

# 投加微粉强化低浓度生活污水活性污泥好氧颗粒化

张莹<sup>1</sup>, 王昌稳<sup>1</sup>, 李军<sup>2</sup>, 赵欣<sup>1</sup>, 雷泽远<sup>1</sup>, 王翔<sup>3</sup>

(1. 临沂大学 资源环境学院, 山东 临沂 276000; 2. 北京工业大学 建筑工程学院, 北京 100124; 3. 临沂万水润环保工程技术有限公司, 山东 临沂 276715)

**摘要:** 以教工生活区实际生活污水为底物,考察了分别投加硅藻土和粉末活性炭对活性污泥好氧颗粒化的强化作用。结果表明:硅藻土和粉末活性炭均能有效缩短好氧颗粒污泥形成时间;投加硅藻土、粉末活性炭形成的颗粒污泥外观及内部细菌种类存在明显差别,投加微粉会降低好氧颗粒污泥中微生物种群的多样性,相对于硅藻土粉末活性炭更适于微生物附着生长;未投加微粉和投加硅藻土的反应器处理污水的效果较差;投加粉末活性炭的反应器在快速形成好氧颗粒污泥的同时还能保留更多生物量,对 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除率分别为 85.3% 和 87.2%。当处理低浓度生活污水时,投加粉末活性炭是促进活性污泥好氧颗粒化的有效策略。

**关键词:** 污水处理; 好氧颗粒污泥; 微粉; 微生物群落结构

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)21-0012-06

## Strengthening Aerobic Granulation of Activated Sludge by Adding Micro Powder in Low Concentration Sewage Treatment

ZHANG Ying<sup>1</sup>, WANG Chang-wen<sup>1</sup>, LI Jun<sup>2</sup>, ZHAO Xin<sup>1</sup>, LEI Ze-yuan<sup>1</sup>,  
WANG Xiang<sup>3</sup>

(1. College of Resources and Environment, Linyi University, Linyi 276000, China; 2. College of Architecture and Civil Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 3. Linyi Wanshuirun Environmental Protection Engineering Technology Co. Ltd., Linyi 276715, China)

**Abstract:** Taking the actual domestic sewage from the living area of the teaching staff as the substrate, the strengthening effect of adding diatomite and powdered activated carbon on aerobic granulation of activated sludge was investigated. The results showed that adding diatomite and powdered activated carbon could effectively shorten the formation time of aerobic granular sludge; the appearance and internal bacterial species of granular sludge formed by adding diatomite and powdered activated carbon were significantly different, adding micro powder would reduce the diversity of microbial population in aerobic granular sludge, and powdered activated carbon was more suitable for microbial attachment growth than diatomite; the sewage treatment efficiencies without adding micro powder and adding diatomite were poor; the reactor adding powdered activated carbon quickly formed aerobic granular sludge while retaining more

基金项目: 山东省自然科学基金博士基金资助项目(ZR2016EEB09); 临沂大学博士科研启动基金资助项目(LYDX2016BS015); 临沂大学2017年校级大学生创新创业训练计划项目(201710452220)

通信作者: 王昌稳 E-mail: wangchangwen@lyu.edu.cn

biomass, the removal rates of COD and  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  were 85.3% and 87.2%, respectively. Adding powdered activated carbon is an effective strategy to promote aerobic granulation of activated sludge in treatment of low concentration actual sewage.

**Key words:** sewage treatment; aerobic granular sludge; micro powder; microbial community structure

自1991年Mishima首次报道好氧颗粒污泥后,因其具有良好的沉降性能、密实的结构、较高的生物量、较强的抗冲击负荷和耐有毒物质的能力等优势,引起了学者的广泛研究<sup>[1,2]</sup>。从实验室小试、现场中试到工程规模,好氧颗粒污泥逐渐成为具有广阔应用前景的污水处理新技术之一<sup>[3]</sup>。然而以低浓度生活污水培养好氧颗粒污泥的研究还较少。以低浓度城市污水快速培养好氧颗粒污泥对于该技术的应用至关重要,并且如何在工程规模反应器中实现对好氧颗粒污泥的快速培养仍然是制约该技术广泛应用的瓶颈之一<sup>[4,5]</sup>。

