



CIANOACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA: ESTUDO DE CASO NO LAGO BOLONHA, BELÉM, PARÁ, BRASIL

Brenda Gonçalves Piteira Carvalho – brendapiteira@gmail.com
Universidade Federal do Pará, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental
Rua Augusto Corrêa, nº 1, Guamá
66075-110– Belém – Pará

Luiza Carla Girard Mendes Teixeira – luiza.girard@gmail.com
Universidade Federal do Pará, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental
Rua Augusto Corrêa, nº 1, Guamá
66075-110– Belém – Pará

Rosildo Santos Paiva – rpaiva@ufpa.br
Universidade Federal do Pará, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental
Rua Augusto Corrêa, nº 1, Guamá
66075-110– Belém – Pará

Gabriela Araújo Fragoso – gabrielafragoso.ufpa@hotmail.com
Universidade Federal do Pará, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental
Rua Augusto Corrêa, nº 1, Guamá
66075-110– Belém – Pará

Bruno Melo da Silva - brunobio.ufpa@gmail.com
Universidade Federal do Pará, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental
Rua Augusto Corrêa, nº 1, Guamá
66075-110– Belém – Pará

Resumo: Neste trabalho, foi realizado o monitoramento do lago Bolonha, principal reservatório de abastecimento de água da Região Metropolitana de Belém, nos períodos de menor e maior precipitação de 2015, observando gêneros e espécies de cianobactérias e as quantificando. Além disso, foram analisadas no lago variáveis físicas, químicas e microbiológicas que possivelmente relacionam-se ao crescimento das cianofíceas. Para análise dos resultados foi utilizada estatística descritiva. Quanto aos resultados, foram identificados 37 gêneros e 52 espécies de cianofíceas, algumas produtoras de toxinas. Apesar da diversidade de espécies, a quantidade de células é muito inferior ao limite estabelecido pelos padrões de potabilidade (BRASIL, 2011), assim como as reduzidas concentrações de nutrientes, isto por que o lago está tomado por macrófitas aquáticas – cerca de 85% da sua superfície – que acabam funcionando como filtro natural, além de inibirem a proliferação das cianobactérias, tanto pela retenção de nutrientes quanto pelo impedimento da passagem da luz no lago. Foram encontradas elevadas concentrações de Coliformes, indicando que o lago está poluído.

Palavras-chave: Monitoramento Ambiental; Cianobactérias; Macrófitas aquáticas; Poluição.



CYANOBACTERIA IN A WATER SUPPLY RESERVOIR: CASE OF STUDY AT THE LAKE BOLONHA, BELÉM, PARÁ, BRAZIL

Abstract: In this research, was monitored the lake Bolonha, main water supply reservoir at the Metropolitan Region of Belém, in the dry period and rainy period in 2015, searching genera and species of cyanobacteria and quantifying its. In addition, physical chemical and microbiological parameters were analyzed, which possibly are connected with the growth of cyanobacteria. Descriptive statistics was used to analyze the results. As for the results, thirty-seven genera and fifty-two species of cyanobacteria were found, some of these toxin producing. Furthermore the diversity of species, the cell count is much below to the maximum limit in the potability standards (BRAZIL, 2011), as the nutrient concentrations reduced, its happened because the lake is full of aquatic macrophytes – about 85% to this surface – and they are functioning as a natural filter, in addition to inhibiting the proliferation of cyanobacteria, both the retention of nutrients and by preventing the passage of light inside the lake. They have found high concentrations of coliforms, indicating that the lake is polluted.

Keywords: Environmental Monitoring; Cyanobacteria; Aquatic Macrophytes; Pollution.

1. INTRODUÇÃO

A região Amazônica é bastante conhecida pela abundância de água, porém devido ao processo de urbanização acelerado, que vem ocorrendo sem o devido planejamento nos centros urbanos e a carência de sistemas de saneamento ambiental, ocasiona, dentre outros fatores, a poluição e/ou contaminação de corpos d'água. Segundo o SNIS (2014), apenas 3,6% dos investimentos em saneamento no país se direcionam à Região Norte, ocasionando o agravamento do quadro de saneamento básico, preservação ambiental e também de saúde pública.

