大家之言

徐斌. 饮用水消毒衍生的新兴水质问题及控制策略[J]. 净水技术, 2022, 41(6):1-6,133.
XU B. Emerging water quality problems derived from disinfection of drinking water and control strategies[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(6):1-6,133.

扫我试试?

饮用水消毒衍生的新兴水质问题及控制策略

徐 斌
(同济大学环境科学与工程学院,上海 200092)

摘 要 消毒是饮用水处理不可缺少的关键环节。文中探讨了在饮用水消毒过程中可能产生的新兴水质问题及相应控制策略。主要分析了氯消毒剂形态的迁移转化规律,阐述了典型碘代消毒副产物的来源、生成机制与控制思路,并重点介绍了饮用水消毒衍生的异嗅味问题。最后,针对消毒衍生水质问题的研究趋势进行了展望,未来将更加关注新的微生物风险、新型化学风险、嗅味与口感以及消毒方法适配等方面的问题。

关键词 饮用水 消毒 新兴消毒副产物 嗅味 控制策略
中图分类号: TU991 **文献标识码**: A **文章编号**: 1009-0177(2022)06-0001-07
DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.06.001

Emerging Water Quality Problems Derived from Disinfection of Drinking Water and Control Strategies

XU Bin
(*College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China*)

Abstract Disinfection is an indispensable key process in drinking water treatment. This paper discusses emerging water quality issues that may arise during drinking water disinfection and corresponding control strategies. This paper mainly analyzes the migration and transformation law of chlorine disinfectant forms, expounds the source, generation mechanism and control idea of typical iodinated disinfection by-products, and focuses on the odor problems caused by drinking water disinfection. Finally, the research trend of water quality problems derived from disinfection is prospected. In the future, more attention will be paid to new microbial risks, new chemical risks, odor and taste, and adaptation of disinfection methods.

Keywords drinking water disinfection emerging disinfection by-products odor control strategies

徐斌,同济大学环境科学与工程学院党委书记、教育部长江学者特聘教授,中国城镇供水排水协会科学技术委员会常务委员、Water Reuse(IWA)编辑、《净水技术》编委等。主要从事饮用水安全保障、消毒技术与消毒副产物控制等研究。已发表论文200余篇,入选爱思唯尔高被引学者(Scopus),授权发明专利20余项;曾获得过国家科学技术进步二等奖、上海市科学技术进步一等奖、教育部技术发明二等奖等奖励。

[收稿日期] 2022-03-27
[基金项目] 国家自然科学基金(51978483)
[作者简介] 徐斌(1976—),男,博士,教授,博士生导师,研究方向为饮用水处理理论与技术、饮用水消毒与消毒副产物控制等,E-mail:tjwenwu@tongji.edu.cn。

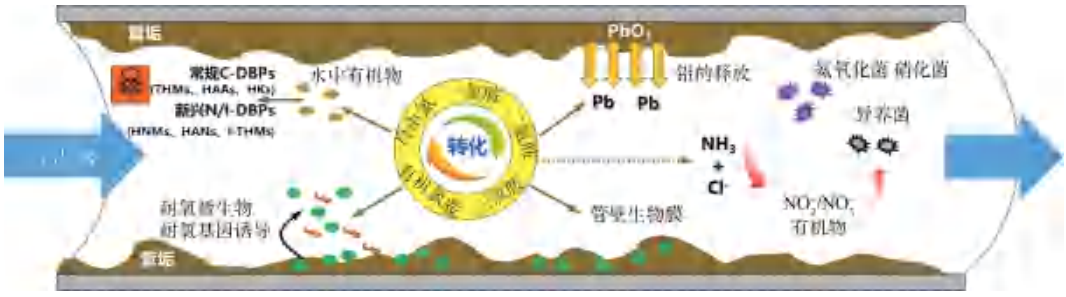
饮用水安全是人民群众最关心、与身体健康关系最密切的重大民生问题之一。根据联合国发布的饮用水安全报告,目前全世界仍然有 21 亿人缺乏安全的饮用水。饮用水净水工艺中通常包含混凝、沉淀、过滤等常规处理工艺。近年来,深度处理工艺快速发展,臭氧/生物活性炭、纳滤膜、颗粒活性炭吸附等工艺逐步推广应用。但无论采用何种工艺流程,消毒是保障水质生物安全性的控制性技术方法,是饮用水处理不可缺少的关键环节。氯消毒自 20 世纪初引入饮用水处理以来,因水媒疾病传播导致的人口死亡率大幅度下降。因此,饮用水氯消毒也被美国疾控中心评选为 20 世纪“十大公共健康成就”之一。饮用水消毒过程在灭活致病微生物的同时,消毒剂不断发生反应和转化,不可避免地会产生一些新的水质问题,例如消毒副产物、有机氯胺、衍生嗅味等,这些问题同样对水质安全构成潜在的威胁,也亟待更多的研究和关注。