在工程规模反应器中用实际污水培养好氧颗粒污泥的操作条件与实验室小试及中试反应器有很大的不同:①小试反应器直径一般小于6 cm,与大反应器相比,较小的直径引起的反应器墙效应导致不同的水力条件,而水力条件是影响颗粒化过程的一个重要因素;②污水成分、底物浓度、温度等环境因素可以在实验室中进行精确控制,而实际污水则波动较大,因而影响颗粒化过程;③实际污水颗粒化过程一般需要6~13个月的时间,远远长于小试反应器2~4周的启动时间<sup>[6]</sup>;④不可能将实验室培养成熟、沉降性良好的好氧颗粒污泥作为接种污泥接种到大体积反应器内<sup>[7]</sup>。因此研究实际污水活性污泥好氧颗粒化过程,探索强化策略以缩短颗粒化时间、提高污水处理效能,对好氧颗粒污泥技术的工程应用具有重要意义。笔者探究了投加硅藻土和粉末活性炭对活性污泥好氧颗粒化的强化作用,提出了切实可行的处理低浓度生活污水的活性污泥快速颗粒化强化策略,以期为好氧颗粒污泥处理实际污水的应用提供理论基础。

## 1 材料和方法

### 1.1 实际生活污水

实际生活污水取自临沂大学教工生活区化粪池,水质随季节波动较大: $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、COD浓度在冬春季较高,夏秋季较低。水质指标如表1所示,该生活污水具有低有机物浓度、低C/N值特点。

表1 实际生活污水水质

Tab. 1 Quality of actual domestic sewage

项目	COD/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	TN/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ / ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ / ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	pH值
范围	$213.25 \pm 34.75$	$98.47 \pm 10.71$	$90.47 \pm 7.72$	$6.17 \pm 2.84$	$7.4 \pm 0.3$

### 1.2 SBR反应器

采用三个SBR反应器平行运行(见图1),分别命名为R1(不投加微粉)、R2(投加硅藻土)、R3(投加粉末活性炭)。反应器高为120 cm,直径为18 cm,总体积为30.5 L,有效容积为25.4 L,由有机玻璃制成。在反应器壁上的垂直方向设置一排间距为10 cm的取样口,底部设有排泥管。采用鼓风曝气,以转子流量计控制曝气量恒定为60 L/s,压缩空气通过橡胶微孔曝气盘均匀进入反应器内。SBR的运行通过定时控制器控制,每天运行3个周期,每个周期包含10 min进水、7.5 h好氧曝气、5 min沉淀、10 min排水和5 min闲置。排水比为60%。

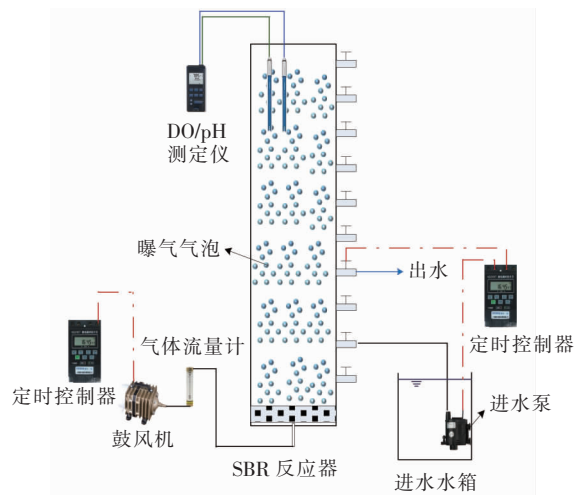


图1 SBR反应器与控制系统示意

Fig. 1 Schematic diagram of SBR reactor and control system

### 1.3 微粉

硅藻土密度为 $2.13 \text{ g/cm}^3$ ,堆密度为 $0.44 \text{ g/cm}^3$ ,比表面积为 $55 \text{ m}^2/\text{g}$ ,孔隙率为91.7%。根据烧杯试验确定硅藻土投加量为 $4000 \text{ mg/L}$ (以硅藻

土投加后污泥沉降性能的改善作为评价指标)。粉末活性炭的平均粒径为  $50\ \mu\text{m}$ , 平均比表面积为  $1\ 130\ \text{m}^2/\text{g}$ , 堆密度为  $1.125\ \text{g}/\text{cm}^3$ , 投加量与硅藻土一致。

#### 1.4 污泥形态观察

常规形态: 采用生物显微镜(BX-41, Olympus)及数码像机(SX600, Cannon)进行观察。

扫描电子显微镜观察: 从反应器中取出部分颗粒污泥, 加入 2.5% 戊二醛后置于  $4\ ^\circ\text{C}$  冰箱中固定 1.5 h; 用磷酸缓冲液冲洗 3 次, 每次 10 min; 分别用体积分数为 50%、70%、80% 和 90% 的乙醇进行脱水, 每次 10 ~ 15 min; 100% 的乙醇脱水 3 次, 每次 10 ~ 15 min; 采用乙醇: 乙酸异戊酯 = 1: 1、100% 乙酸异戊酯各置换一次, 每次 15 min; 用临界点干燥仪(HCP22, Hitachi)对样品进行干燥; 将样品观察面向上粘贴在扫描电镜样品台上; 用离子溅射镀膜仪(IB-5, Giko)在样品表面镀一层 1 500 nm 厚的金膜; 将处理好的样品用扫描电子显微镜(S-4300, Hitachi)进行拍照观察。

