

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.16.004

热水解高级厌氧消化系统的污泥消毒、减量与能量回收

李 伟¹, 常 菁¹, 王佳伟¹, 郝 珊², 孙冀垆²

(1. 北京排水集团科技研发中心 北京市污水资源化工程技术研究中心, 北京 100124; 2. 北京排水集团 通惠河流域公司, 北京 100082)

摘 要: 新冠疫情的暴发让污泥消毒成为热点, 消毒属于污泥无害化的范畴, 但污泥对环境的危害不仅仅是由其含有的有害微生物引起的。污泥的处理应始终综合考量无害化、减量化、稳定化, 并在此基础上探索能源化和资源化。集成各项先进技术的热水解高级厌氧消化系统在北京 3 年的工程应用取得了良好的污泥处理效果。实践表明, 热水解可高效杀灭有害微生物, 高级厌氧消化处理产物的卫生学特性达标情况良好, 其重金属含量大幅低于标准限值, 且向更加稳定的形态转变。热水解的改性作用使消化池的单位处理能力增至常规厌氧消化的 3.6 倍, 节省约 68% 的消化池建设投资。有机物降解率从 40% 提高至 52%, 消化产物的稳定性进一步提高, 消化残余固体进一步减少, 相当于污泥的减量化率从常规厌氧消化后脱水的 28%, 提高至高级厌氧消化的 66%。有机物转化效率的提高使得沼气产率大幅增加, 即使在目前未达负荷的情况下, 高级厌氧消化系统回收的能量扣除系统自身的热量和电量消耗后仍具有 $4\,089 \times 10^4 \text{ kW} \cdot \text{h}$ 电量的输出能力。高级厌氧消化处理产物的资源化利用也成功衔接了污泥的处理与处置过程, 北京的大规模生产实践为污泥高级厌氧消化打造了成功成熟的工程样板。

关键词: 污泥; 热水解; 厌氧消化; 消毒; 减量; 能量回收

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)16-0019-08

Sludge Disinfection, Reduction and Energy Recovery by Anaerobic Digestion with Thermal Hydrolysis Pretreatment

LI Wei¹, CHANG Jing¹, WANG Jia-wei¹, HAO Shan², SUN Ji-lu²

(1. Beijing Engineering Technology Research Center for Municipal Sewage Reclamation, R & D Center, Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100124, China; 2. Tonghui River Basin Company, Beijing Drainage Group Co. Ltd., Beijing 100082, China)

Abstract: The disinfection of sewage sludge has become a hot focus due to the outbreak of COVID-19, which belongs to one aspect of sludge harmless treatment. However, the threat of sludge to the environment is not only caused by harmful microbes. It is necessary to explore energy recovery and resource utilization of sludge treatment that is based on harmlessness, volume reduction and stabilization. Various advanced technologies were integrated to build an advanced anaerobic digestion system in Beijing urban area, which has achieved a good sludge treatment effect in the past three years since its construction and operation. Thermal hydrolysis can effectively inactivate harmful microorganisms, the hygienic properties of advanced anaerobic digestion products can meet the standard, and its heavy metals contents are significantly lower than the related standard limit, which have changed to more stable forms. The unit treatment capacity of digester increased to 3.6 times that of conventional anaerobic digestion due

to the modification effect of thermal hydrolysis on sludge properties, saving about 68% investment in digester construction. The degradation rate of organics increased from 40% to 52%, indicating that the stability of the digestion products was further improved, the residual solids were further reduced with the volume reduction rate of sludge increased from 28% to 66%. The biogas production rate was greatly increased with the improvement of organic conversion efficiency. Even operated below capacity, the advanced anaerobic digestion system still had the capacity to output $4\,089 \times 10^4 \text{ kW} \cdot \text{h}$ power under the condition that deducting the heat and power consumption of the system itself from the energy recovered. The treatment and disposal process of sludge were successfully connected by the resource utilization of advanced anaerobic digestion products. The large-scale production application in Beijing has created a successful and mature engineering reference for sludge advanced anaerobic digestion.

Key words: sewage sludge; thermal hydrolysis; anaerobic digestion; disinfection; reduction; energy recovery

污泥除了携带病菌、病毒和寄生虫卵等有害微生物外,还含有大量可降解有机物,这使得污泥在存放和处置时会因有机物的降解形成对病原体 and 病媒的吸引^[1-3],从而再次成为有害微生物的污染源。此外,有机物降解产生的废气和废液等有害物质同样会造成水、大气和土壤等环境的污染^[4]。因此,污泥在处置前应经过合理适当的处理,保证其无害化和稳定化效果。

