

絮凝细菌投加量对好氧颗粒污泥性能影响的研究

宋志伟¹, 童龙燕¹, 潘月军¹, 任南琪²

(1. 黑龙江科技学院资源与环境工程学院, 哈尔滨 150027; 2. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要:为研究絮凝细菌对好氧污泥颗粒化的影响, 采用气升式内循环序批反应器, 在培养好氧颗粒污泥过程中投加絮凝细菌, 探讨其投加量对颗粒污泥的理化性能及生物降解效能的影响。结果表明, 适量投加絮凝细菌能促进好氧颗粒污泥的形成, 絮凝细菌投加量在 0~20 mL/L 时, 均可以培养出成熟的好氧颗粒污泥。絮凝细菌最佳投加量为 10 mL/L, 此时颗粒化速度快, 颗粒形成时间由未投加的 42 d 缩短为 35 d, 好氧颗粒污泥疏水性好, SVI 稳定在 40 mL/g 左右, 沉降速度达 35.82 m/h, COD、氨氮和总磷的去除率分别为 97.14%、84.49% 和 87.59%。而投加量为 30 mL/L 时最终所形成的是白色污泥絮团, 没有实现污泥颗粒化。

关键词:絮凝细菌; 好氧颗粒污泥; 比生物絮凝因子; 气升式内循环序批反应器

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)05-4263-06

Influence of Flocculant Bacterium on Characteristics of Aerobic Granular Sludge

SONG Zhi-wei¹, TONG Long-yan¹, PAN Yue-jun¹, REN Nan-qi²

(1. School of Resource and Environmental Engineering, Heilongjiang Institute of Science and Technology, Harbin 150027, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: The aerobic granular sludge was cultivated by adding flocculant bacteria in sequencing batch airlift reactor (SBAR), the physical-chemical properties and biodegradation effect of granules were studied so as to investigate the influence of flocculant bacterium on characteristics of aerobic granular sludge. The results showed that flocculant bacterium could prompt granulation process, the aerobic granules could be successfully cultivated when the dose of flocculants was between 0-20 mL/L. The optimum dose was 10 mL/L, in this case the formation of aerobic granules needed 35d which was faster than that of 42d in blank experiment, and SVI was around 40 mL/g, settling velocity reached 35.82 m/h, the COD, NH_4^+-N , TP removal rate of mature granular sludge were 97.14%, 84.49% and 87.59% respectively. While no granules formed when the dose of flocculants was 30 mL/L, some white flocs existed in SBAR.

Key words: flocculant bacterium; aerobic granular sludge; relative bioflocculation parameter; sequencing batch airlift reactor (SBAR)

在活性污泥处理系统中, 人们观察到了活性污泥的自凝聚现象, 进而发现了絮凝细菌的存在, 这对于微生物的固定化具有重要的意义^[1]。无论是好氧还是厌氧悬浮生长式生物反应器, 絮凝细菌的存在都是必不可少的, 但仅仅依靠系统内本身的絮凝细菌形成生物絮体, 其启动周期很长, 如在 UASB 反应器中厌氧颗粒的形成约需 2~8 个月的时间^[2], 而 SBAR 反应器中培养好氧颗粒污泥需 1.5~3 个月时间^[3~11], 这极大地限制了颗粒污泥的应用。为此, 有些学者开始探讨采用一些方法在不影响微生物活性的前提下促进生物絮体的快速形成。

近年来, 促进悬浮生长式生物反应器生物固定增强技术的研究已获得许多成功的经验和数据, 证实投加无机絮凝剂、合成的高分子絮凝剂、阳离子或絮凝细菌是一种促进微生物固定的行之有效的方法^[12~26]。絮凝细菌是菌胶团的组成部分, 甚至可以说是主要成分。这些细菌分泌的胶状物直接将各类

细菌胶合在一起形成菌胶团, 与其它的颗粒污泥增强技术相比, 絮凝细菌具有安全无毒、无二次污染、易生物降解、絮凝效率高^[27]等优点而备受关注。但鲜见有絮凝细菌对好氧污泥颗粒化影响的系统研究报道。

本研究利用 SBAR 反应器培养好氧颗粒污泥, 探讨在水力停留时间为 6 h, 表面气流速度为 3.2 cm/s, 有机负荷为 3.0 kg/(m³·d) 的条件下^[9~11], 定期投加絮凝细菌对好氧污泥颗粒化进程的影响, 并与空白实验组进行对比, 考察在 SBAR 反应器运行过程中絮凝细菌对颗粒污泥理化特性的影响, 以期加速好氧污泥颗粒化奠定理论基础。