#### 1.5 检测方法

COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、MLSS、MLVSS、SV、SVI 等指标采用国家规定的标准方法进行测定; 分别取颗粒污泥样品, 经离心预处理后, 送往生工生物工程(上海)股份有限公司进行高通量测序分析<sup>[8]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 活性污泥好氧颗粒化过程

以低浓度生活污水培养好氧颗粒污泥过程中污泥形态变化如图 2 所示。接种污泥为典型的絮体活性污泥: 呈黄褐色、结构松散、形态不规则, 平均粒径为  $112.3\ \mu\text{m}$ 。SBR 反应器以 5 min 沉淀时间运行, 较短沉淀时间形成的环境选择压力能促进活性污泥颗粒化<sup>[9]</sup>。运行到第 20 天时 R1 反应器内污泥趋于聚集, 颜色加深变黑, 部分结构逐渐密实, 但主体仍为絮体活性污泥。第 40 天时观察到污泥形态发生变化, 有球状颗粒污泥出现, 污泥平均粒径为  $280.7\ \mu\text{m}$ , 沉降性良好, SVI 平均为  $81\ \text{mL}/\text{g}$ 。外观呈灰褐色, 为不规则球形, 颗粒周边有一层绒毛状结构。实际生活污水因为水质波动较大、易降解有机物浓度低、悬浮物较多、易滋生原生/后生动物等因素, 造成颗粒化时间较长且颗粒结构松散、颜色发黑、丝状菌及原生/后生动物大量生长。

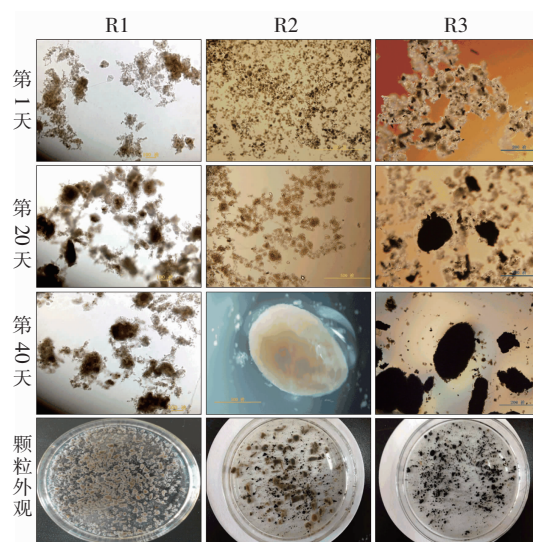


图2 低浓度实际生活污水好氧颗粒化过程污泥形态变化

Fig. 2 Sludge morphology changes during aerobic granulation with low concentration actual domestic sewage

R2 反应器在接种活性污泥的同时投加了  $4\ 000\ \text{mg}/\text{L}$  硅藻土。接种后第 1 天, 在曝气搅拌作用下, 硅藻土与活性污泥混合。显微镜照片显示活性污泥形成细砂状聚集体, 颜色变暗, 表明硅藻土能够很好地与活性污泥结合粘附, 有助于改善污泥沉降性。此后在较短沉淀时间的环境选择压力作用下, 细小聚集体继续相互粘附形成较大聚集体, 但形状不规则、粒径较小(第 20 天)。第 40 天, 观察到边界清晰、结构密实、球状颗粒污泥的出现, 比不投加硅藻土的 R1 反应器中活性污泥好氧颗粒化过程缩短了一半时间, 并且颗粒外观更接近球形, 粒径较大。

R3 反应器在接种活性污泥的同时投加  $4\ 000\ \text{mg}/\text{L}$  粉末活性炭, 在曝气的搅拌作用下粉末活性炭分散到混合液中, 并与活性污泥絮体粘附结合, 污泥沉降性得到改善。运行 20 d 后, 观察到反应器内出现结构密实、边界清晰的颗粒污泥, 但仍以絮体污泥为主。第 40 天, R3 反应器内颗粒污泥成为主要形态且粒径增大, 表明好氧颗粒污泥培养成功。投加粉末活性炭实现活性污泥好氧颗粒化的时间为 20 d, 与采用模拟废水的颗粒化过程所需时间基本一致<sup>[10]</sup>。粉末活性炭好氧颗粒污泥外观呈黑色、结构密实, 但污泥粒径较小。

