

刘枫, 陈江峰, 董滨, 等. 臭氧溶气气浮对污泥中典型肠道病原体的去除效果研究[J]. 环境科学与技术, 2024, 47(12): 123-130. Liu Feng, Chen Jiang-feng, Dong Bin, et al. Reduction effect of typical enteric pathogens in sludge by dissolved ozone flotation system[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 47(12): 123-130.

臭氧溶气气浮对污泥中典型肠道病原体的去除效果研究

刘枫¹, 陈江峰², 董滨³, 李翀¹,
陈祥¹, 李锐¹, 王先恺^{1*}

(1. 中国长江三峡集团有限公司, 长江经济带生态环境国家工程研究中心, 湖北 武汉 430014;
2. 上海理工大学环境与建筑学院, 上海 200093;
3. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要: 城镇污水处理厂是城镇居民生活污水的主要接纳处理场所, 剩余污泥作为污水处理的副产物, 汇聚了污水中未处理的污染物, 其中包括大量的未灭活病原体。该文探究了含臭氧溶气气浮工艺在不同臭氧剂量的处理条件下对污泥中的大肠菌群、腺病毒和诺如病毒的去除效果。结果表明, 臭氧剂量从 0 mg/g SS 增加至 2.0 mg/g SS 时, 气浮调理后污泥中总大肠菌群的灭活对数由 0.02 lg 增至 1.86 lg, 粪大肠菌群的灭活对数由 0.03 lg 增至 2.01 lg, 且在经过 1.5 mg/g SS 的臭氧剂量处理后, 剩余污泥中粪大肠菌群的浓度可达到美国环保局制定的 B 级标准。在 2.0 mg/g SS 的臭氧剂量处理条件下, 气浮调理后污泥中诺如病毒与腺病毒的整体灭活对数为 1.42 lg 和 1.69 lg, 通过对其健康风险进行定量计算可得, 诺如病毒与腺病毒的疾病负担分别为 2.61×10^{-7} 和 3.62×10^{-8} , 均满足世界卫生组织推荐的 10^{-6} 的标准值。臭氧溶气气浮工艺可以有效去除剩余污泥中赋存的病原体, 降低后续处理处置健康风险, 为污泥卫生化利用提供了技术与理论参考。

关键词: 臭氧溶气气浮; 污泥; 病原体; 风险评估

中图分类号: X703 文献标志码: A doi: 10.19672/j.cnki.1003-6504.1234.24.338 文章编号: 1003-6504(2024)12-0123-08

Reduction Effect of Typical Enteric Pathogens in Sludge by Dissolved Ozone Flotation System

LIU Feng¹, CHEN Jiangfeng², DONG Bin³, LI Chong¹,
CHEN Xiang¹, LI Kun¹, WANG Xiankai^{1*}

(1. National Engineering Research Center of Eco-environment in the Yangtze River Economic Belt,
China Three Gorges Corporation, Wuhan 430014, China;
2. School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China;
3. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: The production of wastewater activated sludge (WAS), an inevitable by-product of biological wastewater treatment, continues to increase. WAS carries a large number of pathogenic bacteria and toxic and harmful pollutants, which will inevitably cause serious pollution to the environment if not properly treated. Results of the study on pathogen removal by ozone air flotation showed that the ozone dose increased from 0 mg/g SS to 2.0 mg/g SS, the total *E. coli* flora inactivation rate increased from 0.02 lg to 1.86 lg, the fecal *E. coli* flora inactivation rate increased from 0.03 lg to 2.01 lg, and the fecal *E. coli* flora content in the residual sludge could meet the Category B criteria established by the US EPA after treatment with an ozone dose of 1.5 mg/g SS. While the 2.0 mg/g SS ozone dose had an overall inactivation ratio of norovirus to adenovirus of 1.42 lg and 1.69 lg, as calculated by quantifying its health risk, its disease burden was 2.61×10^{-7} and 3.62×10^{-8} , all reaching the standard values of 10^{-6} recommended by the World Health Organization. Ozone air flotation can effectively remove the pathogens present in the remaining sludge and reduce the health risk for disposal by subsequent treatment, which provides a technical and theoretical reference for sludge sanitary utilization.

Key words: dissolved ozone flotation; sludge; pathogens; risk assessment

《环境科学与技术》编辑部: (网址) <http://tjks.chinajournal.net.cn> (电话) 027-87643502 (电子信箱) hjkxyjs@vip.126.com

收稿日期: 2024-07-26; 修回 2024-09-18

基金项目: 中国长江三峡集团有限公司科研项目 (NBWL202300013)

作者简介: 刘枫 (1995-), 男, 博士研究生, 主要研究方向为污泥减量减害、处理处置及资源化等, (电子信箱) liu_feng10@ctg.com.cn; *通讯作者, (电子信箱) wang_xiankai@ctg.com.cn。

随着我国城镇化水平加快,城市污水处理水平的不断提高,污泥作为污水处理的副产物其产量每年都在大幅度增长^[1,2]。自2015年起,我国剩余污泥的产量以年均20%的速度快速增长,截至2020年,产量已经达到了1 300万t(干污泥)^[3,4]。剩余污泥浓缩了污水中未除去的一系列有毒有害物质,如重金属、抗生素、病原体等,若不妥善处理势必会对环境造成严重污染^[5]。

