

Variabilidade climática e qualidade da água do Reservatório Guarapiranga

SOFIA LIZARRALDE OLIVER^I

e *HELENA RIBEIRO^{II}*

Introdução

A REGIÃO Metropolitana de São Paulo (RMSP), com 20.731.917 milhões de habitantes, é caracterizada pela conurbação de 7.497,3 km², em áreas pertencentes a 39 municípios. Os processos desordenados de uso e ocupação do solo durante a urbanização espontânea levaram à ocupação de fundos de vale, várzeas de rios, à impermeabilização de grandes extensões de solo e à eliminação de matas ciliares. Isso acarretou forte impacto ambiental que, somado à queima de combustíveis fósseis em grande escala, exerceu influência sobre as variáveis atmosféricas, interferindo no clima local, que passou a caracterizar o clima urbano de São Paulo.

Pereira Filho et al. (2007) observaram que a rápida expansão horizontal da Região Metropolitana de São Paulo resultou no aumento da temperatura do ar e a alteração na distribuição diária de chuvas, notadamente no período chuvoso. Essa irregularidade levou a precipitações e tempestades que, devido à ilha de calor, tornam-se mais intensas na malha urbana (Lombardo, 1985). A precipitação não ocorre com a mesma intensidade em toda região. O local preferencial para escoamento são as represas Billings e Guarapiranga, no sul da cidade de São Paulo, parte do grande sistema de abastecimento de água da metrópole, que conta com mais seis sistemas para seu abastecimento.

A configuração urbana e a maneira como a malha urbana se expandiu em direção aos mananciais comprometem a qualidade da água dos reservatórios, trazendo problemas, tanto em sua condição bruta como na água já tratada, sobrepondo especialmente os problemas de poluição antrópica às alterações climáticas presentes na região. Silva (2008) destaca que, como conseqüências dessa sobreposição de fatores, podem surgir na água tratada características associadas à presença de microalgas, cianobactérias e seus produtos extracelulares: sabor e odor, formação de trihalometanos (THM) e corrosão de unidades do sistema de

abastecimento. Nesse contexto, na água bruta, é comum que surjam florações de cianobactérias, que se acentuam de acordo com a disponibilidade de fósforo e nitrogênio, provenientes principalmente da poluição aquática. Esteves e Suzuki (2011) ressaltam que o incremento nas florações de cianobactérias em muitos ecossistemas aquáticos continentais ao redor do mundo tem se associado a mudanças climáticas, dentre elas o aquecimento global. Florações ou *blooms* (em inglês) das cianobactérias, fitoplânctons que são produtores potenciais de toxinas, aumentam a quantidade de matéria orgânica na água do manancial. Essa matéria, combinada ao cloro utilizado nas estações de tratamento de água, 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.

Investigar associações entre elementos climáticos na Região Metropolitana de São Paulo – especialmente o regime de chuvas e alterações na temperatura atmosférica – e a proliferação de cianobactérias é de suma importância para entender melhor a influência do clima urbano na saúde da população. Tais estudos devem subsidiar a previsão de impactos à saúde decorrentes das mudanças climáticas globais, uma vez que os prognósticos do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) indicam aumento na frequência de episódios climáticos extremos e de variações temporais e espaciais nas características climáticas.

Objetivos do estudo

Os objetivos foram: verificar possível correlação entre densidade de cianobactérias, como indicador de qualidade da água do Sistema Guarapiranga, e variáveis climáticas da Região Metropolitana de São Paulo; estudar tendências do clima urbano de São Paulo em décadas recentes; identificar possíveis impactos à saúde humana em decorrência dessas cianobactérias.

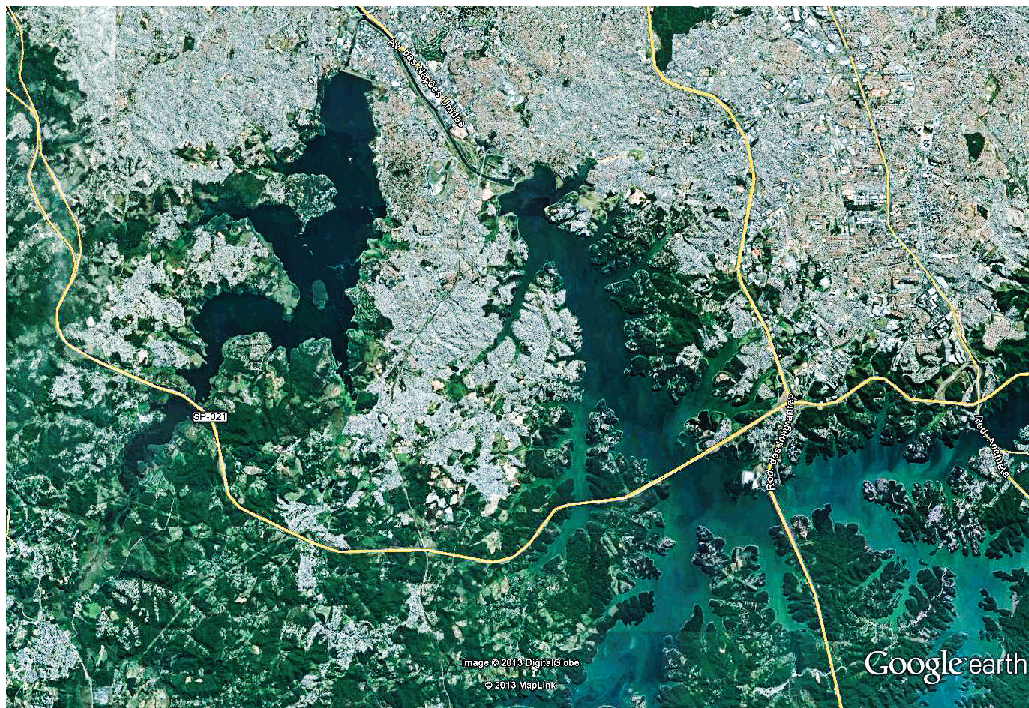
Área de estudo

A cidade de São Paulo – cortada pelo trópico de Capricórnio e situada na faixa entre 23°20' e 24°00' de latitude S e 46°20' e 46°50' de longitude W, à altitude de 760 metros acima do nível do mar – configura uma realidade climática de transição entre os Climas Tropicais úmidos de altitude, com período seco definido, e Climas Subtropicais permanentemente úmidos, típicos do Brasil Meridional. Devido à sua localização nessa transição zonal, a região se distingue pela alternância entre uma estação quente e úmida no verão, e outra fria e seca no inverno.

Reservatório Guarapiranga

O Reservatório Guarapiranga, localizado nas proximidades da Serra do Mar, junto com a represa Billings, alimenta o segundo maior sistema de abastecimento da RMSP, produz 14 mil litros de água por segundo e abastece 3,7 milhões de pessoas das zonas sul e sudoeste da capital (Sabesp, 2013), o que equivale a cerca de 18% da população da RMSP. É também o mais ameaçado

dos mananciais que abastecem a região. A sua drenagem é dendrítica, estreita e alongada, formada na base da bacia de drenagem e no vale de rios, favorecendo a ação e ocupação antrópica. A ocupação desordenada do solo próxima aos mananciais, como pode ser visto na Figura 1, contribuiu para o processo de eutrofização das represas do Sistema Guarapiranga-Billings.



Fonte: Image 2013, DigitalGlobe 2013 acessado pelo Google Earth em 23.5.2013.

Data das imagens: 13.7.2012, altitude do ponto de visão de 28,30 Km.

Figura 1 – Imagem de satélite mostra a ocupação humana em torno da represa Guarapiranga e em parte do Sistema Billings.

Rodrigues et al. (2010) afirmam que, em 2010, apesar da importância dessas represas para o abastecimento público da RMSP e da importância da comunidade fitoplanctônica para o monitoramento da qualidade de suas águas, a composição específica de espécies dessa comunidade mencionada era ainda muito pouco conhecida. Os autores demonstraram que o aumento verificado por eles na porcentagem de semelhança (20% para 70%) entre a biodiversidade de clorófitas nessas duas represas (Billings e Guarapiranga) parece indicar que a transposição de água do Braço Taquacetuba (Billings) para a Guarapiranga, desde 2000, contribuiu para uniformizar a composição fitoplanctônica desses corpos de água. Alertam que esse fato é preocupante, pois o aumento da riqueza e da densidade da comunidade fitoplanctônica, sobretudo das cianobactérias, na Represa Guarapiranga, pode trazer várias consequências para o meio ambiente e a saúde pública.

O reservatório é um sistema lântico, de água represada. Por natureza, ele é raso e favorece o acúmulo de poluentes. Sua profundidade máxima é de 13 metros, com média entre 6 e 8 metros, segundo a Sabesp (2013). Esses fatores contribuem para a proliferação sazonal do fitoplâncton – cianobactéria que é potencial produtor de toxinas, as cianotoxinas, prejudiciais à saúde animal e humana. Uma vez presente em altas quantidades em um manancial, além de produzir toxinas, ela colabora para o aumento na quantidade de matéria orgânica no ambiente aquático, o que também gera risco para a saúde da população consumidora da água tratada que provém daquele manancial.

Segundo a Sabesp (2013), a desinfecção da água com cloro é uma das técnicas mais antigas de tratamento. Desde que passou a ser utilizada, houve queda no índice de mortalidade infantil e redução das doenças provocadas pela água contaminada. Porém, o tratamento da água implica a utilização de substâncias químicas que podem afetar a saúde daqueles que a utilizam. A matéria orgânica em contato com o cloro, muito utilizado na desinfecção de águas para consumo, pode gerar subprodutos, entre eles os trihalometanos, que são prejudiciais à saúde e potencialmente carcinogênicos.

O clima local

A análise rítmica do tempo entende o clima como um fenômeno dinâmico e explica o clima em razão das flutuações dos elementos climáticos que atuam de maneira interdependente (Monteiro, 1973). Os elementos climáticos, como temperatura atmosférica, precipitação de chuva, umidade e pressão atmosférica, variam de acordo com a localidade observada. A morfologia geográfica e a configuração do espaço produzido pelo ser humano interferem nos estados do tempo e, portanto, no clima. Estudo encabeçado por Pereira Filho et al. (2007) observou que as temperaturas mínimas absolutas da Região Metropolitana de São Paulo têm aumentado. E que, ao longo das últimas sete décadas, houve mudanças significativas no ciclo anual de variáveis, tais como aumento da temperatura e precipitação, e diminuição da umidade relativa. Destacam-se, entre as variáveis, as mudanças nas precipitações médias diárias, principalmente no período chuvoso. Outro estudo, de Marengo et al. (2013), demonstra que tanto a quantidade de precipitação anual de chuvas como também os eventos de chuvas intensas aumentaram. Pereira Filho et al. (2007) sugerem que as alterações dizem respeito ao aumento horizontal e vertical da malha urbana e indicam um aumento de temperatura de 1,0 °C acima da estimativa global, o que denota um aumento local e mais significativo de temperatura, que contribuiu para as mudanças climáticas observadas na RMSP, algumas associadas a transientes globais e outras, a mudanças locais de origem antrópica.

As mudanças climáticas decorrentes da ação antropogênica no ambiente urbano interferem no ciclo hidrológico, no aumento da temperatura (ilhas de calor que se sobrepõem à cidade), aceleram a evapotranspiração e a retirada de água do lençol freático e formam nuvens pesadas que, segundo Primavesi et al.