### 2.2 好氧颗粒污泥特性

对 R1、R2 和 R3 反应器中的好氧颗粒污泥进行了扫描电镜观察, 以定性研究颗粒污泥中菌群特点,



结果如图3所示。R1中好氧颗粒污泥较密实,呈球状结构,表面附着生长大量累枝虫、丝状菌;颗粒内部明显可见丝状菌、累枝虫等,且布满了大大小小的孔隙。由于采用实际生活污水为底物培养好氧颗粒污泥,造成细菌形态多样并且丝状菌大量生长、原生/后生生物大量存在。与R1反应器相比,R2反应器中好氧颗粒外观更接近球形,粒径较大,颗粒内部滋生大量丝状菌。R3反应器中好氧颗粒污泥较为扁平,颗粒内部细菌主要为短杆菌、球菌。

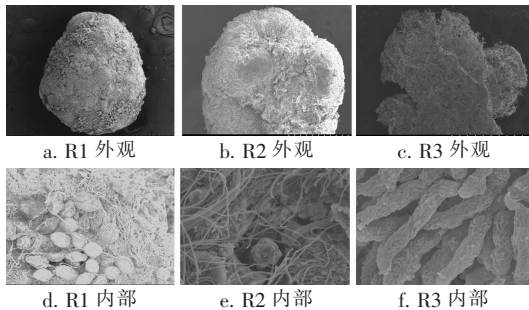


图3 好氧颗粒污泥扫描电镜照片

Fig. 3 SEM pictures of aerobic granular sludge

诸多研究表明,不同底物培养的好氧颗粒污泥的内部结构和微生物种群存在明显差异:以葡萄糖为底物时,好氧颗粒污泥内部存在大量丝状菌<sup>[11]</sup>;以醋酸盐为碳源的颗粒污泥主要由短杆菌组成<sup>[9]</sup>;以苯酚为碳源和能源的颗粒污泥以 *Proteobacterium* 为主导细菌<sup>[12]</sup>。本研究是否投加微粉以及微粉的种类也引起了好氧颗粒污泥中微生物种群的差异,产生这种差异的机理有待进一步研究。

### 2.3 好氧颗粒污泥菌群多样性

三个反应器中好氧颗粒污泥总菌的 DGGE 谱图分析表明,R1 反应器中好氧颗粒污泥的条带数最多,多样性指数和均匀性指数最高,R3 反应器次之,R2 反应器最低(见表2)。AOB 的 DGGE 谱图分析表明,R1、R2 和 R3 的条带数均为8,R1 反应器中好氧颗粒污泥 AOB 多样性指数和均匀性指数均最高,R2 反应器次之,R3 反应器最低。

以较短沉淀时间运行 SBR 反应器培养好氧颗粒污泥的过程,沉降性较差、不能自凝聚的活性污泥微生物会被排出反应器,因而造成污泥微生物种群多样性下降<sup>[9]</sup>。R2、R3 反应器中颗粒污泥总菌的多样性指数、均匀性指数均低于 R1,表明投加微粉会降低好氧颗粒污泥中微生物种群的多样性;R3 反应器中颗粒污泥总菌的多样性指数、均匀性指数高

于 R2 反应器,表明粉末活性炭相对于硅藻土更适于微生物附着生长。三个反应器中颗粒污泥 AOB 的多样性指数和均匀性指数相差不大,表明 AOB 能够在好氧颗粒化过程中得到保留,从而为去除氨氮奠定了微生物学基础。

表2 好氧颗粒污泥总细菌和 AOB 的 DGGE 谱图分析

Tab. 2 Analysis of total bacteria and AOB in aerobic granular sludge DGGE profile

项 目	总菌			AOB		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3
条带数	15	6	11	8	8	8
Shannon 多样性指数	2.00	0.44	1.49	1.60	1.53	1.38
Pielou 均匀性指数	0.74	0.25	0.62	0.77	0.74	0.66