收稿日期: 2009-07-21; 修订日期: 2009-12-14

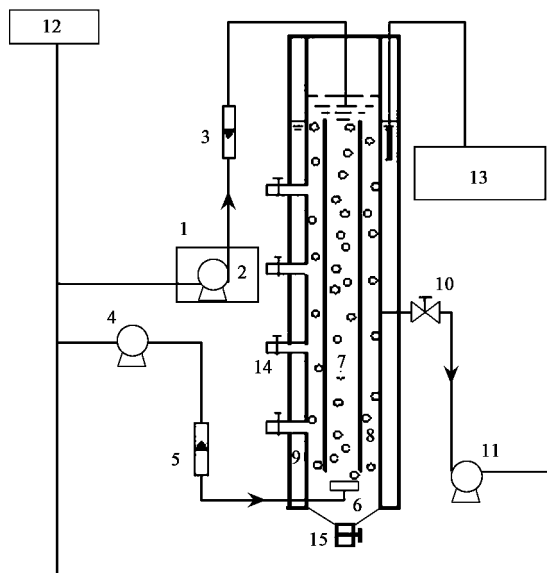
基金项目: 黑龙江省自然科学基金项目 (E200824); 国家自然科学基金重点基金项目 (50638020)

作者简介: 宋志伟 (1968~), 女, 博士, 教授, 主要研究方向为污水处理技术及工艺, E-mail: szwccyp@tom.com

1 材料与方法

1.1 实验装置

实验采用自制气升式内循环序批反应器 (sequencing batch airlift reactor, SBAR), 如图 1 所示. 反应器为有机玻璃圆柱体 (有效容积 $V = 4.0$ L), 高径比 (H/D) 约为 15, 其中外管内径 8 cm, 高 120 cm, 内管内径 6 cm, 高 90 cm, 出水口距底部 50 cm. 反应器进水、曝气、沉降、排水等各阶段时间根据实验需要设定, 由 PLC 实现自动控制. 该装置采用气泵和曝气头供气. 曝气头设在反应器底部, 由气体转子流量计控制曝气量. 反应器采用水浴控温. 每周期的进出水由潜水泵和排水泵控制, 进水量由转子流量计控制.



1. 进水水箱 2. 进水泵 3. 液体流量计 4. 气泵
5. 气体流量计 6. 微孔曝气器 7. 升流管 8. 降流管
9. 水浴加热套筒 10. 排水阀 11. 排水泵
12. 可编程时间控制器 (PLC) 13. 自动温控器
14. 取样口 15. 放空管

图 1 SBAR 实验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of SBAR installation

1.2 反应器运行方式

以动态连续试验为主, 采用 5 个并列的反应器 R1、R2、R3、R4、R5 进行试验, 运行时间为 42 d, 实验条件见表 1.

每个循环周期为 6 h, 时间控制为: 进水时间 10 min, 排水 5 min, 闲置时间 10 min, 沉淀时间第 1 周 15 min, 第 2 周 10 min, 第 3 周后 5 min. 曝气时间第 1 周 320 min, 第 2 周 325 min, 第 3 周后 330 min^[9].

1.3 试验用水与接种污泥

试验用水: 采用模拟城市生活污水, 组成见表 2, 实验所用药品均为分析纯.

接种污泥: 取自哈尔滨市文昌污水处理厂二沉池的活性污泥, 接种污泥呈絮状深灰黑色, 污泥特性见表 3.

表 1 实验条件

Table 1 Experimental condition

反应器	表面气流速度 / $\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$	COD 负荷 / $\text{kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$	絮凝细菌投加量 / $\text{mL} \cdot \text{L}^{-1}$
R1	3.2	3.0	0
R2	3.2	3.0	5
R3	3.2	3.0	10
R4	3.2	3.0	20
R5	3.2	3.0	30

表 2 模拟城市生活污水成分

Table 2 Constitutes of synthetic domestic wastewater

药品名称	用量 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	药品名称	用量 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
葡萄糖	1 500	CaCl_2	150
牛肉膏	75	K_2HPO_4	52.5
蛋白胨	112.5	KH_2PO_4	22.5
氯化铵	300	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	22.5
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	30	微量元素 ¹⁾	1 mL/L

