4) (2009), pp. 264-272.
- C.D. WU, X.J. XU, J.L. LIANG, Q. WANG, Q. DONG, W.L. LIANG **Enhanced coagulation for treating slightly polluted algae-containing surface water combining polyaluminum**

- chloride (PAC) with diatomite** Desalination, 279 (2011), pp. 140-145.
- C.L. SANT'ANNA, L.R. DE CARVALHO, M.F. FIORE, M.E.SILVA-STENICO, A.S. LORENZI, F.R. RIOS, K. KONNO, C.GARCIA, N. LAGOS **Highly toxic Microcystis aeruginosa strain, isolated from Sao Paulo-Brazil, produce hepatotoxins and paralytic shellfish poison neurotoxins** Neurotox. Res., 19 (3) (2011), pp. 389-402
- C.M. COOK, E. VARDAKA, T. LANARAS **Toxic cyanobacteria in greek freshwaters, 1987–2000: occurrence, toxicity, and impacts in the Mediterranean region.** Acta Hydrochim. Hydrobiol., 32 (2004), pp. 107-124.
- C.M.F.I. SANJA **The first finding of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, (Cyanoprokaryota) in Serbia** Archives of Biological Sciences, 63 (2011), pp. 507-510.
- C.T. BISHOP, E.F.L.J. ANET, P.R. GORHAM **Isolation and identification of the fast-death factor in *Microcystis aeruginosa* NRC-1** Can. J. Biochem. Physiol., 37 (1) (1959), pp. 453-471.
- C.W.K. CHOW, M. DRIKAS, J. HOUSE, M.D. BURCH, R.M.A. VELZEBOER **The impact of conventional water treatment processes on cells of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*** Water Research, 33 (1999), pp. 3253-3262
- CHEN J J, YEH H H, TSENG I C **Effect of ozone and permanganate on algae coagulation removal-pilot and bench scale tests.** Chemosphere, 74(6) 2009, pp. 840–846.
- CHORUS **Cyanotoxins: Occurrence, Causes, Consequences** Springer, Berlin, Germany (2001).
- D.A. Steffensen **Economic cost of cyanobacterial blooms** Adv Exp Med Biol. (2008), pp. 855-65
- D.B. VAN DE WAAL, J.M.H. VERSPAGEN, M. LURLING, E. VAN DONK, P.M. VISSER, J. HUISMAN **The ecological stoichiometry of toxins produced by harmful cyanobacteria: an experimental test of the carbon-nutrient balance hypothesis** Ecol. Lett., 12 (12) (2009), pp. 1326-1335.
- D.G. BOURNE, R.L. BLAKELEY, P. RIDDLES, G.J. JONES **Biodegradation of the cyanobacterial toxin microcystin LR in natural water and biologically active slow sand filters** Water Res., 40 (2006), pp. 1294-1302
- D.L. WIDRIG, K.A. GRAY, K.S. MCAULIFFE **Removal of algal-derived organic material by preozonation and coagulation: monitoring changes in organic quality by pyrolysis-**

GC-MS *Wat. Res.*, 30 (11) (1996), pp. 2621-2632

D.R.U. KNAPPE, R.C. BELK, D.S. BRILEY, S.R.GANDY, N. RASTOGI, A.H. RIKE, H. GLASGOW, E.HANNON, W.D. FRAZIER, P. KOHL, S. PUGSLEY **Algae Detection and Removal Strategies for Drinking Water Treatment Plants** AwwaRF, Denver, CO (2004)

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2^a ed. São Carlos: Editora LDIBE LTDA, 2005. 792 p. (Vol. I).

E. BERTONE, C. CHANG, P. THIEL, K. O'HALLORAN **Analysis and modelling of powdered activated carbon dosing for taste and odour removal** *Water Research*. v. 139, 2018, pp. 321-328.

E. C.WERT, J. A.KORAK, R. A.TRENHOLM, F. L.ROSARIO-ORTIZ **EFFECT of oxidant exposure on the release of intracellular microcystin, MIB, and geosmin from three cyanobacteria species** *Water Research* 52 (2014), pp. 251-259

E. CHERNOVA, IA RUSSKIKH, E. VOYAKINA, Z. ZHAKOVSKAYA **Occurrence of microcystins and anatoxin-a in eutrophic lakes of Saint Petersburg, Northwestern Russia**. *Oceanol. Hydrobiological Stud.*, 45 (4) (2016), pp. 466-484.

E.M. JOCHIMSEN, W.W. CARMICHAEL, J. AN, D.M. CARDO, S.T. COOKSON, C.E.M. HOLMES, M.B. ANTUNES, D.A. DE MELO FILHO, T.M. LYRA, V.S.T.BARRETO, S.M.F.O. AZEVEDO, W.R. JARVIS **Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil**

E.S. KRAVCHUK **Seasonal dynamics of akinetes of *Anabaena flos-aquae* in the bottom sediments and water column of a small Siberian reservoir**. *Contemp. Probl. Ecol.*, 2 (2009), pp. 467-471.

F. HINDAK, M. Moustaka **Planktic cyanophytes of Lake Volvi, Greece** *Arch Hydrobiologia* (Suppl. 80) (1988), pp. 497-528.

F. PERSSON, G. HEINICKE, T. HEDBERG, M. HERMANSSON, W. UHL **Removal of geosmin and MIB by biofiltration – an investigation discriminating between adsorption and biodegradation** *Environ. Technol.*, 28 (1) (2007), pp. 95-104

F. JUTTNER, S.B. WATSON **Biochemical and ecological control of geosmin and 2-Methylisoborneol in source waters** *Appl. Environ. Microbiol.*, 73 (14) (2007), pp. 4395-4406

F.A. DÖRR, E. PINTO, R. M. SOARES, S.M.F.O. AZEVEDO **Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence, toxicity and toxicological assays** *Toxicon* 56 (7) (2010), pp. 1247-1256.

FENG SUN, HAI-YAN PEI, WEN-RONG HU ,CHUN-XIA MA **The Lysis Of *Microcystis Aeruginosa* In $AlCl_3$ Coagulation And Sedimentation Processes** Chemical Engineering Journal 193–194, 15(2012), pp. 196-202.

