



文章栏目：相关研究

DOI 10.12030/j.cjee.202008141

中图分类号 X832

文献标识码 A

于影, 陈儒雅, 潘霖霖, 等. 多水源供水管网中消毒副产物风险分析[J]. 环境工程学报, 2021, 15(5): 1803-1809.

YU Ying, CHEN Ruya, PAN Linlin, et al. Risk analysis of disinfection by-products in multi-source drinking water distribution system[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(5): 1803-1809.

多水源供水管网中消毒副产物风险分析

于影^{1,2}, 陈儒雅^{1,2}, 潘霖霖^{1,2}, 何溢恬^{1,2}, 石宝友^{1,2,*}

1. 中国科学院生态环境研究中心, 中国科学院饮用水科学与技术重点实验室, 北京 100085

2. 中国科学院大学, 北京 100049

第一作者: 于影(1992—), 女, 博士研究生。研究方向: 饮用水输配过程水质变化。E-mail: yingyu_st@rcees.ac.cn

*通信作者: 石宝友(1971—), 男, 博士, 研究员。研究方向: 饮用水安全输配原理与技术。E-mail: byshi@rcees.ac.cn

摘要 通过调研北方某大型城市多水源供水格局下管网水中三卤甲烷 (THMs) 和卤乙酸 (HAAs) 这 2 类消毒副产物 (DBPs) 的质量浓度水平, 对管网中各类 DBPs 的超标风险、风险点的时空分布及影响因素进行了分析, 从确定管网指示性 DBPs、检测频率及管网采样点布设 3 个方面提出了关于管网 DBPs 风险分析方法的建议。研究表明, 该市 DBPs 的超标风险整体较低, 而管网中 HAAs 超标风险明显高于 THMs, 故可作为管网监测的指示性 DBPs。多水源供水管网 DBPs 的风险相对较高的区域包括: 以地下水和地表水为水源的管网混水区域以及管网末端; 水温低于 20 °C 时, 溶解性有机碳 (DOC) 高于 1.7 mg·L⁻¹、且自由性余氯质量浓度高于 0.5 mg·L⁻¹ 的区域; 存在因水力条件不稳定和存在管网沉积物而导致浊度波动较大的区域。建议在 DBPs 相对较高的风险区和风险时间段增加采样频率和采样点的布设。

关键词 多水源供水; 消毒副产物; 采样频率; 采样点布设

目前, 很多大型城市采用多水源同时供水的模式以应对城市快速发展带来不断增加的需水量。多水源供水在缓解水量供需矛盾的同时可能导致管网水质不稳定, 如用户龙头水出现细菌、浊度、总铁等超标, 甚至管网“黄水”现象^[1]。

水厂处理后的水在进入管网前, 通常采用自由氯或自由氯联合氯胺消毒的方式来保证管网输配过程和龙头水的生物安全性, 而消毒过程产生的消毒副产物 (disinfection byproducts, DBPs) 健康风险是饮用水安全的一个重要方面。DBPs 不仅在水厂消毒环节生成并发生转化, 在管网输配过程中发生的水解、生物降解和氧化还原反应等复杂过程也可显著影响 DBPs 的生成和转化^[2-3]。这主要表现在: 一方面, 管网中的物理、化学、生物反应过程高度依赖于水质条件, 如溶解性有机碳 (dissolved organic carbon, DOC)、温度、pH 等^[4-6]; 另一方面, 管网中的无内衬铁管、铜管及其腐蚀产物也可为 DBPs 的进一步生成转化提供反应场所和催化介质^[7-9]。管网中 DBPs 风险与管网的特殊环境有很大关系, 其类型和时空分布较复杂。

目前, 关于管网 DBPs 的监测指标选取、监测频率设定和监测点布设等方面尚缺乏足够的科学依据。本研究以我国北方某大城市多水源供水管网为研究对象, 系统分析了管网中 DBPs 的浓度和

