

Contaminação por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em Mananciais: evidências de risco à saúde no Município de São Paulo.

Contamination by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons(PAHs) in Water Sources: evidence risk to health in São Paulo.

Sabrina Mesquita Rocha ¹, Fernando Yoshiki Nishio ²

¹ Bióloga, Especialista em Saúde Ambiental -UFRJ e Mestre em Infectologia _UNIFESP, Analista em Saúde na Coordenação de Vigilância em Saúde - Secretaria Municipal de Saúde de São Paulo

² Biólogo, Analista em Saúde na Coordenação de Vigilância em Saúde - Secretaria Municipal de Saúde de São Paulo

{fer.nishio@gmail.com; bia17mesquita@gmail.com}

Resumo: O objetivo deste estudo foi descrever a ocorrência da contaminação por HPAs em mananciais superficiais e subterrâneos e se há evidências de risco à saúde humana pela ingestão e contato com a água contaminada no município de São Paulo. Foi realizada revisão da literatura em bases de dados nacionais e internacionais utilizando descritores, levantamento de dados secundários de órgãos públicos e mapeamento das áreas contaminadas por HPAs em de São Paulo com o software ARCGIS. Nos dados de monitoramento da qualidade das águas superficiais no Estado, realizado pela CETESB não houve detecção de HPAs em água destinada ao abastecimento humano. Em São Paulo, não foram encontrados estudos que avaliaram a ocorrência de HPAs em rede de distribuição de água. Em relação à água subterrânea, a existência de 660 áreas contaminadas por HPAs e a existência de poços irregulares de captação de água utilizada para consumo humano em proximidade a áreas contaminadas pode representar uma possível rota de exposição da população. Como conclusão, o estudo sugere a necessidade de descrição de valores orientadores dos 16 HPAs, a caracterização do cenário real de contaminação da água para consumo humano por HPAs em São Paulo e da população reconhecidamente e/ou potencialmente exposta pelo setor saúde objetivando a descrição de riscos e vulnerabilidades de forma regionalizada.

Palavras-chave: Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos; HPAs; água para consumo humano; contaminação ambiental.

Abstract: *This study aims to describe the occurrence of PAH contamination in surface and groundwater sources, the evidence risk to human health in São Paulo. A literature review was performed in national and international databases using descriptors, collection of secondary data from public agencies and mapping of areas contaminated by PAHs in Sao Paulo with the ArcGIS software. Quality monitoring data of surface water in the state, conducted by CETESB no PAHs detection in water intended for human consumption. In São Paulo, there are no studies that have evaluated the occurrence of PAHs in distribution network of water. Concerning groundwater, the existence of 660 areas contaminated with PAHs and the existence of irregular water wells used for human consumption in proximity to contaminated areas may represent a possible route of exposure of the population. In conclusion, the study suggests the need for description of guiding values of the 16 PAHs, the characterization of the real scenario of contamination of drinking water by PAHs in Sao Paulo and known population and / or potentially exposed by the health sector aimed at the description of risks and vulnerabilities by region.*

Keywords: *Polycyclic aromatic hydrocarbons; PAHs; water for human consumption; environmental contamination.*

InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade

Vol. 11 nº 1 – junho de 2016, São Paulo: Centro Universitário Senac

ISSN 1980-0894

Portal da revista InterfacEHS: <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/>

E-mail: interfacehs@sp.senac.br

Esta obra está licenciada com uma Licença [Creative Commons Atribuição-Não Comercial-SemDerivações 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/)

[Internacional](#) 

1. Introdução

A preocupação com a qualidade da água consumida pela população é uma realidade no século XXI, sobretudo devido ao impacto que pode ocasionar numa população e no meio ambiente a curto e em longo prazo. A ausência de aplicação de políticas de manejo e o correto destino de resíduos acarreta a disposição de diversas substâncias, muitas tóxicas e persistentes, nos diversos compartimentos ambientais, comprometendo a qualidade da água que é captada, seja de mananciais superficiais ou subterrâneos, e distribuída para o consumo humano. Dentre as substâncias tóxicas persistentes no ambiente urbano, de grande importância pelos possíveis efeitos carcinogênicos, mutagênicos e genotóxicos aos seres humanos, estão os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos - HPAs (WHO, 1998; WU et al., 2010).

Os HPAs são considerados contaminantes prioritários de monitoramento pela United States Environmental Protection Agency – USEPA, nos Estados Unidos, devido a ocorrência em áreas contaminadas no país, e devido ao potencial carcinogênico destes compostos à saúde humana. Atualmente 16 HPAs (acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(ghi)perileno, benzo(K)fluoranteno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fluoranteno, fluoreno, indeno [1,2,3-c,d] pireno, fenantreno, pireno e naftaleno) estão na lista de poluentes prioritários por este órgão. São consideradas substâncias tóxicas persistentes prioritárias na América do Sul, como descrito no documento Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances – Eastern na Western South America Regional Report, se enquadrando nas substâncias consideradas subprodutos não intencionais (UNEP, 2002). Benzo(a)pireno é frequentemente utilizado como indicador de contaminação por HPAs totais, em resíduos industriais e em compartimentos ambientais (ATSDR, 1995; WHO, 2003).

O principal compartimento ambiental em que os HPAs estão presentes é o ar, devido à combustão incompleta de derivados de petróleo. Além da inalação direta destes compostos, que geralmente estão presentes na forma de gás ou aderida em material particulado, a contaminação do ar pode ocasionar deposição de HPAs na água, no solo e nas plantas (SROGI, 2007). Além do risco de exposição direta a estes contaminantes através da inalação devido à volatilização de HPAs e ao contato direto com o solo, este tipo de contaminação pode impactar plantações e a água de mananciais subterrâneos e superficiais (MENZIE et al., 1992).

A presença de HPAs na água representa um risco iminente à saúde humana. Apesar da hidrofobicidade destes compostos, diversos estudos evidenciaram a presença de HPAs na água tais como antraceno, fluoreno, pireno e naftaleno. Em águas superficiais, as principais fontes de HPAs são os efluentes industriais e domésticos, seguido pela deposição atmosférica, sobretudo em áreas urbanas com altos níveis de poluição (ANDELMAN et al., 1970; GUO et al., 2012; WU et al., 2010). Em sistemas de distribuição de água, a tubulação de ferro fundido pode representar uma fonte constante de HPAs (BLOKKER et al., 2013). Em relação aos mananciais subterrâneos as fontes pontuais de contaminação podem ocasionar a presença destes compostos. Métodos tradicionais de tratamento da água não são eficazes na remoção destes compostos, e a adição de substâncias desinfetantes como o cloro pode proporcionar a formação de outros compostos com toxicidades variáveis e/ou desconhecidas (SROGI, 2007; DUAN et al., 2013).

No Brasil a Portaria MS 2.914/2011 que define o padrão de potabilidade da água para consumo humano, preconiza somente o benzo(a)pireno como umas das substâncias de análise semestral obrigatória por responsáveis pelo sistema de abastecimento público e de soluções alternativas coletivas de água em todo o Brasil. Não há um

mapeamento real de todas áreas contaminadas do Brasil, bem como o conhecimento dos contaminantes e a população que pode ser potencialmente exposta. No estado de São Paulo, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB – responsável pelo gerenciamento ambiental de áreas contaminadas, publicou em 2014 a relação de áreas contaminadas do Estado (ano base 2013), totalizando 4.771 áreas. Destas, em 1.902 áreas havia a presença de HPAs, o que evidencia a necessidade de ações do setor saúde visando garantir a prevenção do risco à população.