G. CODD, D. STEFFENSEN, M. BURCH, P. BAKER **Toxic blooms of cyanobacteria in Lake Alexandrina, South Australia - learning from history** Aus. J. Mar. Freshwat. Res., 45 (1994), pp. 731-736.

G. FERRARI, M. C. PÉREZ, M. DABEZIES, D. MÍGUEZ, C. SAIZAR. **Planktic Cyanobacteria in the Lower Uruguay River, South America.** Journal of the Czech Phycological Society. 2011.

G. NEWCOMBE, J. HOUSE, L. HO, P. BAKER, M. BURCH **Management Strategies for Cyanobacteria (Blue-green Algae): a Guide for Water Utilities** Water Quality Research Australia, Adelaide, Australia (2010), pp. 101 Research report 74.

G. NEWCOMBE, J. MORRISON, C. HEPPLWHITE, D. R. U. KNAPPE. **Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon: II. Competitive effects.** Carbon. Volume 40, Issue 12, 2002, pp. 2147-2156.

G.B. MCGREGOR, L.D. FABBRO **Dominance of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanoprokaryota) in Queensland tropical and subtropical reservoirs: implications for monitoring and management** Lakes & Reservoirs: Research & Management, 5 (3) (2000), pp. 195-205.

G.E. FOGG, W.D.P. STEWART, P. FAY, A.E. WALSBY **The Blue-Green Algae** Academic Press, London (1973).

G.G. MATISHOV, G.V. KOVALEVA **Algal bloom in reservoirs of the south of Russia and water supply malfunctiona (by the example of the city of Volgodonsk).** Vestn. Juzhnogo Nauchnogo tsentra RUN, 6 (1) (2010), pp. 71-79.

G.J. JONES, D.G. BOURNE, R.L. BLAKELEY, H. DOELLE **Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by aquatic bacteria** Nat. Toxins, 2 (1994), pp. 228-235.

G.P. HARRIS, G. BAXTER **Interannual variability in phytoplankton biomass and species composition in a subtropical reservoir** Freshwater Biology, 35 (3) (1996), pp. 545-560.

G.P. HORST, O. SARNELLE, J.D. WHITE, S.L. HAMILTON, R.B. KAUL, J.D. BRESSIE **Nitrogen availability increases the toxin quota of a harmful cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*** Water Res., 54 (0) (2014), pp. 188-198.

G.W. PRESCOTT, T.F. ANDREWS **A new species of *Anabaenopsis* in a Kansas lake with**

notes on limnology *Hydrobiologia*, 7 (1) (1955), pp. 60-63.

H. BERNHARDT, H. SHELL, O. HOYER, B. LUSSE **Influence of algogenic organic substances on flocculation and filtration** *Wat. Inst. S. Africa*, 1 (1991), pp. 41-57.

H. HILL ***Anabaenopsis raciborskii* Woloszynska in Minnesota lakes** *Minnesota Academy of Science*, 36 (1970), pp. 80-86.

H. ISHII, M. NISHIJIMA, T. ABE **Characterization of degradation process of cyanobacterial hepatotoxins by a gram-negative aerobic bacterium** *Water Res.*, 38 (2004), pp. 2667-2676.

H. UTKILEN, N. GJOLME **Toxin production by *Microcystis aeruginosa* as a function of light in continuous cultures and its ecological significance** *Appl. Environ. Microbiol.*, 58 (4) (1992), pp. 1321-1325.

H. ZHANG, Z.L. YU, Q. HUANG, X. XIAO, X. WANG, F.Y. ZHANG, X.Q. WANG, Y.D. LIU, C.X. HU **Isolation, identification and characterization of phytoplankton-lytic bacterium CH-22 against *Microcystis aeruginosa*** *Limnologica*, 41 (2011), pp. 70-77.

H.-D. PARK, M.F. WATANABE, K.-I. HARADA, H. NAGAI, M. SUZUKI, M. WATANABE, H. HAYASHI **Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters** *Nat. Toxins*, 1 (6) (1993), pp. 353-360.

H.D. PARK, Y. SASAKI, T. MARUYAMA, E. YANAGISAWA, A. HIRAISHI, K. KATO **Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by a new bacterium isolated from a hypertrophic lake** *Environ. Toxicol.*, 16 (2001), pp. 337-343.

H.G. PETERSON, S.E. HRUDEY, I.A. CANTIN, T.R. PERLEY, S.L. KENEFICK **Physiological toxicity, cell membrane damage and the release of dissolved organic carbon and geosmin by *Aphanizomenon flos-aquae* after exposure to water treatment chemicals** *Water Res.*, 29 (1995), pp. 1515-1523.

H.M. OH, S.J. LEE, J.H. KIM, H.S. KIM, B.D. YOON **Seasonal variation and indirect monitoring of microcystin concentrations in Daechung Reservoir, Korea** *Appl. Environ. Microbiol.*, 67 (4) (2001), pp. 1484-1489.

H.W. PAERL, J. HUISMAN **Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms** *Environ. Microbiol. Rep.*, 1 (2009), pp. 27-37.

H.W. PAERL, N.S. HALL, E.S. CALANDRINO **Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change** *Sci. Total. Environ.*, 409 (2011), pp. 1739-1745.

H.W. PAERL, V.J. PAUL **Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria** *Water Res.*, 46 (5) (2012), pp. 1349-1363.

H.W. PAERL **Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum** *Adv Exp Med Biol.* 2008, pp. 217-37.

I. CHORUS, J. BARTRAM **Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management** World Health Organization (WHO), London, United Kingdom (1999).

I. CHORUS, J. BARTRAM **Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management** St. Edmundsbury Press, Suffolk (1999).

I. TREVINO-GARRISON, J. DE MENT, F.S. AHMED, P. HAINES-LIEBER, T. LANGER, H. MENAGER, J. NEFF, D. VAN DER MERWE, E. CARNEY **Human illnesses and animal deaths associated with freshwater harmful algal blooms-Kansas Toxins** (*Basel*), 7 (2015), pp. 353-366.

I.H. SUFFET, D. KHIARI, A. BRUCHET **The drinking water taste and odor wheel for the millennium: beyond geosmin and 2-methylisoborneol** *Water Sci. Technol.*, 40 (6) (1999), pp. 1-13.

