INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO RESERVATÓRIO DA UHE
LAJEADO, PALMAS - TO: FATORES CONDICIONANTES AO SURGIMENTO
DE FLORAÇÃO E AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO POR MEIO DE UMA
INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO**

José Roberto Lins da Silva

Tese apresentada como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de Doutor em Ciências
na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais.

Orientadora: Prof.^a Dr^a. Maria A. Faustino Pires

SÃO PAULO

2014

*Aos meus pais, Idilio (in memoriam) e Iara,
aos meus irmãos e sobrinhos, a minha
esposa Juliana, aos meus filhos Gustavo e
Murilo, e ao meu grande amigo Nelson de
Matos, eu dedico esta obra.*

AGRADECIMENTOS

Este é um momento muito especial para mim. Para as pessoas que compartilharam a materialização deste sonho, resta-me somente agradecer-las pela conquista e retribuí-las com um longo e fraterno abraço.

A minha orientadora Dra. Maria Aparecida F. Pires, agradeço pela paciência e pela presteza em me acolher e ensinar de forma perspicaz as etapas a serem trilhadas. Sua sabedoria me proporcionou segurança para construir esta obra. Meus sinceros e eternos agradecimentos.

Ao doutorando Sérgio Carlos Queiroz, gostaria de dizer que esta obra também é sua. O seu apoio com os trabalhos na piloto foi determinante. Foram seis batalhas duramente vencidas. Muitíssimo obrigado.

A Dra. Angela di Bernardo e ao Prof. Dr. Luiz di Bernardo fico agradecido por acreditar neste projeto e fomentarem de ideias os ensaios transcorridas na piloto.

Ao grande amigo Nelson de Matos, deixo os meus sinceros agradecimentos por meio das palavras de Augusto Cury: *“Sonhos sem riscos produzem conquistas sem méritos!”*.

A minha querida amiga Dra. Elâine Arantes (Ipen), agradeço imensamente pelo apoio com as análises de carbono e pelo acolhimento em seu laboratório. Cresci muito ouvindo os seus ensinamentos.

Agradeço ao Presidente da Companhia de Saneamento do Tocantins Odebrecht Ambiental | Saneatins, Dr. Pablo Andreão, por fomentar quase que na totalidade esta pesquisa. O uso do laboratório e a liberação para assistir as aulas e realizar as demais atividades do curso em São Paulo, me propuseram apenas alguns dos benefícios.

A Secretaria do Desenvolvimento Econômico, Ciência, Tecnologia e Inovação do Estado do Tocantins (SEDECTI), pelo apoio no fomento de uma bolsa de estudos. Meus sinceros agradecimentos.

A Capes – Procad-NF N° 08/2008, auxílio: 2285/2008 e ao CNPq Processo N°310214/2013-0: Avanços no controle da qualidade de reservatórios: Uso de multitraçadores de alterações ambientais.

Agradeço também o apoio recebido pelos ilustres pares da Odebrecht Ambiental | Saneatins, Dr. Mário Amaro da Silveira, Dra. Aparecida Andrade, Dr. Antonio Carlos, Vanderlei Bravin, Jeverson Carlos, Ana Christina Horner, José Manoel, Rosilene Silva, Maraisa Mendonça, Alexandre Oliveira, Rogério Spielmann, Alexandre Gonçalves, José Aldimiro, Antonio Rodrigues, Eliandra Barros, Adalcino Neto, Ivecy Cunha e equipe, Francielly Moreira e equipe, Queila Oliveira, Agenôr Carvalho, Acileide, Valdênia, Operadores da ETE Francisquinha em Porto Nacional, e aos demais integrantes da Empresa. Esta tese é genuinamente nossa.

Aos também pares que trabalharam na linha de frente: Biólogos Diana Pereira e Daniel Machado, aos técnicos Josedaildo Rocha, Dayanne Santos, Luana Andrade e Rodrigo Silva, a todos os estagiários, em especial ao Igor, aos eletrotécnicos Carlinhos, Isaías, Luiz, Bruno, Fernando, aos demais integrantes da oficina eletromecânica, aos integrantes do setor de transporte e da ETA 006, sintam-se agradecidos.

Agradeço em especial a Dra. Lilita Naval (UFT), ao Dr. Fernando Jardim (COPASA) e a Dra. Marycel Contrim (CQMA/Ipen) pelo incentivo na realização deste curso junto ao Ipen.

Em especial, agradeço o apoio das amigas “californianas” Vera e Mariana Andrade na tradução de um artigo.

Aos grandes parceiros do CQMA/Ipen: Elias, Alder, Martinha, Edson e Carlos, que, apesar de ter convivido por pouco tempo, me proporcionaram grandes momentos, muito obrigado.

Aos professores das disciplinas e aos componentes das bancas, obrigado pelo saber.

A Petranova Mineração e Construções por ceder o meio filtrante de uma unidade de tratamento da piloto.

Agradeço aos meus irmãos Humberto, Edivânia, Ivana e Mara, aos meus sobrinhos Isabela, Thiago, Pedro, Mateus e família, Vinícius, Youla, Eugênia, Isadora, Gabriela. Além dos meus cunhados: Reginaldo (*in memorian*), Josias, Idalina, Kilvio, Klelia e Kátia. Esta família é maravilhosa.

Aos tios Sebastião, João Batista, Junília, Inaura, José, Zuleide, Antonio, Alcides, Eduardo, Juvení, Maria, Lourdes, aos primos Corombert, Ozeas, César, Eunápio, Carlos Prachelles, Marcelo, Neuma, Fabiana, Gisele, Amanda, Eduardinho, Gésia, Vagna, Neide, Jussara, Fan e Tica, e suas famílias, obrigado pelos incentivos constantes.

Por fim, não poderia esquecer os meus agradecimentos aos meus melhores amigos: Angel, Pablo Gilson, Raomax, Mairon, Pedro Ilami, Nibério, Pedro Pimentel, Edivaldo, Márcio, Fernando, Igor, Túlio, Charles, Maidana, Luciano Silva, Marcos Vinícius (*In memorian*), Cláudio César, Ariel Nunes, Neirlan, Newilton, Ernandes, Adail e suas famílias. Estes são verdadeiros irmãos. Em especial a minha hoje amiga e ontem professora do primário, Marli Ramos, agradeço pelas primeiras letras.

“Em tratamento de água, devemos
sempre observar e insistir.
A observação continuada nos
mostra os caminhos e a
insistência nos leva aos bons
resultados”

Nelson de Matos Silva

CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO RESERVATÓRIO DA UHE LAJEADO, PALMAS - TO: FATORES CONDICIONANTES AO SURGIMENTO DE FLORAÇÃO E AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO POR MEIO DE UMA INSTALAÇÃO PILOTO DE DUPLA FILTRAÇÃO

José Roberto Lins da Silva

RESUMO

O abastecimento de água na cidade de Palmas - TO vem passando por sérios problemas de ordem quantitativa desde 2005. As gradativas reduções nas vazões de seus mananciais e o aumento da demanda por água tratada contribuem para a escassez deste bem durante o período de estiagem. Não obstante, a solução mais efetiva para solucionar este problema seria a construção de uma nova estação de tratamento aduzida pela água do reservatório da usina hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães (UHE Lajeado). Por outro lado, florações de cianobactérias são recorrentes e o controle mais efetivo seria necessário ao processo de tratamento desta água. Alguns gêneros destes microrganismos produzem e liberam toxinas com potencial cancerígeno, além de gerar transtornos ao tratamento em função da alteração do sabor e odor, e aumento da carga orgânica da água a ser tratada. Diante deste cenário, este trabalho buscou compreender os fatores condicionantes ao surgimento de uma floração de cianobactérias, especialmente ocorrida em 01 de junho de 2012, neste reservatório (S 10°17,215' / 10°11,284' e W 48°18,729' / 48°21,874'), como também, estudar e avaliar a remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas, turbidez, matéria orgânica (MO) e biomassa algal, por meio de uma instalação piloto de dupla filtração (IPDF), composta por colunas de pré-filtro ascendente em areia grossa (FAAG) e filtro rápido descendente em areia (FRD), precedidos ou não de oxidante e adsorvente de natureza carbonácea. A taxa de filtração adotada para o FAAG e FRD foi de $180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Sobre a floração, foram realizadas quatro campanhas de coleta e análises de água entre os dias 03 e 14 de junho. Dezesete variáveis limnológicas foram avaliadas a montante e a jusante do local da floração. Foi aplicado o índice de estado trófico proposto por Lamparelli (2004) e análises de correlação entre as concentrações de fósforo total. Para o estudo na IPDF, águas enriquecidas de cianobactérias (AE) foram preparadas com densidades em torno de $200.000 \text{ cél. mL}^{-1}$ para serem testadas em cinco configurações, sendo somente a primeira realizada por dois ensaios, e composta por dupla filtração (DP) seguida de carvão ativado granular (FCAG). A segunda, por adsorção em carvão ativado em pó (CAP) antecedendo a DP. A terceira, por pré-oxidação (PreOx) antecedendo a DP e pós-tratamento com FCAG. A quarta, constituída por PreOx seguida de CAP e posterior DP. A quinta configuração foi composta por coluna de interoxidação entre os filtros e posterior adsorção por FCAG. Para avaliação das etapas durante os ensaios, foram realizadas análises de turbidez, pH, clorofila *a*, cianotoxinas, série de carbono, e caracterização físico-química, bacteriológica e hidrobiológica das AE. Sobre a floração, foi registrada a dominância de *Dolichospermum solitarium*, porém sem apresentar toxicidade para as cianotoxinas testadas. O estudo também permitiu concluir que as contribuições do fósforo efluente da ETE Aurenny, e das bacias do ribeirão Taquaruçu Grande, córregos Machado e Tiúba, proporcionaram ao ponto onde ocorreu a floração (ponto 3 – S 10°17,304' / W 48°19,968') um ambiente potencial para o florescimento de cianobactérias. Foi reconhecido também que o efluente da ETE não contribuiu isoladamente para o episódio, e que uma chuva extemporânea, ocorrida no dia do episódio, certamente contribuiu com o aumento do aporte de fósforo advindo da bacia do Taquaruçu Grande (BRT), e, conseqüentemente, com a desestabilização térmica do ecossistema. Em relação à eficiência de remoção da dupla filtração, foi possível verificar que a variação da

composição físico-química, microbiológica e toxicológica nas águas enriquecidas de cianobactérias (AE) influenciou efetivamente no rendimento dos processos testados. A grande vantagem desta variação foi reconhecer que a dupla filtração conseguiu garantir excelentes resultados na qualidade da água final. Presente em todos os ensaios, *Planktothrix isothrix* apresentou-se como uma espécie de fácil remoção em um sistema de dupla filtração quando aplicado o cloreto de polialumínio. Não houve formação significativa de produtos secundários da desinfecção e cianotoxinas.

Palavras-chaves: cianobactérias, cianotoxinas, UHE Lajeado, dupla filtração, microrganismos emergentes, tratamento de água.

CYANOBACTERIA AND CYANOTOXIN IN THE LAJEADO RESERVOIR, PALMAS (TOCANTINS STATE): BLOOM CONTROLLING FACTORS AND ASSESSMENT OF REMOVAL BY DOUBLE FILTRATION

José Roberto Lins da Silva

ABSTRACT

Water supply in the city of Palmas (Tocantins State) has faced severe quantitative problems since 2005. Gradual reductions in flows of their sources and the increased demand for treated water contribute to its scarcity during the dry period. In this context, the most effective solution to this problem is the construction of a new station for treating the water abstracted from the Lajeado Reservoir (Luis Eduardo Magalhães Hydropower Plant). On the other hand, cyanobacterial blooms are recurrent, which requires a more effective water treatment. Some cyanobacteria genera produce and release carcinogenic toxins, and generate disorders to water treatment due to the change of taste and odor, and increased organic load of water to be treated. This study aimed to determine the factors controlling the emergence of a cyanobacterial bloom, especially on June 1st 2012 in that reservoir (S 10°17,215' / 10°11,284' e W 48°18,729' / 48°21,874'), and to analyze the removal of cyanobacterial cell and cyanotoxin, turbidity, organic matter (MO) and algal biomass through the use of a double filtration pilot plant (IPDF), made up of upward pre-filter columns on coarse sand (FAAG) and rapid downward filter on sand (FRD), preceded or not by oxidant and carbonaceous adsorbent. The filtration rate adopted for FAAG and FRD was 180 m³.m⁻².d⁻¹. In relation to the bloom, four samplings to collect and analyze the water were carried out between June 03 and 14. Seventeen limnological variables were evaluated upstream and downstream of the bloom location. The trophic state index proposed by Lamparelli (2004) and analysis of correlation between total phosphorus concentrations were applied. For analysis using the IPDF, waters enriched with cyanobacteria (AE) were prepared with densities of about 200.000 cells.mL⁻¹ to be tested in five setups, only the first was carried out with two assays and consisted of double filtration (DF) followed by granular activated carbon (FCAG). The second consisted of adsorption on powdered activated carbon (CAP) before DF. The third setup was made up of pre-oxidation (PreOx) preceding the DF and post-treatment with FCAG. The fourth comprised of PreOx followed by CAP and DF. The fifth setup consisted of interoxidation column between the filters and subsequent adsorption on FCAG. During the tests, we analyzed turbidity, pH, chlorophyll *a*, cyanotoxins, carbon series, and performed physical, chemical, bacteriological and hydrobiological characterization of the AE. During the bloom, we registered the dominance of *Dolichospermum solitarium*, without toxicity for the cyanotoxins tested. The contribution of phosphorus from the effluent of the Aurenny WWTP and from the basins of the Taquaruçu Grande, Machado and Tiúba streams provided the site 3 (S 10°17,304' / W 48°19,968') with favorable conditions for occurrence of blooms. The effluent of the WWTP did not contribute alone to the event, and an out-of-season rain upon the bloom event certainly contributed to the increased input of phosphorus from the Taquaruçu Grande basin, and consequently to the thermal destabilization of the ecosystem. Regarding the removal efficiency of double filtration, the variation in physical, chemical, microbiological and toxicological composition of the waters enriched with cyanobacteria in fact impacted the performance of the tested processes. The great advantage of this variation was the observation that the double filtration had excellent results to the final water quality. *Planktothrix isoethrix* was present in all tests but was easily removed by double filtration combined with polyaluminum chloride. There was no formation of disinfection byproducts and cyanotoxins.

Key words: cyanobacteria, cyanotoxin, Lajeado Reservoir, double filtration, emerging microorganisms, water treatment.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 Objetivos gerais.....	3
2.2 Objetivos específicos.....	3
3. ASPECTOS RELEVANTES.....	4
4. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	5
4.1 Cianobactérias e cianotoxinas.....	5
4.2 Cianobactérias e cianotoxinas no Estado do Tocantins.....	7
4.3 Fatores ambientais relacionados ao surgimento de florações de cianobactérias.....	9
4.4 O uso de indicadores de estado de trofia como ferramenta avaliativa em episódios de florações de cianobactérias.....	10
4.5 Cianobactérias e a legislação vigente no Brasil	10
4.6 A formação de produtos secundários da desinfecção a partir de águas eutrofizadas.....	11
4.7 A dupla filtração na remoção de cianobactérias e produtos secundários da desinfecção.....	12
4.8 A remoção de cianobactérias e subprodutos organoclorados por meio da dupla filtração no Estado do Tocantins.....	18
4.9 Biodiversidade de cianobactérias em mananciais de abastecimento de água no Estado do Tocantins.....	19
5. ÁREA DE ESTUDO.....	30
5.1 A bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia (RHTA).....	30
5.2 O reservatório da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães (UHE Lajeado)	31
5.3 O cenário do abastecimento de água em Palmas.....	32
6. MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
6.1 Avaliação do eventual “bloom” de cianobactérias no reservatório da UHE Lajeado - identificação dos fatores condicionantes.....	34
6.1.1 Cenário amostral durante a floração de cianobactérias no reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães.....	34

6.1.2	Variáveis limnológicas avaliadas durante a floração.....	37
6.1.3	Índice de Estado Trófico aplicado ao episódio da floração.....	39
6.2	Configuração e operacionalização da unidade piloto de dupla filtração – IPDF.....	40
6.2.1	Concepção da instalação piloto de dupla filtração – IPDF.....	40
6.2.2	Reservatório de água bruta / água de estudo (AE).....	42
6.2.3	Caixa de nível constante.....	43
6.2.4	Caixa de mistura rápida (MR)	45
6.2.5	Filtro ascendente de areia grossa (FAAG), filtro rápido descendente de areia (FRD) e filtro de carvão ativado granular (FCAG).....	46
6.2.6	Reservatório de água filtrada.....	48
6.2.7	Sistema de dosagem de produtos químicos.....	48
6.2.8	Sistema de monitoramento de perda de carga filtrante.....	50
6.2.9	Ensaio de bancada.....	51
6.2.9.1	Teste de jarros (jarteste)	51
6.2.9.2	Determinação da demanda de cloro.....	52
6.2.9.3	Adsorção com carvão ativado pulverizado.....	52
6.3	Configuração dos ensaios na IPDF.....	52
6.4	Atividades pré-operacionais na IPDF.....	55
6.5	A água de estudo (AE)	55
6.6	Realização de análises da qualidade da água e tratamento estatístico dos dados.....	56
6.7	Operação dos filtros.....	60
6.8	Avaliação da formação de PSD.....	60
7.	RESULTADOS.....	61
A)	Cianobactérias e cianotoxinas no reservatório da UHE Lajeado, Palmas - TO: Avaliação dos fatores condicionantes ao surgimento de floração.....	61
7.1	Identificação e contagem da espécie.....	61
7.2	Avaliação do cenário físico-químico e bacteriológico durante a floração de <i>Dolichospermum solitarium</i>	64
B)	Avaliação da remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas por meio de uma instalação piloto de dupla filtração	70
7.3	Caracterização da água bruta.....	70
7.4	Resultados dos ensaios de bancada.....	78

7.4.1	Ensaios de bancada TESTE.....	78
7.4.2	Ensaios de bancada I.....	79
7.4.3	Ensaios de bancada II.....	80
7.4.4	Ensaios de bancada III.....	80
7.4.5	Ensaios de bancada IV.....	81
7.4.6	Ensaios de bancada V.....	81
7.5	Resultados dos ensaios na instalação piloto de dupla filtração.....	85
7.5.1	Ensaio TESTE.....	85
7.5.2	Ensaio I.....	93
7.5.3	Ensaio II.....	100
7.5.4	Ensaio III.....	107
7.5.5	Ensaio IV.....	114
7.5.6	Ensaio V.....	121
7.6	Remoção de cianotoxinas.....	128
7.7	Formação de PSD.....	132
8.	CONCLUSÕES.....	135
	APÊNDICES.....	137
	APÊNDICE A - ensaio TESTE.....	138
	APÊNDICE B - ensaio I.....	144
	APÊNDICE C - ensaio II.....	150
	APÊNDICE D - ensaio III.....	157
	APÊNDICE E - ensaio IV.....	164
	APÊNDICE F - ensaio V.....	171
	APÊNDICE G - miscelânea.....	181
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	187

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Distribuição dos mananciais utilizados para abastecimento de água no Estado do Tocantins pela empresa Odebrecht Ambiental Saneatins e Agência Tocantinense de Saneamento	21
FIGURA 2 - Densidades de cianobactérias nos mananciais operados pela Odebrecht Ambiental Saneatins durante os anos de 2012 e 2013.	269
FIGURA 3 - Sistema de abastecimento de água de Palmas – TO.....	303
FIGURA 4 - Cenário amostral com a localização espacial dos pontos monitorados	325
FIGURA 5 - Registro fotográfico dos pontos amostrados durante a floração	347
FIGURA 6 - Instalação piloto de dupla filtração (IPDF).....	40
FIGURA 7 - Configuração da instalação piloto de dupla filtração adaptada para o estudo	41
FIGURA 8 – Reservatório de água bruta (água de estudo) e bombas de recalque/recirculação	43
FIGURA 9 - Caixa de nível constante.	414
FIGURA 10 - Colunas de pré-oxidação (1) e aplicação de carvão ativado em pó (CAP) (2).....	425
FIGURA 11 - Caixa de mistura rápida.....	436
FIGURA 12 - Filtro ascendente de areia grossa (FAAG (1)), filtro rápido descendente de areia (FRD) (2) e filtro de carvão ativado granular (FCAG) (3)	447
FIGURA 13 - Reservatório de água filtrada	458
FIGURA 14 - Sistema de dosagem de produtos químicos.....	49
FIGURA 15 - Piezômetros.....	50
FIGURA 16 - Teste de jarros.....	51
FIGURA 17 - Configuração dos ensaios na IPDF	54
FIGURA 18 - Representação fotográfica quanto à preparação da AE.....	56
FIGURA 19 - Registro da floração de <i>Dolichospermum solitarium</i> no reservatório da UHE Lajeado, em Palmas - TO.....	62
FIGURA 20 - Braço do ribeirão Taquaruçu (destaque para a área de florescimento visível de cianobactérias.	63
FIGURA 21 - Variáveis avaliadas diuturnamente na água de estudo do ensaio I na subsuperfície e no fundo do reservatório, durante a fase pré-operacional e operacional	76
FIGURA 22 - Representação dos resultados de bancada durante os ensaios de coagulação e filtração direta em filtro de laboratório de areia com águas de estudo I e II.....	82
FIGURA 23 - Representação dos resultados de bancada durante os ensaios de coagulação e filtração direta em filtro de laboratório de areia com águas de estudo III e IV	83
FIGURA 24 - Representação dos resultados de bancada durante os ensaios de coagulação e filtração direta em filtro de laboratório de areia com água de estudo V.....	84
FIGURA 25 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio TESTE	8383
FIGURA 26 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio TESTE. .	88

FIGURA 27 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio TESTE	91
FIGURA 28 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio TESTE.....	92
FIGURA 29 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio I..	95
FIGURA 30 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio I.....	96
FIGURA 31 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio I	98
FIGURA 32 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio I	949
FIGURA 33 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio II	102
FIGURA 34 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio II.....	102
FIGURA 35 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio II	1005
FIGURA 36 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio II	1016
FIGURA 37 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio III	1049
FIGURA 38 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio III.....	110
FIGURA 39 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio III	112
FIGURA 40 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio III	10813
FIGURA 41 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio IV	11217
FIGURA 42 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio IV. ...	11217
FIGURA 43 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio IV	1149
FIGURA 44 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio IV.....	11520
FIGURA 45 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio V	11924
FIGURA 46 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio V	11924
FIGURA 47 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio V	1216
FIGURA 48 - Representantes do fitoplâncton presentes na água de bruta afluyente à IPDF durante o ensaio V	1287

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Lista dos mananciais superficiais utilizados para captação de água para abastecimento da empresa Odebrecht Ambiental Saneatins e suas respectivas localidades, ponto de coleta e início do monitoramento de cianobactérias	22
TABELA 2 - Lista de espécies de cianobactérias dos mananciais de abastecimento de água do Estado do Tocantins, utilizados pela Empresa Odebrecht Ambiental Saneatins, com sua classificação taxonômica e registro de ocorrência	24
TABELA 3 - Descrição e localização dos pontos monitorados ao longo do braço do ribeirão Taquaruçu	36
TABELA 4 - Variáveis monitoradas durante a floração de cianobactérias, equipamentos e metodologia	38
TABELA 5 - Limites de trofia estabelecidos por de Carlson (1977), modificado por Lamparelli (2004), considerando os resultados de fósforo total e clorofila a.....	39
TABELA 6 - Informações descritivas dos experimentos sobre remoção de cianobactérias conduzidos neste estudo	52
TABELA 7 - Variáveis monitoradas durante a floração de cianobactérias, equipamentos e metodologia adotada	57
TABELA 8 – Siglas utilizadas no estudo da IPDF	58
TABELA 9 - Parâmetros de controle de qualidade da água e frequência de monitoramento dos ensaios dos processo na IPDF.....	59
TABELA 10 - Resultados da determinação dos parâmetros físico – químicos nas amostras de água bruta e efluente coletadas na área de estudo durante a campanha realizada no dia 03 de junho de 2012	66
TABELA 11 - Resultados da contagens/concentração de cianobactérias, clorofila a, Escherichia coli e fósforo total nas amostras de água bruta durante todas as campanhas.....	67
TABELA 12 - Estado de trofia dos pontos amostrados no reservatório da UHE Lajeado e do efluente da lagoa de estabilização da ETE Aurenny, segundo Índice de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), considerando os resultados de fósforo total e clorofila a	678
TABELA 13 - Caracterização da água de estudo.....	73
TABELA 14 - Resumo dos resultados das séries de variáveis monitoradas na água de estudo durante as fases pré-operacional e operacional no ensaio I	77
TABELA 15 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio TESTE	85
TABELA 16 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio I	93
TABELA 17 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio II	100
TABELA 18 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio III	1027
TABELA 19 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio IV	10914
TABELA 20 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio V	121
TABELA 21 - Concentração de cianotoxinas durante os ensaios na IPDF	131
TABELA 22 - Concentração de PSD durante os ensaios na IPDF	134

LISTA DE SIGLAS

% CV	coeficiente de variação
a-AB	água bruta afluyente
AB	água bruta
AE	água de estudo
AHA	ácidos haloacéticos
ANOVA	análise de variância
ATS	agência tocaninense de saneamento
BCAA	ácido bromocloroacético
BDCAA	ácido bromodiclouroacético
CAG	carvão ativado granular
CAP	carvão ativado pulverizado ou em pó
CDBAA	ácido clorodibromoacético
CIANO	cianobactérias
CIT	carbono inorgânico total
CL-a	concentração de clorofila <i>a</i>
CNC	câmara de nível constante
CNEN	comissão nacional de energia nuclear
COA	coluna com água coagulada
COD	carbono orgânico dissolvido
COT	carbono orgânico total
CQMA	centro de química e meio ambiente
CT	carbono total
DBAA	ácido dibromoacético
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DCAA	ácido dicloroacético
DFF	descargas de fundo final
DFI	descargas de fundo intermediárias
DQO	demanda química de oxigênio
e-CAP	água efluente da coluna de carvão ativado em pó
e-FAAG	água efluente do filtro ascendente em areia grossa
e-FCAG	água efluente do filtro de carvão ativado granular
e-FCAG 24 h	efluente do FCAG coletado após 12 horas do início do ensaio e oxidado com 5 mg de cloro à 25 °C e a reação encerrada após 24 horas
e-FRD	água efluente do filtro rápido descendente em areia
e-FRD 24 h	efluente do FRD coletado após 12 horas do início do ensaio e oxidado com 5 mg de cloro e encerrada reação após 24 horas
e-InterOx	água efluente da coluna de interoxidação
ELISA	<i>enzyme-linked immuno sorbente assay</i>
e-PreOx	água efluente da coluna de pré-oxidação
ETA	estação de tratamento de água
ETE	estação de tratamento de esgoto
FAAG	filtro ascendente de areia grossa
FCAG	coluna/filtro de carvão ativado em pó

FIG	figura
FLA	filtro de laboratório de areia
FRD	filtro rápido descendente de areia
Gfloc	gradiente de floculação
Gmr	gradiente de mistura rápida
IET	índice de estado trófico
INTER	coluna de oxidação entre os filtros
IPDF	instalação piloto de dupla filtração
IPEN	instituto de pesquisas energéticas e nucleares
ISO	organização internacional para padronização
LQ	limite de quantificação
MBAA	ácido bromoacético
MCAA	ácido cloroacético
MON	matéria orgânica natural
NMP	número mais provável
OHSAS	<i>occupational health and safety assessment services</i>
<i>p value</i>	nível descritivo (ANOVA)
PAC	cloreto de polialumínio
pH	potencial hidrogeniônico
PRE	coluna de pré-oxidação
PSD	produtos secundários da desinfecção com cloro
PT	concentração de fósforo total
PVC	policloreto de vinil
RHTA	região hidrográfica do tocantins-araguaia
SANEATINS	companhia de saneamento do Tocantins
SPO	subproduto da oxidação
TAB	tabela
TBAA	ácido tribromoacético
TBZ	turbidez
TCAA	ácido tricloroacético
Tf	tempo de floculação
THM	trihalometanos
Tmr	tempo de mistura rápida
UHE	usina hidroelétrica

1 INTRODUÇÃO

O abastecimento de água na cidade de Palmas – Tocantins, vem passando por sérios problemas de ordem quantitativa desde 2005. As gradativas reduções nas vazões de seus mananciais e o aumento da demanda por água tratada contribuem para a escassez deste bem durante o período de estiagem. De acordo com a pesquisa CENSO (IBGE, 2010), a população da capital aumentou em 61,5 % na última década, tornando o seu crescimento quatro vezes maior em relação à média de crescimento das demais capitais. Não obstante, a solução mais efetiva seria a construção de uma nova estação de tratamento aduzida pela água do reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, conhecida como UHE Lajeado. Por outro lado, a qualidade de sua água vem sendo comprometida por recorrentes florações de cianobactérias (Pereira 2002^a, Silva, 2003^a, 2003^b, 2005^a e 2008, Reis et al., 2004^a e 2004^b e Marques, 2005 e 2011), o que exigiria um controle mais efetivo em razão da capacidade de alguns gêneros liberarem toxinas, colmatarem filtros, alterarem parâmetros organolépticos e aumentarem a carga orgânica afluenta à estação.

Os problemas operacionais que ocorrem em estações de tratamento que aduzem água com a presença de microalgas e cianobactérias, como dificuldades de coagulação e floculação, baixa eficiência do processo de sedimentação, colmatação dos filtros, aumento da demanda de produtos de desinfecção, entre outros, e as preocupações do setor de saneamento quanto à saúde pública associada a esses microrganismos e seus metabólitos tóxicos, têm se intensificado nas últimas décadas com a necessidade do desenvolvimento de pesquisas de diferentes processos, técnicas e sequências de tratamento, principalmente, na remoção de cianobactérias e/ou cianotoxinas (Pádua, 2009).

O reconhecimento das limitações do processo convencional também fomentou o desenvolvimento de pesquisas com outros processos, como a filtração lenta, a filtração em carvão biologicamente ativo, filtração em margem, além da separação por membranas e tecnologias emergentes (Pádua, 2006). Segundo dados da literatura (Kuroda, 2006; Camacho, 2012; Di Bernardo et al., 2010), há necessidade de avaliar se os processos clássicos de tratamento são capazes de remover as células de forma intacta, verificando a ocorrência de lise nas diferentes etapas do processo; comparar diferentes etapas e processos para

garantir uma maior remoção de células; aprimorar o uso da pós-oxidação e/ou da adsorção em carvão ativado como modo de, conjuntamente com a sequência de tratamento, promover a eficiência de remoção de cianotoxinas dissolvidas.

Diante deste cenário, o projeto de tese foi elaborado e desenvolvido com o objetivo de estudar e avaliar a remoção de cianobactérias do reservatório da UHE Lajeado, utilizando uma instalação piloto de dupla filtração (IPDF). Esta tecnologia foi inicialmente avaliada quanto aos parâmetros de projeto e concebida na unidade piloto de dupla filtração, instalada na estação de tratamento de água, denominada ETA 006, em Palmas – TO.

Para estudar a eficiência da dupla filtração na remoção de turbidez, os parâmetros biomassa algal, cianobactérias e/ou cianotoxinas e matéria orgânica foram utilizados como indicadores de avaliação da água de estudo (AE). A água bruta proveniente do Reservatório UHE Lajeado foi inoculada com cianobactérias proveniente da lagoa de maturação da estação de tratamento de esgoto (ETE) Francisquinha, localizada em Porto Nacional – TO. Seis ensaios foram configurados de forma que os filtros, ascendente em areia grossa (FAAG) e rápido descendente em areia (FRD), operassem em conjunto com filtro de carvão ativado granular ou coluna de carvão ativado pulverizado. Além disto, a água de estudo foi oxidada com cloro em colunas que precediam ou intercediam os filtros. A qualidade da água de estudo foi monitorada em todas as etapas do processo e os resultados permitiram conhecer as melhores configurações para a remoção de cianobactérias e cianotoxinas, turbidez, biomassa algal e matéria orgânica.

Durante o desenvolvimento dos estudos foi registrada, em 01 de junho de 2012, uma floração de cianobactérias no ponto onde estava prevista a coleta da matriz da água de estudo, possibilitando agregar ao projeto de tese uma avaliação dos fatores condicionantes ao surgimento desta floração.

Este estudo torna-se indispensável aos responsáveis pelo abastecimento de água da capital, por pretenderem, em um futuro próximo, disponibilizar esta água para tratamento e posterior uso da população Palmense.

2 OBJETIVOS

2.1. Objetivos gerais

Este estudo teve como objetivo compreender os fatores condicionantes ao surgimento de uma floração de cianobactérias no reservatório da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, Tocantins (UHE Lajeado), e avaliar a remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas por meio de instalação piloto de dupla filtração.

2.2. Objetivos específicos

- Identificar os potenciais precursores da floração de *Dolichospermum solitarium* no reservatório da UHE - Lajeado, Tocantins;
- Levantar o aporte de fósforo que potencialmente influencia no surgimento da floração de *Dolichospermum solitarium*;
- Verificar a influência do lançamento de efluentes da estação de tratamento de esgoto Aurenny durante o surgimento da floração de *Dolichospermum solitarium* ao longo do braço do ribeirão Taquaruçu e no leito do reservatório da UHE Lajeado;
- Avaliar a eficiência da dupla filtração na remoção de turbidez, biomassa algal e matéria orgânica;
- Compreender o comportamento de células de cianobactérias ao longo das carreiras de filtração;
- Verificar a produção de cianotoxinas e a remoção destas nas configurações de tratamento testadas.
- Verificar a formação de subprodutos da oxidação com cloro (clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio, trihalometanos totais e os ácidos cloroacético, bromoacético, dicloroacético, tricloroacético, bromocloroacético, bromodicloroacético, dibromoacético, clorodibromoacético, tribromoacético, haloacéticos totais).

3 ASPECTOS RELEVANTES

Podem ser enumerados como aspectos importantes deste estudo:

- Conhecer os problemas operacionais que ocorrem em uma unidade de tratamento que aduz água com a presença de microalgas e cianobactérias;
- Conhecer as características físicas, químicas e biológicas da água com possibilidade de ser aduzida do reservatório da usina hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães visando sua utilização para o abastecimento público da cidade de Palmas;
- Ampliar e melhorar as informações existentes voltadas para o cenário regional fundamentado no uso múltiplo e na sustentabilidade dos recursos naturais;
- Conhecer a dinâmica da comunidade fitoplanctônica no reservatório, as características desses organismos bem como que favorecem condicionantes de seu surgimento e seu crescimento e área de influência.

Este estudo está inserido em um projeto de caráter regional, já finalizado, sendo uma das redes da CAPES: PROCAD – NF 08/2008, 2285/2008 – Rede cooperativa de pesquisa e formação de recursos humanos para a gestão da qualidade da água visando à preservação de recursos hídricos e sua biodiversidade no Estado do Tocantins, bem como contou com apoio de uma bolsa de estudo financiada pelo Programa de Apoio a Pós-Graduação (PAPG) da Secretaria do Desenvolvimento Econômico, Ciência, Tecnologia e Inovação do Estado do Tocantins (SEDECTI). O estudo também trará contribuições significativas ao projeto CNPq Processo N°310214/2013-0: Avanços no controle da qualidade de reservatórios: Uso de multitraçadores de alterações ambientais. Uma vez atingidos os objetivos, o conhecimento dos processos poderão auxiliar os tomadores de decisão na implantação de políticas públicas que garantam a qualidade da água e a sustentabilidade na sub-bacia e na área de sua influência no reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães.

4 CONSIDERAÇÕES GERAIS

4.1 Cianobactérias e cianotoxinas

Cianoprocariotas, algas azuis, mixofíceas, cianofitas, cianobactérias e cianofíceas são algumas das sinonímias usadas para denominar um mesmo grupo de organismos que apresentam uma combinação de propriedades encontradas em algas e bactérias. Os nomes cianobactéria, cianofíceas e algas azuis são válidos e compatíveis aos termos sistemáticos (Chorus & Bartram, 1999). As cianobactérias são organismos procariontes capazes de realizar fotossíntese oxigênica por possuírem clorofila *a* e fotossistema II (Reviers 2006). Elas também apresentam pigmentos acessórios denominados ficobiliproteínas: a ficocianina, de coloração verde azulada e a ficoeritrina, de coloração vermelha (Chorus & Bartram, 1999).

A maioria das espécies detem a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico e desenvolver biomassa elevada (*bloom*) mesmo quando o nitrogênio inorgânico dissolvido está esgotado. Além disso, as vesículas de gás (aerótopos) proporcionam a algumas espécies a migração na coluna d'água, e com isto, a capacidade de subir à superfície e potencializar os seus processos fotossintéticos, principalmente quando há estabilidade física da água (Mazur-Marzec, 2013).

Além de produtores primários, as cianobactérias também têm grande importância para o meio ambiente e para a saúde pública, dado que algumas espécies são capazes de formar florações e produzir toxinas (Sant'Anna et al. 2008), além de geosmina e MIB (2-metil isoborneol) que causam forte odor na água (Tanaka et al., 1996).

Florações de cianobactérias constituem um fenômeno comum em ecossistemas de águas continentais em muitos países (Chorus & Bartram, 1999). No Brasil, estas florações são amplamente distribuídas, tanto na região tropical como na região subtropical do país (Sant'Anna & Azevedo, 2000, Sant'Anna et al., 2008; Becker et al., 2004; Becker & Marques, 2005; Huszar et al., 2003). A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em corpos hídricos é a capacidade que esses microrganismos têm de produzir e liberar toxinas para a água. Estas substâncias podem afetar a saúde humana, tanto pela ingestão de água, como por contato em atividades de

recreação (CONAMA, 2000). As cianotoxinas são diferentes em estrutura química e toxicidade. Dependendo do órgão humano afetado, as cianotoxinas são classificadas como hepatotoxinas (microcistina, nodularina e cilindrospermopsina); neurotoxinas (saxitoxinas, anatoxina-a, anatoxina-a (s), homoanatoxina-a); citotoxinas (aplisiotoxinas, dibromoaplisiotoxinas, lingbyatoxinas e endotoxina lipopolisacarídeo), e da pele e irritações gastrointestinais (Kaebernick & Neilan, 2001; Briand et al., 2003).

A toxicidade em cianobactérias pode apresentar intervalos de tempo curtos até diferenças sazonais, assim como espacial, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população. Estas variações na toxicidade ainda não foram efetivamente esclarecidas, entretanto a ocorrência de florações tóxicas está cada vez mais recorrente. Cerca de 50 a 75 % das florações de cianobactérias apresentam espécies produtoras de toxinas (Ceballos et al., 2006). Acredita-se que menos de 10 % da diversidade de cianobactérias tropicais é conhecida (Komárek, 2006).

Há registros de que a exposição às cianotoxinas pode causar dor abdominal, vômitos, diarreia, irritação na pele, fraqueza, dor de garganta, palidez e tremores musculares em animais e em seres humanos (Chorus & Bartram, 1999). As microcistinas exigem adicional atenção, não só pela sua capacidade de causar intoxicação aguda, mas também pela sua capacidade de promover câncer através da exposição crônica a concentrações em água potável (Svirčev et al., 2009; Jochimsen & Carmichael, 1998). As ameaças à saúde humana causadas por cianotoxinas, especialmente microcistinas, levaram a Organização Mundial da Saúde (OMS) a estabelecer um limite para ingestão diária ($0,04 \text{ g.kg}^{-1}$ peso corpóreo), e um limite específico para micricistina-LR nas águas provenientes de sistemas de abastecimento ($1,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$) (WHO, 1998). Alguns países aceitaram os valores estabelecidos (República Checa, França, Japão, Coreia do Sul, Nova Zelândia, Noruega, Polônia, Brasil e Espanha), enquanto outros formularam os seus próprios valores, dependendo das condições locais (Austrália, Canadá). A legislação mais rigorosa foi introduzida no Brasil, onde foi estabelecido o padrão obrigatório de $1,0 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ para microcistinas e $3,0 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ para saxitoxina (STX), e recomendado $1,0 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ para cilindrospermopsina, em águas destinadas ao consumo humano (Ministério da Saúde, 2011).

As principais vias de exposição humana às cianotoxinas são: ingestão crônica e acidental de água contaminada; inalação ou contato com a mucosa nasal e pele; contato com toxinas durante atividades recreativas, como natação, canoagem ou tomar banho; consumo de vegetais contaminados e frutas irrigadas com água contendo cianotoxinas; consumo de organismos aquáticos (peixes, crustáceos, etc.) de águas contaminadas; ingestão oral de suplementos dietéticos a base de cianobactérias (se os níveis de cianotoxinas não são controlados); e a via intravenosa específico causado pela diálise (Drobac et al., 2013).

O principal caso de contaminação e morte por cianotoxinas ocorreu em 1996, no centro de hemodiálise em Caruaru. Depois de um tratamento de hemodiálise de rotina, a maioria dos pacientes apresentaram distúrbios visuais, náuseas, vômitos e fraqueza muscular (Burch, 2008). Depois de um período de tempo, cem pacientes desenvolveram insuficiência hepática aguda. A partir daí, houve a evolução a óbito de cinquenta e dois pacientes. Microcistinas foram detectadas em todas as amostras de soro e no tecidos do fígado dos pacientes, enquanto cilindrospermopsina foi encontrado no carvão ativado e resinas do sistema de tratamento de água da clínica. Além disso, as cianobactérias tiveram uma forte presença no reservatório de água local. Por fim, concluiu-se que o principal fator que contribui para a morte desses pacientes foi a exposição intravenosa de microcistinas (MC-YR, MC-LR e MC-AR). Em 2000, as cianobactérias e cianotoxinas foram incorporadas na legislação brasileira em relação à qualidade da água potável (Azevedo et al., 2002).

4.2 Cianobactérias e cianotoxinas no Estado do Tocantins

Em águas tocaninenses, Pereira (2002a) detectou altas densidades de *Cylindrospermopsis raciborskii* no rio Tocantins em dezembro de 2001, durante o enchimento do reservatório da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães (UHE Lajeado). Em Brejinho de Nazaré foram evidenciadas $188.628,17 \text{ ind.mL}^{-1}$, e em Palmas $298.661,27 \text{ ind.mL}^{-1}$. O trabalho ainda relata a dominância desta espécie no reservatório, especialmente na região de Brejinho de Nazaré, da ilha do Cachimbo, Palmas e nas proximidades da barragem, a partir da desembocadura dos ribeirões Santa Luzia e Lajeado. O autor ainda afirma que na fase rio

esses representantes fitoplanctônicos já ocorriam nesses sistemas, tornando-se provavelmente os inóculos desse processo no reservatório.