我国饮用水卫生标准始终高度关注消毒剂、消毒副产物等消毒相关的水质指标。《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—1985)标准包括了 35 项水质指标,其中 4 项指标与消毒相关;《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)标准包括了 106 项水质指标,其中 25 项指标与消毒相关;新发布的《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)标准中,消毒相关控制指标则增加到 26 项(含附录指标)。从标准指标的分布可以发现,在生活饮用水标准中,一方面要保障微生物的生物风险控制效果,另一方面要关注消毒副产物、消毒剂余量等指标。当前,上海市和深圳市的饮用水地方标准也都对消毒相关的指标进行详细限定或提标,不仅更加注重对消毒剂余量的控制,而且对消毒副产物的控制也更加严格,如常规消毒副产物总量的限值大幅度降低、新增对亚硝胺等新兴消毒副产物的关注等。因此,保证消毒的微生物控制效果的同时,控制消毒剂投加量并降低消毒副产物产生风险,是当前供水行业持续关注的重点问题。

1　消毒的水质风险与关注趋势

1.1　饮用水消毒衍生的水质问题

出厂水经过加氯(胺)消毒后,消毒剂在管网中会发生转化(图 1),引发潜在的各类水质问题。氯消毒剂在管网中并非单一形态存在,而是多种形态共存,包括自由氯、一氯胺、二氯胺和有机氯胺,在某些极端条件下也会产生一定量的三氯胺。不同形态氯的氧化杀菌能力各异、嗅阈值不同,且受水质条件影响会不断转化。水中有机物与氯消毒剂反应会生成“致癌、致畸、致突变”的消毒副产物,如三卤甲烷(THMs)、卤乙酸(HAAs)等。而随着检测技术的飞速发展,其他浓度很低、但“三致”特性更强的新兴消毒副产物也不断被识别和检测出,如含氮消毒副产物(N-DBPs)、碘代消毒副产物(I-DBPs)、芳香族消毒副产物等。同时,管网输水过程中余氯也会长期与管壁生物膜等发生持续作用,引发新的水质安全风险,如低剂量余氯会诱导微生物产生耐氯性,也会促进耐氯耐药基因的水平转移扩散,化合氯消毒剂的转化也会引发管网微生物硝化反应,导致硝酸盐和亚硝酸盐超标等。此外,管网中消毒剂形态转化等水质波动也容易引发老旧管网内壁铅的释放。



注:C-DBPs 为含碳消毒副产物;HKs 为卤代酮;HNM 为卤代硝基甲烷;HANs 为卤乙腈;I-THMs 为碘代三卤甲烷

图 1　饮用水消毒衍生的水质问题示意图

Fig. 1　Schematic Diagram of Water Quality Problems Derived from Disinfection of Drinking Water

总结来说,当前饮用水消毒衍生的水质问题关注的重点包括:(1)生物安全风险,包括微生物杀菌灭活效率低、微生物的耐氯性及风险基因水平转移等;(2)化学安全风险,包括消毒剂快速衰减、“三致”毒