I.R. FALCONER **Is there a human health hazard from microcystins in the drinking water supply?** *Acta Hydroch. Hydrob.*, 33 (1) (2005), pp. 64-71.

I.R. FALCONER, M. RUNNEGAR, T. BUCKLEY, V. HUYN, P. BRADSHAW **Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms** *J. Am. Water Works Assoc.*, 81 (1989), pp. 102-105.

I.S. SURONO, M.C. COLLADO, S. SALMINEN, J. MERILUOTO **Effect of glucose and incubation temperature on metabolically active *Lactobacillus plantarum* from dadih in removing microcystin-LR** *Food Chem. Toxicol.*, 46 (2008), pp. 502-507.

I.S. TRIFONOVA, O.A. PAVLOVA **Phytoplankton succession in urban water-bodies of St. Petersburg as an indicator of their ecological conditions.** *Limnol. Rev.*, 8 (3) (2008), pp. 137-141.

I.T. COUSINS, D.J. BEALING, H.A. JAMES, A. SUTTON **Biodegradation of microcystin-**

- LR by indigenous mixed bacterial populations** *Water Res.*, 30 (1996), pp. 481-485.
- J. AL-TEBRINEH, M.M. GEHRINGER, R. AKCAALAN, B.A. NEILAN **A new quantitative PCR assay for the detection of hepatotoxic cyanobacteria.** *Toxicon*, 57 (2011), pp. 546-554.
- J. BEARDALL, S. STOJKOVIC, S. LARSEN **Living in a high CO₂ world: impacts of global climate change on marine phytoplankton** *Plant Ecol. Div.*, 2 (2009), pp. 191-205.
- J. HAYMAN **Beyond the Barcoo: probable human tropical cyanobacterial poisoning in outback Australia** *Med. J. Aust.*, 157 (1992), pp. 794-796.
- J. HUANG, N. GRAHAM, M.R. TEMPLETON, Y. ZHANG, C. COLLINS, M. NIEUWENHUIJSEN **A comparison of the role of two blue-green algae in THM and HAA formation** *Wat. Res.*, 43 (2009), pp. 3009-3018.
- J. JOHN, A. KEMP **Cyanobacterial blooms in the wetlands of the Perth region, taxonomy and distribution: an overview.** *J. R. Soc. West. Aust.*, 89 (2006), pp. 51-56.
- J. KOMÁREK, H. KLING **Variation in six planktonic cyanophyte genera in Lake Victoria (East Africa)** *Algol. Stud.*, 88 (1991), pp. 21-46.
- J. KOMÁREK, J. KOMÁRKOVÁ **Review of the European Microcystis-morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature** *Czech Phycol. Olomouc*, 2 (2002), pp. 1-24.
- J. KOMÁREK, K. ANAGNOSTIDIS **Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4-Nostocales.** *Arch. Hydrobiol./Algol. Stud.*, 56 (1989), pp. 247-345.
- J. MA, W. LIU **Effectiveness and mechanism of potassium ferrate(VI) preoxidation for algae removal by coagulation** *Wat. Res.*, 36 (2002), pp. 871-878.
- J. PADISÁK ***Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszyska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology** *Arch. Hydrobiol. Suppl.: Monogr. Beitr.*, 107 (1997), pp. 563-593.
- J. RAPALA, K. LAHTI, K. SIVONEN, S.I. NIEMELA **Biodegradability and adsorption on lake sediments of cyanobacterial hepatotoxins and anatoxin-a** *Lett. Appl. Microbiol.*, 19 (1994), pp. 423-428.
- J. WANG, J.J. SALATA, P.B. BENNETT **Saxitoxin is a gating modifier of hERG K(+) channels** *J. Gen. Physiol.*, 121 (6) (2003), pp. 583-598.
- J. WESTRICK, D. SZLAG, B. SOUTHWELL, J. SINCLAIR **review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment** *Anal. Bioanal. Chem.*, 397 (5) (2010), pp. 1705-1714.

- J. YU, M. YANG, T.F. LIN, Z. GUO, Y. ZHANG, J. GU, S. ZHANG. **Effects of surface characteristics of activated carbon on the adsorption of 2-methylisobornel (MIB) and geosmin from natural water.** *Separ. Purif. Technol.*, v. 56, 2007, pp. 363-370.
- J.A. ELLIOTT **Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria** *Water Res.*, 46 (5) (2012), pp. 1364-1371.
- J.A. WESTRICK, D.C. SZLAG, B.J. SOUTHWELL, J. SINCLAIRA **review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment** *Anal. Bioanal. Chem.*, 397 (2010), pp. 1705-1714.
- J.F. BRIAND, C. LÉBOULANGER, J.F. HUMBERT, C. BERNARD, P. DUFOUR ***Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming** *J. Phycol.*, 40 (2004), pp. 231-238.
- J.F. WANG, Y.J. QIAN, P.F. WU **Research progress on removal of microcystins (MCs) in Eutrophic water body** *Environ. Sci. Technol.*, 22 (2009), pp. 57-62.
- J.J. CHEN, H.H. YEH, I.C. TSENG **Effect of ozone and permanganate on algae coagulation removal – pilot and bench scale tests** *Chemosphere*, 74 (2009), pp. 840-846.
- J.L. SMITH, G.L. BOYER, P.V. ZIMBA **A review of cyanobacterial odorous and bioactive metabolites: impacts and management alternatives in aquaculture** *Aquaculture*, 280 (1–4) (2008), pp. 5-20.
- J.M. O'NEIL, T.W. DAVIS, M.A. BURFORD, C.J. GOBLER **The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change** *Harmful Algae*, 14 (2012), pp. 313-334.
- J.W. SCHOPF **The fossil record: tracing the roots of the cyanobacterial lineage** B.A. Whitton, M. Potts (Eds.), *The Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (2000), pp. 13-35.
- K. FRAZIER, B. COLVIN, E. STYER, G. HULLINGER, R. GARCIA **Microcystin toxicosis in cattle due to overgrowth of blue-green algae** *Vet. Hum. Toxicol.*, 40 (1998), pp. 23-24.
- K. MCCURDY, K. CARLSON, D. GREGORY **Floc morphology and cyclic shearing recovery: comparison of alum and polyaluminum chloride coagulants** *Water Res.*, 38 (2004), pp. 486-494.
- K. TERAOKA, S. OHMORI, K. IGARASHI, I. OHTANI, M.F. WATANABE, K.I. HARADA, E. ITO, M. WATANABE **Electron microscopic studies on experimental poisoning in mice induced by cylindrospermopsin isolated from blue-green alga *Umezakia natans*** *Toxicon*,

32 (7) (1994), pp. 833-843.