Em outubro de 2002, no reservatório da UHE Lajeado, em Palmas - TO, Silva et al. (2003b) detectaram a presença de microcistinas LR produzidas por *Microcystis aeruginosa* e *Radiocystis fernandoi*, na fração solúvel com valores situados entre 0,5 e 3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e na fração particulada acima de 3,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ na amostra coletada na praia da Graciosa. Após estes resultados foi evidenciada a presença desses gêneros em toda extensão da orla do lago da cidade de Palmas, confirmando a presença de cianobactérias em diferentes áreas e densidades (Silva et al., 2003a). Este foi o primeiro registro de presença de cianobactérias tóxicas no Estado.

Reis et al. (2004a) realizaram o primeiro estudo no braço do Ribeirão Taquaruçu Grande, registrando algumas espécies de cianobactérias. Enquanto que Reis et al. (2004b) identificaram alguns fatores específicos que influenciam florações de algas nocivas no reservatório da UHE Lajeado.

Uma floração de *C. raciborskii* comum em reservatórios foi detectada no ponto próximo a captação da estação de tratamento de água da cidade de Tocantínia, no médio Tocantins, por Silva et al. (2005a). Este trabalho soma-se aos poucos registros de ocorrência desta espécie em ambientes lóticos. Nas conclusões, os autores sugerem que a floração provavelmente tenha sido carregada do reservatório da UHE Lajeado, em razão de já se ter registros de florações neste manancial. Este estudo marca o primeiro registro de ocorrência de floração de cianobactérias em mananciais para abastecimento do Estado do Tocantins.

Nos córregos Brejo Comprido, Água Fria e o Ribeirão Taquaruçu, que abastecem a capital, já foram evidenciados, em pequenas quantidades, representantes de Oscillatoriaceae, Chroococaceae e Nostocaceae, em Silva (2005b). Segundo o autor, estes espécimes tornaram-se potenciais inóculos para formação de florações no reservatório.

Marques (2005) realizou o levantamento do fitoplâncton no período de junho de 2004 a abril de 2005, em quatro pontos distintos do reservatório,

evidenciando frequências de *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa*.

Silva-Lins (2009) realizou um estudo sobre a presença de cianobactérias no reservatório da UHE Lajeado. Foram quantificadas 28.600 cél.mL⁻¹ de cianobactérias, sendo dominantes *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix* cf. *planctonica*, no braço do ribeirão Taquaruçu.

No estudo realizado por Marques (2011), o qual avaliou a qualidade da água da sub-bacia do Ribeirão Taquaruçu Grande e a área de sua influência no reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães, durante os anos de 2007 e 2008, houve o registro da presença de diversas espécies e densidades de cianobactérias.

4.3 Fatores ambientais relacionados ao surgimento de florações de cianobactérias

As cianobactérias, assim como outros grupos de algas, possuem propriedades especiais, algumas determinantes, que garantem a sua sobrevivência no meio aquático. No entanto o comportamento de sua *taxa* na natureza não é homogêneo, pois suas propriedades ecofisiológicas diferem (Chorus & Bartram, 1999).

A identificação dos fatores ambientais específicos promotores de florações tem sido objeto de muitas pesquisas. Sabe-se, entretanto, que um fator isolado não age como um promotor real. A dominância de cianobactérias tem sido associada a fatores ambientais como regime de mistura com estratificação duradoura (Reynolds, 1987; Beyruth, 2000) ou diária (Ganf, 1974); escassa disponibilidade de luz (Zevenboom & Mur, 1980; Smith, 1983; Beyruth, 2000) e baixa razão zona eufótica/zona de mistura (Jensen et al., 1994); altas temperaturas, principalmente entre 15 °C e 30 °C (Yoo et al., 1995; Shapiro, 1990; Beyruth, 2000); baixas concentrações de CO₂ e alto pH, principalmente entre 6 e 9 ou maior (Yoo et al., 1995; Shapiro, 1990; Caraco & Miller, 1998); altas concentrações de fósforo total (Trimbee & Prepas, 1987; Watson et al., 1997), baixas de nitrogênio total (Smith, 1983) e de nitrogênio inorgânico dissolvido (Blomqvist et al., 1994); e baixas razões N/P (Smith, 1983). Aliadas às condições

ambientais favoráveis, algumas características fisiológicas têm sido consideradas como potencializadoras da dominância das cianobactérias em sistemas eutrofizados. No entanto, este grupo de algas também pode ocorrer em sistemas oligotróficos e mesotróficos (Blomqvist et al., 1994; Huszar & Caraco, 1998), desde que sejam sistemas com elevado pH/baixos teores de CO₂ livre. A Organização Mundial de Saúde (OMS), por meio do guia *Cyanobacteria toxic in water* (Chorus & Bartram, 1999), no capítulo que trata da organização, função e comportamento das cianobactérias em reservatórios, mostra que algumas espécies possuem vesículas gasosas, denominadas de aerótopos, capazes de proporcionar a estes organismos um mecanismo de migração na coluna d'água, que podem garantir a dominância do ambiente.

4.4 O uso de indicadores de estado de trofia como ferramenta avaliativa em episódios de florações de cianobactérias

A avaliação da qualidade da água em reservatórios também pode ser realizada de forma indireta através da aplicação de equações matemáticas. Os índices ou indicadores, como são chamados, proporcionam uma resposta sintetizada da qualidade da água bem como sumarizam os custos com o monitoramento. Em relação à avaliação do estado de poluição do ambiente aquático, a principal classificação é dada por meio dos Índices de Estado Trófico (IET) (Toledo Jr., 1981). Estes índices foram desenvolvidos com a finalidade de classificar as águas de lagos e reservatórios, facilitando assim, a comunicação ao público sobre o estado de trofia de um determinado ecossistema aquático.

A aplicação de indicadores na avaliação do estado trófico em reservatório no Brasil é bastante disseminada. Os índices propostos por Carlson (1977) e Lamparelli (2004) são os mais utilizados. Os trabalhos realizados por Lamparelli (2004), Cardoso (2011); Naval et al., (2004) e Silva (2009), são referências no uso desta ferramenta em reservatório de norte a sul do país.

4.5 Cianobactérias e a legislação vigente no Brasil

A Resolução 274 (CONAMA, 2000), a Portaria 2.914 (Ministério da Saúde, 2011), e a Resolução 357 (CONAMA, 2005), regem a presença, os

impactos, os limites e os riscos que as cianobactérias podem promover aos organismos humanos por balneabilidade ou por ingestão.

A Resolução 274 (CONAMA, 2000) estabelece critérios de uso das águas doces, salobras e salinas para balneabilidade (recreação de contato primário), utilizando as denominações PRÓPRIA E IMPRÓPRIA. O 4º parágrafo estabelece que as águas sejam consideradas impróprias quando no trecho avaliado, for verificada entre outras ocorrências, a floração de algas ou outros organismos, até que se comprove que não oferecem riscos à saúde humana.

A Portaria 2.914 (Ministério da Saúde, 2011), que retrata os padrões de potabilidade da água para consumo humano, estabelece como exigência concentração inferior a $1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ de microcistinas e $3,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ de saxitoxinas na água tratada.

A Resolução 357 (CONAMA, 2005) estabelece para águas de classe II, a densidade máxima de $50.000 \text{ cél.mL}^{-1}$ de cianobactérias, para águas de abastecimento humano após tratamento convencional, para proteção das comunidades aquáticas, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, à aquicultura e à atividade de pesca.

4.6 A formação de produtos secundários da desinfecção a partir de águas eutrofizadas

Os denominados produtos secundários da desinfecção (PSD) ou subprodutos de cloração são formados quando o cloro utilizado no tratamento da água reage com a matéria orgânica natural (MON) presente em águas naturais, dando origem a compostos considerados potencialmente prejudiciais à saúde humana. A MON pode ser derivada da decomposição da vegetação terrestre, resultando especialmente de ácidos húmicos e fúlvicos, e da decomposição de vegetais aquáticos e algas (FUNASA, 2007).

As reações de formação dos subprodutos podem acontecer na estação de tratamento ou no sistema de distribuição. Sabendo-se do mecanismo de formação destes subprodutos, recomenda-se que a aplicação de cloro, sempre que possível, seja realizada somente após os processos de clarificação da água, para assegurar a remoção prévia de substâncias precursoras (BRASIL, 2007).

Os principais subprodutos formados a partir da desinfecção com o cloro são os trihalometanos (THM) e ácidos haloacéticos (HAA). Estas substâncias são reconhecidas como potencialmente carcinogênicas (Pádua, 2009).

Segundo Pádua (2009), os principais PSD são:

- a) Residuais dos Desinfetantes: cloro livre (ácido hipocloroso e íon hipoclorito); cloraminas (monocloramina); dióxido de cloro;
- b) Subprodutos Inorgânicos: íons clorato; clorito, bromato e iodato; peróxido de hidrogênio; amônia;
- c) Subprodutos da Oxidação de Compostos Orgânicos: haloaldeídos (formaldeído, acetaldeído, glioxal, hexanal, heptanal); ácidos carboxílicos (ácido hexanóico, ácido heptanóico, ácido oxálico); carbono orgânico assimilável (COA);
- d) Subprodutos Orgânicos Halogenados: trihalometanos (clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio); ácidos haloacéticos (ácido monocloroacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, ácido monobromoacético, ácido dibromoacético); haloacetônitrilas (dicloroacetônitrila, bromocloroacetônitrila, dibromoacetônitrila, tricloroacetônitrila); haloacetonas (1,1 –dicloropropanona, 1,1,1 – tricloropropanona); halofenóis (2-clorofenol, 2,4 – diclorofenol, 2,4,6 – triclorofenol); cloropicrina; cloral hidratado; cloreto cianogênico; N-organocloraminas; MX [3-cloro-4-(diclorometil)-5-hidroxi-2(5H)-furanona].

De acordo com Singer (1994), os principais fatores que influenciam a formação de SPOs são : pH, tempo de contato, temperatura, natureza e concentração da matéria orgânica natural, dosagem de cloro aplicada, residual de cloro livre e concentração de brometos.

De acordo com Pádua (2009), tanto substâncias húmicas quanto algas/microalgas de um modo geral e as cianobactérias e suas toxinas podem formar quantidades expressivas dos subprodutos.

4.7 A dupla filtração na remoção de cianobactérias e produtos secundários da desinfecção

Dado o aumento da ocorrência de florações de algas e cianobactérias e seus metabólitos em rios, lagos e reservatórios destinados ao abastecimento no

Brasil, o Ministério da Saúde estabeleceu a norma de qualidade de água para consumo humano e incluiu a obrigatoriedade do monitoramento da ocorrência de cianobactérias potencialmente nocivas, e em alguns casos, a realização de testes de toxicidade, por meio de análises de cianotoxinas em mananciais destinados ao abastecimento e na água tratada para consumo humano (Ministério da Saúde, 2011).

A presença de florações de cianobactérias interfere diretamente na qualidade da água, podendo introduzir efeitos negativos tanto de ordens estética e organoléptica pela produção de odor e sabor, como de saúde pública devido à produção de compostos potencialmente tóxicos e carcinogênicos. As alterações na qualidade da água para abastecimento, devido à presença de cianobactérias, introduzem dificuldades diversas, podendo comprometer seriamente o funcionamento das estações de tratamento de água ou sistemas de abastecimento, se estes não estiverem preparados para inativá-las e ou removê-las. Nesse sentido, é de fundamental importância a realização de pesquisas sobre as reais potencialidades e limitações das técnicas de tratamento de águas para consumo humano (Kuroda, 2007).

Para Mondardo et al. (2006) muitas estações de tratamento de água (ETA) apresentam, atualmente, sérios problemas operacionais decorrentes de inadequadas tecnologias de tratamento às características do manancial de água explorado. A causa dessa inadequabilidade se deve à falta de um prévio monitoramento da qualidade da água do manancial, antes da elaboração do projeto, ou pela falta de proteção do manancial, possibilitando assim ações que modifiquem suas características.

Vários estudos têm mostrado que os processos que envolvem o tratamento por ciclo completo, tecnologia que é empregada em aproximadamente 80 % dos sistemas existentes no Brasil, não são efetivos na eliminação dos efeitos gerados pela presença de substâncias húmicas, algas e seus subprodutos.

Com isso torna-se indispensável o desenvolvimento e domínio de tecnologias alternativas de tratamento, ou combinações destas, adequadas as condições técnicas, sociais, políticas e econômicas locais (Kuroda, 2006).

Di Bernardo et al. (2003) destacaram o uso da dupla filtração como uma das mais promissoras tecnologias para tratamento de água, estimando-se que grande parte das necessidades de tratamento poderiam ser satisfeitas com o uso desta tecnologia. A dupla filtração é a tecnologia de tratamento de água de abastecimento que emprega a filtração direta ascendente (FDA) seguida da filtração rápida descendente (FRD). A filtração em pedregulho tem sido empregada em condições diversas de pré-tratamento apresentando resultados satisfatórios em vários países, incluindo o Brasil.

De acordo com Di Bernardo & Isaac (2001), a aplicação da FDA foi limitada por muito tempo devido às dificuldades com relação: i) às restrições à qualidade da água bruta; ii) à fluidificação dos grãos mais finos presentes no topo da camada filtrante; iii) à ocorrência de ruptura em planos transversais da camada de areia, causada pela elevada perda de carga devido à retenção de sólidos; iv) ao elevado consumo de água para a execução da lavagem, devido à espessura da camada filtrante; e v) ao risco sanitário representado pela concepção de saída comum de água de lavagem e água filtrada. Porém, segundo os autores, nas últimas décadas, com a introdução de novos conceitos e métodos operacionais pode-se dizer que tais dificuldades foram minimizadas ou mesmo completamente superadas. Kuroda (2002) também relata que a FDA se destaca por: i) possibilitar a filtração no sentido do maior grão para o menor; ii) empregar menor quantidade de coagulante por metro cúbico de água tratada; iii) utilizar menor área e, portanto, requerer menor custo para implantação da estação (pela eliminação das unidades de floculação e decantação); iv) resultar em custos de operação e manutenção menores quando comparados aos de uma instalação de ciclo completo. Estima-se haver mais de 300 instalações desse tipo em funcionamento no Brasil, condição conquistada devido ao constante aprimoramento dessa tecnologia (Di Bernardo & Paz, 2008).

Ainda sobre a eficiência da tecnologia de dupla filtração, Di Bernardo (2002b) estudou o efeito da ocorrência de picos de turbidez no desempenho da dupla filtração, durante a carreira de filtração, utilizando dois sistemas, um com

filtro ascendente de pedregulho e outro de areia grossa. Os resultados demonstraram eficiência desta tecnologia, onde picos de até 384 uT foram reduzidas a menos de 1,0 uT, chegando ainda, na maior parte do tempo, a concentrações inferiores a 0,1 uT, mediante a aplicação e o controle das condições de coagulação obtidas em laboratório. Dantas (2004) indica o uso desta tecnologia para remoção de águas com turbidez inferiores a 300 uT. Em relação à remoção de cor aparente, através do uso da dupla filtração, Sales (2005) demonstrou que esta tecnologia foi capaz de remover 97,5 % de cor aparente em águas de abastecimento de Fortaleza - CE. A remoção de cor aparente através do uso da tecnologia de dupla filtração, também foi estudada por Benini (2003), obtendo redução de 97,1 %, para água bruta com 407 unidades de cor.

Sobre as taxas e carreiras de filtração empregadas na filtração direta dupla, De Paula et al. (2001) estudaram, em instalação piloto de dupla filtração com filtro ascendente em areia grossa e filtro descendente em areia, combinações que variaram de 120 a 360 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ no ascendente e de 200 a 400 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ no descendente, e simulação de pico de turbidez de curta duração na ordem de 380 uT para as taxas de 160 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ no filtro ascendente e de 300 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ no filtro descendente. A turbidez resultante nos efluentes dos filtros apresentou-se menor que 1,0 uT nas 19 horas de duração da carreira de filtração. Nos mesmos moldes, um sistema de dupla filtração, com filtro ascendente de pedregulho e filtro descendente de areia uniforme, foi operado em paralelo a este sistema, por Kuroda (2002), com variações de taxas de filtração no filtro ascendente de 60 a 240 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e no filtro descendente de 100 a 240 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Foi observado o desprendimento de flocos acima do topo do meio filtrante no filtro ascendente, independente da taxa de filtração utilizada; o método de descargas de fundo intermediárias com esvaziamento total do filtro apresentou melhor eficiência na recuperação da carga hidráulica, comparado ao método em que o esvaziamento se dava até o topo do meio filtrante. Para os dois sistemas, o efluente final apresentou valores dentro dos limites de potabilidade permissíveis pela antiga Portaria 1469 (Ministério da Saúde, 2000).

Wiecheteck et al. (2003a) estudaram a eficiência de remoção de substâncias húmicas de água com cor verdadeira de 90 a 110 uH utilizando-se a

dupla filtração com filtro ascendente de areia grossa com descargas de fundo intermediárias, e filtro rápido descendente, utilizando-se água bruta do Ribeirão do Feijão com adição de extrato de substâncias húmicas até a faixa de cor verdadeira apresentada. Neste trabalho foram apresentados somente os resultados obtidos para os ensaios na instalação piloto para as taxas de filtração de $180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (FAAG) e $200 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (FRD) – Ensaio 1, e de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (FAAG) e $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (FRD) – Ensaio 4, sendo estes ensaios que apresentaram a menor e a maior produção efetiva de água filtrada, respectivamente. A produção efetiva de água filtrada foi maior para o ensaio 4 (93,3%). Na contramão, no ensaio 1 obteve-se a menor produção efetiva de água filtrada (88,1%), sendo que para ambos, o efluente do filtro descendente apresentou cor aparente $< 1 \text{ uH}$ e turbidez $< 1 \text{ uT}$, porém, não foi significativamente efetiva a remoção de carbono orgânico dissolvido.

Dantas (2004) estudou o desempenho de dois sistemas de dupla filtração, sendo um constituído de filtro ascendente de areia grossa e filtro descendente de areia (sistema 1) e outro de filtro ascendente de pedregulho e filtro descendente de areia (sistema 2). Foi realizada investigação experimental com dois tipos de água, água tipo I com turbidez em torno de 100 uT e água tipo II com turbidez em torno de 300 uT . O coagulante utilizado foi o sulfato de alumínio, não necessitando o uso de acidificante ou alcalinizante. Foram variadas as taxas de filtração nos filtros ascendentes e descendentes, em 120 a $240 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e 180 a $300 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente. Os ensaios foram feitos com e sem descargas de fundo intermediárias (DFIs) nos filtros ascendentes. A principal conclusão do trabalho mostrou que os dois sistemas foram capazes de produzir água filtrada com turbidez consistentemente menor que $0,5 \text{ uT}$ e que a produção efetiva de água depende da turbidez da água de estudo, das taxas de filtração, da execução das DFIs e da carga hidráulica disponível para a retenção de sólidos.

Em Fortaleza - Ceará, Sales (2005) estudou o desempenho da dupla filtração no tratamento de água eutrofizada por meio de uma instalação piloto constituída por 4 pares de filtros que foram operados simultaneamente. Os filtros ascendentes foram operados com taxa de filtração de $183 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e os descendentes com taxa de $325 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. A água estudada foi aduzida do açude Gavião, responsável pelo abastecimento da região metropolitana, e que

apresenta densidade média de cianobactérias superior a 200.000 cél.mL⁻¹. Foram estudados os efeitos dos oxidantes cloro, dióxido de cloro e do permanganato de potássio, sendo estes aplicados antes da filtração ascendente e entre os filtros. Quando foram realizados ensaios com o uso da oxidação, um dos pares de filtros foi operado sem aplicação de oxidante para permitir a comparação com resultados obtidos somente com a coagulação. Diversas dosagens de coagulantes foram utilizadas, com a maioria dos ensaios sendo realizados com o uso de hidroxiclreto de alumínio e polímero catiônico como auxiliar de coagulação. Foi comprovado que o uso de cloro e dióxido de cloro aumentou a remoção de cor aparente, de turbidez e de células de cianobactérias. No estudo o uso de permanganato de potássio não apresentou vantagens que justificassem a sua utilização. Vários experimentos foram realizados para avaliar a formação de ácidos haloacéticos e de trihalometanos, após a desinfecção de amostras da água filtrada com dosagem de cloro de 5,0 mg.L⁻¹ e tempo de contato de 24 horas. Verificou-se que houve uma forte correlação entre as concentrações de cianobactérias e a formação de ácidos haloacéticos.

Avaliando também a eficiência da dupla filtração na remoção de altas concentrações de cianobactérias, Kuroda (2006) estudou em uma instalação piloto a remoção de células e subprodutos da cultura de cepa tóxica *Microcystis* spp. A instalação piloto era composta por filtro ascendente de pedregulho e filtro descendente de areia, que trabalharam com taxas de 120 e 180 m³.m⁻².d⁻¹, respectivamente. Também foram avaliados a utilização da oxidação com dióxido de cloro e permanganato de potássio e da adsorção em carvão ativado pulverizado e granular. O estudo concluiu que a concepção de dupla filtração utilizada mostrou ser bastante eficiente na remoção de células de *Microcystis* spp. e, consequentemente, microcistinas intracelulares, porém, a remoção ou degradação de microcistinas intracelulares só foi significativa por meio do emprego de processos complementares de oxidação e ou adsorção. Concluiu-se também que não houve formação expressiva de subprodutos organohalogenados nos efluentes dos processos de tratamento, após serem submetidos à cloração e tempo de contato de 1 dia.

4.8 A remoção de cianobactérias e subprodutos organoclorados por meio da dupla filtração no Estado do Tocantins

O estudo precursor no Estado do Tocantins sobre a remoção de cianobactérias e subprodutos organoclorados em uma instalação piloto de dupla filtração foi realizado por Silva-Guimarães (2009), o qual avaliou a dupla filtração com e sem a pré e interoxidação com cloro e a adsorção em carvão ativado granular, no tratamento de água do reservatório UHE Luis Eduardo Magalhães em Palmas - TO. O filtro ascendente foi operado com taxa de filtração de $120 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e o descendente com $180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Os resultados obtidos mostraram que a dupla filtração, associada à uma unidade de filtração de carvão ativado granular, produziu água em conformidade com a legislação de potabilidade vigente. A pré-oxidação possibilitou uma melhora da qualidade do efluente do filtro ascendente e a interoxidação favoreceu ao filtro descendente a produção de baixos níveis de turbidez e cor. O processo de tratamento por adsorção com carvão ativado granular, utilizado como pós-tratamento, mostrou ser bastante eficiente para assegurar a qualidade dos efluentes finais, especialmente, em relação à matéria orgânica, remoção de cianobactérias, turbidez e cor.

Ainda no Tocantins, Queiroz (2010) avaliou a dupla filtração por meio dos processos de oxidação com cloro e de adsorção em carvão ativado pulverizado para o tratamento da água do reservatório UHE Lajeado, na cidade de Palmas - TO. Os processos visaram, principalmente, à remoção de algas e possíveis subprodutos da oxidação. Os filtros de pedregulho e de areia trabalharam com taxas de filtração de 120 e $180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente. A água bruta utilizada no estudo apresentou densidades de cianobactérias acima de $105.000 \text{ cél} \cdot \text{mL}^{-1}$. Os resultados encontrados mostraram que o sistema foi capaz de produzir água potável em conformidade com os padrões estabelecidos pela Portaria 518 (Ministério da Saúde, 2004). Em todos os ensaios realizados houve remoção de cianobactérias e de clorofila *a* acima de 99 %. Não houve formação significativa de subprodutos orgânicos halogenados no efluente do filtro de areia, ficando os valores encontrados muito abaixo do máximo permitido pelas legislações brasileira e internacional.

4.9 Biodiversidade de cianobactérias em mananciais de abastecimento de água no Estado do Tocantins

A biodiversidade de cianobactérias nos mananciais que abastecem as unidades de tratamento da Odebrecht Ambiental | Saneatins (Companhia de Saneamento do Estado do Tocantins), é monitorada desde o ano de 2002, quando o laboratório de hidrobiologia foi implementado. A Portaria do Ministério da Saúde 1.469, de 29 de dezembro de 2000, favoreceu a exploração destes microrganismos no Brasil, e no Estado do Tocantins não foi diferente. O monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas proporcionou uma maior segurança na qualidade da água produzida pelas estações de tratamento. Problemas como alterações de cor, sabor, odor e matéria orgânica em algumas captações foram melhores compreendidos, graças ao monitoramento do fitoplâncton.

Dos cinquenta e três mananciais monitorados, vinte e quatro possuem captação por tomada direta nos leitos dos córregos, ribeirões e rios; dezenove são captados em barragens de nível; nove em represas e um em nascente (FIG. 1 e 2 e TAB. 1). O monitoramento efetivo de cianobactérias para atender a legislação vigente ao controle de qualidade da água teve o seu início em 12 de janeiro de 2004, quando os mananciais que abastecem a capital foram avaliados (Odebrecht Ambiental | Saneatins, 2014).

Sobre a diversidade de cianobactérias, dos 258 gêneros de cianobactérias mundialmente conhecidos (Komárek & Hauer, 2011), até fevereiro de 2014, nos mananciais que abastecem as estações de tratamento de água da empresa de saneamento, foram registrados 42 gêneros, sendo 10 da ordem Nostocales, 13 de Oscillatoriales/Pseudanabaenales e 19 de Chroococcales/Synechococcales. A nível infragenérico, 43 espécies foram catalogadas, sendo 21 pertencentes ao grupo das filamentosas homocitadas, cujos representantes apresentam-se nas ordens Oscillatoriales e Pseudanabaenales, 15 cocóides (Chroococcales e Synechococcales) e 7 espécies de Nostocales. Em relação à distribuição espacial de gêneros de cianobactérias, *Geitlerinema* foi o mais evidente, estando registrado em 53 mananciais, enquanto que *Phormidium*, *Planktolyngbya* e *Pseudanabaena*, apresentaram-se em 52, 51 e 50 captações, respectivamente. As espécies mais frequentes foram

Planktolyngbya limnetica, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Jaaginema pseudogeminatum*, estando em 44, 33 e 31 captações, respectivamente (TAB. 2). Quanto à biodiversidade de cianobactérias nos mananciais, o ponto de captação na barragem de nível Buritis, na cidade de Alvorada, apresentou o maior número de gêneros (29), enquanto que o rio Araguaia, na cidade de Xambioá, e o rio Tocantins, na cidade de Babaçulândia, apresentaram 27 gêneros, ambos (Odebrecht Ambiental | Saneatins, 2014).

Na FIG. 1 é possível verificar a distribuição dos mananciais utilizados para abastecimento de água no Estado do Tocantins pela empresa Odebrecht Ambiental | Saneatins e Agência Tocantinense de Saneamento (ATS).

FIGURA 1 - Distribuição dos mananciais utilizados para abastecimento de água no Estado do Tocantins pela empresa Odebrecht Ambiental | Saneatins e Agência Tocantinense de Saneamento

Na TAB. 1 encontra-se a lista com os mananciais utilizados para abastecimento de água pela companhia de saneamento e suas respectivas localidades e data de início do monitoramento.

TABELA 1 - Lista dos mananciais superficiais utilizados para captação de água para abastecimento da empresa Odebrecht Ambiental | Saneatins e suas respectivas localidades, ponto de coleta e início do monitoramento de cianobactérias

	Localidade	Manancial	Ponto de coleta UTM		zona	Início do monitora mento
			latitude	longitude		
1	Aliança do Tocantins	represa Piau	723.745,49	8.746.167,46	22L	03/04/2004
2	Alto Lindo - povoado do município de Goiatins	barragem de nível Zoador	196.491,98	9.072.962,22	23L	18/10/2005
3	Alvorada	barragem de nível Buritis	708.286.275	8.622.972.844	22L	29/03/2004
4	Araguacema	rio Araguaia	658162.95	9026627.92	22L	22/04/2004
5	Araguaçu	barragem de nível Água Fria	627.052.580	8.571.368.965	22L	09/05/2005
6	Arapoema	rio Genipapo	715.479,28	9.157.324,52	22M	27/05/2004
7	Arraias	córrego Dois Irmãos	288.700,38	8.571.560,81	23L	19/02/2004
8	Aurora do Tocantins	rio Palmas	353.964.277	8.596.809.057	23L	18/02/2004
9	Babaçulândia	rio Tocantins	196.709.637	9.202.032.303	23M	31/05/2004
10	Barrolândia	barragem de nível São Borges	746.459,30	8.911.844,05	22L	20/07/2004
11	Carmolândia	córrego Boa Vista	784458.72	9227314.28	22M	29/07/2004
12	Centro dos Borges - povoado do município de Riachinho	ribeirão das Facas	823421.20	9281153.57	22M	18/05/2005
13	Colméia	represa Garrafinha	745.543	9.032.548	22L	01/12/2004
14	Combinado	rio Palmas	332149.48	8585641.76	23L	18/02/2004
15	Cristalândia	barragem de nível Urubuzinho	700.762.807	8.827.333.064	22L	14/03/2006
16	Dianópolis	ribeirão Morena	304.073.998	8.725.561.563	23L	27/06/2004
17	Divinópolis	córrego Pau Ferrado	690295.98	8919692.28	22L	28/06/2004
18	Figueirópolis	represa Santo Antonio	696.859.725	8.660.738.918	22L	24/03/2004
19	Formoso do Araguaia	represa Papagaio	664.253,04	8.693.019,79	22L	24/03/2004
20	Gurupi	represa Bananal	715.130.819	8.697.049.636	22L	25/03/2004
21	Ipueiras	rio Tocantins	777426.67	8755448.98	22L	16/03/2005
22	Itaporã	barragem de nível Barreiro	756894.39	9053024.76	22L	01/12/2004

Cont. TAB. 1

23	Lajeado	rio Lajeado	790186.73	8920193.31	22L	19/04/2004
24	Miracema	barragem de nível Correntinho	783.240.257	8.938.941.010	22L	19/04/2004
25	Miranorte	rio Providencia	763.986.897	8.946.190.391	22L	16/03/2004
26	Monte do Carmo	barragem de nível Sucuri	818.592.799	8.807.382.729	22L	10/11/2004
27	Natividade	barragem de nível Prainha	204.783.671	8.703.548.530	23L	12/04/2005
28	Novo Acordo	nascente Brejão	206219.64	8896058.70	23L	30/07/2005
29	Novo Alegre	barragem de nível Novo Alegre	331969.02	8570987.70	23L	18/02/2004
30	Novo Jardim	barragem de nível Colonia	322680.49	8693897.10	23L	31/05/2005
31	Palmas - ETA 003	barragem de nível Água Fria	796.650	8.877.627	22L	12/01/2004
32	Palmas - ETA 005 (desativada em 2014)	barragem de nível Brejo Comprido	794.736	8.869.762	22L	12/01/2004
33	Palmas - ETA 006	barragem de nível Taquaruçu	796.211	8.861.412	22L	12/01/2004
34	Palmas – ETA 007 Distrito de Taquaruçu	barragem de nível Roncador	813.661	8.859.633	22L	12/02/2004
35	Palmeirante	rio Tocantins	176816.91	9129703.46	23M	16/12/2008
36	Palmeirópolis	barragem de nível Cocalinho	779.920.156	8.555.418.344	22L	23/08/2005
37	Paraíso do Tocantins	represa do Coco	726.496,83	8.882.216,87	22L	16/03/2004
38	Paraná	rio Palmas	187.379,74	8.604.592,58	23L	28/05/2005
39	Pindorama	rio Gameleira	219270.20	8766861.69	23L	29/07/2005
40	Pium	barragem de nível Piau	699.630,22	8.846.548,27	22L	05/09/2005
41	Ponte Alta do Bom Jesus	rio Ponte Alta	339603.57	8661887.43	23L	31/05/2005
42	Porto Nacional	represa São João	787.531.408	8.814.294.831	22L	15/04/2004
43	Riachinho	ribeirão dos Porcos	817608.44	9289080.21	22M	14/04/2005
44	Rio Sono	rio Sono	181650.93	8964387.56	23L	24/11/2009
45	Sandolândia	represa Buriti Queimado	614756.16	8612026.70	22L	08/08/2005
46	Santa Rosa	barragem de nível Maria Ferreira	815073.54	8733788.44	22L	12/04/2005
47	Santa Rita	barragem de nível Prata	728075.71	8797395.58	22L	29/05/2008
48	São Valério	córrego Montes Claros	804214.09	8674071.62	22L	07/03/2004
49	Silvanópolis	represa Gânico	807184.47	8765009.10	22L	19/02/2004
50	Taguatinga	rio Abreu	345.532,79	8.627.532,79	23L	18/03/2004
51	Tocantina	rio Tocantins	787360.17	8940652.61	22L	19/03/2004
52	Tupirama	rio Tocantins	810218.92	9006530.57	22L	17/12/2009
53	Xambioá	rio Araguaia	771.391.275	9.290.685.288	22L	06/04/2004

Fonte: (Odebrecht Ambiental | Saneatins, 2014)

TABELA 2 - Lista de espécies de cianobactérias dos mananciais de abastecimento de água do Estado do Tocantins, utilizados pela Empresa Odebrecht Ambiental | Saneatins, com sua classificação taxonômica e registro de ocorrência

Classificação	Taxon superior	Gênero	Epíteto específico	Descritor	Ano da descrição	Localidades de registro
Hoffmann et al., (2005)	Synechococcales	<i>Aphanocapsa</i>	<i>conferta</i>	(W. & G.S. West) Komárková-Legnerová & Cronberg	1994	18,19,42,51,53
			cf. <i>conferta</i>			13
			<i>delicatissima</i>	West & G.S. West	1912	3,9,19,20
			<i>incerta</i>	(Lemmermann) Cronberg & Komárek	1994	1,3,5,13,19,51,53
			cf. <i>incerta</i>			13
			sp.	Nägeli	1849	1,2,3,4,5,6,7,9,10,11,12,13,14,16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,29,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,42,43,44,45,46,48,49,50,52,53
		<i>Coelomorom</i>	sp.	Buell	1938	9,23,30,53
		<i>Coelosphaerium</i>	<i>aerogineum</i>	Lemmermann	1898	53
			sp.	Nägeli	1849	20,21,25,30,33,38,,40,46,49,51,53
		<i>Epigloeosphaera</i>	sp.	Komárková-Legnerová	1991	3,9,19,20,25,31,32,51,53
		<i>Eucapsis</i>	sp.	Clements & Shantz	1909	53
		<i>Lemmermaniella</i>	sp.	Geitler	1942	19
		<i>Merismopedia</i>	sp.	Meyen	1839	1,2,3,4,5,6,9,11,13,14,15,18,19,20,21,22,23,24,25,28,32,33,34,35,36,37,38,39,40,42,43,45,47,48,49,52,53
		<i>Rhabdoderma</i>	sp.	Schmidle & Lauterborn	1900	3,9,13
		<i>Rhabdogloea</i>	<i>planctonica</i>	(Teiling) J.Komárek	1983	53
		<i>Synechococcus</i>	sp.	Nägeli	1849	1,3,4,5,6,9,12,13,17,19,20,31,32,33,34,36,42,46,49,50,51,53
		<i>Synechocystis</i>	<i>aquatilis</i>	Sauvageau	1892	31
			sp.			3,4,9,13,16,17,19,20,23,25,27,31,32,33,34,37,42,47,49,51,53
	Chroococcales	<i>Aphanothece</i>	cf. <i>smith</i>	Komárková-Legnerová & Cronberg	1994	1,4,20,42
			sp.	Nägeli	1849	1,2,3,4,5,6,7,9,10,13,14,15,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,29,31,32,35,36,37,38,39,40,41,42,

Cont. TAB. 2

					43,44,45,47,48,49,50,51,52,53
	<i>Chroococcus</i>	<i>cf. tenax</i>	(Kirchner) Hieronymus	1892	13,40
		<i>cf. turgidus</i>	(Kützing) Nägeli	1849	20
		<i>dispersus</i>	(Keissler)Lemmermann	1904	42
		<i>distans</i>	(G.M. Smith) Komárková- Legnerová & Cronberg	1993	51
		<i>minutus</i>	(Kützing) Nägeli	1849	1,20
		<i>turgidus</i>	(Kützing) Nägeli	1849	13,51
		sp.	(Kützing) Nägeli	1849	1,2,3,4,5,6,9,13,15,16, 17,18,19, 20,22,25,26,27,28,29,31,32,33, 35,36,37,38,42,46,47,49,50,51
	<i>Gloeocapsa</i>	sp.	Kützing	1843	17,20,38,51,53
	<i>Gomphosphaeria</i>	sp.	Kützing	1836	20
	<i>Microcystis</i>	<i>aeruginosa</i>	(Kützing) Kützing	1846	9,18,19,21,51,53
		<i>cf. panniformis</i>	Komárek et al.	2002	3
		<i>cf. protocystis</i>	Crow	1923	1,9
		<i>protocystis</i>			6,9,13,19,20,31,51,53
		<i>wesenbergii</i>	(Komárek) Komárek in Kondrateva	1968	21
		sp.	Kützing	1833	1,3,4,6,7,9,10,11,13,15,17,18,19, 20,21,23,28,29,31,32,33,34,35,37,38, 39,40,42,45,47,49,51,53
	<i>Myxobaktron</i>	sp.	Schmidle	1904	4,20,49
	<i>Radiocystis</i>	<i>fernandoi</i>	Komárek & Komárková- Legnerová	1993	9,18,19,20,30,37,51,53
		sp.	Skuja	1948	3,4,9,11,13,18,19,22,23,33,34 41,42,43,51,52,53
	<i>Sphaerocavum</i>	<i>brasiliense</i>	Azevedo & Sant'Anna	2003	9,13,20,23,28,31,33,35,51,53
	Pseudanabaenales	<i>Geitlerinema</i>	<i>acutissimum</i>	(Kufferath) Anagnostidis	1989
<i>amphibium</i>			(Gomont) Anagnostidis	1989	9,11,13,18,22,30,31,32,33,49,53
<i>cf. acutissimum</i>			(Kufferath) Anagnostidis	1989	31

Cont. TAB. 2

		<i>lemmermannii</i>	(Woloszynska) Anagnostidis	1989	3,10,13,18,24,31,32,33,49,53
		sp.	(Anagnostidis & Komárek) Anagnostidis	1989	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29, 30,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,41,42, 43,44,45,46,47,48,49,50,51,52,53
	<i>Jaaginema</i>	<i>pseudogeminatum</i>	(G.Schmid) Anagnostidis & Komárek	1988	1,3,4,5,6,7,8,9,10,12,13,16,17,18,19,20, 21,25,32,33,34,36,37,38,42,43,46,48,50, 51,53
		<i>cf. thermale</i>	Anagnostidis	2001	23,24,31,49
		<i>homogeneum</i>	(Frémy) Anagnostidis & Komárek	1988	17
		sp.	Anagnostidis & Komárek	1988	1,3,9,11,14,16,21,25,31,32,34,39, 48,49,50,53
	<i>Leptolyngbya</i>	<i>ectocarpus</i>	(Gomont) Anagnostidis & Komárek	1988	33
		<i>polysiphoniae</i>	(Frémy) Anagnostidis	2001	50
		sp.	Anagnostidis & Komárek	1988	19,27,33,37,47,48,49
	<i>Limnothrix</i>	<i>redekei</i>	(Van Goor) Meffert	1988	53
		sp.	Meffert	1987	1,3,4,6,7,8,9,10,11,13,16, 17,18, 19,20,25,27,29, 30,31,32,33,35, 37,38,39,42, 43,45,47,49,50,51,53
	<i>Planktolyngbya</i>	<i>contorta</i>	(Lemmermann) Anagnostidis & Komárek	1988	4,14,42,51,53
		<i>limnetica</i>	(Lemmermann) Komárková & Cronberg	1992	1,3,4,5,6,8,9,11,12,13,14,15,16, 17,18,20,21,22,24,25,27,29, 30,31,32,33,34,35,36,37,39,40,42, 43,44,45,46,47,48,49,50,51,52,53
		sp.	Anagnostidis & Komárek	1988	1,2,3,4,5,6,7,9,10,11,12,13,14,15,16, 19,21,22,23,25,27,29, 31,32,33,34, 36, 37,38,39,40,41,43,45,46,47,50,52,53
	<i>Pseudanabaena</i>	<i>catenata</i>	Lauterborn	1915	18,31,33,47,53
		<i>limnetica</i>	(Lemmermann) Komárek	1974	24,51
		sp.	Lauterborn	1915	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16, 17,18,19,20,21,22,23,24,26,27,29, 30,31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,41,

Cont. TAB. 2

					43,44,45,46,47,48,49,50,51,52,53
	<i>Schizothrix</i>	sp.	Kützing ex Gomont	1892	3,13,42,50,51
Oscillatoriales	<i>Lyngbya</i>	sp.	Agardh ex Gomont	1892	1,2,3,6,8,9,13,14,16,18,21,22,23,25,26,27,29,31,32,33,34,36,39,41,42,49,50,51
	<i>Oscillatoria</i>	cf. <i>sancta</i>	Gomont	1892	11,37
		<i>lacustris</i>	(Kleb.) Geitller	1925	1
		<i>limosa</i>	Gomont	1892	3,5,7,9,10,17,18,20,21,24,29,30,32,33,36,37,38,39,42,45,49,51,53
		<i>sancta</i>	Gomont	1892	10,18,30,36
		sp.	Vaucher ex Gomont	1892	1,2,3,4,7,8,9,10,11,13,14,16,18,19,20,23,24,25,26,30,31,32,33,34,35,37,38,39,42,43,49,50,53
	<i>Phormidium</i>	cf. <i>retzii</i>	(C.Agardh) Kützing ex Gomont	1892	10,11,34,53
		<i>natans</i>	(Gomont) P.A.C.Senna & P.Compère	1998	31
		<i>retzii</i>	(C.Agardh) Kützing ex Gomont	1892	19,33
		<i>simplicissimum</i>	(Gomont) Anagnostidis & Komárek	1988	19
		<i>willei</i>	(Gardn.) Anagnostidis & Komárek	1988	32,33
		sp.	Kützing ex Gomont	1892	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,12,13,14,15,16,17,18,19,20,21,22,23,24,25,26,27,28,29,30,31,32,33,34,36,37,38,39,40,41,42,43,44,45,46,47,48,49,50,51,52,53
	<i>Planktothrix</i>	<i>agardhii</i>	(Gomont) Anagnostidis & Komárek	1988	3,32,43
		<i>mougeotti</i>	K.Anagnostidis & J.Komárek	1988	53
		sp.	Anagnostidis & Komárek	1988	1,3,5,8,9,11,13,15,18,24,26,27,29,30,32,33,34,35,37,29,40,41,42,45,47,49,50,51,53
		<i>Spirulina</i>	sp.	Turpin ex Gomont	1892
		<i>Tychonema</i>	sp.	Anagnostidis & Komárek	1988
Nostocales	<i>Anabaena</i>	sp.	Bory ex Bornet & Flahault	1886	1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11,13,16,17,18,

Cont. TAB. 2

				19,20,21,22,23,24,25,26,28,29,30, 31,32,33,34,35,36,37,38,39,40,42, 43,46,47,49,50,52,53
<i>Anabaenopsis</i>	sp.	(Woloszyńska) Miller	1923	2
<i>Aphanizomenon</i>	cf. <i>flos-aquae</i>	<i>Flos-aquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	1886	13,22
	<i>gracile</i>	Lemmermann	1910	22
	<i>tropicalis</i>	M. Horecká & Komárek	1979	3,53
	sp.	Morren ex Bornet & Flahault	1886	1,3,4,9,12,13,18,20,21,22,26,31,32,33, 37,38,39,40,42,44,45,47,49,51,52,53
<i>Calothrix</i>	sp.	Agardh ex Bornet & Flahault	1886	3,18,19
<i>Cylindrospermopsis</i>	<i>raciborskii</i>	(Wolosynska) Seenayya & Subba Raju	1972	1,3,4,6,9,11,12,13,18,19,20,21,22, 23,25,26,28,29,31,33,34,35,37,38,39, 44,45,47,48,49,51,52,53
	sp.	Seenayya & Subba Raju	1972	2,3,4,6,9,11,12,16,18,19,20,21,22, 23,24,25,27,29,31,35,36,37,38,39, 40,44,45,46,47,48,49,50,51,52,53,
<i>Dolichospermum</i>	<i>solitarium</i>	(Klebahn) Wacklin, Hoffmann & Komárek	2009	13,15
	<i>sigmoideum</i>	(Nygaard) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	2009	53
	<i>spiroides</i>	(Klebahn) Wacklin, L.Hoffmann & Komárek	2009	53
<i>Gloeotrichia</i>	<i>natans</i>	Bornet & Flahault	1886	13,49
<i>Nostoc</i>	sp.	Vaucher ex Bornet & Flahault	1888	2,3,18,41,42
<i>Raphidiopsis</i>	cf. <i>curvata</i>	Fritsch & Rich	1929	43
	sp.			3,4,6,11,15,16,17,18,20,21, 22,31,32,33,34,38,41,45
<i>Scytonema</i>	sp.	Agardh ex Bornet & Flahault	1887	7

Fonte: (Odebrecht Ambiental | Saneatins, 2014)

FIGURA 2 - Densidades de cianobactérias nos mananciais operados pela Odebrecht Ambiental | Saneatins durante as coletas mensais nos anos de 2012 e 2013. Considerando densidade máxima, percentil 75 %, mediana, percentil 25 % e densidade mínima (Odebrecht Ambiental | Saneatins, 2014)

5. ÁREA DE ESTUDO

5.1 A bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia (RHTA)

A Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia (RHTA) é a mais extensa em área de drenagem totalmente contida em território brasileiro. Com área de 918.822 km² (11 % do país), abrange os estados do Pará, Tocantins, Goiás, Mato Grosso e Maranhão e o Distrito Federal, totalizando 409 municípios. Apresenta população de 7,2 milhões de habitantes, que deverá atingir, no ano de 2025, 10,5 milhões de habitantes. A região hidrográfica é ainda a segunda maior do país em potencial hidroenergético instalado com 11.563 MW (16 % do país) e tem importantes rios navegáveis com destaque para o rio Tocantins. A presença, abundância e utilização dos recursos naturais conferem à região um relevante papel no desenvolvimento do país (ANA, 2014).