为了保障处置过程的高效性和经济性,并进一步降低污染风险,处理过程还应尽可能地实现污泥的“减量化”。污泥含有的可降解有机物和各种矿物质成分兼具污染和资源双重属性,采取合理的处理手段,可实现污泥“能源化和资源化”的转变。目前无论是美国的 EPA 503,还是国内的《城镇污水处理厂污泥处理处置技术指南》,都为污泥的处理过程提供了多种备选技术,然而,各项单元技术的主旨目的和效果存在较多差异。

北京城区的污泥处理需求约 6 128 t/d,为了实现污泥的有效处置,综合考量各项单元技术集成了基于预脱水+热水解+厌氧消化+深度脱水的高级厌氧消化处理系统,该系统具有良好的污泥处理效果,处理产物能够很好地满足相关标准的要求且品质稳定。

目前,北京正在开展污泥高级厌氧消化处理产物——有机营养土的林地利用试点工作。结合实际情况的现场取样检测结果、监测报告和相关运行数据的总结分析,探讨了高级厌氧消化系统的污泥减毒、减量和能量回收效果,以期为行业内的技术选择和集成提供可靠的参考。

1 材料与方法

所有测试样品均来自北京排水集团的污泥处理中心。污泥热水解前后的显微镜图像采用微生物光学显微镜(OLYMPUS-BX53F)观察。污泥热水解前后的 SEM 图像采用 S-4700 扫描电子显微镜观察。污泥热水解前后的革兰氏染色图像借助标准革兰氏染色试剂盒进行。粒径采用 LS230 激光粒度仪测定。黏度采用 SNB-3 数字式黏度计测定。可溶性化学需氧量(SCOD)采用快速消解分光光度法测定。卫生学指标粪大肠菌群菌值、蛔虫卵死亡率和细菌总数为第三方监测结果,分别按照《粪便无害化卫生要求》(GB 7959—2012)的“附录 D 堆肥、粪稀中粪大肠菌群检测法”“附录 E 蛔虫卵检查法”和《城市污水处理厂污泥检验方法》(CJ/T 221—2005)的“细菌总数的测定 平皿计数法”检测。重金属(镉、铬、铜、镍、铅、锌、砷、汞)含量的测定方法是将样品烘干、粉碎,经混合酸(硝酸、氢氟酸和高氯酸)消解后,采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES)检测。重金属形态的变化按照改进的 BCR 法提取,并用 ICP-OES 分别检测几种形态的重金属。

2 高级厌氧消化系统的效果分析

2.1 有害微生物消毒

热水解是高级厌氧消化系统的重要组成部分,热水解条件一般为 0.6 MPa/30 min,热水解反应完成后通过闪蒸方式排放热水解污泥至闪蒸罐,并在此过程中回收闪蒸蒸汽中的热量以减少热水解过程的能耗^[5]。热水解高温高压的反应环境和闪蒸过程因压力骤降而产生的爆破作用对污泥絮体和细

胞起到了“煮破闪碎”的效果,絮体发生解体,细胞发生破碎,这将污泥从包含大量病菌、病毒和寄生虫卵的活体传染源变成了质地均匀、流动性好、无传染风险且容易降解的有机物基质^[6]。而且高级厌氧消化系统的预脱水、热水解和厌氧消化都处于全封闭系统中,大大减少了人与污泥的接触机会和感染风险。

对高级厌氧消化系统热水解前、后的污泥进行取样,分别在显微镜下观察污泥的絮体解体状态,在扫描电镜下观察污泥中微生物细胞的破碎情况,通过革兰氏染色法验证污泥中微生物细胞的破坏程度,其结果如图 1~3 所示。

从图 1 可以明显看出,在没有经过热水解的原污泥中微生物细胞多以菌胶团的絮体形式存在,粒径较大,且原生动物清晰可见;经过热水解后污泥中无大粒径菌胶团存在,微生物细胞和原生动物均破碎,污泥整体呈相对均质状态。从图 2 也可以看出污泥在热水解前各类菌体细胞完整,经过热水解后仅可见部分菌体残片。图 3 中热水解前后革兰氏染色情况的变化也很好地验证了热水解对污泥中微生物细胞的破坏。

为了有效保证污泥及其处理产物在处置过程中的卫生学安全性,我国针对不同应用场景的泥质卫生学特性做了严格规定,北京污泥高级厌氧消化处理系统产物——有机营养土的卫生学指标与标准限值比较见表 1。基于实际工程的大量研究和长期的定位试验监测结果,高级厌氧消化产物的土地利用不仅不会造成水、土壤和大气环境的污染,还可以有效促进植物生长并改善土壤养分和结构,高级厌氧消化产物不再被认为是一种有待处置的废物,而是应该资源化利用的高肥料效能的有机营养土,《污

泥高级厌氧消化制有机营养土》(Q/BDG 45045—2017)提出,经高级厌氧消化过程生产的有机营养土可用于林地、土地改良(如采煤场、取土坑、露天矿坑和垃圾填埋场等)。