K. ZOSCHKE, C. ENGEL, H. BÖRNICK, E. WORCH. **Adsorption of geosmin and 2-methylisoborneol onto powdered activated carbon at non-equilibrium conditions: Influence of NOM and process modelling.** Water Research. v. 45, Issue 15, 2011, pp. 4544-4550.

K. HIMBERG, A.M. KEIJOLA, L. HSVIRTA, H. PYYSALO, K. SIVONEN **The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: a laboratory study** Water Res., 29 (1989), pp. 979-984.

K.E. LINDENSCHMIDT, I. CHORUS **The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity** Journal of Plankton Research, 20 (10) (1998), pp. 1927-1951.

K.M. SMITH **Characterization of Activated Carbon for Taste and Odour Control** University of Toronto, Canada (2011), p. 136 M.A.Sc. thesis

K.R. CONRADIE, S.BARNARD **The dynamics of toxic *Microcystis* strains and microcystin production in two hypertrophic South African reservoirs** Harmful Algae, 20 (2012) pp. 1-10.

L. C. BOWLING, C. MERRICK, J. SWANN, D. GREEN, G. SMITH, B. A. NEILAN. **Effects of hydrology and river management on the distribution, abundance and persistence of cyanobacterial blooms in the Murray River, Australia.** Harmful Algae. Vol. 30, 2013, pp 27-36.

L. CERMAKOVA, I. KOPECKA, M. PIVOKONSKY, L. PIVOKONSKA, V. JANDAC **Removal of cyanobacterial amino acids in water treatment by activated carbon adsorption** Separation and Purification Technology. v 173, 2017, pp 330-338.

L. GIANNUZZI, D. SEDAN, R. ECHENIQUE, D. ANDRINOLO **An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina** Mar. Drugs, 9 (2011), pp. 2164-2175.

L. HO, D. HOEFEL, C.P. SAINT, G. NEWCOMBE **Isolation and identification of a novel microcystin-degrading bacterium from a biological sand filter** Water Res., 41 (2007), pp. 4685-4695.

L. KRIENITZ, E. HEGEWALD **Über das Vorkommen von warmeliebenden Blaualgenarten in einem norddeutschen see** Lauterbornia, 26 (1996), pp. 55-64.

L. WAYNE, D. BRENNER, R. COLWELL, P. GRIMONT, O.KANDLER, M. KRICHEVSKY, L. MOORE, E. MOORE, R.MURRAY, E. STACKEBRANDT, M. STARR, H. TRUPER **Report of the ad hoc committee on reconciliation of approaches to bacterial systematics** *Int. J. Syst. Bacteriol.*, 37 (4) (1987), pp. 463-464.

▬

L.C. BOWLING, P.D. BAKER **Major cyanobacterial bloom in the Barwon-Darling river, Australia, in 1991, and underlying limnological conditions.** *Mar. Freshw. Res.*, 47 (1996), pp. 643-657.

L.E. LLEWELLYN **Saxitoxin, a toxic marine natural product that targets a multitude of receptors** *Nat. Prod. Rep.*, 23 (2) (2006), pp. 200-222.

L.HO, J.DREYFUS, J.BOYER, T.LOWE, H.BUSTAMANTE, P.DUKER, T.MELI, G.NEWCOMBE **Fate of cyanobacteria and their metabolites during water treatment sludge management processes** *Science of The Total Environment* 424 (2012), pp. 232-238.

L.L. NDLELA, P.J. OBERHOLSTER, J.H. VAN WYK, P.H. CHENG **An overview of cyanobacterial bloom occurrences and research in Africa over the last decade** *Harmful Algae* 60 (2016) pp. 11-26.

L.R. MUR, O.M. SKULBERG, H. UTKILEN **Cyanobacteria in the environment** *Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management*, (1999) pp. 15-40.

L.V. KORNEVA, V.V. SOLOVIEVA, Z.A. ZHAKOVSKAYA, IAV. RUSSKIKH, E.N. CHERNOVA **Phytoplankton and content of cyanotoxins in Rrybinsk, Gorky and Cheboksary Reservoirs during the anomalously hot summer of 2010.** *Water Chem. Ecol.*, 8 (2014), pp. 24-29.

LEI WANG (FEMALE) , JUNLIAN QIAO , YINGHUI HU, LEI WANG (MALE) , LONG ZHANG, QIAOLI ZHOU, NAIYUN GAO **Pre-oxidation with KMnO₄ changes extracellular organic matter's secretion characteristics to improve algal removal by coagulation with a low dosage of polyaluminium chloride** *Journal of Environmental Sciences* 2013, 25(3) 452–459.

LIBÂNIO, MARCELO **Fundamentos de qualidade e tratamento de água** Campinas, SP: Editora Átomo, 2010. 3a Edição, Volume 1, pp. 494.

LOPES, I. K. C. **Identificação de cianobactérias produtoras de saxitoxinas em reservatório de usos múltiplos no semiárido cearense** 2013. 74 f. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

LOPEZ, C.B., JEWETT, E.B., DORTCH, Q., WALTON, B.T., HUDNELL, H.K., 2008. **Scientific assessment of freshwater harmful algal blooms**, Interagency Working Group on Harmful Algal Blooms, Hypoxia, and Human Health of the Joint Subcommittee on Ocean Science and Technology, Washington, DC.

M. ANTONOPOULOU, E. EVGENIDOU, D.LAMBROPOULOU, I. KONSTANTINOU **A review on advanced oxidation processes for the removal of taste and odor compounds from aqueous media** Water Res., 53 (2014), pp. 215-234.

