

净水技术前沿与热点综述

陈永艳, 吕佳, 张岚, 等. 饮用水中全氟和多氟烷基物质的污染特征及管控[J]. 净水技术, 2026, 45(1): 1-9, 92.

CHEN Y Y, LÜ J, ZHANG L, et al. Characteristics and control of per- and polyfluoroalkyl substances pollution in drinking water[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(1): 1-9, 92.

饮用水中全氟和多氟烷基物质的污染特征及管控

陈永艳¹, 吕佳¹, 张岚^{1,*}, 叶必雄¹, 王媛园¹, 苏钜昌²

(1. 中国疾病预防控制中心环境与健康相关产品安全所, 中国疾病预防控制中心环境与人群健康重点实验室, 北京 100050;

2. 安利<中国>日用品有限公司, 广东广州 510613)

摘要 【目的】全氟和多氟烷基物质(PFASs)被广泛应用于各种工业产品和日常消费品中, 已成为受到广泛关注的持久性有机污染物。环境水体中已普遍检出PFASs, 人体通过饮水摄入是PFASs主要暴露途径之一, 开展饮用水中PFASs赋存特征研究对于PFASs的防控至关重要。【方法】本文论述了PFASs的种类, 除了包含全氟烷基羧酸(PFCAs)和全氟烷基磺酸(PFSAs)两大类传统PFASs外, 还包含了新型PFASs的典型类别, 并从直接排放和间接迁移两方面, 对饮用水中PFASs的污染来源进行分析。对比了国内外饮用水中PFASs的污染种类及分布特征, 列举了各国在饮用水相关标准中对PFASs的管控。【结果】在饮用水中检测到的新型PFASs的占比虽然低于PFCAs和PFSAs, 但检测到的种类日益增多, 六氟环氧丙烷二聚酸(HFPO-DA)、六氟环氧丙烷三聚酸(HFPO-TA)、6:2氟调磺酸(FTS)、6:2氯代多氟醚磺酸(Cl-PFESA)等新型PFASs检出频繁。【结论】国内外饮用水标准中对PFASs限值的规定趋于严格化, 低至纳克每升水平。低浓度限值的实施, 使部分地区饮用水中PFASs的浓度超出标准规定的限值, 这对饮用水中PFASs去除提出更高要求, 需要污染源管控、饮用水处理技术改进以及健康风险评估等多个环节协同作用, 以保障公众饮水健康。

关键词 全氟和多氟烷基物质 饮用水 污染特征 污染管控 污染来源

中图分类号: TU991 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)01-0001-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.01.001

Characteristics and Control of Per- and Polyfluoroalkyl Substances Pollution in Drinking Water

CHEN Yongyan¹, LÜ Jia¹, ZHANG Lan^{1,*}, YE Bixiong¹, WANG Yuanyuan¹, SU Juchang²

(1. China CDC Key Laboratory of Environment and Population Health, National Institute of Environmental Health, China CDC, Beijing 100050, China;

2. Amway <China> Co., Ltd., Guangzhou 510613, China)

Abstract [Objective] Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) are extensively utilized in industrial products and daily consumer goods, emerging as persistent organic pollutants of global concern. Their frequent detection in environmental water bodies poses significant risks, as ingestion through drinking water constitutes a primary exposure pathway for humans. Investigating the occurrence characteristics of PFASs in drinking water is critical for pollution prevention and control. [Methods] This paper systematically reviews the classification of PFASs, including traditional PFASs such as perfluorocarboxylic acids (PFCAs) and perfluorosulfonic acids (PFSAs), as well as emerging categories of novel PFASs. Pollution sources in drinking water are examined through dual lenses of direct emission and indirect migration pathways. A comparative analysis of PFASs profiles and distribution

[收稿日期] 2025-05-09

[基金项目] 国家重点研发计划(2021YFC3200804)

[作者简介] 陈永艳(1981—), 女, 副主任技师, 主要从事饮用水与健康等工作, E-mail: chen Yongyan@nieh.chinacdc.cn。

[通信作者] 张岚(1969—), 女, 研究员, 主要从事饮水与健康、饮水检验技术、消毒技术等工作, E-mail: zhanglan@nieh.chinacdc.cn。

patterns in drinking water systems is conducted at home and abroad, accompanied by an inventory of existing regulatory standards for PFASs. [Results] While novel PFASs constitute a smaller fraction of detected contaminants compared to PFCAs and PFSA, their diversity is rising steadily. Emerging compounds such as hexafluoropropylene oxide dimer acid (HFPO-DA), hexafluoropropylene oxide trimer acid (HFPO-TA), 6 : 2 fluorotelomer sulfonic acid (FTS), and 6 : 2 chlorinated polyfluorinated ether sulfonic acid (Cl-PFESA) are increasingly reported. [Conclusion] Limited values for PFASs in drinking water standards at home and abroad are becoming increasingly strict, down to the level of nanograms per liter. Implementation of these stringent limits have exposed PFASs contamination exceeding permissible concentrations in certain regions, challenging water treatment systems. Multi-faceted approaches including pollution source control, drinking water treatment technologies improvement, and health risk assessments are needed to guarantee public drinking water safety.

Keywords per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) drinking water pollution characteristic pollution control pollution source

全氟和多氟烷基物质(PFASs)是至少含有1个全氟化甲基或亚甲基碳原子的含氟物质^[1]。自21世纪初以来,PFASs被广泛应用于各种工业产品和日常消费品中,因其在环境中具有持久性以及对人类健康和生态系统的潜在不利影响而被重点关注。饮用水已被确定成为许多人群,特别是生活在受污染地区人群接触PFASs的一个重要来源^[2]。全氟辛酸(PFOA)和全氟辛烷磺酸(PFOS)是目前最受关注的PFASs,包括我国在内的世界许多地区,在饮用水中并没有对PFOA和PFOS进行常规监测。若使用2016年美国国家环境保护局(EPA)公布的健康指导值(HA)70 ng/L的监管标准,北美地下水的PFOA和PFOS超标率分别为69%和68%^[3]。自2009年起,《斯德哥尔摩公约》陆续将PFOS及其盐类、PFOA及其盐类、全氟己烷磺酸(PFHxS)及其盐类等相关PFASs列入禁限用名单。随着全氟烷基羧酸类(PFCAs)和全氟烷基磺酸类(PFSAs)物质的禁限用,产生了大量的PFASs类替代物。目前对其物理化学性质、毒性及环境迁移情况了解有限,从而增大了这类新型PFASs的监管难度,各国饮用水中PFASs现有指导方针或指令多以PFOA和PFOS为主,饮用水中PFASs的管控形势依旧严峻。本文综述了PFASs的种类、饮用水中污染来源、分布特征以及PFASs在饮用水相关标准中的管控现状,旨在为进一步评估我国饮用水中PFASs污染的风险水平、完善相关监测与治理措施提供科学依据。