性消毒副产物、管网管垢稳定性、金属离子的释放等；(3)感官性状恶化，包括消毒剂自身转化导致的氯嗅味、与有机物继续反应产生的有机异嗅味物质。

1.2 饮用水消毒衍生水质问题的关注趋势

根据 Web of Science 的统计显示，随着年份的增长，饮用水消毒相关的 SCI 论文总数呈现快速增长的趋势。如图 2 所示，2020 年，我国在饮用水消毒研究领域的发文量占世界总发文量的 1/3 以上。同时随着时间变化，主要关注对象也发生变化。2000 年，比较关注致病微生物的问题，对消毒副产物关注较少，所以关于消毒加氯过程中嗅味研究的文献很少。而 2010 年新的发展趋势，消毒副产物、紫外线、微生物、新兴嗅味、有机氯胺等相关的研究大量增加。

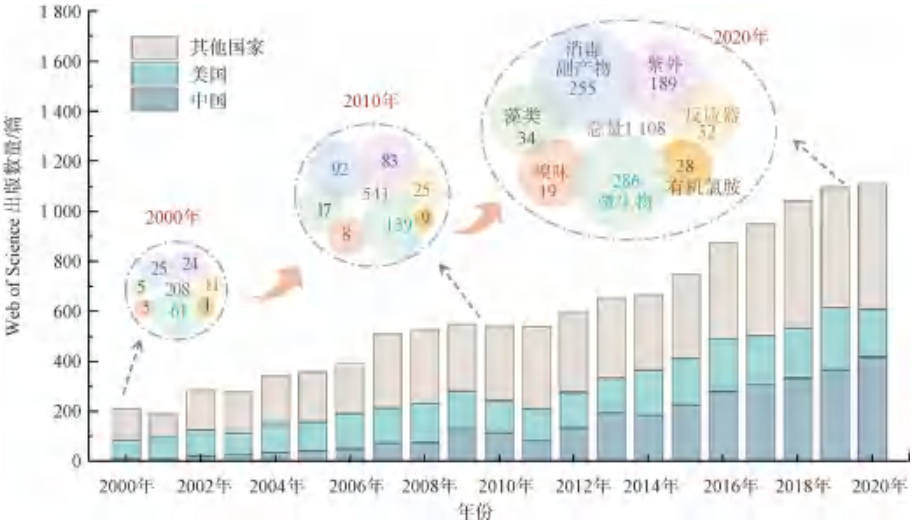


图 2 2000 年—2020 年“饮用水消毒”相关论文发表(Web of Science)

Fig. 2 Related Publications on “Disinfection of Drinking Water” during 2000 to 2020 (Web of Science)

2 消毒剂形态的迁移转化规律

2.1 管网中的余氯组成形态和衰减

生物安全保障是饮用水消毒的首要目标。为了保证消毒后对水体中致病微生物的灭活效果，国际和国内的饮用水标准中均对消毒剂的残余量与接触时间作出了非常严格的要求。以新版《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)为例，为防止管网水体中微生物的重新滋生，氯化与氯胺化消毒的管网末梢水中分别要求游离氯与总氯的质量浓度不低于 0.05 mg/L，但标准中尚缺乏对水中其他氯形态的关注。氯(胺)化消毒后水中总氯的组成复杂，同时包含游离氯及化合氯，其中：(1)游离氯主要包括次氯酸和次氯酸根；(2)化合氯主要包括无机氯胺(一氯胺、二氯胺和三氯胺)和氧化能力较弱的有机氯胺。与游离氯和无机氯胺相比，这些有机氯胺的氧化能力很差，没有或者仅有很弱的微生物灭活能力，因此，实际自来水中仍存在余氯虽达标但微生物依然滋生的现象，如二供水池水箱等部位有真菌等微生物滋生等。

目前，针对上海市实际供水管网末梢中余氯形态占比的研究结果也表明，采用氯化及氯胺化消毒的自来水厂其出厂水的余氯形态均同时包含自由氯、一氯胺、二氯胺及有机氯胺等多种氯形态，即均以“混氯”的形式存在[1]。根据调查，一氯胺消毒方式水厂出厂水中一氯胺的生成转化效率仅维持在 60%~80%，甚至在输水过程出现一氯胺占总氯比例小于 50%的现象。在水龄较长的水池水箱等末端部位，无效的有机氯胺占比可高达 80%以上。而“混氯”体系中，氯耗速度较单一的自由氯和一氯胺体系会明显加快，且体系中余氯形态受温度及不同形态余氯占比影响明显，即温度或自由氯占比越高，氯耗速率越快等。