1) 微量元素组成 (mg/L): H_3BO_4 150, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 120, $\text{MnCl}_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 120, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 30, NaMoO_4 65, NiCl_2 50, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 210, KI 30

表 3 接种污泥特性

Table 3 Characteristics of seeding inoculum

指标	MLSS / $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	SVI / $\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$	v / $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$	Zeta 电位 / mV	SOUR / $\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$
数值	4 200	106.65	13.70	-16.635	0.342

1.4 絮凝细菌及投加方式

絮凝细菌: 取自哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 该絮凝细菌主要为 *Devosia hwasunensis* strain HST2-16T (α -proteobacterium) 和 *Tetrasphaera elongate* (Actinobacteria), 相对分子质量 4.79×10^5 , 能够分泌较多的胞外多糖, 多糖含量约占 85.82%.

投加方式: 实验中将接种污泥投入反应器运行的同时加入絮凝细菌, 此后每运行一周投加一次絮凝细菌, 共投加 4 次. 其中 R1 反应器不投加絮凝细菌, 作空白对比试验, R2、R3、R4、R5 反应器每次的絮凝细菌投加量如表 1 所示.

1.5 分析项目及方法

COD、 NH_4^+-N 、TP、MLSS、SV 和 SVI: 采用标准方法测定^[28]; 颗粒污泥的粒径分布: 利用标准筛分法^[29]测定; 颗粒污泥的沉降速度、比生物絮凝因子

(BF/BF_0):测定方法参照文献[30,31].

颗粒污泥的形态:采用电子显微镜(German, Leica DM1000)观察.

Zeta 电位:采用微电泳仪(China, JS94J3)测定.

2 结果与讨论

2.1 好氧颗粒污泥的形成过程

在 R1、R2、R3、R4、R5 分别运行 7 d、42 d 时取反应器内污泥用 Leica 电子显微镜观察污泥的形态变化,结果如图 2 所示.

由图 2 可见,接种污泥在 SBAR 反应器中启动后运行到 7 d 时,R1、R2、R3、R4、R5 反应器中污泥颜色均由黑褐色逐渐变成棕褐色,且均有椭球状、较密实、半透明的浅黄色或白色污泥颗粒出现,但是粒径均以 $<0.2\text{ mm}$ 的为主,SVI 降到了 $50\sim70\text{ mL/g}$ 左右,沉降速度提高到 $15\sim20\text{ m/h}$.

随着实验运行时间的增长,反应器中结构松散、沉降性能差的细小颗粒及絮状污泥不断被洗出,颗粒污泥不断出现、长大,沉降性能继续改善,污泥的沉降性能逐步提高.

反应器连续运行 42 d 后,R1、R2、R3、R4 中污泥成团现象较好,颗粒不断地长大,均形成了大量表面光滑、轮廓清晰的浅黄色颗粒,可明显看到好氧颗粒污泥的表面包裹着密实、牢固的黄褐色物质,污泥絮体减少,SVI 分别降到 29.27、53.63、37.64、40.79 mL/g ,最大沉降速度分别为 31.06、30.63、35.82、32.98 m/h ,出水 COD、氨氮、TP 浓度趋于稳定,说明好氧颗粒污泥已基本成熟,此时的颗粒污泥呈黄褐色,并不断有新的白色颗粒污泥出现;另外,R3 在 35 d 时已经形成了成熟的好氧颗粒污泥,比其他 4 组早 7 d,如图 2(f)所示. R5 在 42 d 后则形成大量灰白色絮状物,污泥成粒效果不好,SVI 最低仍居于 60.88 mL/g ,沉降速度最大仅达到 21.60 m/h .

