

doi:10.3799/dqkx.2013.085

# 连续流态下好氧颗粒污泥的培养及处理制药废水的性能

贾晓凤<sup>1,2</sup>, 孙长清<sup>1</sup>, 买文宁<sup>2\*</sup>, 周 军<sup>1</sup>, 田永升<sup>2</sup>

1. 郑州大学公共卫生学院, 河南郑州 450000

2. 郑州大学水利与环境学院, 河南郑州 450000

**摘要:** 在上流式好氧颗粒污泥床反应器中, 以厌氧颗粒污泥和好氧絮状活性污泥为接种泥, 采用人工配制的模拟废水, 成功培养出性能优异的好氧颗粒污泥。反应器内污泥浓度稳定在 5 g/L 左右, 颗粒污泥粒径为 0.5~2.0 mm, 当进水 COD 为 2 000 mg/L, 容积负荷为 4.8 kg/(m<sup>3</sup>·d) 时, 系统对 COD 的去除率稳定在 96% 以上。通过扫描电镜观察, 好氧颗粒污泥是层状结构, 表面有大量丝状菌缠绕, 内部有短杆菌和空穴存在。逐步提高制药废水在进水中的比例, 经过 47 d 的培养, 生物制药废水完全取代模拟废水, 系统对 COD、NH<sub>3</sub>-N、TP 的去除率分别稳定在 90%、90% 和 70% 以上。

**关键词:** 连续流; 好氧颗粒污泥; 上流式好氧颗粒污泥床; 制药废水; 环境工程。

中图分类号: X143

文章编号: 1000-2383(2013)04-0870-07

收稿日期: 2012-10-15

## Cultivation and Characters of Aerobic Granule Sludge on Pharmaceutical Wastewater in Continuous Flow Condition

JIA Xiao-feng<sup>1,2</sup>, SUN Chang-qing<sup>1</sup>, MAI Wen-ning<sup>2\*</sup>, ZHOU Jun<sup>1</sup>, TIAN Yong-sheng<sup>2</sup>

1. College of Public Health, Zhengzhou University, Zhengzhou 450000, China

2. College of Water Conservancy & Environmental Engineering, Zhengzhou University, Zhengzhou 450000, China

**Abstract:** The successful cultivation of aerobic granular sludge with outstanding performance in airlift aerobic granular sludge bed reactor (AGSB) which was inoculated anaerobic granular sludge and aerobic flocculent sludge was performed using a synthetic wastewater mainly consisted of glucose as carbon source. The diameters of the granules were 0.5–2.0 mm and the sludge concentration in the reactor was in 5 g/L or so. As the influent COD of 2 000 mg/L and the COD loading of 4.8 kg/(m<sup>3</sup>·d) were employed, COD removal synthetic maintained more than 96%. Through the scanning electron microscopy observation, aerobic granular sludge was layered structure with a large number of filamentous bacteria winding on the surface, and some short bacillus and holes existing inside. After 47 days of cultivation, when the pharmaceutical wastewater completely replaced the synthetic water with gradually the increased pharmaceutical wastewater in the ratio of water, the COD, NH<sub>3</sub>-N, TP removal synthetic were more than 90%, 90%, and 70% respectively.

**Key words:** continuous flow; aerobic granule sludge; airlift aerobic granular sludge bed reactor; pharmaceutical wastewater; environmental engineering.

作为一种新型污水处理工艺, 好氧颗粒污泥法相对于传统的絮状活性污泥法具有微生物浓度高、沉淀速度快、占地面积小以及具有同步脱氮除磷的优点 (Morgenroth *et al.*, 1997; 郝晓地等, 2006; 金爱芳等, 2012)。目前, 针对好氧颗粒污泥的研究集多数中在 SBR 反应器上 (卢然超等, 2001; Schwarzenbeck

*et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2006; 周丹丹等, 2012)。主要内容包括颗粒污泥的影响因素、颗粒污泥的特性、脱氮除磷机理、颗粒污泥反应器快速启动等方面, 而有关连续流条件下的研究报道较少。笔者考察了在连续流状态下好氧颗粒污泥培养可行性及处理制药废水的性能。这不仅为好氧颗粒污泥处理实际废水提供了

**基金项目:** 国家科技重大专项“水体污染控制与治理”(No. 2009ZX07210-001-002)。

**作者简介:** 贾晓凤 (1977—), 女, 博士研究生, 主要方向为水污染控制与治理。E-mail: jiaxiaofeng77@126.com

\* **通讯作者:** 买文宁, E-mail: wenning m@126.com

数据支撑和试验依据,更为以后好氧颗粒污泥技术走向工程应用提供了新的理论依据.