1 PFASs 的分类

PFASs可以分为聚合和非聚合两类,聚合PFASs包括含氟丙烯酸酯和甲基丙烯酸酯聚合物、氟化聚氨酯聚合物、氟化氧乙烷聚合物等^[4],一般

非聚合PFASs又分为全氟烷基化物质和多氟烷基化物质^[5]。美国EPA将PFASs分为全氟烷基酸前体物、多氟烷基酸前体物、其他等类别。除了全氟或部分氟化的烷基链外,PFASs通常还含有一个末端官能团,如羧酸盐、磺胺、磷酸盐、磺酸盐或醇等,根据其官能团可将其分类,PFASs的典型类别如表1所示。

除了根据替代基、官能团等不同将PFASs分类,也可根据烷基链长度分类。一般来说,可根据主链中氟化碳原子的数量将PFASs分为长链和短链,根据经济合作与发展组织(OECD)定义^[6],PFCA和PFSA的“长链”定义在C原子数量上是不同的。PFCAs($C_nF_{2n+1}CO_2H$), $n \geq 7$ 被称为“长链”。PFSAs($C_nF_{2n+1}SO_3H$), $n \geq 6$ 被称为“长链”。具有一定C原子数的PFSAs比具有相同C原子数的PFCAs具有更强的生物积累倾向。

2 PFASs 进入饮用水的途径

PFASs通过直接排放及间接迁移的方式造成地表水、地下水和饮用水的污染,对人体健康构成潜在威胁^[7-8]。直接排放多具有点源污染的特点,点源包括氟化工业园区、各种工业制造场所、污水处理厂、消防训练场、垃圾填埋场等。氟化工业园区是地表水中最常见的PFASs污染源。我国山东省小清河位于氟化工业园下游的采样点相较于上游采样点水样中PFASs浓度急剧升高,PFASs质量浓度为383 000 ng/L,约为上游采样点的1 400倍^[9];四川省自贡市氟化工业园附近的河水、自来水、土壤和植物叶片中分别检测到3 817、3 254 ng/L、322~476 ng/g(以干重计)和23 401~33 749 ng/g(以干重计)的高浓度PFASs^[10]。氟化工业园区规模、生

表 1 PFASs 的典型类别
Tab. 1 Classification of Per- and Polyfluoroalkyl Substances

| 种类 | 典型类别 | 典型代表 |
|-------------------|------------------|--------------------------------------|
| 全氟烷基物质 (PerFASs) | PFCAs | PFOA |
| | PFSA | PFOS |
| | 全氟烷基膦酸 (PFPA) | 1H, 1H, 2H, 2H 全氟辛基膦酸钠 (6 : 2 PAP) |
| | 全氟烷基次膦酸 (PFPIAs) | 双 (全氟己基) 次膦酸 (6 : 6 PFPI) |
| | 全氟烷基醚羧酸 (PFECAs) | 六氟环丙烷二聚体酸 (HFPO-DA) |
| | 全氟烷基醚磺酸 (PFESAs) | 全氟 (2-乙氧基乙烷) 磺酸 (PFEE-SA) |
| | 全氟烷基磺酰胺 (FASAs) | 全氟辛烷磺酰胺 (PFOSA) |
| 多氟烷基物质 (PolyFASs) | 全氟烷基碘化物 | 全氟己基碘化物 (PFHxI) |
| | PFCAs | 2H, 2H, 3H, 3H-全氟辛酸 (5 : 3 FTCA) |
| | 多氟烷基磺酸 (PFSA) | 6 : 2 氟调磺酸 (FTS) |
| | 多氟烷基醚磺酸 (PFESAs) | 6 : 2 氯代多氟醚磺酸 (Cl-PFESA) |
| | 多氟烷基磺酰胺 (FASAs) | N-甲基全氟辛烷磺酰胺 (N-MeFOSA) |
| | 氟调聚醇 | 1H, 1H, 2H, 2H-全氟辛烷-1-醇 (6 : 2 FTOH) |

产工艺、产能和生产模式等影响了受污染水体中 PFASs 的浓度及组成特征。PFOS 及其盐是电镀中普遍使用的铬雾抑制剂,2019 年我国按公约要求限制其使用后,电镀园区污水中 6 : 2 Cl-PFESA (俗称 F-53B) 的增长速度远高于 PFOS^[11], 6 : 2 FTS 逐渐取代了 PFOS^[12]。天津市北大港地区污水处理厂下游 0.1 km 处地表水中 PFASs 总质量浓度最高达 2 500 ng/L^[13],该污水处理厂主要处理工业废水和城市污水,而其附近的北大港水库 PFASs 总浓度平均为玉桥水库的 5 倍^[14]。垃圾填埋场是地下水中 PFASs 的重要污染点源,我国西南地区 6 个垃圾填埋场渗滤液中发现大量全氟丁酸、全氟丁烷磺酸 (PFBS) 等短链 PFASs 及偶数链 PFASs^[15], PFASs 总质量浓度达 43 309 ng/L, PFASs 总质量浓度中位值为 8 636 ng/L ($n=6$)。

间接迁移是水体中 PFASs 的重要来源,包括地表径流、降水、挥发性 PFASs 的大气沉降、含 PFASs 消费品的老化分解、PFASs 前体物在生物或化学转化过程生成更为稳定的 PFASs 等。间接迁移通常涉及多个来源或途径的迁移释放。排放到大气中的 PFASs 会随大气干湿沉降进入地表水,虽然同一地区降水中的 PFASs 浓度普遍低于地表水中的浓度,但降水会协同地表径流等进一步加大地表水中 PFASs 的污染并通过补给作用向地下水中输送 PFASs。已有研究^[16-17]表明:氟化工厂周围和城市

