

吴江伟, 李鹏飞, 张潇, 等. 污水处理厂厌氧消化污泥处理过程中管道结垢抑制方法[J]. 净水技术, 2026, 45(8): 213-220.

Wu J W, Li P F, Zhang X, et al. Method for pipelines scale inhibition in process of anaerobic digestion sludge treatment in WWTP[J]. Water Purification Technology, 2026, 45(8): 213-220.

污水处理厂厌氧消化污泥处理过程中管道结垢抑制方法

吴江伟, 李鹏飞*, 张 潇, 杨丽亚, 秦菊芬

(中原环保股份有限公司, 河南郑州 450000)

摘 要 【目的】 本文旨在探索并解决城镇污水处理厂厌氧消化污泥处理过程中管道结垢严重, 进而严重影响污泥处理环节正常运行的问题。【方法】 本文通过提前控制混合液中的镁离子沉淀, 减少鸟粪石的生成; 以及采取物化处理和改变环境 pH 来抑制鸟粪石生成, 分析不同措施在小试试验中对鸟粪石结晶量的影响, 提出了一种基于絮凝-曝气-pH 调节协同调控的结垢抑制方法。通过聚合氯化铝絮凝与底部曝气处理, 实现成垢体粒径分级控制, 结合上清液 pH 值(控制在 7.00~7.45)动态调控, 破坏鸟粪石结晶条件, 以此达到抑制污泥管道结垢的目的。【结果】 通过上述措施, 可以在小试试验中使鸟粪石结晶量降低 24.7% 以上。同时, 经中试试验验证, 该方法可有效维持污泥处理系统较长时间内无明显管道结垢, 并能在一定程度上改善污泥脱水性能, 有效节省脱水药剂投加和管道维护成本。【结论】 上述污泥管道结垢抑制方法具有工艺简单、运行成本低的特点, 能够有效抑制污泥管道中鸟粪石的形成、降低管道的维护成本, 为污泥处理系统稳定运行提供了经济高效的技术方案, 具有显著的工程应用价值, 可为类似污水处理厂运营管理提供借鉴。

关键词 厌氧消化污泥; 管道结垢; 絮凝曝气; 成垢离子; pH 调节

中图分类号: TU992 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)08-0213-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.08.023

Method for Pipelines Scale Inhibition in Process of Anaerobic Digestion Sludge Treatment in WWTP

Wu Jiangwei, Li Pengfei*, Zhang Xiao, Yang Liya, Qin Jufen

(Central Plains Environment Protection Co., Ltd., Zhengzhou 450000, China)

Abstract [Objective] This paper aims to investigate and address the severe scaling issue in pipelines during anaerobic digestion of sludge in urban wastewater treatment plants (WWTPs), which significantly disrupts normal sludge treatment operations. [Methods] This paper proposed a strategy to preemptively control magnesium ion precipitation in mixed liquor, thereby reducing struvite formation. Physical-chemical treatments and environmental pH adjustment were employed to inhibit struvite crystallization. Small-scale experiments analyzed the impact of these measures on struvite crystallization volume. A fouling inhibition method based on the synergistic regulation of flocculation, aeration and pH adjustment was proposed. Through the flocculation of polyaluminum chloride and the aeration at the bottom, the particle size of the scaling substances was controlled in a graded manner. Combined with the dynamic regulation of the pH value of the supernatant (controlled within 7.00-7.45), the crystallization conditions of struvite were disrupted, thereby achieving the purpose of inhibiting sludge pipe fouling. [Results] In small-scale trials, the method reduced struvite crystallization by over 24.7%. Pilot-scale testing demonstrated sustained pipeline scaling suppression for extended operational periods. Improved sludge dewatering performance was observed, which could reduce the dosage of dewatering agents and pipeline maintenance costs to a certain extent. [Conclusion] The proposed scaling inhibition method features simplicity, low operational costs, and effective struvite suppression, significantly reducing pipeline maintenance expenses. It provides a cost-efficient technical solution for stable sludge treatment system operation, showcasing substantial engineering application value. This approach offers valuable references for operational management in similar WWTPs.

Keywords anaerobic digestion sludge; pipeline scale; flocculation aeration; scaling ions; pH regulation

[收稿日期] 2025-05-15

[作者简介] 吴江伟(1984—), 男, 高级工程师, 主要从事城市污水处理运营及管理工作, E-mail: wujiangwei@zhongyuanep.com

[通信作者] 李鹏飞(1989—), 男, 高级工程师, 主要从事城市污水处理运营及管理工作, E-mail: lipengfei@zhongyuanep.com。