# 1 材料与方 法

## 1.1 试验装置

试验装置如图 1 所示,该反应器由 PP-工程塑料制成.曝气区(A 区)总容积 13.7 L,沉淀区(B 区)总容积 2.6 L.高径比 6 : 1,反应器曝气区内径 140 mm,沉淀区内径 180 mm.反应器有效高度 1 028 mm.进水流量 1.4 L/h,停留时间 9.8 h,底部设置一组微孔曝气头,采用 ACO 电磁式空气压缩机供空气,并通过转子流量计调节流量.原水经蠕动泵加压后通过反应器底部穿孔管布水器进行布水.泥、水、气三相混合液在 A 区接触,呈上升流.在三相分离区气相和泥水混合液分离,气相向上逸出反应器.泥水混合液进入 B 区进行固液分离,固相沉淀后返回反应器,液相经出水口流出反应器.

## 1.2 试验用水

人工合成的模拟污水采用葡萄糖作为碳源,配制 COD 浓度为 500~2 000 mg/L.以氯化铵为氮源,配制氨氮浓度为 60~180mg/L.以磷酸二氢钾

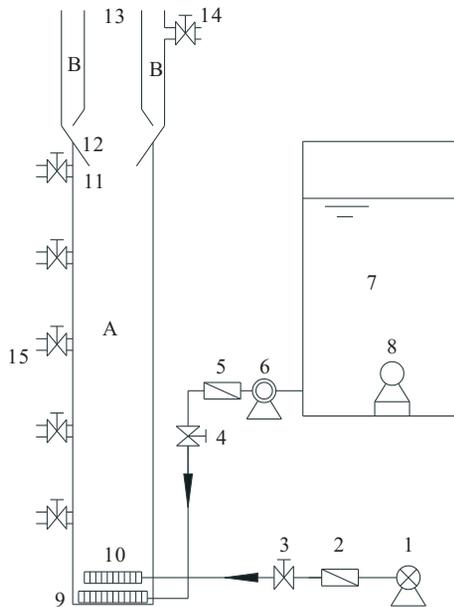


图 1 实验装置示意

Fig.1 Schematic representation of the bioreactor

1. 鼓风机;2. LZJ-10 气体流量计进水控制阀;3. 进水控制阀;4. 进液控制阀;5. LZB-3 液体流量计;6. 兰格 YZ II 型蠕动泵;7. 进液槽;8. 潜水搅拌机;9. 穿孔布水管;10. 微孔曝气头;11. 下集气罩;12. 上集气罩;13. 出气口;14. 出水口;15. 取样孔

表 1 模拟废水成分

Table 1 Component of synthetic wastewater

基质名称	浓度(mg/L)	基质名称	浓度(mg/L)
MgSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	100	NaHCO <sub>3</sub>	360~1 080
CaCl <sub>2</sub>	40	蛋白胨	150
EDTA	30	牛肉膏	100
Na <sub>2</sub> MO <sub>4</sub> · 2H <sub>2</sub> O	0.065	NiCl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	0.025
ZnSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	0.12	KI	0.030
CoCl <sub>2</sub> · 6H <sub>2</sub> O	0.21	MnCl <sub>2</sub> · 4H <sub>2</sub> O	0.120
H <sub>3</sub> B0 <sub>4</sub>	0.15	FeSO <sub>4</sub> · 7H <sub>2</sub> O	2
CuSO <sub>4</sub> · 5H <sub>2</sub> O	0.03		

表 2 试验过程中进水水质特征

Table 2 Composition of inflow water

进水	水质特征(mg/L)					
	COD	BOD	氨氮	TN	TP	pH
制药废水	900~1 100	400~500	40~50	50~60	1.5~2.0	7.5~8.5

表 3 分析项目及其测试方法

Table 3 Analytical items and methods

序号	分析项目	测定方法	所用仪器
1	COD	连华科技 COD 快测	COD 快测仪
2	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	纳氏试剂分光光度法	分光光度计
3	TN	过硫酸钾氧化分光光度法	同上
4	TP	连华科技 TP 快测	TP 快测仪
5	MLSS	标准重量法	干燥箱
6	DO	采用便携式溶解氧测定仪测定	便携测定仪
7	pH	玻璃电极法	酸度计
8	沉淀速度	选出几个粒径不同的颗粒污泥放在 1 L 量筒中沉降,测其沉淀时间,沉淀速度=水深/沉淀时间	1 000 mL 量筒
9	污泥微观结构	扫描电镜	S-3400N II

