

基于微生物强化的原位污泥减量中试研究

朱 佳¹ 宋云龙² 张金松^{2,3} 邓仁健²

(1 深圳职业技术学院 城市水良性循环利用工程技术开发中心, 深圳 518055; 2 哈尔滨工业大学深圳研究生院 土木与环境工程学院, 深圳 518055; 3 深圳水务(集团)有限公司, 深圳 518000)

摘要 为了考察以微生物强化为手段的隐性增殖技术对污泥的减量效果及对污水处理效能和污泥特性的影响, 利用两套规模为 $240 \text{ m}^3/\text{d}$ 的 A/O 中试装置开展了特定菌种的投加试验。在延长污泥龄、高污泥浓度和低污泥浓度三种运行工况下, MLSS (MLVSS) 减量率分别为 30.66% (33.79%)、27.44% (28.69%) 和 26.26% (28.08%), 有效减少剩余污泥产量; 微生物强化使出水 pH 略微降低, SS、COD、 BOD_5 、TN、氨氮的去除率不同程度增加, TP 去除率下降, 存在超标风险; 菌剂组 SVI 在初期偏高, 中后期变低, 污泥沉降性能变好; 标准化 CST 变小, 脱水性能提高; 排泥中的重金属、石油类和氰化物不同程度增加, 但均达到排放标准。

关键词 微生物强化 原位 污泥减量 污水处理效能 污泥性状

DOI:10.13789/j.cnki.wwe1964.2014.0198

0 前言

污泥产量快速增长, 而污泥处理处置能力相对滞后, 逐渐成为城市污水处理系统的瓶颈^[1]。目前原位污泥减量技术主要有代谢解偶联剂、生物捕食强化、隐性增殖强化等。但解偶联剂具有环境毒性而较少采用, 生物捕食强化工艺复杂且需要较大的占地面积, 更多学者重点关注隐性增殖强化技术。微生物强化原位污泥减量技术具有现场投加操作简单、反应条件温和、无二次污染、无需对污水处理厂进行改造等优点, 优势明显。

为验证特定菌种的原位污泥减量效果, 本试验在罗芳污水处理厂内的中试装置上, 通过两组平行运行对比试验考察了微生物菌种投加后的污泥减量效果以及对污水处理效能和污泥性状影响, 为实际生产应用提供理论依据和技术支持。

1 材料和方法

1.1 微生物菌剂与试验用水

微生物菌剂 F, 来自上海某环境工程公司, 成分如下: pH 3.96 ~ 4.17、DO 0.09 ~ 0.12 mg/L、COD 141 ~ 175 g/L、TN 571 ~ 605 mg/L、TP 420 ~ 447 mg/L、氨氮 455 ~ 491 mg/L、硝酸盐氮 97 ~ 135 mg/L、亚硝酸盐氮 21 ~ 27 mg/L、活细菌数 $3 \times$

$10^8 \sim 28 \times 10^8$ 个/mL。

中试进水取自深圳罗芳污水处理厂一期工程的中间沉淀池, 具体水质如下: pH 为 6.25 ~ 7.68, 均值 7.03; COD 为 102 ~ 334 mg/L, 均值 155 mg/L; BOD_5 为 47 ~ 135 mg/L, 均值 67 mg/L; 总氮为 21 ~ 52 mg/L, 均值 32 mg/L; 氨氮为 13 ~ 42 mg/L, 均值 21 mg/L; 总磷为 1.59 ~ 6.97 mg/L, 均值 3.25 mg/L。

1.2 试验装置与进水

中试采用两套完全平行独立运行的 A/O 工艺装置, 处理规模 $240 \text{ m}^3/\text{d}$, 构造如图 1 所示, 其厌氧 1 区、厌氧 2 区、好氧 1 区、好氧 2 区和沉淀池有效容积分别为 12.5 m^3 、 25 m^3 、 22 m^3 、 22 m^3 、 30 m^3 。投加微生物菌剂的称菌剂组, 未投加微生物菌剂称空白组。

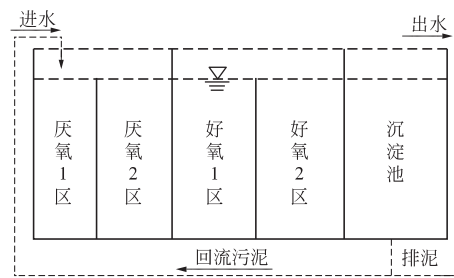


图1 中试装置构造(A/O工艺)