厌氧消化是污泥稳定化处理的核心工艺^[1],消化液中普遍含有大量的磷,其后续处理系统通常存在管道结垢等问题^[2-3]。研究^[4]表明,结垢主要源于消化污泥中的难降解物质,包括污泥中碳酸钙(CaCO_3)、磷酸铵镁(MgNH_4PO_4)等微溶盐的沉积,以及上清液中钙离子($200 \sim 500 \text{ mg/L}$)、镁离子($80 \sim 150 \text{ mg/L}$)等成垢离子的过饱和析出。正常情况下,结垢体颗粒较小,不易在管道设备中形成大块结垢体。部分污水处理厂为增加厌氧消化产气量,会采用餐厨废液协同厌氧消化处理污泥的方法^[5],利用沼气进行热电联产^[6]。当厌氧消化系统内加入餐厨废液后,厌氧消化液中的氨氮含量增加,形成的颗粒明显增大,极易堵塞污泥处理设备尤其是后续脱水设备上清液管道,严重影响污泥处理环节正常运行^[7]。传统化学阻垢法存在药剂投加量大、运行成本高,且影响后续工艺处理及资源化利用的缺陷^[8]。因此,研究一种能够抑制厌氧消化污泥管道结垢的方法,是保证污泥处理及设备稳定运行的必要技术手段。本文创新性地将物化处理与过程控制相结合,开发出系统化的结垢抑制技术。

1 污水处理厂概况

郑州市某污水处理厂位于华北平原中部,设计处理水量为 $6 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{d}$,共有8个系列,分为一期、二期建设,一期、二期均各有4个系列,每个系列处理能力均为 $7.5 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 。污水处理工艺采用改良厌氧-缺氧-好氧(AAO)法+混凝、沉淀、过滤+次氯酸钠消毒工艺,同时配套建设有60万 m^3/d 污水的污泥厌氧消化工程、200 t/d污泥热干化工程及600 t/d污泥深度脱水(板框压滤)工程。

该污水处理厂浓缩后的污泥,由泵送至消化罐中。在厌氧环境下,经伴热系统作用使污泥保持在

(37 ± 2)℃的中温条件下,污泥经过水解、酸化、产甲烷3个阶段完成厌氧消化过程,消化后的污泥重力流至脱水前池或贮泥池进行后续脱水处理,产生的沼气送入沼气系统进行脱硫等处理,以供锅炉系统使用。离心脱水机污泥处理产生的上清液先进入缓冲池,再排至粗格栅前。为增加厌氧消化段沼气产量,该污水处理厂每日向厌氧消化罐内投加约 60 m^3 餐厨废液。经运行发现,该污水处理厂厌氧消化液中的氨氮含量极高,导致后续脱水设备上清液管道等点位极易形成大量结垢颗粒并出现堵塞,需每年人工清理管道3~4次。为保障污泥处理环节正常运行,该污水处理厂开展厌氧消化污泥结垢抑制方法研究。

1.1 工艺流程图

工艺流程如图1所示。

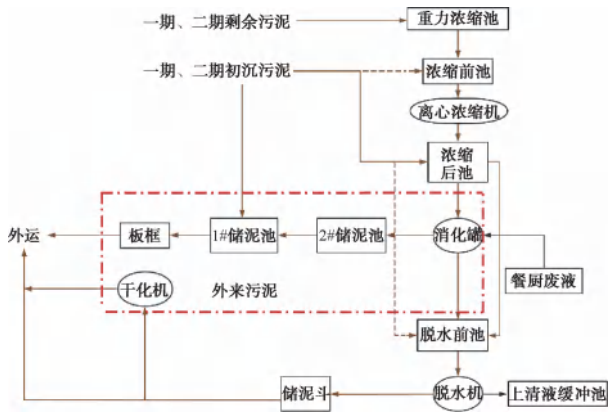


图1 污泥处理工艺流程

Fig. 1 Process Flow of Sludge Treatment

1.2 污泥处理化验指标

该污水处理厂离心浓缩机、离心脱水机污泥处理上清液化验相关指标如表1所示。经检测发现,离心脱水机氮磷含量极高,磷酸根离子、铵根离子与

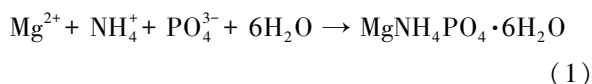
表1 浓缩脱水工艺污泥处理上清液指标

Tab. 1 Supernatant Indices of Thickening and Dewatering Process in Sludge Treatment

次数	钙离子质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		镁离子质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		总磷(TP)质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		氨氮质量浓度/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	
	浓缩上清液	脱水上清液	浓缩上清液	脱水上清液	浓缩上清液	脱水上清液	浓缩上清液	脱水上清液
第1次	27.0	41.8	79.1	16.4	9.56	249	2.23	791
第2次	124.0	47.1	20.6	12.5	13.20	221	2.73	622
第3次	110.0	60.6	9.6	28.0	37.90	149	20.20	545
第4次	95.4	42.4	35.4	22.6	20.00	184	4.56	857
第5次	107.0	36.8	18.6	12.2	7.27	168	2.23	876
第6次	89.2	33.6	27.4	38.2	6.92	217	2.65	481

