

Artigo / Article

Prospecção de microcistina no Paraná - Contaminação, qualidade da água e degradação do meio ambiente

Prospection of microcystin in Parana - Contamination, water quality and environmental degradation

Tatiana de Ávila Miguel¹, Gisele Maria Andrade de Nóbrega², Emilia Kiyomi Kuroda³, Cássia Reika Takabayashi Yamashita¹, Cátia Lie Yokoyama², Daiane Dias Lopes¹, Ana Lúcia de Souza Madureira Felício¹, Elisabete Hiromi Hashimoto⁴, Marcia Kamogae Kuwahara⁵, Osamu Kawamura⁶, Yumi Tabuchi⁶, Kiyomi Tsuji⁷, Ken-ichi Harada⁸, Elisa Yoko Hirooka¹

¹ Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

² Departamento de Biologia Geral, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

³ Departamento de Construção Civil, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

⁴ Universidade Federal Tecnológica do Paraná, Campus Francisco Beltrão, Paraná, Brasil de Construção Civil, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, Paraná, Brasil

⁵ Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Soja (EMBRAPA-CNPSo), Londrina, Paraná, Brasil

⁶ Department of Applied Biological Science. Faculty of Agriculture, Kagawa University, Ikenobe, Mikicho, Kita-gun, Kagawa, Japão

⁷ Kanagawa Prefectural Public Health Laboratories, Nakao-cho, Asahi, Yokohama, Japão

⁸ Department of Pharmacy, Faculty of Pharmacy, Meijo University, Nagoya, Aichi, Japan

Endereço para correspondência:

Tatiana de Ávila Miguel

Departamento de Ciências e Tecnologia de Alimentos, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Estadual de Londrina

Rod. Celso Garcia Cid (PR 445), Km 380. PO Box 10.011. ZC 86057-970
Londrina, PR, Brazil +55 (43) 3371-4575 / (43) 99914-9985

E-mail: tavilamiguel@gmail.com

Resumo

O aumento da frequência e intensidade da proliferação de cianobactérias resulta na contaminação da água por microcistinas (MC). Considerando este problema global, o monitoramento da qualidade da água é de fundamental importância. Este trabalho teve como objetivo avaliar a contaminação por MCs no Estado do Paraná em dois períodos diferentes (1999-2000 e 2014). As amostras de água foram coletadas nas Bacias hidrográficas do Tibagi e Paraná III; regiões de Londrina e Foz do Iguaçu, respectivamente. Em geral, os níveis de MC variaram de 0,02 a 240,00 µg L⁻¹, com média geral 13,62 µg L⁻¹ para a Bacia hidrográfica do Paraná III, e 0,15 µg L⁻¹ para a Bacia do Tibagi. Trinta e nove dos sessenta pontos de amostragem apresentaram contaminação por MC, sendo que em 35% dos pontos a toxina não foi detectada. A região de Foz do Iguaçu na Bacia do Paraná III apresentou maior contaminação

por MC (83,3 % contaminadas) em relação à região de Londrina, na Bacia do Tibagi (53,3 %). Embora as análises de 2014 refiram-se a um curto período (fevereiro a abril/2014), observou-se que estas amostras apresentaram menor contaminação em relação às amostras de Junho/1999 a Outubro/2000. A detecção de MC nestes dois períodos mostra que os recursos hídricos sofreram impactos pelo escoamento de matéria orgânica e pela construção de Usinas Hidrelétricas. Assim, destaca-se a necessidade de programas de monitoramento constante. As informações sobre a contaminação da água subsidiam o planejamento para prevenir a proliferação de cianobactérias e as ações para o tratamento de água e proteção do meio ambiente.

Palavras-chave: cianobactéria, microcistina, monitoramento, qualidade da água.