化水平较高的地区,降水中 PFASs 浓度相对较高,如检出的 PFOS 质量浓度为 4.2~191 ng/L。在世界屋脊青藏高原的地表水和降水中均检出 PFASs,但质量浓度较低,分别为 0.115~6.34 ng/L 和 0.115~1.24 ng/L^[17]。目前,在工业化程度较低或人口密度较低的区域,与农业种植相关的特定 PFASs 污染问题也逐渐受到关注。PFASs 被用作农药配方中的惰性表面活性剂、分散剂等,多个氟原子的增加可提高分子的亲脂性。此外,含氟杀虫剂已被证实是可转化为 PFASs 或被代谢为 PFASs 的前体^[18],农业用地土壤中甲基全氟辛烷磺酰胺 (N-MeFOSA) 和乙基全氟辛烷磺酰胺 (N-EtFOSA) 有较高检出,而 N-MeFOSA 和 N-EtFOSA 是氟化农药的重要成分^[19],在地表径流和灌溉过程中,土壤中的 PFASs 会随着水流被冲刷或携带,最终进入水体,导致水体污染。

3 饮用水中 PFASs 的污染现状

3.1 全球饮用水中 PFASs 的分布

PFASs 被广泛使用于工业和日常消费品中,在海水、雨雪、食物、灰尘、空气和人体生物样本中经常被检测到,其在饮用水中普遍存在。如表 2 所示,最常被检测到的 PFASs 为 PFCAs、PFSA 及其替代物。2017 年美国 EPA 发布了美国 2013 年—2015 年 4 920 个公用饮用水设施采集的样本中 PFASs 的监测数据,包含全氟庚酸 (PFHpA)、PFOA、全氟壬

酸(PFNA)、PFBS、PFHxS和PFOS,其中PFOA和PFOS检出率最高。以地下水为水源的市政供水监测中($n=20\,419$),PFOS的最高质量浓度为 $7\,000\text{ ng/L}$,中位数为 64 ng/L ;PFOA的最高质量浓度为 349 ng/L ,中位数为 30 ng/L ;PFHxS的最高质量浓度为 $1\,600\text{ ng/L}$,中位数为 79 ng/L ^[20]。2016年—2021年,美国716个采样点自来水监测显示:除常见的PFCA_s、PFSA_s被检出外,还检出了6:2 FTS、FOSA、HFPO-DA等氟调聚物、氟烷烃磺酰胺,共17种PFAS_s被检出,PFAS_s总质量浓度为 $0.348\sim 346\text{ ng/L}$ 。预计在美国大约45%的饮用水样本中至少可以检测到一种PFAS_s^[21]。2024年10月24日,美国地质调查局发布了一项研究^[22]报告显示:美国本土有710万~950万人以含有PFAS_s的地下水作为饮用水。

加拿大、美国、法国、日本等全球多个国家的自来水监测显示,烷基碳链4~8的PFAS_s检出率均高于50%,烷基碳链 ≥ 10 的PFAS_s因其有更强的疏水性而检出率较低($< 20\%$),其中PFBA、PFHpA、PFOA、PFBS、PFHxS和PFOS检出率均超过75%,该项研究^[23]同时关注了超短链PFAS_s,全氟乙烷磺酸(PFEtS)和全氟丙烷磺酸(PFPtS)检出率分别为52%和67%。饮用水中超短链PFAS_s的普遍存在,也在荷兰一项研究^[24]中证实,该研究对水源水中56种PFAS_s进行检测,PFAS_s总质量浓度为 $50\sim 1\,150\text{ ng/L}$,而超短链PFAS(C_{2-3})检出质量浓度为 $300\sim 1\,100\text{ ng/L}$,远高于PFCA($\geq C_4$) $0.4\sim 95.1\text{ ng/L}$ 的检出质量浓度,对于超短链PFAS_s,水源水和末梢水之间未发现显著差异。超短链PFAS_s具有较高的溶解度,对土壤、沉积物和饮用水处理中使用的吸附剂的吸附性低,短链增加了它们进一步生物或化学降解的难度,导致它们存在于饮用水中。在PFAS_s的饮用水监测中,由于检测技术限制,短链与超短链PFAS_s难以通过单一方法同时测定。超短链PFAS_s的筛查和监测数据有限,但有限的数据显示:超短链PFAS_s更易到达水源水和饮用水中。饮用水中超短链PFAS_s的污染更加难以去除,往往被忽视且不受监管。

在亚洲同样面临着饮用水中PFAS_s污染问题。2018年—2021年韩国地下水检测显示:中短链PFAS_s比长链更为普遍,主要检出PFOA、PFPeA、全氟己酸(PFHxA)、PFHxS和PFOS。PFAS_s总质量

浓度为 $n. d. \sim 45.2\text{ ng/L}$ ^[25]($n. d.$ 表示未检出,下同)。在受污染地区,饮用水中多种类、高浓度的PFAS_s残留,进一步加剧了人群的暴露风险。日本冲绳地区在受消防泡沫影响的水中总共检测到116种PFAS_s^[26],2015年—2016年受氟化工厂影响,大阪地区水井、地表水和自来水中PFOA和PFHxA大量存在,井水中PFOA质量浓度为 $45.2\sim 7\,440\text{ ng/L}$,中位数为 240 ng/L ;PFHxA质量浓度为 $9.68\sim 970\text{ ng/L}$,中位数为 43.8 ng/L ^[27]。总体而言,饮用水中PFAS_s的检出水平在 ng/L 级别,受污染地区可达 $\mu\text{g/L}$ 级别。尽管不同国家或地区的监测数据大多缺乏连续性,但现有研究充分证实饮用水中PFAS_s污染的严峻现实。

3.2 我国饮用水中PFAS_s的分布特征

目前地表水、地下水中PFAS_s相关研究报道居多,而两者都是饮用水的重要来源,传统的水处理技术对于PFAS_s的去除往往效果不佳,即便是一些先进的深度处理技术,如活性炭吸附、膜分离等,在去除PFAS_s方面也存在一定的局限性。我国饮用水中PFAS_s污染以PFCA_s和PFSA_s为主,不同流域或城市之间存在差异。饮用水中的PFAS_s和邻近地表水中PFAS_s成分具有相似性^[28]。我国早期针对饮用水中PFAS_s的调查研究大多聚焦于工业化程度较高且人口密集的东部地区。2015年我国东部17个城市自来水中PFAS_s总质量浓度为 $1.4\sim 175\text{ ng/L}$,PFAS_s总质量浓度均值为 34.9 ng/L 。7种PFCA_s($C_4\sim C_{10}$)和3种PFSA_s(C_4 、 C_6 、 C_8)在所有样本中均有检出,PFOA和PFOS为主要污染。常熟、杭州、苏州三地饮用水中PFAS_s总质量浓度为 $12.4\sim 175\text{ ng/L}$,中位数为 90.7 ng/L ,高于其他城市^[28]。2017年Li等^[29]对我国31个省79个城市自来水调查发现,PFAS_s总质量浓度为 $4.49\sim 174.93\text{ ng/L}$,平均值为 35.13 ng/L ,检测结果与2015年的调查污染水平较为一致。检出率大于50%的PFAS_s有12种,其中PFBA质量浓度中位数为 17.87 ng/L ,高于PFOA(0.74 ng/L)、PFNA(0.40 ng/L)和PFOS(0.25 ng/L)。从地理分布特征看,西南地区PFAS_s总质量浓度(57.67 ng/L)和东部沿海地区PFAS_s总质量浓度(32.85 ng/L)高于我国其他区域,这与当地污染有关。如四川省自贡市^[10]末梢水中PFAS_s总质量浓度为 $31.5\sim 3\,254\text{ ng/L}$,是大型氟化工制造园区排放污染其水源水所致。2019年温馨