镁离子极易发生反应,生成难溶于水的固体物质——鸟粪石(MgNH_4PO_4),造成管道设备的堵塞。

鸟粪石的主要反应方程式如式(1),作为无机化学沉淀反应,合适的反应物配比、环境 pH 都是保证产物能够顺利生成的关键。由式(1)可知,该反应的反应物摩尔比为 1:1:1 左右,同时据相关研究^[9],鸟粪石在环境 pH 值为 7.0~10.0 均可形成。因此本文可以通过控制反应条件来减少鸟粪石的生成量,以达到优化污泥处理系统运行的目的。



同时,由表 1 可知,该污水处理厂脱水上清液的镁离子、TP、氨氮平均质量浓度分别约为 21.7、198、695 mg/L,在经过浓度换算后,上述镁离子、TP、氨氮的平均浓度约为 0.9、6.4、49.6 mmol/L,该反应反应物的制约因子为镁离子(0.9 mmol/L)。由于鸟粪石的摩尔质量为 245.4 g/mol,则对于该污水处理厂,其脱水管道的鸟粪石理论产生速率为 $0.9 \times 245.4 \approx 220.9$ mg/L。而该厂脱水上清液的理论产量约为 500 m³/d,则其鸟粪石理论最大产生量约为 110.45 kg/d,若不加以控制,将对污泥处理系统产生较大的负担。

2 环境 pH 控制小试试验设计与结果

2.1 试验设计

本文厌氧消化污泥管道结垢抑制方法的总体思路有 2 个:(1)在鸟粪石形成之前,通过提前使混合液中的镁离子沉淀^[10],减少上清液中镁离子含量,从而减少鸟粪石的生成;(2)破坏鸟粪石的生成环境,通过改变环境 pH 来抑制鸟粪石生成^[11]。

根据上述思路,本试验设计 2 项试验方案,如下。

(1)方案一:在脱水前池投加工业碱,降低混合液中的钙、镁离子含量,从而减少鸟粪石的生成。

(2)方案二:在离心脱水机上清液出口投加酸或碱,通过调节 pH 破坏结垢环境,抑制鸟粪石生成。

2.2 方案一试验过程及结果

小试试验中 $K_{\text{sp}}[\text{碳酸镁}(\text{MgCO}_3)] = 2.6 \times 10^{-5}$, $K_{\text{sp}}\{\text{氢氧化镁}[\text{Mg}(\text{OH})_2]\} = 2.12 \times 10^{-10}$ 。由此可知, $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 更容易生成沉淀,减少离心机上清液中镁离子含量,进而减少鸟粪石的生成。因此方案一试验使用氢氧化钠替代碳酸钠。

在该污水处理厂脱水前池中取厌氧消化后的泥水混合物(初始 pH 值为 7.20,镁离子质量浓度为 29.4 mg/L),投加氢氧化钠溶液调节 pH 值至 7.80、8.50、8.85、9.20、10.00。在 52 r/min 的转速下(该厂脱水前池搅拌器的转速为 52 r/min)搅拌 90 s,静置 60 s。再分别将上述溶液置于小型离心机上,在 2 000 r/min 的转速下离心 4 min,分别取上清液测定其镁离子含量,计算镁离子去除率。试验结果如表 2 所示。

表 2 方案一上清液镁离子含量
Tab. 2 Magnesium Ion Content in Supernatant of Scheme 1

样品 pH 值	镁离子质量浓度/(mg·L ⁻¹)	镁离子去除率
7.80	15.10	48.6%
8.50	9.77	66.8%
8.85	9.21	68.7%
9.20	16.80	42.9%
10.00	11.40	61.2%

结果表明,随着泥水混合物的 pH 升高,离心后上清液中镁离子含量逐渐降低,且在 pH 值由 7.80 到 8.85 过程中,镁离子含量迅速降低;而 pH 值为 8.85~10.00 时,上清液中镁离子含量保持稳定的趋势。因此通过投加药剂调节混合液 pH 值为 8.50~8.85,能够有效降低镁离子含量,抑制后续管道结垢。

进一步从成本方面分析,小试试验中,混合液 pH 值调至 8.50 需要往 1 L 泥水混合物中投加 1 g 氢氧化钠,结合该厂运行情况,此处药剂成本需约 55 万元/a,超出该厂该项目成本预算,不具有现场实施条件。分析其主要原因主要有 2 个:其一,混合液中固体颗粒也存在对氢氧化钠药剂的消耗,从而对 pH 调节造成缓释,降低了药剂使用效率;其二,泥水混合物含固量相对较高,且脱水前池搅拌机搅拌速率较慢,药剂在投加过程中大量附着在混合物表面,不易混合均匀,因此药剂的消耗量较大。