Segundo Matta (2000), convencionalmente, tem sido identificados na RHTA três trechos distintos:

Alto Tocantins – compreende o trecho entre as nascentes e a cachoeira do Lajeado, perfazendo uma extensão de 1 060 km e apresentando um desnível de cerca de 925 m;

Médio Tocantins – compreende o trecho entre a cachoeira do Lajeado até a cachoeira de Itaboca, na área da barragem de Tucuruí, com uma extensão de cerca de 980 km e um desnível de 150 m;

Baixo Tocantins – compreende o trecho entre a cachoeira de Itaboca até a foz, com uma extensão de 360 km e pequeno desnível, de cerca de 25 m.

De acordo com IBAMA (2014), a grande extensão de áreas potencialmente irrigáveis, aliada às condições favoráveis ao desenvolvimento de atividades ligadas ao agronegócio, navegação, pesca e turismo, além do grande potencial hidroenergético e mineral, confere aos recursos hídricos um papel decisivo como principal vetor do desenvolvimento da RHTA. Os sistemas de abastecimento de água mostram déficit de atendimento de 16 % da população urbana total, contra 6 % do déficit nacional.

A vazão de retirada na RHTA é de 95,1 m³.s⁻¹. Os principais usos da água são a irrigação e dessedentação animal, que respondem, respectivamente,

por 60 % e 17 % deste total. Em seguida, aparecem o abastecimento humano e depois o industrial. As retiradas de água para abastecimento humano são de $13,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, dos quais $9,66 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (58 %) são efetivamente consumidos. A população urbana, que totaliza 5,4 milhões de habitantes (IBGE, 2000) (74 % do total da RHTA), retira dos mananciais superficiais e subterrâneos, $11,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, dos quais $5,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (52 %) são consumidos. O restante são perdas no sistema de distribuição, o que é considerado muito elevado (ANA, 2014).

5.2 O reservatório da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães (UHE Lajeado)

Localizado na rede hidrográfica Tocantins-Araguaia, em seu trecho mediano, o reservatório formado pelo represamento do rio Tocantins (W 48° e 49° e S 9° a 12°), para a instalação da usina hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães (UHE Lajeado), é um dos mais recentes ecossistemas artificiais do Brasil. Este reservatório foi construído com o objetivo de disponibilizar à população múltiplos usos, como: aquicultura, pesca, navegação, irrigação, turismo, recreação e abastecimento (Pereira, 2002a).

Segundo Peixoto (2007), o uso intensivo da bacia de contribuição para o reservatório, vem provocando poluição das águas, principalmente nas regiões próximas à descarga dos tributários. À montante da UHE Lajeado, seus principais afluentes (rio Água Suja, ribeirão São João, ribeirão dos Mangues, rio Areias, rio Matança, ribeirão do Carmo, rio Crixás, Ribeirão Taquarussu Grande, córrego do Prata, córrego Brejo Comprido e córrego Água Fria) são considerados as principais fontes causadores da degradação do sistema rio-reservatório, por transportarem material em suspensão, nitrogênio e fósforo que estimulariam o assoreamento e a eutrofização.

O trabalho realizado por Pereira (2002a) foi o pioneiro dos estudos sobre a qualidade de água do reservatório da UHE Lajeado. O autor estudou a limnologia do reservatório nas fases de enchimento e início de formação, como também realizou uma avaliação sistemática sobre a liberação de nutrientes na coluna d'água devido à decomposição da matéria orgânica submersa neste período. Foram estimadas também as principais características hidrológicas do reservatório.

Segundo Instituto Internacional de Ecologia (2003), a região localizada entre as zonas urbanas de Palmas e Porto Nacional apresenta grande deterioração da margem direita com impactos severos ao reservatório, sendo considerada área de alto risco para usos múltiplos, e passível de deterioração da qualidade da água com efeitos à saúde humana e comprometimento de usos múltiplos e atividades relacionadas ao turismo, recreação, abastecimento público e irrigação.

5.3 O cenário do abastecimento de água em Palmas

A necessidade de utilizar a água do reservatório da UHE Lajeado surgiu em virtude do decaimento das vazões dos córregos que abastecem a capital, bem como da limitação da produção das estações de tratamento existentes em razão da crescente demanda (Silva et al., 2007). Atualmente, quatro estações de tratamento produzem água tratada na capital. São dois sistemas supridos por mananciais superficiais (ETA 003 e 006) e um suprido por água subterrânea (UTS 002 – ETA 009). Dentre estes, o ribeirão Taquaruçu se destaca por ser responsável pelo abastecimento de aproximadamente 67 % da demanda. Os dois mananciais superficiais encontram-se com sua vazão comprometida na época de estiagem, e a Companhia de Saneamento (Odebrecht Ambiental | Saneatins) vem pesquisando uma nova fonte de abastecimento capaz de suprir, em quantidade e qualidade, as exigências da demanda (Queiroz, 2010).

Na FIG. 3 é possível visualizar as regiões atendidas pelas estações de tratamento e suas localizações.

6 MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 Avaliação do eventual “*bloom*” de cianobactérias no reservatório da UHE Lajeado - identificação dos fatores condicionantes

6.1.1 Cenário amostral durante a floração de cianobactérias no reservatório da UHE Luis Eduardo Magalhães

A floração de cianobactérias foi registrada no dia 01 de junho de 2012, no reservatório da UHE Lajeado em Palmas, especificamente no braço do ribeirão Taquaruçu, próximo ao ponto de lançamento da estação de tratamento de efluentes Aurenny – ETE Aurenny (FIG. 5). A partir deste dia, foi estabelecido um programa de avaliação que consistiu na realização de coletas de amostras de água em sete pontos distintos durante o registro da floração de cianobactérias. As ações que buscaram a identificação dos fatores condicionantes ao surgimento desta floração iniciaram com o mapeamento de pontos impactados e potencialmente impactados ao longo do braço do ribeirão Taquaruçu e no leito do reservatório (FIG. 4, 5 e TAB. 3).

FIGURA 4 - Cenário amostral com a localização espacial dos pontos monitorados
 (ponto 1 – montante a 1800 m da foz do córrego Machado; ponto 2 – montante a 1300 m da foz do córrego Machado; ponto 3 – jusante a 600 m da foz do córrego Machado; ponto 4 - lançamento de efluentes da ETE Aurenny; ponto 5 – praia do Caju; ponto 6 – praia do Prata; ponto 7 – praia da Graciosa)

A TAB. 3 resume a descrição e a localização dos pontos do cenário amostral e suas respectivas coordenadas geográficas.

TABELA 3 - Descrição e localização dos pontos monitorados ao longo do braço do ribeirão Taquaruçu

Descrição e Localização		Coordenadas	
Ponto 1	Braço do ribeirão Taquaruçu - montante I lançamento da ETE	S 10°17.215'	W 48°18.729'
Ponto 2	Braço do ribeirão Taquaruçu - montante II lançamento da ETE	S 10°17.135'	W 48°19.061'
Ponto 3	Braço do ribeirão Taquaruçu - jusante ao lançamento da ETE (abaixo da ponte da av. Teotônio Segurado).	S 10°17.304'	W 48°19.968'
Ponto 4	Braço do ribeirão Taquaruçu - lançamento da lagoa de maturação (ETE Aurenny)	S 10°17.567'	W 48°19.501'
Ponto 5	Reservatório UHE Lajeado - Praia do Caju	S 10°15.993'	W 48°21.846'
Ponto 6	Reservatório UHE Lajeado - Praia do Prata	S 10°13.454'	W 48°22.233'
Ponto 7	Reservatório UHE Lajeado - Praia da Graciosa	S 10°11.284'	W 48°21.874'

A FIG. 5 apresenta o registro fotográfico dos pontos monitorados durante o episódio de floração, bem como a foz dos córregos Machado e Tiúba, e a vista leste para a bacia do ribeirão Taquaruçu, onde está localizada a Estação de Tratamento de Água 006.

FIGURA 5 - Registro fotográfico dos pontos amostrados durante a floração

[a - ponto 1 e 2 (vista aérea); b - ponto 3 e 4 (vista aérea); c - ponto 4 (saída da lagoa facultativa da ETE Aurenny); c - ponto 5 (coleta de amostra de água durante a floração); e - ponto 6 (praia do Prata) ; f – ponto 7 (praia da Graciosa)]. (fotos do autor: junho de 2012)

6.1.2 Variáveis limnológicas avaliadas durante a floração

As coletas para a realização de análises físico-químicas, hidrobiológicas e bacteriológicas da água foram realizadas por meio de tomada direta a 0,2 m de profundidade. Foram medidos *in locu* o oxigênio dissolvido, pH e temperatura da água. Para as demais variáveis, as amostras foram

acondicionadas em frascos específicos e encaminhadas imediatamente, sob refrigeração, aos Laboratórios de Água e de Efluentes da empresa Odebrecht Ambiental | SANEATINS, com exceção da variável saxitoxina (STX), analisada no Laboratório Bioagri Ambiental, em Piracicaba – SP.

Quanto à taxonomia das cianobactérias, foi adotado o sistema de classificação proposto por Komárek & Anagnostidis (1989, 1998 e 2005). Os espécimes preservados em lugol acético foram identificados sempre que possível em nível infragenérico. Os indivíduos foram contados por transectos até atingir, sempre que possível, 100 indivíduos da espécie predominante, buscando atingir um limite de confiança de 95 %, com erro inferior a 20 %, segundo a distribuição de *Poisson* (APHA, 2012). A contagem de cianobactérias foi realizada por meio de microscópio óptico invertido em um aumento de 400 vezes (CETESB, 1998).

Para a determinação de microcistina LR e saxitoxina (STX), utilizou-se o método imuno-enzimático ELISA (*Enzyme-Linked Immuno Sorbente Assay*), que detecta a presença destas cianotoxinas após reações entre anticorpos policlonais contidos nos tubos.

As campanhas de avaliação da floração ocorreram nos dias 03, 06, 12 e 14 de junho de 2012. A lista com as variáveis e suas respectivas unidades de medida, equipamentos utilizados e metodologias adotadas, está disposta na TAB. 4.

TABELA 4 - Variáveis monitoradas durante a floração de cianobactérias, equipamentos e metodologia

variáveis/unidade de medida	Equipamento	Metodologia
Cianobactérias (cel.mL ⁻¹)	Microscópio invertido NIKON 100F	Utermöhl (1958)
Clorofila <i>a</i> (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	CETESB (1990)
Condutividade (µS.cm ⁻¹)*	Condutivímetro HACH 2511	APHA (2012)
Cor verdadeira (uH)*	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8025)
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DQO (mg.L ⁻¹)*	Espectrofotômetro HACH DR 2500	HACH (8000)
<i>Escherichia coli</i>	Seladora IDEXX	WQT100
Microcistina LR (µg.L ⁻¹)*	-	ELISA (2007)
N-nitrato (mg.L ⁻¹)*	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8039)
N-nitrito (mg.L ⁻¹)*	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8507)
N-amoniaco total (mg.L ⁻¹)*	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8155)
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)*	Oxímetro HACH Sension 6	APHA (2012)
pH*	pHmetro Orion 420A	APHA (2012)

Cont. TAB. 4

Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8190)
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8190)
Saxitoxinas (µg.L ⁻¹)*	-	ELISA (2007)
Sólidos totais dissolvidos (mg.L ⁻¹)*	Condutivímetro HACH 2511	APHA (2012)
Temperatura da água (° C)*	Oxímetro HACH Sension 6	APHA (2012)
Turbidez (uT)*	Turbidímetro HACH 2100N	APHA (2012)

* Variáveis avaliadas somente na campanha do dia 03/06.

6.1.3 Índice de Estado Trófico aplicado ao episódio da floração

Para os resultados das variáveis fósforo total (PT) e clorofila *a* (CL) foram aplicadas no Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Carlson (1977), modificado por Lamparelli (2004), para reservatórios.

Sendo suas respectivas equações:

- $IET (PT) = 10 \cdot (6 - (1,77 - 0,42 \cdot (\ln Pt)) / \ln 2)$ equação (1)
- $IET (CL) = 10 \cdot (6 - (0,92 - 0,34 \cdot (\ln CL)) / \ln 2)$ equação (2)
- $IET = (IET (Pt) + IET (CL)) / 2$ equação (3)

Onde:

PT = concentração de fósforo total, expressa em mg.L⁻¹.

CL = concentração de clorofila *a*, expressa em µg.L⁻¹.

ln = logaritmo natural

O IET representa a média aritmética simples dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, podendo ser interpretado avaliando-se somente uma das variáveis.

A TAB. 5 estabelece os limites para enquadramentos das trofias, seja por variável isolada ou composta.

TABELA 5 - Limites de trofia estabelecidos por de Carlson (1977), modificado por Lamparelli (2004), considerando os resultados de fósforo total e clorofila *a*

Critério IET composto	trofia do ambiente	fósforo total (mg.m ⁻³)	Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)
$IET \leq 47$	ultraoligotrófico	$P \leq 8$	$Cl-a \leq 1,17$
$47 < IET \leq 52$	oligotrófico	$8 < P \leq 19$	$1,17 < Cl-a \leq 3,24$
$52 < IET \leq 59$	mesotrófico	$19 < P \leq 52$	$3,24 < Cl-a \leq 11,03$
$59 < IET \leq 63$	eutrófico	$52 < P \leq 120$	$11,03 < Cl-a \leq 30,55$
$63 < IET \leq 67$	supereutrófico	$120 < P \leq 233$	$30,55 < Cl-a \leq 69,05$
$IET > 67$	hipereutrófico	$233 < P$	$69,05 < Cl-a$

6.2 Configuração e operacionalização da unidade piloto de dupla filtração - IPDF

6.2.1 Concepção da instalação piloto de dupla filtração - IPDF

A instalação piloto foi montada na área da ETA 006, em Palmas - TO. Este local foi escolhido em razão da estrutura laboratorial existente e também por ser passível de implantação da futura ETA (FIG. 6).

O esquema da configuração da instalação piloto de dupla filtração adaptada para o estudo é apresentado na (FIG. 7).

FIGURA 6 - Instalação piloto de dupla filtração (IPDF). (a – vista externa; b – vista interna). (fotos do autor: em 16 de novembro de 2012)

FIGURA 7 - Configuração da instalação piloto de dupla filtração adaptada para o estudo

Resumidamente, a configuração da IPDF foi constituída pelos sistemas (FIG. 7):

1. Sistema de reservação de água bruta e recalque;
2. Regularização da vazão de água bruta na câmara de nível constante - CNC;
3. Mistura rápida;
4. Coluna de pré-oxidação;
5. Coluna de adsorção com carvão ativado em pó – CAP;
6. Filtro ascendente em areia grossa - FAAG;
7. Coluna de interoxidação;
8. Filtro rápido de areia descendente - FRD;
9. Coluna de carvão ativado granular - FCAG;
10. Revatório para armazenamento de água filtrada e lavagem dos filtros;
11. tanques para dosagem de produtos químicos e,
12. bomba de água de lavagem

A seguir estão descritos os principais componentes da IPDF e suas aplicações:

6.2.2 Reservatório de água bruta / água de estudo (AE)

O recalque da água de estudo (AE) até a caixa de nível constante da IPDF foi realizado por meio de bomba centrífuga. A vazão de recalque de água bruta foi constante e igual a 90 L.h^{-1} . O controle da perda de carga e o ajuste da medição da vazão foi realizado por meio de um registro e rotâmetro, respectivamente, instalados na tubulação de recalque de água bruta. Para evitar a ocorrência de sobrecarga da bomba, o sistema possuía uma tubulação de retorno, que funcionou também como recirculador/desestabilizador da água bruta. O volume utilizado para armazenamento da água de estudo foi de dez mil litros (FIG. 8).

O monitoramento qualitativo da AE foi realizado por meio de coletas de amostras no início de cada ensaio. Para o ensaio I, as coletas foram realizadas a cada hora, durante 48 horas, sendo 24 horas antecedentes ao ensaio, na subsuperfície e no fundo, para as variáveis, temperatura do ar e da água,

transparência, pH, turbidez e fósforo solúvel. Uma sonda multiparamétrica YSI 6920 foi utilizada para registrar a temperatura da água, pH e turbidez no fundo do reservatório. As demais análises foram realizadas em campo ou no laboratório. A coleta das amostras para a análise de fósforo solúvel no fundo, se deu pela abertura da descarga de fundo do reservatório (FIG. 8).

FIGURA 8 – Reservatório de água bruta (água de estudo) e bombas de recalque/recirculação

(a – homogeneização preliminar; b - bombas de recalque/recirculação; c, d, e – monitoramento durante o ensaio I). (fotos do autor: em 24 de novembro de 2012)

6.2.3 Caixa de nível constante

A caixa de nível constante, elaborada em acrílico, permitiu encaminhar a vazão exata de 90 L.h^{-1} para o sistema de tratamento, sendo que a vazão excedente foi vertida para o canal extravasor (FIG. 9).

FIGURA 9 - Caixa de nível constante

(ilustração: Luiz e Ângela di Bernardo; foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

Da caixa de nível constante, a água bruta era encaminhada à coluna de pré-oxidação (tubo de PVC soldável, de 110 mm, classe 20), para receber a aplicação de cloro, quando necessário. Esta coluna foi dimensionada para resultar tempo de contato de aproximadamente 35 minutos para a maior vazão prevista no sistema (FIG. 10).

Em seguida, a água pré-oxidada ou bruta, dependendo da configuração do ensaio, recebia ou não a aplicação da suspensão de carvão em pó ativado na coluna de adsorção (tubo de PVC soldável, de 110 mm, classe 20), cujo tempo de contato projetado é da ordem de 32 minutos para a maior vazão (FIG. 10). O sistema foi projetado para passar a água bruta para a unidade de mistura rápida.

FIGURA 10 - Colunas de pré-oxidação (1) e aplicação de carvão ativado em pó (CAP) (2). (Foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

6.2.4 Caixa de mistura rápida (MR)

Na passagem da antecâmara para a câmara de mistura era adicionado o coagulante químico (sulfato de alumínio ou cloreto de polialumínio). Como a paleta do agitador e a câmara de mistura da IPDF são idênticas as do jarreste, foi possível otimizar o gradiente de velocidade obtido em bancada (FIG. 11).

Uma pequena parcela da água coagulada (aproximadamente 2 L.h^{-1}) extravasa continuamente no ponto de coleta de água coagulada, permitindo a otimização e o controle da dosagem de coagulante e do respectivo pH de coagulação por meio do uso de filtro de laboratório de areia (FLA) com material granular adequado às características da água afluyente. Somente após o ajuste das condições de coagulação era iniciado o ensaio com encaminhamento da água coagulada ao filtro ascendente de areia grossa (FAAG).

FIGURA 11 - Caixa de mistura rápida
(foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

6.2.5 Filtro ascendente de areia grossa (FAAG), filtro rápido descendente de areia (FRD) e filtro de carvão ativado granular (FCAG)

O sistema de filtração, composto por filtro ascendente de areia grossa (FAAG), filtro rápido descendente de areia (FRD) e filtro de carvão ativado granular (FCAG), foram providos de rotâmetros para controle de vazão e piezômetros, que permitiram verificar a penetração de impurezas no meio granular e controlar as operações de descargas de fundo intermediárias no FAAG. O FAAG possuía diâmetro interno de 141 mm, enquanto que o FRD e o FCAG possuíam diâmetros internos de 90 e 141 mm, respectivamente. O FAAG foi construído em PVC, enquanto que os demais filtros foram construídos em acrílico (FIG. 12).

FIGURA 12 - Filtro ascendente de areia grossa (FAAG) (1), filtro rápido descendente de areia (FRD) (2) e filtro de carvão ativado granular (FCAG) (3)
(foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

O material granular do FAAG era composto por uma camada suporte de areia grossa, com granulometria variando entre 6,4 e 25,4 mm, e altura total de 60 cm, dispostos estratificadamente sobre uma placa perfurada em ordem decrescente no sentido do escoamento. Acima da camada suporte, foi depositada uma camada de 160 cm de meio filtrante composto por areia com grão de 1,00 a 2,4 mm. O meio filtrante do FRD foi constituído por areia com as seguintes características: espessura da camada = 0,70 m; tamanho do maior grão = 1,41 mm; tamanho do menor grão = 0,30 mm; coeficiente de esfericidade = 0,80; coeficiente de desuniformidade = 1,6 -1,7; tamanho efetivo (D_{10}) = 0,42 a 0,45 mm; D_{60} = 0,71 mm; porosidade = 0,42. O meio filtrante do FCAG era composto por 65 cm de espessura de carvão ativado granular. O tempo de contato para este filtro em uma vazão de 40 L.h^{-1} foi estabelecido em 15,2 minutos.

6.2.6 Reservatório de água filtrada

A água filtrada foi coletada em um reservatório de 1000 L e serviu também para lavagem dos filtros. A vazão de água para a lavagem foi regulada por meio de rotâmetro instalado na tubulação de recalque (FIG. 13).

FIGURA 13 - Reservatório de água filtrada. (foto: Queiroz, 2010)

O sistema de lavagem foi composto por uma bomba centrífuga e um reservatório de água (*op cit.*). Uma tubulação principal de 20 mm de diâmetro com ramificações e registros de esfera contendo gabaritos com marcações, permitiu o controle da taxa durante a lavagem no FAAG e no FRD. O sistema possuía também tubulações para coleta de água de lavagem, ligadas ao sistema de drenagem da instalação. A bomba centrífuga utilizada foi da marca KSB HYDROBLOC, modelo C 500 N, (FIG. 13).

6.2.7 Sistema de dosagem de produtos químicos

A instalação foi composta por quatro tanques de 60 litros, providos de bomba dosadora, para preparo e armazenamento de cal hidratada (para ajuste do pH de coagulação, se necessário), de sulfato de alumínio ou cloreto de polialumínio (para coagulação), da solução de cloro (para pré ou interoxidação) e do CAP (para adsorção). As dosagens foram determinadas previamente nos ensaios em jarreste e ajustadas posteriormente na piloto. Os sistemas foram

providos de bomba dosadora por pulsos, motoredutor e agitador, possibilitando o preparo antecipado e armazenamento das soluções de reposição. As bombas dosadoras utilizadas (marca ProMinent, modelo CONB 1601, 230 V, 60/60 Hz 16 W, 1 A), possuíam amplitude de dosagem de até $1,0 \text{ L.h}^{-1}$ e altura manométrica de 16 m.c.a. (FIG. 14).

FIGURA 14 - Sistema de dosagem de produtos químicos.
(fotos do autor: em 16 de novembro de 2012)

Os produtos químicos utilizados foram: COAGULANTES - sulfato de alumínio ferroso líquido (utilizado no ensaio TESTE), composto por 7,51 % de Al_2O_3 , 1,18 % de Fe_2O_3 , 0,11 % de acidez livre, massa específica de $1339,20 \text{ g.L}^{-1}$ e ausência para compostos insolúveis e basicidade; e cloreto de polialumínio (utilizado nos demais ensaios) composto por 10,72 % de Al_2O_3 , 62,12 % de basicidade, massa específica a $20^\circ\text{C} = 1,25 \text{ g.cm}^{-3}$ e materiais insolúveis = 0,06 %; OXIDANTE - hipoclorito de cálcio granular (65 % de $\text{Ca}(\text{ClO})_2$); ADSORVENTES - carvão ativado em pó e granular produzido a partir do endocarpo de babaçu (com n° de iodo $> 800 \text{ mg l.g}^{-1}$ carvão).

A preparação das soluções foi realizada a partir da diluição dos produtos químicos em água filtrada da ETA 006, sem adição de cloro, de forma a se obter as concentrações e volumes adequados à duração da carreira de filtração. Por fim, foi ajustada a vazão a ser bombeada, sendo as medidas volumétricas realizadas por meio de uma proveta no ponto de aplicação do

produto e efetuado os ajustes necessários. O cálculo da vazão da bomba dosadora foi realizado utilizando-se o conceito de balanço de massa, podendo ser expresso pela equação 4:

$$C_{sol} \times q_b = D_{A1} \times (q_b + Q_{ab}) \quad \text{equação (4)}$$

em que:

C_{sol} = concentração da solução (mg.L^{-1});

q_b = vazão da bomba dosadora (L.h^{-1});

D_{A1} = dosagem do produto químico (mg.L^{-1});

Q_{ab} = vazão de água bruta (L.h^{-1}).

6.2.8 Sistema de monitoramento de perda de carga filtrante

Ao longo da altura dos filtros foram instaladas tomadas para medida de pressão, adaptando-se pequenos espigões em latão de 3,2 mm de diâmetro interno, onde eram conectadas as mangueiras de cristal com 5,0 mm de diâmetro, para compor os quadros piezométricos dos filtros, devidamente graduados. Os espigões estavam providos de uma tela metálica com abertura de malha de # 0,2 mm disposta, transversalmente, a fim de evitar possíveis perdas de material filtrante na retirada de ar das mangueiras (FIG. 15).

FIGURA 15 - Piezômetros. (a – FAAG; b – FRD e FCAG)
(fotos do autor: em 16 de novembro de 2012)

Foram adaptadas duas tomadas piezométricas para cada unidade filtrante, permitindo, desta forma, verificar a penetração de impurezas no meio granular dos filtros e controlar as operações de descargas de fundo intermediárias no FAAG (FIG. 15).

6.2.9 Ensaios de bancada

6.2.9.1 Teste de jarros (jarteste)

Foram realizados ensaios de bancada com a AE, utilizando-se equipamento de jarteste e conjunto de filtros de laboratório de areia – FLA (FIG. 16). Os testes em bancada definiram as dosagens de sulfato de alumínio/cloreto de polialumínio a serem aplicadas nos ensaios na piloto.

FIGURA 16 - Teste de jarros. [a - jarteste e filtros de laboratório de areia – FLA (foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013); b – esquema do FLA (Queiroz, 2010)].

Os ensaios de filtração direta no teste de jarros foram realizados visando a obtenção das condições de coagulação (dosagem de sulfato de alumínio/cloreto de polialumínio e pH de coagulação) a serem aplicadas na piloto.

A solução do coagulante foi preparada adicionando-se 2 gramas do produto em 1 litro de água destilada, sendo as dosagens expressas em mg.L^{-1} sempre referentes ao produto comercial.

As condições dos ensaios foram as seguintes:

- Gradiente de velocidade: 100 s^{-1}
- Tempo de mistura rápida: 30 s
- Gradiente de velocidade: 1000 s^{-1}
- Filtração em FLAs com areia (tamanho dos grãos de 0,42 a 0,84 mm), taxa de filtração de $60 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e tempo de filtração de 20 minutos
- Gradiente de velocidade: 100 s^{-1}
- Parâmetros de controle da água coagulada: pH
- Água filtrada: cor aparente e turbidez

- Dosagens de sulfato de alumínio/PAC: 10, 20, 30, 40, 50, 55 e 60 mg.L⁻¹.

6.2.9.2 Determinação da demanda de cloro

A determinação da demanda de cloro não foi estabelecida em ensaios de bancada. O residual de 0,10 mg.L⁻¹ na água bruta afluyente à estação foi determinado com base no estudo realizado por Queiroz (2010) nesta mesma piloto, onde a AE foi preparada seguindo o proposto neste trabalho.

As dosagens aplicadas nos ensaios que utilizaram a pré ou interoxidação foram de, aproximadamente, 2,0 mg.L⁻¹ de cloro na forma comercial.

6.2.9.3 Adsorção com carvão ativado pulverizado

Para a dosagem de carvão ativado pulverizado, foi utilizada a mesma dosagem aplicada no estudo realizado por Queiroz (2010) nesta mesma piloto, cerca de 40 mg.L⁻¹ de CAP na água afluyente à coluna de adsorção.

6.3 Configuração dos ensaios na IPDF

Após a obtenção dos dados nos ensaios de bancada, realizaram-se os ensaios na IPDF. Um resumo com as configurações e suas diferenças é apresentado na TAB. 6.

TABELA 6 - Informações descritivas dos experimentos sobre remoção de cianobactérias conduzidos neste estudo

Identificação do ensaio	Identificação das fases utilizadas para cada estudo						
	PRE	CAP	COA	FAAG	INTER	FRD	FCAG
Ensaio teste	-	-	X	X	-	X	X
Ensaio I	-	-	X	X	-	X	X
Ensaio II	-	X	X	X	-	X	-
Ensaio III	X	-	X	X	-	X	X
Ensaio IV	X	X	X	X	-	X	-
Ensaio V	-		X	X	X	X	X

Legenda: PRE – coluna de pré-oxidação; CAP – coluna de adsorção por carvão ativado em pó; COA – coluna com água coagulada; FAAG – coluna/filtro ascendente de areia grossa; INTER – coluna de oxidação entre os filtros; FRD – coluna/filtro rápido descendente de areia; FCAG – coluna/filtro de carvão ativado granular.

Na FIG. 17. estão representados os seis ensaios operacionais, também chamados de carreira de filtração.

Dos seis ensaios, cinco apresentaram configurações diferentes, com exceção do primeiro, que foi composto por um ensaio preliminar, onde se utilizou sulfato de alumínio como coagulante. Nos demais ensaios foram utilizados cloreto de polialumínio – PAC. A duração da carreira de filtração foi fixada em 24 horas.

O processo de oxidação entre os filtros (interoxidação), apesar de não ser usual, foi aplicado neste estudo para avaliar os efeitos no aumento da carreira de filtração. A sua aplicação proporciona a oxidação de substâncias orgânicas e inorgânicas, além da desinfecção da água pré-filtrada. Já a pré-cloração, tem como principais funções as de pré-desinfecção, oxidação de compostos químicos orgânicos e inorgânicos, oxidação de íons metálicos e de auxiliar de coagulação (Lage Filho, 2004).

FIGURA 17 - Configuração dos ensaios na IPDF

Legenda: PRE – coluna de pré-oxidação; CAP – coluna de adsorção por carvão ativado em pó; COA – coluna com água coagulada; FAAG – coluna/filtro ascendente de areia grossa; INTER – coluna de oxidação entre os filtros; FRD – coluna/filtro rápido descendente de areia; FCAG – coluna/filtro de carvão ativado em pó.

6.4 Atividades pré-operacionais na IPDF

Antes do início de cada ensaio foram efetuados testes em filtros de laboratório de areia (FLA) com água coagulada na própria IPDF. O FLA foi posicionado abaixo do ponto de amostragem de água coagulada e operado com taxa de filtração da ordem de $60 \text{ a } 100 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, ajustada por meio de pinça do tipo Hoffman. As coletas de amostras de água filtrada foram realizadas a cada 20 minutos.

As condições de dosagem foram replicadas na piloto após a determinação da dosagem de coagulante e pH de coagulação evidenciada em jarteste. A dosagem de coagulante e o respectivo pH de coagulação foi considerada satisfatória se, após cerca de 20 min de filtração, fosse registrada turbidez menor que 0,50 uT no efluente do FLA. Nos ensaios onde ocorreu a pré-oxidação, houve um controle do residual de cloro na saída da coluna de pré-oxidação, onde era mantido um residual de $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Somente após ser constatada a condição desejável de pré-oxidação, adsorção e coagulação, a água coagulada era encaminhada ao FAAG, sendo então iniciado o ensaio.

6.5 A água de estudo (AE)

A água de estudo foi preparada a partir da mistura da água coletada no reservatório da UHE Lajeado (FIG. 18a) com amostras de água contendo cianobactérias advindas de uma lagoa de estabilização (lagoa da ETE de Porto Nacional – TO. FIG. 18c). Para cada ensaio, foram coletadas 10.000 litros de água do reservatório da UHE Lajeado. A coleta foi realizada no ponto denominado de “PONTO 3” (S $10^{\circ}17.304'$ W $48^{\circ}19.968'$), por meio de carro pipa e transferidos para o reservatório de água bruta localizado ao lado da IPDF (FIG. 18b).

Os inóculos de cianobactérias foram coletados na lagoa de estabilização da ETE Francisquinha (FIG. 18c) e concentrados somente nos ensaios I, IV e V, por meio de uma rede de plâncton de $25 \mu\text{m}$ de poro (FIG. 18d). Em seguida, o inóculo foi transferido e homogeneizado em conjunto com a água do reservatório (FIG. 18e e 18f). Para garantir uma maior uniformidade, a AE foi recirculada por meio de um conjunto motor-bomba de 0,5 cv, durante os ensaios II, III, IV e V.

FIGURA 18 - Representação fotográfica quanto à preparação da AE

(a – coleta de água no reservatório da UHE Lajeado no ponto 3; b – enchimento do reservatório de água bruta da IPDF; c – coleta de cianobactérias na lagoa da ETE Francisquinha em Porto Nacional/TO; d – concentração de cianobactérias em rede de plâncton; e – adição do concentrado de cianobactérias no reservatório de água bruta; f – mistura preliminar. (fotos do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

6.6 Realização de análises da qualidade da água e tratamento estatístico dos dados

As análises de cilindrospermopsina e saxitoxina (STX) dos ensaios I e II foram realizadas no Laboratório de Ecofisiologia Carlos Chagas, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro. As análises de carbono total, orgânico total, orgânico dissolvido e inorgânico foram realizadas no Laboratório de Análises Química e Ambiental do Centro de Química e Meio Ambiente do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – CQMA/IPEN/CNEN-SP. Este laboratório possui sistema da qualidade implantado com base na norma ISO 17025. As análises dos demais parâmetros foram realizadas nos Laboratórios de Águas e Efluentes da empresa Odebrecht Ambiental | Saneatins, em Palmas – TO, com sistema da qualidade implantado, certificado pelas normas ISO 9001, 14001 e OHSAS 18001 (Laboratório de Águas), e ISO 17025 (Laboratórios de Efluentes), em Palmas – TO. Foram realizadas análises dos seguintes PSD: clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio, trihalometanos totais e os ácidos cloroacético, bromoacético, dicloroacético, tricloroacético, bromocloroacético,

bromodicloroacético, dibromoacético, clorodibromoacético, tribromoacético, haloacéticos totais no Laboratório Bioagri Ambiental, certificado pela norma ISO 17025, Piracicaba – SP).

A TAB. 7 apresenta as variáveis, equipamentos e metodologia aplicadas no estudo da floração.

TABELA 7 - Variáveis monitoradas nas águas de estudo, equipamentos e metodologia adotada

Variáveis / unidade de medida	Equipamento	Metodologia
Absorbância a 254 nm	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (10054)
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	Titulador digital HACH 16900	HACH (8203)
Alumínio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8012)
Cianobactérias (cél.mL ⁻¹)	Microscópio invertido NIKON 100F	UTERMÖHL (1958)
Cilindrospermopsina (µg.L ⁻¹)	Leitora DRAKE QUICK ELISA	ELISA (2007)
Cloreto (mg.L ⁻¹)	Titulador digital HACH 16900	HACH (8206)
Clorofila a (µg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	CETESB (1990)
COD (mg.L ⁻¹)	Analizador SHIMADZU VCPH/CPN	KAUER (2008)
Condutividade (µS.cm ⁻¹)	Condutivímetro HACH 2511	APHA (2012)
Cor aparente (uH)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8025)
Cor verdadeira (UH)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8025)
COT (mg.L ⁻¹)	Analizador SHIMADZU VCPH/CPN	KAUER (2008)
DBO-5 (mg.L ⁻¹)	Oxímetro HACH Sension 6	APHA (2012)
Dureza total (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	Titulador digital HACH 16900	HACH (8213)
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100L ⁻¹)	Seladora IDEXX	WQT100
Ferro dissolvido (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8008)
Fósforo solúvel (mg.L ⁻¹ PO ₄ ³⁻)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8048)
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8190)
IET Lamparelli (2004)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	CETESB (1990)
Manganês total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8149)
Microcistina LR (µg.L ⁻¹)	Leitora DRAKE QUICK ELISA	ELISA (2007)
N-Amoniacal (N-NH ₃)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8155)
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (10071)
N-Nitrato (mg.L ⁻¹ N-NO ₃)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8039)
N-Nitrito (mg.L ⁻¹ N-NO ₂)	Espectrofotômetro HACH DR 5000	HACH (8507)
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	Oxímetro HACH Sension 6	APHA (2012)
pH	pHmetro ORION 420A	APHA (2012)
Saxitoxina STX (µg.L ⁻¹)	Leitora DRAKE QUICK ELISA	ELISA (2007)
Temperatura na coleta (° C)	Oxímetro HACH SENSION 6	APHA (2012)
Turbidez (uT)	Turbidímetro HACH 2100 N	APHA (2012)

TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS: A análise estatística ANOVA, com nível de significância de 5 %, foi aplicada aos resultados de turbidez dos filtros FAAG e FRD, com o objetivo de verificar o nível de variância entre os resultados. O coeficiente de correlação de *Pearson* foi aplicado nos resultados de fósforo total do efluente da lagoa e do ponto 3, nos resultados de turbidez na saída do FAAG e FRD e nos resultados de pH da água bruta e coagulada. O

coeficiente de variação - % Cv (R^2) foi aplicado nos resultados de turbidez nas águas filtrada e pré-filtrada, no pH da água bruta e coagulada, e nos resultados da qualidade da AE no início dos ensaios na piloto.

As siglas utilizadas em todo o estudo na IPDF estão especificadas na TAB. 8.

TABELA 8 – Siglas utilizadas no estudo da IPDF

Identificação	Definição
AB	água bruta
a-AB	água bruta afluenta à IPDF
e-PreOx	água efluente da coluna de pré-oxidação
e-CAP	água efluente da coluna de carvão ativado em pó;
coagulada	água em processo de coagulação;
e-FAAG	água efluente do filtro ascendente em areia grossa;
e-InterOx	água efluente da coluna de interoxidação
e-FRD	água efluente do filtro rápido descendente em areia
e-FCAG	água efluente do filtro de carvão ativado granular
e-FRD 24 h	efluente do FRD coletado após 12 horas do início do ensaio e oxidado com 5 mg de cloro e encerrada reação após 24 horas;
e-FCAG 24 h	efluente do FCAG coletado após 12 horas do início do ensaio e oxidado com 5 mg de cloro à 25 °C e a reação encerrada após 24 horas

Na TAB. 9 estão especificados os parâmetros de controle de qualidade da AE e de processo e seus respectivos ensaios.

Par melhor compreensão da TAB. 9, considerar as informações a seguir: ¹ realizada uma análise no início dos ensaios teste e I; ² análise realizada no ensaio IV; COT - carbono orgânico total; COD - carbono orgânico dissolvido.

TABELA 9 - Parâmetros de controle de qualidade da água e frequência de monitoramento dos ensaios dos processo na IPDF

Ensaio\matriz	AB	a-AB	e-PreOx	e-CAP	Coagulada	e-FAAG	e-InterOx	e-FRD	e-FCAG	e-FRD 24 h	e-FCAG 24 h	
teste	alcalinidade; alumínio dissolvido; COT; COD; cloreto; condutividade; cor verdadeira e aparente; dureza total; ferro dissolvido; fósforo total; fósforo solúvel; nitrogênio total; nitrogênio amoniacal; N-nitrato; N-nitrito; manganês total; pH; turbidez; <i>Escherichia coli</i> ; cianobactérias; DBO-5; oxigênio dissolvido; temperatura da água e cianotoxinas (30 minutos antes de iniciar o ensaio)	turbidez ¹ e pH (a cada trinta minutos); COT e COD, cianobactérias; clorofila a (a cada seis horas); cianotoxinas (única amostra após doze horas)	-	-	pH (a cada 30 minutos)	turbidez (a cada trinta minutos); COT, cianobactérias e clorofila a (a cada seis horas)	-	turbidez (a cada trinta minutos); COT, cianobactérias e clorofila a (a cada seis horas); e cianotoxinas (única amostra após doze horas) PSD	turbidez (a cada trinta minutos); COT, cianobactérias e clorofila a (a cada seis horas) e cianotoxinas (única amostra após doze horas)	PSD	-	
I												
II				COT e cianobactérias; (a cada seis horas)					-			
III				cloro residual (a cada 30 minutos); cianobactérias, clorofila a ² , COT (a cada seis horas); cianotoxinas (única amostra após doze horas) PSD					-	turbidez (a cada trinta minutos); COT, cianobactérias e clorofila a (a cada seis horas) PSD	-	cianotoxinas (única amostra após doze horas) PSD
IV				COT e cianobactérias; (a cada seis horas); e cianotoxinas (única amostra após doze horas) PSD					-	cianotoxinas (única amostra após doze horas) PSD	-	-
V				-					-	PSD cloro residual (a cada 30 minutos); cianobactérias, clorofila a, COT (a cada seis horas); cianotoxinas (única amostra após doze horas)	turbidez (a cada trinta minutos); COT, cianobactérias e clorofila a (a cada seis horas) cianotoxinas (única amostra após doze horas) PSD	-

6.7 Operação dos filtros

Os filtros da IPDF trabalharam com taxas de filtração de $180 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para o filtro ascendente de areia grossa e para o filtro rápido descendente.

