

doi:10.3969/j.issn.2095-6002.2017.02.009

文章编号:2095-6002(2017)02-0058-07

引用格式:唐文涛,汪苹,方贵银,等. 功能菌株对柠檬酸废水生化处理剩余污泥减量化研究[J]. 食品科学技术学报,2017,35(2):58-64.



TANG Wentao, WANG Ping, FANG Guiyin, et al. Research on residual sludge reduction of citric acid wastewater biochemical treatment by using function strains[J]. Journal of Food Science and Technology, 2017,35(2):58-64.

功能菌株对柠檬酸废水生化处理剩余污泥减量化研究

唐文涛, 汪苹*, 方贵银, 王丹阳

(北京工商大学食品学院, 北京 100048)

摘要:采用具有污泥减量化功能的功能菌株,对柠檬酸发酵废水生化处理二沉池剩余污泥进行摇瓶减量化实验。通过对初筛菌株进行定向驯化,再通过正交试验与单因素实验,确定菌株污泥处理优化培养条件后进行优选菌株污泥最终处理。研究结果表明:经过4个周期的驯化,菌株W1-6、W1-10好氧处理后污泥MLSS减量与同期对照相比分别从17.62%提高到24.61%和从16.60%提高到23.17%。在优化培养条件下,污泥MLSS与MLVSS分别减量27%和40%以上,污泥清液中SCOD值从521.7 mg/L提高到1700 mg/L左右,原污泥91%的SV₃₀可降低到54%~57%。污泥减量化效果明显,同时污泥脱水性能也得到明显改善。

关键词:污泥减量;功能菌株;生物降解

中图分类号:TS208;X703.1

文献标志码:A

我国污水处理厂一般采用活性污泥法处理污水^[1-2]。剩余污泥是采用活性污泥法处理污水过程中所产生的副产物,一般重力浓缩污泥的含水率约为98%,机械脱水后的泥饼含水率约为80%^[3]。食品发酵废水的水质浓度较高^[4],如柠檬酸废水行业,由于柠檬酸生产主要以薯干、玉米等淀粉质为原料,生产过程中会产生大量高浓度、难降解的有机废水^[5],因此其剩余污泥往往具有较高的蛋白含量,污泥黏度极高,脱水性能很差,该类污泥脱水后含水率甚至还有85%~90%。如何处理大量剩余污泥是污水处理厂急需解决的一大难题。采用传统的物理和化学方法来浓缩污泥或降低污泥产量时存在二次污染、成本高等问题,具有一定的推广难度^[6]。目前生物法在污水污泥处理中的应用研究十分广泛,显示出了较大的优越性。

研究发现,在一定条件下,生物法不仅能够提高对特定污染物的去除效果,改善出水水质,而且还能

改善污泥性能,增强污泥活性,减少污泥生成量^[7-8],同时提高抗负荷冲击能力和系统稳定性,减少二次污染的风险^[9]。目前国内外对于生物法在污泥处理中的应用尚缺乏系统性研究,研究重点往往侧重于污泥减量或污泥中有机物、重金属的去除等单方面。本研究以食品发酵行业特殊的难脱水污泥为实验对象,通过初步筛选具有污泥减量化效果菌株,经过污泥适应性的定向驯化,再通过正交试验与单因素实验,优化菌株培养条件,不断提高菌株的功能性,期望实现污泥高效减量的同时并改善污泥脱水性能,从而探索出一种经济高效的污泥原位减量途径。

1 材料与amp;方法

1.1 实验材料

1.1.1 菌株来源和实验污泥

菌株来源:本研究的基础菌株来自于本实验室

收稿日期:2016-09-21

基金项目:“十二五”国家科技支撑计划项目(2014BAC28B01)。

作者简介:唐文涛,男,硕士研究生,研究方向为水污染控制;

*汪苹,女,教授,主要从事水污染控制工程方面的研究,通信作者。

已保存的9株有较强分解能力,兼具脱碳和脱氮功能菌株。

实验污泥:泥源选自山东英轩实业柠檬酸生产发酵废水二级生化处理二沉池污泥。

1.1.2 培养基

1) VP 培养基:葡萄糖 5 g/L,蛋白胨 5 g/L,磷酸氢二钾 5 g/L。

2) 液体培养基:氯化钠 5 g/L、牛肉膏粉 3 g/L、蛋白胨 10 g/L。

3) 正交试验无机营养储备液:

