田海宁, 陈江峰, 董滨. 城镇污水污泥处理处置流程中典型病毒的发生及潜在风险[J]. 净水技术, 2024, 43(9): 14-24,141.
TIAN H N, CHEN J F, DONG B. Typical virus occurrence and potential risks in urban sewage and sludge treatment/disposal process[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(9): 14-24,141.

城镇污水污泥处理处置流程中典型病毒的发生及潜在风险

田海宁[1],陈江峰[2],董　滨[1,*]
(1. 同济大学环境科学与工程学院,上海　200092;2. 上海理工大学环境与建筑学院,上海　200093)

摘　要　城镇污水中存在大量可造成流行性疾病的病毒,但目前污水污泥处理处置过程中病毒的去除效果及公共风险尚不明晰,如何确保病毒在污水污泥处理处置工艺中被有效去除,是保证城镇健康安全的关键。为此,文章分析和总结了典型病毒在污水污泥处理系统中的发生和转变,概括了污水和污泥处理流程中各工艺对病毒的灭活机制,以及不同处理工艺对病毒的去除效果,并对该过程中存在的职工健康风险隐患进行了归纳,针对性提出相应防控建议,为实现城镇污水厂典型病毒全流程风险管理提供参考依据。

关键词　污水处理　污泥处理处置　病毒　风险隐患　防控建议
中图分类号: TU992　　**文献标识码**: A　　**文章编号**: 1009-0177(2024)09-0014-12
DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2024.09.003

Typical Virus Occurrence and Potential Risks in Urban Sewage and Sludge Treatment/Disposal Process

TIAN Haining[1], CHEN Jiangfeng[2], DONG Bin[1,*]
(*1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai　200092, China;*
2. School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai　200093, China)

Abstract　There are a large number of viruses that can cause epidemic diseases in urban sewage, but the virus removal effect and public risk in sewage and sludge treatment/disposal are still unclear. How to ensure that the virus is effectively removed in sewage and sludge treatment/disposal process is the key to ensure the health and safety of cities. Therefore, this paper analyzes and summarizes the occurrence and transformation of typical viruses in sewage sludge treatment system. And it also summarizes the virus inactivation mechanism of each process in sewage and sludge treatment/disposal process, and the virus removal effect of different treatment processes, the hidden health risks of workers in the process, and put forward corresponding prevention and control suggestion. It provides a reference for realizing the risk management of typical virus in the whole process of urban wastewater plant.

Keywords　sewage treatment　sludge treatment/disposal　virus　risk and potential danger　prevention and control suggestion

城镇生活污水中富含超过 560 种可致感染病毒[1],其中人类致病病毒主要来自感染者排泄物,其浓度可达 $1\times10^5\sim1\times10^{12}$ copies/(g 干重)[2]。由于污水中存在的大量杂质为病毒提供了多种黏附保护,使得病毒在污水中具备稳定性高、抗逆性强、流行范围广等特点[3]。与病原菌相比,病毒在污水处理过程中更难去除和灭活。病毒的低感染剂量和感染后高水平脱落的特性使得病毒具有更强的传染性,通常不到 10 个颗粒就足以导致易感个体感染[4-5]。研究[6]表明,因污水传播造成的腹泻疾病每年约 40 亿例,造成 200 万人死亡,这些疾病中有很大一部分是由病毒感染引起的。因此,水传播病毒正严重威胁着人类健康和环境安全。

污水处理厂作为生活污水集中处理中心,是遏制病毒经水传播的关键。但目前绝大多数国家的污水处理厂出水和出泥卫生学指标中未包含病

[收稿日期]　2024-03-12
[基金项目]　国家自然科学基金重大项目(52192684)
[作者简介]　田海宁(1999—　),女,硕士,研究方向为城镇污水及污泥资源化与能源化,E-mail:945173171@qq.com。
[通信作者]　董滨(1978—　),男,教授,研究方向为城镇污水及污泥资源化与能源化,E-mail:dongbin@tongji.edu.cn。

毒指标。现有的研究也多集中关注污水厂各处理工艺中致病菌的赋存特性和去除效果,对污水和污泥中病毒的分布情况、去除效率、灭活特性和暴露风险缺乏系统研究。为防止病毒在废水和污泥中传播,对人类健康造成威胁,需要进一步了解潜在病毒在污水处理厂污水和污泥中的转化归趋及其传播风险。

文章总结了国内外污水处理厂处理流程中存在的典型病毒及其特征、各处理环节对病毒的消除能力、存在的风险问题,并提出相应的防控建议,为污水处理厂病毒的风险防控,加强相关方面的研究提供科学依据。

1 污水厂中典型病毒的种类和特征

当前针对污水厂中存在的病毒的相关研究中,研究占比最高的病毒种类依据巴尔的摩分类系统为正义单链 RNA 病毒(+ssRNA)[7],主要包括肝炎病毒(hepatitis virus)、诺如病毒(norovirus)、肠道病毒(enterovirus)和冠状病毒(coronavirus)等。该类病毒复制速度快、感染能力强,且单链 RNA 在复制过程中易出错,具有较强的变异能力,使得疫苗不能长期有效识别,造成了大量严重的公共卫生事件[8]。研究占比第二热门的是双链 DNA 病毒(dsDNA),主要代表为腺病毒(adenovirus)[9]。一般而言,dsDNA 基因组稳定性最高,对环境的抗逆性最强。在 UV 254 nm 照射下,dsDNA 病毒存活率远高于单键 DNA(ssRNA)病毒[9]。两类研究占比最高的病毒,都具有在污水中广泛存在、含量高、稳定性强的特征[10]。

污水厂中未有效去除的病毒可通过水循环在环境中扩散传播,引起流行性疾病发生。如:2008 年—2019 年,共有 24 例在意大利、美国、非洲国家暴发的诺如病毒疫情与社区水系统有关[11]。在欧洲范围内开展的一项监测研究[12]发现,在 36.4%的娱乐水域样品中检测到了腺病毒,其中约 25%具有传染性。每年通过污水、饮用水等水传播的轮状病毒引起的腹泻可导致全球 120 万儿童死亡[13]。近年来,随着新型冠状病毒病席卷全球,感染患者的粪便物质可释放出 1×10^6 copies/g 病毒进入污水系统,引起了人们对污水中冠状病毒传播和去除路径的重视[14]。

综上,污水厂处理过程中需要重点关注污水中具有浓度高、稳定性强、对人类具有中/高度健康影响、可引发流行性介水传播疾病的病毒,主要包括以下 5 类:腺病毒属、诺如病毒属、肠道病毒属、轮状病毒属和冠状病毒属[15-16]。表 1 汇总了这 5 类典型病毒的人类常见感染型、进水浓度及其感染危害[17-21]。污水厂如何有效去除这些病毒,关乎城镇卫生化和健康化发展。

表 1 城镇污水中典型病毒种类、特征及其浓度

Tab. 1 Typical Virus Species, Characteristics and Concentration in Urban Sewage

病毒属	常见人类感染型	基因型	废水中的浓度/(copies·L^{-1})	感染危害
腺病毒属	腺病毒 40、41 型	+dsDNA	$6.0\times10^2\sim1.7\times10^8$	眼部感染、呼吸道感染、咽喉炎、肠胃炎、结膜炎、尿路感染、心肌炎和脑炎等
诺如病毒属	诺如病毒 GⅠ、GⅡ、GⅣ型	+ssRNA	$4.9\times10^3\sim9.3\times10^6$	肠胃炎、发热
肠道病毒属	脊髓灰质炎病毒、柯萨奇病毒、回声病毒、埃可病毒	+ssRNA	$1\times10^2\sim1\times10^8$	呼吸道疾病、脑膜炎、脊髓灰质炎、心肌炎、胸膜病
轮状病毒属	人轮状病毒 A 组	+dsRNA	$1.8\times10^3\sim8.7\times10^5$	肠胃炎、腹泻
冠状病毒 β 属	SARS-CoV-2	+ssRNA	$1\times10^4\sim1\times10^8$	肺炎、腹泻