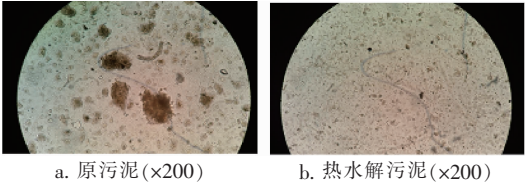


图 1 污泥热水解前、后的显微镜图像

Fig. 1 Microscope images of sludge before and after thermal hydrolysis

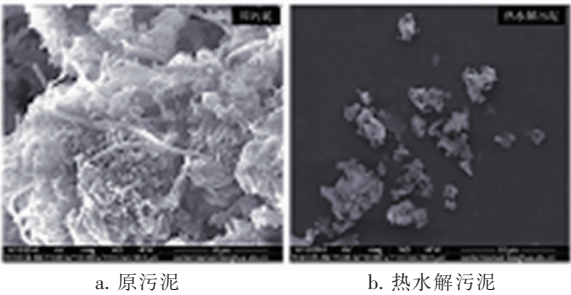


图 2 污泥热水解前、后的 SEM 照片

Fig. 2 SEM images of sludge before and after thermal hydrolysis

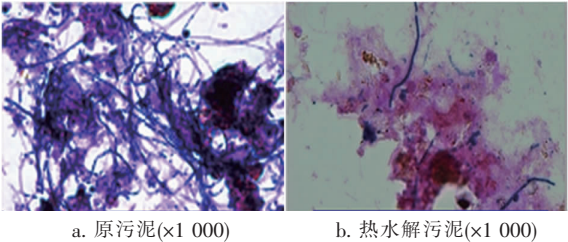


图 3 污泥热水解前、后的革兰氏染色图像

Fig. 3 Gram staining images of sludge before and after thermal hydrolysis

表 1 有机营养土的卫生学指标与相关标准值对比

Tab. 1 Comparison of hygienic indicators in organic nutrient soil with relevant standards

卫生学指标	粪大肠菌群菌值/(g·个 ⁻¹)	蛔虫卵死亡率/%	细菌总数/(MPN·kg ⁻¹ 干污泥)
标准限值	>0.01	>95	<10 ⁸
有机营养土(2018 年—2020 年)	>11.1	未检出	3.8×10 ³ ~1.8×10 ⁷

注: 标准限值指《城镇污水处理厂污泥泥质》(GB 24188—2009)、《城镇污水处理厂污泥处置 园林绿化用泥质》(GB/T 23486—2009)、《城镇污水处理厂污泥处置 土地改良用泥质》(GB/T 24600—2009)、《城镇污水处理厂污泥处置 林地用泥质》(CJ/T 362—2011)的规定限值。

由表 1 可以看出,有机营养土的粪大肠菌群菌值(>11.1 g/个)能够很好地满足园林绿化、土地改良和林地的使用标准,且从高级厌氧消化系统全线运行以来蛔虫卵一直未曾检出。随着高级厌氧消化

系统的运行越来越稳定,有机营养土的细菌总数从低于标准限值 1~2 个数量级减少至低于标准限值 4~5 个数量级。综上可知,高级厌氧消化系统能够高效地杀灭病菌、病毒及寄生虫卵等有害微生物,对

污泥具有良好的消毒作用,其产物能够很好地满足相关处置标准的要求。

2.2 重金属钝化效果

重金属的污染风险一直是公众对污泥及其处理产物土地利用的主要担忧之一^[3],而我国的污泥具有重金属含量相对较高的现实问题^[7]。虽然厌氧消化和好氧堆肥等处理方式能在一定程度上钝化重金属的活性,但由于这些过程的物质减量作用,实际上对重金属形成了浓缩,在复杂的天气和土壤环境中,滞留于污泥中的重金属随时可能产生污染风险^[8]。已有的研究表明,污泥经过热水解后其含有的重金属绝大部分滞留于固相中^[9-10]。所以,在进行土地利用时应密切关注污泥及其处理产物中的重金属含量和形态的变化。

根据中科院地理所的调研结果,我国城市污泥的重金属含量呈现较为明显的区域特性,Cu、Pb、Zn、Cd、Cr 和 Ni 在南方地区较北方地区含量高,这可能与这些地区工业密集程度高、有色金属矿分布集中及人类活动开发程度高等有关;而 As 和 Hg 则在北方地区含量较高,这可能与北方地区燃煤取