1.3 菌剂活化及投加方式

为激活微生物菌剂中的有效组分, 在投加前应

国家高技术研究发展计划(863计划)项目(2009AA064704)。

进行活化处理,具体步骤是:投加 2%(质量分数)的红糖和乙酸,其中红糖选择某品牌红砂糖,乙酸含量为 4%~6%(质量分数);搅拌均匀后厌氧条件下静置 2~3 d,完成活化过程。

基于课题前期对菌剂投加比例的研究,综合考虑减量效果和经济性,采用如下投加方式:菌剂投加量为处理水量(240 m³/d)的万分之四(96 kg),投加量为厌氧区,一次性投加。

1.4 运行工况

为充分验证微生物强化的污泥减量效果,采取了三种运行工况:延长污泥龄工况(工况 1),即空白组在低污泥浓度条件下(MLSS:3 500~4 000 mg/L,与罗芳厂 A²/O 生化池污泥浓度相当)运行,菌剂组在高污泥浓度条件下(MLSS:4 500~5 000 mg/L)运行,使菌剂组污泥龄高于空白组,减少排泥,以探索最佳污泥量效果;高污泥浓度工况(工况 2),即空白组和菌剂组同时在较高污泥浓度条件下(MLSS:4 500~5 000 mg/L)运行;低污泥浓度工况(工况 3),空白组和菌剂组均保持与罗芳厂生化池浓度相当的正常污泥浓度(MLSS:3 500~4 000 mg/L)运行。高污泥浓度工况和低污泥浓度工况排除了菌剂组与空白组污泥浓度(污泥龄)差异对污泥减量的影响。

1.5 取样及分析方法

试验过程中在 A/O 反应器的厌氧 1 区、厌氧 2 区、好氧 1 区、好氧 2 区和排泥处分别取混合样,采用重量法分别测定 MLSS 和 MLVSS 浓度,以准确计算污泥减量率。每天取进、出水的瞬时样分析测定 SS、COD、BOD₅、氨氮、TN 和 TP 等指标,分析方法均按照国家标准^[2]进行。

1.6 减量率计算方法

污泥减量率通过式(1)~(7)计算:

$$E = \frac{M_{\text{空}} - M_{\text{菌}}}{M_{\text{空}}} \times 100\% \quad (1)$$

$$M_{\text{空}} = M_{\text{空池}} + M_{\text{空排}} \quad (2)$$

$$M_{\text{菌}} = M_{\text{菌池}} + M_{\text{菌排}} \quad (3)$$

$$M_{\text{空池}} = V_1 \Delta X_{\text{空厌氧1}} + V_2 \Delta X_{\text{空厌氧2}} + V_3 \Delta X_{\text{空好1}} + V_4 \Delta X_{\text{空好2}} \quad (4)$$

$$M_{\text{菌池}} = V_1 \Delta X_{\text{菌厌氧1}} + V_2 \Delta X_{\text{菌厌氧2}} + V_3 \Delta X_{\text{菌好1}} + V_4 \Delta X_{\text{菌好2}} \quad (5)$$

$$M_{\text{空排}} = \sum_{i=1}^n Q_{\text{空}i} X_{\text{空}i} \quad (6)$$

$$M_{\text{菌排}} = \sum_{i=1}^n Q_{\text{菌}i} X_{\text{菌}i} \quad (7)$$

式中 E ——污泥减量率, %;

$M_{\text{空(菌)}}$ ——空白组(菌剂组)污泥总产量, kg;

$M_{\text{空池(菌池)}}$ ——空白组(菌剂组)池中污泥质量增量, kg;

V_1, V_2, V_3, V_4 ——厌氧 1 区、2 区,好氧 1 区、2 区体积, m³;

$\Delta X_{\text{空厌氧(菌厌氧)1,2}}$ ——空白组(菌剂组)厌氧 1 区 MLSS 变化, kg/m³;

$\Delta X_{\text{空好(菌好)1,2}}$ ——空白组(菌剂组)好氧 1 区、2 区 MLSS 变化, kg/m³;

$Q_{\text{空}i(\text{菌})}$ ——空白组(菌剂组)第 i 天排泥体积, m³;