M. DRIKAS, M. DIXON, J. MORRAN. **Removal of MIB and geosmin using granular activated carbon with and without MIEX pre-treatment.** Water Research. v. 43, 2009, pp. 5151-5159.

M. GUGGER, R. MOLICA, B. LE BERRE, P. DUFOUR, C. BERNARD, J.F. HUMBERT **Genetic diversity of *Cylindrospermopsis* strains (Cyanobacteria) isolated from Four continents** Applied Environmental Microbiology, 71 (2) (2005), pp. 1097-1100.

M. GUGGER, R. MOLICA, B. LE BERRE, P. DUFOUR, C. BERNARD, J.F. HUMBERT **Genetic diversity of *Cylindrospermopsis* strains (Cyanobacteria) isolated from Four continents** Applied Environmental Microbiology, 71 (2) (2005), pp. 1097-1100.

M. HORECKÁ, J. KOMÁREK **Taxonomic position of three planktonic blue-green algae from the genera *Aphanizomenon* and *Cylindrospermopsis*** Preslia, Praha, 51 (1979), pp. 289-312.

M. KARJALAINEN, J. ENGSTRÖM-ÖST, S. KORPINEN, H. PELTONEN, J.P. PÄÄKKÖNEN, S.RÖNKKÖNEN, S. SUIKKANEN, M. VIITASALO **Ecosystem consequences of cyanobacteria in the northern Baltic Sea.** AMBIO, 36 (2007), pp. 195-202.

M. KOKOCINSKI, K. STEFANIAK, J. MANKIEWICZ-BOCZEK, K. IZYDORCZYK, J. SOININEN **The ecology of the invasive cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyta) in two hypereutrophic lakes dominated by *Planktothrix agardhii* (Oscillatoriales, Cyanophyta)** European Journal of Phycology, 45 (4) (2010), pp. 365-374.

M. PIVOKONSKY, J. NACERADSKA, I. KOPECKA, M. BARESOVA, B. JEFFERSON, X. LI, R.K. HENDERSON **The impact of algogenic organic matter on water treatment plant operation and water quality: a review** Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 46 (4) (2015), pp. 291-335.

- M. PIVOKONSKY, O. KLOUCEK, L. PIVOKONSKA **Evaluation of the production, composition and aluminum and iron complexation of algogenic organic matter** *Wat. Res.*, 40 (2006), pp. 3045-3052.
- M. PRITCHARD, T. CRAVEN, T. MKANDAWIRE, A.S. EDMONDSON, J.G. O'NEILL **A comparison between *Moringa oleifera* and chemical coagulants in the purification of drinking water – an alternative sustainable solution for developing countries.** *Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C*, 35 (13–14) (2010), pp. 798-805.
- M. ROMO, M. MIRACLE **Population dynamics and ecology of subdominant phytoplankton species in a shallow hypertrophic lake (*Abulifera* of Valencia, Spain)** *Hydrobiologia*, 273 (1994), pp. 37-56.
- M. XIAO, A. WILLIS, M.A. BURFORD **Differences in cyanobacterial strain responses to light and temperature reflect species plasticity** *Harmful Algae*, 62 (2017), pp. 84-93.
- M. YANG, J.W. YU, Z.L. LI, Z.H. GUO, M. BURCH, T.F. LIN **Taihu Lake not to blame for Wuxi's woes** *Science*, 319 (2008), p. 158.
- M. YILMAZ, E.J. PHILIPS **Diversity of and selection acting on *cyldrospermopsis* *cyrB* gene adenylation domain sequences in Florida, USA** *Applied Environmental Microbiology*, 77 (7) (2011), pp. 2252–2210.
- M.A. BURFORD, J. BEARDALL, A. WILLIS, P.T. ORR, V.F. MAGALHAES, L.M. RANGEL, A.M.F.O.E. AZEVEDO, B.A. NIELAN **Understanding the winning strategies used by the bloom-forming cyanobacterium *Cyldrospermopsis raciborskii*** *Harmful Algae*, 54 (2016), pp. 44-53.
- M.A. SHANNON, P.W. BOHN, M. ELIMELECH, J.G. GEORGIADIS, B.J. MARINAS, A.M. MAYES **Science and technology for water purification in the coming decades** *Nature*, 452 (7185) (2008), pp. 301-310.
- M.F. WATANABE, K. HARADA, K. MATSUURA, S. OISHI, Y. WATANABE, M. SUZUKI **Heptapeptide toxins contained in natural samples of *Microcystis* species** *Toxic. Assess.*, 4 (4) (1989), pp. 487-497.
- M.-H. JANG, K. HA, G.-J. JOO, N. TAKAMURA **Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton** *Freshw. Biol.*, 48 (2003), pp. 1540-1550.
- M.J. HARKE, C.J. GOBLER **Global transcriptional responses of the toxic cyanobacterium, *Microcystis aeruginosa*, to nitrogen stress, phosphorus stress, and growth on organic matter** *PLoS One*, 8 (7) (2013), pp. 1-15.