2 典型病毒在污水处理过程的发生与转变

2.1 一级处理

废水进入污水处理厂后,首先经过一级处理,通过重力或机械方式实现污水中的大颗粒物分离。一般而言,一级处理中典型病毒对数去除率(LRV)为 0~0.7log[22]。SARS-CoV-2 作为包膜病毒,因对固体具有亲附性,其 LRV 为 0.5log ~ 1.2log[23]。Simmons 等[24]的研究表明,经一级处理肠道病毒和人类腺病毒可实现 0.6log 和 0.3log 病毒的 LRV,表明一级处理工艺对病毒的去除效果较弱。由于病毒易吸附于有机生物固体和团聚在细小颗粒物上,因此一级处理对病毒的分离效果较差。此外,一级处理工艺有时还会使污水中病毒的数量不降反增,较之沉淀所减少的病毒量而言,原水中的感染颗粒在搅动过程中被破碎,释放出了更多的病毒颗粒[25]。

2.2 二级处理

污水二级处理的作用主要是除去一级处理后污

水中大量有机污染物,使污水得到进一步净化。在所有处理工艺中,传统活性污泥法被认为是减少病毒最有效的方法[26]。含有复杂微生物和有机物构成的活性污泥对病毒具有较好的吸附和包埋作用,能够富集污水中的病毒,使之从水体中分离,进入污泥体系中[21]。虽然研究[27]表明,活性污泥可通过细菌、真菌等微生物的分泌物如蛋白酶,破坏病毒蛋白衣壳使其灭活或通过细菌直接捕食使病毒去除,但一般认为,活性污泥整体上在病毒的分离过程中充当传输载体,并不具备有效灭活病毒的作用。经活性污泥法处理后,污水中病毒减少了 1.00log~4.24log[13],此时污水中绝大多数的病毒都汇入污泥中。

除活性污泥法外,膜生物反应器(MBR)、生物滤池以及氧化塘对病毒的减少也有较好效果。MBR 处理工艺既具备生物处理,又具备膜分离技术,能够有效从污水中拦截病毒,因此 MBR 处理工艺的 LRV 值通常比活性污泥法高 1log~3log,其值通常在 3log~6log[28]。目前关于生物滤池废水处理工艺去除的研究有限。Kitajima 等[29]研究发现,活性污泥和生物滤池在去除病毒方面表现相似。而 Campos 等[21]在研究二次处理期间诺如病毒的平均 LRV 时发现,活性污泥与生物滤池在病毒去除方面差异显著,活性污泥从污水中去除诺如病毒最有效,平均 LRV 为 3.1log,而生物滤池系统的 LRV 则要低得多,平均 LRV 为 1.72log,推测是生物滤池滤膜停留时短且易堵塞导致的。氧化塘主要利用沉淀、不同营养水平的生物体捕食以及阳光介导的灭活机制来清除病毒。由于氧化塘类型较多,且研究数据较少,氧化塘对病毒的去除效率并不明晰。研究[30]表明,在温度高于 20 ℃的 20 d 池塘系统中,肠道病毒清除量应在 2log~4log,但只有 34%的样品观察到此结果。也有研究[31]显示,氧化塘的总清除量一般不到 1log。因此,一般认为,氧化塘对病毒的去除对数为 0.8log~1.2log[32]。此外,氧化塘系统中病毒去除在理论水力停留时间(HRT)方面的研究引起了广泛争论,不同的作者得出了相互矛盾的结论,整体上认为,其病毒去除效率不稳定[29]。表 2 汇总了常规二级处理工艺典型病毒的去除效果[9,26,33-39]。

表 2　二级处理工艺对城镇污水中典型病毒的去除效果

Tab. 2　Effect of Secondary Treatment Process on Typical Viruses Removal in Urban Sewage

处理技术	腺病毒	诺如病毒	肠道病毒	轮状病毒	冠状病毒
传统活性污泥	1.8log~2.3log	1.4log~3.0log	2.2log~3.5log	1.1log~1.7log	1.4log~3.2log
MBR	0.5log~6.3log	2.4log~4.3log	1.5log~3.9log	0.5log~2.0log	2.0log~3.6log
生物滤池	0.5log~2.0log	1.5log~3.5log	2.5log~3.0log	1.0log~2.0log	-
氧化塘	-	-	0.8log~1.2log	-	0.5log~0.9log

2.3　三级处理

尽管二级处理分离去除了绝大部分病毒,但由于病毒基数大,污水经过二级处理后,仍含大量病毒,需进一步去除。目前的三级处理方法对病毒的去除而言一般可分为两类:一类通过物理手段截留或分离病毒,包括凝聚沉淀法、膜分离法等;另一类则通过化学手段使病毒失活,达成对污水的消毒,包括加氯、紫外辐射或臭氧技术。

其中,混凝沉淀法与一级处理本质相似,即起到分离作用。研究[20,40]表明,三级处理中的混凝沉淀法可减少 0.5log~1.0log 的肠道病毒。

而膜分离法在分离病毒的效率上高于混凝沉淀,其包括微滤、超滤、纳滤和反渗透等。膜分离技术的核心是利用小尺寸膜孔径截留溶质。由于不同病毒的尺寸不同,从几十纳米至几百纳米,其去除率不尽相同。Ottoson 等[41]在比较超滤系统去除病毒的研究中发现,超滤对肠道病毒的去除率约为 1.79log,而对诺如病毒的去除率仅约为 1.14log。反渗透法对病毒的去除效果高于超滤,对水样中大肠杆菌噬菌体去除对数可高达 7.1log[42],但是由于反渗透系统运行和维护成本较为昂贵,多应用于饮用水处理。

上述工艺的核心皆为分离,即把病毒从污水中脱离出来,汇集在污泥中。而消毒技术则能使污水中的病毒灭活。消毒主要分氯化、臭氧和紫外线消毒。消毒依赖于化学消毒剂分子或高能光子与病毒接触,通过使病毒颗粒的氧化分解或抑制细胞活性来灭活病毒。如果消毒剂与微生物之间的接触减少,则消毒效果会受到不利影响[43]。

目前污水处理厂主要的消毒方式是氯化。游离

氯会损害病毒的蛋白质和核酸,而二氧化氯和一氯胺损害病毒衣壳,能有效去除病毒。Qiu 等[44]研究表明经氯化后,污水中的病毒传染性和浓度均大幅降低。但氯化具有选择性,需要根据每种病原体的特征选择最佳剂量、反应条件和接触时间。如二氧化氯在 pH 值为 8.2 时,对肠道病毒的去除率高于 pH 值为 5.6 和 7.2 时,同时还观测到在 36 ℃下比在 4 ℃和 20 ℃下反应去除效果更佳[45]。相较于 UV 和臭氧处理工艺,氯化工艺应用成本低,受水体环境因素制约因素较小,且残存的余氯能持续性抑制水体中病毒的再生。但氯化过程会产生氯仿等致癌物质,造成污水二次污染,需妥善选择施加剂量。

除氯化外,同为化学法消毒的还有臭氧处理。臭氧是一种强氧化剂,可以与水相互作用产生自由基,破坏病毒的蛋白质和核酸。研究[46]表明,达到与传统氯化工艺相同的病毒灭活效果,臭氧所需的反应时间仅是氯化的 1/10,极大提高了消毒效率。同时,相较于氯化工艺,臭氧消毒本身不产生残留有害物质。但臭氧作为高活性氧化剂,当污水中有机物浓度较高时,会与水中的有机物发生反应,生成甲醛等消毒副产物,因此更适合于水质相对清洁的水体[47]。臭氧的消毒性能相较于氯化,受操作参数影响严重,如 pH、自由基触发剂含量等[48]。此外,腺病毒对臭氧处理相当不敏感,更适用于氯化处理。Wang 等[49]研究表明,臭氧消毒可使得诺如病毒、戊型肝炎病毒、星状病毒等浓度降低 1log~4log,但腺病毒仅能降低 1log~2log。