收稿日期: 2020-08-15; 录用日期: 2020-12-16

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2017ZX07108-002); 国家自然科学基金资助项目 (51978652, 51678558)

相对风险,明确了指示性DBPs的种类,通过管网DBPs浓度的时空变化及其与常规水质指标的相关性分析,识别了影响管网DBPs的主要风险因素和管网风险区,并进一步提出了采样频率和采样点布设建议,以期为供水行业管网DBPs风险管控提供参考。

1 材料与方法

1.1 采样点布设和水样采集

开展调研的北方某大型城市主要有5个供水厂(分别命名为“水厂1”、“水厂2”、“水厂3”、“水厂4”和“水厂5”),水源包括地表水(本地地表水和远距离调水)和地下水。调研过程中分别对各个水厂的出厂水及其供水区域的管网水进行采集,3次采样时间分别在2019年4月、8月和11月,共计175个样品。考虑到尽可能覆盖各水厂供水区域及人口密集区域,采样点以及5个水厂供水范围分布如图1所示(水厂交界处的龙头水的来源会随用水量等因素变化)。其中,水厂1、水厂3、水厂5的水源以地表水为主,水厂2的水源以地下水为主,水厂4的水源以地下水和地表水的混合水源为主。除了水厂1采用次氯酸钠和氯胺消毒以外,其余水厂均采用次氯酸钠消毒。



图1 管网采样点分布图

Fig. 1 Layout of water sampling points

1.2 水质指标和DBPs测定

温度、pH、浊度、溶解氧(DO)、自由余氯浓度和总氯浓度均在采样现场检测。自由余氯浓度和总氯浓度采用N,N-二乙基对苯二胺分光光度法测定。耗氧量(COD_{Mn})和氨氮根据《生活饮用水卫生标准检验方法》(GB/T 5750-2006)进行检测。SO₄²⁻、Cl⁻、DOC测定之前,水样先经过孔径为0.45 μm聚醚砜膜过滤,然后SO₄²⁻和Cl⁻采用阴离子色谱法进行检测,DOC采用总有机碳分析仪(TOC-VCPH,岛津,日本)测定。这3个月份中,5个水厂出水的常规指标如表1所示。

采样时先让龙头水流水5 min,接满5 L水样并加盖密封,尽快运至实验室取2份30 mL水样加入0.15 g抗坏血酸,过0.45 μm聚醚砜膜。卤乙酸(haloacetic acids, HAAs)和三卤甲烷(trihalomethanes, THMs)的测定参考美国环境保护署标准方法(USEPA Standard Methods 551.1和552.3)。样品前处理采用甲基叔丁基醚萃取,HAAs测定还需甲醇酸化处理。采用带电子捕获检测器的气相色谱仪(GC/ECD, GC7890B,美国安捷伦)测定。其中THMs包括三氯甲烷(trichloromethane, TCM)、二氯一溴甲烷(bromodichloromethane, DCBM)、二溴一氯甲烷(chlorodibromomethane, DBCM)和三溴甲烷(tribromomethane, TBM); HAAs包括一氯乙酸(monochloroacetic acid, MCAA)、一溴乙酸(monobromoacetic acid, MBAA)、二氯乙酸(dichloroacetic acid, DCAA)、三氯乙酸(trichloroacetic acid, TCAA)和二溴乙酸(dibromoacetic acid, DBAA)。

分析过程中进行空白样品、质量控制样品和平行样品的检测。其中,每批检测中空白样品、平行样品和质量控制样品各2个。空白样品未检出待测物质;质量控制样品与标准浓度的相对标准偏差小于10%,9种消毒副产物的平均回收率为104.3%~120.8%;平行样品的相对标准偏差在10%以下。