和磷酸氢二钾为磷源,配制总磷浓度为 12 mg/L 左右.用碳酸氢钠调节 pH 值,其投加量为氨氮浓度的 6 倍.其他成分和微量元素如表 1 所示.制药废水为某生物制药厂内循环厌氧反应器出水,其水质如表 2 所示.为考察好氧颗粒同步除磷的能力,利用磷酸二氢钾和磷酸氢二钾为磷源把综合废水的 TP 含量调节到 12 mg/L 左右.

## 1.3 进水方案

本试验首先以模拟废水采用连续进水方式进水,进水流量为 1.4 L/h,停留时间为 9.8 h.曝气量为 0.3 m<sup>3</sup>/h,进水 pH 为 7±1.反应器内部温度为 22 ℃左右,溶解氧(dissolved oxygen, DO)为 5~7 mg/L,无污泥回流.当好氧颗粒污泥形成后逐步提高制药废水在模拟废水的比例,直至模拟废水完全被制药废水所取代.在培养过程中,当 COD 去除

率大于 90% 时,就提高进水中制药废水比例(马生明等,2012)。

#### 1.4 接种污泥

为加快好氧颗粒污泥的形成及保持菌种的多样性,接种郑州市某制药厂内循环厌氧反应器清洗过的厌氧颗粒污泥 1 L 和郑州某城市污水处理厂污泥浓缩池活性污泥 0.5 L。

#### 1.5 分析项目与方法

试验过程中对常规水质进行监测(国家环境保护总局,2002)。其分析项目如表 3 所示。

## 2 结果与讨论

### 2.1 好氧颗粒污泥的形成和表观形状

反应器接种污泥之后其内部污泥形态大体经历了如下 3 个阶段。

(1)接种污泥破碎阶段.在反应器运行的前 5 d,原来接种的颗粒污泥在不断曝气的情况下,不断破碎解体,粒径变小,出水 SS 较高.到第 3 d 时,颗粒污泥颜色已有黑色变为灰褐色,形状也变得不规则,但是内部依然是黑色,说明厌氧微生物不适应好氧

环境而逐渐被淘汰掉,而新的好氧微生物在颗粒表面已经开始生长。

(2)好氧颗粒污泥形成阶段.在反应器运行第 6~25 d,出水的 SS 逐渐降低,反应器内有大量污泥破碎而残留的悬浮块状碎片,这些碎片则成为好氧颗粒污泥成长的载体.随着培养时间的延长,这些碎片周围逐渐长出“绒毛”.低倍显微镜下观察,这些“绒毛”是在好氧条件下生长起来的丝状菌,它们包裹在厌氧泥的表面,且不断拦截悬浮絮状污泥而不断生长使粒径增加.这样好氧颗粒污泥表面是拦截的好氧的絮状污泥,内部则是以厌氧泥和无机质形成的核心,从而形成了多种微生物适应的好氧、缺氧和厌氧环境.此时好氧颗粒污泥基本形成,出水 SS 在 100 mg/L 左右。

(3)好氧颗粒污泥成熟阶段.在反应器运行的 25 d 之后,反应器内污泥粒径在 0.5~2.0 mm 之间,呈褐色,沉降性能良好.反应器内污泥浓度不再增加,说明围绕着厌氧污泥和无机核心生长的好氧颗粒污泥,在水力剪切力和细胞生长之间取得了一个平衡,从颗粒污泥表面脱落的污泥碎块和细菌生长所形成微生物量基本持平,污泥粒径不再变化,整