Abstract

The increased frequency and intensity of cyanobacterial proliferation, results in contamination of water by microcystins. Considering this global problem, monitoring the water quality is essential. This work aimed to evaluate the contamination by microcystin in Paraná state in two different periods (1999-2000 and 2014). The water samples were collected in Hydrographic basin of Tibagi and Paraná III represented respectively by the Londrina and Foz do Iguaçu regions. In general, microcystin levels ranged from 0.02 to 240.00 µg L⁻¹, averaging 13.62 µg L⁻¹ for the river basin of Paraná III, and 0.15 µg L⁻¹ for the basin of Tibagi. Thirty-nine of the sixty sampling sites were contaminated by microcystins, and in 35 % of the points, the toxin was not detected. The region of Foz do Iguaçu in the Paraná Basin III showed higher contamination by microcystin (83.3 % contaminated) than the region of Londrina, in the basin of Tibagi (53.3 %). Although the 2014 analyses, refers to a short period (February to April/2014), it was observed that these samples showed less contamination than samples June/1999 - October/2000 samples. The detection of microcystin in these two periods shows that water resources were impacted by the organic matter flow and the construction of hydroelectric plants. Thus, a constant monitoring program is necessary. The information on water contamination support planning to prevent the proliferation of cyanobacteria and actions for water treatment and environmental protection.

Key-words: cyanobacteria, microcystin, monitoring, water quality.

INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas, o crescimento urbano desordenado e a intensa atividade agroindustrial sem a consciência logística e sustentável causam impacto negativo ao recurso hídrico. A eutrofização e deterioração da água favorecem as florações de cianobactérias toxigênicas. A qualidade da água é prejudicada pela produção de metabólitos que conferem gosto e odor, além de toxinas, com destaque para microcistina (MC), hepatotoxina que causa danos à saúde humana e animal⁽¹⁻³⁾.

As MCs são um grupo de cianotoxinas composto por cerca de 90 análogos⁽⁴⁾, entretanto a MC-LR é considerada a mais tóxica e de maior ocorrência natural^(5,6). A intoxicação por MCs pode ocorrer via dérmica, por inalação, intravenosa (diálise) e, principalmente, pela ingestão de água contaminada^(7,8).

Um episódio trágico de contaminação por MCs em humanos muito noticiado, ocorreu em Caruaru, Pernambuco, Brasil (1996). Na ocasião, a água contaminada com MC atingiu um centro de hemodiálise, afetando 166 pacientes, com 52 fatalidades⁽⁹⁾. O outro caso ocorreu no reservatório de Itaparica (Bahia) o consumo de água contaminada com MC afetou cerca de 2.000 pessoas, causando 88 mortes⁽¹⁰⁾.

Além da intoxicação aguda por MC, há risco da exposição crônica, uma vez que estudos epidemiológicos sugerem correlação entre a incidência de câncer hepático primário e a ocorrência de MCs na água em algumas localidades da China^(11,12). Neste sentido, a Organização Mundial da Saúde (*World Health Organization*)⁽¹³⁾ estabeleceu o limite máximo de 1 µg L⁻¹ de MC-LR em água destinada ao consumo, e ingestão

diária tolerável de $0,04 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1}$ de peso corpóreo, sendo estes os valores adotados também pela legislação brasileira.

O aumento da frequência e intensidade da proliferação de cianobactérias e MCs, é um problema global^(8,14,15). No Brasil, surtos de florações de cianobactérias foram documentados em 11 Estados⁽¹⁶⁾, com predominância dos gêneros *Microcystis*, *Anabaena* e *Cylindrospermopsis*, indicando riscos à saúde humana e animal⁽¹⁷⁻¹⁹⁾. Para sanar este problema ambiental e de saúde pública, são necessárias estratégias que visem a prevenção e remediação da contaminação por MC. Neste quesito, o monitoramento da qualidade da água é de fundamental importância⁽²⁰⁾.

Portanto, o presente trabalho objetivou determinar a concentração de MCs no Estado do Paraná (Bacias hidrográficas do Tibagi e Paraná III; regiões de Londrina e Foz do Iguaçu, respectivamente) em dois períodos diferentes (1999-2000 e 2014).

MATERIAL E MÉTODOS

Amostras de água

As amostras de água foram coletadas nas Bacias do Rio Tibagi (Londrina, Sertanópolis, Primeiro de Maio) e Paraná 3 (Santa Helena, São Miguel do Iguaçu e Santa Terezinha de Itaipu), ao norte e oeste do Estado do Paraná, respectivamente.

Os pontos de coleta para a região de Londrina foram fixados nas represas de Capivara (municípios de Primeiro de Maio e Sertanópolis) e Três Bocas (município de Londrina), sendo coletadas 32 amostras entre junho de 1999 e outubro de 2000, e 13 amostras entre fevereiro e maio de 2014. No segundo período (2014), também foram coletadas 18 amostras de pesqueiros, piscicultura e lagos do município de Londrina os quais utilizam águas de afluentes do Rio Tibagi (Ribeirões Cambé, Três Bocas e Cafetal).