相较于化学法消毒,UV 辐射不需添加化学物质,不会产生消毒副产物,其主要通过高能光子辐射形成嘧啶二聚体来破坏病毒核酸,实现对病毒的灭活[50]。Qiu 等[51]发现,水中的肠道病毒经过紫外线辐射后感染性能下降 84%。UV 的灭活效率取决于病毒基因组类型。ssRNA 基因组比 dsRNA 基因组更容易被 UV 攻击,而 dsDNA 基因组则表现出最高的耐受性[52],因此 UV 辐射对于污水中腺病毒的去除效果不如氯化工艺。此外,冠状病毒因有包膜存在,阻碍了高能光子辐射,相较于诺如病毒等非包膜病毒,不易被 UV 辐射去除[53]。同时,冠状病毒包膜对强氧化剂十分敏感,因此冠状病毒更适用于化学消毒法。对于采用紫外线进行消毒的污水处理厂,应考虑 UV 波长、强度和污水浑浊程度,理论上 100、143、186 mJ/cm^2 分别可灭活 2log、3log、4log 病毒,消除或减少废水中的颗粒物可以显著提高 UV 消毒效率[54]。

消毒技术能较好地灭活污水中的病原体,但并不能完全清除和遏止污水中病毒的繁殖,研究[55]表明,肠道病毒对普通消毒剂的抵抗力比细菌指标更强。因此,污水厂出水中依然能够检测到病毒,对环境和人类健康具有潜在风险。此外在偏远地区,许多污水厂只能达到二级处理,需要重视污水中病毒的检测和灭活问题。表 3 汇总了常见三级处理工艺对典型病毒的去除效果[7,13,33,46,56-59]。

表 3 三级处理工艺对城镇污水中典型病毒的去除效果

Tab. 3 Effect of Tertiary Treatment Process on Typical Viruses Removal in Urban Sewage

处理技术	腺病毒	诺如病毒	肠道病毒	轮状病毒	冠状病毒
微滤	–	1.5log~3.0log	2.0log~3.5log	–	–
超滤	0.5log~2.8log	–	–	0.5log~2.0log	–
UV 辐射	0.5log~1.0log	1.6log~2.9log	2.8log~3.1log	1.0log~2.5log	–
氯化	2.1log~3.0log	0.5log~3.5log	1.3log~4.0log	1.0log~2.0log	0.8log~3.3log
臭氧	1.0log~2.0log	2.3log~3.0log	0.8log~4.2log	0.6log~3.7log	0.6log~2.9log

3 典型病毒在污泥处理过程的发生与转变

污水处理过程中,病毒的减少并不等价于灭活,很大程度上病毒仅是从液相转移到了固相,因此,污泥中病毒的灭活也是不可忽视的[20]。腺病毒是污泥样本中最常检测到的病毒,其次是诺如病毒和轮状病毒。我国污泥处理系统中对病毒起主要灭活作用的工艺有厌氧消化、好氧堆肥、碱性石灰稳定和热干化[60]。

3.1 厌氧消化

厌氧消化是用于实现污泥稳定的最常用技术之一。厌氧过程中产生高温条件可显著杀灭绝大多数病原微生物,同时在升温过程中产生的挥发性脂肪酸(VFAs)和氨也毒害宿主细胞的正常生理功能,影响病毒活性[61]。目前,厌氧消化中病原体失活机制仍未得到充分了解,其灭活效率依赖于不同的因素,例如温度和固体保留时间[62]等。嗜热和嗜温厌氧

消化对污泥中的病毒 LRV 为 0.45log~6.00log[9]。其中,噬温厌氧消化对禽腺病毒 4 型的 LRV 为 1.3log~2.8log,小鼠诺如病毒约为 2.2log[63],肠道病毒约为 1.97log[64]。而嗜热厌氧消化 LRV 则比嗜温厌氧消化 LRV 高 1log~2log[65]。SARS-CoV-2 在 37 ℃的嗜温下可保持稳定至少 24 h[66],而 55 ℃嗜热厌氧消化则可以完全灭活 SARS-CoV-2[67]。可见,高温在病毒的灭活中起关键作用。

3.2　好氧堆肥

污泥堆肥是一种典型的放热好氧过程。在亲热阶段,堆肥温度在 55~70 ℃,高温会导致酶和蛋白质变性、RNA 失活,使得病毒宿主细胞死亡。美国环境保护署指出污泥堆肥温度上升到 40 ℃以上维持 5 d,每天中含 4 h 超过 55 ℃时,即可显著减少病原体数量[68]。此外,在堆肥过程中,干燥脱水环境使得病毒衣壳破裂、释放核酸失活[69],以及嗜热细菌的大量繁殖,堆肥过程中产生的氨气、阳光照射、营养物质的缺失等因素都影响了病毒的存活[70-71]。

传统的好氧堆肥可有效灭活大部分病毒。Wiley 等[72]发现,污泥堆肥 43 h 后,无法检测到活的指示微生物,I 型脊髓灰质炎病毒在第 1 h 内就被完全灭活。Pourcher 等[73]在农村污泥堆肥研究中发现,污泥中浓度为 15~80 CFU/(g 干重)的传染性肠道病毒,从堆肥的第一次转动中就无法检测到。但目前未见针对性研究堆肥中人类特异性病毒,如腺病毒、诺如病毒、肠道病毒等灭活效率的研究。而 Vinneras[74]也提出,并非所有堆肥材料都被加热至高温,这意味着存在病原体重新生长的风险。

3.3　石灰稳定法

石灰加入污泥中可以迅速提高 pH,病毒在强碱性条件下会迅速失活。同时,氧化钙吸收污泥中的水分,也抑制了病毒的存活。Hansen 等[75]和 Bean 等[76]皆在室温条件下,通过向污泥中加入石灰有效地灭活了 5 型腺病毒、轮状病毒和特异性噬菌体 MS2。其中,Bean 等[76]发现,腺病毒和轮状病毒在石灰稳定处理 6 min 后低于即可检测水平,LRV 高达 4log。Sattar 等[77]通过评估肠道病毒在石灰稳定条件下的持久性发现,高 pH 可有效减少污泥中的 I 型脊髓灰质炎病毒。Grabow 等[78]则指出,石灰稳定处理过程中,肠道病毒数量的减少高于大肠杆菌噬菌体、肠球菌以及总大肠菌群的减少,表明可以通过常规细菌学检测来监测石灰处理。但石灰处理若能达到灭活病毒的效果,pH 值必须至少 22 h 保持在 11.5[35]。但投入过高的石灰剂量,造成较高的 pH,不利于后续土地利用处置,常做应急处置,或污泥外运预处理,减少污泥在外运过程病毒溢出传播的风险。

3.4　热干化

热干化通过污泥与热媒之间的传热作用,进一步去除脱水污泥中的水分,提高污泥的卫生性能。将污泥加热到 80 ℃以上可使含水量降低到 10%以下。然而,致病负荷减少的程度随操作条件变化。Crohn 等[79]通过 30 min 的连续混合热处理系统处理污泥发现,60 ℃处理的污泥,其平均病毒密度为 25.2 PFU/(g 干重)。70 ℃处理时每克干重的病毒密度可下降至 2.8 PFU/(g 干重),这表明了温度对病毒灭活的关键作用。Strazynski 等[80]也验证此观点,在 55~62 ℃下,脊髓灰质炎病毒于 32 min 后完全失活。而温度升高至 71 ℃时,30 s 内病毒就已完全失活。95 ℃时仅需要 15 s 即可。此外,热干化过程中,干燥也是病毒灭活的重要因素。Tsai 等[81]研究了污泥风干过程中病毒活性的变化,发现病毒的感染性随污泥含水率的下降而下降,表明污泥脱水作用有利于减少病毒的感染活性。