表 1 水厂出厂水常规水质参数

Table 1 Conventional water quality parameters of finished water from 5 WTPs

| 水厂 | 采样月份 | 浊度/NTU | pH | DO/(mg·L ⁻¹) | COD _{Mn} /(mg·L ⁻¹) | NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹) | SO ₄ ²⁻ /(mg·L ⁻¹) | Cl ⁻ /(mg·L ⁻¹) | DOC/(mg·L ⁻¹) |
|-----|------|--------|------|--------------------------|--|---|--|--|---------------------------|
| 水厂1 | 4月 | 0.19 | 7.57 | 11.12 | 1.28 | 0.35 | 34.13 | 14.41 | 3.40 |
| | 8月 | 0.28 | 7.84 | 7.84 | 1.65 | 0.19 | 28.67 | 18.06 | 1.69 |
| | 11月 | 0.16 | 8.41 | 10.95 | 1.27 | 0.11 | 38.44 | 18.98 | 2.23 |
| 水厂2 | 4月 | 0.12 | 7.62 | 8.76 | 0.16 | 0.05 | 27.11 | 18.66 | 0.33 |
| | 8月 | 0.28 | 8.03 | 8.17 | 0.71 | 0.09 | 30.03 | 20.64 | 1.17 |
| | 11月 | 0.23 | 8.09 | 8.98 | 0.51 | 0.03 | 32.07 | 21.17 | 0.63 |
| 水厂3 | 4月 | 0.19 | 7.57 | 11.12 | 0.48 | 0.13 | 28.95 | 15.63 | 1.53 |
| | 8月 | 0.22 | 7.77 | 8.25 | 1.62 | 0.12 | 27.46 | 27.82 | 1.84 |
| | 11月 | 0.23 | 8.25 | 10.87 | 0.7 | 0.06 | 35.11 | 14.32 | 3.12 |
| 水厂4 | 4月 | 0.19 | 7.43 | 8.52 | 0.56 | 0.05 | 94.19 | 68.62 | 2.13 |
| | 8月 | 0.29 | 7.82 | 7.15 | 0.77 | 0.11 | 85.09 | 61.92 | 0.96 |
| | 11月 | 0.14 | 7.9 | 8.22 | 0.27 | 0.09 | 81.61 | 57.70 | 2.21 |
| 水厂5 | 4月 | 0.37 | 7.78 | 10.57 | 1.12 | 0.09 | 28.95 | 13.16 | 2.62 |
| | 8月 | 0.23 | 8.13 | 8.51 | 1.11 | 0.09 | 27.04 | 27.55 | 2.18 |
| | 11月 | 0.21 | 8.14 | 10.60 | 1.42 | 0.10 | 30.25 | 29.71 | 1.98 |

2 结果与讨论

2.1 管网指示性 DBPs 的确定

本研究中，主要检测了出厂水和龙头水中的 HAAs 和 THMs(国际上饮用水标准普遍采用的 DBPs)。我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2006)(简称“国标”)对 HAAs 浓度的规定限值为： $DCAA \leq 50 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $TCAA \leq 100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。国标对 THMs 的规定限值为： $TCM \leq 60 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $DCBM \leq 60 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $DBCM \leq 100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ， $TBM \leq 100 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ；TCM、DCBM、DBCM 和 TBM 检测值与相应的标准值比例之和不超过 1。

管网水中 HAAs 和 THMs 的浓度如图 2 所示。4 月、8 月和 11 月的总 HAAs 平均质量浓度分别是 32.31 、 13.90 和 $42.97 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ；4 月、8 月和 11 月的总 THMs 的平均质量浓度分别是 23.38 、 19.77 、和 $21.61 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。对龙头水中各类 DBPs 进行达标分析发现，尽管各水厂供水范围内管网 THMs 和 HAAs 在时空分布上有明显差异，但达标率均为 100%，表明该市 DBPs 的超标风险整体处于较低水平。