2.2 有机氯胺的识别与检测

与无机氯胺相比，有机氯胺的氧化杀菌能力很差，因此，它的存在将导致氯(胺)消毒后的水中实际有效的消毒剂浓度被高估，使得后续输水过程面临因有效消毒剂余量不足而出现致病微生物滋生等生物安全风险[2]。此外，有机氯胺也是一种氯(胺)

化消毒过程中的中间产物,其进一步氯(胺)化分解将产生其他毒性更大的消毒副产物,特别是高毒性N-DBPs[3]。由于有机氯胺结构与无机氯胺类似,在采用传统的DPD分光光度或滴定法检测出厂水和管网水中总氯浓度时,有机氯胺也会与DPD试剂发生显色反应,无法与无机氯胺进行有效区分,从而被当作总氯的一部分被检出。因此,有机氯胺的识别与检测一直是行业的难题所在。

传统的有机氯胺检测方法主要包括直接检测法与间接检测法,其中直接检测法是通过HPLC、LCMS、GCMS等检测仪器进行分离检测,但该方法只能针对单种或几种有机氯胺进行识别检测,而实际水体中有机氯胺是一类复杂的混合物,要想得到水中氯(胺)化消毒后有机氯胺的总浓度,使用此类方法显然是不可行的。间接检测法是通过总氯减去自由氯、一氯胺、二氯胺和三氯胺求得有机氯胺的浓度,其中,总氯和自由氯检测方法较为简单,可以直接通过DPD试剂显色法进行快速测定。水中一氯胺、二氯胺和三氯胺的浓度有文献报道可通过膜进样质谱(MIMS)或顶空气相质谱(HS-GC/MS)定量测量,而后通过总氯减去自由氯和此3种无机氯胺即可得到有机氯胺的总浓度[4]。上述方法虽然精确,但对仪器设备和人员操作要求比较高,而现实水样中氯消毒剂又处于连续反应消耗中,因此,不适用于水厂做常规检测和现场测定。

2.3 无效(伪)氯胺的识别定量新方法

考虑到实际水厂中有机氯胺检测的困难,提出了一种基于$NaAsO_2$选择性淬灭法的水中无效氯胺的检测新方法。研究发现,利用$NaAsO_2$较弱且可调控的还原能力,选择性地将氯(胺)后水中氧化能力较强的余氯组分(自由氯、一氯胺、二氯胺和部分有一定氧化能力的有机氯胺)淬灭,保留氧化能力最弱的组分,并定义为"无效(伪)氯胺"。此方法规避了分离有机氯胺和无机氯胺的困难,同时又达到了排除水中无效消毒剂、避免有效消毒剂浓度被高估的最初目的。且该方法在检测过程中只需"测量、计算、淬灭、再测量"4个简单步骤即可完成操作,整个过程简便快捷、成本低廉。通过对比不同形态余氯对大肠杆菌的灭活效果,证实了用$NaAsO_2$选择性淬灭法测定的无效氯胺的真正无效性,即对大肠杆菌基本无任何灭活效果,且4种形态余氯的灭活效果顺序为无效氯胺<<一氯胺<二氯胺<自由氯[5]。

基于上述方法,对实际供水系统中无效(伪)氯胺的分布进行了进一步的监测,结果表明,实际供水管网中一氯胺浓度逐渐下降,无效(伪)氯胺浓度随着输水距离的增加而持续增加且稳定存在。同时,对屋顶供水水箱进行水质检测发现,部分水箱中高达80%的余氯为无效(伪)氯胺,无效(伪)氯胺的存在不仅导致了管壁生物膜抑制能力的降低,还可能极大削减了输配水过程余氯对微生物的抑制作用。

2.4 无效(伪)氯胺的前体物解析及控制方法

对无效(伪)氯胺的前体物解析发现,在氯化过程中,长江原水和黄浦江原水的有机氯胺生成量基本一致,在氯胺化过程中,长江原水产生的有机氯胺浓度要高于黄浦江原水;对于腐植酸、富里酸和藻类有机物3种典型天然有机物(NOM),藻类有机物因含有较多氨基类有机氮组分,是有机氯胺的重要前体物[6]。