$X_{\text{空}i(\text{菌})}$ ——空白组(菌剂组)第 i 天排泥悬浮固体浓度, kg/m³。

2 试验结果与讨论

2.1 污泥减量效果分析

三种运行工况分别有效地运行了 35 d、35 d 和 30 d,在微生物强化的作用下均取得明显的污泥减量效果,详见图 2~图 4。表 1 总结了三种工况的污泥龄、污泥产率和最终污泥减量率。由图表可知,延长污泥龄工况的污泥减量效果最高,高污泥浓度工况次之,低污泥浓度工况减量效果最低。26.24%~30.66%的污泥减量效果能有效减轻污泥处理处置的负担,为污泥处理处置提供了一条新方向。

试验中污泥减量主要有两方面原因:一是外源微生物的强化作用,微生物菌剂中的有效菌如芽孢杆菌、酵母菌、醋酸杆菌和乳酸菌等分泌胞外酶,强化了污泥颗粒中衰老死亡细胞的破壁,溶出蛋白质、脂肪和多糖等胞内物质,之后经水解酸化进一步分解成脂肪酸和醇类等易生物降解的有机物,在好氧区被常规微生物大量代谢成 CO₂ 和 H₂O,实现污泥减量。这一过程的控速步骤是衰老死亡细胞的破壁:正常情况下细胞壁中的纤维素和木质素等成分结构稳定,难降解,对胞内物质起保护作用。

用,限制了污泥中生物细胞的降解。而外源微生物分泌的胞外酶有效降解了细胞壁,使后续代谢反应顺利进行。

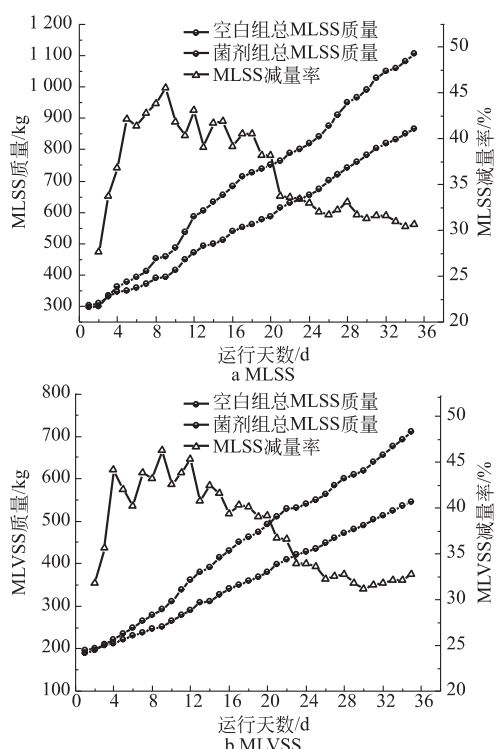


图2 延长污泥龄工况

表1 微生物强化对各工况的污泥减量效果

指标	运行方式	菌剂组	空白组
污泥龄/d	工况 1	28.04	17.99
	工况 2	29.23	24.45
	工况 3	18.38	16.31
MLSS 产率/ kgMLSS/kgCOD	工况 1	0.32	0.46
	工况 2	0.33	0.45
	工况 3	0.36	0.49
MLVSS 产率/ kgMLVSS/kgCOD	工况 1	0.16	0.24
	工况 2	0.17	0.24
	工况 3	0.19	0.26
MLSS 减量率/%	工况 1	30.66	
	工况 2	27.44	
	工况 3	26.26	
MLVSS 减量率/%	工况 1	33.79	
	工况 2	28.69	
	工况 3	28.08	