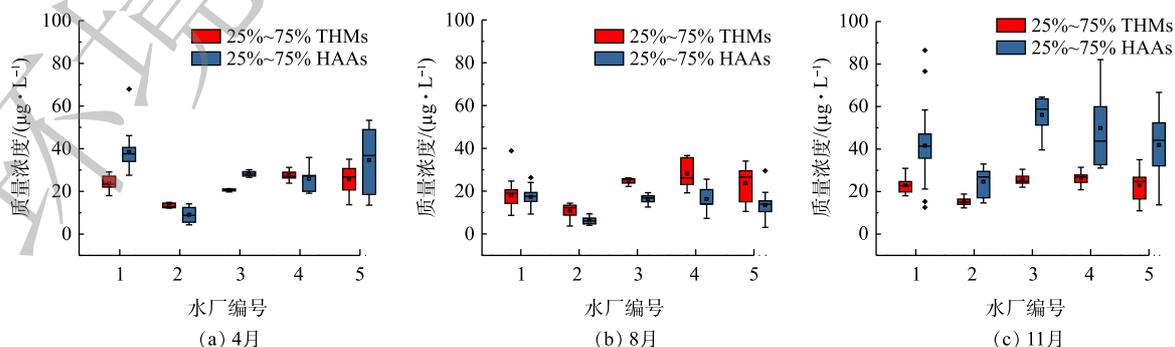


图 2 管网水中 HAAs 和 THMs 的浓度水平

Fig. 2 HAAs and THMs concentrations in tap water

本研究依据国标中规定的 THMs 和 HAAs 质量浓度限值提出风险分级分析方法。基于国标中 DBPs 限值并参考相关文献, 可将 DBPs 的超标风险分为 3 个等级: 大于或等于现行国标限值属于一级风险; 小于现行国标限值但大于现行国标限值的 60% 属于二级风险; 小于或等于现行国标限值的 60%, 但大于现行国标限值的 30% 属于三级风险; 小于或等于现行国标限值的 30% 属于低风险^[10-11]。各 DBPs 的风险控制值如表 2 所示。

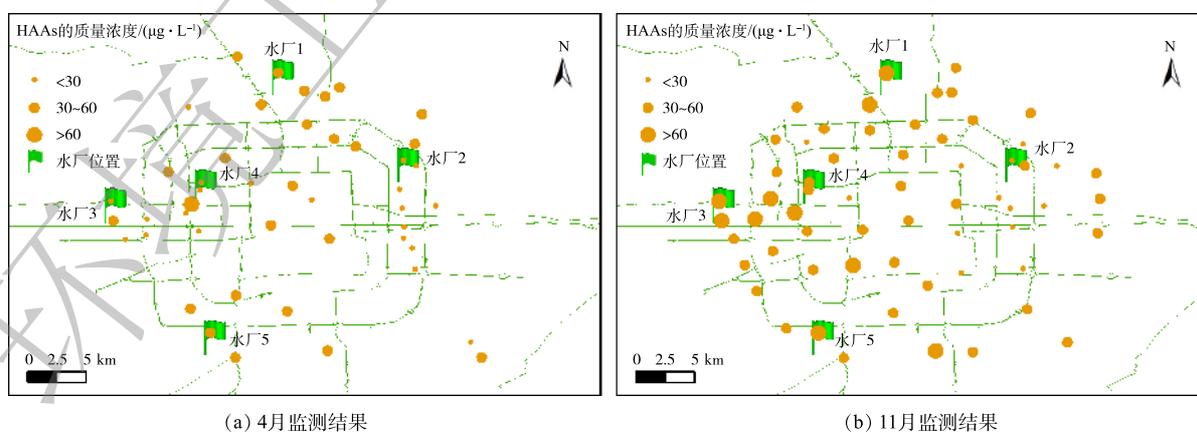
由表 2 可看出, 有 3 个月份管网中的 THMs 质量浓度都属于三级风险以下, 4 月和 8 月管网水中 DCAA 和 TCAA 浓度均属于三级风险以下, 但 11 月有 7.5% 的管网水样 DCAA 浓度属于二级风险。虽然调研的出厂水中消毒副产物导致的经口致癌风险和非致癌健康风险均在美国环境保护署 (USEPA) 规定的可接受风险水平, 但 HAAs 的致癌风险较 THMs 更高^[12]。