(2007), podem ter dois destinos. O primeiro: precipitação torrencial, mais intensa do que permite a capacidade de infiltração do solo, fazendo a água escoar rapidamente para a bacia hidrográfica. O segundo destino: formação de pequenas gotas, em decorrência de micropartículas de carvão presentes na fumaça; essas gotas podem ser levadas para fora da área de mata ciliar dos cursos d'água presentes no município. Assim, a deterioração dos cursos d'água está vinculada ao acelerado crescimento populacional e ao alto grau de urbanização das últimas décadas (Mayer et al., 1998).

A influência das mudanças climáticas na saúde é ainda mais forte em ambientes urbanos. Patz e Christenson (2010) atestam que as doenças mais sensíveis à influência das mudanças climáticas são aquelas transmitidas pela água e pelos alimentos, assim como as doenças de transmissão vetorial. Segundo os autores, as doenças transmitidas pela água são particularmente sensíveis às mudanças no ciclo hidrológico.

Patz (2010, p.277) afirma que *“la lluvia adicional puede aumentar el hábitat larval y el tamaño de la población de vectores al crear un nuevo hábitat.[...] La falta de lluvia puede hacer con que se críen más mosquitos en contenedores al forzar el almacenamiento de agua”*.

Assim, a variação na intensidade do regime de chuvas pode representar riscos à saúde da população. Nos períodos pós-chuvas torrenciais, as patologias de veiculação hídrica têm maior disseminação. As águas que chegam às bacias urbanas, depois de chuvas torrenciais, vêm intensamente contaminadas com lixo e sujeiras presentes nas ruas da cidade. Além disso, misturam-se frequentemente com o sistema de saneamento e coleta de esgoto, devido ao grande volume de água que passa pelas vias em um espaço curto de tempo, fazendo que o sistema de drenagem seja insuficiente.

Os agentes biológicos mais frequentemente encontrados em águas contaminadas são bactérias patogênicas, responsáveis pelos casos de enterites, diarreias e doenças epidêmicas. Na presente pesquisa, estudou-se a relação entre o clima e as florações de cianobactérias.

Primavesi et al. (2007) afirmam que os impactos ambientais e interferências no ciclo hidrológico urbano acarretam atraso no período das chuvas; maior número e maior intensidade de veranicos no período das chuvas (chuvas frontais menos duradouras, em consequência da menor permanência das frentes frias); chuvas tropicais (convectivas) mais intensas, causadas por massas de ar mais quentes e mais saturadas de água, o que resulta em maior escoamento de água, em mais enchentes e em maior poder erosivo das chuvas, embora o volume de chuvas anuais possa ser o mesmo; redução da reposição de água ao lençol freático; períodos de seca maiores e, intensificação dos processos de assoreamento, de contaminação dos corpos de água e de eutrofização das águas, maior risco de aparecimento de fito plânctons, tais como cianobactérias, que podem liberar toxinas por ocasião do tratamento dessas águas.

As cianobactérias

As cianobactérias ou cianofíceas já foram chamadas de algas azuis, mas recentemente foram reclassificadas, estabelecendo uma divisão dentro da classificação típica de bactérias (Nascimento, 2010). Antes dessa reclassificação, também eram chamadas de *Cyanophyceae*, *cyanophyta*, *Cyanoprokaryota*, *Cyanochloronta*, *Cyanophycophyta*, algas azuis ou algas verde-azuladas, segundo Melcher (apud Nascimento, 2010), e representam os mais antigos organismos oxifotoautotróficos, figurando entre os primeiros organismos no planeta Terra. É possível, inclusive, que as cianobactérias tenham desempenhado um notável papel na evolução da vida na Terra.

A constante degradação ambiental em bacias hidrográficas de intensa ocupação antrópica tem alterado significativamente a qualidade dos corpos d'água predominantemente utilizados para abastecimento público, irrigação e recreação. Condições favoráveis de temperatura, pH, concentração de nutrientes – especialmente nitrogênio e fósforo – e estabilidade da coluna d'água propiciam a eutrofização desses corpos d'água, ou seja, causam a proliferação demasiada de algas, fenômeno conhecido como florações ou blooms. (Salvo; Isaac, 2002, p.1)

Segundo Vidotti e Rollemberg (2003), as algas são diretamente afetadas pelos efluentes químicos ou domésticos que tenham como nutrientes principais o Nitrogênio (N) e o Fósforo (P). Quando há excesso desses nutrientes, ocorre o rápido crescimento da população – condição que indica deterioração na qualidade da água. De acordo com a sazonalidade, existe maior ou menor proliferação das cianobactérias.

A Resolução n.357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) define as cianobactérias como:

[...] micro-organismos procarióticos autotróficos, também denominados como cianofíceas (algas azuis) capazes de ocorrer em qualquer manancial superficial especialmente naqueles com elevados níveis de nutrientes (nitrogênio e fósforo), podendo produzir toxinas com efeitos adversos à saúde.

Por serem seres autótrofos (que produzem seu próprio alimento), as cianobactérias habitam vários ambientes, desde que haja umidade, e atuam como “espécies pioneiras”, por sua pequena exigência nutricional, capacidade de realizar fotossíntese e aproveitar o nitrogênio atmosférico (Vidotti; Rollemberg, 2003). Algumas espécies são ainda mixotróficas (assimilam compostos orgânicos), podendo viver em partes profundas de lagos, mesmo na ausência de luz. O grupo das cianobactérias possui 150 gêneros e cerca de duas mil espécies, cuja maioria é de água doce. Dentre as cianobactérias formadoras de floração, destacam-se os gêneros: *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Microcystis* e *Gloeoetrichia*, sendo a *Microcystisaeruginosa* e espécies de *Anabaena* – as mais frequentes em águas brasileiras (Esteves; Suzuki, 2011).

Ainda segundo Esteves e Suzuki (2011), cianobactérias têm o potencial de produzir cianotoxinas. Segundo o Manual de Cianobactérias Planctônicas da Cetesb, vários gêneros e espécies de cianobactérias que formam florações são citados como potenciais produtores de toxinas altamente potentes. Dependendo do tipo de toxina, pode ocorrer uma intoxicação mais lenta, como aquela provocada por microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas (hepatotoxinas), que são as mais comuns e podem provocar a morte de animais em poucas horas ou em poucos dias, em decorrência de hemorragia hepática e choque hipovolêmico. Mas, também, há a intoxicação por anatoxina, anatoxina-a(s) e saxitoxinas (neurotoxinas) que provoca a rápida morte de animais por parada respiratória (Cetesb, 2013, p.18):

As cianotoxinas podem ser neurotóxicas, hepatotóxicas ou dermatotóxicas. A maioria corresponde a endotoxinas, pois somente são liberadas para o meio externo por rompimento da parede celular, o que acontece por senescência das células ou sob a ação de algicidas, como o sulfato de cobre.

Embora as cianobactérias possuam uma série de características que lhes permitem dominar os ambientes lacustres eutróficos em condições naturais, as cianobactérias convivem de forma equilibrada com os demais organismos presentes em lagos e reservatórios, sendo rara a dominância de uma espécie sobre as demais. Porém, aumentos na carga de nutrientes no corpo d'água podem resultar no processo de eutrofização e favorecer a dominância de cianobactérias (Drebredt, 2002). As florações de cianobactérias, normalmente, ocupam as camadas superiores da coluna d'água, devido à sua capacidade de flutuação (possuem vacúolos gasosos). Portanto, em casos de florações, normalmente impedem o desenvolvimento de outras algas por sombreamento, minimizando a competição por recursos (Esteves; Suzuki, 2011).

É bastante frequente a presença de cianofíceas em ambientes eutróficos, como lagos e represas urbanas, parte dos sistemas de abastecimento de água para a população. Esse é o caso da RMSP, cujos corpos d'água compreendem parte do sistema de abastecimento e que têm parte de suas margens ocupadas de maneira irregular. Favelas sem abastecimento de água e esgoto são frequentes nas margens das represas do sistema de abastecimento Guarapiranga-Billings.

O enriquecimento artificial dos ecossistemas aquáticos, conhecido como eutrofização, é feito por nutrientes como nitrogênio e fósforo provenientes de descarga de esgotos industriais e domésticos sem tratamento adequado, destruição da mata ciliar dos mananciais, alta taxa de urbanização, falta de saneamento básico, poluição atmosférica e utilização de fertilizantes na agricultura (Esteves; Meirelles-Pereira, 2011; Cetesb, 2013). A chuva é uma importante fonte natural de fosfato (versão inorgânica do fósforo) e de nitrogênio. Segundo Esteves e Meirelles-Pereira (2011), essa tem maior importância como fonte de nutrientes em regiões de intensa poluição atmosférica, e regiões industriais podem apresentar valores médios de fosfato mais elevados. “Lagos localizados próximos

a rodovias podem receber aporte adicional de fosfato e nitrogênio, devido ao tráfego de veículos, principalmente nos períodos de chuva” (Esteves; Meirelles-Pereira, 2011, p.631). A eutrofização dos mananciais da RMSP sofre, portanto, influência tanto pela poluição hídrica, através de efluentes contaminados, como pela poluição atmosférica, através das chuvas.

A ocorrência de florescimentos de cianobactérias em reservatórios eutrofizados tem se tornado um problema mundial (Fonseca et al., 2010). Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), o processo de eutrofização tem sido reconhecidamente um problema de poluição em muitos lagos e reservatórios, da Europa e da América do Norte, desde o meio do século XX. Desde então, a eutrofização de águas superficiais tem se tornado cada vez mais frequente, em alguns casos isso tem causado a deterioração de ambientes aquáticos e sérios problemas para o uso da água, especialmente no tratamento da água para consumo humano (WHO, 1999).

Estudos relatam a floração de cianobactérias potencialmente tóxicas em mananciais superficiais de muitas cidades do Brasil e do mundo. As intoxicações de populações humanas pela ingestão de água contaminada por cianobactérias já foram descritas em diversos países, como Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (Cetesb, 2013). Falconer (2001) relata as constantes florações de cianobactérias na história da Austrália, caracterizando-se como um problema comum, principalmente para a agricultura e para a água de abastecimento humano. O autor cita, ainda, que o primeiro caso de envenenamento por água, naquele país, foi descrito em 1878 e o desastre ambiental reflete-se até hoje nos nomes de alguns cursos d’água que cruzam o país; por exemplo, na denominação “Poison Waterhole Creek”, que pode ser traduzido livremente como “enseada do poço envenenado”.

O Guia da American Water Works Association (AWWA), “Cyanobacterial Blue-Green Algae”, de 1995, compilou 94 casos de intoxicação de animais domésticos, rurais e selvagens em países como Austrália, Estados Unidos da América, Canadá, Finlândia, Rússia, África do Sul, Bermuda, Nova Zelândia, Inglaterra, Argentina, França, Escócia e Alemanha. Assim, não são raros os eventos tóxicos. No Brasil, ficou famosa a síndrome de Caruaru, como ficou conhecida, pela morte de 52 pacientes com sintomas de hepatotoxicose aguda causada por microcistinas, em Caruaru, Pernambuco, após a utilização de água contaminada na hemodiálise (Azevedo, 1998; Debredt, 2002).

Os países onde esses casos foram registrados estão localizados nos diferentes continentes; entretanto, é observada predominância de relatos em países do Hemisfério Norte. Azevedo (1996) defende que isso se dá pelo maior interesse e investimentos nessa linha de pesquisa e conseqüente preocupação com o potencial de intoxicação das toxinas de cianobactérias. A poluição por cianobactérias está atrelada à ocupação humana em mananciais urbanos – fato mais comum em megacidades. Talvez esse maior número de casos registrados no Hemisfério Norte possa se relacionar ao processo de industrialização que precede o de

países periféricos, fazendo que a aglomeração urbana e suas demandas também fossem anteriores.