Cerca de 75% do abastecimento de água no município de Belém, Pará, região norte do Brasil, provém do sistema com captação no lago Bolonha. As estações de tratamento que contam com captação deste lago são as ETAs Bolonha, São Brás e 5° setor. O lago Bolonha, que apesar de estar situado no Parque Estadual do Utinga (PEUt), considerado uma APA (área de proteção ambiental), segundo Vasconcelos & Souza (2011), encontra-se com aproximadamente 85% de sua área em estado de eutrofização. Isto se deve às ações antrópicas em seu entorno - como despejo indevido de esgotos, proximidade de 1,4 km do Depósito de Resíduos do Aurá (que até 2015 recebia todos os resíduos gerados na Região Metropolitana de Belém), além da existência de ocupações irregulares no próprio PEUt.

Há uma crescente e desordenada ocupação nos entornos do PEUt, caracterizados pelo surgimento de bairros, conjuntos residenciais e multiplicação de favelas, desprovidos de adequada cobertura de saneamento básico, fazendo destas áreas um potencial contaminador via superfície rasa aos recursos hídricos localizados nas proximidades (BAHIA *et al.*, 2010).

Dentre os diversos impactos causados pela poluição no lago Bolonha, como alterações na qualidade das suas águas e na sua ecologia, há um potencial risco no abastecimento de água para consumo humano, com o possível surgimento de patógenos, como vírus, bactérias, toxinas, entre outros. A eutrofização resulta em uma frequente ocorrência de floração de algas, podendo causar problemas ecológicos e estéticos, além de que as algas, como as cianobactérias, as quais tem habilidade de produzir substâncias tóxicas que oferecem sérios riscos à saúde animal e humana (WANG, *et al.*, 2011; MEREL *et al.*, 2013).

Segundo Vieira *et al.* (2005), a eutrofização, é um processo natural que pode ocorrer em qualquer sistema aquático. Contudo, a aceleração deste processo devido às ações antrópicas tem sido observada mundialmente nos últimos anos, ocorrendo frequentemente em reservatórios, com



predominância de cianobactérias. Como uma grande parcela de cianobactérias planctônicas é tóxica, essa predominância tornou-se um grave problema à saúde humana

Segundo Merel *et al.* (2013), algumas cianobactérias são produtoras de toxinas divididas em hepatotoxinas, neurotoxinas e dermatotoxinas, assim, a incidência de cianotoxinas em águas superficiais representa um crescente preocupação com a saúde pública, devido às diversas fontes de exposição de toxinas à população, pois nenhum processo de tratamento de água tem provado simultaneamente a remoção ou transformação de todas as cianotoxinas.

Para Oliver & Ribeiro (2014), florações ou *blooms* das cianobactérias, potenciais produtoras de toxinas, aumentam a quantidade de matéria orgânica na água do manancial, que combinada ao cloro utilizado nas ETAS pode gerar ainda outra toxina: os trihalometanos, que são subprodutos da cloração da água rica em matéria orgânica. Ambos, cianotoxinas e trihalometanos, são prejudiciais à saúde humana, constituindo um problema de saúde pública

Por este fato, há legislações que estabelecem limites para a concentração de cianobactérias e, se necessário, para concentrações de cianotoxinas em águas de reservatórios utilizados para abastecimento público, mesmo após o tratamento, pois não há remoção significativa destes compostos em sistemas de tratamento convencionais. No Brasil, a legislação vigente encontra-se na Portaria 2.914 de 2011, que estabelece padrões mínimos de qualidade de mananciais e também de potabilidade da água já tratada.

Segundo Zhang *et al.* (2011), a inserção de nutrientes num corpo d'água eutrofizado resulta num acréscimo de biomassa fitoplanctônica, que pode causar alterações no ecossistema aquático, nesse contexto, as macrófitas tem uma grande importância na estrutura biológica e na qualidade da água em lagos, pois competem com outros fitoplânctons por nutrientes e luz, assim, algumas macrófitas e plantas flutuantes contribuem para conter o crescimento de algas. De fato, um número de macrófitas aquáticas comuns tem apresentado significativa inibição ao crescimento de espécies de cianobactérias planctônicas (HILT, 2006).

Macrófitas submersas são conhecidas por seus efeitos positivos sobre a transparência da água, especialmente em lagos rasos (ZHENG *et al.*, 2013). Com as vantagens de baixo custo e eficiência ambiental, sistemas de tratamento com plantas aquáticas estão sendo cada vez mais reconhecidos como uma ferramenta útil para o controle da eutrofização. Nesses sistemas, nutrientes são removidos simultaneamente por plantas e pela comunidade microbológica diversa que depende das raízes das plantas para desenvolver-se (LI *et al.*, 2014).