无效(伪)氯胺的控制方法主要有3种途径:(1)前体物削减控制,主要包括适度预氧化/强化常规除藻与深度处理强化前体物溶解性有机氮(DON)的去除;(2)产生过程控制,主要涉及出厂加氯精准调控从而提升一氯胺产率;(3)降解转化控制,主要包含紫外光解有机氯胺并实现毒性削减及管网多级加氯以强化有机氯胺的分解。

3 新兴消毒副产物的识别与控制

1974年,Rook等首次在龙头水中发现了致癌性消毒副产物氯仿。经过数十年的研究,迄今已报道并在研究中的消毒副产物有1 000余种,但仍然存在大量未知种类的消毒副产物。随着对饮用水安全的重视程度不断提高,THMs、HAAs等有机副产物以及溴酸盐、亚氯酸盐等无机副产物均相继列入各国标准中。同时,HANs、亚硝胺等新兴N-DBPs以及I-THMs、碘代乙酸、碘代乙酰胺等新兴I-DBPs也逐渐成为目前关注和研究的热点[7],这些消毒副产物尽管检出浓度较低,但"三致"特性远高于常规消毒副产物。

3.1 消毒副产物的国内外控制标准

对比分析国内外针对消毒副产物的控制标准(表1)可知,THMs和HAAs为主要管控的消毒副产物[7]。总的来看,我国饮用水水质标准中涵盖的消

毒副产物种类较多,对于消毒副产物限值的界定,我国和美国、日本等国家及欧盟的指标限值接近,部分指标甚至更为严格。日本标准和 WHO 标准中给出了 HANs 类的限值,我国国标、美国标准、欧盟标准等均未限定,然而我国标准中不仅给出了 N-二甲基亚硝胺的限值,而且首次将 I-DBPs(碘乙酸和二氯一碘甲烷)纳入附录参考指标,因此,从消毒副产物控制来看,我国饮用水标准控制更为严格。

表 1 消毒副产物的国内外控制标准(单位:mg/L)

Tab. 1 Domestic and Foreign Control Standards for Disinfection by-Products(Unit: mg/L)

项目	我国国标(2022)	上海地标(2018)	深圳地标(2020)	美国(2012)	欧盟(2015)	日本(2015)	WHO(第 4 版)
总三卤甲烷	1*	0.5*	1*	0.08	0.1	0.1	1*
溴酸盐	0.01	0.005	0.005	0.01	0.01	0.01	0.01
亚氯酸盐	0.7	0.7	0.6	1	—	0.6	0.7
氯酸盐	0.7	0.7	0.6	—	—	0.6	0.7
HAAs	—	—	—	0.062	—	—	—
甲醛	0.9	0.45	0.08	—	—	0.08	—
三溴甲烷	0.1	0.1	0.08	0.08	—	0.09	0.1
三氯甲烷	0.06	0.06	0.06	0.08	—	0.06	0.3
一氯二溴甲烷	0.1	0.1	0.06	0.08	—	0.1	0.1
一溴二氯甲烷	0.06	0.06	0.03	0.08	—	0.03	0.06
三氯乙酸	0.1	0.05	0.03	0.06	—	0.03	0.2
二氯乙酸	0.05	0.025	0.025	0.06	—	0.03	0.05
氯乙酸	—	—	—	0.06	—	0.02	0.02
二溴乙腈	—	—	—	—	—	—	0.07
二氯乙腈	—	—	—	—	—	0.01(暂定)	0.02
氯化氰	0.07	0.035	0.01	—	—	—	—
三氯乙醛	0.1	0.005	0.01	—	—	0.02(暂定)	—
2,4,6-三氯酚	0.2	0.1	0.1	—	—	—	0.2
N-二甲基亚硝胺	0.000 1	0.000 1	0.000 1	—	—	0.000 1	0.000 1
碘乙酸	0.02	—	0.02	—	—	—	—
二氯一碘甲烷	—	—	0.01	—	—	—	—