近年来,国内外因水体中病原体传染导致的公共卫生安全事件频发,尤其是2019年SARS-CoV-2新冠疫情爆发以来,病原体引起的健康风险重新受到了污水处理行业的广泛关注^[6-8]。各国针对污水与污泥制定了一系列相关政策法规,如美国环境保护局(USEPA)于2009年提出的饮用水污染物候选清单(Contaminant Candidate List 3, CCL3),引入了包括杯状病毒、腺病毒、甲型肝炎病毒等12项病原体指标;世界卫生组织在《饮用水水质准则》中也将肠道病毒、星状病毒、轮状病毒等作为推荐指标,来保障用水安全。然而,我国对病原体限制政策的开展相较于国外发达国家起步较晚,国内现存的各类标准中以总大肠菌群和粪大肠菌群作为主要的病原体微生物指标,对其他病原体的关注度较低。

在污水处理过程中,大量未灭活的病原微生物会从水相转移至污泥中,因此考虑到污泥后续处理处置卫生化的需求,污泥中病原体的灭活不容忽视。国内目前常见的污水厂污泥处理方式包括深度脱水、干化焚烧、厌氧消化、好氧发酵等,这些处理手段中除干化焚烧外,其余处理手段并不能完全去除污泥中病原微生物。Rhodes等^[9]的研究表明厌氧消化对腺病毒的去除效率为(1~2)lg,在厌氧消化后的污泥中仍能检出103 copies/g的腺病毒。且国内多数污水处理厂一般没有完整的污泥处理设施,大多数污水厂采用在厂内完成污泥浓缩脱水后再运送至场外处置的方法,因此在污泥的浓缩、脱水、储存、运输和后续处理处置过程中均存在较大健康风险,故需要在前端污水厂浓缩脱水阶段就对污泥中病原微生物的量进行控制。

常见的污泥消毒方法分为物理法、化学法和生物法3种:(1)物理法包括辐射灭活、高温消毒等。高温灭活法包括巴氏杀菌法(60~82℃),热处理法(>100℃)等,其主要通过高温破坏病原体的蛋白结构达到消毒目的^[10];辐射灭活法常用 β 或 γ 射线辐照实现污泥中病原体的灭活^[11]。(2)化学法主要通过投

加碱性物质(石灰、氨水)或氯化消毒剂等,调节pH影响病原体的吸附并改变其细胞结构使其失活^[12,13]。此外,次氯酸钠也是污泥预处理中常用的化学消毒剂,通过其强氧化性破坏病原体的遗传物质和蛋白结构使病原体失活^[14]。(3)生物法主要通过向污泥中加入活性微生物,通过微生物间的捕食、拮抗和竞争等方式实现病原体的去除^[15,16]。这3种方法对病原微生物均有一定的去除效果,但在工程实际应用中都存在一定问题,物理方法如微波辐照等技术尚未成熟,大规模采用具有一定安全风险且装备和运行维护费用较高;化学方法需大量投加药剂以达到去除效果,经济性较差,且部分消毒剂还存在消毒副产物问题。因此,需要寻求一种绿色高效、工艺成熟的消毒技术,可以在污水处理厂污泥浓缩脱水的前端去除病原微生物,降低污泥后续处理处置的健康风险。

本文将臭氧氧化技术与污泥气浮浓缩技术相结合,将臭氧作为溶气水的气源,在污泥浓缩的同时完成臭氧的化学作用,研究了不同臭氧剂量对污泥中大肠菌群、腺病毒、诺如病毒的灭活效果,并通过测定气浮前后污泥中病原体的含量变化,对臭氧气浮后的剩余污泥进行卫生化评价,分析臭氧气浮对污泥中病原体的灭活效果和对健康危害的改善情况,以期利用臭氧技术实现污泥卫生化的推广与应用提供理论参考和数据支撑。

1 材料与方法

1.1 实验装置

本研究所用实验装置示意图及实际图如图1和图2所示。装置由制氧机(8F-5AW,鱼跃医疗设备股份有限公司)、小型臭氧发生器(JDWX-MBOG-100G,金大万翔环保科技有限公司)和气浮浓缩装置组成,臭氧发生器的臭氧出气口通过聚四氟乙烯管,与气浮浓缩装置气液混合泵的进气口连接,管道中设有气体流量计,以此来控制臭氧气体流量。

臭氧气浮装置由气液混合泵、压力混合罐、气浮池主体、微孔曝气装置组成,具体参数如表1所示。其机理是通过气液混合泵吸入臭氧或空气,同时与吸入的液体混合搅拌进入压力罐,通过控制减压阀与气液混合泵的功率使压力罐达到一定压强,增大气体的溶解程度,最后通过微孔曝气装置(10~30 μm)进入气浮池内,吸附于污泥表面,对病原微生物进行杀灭。

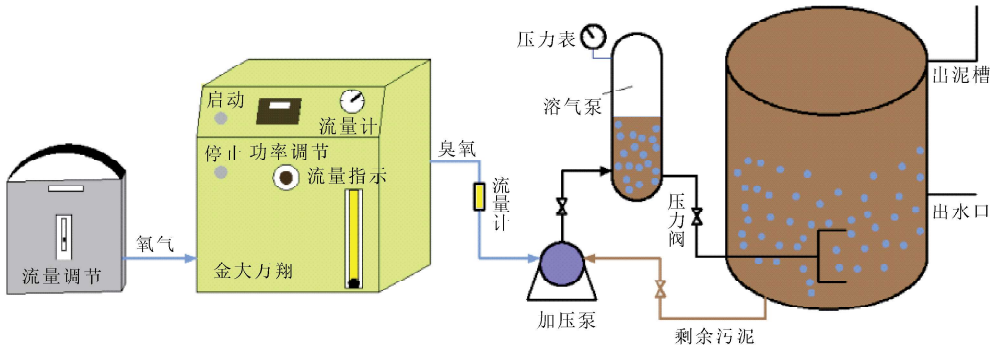


图1 臭氧气浮装置运行示意图
Fig.1 Operation diagram of the dissolved ozone flotation system



图2 臭氧气浮装置
Fig.2 The dissolved ozone flotation system

表 1 臭氧气浮装置技术参数

Table 1 Technical parameters of the dissolved ozone flotation system		
序号	名称	参数
1	浓缩池直径/cm	56
2	浓缩池最大容积/L	300
3	浓缩池高度/cm	122
4	气液混合泵功率/kW	0.55
5	气液混合泵流量/(m ³ ·h ⁻¹)	1
6	压力罐压力调节范围/MPa	0~0.6
7	理论气固比	0.010~0.015
8	水力负荷/(m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹)	40~80
9	固体负荷/(kg·m ⁻² ·d ⁻¹)	25~75