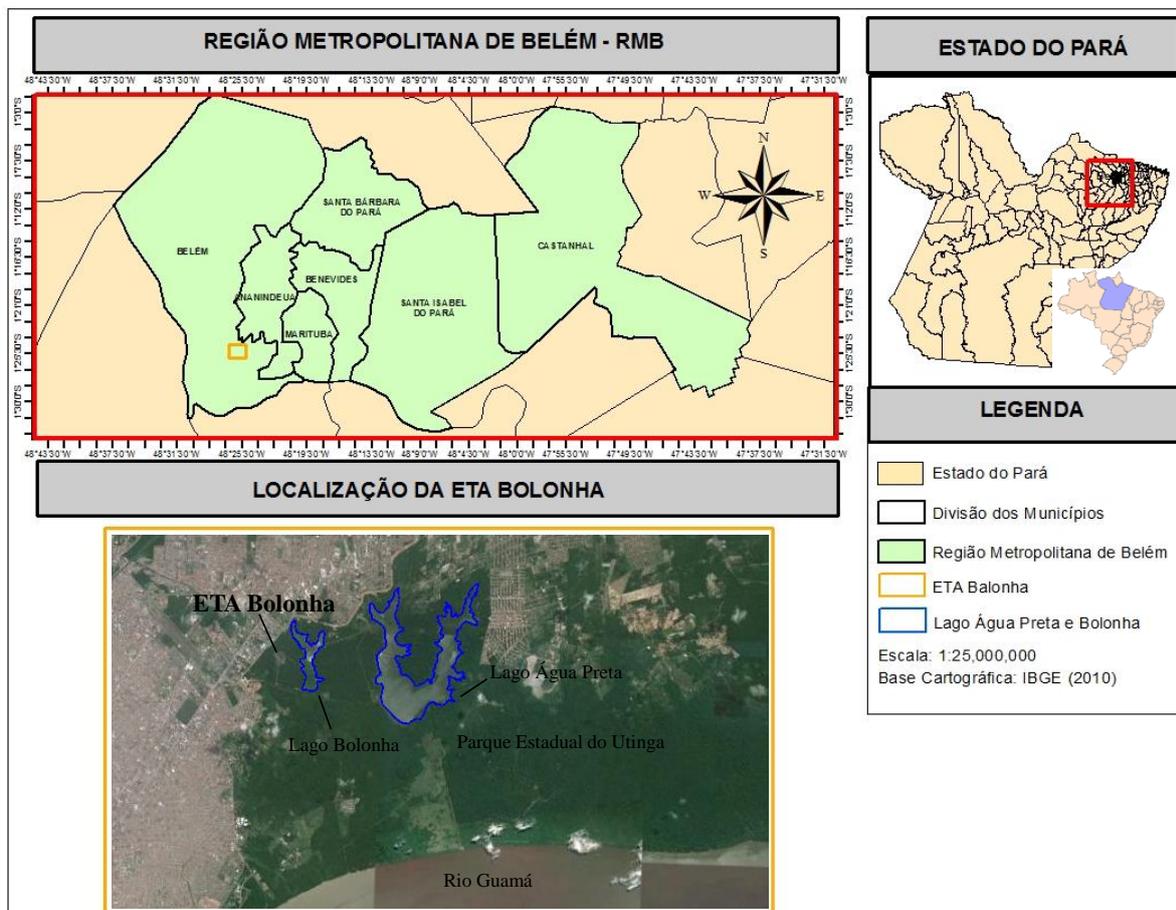
Desta forma, o monitoramento do lago Bolonha é uma ferramenta necessária para analisar os riscos provocados pelos impactos ambientais, tanto no ecossistema aquático do lago, mas principalmente na saúde na população. Visto que alguns estudos já foram realizados e indicaram a inadequada estrutura no âmbito do saneamento ambiental como fonte de contaminação do reservatório. Compreender a interação dos poluentes no ecossistema auxiliará medidas de controle destes, recuperação do ambiente e minimização dos riscos à saúde pública através do abastecimento de água. Além de subsidiar futuros planos de segurança de água, uma experiência que tem se mostrado positiva em muitos locais. Assim, o objetivo deste trabalho é monitorar o reservatório (lago Bolonha), analisando os riscos da poluição, tanto no ecossistema no lago quanto ao sistema de abastecimento de água da região.