2.3 方案二加碱试验过程及结果

取该污水处理厂离心脱水机后上清液缓冲池中的上清液,经检测上清液 pH 值约为 7.60。通过投加氢氧化钠溶液,将上清液 pH 值分别调至 7.45、8.00、8.50。静置后放入小型离心机离心,倒掉试验瓶中的上清液样品,烘干,再次称量瓶体的质量,该质量与空瓶质量之差即为所得结晶物的质量,数据如表 3 所示。

表 3 方案二加碱试验组结晶物质质量随 pH 值变化数据
Tab. 3 Crystalline Material Mass Variation with pH Values in Alkali Dosing of Scheme 2

序号	pH 值	静置时间/min	空瓶质量/g	离心后烘干质量/g	结晶物质量/g
0	7.45	0	13.145 4	13.147 8	0.002 4
1-1		10	11.573 4	11.575 7	0.002 3
1-2		20	11.556 6	11.559 5	0.002 9
1-3		30	11.458 3	11.461 3	0.003 0
1-4		60	11.622 9	11.627 9	0.005 0
1-5		120	11.648 9	11.654 7	0.005 8
1-6		180	11.720 9	11.727 5	0.006 6
2-1	8.00	10	13.034 2	13.043 2	0.009 0
2-2		20	13.076 2	13.085 6	0.009 4
2-3		30	13.226 0	13.235 8	0.009 8
2-4		60	13.177 5	13.186 3	0.008 8
2-5		120	13.244 5	13.258 1	0.013 6
2-6		180	13.253 8	13.276 3	0.022 5
3-1	8.50	10	13.331 3	13.337 5	0.006 2
3-2		20	13.220 6	13.225 7	0.005 1
3-3		30	13.343 0	13.348 0	0.005 0
3-4		60	13.369 1	13.376 8	0.007 7
3-5		180	13.241 7	13.248 8	0.007 1

方案二加碱试验调节离心脱水后上清液 pH 值达到 7.45~8.50,静置 3 h,观察并测定其结晶物质量。结果发现,在 pH 值为 8.00 时,沉淀量最大;同时,pH 值为 8.50 时的沉淀量大于 pH 值为 7.45 时的沉淀量。这表明,当上清液 pH 越靠近中性条件时,越不利于鸟粪石结晶沉淀。因此进一步开展上

清液 pH 值小于 7.45 的沉淀试验。

2.4 方案二加酸试验过程及结果

通过投加盐酸溶液,将上清液 pH 值分别调节至 7.45、7.00、6.50、6.00。按照上述同样的试验方法,测量不同 pH 环境下结晶物的质量变化,数据如表 4 所示。

表 4 方案二加酸试验组结晶物质质量随 pH 值变化数据
Tab. 4 Crystalline Material Mass Variation with pH Values in Acid Dosing Test Group of Scheme 2

序号	pH 值	静置时间/min	空瓶质量/g	离心后烘干质量/g	结晶物质量/g
0	7.45	0	13.145 4	13.147 3	0.001 9
1-1		10	11.573 4	11.574 7	0.001 3
1-2		20	11.556 6	11.558 8	0.002 2
1-3		30	11.458 3	11.460 8	0.002 5
1-4		60	11.622 9	11.626 5	0.003 6
1-5		120	11.703 4	11.706 8	0.003 4
1-6		180	11.720 9	11.724 8	0.003 9
2-1	7.00	10	11.683 2	11.685 0	0.001 8
2-2		20	13.076 2	13.077 4	0.001 2
2-3		30	13.226 0	13.228 5	0.002 5
2-4		60	13.177 5	13.179 3	0.001 8

(续表4)

序号	pH 值	静置时间/min	空瓶质量/g	离心后烘干质量/g	结晶物质量/g
2-5	6.50	120	13.198 2	13.200 8	0.002 6
2-6		180	13.253 8	13.257 5	0.003 7
3-1		10	13.331 3	13.332 5	0.001 2
3-2		20	13.220 6	13.222 5	0.001 9
3-3		30	13.343 0	13.344 2	0.001 2
3-4	6.00	60	13.369 1	13.370 5	0.001 4
3-5		180	13.241 7	13.243 7	0.002 0
4-1		10	13.205 1	13.206 2	0.001 1
4-2		20	13.245 5	13.247 3	0.001 8
4-3		30	13.142 5	13.144 2	0.001 7
4-4		60	13.245 4	13.246 7	0.001 3
4-5		180	13.374 8	13.375 9	0.001 1

该试验调节离心脱水后上清液 pH 值为 6.00~7.45,静置 3 h,观察并测定其结晶物质量。结果表明,当 pH 值低于 7.00 时,上清液中镁离子含量几乎保持一致,表明弱酸环境下,上清液中几乎不产生鸟粪石沉淀。