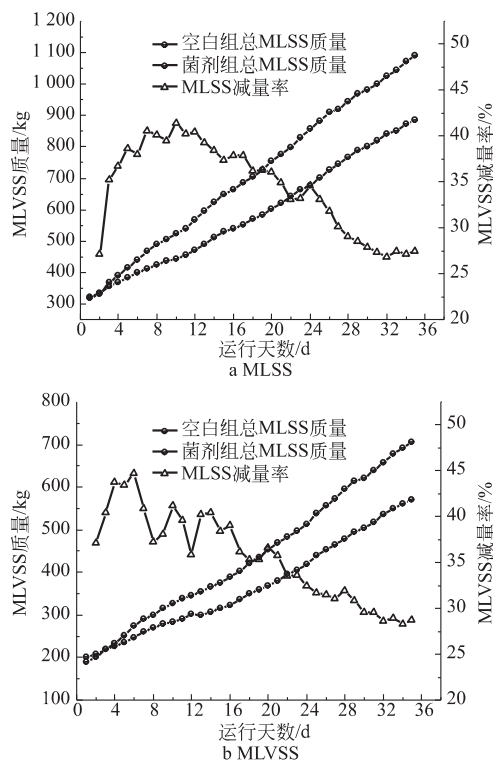


图3 高污泥浓度工况

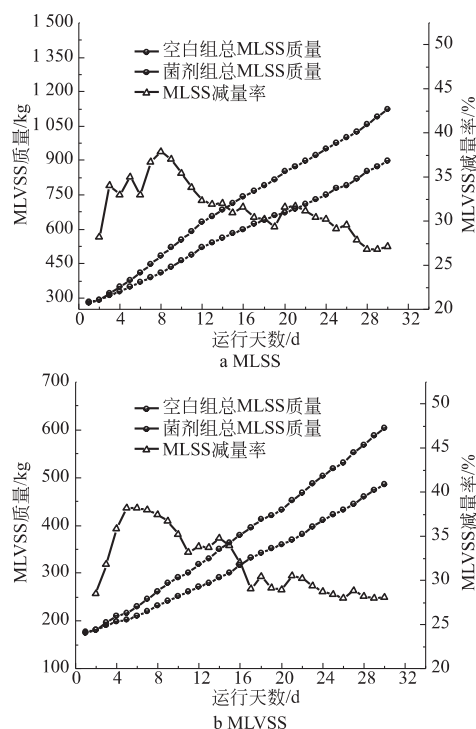


图4 低污泥浓度工况

二是菌剂组和空白组的污泥龄差,一方面污泥龄延长使得生长繁殖周期长的后生物大量繁殖,

它们摄食细菌、原生动物、活性污泥的碎片,减少污泥产量。另一方面,污泥龄延长,活性污泥中细菌进入衰亡期,污泥老化,易解体破碎,为原后生动物提供了丰富的食物。生物捕食作用延长了食物链,使污泥变成能量并在食物链传递过程中损失,实现污泥减量。

本试验中工况 1 污泥减量率最高,是微生物强化和延长污泥龄引起的生物捕食作用的协同结果,工况 2 和工况 3 中污泥减量主要是微生物强化的结果。工况 2 和工况 3 中菌剂组污泥龄略高,主要是要维持两组相同 MLSS 浓度,菌剂组在外源微生物强化作用下污泥产生量少,排泥量相应减少,提高了污泥龄,从这个角度上说,三种工况中菌剂组和空白组的污泥龄差是由投加外源菌剂的微生物强化作用引起的。但总体看工况 2 和工况 3 中菌剂组和空白组污泥龄相差不大,不是污泥减量的主要原因,并且外源微生物强化是污泥龄差异的根本原因,所以外源微生物强化是工况 2 和工况 3 污泥减量的主要原因。工况 1、工况 2、工况 3 中菌剂组和空白组的污泥龄差分别为 10.05 d、4.78 d 和 2.07 d,三种工况的 MLSS (MLVSS) 减量率分别为 30.66% (33.79%)、27.44% (28.69%) 和 26.26% (28.08%),污泥减量率随污泥龄差的增大而增大。工况 3 下污泥减量效果最低的,该运行方式污泥龄短,排泥量大,菌剂组生物池中功能菌随大量排泥而流失,污泥减量效果也随之下降。

由图 2~图 4 中污泥减量率的变化曲线可知:污泥减量率随时间变化规律是先升高后降低,于 4~5 d 开始显著增大,到第 12 天左右达到最大,随后逐日降低。原因是外源微生物投加到反应器后要一段时期适应环境,且与反应器内土著细菌存在竞争关系,只有外源菌通过自身繁殖增加有效菌群含量,才能实现强化污泥减量作用。随着运行时间增长,出水和排泥都将外源菌带出反应器,降低有效菌的含量,污泥减量效果逐步减弱。因此生产中要维持较高的减量率(35%左右),需要在第 25 天左右补加适量的生物菌剂。

2.2 对污水处理效能的影响

出水达标是污泥减量的前提,因此在考察微生物强化的污泥减量效果的同时对进出水的关键

水质指标进行逐日监测,研究微生物强化对原设施的污水处理效能的影响,表 2 给出了 3 种工况下菌剂组与空白组的进出水水质和污染物去除效率情况。

由表 2 可知,微生物强化对 SS、COD、BOD₅、TN 和氨氮的去除有不同程度的强化作用,尤其是在工况 2 和工况 3 中,当反应器内污泥浓度相当时,菌剂组的去除率和出水效果都优于空白组,三种工况菌剂组和空白组出水 SS、COD、BOD₅、TN 和氨氮均达 GB 18918—2002 一级 B 标准。可见,投加菌剂有利于系统去除 SS、COD、BOD₅、TN 和氨氮等污染物。