暖有关;但总体来讲我国城市污泥的重金属含量呈下降趋势。目前,我国城市污泥处理处置中应该优先关注 Cd、Hg 和 Ni 的污染^[7]。

近年来,北京市为了贯彻和解决中央巡视组提出的“关于认真贯彻中央对北京市功能定位的要求问题”,坚决调整疏解非首都核心功能,已发布实施的《北京市新增产业的禁止和限制目录》(2014 年版),明确了禁止或限制产业的范围,到 2016 年退出 1 200 家工业污染企业。随着相关工业企业的外迁,北京市污泥中的重金属含量下降明显,表 2 展示了北京的高级厌氧消化系统实际工程全线运行以来生产的有机营养土的重金属长期监测数据。

结果表明,其各类重金属含量大幅低于国内外相关标准的限值。按照中科院地理所的调研结果,应关注 Cd、Hg 和 Ni 三类重金属的情况,这些有机营养土中 Cd 含量已经降至我国相关标准限值的 10% 左右,Hg 的含量已经降至标准限值的 20% ~ 86%,Ni 的含量已经降至标准限值的 5% ~ 30%。可知,这些有机营养土在土地利用时重金属的污染风险很低。

表 2 有机营养土的重金属含量

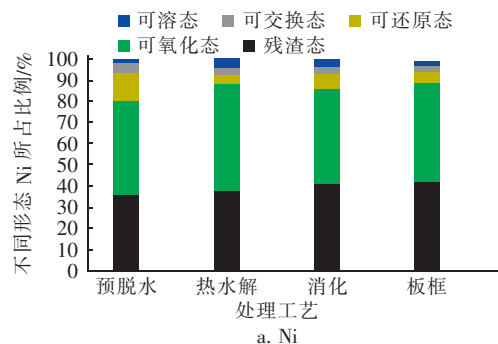
Tab. 2 Heavy metal content in organic nutrient soil

mg · kg⁻¹干污泥

项 目	镉	铬	铜	镍	铅	锌	砷	汞
美国 EPA 503	39	—	1 500	420	300	2 800	41	17
GB 24188—2009	20	1 000	1 500	200	1 000	4 000	75	25
GB/T 23486—2009	20	1 000	1 500	200	1 000	4 000	75	15
GB/T 24600—2009	20	1 000	1 500	200	1 000	4 000	75	15
CJ/T 362—2011	20	1 000	1 500	200	1 000	3 000	75	15
有机营养土 (2018 年—2020 年)	1.9 ~ 2.8	13 ~ 144	51 ~ 391	11 ~ 61	8 ~ 52	301 ~ 2 220	2 ~ 29	3 ~ 13

重金属的污染风险不仅与其浓度有关,还受重金属迁移性的影响。按照采用改进的 BCR (European Communities Bureau of Reference) 法可将污泥中的重金属分为 5 种化学形态,分别为可溶态(T1)、酸溶/可交换态(T2)、可还原态(T3)、可氧化态(T4)和残渣态(T5)^[11]。其中,可溶态主要是指可自由移动和以与水溶性有机物相结合的形式存在的离子,易被雨水冲洗迁移,污染地表水或饮用水源;酸溶/可交换态主要是指金属以可交换、吸附或与碳酸盐结合的形式存在的离子,该形态迁移性较强,可以直接被生物利用;可还原态的主要存在形式是与无定形的铁锰氧化物和水合氧化物结合;可氧化态主要是与有机质和硫化物结合,可以被植物间

接利用,如随着土壤 pH 值的改变,可还原态和可氧化态可以部分转化为可被植物利用的有效形态;残渣态主要与硅酸盐矿物、结晶铁镁氧化物等结合,很难被生物利用,迁移性很小。高级厌氧消化系统不同节点的重金属形态变化如图 4 所示。