注:* 表示我国国标、上海和深圳地标、WHO 标准限值为该类化合物中各种化合物的实测浓度与其各自限值的比值之和

3.2 新发掘关注的消毒副产物

随着现代检测分析技术的飞速发展和应用,近年来饮用水中消毒副产物的识别和检测取得了长足进步,各类新兴消毒副产物不断被识别检出,且经过生物毒理学验证后,往往比早期发现的消毒副产物具有更强的细胞或基因毒性。例如 20 世纪 90 年代发现的溴代消毒副产物(Br-DBPs)已被证实比最早发现的氯代消毒副产物(Cl-DBPs)毒性更大,而新关注的 I-DBPs 毒性则更是远超同类 Br-DBPs 和 Cl-DBPs,同时还会引发嗅味问题。与 C-DPBs 相比,各种类型的 N-DBPs 显示出较高的遗传毒性和细胞毒性,例如,二氯乙腈(DCAN)、卤代乙酰胺(HAcAms)、卤代硝基甲烷(HNMs)、亚硝胺(NAs)等。此外,近来以卤代苯醌等为代表的高毒性芳香类消毒副产物也引起了广泛的重视,这其中又包含了诸多芳香类 N-DBPs 和芳香类 I-DBPs 等。尽管新的消毒副产物种类被不断发掘识别,但氯消毒过程中仍有超过 50% 的总卤代有机物(TOX)未被识别。而不论是亟待识别的新消毒副产物还是已发掘消毒副产物的产生机制与控制方法,都将是饮用水消毒领域长期需关注的难点和重点。

3.3 新兴 I-DBPs

饮用水中的 I-DBPs 质量浓度通常在 ng/L ~ μg/L 水平,约占 TOX 的 1%,与氯代和溴代同系物相比具有极强致癌和致突变特性。在净水工艺中,氯化消毒和氯胺消毒都可能生成 I-DBPs,其中氯胺消毒过程中 I-DBPs 的生成风险更高。在饮用水中,高致毒性 I-THMs 的检出需要重点关注。研究 I-DBPs 的生成机制对控制其在饮用水处理过程中的产生具有指导意义。I-DBPs 的生成机制如下。

(1)新机制一:Cl_2、ClO_2 和 $KMnO_4$ 预氧化过程中 I-THMs 的生成风险[8]

Cl_2、ClO_2 和 $KMnO_4$ 预氧化过程中，水中碘离子均能被氧化为活性碘物质，进而与有机物反应产生 I-DBPs，但 3 种预氧化剂氧化能力不同，I-DBPs 生成特性也各不相同。其中 I-THMs 生成总量和种类的顺序为 Cl_2> ClO_2> $KMnO_4$，且产物以三碘甲烷为主。

（2）新机制二：紫外/氯（胺）联合工艺中 I-THMs 的产生新途径

紫外/氯（胺）联合工艺可以高效去除水中存在的有机污染物，具有非常强的潜在应用价值。有机碘化物如碘代显影剂等，在紫外照射条件下，有机碘会被降解，脱落的碘离子会与后续消毒过程中的自由氯、一氯胺或二氧化氯等发生反应，促进 I-THMs 生成，其中生成的顺序为氯胺>自由氯>二氧化氯。因此，紫外消毒会加剧 I-DBPs 的生成风险。

（3）新机制三：I-DBPs 生成的碘酸盐途径

碘酸盐因其稳定和无毒无害的特点，将碘离子转化为碘酸盐是控制 I-DBPs 生成的最佳路径之一。而研究发现，在紫外应用过程中，碘酸盐会被光还原成碘离子，从而进一步与后续消毒剂反应生成 I-DBPs[9]。值得注意的是，当碘离子和碘酸盐共存时，碘离子在紫外照射下会产生水合电子，并促进碘酸盐向活性碘物质的转化，从而加剧 I-DBPs 的生成风险。