表 2 微生物强化对污水处理效能的影响

水质指标	运行方式	进水	菌剂组出水	空白组出水	菌剂组去除率/%	空白组去除率/%
SS /mg/L	工况 1	61.92	10.14	9.11	83.62	85.29
	工况 2	57.00	10.80	11.90	81.05	79.12
	工况 3	57.98	6.95	9.38	88.01	83.82
COD /mg/L	工况 1	157.13	27.51	25.83	82.50	83.56
	工况 2	169.67	27.63	33.08	83.72	80.50
	工况 3	161.92	20.86	24.31	87.12	84.99
BOD ₅ /mg/L	工况 1	81.36	3.31	3.73	96.12	95.42
	工况 2	84.71	3.69	5.13	95.64	93.94
	工况 3	101.43	2.48	3.57	97.55	96.48
TN /mg/L	工况 1	36.62	10.83	12.59	70.43	65.62
	工况 2	39.96	11.75	14.25	70.61	64.34
	工况 3	38.18	10.25	12.35	73.15	67.65
氨氮 /mg/L	工况 1	25.12	1.95	2.56	92.24	89.81
	工况 2	24.18	1.86	2.85	92.31	88.21
	工况 3	26.05	1.71	2.29	93.44	91.21
TP /mg/L	工况 1	3.77	0.72	0.97	74.27	80.90
	工况 2	3.57	0.89	0.74	75.07	79.27
	工况 3	3.71	0.77	0.65	79.25	82.48

菌剂组三种工况纵向比较看来,工况 3 的出水最优,主要原因是工况 3 菌剂组的菌剂相对投加量高,是工况 1 和工况 2 的 1.23 倍,外源微生物对污染物去除的强化作用得到加强。

微生物强化污泥减量后,菌剂组对 TP 的去除率比空白组降低 4~6 个百分点,并且污泥减量率越高,菌剂组 TP 去除率越低。三种运行工况中菌剂组均出现 3 d、3 d 和 1 d 出水 TP 超出 GB 18918—2002 一级 B 标准的情况。

为分析出水总磷偏高的原因,分别对进水中总磷(TP)、溶解性磷(Dissolved-P)、颗粒态磷(Particulate-P=TP-Dissolved-P)和排泥中 TP 进行了测定(见图 5 和图 6)。

图 5 显示进水、菌剂组出水和空白组出水中 Particulate-P 浓度分别是 1.02 mg/L、0.70 mg/L 和 0.59 mg/L;而 Dissolved-P 浓度分别为 2.59 mg/L、0.19 mg/L 和 0.14 mg/L。可知进水中 Dissolved-P 是主要成分,占 71.75%,经 A/O 工艺处理后,出水中以 Particulate-P 为主,菌剂组和空白组 Particulate-P 所占比例分别为 78.65%和 80.82%。菌剂组出水磷超标主要原因是出水 SS 中 Particulate-P 含量高,即菌剂组沉淀池中悬浮颗粒含有高浓度的 P。

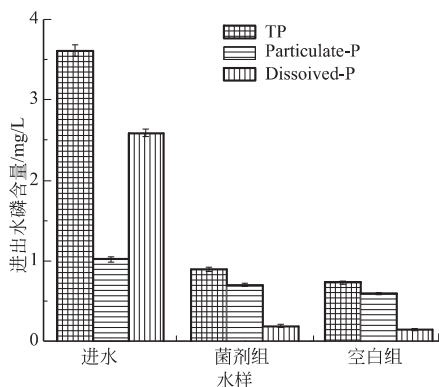


图 5 出水中不同形态磷含量

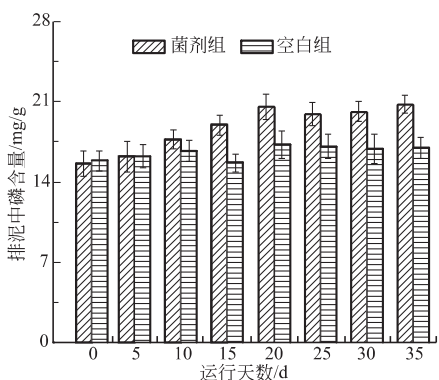


图 6 排泥中磷含量

排泥中磷含量见图 6:菌剂组由初始的 15.61 mg/L 最终上升到 20.77 mg/L,增加了 33%;而空白组始末排泥磷含量为 15.84 mg/L 和 16.98 mg/L,增幅仅为 7%。空白组和菌剂组排泥中磷含量差异说明微生物强化污泥减量使污泥产量减少,排泥