可见与 R1、R2、R4、R5 相比,R3 内所形成的颗粒污泥的沉降性能及微生物量较高,在投加量为 $0\sim20\text{ mL/L}$ 时均可以形成好氧颗粒污泥,且在投加量为 10 mL/L 时形成颗粒的速度快性能最好,而当投加量超过 20 mL/L 时则没有颗粒污泥形成.这是由于絮凝剂的适量投加促进了胞外聚合物的分泌,由图 2(d)、2(f)、2(h) 均可见明显的一层胞外黏液,这层胞外聚合物能提高颗粒的疏水性能,这通过 Zeta 电位的变化得以证实,由表 4 可知 R1、R2、R3、R4 中污泥的 Zeta 电位都呈明显增加的趋势,且 R3

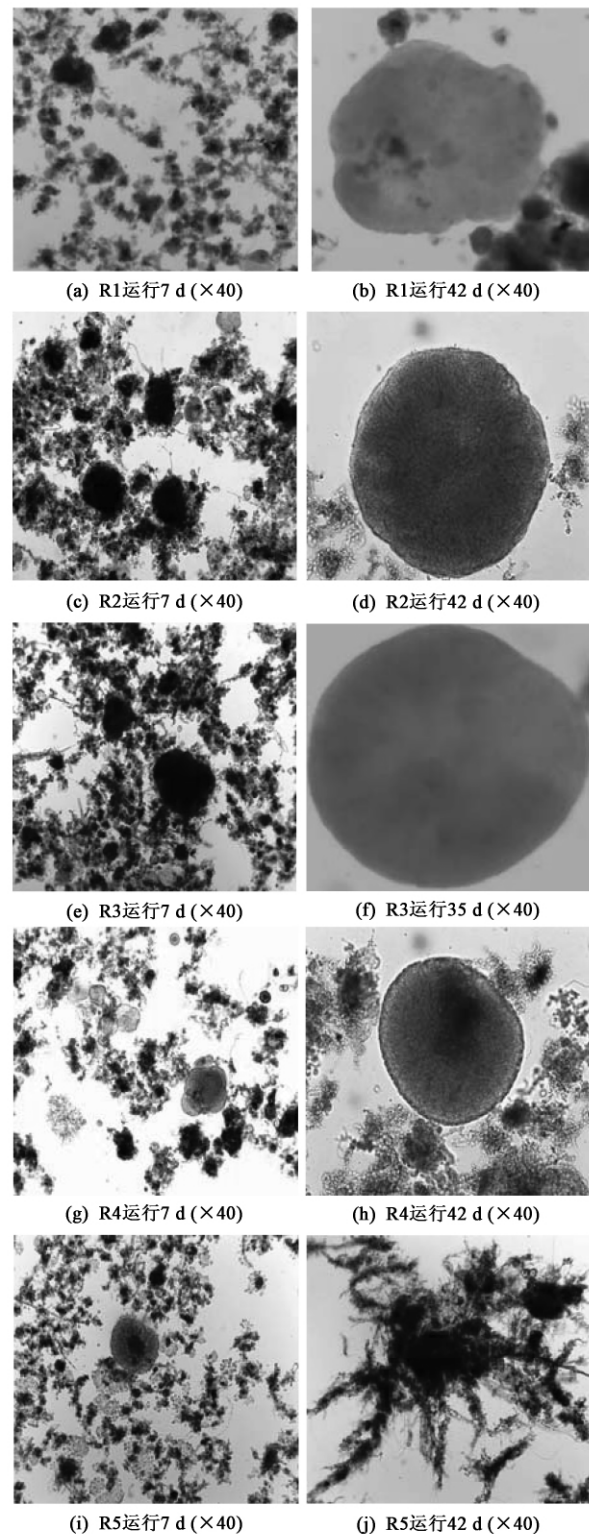


图 2 污泥形态变化

Fig. 2 Morphology of aerobic granules

增加的较快.根据细胞表面疏水性假说,表面疏水性的增加,减小了颗粒间的静电斥力,使其更易产生碰撞接触^[32~34].而 R5 反应器中污泥的 Zeta 电位无明显变化,这可能是因为在运行过程中适量投加絮凝

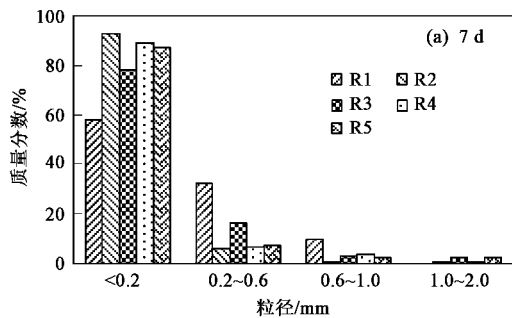
细菌能促进胞外聚合物的分泌,提高颗粒污泥的疏水性能,但投加量过大时,胞外聚合物中的有机组分改变了微生物细胞的表面特性,使其疏水性无明显变化,具体原因有待进一步探讨。可见,适量投加絮凝细菌增加了颗粒污泥的疏水性,对促进颗粒的形成起到了重要的作用。