等^[30]对我国重点流域水源水及出厂水调查中发现:主要检出 PFASs 为 PFOA、PFNA、PFBA 和 PFHpA;这与以往研究相一致,但饮用水中 PFOA 和 PFOS 检出质量浓度中位数分别为 15.61 ng/L 和 3.57 ng/L,高于 Li 等^[29]的结果。无论是重点流域还是有氟化工园区等污染源的重点地区,均普遍检出 PFASs。

随着行业管控政策的变化,全氟烷基酸的结构类似物逐渐出现并使用,如全氟化合物烷基链上部分氟原子被氢原子取代形成氟调聚物、烷基链上插入氧原子形成全氟烷基醚类 PFASs,它的氟化碳链引入醚键使其易发生断裂或转化,生成的短链化合物更易与生物分子(如蛋白质、核酸等)发生相互作用,进而对生物体的生理功能产生更大的潜在影响^[2]。PFOA 和 PFOS 的氟化替代品的开发以及 PFASs 生产向短链化合物的转变,造成了未来饮用水中可能出现更多种类 PFASs 的情况,HFPO-DA 为 PFOA 的替代品,HFPO-DA 具有与被替代物相似或更高的毒性效应^[31]。目前的健康风险评估大多数集中在全氟烷基酸类 PFASs,新型 PFASs 对健康的影响在很大程度上是未知的,需要更多的毒理学数据证实新型 PFASs 是否毒性更小、生物蓄积性更低。Wang 等^[32]结合靶分析和非靶筛选,发现饮用水中除了 PFCA 和 PFSA 外,还存在多种 PFASs。该研究在可疑和非目标筛选中确认了 15 个高置信水平的 PFASs,但目标分析中仅检测到 9 个 PFCA 和 PFSA。在饮用水中检测到的新型 PFASs 的占比虽然低于 PFCA 和 PFSA,但检测到的种类日益增多^[14,23,33],目前较多检出的新型 PFASs 包含了 6:2 Cl-PFESA、6:2 FTS、HFPO-DA 等。研究^[34]发现:长江饮用水源地除了检出 PFCA 和 PFSA,还有 HFPO-DA,质量浓度为 n.d. ~ 10.89 ng/L,中位数为 8.38 ng/L;6:2 FTS 质量浓度为 2.82 ~ 11.36 ng/L,中位数为 5.11 ng/L。天津原水和出厂水中都检测到了 6:2 Cl-PFESA^[14],其中以水库水为水源的原水中检出质量浓度为 0.33 ~ 6.56 ng/L。江西省非工业区地下水样品中 PFASs 总质量浓度为 1.27 ~ 381.00 ng/L,所有样品中均有 6:2 Cl-PFESA 检出,6:2 FTS 和 HFPO-DA 的检出率分别为 71.6%和 35.2%^[33]。3 种新型 PFASs 的检出质量浓度分别为 0.04 ~ 13.40、n.d. ~ 117.50 ng/L 和 n.d. ~ 8.90 ng/L。6:2 FTS 的平均质量浓度

(2.60 ng/L)高于 PFOS 的平均质量浓度(1.60 ng/L),这说明 PFASs 替代品已经被广泛使用。2016 年, Pan 等^[35]在我国长江、珠江、太湖等流域环境水体中发现有 HFPO-DA,六氟环氧丙烷三聚酸(HFPO-TA)、6:2 Cl-PFESA 的检出,长江流域 HFPO-DA 质量浓度为 0.73 ~ 14 ng/L,太湖流域 HFPO-TA 质量浓度为 0.14 ~ 5.0 ng/L。

4 各国对 PFASs 在饮用水中的管控

在不同的国家和地区,饮用水中 PFASs 的浓度水平差别很大。尤其在受污染地区检测到的水平超过了当地和国际卫生机构设定的健康咨询限值,需要采取及时有效的治理措施,以保护公众饮水健康。国内外对饮用水中 PFASs 残留问题高度重视,如表 3 所示,各国饮用水中 PFASs 指标的相关标准不断更新,关注的种类持续增加,对限值的规定趋于严格化。我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)中将 PFOA 和 PFOS 纳入资料性附录,标准值分别为 80 ng/L 和 40 ng/L。美国 EPA 于 2024 年 4 月发布了具有法律效力的国家饮用水标准,规定 PFOA 和 PFOS 的最大污染物水平(MCL)值为 4 ng/L,PFHxS、PFNA、HFPO-DA 的 MCL 为 10 ng/L。此前,美国在 2009 年首次对 PFOA 和 PFOS 进行评估并发布了临时 HA,分别为 400 ng/L 和 200 ng/L。2016 年,美国 EPA 公布了 PFOA 和 PFOS 的 HA 均为 70 ng/L。2022 年 6 月,美国 EPA 更新了 PFOA 和 PFOS 的 HA,设定临时值分别为 0.004 ng/L 和 0.02 ng/L,同时还发布了 PFBS 和 HFPO-DA 的最终 HA,分别为 2 000 ng/L 和 10 ng/L。2024 年,美国 EPA 发布了 PFOA 和 PFOS 的最终人类健康毒性评估以及最终的 PFASs 国家饮用水一级标准(NPDWR),规定了 PFOA、PFOS、PFHxS、PFNA、HFPO-DA 的 MCL 值,以及包含 2 种及以上的 PFHxS、PFNA、HFPO-DA 和 PFBS 混合物的 MCL 危害指数。日本于 2020 年 4 月在《自来水水质标准》中规定:PFOA 和 PFOS 的总体质量浓度限值为 50 ng/L。欧盟于 2020 年 12 月 16 日发布了修订的《饮用水指令》,规定 PFASs 的质量浓度总量的指标限值为 500 ng/L,20 种 PFASs[PFCA_s(C₄ ~ C₁₃)及 PFSA_s(C₄ ~ C₁₃)]质量浓度之和限值为 100 ng/L,并规定到 2024 年 1 月 12 日应制定相关监测、检测技术指南,到 2026 年 1 月 12 日,会员国应采取必要