减少,污水中 C、N 等元素通过呼吸作用和反硝化作用以 CO_2 和 N_2 气体形式离开反应器,而 P 元素只能以固态和液态形式存在于污水和污泥中,从而导致菌剂组出水和沉淀池泥层中磷含量高于空白组。这也说明微生物强化污泥减量的缺点是对磷的去除能力不足,尤其生物池 MLSS 较高($>4\,000\text{ mg/L}$)时,出水 TP 存在超标风险,需要增加后续除磷设施。也有研究者从资源化的角度建议从污水和污泥中回收磷资源^[3,4]。

2.3 对污泥性状的影响

污泥减量应以不增加后续污泥处理处置难度为原则。因此在考察微生物强化的污泥减量效果的同时分析了微生物强化对污泥沉降性能(SVI)和污泥粒径分布以及排泥标准化毛细吸水时间的影响。并对菌剂组和空白组排泥中重点污染物进行了检测分析。

2.3.1 对好氧池 SVI 的影响

如图 7 所示,微生物强化后菌剂组 SVI 在前 7 天左右逐日升高,尤其是在高污泥浓度工况中,运行第 1 天 SVI 为 68 mL/g,第 4 天升高到 125 mL/g,增幅达到 98%;之后,菌剂组 SVI 历经 5 d 快速下降至与空白组相当,到第 20 天左右,菌剂组 SVI 略低于空白组,污泥沉降性能略好。

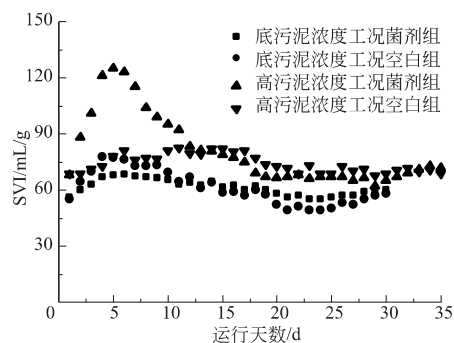


图 7 微生物强化对好氧池 SVI 的影响

菌剂组 SVI 的变化原因是:运行初期,一方面投加菌剂使得菌剂组生物池里的生物量明显增加,污泥沉降性能降低;另一方面,生物活性高的菌剂逐步适应了生物池的环境,并大量繁殖,增强了整体的生物活性,使 SVI 升高。运行后期,由于菌剂组外加微生物改善了生物群落结构,加强了死亡和衰老细胞的分解,有机分的减少,使其 SVI 降低。

2.3.2 对污泥粒径分布的影响

对运行工况 2 中装置厌氧 2 池和好氧 2 池的污

泥粒径进行了分析,结果如图 8:运行第 1 天,菌剂组和空白组的污泥粒径基本相同;随着运行时间延长,菌剂组和空白组各池中污泥粒径都不同程度减小,且好氧池污泥粒径大于厌氧池,菌剂组污泥粒径大于空白组;运行至第 28 天,菌剂组厌氧 2 池和好氧 2 池污泥粒径分别由 $38.01\ \mu\text{m}$ 和 $38.05\ \mu\text{m}$ 减小到 $29.98\ \mu\text{m}$ 和 $26.93\ \mu\text{m}$,空白组厌氧 2 池和好氧 2 池污泥粒径分别由 $37.98\ \mu\text{m}$ 和 $38.03\ \mu\text{m}$ 减小到 $27.79\ \mu\text{m}$ 和 $25.94\ \mu\text{m}$;第 4 天污泥粒径与第 28 天相当。