2. METODOLOGIA

2.1. Caracterização da área de estudo

O reservatório lago Bolonha localiza-se no Parque Estadual do Utinga, no nordeste do Estado do Pará, segundo Menezes *et al.* (2013), o PEUt está inserido dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) da Região Metropolitana de Belém (RMB), nas coordenadas 01° 23'S e 48° 23', como pode ser observado na figura 1.

Figura 1 - Localização do Parque Estadual do Utinga, dos lagos Bolonha e Água Preta e da ETA Bolonha



Fonte: Autor (2016).

Juntamente com o lago Água Preta e o rio Guamá, o lago Bolonha é um importante reservatório de abastecimento de água da região. Segundo Bahia et al. (2008), os lagos Bolonha e Água Preta, mananciais pertencentes à Bacia Hidrográfica do Utinga, tem área de 577,127m² e 1.954,00 m², e volume de 3.116,86 m³ e 9.905,00 m³, respectivamente. Para Vasconcelos & Souza (2011), os lagos tem nascentes naturais, no entanto, cerca de 90% das águas destes provém do rio Guamá, através de sistema de bombeamento do rio Guamá para o lago Água Preta, e de adutora deste para o lago Bolonha. Segundo a ANA (2010), foi ampliada a capacidade de captação de água do rio Guamá, de 5 m³.s-1 para 10 m³.s-1.

O reservatório do Bolonha subsidia água bruta para três ETAs: ETA Bolonha, ETA São Brás e ETA 5º Setor. Todas estas contam com sistema de tratamento convencional: captação do lago Bolonha, coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção com cloro, correção de pH e adição de flúor.

Segundo Ananias et al. (2010), o clima na região Amazônica é quente e úmido, com alta precipitação e grande incidência solar, assim, o conceito de estações do ano na região é diferente do restante do país: com “período seco” (de julho a outubro) e o “período chuvoso” (dezembro a maio” com os meses de junho a novembro inseridos no período de transição.

2.2. Plano de amostragem

As coletas e a preservação das mesmas foram realizadas de acordo com as recomendações da CETESB (2011) presentes no Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras.

Sendo assim, o ponto de coleta selecionado no lago foi anteriormente à captação de água bruta (em comum para as três ETAs abastecidas), com coordenadas geográficas 1°25'15.29''S, 48°26'02.16''O.

A amostragem selecionada foi do tipo simples, realizada uma vez ao mês, nos meses de abril, maio, julho, agosto, novembro e dezembro de 2015. A campanha de coletas foi dividida em dois períodos: chuvoso (incluindo os meses de abril, maio e dezembro) e menos chuvoso (incluindo os meses de junho, julho, agosto e novembro). As variáveis monitoradas analisadas em campo foram: pH, temperatura, oxigênio dissolvido; e em laboratório foram: cor aparente, turbidez, série nitrogenada (nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total, cianobactérias, coliformes totais e *Escherichia coli*.

2.3. Métodos de determinação

Os métodos de determinação das variáveis analisadas estão dispostos na tabela 1.

Tabela 1 – Métodos de determinação

Variáveis	Métodos de determinação
pH	Potenciometria
Temperatura °C	Termometria
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Sensor de OD
Coliformes Totais (NMP/100ml)	Incubação / Cartela Quant-Tray
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100ml)	Incubação / Cartela Quant-Tray
Cianobactérias (N° de células)	Método de sedimentação de Utermohl
Cor (UC)	Espectrofotometria
Turbidez (NTU)	Espectrofotometria
Série Nitrogenada (mg/L)	Espectrofotometria
Fósforo Total (mg/L)	Espectrofotometria

Fonte: Autor (2016).

2.4. Interpretação dos resultados

Os resultados analisados foram separados nos períodos de maior e menor precipitação, segundo dados de precipitação de INMET (2015), expondo os meses com maiores médias de precipitação em 2015 – janeiro a maio e o mês de dezembro – e os meses com menores médias de precipitação – de junho a novembro - e interpretados utilizando estatística descritiva (número de dados, média, máximo, mínimo e desvio padrão)