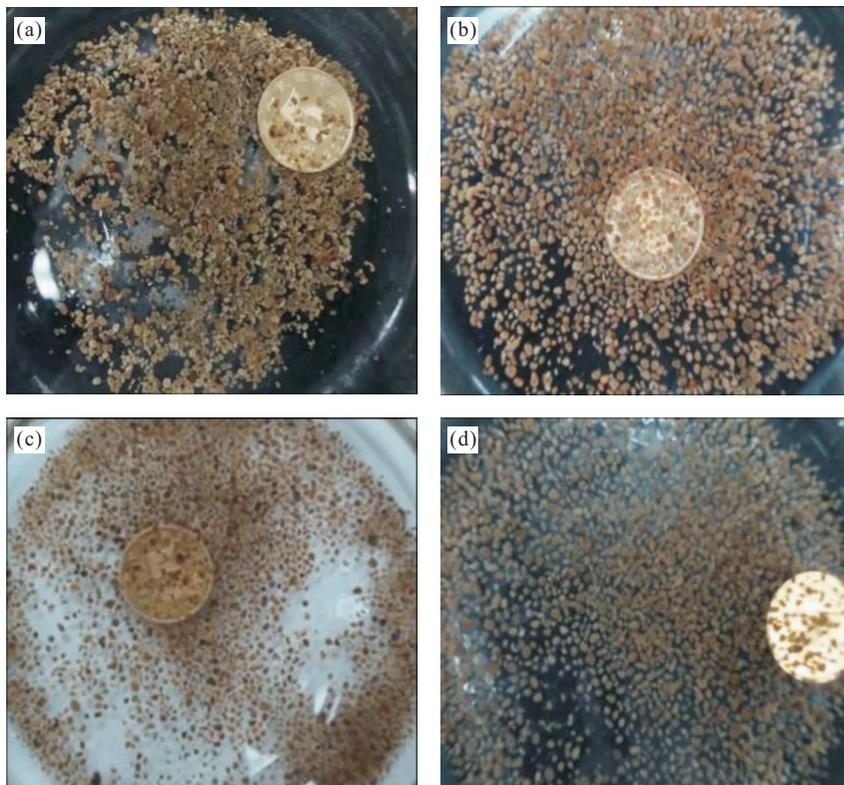


图 2 不同培养时间污泥形态

Fig. 2 The images of aerobic granules in differ incubation times

a. 培养第 5 d; b. 培养第 15 d; c. 培养第 25 d; d. 培养第 35 d

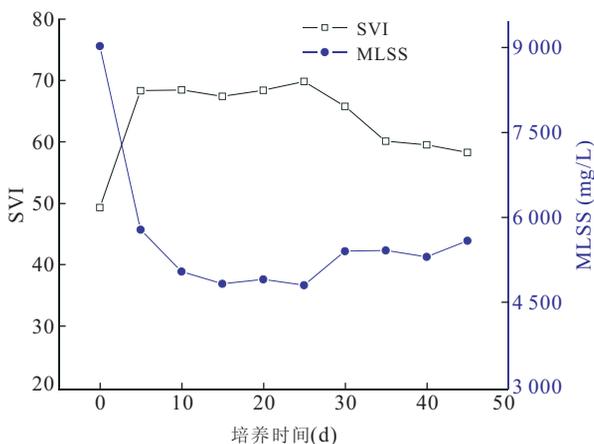


图 3 反应器内 MLSS 和 SVI 变化趋势

Fig. 3 The change of sludge and sludge volume index in the reactor

个反应器内污泥中颗粒污泥占 80% 以上。

不同培养时间的污泥形态如图 2 所示。

### 2.2 好氧颗粒污泥的物理性质

SVI 是表征污泥沉降性和污泥结构紧密程度的指标。一般好氧絮状污泥的 SVI 值是 100 ~ 150 mL/g 之间, 而好氧颗粒污泥因其沉降性能良好和结构密实其 SVI 值一般小于 90 mL/g (陈雪松等, 2007)。反应器运行过程中污泥的 MLSS 和 SVI 变化趋势如图 3 所示。

由图 3 可以看出: 在培养初期, 反应器内污泥浓度为 9 064 mg/L, SVI 是 49.64, 具有较好的沉降性能。经过 5 d 的曝气之后, 颗粒污泥破碎, 污泥浓度降低, SVI 升高, 使污泥沉降性能下降。但随着培养时间的延长, 反应器内污泥浓度稳定在 5 g/L 左右,