储备液 1 NH_4Cl 0.4 g/L, K_2HPO_4 0.12 g/L。

储备液 2 FeCl_2 0.1 g/L, ZnCl_2 0.05 g/L, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.1 g/L, $\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$ 0.01 g/L。

储备液 1 和储备液 2 按 999:1 的比例混合制成正交试验营养储备液。

1.2 菌株的活化与生长特性研究实验

取 150 mL VP 培养基于 121 °C 高温灭菌 20 min,待冷却至室温后,于无菌工作台用接种环从平板培养基中挑取一环菌苔接种到培养基中;包上封口膜,置于恒温摇床中,在 30 °C、160 r/min 条件下培养 36 h,获得菌悬液;培养期间每隔一段时间取等量菌悬液测定其 OD_{600} 值。采用重量法测定菌干重,并折算为每升中菌质量(mg/L),获得 OD_{600} 与各菌浓度的关系。分别制备各株备选菌株的扩培液,以供后继实验。

1.3 菌株的初筛、驯化与培养条件优化

1.3.1 菌株的初筛

分别取已混合均匀的污泥 200 mL 加入 250 mL 锥形瓶中,从各菌扩培液(OD_{600} 为 0.8 ~ 1.2)中取 20 mL 加入上述活化污泥(即加菌量体积比为 20:200),后续实验加菌量均按照菌株扩培液体积与实验污泥样品体积比为 20:200,并设同期空白对照。样品均用透气无菌封口膜封口,使其在 30 °C、160 r/min 的恒温摇床中进行好氧生物降解,期间不再添加任何营养物,以污泥作为唯一碳源。培养期间每隔 24 h 定时取样对污泥的 MLSS、SCOD、 SV_{30} 进行测定。主要以样品和对照组的污泥 MLSS(g/L) 变化率表示污泥减量效果,并根据最大减量值得到合适的培养天数,其他参数可以直接、间接反映污泥性质的改变。

1.3.2 菌株的定向驯化

定向驯化实验分别设置 25%、50%、75% 和 100% 四个污泥浓度梯度,每个污泥浓度驯化 1 个

周期,共 4 个周期,驯化周期为 96 h。每个驯化周期结束后,污泥转入下一周期继续驯化,以此循环并设置同期对照实验,对对照样为未经定向驯化的原始菌株。驯化期间通过监测污泥 MLSS 的变化情况来反映定向驯化结果。

1.3.3 菌株的培养条件优化

通过查阅资料^[10-12],确定培养因素为温度、污泥浓度、营养物、加菌质量比。菌株优化培养条件水平范围在表 1 所给数据范围内,设计 $L_9(3^4)$ 正交试验。每个样品按照表 1 中培养条件,分别取 100 mL 相应质量浓度污泥于 250 mL 锥形瓶中,加入 10 mL 对应浓度营养物(营养物储备液,营养物主要成分为无机氮源 NH_4Cl 和无机磷源 K_2HPO_4)与对应菌量。用透气无菌封口膜封口,分别在相应温度的恒温摇床中,以 160 r/min 进行好氧生物降解。为考察功能菌株处理污泥优化培养条件,以好氧培养 96 h 后的污泥 MLSS 为减量指标,根据极差 R_j 的大小可判断出影响因素的主次顺序。

表 1 正交试验因素水平

Tab. 1 Orthogonal experiment factor levels

| 因素 | 温度/ °C | 营养物 加入量*/% | 污泥质量浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) | 加菌质量 比**/% |
|----|-----------|---------------|--|---------------|
| 1 | 25 | 0 | 3 500 | 0.005 |
| 2 | 30 | 50 | 6 500 | 0.010 |
| 3 | 35 | 100 | 9 500 | 0.020 |

* 营养物加入量 100% 即加入 10 mL 营养物储备液,加入量 50% 即加 5 mL 营养物储备液与 5 mL 去离子水,加入量 0% 即仅加 10 mL 去离子水。

**加菌质量比是以加菌质量干重和湿污泥质量比表示,因每株菌扩培液浓度不同,本表中加菌质量比是近似值。

1.4 分析项目和方法

菌体生长状态(OD_{600})采用吸光度法测定,MLSS、挥发性悬浮固体浓度(mixed liquor volatile suspended solids, MLVSS)的测定方法依照国家标准^[13],可溶性化学需氧量(soluble chemical oxygen demand, SCOD)采用美国 HACH 测定仪测定^[13]。