O objetivo deste estudo foi descrever a ocorrência da contaminação por HPAs em mananciais superficiais e subterrâneos e se há evidências de risco à saúde humana pela ingestão e contato com a água contaminada no município de São Paulo.

2. Material e Métodos

Para o presente estudo foram realizadas buscas em bases de dados nacionais e internacionais como Scielo e Medline para o levantamento de relatórios públicos, normatização, artigos científicos, dissertações e teses com descritores “Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos” ou “*polycyclic aromatic hydrocarbons*” e “água para consumo humano” ou “*drinking water*” associados aos descritores “risco à saúde humana”, ou “*human health risk*”. Ademais, foram utilizados os seguintes dados secundários:

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE e Fundação SEADE: para a caracterização geográfica, e socioeconômica da população do município de São Paulo;
- Banco de dados epidemiológicos da Prefeitura do município de São Paulo – Secretaria Municipal de Saúde;
- Dados de órgãos do meio ambiente (CETESB) e de recursos hídricos (DAEE) do Estado de São Paulo.

O mapeamento das áreas contaminadas por HPAs no município de São Paulo (CETESB, 2014), por Coordenadoria Regional de Saúde foi realizado utilizando geoprocessamento, com o software ARCGIS.

3. Resultados e Discussão

3.1 Características Químicas, Origem e Comportamento no Meio Ambiente dos Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

Os Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos são substâncias orgânicas, constituídas por átomos de carbono e hidrogênio, formados por dois ou mais anéis aromáticos de cinco ou seis átomos de carbono condensados, que podem ser divididos em subgrupos de acordo com a massa molecular ou número de anéis (MICHELS, 2005; LIMA, 2008; ANJOS, 2012). São classificados como compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs) e como lipofílicos. A União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC) reconhece mais de 100 diferentes HPAs.

Os HPAs são sólidos a temperatura ambiente, com coloração amarela, possuem elevados pontos de fusão e ebulição, são solúveis em solventes orgânicos e pouco solúveis em água. Apresentam também altos coeficientes de partição octanol/água (K_{ow}). As pressões de vapor dos HPAs diminuem de acordo com o peso molecular, e consequentemente a volatilidade também diminui fato que explica, em parte a ampla distribuição destas substâncias em diversos ambientes, inclusive em áreas remotas do

planeta, já que a pressão de vapor é variável (LIMA, 2008; NARDOCCI, 2010). O **Quadro 1** descreve as principais características físicas e químicas dos 16 HPAs prioritários definidos pela USEPA.

Quadro 1. Características físico-químicas dos 16 HPAs prioritários pela USEPA.

HPA	Fórmula química	Nº de anéis	Registro CAS	Pressão de vapor MmHg (20°C)	Solubilidade em água mg/L	Coefficiente de partição octanol/água (Log K _{ow})	Ponto de fusão (°C)
Acenafteno	C ₁₂ H ₁₀	3	83-29-9	10 ⁻³ a 10 ⁻²	3,4	21,1 x 10 ⁴	95
Acenaftileno	C ₁₂ H ₈	3	208-96-8	10 ⁻³ a 10 ⁻²	3,93	1,2 x 10 ⁴	92
Antraceno	C ₁₄ H ₁₀	3	120-12-7	2,00 x 10 ⁻⁴	0,05-0,07	2,8 x 10 ⁴	216,4
Benzo(a) antraceno	C ₁₈ H ₁₂	4	56-55-3	5,0 x 10 ⁻⁹	0,01	4 x 10 ⁵	157
Benzo(a) pireno	C ₂₀ H ₁₂	5	50-32-8	5,00 x 10 ⁻⁹	0,0028	10 ⁶	178,1
Benzo(b) fluoranteno	C ₂₀ H ₁₂	5	205-99-2	10 ⁻¹¹ a 10 ⁻⁶	-----	4 x 10 ⁶	167
Benzo(g,h,i) perileno	C ₂₂ H ₁₂	6	191-24-2	~10 ⁻¹⁰	0,0026	10 ⁷	278,3
Benzo (k) fluoranteno	C ₂₀ H ₁₂	5	207-08-9	9,60 x 10 ⁻⁷	-----	7 x 10 ⁶	215,7
Criseno	C ₁₈ H ₁₂	4	218-01-9	10 ⁻¹¹ a 10 ⁻⁶	0,002	4 x 10 ⁵	253,8
Dibenzo(a,h) antraceno	C ₂₂ H ₁₄	5	52-70-3	~10 ⁻¹⁰	0,0005	10 ⁶	266,6
Fenantreno	C ₁₄ H ₁₀	3	85-01-8	6,80 x 10 ⁻⁴	1,0-1,3	2,9 x 10 ⁴	100,5
Fluoranteno	C ₁₆ H ₁₀	4	206-44-0	10 ⁻⁶ a 10 ⁻⁴	0,26	3,4 x 10 ⁵	108,8
Fluoreno	C ₁₃ H ₁₀	3	86-73-7	10 ⁻³ a 10 ⁻²	1,9	1,5 x 10 ⁴	115
Indeno (1,2,3-c,d)pireno	C ₂₂ H ₁₂	6	193-39-5	~10 ⁻¹⁰	-----	5 x 10 ⁷	163,6
Naftaleno	C ₁₀ H ₈	2	91-20-3	0,0492	32	2,3 x 10 ³	81
Pireno	C ₁₆ H ₁₀	4	129-00-00	6,9 x 10 ⁻⁹	0,14	2 x 10 ⁵	150,4

Fontes: ATSDR, 1995; Yan et al., 2004; Lima, 2008.

USEPA=United States Environmental Protection Agency; CAS= Chemical Abstracts Service; HPAs= Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos.

Amplamente distribuídos nos diversos compartimentos ambientais, podem ter origem natural, através da emissão vulcânica e queima de biomassa, e antropogênica principalmente devido à combustão incompleta de substâncias orgânicas como o carvão, madeira, óleos e petróleo, produção de alumínio e outros processos industriais como a fabricação de corantes, plásticos, pesticidas e alguns medicamentos. As fontes antropogênicas de HPAs podem ser classificadas como pirolíticas, relacionadas à combustão incompleta de combustíveis como o óleo, carvão mineral, madeira, gás

para geração de energia, aquecimento residencial e emissão veicular, cocção de alimentos em altas temperaturas e processo de defumação de alimentos, e petrolítica associadas a origens pontuais ou locais como a exploração e produção de petróleo, descarte de efluentes industriais e urbanos, escoamento de águas de chuvas e deposição atmosférica (LOCATELLI, 2006; LIMA, 2008; USEPA, 2008). Os HPAs podem também ter origem biológica, caracterizada pela síntese destas substâncias por organismos vivos. Ainda uma importante fonte de HPAs são os acidentes ambientais envolvendo derivados de petróleo, principalmente os relacionados aos vazamentos de tanques nos postos de revenda de combustíveis e de navios de transporte de petróleo (ANJOS, 2012). Dados de emissão de HPAs são limitados e incertos principalmente devido à falta de métodos analíticos mais específicos para sua detecção, bem como normatização de detecção nos municípios e valores orientadores (NARDOCCI, 2010).

Em ambientes aquáticos os processos que podem ocorrer quando há presença de HPAs são a volatilização, dissolução, adsorção em sólidos suspensos e consequente sedimentação, acumulação em organismos aquáticos, como peixes, moluscos, crustáceos dentre outros. Em águas subterrâneas as concentrações de HPAs são menores quando comparada a águas superficiais (WHO, 1998). As fontes de HPAs em água subterrânea são a poluição de corpos de água superficiais, a lixiviação do solo, irrigação agrícola e a disposição incorreta de efluentes e resíduos sólidos. Em locais com contaminação do solo por HPAs em altas concentrações, a probabilidade de estes contaminantes alcançarem o manancial subterrâneo é mais elevada (MANOLI & SAMARA, 1999; LIMA, 2008).