通过观察沉淀量变化趋势可以发现,随着上清液初始 pH 值从 7.45 逐渐降低到 6.00,整体沉淀量的变化趋势线逐渐降低,这说明环境 pH 值对鸟粪石的生成至关重要,pH 值为 7.00~7.45 是减少沉淀的关键区间。脱水机上清液沉淀量在环境 pH 值为 7.00 和 7.45 时,沉淀 30 min 内几乎保持一致,这表明尽管沉淀 3 h 后环境 pH 值为 7.45 时的沉淀量较高于 pH 值为 7.00 条件下的沉淀量,但其前 30 min 的沉淀速率基本相同,考虑到上清液从离心机出口回流到进水口的时间,可认为在这 2 个 pH 条件下均可降低结晶物产生量。

综上,将上清液 pH 值调控在 7.00~7.45 时,可有效减少鸟粪石的结晶量,下面考虑进一步优化试验,在调整上清液 pH 的基础上,加强其他参数控制。

3 工况调整小试试验设计与结果

3.1 试验设计

从处理对象上,可以预防鸟粪石结垢的措施还包括对氮磷含量丰富的流体进行处理,从而避免结垢。由此本文考虑在调节离心脱水机上清液 pH 的基础上,对厌氧消化后的污泥增加絮凝、曝气等措施,采取物化处理进一步减少污泥管道结垢。试验

设计具体如下:在脱水前池对厌氧消化后的污泥按一定投加比投加聚合氯化铝(PAC)药剂,并加设曝气管道,使出泥经曝气后输送至污泥脱水设备中进行脱水。采用絮凝加曝气的方式,改善厌氧消化出泥的性能,对消化污泥中的细颗粒结垢体进行去除并避免结垢体成核,使得后续污泥在脱水后呈塑态,减少污泥输送管道结垢。

3.2 工况调整试验过程及结果

本文采用对比试验的方式,试验组向脱水前池按 30 mg/L 投加盐基度 75% 以上的 PAC 药剂,在此过程中对厌氧消化出泥进行曝气,曝气强度维持在 8~16 m³ 空气/(m³ 泥)。取离心脱水机上清液,通过投加盐酸和氢氧化钠溶液,将上清液 pH 值分别调节至 7.00、7.45、8.00 及 8.50。按照上述同样的试验方法,测量不同 pH 环境下结晶物的质量变化。

PAC 药剂的添加可以有效提高污泥的絮凝效果,将污泥中的细颗粒结垢体吸附絮凝到污泥中,便于在后续处理中脱水分离;对于曝气强度,强度超过 16 m³ 空气/(m³ 泥),污泥易于吹散,对污泥脱水工艺本身不利,而曝气强度低于 8 m³ 空气/(m³ 泥),细颗粒结垢体中含有的钙离子易于转化为碳酸钙结晶核,其他镁离子、铵根离子、磷酸根离子则以结晶核为核心,形成大的结垢体,从而附着在管道内壁上,形成结垢;因此,曝气强度维持在 8~16 m³ 空气/(m³ 泥)为宜,既防止污泥被吹散,又能防止细颗粒结垢体形成核。

对照组则不对脱水前池中污泥进行絮凝和曝

气,但仍将离心脱水机上清液 pH 值分别调节至 7.00、7.45、8.00 及 8.50,测量不同 pH 环境下结晶物的质量变化。

通过试验组与对照组对比,既可看出絮凝和曝气对抑制污泥管道结垢的影响效果,又可验证上述 pH 调节试验的结果。数据如表 5 所示。

表 5 工况调整试验结果
Tab. 5 Working Condition Adjustment Test Results

序号	pH 值	静置时间/min	试验组结晶物质量/g	对照组结晶物质量/g
1-1	7.00	10	0.001 0	0.001 2
1-2		20	0.002 6	0.001 5
1-3		30	0.002 4	0.002 9
1-4		60	0.002 5	0.003 8
1-5		120	0.002 8	0.004 0
2-1	7.45	10	0.003 3	0.003 2
2-2		20	0.003 5	0.004 4
2-3		30	0.003 9	0.004 3
2-4		60	0.004 5	0.005 1
2-5		120	0.005 8	0.007 7
3-1	8.00	10	0.009 1	0.008 4
3-2		20	0.009 4	0.010 9
3-3		30	0.009 8	0.011 1
3-4		60	0.010 2	0.012 2
3-5		120	0.013 6	0.015 3
4-1	8.50	10	0.005 2	0.012 8
4-2		20	0.005 7	0.013 2
4-3		30	0.006 4	0.013 7
4-4		60	0.007 2	0.014 5
4-5		120	0.007 7	0.018 0