Segundo o “Toxic Cyanobacteria in Water: a guide to public health consequences, monitoring and management”, publicado em 1999 pela OMS, naquele ano, 28% dos lagos da África estavam eutróficos; 41%, na América do Sul; 48%, na América do Norte; e no leste asiático os lagos eutrofizados representavam 54%.

A presença de algas na água bruta e/ou tratada pode trazer uma série de problemas, tais como: rápida obstrução das camadas superiores dos filtros lentos, levando ao aumento da necessidade de limpeza e redução da capacidade de produção da água tratada; sabor e odor; formação de trihalometanos; corrosão do sistema de abastecimento e liberação de toxinas, com efeitos que podem variar desde distúrbios hepáticos, gastrointestinais, disfunção neuromuscular, reações alérgicas, câncer e morte (Azevedo, 1998; Salvo; Isaac, 2002).

As cianotoxinas implicam sérios riscos à saúde pública porque são hidrossolúveis e passam pelo sistema de tratamento convencional, sendo resistentes mesmo à fervura. Portanto, o monitoramento das cianobactérias tóxicas e cianotoxinas nos mananciais de água para abastecimento público é imprescindível para mapear os locais com risco potencial (Cetesb, 2013).

No Brasil, estudos realizados no Laboratório de Fisiologia e Cultivo de Microalgas do Núcleo de Produtos Naturais da Universidade Federal do Rio de Janeiro (NPPN/UFRJ) confirmaram a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias em corpos d’água dos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Paraná, Bahia, Pernambuco e do Distrito Federal (Azevedo, 1998).

As represas no Brasil constituem ecossistemas dos mais favoráveis para a expansão das florações de algas e cianobactérias. Fatores como profundidade média ou rasa do corpo d’água, o tempo prolongado de residência da água nas represas e a intensa ocupação urbana e agropastoril no entorno favorecem esse fenômeno, contribuindo para a eutrofização do sistema (Sant’Anna et al. apud Rodrigues et al., 2010; Cetesb, 2013). Assim, a comunidade fitoplanctônica responde de maneira acelerada às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural, apresentando, como consequência, a alteração da sua composição, estrutura e taxa de crescimento.

Várias cianobactérias já foram relatadas como potenciais produtoras de toxinas no Brasil, tais como espécies de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (antiga *Anabaena*), *Planktothrix*, *Aphanizomenon* etc. Entre elas, a espécie mais comum é a *Microcystisaeruginosa* (Debredt, 2002). Relatos de florações de cianobactéria têm sido obtidos em vários estados, mas são muito frequentes em mananciais da Região Sudeste, como em Americana (SP) (Debredt, 2002), Guaranésia (MG) (Fraietta et al., 2005) e na RMSP (Nascimento, 2010; Rodrigues et al., 2010). Foram encontradas também no Sistema Guarapiranga, como confirmam estudos de Richter et al. (2007), Rodrigues et al. (2010) e da Sabesp, em nota divulgada em meados de fevereiro de 2011, em seu sítio eletrônico.

Trihalometanos e possíveis impactos à saúde

A presença de algas na água bruta e/ou tratada pode trazer uma série de problemas, entre os quais a formação de trihalometanos, que são um dos subprodutos gerados após a combinação do cloro com matéria orgânica em grande quantidade, como algas e cianobactérias (Salvo; Isaac, 2002). O conhecimento sobre poluentes nas águas para consumo é baixo ante a realidade (Bergamasco et al., 2011).

O cloro é o agente mais utilizado por sua capacidade de destruir ou inativar organismos causadores de enfermidades, agindo à temperatura ambiente e em tempo relativamente curto. Sua aplicação é simples e exige equipamentos de baixo custo.

No Brasil, o tratamento mais comum nas Estações de Tratamento de Água (ETA) é o convencional, em cinco etapas: coagulação, floculação, decantação ou flotação, filtração e desinfecção com cloro.

Na desinfecção com cloro, os principais subprodutos formados são os trihalometanos (THMs), embora outros subprodutos também sejam formados. Os trihalometanos são compostos formados principalmente nos processos de desinfecção das águas para abastecimento, durante a reação de um agente oxidante (ex.: cloro) com materiais precursores encontrados na água bruta (ex.: ácidos húmicos). Os trihalometanos mais comuns são o clorofórmio, o dibromoclorometano, o bromodichlorometano e o bromofórmio. (Petry et al., 2005, p.2)

Os riscos relacionados ao processo de cloração da água estão associados mais aos seus subprodutos do que aos agentes utilizados. Compostos orgânicos na água bruta podem reagir com o cloro livre, levando à formação de diversos subprodutos, entre eles os trihalometanos (Tominaga; Midio, 2005, p.418):

A exposição aos THM através da água de abastecimento tratada por cloração pode levar ao aparecimento de efeitos tóxicos sistêmicos decorrentes da alta frequência, tempo prolongado e baixas concentrações (mg/L). Os efeitos crônicos observados são caracteristicamente retardados, admitindo período de latência para a carcinogenicidade.

Pesquisas têm buscado correlacionar incidência de diversos tipos de câncer e a presença de THM na água de abastecimento. Os dados obtidos sugerem que existe alta probabilidade de relação entre câncer de bexiga, cólon e reto e a ingestão desses compostos. No entanto, é difícil estabelecer uma relação causal, dado o longo período de latência da doença (ibidem).

Estudo realizado por Diniz (2011), na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, em Portugal, com o objetivo de avaliar as alterações nos parâmetros bioquímicos, os efeitos histológicos hepáticos e os efeitos na bioenergética mitocondrial da exposição oral de camundongos machos da estirpe ICR a baixas doses de dois THMs – o bromodichlorometano (BDCM) e o dibromoclorometano (DBCM) –, teve como conclusão, a partir dos resultados, que não é seguro

ingerir água que contenha BDCM e DBCM, pois a exposição a esses compostos, mesmo em pequenas doses e por curtos períodos de tempo, causa diversas alterações no organismo.

O estudo realizado por Petry et al. (2005) para a associação entre o potencial de formação de trihalometanos (THM) e o gradiente trófico de um rio urbano em Porto Alegre (RS) concluiu que a concentração de THM foi maior nos meses mais frios, pela matéria orgânica disponível no rio, devido tanto à quantidade quanto ao tipo e ao cloro residual elevado nesses meses.

Estanislao (2009) esclarece que, em 1976, diversas ações foram tomadas por órgãos internacionais a respeito dos THM. Segundo o autor, o National Institute of Occupational Safety and Health (NIOSH) passou a recomendar o valor máximo permitido (VMP) para o trihalometano em água potável de 2000 µg/L. O Food and Drug Administration (FDA), órgão estadunidense, proibiu a utilização dessa substância em drogas, cosméticos e embalagens de alimentos, devido ao risco de exposição das pessoas. No mesmo ano, o National Academies's Safe Drinking Water Committee levantou a hipótese de que a ingestão de água contendo THM na concentração de 20 µg/L durante a vida poderia provocar um caso adicional de câncer a cada 33.333 habitantes (Abdel-Rahman apud Estanislao, 2009). Desde então, foram estabelecidos níveis seguros para o consumo de água potável em vários países industrializados do mundo, como Canadá, Reino Unido e Austrália. No Brasil, o valor foi definido em 100 µg/L ou 0,1 mg/L (Portaria n.2.914, de 12 de dezembro de 2011).

Segundo as *Guidelines for drinking-water quality* (WHO, 2011), os compostos da família THM podem se apresentar em qualquer produto cuja elaboração tenha utilizado a água contaminada. Já foram detectados em diversos alimentos e bebidas preparados com água clorada. As fontes de exposição humana aos THM, porém, não se resumem à ingestão da água de abastecimento clorada. Outras atividades que envolvem contato com essa água também podem expor a riscos: trabalhos domésticos, banhos de chuveiro ou recreativos também são considerados fontes de exposição (WHO, 2011).

Situações em que a inalação dos THM é favorecida, como em banhos de chuveiro e piscinas de água clorada, podem ser consideradas de risco mais elevado que a própria ingestão, uma vez que os trihalometanos são compostos voláteis e podem se apresentar em forma gasosa. O trabalho de Tardiff et al. (2000) a respeito da estimativa de risco na exposição de nadadores ao cloro e ao clorofórmio em piscinas cloradas relata que a intoxicação por ingestão ocorre quando a concentração de triclorometano é de cerca de 400 µg (ou 0,4 mg) pessoa/dia. Porém, a intoxicação por inalação pode ocorrer a partir de 15 µg de triclorometano por pessoa/dia.

O THM é rapidamente absorvido por via oral, pelo trato gastrointestinal e em contato com a pele. Quantidades significativas de clorofórmio atingem rapidamente a corrente sanguínea e os pulmões (Estanislao, 2009). Dependendo do

tempo de exposição e dos níveis de concentração, a toxicidade dos THM pode ser identificada em efeitos hepatotóxicos (danos ao fígado) e nefrotóxicos (danos ao rim), mas efeitos mutagênicos, carcinogênicos e teratogênicos ganham importância (WHO, 2011).

Vincenti et al. (2004), em seu estudo em Guastala, no norte da Itália, perceberam que os residentes consumidores de água contendo trihalometanos, principalmente clorofórmio, apresentaram maior incidência de câncer. Entre os homens, os mais frequentes foram de estômago, fígado, pulmão, próstata e bexiga; entre as mulheres, os tipos mais incidentes naquelas expostas foram câncer de estômago, pâncreas, mama, ovário e a leucemia.

Diniz (2011, p.46), que estudou o efeito dos trihalometanos em parâmetros fisiológicos de *Mus musculus* em camundongos da estirpe ICR, concluiu que não é segura a ingestão de água que contenha bromodiclorometano e dibromoclorometano após sua desinfecção com cloro, mesmo em quantidades baixas de exposição aos agentes e durante um curto período de tempo:

Estes compostos mostraram interferir com o normal funcionamento das mitocôndrias e causaram lesões no fígado, bem como alterações nas atividades séricas de enzimas hepáticas. Reveste-se, sobretudo, de extrema importância o facto de os efeitos da exposição a estes compostos serem resultantes de uma administração em doses muito baixas e com um tempo de exposição muito curto.

Estudo de caso-controle em 65 municípios de Taiwan, por Chang et al. (2007), encontrou forte associação entre consumo de água contendo trihalometanos totais e a mortalidade por câncer de bexiga.

Estudos relativos aos efeitos adversos pela exposição aos trihalometanos na gravidez encontraram como consequências: baixo peso ao nascer, natimorto, fenda labial ou palatina, defeito no tubo neural e defeito no tubo nervoso central, defeitos cardíacos, defeitos no trato urinário, malformação do aparelho respiratório e anormalidades cromossômicas (Estanislao, 2009). Porém, o estudo conduzido por Estanislao (2009) – que abordava o risco de malformação congênita em recém-nascidos de mães expostas aos trihalometanos presentes na rede de abastecimento da cidade de São Paulo – apontou que a exposição da mãe aos THM estava inversamente associada às ocorrências de malformações avaliadas pelo estudo.