A presença e a degradação de HPAs no solo são influenciadas pelas características químicas tanto do solo quanto do HPA, quanto pela presença e quantidade de matéria orgânica. HPAs de baixo peso molecular, devido à alta pressão de vapores e maior solubilidade em água podem ser volatilizados mais facilmente. Os HPAs com maior peso molecular são mais estáveis e tendem a permanecer no solo (DUAN et al., 2013).

3.2 Toxicidade e risco à saúde humana

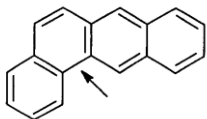
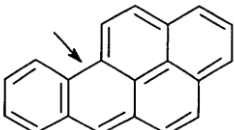
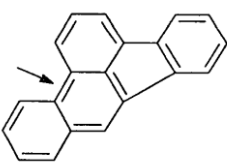
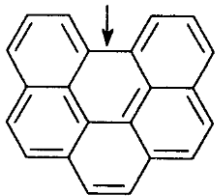
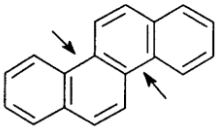
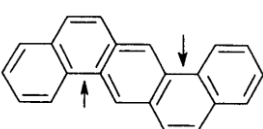
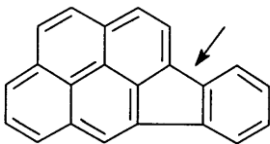
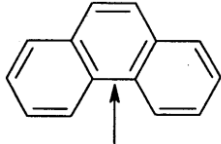
Os HPAs são ubíquos e as rotas de exposição humana a essas substâncias são múltiplas: ingestão de alimentos grelhados/assados excessivamente e defumados, água contaminada, inalação de ar poluído, fumaça de cigarro e absorção dérmica, sendo que as principais formas são a inalação e a ingestão (ATSDR, 1995). Os humanos raramente são expostos a HPAs individualmente, já que o mais comum é a exposição a misturas complexas destas substâncias (RAMESH et al., 2004; LIMA, 2008; USEPA, 2008;).

Devido ao seu caráter lipofílico, os HPAs e seus derivados podem ser absorvidos pela pele, por ingestão ou por inalação, sendo rapidamente distribuídos pelo organismo por lipoproteínas das membranas celulares. De maneira geral, tanto os HPAs quanto seus derivados estão associados ao aumento da incidência de diversos tipos de cânceres no homem e a efeitos sistêmicos, e a taxa de absorção depende da via de entrada no organismo (ATSDR, 1995; NETTO et al., 2000). Quando absorvidos diretamente da fase gasosa, os HPAs são rapidamente metabolizados e eliminados pelo organismo. Entretanto, quando estão associados a partículas respiráveis esta eliminação é bem mais demorada podendo levar semanas. As maiores rotas de eliminação destas substâncias após metabolismo hepático são as fezes e a urina. O 1-hidroxipireno urinário e adutos de DNA são considerados biomarcadores de exposição ambiental a HPAs, contudo a presença de metabolitos na urina não fornece informações sobre efeitos carcinogênicos dos HPAs em indivíduos expostos (MICHELS, 2005; NARDOCCI, 2010).

A estrutura dos HPAs, principalmente a posição do átomo de carbono, determina sua atividade biológica. A região de baía é definida como uma área de canto aberto na

molécula, região esta em que ocorrem processos relacionados com a toxicidade (ATSDR, 1995; RAMESH et al., 2004). A molécula diol epóxido é um metabólito intermediário dos HPAs formada na região de baía, altamente reativa, no processo de metabolismo destas substâncias. Esta molécula compete covalentemente com o DNA formando adutos. A indução da carcinogênese ocorre quando há a formação de adutos de DNA num local crítico para a regulação, diferenciação ou crescimento celular. Os adutos de DNA representam uma das etapas críticas no modelo de carcinogênese e podem ser considerados biomarcadores de risco para o desenvolvimento de câncer, além de estarem relacionados com o déficit no desenvolvimento neurológico de crianças (LOCATELLI, 2006; WANG et al., 2008). O **Quadro 2** sumariza HPAs que apresentam a região de baía nas suas respectivas estruturas moleculares.

Quadro 2. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos que apresentam a região de baía*.

Benzo(a)antraceno	Benzo(a)pireno	Benzo(b)fluoranteno	Benzo(g,h,i)perileno
			
Criseno	Dibenzo(a,h)antraceno	Indeno (1,2,3-c,d)pireno	Fenantreno
			

↙ Indica a região de baía.

*ATSDR, 1995.

O fígado é o órgão com função predominante no metabolismo dos HPAs, mas outros órgãos como o pulmão e o intestino contém as enzimas do complexo P-450, (CYP), necessárias para tal função. O epitélio intestinal contém todas as enzimas do complexo CYP principais responsáveis pela detoxificação dos HPAs, embora a ativação destas enzimas seja muito mais baixa quando comparada com a observada no fígado. O fato de estas enzimas serem pouco induzidas/produzidas no intestino pode ocasionalmente influenciar o desenvolvimento de tumores neste órgão ocasionados pela ingestão de HPAs em alimentos e água (ATSDR, 1995; RAMESH et al., 2004; DIGGS et al., 2011).

O **Quadro 3** descreve a classificação da IARC e da USEPA quanto à carcinogenicidade dos 16 HPAs prioritários, além do valor da dose de referência e da relação dos efeitos críticos oriundos da ingestão de cada HPA, segundo o *Integrated Risk Information System* (IRIS), da USEPA, um dos mais completos bancos de dados de informações toxicológicas. Muitos HPAs não possuem valores de dose de referência e de efeitos críticos, devido à ausência de estudos com animais e dados epidemiológicos (USEPA, 1986; IARC, 2010; USEPA, 2014).

Quadro 3. Classificação quanto à carcinogenicidade, dose de referência e efeitos críticos aos humanos dos 16 HPAs prioritários pela USEPA.

HPA	Classificação IARC*	Classificação EPA**	Dose de Referência*** (mg/Kg/dia)	Efeitos Críticos***
Acenafteno	3	Não classificado	6×10^{-2}	Hepatotoxicidade
Acenaftileno	Sem classificação	D	Não avaliado	Não avaliado
Antraceno	3	D	3×10^{-1}	Sem efeitos observados
Benzo(a)antraceno	2B	B2	Não avaliado	Sem efeitos observados
Benzo(a)pireno	1	B2	Não avaliado	Não avaliado
Benzo(b)fluoranteno	2B	B2	Não avaliado	Não avaliado
Benzo(ghi)perileno	3	D	Não avaliado	Não avaliado
Benzo(k)fluoranteno	2B	B2	Não avaliado	Não avaliado
Criseno	2B	B2	Não avaliado	Não avaliado
Dibenzo(a,h)antraceno	2A	B2	Não avaliado	Não avaliado
Fenantreno	3	D	Não avaliado	Não avaliado
Fluoranteno	3	D	4×10^{-2}	Nefropatia, aumento do peso do fígado, alterações hematológicas.
Fluoreno	3	D	4×10^{-2}	Diminuição do volume globular: hematócrito e hemoglobina
Indeno(1,2,3-c,d)pireno	2B	B2	Não avaliado	Não avaliado
Naftaleno	2B	C	2×10^{-2}	Efeitos nasais: hiperplasia e metaplasia no epitélio respiratório e olfativo.
Pireno	3	D	3×10^{-2}	Efeitos renais: patologia tubular renal.