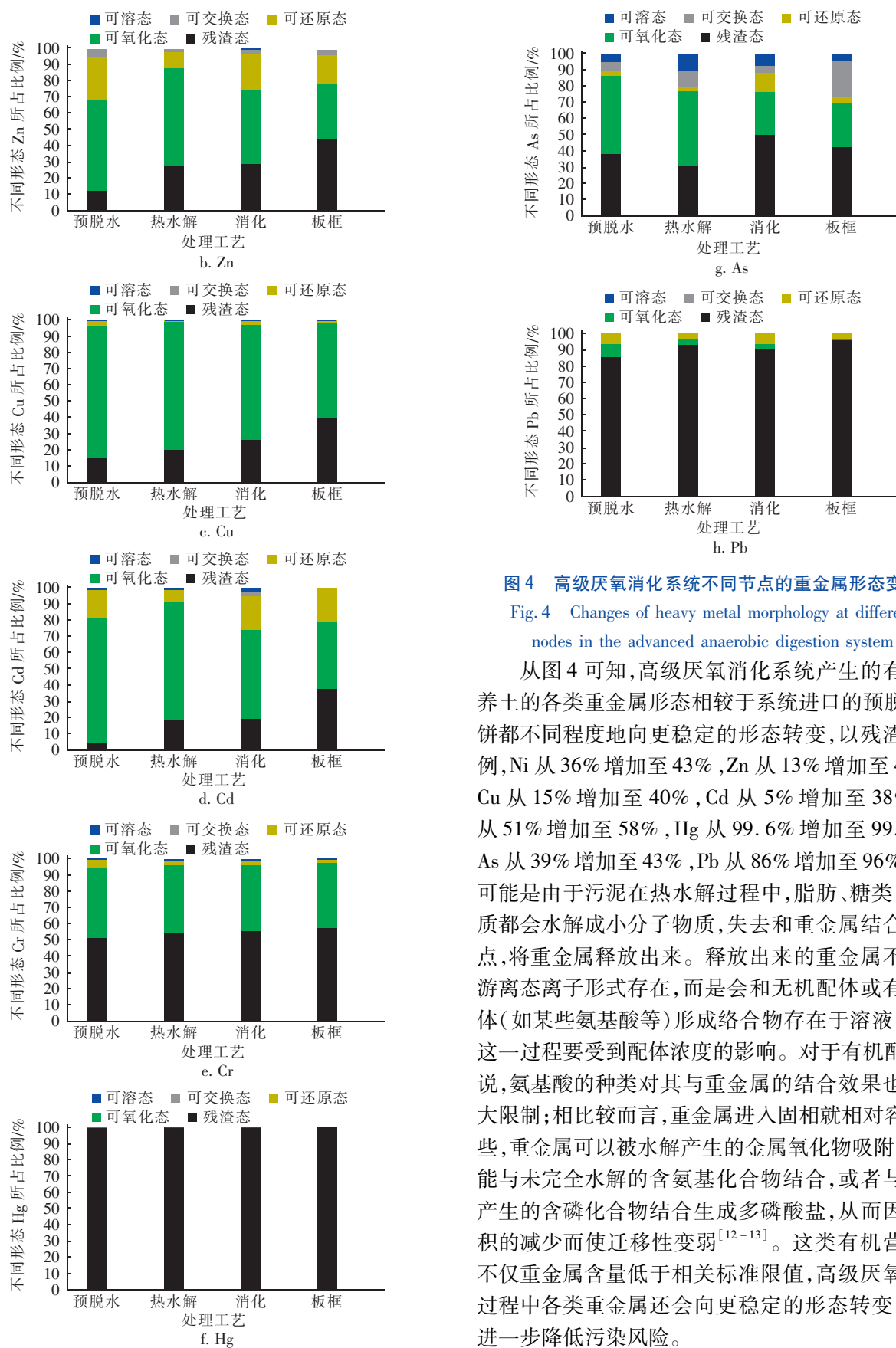


图 4 高级厌氧消化系统不同节点的重金属形态变化

Fig. 4 Changes of heavy metal morphology at different nodes in the advanced anaerobic digestion system

从图 4 可知,高级厌氧消化系统产生的有机营养土的各类重金属形态相较于系统进口的预脱水水泥饼都不同程度地向更稳定的形态转变,以残渣态为例,Ni 从 36% 增加至 43%,Zn 从 13% 增加至 44%,Cu 从 15% 增加至 40%,Cd 从 5% 增加至 38%,Cr 从 51% 增加至 58%,Hg 从 99.6% 增加至 99.8%,As 从 39% 增加至 43%,Pb 从 86% 增加至 96%。这可能是由于污泥在热水解过程中,脂肪、糖类、蛋白质都会水解成小分子物质,失去和重金属结合的位点,将重金属释放出来。释放出来的重金属不会以游离态离子形式存在,而是会和无机配体或有机配体(如某些氨基酸等)形成络合物存在于溶液中,但这一过程要受到配体浓度的影响。对于有机配体来说,氨基酸的种类对其与重金属的结合效果也有很大限制;相比较而言,重金属进入固相就相对容易一些,重金属可以被水解产生的金属氧化物吸附,也可能与未完全水解的含氨基化合物结合,或者与水解产生的含磷化合物结合生成多磷酸盐,从而因溶度积的减少而使迁移性变弱^[12-13]。这类有机营养土不仅重金属含量低于相关标准限值,高级厌氧消化过程中各类重金属还会向更稳定的形态转变,从而进一步降低污染风险。