表2 国内外饮用水中 PFASs 的检出情况
 Tab. 2 Detection of PFASs in Drinking Water at Home and Abroad

| 采样地区 | 采样年份 | 样品类型 | 样品数量 | 检出种数 | 检出种类 | 质量浓度水平/(ng·L ⁻¹) |
|---------------------------------|---------------|------|--------|------|---|--|
| 美国 ^[20] | 2013 年—2015 年 | 饮用水 | 20 419 | 6 | PFCA(C ₇₋₉); PFSA(C _{4,6,8}) | PFOS(n. d. ~7 000, 中位数为 64); PFOA(n. d. ~349, 中位数为 30); PFHxS(n. d. ~1 600, 中位数为 79) |
| 美国 ^[21] | 2016 年—2021 年 | 末梢水 | 716 | 46 | PFCA(C _{4-14,16,18}); PFSA(C _{4,6-10,12}); x: 2 FTS(x=4, 6, 8, 10); x: 2 FTUA(x=6, 8, 10); x: 2 FTA(x=6, 8, 10); x: 3 FTA(x=3, 5, 7); 4, 8-二氧-3H-全氟壬酸(ADONA)等 | PFASs; 0.348~346, 中位数为 7.1(公共供水), 8.2(自建供水) |
| 加拿大、美国、法国、意大利等 ^[23] | 2021 年—2023 年 | 末梢水 | 156 | 76 | PFCA(C _{4-14,16,18}); PFSA(C ₂₋₁₃); x: 2 FTSA(x=4, 6, 8, 10); x: 2 FTUA(x=6, 8, 10); x: 2 FTA(x=6, 8, 10); x: 3 FTA(x=3, 4, 5, 7); 6: 6 PFPi; 6: 8 PFPi; 8: 8 PFPi 等 | PFBA(0.113~104.6, 中位数为 1.25); PFPeA(0.084~87.61, 中位数为 0.49); PFHxA(0.043~84.41, 中位数为 0.55); PFHpA(0.025~53.16, 中位数为 0.40); PFOA(0.015~150.1, 中位数为 0.41); PFBS(0.007~22.06, 中位数为 0.27); PFHxS(0.003~43.16, 中位数为 0.11); PFOS(0.009~20.21, 中位数为 0.28) |
| 英国 ^[36] | 2019 年—2020 年 | 末梢水 | 41 | 10 | PFCA(C ₈₋₉); PFSA(C _{4,6,8}); FOSA; MeFOSA; EtFOSA; MeFOSE; EtFOSE | PFASs(1.0~6.8, 均值为 2.7) |
| | | 瓶装水 | 18 | | | PFASs(0.36~5.2, 均值为 1.1) |
| 荷兰 ^[24] | 2021 年 | 原水 | 18 | 56 | PFCA(C ₂₋₁₄); PFSA(C ₂₋₁₀); x: 2 FTSA(x=4, 6, 8, 10); x: 2 FTA(x=4, 6, 8); FBSA; FHxSA; FOSA; MeFOSAA; EtFOSAA; HFPO-DA; ADONA; Cl-PF3ONS 等 | PFASs(50~1 150); TFA(30~1 100); PFPrA(1~66); PFCA(0.4~95.1); PFSA(0.1~25.5) |
| 韩国 ^[25] | 2018 年—2021 年 | 地下水 | 830 | 16 | PFCA(C ₄₋₁₄); PFSA(C _{4,6-8,10}) | PFASs(n. d. ~45.2) |
| 日本大阪 ^[27] | 2015 年—2016 年 | 井水 | 44 | 11 | PFCA(C ₄₋₁₄) | PFOA(45.2~7 440, 中位数为 240); PFHxA(9.68~970 ng/L, 中位数为 43.8) |
| 我国东部 17 个城市 ^[28] | 2015 年 | 末梢水 | 64 | 17 | PFCA(C _{4-14,16,18}); PFSA(C _{4,6,8,10}) | PFASs(1.4~175, 均值为 34.9) |
| 我国 79 个城市 ^[29] | 2017 年 | 末梢水 | 79 | 17 | PFCA(C _{4-14,16,18}); PFSA(C _{4,6,8,10}) | PFASs(4.49~174.93, 均值为 35.13); PFOS(中位数为 0.25); PFBA(中位数为 17.87); PFHxS(中位数为 0.19); PFOA(中位数为 0.74) |
| 长江、黄河、辽河、珠江、淮河等 ^[30] | 2019 年 | 水源水 | 60 | 11 | PFCA(C ₄₋₁₀); PFSA(C _{4,6-8}) | PFOA(中位数为 17.13); PFBA(中位数为 8.51); PFHpA(中位数为 1.79); PFOS(中位数为 2.48) |
| | | 出厂水 | 60 | | | PFOA(中位数为 15.61); PFBA(中位数为 11.67); PFHpA(中位数为 1.80); PFOS(中位数为 3.57) |
| 长江干流重庆段以及支流 ^[34] | 2022 年—2023 年 | 水源水 | 48 | 42 | PFCA(C ₃₋₁₄); PFSA(C ₄₋₁₀); x: 2 FTS(x=4, 6, 8); PFECHS, x: 3 FTCA(x=3, 5, 7); HFPO-DA; ADONA; x: 2 Cl-PFESA(x=6, 8); x: 2 diPAP(x=6, 8); x: 2 FTCA(x=6, 8); FBSA; x: 2 FTUCA(x=6, 8); FOSA; 6: 2 FTAB; MeFOSAA; EtFOSAA; FHxSA | PFOA(2.46~201.4, 中位数为 3.25); PFBS(5.85~63.68, 中位数为 7.05); HFPO-DA(n. d. ~10.89, 中位数为 8.38); 6: 2 FTS(2.82~11.36, 中位数为 5.11); PFOS(2.29~18.7, 中位数为 2.66); PFHxA(2.37~13.27, 中位数为 5.23); PFBA(3.05~4.98, 中位数为 3.94); PFPeA(3.64~4.25, 中位数为 3.79) |