1.2 实验过程

本实验在安徽省某污水厂现场开展,臭氧气浮装置的进泥来源于污水厂污泥脱水泵房,通过离心泵将剩余污泥抽取至气浮装置中,抽取的剩余污泥体积为 250 L。待剩余污泥抽取完毕后,打开臭氧发生器开关,使臭氧浓度稳定在 150 mg/L,臭氧流量稳定在 0.7 L/min,然后打开气浮浓缩总开关,加压泵开始工作,此时打开臭氧管道阀门,臭氧和回流污泥通过加压泵混合后进入压力罐,压力罐压力稳定在 0.4~0.5 MPa 即表示臭氧气浮装置开始稳定运行。

在压力罐中的加压溶气水通过减压阀减压,经由末端微孔曝气头释放到浓缩池中,而由溶气水释放的大量微小气泡与水中的污染物进行接触润湿和黏附雾化过程,同时气泡中的臭氧开始和污泥发生氧化反应。浓缩池中气浮开始后进行固液分离,浓缩水回流循环加压。通臭氧时间结束后关闭阀门,同时打开空气管道阀门继续气浮浓缩,浓缩结束后取浓缩污泥及浓缩出水样品待测。关闭气浮浓缩开关,清洗浓缩池后即完成一批次臭氧气浮实验。

实验设置了 5 个梯度浓度臭氧进行实验,分别为 0、0.5、1.0、1.5、2.0 mg/g SS,在每一批实验开始前测试剩余污泥的含固率,每次实验使用污泥体积为 250 L,注入臭氧的浓度和流速分别为 150 mg/L 与 0.7 L/min。通过当天剩余污泥含固率计算臭氧通气时间,在通完臭氧后余下时间使用空气气浮,在实验整体时间为 1 h 时,气浮完成后停止装置并取样。

1.3 分析方法

1.3.1 病原体分析方法

(1)大肠菌群检测方法。本实验大肠菌群检测分别依据国家标准《食品安全国家标准 食品微生物学检验 粪大肠菌群计数》(GB 4789.39-2013)和《食品安全国家标准 食品微生物学检验 大肠杆菌计数》(GB 4789.3-2016),采用 MPN 法定量检测,待测样品经梯度稀释并培养后,根据其未生长的最低稀释度与生长的最高稀释度,应用统计学概率论推算出待测样品中大肠菌群的最大可能数。

(2)病毒检测方法。本实验采用探针实时荧光 PCR 法对污泥中的诺如病毒和腺病毒进行定量检测。参考 GenBank 中诺如病毒(X459908.1)、腺病毒(DQ315364.2)的基因序列,在 Primer Exp V3.0 设计得到上游引物和下游引物,再以 cDNA 为模板,向其中加入上游引物和下游引物以及荧光探针或染料对 cDNA 进行 PCR 扩增,通过对扩增反应中每一个循环产物荧光信号的实时检测,最后建立标准曲线即可分析得到 cDNA 中诺如病毒的含量。引物序列如表 2 所示。

对浓缩后的污泥浸出液进行核算提取,并通过反转录合成 cDNA,最后通过合成的引物,利用实时荧光定量 PCR 仪(ABI 7500)进行定量检测。

1.3.2 病原体风险定量分析方法

(1)污泥泵房中病原体暴露量分析。在污水厂污泥的处理过程中,污水厂工作人员可以通过手口接触、液滴飞溅和气溶胶吸入 3 种方式意外摄入污泥中

表2 病毒基因编号与引物序列
Table 2 Gene numbers and primer sequences of these enteric virus

引物名称	病毒种类	核酸序列	片段长度/bp	基因号
NV-QF	诺如病毒	GTCCAGGAGGCACTGTATT	98	X459908.1
NV-QR		TTTGATGTCGTCGGATGAG		
NV-P		CCTACCTCGGTGGCAAAGACCCCA		
HAV-QF	腺病毒	GATGACAATAGCGTTCTGGACTTG	75	DQ315364.2
HAV-QR		GCGGCCCTGAGGACGTA		
HAV-P		AACTGGTGCTTCTTCCAACCCCTTCG		

的肠道病毒^[17-19]。其中每天通过手口接触方式摄入的病原体量可按式(1)进行计算^[20]:

$$D_{\text{HM}} = c \times h \times A \times f_{\text{HM}} \times T \quad (1)$$

式中, c 为污泥中病原体的浓度; h 为手上水膜厚度, 一般为 $1.97 \times 10^{-2} \sim 2.34 \times 10^{-2} \text{ mm}$; A 为皮肤表面与口接触的表面积, 一般为 $100 \sim 2\,000 \text{ mm}^2$; f_{HM} 为手口接触频次, 一般为 $0.5 \sim 2 \text{ 次/min}$; T 为每日暴露时间, 本研究中对污水厂职业人员日常巡检及工作时间进行统计后, 将该值确定为 15 min/d 。