污泥沉降比(sludge settling ratio, SV_{30})测定:将锥形瓶中污泥混合液搅拌均匀,取 100 mL 混合液置于洁净量筒中,静置 30 min 后记录自由沉降过程中所形成沉淀污泥的容积占原混合液容积的百分率,以%表示,即为 SV_{30} (测定后可倒回锥形瓶内继续培养)。

2 结果与分析

2.1 菌株初筛测定结果

按 1.3.1 实验方法测定菌株污泥减量化与污泥脱水性能改善效果。图 1 显示各菌株处理后污泥 MLSS 减量比,初筛标准是 96 h 后污泥 MLSS 减量比相对于同期空白(2.3%) 提高到 10% 以上,因此初筛得到 W1-5、W1-6、W1-10、W2-9、L1-1 五株菌,减量比分别为 15.35%, 17.62%, 16.60%, 14.24%, 13.52%。其余菌株对于剩余污泥降解效果不明显,原因可能是其与剩余污泥内的土著微生物彼此间存在明显的生物拮抗作用,导致彼此生物活性降低,未能发挥其降解污泥的效果。

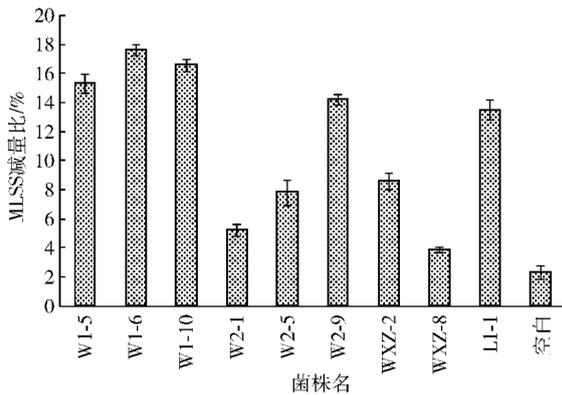


图 1 菌株处理污泥 96 h 后 MLSS 减量比

Fig. 1 Percentage of sludge MLSS reduction after 96 hour processing by strains

菌株处理后污泥 SCOD、 SV_{30} 变化趋势分别如图 2 和图 3。由图 2 结果可以看出,菌株处理后污泥 SCOD 变化规律与污泥减量比值一致,说明在污泥处理过程中,确实由于存在的溶胞作用,使固体的 TCOD 转变为 SCOD,也说明减量的部分固形物并没有降解,而是进入溶解态^[14],同时证实 SCOD 值可以反映菌株处理过程脱除污泥中有机物的程度。由图 3 可知,污泥经处理后 SV_{30} 呈现明显下降趋势,其中 W1-5、W1-6、W1-10、W2-9 和 L1-1 处理 96 h 后污泥 SV_{30} 可下降至 70% 以下。

2.2 菌株生长特性研究

由 2.1 实验结果分析,确定 W1-5、W1-6、W1-10、W2-9 和 L1-1 五株具有污泥减量化效果的菌株,为确定菌株扩培期间的较佳取样时间。利用全自动生长曲线分析仪研究筛选菌株生长特性,生长曲线如图 4。可以确定 W1-5、W1-6、W1-10、W2-9 和 L1-1 较佳取样时间分别为 20, 18, 22, 22, 24 h。