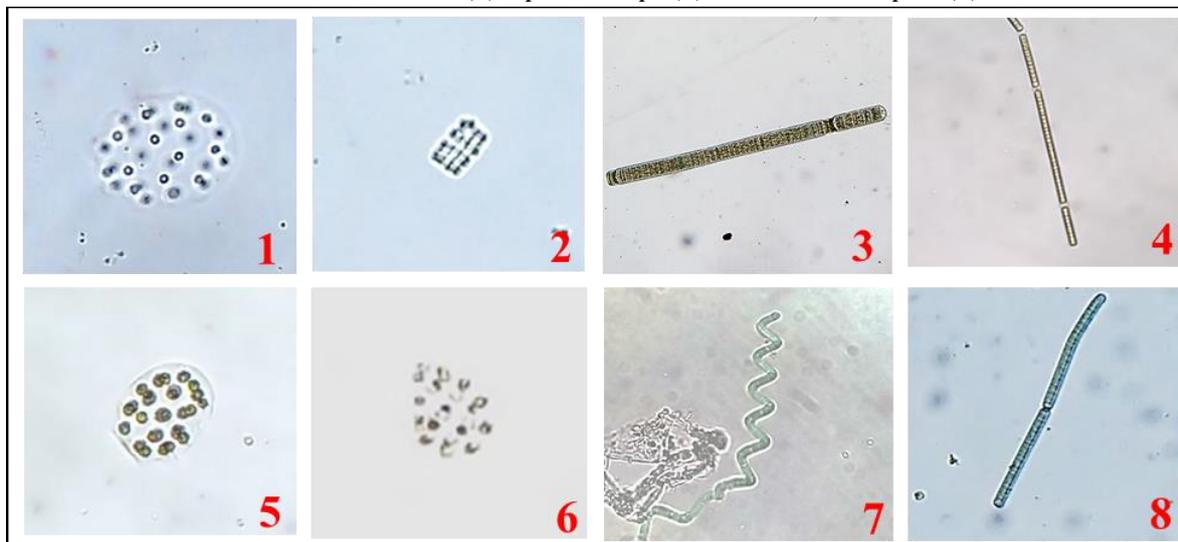
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

As concentrações de células de cianobactérias ficaram abaixo do estabelecido na Portaria 2.914/11 (BRASIL, 2011), no entanto, houve um aumento significativo no mês de dezembro, devido a dois fatores: início no período chuvoso e realização de limpeza no lago, com retirada das macrófitas. Foi observado por Oliver & Ribeiro (2014), justamente que nos períodos quentes e chuvosos a densidade de cianofíceas em reservatórios é maior que nos períodos secos.

Durante todo o período de monitoramento, foram encontrados 52 diferentes espécies de cianofíceas: *Anabaena naviculoides*, *A. variabilis*, *Aphanocapsa crassa*, *A. littoris*, *Asterocapsa sp*, *Bacularia gracilis*, *Borzia tricoloraris*, *Chlorogloea fritschii*, *Chroococcidium gelatinosum*, *Chroococcus luteofusca*, *C. turgidus*, *Cilindrospermopsis*, *Coelomoron*, *Calothrix fusca*, *Crinalium Magnum*, *Cyanokybus venezuelae*, *Dactylococcopsis raphidioides*, *Dermocapella hemisphaerica*, *Eucapsis*, *Gloeocapsa gelatinosa*, *Gloeocapsopsis crepidinum*, *Leptolyngbya sp.*, *Limnothrix*, *Lyngbya aestuarii*, *L. corticícola*, *L. truncicola*, *Mastogocoleus testarum*, *Merismopedia punctata*, *Myxobaktron*, *Myxosarcina amethystina*, *Oscillatoria chalybca*, *O. obtusa*, *O. princeps*, *O. rubescens*,

O. sancta, *O. sp. 1*, *O. sp. 2*, *O. tenuis*, *Phormidium ambiguuum*, *Planktolyngbya tallingii*, *P. sp.*, *Pseudoanabaena sp.*, *Radaisia gardineri*, *Raphidiopsis curvata*, *Rhabaloderma sp.*, *Schizothrix ericetorum*, *S. lamyi*, *Snowella sp.*, *Spirulina sp.*, *Stanieria cyanosphaera*, *Trichidesmium thiebauthii* e *Xenococcus bicudoii*. Algumas espécies identificadas no lago Bolonha estão expostas na figura 2.

Figura 2 - Algumas das espécies identificadas no lago Bolonha: *Dermocapella hemispaherica* (1), *Merismopedia punctata* (2), *Oscillatoria princeps* (3), *Oscillatoria sp1* (4), *Gloeocapsa gelatina* (5), *Xenococcus bicudai* (6), *Spirulina sp.* (7) e *Oscillatoria sp. 2* (8).