液滴飞溅方式的病原体摄入量可按式(2)进行计算^[21]:

$$D_{\text{D}} = c \times V_{\text{D}} \times f_{\text{D}} \times T \quad (2)$$

式中, V_{D} 为液滴体积, 一般为 $0.5 \sim 524 \text{ }\mu\text{L}$; f_{D} 为液滴溅入口腔的频率, $0.17 \sim 2.1 \text{ 次/min}$ 。

气溶胶吸入方式的病原体摄入量可按式(3)进行计算^[22]:

$$D_{\text{A}} = c \times I_{\text{R}} \times V_{\text{IES}} \times T \quad (3)$$

式中, I_{R} 为空气吸入速率, L/min ; V_{IES} 为空气中水雾浓度, 即每 m^3 空气中所含水雾的体积, $\mu\text{L/m}^3$; T 为暴露时间, min/d 。

污水厂工人每日在污泥车间工作或巡检时, 病原体的总摄入量 D 可按式(4)计算:

$$D = D_{\text{HM}} + D_{\text{D}} + D_{\text{A}} \quad (4)$$

(2) 摄入病原体后的患病风险分析。本文参照微生物定量风险评价方法(QMRA)^[23], 来定量表征污泥泵房中病原体造成的患病风险。在肠道病毒经由呼吸道或消化道等不同途径进入人体后, 由于人体的免疫机能如巨噬细胞、免疫T细胞、体液等对病原体有一定的杀灭去除效果, 因此在免疫机能的作用下, 存在摄入的病原体被完全去除的情况。此外, 在粪便中能检出相应病原体时, 代表病原体成功穿过免疫系统并发生了感染, 病原体与人体免疫机能仍然存在相互作用, 此时存在2种情况: 一是人体免疫机能较强, 感染后的病原体被快速清除, 人体并未出现相应疾病, 二是病原体成功感染并出现相应病症。因此针对病原体感染的这种不确定性, 现有的研究针对不同病原体提出了不同的感染率和患病率模型, 来提高风险评

估的准确性。

在本研究中, 腺病毒的日感染率 P_{inf1} 通过指数模型进行分析, 如式(5)所示^[24]:

$$P_{\text{inf1}} = 1 - \exp(-r \times D) \quad (5)$$

式中, r 为病毒的感染概率常数, 针对腺病毒, 取 0.607 ; D 为依据式(4)计算得到的腺病毒日摄入总量。

诺如病毒的日感染率 P_{inf2} 通过 Beta-Poisson 模型进行分析, 如式(6)所示^[25]:

$$P_{\text{inf2}} = 1 - (1 + D/\beta)^{-\alpha} \quad (6)$$

式中, α 和 β 为 Beta 分布的参数, 针对腺病毒, 分别取 0.04 和 0.055 ; D 为依据式(4)计算得到的诺如病毒日摄入总量。

如前文所述, 人体感染病原体后并不一定会患病, 本研究选取感染-患病率计算模型对腺病毒和诺如病毒的日患病概率 $P_{\text{ill/d}}$ 进行计算, 如式(7)所示:

$$P_{\text{ill/d}} = P_{\text{inf}} \times (1 - (1 + \eta + D)^{-\gamma}) \quad (7)$$

针对腺病毒, 计算模型中的 η 和 r 分别取 $0.002\,55$ 和 0.086 ^[26]; 针对诺如病毒, 计算模型中的 η 和 r 分别取 0.153 和 0.410 ^[27]。

各类病原体的年患病概率 $P_{\text{ill/y}}$ 可由式(8)计算得到:

$$P_{\text{ill/y}} = 1 - (1 - P_{\text{ill/d}})^n \quad (8)$$

在本研究中, n 为年均暴露频次, 经统计污水厂职业人员接触频次平均为 220 d/a 。

(3) 摄入病原体后的疾病风险分析。利用分析计算得到的病原体患病率, 即可对病原体所造成的疾病负担进行定量分析。目前常用的方法是伤残调整损失寿命年(DALY)计算方法^[28], 由世界卫生组织与哈佛学院共同提出。DALY 由因感染疾病造成的健康损失以及因感染引起的死亡造成的健康损失共2部分组成。本文主要针对的是腺病毒、诺如病毒2种肠道病毒, 且评估对象主要为污水厂职工, 因此在本研究中不考虑因感染引起的死亡造成的健康损失, 主要计算因感染疾病造成的健康损失(YLD)。具体计算方法及参数取值如式(9)所示^[29,30]:

$$YLD = P_{ily} \times S \times DBPC \quad (9)$$

式中, S 为易感人群比例,针对腺病毒和诺如病毒,取值为0.8~1.0;DBPC为不同疾病造成的疾病负担,腺病毒和诺如病毒分别取0.058 7和0.026 6。

2 结果与分析

2.1 臭氧溶气气浮对污泥中病原体的灭活效果

2.1.1 粪大肠菌群的灭活效果

图3为剩余污泥中粪大肠菌群在不同臭氧剂量下气浮前后的浓度变化及其对数灭活率。从图3可以看出,在未使用臭氧进行纯空气气浮时,气浮前后粪大肠菌群的数量变化不大,仅仅相差0.03 lg。在使用0.5、1.0、1.5、2.0 mg/g SS 4种臭氧剂量对污泥进行气浮后,其污泥中粪大肠菌群分别下降了0.47 lg、0.96 lg、1.57 lg、2.01 lg,即杀灭率为66.1%、89.1%、97.4%、99.1%。由上述数据可得纯空气气浮的传统方式对污泥粪大肠菌群没有灭活效果,而使用臭氧作为气源进行气浮时臭氧剂量与粪大肠肝菌的灭活效果呈正相关,臭氧气浮可以有效消杀污泥中的粪大肠菌群。