(续表2)

| 采样地区 | 采样年份 | 样品类型 | 样品数量 | 检出种数 | 检出种类 | 质量浓度水平/(ng·L ⁻¹) |
|--------------------------|-------------|--------------------|----------------|------|---|--|
| 长江、黄浦江 ^[37] | 2019年—2020年 | 水源水 出厂水 | 6 6 | 23 | PFCA (C _{4-14,16,18}); PFSA (C ₄₋₁₀); PFOSA; N-EtFOSAA; N-MeFOSAA | PFASs (15.52 ~ 118.44); PFOA (最高为 34.79); PFBA (最高为 29.99) |
| 长江下游9个城市 ^[38] | 2019年 | 水源水 | 21 | 14 | PFCA (C ₄₋₁₄); PFSA (C _{4,6,8}) | PFASs (39.3 ~ 220.3, 中位数为 80.2); PFOA (均值为 19.4); PFOS (均值为 15.4) |
| 上海 ^[39] | 2017年 | 末梢水 | 9 | 6 | PFOA; PFOS; PFNA; PFBS; PFHpA; PFHxS | PFASs (均值为 12.75) |
| | | 过滤水 | 9 | | | PFASs (均值为 8.94) |
| | | 瓶装水 | 9 | | | PFASs (均值为 4.68) |
| 浙江省 ^[40] | 2021年 | 水源水 | 42 | 26 | PFCA (C ₄₋₁₄); PFSA (C _{4,6-8,10}); PF36DA; PF3MPA; PF4MBA; NMPF-SMA; PF2M3OA; NEPSG; SD3H48D; P11C3O1S; P9C3O1S; PF2ES | PFASs (1.30 ~ 24.90); PFOA (0.50 ~ 13.70); PFBS (n. d. ~ 1.70) |
| 苏州市 ^[41] | — | 出厂水 末梢水 二次供水 | 18 11 15 | 2 | PFOA; PFOS | PFOA (10.8 ~ 41.5, 中位数为 23.9); PFOS (n. d. ~ 4.50, 中位数为 2.46) |
| 黄河下游 ^[42] | 2021年—2022年 | 水源水 | 48 | 17 | PFCA (C _{4-14,16,18}); PFSA (C _{4,6,8,10}) | PFASs (1.0 ~ 107.0, 中位数为 9.3) |
| 青岛 ^[43] | 2017年 | 末梢水 | 7 | 12 | PFCA (C _{4-14,16,18}); PFSA (C _{4,6,8,10}); PFOSA | PFASs (20.5 ~ 29.9, 均值为 24.5) |
| | | 包装水 | 9 | | | PFASs (0.2 ~ 28.4, 中位数为 0.9) |
| 天津 ^[14] | 2018年—2019年 | 水源水 | 38 | 21 | PFCA (C _{4-16,18}); PFSA (C _{4,6,8,10}); 6 : 2 Cl-PFESAs; 8 : 2 Cl-PFESAs; PFECHS; HFPO-DA | PFASs (0.79 ~ 119.86) |
| 深圳 ^[36] | 2019年—2020年 | 瓶装水 | 50 | 10 | PFCA (C ₈₋₉); PFSA (C _{4,6,8}); FOSA; MeFOSA; EtFOSA; MeFOSE; EtFOSE | PFASs (3.1 ~ 17, 均值为 9.2) |
| | | 末梢水 | 14 | | | PFASs (0.29 ~ 3.3, 均值为 0.74) |
| 四川自贡 ^[10] | 2019年 | 末梢水 | 38 | 12 | PFCA (C ₄₋₁₂); PFSA (C _{4,6,8}) | PFASs (31.5 ~ 3254); PFOA (18.4 ~ 3165) |
| 江西 ^[33] | 2016年 | 地下水 | 88 | 21 | PFCA (C _{4-14,16,18}); PFSA (C _{4,6,8,10}); 6 : 2 FTS; ADONA; HFPO-DA; HFPO-TA; 6 : 2 Cl-PFESA | PFASs (1.27 ~ 381.00); 6 : 2 Cl-PFESA (0.04 ~ 13.40); 6 : 2 FTS (n. d. ~ 117.50); HFPO-DA (n. d. ~ 8.90) |

措施确保饮用水符合 PFASs 标准。加拿大卫生部于 2024 年 8 月 9 日发布了 PFASs 的饮用水水质目标值,规定 25 种 PFASs 质量浓度之和尽可能低于 30 ng/L。澳大利亚于 2025 年 6 月公布《饮用水指南》中 PFOA、PFOS、PFHxS 和 PFBS 的质量浓度限值分别规定为 200、8、30 ng/L 和 1 000 ng/L。各国饮用水中 PFASs 现有管控政策多以 PFOA 和 PFOS 为主,新型 PFASs 不断涌现,对其化学性质、毒性及环境迁移情况了解有限,进一步加大了新型 PFASs 的监管难度,饮用水中 PFASs 的管控形势依旧严峻。

5 结语与展望

PFASs 作为一类具有持久性、生物蓄积性和潜

在毒性的污染物,PFCA 和 PFSA 在饮用水中已普遍检出。饮用水中检测到的新型 PFASs 占比虽然低于 PFCA 和 PFSA,但检测到的种类日益增多, HFPO-DA、HFPO-TA、6 : 2 FTS、6 : 2 Cl-PFESA 等新型 PFASs 检出频繁。各国陆续颁布具有法律效力的与 PFASs 相关的国家饮用水标准,这一举措标志着在 PFASs 管控方面迈出了重要一步。然而,这些指导方针通常是针对少数 PFASs 制定的,进一步扩大饮用水中 PFASs 监测清单,将有益于对饮用水中 PFASs 进行更为全面的健康风险评估。同时,新标准的实施也暴露出诸多问题,如部分地区饮用水中 PFASs 的浓度超出标准规定的限值,需要持续投