*IARC, 2010

**USEPA – Guideline Cancer Risk, 1986

***USEPA - *Integrated Risk Information System (IRIS)*, 2014

Não há estudos suficientes em humanos que sumarizem os efeitos resultantes da exposição aos HPAs em certos níveis (concentrações), individualmente e/ou em misturas complexas, por rota de exposição. Contudo, testes *in vitro* com cultura de células/tecidos humanos demonstraram a ação de benzo(a)pireno em relação à genotoxicidade, como indução a aberrações cromossômicas e troca de cromátide-irmã (ATSDR, 1995; USEPA, 2008).

A exposição dérmica por HPAs pode representar um risco adicional para desenvolvimento de lesões. Yan et al. (2004), num estudo experimental com *Salmonella typhimurium*, demonstraram o potencial mutagênico de benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, criseno, acenaftileno e fluoreno, ativado pela exposição à luz, evidenciando o potencial risco do contato dérmico com HPAs. Efeitos adversos em humanos são observados em indivíduos expostos a benzo(a)pireno, via contato dérmico, especialmente na presença de lesões dérmicas pré-existentes como verrugas, úlceras e despigmentação.

A susceptibilidade da população pode indicar diferentes respostas a exposição ambiental aos HPAs. Fatores como estágio do desenvolvimento, idade, morbidades, estado nutricional podem interferir no metabolismo destas substâncias. Idosos e crianças e gestantes são consideradas mais susceptíveis do que adultos a exposição a substâncias tóxicas de maneira geral. Outros fatores incluem a dose, o tempo de exposição e a rota pela qual o indivíduo foi exposto (ingestão, inalação, contato dérmico).

3.3. O Município de São Paulo

O município de São Paulo é a capital do Estado de São Paulo, localizado a sudeste do Brasil (23° S e 46° W), com uma área de 15.231,10 Km², população de 11.253.503 habitantes e densidade demográfica de 7.458 hab./Km² (IBGE, 2010). A cidade de São Paulo possui o maior produto interno bruto (PIB) do Estado (35,3%) (SEADE, 2014).

De acordo com dados do censo do IBGE de 2010, 99,1% dos domicílios da cidade de São Paulo estavam ligados à rede geral de abastecimento de água. Contudo em alguns distritos há menor proporção de domicílios com rede de abastecimento de água, com porcentuais que variam entre 12% e 95% dos domicílios. Em relação à coleta de lixo e ligação com o esgotamento sanitário, o percentual de domicílios atendidos foi de 98,8% e 92,0% respectivamente (IBGE, 2010). Segundo dados da Fundação SEADE de 2013, 66% do esgoto coletado no município de São Paulo era tratado (SEADE, 2014).

A vigilância da qualidade da água para o consumo humano é realizada no município de São Paulo através do programa VIGIAGUA desde 2003, com ações centralizadas realizadas pela equipe técnica da Gerencia de Vigilância em Saúde Ambiental (gerência da Coordenação de Vigilância em Saúde), e descentralizada nas cinco Coordenadorias Regionais de Saúde (CRS) e 26 Supervisões de Vigilância em Saúde (SUVIS), distribuídas no território (CEINFO, 2014; Portaria SMS 853/2014).

3.4 Cenário do Sistema de Abastecimento de Água para Consumo Humano

No Estado de São Paulo a Gestão dos Recursos Hídricos é realizada por Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI, onde as ações de planejamento são realizadas por bacias hidrográficas. O município de São Paulo é abastecido pela UGRHI 06 denominada Alto Tietê. A Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BHAT) abrange uma área de drenagem de 5.775 Km² (FABHAT, 2013).

A área do município de São Paulo integralmente inserida na BHAT e corresponde a 23,7% da área total da bacia. A UGRHI-06 caracteriza-se por apresentar vocação industrial e abriga a Região Metropolitana de São Paulo, embora extrapole um pouco seus limites, é a mais intensamente urbanizada do País (FABHAT, 2013). Abriga uma população de mais de 19,7 milhões em 2011, correspondente a 47% do Estado de São Paulo e 10% da população brasileira (SOARES, 2011).

Além da captação superficial, principal fonte de água para abastecimento público, as captações subterrâneas predominam na bacia representando 89% do número total. A concessão do uso da água é realizada através da outorga, um instrumento da Política de Recursos Hídricos que tem o objetivo de assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água. No estado de São Paulo o Departamento de Água e Energia Elétrica – DAEE é o responsável pela emissão de outorgas de direito de uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos (FABHAT, 2013; DAEE, 2014).

O principal prestador do serviço de abastecimento de água na BHAT é a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP (FABHAT, 2013). A SABESP é a

concessionária responsável pelo abastecimento público de água, e pela coleta e tratamento de esgoto no município de São Paulo (PMSP, 2014).

3.5 Evidências de contaminação por HPAs em mananciais superficiais no município de São Paulo

A extensa ocupação do solo nas áreas de mananciais gera riscos extremamente altos de poluição e contaminação, levando ao comprometimento das águas superficiais. As fontes de poluição pontual, como a atividade industrial e a área de destinação final de resíduos sólidos domiciliares também são importantes na preservação da qualidade da água. A ausência de tratamento de esgotos domésticos e industriais pode contribuir para a contaminação das águas superficiais e subterrâneas por diversas substâncias químicas, incluindo os HPAs (SOARES, 2011).

A CETESB avalia a qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo por meio de duas redes de monitoramento: a de águas doces, iniciada em 1974, e a de águas salinas e salobras, iniciada em 2010. Nesta avaliação são considerados fatores como a evolução temporal da qualidade das águas superficiais do Estado, a identificação de áreas prioritárias para o controle da poluição das águas, e o diagnóstico e controle da qualidade das águas doces utilizadas para o abastecimento público, verificando se suas características são compatíveis com o tratamento existente, bem como para os seus usos múltiplos (CETESB, 2014).

No relatório do ano de 2013, na UGRHI 06, os reservatórios Billings, Guarapiranga, Rio Grande (captação) apresentaram sedimentos altamente contaminados e com altos estoques de fósforo, mantendo a classificação química péssima. No Reservatório Guarapiranga observou-se uma tendência de aumento nas concentrações de metais e do fósforo total, uma vez que apresenta sedimento rico em fósforo e concentração de cobre total com potencial para causar efeito tóxico. Os rios Baquirivu-Guaçu, Pinheiros e Tamandateí também foram classificados com qualidade péssima, sendo que os metais Cu e Zn foram detectados em altas concentrações, assim como os HPAs fenantreno, fluoranteno e benzo(a)pireno. A análise dos resultados de fósforo total de rios e reservatórios indicou que em 2013, a qualidade das águas dos reservatórios monitorados no Estado de São Paulo encontrava-se mais comprometida do que a dos rios, principalmente os Reservatórios Billings, Guarapiranga e Barra Bonita, contudo neste relatório não há dados sobre ocorrência de HPAs nos reservatórios avaliados. O mesmo relatório aponta outra fonte de contaminação importante: os episódios como acidentes rodoviários, resultando no aporte de substâncias tóxicas nos corpos d'água (CETESB, 2014).

Apesar dos escassos dados sobre a presença de HPAs nas águas em São Paulo, em todo o mundo estudos evidenciam a contaminação das águas superficiais por estas substâncias. A China é um dos países que atualmente mais estudam os HPAs no ambiente e suas implicações para a saúde humana, especialmente em decorrência dos altos índices de poluição nas suas principais metrópoles. Estudos conduzidos no país, utilizando águas de rios e lagos destinados a recreação, pesca e abastecimento de água, evidenciam a presença de HPAs como acenafteno, benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(g,h,i)perileno, fenantreno, fluoreno, e naftaleno, inclusive em peixes (GUO et al., 2012; ZHAO et al., 2014). Nos Estados Unidos os HPAs tem sido detectados em águas superficiais, com uma média de concentração <10 µg/L para 15 HPAs: acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a) antraceno, benzo(b) fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno, benzo (a)pireno, criseno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3-c,d)pireno, naftaleno, fenantreno e pireno (ATSDR, 1995).