表4 各反应器中好氧颗粒污泥的 Zeta 电位变化/mV

时间/d	R1	R2	R3	R4	R5
0	-16.635	-17.293	-18.647	-17.293	-18.647
7	-15.304	-14.094	-13.498	-13.743	-12.372
21	-9.686	-8.781	-8.595	-10.069	-12.651
35	-6.253	-6.418	-4.037	-7.632	-16.324
42	-5.342	-4.938	-3.267	-4.394	-17.893

2.2 好氧颗粒污泥的粒径分布

R1、R2、R3、R4、R5 五组反应器每运行 7 d,均



采用标准筛分法对反应器内污泥颗粒进行粒度分析,反应器运行 7 d、42 d 粒度分析结果如图 3 所示。

从图 3(a)可见,运行 7 d 时,R1、R2、R3、R4、R5 内污泥的成粒效果均不明显,R1 内 $d < 0.2$ mm 的污泥占总污泥量的 60% 左右,其最大粒径达到 1.0 mm;而其它 4 组中 $d < 0.2$ mm 的污泥虽均高于 80%,但均不同程度上出现 $d > 1.5$ mm 的颗粒,形成的颗粒稍大于 R1。由图 3(b)可见,运行 42 d 后,R1、R2、R3、R4、R5 中 $d > 0.2$ mm 的颗粒分别提高至 55.9%、46.75%、56.40%、29.26%、32.90%,且反应器 R3 中粒径在 0.2~0.6 mm 范围内的颗粒的百分比最高,达到 52.09%,这说明絮凝细菌投加量为 10 mL/L 时污泥的颗粒化效果最好。

2.3 颗粒污泥的生物絮凝效果

在评价生物絮凝的效果时,主要考察的是固相

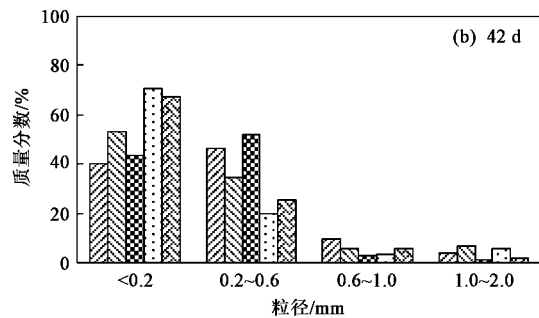


图3 好氧颗粒污泥粒径分布

Fig. 3 Size distribution of aerobic granular sludge in reactors

中微生物的积累,必须考虑形成的生物絮体的沉降性能、生物量、生物活性等方面因素^[31]。本研究以比生物絮凝因子作为絮凝剂促进好氧污泥颗粒化的指标,评价好氧颗粒污泥的絮凝效果。生物絮凝因子综合反映了泥相中好氧微生物的变化,可用如下数学式来表达:

$$BF = \frac{m(VSS)/m(SS)}{SVI} \times OUR_w$$

从上式可以看出,生物絮凝因子的具体意义为:絮凝反应经 30 min 沉淀的单位体积好氧生物絮体的活性。采用生物絮凝因子的相对值,即比生物絮凝因子来反映生物絮凝效果,即用 BF/BF_0 来表示(BF_0 为絮凝前的活性污泥悬浊液的生物絮凝因子),且经生物絮凝后,BF 值增加得越多,说明生物絮凝效果就越好。通过测定 5 个反应器内不同时期好氧颗粒污泥的 SVI、VSS、SS 和 OUR_w 值,计算得到各反应器内污泥的比生物絮凝因子。 BF/BF_0 随时间的变化如图 4 所示。