Para a região de Foz do Iguaçu, os pontos de coleta foram realizados no lago de Itaipu nos municípios de Santa Terezinha de Itaipu, São Miguel do Iguaçu e Santa Helena. Foram coletadas 24 entre junho de 1999 e outubro de 2000; e 10 amostras entre abril e junho de 2014. As amostras coletadas foram imediatamente adicionadas de azida sódica 0,1 % e estocadas a -20 °C.

Determinação de Microcistina (MC)

As análises de MCs foram realizadas através de ensaios imunoenzimáticos. Sendo que as amostras coletadas entre 1999-2000, o imunoensaio IC-ELISA (*Indirect Competitive Enzyme-Linked Immunosorbent Assay*) foi conduzido de acordo com Nagata et al. (1997), utilizando anticorpo IgG monoclonal M8H5 contra MCs totais e sistema de substrato peroxidase. O padrão consistiu de MC-LR com 95 % de pureza, obtida de floração de cianobactéria toxigênica ocorrida no Lago Suwa, Japão e purificado na Science University of Tokyo, Japão. O conjugado MCLR-BSA (MC-LR conjugada à soroalbumina bovina) e anticorpo monoclonal anti-MC (M8H5) também foram preparados na mesma Instituição. A curva padrão foi confeccionada com MC-LR, empregando-se concentração na faixa de 0,02 a 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$, sendo o limite de detecção de 0,050 $\mu\text{g L}^{-1}$ para MC-LR⁽²¹⁾. Já as amostras coletadas em 2014 foram analisadas com kit comercial (Beacon Analytical Systems; Saco, ME, USA) conforme instruções do fabricante, com curva padrão de 0,1 a 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$, com limite de detecção de 0,150 $\mu\text{g L}^{-1}$ para MC-LR⁽²²⁾.

RESULTADOS

As concentrações médias de MC nos pontos de monitoramento estão mostradas na Tabela 1. Em geral, os níveis de MC variaram de não detectado (ND) a 240,0 µg L⁻¹, com média geral 13,62 µg L⁻¹ para a Bacia hidrográfica do Paraná III, e 0,15 µg L⁻¹ para a Bacia do Tibagi. Dos 60 pontos de amostragem, MC foi detectada em 39, sendo que 21 não apresentaram contaminação. A região de Foz do Iguaçu na Bacia do Paraná III apresentou maior contaminação por MC (86,67 % de positividade) em relação à região de Londrina, na Bacia do Tibagi (46,67 % de positividade).

Tabela 1. Monitoramento de microcistina (MC) em municípios das Bacias hidrográficas do Paraná III e Tibagi.

Período	MC (µg L ⁻¹)*							
	Bacia do Paraná III				Bacia do Tibagi			
	SH	SMI	STI	Média	SN	PM	LD	Média
Jun/1999	0,40	0,95	1,02	0,79	0,38	ND	0,13	0,17
Ago/1999	0,51	86,00	0,05	28,85	ND	ND	ND	0,00
Out/1999	ND	3,25	0,17	1,14	ND	ND	ND	0,00
Dez/1999	0,15	0,08	0,08	0,10	0,15	0,08	0,06	0,10
Mar/2000	1,90	0,06	ND	0,65	ND	0,13	ND	0,04
Mai/2000	21,00	42,00	0,41	21,14	ND	0,05	ND	0,02
Jul/2000	0,56	3,65	240,00	81,40	0,13	1,15	0,08	0,45
Out/2000	0,39	0,91	0,16	0,49	0,14	0,82	0,42	0,46
Fev/2014	---	---	---	---	0,67	ND	ND	0,22
Abr/2014	0,01	0,77	ND	0,26	---	---	---	---
Mai/2014	0,08	1,10	ND	0,39	ND	ND	ND	0,00
Média	2,50	13,88	24,19	13,52	0,15	0,25	0,07	0,15
**(%)	90	100	70	86,67	50	50	40	46,67

SH: Santa Helena, SMI: São Miguel do Iguaçu, STI: Santa Terezinha de Itaipu, SN: Sertanópolis, PM: Primeiro de Maio, LD: Londrina.

ND - Não Detectado.

*A determinação de MC foi realizada por IC-ELISA.