O FAAG foi operado com execução de descargas de fundo intermediárias – DFI e final – DFF realizadas através do esvaziamento total do filtro com taxa inicial da ordem de $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. A DFF foi realizada no final da carreira de filtração, enquanto as DFI foram aplicadas a cada 6 horas de operação. Assim, as DF no FAAG passaram a ser realizadas com esvaziamento do filtro com duração de 1 min, após 6 horas do início da carreira de filtração.

Devido ao curto período das carreiras de filtração, foram dispensadas as lavagens dos filtros.

6.8 Avaliação da formação de PSD

Com o objetivo de avaliar a formação de PSD, foi realizada a oxidação com cloro na água filtrada em todos os ensaios. Foram coletados 2,0 L de amostra de água nas saídas das colunas de pré-oxidação, CAP, filtro ascendente de areia grossa, filtro rápido descendente de areia e filtro de carvão ativado granular. Foram adicionados $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloro em cada amostra, sendo os frascos fechados e lacrados imediatamente para se evitar perdas de compostos voláteis por evaporação. Em seguida, sob agitação, as amostras foram incubadas, a temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$, em câmara de DBO termostatizada. Após 24 h, os frascos foram abertos e rapidamente coletados 100 mL de amostra em um frasco contendo 1 g de agente desclorante (ácido ascórbico para os ensaios TESTE, I, II, III e tiosulfato de sódio para os demais ensaios) com objetivo de encerrar a reação do cloro.

7 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A) Cianobactérias e cianotoxinas no reservatório da UHE Lajeado, Palmas - TO: Avaliação dos fatores condicionantes ao surgimento de floração

7.1 Identificação e contagem da espécie

Os organismos evidenciados como dominantes na floração apresentaram tricomas solitários, retos, constrictos, não atenuados em direção aos ápices. Possuíam bainha mucilagínosa ampla, hialina, 13,0 – 15,0 µm de largura. Suas células apresentaram-se esféricas ou levemente elípticas, com conteúdo verde azulado, granuloso e presença de aerótopos e heterócitos. Esta descrição é característica da cianobactéria *Dolichospermum solitarium*. [(Klebahn), Walcklin, Hoffmann & Komárek 2009], basônimoio *Anabaena solitaria*.

As FIG. 19 (a, b, c, d, e, f, g, h) apresentam um registro fotográfico do braço do ribeirão Taquaruçu tomado pela floração e detalhes dos filamentos de *D. solitarium* bem como aspectos morfológicos.

FIGURA 19 - Registro da floração de *Dolichospermum solitarium* no reservatório da UHE Lajeado, em Palmas - TO

(a – ponto 3 (margem leste a 100 m); b – ponto 3 (margem oeste a 100 m); c – ponto 3 (crianças pescando embaixo da ponte); d – ponto 3; e – ponto 3 (margem leste a 10 m); f – Escuma da floração no ponto 3; g - filamentos de *D. solitarium* (detalhe da bainha mucilaginosa corada em nanquim – aumento 100 vezes); h - *D. solitarium* (detalhe para a mucilagem, células e heterócito - aumento 200 vezes). (fotos do autor: floração - início em 01 de junho de 2012).

A FIG. 20 mostra a proporção tomada pela floração de cianobactérias no braço do ribeirão Taquaruçu.

FIGURA 20 - Braço do ribeirão Taquaruçu (destaque para a área de florescimento visível de cianobactérias. Imagem: Google Earth editada

O gênero *Dolichospermum* (Ralfs ex Bornet & Flahault) pertence à ordem Nostocales e apresenta *taxa* com características morfológicas diacríticas compostas por vesículas gasosas (aerótopos), distribuição metamérica dos heterócitos e estabilidade das células vegetativas, ou seja, sem diferenciação na parte terminal do tricoma. Os aerótopos de *D. solitarium* têm como principal função favorecer ao organismo a migração na coluna d'água e permitir, conseqüentemente, a busca pela melhor faixa de radiação para os seus processos metabólicos. Os heterócitos são células especiais de parede espessa, conteúdo claro, e responsável pela assimilação do nitrogênio gasoso (N₂) e sua conversão em formas iônicas assimiláveis pelas outras células vegetativas. (Fernandes et al., 2005). Linhagens brasileiras de *Dolichospermum* são conhecidas como produtoras de microcistinas e anatoxina-a(s) (Sant'Anna et al., 2008), e em outros países, esse gênero é conhecido pela produção de variantes estruturais de saxitoxina (Teste et al., 2002; Jones & Negri, 1997).

Dolichospermum solitarium esteve presente em todos os pontos amostrados, com exceção ao ponto 4. As praias do Caju, Prata e Graciosa

apresentaram densidades de cianobactérias abaixo do preconizado pela Resolução 357 para águas de classe II ($50.000 \text{ cél.mL}^{-1}$) (CONAMA, 2005). Silva-Lins (2009) registrou por diversas vezes *Dolichospermum* spp. durante o monitoramento de pontos a montante e a jusante do lançamento de efluentes da ETE Aurenny entre os anos de 2006 e 2008, mas não registrou florações com dominância para este gênero.

7.2 Avaliação do cenário físico-químico e bacteriológico durante a floração de *Dolichospermum solitarium*

A identificação dos fatores ambientais promotores de florações de cianobactérias tem sido objeto de muitas pesquisas. Sabe-se, entretanto, que um fator isolado não age como um promotor real. A dominância de cianobactérias tem sido associada a fatores ambientais como regime de mistura com estratificação duradoura (Reynolds, 1987; Beyruth, 2000) ou diária (Ganf, 1974); escassa disponibilidade de luz (Zevenboom & Mur, 1980; Smith, 1983; Beyruth, 2000) e baixa razão zona eufótica/zona de mistura (Jensen et al., 1994); altas temperaturas, principalmente entre 15°C e 30°C (Yoo et al., 1995; Shapiro, 1990; Beyruth, 2000); baixas concentrações de CO_2 e alto pH, principalmente entre 6 e 9 ou maior (Yoo et al., 1995; Shapiro, 1990; Caraco & Miller, 1998); altas concentrações de fósforo total (Trimbee & Prepas, 1987; Watson et al., 1997), baixas de nitrogênio total (Smith, 1983) e de nitrogênio inorgânico dissolvido (Blomqvist et al., 1994); e baixas razões N/P (Smith, 1983). Aliadas às condições ambientais favoráveis, algumas características fisiológicas têm sido consideradas como potencializadoras da dominância das cianobactérias em sistemas eutrofizados. No entanto, este grupo de algas também pode ocorrer em sistemas oligotróficos e mesotróficos (Blomqvist et al., 1994; Huszar & Caraco, 1998), desde que sejam sistemas com elevado pH e baixos teores de CO_2 livre. Comparando os resultados das variáveis físico-químicas (TAB. 10) evidenciadas no ponto de maior incidência da floração (ponto 3), com alguns dos registros acima descritos pela literatura, pôde-se observar similaridades na alta temperatura da água (30°C), no alto pH (9,25) e nas altas concentrações de fósforo total ($0,153 \text{ mg.L}^{-1}$). A maior densidade de cianobactérias foi registrada na campanha realizada no dia 03 de junho, apresentando $164.315 \text{ cél.mL}^{-1}$. Na

última campanha (14/06), a floração apresentara densidade de $87.920 \text{ cél.mL}^{-1}$. Após o dia 20 de junho, a floração não foi mais perceptível visualmente (TAB. 10). Nos demais pontos não foram evidenciadas densidades de cianobactérias acima de $50.000 \text{ cél.mL}^{-1}$.

As concentrações de fósforo total resultaram elevadas no efluente da lagoa de estabilização da ETE Aurenny durante as quatro campanhas avaliadas ($6,333$ a $8,974 \text{ mg.L}^{-1}$). As concentrações no ponto 3, também estiveram altas, porém, reduzidas ao passar o período da floração ($0,153$ a $0,076 \text{ mg.L}^{-1}$). Nos dois pontos, a montante do lançamento da ETE, ocorreram altas concentrações de fósforo total no ponto 2 ($0,378 \text{ mg.L}^{-1}$ em 12/06) e no ponto 1 ($0,055 \text{ mg.L}^{-1}$ em 14/06). De acordo com o coeficiente de correlação de *Pearson*, houve correlação fortemente negativa entre os resultados de fósforo total do efluente da lagoa e do ponto 3 ($r = -0,96$).

Silva-Lins (2009) avaliou a qualidade da água do braço do ribeirão Taquaruçu durante os anos de 2006, 2007 e 2008, registrou florações de cianobactérias no ponto 3, acima de $50.000 \text{ cél.mL}^{-1}$, em novembro de 2007 ($237.500 \text{ cél.mL}^{-1}$); em junho de 2008 ($136.000 \text{ cél.mL}^{-1}$); em julho de 2008 ($126.243 \text{ cél.mL}^{-1}$), e em novembro de 2008 ($175.000 \text{ cél.mL}^{-1}$). As densidades máximas de células por mililitro de água no ponto 1 ocorreram em novembro de 2007 ($28.600 \text{ cél.mL}^{-1}$), setembro de 2008 ($22.016 \text{ cél.mL}^{-1}$) e em outubro de 2008 ($24.702 \text{ cél.mL}^{-1}$). Neste mesmo trabalho, o autor comparou os resultados da concentração de fósforo total nos pontos 1 e 3 durante as coletas mensais do ano de 2008. Os resultados revelaram que as concentrações de fósforo total no ponto 1, a montante do lançamento de efluentes da ETE Aurenny, foram superiores ao ponto 3 (jusante a ETE Aurenny) em onze amostras, sendo o inverso ocorrido em apenas uma amostra. Estes resultados permitiram ao autor concluir que o fósforo total por si só não teria sido determinante para o surgimento das florações no ponto 1 e 3, e que o fósforo total lançado pela ETE contribuía em menor proporção para o ponto 3 do que os lançamentos difusos e pontuais proporcionavam ao ponto 1. Resumindo, o regime hidrodinâmico mais lento associado a outros fatores, permitiram ao ponto 3 desenvolver um maior número de florações em relação ao ponto 1. Ainda nesta mesma linha, Marques (2011), durante o estudo no reservatório da UHE Lajeado, registrou o aporte de fósforo

acima de 7 mg.L^{-1} nos córregos Mutum (CMU), Serrote (CS) e Machado (CM), ambos afluentes do ribeirão Taquaruçu.

Os resultados das análises de microcistina LR demonstraram concentrações abaixo de $0,5 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ em todos os pontos, enquanto que os resultados da concentração de saxitoxina (STX) estiveram abaixo de $3,0 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ nas únicas amostras analisadas (P3 e P5). Estes resultados conferem ausência de toxicidade para esta floração (TAB. 10).

TABELA 10 - Resultados dos parâmetros físico-químicos nas amostras de água bruta e efluente coletadas na área de estudo durante a campanha realizada no dia 03 de junho de 2012

Resultados\pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	média e desvio padrão
horário da coleta (h)	17:16	17:26	17:59	17:40	18:14	19:44	20:20	-
temperatura da água durante a coleta ($^{\circ}\text{C}$)	28,8	29,0	30,0	31,4	30,0	30,2	31,0	30,05 0,95
pH	7,33	7,56	9,25	8,15	8,24	8,39	7,10	8,00 0,73
oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	6,9	7,8	10,6	9,4	7,5	7,8	6,8	8,11 1,39
turbidez (uT)	10,8	13,9	54,5	53,6	1,3	1,8	3,1	19,86 23,82
nitrogênio Amoniacal (mg.L^{-1})	0,11	0,068	< 0,001	56,03	< 0,001	< 0,001	0,046	14,06 21,16
N-nitrato (mg.L^{-1})	0,3	0,3	0,2	2,4	< 0,1	0,1	< 0,1	0,66 0,86
N- nitrito (mg.L^{-1})	0,004	0,002	0,002	0,005	0,002	0,002	0,004	0,003 0,001
condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	20,7	21,4	54,5	-	75,2	73,1	65,7	51,76 29,97
cor verdadeira (uH)	40	25	22	-	23	26	36	28,66 12,80
sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1})	9,4	9,7	25,6	-	35,5	34,2	31,0	24,23 14,19
DQO* (mg.L^{-1})	4,6	4,0	23	213,0	2,8	4,2	3,0	36,37 78,21
microcistina LR ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	-
saxitoxina (STX) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	-	-	< 3,0	-	< 3,0	-	-	-

OBS: *demanda química de oxigênio; P4 – saída da lagoa de maturação da ETE Aurenly; - não realizada

Neste estudo, ainda foi possível verificar que as concentrações de oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, os níveis de turbidez e o pH da água no ponto 3 apresentaram-se elevados quando comparados aos demais pontos e similares aos resultados do efluente da ETE Aurenly. Os demais parâmetros apresentaram-se uniformes e característicos aos ambientes estudados, com exceção da condutividade e sólidos totais dissolvidos no ponto 3 (TAB. 10).

A TAB. 11. Apresenta dos resultados da contagens/concentração de cianobactérias, clorofila-a, *Escherichia coli* e fósforo total nas amostras de água bruta durante todas as campanhas realizadas em 03; 06; 12 e 14 de junho de 2012.

TABELA 11 - Resultados da contagens/concentração de cianobactérias, clorofila a, *Escherichia coli* e fósforo total nas amostras de água bruta durante todas as campanhas

Parâmetros monitorados nas amostras de água bruta							
Data \ pontos	Cianobactérias (cél.mL⁻¹)						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
03/06/2012	6095	17724	164315	ausência de filamentosas	10053	250	217
06/06/2012	2553	9623	47316	ausência de filamentosas	1130	1439	8172
12/06/2012	206	2456	119350	ausência de filamentosas	7568	5813	10638
14/06/2012	295	2358	87920	ausência de filamentosas	8870	1990	5450
Clorofila a (µg.L⁻¹)							
data\pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
03/06/2012	1,56	2,30	13,51	191,94	1,34	0,69	0,85
06/06/2012	3,67	27,19	47,61	145,66	1,15	3,36	1,53
12/06/2012	0,68	1,83	16,90	615,28	2,51	1,15	1,36
14/06/2012	2,21	3,40	16,84	522,59	4,04	2,48	1,60
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100 mL⁻¹)							
data\pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
03/06/2012	36,4	28,8	100	12110	<1	<1	6,3
06/06/2012	140,1	55,6	7,3	13960	151,6	9,6	4,1
12/06/2012	920,8	101	4,1	51720	1	6,3	1
14/06/2012	501,2	67,7	1	9080	1	1	12,1
Fósforo total (mg.L⁻¹)							
data\pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
03/06/2012	0,03	0,021	0,153	6,333	0,019	0,015	0,019
06/06/2012	0,044	0,066	0,093	7,981	0,026	0,048	0,074
12/06/2012	0,041	0,378	0,090	8,974	0,032	0,008	0,024
14/06/2012	0,055	0,046	0,076	8,951	0,031	0,036	0,029

De acordo com o Índice de Estado Trófico avaliado neste estudo (Lamparelli, 2004), representado na TAB. 12, foi possível verificar semelhanças nas concentrações de fósforo total e biomassa algal nas amostras coletadas nas praias da Graciosa (P7), Prata (P6), Caju (P5) e no ponto a montante do lançamento de efluentes da ETE Aurenny (P1), em razão destes terem sido

enquadrados como ambientes mesoeutróficos. Isso demonstra que os pontos mais afastados da zona impactada não sofreram incremento de fósforo suficiente para dar condições a expansão da floração. Para ambientes mesoeutróficos, CETESB (2007) define-os como corpos d'água que apresentam produtividade intermediária a alta, e, em geral, impactados por ações antrópicas, e passíveis de ocorrerem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes, que podem interferir nos seus usos múltiplos.

TABELA 12 - Estado de trofia dos pontos amostrados no reservatório da UHE Lajeado e do efluente da lagoa de estabilização da ETE Aurenny, segundo Índice de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004), considerando os resultados de fósforo total e clorofila a

Data / pontos de coleta	IET composto (fósforo total + clorofila a)/2						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
03/jun	58	58	68	86	56	54	55
06/jun	61	67	70	86	57	61	61
12/jun	57	66	67	90	59	53	57
14/jun	61	61	67	89	60	60	58

Legenda: estado de trofia

oligotrófico
mesotrófico
eutrófico
supereutrófico
hipereutrófico

No ponto 2 foi verificado que as concentrações de fósforo total da amostra coletada no dia 12/06 ($0,378 \text{ mg.L}^{-1}$) e de clorofila a, no dia 06/06 ($27,19 \mu\text{g.L}^{-1}$), elevaram o nível trófico deste ponto para supereutrófico. Embora esteja localizado próximo à área mais impactada, o ponto 2 recebe constante aporte de fósforo de banhistas que utilizam uma praia artificial formada com a instalação de um condomínio residencial. Ainda em desfavor ao ponto, a foz do córrego Tiúba, localizado na margem posterior à praia, carrega consigo efluentes do terminal rodoviário, de uma galeria comercial e de um grande comércio atacadista. Estes impactos associados, muito provavelmente contribuíram para os níveis de trofia registrados.

De acordo com o IET, a região de coleta representada pelo ponto 3 comportou-se como ambiente hipereutrófico durante os seis primeiros dias da floração. Segundo CETESB (2007), neste período, a qualidade de sua água estava impactada significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, e, conseqüentemente, indesejável para os seus múltiplos usos. Com os dados de fósforo total e clorofila *a* do monitoramento realizado por Silva-Lins (2009), foi possível verificar que o estado trófico deste ambiente, no ano 2008, durante os meses de janeiro a novembro, esteve caracterizado como hipereutrófico. Durante este período ocorreram três florações de cianobactérias que apresentaram densidades superiores a 50.000 cél.mL⁻¹. Segundo o autor, nestas florações não foram verificadas escumas na superfície da água.

Consultando o relatório do INMET (2012), a estação meteorológica, localizada na área norte da cidade, registrou no dia 01 de junho de 2012, precipitações de 0,2 a 0,6 mm. Neste mesmo dia, na estação de tratamento de água (ETA 006), localizada na confluência do ribeirão Taquaruçu, região sul da cidade, segundo relatório técnico da Odebrecht Ambiental | Saneatins (2012), houve o aumento de turbidez da água bruta em 41,72 %, às 11h57min da manhã. Neste mesmo dia, foi observada uma forte chuva extemporânea na região próxima à ETA 006, e isso pode ter contribuído com a elevação dos níveis de fósforo em direção ao ponto 3, e colaborado para a formação de mais uma floração de cianobactérias.

Segundo Huber et al. (2012), alterações nos ciclos de precipitação e seca modificariam a hidrodinâmica, padrões de mistura e estratificação, e aumentariam o aporte de nutrientes, estabelecendo cenários perfeitos para a fisiologia e morfologia das cianobactérias. Ainda, os mesmos autores argumentam que mudanças meteorológicas de curta duração é que determinam se esses organismos irão florescer com maior frequência e não o aumento da temperatura. De acordo com Silveira (2013), ainda que as condições nutricionais do sistema sejam deficientes, os efeitos diretos das condições climáticas estão direcionando a comunidade para a dominância das populações de cianobactérias.

B) Avaliação da remoção de células de cianobactérias e cianotoxinas por meio de uma instalação piloto de dupla filtração

A seguir são apresentados os resultados de cada ensaio conforme as informações descritivas dos experimentos realizados sobre a remoção de cianobactérias, turbidez, biomassa algal, matéria orgânica e cianotoxinas conduzidos neste projeto. A identificação das fases utilizadas para cada estudo e as configurações dos ensaios na IPDF foram descritos detalhadamente nas tabelas e figuras a seguir. E para melhor organização dos dados experimentais, APÊNDICES foram adicionados a tese seguindo a seguinte descrição:

APÊNDICE A: TABELAS e FIGURAS do ensaio TESTE

APÊNDICE B: TABELAS e FIGURAS do ensaio I

APÊNDICE C: TABELAS e FIGURAS do ensaio II

APÊNDICE D: TABELAS e FIGURAS do ensaio III

APÊNDICE E: TABELAS e FIGURAS do ensaio IV

APÊNDICE F: TABELAS e FIGURAS do ensaio V

APÊNDICE G: TABELAS e FIGURAS diversas

7.3 Caracterização da água bruta

A qualidade da água bruta no início de cada ensaio na IPDF está representada pelos resultados das variáveis físico-químicas, bacteriológicas, hidrobiológicas e de trofia, dispostos na TAB. 13. De maneira geral, é possível verificar composições variadas para cada AE. Como já visto, as AE foram preparadas a partir da mistura da água do reservatório da UHE Lajeado, coletadas em momentos distintos do ciclo sazonal, e de inóculos de cianobactérias de uma ETE, proporcionando a formação de novos ambientes capazes de interferir nas atividades fisiológicas destes organismos, tais como alteração da capacidade de estocagem de fósforo (*luxury uptake* ou consumo luxuriante), fixação de nitrogênio, migração, proteção contra predadores, na produção fotossintética e reprodução. De acordo com os resultados, as AE apresentaram alta variação nos resultados de fósforo total (41 %), absorbância a 254 nm (43 %), condutividade (44 %), clorofila *a* (45 %), COT (54 %), carbono total (59 %), cor aparente (61 %), COD (65 %), turbidez (66 %), nitrogênio total

(69 %), manganês total (72 %), alcalinidade (104 %), alumínio dissolvido e *Escherichia coli* (ambos com 108 %), nitrogênio amoniacal (110 %), fósforo solúvel (115 %) e CIT (116 %). Estas variações certamente proporcionaram diferenciação na composição da taxa de cianobactérias nas AE. Em contrapartida, os resultados das análises de identificação e contagem de cianobactérias mostraram que o ensaio TESTE e I apresentaram sete espécimes, enquanto que nos ensaios II e V foram evidenciados dois espécimes, e nos resultados dos ensaios III e IV ocorreu o registro de seis e três espécimes, respectivamente. Apesar da diferenciação quantitativa de espécimes de cianobactérias nas AE, a espécie *Planktothrix isothrix* apresentou-se em maior número de células por mililitro dentre as amostras, compondo as densidade nas AE dos ensaios TESTE, I, II, III, IV e V, em 98, 87, 100, 87, 95 e 99 %, respectivamente.

O gênero *Planktothrix* pertence à Ordem Oscillatoriales, família Phormidiaceae e subfamília Phormidioideae. É considerado um dos mais importantes em relação à formação de florações, abundância e dominância, além de produção de toxinas (microcistinas e mais recentemente saxitoxina) e de geosmina, substância que reduz a qualidade da água e a torna imprópria ao consumo humano e até mesmo à recreação (Silva-Daniela, 2009).

A espécie *P. isothrix* (Skuja) Komárek & Komárková (2004) caracteriza-se por apresentar tricomas solitários; livre-flutuantes; planctônicos; retos ou curvos; não constrictos; não atenuados; células mais curtas que largas; 5 – 6 µm diâmetro; 2,5 - 4 µm comprimento; com aerótopos; célula apical arredondada, sem espessamento ou caliptra. Neste trabalho, *P. isothrix* apresentou-se na forma de tricomas solitários ou aglomerados quando preservados por lugol acético; 3,5 - 5,5 µm de largura, imóveis, às vezes deslizantes; bainha ausente; conteúdo celular verde-acastanhado no início dos ensaios ou verde-azulados após preservação; apresentaram aerótopos dispersos e irregulares, sendo reduzido após um ano de preservação; parede celular conspícua, às vezes espessada; célula apical arredondada, sub-esférica, mais larga que longa, 3,5 - 5,5 µm de largura e 2,8 - 5,5 µm de comprimento; ausência de caliptra.

No Brasil, há registros de floração de *P. isothrix* no lago Guaíba/RS (Cybis et al., 2007), em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga/SP (Lopes, 2007), no reservatório Billings/SP (Rodrigues,

2008), em lagos do Parque da Fundação Zoobotânica /RS (Werner et al., 2008), no lago Catalão/AM (Almeida & Melo, 2009), no pantanal mato-grossense/MS (Santos & Sant'Anna, 2010), em lagoas de tratamento de esgoto da cidade de Juazeiro do Norte e Barbalha/CE (Aquino et al., 2010 e Aquino et al., 2011), no açude Bodocongó/PB (Monteiro et al., 2012), e no reservatório de Cruzeta/RN, (Medeiros, 2013). No Estado do Tocantins, Marques (2011), evidenciou *P. isothrix* no reservatório da UHE Lajeado. Segundo Sant'Anna et al., (2008) *P. isothrix* é uma espécie potencialmente tóxica, com algumas linhagens capazes de produzir microcistinas. Na Dinamarca há registro de floração tóxica de *P. isothrix* (Fristachi & Sinclair, 2005).

TABELA 13 - Caracterização da água de estudo

Variáveis (unidade)	Ensaio						média	desvio padrão	coeficiente de variação (% Cv)
	teste	I	II	III	IV	V			
	16/11/2012	24/11/2012	24/02/2013	22/03/2013	31/08/2013	15/04/2013			
absorbância a 254 nm	0,117	0,09	0,041	0,038	0,098	0,119	0,084	0,036	43
alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	12	255	90	26	127	25	89	93	104
alumínio dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,033	0,018	0,16	0,058	0,019	0,019	0,051	0,055	108
carbono total (mg.L ⁻¹)	8,4	18,3	9,4	-	nr	14,2	12,6	7,4	59
cianobactérias (cél.mL ⁻¹)	772898	183545	402556	367821	166590	194017	347905	231332	66
CIT (mg.L ⁻¹)*	0,19	10,10	3,01	-	nr	0,49	3,45	3,99	116
cloreto (mg.L ⁻¹)	<10	<10	<10	<10	19,5	<10	-	-	-
clorofila a (µg.L ⁻¹)	85,44	35,98	35,99	80,85	122,40	85,44	74,35	33,29	45
COD (mg.L ⁻¹)*	7,0	4,8	4,1	-	nr	11,9	6,9	4,50	65
condutividade (µS.cm ⁻¹)	83	83,4	43,1	78,7	159,6	75,9	87,3	38,5	44
cor aparente (uH)	44	32	209	197	114	131	121	74	61
cor verdadeira (uH)	19	24	11	26	20	17	20	5	27
COT (mg.L ⁻¹)*	8,2	8,1	6,4	16,25	*nr	13,7	10,5	5,7	54
DBO-5 (mg.L ⁻¹)*	4,08	2,68	4,60	3,68	4,10	3,90	3,84	0,64	17
dureza total (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	24,1	22,6	13,0	24,0	19,0	25,0	21,3	4,6	21
<i>Escherichia coli</i> (NMP.100 mL ⁻¹)	767	28,5	410,6	2419,6	1413,6	4884	1653,9	1791,8	108
ferro dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,09	0,06	0,03	<0,03	0,16	0,22	-	-	-
fósforo solúvel (mg.L ⁻¹ PO ₄ ³⁻)	0,40	0,35	0,10	0,59	1,98	0,20	0,60	0,70	115
fósforo total (mg.L ⁻¹)	1	1,12	2,36	1,63	2,89	1,62	1,77	0,73	41
IET Lamparelli (2004)	78,4	76,6	78,9	79,7	80,3	79,8	79,0	1,3	2

Cont. TAB. 13

manganês total (mg.L ⁻¹)	0,007	-	-	0,014	0,032	0,038	0,023	0,02	72
N-Amoniacal (N-NH ₃)	1,00	1,20	0,05	0,60	0,50	0,56	2,30	2,53	110
nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	2,1	3,3	1,04	1,85	1,59	1,4	5,3	3,6	69
N-Nitrato (mg.L ⁻¹ N-NO ₃ ⁻)	<0,8	<0,8	<0,8	<0,8	0,9	0,4	-	-	-
N-Nitrito (mg.L ⁻¹ N-NO ₂ ⁻)	<0,005	0,01	<0,005	0,013	0,047	<0,005	-	-	-
oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	5,3	6,7	6,9	8,4	11,8	5,8	7,5	2,4	32
pH*	7,81	7,94	9,22	9,43	8,31	8,88	8,60	0,68	8
temperatura na coleta (° C)	26,5	27,4	26,9	27,6	27,7	27,2	27,2	0,5	2
temperatura na coleta no reservatório da UHE Lajeado (° C)	25,3	27,1	28,5	27,2	26,3	28,2	27,1	1,2	4
turbidez (uT)	23	5,36	28,9	6,14	13,6	9,5	14,42	9,58	66
turbidez no reservatório da UHE Lajeado (uT)	19,2	4,72	26,1	5,45	12,2	8,9	12,76	8,40	66

* COT – carbono orgânico total; COD – carbono orgânico dissolvido; CIT – carbono inorgânico total; pH – potencial hidrogeniônico; DBO – demanda química de oxigênio; nr – não realizado.

A presença massiva de *Planktothrix isothrix* nas Águas de Estudo se deu pela inoculação do efluente da ETE Francisquinha. Esta espécie predomina nesta lagoa diuturnamente. A presença de aerótopos nesta espécie certamente proporcionou a migração vertical na coluna d'água em todos os ensaios. Durante os ensaios foi possível observar flutuações de cianobactérias na água bruta afluente. A variabilidade das densidades de cianobactérias em torno da média na água bruta afluente nos ensaios TESTE, I, II, III, IV e V foi de 44, 59, 5, 23, 16 e 11 %, respectivamente. Como exemplo, no ensaio TESTE, a densidade mínima registrada após seis horas do início do ensaio foi de $194.017 \text{ cél.mL}^{-1}$, e a densidade máxima registrada após doze horas do início do ensaio foi de $888.901 \text{ cél.mL}^{-1}$. Esta variação também foi refletida nos resultados de clorofila *a*, onde a variabilidade em torno da média foi de 76, 21, 19, 25, 36 e 16 %, durante os ensaios TESTE, I, II, III, IV e V, respectivamente. Outra variável que também apresentou variabilidade foi o carbono orgânico total (COT). A variabilidade desta variável durante os ensaios TESTE, I, II, III, IV e V foi, respectivamente, de 31, 47, 11, 5, 6 e 5 %.

Embora a variabilidade tenha sido evidenciada para ambas as variáveis, os resultados não se apresentaram sinérgicos, o que leva a inferir que a flutuabilidade detectada pela clorofila *a* e pelo COT ocorreu certamente por outro(s) grupo(s) fitoplânctônico(s) presente(s) na AE. Durante a preparação das AE foi possível observar no inóculo de cianobactérias a presença de fitoflageladas, como as Euglenofíceas *Phacus* spp. e *Euglena* spp., e estas somadas aos demais representantes do fitoplâncton advindos da água da UHE Lajeado podem ter sido a razão para que a migração vertical das cianobactérias não fosse concomitante aos resultados de clorofila *a* e COT.

O estudo desenvolvido por Kuroda (2006) em uma piloto de dupla filtração, a AE composta por aproximadamente $5,0 \times 10^5 \text{ cél.mL}^{-1}$ de *Microcystis aeruginosa*, apresentou variações dissimilares aos resultados do contador de partículas em alguns dos seus ensaios e na saída do filtro descendente. O autor ainda cita que os resultados do ensaio 7 e 8 apresentaram valores discrepantes, e a razão para isto poderia estar relacionada à presença de formas coloniais a presença de outros gêneros fitoplanctônicos na amostra, em razão da AE ter sido preparada a partir de amostras coletadas em manancial eutrofizado.

Após o reconhecimento da ocorrência de variabilidade dos resultados do ensaio TESTE, a qualidade da AE do ensaio I foi avaliada diuturnamente com o objetivo de conhecer a dinâmica de algumas variáveis durante as fases de pré- operação e operação, e avaliar os possíveis fatores condicionantes para as flutuações de cianobactérias/clorofila *a*. Os resultados estão representados graficamente por meio da FIG. 21.

FIGURA 21 - Variáveis avaliadas diuturnamente na água de estudo do ensaio I na subsuperfície e no fundo do reservatório, durante a fase pré-operacional e operacional

A partir da observação da disposição dos resultados do monitoramento diuturno da qualidade da AE do ensaio I, apresentada na FIG. 21, foi possível verificar alternância dos resultados para a maioria das variáveis. A TAB. 14 mostra, por meio do coeficiente de variação, dispersão nos resultados da temperatura do ar, transparência, turbidez e fósforo solúvel semelhante ao ocorrido com os resultados de clorofila *a*. Este cenário enriquece a hipótese de que a biomassa algal estaria migrando na coluna d'água (ver APÊNDICE G TAB. G1 para todos os resultados).

TABELA 14 - Resumo dos resultados das séries de variáveis monitoradas na água de estudo durante as fases pré-operacional e operacional no ensaio I

resumo estatístico variáveis	temperatura do ar	temperatura da AE (subsuperfície)	temperatura da AE (fundo)	transparência	turbidez (subsuperfície)	turbidez (fundo)	pH (subsuperfície)	pH (fundo)	fósforo solúvel (subsuperfície)	fósforo solúvel (fundo)	clorofila <i>a</i> (subsuperfície)
	°C			m	uT				mg.L ⁻¹		µg.L ⁻¹
mínimo	23,10	27,90	27,30	0,93	3,93	3,48	7,57	7,19	0,15	0,12	19,43
média	28,62	28,84	28,29	1,18	5,78	4,97	8,00	7,62	0,36	0,34	27,98
máximo	38,80	30,00	29,00	1,53	10,50	7,21	8,77	7,95	0,47	0,45	35,98
desvio padrão	4,27	0,68	0,42	0,19	1,93	1,07	0,34	0,21	0,12	0,10	5,88
Cv %	14,91	2,35	1,49	15,76	33,33	21,60	4,27	2,73	31,95	28,33	21,01
<i>r</i>	-0,49	0,42	0,41	0,98	0,90	0,72	-0,17	0,76	0,92	0,93	-

Cv = coeficiente de variação; *r* = coeficiente de correlação de Pearson (variáveis x clorofila *a*)

O coeficiente de *Pearson* (*r*) aplicado individualmente nas séries de resultados das variáveis em contraponto à série de resultados de clorofila *a*, mostrou que a turbidez subsuperfície (principalmente) e fundo, e o fósforo solúvel subsuperfície e fundo, apresentaram forte correlação com a disponibilidade da biomassa algal. De acordo com os resultados, esta biomassa seguiu a disponibilidade do fósforo solúvel na coluna d'água, refletindo nos concomitantes resultados de turbidez. A presença de aerótopos nas cianobactérias e flagelos nos demais grupos proporcionaram mobilidade das algas durante todo o período

de estudo, acarretando variações na qualidade da água bruta afluyente à IPDF, e consequentemente, nos resultados da água em processo.

O episódio registrado poderia ter sido melhor explicado se houvesse a utilização de um analisador de clorofila *a* em série na piloto e no reservatório de água bruta.

7.4 Resultados dos ensaios de bancada

Como já citado, os experimentos realizados em escala de bancada foram necessários para orientar na determinação das condições químicas aplicadas aos ensaios na IPDF. Nos *APÊNDICES* A, B, C, D, E e F, é possível conferir todos os resultados obtidos durante este experimento. As FIG. 22, 23 e 24 representam de forma clara a obtenção dos parâmetros de bancada de acordo com as mínimas dosagens aplicadas em detrimento aos melhores níveis de remoção de cor aparente e turbidez. Nos próximos itens serão discutidos sinteticamente os resultados dos respectivos ensaios de coagulação química seguidos de filtração direta em filtro de laboratório de areia.

7.4.1 Ensaios de bancada TESTE

Este TESTE foi incorporado ao cenário de ensaios da IPDF em virtude da necessidade de se reconhecer possíveis interferentes durante a etapa operacional nesta unidade. Não obstante, o ensaio para determinar as condições de mistura rápida, floculação e filtração em FLA, foi simplificado ao uso de cinco jarros. A faixa que apresentou os melhores resultados em termos de remoção de turbidez esteve compreendida entre 30 e 40 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio ferroso líquido comercial (1,19 a 1,59 mg.L⁻¹ de Al), para um pH que variou entre 6,99 e 7,14. Estas condições possibilitaram produzir um efluente filtrado de acordo com as exigências da Portaria 2.914 (turbidez < 0,5 uT e cor aparente < 15 uH), que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (Ministério da Saúde, 2011). Os valores de cor aparente e turbidez foram 1 uH e de 0,34 a 0,47 uT, respectivamente. Para valores de pH de coagulação maiores que 7,31, houve um aumento nos valores de turbidez da água filtrada, e para os valores de pH de

coagulação abaixo de 6,99, o dispêndio com o produto químico não favorece a aplicação desta dosagem no processo de tratamento. A dosagem aplicada na piloto foi de 35 mg.L^{-1} ($1,39 \text{ mg.L}^{-1}$ de Al), em um pH inicial de 6,90 na água coagulada.

7.4.2 Ensaios de bancada I

Em virtude dos altos valores e variação do pH (7,94 a 9,33; $C_v = 5,24 \%$) na água bruta no ensaio TESTE, o coagulante sulfato de alumínio ferroso líquido foi substituído pelo cloreto de polialumínio (PAC) nos próximos ensaios. Segundo Valência (1992), o PAC é um polímero derivado do alumínio que depende menos da temperatura e do pH do que os sais de alumínio. Dentre os benefícios, estão a melhor formação de flocos em ampla faixa de pH, pouca ou nenhuma necessidade de usar polímeros e menor nível de alumínio residual. Para o ensaio I, a determinação das condições operacionais da IPDF se sustentou nos resultados de vinte e nove testes envolvendo dosagens de PAC comercial (5,69 % de Al), que variaram de 10 a 50 mg.L^{-1} , e de hidróxido de cálcio, que variaram de 0 a 20 mg.L^{-1} . Na FIG. 22 é possível verificar que a remoção de turbidez e cor aparente foi melhor definida quando aplicados de 30 a 50 mg.L^{-1} de PAC a um pH compreendido entre 7,15 e 8,0. A amplitude de pH registrada confirma a eficiência do PAC na remoção de turbidez. Para valores de pH de coagulação maiores que 8,0, houve um aumento considerável nos valores de turbidez e cor aparente da água filtrada obtidos para todas as dosagens estudadas. A condição ótima de coagulação foi registrada no teste de jarros que apresentou a dosagem de 30 mg.L^{-1} de PAC ($1,7 \text{ mg.L}^{-1}$ de Al) a um pH de 7,31, produzindo na saída do FLA um efluente com turbidez de 0,23 uT e cor aparente de 6 uH, na coleta após 20 minutos. Apesar de outros pontos apresentarem resultados de turbidez e cor aparente menores, o ponto em destaque foi escolhido em virtude de não haver necessidade do uso de alcalinizante. A dosagem de PAC ajustada na bomba dosadora e replicada ao ensaio foi de 30 mg.L^{-1} , em um pH inicial de 7,4 na água coagulada.

7.4.3 Ensaios de bancada II

A determinação das condições operacionais da IPDF foi baseada nos resultados de vinte e nove testes envolvendo dosagens de PAC, que variaram de 10 a 55 mg.L⁻¹ (0,57 a 3,13 mg.L⁻¹ de Al), e de hidróxido de cálcio, que variaram de 0 a 30 mg.L⁻¹. Na FIG. 22 é possível verificar que a remoção de turbidez e de cor aparente foi melhor definida quando aplicados de 30 a 55 mg.L⁻¹ de PAC a um pH compreendido entre 8,38 e 9,30. Em contrapartida, altos valores de pH e baixa dosagem de PAC (< 20 mg.L⁻¹) produziram efluentes em desacordo com as condições ideais de coagulação. Apesar de terem sido registrados baixos valores de turbidez (0,36 e 0,41 uT) e de cor aparente (9 e 11 uH) nos jarros com dosagens aplicadas de 30 mg.L⁻¹ de PAC, a segurança operacional dos resultados de bancada só foi definida na sequência de resultados advindos da aplicação de 40 mg.L⁻¹ (2,27 mg.L⁻¹ de Al). Desta forma, a condição ótima de coagulação foi registrada no jarro que apresentou pH 8,71, e turbidez e cor aparente do filtrado de 0,14 uT e 1 uH, respectivamente, na coleta após 20 minutos, sem necessidade de adição de alcalinizante. A dosagem de PAC ajustada na bomba dosadora e replicada ao ensaio foi de 37 mg.L⁻¹ (2,10 mg.L⁻¹ de Al) em um pH inicial de 7,98 na água coagulada afluenta à IPDF.

7.4.4 Ensaios de bancada III

Neste ensaio, a determinação das condições operacionais foram obtidas a partir dos resultados de vinte e quatro testes envolvendo dosagens de PAC, que variaram de 10 a 60 mg.L⁻¹ (0,57 a 3,41 mg.L⁻¹ de Al) e de hidróxido de cálcio, que variaram de 0 a 35 mg.L⁻¹. Na FIG. 23 é possível verificar que a remoção de turbidez e cor aparente foi melhor definida quando aplicados de 40 a 60 mg.L⁻¹ de PAC a um pH compreendido entre 7,06 e 8,21. Em contrapartida, o pH levemente alcalino e a baixa dosagem de PAC (< 30 mg.L⁻¹) produziram efluentes não conformes com as condições ideais de coagulação. A condição ótima de coagulação foi registrada no jarro que apresentou pH 7,52, e turbidez e cor aparente na saída do FLA de 0,41 uT e 5 uH, respectivamente, no filtrado coletado após 20 minutos, sem necessidade de adição de alcalinizante. A dosagem de PAC ajustada na bomba dosadora e replicada ao ensaio foi de

45 mg.L⁻¹ (2,56 mg.L⁻¹ de Al) em um pH inicial de 8,78 na água coagulada afluenta à piloto.