通过分析 I-DBPs 生成的机制，可以归纳出如下 I-DBPs 的主要控制路径：（1）碘源去除：通过合适预氧化工艺将碘离子氧化为安全稳定的碘酸盐，或者通过深度处理工艺将有机碘去除；（2）碘类活性物质抑制：选取合适的消毒剂并优化投加方法，抑制碘类活性物质产生；（3）有机前体物去除：通过深度处理工艺强化有机物前体物去除；（4）I-DBPs 直接吸附和降解，如活性炭吸附或紫外高级氧化工艺降解。

4　消毒反应导致的异嗅味问题

饮用水中嗅味问题是评价饮用水品质的重要指标之一。饮用水的嗅味来源大致可分为以下几类：（1）水源中藻类分泌的有嗅味物质，如土臭素和 2-甲基异莰醇；（2）水处理过程中添加的化学试剂，如消毒衍生的嗅味物质；（3）外源化学污染；（4）输配水管网中生物膜或管道管材导致的嗅味，如硫铁细菌以及硫化氢。消毒衍生的嗅味问题主要包括无机嗅味和有机嗅味，如表 2 所示。无机嗅味主要包括消毒剂衍生的嗅味问题，如最常用的氯和氯胺。不同形态余氯嗅阈值差异明显（表 2），氯（胺）消毒剂自身形态转化可引发饮用水嗅味问题，如使用一氯胺作为消毒剂时，一氯胺将慢慢转化为嗅阈值更低的二氯胺导致饮用水的嗅味问题。另外，氯（胺）化衍生有机嗅味化合物在世界范围内普遍地可检测出，主要包括卤代苯甲醚、卤代亚胺、碘仿等嗅阈值极低的物质，仅为 ng/L 级别，极易引发饮用水嗅味问题，更值得关注。

表 2　消毒衍生的典型有机和无机嗅味物质及其嗅阈值
Tab. 2　Typical Organic and Inorganic Odor Substances Derived from Disinfection and Their Threshold Values

嗅味物质	嗅味类型	嗅阈值/($ng \cdot L^{-1}$)
一氯胺	氯味	6.5×10^5
二氯胺	氯味	1.5×10^5
三氯胺	氯味	2.0×10^4
自由氯	氯味	3.6×10^5
三氯苯甲醚	霉味	0.03~4.00
三溴苯甲醚	土腥味、霉味	0.03
N-氯代异丁基亚胺	氯味、游泳池味	200
N-氯代 2-甲基丁亚胺	氯味、游泳池味	250
N-氯代 3-甲基丁亚胺	氯味、游泳池味	250
三碘甲烷	药味	30

4.1　氯（胺）消毒衍生有机嗅味物质的产生与分布规律

以上海市两个典型水厂为例，研究了典型有机嗅味物质 *N*-氯代亚胺和卤代苯甲醚的生成。两个典型水厂采用相同的原水、相同的处理工艺，但消毒方式不同，分别为氯胺消毒和自由氯消毒。研究发现，原水中不存在 *N*-氯代亚胺，但原水经二氧化氯预氧化后会产生 *N*-氯代亚胺，出厂投加氯胺时几乎不产生 *N*-氯代亚胺，但随反应时间进行，在管网末梢浓度明显增加。出厂加自由氯时可快速产生大量 *N*-氯代亚胺，其浓度随输水距离先减小后增大。卤代苯甲醚在供水系统全流程普遍检出，包括原水，检出质量浓度在 2~7 ng/L。卤代苯甲醚普遍存在超出嗅阈值的现象，最高频率出现在原水中，为 83.3%，消毒后超出嗅阈值频率为 16.7%~33.3%。

4.2　氯（胺）消毒衍生嗅味的控制技术

氯（胺）消毒衍生嗅味的控制技术主要包括：（1）嗅味物质前体物的控制，如采用臭氧/生物活性炭深度处理工艺去除前体物；（2）嗅味物质的吸附

（下转第 133 页）

modelling for improving urban resilience in Beijing, China[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2020, 161: 104954. DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104954.

[10] 王慧敏, 刘新仁, 徐立中. 流域可持续发展的系统动力学预警方法研究[J]. 系统工程, 2001(3): 61-68.

[11] 翁异静, 邓群钊, 杜磊, 等. 基于系统仿真的提升赣江流域水生态承载力的方案设计[J]. 环境科学学报, 2015, 35(10): 3353-3366.