** Positividade – porcentagem de amostras com MC por município.

Na região de Foz do Iguaçu, os maiores níveis médios foram detectados em agosto de 1999 (28,85 µg L⁻¹), maio de 2000 (21,14 µg L⁻¹) e julho de 2000 (81,40 µg L⁻¹). Os dados indicam maior tendência de contaminação entre maio e agosto, período de menor precipitação média na região, caracterizada pelo clima subtropical úmido. Embora poucas amostras tenham sido coletadas no segundo período (2014), há indícios de que houve melhora/diminuição na incidência de MCs, uma vez que os níveis detectados foram menores, inclusive no mês de maio.

Considerando os municípios de coleta (Tabela 1), a maior ocorrência de MC foi em São Miguel do Iguaçu, com positividade de 100 % das amostras analisadas. Os níveis de MC foram superiores ao limite máximo permitido ($1 \mu\text{g L}^{-1}$) em 50 % das amostras. Os municípios de Santa Helena e Santa Terezinha do Itaipu apresentaram alta positividade (80 % e 70 %, respectivamente), porém os níveis de MC permaneceram abaixo de $\mu\text{g L}^{-1}$ na maioria das amostras.

Embora a concentração média de MC em Santa Helena e Santa Terezinha do Itaipu tenham sido de 2,5 e $24,19 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente, ressalta-se que estes valores somente foram obtidos devido aos altos níveis detectados nas amostras de maio e julho de 2000. Os valores representam uma situação atípica, contrastante com os dados nas demais datas. Neste sentido, desconsiderando as análises de maio e julho de 2000, a concentração média de MC seria $0,44 \mu\text{g L}^{-1}$ para Santa Helena e $0,21 \mu\text{g L}^{-1}$ para Santa Terezinha do Itaipu, ambas abaixo do limite máximo permitido pela legislação.

Apenas 1 amostra coletada na Bacia do Tibagi apresentou nível de MC superior ao permitido por legislação (Jul/2000, Primeiro de Maio - $1,15 \mu\text{g L}^{-1}$). Entretanto, cerca de metade das amostras apresentou contaminação por MC, variando de ND a $1,15 \mu\text{g L}^{-1}$. O município de Londrina é permeado por importantes afluentes do Tibagi, os quais fornecem água para abastecimento público, pesqueiros/piscicultura, irrigação e atividades recreacionais. Neste sentido, foram coletadas amostras em diferentes pontos de utilização dos Ribeirões Cambé, Cafetal e Três Bocas. Os resultados são mostrados na Tabela 2. A ocorrência de MC foi detectada apenas no Ribeirão Cambé e, embora os níveis não ultrapassaram o limite permitido por legislação, a detecção ocorreu em 100 % das amostras.

A maior ocorrência de MC na região de Foz do Iguaçu ocorreu em todos os períodos analisados (Figura 1), sendo provável que a maior pressão ambiental seja de origem antrópica, com a variável climática em segundo plano.

Tabela 2. Monitoramento de microcistina (MC) no município de Londrina-Paraná.

Local	Ribeirão	MC ($\mu\text{g L}^{-1}$)*	
		Fev/14	Mai/14
Piscicultura	---	ND	ND
Pesqueiro A	Três Bocas	ND	ND
Pesqueiro B	Cafetal	ND	ND
Praça pública	Cambé	ND	ND
CA - SANEPAR**	Cafetal	ND	ND
Águas Termais	Cambé	0,73	---
Lago Igapó	Cambé	0,76	0,92

ND - Não Detectado.

*A determinação de MC foi realizada por Kit ELISA comercial.

** Captação de Água - SANEPAR.

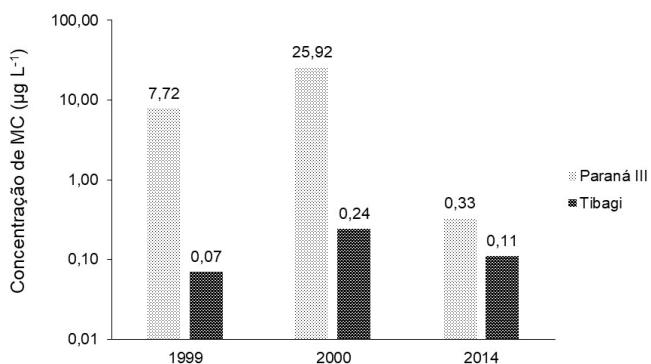


Figura 1. Níveis médios da contaminação por microcistina (MC) nas Bacias hidrográficas do Paraná III (Região de Foz do Iguaçu) e Tibagi (Região de Londrina). O eixo Y está apresentado em escala logarítmica.