A poluição atmosférica pode representar uma fonte de contaminação das águas por HPAs, mesmo a longas distâncias do ponto de emissão, já que os HPAs associados a

material particulado pode depositar-se em águas superficiais. Em São Paulo não há evidências de que a presença de HPAs na atmosfera pode ocasionar a contaminação de corpos d'água, contudo algumas investigações mensuraram HPAs em material particulado (PM) em partículas finas $PM_{2,5\mu m}$ e grossas - $PM_{10\mu m}$. Os HPAs isolados com maior frequência nos estudos foram benzo(g,h,i)perileno, benzo(b)fluoranteno, indeno (1,2,3-c,d)pireno, pireno, criseno, fluoranteno, pireno, benzo (a)antraceno, além de nitro-HPAs, formados por reações com nitrogênio na atmosfera. Todos os estudos atribuíram à emissão veicular a fonte de HPAs em altas concentrações na atmosfera (BOUROTTE et al., 2005; FRANCO et al., 2010; AZEVEDO et al., 2013).

São Paulo possui uma frota de 6.795.228 veículos (IBGE, 2012) e apresenta sérios problemas de poluição atmosférica devido principalmente à emissão veicular. Evidências de que a poluição atmosférica pode contribuir significativamente para a contaminação por HPAs das águas, principalmente em cidade onde os mananciais utilizados para o abastecimento estão localizados em áreas urbanas e/ou impactadas, assim como em São Paulo, foram descritas em investigações. SAEEDI et al. (2012), num estudo conduzido na cidade de Teerã no Irã, identificaram altas concentrações de metais e de HPAs em poeiras coletadas nas ruas da cidade, atribuídas a fontes antropogênicas. A presença de contaminantes em poeiras evidencia o risco de estas substâncias serem carregadas com a água da chuva. YAN et al. (2012), num estudo conduzido em Xangai, sugeriram que a principal maneira de remoção de HPAs da atmosfera é através da chuva, e quantificaram em altas concentrações naftaleno, fenantreno, antraceno e fluoranteno em amostras de água da chuva. Nos Estados Unidos, WEISTEIN et al. (2010), também detectaram HPAs em lagoas e sedimentos formadas por águas pluviais, representando um risco de exposição à saúde da população e a sobrevivência da biota.

No Brasil poucos estudos analisaram a presença de HPAs em águas superficiais. AZEVEDO et al. (2004), num estudo conduzido no rio Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, detectaram benzo(a)pireno numa concentração de $0,255 \mu g/L^{-1}$, num trecho do Rio próximo a Rodovia Presidente Dutra. No estado de Minas Gerais, um estudo monitorou as águas de dois rios - Piracicaba e Doce- na cidade de Ipatinga. Os HPAs que apresentaram as maiores concentrações nas amostras foram: acenaftileno, fluoranteno e fenantreno. Foi observado também que as maiores concentrações dos HPAs citados coincidiram com os períodos chuvosos (LIMA, 2008).

Na bacia do rio Atibaia, no Estado de São Paulo, LOCATELLI (2006) conduziu um estudo utilizando amostras de sedimentos e material em suspensão ao longo do rio. Houve predomínio de fluoranteno, fenantreno e pireno nas amostras de sedimento analisadas, sobretudo nas coletadas no ponto de captação de água (no município de Campinas). Foi atribuído ao despejo de esgoto sem tratamento a fonte de contaminação de HPAs no rio.

Estudo chineses utilizando água tratada destinada ao abastecimento humano, detectaram HPAs. WU et al. (2010), num estudo conduzido em Nanjing na China, coletaram amostras de água tratada e destinada ao abastecimento. Valores de benzo(a)fluoranteno, benzo(a)pireno e dizenzo(a,h)antraceno excederam os níveis aceitáveis estabelecidos na legislação local. A análise de risco realizada no estudo indicou que a contaminação na água por poluentes orgânicos pode representar um risco de carcinogenicidade em longo prazo para a população. Ainda na China, LIU et al. (2013), conduziram um estudo utilizando amostras de água superficiais e de sedimentos de dois rios e de uma estação de tratamento de água para abastecimento. As amostras de água dos rios utilizados para a captação na estação de tratamento apresentaram altas concentrações de HPAs de menor peso molecular (2-3 anéis aromáticos). Os resultados das amostras de água pós-tratamento mostraram que as etapas de tratamento convencional da água (coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção) não são efetivas na remoção de HPAs presentes na água bruta

(a eficiência de remoção variou de 20 a 67%), o que evidencia um possível risco de exposição humana. No Egito, um estudo que analisou água proveniente do Rio Nilo (amostras de água e sedimentos de pontos ao longo do rio e de água tratada), detectou altas concentrações de HPAs, ao contrário das amostras de água tratada (BADAWY & EMABABY, 2010).

Em Teerã, no Irã, um estudo avaliou a presença de 16 HPAs considerados prioritários pela USEPA em água potável. As concentrações presentes nas amostras de água foram altas, comparadas com as observadas em outros estudos, variando entre 2,01-38,96 ng/L para HPA individualmente e de 32,45-733,10 ng/L para a somatória dos 16 HPAs. Em contrapartida, os valores de benzo(a)pireno foram baixos. Os autores ressaltaram a necessidade do estabelecimento de padrões de referência de todos os 16 HPAs na água, especialmente os considerados carcinogênicos (KARYAB et al., 2013).

Outro risco pouco abordado em relação à presença de HPAs na água considerada potável (pós-tratamento) é a presença de derivados clorados de HPAs formados durante processo de desinfecção da água (cloração). Os subprodutos formados pela reação dos HPAs com o cloro ainda são desconhecidos, principalmente em relação ao potencial genotóxico e carcinogênico no ser humano (REBOLA et al., 2008).

Em água potável outra fonte de HPAs são os revestimentos das tubulações da rede do abastecimento público, principalmente as antigas e compostas por ferro e/ou outro metal, que podem representar uma fonte contínua de HPAs. Blokker et al. (2013), avaliaram amostras de água coletadas na rede de distribuição da Holanda. Foram quantificados em baixas concentrações naftaleno, fenantreno, pireno e fluoranteno, sendo atribuído pelos autores baixo risco para os consumidores.

No Brasil, e especialmente em São Paulo, não há estudos que avaliaram a ocorrência de HPAs em rede de distribuição de água potável, e, portanto a existência destas substâncias na água para consumo permanece desconhecida, mesmo porque a legislação brasileira não contempla a análise dos HPAs considerados mais representativos no mundo.

3.6 Contaminação do solo e água subterrânea e risco de exposição aos HPAs no Município de São Paulo

As cargas poluidoras pontuais são as mais preocupantes na cidade de São Paulo, principalmente porque são fontes de substâncias mais perigosas e tóxicas ao aquífero. Geralmente as cargas pontuais estão associadas às áreas industriais, lixões e aterros de resíduos sólidos. Os postos de combustíveis e outras atividades que manuseiam hidrocarbonetos são aqueles que ocasionam os maiores números de casos conhecidos de contaminação (FABHAT, 2013).