综上所述, 从质量浓度水平和健康风险来看, 管网中的 HAAs 和 THMs 均处于较低风险水平, 但 HAAs 的风险高于 THMs, 是 DBPs 的主要组成成分, 因此, 应将 HAAs 作为管网指示性 DBPs 重点关注。

2.2 管网 DBPs 的时空变化

第 2.1 节中的分析表明, 3 个月份的管网水中 THMs 质量浓度变化不大, 但 HAAs 质量浓度有较大变化。8 月的龙头水中 THMs 质量浓度高于 HAAs, 而 11 月时 HAAs 质量浓度明显高于 THMs。对比管网中 5 种 HAAs 的质量浓度可知, HAAs 质量浓度在温度较低的 11 月相对较高, 其中主要组分是 DCAA 和 TCAA。HAAs 的变化趋势可从两方面解释: 一方面是由于夏季降雨量高, 占全年的 85%, 导致水源水中的有机物浓度降低, 8 月水厂 1、水厂 3 和水厂 4 的 DOC 均比 11 月低; 另一方面是因为, 在不增加消毒剂用量时, 输配过程的高温条件会加速自由性余氯的消耗, 从而减缓 DBPs 形成, 促进 DBPs (特别是 HAAs) 的生物降解^[13]。根据所建立的超标风险等级划分标准, 11 月 7.5% 的 DCAA 超标风险属于二级风险, 因此, 应在温度较低时 (水温在 20 °C 以下) 增加采样监测频率, 以便更准确地判断风险状况。

管网中的 DBPs 质量浓度除了随时间变化外, 也随空间发生变化。图 3 展示了 4 月和 11 月



注: 4 月的采样点根据人口的大致分布来选择; 11 月的采样点基于 4 月份的监测数据增加了新采样点, 并在这些点附近设置布点, 故 2 个月份的采样点不重合。

图 3 4 月和 11 月管网中 HAAs 的质量浓度分布

Fig. 3 HAAs concentrations in tap water in April and November

HAA_s 质量浓度在管网中的分布。水厂3和水厂4的供水交叉区域中HAA_s质量浓度高于这2个水厂出水中HAA_s的质量浓度；4月HAA_s质量浓度最高点在水厂3与水厂4的交叉区域；11月水厂3和水厂4的供水交叉区域中HAA_s的质量浓度也处于较高水平；水力学分析和经验表明，这些区域是以地下水与地表水为水源的管网水混水区域。经分析还发现，11月水厂4的出厂水中DOC为2.21 mg·L⁻¹，自由余氯质量浓度为0.82 mg·L⁻¹，水厂3出厂水DOC为3.12 mg·L⁻¹，自由余氯质量浓度是0.66 mg·L⁻¹，据此可推测，当2个水厂的出水在管网中混合以后，水厂4供水中较高的自由余氯与水厂3供水中未反应完全的有机物又继续反应生成了新的HAA_s。而水厂1、水厂2和水厂5的出厂水中DOC分别是2.23、0.63和1.9 mg·L⁻¹，自由性余氯质量浓度分别是0.49、0.65和0.51 mg·L⁻¹。由此可见，以地下水为水源的水厂2出水中自由性余氯的质量浓度低于水厂4，且其余2个地表水为水源的水厂1和水厂5出厂水DOC也低于水厂3，所以，交叉区域HAA_s质量浓度升高的并不明显。因此，在环状管网地下水与地表水源交叉区域，应避免高自由余氯与高有机物的混合导致消毒副产物的二次生成。

图4是11月管网中THMs的质量浓度分布。与HAA_s质量浓度分布不同的是，管网THMs质量浓度较大的点多分布在离水厂较远的地方，说明这类DBPs风险区出现在管网末端，这与文献[14]报道结果一致。这可能是由于THMs在输配过程中不易转化和生物降解，随着输配距离的增加，三卤甲烷前体物与消毒剂持续反应，在管网末端其浓度不断升高。