SVI 保持在 60 mL/g 左右, 颗粒污泥的平均沉淀速率为 29~58 m/h。

### 2.3 好氧颗粒污泥的微观结构

成熟好氧颗粒污泥的扫描电镜照片如图 4 所示。图 4a 是好氧颗粒污泥的表面扫描电镜照片, 可以看出: 好氧颗粒污泥表面被大量的丝状菌所缠绕, 把整个颗粒污泥包裹起来。图 4b 是好氧颗粒污泥表面向外扩张的“绒毛”。这些由丝状菌组成的“绒毛”, 对反应器内悬浮的絮状污泥有捕集作用。当絮状污泥与这些物质接触后, 被好氧颗粒污泥所分泌的粘性物质(胞外多聚物等)粘附在颗粒污泥上, 使污泥粒径增大。图 4c 是好氧颗粒污泥的内部结构, 可以看出颗粒污泥内部有短杆菌存在, 核心则是无机质。图 4d 是好氧颗粒污泥内部存在的空穴, 直径在 20~80 μm。这些空穴是颗粒污泥与外部环境进行物质和代谢废物交换的通道。而且沿通道向内形成了氧的浓度梯度, 在曝气的条件下, 好氧颗粒污泥内部可以形成好氧、缺氧和厌氧环境, 为反硝化脱氮和厌氧释磷创造了良好的环境条件。这些空穴是专性厌氧微生物不适应好氧条件, 死亡后被其他微生物消耗所留下的。图 4e 是好氧污泥剖开的结构, 从左至右结构是从内到外。可以看出, 好氧颗粒污泥是层状结构, 表面和内部明显不同, 且在好氧颗粒污泥内部有很多空穴。

### 2.4 对培养期模拟废水有机物的去除效果

反应器接种污泥后先曝气 1 d, 使异养菌处于饥饿状态。然后加入初始 COD 为 500 mg/L 的模拟废水再曝气 1 d, 使污泥逐渐适应模拟废水水质, 然后逐步提高进水的 COD 浓度, 不同培养时间反应器