DISCUSSÃO

Os dados de monitoramento para a Bacia do Paraná III estão em conformidade com dados do relatório do IAP - Instituto Ambiental do Paraná de 2004⁽²³⁾, ou seja, a análise de amostras de água do lago Itaipu, de 1999 a 2004, mostrou que a maioria das amostras foi classificada como classe III, i.e., moderadamente degradado.

A alta positividade de MC na Bacia do Paraná III pode ser atribuída ao fato da região ser ocupada em grande parte com agricultura intensiva (milho, soja, trigo). Além disso, o uso de fertilizantes tem aumentado no Brasil⁽²⁴⁾. De acordo com relatório elaborado pela SEMA/PR - Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná em 2013⁽²⁵⁾, a Bacia apresenta alto potencial de contaminação por *run-off* agrícola, sendo caracterizada como um núcleo com alto consumo de agrotóxicos e fertilizantes. E ainda, o índice de atendimento de coleta de efluentes domésticos fica em torno de 32 %. Portanto, a região é suscetível ao incremento de matéria orgânica e a possibilidade de eutrofização da água, acarretando na proliferação de cianobactérias e contaminação por MCs.

Um dos maiores impactos ambientais na Bacia do Paraná III ocorreu com o represamento do Rio Paraná para a construção da Usina Hidrelétrica de Itaipu (UHI). As obras de construção causaram impactos profundos em toda região do extremo oeste do Estado do Paraná, principalmente em Foz do Iguaçu e municípios próximos. As consequências do impacto da UHI decorrem do volume de mão de obra e serviços associados necessários para a construção, bem como da extensão de terras férteis e infraestruturas submersas pelo lago da usina, implicando em uma série de transformações na paisagem⁽²⁶⁾. Dentre os fatores que caracterizaram a transformação da paisagem destacam-se as alterações ocorridas na dinâmica hidrológica, no clima (microclima), na vegetação e na ocupação do solo, acarretando em processos erosivos, assoreamento e contaminação da água⁽²⁶⁾.

Assim como a Bacia do Paraná III, a região do Tibagi é ocupada principalmente pela agricultura intensiva, com poucas áreas de floresta, e baixo atendimento de coleta de efluentes domésticos de 59 %⁽²⁵⁾. O monitoramento da Bacia do Tibagi entre abril de 2010 e dezembro de 2011 publicado em relatório pelo IAP em 2012⁽²⁷⁾ indicou que, na região de Londrina, a qualidade da água é considerada de pouco poluída a boa, corroborando os baixos níveis de MC detectados (ver Tabela 1).

Embora a contaminação por MC na região de Londrina seja menor, é importante levar em consideração a construção de Usina Hidrelétrica de Mauá (UHM), inaugurada em 2012. A UHM é a primeira de um complexo de seis hidrelétricas projetadas para construção no Tibagi, cujo grande reservatório abasteceria as demais usinas. O licenciamento ambiental para a construção da usina foi tema polêmico na região, principalmente em Londrina, onde inúmeras ações foram propostas por ambientalistas, população ribeirinha, indígenas e pesquisadores.

Além das consequências sociais, a construção da usina compromete a qualidade da água do Rio Tibagi, manancial de abastecimentos de diversas cidades, incluindo as regiões metropolitanas de Londrina e Apucarana⁽²⁸⁾. Cerca de 83,3 km de terra e 5.000 hectares de floresta foram submersos, prejudicando toda a dinâmica ecológica do Rio⁽²⁹⁾. Previamente a construção da usina, a SANEPAR - Companhia de Saneamento do Paraná declarou em carta:

Em caso de floração de cianobactérias no reservatório da UHE Mauá, dependendo do tipo de organismo, da intensidade de floração, das condições do clima, da hidrodinâmica do reservatório e corpos hídricos a montante (até a barragem do reservatório) e a jusante (após o reservatório), as captações de água para abastecimento público da Sanepar em Tibagi, Telêmaco Borba e Londrina, que são influenciadas diretamente por este ecossistema, poderão ser afetadas quanto à presença de biomassa algal. Cita-se o exemplo do fato ocorrido em 2006, em Londrina onde, em condições de estiagem severa, ocorreu uma grande proliferação de algas no manancial. Ressalta-se que a Bacia hidrográfica do Rio Tibagi apresenta um potencial de aporte difuso de nutrientes bastante significativo, em função do desenvolvimento de atividades agropecuárias intensas⁽³⁰⁾.