综合而言,污泥中病毒的灭活因素和灭活机理主要围绕:温度、有毒物质、高 pH、脱水环境和微生物活动 5 项因素展开。(1)高温使得病毒失活;(2)厌氧消化等过程产生 VFAs、非荷电氨或尿素,会对病毒或宿主细胞的正常生理功能产生毒性等不利影响;(3)在强碱性条件下,病毒或宿主细胞生理活性受到破坏和抑制,脱水环境使病毒蛋白质外壳破裂引起其核酸的释放,失去稳定性和感染能力;(4)堆肥过程中污泥微生物可通过捕食、拮抗和营养竞争等方式实现病原微生物的杀灭,还可利用降解病毒蛋白质外壳的酶实现病毒的灭活。图 1 总结了典型病毒在污水污泥处理过程中各环节的去除效果。

4　污水污泥处理处置过程中病毒的暴露和防控建议

4.1　污水污泥处理过程中病毒的暴露及风险

污水处理过程中,因设备机械运动或曝气,病毒从污水中转移至空气。如预处理阶段中污水泵送、辐流式沉沙池的机械搅动等,会将污水中含有病毒

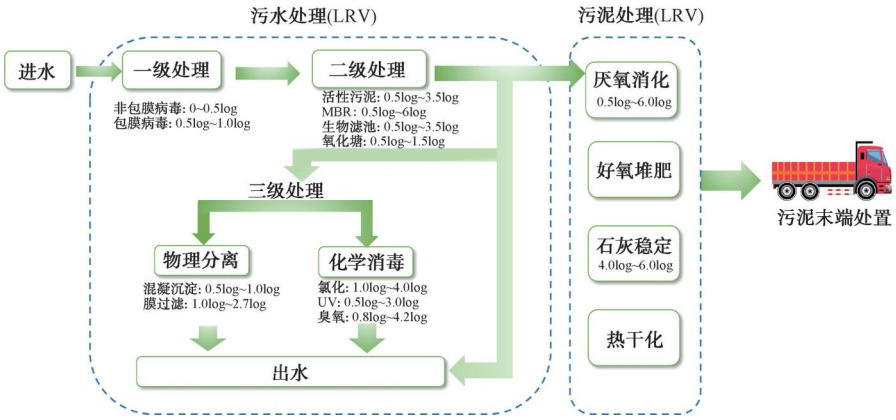

图 1 典型病毒在城镇污水污泥处理处置过程中各环节的 LRV

Fig. 1 LRV of Typical Virus Removal in Each Step of Urban Sewage and Sludge Treatment/Disposal Process

的液滴挥洒进空气中[82]。又例如氧化池底部的曝气设备运作等,产生的气泡从污水底部上升,当气泡膜破裂,膜中残留的液体便分裂成携带病毒的小液滴进入空气里[83]。此外,针对污泥处理环节,附着在污泥表面的病毒聚集体在污泥输送和脱水过程中,受外力作用会随污泥中的水分或小颗粒固体分散至气体里[84]。当以上所述液滴发生脱水和雾化时,便形成了病毒气溶胶。病毒气溶胶的种类和特征受到污水污泥处理工艺模式、污水污泥来源和气象条件的影响[85]。然而,病毒气溶胶如何保持稳定状态、哪些病毒更容易优先雾化等机制仍尚不明晰[86]。针对污水厂室内外气溶胶分布特性的研究也十分稀少,如 Liu 等[86]研究认为,污水厂室外设施产生的生物气溶胶组成受原先空气中微生物的影响大于污水自身气溶胶化带来的影响,而室内生物气溶胶则以污泥气溶胶化过程为主导。总体而言,病毒气溶胶的传播路径仍需广泛研究。

当前,污水厂生物气溶胶中主要检测到的病毒为诺如病毒 GⅠ和 GⅡ型、腺病毒以及轮状病毒。气溶胶中的病毒组成取决于当地废水中病毒的种类和含量,废水中含量相对较少的病毒如戊型肝炎病毒等则较难检出。尽管病毒气溶胶在污水处理厂各个环节都能产生,但不同的处理单元或阶段产生的病毒气溶胶浓度和分布不同。现有的资料[87-88]表明,预处理阶段、生物处理工艺和污泥浓缩工艺是生物气溶胶集中产生的位置。在芬兰 7 个污水处理厂的研究[89]中发现,污水厂预处理阶段的微生物空气污染最高,其中包括曝气除砂和泵送等仅涉及机械处理或强制曝气的预处理环节。Fathi 等[90]对伊朗的一家污水厂研究发现,曝气池的下风处细菌气溶胶浓度最高(1 373 CFU/m^3)。Malakoo-tian 等[91]发现了好氧污泥消化池单元(微生物负荷为 1 537 CFU/m^3)是细菌气溶胶的最大贡献单元。进入污水处理厂的初始废水中病原微生物最丰富,在预处理阶段,机械装置不断扰动水面导致污水中大量微生物逸散到周围空气中,因此预处理环节成为重要的生物气溶胶发生地。此外,由于室内外的气象条件明显不同,室内通风性差,温度、湿度高,不受外界气流的稀释和 UV 辐射影响,更容易造成生物气溶胶累积,并且污泥汇聚了来自经废水分离的绝大多数病原体。因此污泥脱水车间含有的微生物气溶胶浓度普遍高于室外构筑物。

由于现阶段大多数污水厂并未实现全自动化,场内职工在操作过程中,病毒气溶胶所导致的吸入风险无处不在还会被人们忽略。在一项为期两年的研究[3,92]中,瑞士 31 个污水处理厂收集的所有气溶胶样本中都证实了腺病毒的存在,最高浓度可达 2.27×10^6 copies/m^3,同时污水处理厂工作人群肠道疾病发病率高于社会人群的平均值。伊朗德黑兰某市政污水处理厂内工人和周边居民,其吸入空气中轮状病毒以及诺如病毒后承受的患病风险超过了美国环境保护署建议阈值[93]。瑞典某污水厂工人的腹泻患病率接近 45%(对照人群中为 3%)[94],都表明了污水污泥处理过程中产生的病毒气溶胶对职工具有健康风险,需要引起重视。

4.2 防控建议

4.2.1 改进污水厂通风和曝气系统

针对污水厂内的生物气溶胶,通过机械或自然

系统稀释通风是有效方法[95]。据报道[96],在通风 4 h 后,污水厂产生的细菌气溶胶浓度减少了 60%。预处理阶段、生物处理工艺和污泥浓缩工艺作为生物气溶胶集中产生的工作场所,必须通过定期通风引入新鲜空气,防止工人受到空气中积聚的病原体气溶胶危害。此外,还应改善污水厂内机械曝气系统。Brandi 等[97]研究发现,机械曝气系统产生的气溶胶微生物浓度(细菌:560 CFU/m^3,真菌:1 110 CFU/m^3)远高于通过细气泡扩散曝气系统(细菌:222 CFU/m^3,真菌:190 CFU/m^3),表明气泡扩散系统相较于机械曝气系统能更好抑制生物气溶胶的产生。Han 等[98]通过对中国广州某污水处理厂研究也印证了这点。因此,合理选择曝气设备,并在重点曝气区域建设良好通风系统,有助于降低病毒气溶胶的吸入健康风险。

4.2.2　改进污水污泥处理工艺

铝铁盐与聚合阳离子型助凝剂等能够增强病毒絮凝作用,可考虑在预处理阶段强化絮凝沉降等物理过程[3]。同时强化消毒工艺,根据当地废水中的优势病毒,调整消毒工艺参数,加强消毒工艺在末端处置的应用。在污泥处理过程中,减少板框压滤机等能使污泥大面积暴露于空气的设备使用,可考虑采用密闭式一体化设备,降低职工与污泥的直接接触。并重视污泥末端处置,提高污泥稳定程度,尽量保证污泥的存储及运输过程密闭。