Normas brasileiras para potabilidade: cianobactérias e trihalometanos

À medida que as normas brasileiras de potabilidade foram sendo revistas, desde a primeira Portaria de 1977, grande número de substâncias nocivas foi incluído, seguindo o avanço da indústria na produção de compostos orgânicos, agrotóxicos e produtos de desinfecção (Bergamasco et al., 2011). Na resolução Conama n.357 de 2005, a Seção II compreende as condições de padrões de qualidade da água observadas em cada uma das classes de água doce que se

destinam a consumo humano. O valor dos parâmetros varia de acordo com a classe de água. A quantidade de clorofila α , densidade de cianobactérias e sólidos dissolvidos totais é inversamente proporcional à qualidade da água.

A respeito das cianobactérias, a Portaria n.2.914 de 12 de dezembro de 2011 do Ministério da Saúde prevê, no Capítulo IV, que quando os resultados da análise da amostra de água revelarem que a concentração de clorofila α em duas semanas consecutivas tiver seu valor duplicado ou mais, deve-se proceder a nova coleta de amostra para quantificação de densidade de cianobactérias. O valor máximo permitido para trihalometanos totais é de 0,1 mg/L (ou 100 $\mu\text{g/L}$) de acordo com o número de referência de compostos e substâncias químicas adotado pelo Chemical Abstract Service (CAS). A Portaria n.2.914 compreende o Trihalometano Total como sendo:

Trihalometanos:

- Triclorometano ou Clorofórmio (TCM) – CAS = 67-66-3
- Bromodiclorometano (BDCM) – CAS = 75-27-4
- Dibromoclorometano (DBCM) – CAS = 124-48-1
- Tribromometano ou Bromofórmio (TBM) – CAS = 75-25-2

Influência de elementos do clima na proliferação das cianobactérias e, por consequência, na potencial formação de THM

As mudanças climáticas, caracterizadas pela intensificação de fenômenos naturais – como episódios intensos de precipitação ou períodos mais extensos de seca – podem resultar em ambientes ideais para *blooms* de cianobactérias quando associadas a outros fatores ambientais. Embora a eutrofização possa ocorrer naturalmente, na maioria dos casos, está atrelada ao mau uso dos mananciais. Os elementos do clima também são predispositores.

Segundo *Guidelines for drinking-waterquality* (WHO, 2011), sempre que as condições de temperatura, luz e estado nutricional são favoráveis, a superfície das águas doces ou marinhas poderá sediar o aumento na quantidade de cianobactérias. Porém, há diferenças importantes nas florações de cianobactérias em águas temperadas e em águas tropicais.

Existe um padrão característico de sazonalidade nas florações de algas e comunidades de cianobactérias. Nos países temperados, em águas eutróficas e hipertróficas, as cianobactérias frequentemente dominam o ambiente no período do verão. Com a aproximação do inverno, o aumento da turbulência e a ausência de luz conduzem à sua substituição por diatomáceas. Nos trópicos, contudo, as diferenças sazonais nos fatores ambientais muitas vezes não são grandes o suficiente para induzir à substituição de cianobactérias por outras espécies de fitoplâncton. Assim, as cianobactérias podem estar presentes ou mesmo dominantes, na maior parte do ano, trazendo problemas práticos associados à elevada biomassa de cianobactérias e potenciais ameaças à saúde pelo aumento de toxinas (WHO, 1999).

Segundo Fonseca et al. (2010), a proliferação de cianobactérias em ambientes eutróficos ocorre nos meses em que a temperatura da água fica em torno de 22 °C. Ribeiro (2007) verificou que a água a uma temperatura média acima de 25 °C foi suficiente para desencadear a floração de cianobactéria. Calvalcante et al. (2009) observaram que, em ambientes de água doce com pH básico, temperatura entre 15 °C e 30 °C e altas concentrações de nitrogênio e fósforo, esse micro-organismo tem seu crescimento acelerado. Identificaram a elevação na densidade de cianobactérias durante o período chuvoso. Defendem que esse comportamento está diretamente relacionado à maior disponibilidade de nutrientes no período. Esteves e Suzuki (2011) afirmam que a disponibilidade de nutrientes é controlada não só pela adição artificial de compostos e elementos químicos e orgânicos, como é também controlada por fatores externos do ecossistema, como ventos, precipitação e radiação incidente.

Considerando as condições que favorecem o fenômeno de florações de cianobactérias e algas, em seu estudo em lagoas de estabilização de Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) de diferentes municípios no estado da Paraíba, Ribeiro (2007) concluiu que os fatores climáticos contribuíram para o desenvolvimento excessivo de cianobactérias em dois tipos de episódios: de seca e de precipitação pluviométrica, sobretudo no período de chuva. Os episódios de chuva contribuíram para a entrada de água, a diluição do esgoto e o revolvimento nas lagoas de estabilização das ETE, permitindo uma variação considerável na concentração dos nutrientes no esgoto bruto. Nos episódios de seca, a intensa insolação facilitou o desencadeamento do processo de fotossíntese algal, o que propiciou condições especiais para o estabelecimento das cianobactérias, principalmente por apresentarem estratégias adaptativas no ambiente aquático.

Esteves e Meirelles-Pereira (2011) defendem que as mudanças climáticas nas últimas décadas são causas potenciais de alteração no Ciclo Hidrológico. Modelos projetados das modificações que o planeta está sofrendo evidenciam o aumento de temperatura média global. Esteves e Suzuki (2011) afirmam ainda que estudos de longa duração também têm permitido observar, além das variações sazonais, variações interanuais relacionadas aos fenômenos La Niña e El Niño Oscilação Sul (ENOS¹), observando-se, em períodos de influência do La Niña, a massiva dominância de cianobactérias e, sob influência do El Niño, além de cianobactérias, diatomáceas e criptomonadas.

Materiais e método

Foram realizadas análises estatísticas de correlação de Pearson e testes comparativos, como t-Student, e elaborados gráficos utilizando-se dados de variáveis de qualidade da água da represa Guarapiranga e de variáveis meteorológicas da região urbana de São Paulo, para verificar possíveis associações.

Os dados de variáveis de qualidade da água provêm dos monitoramentos efetuados, analisados e disponibilizados pela Companhia de Saneamento Básico

do Estado de São Paulo – Sabesp, em seu sítio eletrônico <<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=43>>, acessado em 2013. Estão acessíveis dados de análises laboratoriais dos anos 2010, 2011 e 2012, além de análises de monitoramento automático do período de janeiro de 2011 a setembro de 2013. O monitoramento laboratorial é realizado através de amostragem por equipes da Sabesp, com frequências que variam de duas vezes por semana a uma vez por mês. As amostras coletadas são analisadas em laboratórios da própria Companhia de Saneamento Básico (Sabesp, 2013). Foram utilizados dados referentes aos pontos de coleta da Represa Guarapiranga GU 104, localizado no meio da represa e GU 101, localizado na captação de água de abastecimento da Guarapiranga. Esses dois pontos foram escolhidos pela disponibilidade de série de dados de análises laboratoriais. As variáveis de qualidade da água utilizadas foram: Densidade de Cianobactérias (cel/mL) dos pontos GU 104 e GU 101, do período 2010 a 2012. Não foi possível analisar as variáveis das análises de potencial formação de trihalometanos, pois esses dados não são disponibilizados para pesquisa pela Sabesp.

Os dados meteorológicos foram cedidos pela Estação Meteorológica do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (EM-IAG/USP). A EM-IAG/USP localiza-se dentro do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) à latitude 23°39'S e longitude 46°37'W, no bairro da Água Funda, na zona sul do município, a 799,2 metros de altitude. Está registrada na Organização Meteorológica Mundial sob o n. 83.004. As variáveis meteorológicas utilizadas foram: Temperaturas atmosféricas médias diárias, máximas diárias e mínimas diárias (T °C); Precipitação (Pmm) em milímetros de chuva acumulados por dia; Insolação (%) em porcentagem de horas de brilho do sol por dia, do período 1970 a 2012.

A densidade de cianobactérias foi usada como elemento representativo da qualidade da água para consumo, tanto por sua potencialidade para a formação de cianotoxinas, quanto pela significância na formação dos trihalometanos, com possíveis impactos à saúde. Com a finalidade de melhor explorar as interações e relações entre cada uma das variáveis meteorológicas e a densidade de cianobactérias, foram feitos diferentes recortes de tempo. Todos os dados foram organizados em Planilhas Microsoft®Excel15.0 (Office 2013) e analisados através de gráficos e testes estatísticos.

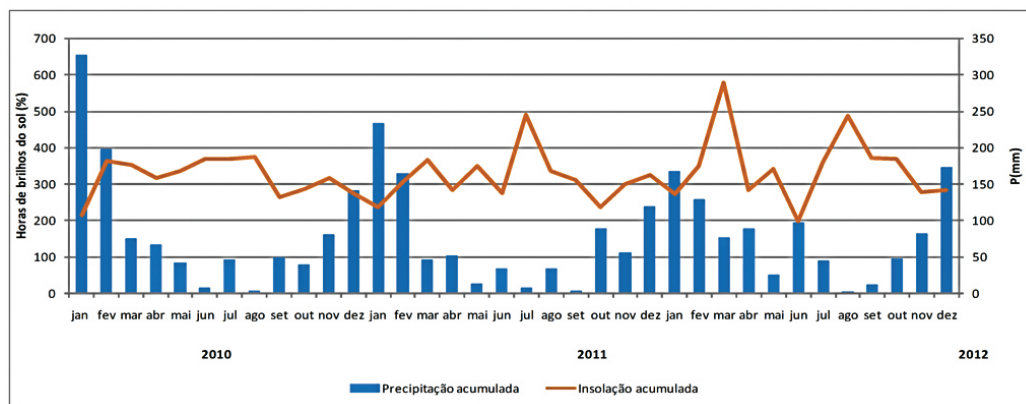
Foi elaborado um recorte de tempo que obedecesse a padrões climáticos da Região Metropolitana de São Paulo: o período seco, que normalmente vai de abril a setembro, e o período chuvoso, que costuma perdurar de outubro a março. Assim, utilizando-se uma adaptação do método de Ribeiro (2007), o período de três anos – 2010 a 2012 – foi dividido em períodos de tempo seco e tempo chuvoso que se alternaram. Dado que os períodos secos e chuvosos sofrem alterações de duração a cada ano, a escolha entre tempo chuvoso e tempo seco deu-se de acordo com o contraste do volume de pluviosidade em cada

período e conjunto de meses. No período de tempo de três anos consecutivos, foram encontrados quatro períodos chuvosos e três períodos secos. Os períodos chuvosos foram chamados de Chuvoso 1, Chuvoso 2, Chuvoso 3 e Chuvoso 4, e os secos, de Seco 1, Seco 2 e Seco 3, respectivamente. Uma vez estabelecidos os recortes de tempo em períodos alternados, efetuaram-se as médias de densidade de cianobactérias para cada um dos períodos e, então, os dados resultantes foram comparados e associados aos dados meteorológicos em gráficos de linhas e de barras. Além desses, foram efetuados alguns gráficos e comparações de dados acumulados por mês e médias por mês, bem como algumas derivações de análises, utilizando-se o período 1970-2012, para entender a tendência.

Resultados e discussão

Os resultados de densidade de cianobactérias mostraram que, no que tange ao clima, são influenciadas principalmente pela precipitação de chuva e pela temperatura predominantemente alta, semelhantes a outros estudos (Ribeiro, 2007; Cavalcante et al., 2009; Fonseca et al. 2010; Esteves; Suzuki, 2011; WHO, 2011). Em São Paulo, o período chuvoso coincide com a época de temperaturas mais elevadas. Entretanto a RMSP se caracteriza por clima subtropical, com médias diárias sem grande amplitude durante todo o ano, e normalmente mantendo-se entre 15 °C e 25 °C.