该试验将试验组和对照组离心脱水后上清液的 pH 值调至 7.00~8.50,静置 2 h,观察并测定其结晶物质量,沉淀量变化趋势如图 2 所示。

针对试验组可以看出,当 pH 值>7.45 时,随着 pH 的增大,结晶物质量逐渐增大,pH 值为 8.00 时,相同时间内,结晶物质量达到最大;pH 值超过 8.00 后,结晶物质量逐渐减小;pH 值在 8.00 时,10 min 即可形成较大的沉淀,20~60 min 的沉淀量变化不明显,60 min 后随着静置时间的增加,结晶物质量逐渐增大。当 pH 值在 7.45 时,20~60 min 之间几乎无结垢现象,沉淀超过 1 h 后有微量沉淀形成;当 pH 值<7.45,几乎无结垢现象。

与对照组对比可以看出,停止曝气和停止 PAC 加药后,当 pH 值>7.45 时,随着 pH 的增大,结晶物质量逐渐增多,pH 值为 8.50 左右时,相同时间内,结晶物质量达到最大。在 pH 值为 8.50 环境下,采用絮凝-曝气协同调节,可使结晶物产生量减少约 57.2%。当上清液 pH 值为 7.45 时,也可使结晶物产生量减少 24.7%。

3.3 小试结论

根据上述试验可以看出,通过曝气和 PAC 加药,上清液样品中形成最大结晶物质量的 pH 增高,这就说明上清液中成垢离子的含量出现了增高。也就是说,通过曝气和 PAC 加药,一方面能够避免脱水后污泥管道中形成大颗粒成垢体,有效避免污泥管道结垢;另一方面,能够降低污泥脱水后上清液中成垢离子的含量,有助于对上清液的处理及降低药剂的使用量,对抑制管道结垢起到积极的作用。

4 中试对比试验设计及结果

4.1 试验设计

根据上述小试试验结果,在离心脱水机上清液管道处设置一处上清液缓冲池,通过对脱水前池污泥进行絮凝+曝气处理,再控制上清液缓冲池工艺参数,检测上清液管道与缓冲池内的结垢速率,以中试试验验证上述调控方法的实施效果。具体试验设计如下。

设置污泥预处理单元,即脱水前池,在污泥预处理单元安装 PAC 药剂和微孔曝气系统,向厌氧消化出泥按 30 mg/L 投加 PAC 药剂,并按 10 m³ 空气/(m³ 泥)左右曝气强度进行曝气。试验上清液管管道内壁光滑且连接处为法兰连接。

上清液缓冲池池容约为 6 m³,水力停留时间为 20~40 min;缓冲池出液口设置有电动阀门;在上清液缓冲池旁设置甲酸投加泵,可向缓冲池底部投加质量分数为 0.85%的甲酸溶液。上清液缓冲池内设置 pH 检测仪、搅拌器。上清液缓冲池采用透明聚氯乙烯材质,便于观察缓冲池及管道的结垢情况。

上清液缓冲池采用恒 pH 控制。缓冲池在投运时,离心脱水机上清液随管道进入缓冲池内,pH 检测仪可以实时记录上清液 pH。若上清液 pH 值测得高于 7.45,则甲酸投加泵将在程序控制下自动向池内投加甲酸,并在搅拌器作用下混合均匀。直至缓冲池内 pH 值处于 7.00~7.45,且持续时间大于 2