4.2.3　建立完善的病毒检测和评价体系

选择合适的检测指标。当前大多数国家污水处理厂出水和污泥出泥的生物标准依赖的粪便指示杆菌(FIB),与肠道病毒几乎没有相关性,且对传统废水处理和氯化敏感性更高,无法有效表征废水中病毒的清除状况。为了更好地预测风险,需要寻求能有效代表污水厂废水、气溶胶中病毒污染和去除状况的指示病毒。鉴于此,已有许多研究人员提出了废水中替代粪便指标的病毒生物体建议,主要分成 3 大类:肠道病毒(包括人腺病毒,人类多瘤病毒和爱知病毒)、植物病毒(PMMoV)以及噬菌体(大肠杆菌噬菌体 F-RNA Ⅱ和Ⅲ型、人类肠道共生拟杆菌噬菌体)[14,99],这些指示病毒在废水中因能长久存在、不随季节变动并具有较强人类特异性而被认可。但如何选取适合的替代物仍需要更广泛的研究。同时应结合流行病学数据,建立行之有效的健康风险评价体系,针对性评估污水污泥处理各环节存在的健康风险,职工防护措施。

4.2.4　加强污水污泥处理人员的操作规范和防护意识

提高城镇污水污泥处理设施运行、水质及泥质检测与分析等相关人员的安全防护意识,制定污水污泥处理设施操作相关生物安全防护手册,定期培训。对于直接接触作业的环节,应穿戴防护服、佩戴口罩等防护用品。

5　总结与展望

5.1　总结

(1)现有的污水处理处置技术对典型病毒的去除效果不佳。常规处理技术对污水中病毒 LRV 在 2log~9log,污泥 LRV 在 4log~6log,仍有大量病毒排入环境中。此外,污水和污泥中的病毒赋存特征尚不清楚,无法针对性调整污水污泥处理处置工艺以提高污水厂对病毒的去除效率。

(2)我国污水污泥中关于病毒的控制要求和标准有待完善。未有效灭活病毒的污水和污泥重新回到自然环境中,会危害人类的健康安全。但目前污水厂出水和污泥厂出泥均未设置合适的病毒检测指标,生物性指标仅依赖粪便指示杆菌(FIB)等细菌微生物和寄生虫卵,与病毒几乎没有相关性,无法有效表征废水和污泥中病毒的清除状况。

(3)污水污泥处理处置过程中病毒的传播、暴露途径、暴露风险等方面缺乏系统的研究。当前对污水厂生物气溶胶的研究仍集中于细菌、真菌等微生物,对病毒气溶胶的赋存特性、扩散规律和感染特征尚不明晰,忽视了暴露于污水厂病毒气溶胶环境中的职工健康风险问题。

5.2　展望

(1)加强污水污泥处理环节中典型病毒的赋存特性研究。深入识别污水污泥处理各环节中优势病毒类别,不断发展病毒感染性检测技术手段。目前,我国仅发布《污水中新型冠状病毒富集浓缩和核酸检测方法》,还应持续研究污水污泥中其余典型病毒的存活和杀灭特征,以形成污水污泥中病毒检测技术规范。并在现有处理工艺上不断创新,进一步提高污水厂各环节对典型病毒的去除能力。

(2)完善污水厂排水标准和污泥后续处置标准

中关于病毒的限制。当前,我国仅有传染病医疗机构对其产生的污水污泥限制了病毒学指标。随着人们对生物安全意识逐渐加深,为防控污水污泥进入自然环境造成的病毒传播及暴露风险,需要参考国外标准,如美国、巴西等国家均在污水污泥处置标准中纳入了部分病毒学指标,并结合我国国情完善我国污水污泥卫生学体系。未来,环境工程领域等研究学者也需加强对污水污泥病毒指示物筛选等方面的相关研究。

(3)加强污水厂职工及周边地区健康风险评估相关研究。依据不同地区流行病学数据,结合污水厂病毒气溶胶产生情况,构建行之有效的病毒气溶胶健康风险模型,阐明污水厂职工存在的健康隐患,制定相应防护措施,完善公共卫生安全管理体系,从而规避职工在污水污泥处理处置过程中面临的病毒气溶胶暴露风险。

参考文献

[1] KAAS L, OGORZALY L, LECELLIER G, et al. Detection of human enteric viruses in French Polynesian wastewaters, environmental waters and giant clams[J]. Springer Nature Journal, 2019, 11(1): 52-64.

[2] LA ROSA G, FRATINI M, LIBERA S D, et al. Emerging and potentially emerging viruses in water environments[J]. Ann Ist Super Sanità, 2012, 48(4): 397-406.

[3] 柳兰洲, 何宁. 城市生活污水处理与回用过程病毒的传播及防控[J]. 水处理技术, 2021, 47(11): 31-35.
LIU L Z, HE N. Transmission and prevention of viruses in the process of municipal sewage treatment and reuse[J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(11): 31-35.

[4] SANO D, AMARASIRI M, HATA A, et al. Risk management of viral infectious diseases in wastewater reclamation and reuse: Review[J]. Environment International, 2016, 91: 220-229. DOI: 10.1016/j.envint.2016.03.001.

[5] KIRBY A E, SHHI J, MONTES J, et al. Disease course and viral shedding in experimental Norwalk virus and Snow Mountain virus infection[J]. Journal of Medical Virology, 2014, 86(12): 2055-2064.

[6] RAKOTOMANANA H, KOMAKECH J J, WALTERS C N, et al. The WHO and UNICEF joint monitoring programme (JMP) indicators for water supply, sanitation and hygiene and their association with linear growth in children 6 to 23 months in East Africa[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 17(17): 6262. DOI: 10.3390/ijerph17176262.

[7] PLAZA-GARRIDO A, LIMAICO M, VILLAMAR-AYALA C A. Influence of wastewater treatment technologies on virus removal under a bibliometric-statistical analysis[J]. Journal of Water Process Engineering, 2022, 47: 102642. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.102642.

[8] BENETUCCI J. Virología médica[M]. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Corpus Editorial, 2023.

[9] LUO H, ZHANG S, ZHONG L. Ultraviolet germicidal irradiation: A prediction model to estimate UV-C-induced infectivity loss in single-strand RNA viruses[J]. Environmental Research, 2024, 241: 117704. DOI: 10.1016/j.envres.2023.117704.

[10] RAYA S, MALLA B, SHRESTHA S, et al. Quantification of multiple respiratory viruses in wastewater in the Kathmandu Valley, Nepal: Potential implications of wastewater-based epidemiology for community disease surveillance in developing countries[J]. Science of the Total Environment, 2024, 920: 170845. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.170845.

[11] ENNAJI M M. Emerging and reemerging viral pathogens[M]. Amsterdam: Elsevier, 2019.

[12] GERBA C P, BETANCOURT W Q, KITAJIMA M. How much reduction of virus is needed for recycled water: A continuous changing need for assessment?[J]. Water Research, 2017, 108: 25-31. DOI: 10.1016/j.watres.2016.11.020.

[13] JOSHI M S, DEORE S G, WALIMBE A M, et al. Evaluation of different genomic regions of Rotavirus A for development of real time PCR[J]. Journal of Virological Methods, 2019, 266: 65-71. DOI: 10.1016/j.jviromet.2019.01.017.

[14] YEO C, KAUSHAL S, YEO D. Enteric involvement of coronaviruses: Is faecal-oral transmission of SARS-CoV-2 possible?[J]. Lancet Gastroenterol Hepatol, 2020, 5(4): 335-337.