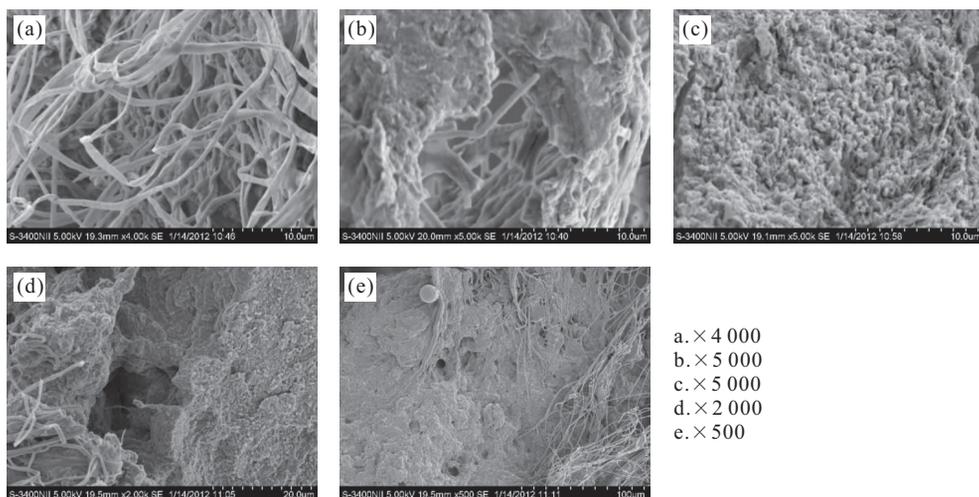


图 4 好氧颗粒污泥扫描电镜照片

Fig. 4 SEM images of aerobic granules sludge

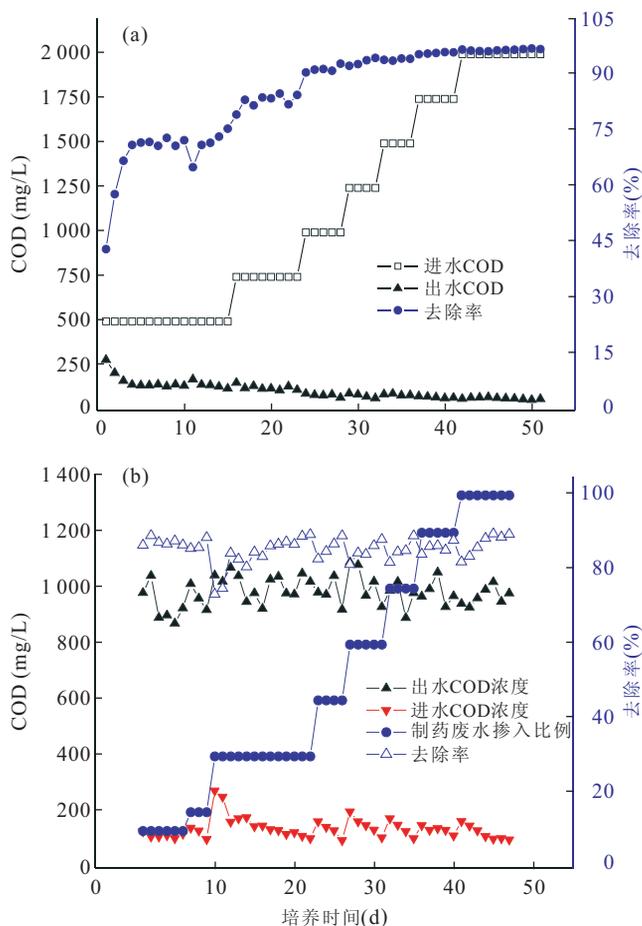


图 5 COD 的去除效果

Fig. 5 The degradation of COD by aerobic granular sludge

对 COD 的去除效果如图 5a 所示。

由图 5a 可知:颗粒污泥驯化初期,COD 的进水浓度为 500 mg/L,容积负荷为 1.2 kg/(m<sup>3</sup>·d),去除率只有 43%,是因为反应器内主要以厌氧微生物为主,而加入的好氧絮状污泥因沉淀性能差很多被洗出造成。随着驯化时间的延长,到第 15 d 时,COD 去除率已经达到 75%以上。说明好氧微生物逐渐取代厌氧微生物在反应器中的优势地位。培养至 27 d 时,进水浓度已逐步提高到 1 000 mg/L,容积负荷达到 2.4 kg/(m<sup>3</sup>·d),COD 去除率也由 75%逐渐上升到 90%以上,这标志着好氧颗粒污泥已经培养成功。当进水 COD 增加为 2 000 mg/L 时,容积负荷为 4.8 kg/(m<sup>3</sup>·d)时,系统对 COD 的去除率稳定在 96%以上。

### 2.5 对制药废水有机物的去除效果

当模拟废水成功培养出好氧颗粒污泥后,逐步提高制药废水在进水中的比例来考察好氧颗粒污泥对其污染物去除效果。初期进水 COD 浓度定为 1 000 mg/L,制药废水所占比例为 10%,当 COD 去

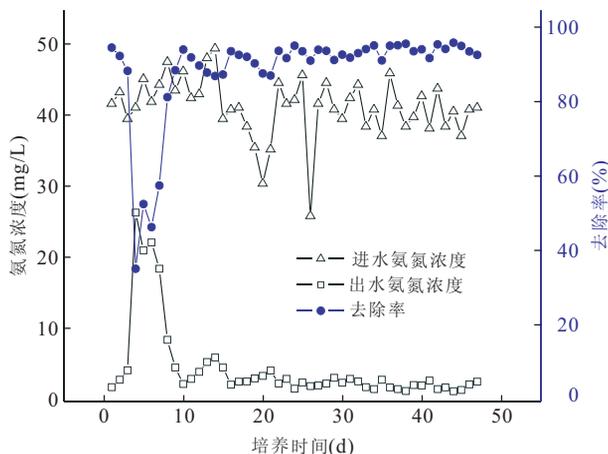


图 6 氨氮的去除效果

Fig. 6 The degradation of ammonium nitrogen by aerobic granular sludge

除率达到 90%左右时或出水 COD<100 mg/L 时,提高制药废水所占比例,每次提高比例为 15%。不同时间好氧颗粒污泥对制药废水的 COD 去除效果如图 5b 所示。

在图 5b 中,当制药废水掺入比例小于 45%时,这个阶段是好氧颗粒污泥的驯化期,此阶段长达 22 d。其中在制药废水比例从 15%提高到 30%时,出水 COD 波动较大,出水从 104.3 mg/L 提高到 277.6 mg/L,说明适应这种水质成分的专有微生物还未占据主要地位。另外在培养的第 3~6 d,因加热系统故障,反应器内部温度下降为 14℃左右,但出水 COD 并未出现大的波动,说明好氧异养菌对温度的耐受性较强。当制药比例达到 45%以上时,每次提高比例,出水虽然有小范围的波动,但是 COD 去除率都在 80%以上,说明针对这种废水的专性微生物已经培养出来并逐步占据主导地位。在第 41 d 时,制药废水完全取代模拟废水,并经过 7 d 的培养,出水稳定在 100 mg/L 左右,COD 去除率稳定在 90%左右。

### 2.6 对制药废水氮的去除效果

系统对制药废水氨氮的出去效果如图 6 所示。由图 6 可以看出:系统初期对氨氮的去除率较高,出水氨氮浓度小于 5 mg/L。但随后因加热系统故障,反应器温度下降,出水氨氮浓度迅速增至 26.6 mg/L,去除率急剧下降为 35.74%。这说明硝化细菌和亚硝化细菌对温度变化较为敏感(邓凤等,2009)。在温度升高之后,经过 3 d 的运行,氨氮去除率达到 94.6%以上,出水氨氮浓度在 2.5 mg/L。在随后的运行过程中,出水氨氮都在 5 mg/L 以下,去