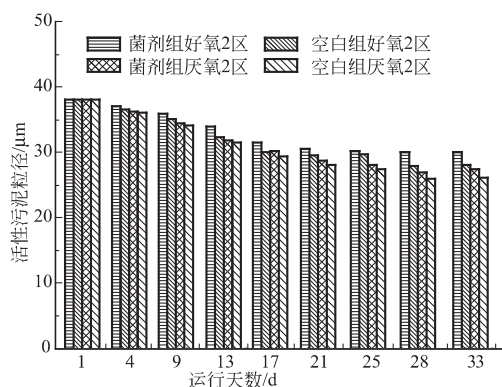


图 8 微生物强化对污泥粒径分布的影响

污泥粒径分布是影响污泥含水率和污泥脱水性能的重要因素。研究认为污泥平均粒径越小,比表面积越大,越容易吸附自由水^[6]。图 9 中污泥标准化 CST(毛细吸水时间)增加的原因之一就是污泥粒径变小。

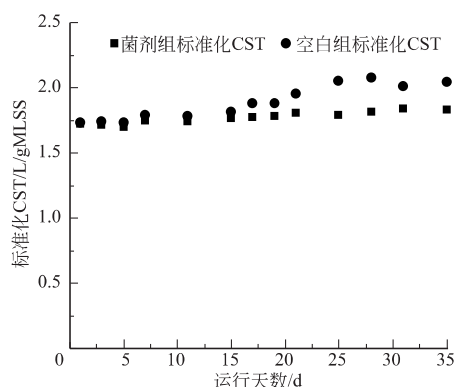


图 9 微生物强化对排泥标准化 CST 的影响

污泥龄是影响活性污泥絮体粒径分布的重要因素,Aandreadakis^[6]研究发现污泥停留时间延长,污泥絮体粒径变大。工况 2 中菌剂组污泥龄为 29 d,空白组污泥龄为 24 d,因此菌剂组的污泥粒径大于空白组。并且菌剂组由于微生物强化致使活性污泥中的

有机成分降低,也是污泥粒径增大的原因之一。

2.3.3 对污泥脱水性能的影响

CST 是评价污泥脱水性能的重要指标,CST 越大污泥脱水性能越差。标准化 CST 是测得 CST 与 MLSS 的比值。对工况 2 中菌剂组和空白组标准化 CST 进行了长期监测,结果见图 9。在运行初期,菌剂组和空白组的标准化 CST 分别为 $1.72\ \text{s} \cdot \text{L}/\text{gMLSS}$ 和 $1.73\ \text{s} \cdot \text{L}/\text{gMLSS}$,差别微小;第 35 天,菌剂组和空白组的标准化 CST 分别为 $1.81\ \text{s} \cdot \text{L}/\text{gMLSS}$ 和 $2.07\ \text{s} \cdot \text{L}/\text{gMLSS}$,菌剂组增加了 5.3%,空白组增加了 19.6%。总体上看,随着运行时间延长,两组的标准化 CST 不同程度增加,并且菌剂组标准化 CST 要低于空白组。可见,投加菌剂后排泥的脱水性能的得到改善,有利于后续污泥处理处置的进行。

2.3.4 对污泥中重点污染物的影响

《城镇污水处理厂污泥泥质》(GB 24188—2009)对出厂污泥中重点污染物质的含量作了规定,由表 3 可知,菌剂组和空白组中的重点污染物都低于标准限值,达到《城镇污水处理厂污泥泥质》的要求;相对空白组,菌剂组的污染物浓度都有不同程度的增加,原因是两组处理原水水质和水量相同,但菌剂组排泥量减少,污水中的金属、石油类和氰化物在污泥中积累,导致沉淀池中污泥的污染物浓度上升,并且运行时间越长,积累越严重,因此微生物强化对排泥中金属、石油类和氰化物等的影响要经过长期运行运行来检验。

表 3 微生物强化对排泥中重点污染物的影响

污染物	标准限值 /mg/kg	菌剂组 /mg/kg	空白组 /mg/kg
Cr	1 000	59.2	50.4
Cd	20	4.4	2.36
Pb	1 000	58.5	55.7
As	75	12.4	12.3
B	150	88.6	73.7
Zn	4 000	1031	1070
Cu	1 500	183	161
Ni	200	34.4	32.1
Hg	25	3.7	3.1
总氰化物	10	0.99	0.94
石油类	3 000	817.6	772.4

3 结论

(1) 微生物强化在延长污泥龄工况、高污泥浓度工况和低污泥浓度工况下 MLSS(MLVSS)减量率分别为 30.66%(33.79%)、27.44%(28.69%)和 26.26%(28.08%),有效减少剩余污泥产量。