7.4.5 Ensaios de bancada IV

Vinte e cinco testes foram realizados neste ensaio, envolvendo dosagens de PAC, que variaram de 10 a 50 mg.L⁻¹ (0,57 a 2,84 mg.L⁻¹ de Al) e de hidróxido de cálcio, que variaram de 0 a 35 mg.L⁻¹. De acordo com os dados apresentados na FIG. 23, a remoção de turbidez e cor aparente foi melhor definida quando aplicados de 40 a 50 mg.L⁻¹ de PAC a um pH compreendido entre 7,97 e 8,67. Inverso ao exposto, baixa dosagem de PAC (< 30 mg.L⁻¹) produziu efluentes em desconformidade com as condições ideais de coagulação. A condição ótima de coagulação foi registrada no jarro que apresentou pH 7,97, e turbidez e cor aparente do filtrado de 0,37 uT e 3 uH, respectivamente, na coleta após 20 minutos, sem necessidade de adição de alcalinizante. A dosagem de PAC ajustada na bomba dosadora e replicada ao ensaio foi de 45 mg.L⁻¹ (2,56 mg.L⁻¹ de Al) em um pH inicial de 7,82 na água coagulada afluenta à IPDF.

7.4.6 Ensaios de bancada V

Para este ensaio, foram realizados resultados de vinte e cinco testes envolvendo dosagens de PAC, que variaram de 10 a 50 mg.L⁻¹ (0,57 a 2,84 mg.L⁻¹ de Al) e de hidróxido de cálcio, que variaram de 0 a 28 mg.L⁻¹. Por meio da FIG. 24 é possível verificar que a remoção de turbidez e cor aparente foi melhor definida quando foram aplicados de 40 a 50 mg.L⁻¹ de PAC a um pH compreendido entre 8,02 e 8,95. Já para dosagens inferiores a 30 mg.L⁻¹ de PAC, os efluentes produzidos não apresentaram qualidade em conformidade com as condições ideais. A condição ótima de coagulação foi registrada no jarro que apresentou pH 8,14, e turbidez e cor aparente na saída do FLA de 0,38 uT e 4 uH, respectivamente, na coleta após 20 minutos, sem necessidade de adição de alcalinizante. A dosagem de PAC ajustada na bomba dosadora e replicada ao ensaio foi de 37 mg.L⁻¹ (2,10 mg.L⁻¹ de Al) em um pH inicial de 7,50 na água coagulada afluenta à piloto.

FIGURA 22 - Representação dos resultados de bancada durante os ensaios de coagulação e filtração direta em filtro de laboratório de areia com águas de estudo I e II

FIGURA 23 - Representação dos resultados de bancada durante os ensaios de coagulação e filtração direta em filtro de laboratório de areia com águas de estudo III e IV

FIGURA 24 - Representação dos resultados de bancada durante os ensaios de coagulação e filtração direta em filtro de laboratório de areia com água de estudo V

7.5 Resultados dos ensaios na instalação piloto de dupla filtração

O estudo sobre a dinâmica de cianobactérias nas etapas de uma estação de tratamento de água, mesmo em escala piloto, é muito escasso. Este trabalho diferencia-se pelo enfoque na avaliação da presença destes microrganismos em cada etapa do processo, e nas condições em que foram submetidos. A seguir serão apresentados os resultados e discussão do comportamento das cianobactérias durante os ensaios realizados na piloto.

7.5.1 Ensaio TESTE

No ensaio TESTE, a configuração de tratamento utilizada foi composta por uma unidade de mistura rápida, seguida de filtro ascendente de areia grossa, filtro rápido descendente de areia e filtro de carvão ativado granular.

A TAB. 15 mostra a configuração e os resultados de cianobactérias, carbono orgânico total, clorofila *a*, pH e turbidez (variáveis de controle) durante as etapas de avaliação da água bruta afluenta, efluente do FAAG, efluente do FRD e efluente do FCAG (matrizes).

TABELA 15 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio TESTE

AB ► COA ► FAAG ► FRD ► FCAG (data: 16/11/2012 início: 14:00 h)									
Taxa de filtração (m³/m².d)	duração da carreira de filtração (h)		dosagem de sulfato de alumínio ferroso líquido (mg.L ⁻¹)			pH de coagulação inicial			
FAAG = 180	24		35			6,90			
FRD = 180									
hora	a-AB					e-FAAG			
	CIANO	COT	Cl-a	pH	*TBZ	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ
0 h	772.898	8,2	85,44	7,81	23	-	-	-	-
6 h	194.017	5,1	51,11	8,59	-	99	1,7	0,56	0,20
12 h	888.901	8,1	91,92	8,37	-	22	1,8	0,04	0,37
18 h	508.406	12,3	278,83	8,15	-	826	2,8	11,42	1,9
24 h	714.171	10,8	88,91	9,33	32	172	2,6	6,29	0,29
mínimo	194.017	5,1	51,11	7,81	9,8	22	1,7	0,04	0,16
média	615.679	8,9	119,24	8,67	22,85	280	2,24	4,58	0,75
máximo	888.901	12,3	278,83	9,33	32	826	2,8	11,42	2,76
desvio padrão	273.119	2,77	90,72	0,42	11,03	369	0,57	5,37	0,63

Cont. TAB. 15

(% Cv)	44	31	76	4,82	48	132	25	117	84
hora	e-FRD				e-FCAG				
	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ	
0 h	-	-	-	-	-	-	-	-	
6 h	78	1,00	0,24	0,16	52	2,86	0,36	0,15	
12 h	34	1,28	0,34	0,34	105	0,32	0,22	0,28	
18 h	357	0,71	3,85	0,73	503	1,90	0,92	0,38	
24 h	59	0,86	4,49	0,26	53	0,50	0,24	0,26	
mínimo	34	0,71	0,24	0,15	52	0,32	0,22	0,15	
média	132	0,96	2,23	0,60	178	1,40	0,43	0,32	
máximo	357	1,28	4,49	2,09	503	2,86	0,92	0,59	
desvio padrão	151	0,24	2,26	0,42	218	1,21	0,33	0,13	
(% Cv)	114	25	101	69	122	86	76	39	

* valores de turbidez registrados na hora correspondente.

Legenda: AB = água bruta; COA = água coagulada na unidade de mistura rápida; FAAG = filtro ascendente de areia grossa; FRD = filtro rápido descendente de areia; FCAG = filtro de carvão ativado granular; a-AB = água bruta afluyente; e-FAAG = efluente do FAAG; e-FRD = efluente do FRD; e-FCAG = efluente do FCAG; CIANO = cianobactérias em cél.mL⁻¹; COT = carbono orgânico total em mg.L⁻¹; Cl-a = clorofila a em µg.L⁻¹; pH = potencial hidrogeniônico; TBZ = turbidez em uT; % Cv = coeficiente de variação.

Este ensaio foi realizado com taxas médias de filtração de 180 m³.m⁻².d⁻¹ no FAAG e no FRD, com execução de descargas de fundo intermediárias (DFI) a cada seis horas. É fundamental ressaltar a importância das DFI para o bom funcionamento do FAAG, pois a cada execução, a perda de carga diminuía significativamente, prolongando assim a carreira de filtração (ver FIG. G1 no apêndice G). A duração da carreira de filtração foi estabelecida em 24 h.

Na TAB. A2 do APÊNDICE A é apresentada a variação da turbidez no efluente do FAAG (água pré-filtrada), efluente do FRD (água filtrada) e efluente do FCAG (água pós-filtrada) ao longo do ensaio. Já na TAB. A3 do mesmo APÊNDICE, está disposta a variação de pH nas águas bruta afluyente e coagulada ao longo do ensaio. A perda de carga final no FAAG foi de aproximadamente 107 cm, após 22 horas do início da carreira de filtração, enquanto que no FRD não ultrapassou 12,5 cm, (medido somente no início do ensaio). Já para o pós-filtro, a perda de carga não ultrapassou 1,5 cm (ver APÊNDICE A, FIG. A1 e TAB. A4). O aumento da perda de carga devido à retenção de sólidos foi significativo em todo o meio filtrante. O comportamento das duas câmaras filtrantes foi praticamente o mesmo. A variação dos resultados em torno da média para ambas foi de 84 % no FAAG e de 69 % na saída do FRD). A turbidez máxima da água filtrada na saída do FRD foi de 2,09 uT, ultrapassando o limite

estabelecido pela Portaria 2.914 (Ministério da Saúde, 2011), que são valores de turbidez inferiores a 0,5 uT. Apesar de o ensaio TESTE servir como ferramenta de avaliação pré-operacional da piloto, foi possível verificar baixa eficiência na remoção de turbidez da água efluente do FAAG e FRD. Apenas 51,16 % do e-FAAG apresentou níveis de turbidez abaixo de 0,5 uT, enquanto que no e-FRD foram 67,44 %. Segundo a Portaria 2.914 (Ministério da Saúde, 2011), a garantia da qualidade microbiológica da água, em complementação às exigências relativas aos indicadores microbiológicos, deve estar em consonância com o enquadramento de 95 % dos resultados de turbidez efluente de filtração direta abaixo de 0,50 uT, até 12 de dezembro de 2015. A legislação ainda recomenda turbidez abaixo ou igual a 0,3 uT, em 95 % do efluente da filtração rápida, quando a média aritmética da concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. for maior ou igual a 3,0 oocistos.L⁻¹ no(s) ponto(s) de captação de água.

Sobre a eficiência da IPDF na remoção de matéria orgânica e biomassa algal da AE, o sistema mostrou-se capaz de remover, em média, 84,3 % de COT na saída do FCAG e 98,1 % de clorofila *a* na saída do FRD, durante o ensaio ocorreram flutuações destas variáveis não concomitantes aos resultados de cianobactérias. Estas variações, como explicado no item 7.3 (caracterização da água bruta), certamente ocorreram em virtude da presença de algas fitoflageladas advindas juntamente com cianobactérias no inóculo da ETE Francisquinha (ver FIG. 28).

Na FIG. 25 é possível observar o desempenho da IPDF na remoção de células de cianobactérias durante o ensaio. Por meio do gráfico é possível observar o momento no qual não houve coagulação eficiente, em virtude dos altos valores de pH na água bruta (ver TAB. A3 do APÊNDICE A). Após 18 horas de funcionamento, a turbidez na saída do FRD elevou-se a 2,09 uT, contra máxima de 2,76 uT na saída do FAAG. Segundo Menezes (2005), a faixa de atuação do sulfato de alumínio na neutralização total de cargas é restrita ao pH de 5,5 a 8,0. Portanto, os altos valores de pH da água coagulada (média de 8,67 e máxima de 9,33) proporcionaram a baixa eficiência do coagulante durante o ensaio. O uso deste coagulante em águas que apresentem florações de cianobactérias não é recomendado em razão destas se adaptarem em águas com alto pH,

principalmente entre 6 e 9 ou maior (Yoo et al., 1995; Shapiro, 1990; Caraco & Miller, 1998).

FIGURA 25 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio TESTE

Em relação à eficiência na remoção de células de cianobactérias, calculada a partir da média dos quatro resultados registrados durante as campanhas, o ensaio TESTE apresentou remoção de 3,76 log de células por mililitro removidas na saída do FRD (FIG. 26). Esta remoção só não foi maior em virtude da falha de coagulação no final do ensaio.

FIGURA 26 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio TESTE. Considerando densidade máxima, percentil 75 %, mediana, percentil 25 % e densidade mínima. (a-AB – água bruta afluyente; e-FAAG – efluente do FAAG; e-FRD – efluente do FRD; e-FCAG – efluente do FCAG)

Silva-Bragança (2008) avaliando o emprego de ultrafiltração em membrana na remoção de células de cianobactérias e microcistina para águas de

abastecimento, em Belo Horizonte/MG, observou, após 80 horas de monitoramento, remoção de 5 logs de células por mililitro em sua unidade de tratamento. Comparando as tecnologias empregadas, os resultados alcançados pela dupla filtração neste estudo foram significativos em relação ao uso de ultrafiltração, em razão da DF apresentar custos operacionais menores quando comparados ao sistema de ultrafiltração.

A FIG. 27 retrata a taxa de cianobactérias representada pelas densidades de células na água bruta afluyente e nos efluentes do FAAG, FRD e FCAG, respectivamente, durante o início da operação, após 6, 12, 18 e 24 horas, além da média aritmética das densidades (ver TAB. A5 do APÊNDICE A). A taxa de cianobactérias na água bruta afluyente foi composta por treze espécimes, sendo destes, 46 % coloniais e 54 % filamentosos. Dentre as cianobactérias registradas, *Planktothrix isothrix* esteve presente e em maior densidade em todas as etapas do ensaio. Na água bruta, a sua participação oscilou entre 78,3 a 97,6 %, enquanto que *Cylindrospermopsis raciborskii* foi o segundo espécime em maior densidade, chegando a 13,2 % da composição. A densidade média total registrada durante o ensaio foi de 615.679 cél.mL⁻¹.

No efluente do FAAG, *P. isothrix* esteve presente em todas as campanhas, entretanto, em média, *Microcystis aeruginosa*, apresentou maior densidade (509 cél.mL⁻¹), seguida de *Planktolyngbya limnetica* (76 cél.mL⁻¹) e *P. isothrix* (75 cél.mL⁻¹). No efluente do FRD, *P. isothrix* esteve presente nas três primeiras campanhas, todavia, *Aphanocapsa* sp. apresentou maior densidade média (74 cél.mL⁻¹), seguida de *Cylindrospermopsis raciborskii* (66 cél.mL⁻¹) e *P. isothrix* (61 cél.mL⁻¹). Na água efluente do FCAG, *P. isothrix* dominou as densidades médias (141 cél.mL⁻¹), seguida de *P. limnetica* (42 cél.mL⁻¹) e *C. raciborskii* (27 cél.mL⁻¹).

Durante o ensaio, a água do reservatório de água bruta não foi recirculada, e isto provavelmente favoreceu a formação de um regime de mistura lântico, promovendo melhores condições para as flutuações de *P. isothrix* na coluna d'água. A flutuabilidade de *Planktothrix isothrix* está associada aos aerótopos (Walsby, 1975). Estas estruturas lhe permitem a migração na coluna de água em resposta às condições ambientais. As vantagens associadas à flutuação incluem redução da perda por sedimentação, melhor aproveitamento da luz e

acesso aos nutrientes (Reynolds et al., 1981; Oliver & Ganf 2000).

Alguns dos representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluenta à IPDF durante o ensaio TESTE podem ser vistos por meio da FIG. 28.

FIGURA 27 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio TESTE

FIGURA 28 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio TESTE

[a – hormogônios e tricoma de *Planktothrix isothrix* / CYANOBACTERIA; b – aglomerado de tricomas de *P. isothrix*; c – *Trachelomonas* sp. / EUGLENOPHYCEAE, *P. isothrix* e *Cylindrospermopsis raciborskii* / CYANOBACTERIA; d – *Merismopedia* sp. / CYANOBACTERIA; e – Hormogônio de *P. isothrix* e *Microcystis* sp. / CYANOBACTERIA; f – *P. isothrix*; g – *Trachelomonas* cf. *volvocina* / EUGLENOPHYCEAE; h – *Staurastrum* cf. *tetracerum* / ZYGNEAPHYCEAE]. Escala 10 µm. (fotos do autor: em 16 de novembro de 2013)

7.5.2 Ensaio I

A configuração de tratamento utilizada no ensaio I segue a mesma disposição utilizada no ensaio TESTE, salvo a qualidade da AE, que apresentou composição físico-química, microbiológica e hidrobiológica diferenciada (ver TAB. 09). Na TAB. 16 estão disponíveis a configuração e os resultados das variáveis de controle e suas respectivas matrizes.

TABELA 16 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio I

AB ► COA ► FAAG ► FRD ► FCAG (data: 24/11/2012 início: 19:40 h)									
Taxa de filtração (m³/m².d)		duração da carreira de filtração (h)			dosagem de PAC (mg.L ⁻¹)		pH de coagulação inicial		
FAAG = 180		24			30		7,40		
FRD = 180									
hora	a-AB					e-FAAG			
	CIANO	COT	Cl-a	pH	*TBZ	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ
0 h	183.545	8,1	35,98	7,94	5,36	-	-	-	-
6 h	284.482	11,5	27,85	7,70	-	197	8,6	2,10	0,39
12 h	60.434	11,1	28,97	7,55	-	1	6,4	2,27	0,34
18 h	264.656	3,6	19,43	7,55	-	106	2,4	2,51	0,31
24 h	78.122	4,5	27,66	7,56	-	172	8,5	0,44	0,25
mínimo	60.434	3,6	19,43	7,54	5,36	1	2,4	0,44	0,25
média	174.248	7,8	27,98	7,66	5,36	119	6,5	1,83	0,40
máximo	284.482	11,5	35,98	7,87	5,36	197	8,6	2,51	0,84
desvio padrão	103.205	3,64	5,88	0,09	-	88	2,90	0,94	0,13
(% Cv)	59	47	21	1	-	74	45	51	34
hora	e-FRD				e-FCAG				
	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ	
0 h	-	-	-	-	-	-	-	-	
6h	8	8,28	2,27	0,35	1	5,94	1,60	0,36	
12h	41	1,45	2,72	0,32	1	2,40	1,36	0,28	
18h	1	1,48	1,83	0,3	1	0,90	1,39	0,3	
24h	59	1,00	1,15	0,24	53	0,90	0,92	0,25	
mínimo	1	1,00	1,15	0,24	1	0,90	0,92	0,24	
média	27	3,05	1,99	0,36	14	2,54	1,32	0,35	
máximo	59	8,28	2,72	0,59	53	5,94	1,60	0,72	
desvio padrão	27	3,49	0,67	0,08	26	2,38	0,29	0,10	
(% Cv)	101	114	33	23	186	94	22	29	

* valores de turbidez registrados na hora correspondente.

Legenda: AB = água bruta; COA = água coagulada na unidade de mistura rápida; FAAG = filtro ascendente de areia grossa; FRD = filtro rápido descendente de areia; FCAG = filtro de carvão ativado granular; a-AB = água bruta afluyente; e-FAAG = efluente do FAAG; e-FRD = efluente do FRD; e-FCAG = efluente do FCAG; CIANO = cianobactérias em cél.mL⁻¹; COT = carbono orgânico total em mg.L⁻¹; Cl-a = clorofila a em µg.L⁻¹; pH = potencial hidrogeniônico; TBZ = turbidez em uT; % Cv = coeficiente de variação.

Este ensaio foi realizado com as mesmas configurações de projeto dos demais ensaios. A variação da turbidez no efluente do FAAG, efluente do FRD e efluente do FCAG ao longo do ensaio é apresentada na TAB. B2 do *APÊNDICE B*, enquanto que na TAB. B3 do mesmo *APÊNDICE*, é possível verificar a disposição dos resultados de pH da água bruta afluente e coagulada na câmara de mistura rápida. A perda de carga máxima final no FAAG foi de aproximadamente 112 cm, enquanto que no FRD chegou a 16 cm. Já para filtro de carvão ativado, a perda de carga não excedeu 1,5 cm. É possível verificar a evolução da perda de carga na FIG. B1 e TAB. B4, ambas no *APÊNDICE B*. O aumento da perda de carga devido à retenção de sólidos apresentou-se análoga ao ocorrido no ensaio TESTE. O desempenho da dupla filtração foi visto por meio da remoção de cianobactérias, COT, turbidez, clorofila *a* (TAB. 16). A variação dos resultados de turbidez visto na TAB. B2, mostrou maior uniformidade no desempenho dos filtros em relação ao ensaio TESTE ($C_v = 34\%$ no FAAG e $C_v = 23\%$ no FRD). A baixa variação dos resultados de pH na água bruta afluente à estação em relação aos resultados do ensaio anterior (1,24 % no ensaio I e 4,82 % no ensaio TESTE) e a faixa de atuação congênere a do sulfato de alumínio, não permitiram avaliar o desempenho do cloreto de polialumínio em detrimento ao uso do sulfato de alumínio aplicado no ensaio TESTE. Todavia, é reconhecido que baixas variações de pH na água bruta favorecem o controle das dosagens de coagulantes.

De acordo com os resultados, 85,71 % do efluente do FAAG apresentou turbidez abaixo de 0,5 uT, enquanto que na saída do FRD foram 96,97 %. Para este parâmetro, a configuração adotada neste ensaio atenderia plenamente à legislação de qualidade de água para consumo humano vigente.

Sobre a eficiência da piloto na remoção de matéria orgânica e biomassa algal da AE, o sistema mostrou-se capaz de remover, em média, 67,3 % de COT na saída do FCAG e 92,0 % de clorofila *a* na saída do FRD. Análogo ao ensaio TESTE, ocorreram flutuações destas variáveis em desacordo com os resultados de cianobactérias. Estas variações certamente ocorreram em virtude da presença de algas fitoflageladas na água da ETE Francisquinha.

Na FIG. 29 é possível observar o desempenho da piloto na remoção de células de cianobactérias durante a carreira de filtração.

FIGURA 29 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio I

Sobre a eficiência na remoção de células de cianobactérias, calculada a partir da média dos quatro resultados registrados durante a carreira de filtração, o ensaio I apresentou remoção de 4,17 log na saída do FRD, contra 3,76 log no ensaio TESTE, no mesmo ponto (FIG. 30).

Se considerarmos a remoção nas unidades filtrantes isoladamente, e a média dos resultados das quatro campanhas realizadas no ensaio I, será possível verificar a participação efetiva do FAAG na remoção de células de cianobactérias (99,93 %).

Comparando os resultados deste ensaio com os resultados obtidos por Sales (2005), o qual utilizou um FAAG com meio filtrante e taxa de filtração igual ao do pré-filtro utilizado neste ensaio, foi possível verificar que a sua piloto conseguiu remover no máximo 2,29 log de células de cianobactérias (com predomínio de *Planktothrix isothrix*) no e-FAAG, durante o ensaio em que utilizou 20 mg.L⁻¹ de hidroxícloreto de alumínio e 2,0 mg.L⁻¹ de polímero na água bruta (carreira de filtração 7). Esta discrepância de remoção esteve certamente associada à morfologia dos espécimes em estudo. No presente trabalho, as cianobactérias filamentosas prevaleceram sobre as cocóides, facilitando o arranjo em feixe durante a formação de coágulos e, conseqüentemente, aumentando a

área superficial, colaborando com a sua retenção no meio filtrante (ver FIG. G2, G3, G4 e G5 no APÊNDICE G).

FIGURA 30 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio I. Considerando densidade máxima, percentil 75 %, mediana, percentil 25 % e densidade mínima. (a-AB – água bruta afluyente; e-FAAG – efluente do FAAG; e-FRD – efluente do FRD; e-FCAG – efluente do FCAG)

A FIG. 31 apresenta a taxa de cianobactérias na água bruta afluyente e nos efluentes do FAAG, FRD e FCAG, respectivamente, durante o início da operação, após 6, 12, 18 e 24 horas, além da média aritmética das densidades (ver TAB. B5 do APÊNDICE B). A taxa de cianobactérias na água bruta afluyente foi composta por sete espécimes, sendo destes, 43 % coloniais e 57 % filamentosos. Dentre as cianobactérias registradas, *Planktothrix isoethrix* esteve presente e em maior densidade em todas as etapas do ensaio. Na água bruta, a sua participação oscilou entre 76,5 e 88,9 %, enquanto que *Planktolyngbya limnetica* participou em, até, 9,5 % da composição. A densidade média total registrada durante o ensaio foi de $174.248 \text{ cél.mL}^{-1}$.

No efluente do FAAG, *P. isoethrix* esteve presente e em maior densidade em todas as campanhas, e chegando a ser evidenciado unicamente na amostra coletada após 12 horas do início do ensaio. *P. limnetica* apresentou a segunda maior densidade, apresentando em média, 27 cél.mL^{-1} . No efluente do FRD, *P. isoethrix* mais uma vez esteve presente e em maior densidade, apresentando 21 células por mililitro, em média. *P. limnetica* veio em seguida,

com uma densidade média de 12 cél.mL⁻¹. Na água efluente do FCAG foi evidenciado somente células de *P. isothrix*. A densidade máxima foi registrada na última campanha de coletas (53 cél.mL⁻¹). Como no ensaio anterior, a água do reservatório de água bruta não foi recirculada, e isto certamente favoreceu as flutuações de *P. isothrix*. O sucesso adaptativo de *Planktothrix isothrix* é muito influenciado pelo desenvolvimento de estruturas especiais vantajosas (aerótopos) que lhe permite a flutuabilidade. Esta adaptação proporciona a esta espécie a migração vertical na coluna d'água, e com isso, a capacidade de se manter a uma profundidade em que a oferta de luz e de nutrientes se torna favorável para seu crescimento (Calijuri et al., 2006).

Na FIG. 32 são apresentados fotos de alguns representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio I.

FIGURA 31 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio I

FIGURA 32 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio I

[a – tricomas de *Planktothrix isothrix* / CYANOBACTERIA e microalgas; b – tricomas de *P. isothrix*, cladóculo / ZOOPLÂNCTON e microalgas; c – *Staurostrum* cf. *tetracerum* / ZYGNEMAPHYCEAE; d – *Aulacoseira granulata* / BACILLARIOPHYTA; e – *Pediastrum duplex* / CHLOROPHYCEAE; f – tricoma de *P. isothrix* e fragmento de *Aulacoseira granulata*; g – *Aphanocapsa* sp./CYANOBACTERIA; h – *Microcystis wesenbergii* / CYANOBACTERIA]. Escala 10 µm. (fotos do autor: em 24 de novembro de 2012)

7.5.3 Ensaio II

A configuração de tratamento utilizada no ensaio II foi diferenciada dos ensaios anteriores pela substituição do pós tratamento em carvão ativado granular por coluna de adsorção em carvão ativado em pó. Portanto, os processos envolvidos no sistema de tratamento para este ensaio são: unidade de mistura rápida, seguida de coluna de carvão ativado pulverizado, filtro ascendente de areia grossa e filtro rápido descendente de areia. A TAB. 17 mostra a configuração e os resultados das variáveis de controle e suas respectivas matrizes.

TABELA 17 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio II

AB ► COA ► CAP ► FAAG ► FRD (data: 24/02/2013 início: 20:30 h)								
Taxa de filtração (m³/m².d)	duração da carreira de filtração (h)		dosagem de PAC (mg.L ⁻¹)			pH de coagulação inicial		
FAAG = 180	24		37			7,98		
FRD = 180								
hora	a-AB					e-CAP		
	CIANO	COT	Cl-a	pH	*TBZ	CIANO	COT	
0 h	402.556	6,4	35,99	9,22	28,9	-	-	
6h	422.688	5,70	55,03	8,84	12,40	402.124	7,60	
12h	390.700	6,60	53,87	8,65	10,30	405.210	8,30	
18h	418.689	7,70	44,94	9,70	10,50	435.240	7,40	
24h	446.526	7,09	37,91	9,61	8,65	496.791	8,00	
mínimo	390.700	5,70	35,99	8,65	8,65	402.124	7,40	
média	416.232	6,70	45,55	9,20	14,15	434.841	7,83	
máximo	446.526	7,70	55,03	9,70	28,90	496.791	8,30	
desvio padrão	21.239	0,75	8,79	0,46	8,35	43.918	0,40	
(% Cv)	5	11	19	5	59	10	5	
hora	e-FAAG				e-FRD			
	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ
0 h	-	-	-	-	-	-	-	-
6h	176	0,90	0,92	0,20	62	1,40	0,24	0,20
12h	85	1,09	0,24	0,16	77	0,90	0,92	0,20
18h	135	1,41	2,51	0,36	59	1,02	0,68	0,31
24h	190	0,65	0,95	0,21	101	0,79	0,88	0,20
mínimo	85	0,65	0,24	0,16	59	0,79	0,24	0,20
média	147	1,01	1,15	0,23	75	1,03	0,68	0,23
máximo	190	1,41	2,51	0,36	101	1,40	0,92	0,31
desvio padrão	47	0,32	0,96	0,09	19	0,27	0,31	0,06
(% Cv)	32	32	84	38	26	26	46	24

* valores de turbidez registrados na hora correspondente.

Legenda: AB = água bruta; COA = água coagulada na unidade de mistura rápida; CAP = coluna de carvão ativado em pó; FAAG = filtro ascendente de areia grossa; FRD = filtro rápido descendente de areia; a-AB = água bruta afluyente; e-CAP = efluente da CAP; e-FAAG = efluente do FAAG; e-FRD = efluente do FRD; CIANO = cianobactérias em cél.mL⁻¹; COT = carbono orgânico total em mg.L⁻¹; Cl-a = clorofila a em µg.L⁻¹; pH = potencial hidrogeniônico; TBZ = turbidez em uT; % Cv = coeficiente de variação

Este ensaio foi realizado com as mesmas configurações de projeto dos demais ensaios. A variação da turbidez no efluente do FAAG e efluente do FRD ao longo do ensaio é apresentada na TAB. C2 do *APÊNDICE C*, enquanto que na TAB. C3 do mesmo *APÊNDICE*, é possível verificar a disposição dos resultados de pH da água bruta afluyente e coagulada na entrada da estação. A perda de carga máxima no FAAG foi de aproximadamente 110 cm, no final do ensaio, enquanto que no FRD não ultrapassou 24 cm, durante o ensaio. É possível verificar a evolução da perda de carga na FIG. C1 e TAB. C4, ambas no *APÊNDICE C*. O aumento da perda de carga devido à retenção de sólidos apresentou-se sinérgico ao ocorrido nos ensaios anteriores. O bom desempenho da dupla filtração foi vista por meio da alta remoção de turbidez, COT, clorofila *a* e cianobactérias (TAB. 17). Sobre os resultados de turbidez (TAB. C2), é possível verificar por meio da variação dos resultados, desempenho dos filtros superior ao ocorrido no ensaio I e inferior ao ocorrido no ensaio TESTE ($C_v = 49\%$ no FAAG e $C_v = 39\%$ no FRD). A variação dos resultados de pH na água bruta afluyente à estação se comportou semelhante as variações de turbidez na saída dos filtros (3,85 % no ensaio II; 1,24 % no ensaio I e 4,82 % no ensaio TESTE). Apesar de moderada variação nos resultados de pH da água bruta afluyente, neste ensaio foi possível verificar valor máximo de pH de coagulação superior ao registrado nos ensaios anteriores (9,73 no ensaio II, 7,87 no ensaio I e 9,33 no ensaio TESTE). Isto mostra excelente desempenho do PAC durante este ensaio.

De acordo com os resultados, 97,43 % do efluente do FAAG apresentou turbidez abaixo de 0,5 uT, enquanto que na saída do FRD todos os resultados estiveram abaixo deste limite. Da mesma forma que o ensaio I, para este parâmetro, a configuração adotada neste ensaio atenderia plenamente ao limite estabelecido pela Portaria 2.914 (Ministério da Saúde, 2011).

Sobre a eficiência da piloto na remoção de matéria orgânica e biomassa algal da AE, o sistema mostrou-se capaz de remover, em média, 84,7 % de COT e 98,5 % de clorofila *a* na saída do FRD. O tempo de contato da matéria orgânica na coluna de CAP e a afinidade desta com o carvão pulverizado certamente contribuíram para a obtenção dos altos percentuais de remoção neste ensaio.

Na FIG. 33 é possível observar a evolução da piloto na remoção de células de cianobactérias durante a carreira de filtração.

FIGURA 33 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio II

Sobre a eficiência na remoção de células de cianobactérias, calculada a partir da média dos quatro resultados registrados durante a carreira de filtração, o ensaio II apresentou remoção de 3,76 log na saída do FRD.

FIGURA 34 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio II. Considerando densidade máxima, percentil 75 %, mediana, percentil 25 % e densidade mínima. (a-AB – água bruta afluente; e-CAP – efluente da coluna de CPA; e-FAAG – efluente do FAAG; e-FRD – efluente do FRD)

Embora tenha sido inferior a remoção de cianobactérias neste ensaio, o máximo registrado de cianobactérias na saída do FRD foi de 101 células por

mililitro, quando no mesmo momento adentravam a estação 446.526 células por mililitro (TAB. 17).

Durante os quatro ensaios realizados por Queiroz (2010) nesta mesma piloto, porém, diferenciada pelo uso de pré-filtro em pedregulho, taxas de filtração no FAP de $120 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e no FRD de $180 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, 36 horas de duração da carreira de filtração e uso de sulfato de alumínio como coagulante, foi possível verificar remoções de células de cianobactérias de até 4,19 log no ensaio IV. A AE foi preparada com inóculos de uma lagoa facultativa da ETE Aurenny em Palmas, e apresentaram densidades próximas a 10^5 cél.mL^{-1} . Comparando com o resultado deste ensaio, é possível reconhecer a alta eficiência da dupla filtração na remoção de células de cianobactérias por meio de pré-filtros em pedregulho ou em areia grossa.

A FIG. 35 mostra a taxa de cianobactérias representada pelas densidades de células na água bruta afluyente e nos efluentes do CAP, FAAG e FRD, respectivamente, durante o início da operação, após 6, 12, 18 e 24 horas, além da média aritmética das densidades (ver TAB. C5 do APÊNDICE C). A taxa de cianobactérias na água bruta afluyente foi composta por dois espécimes filamentosos. Dentre as cianobactérias registradas, *Planktothrix isothrix* esteve presente e em maior densidade em todas as etapas do ensaio. Na água bruta, a sua participação esteve entre 93,7 e 100 %, enquanto que *Geitlerinema* sp. foi registrada somente em uma campanha, com participação de 6,3 % na composição. A densidade média total registrada durante o ensaio foi de $416.232 \text{ cél.mL}^{-1}$.

No efluente da coluna de carvão ativado pulverizado, *P. isothrix* foi a única espécie evidenciada, apresentando, como esperado, densidades similares ao registrado na água bruta afluyente. A densidade média total registrada durante o ensaio foi de $4,34 \times 10^5 \text{ cél.mL}^{-1}$. O uso da coluna de carvão ativado em pó neste ensaio está voltado à avaliação dos resultados da remoção de matéria orgânica dissolvida e de cianotoxinas. A sua ação adsortiva não interfere nos processos de remoção destes microrganismos ou de partículas de qualquer natureza. No efluente do FAAG, como visto anteriormente, *P. isothrix* esteve presente isoladamente em todas as campanhas, apresentando em média, 147 cél.mL^{-1} . A remoção de cianobactérias nesta etapa foi bastante elevada. O

uso do pré-filtro em areia grossa proporcionou uma maior segurança operacional ao sistema. No efluente do FRD, *P. isothrix* e *Geitlerinema* sp. compuseram a *taxa*, diferenciando-se apenas nas densidades registradas. *P. isothrix* esteve presente em todas as campanhas e apresentou média de 68 cél.mL⁻¹, enquanto que *Geitlerinema* sp. registrou 27 cél.mL⁻¹ na amostra coletada na segunda campanha. Como demonstrado nos resultados, a baixa diversidade da composição fitoplanctônica de cianobactérias na água bruta associada a sua morfologia, não trouxe benefícios em relação ao quantitativo final removido do sistema.

Na FIG. 36 é possível conhecer alguns representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio II.

FIGURA 35 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio II

FIGURA 36 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio II

[a – *Cyclotella* sp. / BACILLARIOPHYTA; b – *Phacus* cf. *longicauda* / EUGLENOPHYCEAE; c – *Euglena* sp. / EUGLENOPHYCEAE; d – *Aulacoseira granulata* / BACILLARIOPHYTA; e – *Planktothrix isothrix* / CYANOBACTERIA (imagem registrada no dia do ensaio); f – tricomas de *P. isothrix*; g – detalhe de tricoma de *P. isothrix* após longo período de exposição ao lugol acético – perda de aerótopos]. Escala 10 µm. (fotos do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

7.5.4 Ensaio III

No ensaio III, a configuração de tratamento utilizada diferenciou-se dos ensaios anteriores em razão da substituição da coluna de adsorção por uma coluna de pré-oxidação, seguida da dupla filtração e pós tratamento através de uma coluna adsorativa de carvão ativado granular.

A TAB. 18 mostra a configuração e os resultados das variáveis de controle e suas respectivas matrizes.

TABELA 18 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio III

AB ► COA ► PRÉ ► FAAG ► FRD ► FCAG (data: 22/03/2013 início: 18:00 h)								
Taxa de filtração (m³/m².d)	duração da carreira de filtração (h)		dosagem de PAC (mg.L ⁻¹)			pH de coagulação inicial		
FAAG = 180	24		45			8,78		
FRD = 180								
hora	a-AB					e-PreOx		
	CIANO	COT	Cl-a	pH	*TBZ	CIANO	COT	
0 h	367.821	16,3	80,85	9,43	6,14	-	-	
6h	301.485	15,1	77,93	8,40	7,43	263.458	16,3	
12h	392.449	16,1	93,84	8,03	7,00	201.443	15,2	
18h	207.155	17,4	124,37	9,05	7,01	284.173	13,4	
24h	363.283	16,3	135,12	9,74	7,31	227.683	16,5	
mínimo	207.155	15,1	77,93	7,35	6,14	201.443	13,4	
média	326.439	16,2	102,42	8,81	7,16	244.189	15,4	
máximo	392.449	17,4	135,12	9,76	7,83	284.173	16,5	
desvio padrão	74.630	0,83	25,93	0,76	0,43	36.832	1,41	
(% Cv)	23	5	25	9	6	15	9	
hora	e-FAAG				e-FRD			
	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ
0 h	-	-	-	-	-	-	-	-
6h	17	3,09	0,59	0,11	20	2,00	0,30	0,14
12h	199	5,30	0,85	0,09	77	1,80	0,26	0,08
18h	105	5,60	3,36	0,17	96	2,54	0,82	0,12
24h	149	5,86	2,55	0,35	31	2,50	2,48	0,27
mínimo	17	3,09	0,59	0,09	20	1,80	0,26	0,07
média	118	4,96	1,84	0,21	56	2,21	0,96	0,18
máximo	199	5,86	3,36	0,55	96	2,54	2,48	0,64
desvio padrão	77	1,27	1,33	0,14	36	0,37	1,04	0,12
(% Cv)	66	26	73	65	65	17	108	66

Cont. TAB. 18

hora	e-FCAG			
	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ
0 h	-	-	-	-
6h	9	0,40	0,10	0,09
12h	40	1,10	1,00	0,09
18h	85	0,80	2,55	0,09
24h	37	1,10	1,95	0,27
mínimo	9	0,40	0,10	0,07
média	43	0,85	1,40	0,14
máximo	85	1,10	2,55	0,40
desvio padrão	31	0,33	1,08	0,08
(% Cv)	74	39	77	58

* valores de turbidez registrados na hora correspondente.

Legenda: AB = água bruta; COA = água coagulada na unidade de mistura rápida; PRÉ = coluna de pré-oxidação; FAAG = filtro ascendente de areia grossa; FRD = filtro rápido descendente de areia; FCAG – filtro de carvão ativado granular; a-AB = água bruta afluyente; e-PreOx = efluente da PRÉ; e-FAAG = efluente do FAAG; e-FRD = efluente do FRD; e-FCAG = efluente do FCAG; CIANO = cianobactérias em cél.mL⁻¹; COT = carbono orgânico total em mg.L⁻¹; Cl-a = clorofila *a* em µg.L⁻¹; pH = potencial hidrogeniônico; TBZ = turbidez em uT; % Cv = coeficiente de variação.

Este ensaio apresentou as mesmas configurações de projeto dos ensaios anteriores. Na TAB. D2 do *APÊNDICE D* é possível verificar a evolução da turbidez no efluente do FAAG, efluente do FRD e efluente do FCAG ao longo do ensaio. Já na TAB. D3 do mesmo *APÊNDICE*, é possível verificar a disposição dos resultados de pH da água bruta afluyente e coagulada ao longo do ensaio. A perda de carga máxima no FAAG foi de aproximadamente 235 cm, após 23 horas do início do ensaio, enquanto que no FRD e FCAG não ultrapassou 25 e 2 cm, respectivamente, em todo o ensaio. É possível verificar a evolução da perda de carga na FIG. D1 e TAB. D4, ambas no *APÊNDICE D*. Embora tenha apresentado turbidez média inferior ao ensaio anterior, a colmatção do FAAG apresentou-se mais efetiva, proporcionando condições favoráveis ao transpasse. Vale ressaltar novamente a importância das descargas de fundo intermediárias para o bom funcionamento do FAAG, pois cada vez que era executada, a perda de carga diminuía. O ótimo desempenho da piloto foi visto novamente por meio da elevada remoção de turbidez, COT, clorofila *a* e cianobactérias (TAB. 18). Neste ensaio ocorreram as maiores variações de pH na água bruta e coagulada, sendo 8,66 % e 7,93 %, respectivamente. O pH máximo registrado chegou a 9,76, enquanto o mínimo foi de 7,35 na água bruta. Esta amplitude não proporcionou perda de

coagulação com o uso do PAC, demonstrando mais uma vez a segurança em trabalhar com este produto em caso de florações de cianobactérias. Sobre o atendimento à legislação vigente ao controle de qualidade da água para consumo humano, para os níveis de turbidez, o FAAG produziu 92,50 % do seu efluente com níveis abaixo de 0,5 uT, enquanto que o efluente do FRD atendeu em 97,44 % o preconizado na legislação.

Sobre a eficiência da IPDF na remoção de matéria orgânica e biomassa algal da AE, o sistema mostrou-se capaz de remover, em média, 94,8 % de COT na saída do FCAG e 99,1 % de clorofila *a* na saída do FRD. Durante o ensaio ocorreram flutuações destas variáveis não correlatas aos resultados das densidades de cianobactérias. Estas variações, como explicado no item 7.3 (caracterização da água bruta), certamente ocorreram em virtude da presença de algas fitoflageladas advindas juntamente com cianobactérias no inóculo da ETE Francisquinha.

Na FIG. 37 é possível verificar o desempenho da IPDF na remoção de células de cianobactérias durante o ensaio.

FIGURA 37 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio III

Em relação à eficiência na remoção de células de cianobactérias calculada a partir da média dos quatro resultados registrados durante a carreira de filtração, o ensaio III apresentou 3,82 log de células por mililitro removidas na saída do FRD (FIG. 38).