Fonte: Autor (2016).

Os gêneros de cianofíceas *Anabaena*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Spirulina*, *Aphanocapsa*, *Merismopedia* e *Coelomoron* identificados neste estudo estão de acordo com os identificados por Costa *et al.* (2010) no lago Água Preta, que é interligado ao lago Bolonha. Alguns gêneros também estão de acordo com os identificados no lago Bolonha por Vieira *et al.* (2005): *Aphanocapsa*, *Coelomoron*, *Leptolyngbya*, *Merismopedia*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* e *Pseudoanabaena*.

Segundo Mohamed *et al.* (2006), as espécies *Anabaena variabilis* e *Calothrix fusca* são produtoras da toxina microcystis (hepatotóxina). Foi constatado por Jungblut *et al.* (2006), que dentre na presença de cianofíceas dos gêneros *Phormidium*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Nostoc*, *Nodularia*, *Anabaena* há produção de microcystis. Segundo Sá *et al.* (2010), espécies dos gêneros *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Cylindrospermopsis* são produtoras hepatotoxinas.

A estatística descritiva do período de monitoramento está exposta na tabela 2.

Tabela 2- Estatística descritiva dos dados de água do lago Bolonha nos meses de maior precipitação (abril, maio e dezembro de 2015) e menor precipitação (julho, julho e novembro)

Variáveis de estudo	Período de maior precipitação					Período de menor precipitação				
	N	Méd.	Máx.	Mín.	DP	N	Méd.	Máx.	Mín.	DP
Temperatura (°C)	3	29,24	29,69	28,76	0,47	4	28,74	29,97	26,10	1,80
pH	3	6,13	6,24	6,01	0,12	4	6,43	7,01	6,01	0,46
OD (mg/L)	3	4,82	7,80	1,89	2,96	4	2,89	3,80	2,09	0,70
Cor (UC)	3	46,90	59,00	35,70	11,68	4	37,78	69,50	17,20	24,63
Turbidez (NTU)	3	10,55	17,90	5,52	6,51	4	10,34	19,70	5,85	6,38
Fósforo total (mg/L)	3	0,297	0,400	0,200	0,100	4	0,055	0,150	0,000	0,069
N amoniacal (mg/L)	3	0,39	0,47	0,31	0,08	4	0,20	0,30	0,10	0,08
Nitrito (mg/L)	3	0,010	0,012	0,008	0,002	4	0,045	0,089	0,002	0,045

Nitrato (mg/L)	3	0,53	1,00	0,20	0,42	4	0,45	0,60	0,30	0,13
Cianobactérias (Cél/mL)	3	87	160	32	66	4	74	92	41	23
CT (NMP/100mL)	3	-	>2411	>2411	-	4	-	>2411	>2411	-
E. coli (NMP/100mL)	3	174,0	260,0	132,0	57,8	4	355,3	686,7	120,2	295,3

N: número de dados; **Méd.:** média aritmética; **Máx.:** valor máximo; **Mín.:** valor mínimo; **DP:** desvio padrão.

Fonte: Autor (2016).

Não houve grande variação de temperatura durante todo o período de estudo, que permaneceu ligeiramente inferior a temperatura ambiente. Nos dois períodos analisados, de maior e de menor precipitação, o pH médio da água bruta foi de 6,30, ligeiramente ácido, ocasionado por ácidos orgânicos provenientes da vegetação e de compostos lixiviados como ferro e manganês, muito presentes no solo da região.

Os maiores níveis de OD ocorreram no período de maior precipitação, o que também foi diagnosticado por Vasconcelos & Souza (2011), possivelmente pelo aumento de contribuições de água no lago, oriundas do escoamento superficial, do lago Água Preta e Rio Guamá, além de condições melhores de reaeração devido a agitação da massa líquida do lago.

O valor médio de OD no lago no período chuvoso foi de 4,8 mg/L e 2,9 mg/L no período menos chuvoso, no entanto, os níveis de OD poderiam ser menores sem a presença das macrófitas aquáticas, pois são seres que realizam fotossíntese, injetando oxigênio no meio, além de absorverem parte da matéria orgânica do meio, que deixam de ser consumidas por microrganismos que demandam oxigênio do meio aquático.