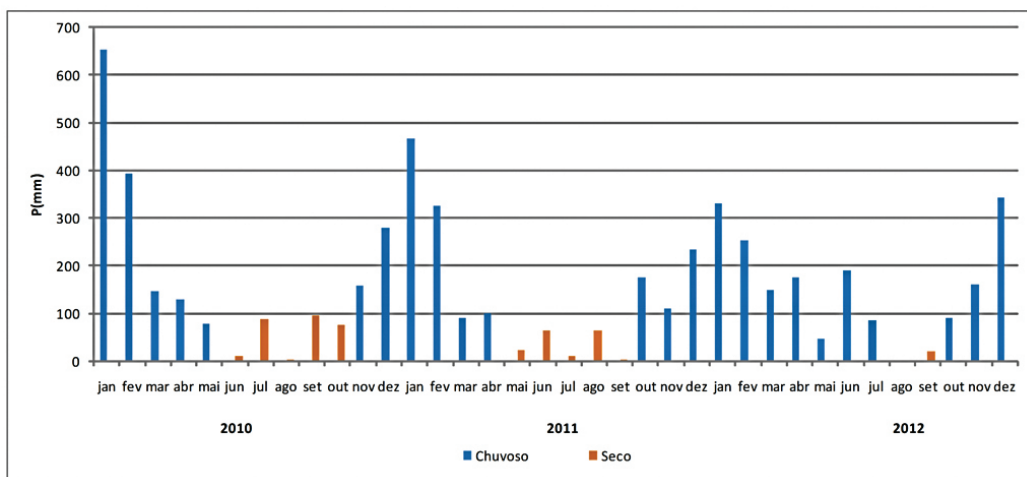
Na Figura 2 observa-se que os valores de exposição à luz do sol e os totais pluviométricos são inversamente proporcionais devido à nebulosidade, alternando-se períodos chuvosos e períodos secos. Os períodos secos não são caracterizados pela ausência total de precipitação, se não por uma diferença significativa dos totais mensais em cada período.



Fonte: EM-IAG/USP, 2013.

Figura 2 – Precipitação acumulada/mês e insolação total acumulada/mês entre 2010 e 2012.

Os períodos chuvosos e secos podem ser identificados na Figura 3, que apresenta a pluviosidade com totais mensais acumulados.



Fonte: EM-IAG/USP, 2013.

Figura 3 – Pluviosidade com totais mensais entre 2010 e 2012.

Na Tabela 1 encontram-se discriminados os intervalos de cada período chuvoso e seco.

Tabela 1 – Distribuição de meses que classificam períodos chuvosos e períodos secos

Período	Meses
Chuvoso 1	janeiro de 2010 - maio de 2010
Chuvoso 2	novembro de 2010 - abril de 2011
Chuvoso 3	outubro de 2011 - junho de 2012
Chuvoso 4	outubro de 2012 - dezembro de 2012
Seco 1	junho de 2010 - setembro de 2010
Seco 2	maio de 2011 - setembro de 2011
Seco 3	agosto de 2012 - setembro de 2012

Uma vez definidos os períodos chuvosos e períodos secos (Tabela 1), com o propósito de comparação e análise, agruparam-se, em organização semelhante, as outras variáveis meteorológicas e as densidades de cianobactérias referentes a cada ponto de coleta. Os dados de densidade de cianobactérias foram somados e, então, obteve-se a média de cada período, para nivelar a diferença de agrupamentos por meses. O período que conta com mais meses totaliza dez (período chuvoso 3) e o com menos meses (período seco 3) totaliza somente dois.

No que tange aos dados de temperatura ($T^{\circ}\text{C}$), as médias mensais foram agrupadas por período e utilizou-se a média de cada período chuvoso e período seco. Os dados de insolação foram também agrupados por período e utilizou-se a soma total de cada período.

Assim, foram feitas análises estatísticas de comparação da densidade de cianobactéria em relação aos totais dos períodos chuvosos e de seca e separando os dados para os anos de 2010, 2011 e 2012.

Correlação da cianobactéria em relação ao volume de chuva, temperatura máxima, temperatura média, temperatura mínima e insolação

O interesse nesta etapa do estudo foi avaliar se havia correlações lineares entre os valores médios de cianobactérias em relação às diversas variáveis do estudo: precipitação, temperatura e insolação. Para verificar essa correlação foi utilizado o coeficiente de Pearson. Sabe-se que quanto mais próximo de 1 ou -1, mais forte a correlação. A existência de correlação linear entre as variáveis pode indicar que quanto maior um valor, maior o outro, ou ainda, quanto maior um valor, menor o outro (correlação negativa). Foram consideradas fortes correlações valores acima de 0,7 (grau de correlação acima de 70%) e foram consideradas correlações moderadas valores de Pearson (r) entre 0,5 e 0,7. Correlações abaixo de 0,5 são consideradas baixas.

Nas Tabelas 2 e 3, na análise estatística referente a todos os anos conjuntamente, pode-se observar que houve fraca correlação de cianobactéria em relação a todas as variáveis avaliadas, tanto no GU101 como no GU104. Ainda assim, as variáveis meteorológicas que demonstraram o maior valor de Pearson foram as T °C Máximas, no ponto GU 101 $r = 0,22$ e $r = 35$ para as T °C Máximas do ponto GU 104.

Tabela 2 – Correlação-ponto de coleta GU 101, todos os anos

Variáveis Meteorológicas	Cianobactérias (cel/mL) - média
Precipitação (mm)	-0,03
T °C Máximas	0,22
T °C Médias	0,21
T °C Mínimas	0,2
Insolação	0,05

Tabela 3 – Correlação-ponto de coleta GU 104, todos os anos

	Cianobactérias (cel/mL) - média
Precipitação (mm)	-0,04
T °C Máximas	0,35
T °C Médias	0,31
T °C Mínimas	0,26
Insolação	0,1

Para o ano 2010 (Tabelas 4 e 5), também se pode observar que, apesar da fraca correlação de cianobactéria em relação a todas as variáveis avaliadas, tanto no GU101 como no GU104, as T °C Máximas, em ambos os pontos tiveram, um número mais elevado de r.

Tabela 4 – Correlação-ponto de coleta GU 101, ano 2010

	Cianobactérias (cel/mL) - média
Precipitação (mm)	-0,04
T °C Máximas	0,35
T °C Médias	0,31
T °C Mínimas	0,26
Insolação	0,1

Tabela 5 – Correlação-ponto de coleta GU 104, ano 2010

	Cianobactérias (cel/mL) - média
Precipitação (mm)	0,03
T °C Máximas	0,3
T °C Médias	0,31
T °C Mínimas	0,27
Insolação	0,15

Para o ano 2011(Tabelas 6 e 7), também se pode observar que houve fraca correlação de cianobactéria em relação a todas as variáveis avaliadas, tanto no GU101 como no GU104.

Tabela 6 – Correlação-ponto de coleta GU 101, ano 2011

	Cianobactérias (cel/mL) - média
Precipitação (mm)	-0,09
ToC Máximas	-0,01
ToC Médias	0,03
ToC Mínimas	0,03
Insolação	0,01

Tabela 7 – Correlação-ponto de coleta GU 104, ano 2011

	Cianobactérias (cel/mL) - média
Precipitação (mm)	-0,09
T °C Máximas	0,28
T °C Médias	0,24
T °C Mínimas	0,17
Insolação	0,25

Para o ano 2012 (Tabelas 8 e 9), apesar da fraca correlação de cianobactéria em relação a todas as variáveis avaliadas, tanto no GU101 como no GU104, as T °C Máximas destacam-se como as variáveis que apresentaram um número de r mais alto que as demais. No ponto GU 104, o valor de r para a T °C Máxima foi de $r = 0,48$, um valor de r quase correspondente a uma correlação moderada.

Tabela 8 – Correlação-ponto de coleta GU 101, ano 2012

	Cianobactérias (cel/mL) - média
Precipitação (mm)	-0,07
T °C Máximas	0,35
T °C Médias	0,34
T °C Mínimas	0,33
Insolação	0,0003

Tabela 9 – Correlação-ponto de coleta GU 104, ano 2012

	Cianobactérias (cel/mL) - média
Precipitação (mm)	-0,04
T °C Máximas	0,48
T °C Médias	0,41
T °C Mínimas	0,36
Insolação	0,03

*Comparação da cianobactéria
em relação aos períodos chuvosos e secos*

O interesse foi avaliar se, em média, a quantidade de cianobactéria variava entre período chuvoso e período seco. O teste utilizado foi o t-Student, comparando o conjunto das análises descritivas de cada período (chuvoso e seco) entre si, ou seja, a comparação do conjunto de análises descritivas do período chuvoso com relação conjunto de análises descritivas do período seco. Foi considerado um nível de significância de 5%. Dessa forma, foi considerado haver diferença entre os períodos quando $p < 0,05$. Para o ano 2010 (Tabelas 10 e 11), houve diferença, estatisticamente significativa, entre os períodos ($p < 0,05$) apenas no GU104, indicando maior densidade de cianobactérias no período chuvoso. As cianobactérias costumam apresentar maior relação com a sazonalidade em climas temperados do que em clima tropicais (Esteves; Suzuki, 2011; WHO, 2011); no entanto, a diferença em pluviosidade pode ser um fator importante sob climas tropicais e subtropicais, mais homogêneos no que tange a temperaturas.

Tabela 10 – Ponto de coleta GU 101 – ano 2010

	período		valor de p
	chuvoso	seco	
média	5202	4030	0,313
mediana	4460,3	2526,8	
desvio padrão	4114,9	3593,4	
mínimo	0	0	
máximo	16724	10696,3	

Cianobactérias
(cel/mL) - média

Tabela 11 – Ponto de coleta GU 104 – ano 2010

	período		valor de p
	chuvoso	seco	
média	6353,6	3001,4	0,003
mediana	5317,3	2390,1	
desvio padrão	5179,9	2394,4	
mínimo	0	0	
máximo	23717	8366,3	

Cianobactérias
(cel/mL) - média

Para 2011 (Tabelas 12 e 13) não houve diferença, estatisticamente significativa, entre os períodos ($p > 0,05$), nem no GU101, nem no GU104.

Tabela 12 – Ponto de coleta GU 101 – ano 2011

		período		valor de p
		chuvoso	seco	
Cianobactérias (cel/mL) - média	média	7469	5769,7	0,235
	mediana	6549,7	4973,3	
	desvio padrão	5542,7	4235,1	
	mínimo	0	1105,3	
	máximo	21413	22106	

Tabela 13 – Ponto de coleta GU 104 – ano 2011

		período		valor de p
		chuvoso	seco	
Cianobactérias (cel/mL) - média	média	7666,2	6330,6	0,29
	mediana	7518,2	4766,8	
	desvio padrão	4498,8	4379,6	
	mínimo	0	1363,5	
	máximo	20595,3	18109,7	

Para 2012 (Tabelas 14 e 15), também não houve diferença, estatisticamente significativa, entre os períodos ($p > 0,05$), nem no GU101, nem no GU104.