FIGURA 38 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio III. Considerando densidade máxima, percentil 75 %, mediana, percentil 25 % e densidade mínima. (a-AB – água bruta afluyente; e-PreOx – água efluente da coluna de pré-oxidação; e-FAAG – efluente do FAAG; e-FRD – efluente do FRD; e-FCAG – efluente do FCAG)

A FIG. 39 apresenta a *taxa* de cianobactérias e as densidades de células na água bruta afluyente e nos efluentes da coluna de pré-oxidação, FAAG, FRD e FCAG, respectivamente, durante o início da operação, após 6, 12, 18 e 24 horas, além da média aritmética das densidades (ver TAB. D5, APÊNDICE D). A *taxa* de cianobactérias na água bruta afluyente foi composta por oito espécimes, sendo 33,3 % coloniais e 66,6 % filamentosos. A presença de representantes deste último grupo, certamente contribuíram para elevar a perda de carga no FAAG. Dentre as cianobactérias registradas, *Planktothrix isothrix* esteve presente e em maior densidade em todas as etapas do ensaio. Na água bruta, a sua participação oscilou entre 51 e 87 %, enquanto que *Geitlerinema* sp. compôs a *taxa* entre 10 e 37 %. No efluente da coluna de pré-oxidação, a *taxa* registrada foi reduzida a quatro espécimes. *P. isothrix*, como esperado, dominou todas as campanhas com densidades que variaram de 44 a 67 % na *taxa*. Já *P. limnetica* apresentou densidades que variaram entre 23 e 44 % da *taxa*. Já na saída do FAAG, *P. isothrix* e *Pseudanabaena* sp. compuseram a *taxa*, entretanto, somente *P. isothrix* esteve presente em todas as campanhas, com percentuais que variaram de 84 a 100 %. Em termos quantitativos, a densidade máxima registrada foi 177 cél.mL⁻¹ de *P. isothrix*, na amostra coletada 12 horas após o início do ensaio. No efluente do FRD, *P. isothrix* esteve presente em todas as

amostras, com densidades que variaram de 20 a 96 cél.mL⁻¹. Diferente do ocorrido na saída do FRD, a taxa de cianobactérias na saída do FCAG foi composta por *P. isothrix* e *Geitlerinema* sp.. A maior densidade registrada foi de *P. isothrix* com 43 cél.mL⁻¹. A máxima densidade total registrada foi de 85 cél.mL⁻¹. De maneira geral, este ensaio apresentou regularidade na remoção de cianobactérias e outras variáveis.

No trabalho realizado por Sales (2005) sobre a avaliação da eficiência de remoção de cianobactérias em dupla filtração, em FAAG e FRD, mas com taxas de filtração diferentes do presente estudo, a configuração constituída por coluna de pré-oxidação com cloro e dióxido de cloro, aumentou a remoção de cianobactérias. Segundo Petrusevsky et al., (1996) há ganho percentual na remoção de células de cianobactérias quando há a aplicação de oxidante em etapas que antecedem a filtração final. Todavia, Kuroda (2006) não considerou esta premissa, e afirmou que a remoção de células de *Microcystis* spp. esteve fortemente relacionada às condições de coagulação química.

Na FIG. 40 é possível conhecer alguns representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluente à IPDF durante o ensaio III.

FIGURA 39 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio III

FIGURA 40 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluente à IPDF durante o ensaio III

[a – *Aulacoseira granulata* / BACILLARIOPHYTA; b – *Euglena* sp. / EUGLENOPHYCEAE; c – *Encyonema* sp. / BACILLARIOPHYTA e hormogônio de *Planktothrix isothrix* / CYANOBACTERIA; d – *Trachelomonas* cf. *volvocina* / EUGLENOPHYCEAE e tricoma e hormogônio de *P. isothrix*; e - *Phacus* sp. / EUGLENOPHYCEAE e hormogônios de *P. isothrix*; f – *Staurastrum* sp. / ZYGNEMAPHYCEAE e tricoma e hormogônios de *P. isothrix*]. Escala 10 µm. (fotos do autor: em 22 de março de 2013)

7.5.5 Ensaio IV

No ensaio IV foram utilizadas as colunas de pré-oxidação e carvão ativado em pó antes da dupla filtração. A configuração e os resultados das variáveis de controle e suas respectivas matrizes estão dispostos na TAB. 19.

TABELA 19 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio IV

AB ► COA ► PRÉ ► CAP ► FAAG ► FRD (data: 31/08/2013 início: 19:00 h)								
Taxa de filtração (m³/m².d)	duração da carreira de filtração (h)	dosagem de PAC (mg.L ⁻¹)		Dosagem de CAP (mg.L ⁻¹)		pH de coagulação inicial		
FAAG = 180	24		45		40	7,82		
FRD = 180								
hora	a-AB					e-PreOx		
	CIANO	COT	Cl-a	pH	*TBZ	CIANO	COT	Cl-a
0 h	166.590	-	122,4	8,31	13,60	-	-	-
6h	140.402	15,1	159,40	7,96	10,60	135.432	16,3	145,5
12h	202.122	16,1	291,03	8,00	8,76	196.380	15,2	258,4
18h	212.126	17,4	303,28	8,43	9,49	195.145	13,4	307,7
24h	172.529	16,3	282,44	8,36	10,70	166.428	16,5	294,1
mínimo	140.402	15,1	122,40	7,58	5,58	135.432	13,4	145,5
média	178.754	16,2	231,71	8,07	8,07	173.346	15,4	251,4
máximo	212.126	17,4	303,28	8,50	11,60	196.380	16,5	307,7
desvio padrão	28.798	0,96	84,25	0,24	1,53	28.816	1,41	73,61
(% Cv)	23	5	25	3	19	17	9	29
hora	e-CAP		e-FAAG					
	CIANO	Cl-a	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ		
0 h	-	-	-	-	-	-		
6h	129.712	152,17	21	3,09	3,78	0,32		
12h	188.525	241,98	80	5,30	6,09	0,37		
18h	189.062	284,27	102	5,60	13,65	0,18		
24h	164.718	290,25	88	5,86	3,66	0,15		
mínimo	129.712	152,17	21	3,09	3,66	0,15		
média	168.004	242,17	73	4,96	6,79	1,11		
máximo	189.062	290,25	102	5,86	13,65	5,40		
desvio padrão	27.938	63,73	36	1,27	4,70	1,64		
(% Cv)	17	26	49	26	69	148		
hora	e-FRD							
	CIANO		COT		Cl-a		*TBZ	
0 h	-		-		-		-	
6h	0		2,00		1,99		0,20	
12h	8		1,80		8,53		0,24	

Cont. TAB. 19

18h	44	2,54	13,08	0,16
24h	11	2,50	1,12	0,12
mínimo	0	1,80	1,12	0,11
média	16	2,21	6,18	0,20
máximo	44	2,54	13,08	0,42
desvio padrão	19	0,37	5,67	0,08
(% Cv)	123	17	92	39

* valores de turbidez registrados na hora correspondente.

Legenda: AB = água bruta; COA = água coagulada na unidade de mistura rápida; PRÉ = coluna de pré-oxidação; CAP = coluna de carvão ativado em pó; FAAG = filtro ascendente de areia grossa; FRD = filtro rápido descendente de areia; a-AB = água bruta afluyente; e-PreOx = efluente da PRÉ; e-CAP = efluente da CAP; e-FAAG = efluente do FAAG; e-FRD = efluente do FRD; CIANO = cianobactérias em cél.mL^{-1} ; COT = carbono orgânico total em mg.L^{-1} ; Cl-a = clorofila *a* em $\mu\text{g.L}^{-1}$; pH = potencial hidrogeniônico; TBZ = turbidez em uT; % Cv = coeficiente de variação.

As mesmas configurações de projeto dos demais ensaios foram aplicadas no ensaio IV. Na TAB. E2 do *APÊNDICE E* é possível verificar a evolução da turbidez no efluente do FAAG e efluente do FRD durante o ensaio. A disposição dos resultados de pH da água bruta afluyente e coagulada ao longo do ensaio é vista na TAB. E3 do mesmo *APÊNDICE*. Após 21 horas de ensaio, ocorreu transpasse no FAAG, quando a perda de carga atingida foi de aproximadamente 60 cm. No FRD, a perda de carga foi de 115 cm, após 22 horas de funcionamento. A razão para a ocorrência do transpasse no FAAG esteve associada à perda de coagulação ocorrida, muito provavelmente, em razão da alteração do pH da água bruta, que variou de 8,29, às 15:05 h, a 7,70, às 16:05 h. Na FIG. E1 e TAB. E4, ambas no *APÊNDICE E*, é possível verificar a evolução da perda de carga nestes filtros.

Embora tenha apresentado turbidez relativamente baixa na água bruta afluyente, em média, 8,07 uT, o transpasse no FAAG foi observado pelo desprendimento de flocos na água pré-filtrada. Mesmo ocorrendo isto, o FRD garantiu turbidez abaixo de 0,43 uT até o final da carreira. O transpasse ocorre quando as forças de cisalhamento são maiores do que as forças de aderência, provocando o arrastamento das partículas para as subcamadas inferiores do meio filtrante, até aparecerem na água filtrada (O'Melia et al., 1967; Di Bernardo & Dantas, 2005). A razão para ter ocorrido o transpasse neste ensaio esteve condicionada, muito provavelmente, a diversidade de microalgas na AE. Neste ensaio, além de cianobactérias filamentosas, houve a participação efetiva de

fitoflageladas, principalmente, *Euglena* spp., *Phacus* spp. e *Chlamydomonas* spp.. A concentração de clorofila *a* após 18 horas do início do ensaio ultrapassou 300 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Isso reforça a hipótese de que o episódio ocorreu em razão da presença destas algas na composição dos flocos. Segundo Pádua (2006), dificilmente ocorre transpasse no FAAG, porém, a existência de um FRD permite maior segurança ao sistema.

Mais uma vez, a piloto apresentou elevada remoção de turbidez, cianobactérias e clorofila *a* (TAB. 19). Em relação à remoção de turbidez, é possível verificar alta variação nos resultados na saída do FAAG em virtude do transpasse, entretanto, ocorreu baixa variação nos resultados da saída do FRD ($C_v = 148\%$ no FAAG e $C_v = 39\%$ no FRD). Neste ensaio ocorreram baixas variações de pH na água bruta e coagulada, sendo 2,94 % e 3,62 %, respectivamente. O pH máximo registrado chegou a 8,50, enquanto o mínimo foi de 7,58, na água bruta. Sobre a remoção de turbidez, o FAAG produziu 68,29 % do seu efluente com níveis abaixo de 0,5 uT, enquanto que o efluente do FRD esta remoção chegou a 100 %. Sobre a eficiência da piloto na remoção de carbono orgânico total e clorofila *a* na AE, o sistema removeu, em média, 86,4 % de matéria orgânica e 97,3 % de biomassa algal, sendo ambas na saída do FRD. De acordo com Singer (1994), a eficiência na remoção de COT presente na matéria orgânica da maioria das águas naturais depende da concentração de COT, tempo de contato, alcalinidade, composição inorgânica da água, pH e relação entre as frações hidrofóbica e hidrofílica e do pH de coagulação. Apesar de monitorar o COT, alcalinidade da água bruta e pH da água coagulada, este estudo não forneceu subsídios para esclarecer melhor o ocorrido. Seriam necessários estudo de isotermas de adsorção, determinação do volume de poros, etc. Durante este ensaio não ocorreram flutuações significativas de COT em relação aos resultados das densidades de cianobactérias.

Na FIG. 41 é possível verificar o desempenho da IPDF na remoção de células de cianobactérias durante o ensaio.

FIGURA 41 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio IV

Em relação à eficiência na remoção de células de cianobactérias, o ensaio IV apresentou 4,36 log de células por mililitro na saída do FRD (FIG. 42). Este é o maior nível de remoção de cianobactérias dentre os ensaios até aqui avaliados. Mais uma vez, o filtro descendente rápido em areia mostrou-se seguro e eficiente diante de águas com elevadas densidades de cianobactérias.

FIGURA 42 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio IV. Considerando densidade máxima, percentil 75 %, mediana, percentil 25 % e densidade mínima. (a-AB – água bruta afluyente; e-PreOx – efluente da coluna de pré-oxidação com cloro; e-CAP – efluente do CAP; e-FAAG – efluente do FAAG; e-FRD – efluente do FRD)

Queiroz (2010) conseguiu remover 4,32 log de células de cianobactérias, em média, nesta piloto, utilizando esta configuração, porém, com pré-filtro ascendente em pedregulho. Neste mesmo ensaio, o autor afirma que a pré-cloração foi responsável pela remoção de 11 % de cianobactérias.

A FIG. 43 apresenta a *taxa* de cianobactérias e as densidades de células na água bruta afluente e nos efluentes da coluna de pré-oxidação, CAP, FAAG e FRD, respectivamente, durante o início da operação, após 6, 12, 18 e 24 horas, além da média aritmética das densidades (ver TAB. E5, *APÊNDICE E*). A *taxa* de cianobactérias na água bruta afluente foi composta por três espécimes, sendo todos filamentosos. Dentre as cianobactérias registradas, *Planktothrix isoethrix*, mais uma vez, esteve presente e em maior densidade em todas as etapas do ensaio. Na água bruta, a sua participação oscilou entre 88 e 95 %, enquanto que *Planktolyngbya limnetica* participou da *taxa* entre 3 e 8 %. No efluente da coluna de pré-oxidação, a *taxa* registrada apresentou os mesmos espécimes. *P. isoethrix*, como esperado, dominou todas as campanhas com densidades que variaram de 93 a 97 % na *taxa*. Já *P. limnetica* apresentou densidades que variaram entre 3 e 4 % da *taxa*. No efluente do CAP, *P. isoethrix* compôs a *taxa* entre 93 e 90 %. Já na saída do FAAG e FRD, *P. isoethrix* apresentou os maiores percentuais de composição da *taxa*, estando em 100 % em duas campanhas em ambos os filtros. Em termos quantitativos, a densidade máxima registrada na saída do sistema foi de 44 cél.mL⁻¹ de *P. isoethrix*, na amostra coletada 18 horas após o início do ensaio, na saída do FRD.

Na FIG. 43 é consta alguns representantes do fitoplâncton evidenciados nas amostras de água bruta afluente à estação durante o ensaio IV.

FIGURA 43 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio IV

FIGURA 44 - Representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluente à IPDF durante o ensaio IV

[a – *Phacus* cf. *longicauda* / EUGLENOPHYCEAE e hormogônios de *Planktothrix isothrix* / CYANOBACTERIA; b – *P.* cf. *longicauda*; c – *P.* cf. *longicauda* e tricomas e hormogônios de *P. isothrix*; d – *P.* cf. *longicauda* e fitoflagelada colonial; e/g - hormogônios de *P. isothrix*; f – tricoma de *P. isothrix*; h – representante de Phormidiaceae / CYANOBACTERIA]. Escala 10 µm. (fotos do autor: em 31 de agosto de 2013)

7.5.6 Ensaio V

A coluna de oxidação entre a dupla filtração e posteriormente um filtro de carvão ativado granular foi o diferencial na configuração do ensaio V, em relação aos outros ensaios.

A TAB. 20 mostra esta configuração e os resultados das variáveis de controle e suas respectivas matrizes.

TABELA 20 - Configuração e resumo dos resultados do ensaio V

AB ► COA ► FAAG ► INTER ► FRD ► FCAG (data: 15/04/2013 início: 20:30 h)									
Taxa de filtração (m³/m².d)	duração da carreira de filtração (h)		dosagem de PAC (mg.L ⁻¹)			pH de coagulação inicial			
FAAG = 180 FRD = 180	24		37			7,50			
hora	a-AB					e-FAAG			
	CIANO	COT	Cl-a	pH	*TBZ	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ
0 h	194.017	13,7	85,44	8,88	9,50	-	-	-	-
6h	222.387	12,4	84,27	7,69	7,11	146	8,5	0,44	0,16
12h	256.659	12,4	58,80	7,78	7,20	20	7,1	7,79	0,33
18h	238.380	13,3	79,68	7,96	6,27	73	7,9	0,92	0,26
24h	249.813	13,6	93,72	7,93	5,83	182	8,1	3,81	0,15
mínimo	194.017	12,4	58,80	7,42	5,83	20	7,1	0,44	0,13
média	232.251	13,1	80,38	7,89	7,00	105	7,9	3,24	0,22
máximo	256.659	13,7	93,72	8,88	9,50	182	8,5	7,79	0,47
desvio padrão	25.004	0,64	13,09	0,20	0,92	73	0,59	3,38	0,07
(% Cv)	11	5	16	2	13	69	7	104	31
hora	e-InterOx			e-FRD					
	CIANO	COT	Cl-a	CIANO	COT	Cl-a	*TBZ		
0 h	-	-	-	-	-	-	-		
6h	181	8,40	0,44	43	8,88	0,24	0,15		
12h	14	7,80	5,61	14	7,83	1,47	0,23		
18h	44	7,90	1,80	61	10,10	2,04	0,16		
24h	44	8,30	1,80	83	8,10	1,36	0,14		
mínimo	14	7,80	0,44	14	7,83	0,24	0,12		
média	71	8,10	2,41	50	8,73	1,28	0,17		
máximo	181	8,40	5,61	83	10,10	2,04	0,25		
desvio padrão	75	0,29	2,22	29	1,02	0,75	0,03		
(% Cv)	106	4	92	58	12	59	20		
hora	e-FCAG								
	CIANO		COT		Cl-a		*TBZ		
0 h	-		-		-		-		

Cont. TAB. 20

6h	41	7,27	0,47	0,17
12h	13	7,03	0,74	0,18
18h	8	7,10	0,74	0,16
24h	29	6,63	0,68	0,14
mínimo	8	6,63	0,47	0,11
média	23	7,01	0,66	0,15
máximo	41	7,27	0,74	0,27
dp	15	0,27	0,13	0,04
(% Cv)	66	4	19	24

* valores de turbidez registrados na hora correspondente.

Legenda: AB = água bruta; COA = água coagulada na unidade de mistura rápida; FAAG = filtro ascendente de areia grossa; INTER = coluna de Inter oxidação com cloro; FRD = filtro rápido descendente de areia; FCAG = filtro de carvão ativado granular; a-AB = água bruta afluyente; e-FAAG = efluente do FAAG; e-InterOx = efluente da INTER; e-FRD = efluente do FRD; e-FCAG = efluente do FCAG; CIANO = cianobactérias em cél.mL⁻¹; COT = carbono orgânico total em mg.L⁻¹; Cl-a = clorofila a em µg.L⁻¹; pH = potencial hidrogeniônico; TBZ = turbidez em uT; % Cv = coeficiente de variação.

Este ensaio apresentou as mesmas configurações de projeto dos ensaios anteriores. Na TAB. F2 do *APÊNDICE F* é possível verificar a evolução da turbidez nos efluentes do FAAG, FRD e FCAG ao longo do ensaio. Já na TAB. F3 do mesmo *APÊNDICE*, é possível verificar todas as medições de pH nas águas bruta afluyente e coagulada durante o ensaio. A perda de carga máxima no FAAG foi de aproximadamente 110 cm, no final da carreira de filtração, enquanto que no FRD e FCAG a perda de carga não ultrapassou 32 e 3 cm, respectivamente, ao longo do ensaio. É possível verificar a evolução da perda de carga na FIG. F1 e TAB. F4, ambas no *APÊNDICE F*.

Quando comparada aos resultados dos demais ensaios, a variação da turbidez neste ensaio, vista na TAB. F2 do *APÊNDICE F*, esteve muito baixa (Cv = 20 % no FAAG e Cv = 24 % no FRD). Da mesma maneira ocorreu com a variação do pH na água bruta afluyente à estação e na água coagulada (Cv = 2,50 % na água bruta afluyente e Cv = 1,53 % na água coagulada). A baixa variação de turbidez e pH na água bruta favorecem o controle das dosagens de coagulantes durante o tratamento.

Novamente foi visto elevada remoção de turbidez, clorofila a e cianobactérias neste ensaio (TAB. 20). Sobre o atendimento aos níveis de turbidez preconizado na legislação relativa ao controle de qualidade da água para consumo humano, o FAAG e o FRD produziram 100 % do seu efluente com níveis abaixo de 0,5 e 0,3 uT, respectivamente.

Comparando todos os resultados de turbidez nos efluentes do FAAG e FRD, foi possível verificar, por meio de análise de variância ANOVA, que não houve variância significativa entre os resultados de turbidez do e-FAAG e e-FRD durante os ensaios TESTE ($p\ value = 0,209$); I ($p\ value = 0,149$); II ($p\ value = 0,106$) e III ($p\ value = 0,247$). De acordo com ANOVA, o FAAG e FRD operaram com maior sinergia durante estes ensaios. Por outro lado, houve elevada variância nos resultados de turbidez durante os ensaios, IV ($p\ value = 0,0007$) e V ($p\ value = 0,00005$). Durante os ensaios o ensaio IV ocorreu transpasse no FAAG após vinte horas do início de operação, respectivamente. A análise de variância revelou também que no ensaio V, por exemplo, onde houve a maior variância entre os resultados de turbidez, a intercloração pode ter proporcionado ao FRD, afluentes mais estabilizados em consequência da oxidação da matéria orgânica (ver TAB. F6. *APÊNDICE F*).

Em relação à remoção de matéria orgânica e biomassa algal da AE, o sistema mostrou-se capaz de remover, em média, 46,4 % de COT na saída do FCAG e 98,4 % de clorofila *a* na saída do FRD. O percentual de remoção de matéria orgânica em todas as unidades filtrantes foi bastante baixo. Isso deve ter ocorrido, muito provavelmente, em razão da alta percentagem de carbono orgânico dissolvido (COD) na água bruta afluenta (86,9 %) (ver TAB. 13). Outra hipótese, seria a competição entre o cloro e o COD pelos sítios adsorptivos do CAG, assim como a possibilidade da composição da água bruta afluenta a coluna de carvão não ter afinidade com as características do CAG.

Na FIG. 45 é possível verificar o desempenho da IPDF na remoção de células de cianobactérias durante o ensaio.

FIGURA 45 - Desempenho da IPDF na remoção de cianobactérias no ensaio V

Durante o ensaio V foi possível verificar a remoção média de 3,76 log de células de cianobactérias na saída do FRD (FIG. 46). Esta remoção não foi tão elevada quando se comparada ao mesmo nível de remoção evidenciados nos ensaios TESTE e II, quando ocorreram densidades de cianobactérias 1,8 e 2,7 vezes maiores do que neste ensaio, respectivamente.

FIGURA 46 - Remoção em log de células de cianobactérias no ensaio V. Considerando densidade máxima, percentil 75 %, mediana, percentil 25 % e densidade mínima. (a-AB – água bruta afluyente; e-FAAG – efluente do FAAG; e-FRD – efluente do FRD; e-FCAG – efluente do FCAG)

A FIG. 47 apresenta a *taxa* de cianobactérias e as densidades de células na água bruta afluyente e nos efluentes do FAAG, coluna de interoxidação, FRD e FCAG, respectivamente, durante o início da operação, após 6, 12, 18 e 24 horas, além da média aritmética das densidades (ver TAB. F5, APÊNDICE F). A *taxa* de cianobactérias na água bruta afluyente foi composta por três espécimes, sendo 33,3 % coloniais e 66,6 % filamentosos. Dentre as cianobactérias registradas, *Planktothrix isothrix* esteve presente e em maior densidade em todas as etapas do ensaio. Na água bruta, a sua participação oscilou entre 94 e 99 %, enquanto que *Geitlerinema* sp. compôs a *taxa* entre 1 e 2 %. No efluente do FAAG, a *taxa* registrada foi composta também por três espécimes, e *P. isothrix*, como esperado, dominou três das quatro campanhas com densidades que variaram de 52 a 100 %. Já *Geitlerinema* sp. participou em 42 % na *taxa*. Na saída da coluna de interoxidação com cloro, *P. isothrix*, *Planktolyngbya limnetica* e *Spirulina* sp. compuseram a *taxa*, entretanto, somente *P. isothrix* esteve presente isoladamente em duas campanhas, com percentuais que variaram de 82 a 100 %. No efluente do FRD, a *taxa* foi composta por três espécimes, estando mais uma vez, *P. isothrix* participando em duas campanhas isoladamente. Já na saída do FCAG, *P. isothrix* participou isoladamente em três das quatro campanhas, apresentando densidades que variaram de 52 a 100 % da *taxa*. Enfim, assim como nos demais ensaios, a configuração adotada mostrou-se eficiente na remoção de cianobactérias filamentosas, garantindo um efluente com poucas células, e podendo, após ajustes operacionais em escala real, aumentar a sua eficiência.

Na FIG. 48 é possível conhecer alguns representantes do fitoplâncton presentes na água bruta afluyente à IPDF durante o ensaio V.

FIGURA 47 - Taxa e densidades de células de cianobactérias por mililitro durante o ensaio V

FIGURA 48 - Representantes do fitoplâncton presentes na água de bruta afluenta à IPDF durante o ensaio V

[a – *Scenedesmus* cf. *pectinatus* / CHLOROPHYCEAE e hormogônio de *Planktothrix isothrix* / CYANOBACTERIA; b – *Phacus* cf. *longicauda* / EUGLENOPHYCEAE; c – *Lepocinclis* sp. / EUGLENOPHYCEAE; d/e – tricomas de *P. isothrix*]. Escala 10 µm. (fotos do autor: em 15 de abril de 2013)

7.6 Remoção de cianotoxinas

De acordo com a TAB. 21, é possível verificar a baixa concentração de cianotoxinas na AE durante os ensaios na piloto. Nas amostras coletadas nos ensaios III, IV e V, as concentrações de microcistinas (myc), saxitoxinas (sax) e cilindrospemopsina (cyn) estiveram sempre abaixo do limite de quantificação do método (LQ). Nos ensaios TESTE, I e II, foram detectadas somente microcistinas, sendo o ensaio II, o que apresentou a maior concentração na água bruta, coletada 30 minutos antes do início da carreira de filtração ($0,361 \mu\text{g.L}^{-1}$). Considerando a água bruta afluenta, cuja amostra foi coletada 12 horas após o início do ensaio, o ensaio TESTE apresentou maior concentração de microcistinas ($0,533 \mu\text{g.L}^{-1}$), seguida dos ensaios II ($0,378 \mu\text{g.L}^{-1}$) e do ensaio I ($0,269 \mu\text{g.L}^{-1}$). O aumento da concentração de cianotoxinas na AB e a-AB no ensaio TESTE ocorreu certamente pela variação da densidade de células de cianobactérias na água bruta afluenta ($194.017 \text{ cél.mL}^{-1}$ /após 6 h; $888.901 \text{ cél.mL}^{-1}$ /após 12 h; $508.406 \text{ cél.mL}^{-1}$ /após 18 h e $714.171 \text{ cél.mL}^{-1}$ /após 24 h). Neste ensaio não houve recirculação da água e a espécie dominante, *Planktothrix isothrix*, é dententora de aerótopos, possibilitando migração na coluna d'água. A remoção de microcistinas neste ensaio foi de 70,74 % na saída do FRD e de 82,36 % na saída do FCAG. Apesar das baixas concentrações evidenciadas, o pós-tratamento em coluna de carvão ativado granular, apresentou eficiência abaixo do esperado. No ensaio II, a aplicação do carvão ativado em solução também apresentou baixa eficiência na remoção de microcistinas na amostra coletada no e-FRD (80,95 %). Essa baixa eficiência do CAP e CAG pode estar associada às características adsorptivas do carvão utilizado, tamanho e quantidade de poros, natureza da matéria prima, isoterma de adsorção, entre outros, e no pH da AE. Donati et al., (1994), avaliando oito diferentes tipos de CAP, demonstrou que carvões a base de madeira foram oito vezes mais efetivos na remoção de microcistina LR em relação aos carvões derivados de coco. O autor explica ainda que o carvão de madeira possui um grande volume de microporos e mesoporos, enquanto que o carvão a base de coco tem um baixo volume de mesoporos. O carvão ativado utilizado nesta pesquisa foi produzido a partir do endocarpo de coco babaçu. Segundo Masschelein (1992), o pH muitas vezes tem um efeito significativo nas características da adsorção. Para muitos compostos poluentes na água, a

a capacidade adsortiva aumenta em função do decréscimo do valor do pH (Weber, 1972; Randtke & Snoeyink, 1983 in Silva-Simone, 2005) no ensaio TESTE, o pH da água bruta variou de 7,94 a 9,33, enquanto que no ensaio I, essa variação foi de 7,54 a 7,63, já no ensaio II, houve variação de 8,62 a 9,73. Na água coagulada, a variação no ensaio teste foi de 5,65 a 7,24, enquanto que no ensaio I, variou de 7,24 a 7,63, e no ensaio II, a variação foi de 7,46 a 8,87. Por outro lado, Pendleton et al. (2001) provaram que o carvão ativado proveniente de endocarpos de cocos possui uma maior afinidade pela microcistina LR do que o carvão ativado originário de madeiras, além disso, essa afinidade era maior em pH mais ácidos.

Kuroda (2006) avaliou a remoção de células de *Microcystis* spp. e microcistinas pelos processos de dupla filtração com filtração ascendente em pedregulho e de filtração descendente em areia, oxidação e adsorção com carvões ativados pulverizado e granular. O processo de tratamento por adsorção com carvão ativado granular – CAG, cuja matéria prima é a mesma do carvão utilizado neste estudo, utilizado como pós-tratamento, mostrou ser bastante eficiente para assegurar a qualidade dos efluentes finais dos sistemas testados, especialmente, com relação à remoção de microcistinas extracelulares. Nos ensaios 4 e 5 do seu estudo, os efluentes da filtração direta com concentrações de myc extracelular entre 10 e 22 $\mu\text{g.L}^{-1}$, tiveram sua concentração reduzida, consistentemente, para valores inferiores a 1,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ após adsorção em filtro de CAG. Comparando com os resultados apresentados neste estudo, a menor remoção de myc extracelular que Kuroda (2006) evidenciou em seu ensaio 5 (AE $\rightarrow$ FAP $\rightarrow$ FD $\rightarrow$ FCAG) foi de 83,6 %, na saída do FCAG, enquanto que a maior taxa de remoção chegou a 99,9 %. Como já apresentado, a remoção máxima aqui evidenciada foi de 82,36 % na saída do FCAG, durante o ensaio TESTE, quando foi utilizada a mesma configuração de Kuroda, porém, com composição de material filtrante e taxas diferenciadas, e no ensaio II, na saída do FRD (80,95 %), utilizando coluna de CAP ao invés de CAG. Segundo Lambert et al., (1996, in Jardim, 2004) o uso de carvão ativado granular (GAC) é muito eficiente para a remoção de em média 80 % de microcistina LR (leucina-arginina), desde que a água não possua excesso de matéria orgânica dissolvida. Na AE do ensaio TESTE, os níveis de matéria orgânica (MO) estiveram entre 5,10 e

12,30 mg.L⁻¹ de COT, e isso provavelmente tenha comprometido a eficiência do CAG, em razão da competição pelos sítios adsorptivos do carvão. No ensaio II, a variação de MO na água bruta foi de 5,70 a 7,70 mg.L⁻¹ de COT.

TABELA 21 - Concentração de cianotoxinas durante os ensaios na IPDF

ensaio/ cianotoxina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		Ponto de coleta									
		AB ³	a-AB ⁴	e-PreOx	e-CAP	e-FAAG	e-InterOx	e-FRD	e-FCAG	e-FRD 24 h	e-FCAG 24 h
Teste	Myc ¹	0,343	0,533	NR	NR	NR	NR	0,157	0,094	NR	NR
	Sax ¹	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	NR	NR
	Cyn ¹	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
I	Myc ¹	0,252	0,269	NR	NR	NR	NR	0,213	0,163	NR	NR
	Sax ¹	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	NR	NR
	Cyn ²	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	NR	NR
II	Myc ¹	0,361	0,378	NR	NR	NR	NR	0,072	NR	NR	NR
	Sax ¹	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	NR	< LQ	NR	NR	NR
	Cyn ²	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	NR	< LQ	NR	NR	NR
III	Myc ¹	< LQ	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	NR	< LQ
	Sax ¹	< LQ	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	NR	< LQ
	Cyn ¹	< LQ	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	NR	< LQ
IV	Myc ¹	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	NR	NR	< LQ	NR	< LQ	NR
	Sax ¹	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	NR	NR	< LQ	NR	< LQ	NR
	Cyn ¹	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	NR	NR	< LQ	NR	< LQ	NR
V	Myc ¹	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	< LQ	NR	< LQ
	Sax ¹	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	< LQ	NR	< LQ
	Cyn ¹	< LQ	< LQ	NR	NR	NR	< LQ	< LQ	< LQ	NR	< LQ

¹realizado no laboratório central de águas da Foz | Saneatins – método ELISA/placas;

²realizado na UFRJ – método HPLC;

³realizado no início do ensaio;

⁴realizado após doze horas do início do ensaio.

NR – não realizado

7.7 Formação de PSD

A formação de PSD em águas oxidadas com cloro está condicionada, segundo Singer (1994), ao pH, ao tempo de contato, à temperatura, à natureza e concentração da matéria orgânica natural, à dosagem de cloro aplicada, ao residual de cloro livre e à concentração de brometos. Na tabela 22 é possível verificar o desempenho da IPDF na remoção de PSD. Nas amostras coletadas no e-FRD 24 h do ensaio TESTE e no e-FRD 24 h e no e-FCAG 24 h do ensaio I, não apresentaram condições potenciais para a formação. No ensaio II, apesar de ter sido aplicado CAP, foi registrado formação de clorofórmio na amostra coletada no e-FRD 24 h ($0,023 \text{ mg.L}^{-1}$), o que elevou a concentração de THM para $0,027 \text{ mg.L}^{-1}$. Estes resultados mostraram que a capacidade adsortiva do carvão pulverizado utilizado neste ensaio não atuou de forma satisfatória para a remoção de compostos orgânicos precursores. A densidade e concentração média de cianobactérias e COT na água de estudo foram de $419.650 \text{ cél.mL}^{-1}$ e $6,77 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, e a amostra analisada apresentou um pH de 9,15. A concentração média de COD na água bruta afluente à IPDF correspondeu a 70,32 % do COT. Segundo Khordagui & Mancy, (1983); Santos, (1987) e Van Bremer (1984), a formação dos THM aumenta concomitante a elevação do pH, em razão da sua ação catalítica sobre o halofórmio. Neste ensaio foi possível inferir que o pH elevado, a natureza e a concentração da matéria orgânica natural afluente, associada à baixa capacidade adsortiva do CAP, contribuíram substancialmente para a formação de THM. No ensaio III não houve formação de PSD em nenhuma das amostras. Já no ensaio IV, foram evidenciadas formações de PSD no e-FRD 24 h. Foram registradas $0,021 \text{ mg.L}^{-1}$ de DCAA e $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ de TCAA, elevando a concentração de AHA para $0,069 \text{ mg.L}^{-1}$. Este valor esteve próximo ao limite máximo permitido estabelecido pela Portaria 2.914/2011, do Ministério da Saúde, para águas destinadas ao consumo humano. Dos ácidos acéticos halogenados, os ácidos dicloroacético e tricloroacético são hepatocarcinogênicos em ratos fêmeas e os ácidos dicloroacéticos em ratos machos (Komulainen, 2004). Em estudos de curto e longo prazo utilizando animais em laboratório, o ácido dicloroacético induziu a redução no peso corporal, danos nos testículos e no cérebro. A toxicidade de cloro hidratos e de cloro acetonas é bastante limitada, apesar de alguns estudos indicarem danos no fígado

de animais (WHO, 1993). Ainda neste ensaio, houve a formação clorofórmio ($0,04 \text{ mg.L}^{-1}$) e de bromodiclorometano ($0,004 \text{ mg.L}^{-1}$). Os THM formados atingiram a concentração de $0,047 \text{ mg.L}^{-1}$. A amostra analisada apresentou pH de 8,07, e a densidade média de cianobactérias na água bruta afluenta foi de $181.794 \text{ cél.mL}^{-1}$. Por meio dos resultados, foi possível reconhecer que o CAP utilizado não foi eficiente para remover totalmente os PSD afluentes da coluna de pré-oxidação, seja em razão da sua característica adsortiva ou da quantidade aplicada. No ensaio V, a dosagem de cloro aplicada na coluna de interoxidação ($0,10 \text{ mg.L}^{-1}$) não foi suficiente para promover a formação de AHA e THM nas amostras coletadas no e-interOx, e-FRD e e-FCAG, entretanto, a AE apresentou substâncias precursoras de PSD, que só puderam ser registradas com a adição $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ na amostra coletada no e-FCAG. A concentração de AHA nesta amostra foi de $0,036 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo o TCAA o único composto formado ($0,005 \text{ mg.L}^{-1}$). Ainda nesta amostra, foram formados $0,012 \text{ mg.L}^{-1}$ de THM, sendo o clorofórmio o único composto a ser formado ($0,009 \text{ mg.L}^{-1}$). A amostra analisada apresentou o pH igual a 7,88 e média de cianobactérias na água bruta afluenta de $241.810 \text{ cél.mL}^{-1}$. Este ensaio foi marcado pela saturação do carvão ativado granular em virtude da alta concentração de carbono orgânico dissolvido na água bruta afluenta (90,7 % do COT) e da concentração de cloro dosado na coluna de interoxidação.

TABELA 22 - Concentração de PSD durante os ensaios na IPDF

Subproduto da desinfecção	Resultados analíticos (em mg.L ⁻¹)														
	Teste	Ensaio I		Ensaio II	Ensaio III				Ensaio IV			Ensaio V			
	e-FRD 24 h	e-FRD 24 h	e-FCAG 24 h	e-FRD 24 h	e-PreOx	e-FRD	e-FCAG	e-FCAG 24 h	e-PreOx	e-CAP	e-FRD 24 h	e-InterOx	e-FRD	e-FCAG	e-FCAG 24 h
Ácido Cloroacético (MCAA)	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007
Ácido Bromoacético (MBAA)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Ácido Dicloroacético (DCAA)	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007	0,021	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007
Ácido Tricloroacético (TCAA)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,025	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,005
Ácido Bromocloroacético (BCAA)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Ácido Bromodicloroacético (BDCAA)	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Ácido Dibromoacético (DBAA)	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Ácido Clorodibromoacético (CDBAA)	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012
Ácido Tribromoacético (TBAA)	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
Ácidos Haloacéticos Totais	< 0,033	< 0,033	< 0,033	< 0,033	< 0,033	< 0,033	< 0,033	< 0,033	< 0,033	< 0,033	0,069	< 0,033	< 0,033	< 0,033	0,036
Clorofórmio	0,002	0,001	< 0,001	0,023	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,04	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,009
Bromodiclorometano	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,004	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Dibromoclorometano	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bromofórmio	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Trihalometanos Totais	0,005	0,004	< 0,004	0,027	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,047	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,012

Legenda: e-PreOx – água efluente da coluna de pré-oxidação; e-CAP – água efluente da coluna de carvão ativado em pó; e-InterOx – água efluente da coluna de interoxidação; e-FRD – água efluente do filtro rápido descendente em areia; e-FCAG – água efluente do filtro de carvão ativado granular; e-FRD 24 h – efluente do FRD oxidado com 5 mg de cloro e encerrada reação após 24 horas; e-FCAG 24 h – efluente do FCAG oxidado com 5 mg de cloro e encerrada reação após 24 horas.

8 CONCLUSÕES

Sobre a identificação dos potenciais agentes precursores da floração de *Dolichospermum solitarium*, os resultados da qualidade da água obtidos durante o monitoramento realizado em junho de 2012, apoiado pelo histórico de resultados das concentrações de fósforo no braço e na Bacia do ribeirão Taquaruçu, permitiram concluir que a contribuição do fósforo efluente da ETE Aurenny, em conjunto com os aportes de fósforo da bacia do ribeirão Taquaruçu Grande, da microbacia do córrego Machado e do córrego Tiúba, proporcionaram ao ponto 3 um ambiente potencial para o florescimento de cianobactérias.

Sobre a floração ocorrida no dia 01 de junho neste ponto, a chuva extemporânea ocorrida neste dia, certamente contribuiu com o aumento do aporte de fósforo advindo da bacia do Taquaruçu Grande, e, conseqüentemente, com a desestabilização térmica do ecossistema, proporcionando à espécie *D. solitarium* o domínio temporário da taxa.

Sobre a influência do lançamento de efluentes da estação de tratamento de esgoto Aurenny durante o surgimento da floração de *D. solitarium* no reservatório da UHE Lajeado, o estudo de correlação demonstrou que os níveis de fósforo no ponto 3 foram inversamente proporcionais aos níveis de fósforo efluentes da estação. Isso demonstra que os efluentes tratados da ETE não contribuíram isoladamente para o surgimento desta floração.

Sobre a eficiência da dupla filtração na remoção de turbidez, biomassa algal e matéria orgânica, foi possível verificar que a variação da composição físico-química, microbiológica e toxicológica nas águas de estudo influenciou efetivamente no rendimento dos processos testados. A grande vantagem desta variação foi reconhecer que a dupla filtração consegue garantir excelentes resultados. Exemplo disto foi a remoção de turbidez, o ensaio V (MR → FAAG → InterOx → FRD → FCAG), onde o efluente apresentou 100 % dos resultados abaixo de 0,3 uT.

Outro exemplo ocorreu na remoção de biomassa algal e matéria orgânica no ensaio III, sendo 99,1 % e 94,8 % removidos, respectivamente. Neste caso, a pré-cloração foi determinante para a oxidação da matéria orgânica e o filtro de carvão ativado granular para a sua adsorção.

Em relação à remoção de células de cianobactérias, a configuração do ensaio IV apresentou remoção máxima de 4,36 log em média. A pré-oxidação seguida de coluna de adsorção em CAP foram determinantes para este desempenho.

Presente em todos os ensaios, *Planktothrix isothrix* apresentou-se como uma espécie de fácil remoção em um sistema de dupla filtração quando aplicado o cloreto de polialumínio.

Sobre a presença de cianotoxinas, não houve produção significativa nas águas de estudo que justificassem explorar as configurações dos ensaios testados. A mistura da água do reservatório com o inóculo da ETE Francisquinha não proporcionou a formação de um ambiente para a produção deste microcontaminantes.

Em relação à formação de produtos secundários da desinfecção, não houve formação significativa destes compostos durante os ensaios, muito provavelmente em razão da natureza e concentração da matéria orgânica natural.

Como sugestão, é indispensável a inclusão dos parâmetros carbono orgânico total e carbono orgânico dissolvido nas próximas revisões das legislações inerentes ao enquadramento de corpos hídricos e potabilidade da água, em virtude da necessidade de se conhecer melhor a relação entre a qualidade da água captada e o potencial de formação de produtos secundários da desinfecção na água distribuída à população.

Enfim, este estudo mostrou-se indispensável, principalmente, aos responsáveis pelo abastecimento de água da capital, por pretenderem, em um futuro próximo, disponibilizar esta água para tratamento e posterior uso da população Palmense.