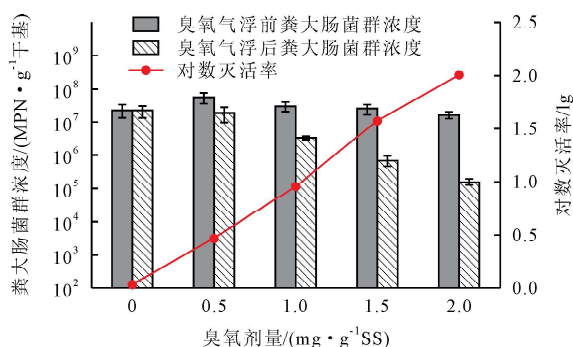


图3 不同臭氧剂量气浮前后粪大肠菌群含量变化及灭活率
Fig.3 Concentration and reduction rate of faecal coliforms in the flotation thickening system with different ozone dosages

2.1.2 总大肠菌群的灭活效果

总大肠菌群在不同臭氧剂量气浮前后的含量变化及其灭活率如图4所示。从图4可以看出,相较于传统空气气浮,臭氧气浮的方式能有效去除污泥中的总大肠菌群。当臭氧剂量为0时,其去除效率仅0.02 lg,即灭活率为5.9%,而在臭氧剂量达到2.0 mg/g SS时,其去除效率可上升至1.86 lg,即灭活率为98.7%,臭氧气浮对总大肠菌群的去除效果与粪大肠菌群相似。臭氧气浮能有效去除大肠菌群,根据不同标准可以考虑增加或减少臭氧使用剂量达到其灭活需求。相较于以往臭氧对水中微生物的杀灭效果的研究,臭氧气浮大肠菌群的去除效果有所减弱,其原因是污泥会包裹赋存大肠菌群,减弱臭氧对大肠菌群的杀灭作用,因此针对污泥中的大肠菌群去除需要使用的臭氧剂量更高。

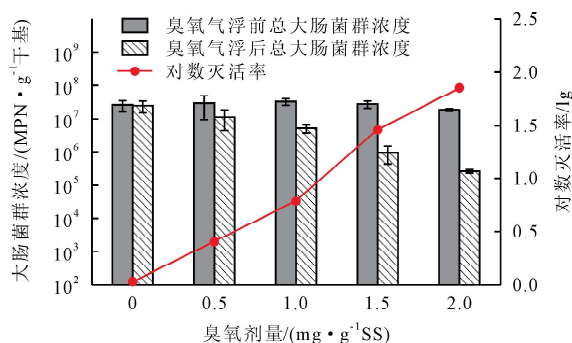


图4 不同臭氧剂量气浮前后总大肠菌群含量变化及灭活率
Fig.4 Concentration and reduction rate of total coliforms in the flotation thickening system with different ozone dosages

2.1.3 腺病毒的灭活效果

腺病毒是典型的肠道病毒指标,因此去除污泥中的腺病毒具有重要意义。不同臭氧剂量气浮前后腺病毒的变化及灭活率如图5所示。由图5可知,传统空气气浮后污泥中腺病毒的含量并未发生明显变化,而在使用1.0 mg/g SS的臭氧剂量处理后污泥中的腺病毒下降0.99 lg,即灭活率为89.8%,而将臭氧剂量提升至2.5 mg/g SS时,污泥中的腺病毒可以下降1.69 lg,即灭活率为98.0%。说明臭氧气浮可以有效去除污泥中的腺病毒,并且污泥中腺病毒的去除效果随臭氧剂量的上升而增强。其原理如前文所述,主要是通过改变病毒的遗传物质及蛋白结构使其失活。臭氧是一种绿色的消毒剂,因此可以根据污泥中腺病毒的浓度及灭活需求,调节臭氧的剂量来进一步加强其灭活效果。

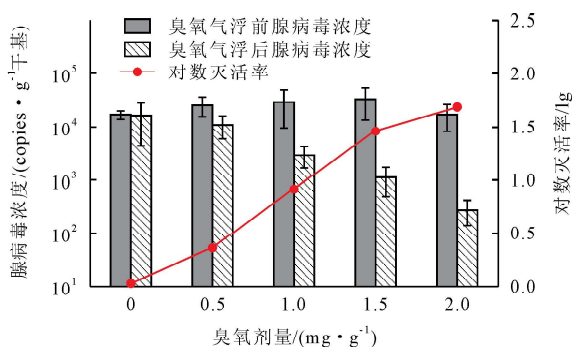


图5 不同臭氧剂量气浮前后腺病毒含量变化及灭活率
Fig.5 Concentration and reduction rate of adenovirus in the flotation thickening system with different ozone dosages

2.1.4 诺如病毒的灭活效果

不同臭氧剂量气浮前后诺如病毒的含量变化及灭活率如图6所示。由图6可知,传统空气气浮对诺如病毒并无明显去除作用,而在使用1.0 mg/g SS的臭氧剂量处理后,污泥中的腺病毒可以下降0.72 lg,即灭活率为81.0%,将臭氧剂量从1.0 mg/g SS提升至2.5 mg/g SS时,污泥中的诺如病毒进一步灭活了82.3%,整体灭活率为1.42 lg。说明臭氧气浮可以有效去除污泥中的诺如病毒,并且污泥中诺如病毒的去