Os níveis de cor aparente e turbidez na água também ocorreram em maiores concentrações no período de maior precipitação, devido ao intenso carreamento de sólidos durante as intensas chuvas. Enquanto no período menos chuvoso a média de cor aparente no lago foi de 37,8 UC, a média do período menos chuvoso foi de 46,9 UC. Já os valores médios de turbidez, foram de 10,5 NTU no período chuvoso e de 10,3 NTU no período menos chuvoso.

As concentrações de nitrogênio amoniacal não sofreram relevantes variações e apresentaram média anual de 0,28 mg/L, próximas das apontadas por Vasconcelos & Souza (2011), que em seu estudo encontrou concentração média de 0,44 mg/L.

Na água bruta, as concentrações de nitrato e fósforo total foram baixas e ligeiramente maiores no período de maior precipitação, com concentração média de 0,5 mg/L comparado a média do período de menor precipitação que foi de 0,4 mg/L. As concentrações reduzidas possivelmente ocorreram em virtude das condições favoráveis de sedimentação por se tratar de um ambiente lântico e também devido à alta densidade de macrófitas flutuantes no lago Bolonha, expostas na figura 3. Por serem fitoplânctons consumidores de nutrientes, absorvem parte dos nutrientes disponíveis no meio.

Figura 3 - Lago Bolonha tomado por macrófitas (a); limpeza parcial com retirada das macrófitas do lago (b)





Fonte: Autor (2016).

Quanto aos Coliformes Totais, foi identificada elevadas concentrações na água bruta, o que indica poluição atingindo o manancial. Foi diagnosticada a presença de *Escherichia coli* na água bruta também, as maiores concentrações estiveram no período de menor precipitação, quando há menor diluição de poluentes.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com os resultados do monitoramento, foi possível diagnosticar que o reservatório alvo deste estudo está recebendo frequentes contribuições por esgotos domésticos, dadas as elevadas concentrações de Coliformes Totais e de *Escherichia coli* durante todo o período de estudo, apesar da ligeira redução deste último no período de maior precipitação. Os reduzidos níveis de OD também indicam esta poluição, visto que indica a presença de microrganismos consumidores deste composto para sintetizar o acréscimo de matéria orgânica presente nos poluentes.

Para reservatórios de abastecimento de água para consumo humano poluídos e por se tratar de um ambiente lântico, há uma preocupação com o surgimento de patógenos que não são removidos significativamente nas posteriores estações de tratamento de água com métodos convencionais de tratabilidade. Foi constatado neste trabalho que há diversidade de cianobactérias do lago Bolonha (37 gêneros e 52 espécies detectados), dentre as quais há espécies comprovadamente tóxicas, que é o caso das espécies *Anabaena variabilis* e *Calothrix fusca* e dos gêneros *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Cylindrospermopsis*, todas hepatotóxicas. Entretanto, o número de células por mL não apresenta concentrações significantes, bem abaixo do valor máximo permitido para mananciais superficiais (BRASIL, 2011), assim como as pequenas concentrações de cor, turbidez, nitrogênios nas formas de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito e fósforo.

A alta densidade de macrófitas flutuantes no lago Bolonha, cobrindo cerca de 85% deste tem uma relação com estas taxas reduzidas, pois estas estão funcionando como filtros naturais de poluentes que chegam ao lago, além de serem competidoras naturais das cianobactérias, pois absorvem também os nutrientes que estes seres necessitam para crescer e reproduzir, e também impedem a passagem da luz através do lago, impedindo estes mesmos seres de realizarem fotossíntese.

Além disso, certamente as taxas de oxigênio dissolvido na água seriam menores sem as macrófitas, pois realizam fotossíntese e acabam injetando oxigênio no meio durante este processo.

Apesar do comprovado auxílio das macrófitas, é importante que medidas de controle sejam tomadas de modo a minimizar a poluição deste manancial, como planos de segurança da água, pois ainda não há estudos suficientes que garantam a permanência das macrófitas do lago e se estas serão suficiente para deter o crescimento de cianofíceas com o passar dos tempo.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio sem o qual este trabalho não seria concretizado do Laboratório de Botânica do Instituto de Ciências Biológicas e do Laboratório Multiusuário de Tratabilidade de Águas, ambos da Universidade Federal do Pará.