- M.L. SAKER, B.A. NEILAN, D.J. GRIFFITHS **Two morphological forms of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) isolated from Solomon Dam, Palm Island, Queensland** *Journal of Phycology*, 35 (3) (1999), pp. 599-606.
- M.R. BADGER, G.D. PRICE, B.M. LONG, F.J. WOODGER **The environmental plasticity and ecological genomics of the cyanobacterial CO₂ concentrating mechanism** *J. Exp. Bot.*, 57 (2006), pp. 249-265.
- M.R. TEIXEIRA, M.J. ROSA **Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells of *Microcystis aeruginosa*. Part I: the key operating conditions** *Sep. Purif. Technol.*, 52 (2006), pp. 84-94.
- M.T. DOKULIL, J. MAYER **Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis-Limnothrix* association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria** *Algological Studies*, 83 (1996), pp.179–119.
- N. ANDO, Y. MATSUI, R. KUROTOBI, Y. NAKANO, T. MATSUSHITA, K. OHNO. **Comparison of natural organic matter adsorption capacities of super-powdered activated carbon and powdered activated carbon.** *Water Res.*, v. 44, 2010, pp. 4127-4136.
- N.A. GAEVSKY, V.I. KOLMAKOV, O.I. BELYKH, I.V. TIKHONOVA, J. JOUNG, T.S. AHN, V.A.NABATOVA, A.S. GLADKIKH **Ecological development and genetic diversity of *Microcystis aeruginosa* from artificial reservoir in Russia.** *J. Microbiol.*, 49 (5) (2011), pp. 714-720.
- O.I. BELYKH, A.S. GLADKIKH, E.G. SOROKOVNIKOVA, I.V. TIKHONOVA, S.A. POTAPOV, G.A. FEDOROVA **Microcystin-producing cyanobacteria in water reservoirs of Russia, Belarus, and Ukraine/Khimiya v interesah ustoichivogo razvitya** *Chem. Sustain. Dev.*, 21 (2013), pp. 363-378.
- O.I. BELYKH, A.S. GLADKIKH, I.V. TIKHONOVA, A.V. KUZMIN, G.A. FEDOROVA, E.G. SOROKOVIKOVA, T.A. MOGILNIKOVA. **Identification of cyanobacterial producers of shellfish paralytic toxins in lake Baikal and reservoirs of the Angara Rivers.** *Microbiol. Microbiol.*, 84 (1) (2015), pp. 98-99.
- O.T. LIND **Patterns of phytoplankton populations and their relationships to trophic state in an elegant reservoir** *Limnology and Oceanography*, 22 (1984), pp. 1465-1469.
- O.V. BABANAZAROVA, S.I. SIDELEV, E.M. ALEKSANDRINA, E.G. SAKHAROVA, R. KURMAYER **Phytoplankton structure and microcystin concentration in the highly eutrophic Nero Lake** *Water Resour.*, 38 (2) (2011), pp. 229-236.
- OHTANI, R.E. MOORE, M.T.C. RUNNEGAR **Cylindrospermopsis: a potent hepatotoxin**

from the blue-green alga *Cylindrospermopsis raciborskii* J. Am. Chem. Soc., 114 (20) (1992), pp. 7941-7942.

P. D. MINES, B. UTHUPPU, D. THIRION, M. H. JAKOBSEN, C. T. YAVUZ, H. R. ANDERSEN, Y. HWANG **Granular activated carbon with grafted nanoporous polymer enhances nanoscale zero-valent iron impregnation and water contaminant removal** Chemical Engineering Journal. v. 339, 2018, pp. 22-31.

P. HOBSON, C. FAZEKAS, J. HOUSE, R. DALY, T. KILDEA, S. GIGLIO, M. BURCH, T.-F. LIN, Y.-M. CHEN **Tastes and Odours in Reservoirs** Water Quality Research Australia, Adelaide, Australia (2010), p. 96 Research report 73.

P. WESTERHOFF, M. RODRIGUES, L. BAKER, M. SOMMERFELD **Seasonal occurrence and degradation of 2-methylisoborneol in water supply reservoirs** Wat. Res., 39 (20) (2005), pp. 4899-4912.

P. XIE, Y. CHEN, J.MA, X.ZHANG, J.ZOU, Z.WANG **A mini review of preoxidation to improve coagulation** Chemosphere, 155 (2016), pp. 550-563.

P.B. HAMILTON, L.M. LEY, S. DEAN, F.R. PICK **The occurrence of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Constance Lake: an exotic cyanoprokaryote new to Canada** Phycologia, 44 (1) (2005), pp. 17-25.

P.J. OBERHOLSTER, J.G. MYBURGH, D. GOVENDER, R. BENGIS, A. BOTHA **Identification of toxigenic *Microcystis* strains after incidents of wild animal mortalities in the Kruger National Park, South Africa** Ecotoxicology and Environmental Safety 72 (4) (2009), pp. 1177-1182.

P.T. ORR, G.J. JONES **Relationship between microcystin production and cell division rates in nitrogen-limited *Microcystis aeruginosa* cultures** Limnol. Oceanogr., 43 (1998), pp. 1604-1614.

R. BOUHADDADA, S. NÉLIEU, H. NASRI, G. DELARUE, N. BOUAÏCHA **High diversity of microcystins in a *Microcystis* bloom from an Algerian lake** Environmental Pollution 216 (2016), pp. 836-844.

R. HENDERSON, S.A. PARSONS, B. JEFFERSON **The impact of algal properties and pre-oxidation on solid-liquid separation of algae** Water Res., 42 (8–9) (2008), pp. 1827-1845.

R. Li, W.W. Carmichael, S. Brittain, G.K. Eaglesham, G.R. Shaw, A. Mahakhant, N. NOPARATNARAPORN, W. YONGMANITCHAI, K. KAYA, M.M. WATANABE **Isolation and identification of the cyanotoxin cylindrospermopsin and deoxy-cylindrospermopsin**

from a Thailand strain of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) *Toxicon*, 39 (7) (2001), pp. 973-980.

R. RESSOM, F. SAN SOONG, J. FITZGERALD, L. TURCZYNOWICZ, O. EL SAADI, D. RODER, T. MAYNARD, I. FALCONER **Health Effects of Toxic Cyanobacteria (blue-green algae)** National Health and Research Council, Canberra (2004), p. 108.

R. SINHA, L.A. PEARSON, T.W. DAVIS, M.A. BURFORD, P.T. ORR, B.A. NEILAN **Increased incidence of *Cylindrospermopsis raciborskii* in temperate zones – is climate change responsible?** *Water Res.*, 46 (2012), pp. 1408–1419.

R. SRINIVASAN, G.A. SORIAL **Treatment of taste and odor causing compounds 2-methylisoborneol and geosmin in drinking water: a critical review** *J. Environ. Sci.*, 23 (1) (2011), pp. 1-13.

R.E. SUMMONS, L.L. JAHNKE, J.M. HOPE, G.A. LOGAN **2-Methylhopanoids as biomarkers for cyanobacterial oxygenic photosynthesis** *Nature*, 400 (1999), pp. 554-557.

R.K. HENDERSON, S.A. PARSONS, B. JEFFERSON **The impact of differing cell and algogenic organic matter (AOM) characteristics on the coagulation and flotation of algae** *Water Res.*, 44 (12) (2010), pp. 3617-3624.