O aumento da utilização de fertilizantes na agricultura⁽²⁴⁾, aliado ao serviço deficiente de coleta de efluentes domésticos⁽²⁵⁾ e aos impactos ambientais provocados pela construção da UHM, são fatores contribuintes para eutrofização e comprometimento intenso da Bacia do Tibagi na região de Londrina. Neste sentido, o monitoramento é essencial para manutenção da baixa contaminação por MC na região de Londrina.

De acordo com relatório do IAP de 2011⁽³¹⁾, entre julho de 2007 e novembro de 2009 foram coletadas amostras em 14 pontos de monitoramento do Ribeirão Cambé, sendo que a qualidade da água foi classificada de muito poluída a medianamente poluída na maioria das amostras. A qualidade da água foi considerada boa em apenas 2 pontos de monitoramento. A microbacia do Ribeirão Cambé é alvo de loteamento desde 1940/1950, porém os maiores impactos são resultado do represamento para formação do Lago Igapó⁽³²⁾. A poluição encontrada nos rios de Londrina é predominantemente de origem orgânica. Além disso, os lixos domésticos e a ausência de vegetação ciliar também contribuem para reduzir a qualidade da água⁽³¹⁾.

O comprometimento do recurso hídrico, com consequente contaminação, foi evidenciado pela positividade de MC em 83,3 % nas Bacias hidrográficas do Paraná III e 53,3 % na Bacia do Tibagi. Os recursos hídricos sofreram impactos ambientais pelo escoamento de matéria orgânica e pela construção de Usinas Hidrelétricas. Os resultados apresentados salientam a necessidade de programas de monitoramento e tratamento de água. Além da coleta adequada de esgoto e tratamento de resíduos, e aprimoramento de práticas agropecuárias, é essencial a conscientização da população sobre o perigo da ocorrência de cianobactérias e MCs.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), ao MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), à Fundação Araucária, fundo Paraná/SETI e à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) – Programa de Nanobiotecnologia (04/ CII-2008) pelo apoio financeiro; à JICA – Agência de Cooperação Internacional do Japão pela parceria e concessão de bolsa de estudos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Jüttner F. Volatile organic substances. In. *The Cyanobacteria*. Eds., Fay IR, Van Baalen C. Amsterdam: Elsevier, pp. 453-469, 1987.
2. Gorham PR, Carmichael WW. Hazards of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). In. *Algae and Human Affairs*. Eds., Lembi CA, Waaland JR. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 403-432, 1988.
3. Fleming LE, Stephen W. Bluegreen Algae, Their Toxins and Public Health Issues. St. Petersburg, FL: Report to the Florida Harmful Algal Bloom Taskforce, 2001.
4. Rastogi RP, Madamwar D, Incharoensakdi A. Bloom dynamics of cyanobacteria and their toxins: Environmental health impacts and mitigation strategies. *Front Microbiol*, 6:1254, 2015.
5. Falconer IR, Humpage AR. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. *Int J Environ Res Public Health*, 2(1):43-50, 2005.
6. Hoeger SJ, Hitzfeld BC, Dietrich DR. Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants. *Toxicol Appl Pharmacol*, 203(3):231-242, 2005.
7. Miller AP, Tisdale ES. Epidemic of intestinal disorders in Charlston, W. VA., occurring simultaneously with unprecedeted water supply conditions. *Am J Public Health Nations Health*, 21(2):198-200, 1931.
8. World Health Organization - WHO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization - UNESCO, United Nations Environment Programme - UNEP, World Meteorological Organization - WMO. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. Eds., Chorus I, Bartram J. London: E & FN Spon on behalf of WHO, 1999.
9. Azevedo SMFO, Carmichael WW, Jochimsen EM, Rinehart KL, Lau S, Shaw GR, Eaglesham GK. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. *Toxicology*, 181-182:441-446, 2002.
10. Teixeira MG, Costa MC, Carvalho VL, Pereira MS, Hage E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. *Bull Pan Am Health Organ*, 27(3):244-253, 1993.