表 3 各国饮用水中 PFASs 的限值
Tab. 3 Limited Values of PFASs in Drinking Water from
Different Countries

| 项目 | 内容 |
|------|--|
| 我国 | 《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022) PFOA 质量浓度限值为 80 ng/L; PFOS 质量浓度限值为 40 ng/L |
| 美国* | 国家饮用水一级标准 PFOA 质量浓度限值为 4 ng/L; PFOS 质量浓度限值为 4 ng/L; PFHxS 质量浓度限值为 10 ng/L; PFNA 质量浓度限值为 10 ng/L; HFPO-DA 质量浓度限值为 10 ng/L |
| 澳大利亚 | 《饮用水指南》 PFOA、PFOS、PFHxS 和 PFBS 的质量浓度限值分别规定为 200、8、30 ng/L 和 1 000 ng/L |
| 日本 | 自来水水质标准 PFOA+PFOS 质量浓度限值为 50 ng/L |
| 欧盟 | 《饮用水指令》 总量 PFASs 质量浓度限值为 500 ng/L; 20 种 PFASs 质量浓度之和限值为 100 ng/L |
| 加拿大 | 《饮用水水质指导》 25 种 PFASs 质量浓度之和限值为 30 ng/L |

注: * 表示美国国家饮用水一级标准还规定了包含 2 种及以上的 PFHxS、PFNA、HFPO-DA 和 PFBS 混合物,其危害指数不得超过 1,危害指数为单一指标浓度与参考浓度的比值之和,无量纲。

入资源与精力,通过污染源管控、饮用水处理技术改进到健康风险评估等多个环节协同作用,以逐步改善饮用水质量,保障公众饮水健康。

参考文献

- [1] WANG Z, BUSER A M, COUSINS I T, et al. A new OECD definition for per- and polyfluoroalkyl substances [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(23): 15575–15578.
- [2] SUNDERLAND E M, HU X C, DASSUNCAO C, et al. A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects [J]. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 2019, 29(2): 131–147.
- [3] SIMS J L, STROSKI K M, KIM S, et al. Global occurrence and probabilistic environmental health hazard assessment of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in groundwater and surface waters [J]. Science of the Total Environment, 2022, 816: 151535. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151535.
- [4] RAMÍREZ C A, LESTIDO-CARDAMA A, VAZQUEZ L P, et al. Presence of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in food contact materials (FCM) and its migration to food [J]. Foods, 2021, 10(7): 1443.
- [5] KWIATKOWSKI C F, ANDREWS D Q, BIRNBAUM L S, et al. Scientific basis for managing PFAS as a chemical class [J].

- Environmental Science & Technology Letters, 2020, 7(8): 532–543.
- [6] BUCK R C, FRANKLIN J, BERGER U, et al. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins [J]. Integrated Environmental Assessment and Management, 2011, 7(4): 513–541.
- [7] ELGARAHY A M, ELOFFY M G, SABER A N, et al. Exploring the sources, occurrence, transformation, toxicity, monitoring, and remediation strategies of per- and polyfluoroalkyl substances: A review [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2024, 196(12): 1209.
- [8] KURWADKAR S, DANE J, KANEL S R, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution [J]. Science of the Total Environment, 2022, 809: 151003. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151003.
- [9] 孙琳婷. 全(多)氟化合物在典型氟工业园区河流中的污染特征研究 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2020.
- SUN L T. Distribution characteristics of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in rivers around fluorine industrial parks [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2020.
- [10] FANG S H, SHA B, YIN H L, et al. Environment occurrence of perfluoroalkyl acids and associated human health risks near a major fluorochemical manufacturing park in southwest of China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 396: 122617. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122617.
- [11] 王晨熹, 鹿晓菲, 杨济妮, 等. 电镀行业排放重金属及全氟化合物时空分布及风险评估 [J]. 环境化学, 2024, 43(6): 1881–1897.
- WANG C X, LU X F, YANG J N, et al. Spatial and temporal distribution and risk assessment of heavy metals and perfluorinated compounds from electroplating industry [J]. Environmental Chemistry, 2024, 43(6): 1881–1897.
- [12] JIANG X Z, ZHOU Z M, QIN Z Q, et al. Occurrence, transport, and full-scale adsorptive removal of PFAS in electroplating parks in China [J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(51): 22744–22754.
- [13] CHEN H, MUNOZ G, DUY S V, et al. Occurrence and distribution of per- and polyfluoroalkyl substances in tianjin, China: The contribution of emerging and unknown analogues [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(22): 14254–14264.
- [14] LI Y, NIU Z, ZHANG Y. Occurrence of legacy and emerging poly- and perfluoroalkyl substances in water: A case study in Tianjin (China) [J]. Chemosphere, 2022, 287: 132409. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132409.
- [15] 谷萌, 魏潇潇, 刘华祖, 等. 垃圾填埋与焚烧渗滤液全(多)氟化合物赋存特征 [J]. 中国环境科学, 2020, 40(4):