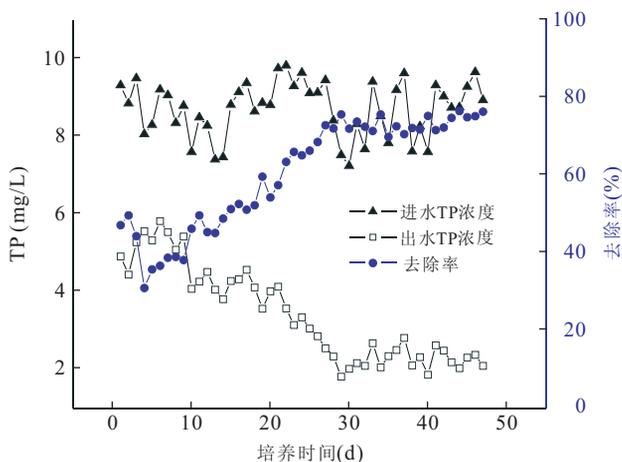


图7 对总磷的去除效果

Fig. 7 The degradation of TP by aerobic granular sludge

除率一般都稳定在90%以上,并未随进水氨氮浓度的变化而出现大的波动。

### 2.7 对制药废水总磷的去除效果

系统对制药废水总磷的去除效果如图7所示。由图7可以看出:在制药废水比例较少的初期系统对TP的去除率在47%左右,且因温度的下降,TP去除率随之下降至31%。即使当温度恢复到第10d系统对TP的去除率也只恢复至46%。这是因为聚磷菌此时尚未适应制药废水,且模拟废水条件下培养的颗粒污泥粒径较小,内部厌氧区域也较小,不利于聚磷菌释放磷(李玲玲等,2006)。随着制药培养时间的增加,制药废水的比例增加,好氧颗粒污泥粒径慢慢增大至1.0~2.6 mm,聚磷菌数量也随之增多,总磷的去除率也开始增加。从第28 d开始,进水中TP浓度在7~10 mg/L,出水TP浓度在1~3 mg/L,系统对TP的去除率稳定在70%以上。

## 3 结论

(1)在完全混合流的上流式污泥床反应器内,采用厌氧颗粒污泥和好氧絮状污泥,成功培养出性状良好的好氧颗粒污泥,其中上升流提供的水力剪切力是主要因素。

(2)培养50 d左右,反应器内颗粒污泥占80%以上,粒径在0.5~2.0 mm,污泥浓度稳定在5 g/L左右,SVI保持在60 mL/g左右。当进水COD为2 000 mg/L时,容积负荷为4.8 kg/(m<sup>3</sup>·d)时,系统对COD的去除率稳定在96%以上。