[15] COURAULT D, ALBERT I, PERELLE S, et al. Assessment and risk modeling of airborne enteric viruses emitted from wastewater reused for irrigation[J]. Science of the Total Environment, 2017, 592: 512-526. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.105.

[16] BHATT A, ARORA P, PRAJAPATI S K. Occurrence, fates and potential treatment approaches for removal of viruses from wastewater: A review with emphasis on SARS-COV-2[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2020, 8(5): 104429. DOI: 10.1016/j.jece.2020.104429.

[17] MARTÍNEZ M A, SOTO-DEL RIO M D, GUTIÉRREZ R M, et al. DNA microarray for detection of gastrointestinal viruses[J]. Journal of Clinical Microbiology, 2015, 53(1): 136-145.

[18] HATA A, KITAJIMA M, KATAYAMA H. Occurrence and reduction of human viruses, F-specific RNA coliphage genogroups and microbial indicators at a full-scale wastewater treatment plant in Japan[J]. Journal of Applied Microbiology, 2013, 114(2): 545-554.

[19] FARKAS K, WALKER D I, ADRIAENSSENS E M, et al. Viral indicators for tracking domestic wastewater contamination in the aquatic environment[J]. Water Research, 2020, 181: 234-237. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115926.

[20] EL S G, DI J L, GERBER Z, et al. Highly efficient and sensitive membrane-based concentration process allows quantification, surveillance, and sequencing of viruses in large volumes of wastewater[J]. Water Research, 2024, 249: 120959. DOI: 10.1016/j.watres.2023.120959.

[21] CAMPOS C J A, AVANT J, LOWTHER J, et al. Human norovirus in untreated sewage and effluents from primary, secondary and tertiary treatment processes[J]. Water Research, 2016, 103: 224-232. DOI: 10.1016/j.watres.2016.07.045.

[22] KUMAR M, ALAMIN M, KURODA K, et al. Potential discharge, attenuation and exposure risk of SARS-CoV-2 in natural water bodies receiving treated wastewater[J]. Npj Clean Water, 2021, 4(1): 58-64.

[23] ATOUI A, CORDEVANT C, CHESNOT T, et al. SARS-CoV-2 in the environment: Contamination routes, detection methods, persistence and removal in wastewater treatment plants[J]. Science of the Total Environment, 2023, 881:431-436. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163453.

[24] SIMMONS F J, XAGORARAKI I. Release of infectious human enteric viruses by full-scale wastewater utilities[J]. Water Research, 2011, 45(12): 3590-3598.

[25] 吉铮. 城市污水及再生水中典型病毒的赋存及分布特性研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2014.
JI Z. Study on the occurrence and distribution characteristics of typical viruses in urban sewage and reclaimed water[D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2014.

[26] 陈军红. 空气和水环境中病毒的富集、检测与净化[D]. 杭州: 浙江大学, 2005.
CHEN J H. Virus enrichment, detection and purification in air and water environment[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2005.

[27] KARMAKAR S, RATHORE A S, KADRI S M, et al. Post-earthquake outbreak of rotavirus gastroenteritis in Kashmir (India): An epidemiological analysis[J]. Public Health, 2008, 122(10): 981-989.

[28] KUO D H W, SIMMONS F J, BLAIR S, et al. Assessment of human adenovirus removal in a full-scale membrane bioreactor treating municipal wastewater[J]. Water Research, 2010, 44(5): 1520-1530.

[29] KITAJIMA M, IKER B C, PEPPER I L, et al. Relative abundance and treatment reduction of viruses during wastewater treatment processes - Identification of potential viral indicators[J]. Science of the Total Environment, 2014, 488: 290-296. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.04.087.

[30] QADIR M, WICHELNS D, RASCHID-SALLY L, et al. The challenges of wastewater irrigation in developing countries[J]. Agricultural Water Management, 2010, 97(4): 561-568.

[31] MAYNARD H E, OUKI S K, WILLIAMS S C. Tertiary lagoons: A review of removal mecnisms and performance[J]. Water Research, 1999, 33(1): 1-13.

[32] VERBYLA M E, MIHELCIC J R. A review of virus removal in wastewater treatment pond systems[J]. Water Research, 2015, 71: 107-124. DOI: 10.1016/j.watres.2014.12.031.

[33] CARDUCCI A, MORICI P, PIZZI F, et al. Study of the viral removal efficiency in a urban wastewater treatment plant[J]. Water Science and Technology, 2008, 58(4): 893-897.

[34] CARDUCCI A, BATTISTINI R, ROVINI E, et al. Viral removal by wastewater treatment: Monitoring of indicators and pathogens[J]. Food and Environmental Virology, 2009, 1(2): 85-91.

[35] O'BRIEN E, MUNIR M, MARSH T, et al. Diversity of DNA viruses in effluents of membrane bioreactors in Traverse City, MI (USA) and La Grande Motte (France)[J]. Water Research, 2017, 111: 338-345. DOI: 10.1016/j.watres.2017.01.014.

[36] FRANCY D S, STELZER E A, BUSHON R N, et al. Comparative effectiveness of membrane bioreactors, conventional secondary treatment, and chlorine and UV disinfection to remove microorganisms from municipal wastewaters[J]. Water Research, 2012, 46(13): 4164-4178.

[37] WEN Q X, TUTUKA C, KEEGAN A, et al. Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater treatment plants[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(3): 1442-1447.

[38] RODRÍGUEZ-DÍAZ J, QUERALES L, CARABALLO L, et al. Detection and characterization of waterborne gastroenteritis viruses in urban sewage and sewage-polluted river waters in Caracas, Venezuela[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2009, 75(2): 387-394.

[39] SERRA-COMPTE A, GONZÁLEZ S, ARNALDOS M, et al. Elimination of SARS-CoV-2 along wastewater and sludge treatment processes[J]. Water Research, 2021, 202: 117435. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117435.

[40] 郑耀通. 环境病毒学[M]. 北京: 化学工业出版社, 2006.
ZHENG Y T. Environmental virology[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2006.

[41] OTTOSON J, HANSEN A, BJÖRLENIUS B, et al. Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant[J]. Water Research, 2006, 40: 1449-1457. DOI:10.1016/j.watres.2006.01.039.

[42] TORII S, HASHIMOTO T, DO A T, et al. Repeated pressurization as a potential cause of deterioration in virus removal by aged reverse osmosis membrane used in households[J]. Science of the total Environment, 2019, 695: 133814. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.133814.

[43] ALI B H, SHAHIN M S, SANGANI M, et al. Wastewater aerosols produced during flushing toilets, WWTPs, and irrigation with reclaimed municipal wastewater as indirect exposure to SARS-CoV-2 [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2021, 9(5): 106201. DOI: 10.1016/j.jece.2021.106201.

[44] QIU Y, LEE B E, NEUMANN N, et al. Assessment of human virus removal during municipal wastewater treatment in Edmonton, Canada[J]. Journal of Applied Microbiology, 2015, 119(6): 1729-1739.

[45] JIN M, SHAN J Y, CHEN Z L, et al. Chlorine dioxide inactivation of enterovirus 71 in water and its impact on genomic targets[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(9): 4590-4597.

[46] PETRINCA A R, DONIA D, PIERANGELI A, et al. Presence and environmental circulation of enteric viruses in three different wastewater treatment plants [J]. Journal of Applied Microbiology, 2009, 106(5): 1608-1617.

[47] PARK K Y, CHOI S Y, LEE S H, et al. Comparison of formation of disinfection by-products by chlorination and ozonation of wastewater effluents and their toxicity to Daphnia magna[J]. Environmental Pollution, 2016, 215: 314-321. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.04.001.

[48] 庞宇辰, 席劲瑛, 胡洪营, 等. 再生水紫外线-氯联合消毒工艺特性研究[J]. 中国环境科学, 2014, 34(6): 1429-1434.
PANG Y C, XI J Y, HU H Y, et al. Evaluation of sequential use of UV irradiation and chlorination to disinfect reclaimed water [J]. China Environmental Science, 2014, 34(6): 1429-1434.