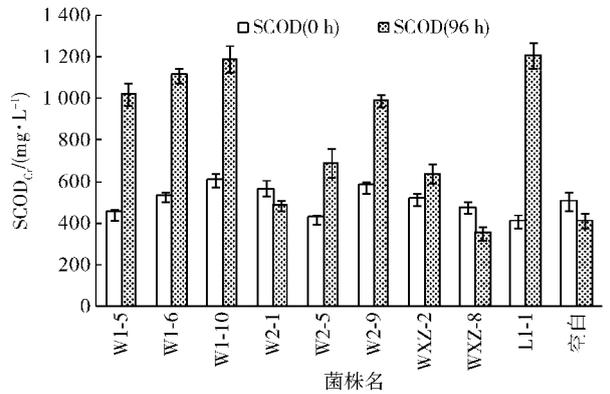


图 2 菌株处理前后污泥 SCOD 变化

Fig. 2 Change of sludge SCOD before and after strains processing

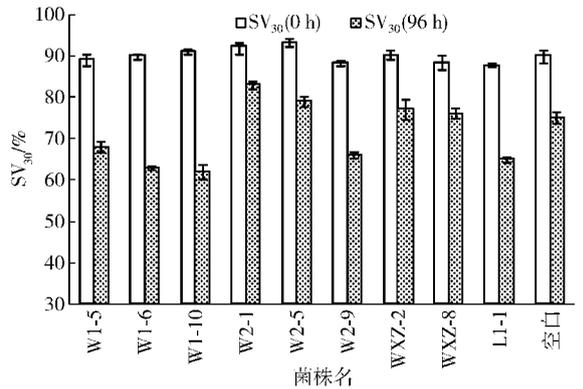


图 3 菌株处理前后污泥 SV_{30} 变化

Fig. 3 Change of sludge SV_{30} before and after strains processing

其中,菌株 W1-5、W1-6 和 W1-10 达到稳定期所需时间相对较短,分别为 10, 12, 14 h。菌株生长特性研究表明,所筛菌株具有生长速率快,达到稳定期时间短的特点。

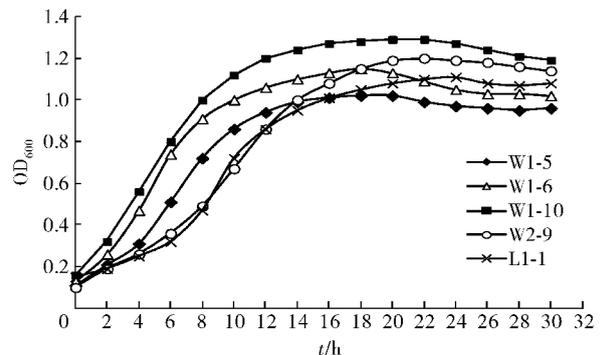


图 4 菌株生长曲线

Fig. 4 Growth curve of strains

经过初筛,从实验室保藏 9 株菌株中得到 5 株污泥高效降解菌株,分别为 W1-5、W1-6、W1-10、

W2-9和L1-1,因此将这5株菌作为基础菌株进入下一步的定向驯化实验。

2.3 菌株的定向驯化结果

定向驯化是指逐步改变微生物的生长环境,使其能逐渐适应需要处理的特征对象。本实验目的就是为将初筛的5株菌经定向驯化获得更高耐受力和代谢活性。具体驯化方式为:将污泥进行灭菌处理后稀释2倍,取稀释后污泥50 mL加入到装有50 mL VP培养基的250 mL锥形瓶中(即25%浓度),按体积比为20:200接种量接种活化的菌株扩培液,用透气无菌封口膜封口,置入恒温摇床于30℃,160 r/min条件下培养,每隔24 h定时取样对污泥MLSS进行测定,96 h第1周期结束;第2周期取灭菌原始污泥50 mL加入到装有50 mL VP培养基的250 mL锥形瓶中(即50%浓度),按体积比20:200接种量接种第1周期驯化结束的菌泥混合液,同时设置对照组,并按照相同步骤操作;第3周期取灭菌原始污泥75 mL加入到装有25 mL VP培养基的250 mL锥形瓶中(即75%浓度),按相同接种量接种第2周期驯化结束的菌泥混合液,并按相同方法操作;第4周期取灭菌原始污泥100 mL加入到250 mL锥形瓶中(即100%浓度),按相同接种量接种第3周期驯化结束的菌泥混合液,之后操作方法相同。

第4周期结束时,驯化组污泥MLSS减量比与未驯化对照组对比图见图5。经过4个周期的定向驯化,菌株对污泥MLSS减量效果均有所提高,其中W1-6和W1-10减量效果提高了6%以上,其余3

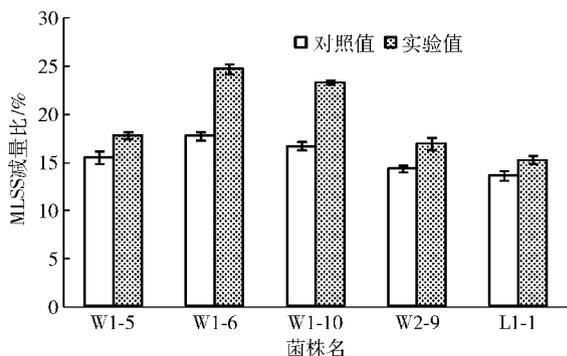


图5 第4周期污泥MLSS驯化与对照减量比对比图

Fig. 5 MLSS reduction percentage of fourth cycle domesticated sludge compared with contrast