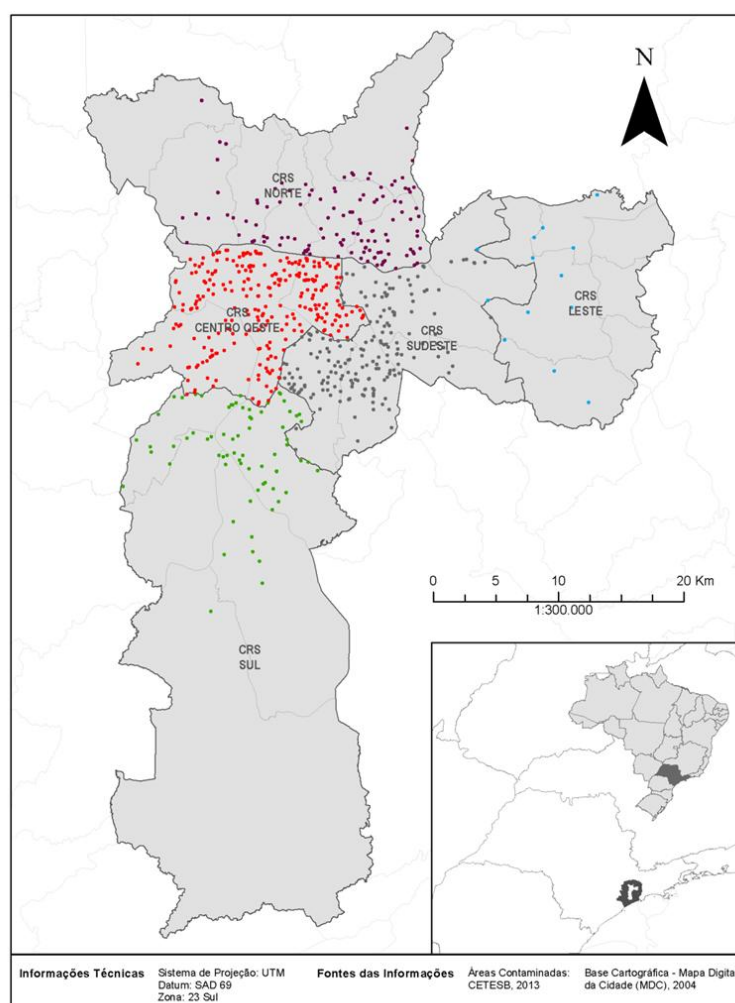
Os HPAs estão na lista de contaminantes prioritários de acordo com o manual da vigilância em saúde relacionada à população exposta a solo contaminado do Estado de São Paulo. Essa lista tem como base informações quanto à toxicidade, persistência ambiental e mobilidade dos contaminantes. A listagem de contaminantes de interesse para áreas contaminadas no Estado de São Paulo inclui benzo(a)pireno, benzo(a)antraceno, dibenzo(a,h)antraceno e naftaleno como HPAs com prioridade alta em investigações de áreas contaminadas com população exposta (CVE, 2010).

A relação de áreas contaminadas e rehabilitadas do Estado de São Paulo, divulgada pela CETESB aponta que até 2013, 1.665 áreas contaminadas foram cadastradas no município de São Paulo, representando 35% do total de áreas cadastradas no Estado. Dentre essas áreas 1.294 eram geradas por postos de armazenamento e distribuição de combustíveis, 248 por indústrias, 76 por atividade comercial, 38 de deposição

inadequada de resíduos, e 09 por acidentes/causa desconhecida ou agricultura. Na Bacia do Alto Tietê (UGRH 06), que abastece o município de São Paulo, 2.463 áreas foram cadastradas como contaminadas, em diferentes etapas de gerenciamento: sob investigação, com risco confirmado, em processo de remediação, em processo de monitoramento para encerramento, reabilitada para o uso declarado, em processo de reutilização e contaminada crítica (CETESB, 2014).

Das 1.665 de áreas contaminadas no município, em 660 há contaminação por HPAs. A **Figura 1** mostra a distribuição das áreas contaminadas por HPAs no município de São Paulo por Coordenadorias Regionais de Saúde (CRSs). Observou-se o maior número de áreas contaminadas por HPAs na CRS Centro-oeste (267 áreas) e CRS Sudeste (187 áreas), seguida pelas CRS Norte (121 áreas) e CRS Sul (72 áreas). Na CRS Leste somente 13 áreas eram contaminadas por HPAs.

Figura 1. Distribuição das áreas contaminadas por HPAs, por Coordenadoria Regional de Saúde (CRS) no Município de São Paulo.



A Resolução SES/SERHS/SMA nº 3, de 21 de junho de 2006 e a Portaria da Secretaria Municipal de Saúde 2.755/2012 determinam que em casos de captações subterrâneas é necessário o estudo da área de 500 m do entorno do poço, no banco de áreas contaminadas da CETESB, para a verificação de fontes potenciais de contaminação dos aquíferos. Em caso de presença de áreas declaradas como contaminadas, o responsável pelo poço deve solicitar o Parecer Técnico da CETESB da área, onde há a indicação da contaminação, das substâncias identificadas e da necessidade da

frequência de monitoramento. O monitoramento dos contaminantes visa à prevenção de possíveis riscos à saúde devido à ingestão de água contaminada (PORTARIA SMS 2755/2012).

A contaminação do solo por HPAs pode representar um grande risco de contaminação de águas subterrâneas e superficiais por essas substâncias, através de processos de lixiviação e erosão, por longos períodos. Na China, estudos demonstraram a contaminação do solo em áreas urbanas e rurais por naftaleno, fluoranteno, fenantreno e antraceno, representando um potencial risco à saúde humana, seja pelo contato direto do solo, contaminação das águas e pelo cultivo de alimentos (ZHANG et al., 2013; WANG et al., 2013; ZHENG et al., 2013).

Em grandes metrópoles como São Paulo, a água subterrânea em áreas próximas a postos de revenda de combustíveis, e em indústrias petrolíferas as concentrações de HPAs são mais elevadas, mesmo porque na ocorrência de vazamentos em tanques de armazenamento de combustíveis, o fato de haver adição de etanol a gasolina comercializada no Brasil, altera o comportamento ambiental deste combustível e proporciona o aumento da solubilidade de HPAs. No Brasil, estudos conduzidos em áreas próximas a postos de combustíveis quantificaram HPAs na água subterrânea em concentrações elevadas, em especial do naftaleno (FINOTTI et al., 2003; REGO & NETTO, 2007; ANJOS, 2012; GEBARA et al., 2013).

Em áreas de disposição de resíduos geralmente há a presença de mais de um tipo de HPA, o que representa um risco desconhecido à saúde humana. Sisinni et al., (2003) avaliaram uma área de disposição de resíduos industriais no Estado do Rio de Janeiro, e identificaram diversos HPAs (fluoranteno, fenantreno, antraceno, pireno, criseno, benzo(a)pireno, benzo(k)fluoranteno, indeno (1,2,3-cd)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, dentre outros), sendo que em todas amostras foram identificados mais de um HPA, o que confere alta periculosidade aos resíduos, já que os dados de toxicidade e carcinogenicidade são descritos individualmente para alguns HPAs e não para a exposição à misturas complexas destas substâncias.

O grande desafio da Vigilância em Saúde Ambiental é identificar poços irregulares de captação de água subterrânea utilizada para consumo humano em proximidade a áreas contaminadas, já que podem representar uma possível rota de exposição da população a diversas substâncias. É necessário também, um olhar diferenciado do setor saúde para a população que vive no entorno destas áreas contaminadas, com o intuito de caracterizar a população vulnerável, e de fomentar ações de promoção à saúde e prevenção da exposição humana, já que a contaminação química pode ocasionar um incremento no risco de desenvolvimento de doenças crônicas.