[49] WANG H, SIKORA P, RUTGERSSON C, et al. Differential removal of human pathogenic viruses from sewage by conventional and ozone treatments[J]. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2018, 221(3): 479-488.

[50] RODRÍGUEZ R A, NAVAR C, SANGSANONT J, et al. UV inactivation of sewage isolated human adenovirus [J]. Water Research, 2022, 218: 118496. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118496.

[51] QIU Y, LI Q, LEE B E, et al. UV inactivation of human infectious viruses at two full-scale wastewater treatment plants in Canada[J]. Water Research, 2018, 147: 73-81. DOI: 10.1016/j.watres.2018.09.057.

[52] PEPPER I L, GENTRY T J. Environmental microbiology[M]. 3rd ed. San Diego: Academic Press, 2015.

[53] YE Y, CHANG P H, HARTERT J et al. Reactivity of enveloped virus genome, proteins, and lipids with free chlorine and UV_{254} [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(14): 7698-7708.

[54] TEMPLETON M R, ANDREWS R C, HOFMANN R. Inactivation of particle-associated viral surrogates by ultraviolet light[J]. Water Research, 2005, 39(15): 3487-3500.

[55] OKOH A I, SIBANDA T, GUSHA S S. Inadequately treated wastewater as a source of human enteric viruses in the environment[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2010, 7(6): 2620-2637.

[56] KINGSLEY D H, FAY J P, CALCI K, et al. Evaluation of chlorine treatment levels for inactivation of human norovirus and MS2 bacteriophage during sewage treatment[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2017, 83(23): e01270-17. DOI: 10.1128/AEM.01270-17.

[57] SIMMONS F J, KUO D H W, XAGORARAKI I. Removal of human enteric viruses by a full-scale membrane bioreactor during municipal wastewater processing[J]. Water Research, 2011, 45(9): 2739-2750.

[58] GOMES J, FRASSON D, QUINTA-FERREIRA R M, et al. Removal of enteric pathogens from real wastewater using single and catalytic ozonation[J]. Water, 2019, 11(1): 345-351.

[59] CHEN C, GUO L, YANG Y, et al. Comparative effectiveness of membrane technologies and disinfection methods for virus elimination in water: A review [J]. Science of the Total Environment, 2021, 801: 149678. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.149678.

[60] 戴晓虎, 李小伟, 杨婉, 等. 污水处理厂污泥中病毒的赋存特性及处理处置过程中暴露风险防控研究进展[J]. 给水排水, 2020, 56(3): 60-73.
DAI X H, LI X W, YANG W, et al. Virus in sewage sludge from wastewater treatment plant: Occurrence and potential risk during sludge treatment and disposal[J]. Water & Wastewater Engineering, 2020, 56(3): 60-73.

[61] RAJAGOPAL R, MASSÉ D I, SINGH G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia[J]. Bioresource Technology, 2013, 143: 632-641. DOI: 10.1016/j.biortech.2013.06.030.

[62] ZHAO Q, LIU Y. Is anaerobic digestion a reliable barrier for deactivation of pathogens in biosludge? [J]. Science of the Total Environment, 2019, 668: 893-902. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.063.

[63] SASSI H P, IKNER L A, ABD-ELMAKSOUD S, et al. Comparative survival of viruses during thermophilic and mesophilic anaerobic digestion [J]. Science of the Total Environment, 2018, 615: 15-19. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.205.

[64] PEPPER I L, BROOKS J P, SINCLAIR R G, et al. Pathogens and indicators in United States class B biosolids: National and historic distributions [J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(6): 2185-2190.

[65] SAMUEL J, KUMAR A, SINGH J. Relationship between microbes and the environment for sustainable ecosystem services [M]. Amsterdam: Elsevier, 2022.

[66] WANG T T, LIEN C Z, LIU S, et al. Effective heat inactivation

of SARS-CoV-2[J]. Molecular Biology, 2020. 29(5): 15-21.

[67] GUERIN-RECHDAOUI S, BIZE A, LEVESQUE-NINIO C, et al. Fate of SARS-CoV-2 coronavirus in wastewater treatment sludge during storage and thermophilic anaerobic digestion[J]. Environmental Research, 2022, 214: 136 - 140. DOI: 10.1016/j.envres.2022.114057.

[68] United States Environmental Protection Agency. Standards for the use or disposal of sewage sludge (40 CFR Part 503)[S/OL]. (1993-02-19)[2024-03-12]. https://www.epa.gov/biosolids/biosolids-laws-and-regulations.

[69] OISHI W, VINNERÅS B, SANO D. Resource recovery technologies as microbial risk barriers: Towards safe use of excreta in agriculture based on hazard analysis and critical control point [J]. Environmental Science: Water Research & Technology, 2023, 9(4): 1008-1029.

[70] EL H B, EL F L, OUHDOUCH Y, HAFIDI M. Fate of pathogenic microorganisms during lagooning sludge composting and exploration of bacteriophages as indicator of hygienization [J]. Environmental Technology & Innovation, 2021, 21: 101268. DOI: 10.1016/j.eti.2020.101268.

[71] MILLNER P, INGRAM D, MULBRY W, ARIKAN O A. Pathogen reduction in minimally managed composting of bovine manure[J]. Waste Management, 2014, 34(11): 1992-1999.

[72] WILEY B B, WESTERBERG S C. Survival of human pathogens in composted sewage[J]. Applied microbiology, 1969, 18(6): 994-1001.

[73] POURCHER A M, MORAND P, PICARD-BONNAUD F, et al. Decrease of enteric micro-organisms from rural sewage sludge during their composting in straw mixture[J]. Journal of Applied Microbiology, 2005, 99(3): 528-539.

[74] VINNERAS B. Comparison of composting, storage and urea treatment for sanitising of faecal matter and manure [J]. Bioresource Technology, 2007, 98(17): 3317-3321.

[75] HANSEN J J, WARDEN P S, MARGOLIN A B. Inactivation of adenovirus type 5, rotavirus Wa and male specific coliphage (MS2) in biosolids by lime stabilization [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2007, 4(1): 61-67.

[76] BEAN C L, HANSEN J J, MARGOLIN A B, et al. Class B alkaline stabilization to achieve pathogen inactivation [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2007, 4(1): 53-60.

[77] SATTAR S A, RAMIA S, WESTWOOD J C N. Calcium hydroxide (lime) and the elimination of human pathogenic viruses from sewage: Studies with experimentally-contaminated (poliovirus type 1, Sabin) and pilot plant samples [J]. Canadian Journal of Public Health-Revue Canadienne De Sante Publique, 1976, 67(3): 221-226.

[78] GRABOW W O, MIDDENDORFF I G, BASSON N C. Role of lime treatment in the removal of bacteria, enteric viruses, and coliphages in a wastewater reclamation plant[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1978, 35(4): 663-669.

[79] CROHN D M, YATES M V, LUKER M. Demonstrating virus treatment efficiencies for biosolids[J]. Journal of Environmental Engineering-Asce, 1997, 123(10): 1053-1059.

[80] STRAZYNSKI M, KRÄMER J, BECKER B. Thermal inactivation of poliovirus type 1 in water, milk and yoghurt[J]. International Journal of Food Microbiology, 2002, 74(1/2): 73-78. DOI: 10.1016/S0168-1605(01)00708-5.

[81] TSAI C T, LIN S T. Disinfection of hospital waste sludge using hypochlorite and chlorine ioxide [J]. Journal of Applied Microbiology, 1999, 86(5): 827-833.

[82] KOWALSKI, WOLANY J, PASTUSZKA J S, et al. Characteristics of airborne bacteria and fungi in some Polish wastewater treatment plants [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2017, 14: 2181-2192. DOI: 10.1007/s13762-017-1314-2.