Tabela 14 – Ponto de coleta GU 101 – ano 2012

		período		valor de p
		chuvoso	seco	
Cianobactérias (cel/mL) - média	média	12885,9	12921,4	0,995
	mediana	9364	7929,5	
	desvio padrão	16007,3	13355,4	
	mínimo	1511,3	1465	
	máximo	85111	41177	

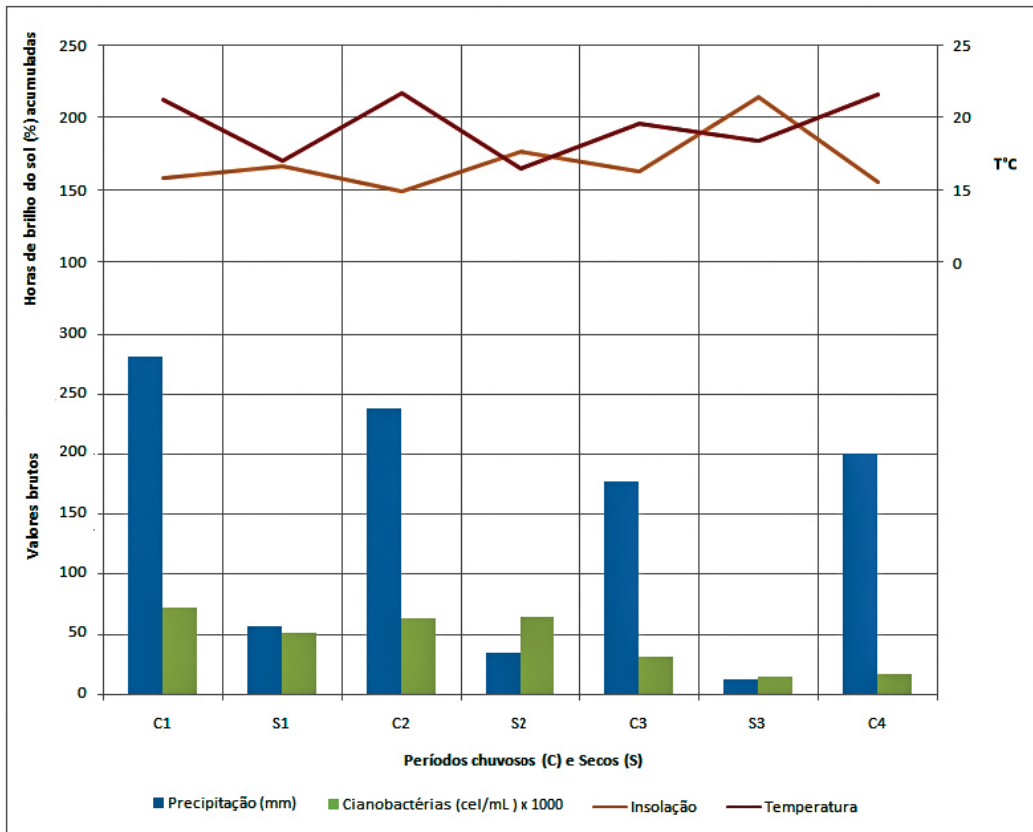
Tabela 15 – Ponto de coleta GU 104 – ano 2012

	período		valor de p
	chuvoso	seco	
média	11017,3	14169,1	
mediana	8508	10658,3	
desvio padrão	10281,1	10989,6	0,412
mínimo	1030	3486	
Cianobactérias (cel/mL) - média	máximo	56562	36362

Segundo as análises estatísticas efetuadas, entretanto, a correlação do Pearson entre a proliferação das cianobactérias e as variáveis meteorológicas sugere que essa se dá mais forte pela temperatura, em especial pela T °C máxima (Tabelas 3, 4, 8 e 9). Embora o valor de p não tenha chegado a 0,5, dado como correlação moderada e estatisticamente significativa, chegou a 0,35 em ambos os pontos de coleta no ano de 2010 e no ponto de coleta GU 101 de 2012 como correlação positiva. No ponto de coleta GU 104, no ano de 2012, as cianobactérias tiveram uma correlação positiva de “ $r = 0,48$ ” com a T °C máxima, indicando que um aumento/diminuição da T °C sugere um aumento/diminuição da proliferação das cianobactérias. Quanto ao teste comparativo entre período seco e chuvoso, o ano 2010 demonstrou diferença, estatisticamente significante, entre os períodos ($p < 0,05$) para o ponto GU104, indicando maior densidade no período chuvoso.

Para cada ponto de coleta elaborou-se um gráfico comparativo. Nas Figuras 4 (referente ao ponto GU 101) e 5 (referente ao ponto GU 104), os períodos chuvosos e secos foram nomeados respectivamente de C1, C2, C3 e C4 (chuvosos) e de S1, S2, S3 (secos), pela ordem em que se apresentam no tempo.

A Figura 4 apresenta a densidade de cianobactérias no ponto GU 101 e os totais pluviométricos em cada um dos períodos estipulados entre 2010 e 2012. A linha avermelhada representa a média das médias de temperatura atmosférica em cada período, enquanto a linha alaranjada representa as horas de brilho do sol em porcentagens, durante cada período, acumuladas. As duas linhas descrevem picos e vales inversamente proporcionais: nos períodos chuvosos, a linha da temperatura atinge valores mais altos do que nos períodos secos, nos quais a temperatura atinge valores sempre menores. A insolação, ao contrário, apresenta picos nos períodos secos e vales durante os períodos chuvosos, quando o sol fica mais constantemente encoberto por causa de nuvens.

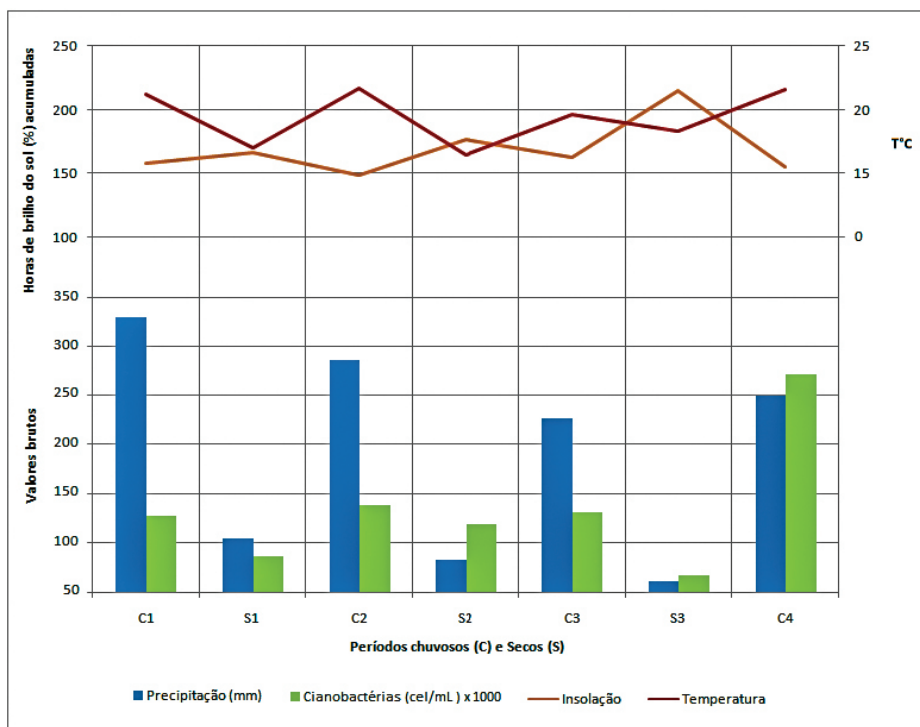


Fonte: EM-IAG/USP (2013); Sabesp (2013).

Figura 4 – Gráfico comparativo do ponto de coleta GU 101 por períodos chuvosos (identificados com “C”) e períodos secos (identificados com “S”).

As médias das densidades de cianobactérias no ponto de coleta GU 101 apresentaram valores frequentemente mais altos nos períodos chuvosos do que nos períodos secos seguintes. O período chuvoso C2 e o período seco S2 tiveram médias bastante próximas – 62,814 mil cel/mL e 63,683 mil cel/mL, respectivamente. O período seco S2 superou os valores do período chuvoso C2 em 0,01%, e pode-se dizer que, neste caso, os valores foram praticamente iguais.

A Figura 5 apresenta os mesmos valores das variáveis meteorológicas, em comparação com os valores das médias de densidade de cianobactérias no ponto de coleta GU 104.



Fonte: EM-IAG/USP (2013); Sabesp (2013).

Figura 5 – Comparação do ponto de coleta GU 104 por períodos chuvosos (identificados com “C”) e períodos secos (identificados com “S”).

No ponto de coleta GU 104, todos os valores das médias de densidade de cianobactérias dos períodos chuvosos foram superiores aos valores das médias das densidades de cianobactérias dos períodos secos.

Na Tabela 16, estão organizados os valores das variáveis utilizadas para gerar os gráficos deste recorte de tempo em períodos.

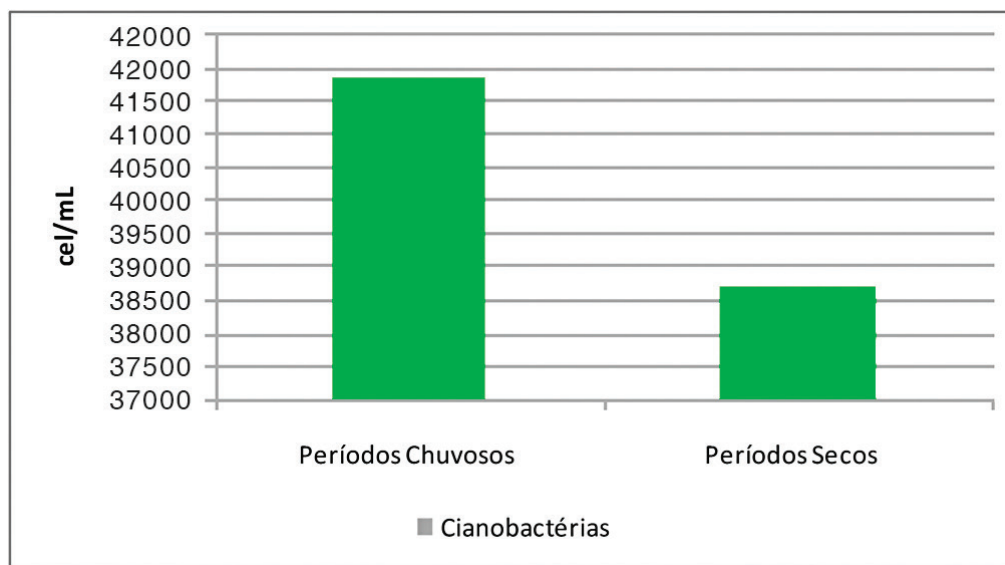
Tabela 16 – Valores das variáveis utilizadas para análise no recorte de tempo por períodos secos e chuvosos

Variáveis/ Período	C1	S1	C2	S2	C3	S3	C4
Temperatura atm.(°C)	21,28	17,03	21,71	16,43	19,62	18,36	21,58
Precipitação (mm)	281,26	55,86	237,9	34,14	176,56	11,9	199,9
Insolação (%h)	158,02	166,24	148,83	176,26	162,35	214,4	155,1
P GU101 (cel/mL)	72121,2	51031,5	62814,8	63683,8	30934,5	1421,2	1622,9
P GU104 (cel/mL)	7808,16	3786,82	8924,55	7023,54	8172,27	17516,05	22203,56

Fonte: EM-IAG/USP (2013); Sabesp (2013).