4. Conclusão

No presente estudo, apesar da inerente limitação dos dados utilizados podemos concluir que:

- Não há descrição dos potenciais efeitos à saúde em decorrência da exposição de todos os 16 HPAs individualmente e em misturas complexas, por via de exposição. Contudo apesar da limitação dos dados levantados, há evidências do potencial risco à saúde humana em decorrência da ingestão de água com HPAs e/ou contato dérmico;
- É necessária a determinação de valores orientadores de concentrações dos HPAs em água destinada ao consumo humano, de acordo com a realidade da contaminação por estes compostos no município de São Paulo;

- A ausência de dados de concentrações de no mínimo os 16 HPAs prioritários comumente detectados em áreas contaminadas em todo o mundo, em águas superficiais e em água de rede abastecimento público, limita a compreensão do potencial cenário de exposição para a população de São Paulo;
- Em relação à água subterrânea, a existências de soluções alternativas coletivas de abastecimento de água (poços), não cadastrados pela Vigilância em Saúde, representam um risco a essa população consumidora, uma vez que não se conhece a área de captação e seus possíveis contaminantes do entorno, além da ausência de controle da qualidade da água;
- É necessária a caracterização da população reconhecidamente e/ou potencialmente exposta por HPAs pelo setor saúde objetivando a descrição de riscos e vulnerabilidades de forma regionalizada.

5. Referências Bibliográficas

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). **Toxicological profiles for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)**. Atlanta, GA: Department for Health and Human Services, Public Health Service, 1995.

ANDELMAN, JB & SUESS, MJ. **Polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment**. Bull. World Health Organ, v.43 no 3, p. 479-508, 1970.

ANJOS, RB. **Avaliação de HPA e BTEX no solo e água subterrânea, em postos de revenda de combustíveis: estudo de caso na cidade de Natal/RN**. Rio Grande do Norte, 2012. 106f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia do Petróleo)-Centro de Tecnologia-Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2012.

AZEVEDO, DA; GERCHON, E; REIS, EO. **Monitoring of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in water from Paraíba do Sul River, Brazil**. J Braz. Chem. Soc., v. 15 n. 2, p. 292-299, 2004.

AZEVEDO, JAH; ARAÚJO, RS; SILVA, GMM. **Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos atmosféricos de fontes automotivas: uma breve revisão**. Holos, v. 29 n.1, p. 102-114, 2013.

BADAWY, MI; EMABABY, MA. **Distribution of polycyclic hydrocarbons in drinking water in Egypt**. Desalination, v. 25, p. 34-40, 2010.

BLOKKER, EJM; VAN DE VEN, BM; JONGH, CM; SLAATS, PGGN. **Health implications of PAHs releases from coated cast iron drinking water distribution systems in the Netherlands**. Environmental health perspectives, v. 121 no 5, p. 600-606, 2013.

BOUROTTE, C; FORTI, MC; TANIGUCHI, S; BÍCEGO, MC; LOTUFO, PA. **A wintertime study of PAHs in fine and coarse aerosols in São Paulo city, Brasil**. Atmospheric Environment, v. 39, p. 3799-3811, 2005.

BRASIL. SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE SÃO PAULO. CENTRO DE VIGILÂNCIA EPIDEMIOLÓGICA (CVE). **Manual de vigilância em saúde ambiental para ações em vigilância em saúde relacionada à população exposta a solo contaminado** São Paulo, 2010, 136 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2011. Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade - Vol. 11 no 1 – junho de 2016

qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, republicada em 04 jan. 2012, pág. 43. Disponível em http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em 28 abr. 2014.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB); **Relação de áreas contaminadas e reabilitadas do Estado de São Paulo-2013**, relatório técnico; São Paulo, 2014.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo, relatório técnico**; São Paulo, 2014. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-/relatorios>. Acesso em 02/07/2014.

COORDENAÇÃO DE EPIDEMIOLOGIA E ESTATÍSTICA-CEINFO/SECRETARIA MUNICIPAL DE SAÚDE. **Distribuição das subprefeituras e coordenadorias regionais de saúde do município de São Paulo**. Disponível em: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/saude/epidemiologia_e_informacao/index.php?p=19281#coord. Acesso em 30 jun. 2014.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DO ESTADO DE SÃO PAULO – DAEE. **Relatório de usos dos recursos hídricos, cadastrados ou outorgados no estado de São Paulo**. Disponível em: http://www.dae.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=68:outorgas&catid=41:outorga&Itemid=69. Acesso em 13 jun. 2014.

DIGGS, DL; HUDERSON, AC; HARRIS, KL; MYERS, JN; BANKS, LD; REKHADEVI, PV; NIAZ, MS; RAMESH, A. **Polycyclic aromatic hydrocarbons and digestive tract cancer: a perspective**. Journal Environmental Science and Health, Part C, v. 29, p. 324-357, 2011.

DUAN, L; NAIDU, R; THAVAMANI, P; MEAKLIM, J; MEGHARAJ M. **Managing long-term polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated soils: a risk-based approach**. Environ Sci Pollut Res, nov 2013. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s11356-013-2270-0>. Acesso em 05 abr. 2014.

FINOTTI, AR; CAICEDO, NOL; RODRIGUES, MTR. **Contaminações subterrâneas com combustíveis derivados de petróleo: toxicidade e a legislação brasileira**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 6 n. 2, p. 29-46, 2001.

FRANCO, A; KUMMROW, F; UMBUZEIRO, GA; VASCONCELLOS, PC; CARVALHO, LRF. **Ocurrence of polycyclic aromatic hydrocarbons derivate and mutagenicity study in extracts of PM 10 collected in São Paulo, Brasil**. Revista Brasileira de Toxicologia, v. 23 n. 1-2, p. 1-10, 2010.

FUNDAÇÃO AGÊNCIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ (FABHAT). **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos** Bacia Hidrográfica do Alto Tietê - UGRHI 06 - Ano Base 2011. São Paulo, 2013, 178p.

FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS – SEADE. **Portal de estatísticas do estado de São Paulo**. Disponível em <http://produtos.seade.gov.br/produtos/imp/index.php?page=tabela>. Acesso em 12 jul. 2014.

GEBARA, SS; RÉ-POPPI, N; SOARES, ALC; RAPOSO JUNIOR, JL. **Métodos para análises de hpa e btex em águas subterrâneas de postos de revenda de combustíveis: um estudo de caso em campo grande, MS, Brasil.** Quim Nova, v. 36 n. 7, p. 1030-1037, 2013.

GUO, J; FANG, J; CAO, J. **Characteristics of petroleum contaminants and their distribution in Lake Taihu, China.** Chemistry Central Journal, v. 6 no. 92, p. 1-10, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico 2010.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/calendario.shtm>. Acesso em 07 jul. 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades – frota de São Paulo, 2012.** Disponível em: http://cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=355030&idtema=110&se_arch=sao-paulo|sao-paulo|frota-2012 . Acesso em 11 jul. 2014.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **Monograph on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans: volume 92.** Lyon, France, 2010.

KARYAB, H; YUNESIAN, M; NASSERI, S; MAHVI, AH; AHMADKHANIHA, R; RASTKARI, N; NABIZADEH, R. **Polycyclic aromatic hydrocarbons in drinking water of Tehran, Iran.** Journal of Environmental Health Science & Engineering, v. 11, p. 25, 2013.

LIU, Y; SHEN, J; ZHONGLIN, C; NANQI, R; YIFAN, LI. **Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface water and sediment near a drinking water reservoir in northeastern China.** Environ Sci Pollut Res Int, v. 20 no. 4, p. 2535-2545, 2013.