除效果与臭氧剂量呈正相关,因此可以根据不同污水厂污泥中诺如病毒的含量变化,调节气浮装置的臭氧剂量,控制最终的灭活效果。

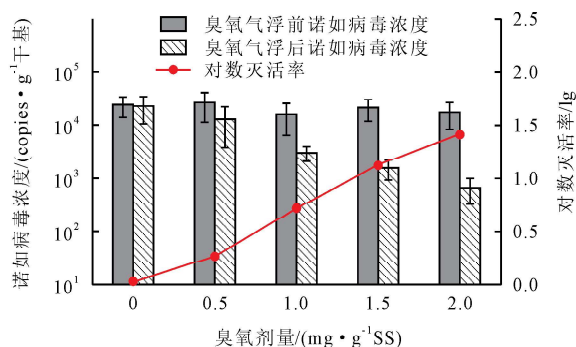


图6 不同臭氧剂量气浮前后诺如病毒含量变化及灭活率
Fig.6 Concentration and reduction rate of norovirus in the flotation thickening system with different ozone dosages

2.2 臭氧溶气气浮处理后的风险分析

2.2.1 大肠菌群的风险分析

由于大多数病原体的在污泥中的检验十分复杂和困难,在目前国内外执行的污泥标准中,均以较易检验的粪大肠菌群数来表征病原体的污染情况。我国针对污泥中病原微生物的限制仅有《农用污泥污染物控制标准》(GB 4284-2018)中对粪大肠菌群(<100 MPN/g(以干基为计,下同))有所规定,而污水处理厂污泥中的大肠菌群浓度较高,难以达到农用标准。美国EPA针对污泥的利用制定了A和B 2种标准,其中A类标准中污泥粪大肠菌群数的限值为(<1 000 MPN/g),其污泥可用于农用等多个方面,而B类标准中污泥粪大肠菌群数的限值为(<6.3 lg MPN/g),并规定了人与动物的接触时间与使用途径。粪大肠菌群作为剩余污泥中重要的细菌指标,其不同臭氧剂量处理后的浓度如图7所示。由图中数据可以看出,在臭氧气浮处理前粪大肠菌群的数量在(7.2~7.7) lg MPN/g之间,其均值为7.5 lg MPN/g,在未使用臭氧气浮的情况下均未达到美国EPA的B级标准。在使用1.0 mg/g SS的臭氧剂量进行气浮后,其浓度已接近B级标准,降至6.55 lg;在臭氧剂量达到1.5 mg/g SS时,剩余污泥气浮后的粪大肠菌群浓度可降至5.9 lg,达到了EPA

的B类标准;而当臭氧剂量进一步增加到2.0 mg/g SS时,其可进一步下降至5.4 lg。上述数据说明臭氧气浮能有效去除剩余污泥中的粪大肠菌群,降低污水厂前端中的粪大肠菌群浓度,减少后续处理处置过程中的健康风险。

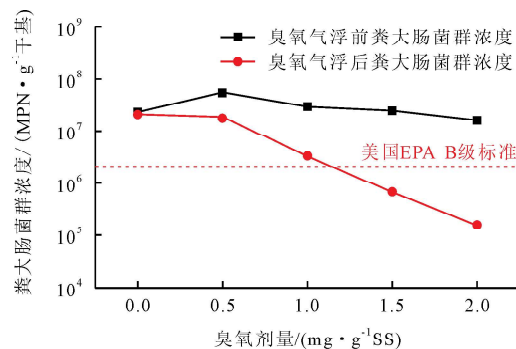


图7 不同臭氧剂量气浮前后粪大肠菌群浓度变化
Fig.7 Concentration of faecal coliforms in the flotation thickening system with different ozone dosages

2.2.2 肠道病毒的风险分析

虽然病毒在脱离宿主后不会自我复制与增殖,但在自然状态下可保持感染活力并存活。污泥中的病毒因黏附于其表面具有一定的逆境抗性,相较于在污水环境中其存活时间延长,因此剩余污泥是3病毒传播的重要媒介。在目前国内外现有的标准中,并未对污水厂剩余污泥中的诺如病毒与腺病毒进行限制,因此主要通过风险评价的方式来判断其在处理处置过程中是否具有健康危害。表3为梯次臭氧剂量气浮后腺病毒和诺如病毒对污水厂职业人员的造成的年患病概率与疾病负担。从表3数据可以看出,在以纯空气方式进行气浮后2种病毒的年患病概率与疾病负担都远超世界卫生组织和USEPA的标准。在臭氧剂量增加至1.5 mg/g SS时,腺病毒的年患病概率与疾病负担即可达到相应标准;而臭氧剂量由1.5 mg/g SS增加至2.0 mg/g SS时,诺如病毒的疾病负担与年患病概率也达到了标准。由此可以看出,臭氧灭活技术对剩余污泥中的病毒有显著的去除效果,有效减低了诺如病毒和腺病毒在处理处置中造成的健康风险,保证污水厂职业人员的健康安

表3 臭氧溶气气浮前后诺如病毒与腺病毒的年患病概率与疾病负担

Table 3 Infection risks and burden of disease of adenovirus and norovirus in the flotation thickening system with different ozone dosages

指标	类别	臭氧剂量/(mg · g ⁻¹ SS)				
		0	0.5	1.0	1.5	2.0
年患病概率	腺病毒	2.22×10 ⁻³	9.92×10 ⁻¹	7.09×10 ⁻⁵	3.03×10 ⁻⁶	6.16×10 ⁻⁷
	诺如病毒	1.49×10 ⁻²	7.36×10 ⁻³	1.04×10 ⁻³	3.95×10 ⁻⁴	9.84×10 ⁻⁵
	USEPA 标准			10 ⁻⁴		
疾病负担	腺病毒	1.31×10 ⁻¹	5.82×10 ⁻⁵	4.16×10 ⁻⁶	1.78×10 ⁻⁷	3.62×10 ⁻⁸
	诺如病毒	3.97×10 ⁻⁵	1.96×10 ⁻⁵	2.79×10 ⁻⁶	1.05×10 ⁻⁶	2.61×10 ⁻⁷
	WHO 标准			10 ⁻⁶		