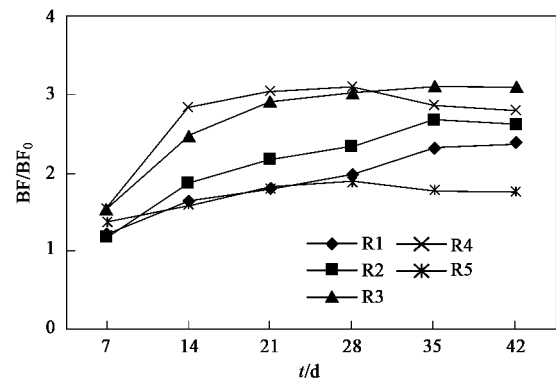


图4 颗粒污泥比絮凝因子变化

Fig. 4 BF/BF_0 variation of aerobic granules

从图 4 中可以看出,5 组反应器在运行的前 21 d 内, BF/BF_0 值有不同程度的提高,此时 R3 的 BF/BF_0 值最高,达到 3.156;而 R5 内 BF/BF_0 值最低只有 1.978;运行 21 d 后,R2 内 BF/BF_0 值仍呈上升趋势;R3 内 BF/BF_0 值比较稳定维持在 3 左右;R4 内

BF/BF₀ 值达到最高,随后略有下降;而 R5 内 BF/BF₀ 值呈下降趋势.运行 42 d 时,R1、R2、R3、R4、R5 的 BF/BF₀ 值分别达到 2.39、2.69、3.15、2.89、1.47.经生物絮凝后,BF 值增加得越多,生物絮凝效果就越好.由此可见,R3 的生物絮凝效果最好,有利于好氧污泥的颗粒化.

2.4 好氧颗粒污泥的降解效果

整个反应器运行阶段,每 2 d 对反应器进出水进行监测,R1、R2、R3、R4、R5 反应器内进水 COD、氨氮和总磷浓度分别控制在 1 500、85 和 10 mg/L 左右.反应器运行期间 COD、氨氮、总磷的去除效果如图 5 所示.

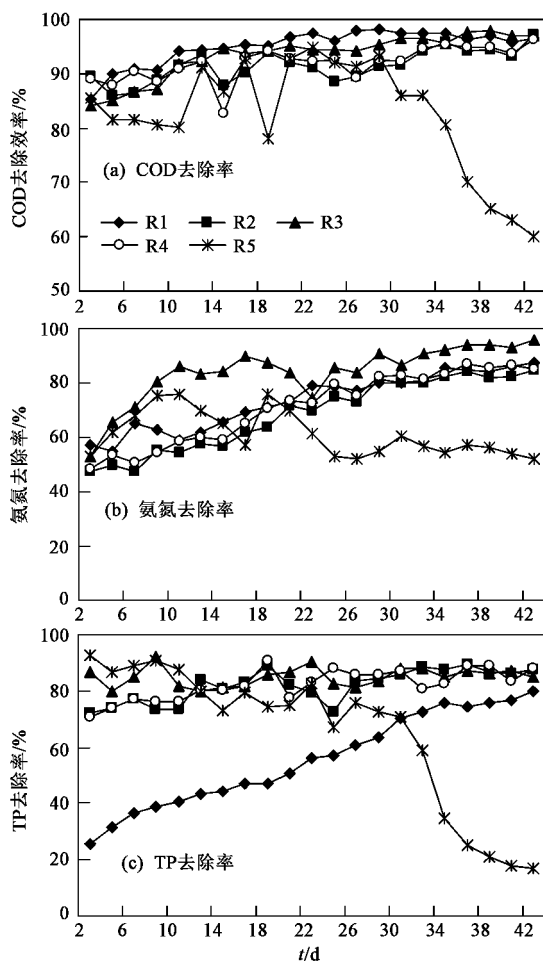


图 5 好氧颗粒污泥的 COD、氨氮、总磷的去除效果

Fig. 5 Removal rates of COD, NH₄⁺-N and TP in reactors

由图 5(a) 所示,反应器运行 7 d 时,R1、R2、R3、R4 中 COD 去除效果较为稳定;运行 42 d 后,COD 去除率均达到 95% 以上,且运行 36 d 以后 R3 的去除效率略高于 R1、R2、R4;但是反应器 R5 中 COD 去除率波动较大,运行 28 d 以后,COD 去除率

直线下降,最终 COD 去除率下降至 70.04%.与空白样相比,投加絮凝细菌对 COD 的去除影响并不显著.

由图 5(b) 所示,R1、R2、R3、R4、R5 运行 7 d 后,氨氮的去除率均呈上升趋势,但是反应器 R3 内的去除效率要最好,已达到 80.53%.反应器继续运行,氨氮的去除率仍呈上升趋势,运行 42 d 后,反应器 R1、R2、R3、R4 中氨氮的去除率分别达到 87.55%、84.49%、93.95%、85.15%.可见,R3 对氨氮的去除效果最好,而 R5 中氨氮的去除率呈下降趋势,最终降至 57.35%,这是因为 R5 中形成大量灰白色絮状物,污泥颗粒化效果不好,故沉降性能较差,在运行中大量污泥不断被洗出,污泥浓度下降,导致出水 COD、氨氮的去除率有所下降.