- 1555–1562.
- GU M, WEI X X, LIU H Z, et al. Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances in leachates from landfills and incineration plants[J]. *China Environmental Science*, 2020, 40 (4): 1555–1562.
- [16] HAN T Z, GAO L Y, CHEN J H, et al. Spatiotemporal variations, sources and health risk assessment of perfluoroalkyl substances in a temperate bay adjacent to metropolis, north China [J]. *Environmental Pollution*, 2020, 265: 115011. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115011.
- [17] WANG F, ZHUANG Y R, DONG B Q, et al. Review on per- and poly-fluoroalkyl substances' (PFASs') pollution characteristics and possible sources in surface water and precipitation of China[J]. *Water*, 2021, 14(5): 812.
- [18] ZABALETA I, BIZKARGUENAGA E, NUNOO D, et al. Biodegradation and uptake of the pesticide sulfluramid in a soil-carrot mesocosm [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(5): 2603–2611.
- [19] XING Z, WANG G, LIU S, et al. Legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in agricultural soils affected by fluorochemical manufacturing facilities, north China; Occurrence, region-specific distribution, substitution trend and source appointment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 474: 134770. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.134770.
- [20] CRONE B C, SPETH T F, WAHMAN D G, et al. Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in source water and their treatment in drinking water[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2019, 49(24): 2359–2396.
- [21] SMALLING K L, ROMANOK K M, BRADLEY P M, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in united states tapwater; Comparison of underserved private-well and public-supply exposures and associated health implications[J]. *Environment International*, 2023, 178: 108033. DOI: 10.1016/j.envint.2023.108033.
- [22] TOKRANOV A K, RANSOM K M, BEXFIELD L M, et al. Predictions of groundwater PFAS occurrence at drinking water supply depths in the united states [J]. *Science*, 2024, 386 (6723): 748–755.
- [23] TEYMOORIAN T, MUNOZ G, SAUVÉ S. PFAS contamination in tap water; Target and suspect screening of zwitterionic, cationic, and anionic species across canada and beyond [J]. *Environment International*, 2025, 195: 109250. DOI: 10.1016/j.envint.2025.109250.
- [24] SADIA M, NOLLEN I, HELMUS R, et al. Occurrence, fate, and related health risks of PFAS in raw and produced drinking water[J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(8): 3062–3074.
- [25] PARK S, KIM D H, YOON J H, et al. Study on pollution characteristics of perfluoroalkyl substances (PFASs) in shallow groundwater[J]. *Water*, 2023, 15(8): 1480.
- [26] YUKIOKA S, TANAKA S, SUZUKI Y, et al. A profile analysis with suspect screening of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in firefighting foam impacted waters in Okinawa, Japan [J]. *Water Research*, 2020, 184: 116207. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116207.
- [27] SHIWAKU Y, LEE P, THEPAKSORN P, et al. Spatial and temporal trends in perfluorooctanoic and perfluorohexanoic acid in well, surface, and tap water around a fluoropolymer plant in Osaka, Japan[J]. *Chemosphere*, 2016, 164: 603–610. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.09.006.
- [28] TAN K Y, LU G H, PIAO H T, et al. Current contamination status of perfluoroalkyl substances in tapwater from 17 cities in the eastern China and their correlations with surface waters[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2017, 99(2): 224–231.
- [29] LI Y, LI J, ZHANG L, et al. Perfluoroalkyl acids in drinking water of China in 2017; Distribution characteristics, influencing factors and potential risks[J]. *Environment International*, 2019, 123: 87–95. DOI: 10.1016/j.envint.2018.11.036.
- [30] 温馨, 吕佳, 王园媛, 等. 常规处理工艺对饮用水中全氟化合物的去除效果研究[J]. *环境卫生学杂志*, 2022, 12(7): 526–532.
- WEN X, LÜ J, WANG Y Y, et al. Removal efficiency of perfluorinated compounds in drinking water by conventional treatment process[J]. *Journal of Environmental Hygiene*, 2022, 12(7): 526–532.
- [31] GOMIS M I, VESTERGREN R, BORG D, et al. Comparing the toxic potency in vivo of long-chain perfluoroalkyl acids and fluorinated alternatives [J]. *Environment International*, 2018, 113: 1–9. DOI: 10.1016/j.envint.2018.01.011.
- [32] WANG Y Q, HU L X, LIU T, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water system; Target and non-target screening and removal assessment [J]. *Environment International*, 2022, 163: 107219. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107219.
- [33] WANG Q, SONG X, WEI C, et al. Distribution, source identification and health risk assessment of PFASs in groundwater from Jiangxi Province, China [J]. *Chemosphere*, 2022, 291: 132946. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132946.
- [34] 曹溢. 长江饮用水源地全(多)氟烷基化合物分布与健康风险及吸附去除研究[D]. 天津: 天津理工大学, 2024.
- CAO Y. Study on distribution, health risk and adsorption removal of perand poly-fluoroalkyl substances in drinking water source areas of the yangtze river[D]. Tianjin: Tianjin University of Technology, 2024.

(下转第 92 页)

- CHEN J Y, LUO Q J, LI J S, et al. Common problems and countermeasures in the implementation process of rural water pollution control in China [J]. *Environmental Science and Management*, 2020, 45(3): 21–24.
- [12] 温凯茵, 林彰文, 卢欢亮. 广东省农村生活污水治理存在问题及对策研究[J]. *安徽农业科学*, 2021, 49(11): 85–87, 131.
- WEN K Y, LIN Z W, LU H L. Problems and countermeasures for the treatment of rural domestic sewage of Guangdong Province [J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2021, 49(11): 85–87, 131.
- [13] 邓国海, 陈波, 向秋实, 等. 基于主成分分析的水质考核排名研究——以涪江四川国省考断面为例[J]. *四川环境*, 2024, 43(4): 59–66.
- DENG G H, CHEN B, XIANG Q S, et al. Water quality assessment and ranking study based on main component analysis——Taking Sichuan guokao section of Fujiang River as an example[J]. *Sichuan Environment*, 2024, 43(4): 59–66.
-
- (上接第9页)
- [35] PAN Y T, ZHANG H X, CUI Q Q, et al. Worldwide distribution of novel perfluoroether carboxylic and sulfonic acids in surface water [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(14): 7621–7629.
- [36] GAO C, DRAGE D S, ABDALLAH A E, et al. Factors influencing concentrations of PFAS in drinking water; Implications for human exposure[J]. *ACS ES&T Water*, 2024, 4(11): 4881–4892.
- [37] 任洋洋, 金玉娥, 许慧慧, 等. 上海市饮用水中全氟化合物的污染现状及风险评估[J]. *环境与职业医学*, 2020, 37(11): 1089–1094.
- REN Y Y, JIN Y E, XU H H, et al. Assessment of contamination and health risk of perfluoroalkyl substances in drinking water in Shanghai [J]. *Journal of Environmental and Occupational Medicine*, 2020, 37(11): 1089–1094.
- [38] YU L, LIU X D, HUA Z L. Occurrence, distribution, and risk assessment of perfluoroalkyl acids in drinking water sources from the lower Yangtze River [J]. *Chemosphere*, 2022, 287: 132064. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132064.
- [39] AO J, YUAN T, XIA H, et al. Characteristic and human exposure risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substances; A study based on indoor dust and drinking water in China [J]. *Environmental Pollution*, 2019, 254: 112873. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.07.041.
- [40] HE S, REN N Q. Occurrence and risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substances in water source protection area of southeastern China [J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 913997. DOI: 10.3389/fenvs.2022.913997.
- [41] 施静, 夏瑜, 许红睿, 等. 苏州市饮用水中全氟辛酸与全氟辛烷磺酸浓度分析及健康风险评估[J]. *食品安全导刊*, 2024(20): 39–43.
- SHI J, XIA Y, XU H R, et al. Concentration analysis and health risk assessment of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate in drinking water in Suzhou [J]. *China Food Safety Magazine*, 2024(20): 39–43.
- [42] LIU H, JIA R B, DU Z Q, et al. Characteristics, source apportionment and health risk assessment of perfluoroalkyl acids in typical drinking water sources of eastern China [J]. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 2023, 9(4): 1080–1089.
- [43] LU G, SHAO P, ZHENG Y, et al. Perfluoroalkyl substances (PFASs) in rivers and drinking waters from Qingdao, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, 19(9): 5722.