(2) 微生物强化增强了系统对 SS、COD、BOD₅、TN 和氨氮的去除率,出水 SS、COD、BOD₅、TN 和氨氮均达 GB 18918—2002 一级 B 标准;微生物强化污泥减量减少了排泥,使出水和排泥中 TP 含量上升,降低了处理设施的 TP 去除效能,出水 TP 有超出一级 B 标准的风险。

(3) 微生物强化使菌剂组的好氧池 SVI 在初期偏高,中后期变低,污泥沉降性能亦呈现先增后减的趋势;生物好氧池和厌氧池中污泥粒径较空白组均明显减小;表征污泥脱水性能的标准化 CST 变低,脱水性能提高;排泥中重金属、氰化物和石油类小幅增加,但都能达到《城镇污水处理厂污泥泥质》(GB 24188—2009)规定的控制标准。

参考文献

- 1 王凯军. 坚持正确的技术方向稳步推进我国污泥处理处置工作. 给水排水, 2010, 36(10): 1~3
- 2 国家环保总局. 水和废水监测分析方法. 第 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002
- 3 Sartorius C, Von Horn J, Tettenborn F. Phosphorus Recovery from Wastewater-Expert Survey on Present Use and Future Potential. Water environment research, 2012, 84(4): 313~322
- 4 Blocher C, Niewersch C, Melin T. Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration. Water research, 2012, 46(6): 2009~2019
- 5 王美莲, 田家宇, 李圭白, 等. 活性污泥中水测定及其脱水性能. 哈尔滨商业大学学报, 2010, 26(3): 285~290
- 6 Andreadakis A D. Physical and chemical-properties of activated-sludge floc. Water Research, 1993, 27(12): 1707~1714

✉ E-mail: zhujia65@163.com

收稿日期: 2014-03-14

修回日期: 2014-07-05

《北京市水土保持条例》公开征求意见

北京市法制办就《北京市水土保持条例》(以下简称“条例”)向社会征求意见。“条例”要求市水行政主管部门应当每 5 年组织对全市进行水土流失调查并公告调查结果。针对重大自然灾害造成严重水土流失的,水行政主管部门应当及时开展水土流失情况调查。此外,市水行政主管部门还应会同发展改革、财政等有关部门编制全市水土保持规划,确定水土保持功能区、水土保持控制性指标、水土流失防治目标与任务,同时建立生产建设项目水土流失防治、生态清洁小流域建设、水土保持监测等水土保持技术标准体系。“条例”还鼓励单位和个人举报水土保持违法行为,水行政主管部门对举报属实、为查处重大水土保持违法行为提供主要线索和证据的举报人给予奖励。

为防止水土流失,“条例”明确了禁建区、限建区:崩塌滑坡危险区、泥石流易发区、生态公益林、湿地、郊野公园、滨河森林公园、城市公园、绿道等应当纳入城乡总体规划的禁建区、限建区范围。禁建区内禁止进行可能造成水土流失的生产建设活动;生产建设项目选址、选线应当避让限建区。

“条例”要求市和区、县政府应当以小流域为单元,综合治理山、水、林、田、路、村,控制水土流失和面源污染,建设生态清洁小流域。生态清洁小流域建设和管护费用列入同

级财政预算。其中,山区生态清洁小流域建设以水源保护为重点,实施污水、垃圾、厕所、沟道、面源污染物等环境综合治理,采取工程措施、植物措施和保护性耕作措施,控制土壤侵蚀、溯源治污;平原区生态清洁小流域建设以改善人居环境为重点,采取集蓄雨洪、改善水质、治理初级雨水等措施,增加下凹式绿地、透水铺装面积等,控制泥沙和面源污染物进入河道和管网等措施,调控地表径流、涵养水源、保护地下水。

“条例”对生产建设项目作了严格规范,力图通过多种措施,把本市建设成为集水“海绵”城市。“条例”要求生产建设项目应当根据实际情况采取下凹式绿地、雨水集蓄设施、透水铺装等措施,充分利用雨水资源,回补地下水,有效控制地表径流,确保径流外排量不增加。开办生产建设项目或者从事其他生产建设活动,损坏水土保持设施、地貌植被,不能恢复原有水土保持功能的,应当依法缴纳水土保持补偿费。另外,“条例”规定,涉及土石方挖填的生产建设项目,生产建设单位应当采取水土流失防治措施,并予以公示。未实施水影响评价综合审查以及审查不合格的,不予立项。水土保持验收不合格的项目,对生产建设单位处以 10 万元以上 50 万元以下罚款。