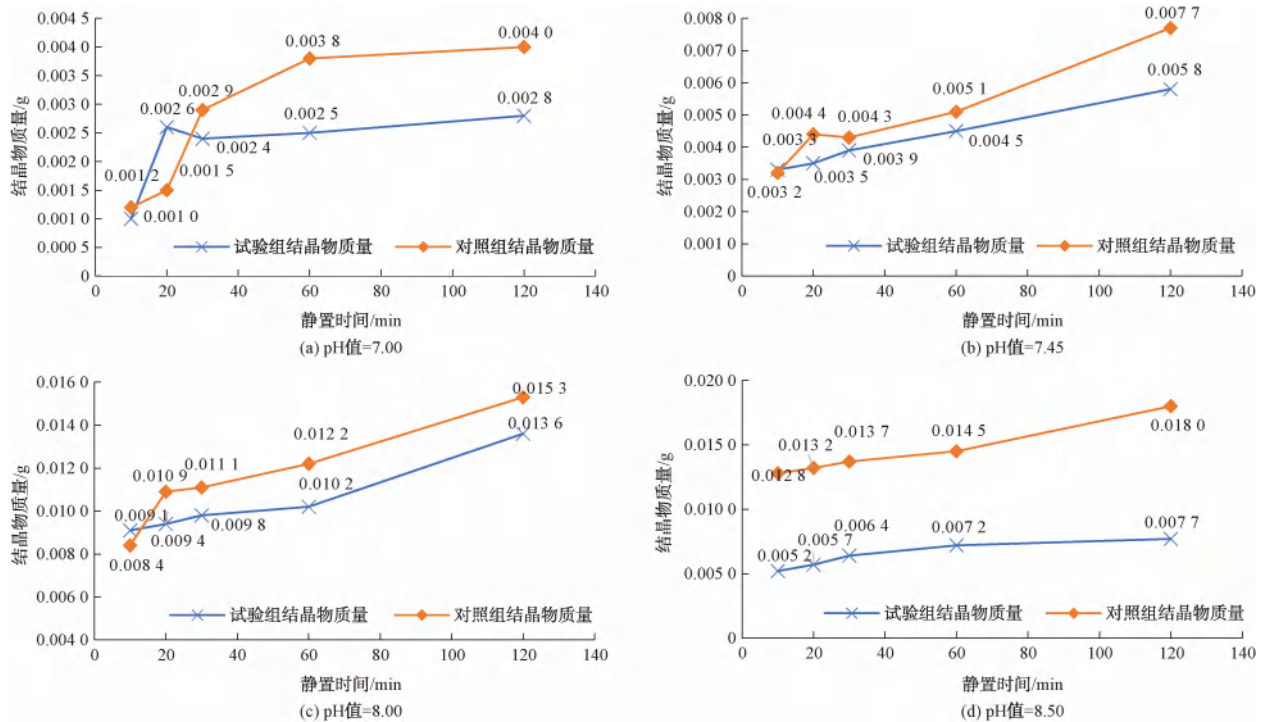


图2 工况调整试验中结晶物质量变化对比

Fig. 2 Mass Variation Comparison of Crystalline Substances in Operation Condition Adjustment Test

min。此时出口电动阀门将自动开启,将池内液位排放至污水处理厂进水泵房进行下步处理。

本中试试验保持污泥处理系统连续运行及絮凝+曝气+pH调节处理,试验过程中,定期检测上清液管道与缓冲池内的结垢速率,并记录相关数据。同时,设置一组未经过上述处理的对照组,以对比验证处理效果。

4.2 试验结果

经过30 d连续运行,试验验证了以下效果。

(1)管道结垢抑制效果:试验组缓冲池及管道内壁基本无大颗粒结垢物附着,缓冲池内壁结垢厚度仅为0.82 mm(对照组为1.51 mm),降幅达45.7%。上清液管道内结垢速率由8.2 mm/月降至5.5 mm/月,结垢速率降低32.9%。

(2)污泥脱水性能改善:对脱水后污泥进行显微镜观察,结果显示,絮凝-曝气处理有效破坏了污泥中的成垢体结构,形成粒径<50 μm的细小颗粒,细小颗粒在脱水阶段被有效分离。同时,由于成垢体的分离,上清液浑浊度部分降低,缓冲池pH调节过程中也可减少甲酸药剂的投加。

(3)运行成本减少:本中试试验期间,污泥脱水性能的改善使得脱水絮凝剂投加量减少约10%,同

时该方法实施后,预计可使该污水处理厂人工清理管道频次由4次/a降低至1次/a,并降低管道维护导致的设备停机频次,预计节省药剂投加、管道维护等成本近10万元/a。

上述中试结果验证了小试结果的准确性,证明该方法对抑制管道结垢有明显效果,并且可以在一定程度上改善污泥脱水性能。综上所述,该污水处理厂可调节上清液缓冲池pH值至7.00~7.45,同时向脱水前池按30 mg/L投加PAC药剂,并维持8~16 m³空气/(m³泥)的曝气强度,能够有效抑制厌氧消化污泥离心脱水后管道结垢。根据现场工艺分析,预测该方法在实际工程中可至少保证120 d污泥管道及上清液管道无明显结垢,有效保障污泥处理系统的稳定性。

5 结论

在现代的污水处理厂中,尤其是采用厌氧消化的方法进行污泥稳定化处理的污水处理厂,污泥管道结垢已经成为一个值得关注的问题。当厌氧消化系统内加入餐厨废液后,厌氧消化液中的氨氮含量增加,形成的颗粒增多。在厌氧消化后的污泥从厌氧消化系统中流出时,形成的细颗粒结垢体会附着在管道或者设备内壁上,最终变成更大的块状结垢

体,堵塞管道甚至堵塞整个过水断面,严重影响后续设备运行。本文综合采用物化处理与 pH 控制,探索出一种经济有效的厌氧消化污泥后处理抑制管道结垢的方法。

针对厌氧消化污泥后处理系统管道结垢问题,提出基于絮凝-曝气-pH 调节协同作用的结垢抑制工艺。通过投加 PAC 药剂调控污泥颗粒表面电荷,将污泥中的细颗粒结垢体吸附絮凝到污泥中,便于在后续处理中脱水分离;结合微孔曝气破坏成垢体晶核,实现污泥脱水阶段成垢物分离,同时也一定程度上可以改善污泥脱水性能。同步采用投加甲酸等药剂,使离心脱水机上清液 pH 值稳定在 7.00~7.45,破坏鸟粪石结晶条件。该方法在小试试验中,当上清液 pH 值为 7.45 时可使最终结晶物产生量减少 24.7%以上。中试试验中,可有效降低上清液结垢速率 32.9%以上,并在一定程度上改善污泥脱水性能,减少污泥脱水药剂量和缓冲池 pH 调节药剂投加量,有效节省污泥药剂和管道维护成本近 10 万元/a。