菌株因驯化适应性不强淘汰,因此确定W1-6、W1-10两株菌进入下一步培养条件优化实验。

2.4 功能菌株培养条件的优选结果

2.4.1 正交试验结果分析

根据表1的正交试验方案,进行菌株污泥处理培养条件优选实验,正交试验结果见表2和表3。W1-6正交试验表观优化结果(A2B3C1D2)与理论优化结果(A2B3C1D2)一致,即试验6,温度为30℃,营养物浓度为100%(即NH₄Cl 0.04 g/L, K₂HPO₄ 0.012 g/L),污泥质量浓度为3500 mg/L,加菌质量比为0.01%,此时污泥MLSS减量比为25.86%。影响因素顺序由大到小为:培养温度、污泥浓度、加菌质量比、营养物加入量。W1-10正交试验表观优化结果(A2B3C1D2)与理论优化结果(A2B2C1D2)不一致,需进行实验验证。验证结果W1-10在表观优化下污泥减量比为24.17%,在理论优化下为25.97%,故取理论优化为优化结果,即温度为30℃,营养物加入量为50%(即NH₄Cl 0.02 g/L, K₂HPO₄ 0.006 g/L),污泥质量浓度为3500 mg/L,加菌质量比为0.01%。影响因素顺序由大到小为:加菌质量比、污泥浓度、培养温度、营养物加入量。

表2 W1-6正交试验结果

Tab. 2 Analysis of orthogonal experiment results of W1-6

| 实验号 | 因素 | | | | MLSS 减量比/% |
|--------------|-------|--------|-------|-------|------------|
| | 温度 | 营养物加入量 | 污泥浓度 | 加菌质量比 | |
| 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 14.22 |
| 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 16.61 |
| 3 | 1 | 3 | 3 | 3 | 13.75 |
| 4 | 2 | 1 | 2 | 3 | 22.48 |
| 5 | 2 | 2 | 3 | 1 | 18.00 |
| 6 | 2 | 3 | 1 | 2 | 25.86 |
| 7 | 3 | 1 | 3 | 2 | 14.78 |
| 8 | 3 | 2 | 1 | 3 | 18.79 |
| 9 | 3 | 3 | 2 | 1 | 14.99 |
| $k_1(I_j)$ | 14.86 | 17.16 | 19.62 | 15.74 | |
| $k_2(II_j)$ | 22.11 | 17.80 | 18.03 | 19.08 | |
| $k_3(III_j)$ | 16.19 | 18.20 | 15.51 | 18.34 | |
| 极差(R_j) | 7.25 | 1.04 | 4.11 | 3.35 | |

表3 W1-10 正交试验结果

Tab.3 Analysis of orthogonal experiment results of W1-10

| 试验号 | 因素 | | | | MLSS 减量比/% |
|--------------|-------|-------|-------|-------|------------|
| | 温度 | 营养物 | 污泥浓度 | 加菌质量比 | |
| 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 13.61 |
| 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 18.76 |
| 3 | 1 | 3 | 3 | 3 | 14.26 |
| 4 | 2 | 1 | 2 | 3 | 17.87 |
| 5 | 2 | 2 | 3 | 1 | 13.74 |
| 6 | 2 | 3 | 1 | 2 | 24.17 |
| 7 | 3 | 1 | 3 | 2 | 14.96 |
| 8 | 3 | 2 | 1 | 3 | 17.61 |
| 9 | 3 | 3 | 2 | 1 | 11.26 |
| $k_1(I_j)$ | 15.54 | 15.48 | 18.46 | 12.87 | |
| $k_2(II_j)$ | 18.59 | 16.70 | 15.96 | 19.30 | |
| $k_3(III_j)$ | 14.61 | 16.56 | 14.32 | 16.58 | |
| 极差(R_j) | 3.98 | 1.22 | 4.14 | 6.43 | |