2.3 设施减容与污泥减量

污泥是一种非牛顿剪切稀化触变性流体,它在高剪切速率下表现为触变胶态悬浮体,在低剪切速率下表现出聚合物行为,这种行为在本质上受温度影响^[14]。热水解过程的高温高压环境会发生胞外聚合物和细胞壁的溶解和水解^[15],在闪蒸排泥时,絮体和细胞内外的巨大压差会导致污泥絮体和微生物细胞发生爆破,从而引起污泥黏度的显著降低和粒径的大幅减小。经检测,热水解使污泥的平均粒径从115.6 μm 减小至大约33.8 μm ,减小了71%,在同样的含固率(TS为8%)下黏度从6 130 $\text{mPa} \cdot \text{s}$ 降至306 $\text{mPa} \cdot \text{s}$,降低比例约95%;这与已有的研究结果具有较好的一致性^[16-19]。热水解对污泥处理的最重要影响是污泥流变性能的改变,这使得污泥便于输送,从而可以实现厌氧消化过程的高含固进料^[20]。

热水解对污泥絮体物质的溶解和微生物细胞壁的破坏,使得大量有机物发生从固相到液相的转移,致使SCOD的含量明显增加^[21]。Lu等^[15]研究发现,污泥的SCOD随着热水解温度(130~170 $^{\circ}\text{C}$)和反应时间(10~60 min)的增加而呈线性增加趋势,污泥SCOD从热水解前的8 000 mg/L 左右增至热水解后的30 000 mg/L 左右。黏度降低、粒径减小和有机物的溶解及水解,使得污泥在厌氧消化过程中的水解速率明显提高,传质性能显著改善,有机物向沼气转化所需的时间大幅缩短,从而可以实现更短的厌氧消化水力停留时间和更高的有机负荷率^[22-23]。Xue等^[24]研究发现在水力停留时间低至10 d的情况下,140 $^{\circ}\text{C}$ 热水解污泥的沼气产率仍比原泥增加约70%。

北京自1998年起就开始运行常规厌氧消化设施,从2016年开始5座污泥高级厌氧消化集中处理中心陆续建设改造完成,这为通过实际工程运行经验分析对比常规厌氧消化和高级厌氧消化性能提供了独特的条件。研究结果表明,常规厌氧消化时期,消化池的进泥含固率仅为3.5%,而在高级厌氧消化时期,由于热水解对污泥流变性能的显著改善,消化池可实现高含固率进料,热水解系统调试完成进入全线稳定运行后,消化池的进泥含固率维持在8%左右。热水解污泥良好的厌氧降解效率,使得消化池的水力停留时间可以从常规厌氧消化时期的28 d减少到高级厌氧消化时期的18 d。进泥含固率

的提高和水力停留时间的减少,使得每1 000 m^3 消化池容的污泥(含水率以80%计)处理能力从6.25 t/d 增加至22.22 t/d ,效率提升至原来的3.6倍。北京城区的污泥处理需求为6 128 t/d (污泥含水率以80%计),若依照常规厌氧消化的运行方式,大约需要 $98 \times 10^4 \text{ m}^3$ 的消化池容,而按照高级厌氧消化的运行方式,理论上只需要 $28 \times 10^4 \text{ m}^3$ 的消化池容。为了能够合理安排消化池的检修和污泥的调配,实际建设的消化池容为 $32 \times 10^4 \text{ m}^3$,相对于常规厌氧消化可节省约68%的池容,这大幅减少了消化池的建设投资。随着设备国产化程度的提高,单吨污泥(含水率以80%计)的高级厌氧消化系统投资与常规厌氧消化基本持平甚至略低。

热水解过程发生的絮体解体、细胞破壁以及有机物的溶解和水解,有效打破了污泥厌氧消化过程的水解限速,大幅提高了有机物的生物可获得性,从而可以有效提升厌氧消化过程有机物向沼气的转化。虽然消化池进出泥的有机物含量(VS/TS)存在季节性波动,但是高级厌氧消化进入稳定运行后消化出泥的有机物含量明显低于常规厌氧消化时期。与常规厌氧消化相比,高级厌氧消化的有机物转化效率显著增加,平均有机物去除率从40%提高至52%(见图5),大幅超过《城镇污水处理厂污泥处理稳定标准》(CJ/T 510—2017)中40%的限值,说明高级厌氧消化具有良好的污泥稳定化效果,能够有效减少处理产物处置和利用过程对病原体和病媒的吸引。

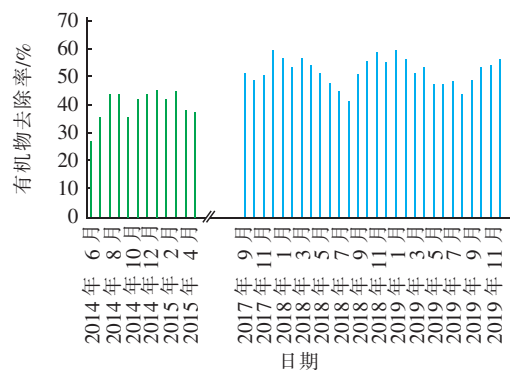


图5 有机物去除率对比

Fig. 5 Comparison of organic removal rates

有机物去除率的增加意味着厌氧消化后残余固体量的减少,再加上系统出口产物的含水率从常规厌氧消化时期的80%降低到高级厌氧消化时期的60%,这使得污泥的减量化程度明显提升,高级厌氧