本方法的创新性体现在突破了传统被动清垢的技术路线,通过多机制协同作用实现了结垢过程的主动抑制。试验结果分析表明,上述污泥管道结垢抑制方法,能使该污水处理厂离心脱水机上清液管道的人工清垢频次由每季度一次固定清垢降低至每年一次维护性清理,年维护成本降低 76.3%,为污泥处理系统稳定运行提供了经济高效的技术方案,具有显著的工程应用价值,可为类似污水处理厂运营管理提供借鉴。

参考文献

- [1] 周程. 市政污泥“热水解+高含固厌氧消化”处理工艺设计浅析[J]. 净水技术, 2024, 43(s1): 177-183.
Zhou C. Design analysis of “thermal hydrolysis + anaerobic digestion with high-solid content” process in municipal sludge treatment[J]. Water Purification Technology, 2024, 43(s1): 177-183.
- [2] 郭五珍, 王宇珊, 叶挺进, 等. 动态中温厌氧消化液进行鸟粪石回收磷的试验研究[J]. 中国给水排水, 2016, 32(15): 57-61.
Guo W Z, Wang Y S, Ye T J, et al. Recovery of phosphorus from dynamic mesophilic anaerobic digestion supernatant of sewage sludge[J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(15): 57-61.
- [3] 左壮, 许世伟, 刘杰, 等. 污泥热水解/厌氧消化工程问题与对策研究[J]. 中国给水排水, 2024, 40(8): 47-53.
- Zuo Z, Xu S W, Liu J, et al. Study on problems and countermeasures of thermal hydrolysis and anaerobic digestion of sludge[J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(8): 47-53.
- [4] 冯洁, 董滨, 王磊. 有机固废厌氧消化沼液特征及其处理和资源化利用方法综述[J]. 净水技术, 2023, 42(9): 30-40.
Feng J, Dong B, Wang L. Review on characteristics of anaerobic digestion biogas liquid of organic solid wastes and the methods of treatment and resource utilization [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(9): 30-40.
- [5] 罗羽裳, 杨友强, 邵烈勇. 餐厨垃圾处理项目厌氧消化系统调试工程案例[J]. 中国战略新兴产业, 2024(26): 121-124.
Luo Y S, Yang Y Q, Shao L Y. Case study of anaerobic digestion system for kitchen waste treatment project [J]. China Strategic Emerging Industry, 2024(26): 121-124.
- [6] 齐浩然, 尹明山, 唐兆国, 等. 城镇污水处理厂节能减碳实现路径与技术探讨[J]. 净水技术, 2023, 42(10): 16-27, 53.
Qi H R, Yin M S, Tang Z G, et al. Discussion on realization path and technology of energy conservation and carbon reduction in urban WWTP[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(10): 16-27, 53.
- [7] 王文瀚, 王林, 李咏梅. 富磷污泥厌氧消化磷释放与回收的研究进展[J]. 环境污染与防治, 2014, 36(4): 75-79.
Wang W H, Wang L, Li Y M. Phosphorus release and recycling, during the anaerobic digestion of phosphorus-rich waste activated sludge-a review[J]. Environmental Pollution and Control, 2014, 36(4): 75-79.
- [8] 李涛, 周律. 污水处理系统中鸟粪石结垢的控制技术[J]. 中国给水排水, 2008, 24(18): 14-18.
Li T, Zhou L. Control technologies of struvite scaling in wastewater treatment systems[J]. China Water & Wastewater, 2008, 24(18): 14-18.
- [9] 邹雪, 赵宗升. 鸟粪石沉淀过程中的影响因素实验研究[J]. 山西建筑, 2007, 33(16): 18-19.
Zou X, Zhao Z S. Experimental study of influential factors in the process of struvite precipitation[J]. Shanxi Architecture, 2007, 33(16): 18-19.
- [10] 王宇珊, 曾军, 曾庆满, 等. 实验室模拟条件下鸟粪石形式回收磷的反应条件优化[J]. 净水技术, 2016, 35(5): 58-62.
Wang Y S, Zeng J, Zeng Q M, et al. Optimization of reaction conditions for phosphorus recovery from struvite under laboratory simulation[J]. Water Purification Technology, 2016, 35(5): 58-62.
- [11] 陈倩, 王芳. 电化学鸟粪石沉淀法对磷回收过程的影响因素[J]. 净水技术, 2024, 43(11): 99-107.
Chen Q, Wang F. Influencing factors of electrochemical struvite precipitation method on phosphorus recovery process [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(11): 99-107.