全,为在污水厂前端病毒的去除提供了技术支撑和理论参考。

2.3 臭氧溶气气浮的经济性分析

在本研究中,臭氧调理剂量为2.0 mg/g SS时,污泥中大肠菌群、腺病毒和诺如病毒所造成的健康风险均达到了美国环保局与世界卫生组织标准,将臭氧气浮环节的成本增量进行简单核算,如表4所示。相比于传统空气气浮,臭氧溶气气浮增加的成本(臭氧费用)为11.2元/t(以干基为计)。

表4 臭氧溶气气浮的成本增量

Table 4 The incremental cost of the flotation thickening system	
臭氧气浮工艺参数	参数
臭氧剂量	2 mg·g ⁻¹ SS
气浮时间	1 h
批次处理剩余污泥量	250 L
剩余污泥MLSS	4 000 mg·L ⁻¹
臭氧发生器工作参数	8 kW·h·kg ⁻¹ (以O ₃ 为计)
耗电量	0.016 kW·h
单位电价	0.7元·kW ⁻¹ ·h ⁻¹
相比于传统空气气浮增加成本(臭氧费用)	
11.2元·t ⁻¹ (以干基为计)	

3 结论

本文以安徽省某污水厂的剩余污泥作为实验材料,使用臭氧气浮装置,控制臭氧剂量为0、0.5、1.0、1.5和2.0 mg/g SS,研究不同臭氧剂量下臭氧气浮对剩余污泥中病原体的灭活效果,并对气浮后剩余污泥中的病原体安全性进行评价。

(1)在经过臭氧气浮处理后,剩余污泥中的大肠菌群显著下降,在臭氧剂量从0提升至2.0 mg/g SS后,总大肠菌群与粪大肠菌群的灭活对数分别从0.02 lg和0.03 lg提升至1.86 lg和2.01 lg。并且在使用1.5 mg/g SS的臭氧剂量进行气浮后,剩余污泥中的粪大肠菌群浓度可达到美国环保局制定的B级标准。

(2)臭氧气浮对剩余污泥中的腺病毒与诺如病毒也有良好的去除效果,其灭活对数分别为1.69 lg和1.42 lg。在使用2.0 mg/g SS的臭氧剂量处理后,剩余污泥中诺如病毒和腺病毒对污水厂职业人员造成的年患病概率与疾病负担显著降低,达到了美国环保局与世界卫生组织标准。

[参考文献]

- [1] Yi X W, Zhong H H, Xie M, et al. A novel forward osmosis reactor assisted with microfiltration for deep thickening waste activated sludge: performance and implication[J]. Water Research, 2021,195:116998.
- [2] 戴晓虎. 我国污泥处理处置现状及发展趋势[J]. 科学, 2020,72(6):30-34.
Dai Xiaohu. Applications and perspectives of sludge treatment and disposal in China[J]. Science, 2020,72(6):30-34.
- [3] Li D N, Shan R, Jiang L X, et al. A review on the migration and transformation of heavy metals in the process of sludge pyrolysis[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2022, 185:106452.
- [4] Wei L L, Zhu F Y, Li Q Y, et al. Development, current state and future trends of sludge management in China: based on exploratory data and CO₂-equivalent emissions analysis[J]. Environment International, 2020,144:106093.
- [5] 薛冰,陈思思,刘宾寒,等. 臭氧处理对剩余污泥减量化、资源化与无害化的影响研究进展[J]. 给水排水, 2021,57(4): 57-65.
- [6] 刘小平,张玉敏,薄福宝,等. 一起腺病毒引起的咽结膜热爆发[J]. 疾病监测, 2007,22(6):381-383.
Liu Xiaoping, Zhang Yumin, Bo Fubao, et al. An outbreak of pharyngoconjunctival fever caused by adenovirus[J]. Disease Surveillance, 2007,22(6):381-383.
- [7] 王洁,孙晶晶,李清,等. 一起桶装水引起的多校诺如病毒急性胃肠炎暴发调查[J]. 中国学校卫生, 2015,36(7):1107-1109.
Wang Jie, Sun Pinjing, Li Qing, et al. Investigation on an outbreak of acute gastroenteritis caused by multi-school norovirus in bottled water[J]. Chinese Journal of School Health, 2015,36(7):1107-1109.
- [8] 金伟,董滨,谭学军,等. 全流程实测揭露新冠病毒从病区到城市污水处理系统的传播[J]. 给水排水, 2020,56(4):1-3.
Jin Wei, Dong Bin, Tan Xuejun, et al. A whole-process sampling plan reveals the spread of SARS-CoV-2 from hospital to the urban sewage treatment facilities[J]. Water & Wastewater Engineering, 2020,56(4):1-3.
- [9] Rhodes E R, Boczek L A, Ware M W, et al. Determining pathogen and indicator levels in Class B municipal organic residuals used for land application[J]. Journal of Environmental Quality, 2015,44(1):265-274.
- [10] Croci L, Ciccozzi M, De Medici D, et al. Inactivation of hepatitis A virus in heat-treated mussels[J]. Journal of Applied Microbiology, 1999,87(6):884-888.
- [11] 高建政,张玥,杨斌,等. 利用辐照技术对污泥中大肠杆菌杀灭效果的研究及对辐照污泥技术的选择[J]. 科技与创新, 2021(6):57-59.
Gao Jianzheng, Zhang Yue, Yang Bin, et al. Study on the killing effect of *Escherichia coli* in sludge by irradiation technology and the selection of irradiation sludge technology [J]. Science and Technology & Innovation, 2021(6):57-59.
- [12] Cui H, Wang J, Cai X Y, et al. Accelerating nutrient release and pathogen inactivation from human waste by different pretreatment methods[J]. Science of the Total Environment, 2020,733:139105.
- [13] Lopes B C, Machado E C, Rodrigues H F, et al. Effect of alkaline treatment on pathogens, bacterial community and anti-