[12] 国家发展改革委产业所课题组. 常州经济开发区产业高质量发展调研[J]. 中国经贸导刊, 2019(19): 68-71.

[13] 方晓波, 张建英, 陈伟, 等. 基于 QUAL2K 模型的钱塘江流域安全纳污能力研究[J]. 环境科学学报, 2007(8): 1402-1407.

[14] 陈金虎. 常州市人民政府工作报告[N]. 常州日报, 2021-01-18.

[15] 姚翠友, 陈国娇, 张阳. 基于系统动力学的城市生态系统建设路径研究——以天津市为例[J]. 环境科学学报, 2020, 40(5): 1921-1930.

[16] 陈先鹏. 基于 PCA 和 SD 模型的区域国土资源环境承载力评价——以浙江省义乌市为例[D]. 杭州: 浙江大学, 2015.

(上接第 6 页)

去除,适当地使用活性炭滤柱吸附嗅味物质;(3)采用高级氧化工艺强化降解已经生成的嗅味物质。

5 消毒衍生水质问题的研究展望

消毒作为一个非常复杂的过程,不仅涉及到生物风险的削减,同时也涉及到化学安全性和水质口感品质的提升,但首要保障的还是生物安全问题。因此,未来饮用水常规氯(胺)消毒过程存在的新微生物风险问题亟待关注,包括阿米巴原虫、军团菌、新冠病毒等强传染性致病微生物的消毒灭活问题、微生物的耐氯和耐药问题等。其次,复杂水质背景消毒后的新兴消毒副产物识别检测、健康效应及控制方法等化学安全性问题也是需要持续关注的重点。此外,由消毒衍生的水质嗅味、口感等感官品质问题,也是未来饮用水处理研究的重要发展方向,对改善居民用水体验和增强幸福感具有重要社会效益。饮用水消毒衍生的水质问题涉及多方面,因此,不应将其视为水厂消毒剂投加这样简单的独立环节,而是应当从供水全流程的视角进行系统性思考,包括水源水质的适配性、水厂消毒方法的优选应用、管网供水过程消毒效果维持以及末端水质安全保障等多环节,从而实现对饮用水生物、化学和感官等问题的协同控制。

参考文献

[1] DONNERMAIR M M, III E. Disinfection efficacy of organic chloramines[J]. Water Research, 2003, 37(7): 1557-1570.

[2] 王钰, 刘明坤, 苗小草, 等. 城市供水系统对水中真菌数量和群落结构的影响[J]. 微生物学通报, 2019, 46(1): 20-28.

[3] XU B, TIAN F X, HU C Y, et al. Chlorination of chlortoluron: Kinetics, pathways and chloroform formation[J]. Chemosphere, 2011, 83(7): 909-916.

[4] SHANG C, III B, ERNEST R. Differentiation and quantification of free chlorine and inorganic chloramines in aqueous solution [J]. Environmental Science & Technology, 1999, 33(13): 2218-2223.

[5] ZHANG T Y, LIN Y L, XU B, et al. Identification and quantification of ineffective chlorine by $NaAsO_2$ selective quenching method during drinking water disinfection [J]. Chemical Engineering Journal, 2015(4): 295-302.

[6] ZHANG T Y, LIN Y L, XU B, et al. Formation of organic chloramines during chlor(am)ination and UV/chlor(am)ination of algae organic matter in drinking water[J]. Water Research, 2016, 103(7): 189-196.

[7] 楚文海, 肖融, 丁顺克, 等. 饮用水中的消毒副产物及其控制策略[J]. 环境科学, 2021, 42(11): 5059-5074.

[8] ZHANG T Y, XU B, HU C Y, et al. A comparison of iodinated trihalomethane formation from chlorine, chlorine dioxide and potassium permanganate oxidation processes [J]. Water Research, 2015, 68: 394 - 403. DOI: 10.1016/j.watres.2014.09.040.

[9] GONG T T, ZHANG X R. Determination of iodide, iodate and organo-iodine in waters with a new total organic iodine measurement approach[J]. Water Research, 2013, 47(17): 6660-6669.