2.4.2 单因素实验结果分析

由表3可知,W1-6 优化培养温度为 30 ℃,加菌质量比为 0.010%,污泥质量浓度在 3 500 mg/L 的条件下 MLSS 减量比较高,并与浓度呈负相关趋势。表3中,营养物加入量越多,菌株污泥处理效果虽然越好,但由于 MLSS 减量比提升不明显,且营养物加入量范围取值跨度较大,优化营养物的加入量尚不能明确判定,因此 W1-6 选取污泥浓度与营养物浓度进行单因素实验;W1-10 优化培养温度为 30 ℃,营养物加入量为 50% (即 NH_4Cl 0.02 g/L, K_2HPO_4 0.006 g/L),污泥 MLSS 减量比与污泥质量浓度呈负相关趋势。随着加菌质量比的增加,污泥减量比先快速增大后逐渐减小,因此优化的加菌质量比可能大于 0.010%,故 W1-10 选取污泥质量浓度与加菌质量比进行单因素实验。

污泥质量浓度选取范围为 2 000,3 000,4 000,5 000,6 000 mg/L;营养物浓度选取范围为 NH_4Cl 0.04 g/L, K_2HPO_4 0.012 g/L 的 10%,30%,50%,70%,90%;加菌质量比选取范围为 0.01%,0.012%,0.014%,0.016%,0.018%。按选取条件进行实验,培养 96 h。同样通过测定污泥 MLSS 减量比确定较佳处理污泥浓度、营养物添加浓度和加菌量。

W1-6 单因素实验结果如图 6、图 7,优化污泥质量浓度为 4 000 mg/L,优化营养物加入量为稀释

比例 70%,即 NH_4Cl 0.028 g/L, K_2HPO_4 0.008 g/L,此时污泥减量比为 28.46%;W1-10 单因素实验结果见图 8、图 9,优化污泥质量浓度为 4 000 mg/L,加菌质量比为 0.016%,此时污泥减量比为 27.06%。

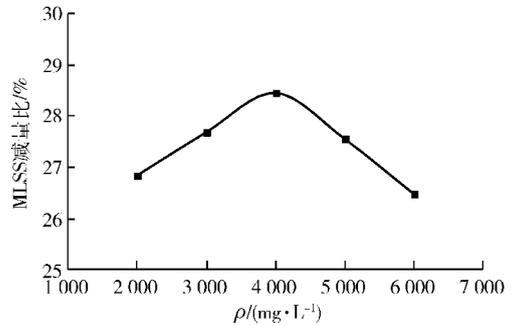


图6 不同污泥质量浓度下 W1-6 对 MLSS 的减量比
Fig.6 MLSS reduction percentage of W1-6 under different sludge concentrations

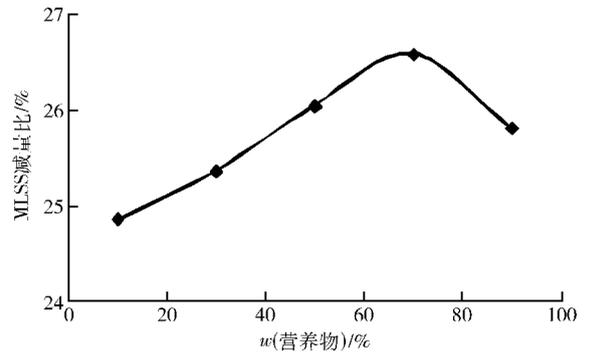


图7 不同营养物浓度下 W1-6 对 MLSS 的减量比
Fig.7 MLSS reduction percentage of W1-6 under different nutrient concentrations

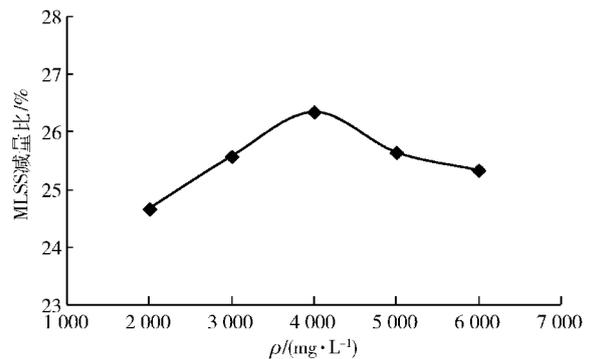


图8 不同污泥质量浓度下 W1-10 对 MLSS 的减量比
Fig.8 MLSS reduction percentage of W1-10 under different sludge concentrations