(3)颗粒污泥轮廓模糊,长着“绒毛”,通过扫描

电镜观察,好氧颗粒污泥成层状结构,表面被丝状菌包裹,内部有短杆菌,且在很多直径在20~80 μm的空穴,为反硝化脱氮和厌氧释磷创造了良好的环境条件。

(4)培养成功的好氧颗粒污泥处理制药废水时,系统对COD、氨氮、总磷的去除率分别在90%、90%和70%以上,出水COD在100 mg/L左右。

## References

- Chen, X. S., Xia, S. Q., Liu, G. C., 2007. Study on Physico-chemical Characteristics of Aerobic Granular Sludge Cultivated in SBR. *China Water & Wastewater*, 23(9): 99–102 (in Chinese with English abstract).
- Deng, F., Zhang, W., Xu, X., 2009. Hydraulic Characteristics and Influence Factors about Short-cut Nitrification of Continuous Aerobic Granule Reactor. *Journal of PLA University of Science and Technology (Natural Science Edition)*, 10(6): 639–643 (in Chinese with English abstract).
- Hao, X. D., Chen, X. H., Dai, J., et al., 2006. Aerobic Granular Sludge Technology with Great Potential in Engineering Application. *China Water & Wastewater*, 22(8): 1–7 (in Chinese with English abstract).
- Jin, A. F., Li, G. H., Zhang, X., 2012. The Risk Source Identification and Classification Methodology of Groundwater Pollution. *Earth Science—Journal of China University of Geosciences*, 37(2): 247–252 (in Chinese with English abstract).
- Li, L. L., Zheng, X. L., Wu, J. W., et al., 2006. Effect of Nitrite on Aerobic Phosphate Uptake by Phosphate Accumulating Organisms. *Environmental Science*, 27(8): 1574–1579 (in Chinese with English abstract).
- Liu, Y. Q., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., 2006. Characteristics of Aerobic Granular Sludge in a Sequencing Batch Reactor with Variable Aeration. *Appl. Microbiol Biotechnol*, 71(5): 761–766. doi:10.1007/s00253-005-0209-1
- Lu, C. R., Zhang, X. J., Zhang, Y., et al., 2001. Aerobic Sludge Granulation and Biological Phosphorus in Different Operating Conditions of SBR. *Environmental Science*, 22(2): 87–90 (in Chinese with English abstract).
- Ma, S. M., Zhong, Z. S., Wang, S. W., et al., 2012. Influencing Factors of Treatment of Wastewater Containing Benzotriazole with an Electro-Coagulation Method and the Optimization of Experimental Conditions. *Earth Science—Journal of China University of Geosciences*, 37(2): 337–344 (in Chinese with English abstract).
- Morgenroth, E., Sherden, T., MCM, V. L., et al., 1997.

Aerobic Granular Sludge in a Sequencing Batch Reactor. *Water Reserch*, 31(12):3191-3194.

Schwarzenbeck, N., Erley, R., Wilderer, P. A., 2004. Aerobic Granular Sludge in an SBR-system Treating Wastewater Rich in Particulate Matter. *Water Sci. Technol.*, 49(23):41-46.

State Environmental Protection Administration, 2002. The Water and Wastewater Monitoring Method (4th Edition). China Environmental Science Press, Beijing (in Chinese).

Zhou, D. D., Liu, M. Y., Hou, D. X., et al., 2012. Preliminary Approach on Formation Mechanism of Aerobic Granular Sludge During the Continuous Airlift Fluidized Bed Start-Up. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 42(1):212-219 (in Chinese with English abstract).

附中文参考文献

陈雪松,夏四清,刘贵春,2007. SBR 好氧颗粒污泥的理化性质研究. *中国给水排水*, 23(9):99-102.

邓风,张雯,许欣,等,2009. 连续流好氧颗粒污泥反应器水力

特性及亚硝化影响因素. *解放军理工大学学报(自然科学版)*, 10(6):639-643.

国家环境保护总局,2002. 水和废水监测分析方法(第 4 版). 北京:中国环境科学出版社.

郝晓地,陈新华,戴吉,等,2006. 极具工程化潜力的好氧颗粒污泥技术. *中国给水排水*, 22(8):1-7.

金爱芳,李广贺,张旭,2012. 地下水污染风险源识别与分级方法. *地球科学——中国地质大学学报*, 37(2):247-252.

李玲玲,郑西来,吴俊文,等,2006. 亚硝酸盐对聚磷菌好氧摄磷的影响研究. *环境科学*, 27(8):1574-1579.

卢然超,张晓健,张悦,等,2001. SBR 工艺运行条件对好氧污泥颗粒化和除磷效果的影响. *环境科学*, 22(2):87-90.

马生明,钟佐桑,王守伟,等,2012. 电凝聚法处理含苯并三唑废水的条件优化实验. *地球科学——中国地质大学学报*, 37(2):337-344.

周丹丹,刘孟媛,侯典训,等,2012. 连续流气提式流化床启动过程中好氧颗粒污泥的形成机制. *吉林大学学报*, 42(1):212-219.

\*\*\*\*\*

《地球科学——中国地质大学学报》  
2013 年 第 38 卷 第 5 期 要目预告

“巫山黄土”常量元素地球化学特征 .....	李长安等
采用 <sup>222</sup> Rn 示踪胶州湾的海底地下水排泄及营养盐入 .....	郭占荣等
云南老君山矿集区的晚侏罗世—早白垩世成矿事件 .....	李建康等
北祁连造山带晚奥陶世—泥盆纪构造演化:碎屑锆石年代学证据 .....	徐亚军等
福建长汀河田盆地的马尾松林碳储量时空动态变化 .....	黄绍霖等
南海神狐海域有孔虫与高饱和度水合物的储存关系 .....	陈芳等
阿拉善北部地区石炭纪火山岩岩石成因及构造意义 .....	党犇等
桂北某矿区硫化物尾矿重金属复合污染评价预测 .....	雷良奇等