[83] KE W R, KUO Y M, LIN C W, et al. Characterization of aerosol emissions from single bubble bursting[J]. Journal of Aerosol Science, 2017, 109: 1-12. DOI: 10.1016/j.jaerosci.2017.03.006.

[84] HAN, Y, WANG Y J, LIN L, et al. Bacterial population and chemicals in bioaerosols from indoor environment: Sludge dewatering houses in nine municipal wastewater treatment plants [J]. Science of the Total Environment ,2018, 618: 469-478. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.071.

[85] YANG K, LI L, WANG Y, et al. Airborne bacteria in a wastewater treatment plant: Emission characterization, source analysis and health risk assessment[J]. Water Research, 2019, 149: 596-606. DOI: 10.1016/j.watres.2018.11.027.

[86] LIU M, NOBU M K, REN J, et al. Bacterial compositions in inhalable particulate matters from indoor and outdoor wastewater treatment processes[J]. Hazard Mater, 2020, 385: 121515. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121515.

[87] WANG Y, YANG K F, GUO X, et al. The generation characteristics, pattern, and exposure risk of bioaerosol emitted in an A^2O process wastewater treatment plant[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 241: 113823. DOI:10.1016/j.ecoenv.2022.113823.

[88] KATAKI S, PATOWARY R, CHATTERJEE S, et al. Bioaerosolization and pathogen transmission in wastewater treatment plants: Microbial composition, emission rate, factors affecting and control measures[J]. Chemosphere, 2022, 287: 12-20. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132180.

[89] HEINONEN-TANSKI H, REPONEN T, KOIVUNEN J. Airborne enteric coliphages and bacteria in sewage treatment plants[J]. Water Research, 2009, 43(9): 2558-2566.

(下转第 141 页)

家标准化管理委员会. 生活饮用水标准检验方法 第 12 部分: 微生物指标: GB/T 5750. 12—2023[S]. 北京:中国标准出版社, 2023.
State Administration for Market Regulation of the People′s Republic of China, Standardization Administration of the People′s Republic of China. Standard examination methods for drinking water—Part 12: Microbiological indices: GB/T 5750. 12—2023[S]. Beijing: Standards Presss of China, 2023.

[8] TANG W, LI Q Y, CHEN L, et al. Biofilm community structures and opportunistic pathogen gene markers in drinking water mains and the role of pipe materials [J]. ACS ES&T Water, 2021, 1(3): 630-640.

[9] GORAJ W, PYTLAK A, KOWALSKA B, et al. Influence of pipe material on biofilm microbial communities found in drinking water supply system [J]. Environmental Research, 2021, 196: 110433. DOI: 10. 1016/j. envres. 2020. 110433.

[10] LEARBUCH K L G, SMIDT H, WIELEN P W J J. Water and biofilm in drinking water distribution systems in the Netherlands [J]. Science of the Total Environment, 2022, 831: 154940. DOI: 10. 1016/j. scitotenv. 2022. 154940.

[11] 张永吉, 周玲玲, 李伟英, 等. 氯对模拟管壁生物膜的氧化特性研究[J]. 环境科学, 2009, 30(5): 1381-1385.
ZHANG Y J, ZHOU L L, LI W Y, et al. Oxidization characteristic of chlorine on the biofilm in simulated drinking water distribution system [J]. Environmental Science, 2009, 30(5): 1381-1385.

[12] ZHANG X Y, LIN T, JIANG F C, et al. Impact of pipe material and chlorination on the biofilm structure and microbial communities [J]. Chemosphere, 2022, 289: 133218. DOI: 10. 1016/j. chemosphere. 2021. 133218.

[13] 王杨, 朱斌, 童俊, 等. 基于活性微生物特征的供水管壁生物膜生长特性[J]. 环境科学, 2019, 40(2): 853-858.
WANG Y, ZHU B, TONG J, et al. Growth features of water supply pipeline biofilms based on active microroganisms [J]. Environmental Science, 2019, 40(2): 853-858.

[14] LI Q, YU S, LI L, et al. Microbial communities shaped by treatment processes in a drinking water treatment plant and their contribution and threat to drinking water safety[J]. Frontiers in Microbiology, 2017, 8: 2465. DOI: 10. 3389/fmicb. 2017. 02465.

[15] CHEN J, SHI Y, CHENG D Q, et al. Survey of pathogenic bacteria of biofilms in a metropolitan drinking water distribution system[J]. FEMS Microbiology Letters, 2019, 366(20): 225. DOI: 10. 1093/femsle/fnz225.

[16] WANG H, EDWARDS M, FALKINHAM J O, et al. Molecular survey of the occurrence of *Legionella* spp., *Mycobacterium* spp., *Pseudomonas aeruginosa*, and amoeba hosts in two chloraminated drinking water distribution systems[J], Applied Environmental Microbiology, 2012, 78(17): 6285-6294.

[17] ZLATANOVIĆ L, HOEK J P, VREEBURG J H G. An experimental study on the influence of water stagnation and temperature change on water quality in a full-scale domestic drinking water system [J]. Water Research, 2017, 123: 761-772. DOI: 10. 1016/j. watres. 2017. 07. 019.

(上接第 24 页)

[90] FATHI S, HAJIZADEH Y, NIKAEEN M, et al. Assessment of microbial aerosol emissions in an urban wastewater treatment plant operated with activated sludge process[J]. Aerobiologia, 2017, 33(4): 507-515.

[91] MALAKOOTIAN M, RADHAKRISHNA N, MAZANDARANY M P, et al. Bacterial-aerosol emission from wastewater treatment plant[J]. Desalination and Water Treatment, 2013, 51(22/23/24): 4478-4488. DOI: 10. 1080/19443994. 2013. 769668.

[92] MASCLAUX F G, HOTZ P, GASHI D, et al. Assessment of airborne virus contamination in wastewater treatment plants[J]. Environmental Research, 2014, 133: 260 - 265. DOI: 10. 1016/j. envres. 2014. 06. 002.

[93] CHEN Y H, YAN C, YANG Y F, et al. Quantitative microbial risk assessment and sensitivity analysis for workers exposed to pathogenic bacterial bioaerosols under various aeration modes in two wastewater treatment plants [J]. Science of the Total Environment, 2021, 755: 142615. DOI: 10. 1016/j. scitotenv. 2020. 142615.

[94] BOONE S A, GERBA C P. Significance of fomites in the spread of respiratory and enteric viral disease [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2007, 73(6): 1687-1696.

[95] GHOSH B, LAL H, SRIVASTAVA A. Review of bioaerosols in indoor environment with special reference to sampling, analysis and control mechanisms[J]. Environment International, 2015, 85: 254-272. DOI: 10. 1016/j. envint. 2015. 09. 018.

[96] GUO X S, WU P P, DING W J, et al. Reduction and characterization of bioaerosols in a wastewater treatment station via ventilation[J]. Journal of Environmental Sciences, 2014, 26(8): 1575-1583.

[97] BRANDI G, SISTI M, AMAGLIANI G. Evaluation of the environmental impact of microbial aerosols generated by wastewater treatment plants utilizing different aeration systems [J]. Journal of Applied Microbiology, 2000, 88(5): 845-852.

[98] HAN Y P, YANG T, CHEN T Z, et al. Characteristics of submicron aerosols produced during aeration in wastewater treatment [J]. Science of the Total Environment, 2019, 696: 134019. DOI:10. 1016/j. scitotenv. 2019. 134019.

[99] AHMED W, BERTSCH P M, BIVINS A, et al. Comparison of virus concentration methods for the RT-qPCR-based recovery of murine hepatitis virus, a surrogate for SARS-CoV-2 from untreated wastewater [J]. Science of the Total Environment, 2020, 739: 139960. DOI: 10. 1016/j. scitotenv. 2020. 139960.