LIMA, AC. **Determinação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em águas superficiais nos rios Piracicaba e Doce, Ipatinga-MG, utilizando a técnica de EFC-CLAE-DAD.** Ouro Preto, 2008. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, 2008.

LOCATELLI, MAF. **Investigação sobre a emissão e caracterização dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) na bacia do rio Atibaia.** Campinas, 2006. 86 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica)- Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, 2006.

MANOLI, E; SAMARA, C. **Polycyclic aromatic hydrocarbons in natural water: sources, occurrence and analysis.** Trends in analytical chemistry, v. 18 no. 6, p. 417-428, 1999.

MENZIE, CA; POTOCKI, BB; SANTONATO, J. **Exposure to carcinogenic PAHs in the environment.** Environ. Sci. Technol, v. 26 no. 7, p. 1278-1284, 1992.

MICHELS, C. **Avaliação de risco à saúde humana nos terminais de armazenamento de petróleo e derivados de Barueri e Cubatão.** Florianópolis, 2005. 137f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental)-Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.

NARDOCCI, AC. **Avaliação probabilística de riscos da exposição aos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) para a população da cidade de São Paulo**. São Paulo, 2010. 77f. Tese de Livre Docência (Concurso de livre docência da Faculdade de Saúde Pública)-Departamento de Saúde Ambiental, Universidade de São Paulo, 2010.

NETTO, ADP; MOREIRA, JC; DIAS, AEXO; ARBILLA, G; FERREIRA, LFV; OLIVEIRA, AS; BAREK J. **Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica**. Química Nova, v. 23 n. 6, p. 765-773, 2000.

PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO. **Plano municipal de saneamento básico de São Paulo**, 2013. Disponível em: www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/.../PMSB_Volume_I.pdf. Acesso em 05 jul. 2014.

RAMESH, A; WALKER, AS; HOOD, DB; GUILLÉN, MD; SCHNEIDER, K; WEYAND, EH. **Bioavailability and risk assessment of orally ingested polycyclic aromatic hydrocarbons**. International Journal of Toxicology, v. 23, p. 301-333, 2004.

REBOLA, M; SILVA, MJ; LOURO, H; ANTUNES, AMM; JOSÉ, S; REBELO, MH; CARDOSO, AS. **Chlorinated polycyclic aromatic hydrocarbons associated whit drinking water chlorination – preparation, quantification and genotoxicity characterization**. Proceeding of ECOpole, v. 2 no. 2, p. 373-379, 2008.

REGO, ECP & NETTO, ADP. **PAHs and BTEX in groundwater of gasoline station from Rio de Janeiro city, Brasil**. Bull Environm Contam Toxicol, v. 79, p. 660-664, 2007.

SAEEDI, M; LI, LY; SALMANZADEH, M. **Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran**. Journal of Hazardous Materials, v. 227-228, p. 9-17, 2012.

SÃO PAULO (Estado). RESOLUÇÃO SES/SERHS/SMA N.º 3, de 21 de junho de 2006. **Dispõe sobre procedimentos integrados para controle e vigilância de soluções alternativas coletivas de abastecimento de água para consumo humano proveniente de mananciais subterrâneos**. Disponível em: <http://www.dae.sp.gov.br/legislacao/arquivos/1465/resolucaosma3.pdf>. Acesso em 10 jul.2014.

SÃO PAULO (Município). Portaria SMS N° 853/2014-SMS.G/NCC/CGO. N° 82 – **Diário Oficial do Município, São Paulo, SP**, 06 mai. 14 - pág. 23. Disponível em: ftp://ftp.saude.sp.gov.br/ftpssp/bibliote/informe_eletronico/2014/iels.maio.14/Iels83/M_PT-SMS-NCC-CGO-853_2014.pdf. Acesso em 13 jul. 2014.

SÃO PAULO (Município). PORTARIA SMS N° 2755/2012- SMS.G. **Diário Oficial do Município, São Paulo, SP**, 15 dez. 2012. Disponível em: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/saude/vigilancia_em_saude/cmvs/index.php?p=10913. Acesso em 02 jul. de 2014.

SISINNO, CLS; NETTO, ADP; REGO, ECP; LIMA, GSV. **Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em resíduos sólidos industriais: uma avaliação preliminar do risco potencial de contaminação ambiental e humana em áreas de disposição de resíduos sólidos**. Cad. Saúde Pública, v. 19 n. 2, p. 671-676, 2003.

SOARES, MS. **Áreas Contaminadas E Águas Subterrâneas Da Unidade De Gerenciamento De Recursos Hídricos Do Alto Tietê**. São Paulo, 2010. 212f. InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade - Vol. 11 no 1 – junho de 2016

Dissertação (Mestrado em Saúde Pública)-Departamento de Saúde Ambiental, Universidade de São Paulo, 2011.

SROGI, K. **Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review**. Environ Chem Lett, v. 5, p. 169-195, 2007.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP). **Regionally Based Assessment of Persistent Toxic Substances – Eastern and Western South America Regional Report - Chemicals**, Châtelaine, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guidelines for Carcinogen Risk Assessment**, 1986. Disponível em: <http://www.epa.gov/cancerguidelines/index.htm>. Acesso em 01 jul. 07 2014.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Integrated Risk Information System (IRIS)**, 2014. Disponível: http://www.epa.gov/iris/search_human.htm. Acesso em 02 jul. 2014.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)**. Washington, DC: Office of Solid Waste, 2008.

WANG, S; CHANOCK, S; TANG, D; LI, Z; JEDRYCHOWSKI, W; PERERA, FP. **Assessment of interactions between PAH exposure and genetic polymorphism on PAH-DNA adducts in African American, Dominican, and Caucasian mothers and newborn**. Cancer Epidemiol Biomarkers Prev. v.17 no.2, p. 405-413, 2008.

WANG, XT; MIAO, Y; ZHANG, Y; LI, YC; WU, MH; YU, G. **Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils of the megacity Shanghai: occurrence, source apportionment and potential human health risk**. Science of the Total Environment, v. 447, p. 80-89, 2013.

WEINSTEIN, JE; CRAWFORD, KD; GARNER, TR; FLEMMING, AJ. **Screening-level ecological and human health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater detention pond sediments of Coastal South Carolina, USA**. Journal Hazardous Materials, v. 178, p. 906-916, 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality**, 2nd ed. Geneva, 1998.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking water**. Geneva, 2003.

WU, B; ZHANG, Y; ZHANG, X; CHENG, S. **Health risk from exposure of organic pollutants through drinking water consumption in Nanjing, China**. Bull Environ Contam Toxicol, 84: 46-50, 2010.

YAN, L; LI, W; CHEN, J; WANG, X; DU, J; MA, DL. **Source and deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons to Shanghai, China**. Journal of Environmental Science, v. 24 no. 1, p. 116-123, 2012.

YAN, J; WANG, L; FU, PP; YU H. **Photomutagenicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons from the US EPA priority pollutant list**. Mutat Res., v. 557 no.1, p. 99-108, 2004.

ZHANG, J; YANG, JC; WANG, RQ; HOU, H; DU, X; FAN, S; LIU, JS; DAI, JI. **Effects of pollution sources and soil properties on distribution of polycyclic aromatic**

hydrocarbons and risk assessment. Science of the Total Environment, v. 463-464, p. 1-10, 2013.

ZHENG, T; RAN, Y; CHEN, L. **Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rural soils of Dongjiang River Basin: occurrence, source apportionment, and potential human health risk.** J Soils Sediment, 2013. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11368-013-0753-8#page-1>. Acesso em 05 mai. 2014.

Recebido em 09/08/2015 e Aceito em 03/05/2016.