11. Ueno Y, Nagata S, Tsutsumi T, Hasegawa A, Watanabe MF, Park HD, Chen GC, Chen G, Yu SZ. Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water sampled in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis*, 17(6):1317-1321, 1996.
12. Yu SZ. Drinking water and primary liver cancer. In. Primary Liver Cancer. Eds., Tang ZY, Wu MC, Xia SS. Beijing, Berlin: China Academic Publishers, Springer-Verlag, pp. 30-37, 1989.
13. World Health Organization - WHO. Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in Drinking-water. In. Guidelines for Drinking-Water Quality. Vol 2. 2 ed. Geneva: WHO, pp. 95-110, 1998.
14. Merel S, Clément M, Thomas O. State of the art on cyanotoxins in water and their behaviour towards chlorine. *Toxicon Off J Int Soc Toxinology*, 55(4):677-691, 2010.
15. Svrcek C, Smith DW. Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review. *J Environ Eng Sci*, 3(3):155-185, 2004.
16. Dörr FA, Pinto E, Soares RM, Feliciano de Oliveira e Azevedo SM. Microcystins in South American aquatic ecosystems: Occurrence, toxicity and toxicological assays. *Toxicon Off J Int Soc Toxinology*, 56(7):1247-1256, 2010.
17. Bouvy M, Falcão D, Marinho M, Pagano M, Moura A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquat Microb Ecol*, 23(1):13-27, 2000.
18. Sant'Anna CL, Azevedo MT de. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nov Hedwigia*, 71(3-4):359-385, 2000.
19. Huszar VLM, Silva LHS, Marinho M, Domingos P, Sant'Anna CL. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, 424(1-3):67-77, 2000.
20. Merel S, Walker D, Chicana R, Snyder S, Baurès E, Thomas O. State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environ Int*, 59:303-327, 2013.
21. Nagata S, Tsutsumi T, Hasegawa A, Yoshida F, Ueno Y, Watanabe MF. Enzyme Immunoassay for Direct Determination of Microcystins in Environmental Water. *J AOAC Int*, 80(2):408-417, 1997.
22. James R, Gregg A, Dindal A, McKernan J. Environmental Technology Statement Report: Beacon Microcystin Test Kits - Plate Kit. Washington, D.C.: National Service Center for Environmental Publications (NSCEP), 2011.
23. Instituto Ambiental do Paraná - IAP. Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná, no período de 1999 a 2004. Curitiba: IAP, 2004.

24. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
25. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná - SEMA/PR. Bacias Hidrográficas Do Paraná: Série Histórica. 2 ed. Curitiba: SEMA/PR, 2013.
26. Enokida CH, Souza EBC de. A questão ambiental na região de fronteira Brasil e Paraguai: estudo do Lago de Itaipu. In. Encontro Nacional Dos Geógrafos. *Anais...*Porto Alegre: Associação dos Geógrafos Brasileiros, 2010.
27. Instituto Ambiental do Paraná - IAP. Monitoramento da qualidade da água do Rio Tibagi e Barra Grande, na área de influência do futuro reservatório de Mauá e município de Londrina-PR, no período de abril de 2010 a dezembro de 2011. Curitiba: IAP, 2012.
28. Menechino L. Mauá transformará em um imenso lago morto o primeiro rio em diversidade de vida do Paraná. EcoDebate, 2008. Disponível em: <http://www.ecodebate.com.br>. Acesso em: 17 ago. 2014.
29. Moimas D, Alecrim S, Claudia A, Pinheiro D. A usina hidrelétrica Mauá : interesse do estado antagônico à proteção dos direitos difusos e fatores sociais. Rev Direito Público, 4(2):43-58, 2009.
30. Campana F. Sanepar confirma: Usina de Mauá prejudicará Londrina, Cambé, Tibagi e Telêmaco Borba. Fabio Campana Política, cultura e o poder por trás dos panos, 2008. Disponível em: <http://www.fabiocampana.com.br/2008/10/sanepar-confirma-usina-de-maua-prejudicara-londrina-cambe-tibagi-e-telemaco-borba/>. Acesso em: 12 ago. 2014.
31. Instituto Ambiental do Paraná - IAP. Monitoramento da qualidade das águas de microbacias urbanas na região metropolitana de Londrina, norte do Estado do Paraná, no período de 2007 a 2009. Curitiba: IAP, 2011.
32. Ferreira YN. Uso do solo urbano de Londrina. Londrina: Relatório Científico, Laboratório de Pesquisas Urbanas e Regionais, Departamento de Geociências, Universidade Estadual de Londrina, 2002.