消化系统相对于常规厌氧消化具有更好的污泥减量效果,减量化率从常规厌氧消化时期的平均 28% 提高至高级厌氧消化时期的平均 66%。

2.4 能量回收效果

厌氧消化的优势之一是能够将废弃物中的有机物转变成沼气作为清洁能源使用,高级厌氧消化过程有机物去除率的增加表明有更多的有机物被转化成了沼气。分析结果表明,高级厌氧消化时期的单位有机物产气率显著高于常规厌氧消化时期,VS 平均产气率从 $416 \text{ m}^3/\text{t}$ 大幅增至 $588 \text{ m}^3/\text{t}$ 。北京的高级厌氧消化系统工程 2019 年共生产沼气 $8\,000 \times 10^4 \text{ m}^3$,其中约有 $3\,655 \times 10^4 \text{ m}^3$ 沼气用于生产饱和蒸汽供给热水解单元,富余约 $4\,345 \times 10^4 \text{ m}^3$ 沼气,富余沼气的发电潜力约为 $8\,691 \times 10^4 \text{ kW} \cdot \text{h}$,高级厌氧消化系统整体电耗约为 $4\,602 \times 10^4 \text{ kW} \cdot \text{h}$,其电量净输出约 $4\,089 \times 10^4 \text{ kW} \cdot \text{h}$ 。可见高级厌氧消化系统具有能量回收效果。

3 结论与建议

高级厌氧消化系统具有良好的污泥无害化、稳定化、减量化、能源化和资源化效果。热水解对有害微生物的高效杀灭保证了处理产物的卫生学安全性。高级厌氧消化过程中重金属向更稳定形态的转变,进一步减小了有机营养土利用过程的污染风险。热水解污泥良好的流变性能和降解性能提供了厌氧消化高含固进料和高负荷运行的可行性,从而可以大幅减少消化设施的建设投资。高级厌氧消化系统对有机物去除率的显著增加可进一步提高污泥的稳定化程度,残留固体减少和出口含水率的降低能够大幅提升污泥的减量化能力。污泥有机物在高级厌氧消化系统中更多地转化成沼气,使整套系统净输出大量能量,显示出良好的污泥能源化潜力。高级厌氧消化系统生产的有机营养土满足相关标准要求,且在实际使用时能够达到良好的资源化效果。

北京通过大规模的生产实践验证了高级厌氧消化技术的工程可行性,取得了良好的污泥处理处置效果,高级厌氧消化应作为污泥处理的优选技术之一,并因地制宜地构建适合的工艺系统。

参考文献:

- [1] 周玉芬,郑祥,雷洋,等. 活性污泥对病毒的生物吸附特性[J]. 环境科学,2012,33(5):1621-1624.
- ZHOU Yufen, ZHENG Xiang, LEI Yang, *et al.*

- Biosorption characteristics of f2 bacteriophage onto activated sludge[J]. Chinese Journal of Environmental Science,2012,33(5):1621-1624(in Chinese).
- [2] 颜文洪,欧阳劲进,商谦,等. 去除生活废水及污泥中病毒的研究[J]. 重庆环境科学,2003,25(9):17-19.
- YAN Wenhong, OUYANG Jinjin, SHANG Qian, *et al.* Study on removal to viruses in polluted water and sludge[J]. Chongqing Environmental Science,2003,25(9):17-19(in Chinese).
- [3] CIESLIK B M, NAMIESNIK J, KONIECZKA P. Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods[J]. Journal of Cleaner Production, 2015,90:1-15.
- [4] HAN Z Y, MA H N, SHI G Z, *et al.* A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China[J]. Science of the Total Environment,2016,569/570:1255-1264.
- [5] PILLI S, YAN S, TYAGI R D, *et al.* Thermal pretreatment of sewage sludge to enhance anaerobic digestion: a review[J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2015, 45(6):669-702.
- [6] BARBER W P F. Thermal hydrolysis for sewage treatment: a critical review[J]. Water Research, 2016, 104:53-71.
- [7] 郭广慧,陈同斌,杨军,等. 中国城市污泥重金属区域分布特征及变化趋势[J]. 环境科学学报,2014,34(10):2455-2461.
- GUO Guanghui, CHEN Tongbin, YANG Jun, *et al.* Regional distribution characteristics and variation of heavy metals in sewage sludge of China[J]. Journal of Environmental Sciences,2014,34(10):2455-2461(in Chinese).
- [8] TUNCAL T, JANGAM S V, GUNES E. Abatement of organic pollutant concentrations in residual treatment sludges: a review of selected treatment technologies including drying[J]. Drying Technology, 2011, 29(14):1601-1610.
- [9] 王兴栋,林景江,李智伟,等. 水热处理时间对污泥中氮磷钾及重金属迁移的影响[J]. 环境科学,2016,37(3):1048-1054.
- WANG Xingdong, LIN Jingjiang, LI Zhiwei, *et al.* Effects of hydrothermal treatment time on the transformations of N, P, K and heavy metals in sewage sludge[J]. Chinese Journal of Environmental Science,2016,37(3):1048-