- biotic resistance genes in different sewage sludges for potential agriculture use[J]. *Environmental Technology*, 2020,41(4):529–538.
- [14] Tsai C T, Lin S T. Disinfection of hospital waste sludge using hypochlorite and chlorine dioxide[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 1999,86(5):827–833.
- [15] 郑冠宇,王世梅,周立祥. 污泥生物沥浸处理对病原物的杀灭效果影响[J]. *环境科学*, 2007,28(7):1539–1542.
Zheng Guanyu, Wang Shimei, Zhou Lixiang. Effect of biological leaching treatment of sludge on killing pathogens[J]. *Environmental Science*, 2007,28(7):1539–1542.
- [16] Cliver D O, Herrmann J E. Proteolytic and microbial inactivation of enteroviruses[J]. *Water Research*, 1972,6(7):797–805.
- [17] Amoah I D, Kumari S, Bux F. A probabilistic assessment of microbial infection risks due to occupational exposure to wastewater in a conventional activated sludge wastewater treatment plant[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 843:156849.
- [18] Freeman N C, Jimenez M, Reed K J, et al. Quantitative analysis of children's microactivity patterns; the Minnesota children's pesticide exposure study[J]. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 2001, 11(6): 501–509.
- [19] Sidhu J P S, Toze S G. Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review[J]. *Environment International*, 2009,35(1):187–201.
- [20] USEPA. Exposure Factors Handbook: 2011 Edition. National Center for Environmental Assessment[R]. Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency Press, 2011.
- [21] Man H D, van den Berg H H J L, Leenen E J T M, et al. Quantitative assessment of infection risk from exposure to waterborne pathogens in urban floodwater[J]. *Water Research*, 2014,48:90–99.
- [22] 环境保护部. 中国人群暴露参数手册—成人卷[M]. 北京: 中国环境出版社, 2013.
- Ministry of Environmental Protection of China. Exposure Factors Handbook of Chinese Population—Adults[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2013.
- [23] Haas C N. Quantitative microbial risk assessment and molecular biology: paths to integration[J]. *Environmental Science and Technology*, 2020,54(14):8539–8546.
- [24] 郑祥,亓畅,陈惠鑫,等. 再生水补给型水体中病原微生物的来源、归宿及其风险评估[J]. *环境科学学报*, 2022,42(6):1–11.
Zheng Xiang, Qi Chang, Chen Huixin, et al. The source, fate and risk analyses of pathogenic microorganisms in the water bodies fed by reclaimed water[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2022,42(6):1–11.
- [25] Timm C, Luther S, Jurzik L, et al. Applying QMRA and DALY to assess health risks from river bathing[J]. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2016,219(7 Pt B):681–692.
- [26] Lorna Fewtrell, Jamie Bartram. Water Quality—Guidelines, Standards and Health[M]. London, UK: IWA Publishing, Alliance House, 2001:374.
- [27] Teunis P, Schijven J, Rutjes S. A generalized dose–response relationship for adenovirus infection and illness by exposure pathway[J]. *Epidemiology and Infection*, 2016, 144(16): 3461–3473.
- [28] Murray C J L, Vos T, Lozano R, et al. Disability-adjusted life years (DALYs) for 291 diseases and injuries in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the global burden of disease study 2010[J]. *The Lancet*, 2013, 380(9859): 2197–2223.
- [29] Mok H F, Barker S F, Hamilton A J. A probabilistic quantitative microbial risk assessment model of norovirus disease burden from wastewater irrigation of vegetables in Shepparton, Australia[J]. *Water Research*, 2014,54:347–362.
- [30] Gibney K B, O'Toole J, Sinclair M, et al. Disease burden of selected gastrointestinal pathogens in Australia, 2010[J]. *International Journal of Infectious Diseases*, 2014,28: 176–185.
- (上接第109页)
- [28] Saito Y, Shimizu S, Kumagai S, et al. Removal of cesium ions from A-type zeolites using sodium tetrakis(4-fluorophenyl)borate and sodium tetraphenylborate[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2021, 327(1): 337–344.
- [29] 石磊,杨月红,宁平,等. CTMAB-磷石膏对Cr(VI)的吸附动力学研究[J]. *化学世界*, 2015,56(5):297–302.
- [30] 冯伟伟,王定娜,李宛琼,等. 碱法改性天然沸石对溶液中铯-137的吸附性能研究[J]. *广州化工*, 2021,49(7):81–84.
- [31] Yang H J, Li H Y, Zhai J L, et al. Magnetic Prussian blue/graphene oxide nanocomposites caged in calcium alginate microbeads for elimination of cesium ions from water and soil[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2014,246:10–19.
- [32] Hu B Y, Fugetsu B, Yu H W, et al. Prussian blue caged in spongiiform adsorbents using diatomite and carbon nanotubes for elimination of cesium[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012,217/218:85–91.
- [33] Vipin A K, Hu B Y, Fugetsu B. Prussian blue caged in alginate/calcium beads as adsorbents for removal of cesium ions from contaminated water[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013,258:93–101.