如图 5(c) 所示,反应器 R2、R3、R4 对总磷的去除效果始终较为稳定,运行 42 d 后分别达到 87.59%、87.15%、88.22%,去除效果相差无几;均高于 R1 未投加絮凝细菌的总磷去除率 79.73%;而 R5 中始终未形成颗粒污泥,其总磷的去除率呈下降趋势,运行 28 d 以后,总磷的去除率急剧下降至 25.01%.可见,适量投加絮凝细菌可以提高颗粒污泥对总磷的去除效果,这可能是由于絮凝细菌的加入对颗粒污泥的微生物群落产生了较大的影响,促进了聚磷菌的生长繁殖所致^[25],有待进一步研究.

3 结论

(1) 在 SBAR 反应器处理低浓度模拟生活污水的启动运行过程中,适量投加絮凝细菌能促进好氧颗粒污泥的形成.絮凝细菌投加量在 0~20 mL/L 时,均可以培养出成熟的好氧颗粒污泥,颗粒的沉降性能良好,污泥浓度稳定在 3.5 g/L 左右,出水水质良好.

(2) 絮凝细菌投加量为 30 mL/L 时,没有实现污泥颗粒化,此时 SVI 为 60.88 mL/g,沉降速度最大仅达到 21.60 m/h,大量污泥不断被洗出,污泥浓度降至 1.5 g/L,导致出水水质较差,最终所形成的是白色污泥絮团,故絮凝细菌的投加量不宜超过 20 mL/L.

(3) 絮凝细菌最佳投加量为 10 mL/L 时,此时好氧污泥疏水性好,颗粒化速度快,颗粒形成时间由未投加絮凝细菌时的 42 d 缩短为 35 d,SVI 稳定在 40 mL/g 左右,沉降速度达 35.82 m/h,生物量积累多,比生物絮凝因子 BF/BF₀ 提高 3.15 倍.COD、氨氮和总磷的去除率分别达到 97.14%、84.49% 和 87.59%.

(4)絮凝细菌的适量投加可提高好氧颗粒污泥对污水中氨氮、总磷的去除效果,而对 COD 的去除影响并不显著。

参考文献:

- [1] Schmidt J E, Ahring B K. Extracellular polymers in granular sludge from different upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 1994, **42**(6):457-462.
- [2] Liu Y, Xu H L, Show K Y, et al. Anaerobic granulation technology for wastewater treatment [J]. World J Microbiol Biotechnol, 2002, **18**(2):99-113.
- [3] Etterer T, Wilderer P A. Generation and properties of aerobic granular sludge [J]. Water Sci Technol, 2001, **43**:19-26.
- [4] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. Aerobic granulation on a sequential sludge blanket reactor [J]. Water Sci Technol, 2002a, **46**:13-18.
- [5] Zhu J R, Wilderer A P. Effect of extended idle conditions on structure and activated sludge [J]. Water Res, 2003, **37**:2013-2018.
- [6] Liu Y, Liu Y Q, Wang Z W, et al. Influence of substrate surface loading on the kinetic behavior of aerobic granular [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2005, **67**:484-488.
- [7] Su K Z, Yu H Q. Formation and characterization of aerobic granular in a sequencing batch reactor treating soybean processing wastewater [J]. Environ Sci Technol, 2005, **39**:2818-2827.
- [8] Belen A, Anuska M C, Juan M G, et al. Aerobic granular with industry wastewater in sequencing batch reactors [J]. Water Res, 2004, **38**:3389-3399.
- [9] Song Z W, Ren N Q, Zhang K, et al. Influence of temperature on the characteristics of aerobic granulation in sequencing batch airlift reactors [J]. J Environ Sci, 2009, **21**(3):273-278.
- [10] 宋志伟, 梁洋, 任南琪. 有机负荷对 SBR 中好氧颗粒污泥特性影响的研究 [J]. 环境科学与技术, 2008, **31**(10):128-132.
- [11] 宋志伟, 梁洋. 好氧颗粒污泥的培养及性能研究 [J]. 黑龙江科技学院学报, 2008, **18**(3):164-167.
- [12] Inai T. Advanced start up of UASB reactors by adding of water absorbing polymer [J]. Water Sci Technol, 1997, **36**(6/7):399-406.
- [13] Lun S Y. Study on mechanism of anaerobic sludge granulation in UASB reactors [J]. Water Sci Technol, 1993, **28**:171-178.
- [14] El-Manmouni R, Ledue N, Guio S R. Influence of synthetic and natural polymers on the anaerobic granulation process [J]. Water Sci Technol, 1998, **36**(8-9):341-347.
- [15] 吴允, 王育红, 王林山. UASB 反应器中加入膨润土和聚丙烯酰胺培养颗粒污泥 [J]. 环境科学保护, 1997, **23**(6):13-15.
- [16] Kurance R. Production of a bioflocculant by *Rhodococcus erythropolis* S-1 grown on alcohols [J]. Biosci Biotech Biochem, 1993, **58**(2):428-429.
- [17] Suh H. Characterization of bioflocculant produced by *Bacillus* sp. DP-452 [J]. Ferment Bioeng, 1997, **84**(2):108-112.
- [18] Haruhiko Y. Biopolymer flocculant produced by an *Pseudomonas* sp. [J]. Biotechnol Tech, 1998, **12**(7):511-514.
- [19] Salehizadeh H. Some investigation on bioflocculant producing bacteria [J]. Biochem Eng J, 2000, **5**:39-44.
- [20] Li X M, Liu Q Q, Yang Q, et al. Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg^{2+} augmentation [J]. Bioresource Technol, 2009, **100**:64-67.
- [21] Adav S S, Lee D J, Show K Y, et al. Aerobic granular sludge: Recent advances [J]. Biotechnol Adv, 2008, **26**:411-423.
- [22] Bathe S, Schwarzenbeck N, Hausner M. Plasmid-mediated bioaugmentation of activated sludge bacteria in a sequencing batch moving bed reactor using pNB2 [J]. Lett Appl Microbiol, 2005, **41**:242-247.
- [23] Boon N, Goris J, Vos P D, et al. Bioaugmentation of activated sludge by an indigenous 3-chloroaniline degrading *Comamonas testosteroni* strain, 12 gfp [J]. Appl Environ Microbiol, 2000, **66**:2906-2913.
- [24] Boon N, Top E M, Verstraete W, et al. Bioaugmentation as a tool to protect the structure and function of an activated sludge microbial community against a 3-chloroaniline shock load [J]. Appl Environ Microbiol, 2003, **69**:1511-1520.
- [25] Ivanov V, Wang X M, Tay S T, et al. Bioaugmentation and enhanced formation of microbial granules used in aerobic wastewater treatment [J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2006, **70**:374-381.
- [26] Write R A, Dague R R. Enhancement of granulation and start-up in anaerobic sequencing batch reactor [J]. Water Environ Res, 1996, **68**:883-892.
- [27] 陈坚, 仟洪强, 堵国成, 等. 环境生物技术应用与发展 [M]. 北京:中国轻工业出版社, 2001. 1-22.
- [28] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第三版). 北京:中国环境科学出版社, 1989.
- [29] Lygona A, Ouattara A, Gonzalez R O, et al. A simple and low cost technique for determining the granulometry of up-flow anaerobic sludge blanket reactor sludge [J]. Water Sci Technol, 1999, **40**(8):1-8.
- [30] 竺建荣, 刘纯新. 好氧颗粒污泥的培养及理化特性研究 [J]. 环境科学, 1999, **20**(2):38-41.
- [31] 王劲松, 胡勇有. 比生物絮凝因子作为絮凝剂促进厌氧污泥颗粒化指标的研究 [J]. 环境科学学报, 2005, **25**(12):1615-1618.
- [32] 王劲松, 胡勇有. 微生物絮凝剂促进厌氧污泥颗粒化及其机制的研究 [J]. 环境科学学报, 2005, **25**(3):361-366.
- [33] Liu Y, Tay J H. The influence of cell and substratum surface hydrophobicities on microbial attachment [J]. J Biotechnol, 2004, **110**:251-256.
- [34] Anna Z, Malte H. Effects of bacterial cell surface structure and hydrophobic on attachment to activated sludge flocs [J]. Appl Environ Microbiol, 1997, **63**:1168-1170.