REFERÊNCIAS

- ANANIAS, D. S.; SOUZA, E. B.; SOUZA, P. F. S.; SOUZA, A. M. L.; VITORINO, M. I.; TEIXEIRA, G. M.; FERREIRA, D. B. S. Climatologia da estrutura vertical da atmosfera em novembro para Belém-PA. **Revista Brasileira de Meteorologia**. v.25, n.2, p. 218 – 226. 2010.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Atlas Brasil – **Abastecimento urbano de água**. 2010.
- BAHIA, V.; FENZ, N.; MORALES, G. P. Caracterização da qualidade das águas subterrâneas da Bacia Hidrográfica do Utinga/Belém (PA) - a partir de dados hidrogeoquímicos. In: **XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**. 2008. Natal.
- BAHIA, V.; LUÍZ, J. G.; LEAL, L. R. B.; MORALES, G. P.; CORREIO, N. F. Investigação da potencialidade de contaminação no Parque Estadual do Utinga em Belém (PA) utilizando o método geofísico GEORADAR. **Águas Subterrâneas**. v. 24, n. 1. 2010.

REALIZAÇÃO

CORREALIZAÇÃO

INFORMAÇÕES



- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia Nacional de Coletas e Preservação de Amostras**. São Paulo. 2011.
- COSTA, V. B.; SOUZA, L. R.; SENA, B. A.; COSTA, S. D.; BEZERRA, M. F. C.; NAKAYAMA, L. Microfitoplâncton do lago Água Preta, Parque Ambiental de Belém (Pará, Brasil), durante o período chuvoso. **UAKARI**. v. 6, n. 1, p.75-86. 2010.
- HILT, S.; Ghobrial, M.G.N.; Gross, E.M. In situ allelopathic potential of *Myriophyllum verticillatum* (Haloragaceae) against selected phytoplankton species. **Journal of Phycology**. v. 42. 2006.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Dados de precipitação média em Belém**. 2015.
- LI, J.; YANG, X.; WANG, Z.; SHAN, Y.; ZHENG, Z. Comparison of four aquatic plant treatment systems for nutrient removal from eutrophied water. **Bioresource Technology**. v. 179. 2015.
- MENEZES, L. B. C.; CARVALHO, E. A. de; NUNEZ, Y. T.; BRITO, L. B.; SEMBER, N. B. G.; VASCONCELOS, E. F. Parques urbanos de Belém (PA): situação atual e problemáticas sócio-ambientais. **Revista Ciência e Tecnologia**. v. 1, n. 1. 2013.
- MEREL, S.; VILLARÍN, M. C.; CHUNG, K.; SNYDER, S. Spatial and thematic distribution of research on cyanotoxins. **Toxicon**.v. 76. 2013.
- MEREL, S.; WALKER, D.; CHICANA, R.; SNYDER, S.; BAURÈS, E.; THOMAS, O. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. **Environment International**. v. 59. 2013.
- MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014**. 2014.
- MOHAMED, Z.A.; EL-SHAROUNY, H.M.; ALI, W.S.M. Microcystin production in benthic mats of cyanobacteria in the Nile River and irrigation canals, Egypt. **Toxicon**. v. 47, p. 584 e 590. 2006.
- OLIVER, S. L.; RIBEIRO, H. Variabilidade climática e qualidade da água do reservatório Guarapiranga. **Estudos Avançados**. v. 28, n. 82. 2014.
- VASCONCELOS, V. D. M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. v. 6. 2011.
- VIEIRA, J. M. S.; AZEVEDO, M. T. P.; AZEVEDO, S. M. F. O.; HONDA, R. Y.; CORRÊA, B. Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region. **Toxicon**. v. 45, p. 901-909. 2005.
- WANG, J.; ZHU, J.; LIU, S.; LIU, B.; GAO, Y.; WU, Z. Generation of reactive oxygen species in cyanobacteria and green algae induced by allelochemicals of submerged macrophytes. **Chemosphere**. v. 85. 2011.
- ZHANG, T.; WANG, L.; HE, Z.; ZHANG, D. Growth inhibition and biochemical changes of cyanobacteria induced by emergent macrophyte *Thalia dealbata* roots. **Biochemical Systematics and Ecology**. v. 39. 2011.
- ZHENG, G.; XU, R.; CHANG, X.; HILT, S.; CHENG, W. Cyanobacteria can allelopathically inhibit submerged macrophytes: Effects of *Microcystis aeruginosa* extracts and exudates on *Potamogeton malaianus*. **Aquatic Botany**. v. 109.p. 1-7. 2013.