De certa forma, os valores de cianobactérias no ponto de coleta GU 101 acompanham a variação pluviométrica, embora de forma mais amena. Fica claro, porém, que o início das chuvas após o período seco, em outubro e novembro, contribui para a proliferação das cianobactérias. Esse fenômeno pode ser explicado pelo aumento do aporte de nutrientes devido tanto ao processo natural quanto à lavagem que a chuva faz com água de escoamento superficial na Região Metropolitana, carregando detritos depositados em ruas e nas margens do reservatório. Além disso, o aumento dos nutrientes converge de afluentes do Reservatório que têm ligação com as galerias de esgoto e bocas de lobo da RMSP. Essa densidade de cianobactérias se mantém elevada durante a estação chuvosa e quente, mas decresce um pouco no período mais frio e seco.

As Figuras 6 e 7 explicitam a relevância do período quente e chuvoso na proliferação das cianobactérias. Ambas foram geradas utilizando a média dos valores de densidade de cianobactérias por período, ou seja, a média dos valores de densidade de cianobactérias nos quatro períodos chuvosos (C1, C2, C3, C4) e a média dos valores de densidade de cianobactérias nos três períodos secos (S1, S2, S3). Esses dados são referentes à média de três anos de cada um dos dois pontos de coleta.

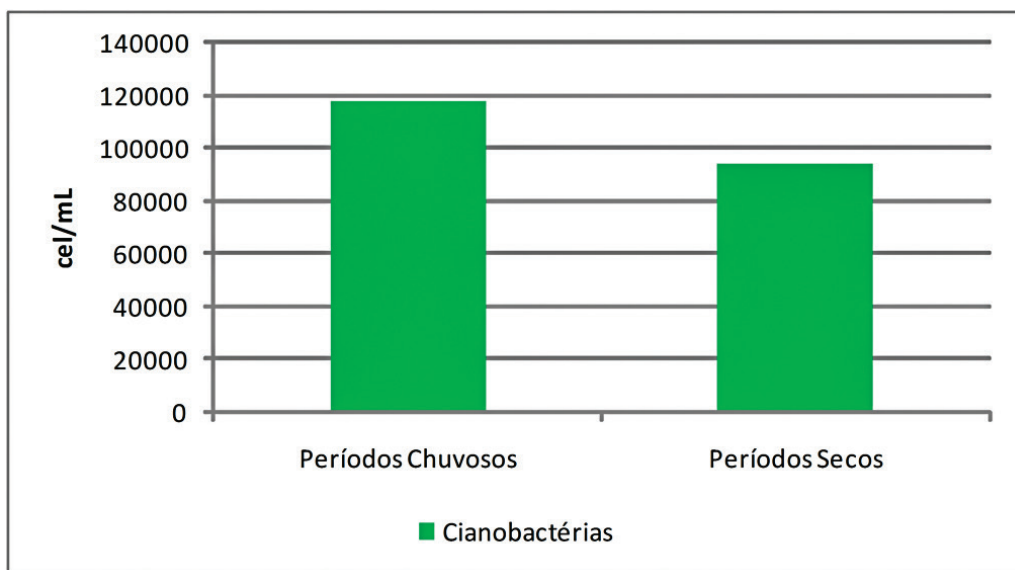


Fonte: Sabesp (2013).

Figura 6 – Média de densidade de cianobactérias por períodos chuvosos e secos no ponto de coleta GU 101.

A Figura 6 evidencia mais claramente a associação entre o período chuvoso na RMSP e a proliferação das cianobactérias, pois a densidade média de cianobactérias nos períodos chuvosos no ponto GU 101 é mais de 150% maior que a densidade nos períodos secos. A Figura 7 também evidencia a associação

entre os períodos chuvosos e quentes na RMSP e a densidade de cianobactérias, embora em menor escala. No ponto GU 104, a densidade de cianobactérias nos períodos chuvosos foi 25% maior do que nos períodos secos e mais frios.



Fonte: Sabesp (2013).

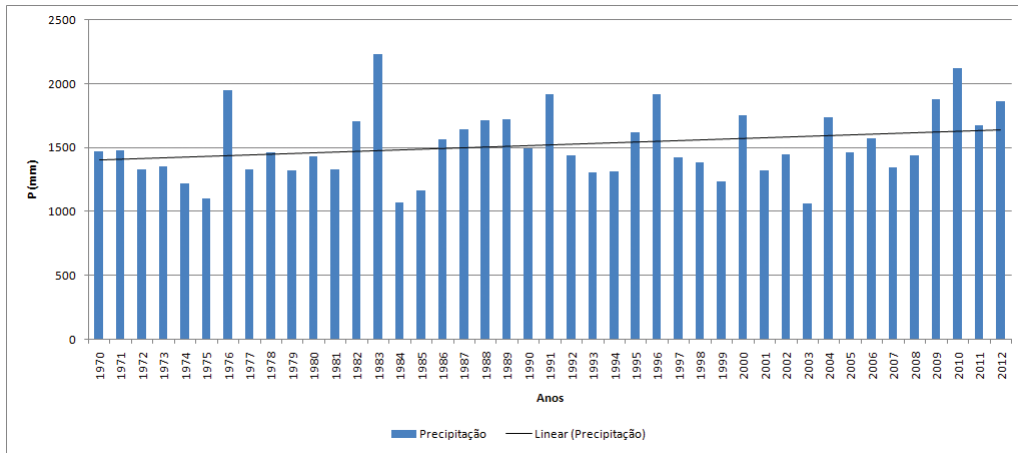
Figura 7 – Médias de densidade de cianobactérias por períodos chuvosos e secos no ponto de coleta GU 104.

Diferença entre os pontos GU 101 e GU 104

Um dos pontos está no meio da represa (GU 104), enquanto o outro está na boca de captação (GU 101) do Reservatório do Sistema Guarapiranga. A represa é um sistema lântico; portanto, a movimentação de matéria orgânica nesse corpo d'água é limitada. O ponto GU 101, por ser próximo à captação e à margem da represa, possivelmente esteja sujeito a maior movimentação da água e, por consequência, a oferta de matéria orgânica para as cianobactérias não seria tão constante, como no ponto GU 104. Isso pode explicar maior densidade de cianobactérias no ponto GU 104, durante todo o ano. Por outro lado, o ponto GU 101 apresenta uma maior diferença entre os períodos chuvosos e secos do que o ponto GU 104.

Variabilidade climática e tendência na RMSP

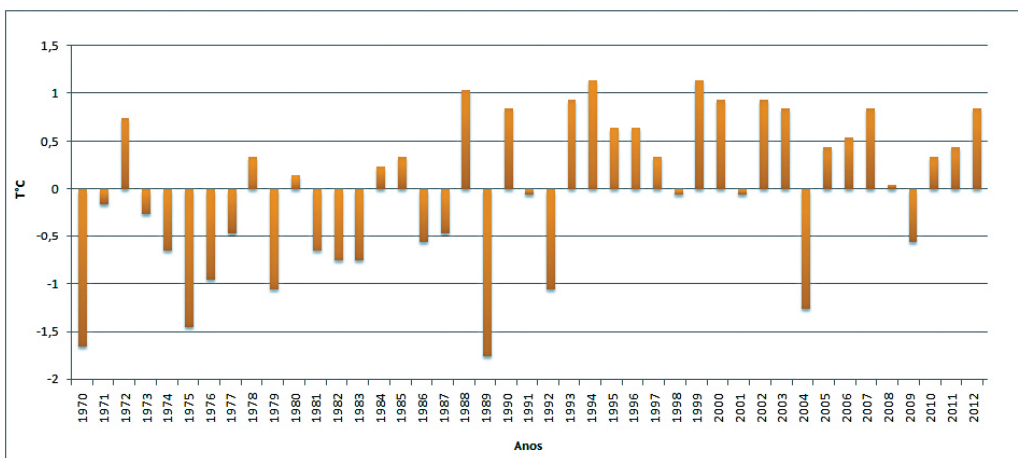
A Figura 8 apresenta a série histórica de pluviosidade anual, de 1970 a 2012, na RMSP. Nesse período, a pluviosidade vem aumentando, como mostra a linha de tendência. Houve um aumento de, em média, 121,7 mm a cada década, entre 1970 e 2012.



Fonte: EM-IAG/USP (2013).

Figura 8 – Precipitação anual 1970-2012 e linha de tendência.

Além das alterações para mais na pluviosidade, a Figura 9 permite visualizar o aumento do desvio das temperaturas máximas e de sua frequência, nas duas últimas décadas. Nota-se um princípio de mudança no padrão a partir de 1989, mas que, a partir de 1993, torna-se o padrão recorrente, com evidencia da elevação na frequência de temperaturas máximas.



Fonte: EM-IAG/USP (2013).

Figura 9 – Desvio das temperaturas máximas anuais em relação à média das temperaturas máximas (°C).

A temperatura máxima subiu, em média, 0,27 °C a cada década na RMSP. Na Figura 9, observam-se os desvios da temperatura máxima anual entre 1970 e 2012 em relação à normal climatológica do mesmo período. Nos últimos vinte

anos, apenas 2004 e 2009 tiveram máximas inferiores à média, enquanto 1998, 2002 e 2008 apresentaram valores de máximas bem próximos à média de 34,26 °C. Os dez anos que apresentaram as máximas mais altas são a partir de 1988.

Os resultados encontrados corroboram os resultados de outros estudos (Pereira Filho et al., 2007; Nobre et al., 2010; Silva, 2010; Marengo et al., 2013) e são indícios de mudança climática, nos últimos vinte anos, mais fortes que a histórica variabilidade climática anual.

Considerações finais

Há indicações de que as cianobactérias sejam sensíveis às variações climáticas na RMSP. Uma limitação do estudo foi a falta de série histórica mais longa de dados de análise microbiológica da água. Embora a significância estatística dos testes realizados seja fraca, há indicações de que os períodos quentes e chuvosos acentuem a proliferação de cianobactérias no reservatório da Represa Guarapiranga, sobretudo sob temperaturas máximas mais altas.

As análises de pluviosidade e temperatura de um período mais longo (43 anos) indicam que vêm ocorrendo alterações climáticas e que há tendência de aumento de tempo quente e chuvoso, uma vez que a pluviosidade e as médias de temperaturas máximas têm aumentado a cada década. Assim, condições climáticas ideais para a proliferação de cianobactérias no Reservatório Guarapiranga vêm se acentuando nas últimas quatro décadas e mais ainda nos últimos vinte anos. Pode-se inferir que a frequência e intensidade das proliferações de cianobactérias no Reservatório Guarapiranga e os consequentes riscos à saúde humana podem aumentar, caso se mantenha a tendência do clima na RMSP.

Os resultados dessa pesquisa podem vir a alimentar modelos preditivos relacionados aos impactos à saúde das alterações climáticas na Região Metropolitana de São Paulo, ou ainda, de outras regiões com características semelhantes, uma vez que a proliferação de cianobactérias em lagos e mananciais eutróficos constituem problema global. Com isso em mente, formas de mitigar as alterações climáticas podem prevenir desfechos ligados às cianotoxinas e aos trihalometanos, evitando malefícios à saúde da população e poupando gastos no tratamento de morbidades relacionadas.

As florações de cianobactérias representam matéria orgânica em excesso que é difícil de ser retirada da água e tratada pelos meios convencionais. Além do comprometimento da qualidade da água a partir da combinação do cloro com a matéria orgânica, que gera os trihalometanos, os resultados dessa pesquisa mostram que a tendência é de maior risco à saúde. A água com maior concentração de cianobactérias e cianotoxinas deve ser tratada com ainda mais produtos químicos, como cloro, o que vai provocar aumento de trihalometanos. Portanto, podem aumentar os impactos à saúde decorrentes da exposição às cianotoxinas não neutralizadas e aos trihalometanos derivados do processo de desinfecção por cloro.