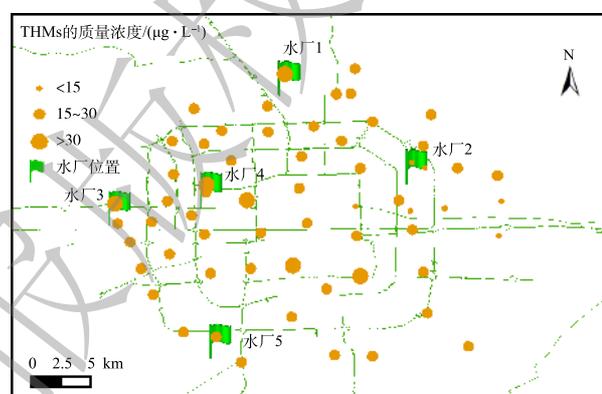


图4 11月份管网THMs分布

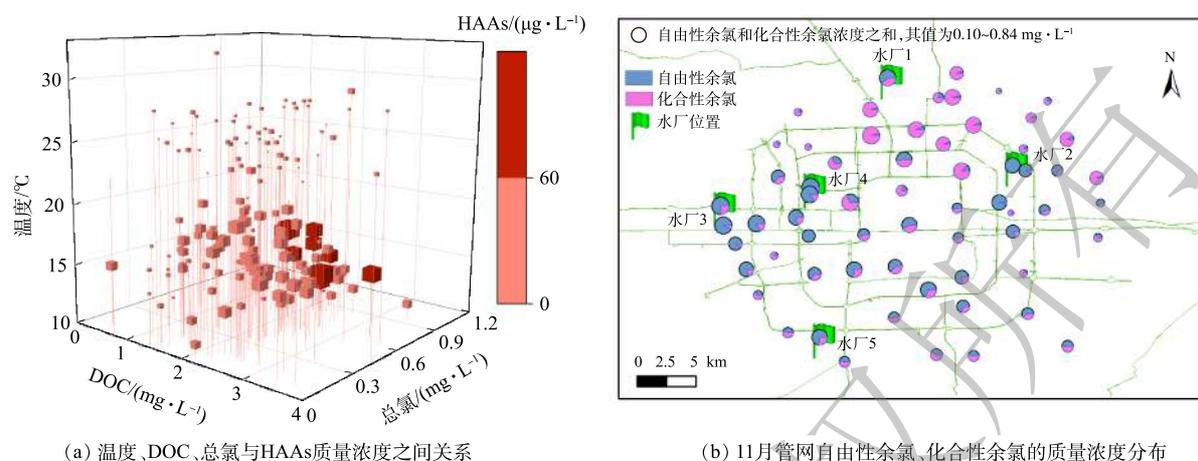
Fig. 4 THMs distribution in tap water in November

2.3 影响管网DBPs质量浓度的因素

针对管网HAA_s比THMs风险相对较高这一情况，对主要水质指标与HAA_s质量浓度进行了相关性分析。DOC、总氯和浊度都与HAA_s质量浓度之间存在正相关关系，皮尔森相关系数分别为0.186、0.244和0.344，温度与HAA_s之间存在显著负相关关系，皮尔森相关系数为-0.578。

HAA_s浓度与DOC、温度、消毒剂之间的关系如图5所示。浓度较高的点集中在温度低于20℃、DOC大于1.7 mg·L⁻¹、且总氯质量浓度高于0.6 mg·L⁻¹的范围内。值得注意的是，该市水厂有使用自由氯和先自由氯后转氯胺2种消毒方式，而且组成总氯的化合性余氯和自由性余氯在饮用水消毒过程中产生常规DBPs的质量浓度有很大差别。相关分析结果表明，自由性余氯会比化合性余氯产生更多氯代消毒副产物，以11月温度低于20℃和DOC高于1.7 mg·L⁻¹的龙头水为例，自由性余氯和化合性余氯的质量浓度与THMs和HAA_s质量浓度之和相关性分别是0.513($p=0.000$)和0.102($p=0.502$)。图5(b)显示了11月管网水的自由性余氯和化合性余氯浓度占比情况。对比图3(b)可知，11月HAA_s质量浓度较高的点与总氯质量浓度较高且以自由性余氯为主的采样点几乎重合。当HAA_s质量浓度超过60 µg·L⁻¹时，有82%的管网水中自由性余氯质量浓度超过0.5 mg·L⁻¹。因此，风险点大部分集中在温度低于20℃、DOC大于1.7 mg·L⁻¹、自由性余氯高于0.5 mg·L⁻¹的范围内。