APÊNDICES

APÊNDICE A - ENSAIO TESTE

A1. Ensaio de bancada

TABELA A1 - Condições operacionais do teste de jarros e resultados do ensaio de filtração direta

mistura rápida:		Tmr = 10 s		Gmr = 1000 s ⁻¹	
condição de floculação:		Tf = 20 min		Gfloc = 150 s ⁻¹	
filtração:		coleta nos FLA após 20 min			
Parâmetros de controle: pH de coagulação e turbidez da água filtrada					
jarro	sulfato de alumínio (mg.L ⁻¹)	hidróxido de cálcio (mg.L ⁻¹)	pH de coagulação	água filtrada após 20 minutos	
				turbidez (uT)	cor aparente (uH)
1	10,0	0	7,43	8,97	63
2	20,0	0	7,31	1,41	5
3	30,0	0	7,14	0,47	1
4	40,0	0	6,99	0,34	1
5	50,0	0	6,91	0,29	1

TABELA A2 - Resultados de turbidez durante o ensaio TESTE na água bruta, no efluente do filtro ascendente de areia grossa (FAAG), filtro rápido descendente de areia (FRD) e filtro de carvão ativado granular (FCAG)

Horário (h)	Duração da Carreira (h)	Turbidez (uT)			
		água bruta afluente	Efluente FAAG	Efluente FRD	Efluente FCAG
14:40	0	-	0,99	1,09	-
14:50	00:10	-	1,13	0,93	-
15:00	00:20	-	1,05	1,08	-
15:10	00:30	-	1,12	1,12	-
15:20	00:40	-	0,67	0,54	-
15:30	00:50	-	0,60	0,55	-
15:40	01:00	-	0,60	0,56	-
15:50	01:10	-	0,63	0,55	-
16:00	01:20	-	0,70	0,65	-
16:10	01:30	-	0,56	0,51	0,41
16:30	01:50	-	0,52	0,49	0,42
16:50	02:10	-	0,44	0,46	0,42
17:10	02:30	-	0,37	0,51	-
17:30	02:50	-	0,39	0,39	-
18:20	03:40	-	0,30	0,27	0,29
19:20	04:40	-	0,23	0,21	0,3
19:40	05:00	-	0,32	0,23	0,32
20:00	05:20	9,8	0,22	0,25	-

21:30	06:50	-	0,20	0,16	0,15
22:34	07:54	-	0,16	0,15	0,15
23:30	08:50	-	0,16	0,15	0,16
00:20	09:40	-	0,21	0,19	0,17
01:20	10:40	-	0,30	0,22	0,18
02:00	11:20	17,6	-	-	-
03:35	12:55	-	0,37	0,34	0,28
04:10	13:30	-	0,39	0,34	0,27
05:35	14:55	-	0,68	0,58	0,48
06:55	16:15	-	0,74	0,74	0,59
07:15	16:35	-	0,57	0,61	-
07:38	16:58	-	0,53	0,57	0,52
08:20	17:40	32	0,88	0,54	0,41
09:10	18:30	-	1,90	0,73	0,38
09:20	18:40	-	2,70	0,75	0,33
09:40	19:00	-	2,76	1,00	-
10:13	19:33	-	2,25	2,09	-
10:24	19:44	-	1,78	2,00	-
11:50	21:10	-	1,04	1,07	-
12:00	21:20	-	0,79	0,57	-
12:10	21:30	-	0,64	0,64	-
12:40	22:00	-	0,63	0,58	-
13:00	22:20	-	0,56	0,53	-
13:27	22:47	-	0,51	0,43	-
13:44	23:04	-	0,39	0,34	-
14:22	23:42	32,0	0,29	0,26	0,26
mínima		9,8	0,16	0,15	0,15
média		22,85	0,75	0,60	0,32
máxima		32	2,76	2,09	0,59
desvio padrão		11,03	0,63	0,42	0,13
coeficiente de variação (% Cv)		48	84	69	40
coeficiente de <i>Pearson</i> (r)			0,74 e-FAAG x e-FRD	0,83 e-FRD x e-FCAG	

TABELA A3 - Resultados de pH da água bruta e coagulada durante o ensaio TESTE

horário	pH	
	bruta	coagulada
15:40	8,8	6,90
16:00	8,87	6,8
16:40	8,79	6,6
17:00	9,07	6,73
17:20	9,06	6,65
17:40	9,02	6,66
18:30	8,95	6,29
19:30	8,92	6,67
20:00	8,99	6,64
21:42	8,59	6,24
22:55	8,28	6,68
23:40	8,92	7,00
00:30	8,67	7,13
01:35	8,99	7,01
03:40	8,37	6,96
04:25	8,17	7,03
05:23	8,53	7,24
06:45	8,12	6,52
07:30	8,13	6,73
07:55	7,94	6,84
09:10	8,00	6,68
09:35	8,15	6,76
10:00	8,01	6,50
11:00	8,50	6,59
11:30	8,80	6,32
12:48	9,11	6,14
13:15	9,14	5,65
13:33	9,19	6,02
14:00	9,33	6,93
mínimo	7,94	5,65
média	8,67	6,65
máximo	9,33	7,24
desvio padrão	0,42	0,35
coeficiente de variação (% Cv)	4,82	5,24
coeficiente de Pearson (r)	-0,27

FIGURA A1 - Perda de carga no FAAG, FRD e FCAG durante o ensaio TESTE

TABELA A4 - Resultados da perda de carga no FAAG, FRD e FCAG durante o ensaio TESTE

Perda de carga					
Ensaio TESTE	Horário (h)	Duração da carreira (h)	FAAG (cm)	FRD (cm)	FCAG (cm)
	15:30	0	35	12	-
	18:30	03:00	60	12,5	1
	21:30	06:00	46	-	-
	00:30	09:00	77	-	0,5
	3:30	12:00	91	-	-
	04:25	12:55	55	-	0,5
	6:30	15:00	108	-	-
	09:30	18:00	32	-	0,5
	13:20	21:50	79	-	1,5
	14:15	22:45	107	-	-

TABELA A5 - Densidade de cianobactérias em cél.mL^{-1} na água bruta afluyente, efluente do FAAG, FRD e FCAG, coletadas no início e após 6, 12, 18 e 24 h no ensaio TESTE

água bruta afluyente						
taxa	momento da coleta					média
	0 h	6 h	12 h	18 h	24 h	
<i>Aphanocapsa</i> sp.	8.107	-	5.712	-	-	6.910
<i>Aphanocapsa</i> cf. <i>delicatissima</i>	-	-	57.120	-	-	57.120
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4.127	9.138	7.616	2.285	9.901	6.613
<i>Phormidium</i> sp.	-	-	1.904	-	-	1.904
<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	-	2.856	-	-	2.856
<i>Microcystis</i> sp.	-	-	-	381	3.808	2.095
<i>Geitlerinema</i> sp.	-	-	-	571	-	571
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	1.260	9.138	117.667	66.830	27.989	44.577
<i>Planktothrix isothrix</i>	753.951	175.585	696.026	436.282	672.473	546.863
<i>Eucapsis</i> cf. <i>densa</i>	2.211	-	-	-	-	2.211
<i>Chroococcus</i> sp.	2.948	156	-	686	-	1.263
<i>Merismopedia</i> sp.	-	-	-	1.371	-	1.371
<i>Gloeocapsa</i> sp.	294	-	-	-	-	294
total (cél.mL ⁻¹)	772.898	194.017	888.901	508.406	714.171	
efluente FAAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Chroococcus</i> sp.	-	-	10	-	10	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	-	-	76	-	76	
<i>Microcystis</i> sp.	-	-	509	-	509	
<i>Planktothrix isothrix</i>	33	22	205	41	75	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	66	-	26	97	63	
<i>Anabaena</i> sp.	-	-	-	34	34	
total (cél.mL ⁻¹)	99	22	826	172		
efluente FRD						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	14	34	134	-	61	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	47	-	92	59	66	
<i>Aphanocapsa</i> sp.	17	-	131	-	74	
total (cél.mL ⁻¹)	78	34	357	59		
efluente FCAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	13	79	439	32	141	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	39	-	22	21	27	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	-	-	42	-	42	
<i>Phormidium</i> sp.	-	24	-	-	24	
<i>Chroococcus</i> sp.	-	2	-	-	2	
total (cél.mL ⁻¹)	52	105	503	53		

APÊNDICE B - ENSAIO I

B1. Ensaio de bancada

TABELA B1 - Condições operacionais do teste de jarros e resultados do ensaio de filtração direta

mistura rápida:		Tmr = 10 s		Gmr = 1000 s ⁻¹	
condição de floculação:		Tf = 20 min		Gf = 150 s ⁻¹	
filtração:		coleta nos FLA após 20 min			
Parâmetros de controle: pH de coagulação e turbidez da água filtrada					
jarro	cloreto de polialumínio PAC (mg.L ⁻¹)	hidróxido de cálcio (mg.L ⁻¹)	pH de coagulação	água filtrada após 20 minutos	
				turbidez (uT)	cor aparente (uH)
1	10	0	7,4	3,21	40
2	10	1	7,42	3,58	51
3	10	2	7,56	3,12	39
4	10	3	7,68	4,1	62
5	10	4	7,74	4,56	58
1	20	0	7,36	0,37	19
2	20	2	7,6	0,47	26
3	20	4	7,88	0,54	18
4	20	6	8,51	0,78	48
5	20	8	8,79	0,74	29
1	30	0	7,31	0,23	6
2	30	3	8,03	0,37	11
3	30	6	8,91	0,5	11
4	30	9	9,6	0,49	13
5	30	12	9,73	0,45	12
1	40	0	7,28	0,21	3
2	40	4	7,98	0,29	5
3	40	8	8,35	0,47	10
4	40	12	8,59	0,42	7
5	40	16	9,06	0,67	8
1	50	0	7,15	0,16	4
2	50	5	7,32	0,2	6
3	50	10	8,01	0,32	3
4	50	15	8,35	0,41	5
5	50	20	8,57	0,53	6

TABELA B2 - Resultados de turbidez durante o ensaio I na água bruta, no efluente do filtro ascendente de areia grossa (FAAG), filtro rápido descendente de areia (FRD) e filtro de carvão ativado granular (FCAG)

Horário (h)	Duração da Carreira (h)	Turbidez (uT)			
		água bruta afluyente	Efluent e FAAG	Efluent e FRD	Efluent e FCAG
19:40	0	5,36	0,84	-	-
20:00	00:20	-	0,63	-	0,49
20:20	00:40	-	0,43	0,59	0,72
20:50	01:10	-	0,37	0,39	0,58
21:35	01:55	-	0,31	0,28	-
22:24	02:44	-	0,34	0,33	-
22:53	03:13	-	0,33	0,33	0,25
23:29	03:49	-	0,52	0,48	-
00:03	04:23	-	0,49	0,46	-
01:15	05:35	-	0,38	0,41	0,34
02:00	06:20	-	0,39	0,35	0,36
02:29	06:49	-	0,46	0,42	0,36
02:55	07:15	-	0,46	0,44	0,36
03:25	07:45	-	0,66	0,45	0,43
03:49	08:09	-	0,47	0,48	0,42
04:20	08:40	-	0,4	0,42	0,39
04:45	09:05	-	0,42	0,45	-
05:26	09:46	-	0,37	0,36	0,35
05:54	10:14	-	0,37	0,39	0,39
06:34	10:54	-	0,33	0,36	0,35
07:06	11:26	-	0,29	0,31	0,34
07:38	11:58	-	0,3	0,29	0,37
07:57	12:17	-	0,34	0,32	0,28
08:40	13:00	-	0,72	0,32	0,29
09:30	13:50	-	0,33	0,42	0,31
10:30	14:50	-	0,35	0,34	0,33
11:21	15:41	-	0,29	0,27	0,29
12:29	16:49	-	0,3	0,27	0,24
13:30	17:50	-	0,28	0,28	0,28
14:30	18:50	-	0,31	0,3	0,3
15:20	19:40	-	0,46	0,24	0,27
15:50	20:10	-	0,32	0,4	0,33
17:10	21:30	-	0,3	0,29	0,27
18:30	22:50	-	0,26	0,27	0,28
19:39	23:59	-	0,25	0,24	0,25
mínima		5,36	0,25	0,24	0,24
média		5,36	0,40	0,36	0,35
máxima		5,36	0,84	0,59	0,72

desvio padrão	-	0,13	0,08	0,10
coeficiente de variação (% Cv)	-	34	23	29
coeficiente de Pearson (r)	0,51	0,78 e-FRD x e-FCAG		
	e-FAAG x e-FRD			

TABELA B3 - Resultados de pH da água bruta e coagulada durante o ensaio I

Horário	pH	
	bruta	coagulada
20:00	7,62	7,40
20:40	7,74	7,34
21:13	7,71	7,39
20:00	7,84	7,48
22:26	7,81	7,58
23:24	7,59	7,5
23:40	7,62	7,38
0:15	7,70	7,41
01:00	7,59	7,36
01:52	7,67	7,54
02:25	7,70	7,55
03:05	7,69	7,52
03:40	7,70	7,53
04:21	7,65	7,50
04:56	7,57	7,46
05:37	7,70	7,50
06:37	7,56	7,50
07:09	7,62	7,49
07:50	7,61	7,53
08:30	7,55	7,51
09:00	7,67	7,56
09:10	7,54	7,47
09:40	7,55	7,47
10:40	7,59	7,55
11:40	7,65	7,49
12:20	7,83	7,57
12:55	7,87	7,63
13:28	7,87	7,52
14:30	7,55	7,37
16:00	7,63	7,46
17:12	7,64	7,43
17:52	7,64	7,43
18:35	7,58	7,25
19:13	7,56	7,24
mínimo	7,54	7,24
média	7,66	7,47

FIGURA B1 - Perda de carga no FAAG, FRD e FCAG durante o ensaio I

TABELA B4 - Resultados da perda de carga no FAAG, FRD e FCAG durante o ensaio I

Perda de carga					
Ensaio I	Horário (h)	Duração da carreira (h)	FAAG (cm)	FRD (cm)	FCAG (cm)
	19:40	0	33	-	-
	20:00	00:20	33	-	-
	1:30	05:50	54	12,0	0,5
	01:35	05:55	33	-	-
	7:30	11:50	66	13,5	0,5
	07:35	11:55	40	-	-
	13:30	17:50	94	11,5	0,5
	13:35	17:55	45	-	-
	19:30	23:50	112	16	1,5

TABELA B5 - Densidade de cianobactérias em cél.mL^{-1} na água bruta afluyente, efluente do FAAG, FRD e FCAG, coletadas no início e após 6, 12, 18 e 24 h no ensaio I

água bruta afluyente						
taxa	momento da coleta					média
	0 h	6 h	12 h	18 h	24 h	
<i>Aphanocapsa</i> sp.	1.180	1.540	692	1.230	788	1.086
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	7.283	6.658	3.594	8.562	2.874	5.794
<i>Geitlerinema amphibium</i>	4.042	6.518	1.420	6.829	3.292	4.420
<i>Microcystis wesenberg</i>	3.362	6.234	2.112	5.217	872	3.559
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	6.321	9.092	5.712	10.722	4.388	7.247
<i>Planktothrix isothrix</i>	160.023	252.872	46.240	230.254	65.428	150.963
<i>Planktothrix</i> spp.	1.334	1.568	664	1.842	480	1.178
total (cél.mL ⁻¹)	183.545	284.482	60.434	264.656	78.122	
efluente FAAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Geitlerinema amphibium</i>	18	-	12	25	18	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	42	-	-	11	27	
<i>Planktothrix isothrix</i>	123	1	94	136	89	
<i>Planktothrix</i> sp.	14	-	-	-	14	
total (cél.mL ⁻¹)	197	1	106	172		
efluente FRD						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	-	9	-	15	12	
<i>Planktothrix isothrix</i>	8	32	1	44	21	
total (cél.mL ⁻¹)	8	41	1	59		
efluente FCAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	1	1	1	53	14	
total (cél.mL ⁻¹)	1	1	1	53		

APÊNDICE C - ENSAIO II

TABELA C1 - Condições operacionais do teste de jarros e resultados do ensaio de filtração direta

mistura rápida:	Tmr = 10 s	Gmr = 1000 s ⁻¹			
condição de floculação:	Tf = 20 min	Gf = 150 s ⁻¹			
filtração:	coleta nos FLA após 20 min				
Parâmetros de controle: pH de coagulação e turbidez da água filtrada					
jarro	cloreto de polialumínio PAC (mg.L ⁻¹)	hidróxido de cálcio (mg.L ⁻¹)	pH de coagulação	água filtrada após 20 minutos	
				turbidez (uT)	cor aparente (uH)
1	10	0	9,42	4,65	50
2	10	1	9,48	4,78	45
3	10	2	9,45	3,85	39
4	10	3	9,51	6,98	48
5	10	4	9,55	5,57	62
1	20	0	9,25	0,65	12
2	20	2	9,33	0,87	18
3	20	4	9,39	0,92	15
4	20	6	9,45	0,75	21
5	20	8	9,52	1,26	16
1	30	0	9,27	0,36	9
2	30	3	9,3	0,41	11
3	30	6	9,28	0,46	16
4	30	9	9,36	0,59	8
5	30	12	9,4	0,54	10
1	40	0	8,79	0,14	1
2	40	4	8,76	0,19	5
3	40	8	8,82	0,22	3
4	40	12	8,85	0,34	6
5	40	16	9,03	0,39	4
1	50	0	8,41	0,12	1
2	50	5	8,44	0,15	1
3	50	10	8,5	0,21	1
4	50	15	8,53	0,24	5
5	50	20	8,57	0,22	4
1	55	0	8,38	0,13	1
2	55	10	8,58	0,12	1
3	55	20	8,69	0,16	1
4	55	30	8,74	0,25	2

TABELA C2 - Resultados de turbidez durante o ensaio II na água bruta, no efluente do filtro ascendente de areia grossa (FAAG) e filtro rápido descendente de areia (FRD)

Horário (h)	Duração da Carreira (h)	Turbidez (uT)		
		água bruta afluente	Efluente FAAG	Efluente FRD
20:30	0	13,80	0,89	-
21:23	00:53	13,62	0,43	0,27
22:00	01:30	13,50	0,12	0,45
22:40	02:10	13,70	0,20	0,10
23:10	02:40	14,00	0,20	0,10
23:40	03:10	13,50	0,20	0,20
00:10	03:40	13,00	0,20	0,10
00:40	04:10	13,10	0,20	0,10
01:10	04:40	13,00	0,20	0,20
01:40	05:10	12,00	0,20	0,10
02:10	05:40	12,70	0,20	0,20
02:40	06:10	12,40	0,20	0,20
03:10	06:40	12,10	0,30	0,30
03:40	07:10	12,60	0,20	0,17
04:10	07:40	11,60	0,19	0,17
05:10	08:40	10,90	0,16	0,14
05:40	09:10	11,10	0,15	0,13
06:10	09:40	10,90	0,18	0,13
06:40	10:10	11,30	0,15	0,20
07:10	10:40	11,60	0,17	0,18
07:40	11:10	10,40	0,14	0,15
08:10	11:40	10,50	0,15	0,15
08:40	12:10	10,30	0,16	0,20
09:10	12:40	10,10	0,36	0,26
09:40	13:10	11,30	0,24	0,21
10:10	13:40	11,10	0,20	0,15
10:40	14:10	10,80	0,35	0,18
11:10	14:40	12,40	0,24	0,20
11:40	15:10	12,80	0,20	0,19
12:10	15:40	9,53	0,22	0,21
12:40	16:10	10,00	0,29	0,24
13:10	16:40	10,40	0,34	0,31
13:40	17:10	10,30	0,32	0,30
14:10	17:40	10,70	0,37	0,31
14:40	18:10	10,50	0,36	0,31
15:10	18:40	8,90	0,35	0,44
16:00	19:30	8,85	0,37	0,33
16:30	20:00	8,83	0,36	0,33

17:00	20:30	8,23	0,35	0,31
17:30	21:00	10,60	0,30	0,28
18:00	21:30	8,29	0,26	0,28
18:50	22:20	8,47	0,22	0,23
19:30	23:00	8,51	0,20	0,21
20:29	23:59	8,65	0,21	0,20
mínima		8,23	0,12	0,1
média		11,16	0,26	0,22
máxima		14	0,89	0,45
desvio padrão		1,70	0,13	0,09
coeficiente de variação (% Cv)		15	49	39
coeficiente de Pearson (r)		- 0,02	0,59	
		e-FAAG x e-FRD	e-FRD x e-FCAG	

TABELA C3 - Resultados de pH da água bruta e coagulada durante o ensaio II

Horário	pH	
	bruta	coagulada
20:50	9,04	7,98
21:50	8,85	7,53
22:30	9,01	8,02
23:00	9,01	8,06
23:30	8,95	7,96
23:59	8,90	7,96
0:30	9,08	8,10
01:00	8,99	7,88
01:30	9,03	7,77
02:00	9,04	8,04
02:30	8,96	7,82
03:00	8,84	7,53
03:30	8,94	7,75
04:00	8,87	7,71
04:30	8,85	7,60
05:00	8,86	7,46
05:30	8,79	7,71
06:00	8,63	7,69
06:30	8,62	7,80
07:00	8,64	7,68
07:30	8,83	7,56
08:00	8,92	7,80
08:30	8,88	7,74
09:00	8,65	7,94

09:30	9,10	8,24
10:00	9,08	8,01
01:30	9,10	8,09
11:00	9,17	8,30
11:30	9,13	8,08
12:00	9,36	8,58
12:30	9,42	8,71
13:00	9,32	8,64
13:30	9,49	8,78
14:00	9,57	8,87
14:30	9,61	8,10
15:25	9,70	8,82
16:00	9,70	8,75
16:30	9,67	8,69
17:00	9,62	8,70
17:30	9,72	8,29
18:00	9,73	8,39
18:30	9,71	8,13
19:00	9,65	8,12
19:30	9,61	8,23
mínimo	8,62	7,46
média	9,15	8,08
máximo	9,73	8,87
desvio padrão	0,35	0,40
coeficiente de variação (% Cv)	3,85	4,92
coeficiente de Pearson (r)	0,81

FIGURA C1 - Perda de carga no FAAG e FRD durante o ensaio II

TABELA C4 - Resultados da perda de carga no FAAG e FRD durante o ensaio II

Perda de carga				
Ensaio II	Horário (h)	Duração da carreira (h)	FAAG (cm)	FRD (cm)
	20:30	0	23	19
	22:40	02:10	31	24
	0:40	04:10	39	22
	02:40	06:10	49	18
	03:10	06:40	22	18
	05:10	08:40	38	21
	07:10	10:40	55	22
	08:40	12:10	67	15
	09:10	12:40	48	23
	11:10	14:40	65	20
	13:40	17:10	84	21
	14:40	18:10	90	21
	15:10	18:40	30	21
	17:00	20:30	62	24
	18:50	22:20	1,05	24
	20:30	23:59	1,10	24

TABELA C5 - Densidade de cianobactérias em cél.mL^{-1} na água bruta afluente, efluente do FAAG, FRD e FCAG, coletadas no início e após 6, 12, 18 e 24 h no ensaio II

água bruta afluente						
taxa	momento da coleta					média
	0 h	6 h	12 h	18 h	24 h	
Geitlerinema sp.	-	-	-	26.275	-	26.275
Planktothrix isothrix	402.556	422.688	390.700	392.414	446.526	410.977
total (cél.mL ⁻¹)	402.556	422.688	390.700	418.689	446.526	
efluente CAP						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
Planktothrix isothrix	402.124	405.210	435.240	496.791	434.841	
total (cél.mL ⁻¹)	402.124	405.210	435.240	496.791		
efluente FAAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
Planktothrix isothrix	176	85	135	190	147	
total (cél.mL ⁻¹)	176	85	135	190		
efluente FRD						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
Planktothrix isothrix	62	50	59	101	68	
Geitlerinema sp.	-	27	-	-	27	
total (cél.mL ⁻¹)	62	77	59	101		

APÊNDICE D - ENSAIO III

D1. Ensaio de bancada

TABELA D1 - Condições operacionais do teste de jarros e resultados do ensaio de filtração direta

mistura rápida:		Tmr = 10 s		Gmr = 1000 s ⁻¹	
condição de floculação:		Tf = 20 min		Gf = 150 s ⁻¹	
filtração:		coleta nos FLA após 20 min			
Parâmetros de controle: pH de coagulação e turbidez da água filtrada					
jarro	cloreto de polialumínio PAC (mg.L ⁻¹)	hidróxido de cálcio (mg.L ⁻¹)	pH de coagulação	água filtrada após 20 minutos	
				turbidez (uT)	cor aparente (uH)
1	10	0	8,05	4,10	51
2	10	1	8,15	4,90	55
3	10	2	8,26	5,10	64
4	10	3	8,19	4,50	48
1	20	0	7,83	2,67	25
2	20	2	7,81	2,89	32
3	20	8	7,94	1,54	39
4	20	10	8,06	1,63	21
1	30	0	7,61	1,15	17
2	30	5	7,81	0,98	15
3	30	10	7,96	1,05	22
4	30	20	8,12	1,26	16
1	40	0	7,52	0,41	5
2	40	10	7,85	0,40	4
3	40	15	8,1	0,52	5
4	40	20	8,24	0,55	8
1	50	0	7,29	0,21	1
2	50	15	7,65	0,32	3
3	50	25	8,02	0,25	5
5	50	30	8,14	0,33	9
1	60	0	7,06	0,15	1
2	60	20	7,62	0,13	1
3	60	25	7,89	0,22	6
4	60	35	8,21	0,26	4

TABELA D2 - Resultados de turbidez durante o ensaio III na água bruta, no efluente do filtro ascendente de areia grossa (FAAG) e filtro rápido descendente de areia (FRD) e filtro de carvão ativado granular (FCAG)

Horário (h)	Duração da Carreira (h)	Turbidez (uT)			
		água bruta afluente	Efluente FAAG	Efluente FRD	Efluente FCAG
18:00	0	-	0,55	-	-
18:30	00:30	-	0,52	0,64	-
19:02	01:02	-	0,42	0,43	-
19:30	01:30	-	0,40	0,37	0,40
20:00	02:00	-	0,34	0,28	0,31
20:32	02:32	-	0,20	0,16	0,14
21:00	03:00	6,20	0,12	0,15	0,14
21:31	03:31	6,15	0,22	0,12	0,15
22:00	04:00	7,13	0,16	0,20	0,13
22:30	04:30	7,40	0,16	0,15	0,12
23:05	05:05	6,83	0,14	0,13	0,12
23:55	05:55	6,92	0,09	0,09	0,09
00:52	06:52	7,43	0,11	0,14	0,09
01:15	07:15	6,93	0,11	0,09	0,11
01:55	07:55	7,05	0,09	0,08	0,08
02:20	08:20	7,48	0,09	0,08	0,09
02:50	08:50	6,69	0,09	0,09	0,08
03:26	09:26	7,76	0,09	0,09	0,08
04:00	10:00	7,25	0,09	0,12	0,08
04:30	10:30	7,34	0,09	0,08	0,08
05:45	11:45	7,22	0,37	0,09	0,09
06:12	12:12	7,00	0,09	0,08	0,09
07:25	13:25	7,35	0,09	0,07	0,08
08:30	14:30	6,69	0,15	0,09	0,07
09:00	15:00	7,01	0,10	0,10	0,08
09:30	15:30	6,78	0,12	0,10	0,08
10:00	16:00	6,81	0,13	0,13	0,11
10:30	16:30	7,79	0,15	0,16	0,13
11:00	17:00	7,83	0,13	0,15	0,12
11:30	17:30	6,42	0,14	0,15	0,14
12:15	18:15	7,01	0,17	0,12	0,09
12:55	18:55	7,12	0,17	0,17	0,12
13:25	19:25	-	0,16	0,15	0,12
14:08	20:08	7,43	0,24	0,20	0,13
14:37	20:37	7,53	0,28	0,25	0,18
15:24	21:24	7,71	0,53	0,24	0,20
15:55	21:55	7,69	0,33	0,29	0,34
16:25	22:25	7,51	0,27	0,29	0,30

16:55	22:55	7,40	0,33	0,29	0,26
17:55	23:55	7,31	0,35	0,27	0,27
mínima		6,15	0,09	0,07	0,07
média		7,16	0,21	0,18	0,14
máxima		7,83	0,55	0,64	0,4
desvio padrão		0,43	0,14	0,12	0,08
coeficiente de variação (% Cv)		6	65	66	58
coeficiente de Pearson (r)		0,83 e-FAAG x e-FRD		0,94 e-FRD x e-FCAG	

TABELA D3 - Resultados de pH da água bruta e coagulada durante o ensaio III

Horário	pH	
	bruta	coagulada
17:30	9,33	8,78
17:45	9,37	8,28
18:15	9,31	8,17
18:45	9,32	8,02
20:10	9,26	8,05
20:45	9,00	7,60
21:31	9,11	7,76
22:00	9,11	7,60
22:30	9,14	7,78
23:25	8,48	7,72
23:50	8,40	7,45
00:20	8,90	7,58
00:45	8,81	7,42
01:30	8,56	7,36
02:00	8,10	7,20
02:30	7,98	7,48
03:00	8,19	7,33
03:30	8,43	7,33
04:00	8,19	7,30
04:30	8,15	7,23
05:00	8,17	7,25
05:30	8,03	7,35
06:00	8,29	7,50
06:30	7,55	6,94
07:00	7,35	6,97
07:20	7,93	7,07
08:40	8,20	7,36
09:00	7,91	7,29
09:30	8,45	7,47

10:00	8,36	7,65
10:30	8,72	7,58
11:00	8,88	7,68
11:30	9,05	7,63
12:30	9,22	8,28
13:00	9,32	8,00
13:30	9,44	8,34
14:20	9,65	8,56
14:40	9,67	8,67
15:00	9,60	8,50
15:30	9,67	8,91
16:00	9,72	8,69
16:30	9,76	8,69
17:00	9,71	8,63
17:30	9,74	8,47
mínimo	7,35	6,94
média	8,81	7,79
máximo	9,76	8,91
desvio padrão	0,76	0,62
coeficiente de variação (% Cv)	8,66	7,93
coeficiente de Pearson (r)		0,92

FIGURA D1 - Perda de carga no FAAG, FRD e FCAG durante o ensaio III.

TABELA D4 - Resultados da perda de carga no FAAG, FRD e FCAG durante o ensaio III

Perda de carga					
Ensaio III	Horário (h)	Duração da carreira (h)	FAAG (cm)	FRD (cm)	FCAG (cm)
	18:30	0	35	-	2
	20:30	02:00	40	-	1
	23:55	05:25	96	19	1
	00:14	05:44	52	20	1
	02:15	07:45	87	19	1
	03:45	09:15	110	24	1
	04:45	10:15	113	22	0
	05:45	11:15	115	22	0
	06:10	11:40	62	20	1
	08:30	14:00	135	24	1
	09:00	14:30	142	25	1
	10:00	15:30	165	24	1
	11:00	16:30	198	24	1
	12:00	17:30	220	24	1
	15:06	20:36	230	19	1
	16:25	21:55	230	20	1
	17:40	23:10	235	19	1

TABELA D5 - Densidade de cianobactérias em cél.mL^{-1} na água bruta afluyente, efluente da coluna de pré-oxidação, FAAG, FRD e FCAG, coletadas no início e após 6, 12, 18 e 24 h no ensaio III

água bruta afluyente						
taxa	momento da coleta					média
	0 h	6 h	12 h	18 h	24 h	
<i>Aphanocapsa</i> sp.	-	-	30.653	-	-	30.653
<i>Pseudanabaena</i> cf. <i>catenata</i>	-	-	6.632	-	-	6.632
<i>Phormidium</i> sp.	4.269	-	-	-	-	4.269
<i>Geitlerinema</i> sp.	36.524	94.998	144.892	62.146	94.998	86.712
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	3.126	7.025	3.963	-	5.122	4.809
<i>Planktothrix isothrix</i>	321.659	194.729	202.071	100.739	250.301	213.900
<i>Merismopedia</i> sp.	809	2.412	4.238	37.683	12.862	11.601
<i>Pseudanabaena</i> sp.	1.434	2.321	-	6.587	-	3.447
total (cél.mL ⁻¹)	367.821	301.485	392.449	207.155	363.283	
efluente pré-oxidação						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Merismopedia</i> sp.	38.361	12.532	11.139	19.282	20.329	
<i>Pseudanabaena</i> sp.	3.820	6.244	5.768	4.258	5.023	
<i>Planktothrix isothrix</i>	114.946	135.127	188.607	150.706	147.347	
<i>Geitlerinema</i> sp.	106.331	47.540	78.659	53.437	71.492	
total (cél.mL ⁻¹)	263.458	201.443	284.173	227.683		
efluente FAAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	17	177	105	125	106	
<i>Pseudanabaena</i> sp.	-	22	-	24	23	
total (cél.mL ⁻¹)	17	199	105	149		
efluente FRD						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	20	77	96	31	56	
total (cél.mL ⁻¹)	20	77	96	31		
efluente FCAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	9	36	43	37	31	
<i>Geitlerinema</i> sp.		4	42		23	
total (cél.mL ⁻¹)	9	40	85	37		

APÊNDICE E - ENSAIO IV

E1. Ensaio de bancada

TABELA E1 - Condições operacionais do teste de jarros e resultados do ensaio de filtração direta

mistura rápida:		Tmr = 10 s		Gmr = 1000 s ⁻¹	
condição de floculação:		Tf = 20 min		Gf = 150 s ⁻¹	
filtração:		coleta nos FLA após 20 min			
Parâmetros de controle: pH de coagulação e turbidez da água filtrada					
jarro	cloreto de polialumínio PAC (mg.L ⁻¹)	hidróxido de cálcio (mg.L ⁻¹)	pH de coagulação	água filtrada após 20 minutos	
				turbidez (uT)	cor aparente (uH)
1	10	0	8,23	5,38	65
2	10	1	8,2	5,9	46
3	10	3	8,3	4,17	53
4	10	5	8,37	5,25	74
5	10	7	8,35	5,39	40
1	20	0	8,15	2,16	20
2	20	4	8,26	2,05	36
3	20	8	8,34	2,12	25
4	20	12	8,42	1,92	37
5	20	15	8,38	2,36	18
1	30	0	8,06	0,68	6
2	30	5	8,15	0,55	4
3	30	10	8,23	0,78	7
4	30	18	8,45	0,83	10
5	30	25	8,51	0,74	8
1	40	0	7,97	0,37	3
2	40	12	8,19	0,35	1
3	40	18	8,32	0,48	2
4	40	24	8,46	0,69	5
5	40	30	8,67	0,55	2
1	50	0	7,98	0,22	1
2	50	15	8,21	0,39	1
3	50	22	8,44	0,36	3
4	50	28	8,63	0,48	3
5	50	35	8,67	0,53	1

TABELA E2 - Resultados de turbidez durante o ensaio IV na água bruta, no efluente do filtro ascendente de areia grossa (FAAG) e no filtro rápido descendente de areia (FRD)

Horário (h)	Duração da Carreira (h)	Turbidez (uT)		
		água bruta afluente	Efluente FAAG	Efluente FRD
19:00	0	-	0,63	-
19:30	00:30	7,54	0,34	0,32
20:10	01:10	6,85	0,39	0,34
21:00	02:00	7,35	0,45	0,34
21:25	02:25	9,07	0,53	0,42
21:55	02:55	7,55	0,32	0,35
22:30	03:30	7,42	0,28	0,18
23:05	04:05	-	0,25	0,17
23:36	04:36	7,98	0,18	0,18
00:17	05:17	-	0,15	0,13
00:55	05:55	-	0,15	0,13
01:36	06:36	10,60	0,32	0,20
02:33	07:33	7,33	0,18	0,21
03:15	08:15	5,58	0,21	0,15
03:45	08:45	5,80	0,15	0,15
04:35	09:35	5,79	0,17	0,17
05:15	10:15	7,28	0,22	0,19
05:48	10:48	8,07	0,24	0,21
06:15	11:15	6,81	0,23	0,20
06:54	11:54	-	0,21	0,20
07:51	12:51	8,76	0,37	0,24
09:00	14:00	8,65	0,46	0,29
10:00	15:00	7,24	0,36	0,32
11:00	16:00	8,14	0,27	0,25
11:50	16:50	8,75	0,24	0,20
12:30	17:30	-	0,19	0,16
13:25	18:25	9,49	0,18	0,16
14:15	19:15	8,15	0,20	0,14
14:58	19:58	10,20	0,53	0,17
15:30	20:30	-	2,11	0,13
15:40	20:40	-	2,95	0,11
15:50	20:50	-	3,30	0,13
16:00	21:00	-	5,40	0,15
16:06	21:06	6,40	3,84	0,14
16:19	21:19	-	4,89	0,13
16:28	21:28	-	4,35	0,13
16:36	21:36	9,29	5,05	0,15
16:58	21:58	6,49	4,39	0,14

17:40	22:40	9,11	0,52	0,18
18:00	23:00	11,60	0,20	0,15
18:30	23:30	10,70	0,15	0,12
mínima		5,58	0,15	0,11
média		8,07	1,11	0,20
máxima		11,6	5,4	0,42
desvio padrão		1,53	1,64	0,08
coeficiente de variação (% Cv)		19	148	39
coeficiente de Pearson (r)		- 0,10	- 0,37	
		e-FAAG x e-FRD	e-FRD x e-FCAG	

TABELA E3 - Resultados de pH da água bruta e coagulada durante o ensaio IV

Horário	pH	
	bruta	coagulada
18:42	8,26	7,82
19:10	7,94	7,88
19:25	8,22	7,87
19:40	7,97	7,88
20:20	7,91	7,92
20:41	8,12	7,91
21:40	8,14	7,59
22:20	8,15	7,57
22:45	7,95	7,57
23:20	8,07	7,54
01:25	7,96	7,48
02:30	7,80	7,55
03:10	7,98	7,37
03:55	7,87	7,38
04:45	7,89	7,43
05:15	7,85	7,31
05:45	7,58	7,35
06:05	8,01	7,41
08:10	8,00	7,49
09:00	8,07	7,08
10:10	8,42	7,21
11:10	8,31	7,16
11:50	8,46	7,22
13:00	8,24	7,20
13:20	8,50	7,24
14:15	8,43	7,28
15:05	8,29	7,16
16:05	7,70	7,02
16:35	8,02	7,01

17:05	7,79	7,20
17:35	8,24	7,63
18:05	7,69	7,65
18:35	8,36	7,64
mínimo	7,58	7,01
média	8,07	7,46
máximo	8,5	7,92
desvio padrão	0,24	0,27
coeficiente de variação (% Cv)	2,94	3,62
coeficiente de <i>Pearson (r)</i>	-0,09

FIGURA E1 - Perda de carga no FAAG e FRD durante o ensaio IV

TABELA E4 - Resultados da perda de carga no FAAG e FRD durante o ensaio IV

Perda de carga				
Ensaio IV	Horário (h)	Duração da carreira (h)	FAAG (cm)	FRD (cm)
	19:00	0	8	-
	19:30	00:30	8	3
	20:30	01:30	10	4
	21:30	02:30	14	5
	22:07	03:07	15	5
	23:10	04:10	18	7
	00:08	05:08	22	15
	00:58	05:58	24	20
	01:45	06:45	11	24
	02:15	07:15	16	24
	03:12	08:12	18	24
	04:15	09:15	23	24
	05:50	10:50	28	23
	06:58	11:58	32	24
	07:51	12:51	18	24
	09:00	14:00	23	23
	10:00	15:00	32	20
	10:58	15:58	41	24
	11:50	16:50	48	24
	12:30	17:30	53	22
	13:15	18:15	23	24
	14:15	19:15	33	24
	14:58	19:58	38	25
	15:33	20:33	53	38
	16:00	21:00	60	50
	16:20	21:20	-	64
	16:40	21:40	-	72
	17:18	22:18	59	115
	18:45	23:45	22	19

TABELA E5 - Densidade de cianobactérias em cél.mL^{-1} na água bruta afluente, efluente da coluna de pré-oxidação, FAAG, FRD e FCAG, coletadas no início e após 6, 12, 18 e 24 h no ensaio IV

água bruta afluente						
taxa	momento da coleta					média
	0 h	6 h	12 h	18 h	24 h	
Geitlerinema sp.	3.081	5.473	7.429	9.017	3.954	5.791
Planktolyngbya limnetica	5.158	8.568	8.741	16.439	6.398	9.061
Planktothrix isothrix	158.351	126.361	185.952	186.670	162.177	163.902
total (cél.mL ⁻¹)	166.590	140.402	202.122	212.126	172.529	
efluente pré-oxidação						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
Geitlerinema sp.	1.372	5.289	1.659	1.750	2.518	
Planktolyngbya limnetica	3.634	8.342	4.962	4.320	5.315	
Planktothrix isothrix	130.426	182.749	188.524	160.358	165.514	
total (cél.mL ⁻¹)	135.432	196.380	195.145	166.428		
efluente CAP						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
Geitlerinema sp.	2.851	2.081	2.040	1.963	2.234	
Planktolyngbya limnetica	6.369	5.486	5.792	4.812	5.615	
Planktothrix isothrix	120.492	180.958	181.230	157.943	160.156	
total (cél.mL ⁻¹)	129712	188525	189062	164718		
efluente FAAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
Planktothrix isothrix	-	80	102	88	90	
Planktolyngbya limnetica	21	-	-	-	21	
total (cél.mL ⁻¹)	21	80	102	88		
efluente FRD						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
Planktothrix isothrix	-	8	20	11	13	
Phormidium sp.	-	-	24	-	24	
total (cél.mL ⁻¹)	0	8	44	11		

APÊNDICE F - ENSAIO V

F1. Ensaio de bancada

TABELA F1 - Condições operacionais do teste de jarros e resultados do ensaio de filtração direta

mistura rápida:		Tmr = 10 s		Gmr = 1000 s ⁻¹	
condição de floculação:		Tf = 20 min		Gf = 150 s ⁻¹	
filtração:		coleta nos FLA após 20 min			
Parâmetros de controle: pH de coagulação e turbidez da água filtrada					
jarro	cloreto de polialumínio PAC (mg.L ⁻¹)	hidróxido de cálcio (mg.L ⁻¹)	pH de coagulação	água filtrada após 20 minutos	
				turbidez (uT)	cor aparente (uH)
1	10	0	8,72	3,78	94
2	10	2	8,69	3,2	83
3	10	4	8,79	4,53	72
4	10	6	8,84	4,29	64
5	10	8	8,92	5,83	85
1	20	0	8,63	4,98	89
2	20	3	8,73	1,49	57
3	20	6	8,9	1,6	48
4	20	9	9,07	2,08	63
5	20	12	9,26	2,49	51
1	30	0	8,67	0,63	14
2	30	4	8,84	0,79	10
3	30	8	9,06	0,53	6
4	30	12	9,01	0,58	8
5	30	16	9,28	0,94	11
1	40	0	8,14	0,38	4
2	40	5	8,39	0,42	2
3	40	10	8,5	0,4	1
4	40	15	8,71	0,36	1
5	40	20	8,82	0,59	5
1	50	0	8,02	0,26	2
2	50	7	8,09	0,35	1
3	50	14	8,31	0,33	1
4	50	21	8,48	0,45	1
5	50	28	8,95	0,42	1

TABELA F2 - Resultados de turbidez durante o ensaio V na água bruta, no efluente do filtro ascendente de areia grossa (FAAG), no filtro rápido descendente de areia (FRD) e no filtro de carvão ativado granular (FCAG).