Outro fator associado de grande importância é o econômico. O aumento de densidade de cianofíceas pode exigir o emprego de formas adicionais de de-

infecção, que são bastante custosas em relação ao sistema tradicional, levando ao encarecimento da água de abastecimento fornecida à população.

Nota

1 ENOS – El Niño Oscilação Sul: fenômeno de interação atmosfera-oceano associado a alterações nos padrões normais da Temperatura da Superfície do Mar (TSM) e dos ventos alísios na região do Pacífico Equatorial, entre a Costa Peruana e no Pacífico oeste próximo à Austrália.

Referências

AWWA – American Water Works Association. *Journal AWWA*, v.97, n.5, 2005.

AZEVEDO, S. M. F. O. Current studies on toxic cyanobacteria in Brazil. In: REUNIÃO ANUAL DA FEDERAÇÃO DE SOCIEDADES DE BIOLOGIA EXPERIMENTAL, 12, Caxambu, MG, 1996, 40p.

_____. Toxinas de cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública. *Revista Virtual de Medicina*, v.1, n.3, jul./set. 1998.

BERGAMASCO, A. M. D. D. et al. Contaminantes químicos em águas destinadas ao consumo humano no Brasil. *Cadernos Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v.19, n.4, p.479-86, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. *Programa Nacional de Vigilância em Saúde Ambiental Relacionada à Qualidade da Água para Consumo Humano*. 2004. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/programa_vigiagua.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2013.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos 2009*. Brasília: MCidades.SNSA, 2011. 616p.: texto, tabelas.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama n.357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, n.53, 17 mar. 2005. Seção 1, p.58-63. Alterada pelas Resoluções n.370, de 2006, n.397, de 2008, n.410, de 2009, e n.430, de 2011. Complementada pela Resolução n.393, de 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: jan. 2013.

CAVALCANTE, R. R. M. et al. Análise Temporal da Densidade de Cianobactérias de um reservatório de abastecimento humano. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE E NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, IV, 2009, Belém-PA.

CETESB. *Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais*. São Paulo: CETESB, 2013. 59p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 1º mar. 2013.

CHANG, C. C.; HO, S. C.; WANG, L. Y. Bladder cancer in Taiwan: relationship to

- trihalomethane concentrations present in drinking-water supplies. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 2007.
- DAWSON, B.; TRAPP, R. G. *Bioestatística Básica e Clínica*. 3.ed. Rio de Janeiro: McGraw-Hill, 2003.
- DEBREDT, G. L. B. *Estudo de cianobactérias em reservatório com elevado grau de trofia* (Reservatório de Salto Grande - Americana - SP). 2002. 207p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002.
- DINIZ, C. R de S. *Efeito dos trihalometanos em parâmetros fisiológicos de Musmusculus da estirpe ICR*. 2011. Dissertação (Mestrado em Biologia Clássica) – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Trás-os-Montes e Alto Douro, 2011.
- ESTANISLAO, M. V. *Avaliação de Risco de malformação congênita em recém-nascidos de mães expostas ao trihalometano*. São Paulo: [s. n.], 2009.
- ESTEVES, F. A. (Coord.) *Fundamentos de Limnologia*. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.
- ESTEVES, F. A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. Eutrofização artificial. In: ESTEVES, F. A. (Coord.) *Fundamentos de Limnologia*. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p.625-55.
- ESTEVES, F. A.; SUZUKI, M. S. Comunidade Fitoplanctônica. In: ESTEVES, F. A. (Coord.) *Fundamentos de Limnologia*. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p.625-55.
- FALCONER, R. Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters: risks and impacts on human health. *Phycologia*, v.40, n.3, p.228-33, maio 2001.
- FONSECA, F. S. et al. Influência de fatores climatológicos na ocorrência de microcistina. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*, São Paulo, v.69, n.4, p.461-6, 2010.
- FRAIETTA, M.; JARDIM, F. A.; MOREIRA A. A. Ocorrência de floração *Cylindrospermopsis Raciborskii* na captação de água da cidade de Guaraniésia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. 2005, Campo Grande – MS. *Anais...* Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 2005.
- FUNDAÇÃO IBGE. *IBGE*. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 23 jan. 2013.
- LOMBARDO, M. A. *Ilha de calor nas grandes metrópoles: o exemplo de São Paulo*. São Paulo: Hucitec, 1985.
- MAGALHÃES, M. N.; LIMA, A. C. P. *Noções de Probabilidade e Estatística*. 2.ed. São Paulo: IME-USP, 2000.
- MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. *Estudos Avançados*, São Paulo, v.22, n.63, p.83-96, 2008.
- MARENGO, J. A.; VALVERDE, M. C.; OBREGON, G. O. Observed and projected changes in rainfall extremes in the Metropolitan Area of São Paulo. *Climate Research*, v.57, p.61-72, jul. 2013.
- MAYER, M. G. R. et al. Variação espaço-temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB-Brasil) In: CONGRESSO INTERAMERICANO

- DE INGENIERÍA SANITÁRIA Y AMBIENTAL, XXVI,1998, Lima – Peru. *Anais...*, Lima, 1998.
- MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v.10, n.1, p.99-110, jan./mar. 1994.
- MONTEIRO, C. A. de F. *A dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo: estudo geográfico sob forma de atlas*. São Paulo: USP/ Instituto de Geografia, 1973. 129p.
- _____. Teoria e clima urbano. In: _____. *Clima urbano*. São Paulo: Contexto, 2003. p.9-68.
- NASCIMENTO, P. B. *Cianobactérias como indicadores de poluição nos mananciais abastecedores do sistema Cantareira*. 2010. 116p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010.
- NOBRE et al. *RMSP e as vulnerabilidades as mudanças climáticas*, 2010. Inpe/Unicamp/USP/IPT/Unesp – Rio Claro. Disponível em: <http://www.issnnaoenormal.com.br/CLIMA_SP_FINAL.pdf> Acesso em: set. 2012.
- PATZ, J. A. Cambio climático. In: *Salud ambiental de lo global a lo local*. Washington, D.C.: Organización Panamericana de la Salud, 2010. p.257-90.
- PATZ, J. A.; CHRISTENSON, M. El cambio climático y la salud. In: *Determinantes ambientales y sociedades de la salud*. México: Organización Panamericana de la Salud, 2010. p.215-32.
- PEREIRA FILHO, A. J. et al. Caracterização do clima e sua evolução na Região Metropolitana de São Paulo. In: PEREIRA FILHO, A. J. et al. (Org.) *Evolução do tempo e do clima na Região Metropolitana de São Paulo*. São Paulo: Linear B/IAG/USP, 2007. p.99-122.
- PETRY, A. T. et al. Efeito potencial de gradiente trófico em rio urbano na formação de trihalometanos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23. 2005, Campo Grande-MS. *Anais...* Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES, 2005.
- PRIMAVESI, O.; ARZABE, C.; PEDREIRA, M. S. *Mudanças climáticas: visão tropical integrada das causas, dos impactos e de possíveis soluções para ambientes rurais ou urbanos*. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007.
- RIBEIRO, P.C. *Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização*. 2007. 106p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2007.
- RICHTER, E. M. et al. Avaliação da composição química de águas do Sistema Guarapiranga: estudo de caso nos anos de 2002 e 2003. *Química Nova*, v.30, n.5, p.1147-52, oct. 2007.
- RODRIGUES, L. L.; SANT’ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo. v.33, n.2, p.247-64, jun. 2010.
- SABESP. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/imprensa/noticiasdetalhe.aspx?secaoId=65&cid=1907>>. Acesso em: 22 ago. 2011.

- SABESP. Disponível em: <<http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=4&proj=AgenciaNoticias>>. Acesso em: 5 mar.2013.
- SALVO, M. T.; ISAAC, R. L. *Avaliação da Eficiência de Remoção de Cianobactérias e Cianotoxinas por Processos do Tratamento Convencional e por...* Disponível em: <<http://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&q=Salvo+Isaac+2002&btnG=&lr=>>>. 2002.
- SEADE. Disponível em: <http://www.seade.gov.br/produtos/perfil_regional/index.php> Acesso em: 16. mar.2012.
- SILVA, A. B. *Avaliação do emprego da ultrafiltração em membrana na remoção de células de cianobactérias para águas de abastecimento*. 2008. 104p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2008.
- SILVA, E. N. *Ambientes atmosféricos intra-urbanos na cidade de São Paulo e possíveis correlações com doenças dos aparelhos respiratório e circulatório*. 2010. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2010.
- TARDIFF, R. G.; HUBNER, R. P.; GALIK, S. A. *Estimation of health risks and safety form exposures to chlorine and chloroform for swimmers in pools*. Maryland: National Association of Gas Chlorinators, 2000.
- TOMINAGA, M. Y.; MIDIO, A. Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. *Revista de Saúde Pública*, v.33, n.4, p.413-21, 2005.
- VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. C. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica. *Química Nova*, v.27, n.1, p.139-45, 2004.
- VIEIRA, S. *Introdução à Bioestatística*. 3.ed. Rio de Janeiro: Campus, 1998.
- VINCENTI, A. M. et al. Retrospective cohort study of trihalomethane exposure through drinking water and cancer mortality in Northern Italy. *Science of the Total Environment*. s.v.; s.n., 2004.
- WHO. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London: WHO, 1999.
- WHO. *Guidelines for drinking-water quality*. 2.ed. Genebra: WHO, 1996.
- _____. *Guidelines for drinking-water quality*. 4.ed. Genebra: WHO, 2011.
- RESUMO* – O objetivo foi verificar correlação entre a presença de cianobactérias como indicadoras da qualidade da água do Sistema Guarapiranga e variáveis climáticas da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Analisaram-se dados meteorológicos do IAG/USP e análises laboratoriais da água do Reservatório Guarapiranga da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp). Verificou-se a correlação entre densidade de cianobactérias e variáveis meteorológicas. Dados climáticos de 1970 a 2012 indicam aumento de condições climáticas propícias à proliferação de cianobactérias. Conclui-se que há indicações de que a densidade de cianobactérias no reservatório do Sistema Guarapiranga tenha relação com pluviosidade e temperaturas mais elevadas durante o período chuvoso do ano e que a proliferação de cianobactérias pode aumentar caso se mantenha a tendência do clima.

PALAVRAS-CHAVE: Cianobactérias, Abastecimento de água, Variabilidade climática, Mudanças climáticas.

ABSTRACT – This study aimed to verify if there is a relation between the water quality of Guarapiranga System (reservoir), as it is supplied to the inhabitants, and the climate in the São Paulo Metropolitan Area (RMSP). Meteorological data obtained from the IAG/USP has been analyzed, as well as the results of laboratory analysis of reservoir water, provided by the basic sanitation company of the State of São Paulo (Sabesp). According to the results, cyanobacteria density is positively associated to periods of rainfall and high temperatures (October to March). Data analysis of climate parameters between 1970 and 2012 indicated that the ideal climate conditions for cyanobacteria proliferation are increasing. Therefore, frequency and intensity of cyanobacteria blooms in the Guarapiranga reservoir may increase if climate trend continues.

KEYWORDS: Cyanobacteria, Water supply, Weather variability, Climate change.

Sofia Lizarralde Oliver é geógrafa, mestre em Ciências, Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. @ – s.oliver@usp.br

Helena Ribeiro é geógrafa, e professora titular da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. @ – lena@usp.br

Recebido em 19.12.2013 e aceito em 19.2.2014.

^{1, II} Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo/SP, Brasil.