R.S. YOO, W.W. CARMICHAEL, R.C. HOEHN, S.E. HRUDEY **Cyanobacterial (blue-green algal) toxins: A resource guide**, AWWA Research Foundation and American Water Works Association, U.S.A (1995).

R.W. CASTENHOLZ **Subsection IV. Order nostocales** J.T. Staley, M.P. Bryant, N. Pfennig, J.G. Holt (Eds.), *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, vol. 3., Williams and Wilkins, Baltimore (1989), pp. 1780-1793.

R.W. ZURAWELL, H. CHEN, J.M. BURKE, E.E. PREPAS **Hepatotoxic cyanobacteria: a review of the biological importance of microcystins in freshwater environments.** *J. Toxicol. Environ. Health B*, 8 (1) (2005), pp. 1-37.

S. BONILLA, L. AUBRIOT, M.C.S. SOARES, M. GONZALEZ-PIANA, A. FABRE, V.L.M. HUSZAR, M. LÜRLING, D. ANTONOIDES, J. PADISÁK, C. KRUK **What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*?** *FEMS Microb. Ecol.*, 79 (2012), pp. 594-607.

S. CIRÉS, L. WÖRMER, R. AGHA, A. QUESADA **Overwintering populations of *Anabaena Aphanizomenon* and *Microcystis* as potential inocula for summer blooms.** *J. Plankton Res.*, 35 (2013), pp. 1254-1266.

S. HAAKONSSON, L. RODRÍGUEZ-GALLEGO, A. SOMMA, S. BONILLA.

Temperature and precipitation shape the distribution of harmful cyanobacteria in subtropical lotic and lentic ecosystems. *Science of the Total Environment*. Vol 609, (2017), pp. 1132–1139.

S. HAANDE, T. ROHRLACK, A.R. BALLOT, K. BERG, R. SKULBERG, M. BECK, C. WIEDNER **Genetic characterisation of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, cyanobacteria) isolates from Africa and Europe** *Harmful Algae*, 7 (5) (2008), pp. 692-701.

S. KOMMINENI, K. AMANTE, B. KARNIK, M. SOMMERFELD, T. DEMPSTER **Strategies for Controlling and Mitigating Algal Growth within Water Treatment Plants** Water Research Foundation, Denver, Colorado, USA (2009).

S. LALEZARY, M. PIRBAZARI, M. DALE, T. TANAKA, M. MCGUIRE **Optimising the removal of geosmin and 2-methylisoborneol by powdered activated carbon** *J. Am. Water Works Assoc.*, 80 (3) (1988), pp. 73-80.

S. OTSUKA, S. SUDA, S. SHIBATA, H. OYAIZU, S. MATSUMOTO, M.M. WATANABE **A proposal for the unification of five species of the cyanobacterial genus *Microcystis* Kützing ex Lemmermann 1907 under the rules of the Bacteriological Code** *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, 51 (3) (2001), pp. 873-879.

S. TSUJIMURA, T. OKUBO **Development of *Anabaena* blooms in a small reservoir with dense sediment akinete population, with special reference to temperature and irradiance.** *J. Plankton Res.*, 25 (2003), pp. 1059-1067.

S.A. WOOD, X. POCHON, L. LUTTRINGER-PLU, B.N. VANT, D.P. HAMILTON **Recent invader or indicator or environmental change? A phylogenetic and ecological study of *Cylindrospermopsis raciborskii* in New Zealand** *Harmful Algae*, 39 (2014), pp. 64–74.

S.B. WATSON **Aquatic taste and odor: a primary signal of drinking-water integrity** *J. Toxicol. Environ. Health-part A-Curr. Iss.*, 67 (20–22) (2004), pp. 1779-1795.

S.B. WATSON **Cyanobacterial and eukaryotic algal odour compounds: signals or by-products? A review of their biological activity** *Phycologia*, 42 (4) (2003), pp. 332-350.

S.I. SIDELEV, T.B. GOLOKOLENOVA, E.N. CHERNOVA, I.V. RUSSKIKH **Analysis of phytoplankton in tsimlyansk reservoir (RUSSIA) for the presence of cyanobacterial hepato and neurotoxins.** *Microbiology*, 84 (6) (2015), pp. 828-837.

S.J. HOEGER, B.C. HITZFELD, D.R. DIETRICH **Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants** *Toxicol. Appl. Pharm.*, 203 (2005), pp. 231-242.

S.J. LEE, M.-H. JANG, H.-S. KIM, B.-D. YOON, H.-M. OH **Variation of microcystin content of *Microcystis aeruginosa* relative to medium N:P ratio and growth stage** J. Appl. Microbiol., 89 (2000), pp. 323-329.

S.L. KENEFICK, S.E. HRUDEY, H.G. PETERSON, E.E. PREPAS **Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment** Water Sci. Technol., 27 (1993), pp. 433-440.

S.M.F.O. AZEVEDO, W.W. CARMICHAEL, E.M. JOCHIMSEN, K.L. RINEHART, S. LAU, G.R. SHAW, G.K. EAGLESHAM **Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru—Brazil** Toxicology, 181–182 (0) (2002), pp. 441-446.

S.R. WALKER, J.C. LUND, D.G. SCHUMACHER, P.A. BRAKHAGE, B.C. MCMANUS, J.D. MILLER, M.M. AUGUSTINE, J.J. CARNEY, R.S. HOLLAND, K.D. HOAGLAND, J.C. HOLZ, T.M. BARROW, D.C. RUNDQUIST, A.A. GITELSON **Nebraska experience** Adv. Exp. Med. Biol., 619 (2008), pp. 139-152.

S.W. JUNG, K.H. BAEK, M.J. YU **Treatment of taste and odor material by oxidation and adsorption** Water Sci. Technol., 49 (9) (2004), pp. 289-295.

S.W. LLOYD, J.M. LEA, P.V. ZIMBA, C.C. GRIMM **Rapid analysis of geosmin and 2methylisoborneol in water using solid phase micro extraction procedures** Water Res., 32 (7) (1998), pp. 2140-2146.