- 1054(in Chinese).
- [10] 薛香玉,陈德珍,戴晓虎,等. 基于重金属安全性的污泥水热处理温度选择[J]. 同济大学学报(自然科学版),2014,42(12):1879-1885,1896.
XUE Xiangyu, CHEN Dezhen, DAI Xiaohu, *et al.* Choice of hydrothermal treatment temperature for sewage sludge based on heavy metals safety assessment[J]. Journal of Tongji University (Natural Science), 2014, 42(12): 1879-1885, 1896(in Chinese).
- [11] 冯素萍,刘慎坦,杜伟,等. 利用BCR改进法和Tessier修正法提取不同类型土壤中Cu、Zn、Fe、Mn的对比研究[J]. 分析测试学报,2009,28(3):297-300.
FENG Suping, LIU Shentan, DU Wei, *et al.* Assessment of Cu, Zn, Fe, Mn species in different soil by modified BCR and Tessier extraction procedures[J]. Journal of Instrumental Analysis, 2009, 28(3): 297-300(in Chinese).
- [12] 施万胜. 污泥水热处理过程中重金属的迁移行为[D]. 北京:中国地质大学(北京),2015.
SHI Wansheng. Migration Behavior of Heavy Metals in Sludge Hydrothermal Treatment[D]. Beijing: China University of Geosciences(Beijing), 2015(in Chinese).
- [13] 孙雪萍,王安亭,李新豪,等. 热水解法处理污泥过程中重金属的迁移规律[J]. 中国给水排水,2010,26(17):66-68,72.
SUN Xueping, WANG Anting, LI Xinhao, *et al.* Migration of heavy metals in sludge treatment by thermal hydrolysis process[J]. China Water & Wastewater, 2010, 26(17): 66-68, 72(in Chinese).
- [14] HII K, BAROUTIAN S, PARTHASARATHY R, *et al.* A review of wet air oxidation and thermal hydrolysis technologies in sludge treatment[J]. Bioresource Technology, 2014, 155: 289-299.
- [15] LU H W, XIAO S, LE T, *et al.* Evaluation of solubilization characteristics of thermal hydrolysis process[J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2014(15): 6312-6336.
- [16] BARBER W P F. The Influence on digestion and advanced digestion on the environmental impacts of incinerating sewage sludge - a case study from the UK [J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2010(4): 865-881.
- [17] NEYENS E, BAEYENS J. A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability[J]. Journal of Hazardous Materials, 2003, 98(1/3): 51-67.
- [18] HIGGINS M J, BEIGHTOL S, MANDAHAR U, *et al.* Effect of thermal hydrolysis temperature on anaerobic digestion, dewatering and filtrate characteristics[J]. Proceedings of the Water Environment Federation, 2014(15): 2027-2037.
- [19] LIU X, WANG W, GAO X B, *et al.* Effect of thermal pretreatment on the physical and chemical properties of municipal biomass waste[J]. Waste Management, 2012, 32(2): 249-255.
- [20] SKINNER J S, STUDER L J, DIXON D R, *et al.* Quantification of wastewater sludge dewatering[J]. Water Research, 2015, 82: 2-13.
- [21] NEUMANN P, PESANTE S, VENEGAS M, *et al.* Developments in pre-treatment methods to improve anaerobic digestion of sewage sludge[J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2016, 15(2): 173-211.
- [22] ALDIN S. The Effect of Particle Size on Hydrolysis and Modeling of Anaerobic Digestion[D]. Canada: the University of Western Ontario, 2010.
- [23] OOSTERHUIS M, RINGOOT D, HENDRIKS A, *et al.* Thermal hydrolysis of waste activated sludge at Hengelo Wastewater Treatment Plant, The Netherlands[J]. Water Science & Technology, 2014, 70(1): 1-7.
- [24] XUE Y G, LIU H J, CHEN S, *et al.* Effects of thermal hydrolysis on organic matter solubilization and anaerobic digestion of high solid sludge[J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 264: 174-180.

作者简介:李伟(1986-),男,山东临沂人,博士,高级工程师,研究方向为有机固废处理处置及资源化。

E-mail: tianxingliwei@163.com

收稿日期:2020-04-03

修回日期:2020-04-27

(编辑:丁彩娟)