相关性分析结果表明，管网水浊度对DBPs也有一定影响。11月和8月管网平均浊度分别是0.20 NTU和0.26 NTU，差别不大；但比较HAA_s风险点的平均浊度发现，11月平均浊度(0.35 NTU)较8月平均浊度(0.16 NTU)明显增加。这表明11月管网HAA_s质量浓度的增加可能是由于沉积物释放进入水体导致浊度升高，同时，吸附在沉积物上的HAA_s再次释放进入管网水中。这一现象与文献[15-18]报道的管网冲洗过程中DBPs质量浓度增高的现象一致。



(a) 温度、DOC、总氯与HAAs质量浓度之间关系

(b) 11月管网自由性余氯、化合性余氯的质量浓度分布

注:(b)图中点的大小代表出厂水中自由性余氯和化合性余氯浓度之和;图例以自由性余氯和化合性余氯浓度之和为 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时的大小作为参考。

图5 温度、DOC、总氯与HAAs质量浓度之间关系及11月管网自由性余氯、化合性余氯的质量浓度分布
Fig. 5 Relationship between temperature, DOC, total chlorine concentration and HAAs concentration and concentration distribution of free residual chlorine and combined residual chlorine in tap water in November

3 结论与建议

1) 该市管网水中 THMs 和 HAAs 均处于相对较低的风险, 但是 HAAs 的风险较 THMs 高, 可将 HAAs 作为管网指示性 DBPs, 重点进行关注。HAAs 的质量浓度与水温显著相关, 当水温低于 $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时, 应该增加 DBPs 的监测频率。

2) 该市多水源供水管网区域的风险特征为: 以地下水与地表水为水源的管网水混水区域和管网末端; 水温低于 $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 时, DOC 高于 $1.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 、且自由性余氯的质量浓度高于 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的区域; 存在因水力条件不稳定和存在管网沉积物而导致浊度波动较大的区域

3) 建议供水行业针对管网 DBPs 风险分析时, 应先针对管网中各类 DBPs 的质量浓度水平确定指示性 DBPs 给予重点关注; 然后根据管网 DBPs 全年浓度变化, 对浓度较高时间段进行高频率检测; 同时, 根据空间分布特征识别出 DBPs 的风险区, 增加采样点的布设。

参考文献

- [1] 徐洪福, 李贵伟, 金俊伟, 等. 南方某市供水管网锰致“黄水”问题的成因与控制[J]. 中国给水排水, 2017, 33(5): 5-9.
- [2] ZHANG P, LAPARA T M, GOSLAN E H, et al. Biodegradation of haloacetic acids by bacterial isolates and enrichment cultures from drinking water systems[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 43(31): 69-75.
- [3] CHU W, GAO N, DENG Y. Formation of haloacetamides during chlorination of dissolved organic nitrogen aspartic acid[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 173(1/2/3): 82-86.
- [4] 高金良, 王慧, 侯秀琴, 等. 供水管网中溶解性有机卤化物形成影响因素[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2010, 42(8): 1264-1268.
- [5] 袁一星, 钟丹, 吴晨光, 等. 管材和水力条件对三卤甲烷形成的影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2011, 43(10): 24-28.
- [6] YE B, WANG W, YANG L, et al. Factors influencing disinfection by-products formation in drinking water of six cities in China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 171(1/2/3): 147-152.
- [7] HE G, LI C, DONG F, et al. Chloramines in a pilot-scale water distribution system: Transformation of 17β -estradiol and formation of disinfection byproducts[J]. Water Research, 2016, 106(1): 41-50.
- [8] ZHANG C, LI C, ZHENG X, et al. Effect of pipe materials on chlorine decay, trihalomethanes formation, and bacterial communities in pilot-scale water distribution systems[J]. International Journal of Environmental Science and Technology,