T.G. DOWNING, C. MEYER, M.M. GEHRINGER, M. VAN DE VENTER **Microcystin content of *Microcystis aeruginosa* is modulated by nitrogen uptake rate relative to specific growth rate or carbon fixation rate** Environ. Toxicol., 20 (3) (2005), pp. 257-262.

T. TAKAARA, D. SANO, Y. MASAGO, T. OMURA **Surface-retained organic matter of *Microcystis Aeruginosa* inhibiting coagulation with polyaluminum chloride in drinking water treatment** Water Research 44 (13) (2010), pp. 3781-3786.

T.W. DAVIS, D.L. BERRY, G.L. BOYER, C.J. GOBLER **Effects of nutrients, temperature, and zooplankton grazing on toxic and non-toxic strains of the harmful cyanobacterium *Microcystis spp*** Harmful Algae, 8 (5) (2009), pp. 715-725.

T.W. LAMBERT, C.F.B. HOLMES, S.E. HRUDEY **Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment** Water Res., 30 (1996), pp. 1411-1422.

V.J. PAUL **Global warming and cyanobacterial harmful algal blooms** H.K. Hudnell (Ed.), Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research

Needs, Springer, New York (2008), pp. 239-257.

W. C. WAYNE, L. B. GREGORY. **Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes.** Harmful Algae. Vol 54, 2016, pp. 194-212.

W. SCHMIDT, H. PETZOLDT, K. BORNMANN, L. IMHOF, C. MOLDAENKE **Use of cyanopigment determination as an indicator of cyanotoxins in drinking water** Water Sci. Technol., 59 (8) (2009), pp. 1531-1540.

W. SCHMIDT, H. WILLMITZER, K. BORNMANN, J. PIETSCH **Production of drinking water from raw water containing cyanobacteria-Pilot plant studies for assessing the risk of microcystin breakthrough** Environ. Toxicol., 17 (2002), pp. 375-385.

W.F. YOUNG, H. HORTH, R. CRANE, T. OGDEN, M. ARNOTT **Taste and odour threshold concentrations of potential potable water contaminants** Water Res., 30 (2) (1996), pp. 331-340.

W.K. DODDS, W.W. BOUSKA, J.L. EITZMANN, T.J. PILGER, K.L. PITTS, A.J. RILEY, J.T.SCHLOESSER, D.J. THORNBRUGH **Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages** Environ. Sci. Technol., 43 (2009), pp. 12-19.

W.M. MOOIJ, S. HÜLSMANN, L.N. DE SENERPONT DOMIS, B.A. NOLET, P.L.E. BOLIER, P.C.M. BOERS, L.M. DIONISIO PIRES, H.J. GONS, B.W. IBELINGS, R. NOORDHUIS, R. POTERIELJE, K.WOLFSTEIN, E.H.R.R. LAMMENS **The impact of climate change on lakes in the Netherlands: a review** Aquat. Ecol., 39 (2005), pp. 381-400.

W.P. CHENG, F.H. CHI **Influence of eutrophication on the coagulation efficiency in reservoir water** Chemosphere, 53 (2003), pp. 773-778.

W.W. CARMICHAEL, AN. J.S. AZEVEDO SMFO, R.J.R. MOLICA, E.M. JOCHIMSEN, S. LAU, K.L. RINEHART, G.R. SHAW, G.K. EAGLESHAM **Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins** Environ. Health Prospect., 109 (2001), pp. 663-668.

W.W. JONES, S. SAUTER **Distribution and Abundance of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Indiana Lakes and Reservoirs** School of Public and Environmental Affairs, Indiana University (2005), pp. 54.

WINN-JUNG H., BAI-LING C., YUNG-LING C **Adsorption of microcystin-LR by three types of activated carbon** Journal of Hazardous Materials, 141 (1) (2007), pp. 115-122.

XUEXIANG HE, YEN-LING L., A. CONKLIN, J. WESTRICK, L. K.WEAVERS, D. D.DIONYSIOU, J. J.LENHART, P. J.MOUSER, D. SZLAG, H. W.WALKER **Toxic**

cyanobacteria and drinking water: Impacts, detection, and treatment Harmful Algae 54 (2016), pp. 174-193.

Y. HONG, A. STEINMAN, B. BIDDANDA, R. REDISKE, G. FAHNENSTIEL **Occurrence of the toxin-producing cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* in Mona and Muskegon Lakes, Michigan** Journal of Great Lakes Research, 32 (3) (2006), pp. 645-652.

Y. MATSUI, S. NAKAO, T. TANIGUCHI, T. MATSUSHITA. **Geosmin and 2-methylisoborneol removal using superfine powdered activated carbon: shell adsorption and branched-pore kinetic model analysis and optimal particle size.** Water Res., v. 47, 2013, pp. 2873-2880.

Y. MATSUI, T. YOSHIDA, S. NAKAO, D.R.U. KNAPPE, T. MATSUSHITA. **Characteristics of competitive adsorption between 2-methylisoborneol and natural organic matter on superfine and conventionally sized powdered activated carbons.** Water Res., v. 46, 2012, pp. 4741-4749.

Y.V. RUSSKIKH, E.N. CHERNOVA, E. JU VOYAKINA, V.A. NIKIFOROV, Z.A. ZHAKOVSKAYA **Cyanotoxin determination in natural water matrix by the method of high performance liquid chromatography - mass-spectrometry of high resolution.** Izv. St. Peterbg. Gos. Technol. Institut. Tekhnicheskogo Univ., 17 (43) (2012), pp. 61-66.

Z. SU, M. SHEETS, H. ISHIDA, F. LI, W.H. BARRY **Saxitoxin blocks L-type Ica J.** Pharmacol. Exp. Ther., 308 (1) (2004), pp. 324-329.

Z. SVIRČEV, D. DROBAC, N. TOKODI, B. MIJOVIĆ, G.A. CODD, J. MERILUOTO **Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins** Arch. Toxicol., 91 (2017), pp. 621-650.

Z.A. MOHAMED **First report of toxic *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Raphidiopsis mediterranea* (Cyanoprokaryota) in Egyptian fresh waters** FEMS Microbiology Ecology, 59 (3) (2007), pp. 749-761.