综合正交试验及单因素实验,得到优选 2 株菌的污泥处理优化培养条件,并在所有优化条件下对污泥 MLSS、MLVSS、SCOD、 SV_{30} 等多指标进行综合评价,具体结果见表 4。由表 4 可知,在优化培养条

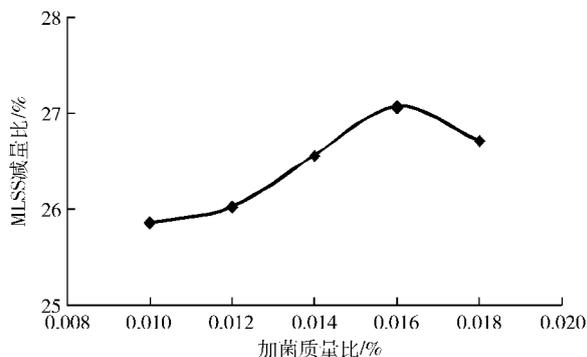


图9 不同加菌质量比下 W1-10 对 MLSS 的减量比

Fig. 9 MLSS reduction percentage of W1-10 under different strains concentrations

件下污泥 MLSS 减量比又有所提高,菌株污泥减量比可以达到 27% 以上。和原污泥 91% 的 SV_{30} 相比,污泥 SV_{30} 可显著降低至 54% ~ 57%, 优选菌株具有明显改良污泥浓缩与脱水性能。处理后 SCOD 值明显提高,证明是污泥固形物中有机物有效减量所导致,而 MLVSS 数据恰好验证了这一观点。

表4 菌株优化培养条件以及其改善污泥性能情况

Tab. 4 Optimal culture conditions and effect of improving sludge performance

| 优化培养条件 | 菌株编号 | |
|-----------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| | W1-6 | W1-10 |
| 培养温度/°C | 30 | 30 |
| ρ (污泥)/(mg·L ⁻¹) | 4 000 | 4 000 |
| ρ (营养物)/(g·L ⁻¹) | NH ₄ Cl 0.028, | NH ₄ Cl 0.02, |
| | K ₂ HPO ₄ 0.008 | K ₂ HPO ₄ 0.006 |
| 加菌质量比/% | 0.010 | 0.016 |
| MLSS 减量比/% | 17.62/28.46 | 16.60/27.06 |
| MLVSS 减量比/% | 27.11/43.77 | 25.54/41.62 |
| SCOD/(mg·L ⁻¹) | 521.7/1710.2 | 521.7/1669.4 |
| SV_{30} /% | 91/56.5 | 91/54 |

MLSS、MLVSS 减量比“/”前数据为初筛(即培养条件优化前)值;SCOD、 SV_{30} “/”前为未经处理的原始污泥性能值。

3 结论

1)通过初筛、定向驯化、正交试验和单因素实验的培养条件优化途径,得到 W1-6 和 W1-10 两株具有高效污泥减量与改善污泥脱水性能的菌株。优选菌株在优化培养条件下,对山东潍坊英轩实业柠檬酸废水生化处理剩余污泥进行好氧处理后,污泥 MLSS 减量比可达 27% 以上,同时可将原污泥 91%

SV_{30} 降低至 54% ~ 57%, 污泥减量效果明显,污泥浓缩与脱水性能也有明显改善。

2)在溶胞作用下污泥固体中 TCOD 进入溶解态转变为 SCOD,污泥清液中 SCOD 值从 521.7 mg/L 提高到 1 700 mg/L 左右,同时 MLVSS 减量比达到 40% 以上。说明污泥 MLSS 减量主要是有机物有效减量所导致,并附带水分释放。

3)以食品发酵废水处理的二沉池剩余污泥进行单菌株的定向驯化,污泥浓度逐步升高直至 100%。每次接种菌源来自上一周期菌泥混合液,每次接种量与新污泥体积比为 1:10(可以视为污泥回流比)。定向驯化其实质类似污泥处置模拟,具有实际现场扩大实验借鉴作用。

参考文献:

- [1] 王艳红,田永淑,孙俊芹. 复配优势菌用于污水处理及污泥减量的研究[J]. 工业水处理,2007,27(4):75-77.
WANG Y H, TIAN Y S, SUN J Q. Distribution of dominant strains for wastewater treatment and sludge reduction experiment [J]. Industrial Water Treatment, 2007, 27(4):75-77.
- [2] 唐悦恒,方闻,罗莹,等. SBR/OSA 工艺的污泥减量化运行机理研究[J]. 中国给水排水,2011,27(5):104-108.
TANG Y H, FANG W, LUO Y, et al. Operation mechanism of SBR/OSA process for sludge reduction [J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(5):104-108.
- [3] 荀锐,王伟,乔玮,等. 城市污泥处理现状与强化脱水的水热减量化技术[J]. 环境卫生工程,2008,16(2):28-32.
XUN R, WANG W, QIAO W, et al. Status of urban sludge treatment and hydrothermal reduction of enhanced dewatering [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2008, 16(2):28-32.
- [4] 孟维,汪莘,唐文涛. 基于磷酸盐还原过程的食物发酵废水厌氧除磷工艺研究[J]. 食品科学技术学报,2016,34(3):85-89.
MENG W, WANG P, TANG W T. Study on anaerobic phosphorus removal process of food fermentation wastewater based on phosphate reduction process [J]. Journal of Food Science and Technology, 2016, 34(3):85-89.
- [5] 蒋京东,刘峰,吴建华,等. 玉米柠檬酸废水的调查和分析[J]. 苏州城建环保学院学报,1999,12(1):33-38.
JIANG J D, LIU F, WU J H, et al. A survey and study of wastewater discharge from citric acid production with

- maize[J]. Suzhou Institute of Urban Construction and Environmental Protection, 1999, 12(1): 33-38.
- [6] 王慧荣, 韦彦斐, 梅荣武, 等. 污泥减量菌剂的筛选及减量效果的小试研究[J]. 工业水处理, 2014, 34(8): 25-28.
- WANG H R, WEI Y F, MEI R W, et al. Research on small-scale tests of the screening of sludge reduction microbial strains and the reduction effectiveness[J]. Industrial Water Treatment, 2014, 34(8): 25-28.
- [7] WANG H L, LIU G S, LI P, et al. The effect of bioaugmentation on the performance of sequencing batch reactor and sludge characteristics in the treatment process of paper making wastewater[J]. Bioprocess Biosystems Engineering, 2006, 29(5-6): 283-289.
- [8] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewater ability of activated sludge[J]. Water Research, 2007(41): 1022-1030.
- [9] MORE T T, YAN S, TYAGI R D, et al. Potential use of filamentous fungi for wastewater sludge treatment [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(20): 7691-7700.
- [10] 吴耀文. 外加功能菌的污泥减量及生长特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.
- [11] DONG H C, MCNAMARA R, HEE S K. Investigating the mechanism of sludge reduction in activated sludge with an anaerobic side-stream reactor [J]. Water Science and Technology, 2011, 63(1): 93-99.
- [12] 蔡勋江. 微生物菌剂用于污水处理与污泥减量的研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2009.
- [13] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 210-246.
- [14] 杨悦, 王云龙, 杨尚源, 等. 嗜热微生物及其降解剩余污泥的机理[J]. 应用生态学报, 2012, 23(7): 2026-2030.
- YANG Y, WANG Y L, YANG S Y, et al. Thermophiles and their working mechanisms in degrading excess sludge[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(7): 2026-2030.

Research on Residual Sludge Reduction of Citric Acid Wastewater Biochemical Treatment by Using Function Strains

TANG Wentao, WANG Ping*, FANG Guiyin, WANG Danyang

(School of Food and Chemical Engineering, Beijing Technology and Business University, Beijing 100048, China)

Abstract: Function strains have been used for carrying out shake-flash reduction test of the second pond sludge which were derived from citric acid fermentation wastewater. The strains were acclimated by adding sterile original sludge with different concentrations. The optimum cultivate conditions of the strains processing were determined by the orthogonal and single factor tests. Experimental results indicated that the percentage of sludge MLSS reduction with the processing by W1-6 and W1-10 were improved obviously compared with the check sample after 4 cycles acclimation, which increased from 17.62% to 24.61% and 16.60% to 23.17%, respectively. The percentage of sludge MLSS and MLVSS reduction were more than 27% and 40% under the optimum cultivate conditions. The SCOD in sludge centrifugal supernatant were raised from 521.7 mg/L to around 1 700 mg/L, and the SV₃₀ was dropped to 54% - 57% from 91%. Therefore, the sludge reduction effect was obvious, and at the same time the sludge dewatering performance significantly improved.

Keywords: sludge reduction; function strains; biodegradable

(责任编辑:叶红波)