- 2017, 14(1): 85-94.
- [9] LI C, LUO F, DUAN H, et al. Degradation of chloramphenicol by chlorine and chlorine dioxide in a pilot-scale water distribution system[J]. *Separation and Purification Technology*, 2019, 211(18): 564-570.
- [10] 潘露华, 梁庸, 黄惠燕, 等. 液氯与次氯酸钠生成消毒副产物超标风险评估分析[J]. *城镇供水*, 2019(3): 41-47.
- [11] 蔡广强, 张金凤, 刘丽君, 等. 南方某市饮用水中氯化消毒副产物超标风险评估[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(3): 37-41.
- [12] 陈颂, 董文艺, 赵福祥, 等. 我国中小水厂三卤甲烷和卤乙酸的健康风险评价[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(13): 29-34.
- [13] WEI J, YE B, WANG W, et al. Spatial and temporal evaluations of disinfection by-products in drinking water distribution systems in Beijing, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(20): 4600-4606.
- [14] GUILHERME S, RODRIGUEZ M J. Short-term spatial and temporal variability of disinfection by-product occurrence in small drinking water systems[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 518-519(15): 280-289.
- [15] 邱梦雨, 周玲玲, 张永吉. 给水管壁松散沉积物的形成与脱落规律研究[J]. *中国给水排水*, 2015, 31(1): 27-31.
- [16] 周玲玲, 张永吉, 叶河秀, 等. 给水管壁松散沉积物的形成机制与控制[J]. *中国给水排水*, 2012, 28(2): 31-34.
- [17] 周玲玲, 刘文君, 张永吉. 模拟给水管网中管壁生物膜生成特性[J]. *中国环境科学*, 2008, 28(1): 83-86.
- [18] YU Y, MA X, CHEN R, et al. The occurrence and transformation behaviors of disinfection byproducts in drinking water distribution systems in rural areas of eastern China[J]. *Chemosphere*, 2019, 228: 101-109.

(责任编辑: 靳炜)

Risk analysis of disinfection by-products in multi-source drinking water distribution system

YU Ying^{1,2}, CHEN Ruya^{1,2}, PAN Linlin^{1,2}, HE Yitian^{1,2}, SHI Baoyou^{1,2,*}

1. Key Laboratory of Drinking Water Science and Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

*Corresponding author, E-mail: byshi@rcees.ac.cn

Abstract This study monitored the trihalomethanes (THMs) and halogen acids (HAAs) concentrations of tap water in a large city of northern China with multi-source water supply and analyzed the violation risk, time-space distribution and influencing factors of DBPs. A risk analysis methodology for DBPs in tap water is put forward, which included three aspects, namely, selection of indicative DBPs, monitoring frequency and the layout of sampling points. It was found that the overall risk of DBPs exceeding standard limits in the city is relatively low. However, the risk of HAAs in tap water is significantly higher than that of THMs, thus could serve as an indicator of DBPs in tap water. The areas with relatively high DBPs risks in multi-source DWDS are as follows: areas with mixed water supply from both groundwater and surface water and the far-ends of the pipe network; time periods with water temperature below 20 °C, dissolved organic carbon (DOC) concentration higher than 1.7 mg·L⁻¹ and free chlorine residual concentration is higher than 0.5 mg·L⁻¹; areas with significant turbidity fluctuation due to unstable hydraulic conditions and the presence of pipe sediments. Sampling frequency and the sampling points should be increased accordingly during the periods/in the areas with relatively high DBPs risk.

Keywords multi-source water supply; disinfection by-products; sampling frequency; layout of sampling points