Horário (h)	Duração da Carreira (h)	Turbidez (uT)			
		água bruta afluente	Efluente FAAG	Efluente FRD	Efluente FCAG
20:30	0	9,3	0,47	-	-
21:00	00:30	9,11	0,23	-	-
21:40	01:10	9,07	0,19	-	-
22:00	01:30	9,10	0,25	0,21	-
22:30	02:00	7,79	0,26	0,18	-
23:00	02:30	7,16	0,30	0,19	0,27
23:30	03:00	7,06	0,22	0,17	0,26
00:00	03:30	7,05	0,22	0,18	0,17
00:32	04:02	7,76	0,23	0,18	0,18
01:04	04:34	7,60	0,18	0,16	0,16
01:46	05:16	7,33	0,27	0,16	0,16
02:35	06:05	7,11	0,16	0,15	0,17
03:24	06:54	6,80	0,22	0,17	0,15
03:56	07:26	7,28	0,22	0,20	0,17
04:36	08:06	6,55	0,20	0,13	0,14
05:05	08:35	6,85	0,13	0,12	0,12
05:36	09:06	6,07	0,22	0,13	0,14
05:58	09:28	6,67	0,19	0,12	0,12
06:39	10:09	7,11	0,15	0,13	0,11
07:10	10:40	6,99	0,15	0,12	0,11
07:55	11:25	6,70	0,19	0,14	0,13
09:00	12:30	7,20	0,33	0,23	0,18
09:25	12:55	8,30	0,25	0,22	0,13
10:00	13:30	6,22	0,32	0,25	0,15
10:30	14:00	6,80	0,32	0,21	0,13
11:00	14:30	6,81	0,29	0,21	0,16
11:30	15:00	6,36	0,23	0,17	0,17
12:07	15:37	6,59	0,22	0,19	0,15
13:45	17:15	6,47	0,22	0,17	0,22
14:50	18:20	6,27	0,26	0,16	0,16
15:15	18:45	6,33	0,15	0,17	0,16
16:00	19:30	5,97	0,18	0,15	0,15
16:30	20:00	6,10	0,19	0,15	0,15
17:14	20:44	6,17	0,16	0,16	0,13
17:42	21:12	5,84	0,18	0,13	0,12
18:30	22:00	6,70	0,14	0,13	0,12
19:05	22:35	6,41	0,14	0,12	0,12
19:30	23:00	6,12	0,18	0,17	0,14

20:15	23:45	5,83	0,15	0,14	0,14
mínima		5,83	0,13	0,12	0,11
média		7,00	0,22	0,17	0,15
máxima		9,3	0,47	0,25	0,27
desvio padrão		0,92	0,07	0,03	0,04
coeficiente de variação (% Cv)		13	31	20	24
coeficiente de Pearson (r)		0,81 e-FAAG x e-FRD		0,40 e-FRD x e-FCAG	

TABELA F3 - Resultados de pH da água bruta e coagulada durante o ensaio V

Horário	pH	
	bruta	coagulada
20:15	7,92	7,5
21:00	7,75	7,53
21:45	7,68	7,36
22:20	7,95	7,58
23:10	8,10	7,74
23:40	7,92	7,71
00:10	7,73	7,41
00:40	7,83	7,51
01:10	7,82	7,53
01:40	7,42	7,15
02:10	7,69	7,37
02:40	7,67	7,35
03:25	7,78	7,55
03:40	7,72	7,48
04:20	7,76	7,45
04:50	7,69	7,44
05:20	7,75	7,50
05:50	8,03	7,64
06:20	7,64	7,42
07:08	7,87	7,37
07:55	7,82	7,40
08:45	7,78	7,49
09:25	7,96	7,59
09:40	8,15	7,57
10:10	7,72	7,28
10:40	8,22	7,63
11:20	8,37	7,80
12:20	8,10	7,71
13:05	7,93	7,46
13:50	8,13	7,54
15:00	7,96	7,54

15:45	8,18	7,58
16:20	8,18	7,65
17:10	7,84	7,48
18:10	7,96	7,57
18:50	7,91	7,50
19:15	7,93	7,47
mínimo	7,42	7,15
média	7,89	7,51
máximo	8,37	7,8
desvio padrão	0,20	0,13
coeficiente de variação (% Cv)	2,50	1,73
coeficiente de <i>Pearson (r)</i>	0,83

FIGURA F1 - Perda de carga no FAAG, FRD e FCAG durante o ensaio V

TABELA F4 - Resultados da perda de carga no FAAG, FRD e FCAG durante o ensaio V

Perda de carga					
Ensaio V	Horário (h)	Duração da carreira (h)	FAAG (cm)	FRD (cm)	FCAG (cm)
	20:30	0	48	-	-
	22:00	01:30	50	-	-
	22:16	01:46	50	20	1
	23:45	03:15	53	22	1
	1:00	04:30	63	22	2
	01:55	05:25	70	30	2
	2:40	06:10	73	32	2
	03:00	06:30	48	14	3
	4:10	07:40	49	19	3
	05:00	08:30	56	28	2
	06:00	09:30	68	23	2
	07:10	10:40	74	23	2
	07:55	11:25	83	24	2
	08:55	12:25	45	27	2
	09:30	13:00	44	24	2
	10:00	13:30	50	22	2
	11:00	14:30	55	22	2
	12:07	15:37	69	22	2
	13:45	17:15	93	20	2
	14:15	17:45	93	21	1
	14:35	18:05	46	29	3
	16:29	19:59	69	15	1
	17:15	20:45	75	24	1
	18:30	22:00	93	19	1
	19:00	22:30	100	23	1
	20:20	23:50	110	22	1

TABELA F5 - Densidade de cianobactérias em cél.mL^{-1} na água bruta afluyente, no efluente do FAAG, no efluente da coluna de interoxidação, FRD e FCAG, coletadas no início e após 6, 12, 18 e 24 h no ensaio V

água bruta afluyente						
taxa	momento da coleta					média
	0 h	6 h	12 h	18 h	24 h	
<i>Aphanocapsa</i> sp.		9.520	9.520	3.808	4.564	6.853
<i>Geitlerinema</i> sp.	1.713	1.192	5.712	4.569	6.854	4.008
<i>Planktothrix isothrix</i>	192.304	211.675	241.427	230.003	238.395	222.761
total (cél.mL ⁻¹)	194017	222387	256659	238380	249813	
efluente FAAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	-	20	-	-	20	
<i>Planktothrix isothrix</i>	146	-	38	182	122	
<i>Geitlerinema</i> sp.	-	-	35	-	35	
total (cél.mL ⁻¹)	146	20	73	182		
efluente interoxidação						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	149	-	44	44	79	
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	32	-	-	-	32	
<i>Spirulina</i> sp.	-	14	-	-	14	
total (cél.mL ⁻¹)	181	14	44	44		
Efluente FRD						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	43	-	61	-	52	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	-	14	-	-	14	
<i>Geitlerinema</i> sp.	-	-	-	83	83	
total (cél.mL ⁻¹)	43	14	61	83		
Efluente FCAG						
taxa	momento da coleta				média	
	6 h	12 h	18 h	24 h		
<i>Planktothrix isothrix</i>	41	13	8	15	19	
<i>Cs raciborskii</i>	-	-	-	14	14	
total (cél.mL ⁻¹)	41	13	8	29		

TABELA F6 – Análise de variância ANOVA entre os resultados de turbidez na saída do FAAG e FRD.

Anova: fator único						
RESUMO ENSAIO TESTE						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
Efluente FAAG	43	32,27	0,750465	0,399705		
Efluente FRD	43	25,97	0,603953	0,175367		
ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,46151163	1	0,461512	1,605057	0,2087	3,954568
Dentro dos grupos	24,1530186	84	0,287536			
Total	24,6145302	85				

Anova: fator único						
RESUMO ENSAIO I						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
Efluente FAAG	35	14,07	0,402	0,01814		
Efluente FRD	33	11,95	0,36212121	0,0068172		
ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,02701201	1	0,02701201	2,1353076	0,149	3,986269
Dentro dos grupos	0,83491152	66	0,01265017			
Total	0,86192353	67				

Anova: fator único						
RESUMO ENSAIO II						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Efluente FAAG	44	11,3	0,2568182	0,0158362		
Efluente FRD	43	9,42	0,2190698	0,0072467		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,0309884	1	0,0309884	2,6732656	0,106	3,953209
Dentro dos grupos	0,9853173	85	0,011592			
Total	1,0163057	86				

Anova: fator único						
RESUMO ENSAIO III						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Efluente FAAG	40	8,38	0,2095	0,018287		
Efluente FRD	39	6,88	0,1764103	0,013413		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,0216214	1	0,0216214	1,361409	0,247	3,965094
Dentro dos grupos	1,2228874	77	0,0158817			
Total	1,2445089	78				

Anova: fator único						
RESUMO ENSAIO IV						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Efluente FAAG	41	45,55	1,1109756	2,704684		
Efluente FRD	40	7,83	0,19575	0,005769		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítica
Entre grupos	16,959583	1	16,959583	12,35844	0,0007	3,961892
Dentro dos grupos	108,41234	79	1,3723081			
Total	125,37192	80				

Anova: fator único						
RESUMO ENSAIO V						
<i>Grupo</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
Efluente FAAG	39	8,56	0,219487	0,004521		
Efluente FRD	36	5,97	0,165833	0,001145		
ANOVA						
<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	0,05389	1	0,05389	18,56828	0,00005	3,972038
Dentro dos grupos	0,211865	73	0,002902			
Total	0,265755	74				

APÊNDICE G - miscelânea

TABELA G1 - Resultados do monitoramento da qualidade de água do reservatório de água bruta durante o ensaio I

fase	Data (dd/mm/ano)	horário (hh:mm)	temperatura do ar	temperatura da AE (subsuperfície)	temperatura da AE (fundo)	transparência	turbidez (subsuperfície)	turbidez (fundo)	pH (subsuperfície)	pH (fundo)	fósforo solúvel (subsuperfície)	fósforo solúvel (fundo)	clorofila a (subsuperfície)
			pré-ensaio	23/11/2012	14:00	38,0	29,6	28,1	1,53	4,86	5,36	8,14	7,89
15:00	38,8	-			28,2	-	-	5,42	-	7,77	-	-	-
16:00	36,2	-			28,2	-	-	5,47	-	7,68	-	-	-
17:00	33,7	-			28,3	-	-	5,52	-	7,61	-	-	-
18:00	30,8	30			28,4	0,93	10,5	5,54	8,54	7,5	0,47	0,12	-
19:00	28,1	-			28,3	-	-	5,53	-	7,49	-	-	-
20:00	27,4	-			28,1	-	-	5,51	-	7,43	-	-	-
21:00	26,3	-			28	-	-	4,48	-	7,39	-	-	-
22:00	25,7	29,1			27,9	0,93	9,5	4,46	8,1	7,35	0,43	0,39	-
23:00	25,1	-			27,7	-	-	4,49	-	7,36	-	-	-
00:00	24,5	-			27,5	-	-	4,53	-	7,37	-	-	-
24/11/2012	01:00	23,8		-	27,4	-	-	4,58	-	7,36	-	-	-
	02:00	23,1		28,1	27,3	0,95	5,87	4,61	7,81	7,36	0,46	0,38	-
	03:00	23,2		-	27,4	-	-	4,68	-	7,31	-	-	-
	04:00	23,4		-	27,5	-	-	4,76	-	7,27	-	-	-
	05:00	23,7		-	27,6	-	-	4,85	-	7,22	-	-	-
	06:00	23,9		28,1	27,7	1,08	6,04	4,99	7,71	7,19	0,41	0,33	-
	07:00	24,6		-	27,8	-	-	5,57	-	7,28	-	-	-
	08:00	27,4		-	27,9	-	-	6,31	-	7,39	-	-	-
	09:00	28,7		-	28,1	-	-	6,92	-	7,51	-	-	-
	10:00	30,3		28,3	28,2	1,33	5,78	7,21	7,68	7,65	0,27	0,37	-
	11:00	30,4		-	28,3	-	-	7,17	-	7,71	-	-	-
	12:00	30,5		-	28,4	-	-	7,06	-	7,74	-	-	-
	13:00	30,5		-	28,6	-	-	6,84	-	7,82	-	-	-
	14:00	30,6		28,7	28,6	1,38	6,22	6,48	7,92	7,86	0,38	0,39	-
	15:00	30,7		-	28,7	-	-	6,35	-	7,87	-	-	-
	16:00	30,9		-	28,8	-	-	6,24	-	7,89	-	-	-
	17:00	30,8		-	28,9	-	-	6,11	-	7,91	-	-	-
ensaio I	24/11/2012	18:00	31	29,5	29	1,28	5,38	6,06	8,15	7,95	0,43	0,36	35,98

25/11/2012	19:00	28,1	-	28,9	-	-	5,88	-	7,94	-	-	-
	20:00	26,2	-	28,8	-	-	5,72	-	7,92	-	-	-
	21:00	24,6	-	28,7	-	-	5,03	-	7,91	-	-	-
	22:00	23,5	28,3	28,7	1,12	4,69	4,57	7,9	7,88	0,47	0,39	-
	23:00	24,1	-	28,7	-	-	4,51	-	7,86	-	-	-
	00:00	24,9	-	28,6	-	-	4,43	-	7,82	-	-	27,85
	01:00	25,7	-	28,6	-	-	4,39	-	7,79	-	-	-
	02:00	26,9	28,3	28,5	1,25	4,26	4,31	7,72	7,72	0,46	0,41	-
	03:00	25,9	-	28,4	-	-	4,25	-	7,68	-	-	-
	04:00	25,5	-	28,3	-	-	4,11	-	7,66	-	-	-
	05:00	25,2	-	28,2	-	-	3,97	-	7,61	-	-	-
	06:00	24,9	27,9	28,2	1,20	4,35	3,71	7,57	7,59	0,15	0,35	28,97
	07:00	26,9	-	28,3	-	-	3,85	-	7,57	-	-	-
	08:00	29,1	-	28,4	-	-	3,92	-	7,57	-	-	-
	09:00	32,8	-	28,5	-	-	4,01	-	7,56	-	-	-
	10:00	36,8	29,2	28,5	1,33	3,93	4,06	7,77	7,56	0,38	0,34	-
	11:00	37,1	-	28,5	-	-	4,02	-	7,58	-	-	-
	12:00	37,5	-	28,6	-	-	3,86	-	7,59	-	-	19,43
	13:00	34,5	-	28,6	-	-	3,74	-	7,62	-	-	-
	14:00	28,6	29,3	28,6	1,00	4,94	3,66	8,16	7,63	0,39	0,45	-
	15:00	28,8	-	28,5	-	-	3,57	-	7,63	-	-	-
	16:00	28,9	-	28,5	-	-	3,51	-	7,64	-	-	-
	17:00	29,1	-	28,4	-	-	3,49	-	7,65	-	-	-
	18:00	29,3	29,4	28,4	1,16	4,66	3,48	8,77	7,66	0,22	0,34	27,66
mínimo		23,1	27,9	27,3	0,93	3,93	3,48	7,57	7,19	0,15	0,12	19,43
média		28,6	28,8	28,3	1,18	5,78	4,97	8,00	7,62	0,36	0,34	27,98
máximo		38,8	30,0	29,0	1,53	10,50	7,21	8,77	7,95	0,47	0,45	35,98
desvio-padrão		4,3	0,7	0,4	0,19	1,93	1,07	0,34	0,21	0,12	0,10	5,88
coeficiente de variação %		15	2	1	16	33	22	4	3	32	28	21
coeficiente de Pearson (variáveis x clorofila a)		-0,49	0,41	0,41	0,98	0,90	0,71	-0,16	0,75	0,92	0,93	-

FIGURA G1 - Descarga de fundo intermediária a cada 6 horas no FAAG. Imagem registrada no ensaio II. (fotos do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

FIGURA G2 - Formação de coágulos durante a aplicação de 10 mg.L^{-1} de PAC durante o ensaio II (aumento 40 x). (foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

FIGURA G3 - Formação de coágulos durante a aplicação de 30 mg.L^{-1} de PAC durante o ensaio II (aumento 40 x). (foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

FIGURA G4 - Formação de coágulos durante a aplicação de 55 mg.L⁻¹ de PAC durante o ensaio II (aumento 40 x). (foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013).

FIGURA G5 - Formação de coágulos durante a aplicação de 55 mg.L⁻¹ de PAC durante o ensaio II (aumento 400 x). (foto do autor: em 24 de fevereiro de 2013)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA - ANA. Plano Estratégico da Bacia Hidrográfica dos Rios Tocantins e Araguaia. **Relatório Síntese**. 2014.

ALMEIDA, F.F.; MELO, S. Considerações limnológicas sobre um lago da planície de inundação amazônica (lago Catalão – Amazonas - Brasil). **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, 31(4):387-395. 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22th ed. 2012.

AQUINO, E.P.; LACERDA, S.R.; FREITAS, A.I.G. Cianobactérias das lagoas de tratamento de esgoto no semi-árido nordestino (Ceará, Brasil). **INSULA** 39: 34-46. 2010.

AQUINO, E.P.; OLIVEIRA, E.C.C.; FERNANDES, U.L.; LACERDA, S.R. Fitoplâncton de uma lagoa de estabilização no nordeste do Brasil. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 15(1):71-77. 2011.

AZEVEDO, S.M.; CARMICHAEL, W.W.; JOCHIMSEN, E.M.; RINEHART, K.L.; LAU, S.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.K. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. **Toxicology**. 2002.

BECKER, V.; CARDOSO, L.S.; MOTTA MARQUES, D.M.L. Development of *Anabaena Bory* (Cyanobacteria) florações in a subtropical shallow lake, south Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 16: 1-10. 2004.

BECKER, V.; MARQUES, D.M.L. Variation of phytoplanktonic biomass related to water dynamics in a shallow, subtropical lake (Itapeva Lake, Southern Brazil). In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 2005. **Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia**, Ilhéus, BA.

BENINI, B.D.S. **Remoção de substâncias húmicas na dupla filtração com filtro ascendente de pedregulho**. 2003. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to Cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, 424: 51 – 65. 2000.

BLOMQVIST, P.; PETTERSSON, A.; HYENSTRAND, P. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic systems. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 132, p. 141-164, 1994.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Potenciais fatores de risco à saúde decorrentes da presença de subprodutos de cloração na água utilizada para consumo humano**. Brasília: Funasa, 2007. 126 p.

BRIAND, J.F.; JACKET, S.; BERNARD, C.; HUMBERT, J.F. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. **Vet Res**, 2003.

BURCH, M.D. Effective doses, guidelines and regulations. **Adv Exp Med Biol**, 2008.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M.S.A.; SANTOS, A.C.A. **Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais**. Ed. Rima, São Carlos, 118 p. 2006.

CAMACHO, F.P.; STROHER, A.P.; MORETI, L.; SILVA, F.A., WURZLER, G.T.; NISHI L.; BERGAMASCO, R. Remoção de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento pela associação de flotação por ar dissolvido e nanofiltração. **exacta**, Belo Horizonte, v. 5, n. 2, p. 127-138. Editora UniBH. (2012). Disponível em: <www.unibh.br/revistas/exacta/>. Acesso em: 18 de fev. 2014.

CARACO, N.; MILLER, R. Direct and indirect effects of CO₂ on competition between a cyanobacteria and eukaryotic phytoplankton. **Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science**, v. 55, p. 54-62, 1998.

CARDOSO, E.T.S. **Avaliação do grau de trofia e da qualidade da água de um braço do reservatório de Itaipu-Brasil**. 2011. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do ABC. Santo André – SP.

CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-369, 1977.

CEBALLOS, B.S.O.; AZEVEDO S.M.F.O.; BENDATI, M.M. Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados às cianobactérias. In V. L. C. Pádua (eds), **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. ABES, Rio de Janeiro: 23-81. 2006.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization. London and New York. 416 p., 1999.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Determinação de pigmentos fotossintetizantes clorofila a, b e c e feofitina a**. Norma técnica L5.306. 1990.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Fitoplâncton de água doce. Métodos qualitativos e quantitativos**. São Paulo: Norma Técnica L5 303, 1998.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. São Paulo, 2007.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2000. **Resolução CONAMA nº 274: Estabelece as condições de balneabilidade dos corpos d'água.** Diário Oficial da União, Brasília, 29 de novembro de 2000.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2005. **Resolução nº 357: Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões 101 de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Diário Oficial da União, Brasília, 18 de março de 2005.

CYBIS, L.F.; BENDATI, M.; MAIZONAVE; C.R.M.; WERNER, V.R.; DOMINGUES, C.D. Manual para estudos de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público: caso da represa lombada de Sabão e Lago Guaíba, Porto Alegre, In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES. 2007. **Anais.** Belo Horizonte, MG.

DANTAS, A.D.B. **Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada.** 2004. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

DE PAULA, D.; KURODA, E.K.; DI BERNARDO, L. Dupla filtração para tratamento de água de abastecimento utilizando pré-filtro de areia grossa com escoamento ascendente. 2001. Subprojeto 2 do PROSAB 3 - **Técnicas de baixo custo para potabilização de água: Filtração direta ascendente aplicada às pequenas comunidades.** Relatório Final de Atividades, 23 p.

DI BERNARDO, L.; ISAAC R.L. Upflow direct filtration – A Review. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ADVANCES IN RAPID GRANULAR FILTRATION IN WATER AND WASTEWATER TREATMENT, April, 2001. **Anais.** Imperial College, London, UK.

DI BERNARDO, A.S. Comparação da eficiência de remoção de partículas na filtração direta ascendente e descendente. In: XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2002b. **Anais.** Cancun, MX.

DI BERNARDO, L.; WIECHETECK, G.K; BENINI B.D.S. Utilização da dupla filtração ascendente de areia grossa para remoção de substâncias húmicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, 2003. **Anais.** ABES, Joinville, SC.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2.ed. São Carlos: Rima, 792p. 2005.

DI BERNARDO L.; PAZ L.P.S. **Seleção de tecnologias de tratamento de água.** Ed. Ludibe. Vol. 1. 2008.

DI BERNARDO, L.; MINILLO A.; DANTAS, A.D.B. **Florações de Algas e de Cianobactérias: Suas Influências na Qualidade da Água e nas Tecnologias de Tratamento**. 1. ed. São Carlos: Ed. LDiBe, v. 1. 513 p. 2010.

DONATI, C., DRIKAS, M., HAYES, R. e NEWCOMBE, G. Microcystin-LR adsorption by powdered activated carbon.” **Water Research**, 28 (8), 1735-1742, 1994.

DROBAC, D.; TOKODI, N.; SIMEUNOVIĆ, J.; BALTIĆ, V.; STANIĆ, D.; SVIRČEV, Z.; Effects of cyanotoxins in humans. **Arh Hig Rada Toksikol**. 64:305-316, 2013.

ENZYME-LINKED IMMUNOSORBENT ASSAY - ELISA. **For the determination of saxitoxin (STX) in water and contaminated samples product**. Product No. 52255B. Abraxis, 2007.

ENZYME-LINKED IMMUNOSORBENT ASSAY - ELISA. **For the determination of cylindrospermopsin (CYN) in water and contaminated samples product**. No. 522011. Abraxis, 2007.

ENZYME-LINKED IMMUNOSORBENT ASSAY - ELISA. **For the determination of microcystin (MYC) in water and contaminated samples product**. Cat. EP 022. Envirolitics, 2007.

FERNANDES, L.F.; PACHECO, C.V.; LAGOS, P.E.D.; WOSIACK, A.C.; DOMINGUES, L. Cianobactérias e cianotoxinas. In: ANDREOLI, C.; CARNEIRO, C. (Org.). p. 367-388. **Gestão de mananciais de abastecimento público eutrofizados**. Curitiba: 57. Companhia de Saneamento do Paraná, 2005.

ODEBRECHT AMBIENTAL | SANEATINS. **Relatório técnico diário de turbidez**. Maio e junho de 2012. ETA 006. Palmas - TO, 2012.

ODEBRECHT AMBIENTAL | SANEATINS. **Relatório técnico monitoramento de cianobactérias 2012 e 2013**. Laboratório de Água. Palmas - TO, 2014.

FRISTACHI, A; SINCLAIR, J.L. **Chapter 3: Occurrence of Cyanobacterial Harmful Algal Blooms**. The United States Environmental Protection Agency. 2005. Disponível em: <http://www.epa.gov/cyano_habs_symposium/monograph/Ch03.pdf>. Acesso em: 18 de fev. 2014.

GANF, G.G. Diurnal mixing and vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake. **Journal of Ecology** 62: 611-629. 1974.

HACH 8025. **Color, true and apparent, platinum-cobalt standard method**. Hach Company, 2005.

HACH 8000. **Oxygen demand, chemical reactor digestion method**. Hach Company, 2005.

HACH 8039. **Nitrate, cadmium reduction method**. Hach Company, 2005.

HACH 8507. **Nitrite, diazotization method.** Hach Company, 2005.

HACH 8155. **Nitrogen, ammonia, salicylate method.** Hach Company, 2005.

HACH 8190. **Phosphorus total digestion, acid persulfate digestion method.** Hach Company, 2005.

HACH 10054. **Organic constituents UV absorbing (UV-254).** Direct Reading Method. Hach Company, 2005.

HACH 8012. **Aluminum, aluminum method.** Hach Company, 2005.

HACH 8008. **Iron, total, ferrover® method.** Hach Company, 2005.

HACH 8048. **Phosphorus, reactive (orthophosphate). Phosver® 3 method.** Hach Company, 2005.

HACH8149. **Manganese, 1-(2-pyridylazo)-2-naphthol PAN method.** Hach Company, 2005.

HACH 10071. **Nitrogen, total, persulfate digestion method.** Hach Company, 2005.

HACH 8203. **Alkalinity, phenolphthalein and total method.** Digital Titrator manufactured. Hach Company, 2013.

HACH 8206. **Chloride, mercuric nitrate and silver nitrate methods.** Digital Titrator manufactured. Hach Company, 2013.

HACH 8213. **Hardness total, using EDTA.** Digital Titrator manufactured. Hach Company, 2013.

HOFFMANN, L.; KOMÁREK, J.; KAŠTOVSKY, J. System of cyanoprokaryotes (cyanobacteria) - state 2005. **Algological Study.** 117:95-115. < <http://dx.doi.org/10.1127/1864-1318/2005/0117-0095> > Acesso em: 18/02/2014.

HUBER V.; WAGNER C.; GERTEN D.; ADRIAN R. To bloom or not bloom: contrasting responses of cyanobacteria to recent heat waves explained by critical thresholds of abiotic drivers. **Oecologia**, 69(1): 245-56. 2012.

HUSZAR, V.L.M.; PEREIRA, U.J.; VIDAL, L.; ROLAND, F. Efeito da floração da cianobactéria *Limnothrix bicudo* sobre a densidade bacteriana em um lago artificial (Lago dos Manacás, Juiz de Fora, MG). In: IX CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 2003. **Resumos do IX Congresso Brasileiro de Limnologia**, Juiz de Fora, MG.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N. The relationship between a phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological functional descriptors in six temperate lakes. **Freshwater Biology**, v. 40, p. 679-696, 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 14 de set. 2012.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Caderno da Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia**. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. – BRASÍLIA: MMA, 2006.

INSTITUTO INTERNACIONAL DE ECOLOGIA - IIE. PLANO DE CONSERVAÇÃO E usos múltiplos do reservatório da UHE Lajeado, TO. 2003. in NOGUEIRA et al. **Org. Ecologia de Reservatórios**. Ed. Rima. 2006.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. DISTRITO FEDERAL - INMET. **Dados meteorológicos de Palmas, Maio e Junho de 2012**. Palmas – TO, 2012. Disponível em: <www.inmet.gov.br>. Acesso em: 27 de set. 2012.

JARDIM, F. A. **Potenciais mecanismos de redução da toxicidade de microcistinas e a sua utilização no tratamento da água**. 2008. Tese (Doutorado) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

JENSEN, J.P.; JEPPESEN, E.; LRIK, K.; KRISTENSEN, P. Impact of nutrients and physical factors on the shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow danish lakes. **Can. J. Fish Aquat. Sci.** v51 p.1692-1699. 1994.

JOCHIMSEN, E.M.; CARMICHAEL, W.W; AN, J.S.; CARDO, D.M; COOKSON, S.T.; HOLMES, C.E.; ANTUNES, M.B.; DE MELO FILHO, D.A.; LYRA, T.M.; BARRETO, V.S.; AZEVEDO, S.M.; JARVIS, W.R. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **N Engl J Med**, 1998.

JONES, G.; NEGRI, A., Persistence and degradation of cyanobacterial paralytic shellfish poisons (PSPs) in freshwaters. **Water Research** 31, 525–533.1997.

KAUER, F.A.A.S. **Princípios e Instrumentação**. Shimadzu do Brasil, 2008.

KAEBERNICK, M.; NEILAN, B.A. Ecological and molecular investigations of cyanotoxin production. **FEMS Microbiol Ecol.** 35:1-9, 2001.

KHORDAGUI, H. K.; MANCY, H. K. Formation of trihalomethanes during disinfection of drinking water. **Water Quality Bulletin**, v. 8, p. 37-43, 1983.

KOMÁREK, J. 2006. Cyanobacterial taxonomy: current problems and prospects for the integration of traditional and molecular approaches. *Algae* 21(4):349-375. <<http://dx.doi.org/10.4490/ALGAE.2006.21.4.349>> Acesso em: 18 de fev. 2014.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 - Nostocales. **Algological Studies** 56: 247-345. 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. – In **Susswasserflora von Mitteleuropa** 19: 1-545. Gustav Fischer, Stuttgart, 1998.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 2- Chroococcales. **Algological Studies** 43: 157-226. 2005.

KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Taxonomic review of the cyanoprokaryotic genera Planktothrix and Planktothricoides. **Czech Phycology**, Olomouc, 4:1-18. 2004.

KOMÁREK, J.; HAUER T. CyanoDB.cz. On-line database of cyanobacterial genera. 2011. Disponível em: <<http://www.cyanodb.cz>>. Acesso em: 18 de fev. 2014.

KOMULAINEN, H. Experimental cancer studies of chlorinated by-products. **Toxicology**, v.198, p.239-248, 2004.

KURODA, E.K. **Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração**. 2002. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

KURODA, E.K. **Remoção de células e subprodutos de Microcystis spp. por dupla filtração, oxidação e adsorção**. 2006. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

KURODA, E.K.; TAKENAKA, R.A.; ROCHA, O.; DI BERNARDO, L. Remoção de células de *Microcystis* spp. por dupla filtração, oxidação e adsorção. In: 24º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES. 2007. **Anais**. Belo Horizonte, MG.

LAGE FILHO, F.A. **Processos oxidativos em estações de tratamento de águas de abastecimento**. Notas de aula, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 2004.

LAMBERT, T. W.; HOLMES, C. F. B. e HRUDEY, S. E., 1996. Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment. **Water Res.**, 30 (6): 1411-1422.

LAMPARELLI, M.C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

LOPES, A.G.D. **Estudo da comunidade fitoplanctônica como bioindicador de poluição em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)**. 2007. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.

MARQUES, A.K. **Análise da diversidade fitoplanctônica no reservatório da usina hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães, no médio Tocantins - TO: estrutura da comunidade, flutuações temporais e espaciais**. 2005. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Tocantins, Palmas.

MARQUES, A.K. **Avaliação da qualidade da água da sub-bacia do Taquaruçu Grande e da área de sua influência no reservatório da usina hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães, TO.** 2011. Tese (Doutorado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo. São Paulo.

MASSCHELEIN, W. J. "Adsorption." In: **Unit Processes in Drinking Water Treatment**, Marcel Dekker, Inc., Nova York, EUA. 321-363. 1992.

MATTA, M. A. S., 2000. Águas Superficiais e Subterrâneas da Bacia Tocantins-Araguaia como Subsídio para um Estudo de Impacto Ambiental. In: CONGRESSO MUNDIAL INTEGRADO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 1., Fortaleza-CE, **Anais**. Fortaleza-Ce. ABAS.

MEDEIROS, L.C. **O efeito do regime hidrológico do semiárido na composição de espécies durante dominância de cianobactérias em um reservatório tropical.** 2013. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio Grande do Norte, Natal.

MENESES, J.C.S.S. **Tratamento e reciclagem do efluente de uma lavanderia industrial.** 2005. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2000. **Portaria nº 1469: Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.** Brasília, 29 de dezembro de 2000.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004. **Portaria nº 518: Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.** Brasília, 25 de março de 2004.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011. **Portaria nº 2.914: Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Brasília, 11 de dezembro de 2011.

MONDARDO, R.I.; SENS, L.M.; MELO FILHO, L.C. Pré-tratamento com cloro e ozônio para remoção de cianobactérias. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.11, n 4, p. 337-342, Out/Dez. 2006.

MONTEIRO, F.M.; MOURA, G.C.; VIANA, L.G.; VASCONCELOS, J.F.; SILVA S.M. cianobactérias no açude Bodocongó: implicações para a saúde pública. In: ENCONTRO NACIONAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA UEPB. 2012. **Anais**. Campina Grande, PB.

NAVAL, L.P.; SILVA, C.D.F.; SOUZA, M.A.A. Comportamento dos índices do estado trófico de Carlson (IET) e modificado (IETm) no reservatório da UHE Luís Eduardo Magalhães, Tocantins – Brasil. 2004. In: **Resumos do I Congresso Interamericano de Saúde Ambiental**. AIDIS, San Juan, Puerto Rico.

OLIVER, R.L.; GANF, G.G. Freshwater blooms. In: B. A. Whitton & M. Potts (eds.). The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space. **Kluwer Academic Publishers**, pp. 149-194. 2000.

O'MELIA, C.R.; STUMM, W. Aggregation of silica dispersions by iron (III). **Journal of Colloid and Interface Science**, 23(3), 437-447. 1967.

PÁDUA, V.L. (Org.): **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes por médio de técnicas de tratamento de água para consumo humano**. PROSAB 4. Petrópolis, Rio de Janeiro, 2006.

PÁDUA, V.L. (Org.): **Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. PROSAB 4. Rio de Janeiro: 2009.

PENDLETON, P.; SCHUMANN, R.; WONG, S. H.; (2001). Mycrocystin-LR adsorption by activated carbon. **Journal of Colloid and Interface Science** 240, 1-8.

PEREIRA, V.L.R. **Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidroelétrica Luis Eduardo Magalhães - UHE - Lajeado / Tocantins**. 2002a. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

PETRUSEVSKY, N. A.; VAN BREEMEN N. A.; ALAERTS G.J. Effect of permanganate pre-treatment and coagulation with dual coagulants on algal removal in direct filtration. **Journal Water SRT – Aqua** ; 45(5):316-26. 1996.

QUEIROZ, S.C.B. **Utilização da dupla filtração, oxidação e adsorção com carvão ativado pulverizado no tratamento de água eutrofizada**. 2010. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

REIS, D.F.; MARQUES, A.K.; MORAIS, P.B.; BONATO, G.; Contribuição da comunidade fitoplanctônica do ribeirão Taquaruçu Grande para o pool de cianobactérias do reservatório da UHE - Luís Eduardo Magalhães. In: XI JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA UNITINS/UFT, 2004a. **Anais XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT**. Palmas, TO.

REIS, D.F.; MORAIS, P.B.; BONATO, G. Identificação de fatores específicos que influenciam florações de algas nocivas, reservatório Luís Eduardo Magalhães, Palmas - Tocantins. In: XI JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA UNITINS/UFT. 2004b. **Anais XI Jornada de Iniciação Científica Unitins/UFT**. Palmas – TO.

REVIERS, B. **Biologia e filogenia das algas**. Artmed, Porto Alegre, p. 21. 2006.

REYNOLDS, C.S.; JAWORSKI, G.H.M.; CMIECH, H.A.; LEEDALE, G.F. On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend Elenkin. **Philosophical transactions of the royal society of London** 293: 419-477. 1981.

REYNOLDS, C.S. Cyanobacterial water-blooms. In: J. Callow (ed). **Advances in botanical research**. Academic Press., London. PP:67-143 (vol 13). 1987.

RODRIGUES, L.L. **Biodiversidade de Cianobactérias e algas das represas Billings e Guarapiranga, SP, Brasil**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo.

SALES, M.V. **Tratamento de água eutrofizada através de dupla filtração e oxidação**. 2005. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, n. 3-4, p. 359-385, Stuttgart, November. 2000.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; WERNER V.R.; CAMILA R.D.; RÍOS F.; CARVALHO, L.R. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies** 126: 251-265. 2008.

SANT'ANNA, C.L, AZEVEDO, M.T.P., WERNER, V.R., DOGO, C.R., RIOS, F.R. & CARVALHO, LR. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies** 126: 249-263. 2008.

SANTOS, K.R.S.; SANT'ANNA, C.L. Cianobactérias de diferentes tipos de lagoas ("salina", "salitrada" e "baía") representativas do Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 33: 61-83. 2010.

SANTOS, C. L. Trihalometanos: Resumo Atual. **Engenharia Sanitária**, v. 26, p. 190-94, 1987.

SHAPIRO, J. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO₂ and pH. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie** 24:38-54. 1990.

SILVA, J.R.L.; CUNHA, I.L.; WETTMAN, A. Caracterização do fitoplâncton nas amostras coletadas na orla do lago e concentração de microcistina na praia da Graciosa em Palmas -TO. In: III CONGRESSO CIENTÍFICO DO CEULP/ULBRA, 2003a. **Anais**. Palmas – TO.

SILVA, J.R.L.; JARDIM, F.A., CUNHA, I.L., SOUSA, F.P., WETTMAN, A., Diagnóstico preliminar da ocorrência de cianobactérias tóxicas e potencialmente tóxicas em estações de tratamento de água e na praia da Graciosa em Palmas - TO. In: 55ª REUNIÃO DA SBPC. 2003b. **Anais**. Recife - PE.

SILVA, J.R.L.; NOGUEIRA I.S.; SILVA N.M.; MARQUES J.A.V. Ocorrência de floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* em águas do rio Tocantins. Estudo de caso: ETA Tocantínia. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, ABES. 2005a. **Anais**. Campo Grande – MS.

SILVA, J.R.L.; NAVAL, L.P.; NOGUEIRA, I.S. Cyanobacteria and the water quality in the Tocantins river in the point next to the captation in the water treatment station in Tocantínia - Tocantins-Brazil. In: 7th INTERNATIONAL CONFERENCE ON TOXIC CYANOBACTERIA. 2007. **Anais**. Rio das Pedras - RJ.

SILVA-LINS J.R.; SILVA, G.G.; SILVA, M.F.; NAVAL, L.P.; MARQUES, D.M. Viabilidade tecnológica para implantação de uma estação de tratamento de água pela SANEATINS em Palmas – TO, em detrimento à presença massiva de cianobactérias tóxicas na futura captação. In: XXXI CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL DE AIDIS. 2008. **Anais**. Santiago – Chile.

SILVA-LINS J.R. ***Dinâmica de cianobactérias e cianotoxinas em um braço do reservatório da Usina Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães e suas implicações para o abastecimento público de Palmas - TO.*** 2009. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

SILVA-BRAGANÇA A. ***Avaliação do emprego da ultrafiltração em membrana na remoção de células de cianobactérias e microcistina para águas de abastecimento.*** 2008. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

SILVA-DANIELA. ***Revisão do gênero Planktothrix Anagnostidis & Komárek, 1988 (Cyanobacteria/ Oscillatoriales) no Brasil.*** 2009. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.

SILVA-GUIMARÃES. G. ***Tratamento de água de reservatórios por dupla filtração, oxidação e adsorção em carvão ativado granular.*** 2009. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Tocantins, Palmas.

SILVA-SIMONE, A. S. ***Avaliação da capacidade de remoção de saxitoxinas por diferentes tipos de carvão ativado em pó (cap) produzidos no Brasil.*** 2005. Dissertação (mestrado) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília – DF.

SILVEIRA, M.H. ***Estrutura e dinâmica do fitoplâncton e fatores direcionadores da dominância de cianobactérias em uma lagoa rasa subtropical (lagoa do Peri, SC).*** 2013. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SINGER, P.C. Control of disinfection by-products in drinking water. ***Journal of Environmental Engineering***, v.120, n.4, p.727-744, 1994.

SMITH, V. Low nitrogen to phosphorous ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. ***Science***, v. 221, p. 669-671, 1983.

SVIRČEV, Z.; KRSTIĆ S.; MILADINOV-MIKOV, M.; BALTIC V.; VIDOVIĆ, M. Freshwater cyanobacterial blooms and primary liver cancer epidemiological studies in Serbia. **J Environ Sci Health C Environ Carcinog Ecotoxicol Rev** 2009;27:36-55.

TANAKA, A.; ORITANI T.; UEHARA F.; SAITO A.; KISHITA H.; NÜZEKI Y.; YOKOTA H.; FUCHIGAMI K. 1996. Biodegradation of a musty odour component, 2-methylisoborneol. **Water Research** 30 (3): 759-761.

TESTE, V.; BRIAND J.F; NICHOLSON B.C.; PUISEUX-DAO S. Comparison of changes in toxicity during growth of *Anabaena circinalis* (cyanobacteria) determined by mouse neuroblastoma bioassay and HPLC. **J. Appl Phycol** 14:399–40. 2002.

TRIMBEE, A.M.; PREPAS, E.E. Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 44, p. 1337-1342, 1987.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton metodik. Mitt. Int. Rer. Theor. **Argrew. Limnol.** 9: 1-38, 1958.

VALÊNCIA, J.A. **Teoria, diseno y control de los procesos de clarificacion del agua**. CEPIS, Lima, 1992.

VAN BREMEN, J. International Course in Sanitary Engineering. Delft: IHE/International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering. **Water Quality**. Mimeo, 1984.

WALSBY, A.E. Gas vesicles. **Annual Review of Plant Physiology** 26: 427-439.1975.

WATSON, S.B.; MC CAULEY, E. & DOWNING, J.A. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. **Limnology and Oceanography**, v. 42, p. 487-495, 1997.

WERNER V.R; SANT'ANNA C.L.; AZEVEDO M.T.P. *Cyanoggregatum brasiliense* gen. et. sp. nov., a new chroococcal Cyanobacteria from southern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 31:491-497. 2008.

WIECHETECK, G.K.L.; BENINI B.D.S.; DI BERNARDO, L. Utilização da dupla filtração ascendente de areia grossa para remoção de substancias húmicas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2003a. **Anais**. Joinville – SC.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking water quality** - Addendum to volume 1. 2nd ed. Geneve: WHO; 1993.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking Water Quality**. 2nd Ed. Addendum To Vol. 2. Geneva: WHO; 1998.

WQT100. **Colilert Quanti-tray® and presence/absence methods for total coliforms and Escherichia coli**. IDEXX Laboratories, Inc., Westbrook, Maine. 2013.

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

ZEVENBOOM, W.; MUR, L.R. N₂-fixing cyanobacteria: Why they do not become dominant in Dutch, hypertrophic lakes. ***Developments in Hydrobiology***, v. 2, p. 123- 30, 1980.