### 2.4 活性炭好氧颗粒污泥处理生活污水效能

用实际生活污水为底物培养好氧颗粒污泥,原水中悬浮物含量相对较高,造成污泥中无机物质比例偏高。R1 反应器运行 60 d 后,反应器内 MLSS 为 1 710 mg/L,然而 MLVSS/MLSS 值仅为 0.32,所以系统对 COD、氨氮等污染物的去除效果较差(对 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除率分别为 53.2% 和 34.5%)。R2 反应器中颗粒污泥培养成熟后,继续运行到第 60 天,污泥浓度仍然较低,MLSS 为 807 mg/L,MLSS/MLVSS 值为 0.69,对 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除率分别为 68.0% 和 47.7%。R2 反应器的处理效能高于 R1 反应器,但处理效果仍然较差。R3 反应器中好氧颗粒污泥培养成功后,继续运行到第 60 天,MLSS 为 720 mg/L,MLVSS/MLSS 值为 0.53。虽然污泥浓度较低,但其对 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  的去除率分别为 85.3% 和 87.2%,效果优于 R2 反应器。可见,投加粉末活性炭能有效强化颗粒化过程,大大缩短颗粒污泥培养时间,且在低 MLSS 条件下取得了较好的污水处理效果。因此,投加粉末活性炭能有效强化处理低浓度生活污水的好氧污泥颗粒化。

对颗粒化强化效果较好的 R3 反应器的处理效能进行了重点考察,对 COD 和氨氮的去除效果见图 4。尽管以短沉淀时间方式运行,活性污泥好氧颗粒化过程中不断淘洗沉降性较差、未与粉末活性炭有效结合的污泥,系统对 COD 的去除率却保持了上升趋势。第 20 天反应器中出现好氧颗粒污泥后,随着运行时间的延长,污泥浓度逐渐升高,COD 去除率也缓慢上升。第 55 天,COD 去除率为 84.6%,出水 COD 为 20.8 mg/L。粉末活性炭好氧颗粒污泥对生

生活污水中的有机物表现出很好的去除能力。

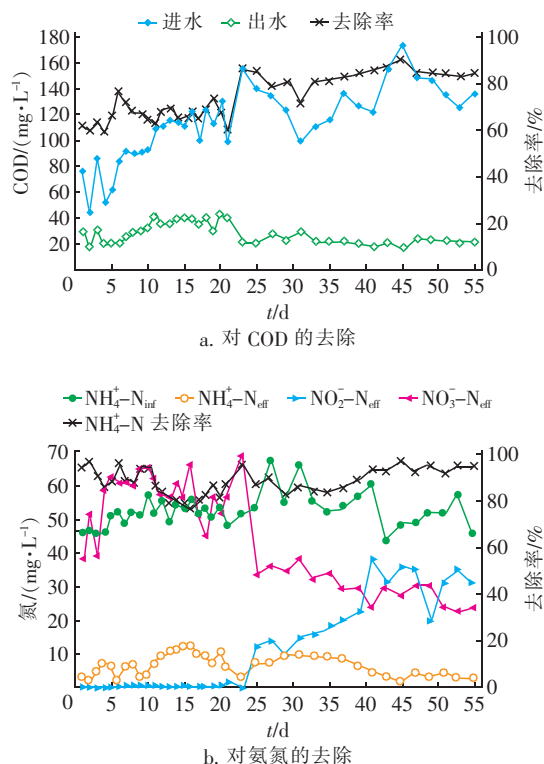


图4 粉末活性炭好氧颗粒污泥处理生活污水效能

Fig.4 Domestic sewage treatment efficiency by powdered activated carbon aerobic granular sludge

在 R3 反应器培养好氧颗粒污泥过程中,对  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除效果保持稳定。在颗粒污泥形成的第 20 天左右,由于沉淀时间仅为 5 min,污泥流失造成  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  去除率下降。颗粒污泥形成后继续运行 20 d,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  去除率能达到 90% 以上。值得注意的是,颗粒污泥形成后,反应器出水中  $\text{NO}_2^--\text{N}$  浓度逐渐上升、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  浓度逐渐下降,有形成短程硝化的趋势。实现实际生活污水的稳定短程硝化效果,对于短程脱氮乃至厌氧氨氧化自养脱氮具有重要意义<sup>[13]</sup>。诸多研究表明,独特的颗粒结构及颗粒化过程的淘洗能实现 AOB 的富集, AOB 占总菌的比例高达 20% 左右,相对于 NOB 菌占绝对优势地位,并且好氧颗粒污泥实现的短程硝化比传统活性污泥更稳定<sup>[14,15]</sup>。因此对粉末活性炭好氧颗粒污泥处理实际生活污水的短程硝化过程值得进一步的研究。

### 3 结论

① 硅藻土和粉末活性炭均能有效缩短以低浓度实际生活污水为底物的好氧颗粒污泥形成时间,

好氧颗粒污泥形成时间为 20 d 左右。

② 投加硅藻土、粉末活性炭形成的颗粒污泥外观及内部细菌种类存在明显差别,硅藻土好氧颗粒污泥内部多丝状菌,粉末活性炭好氧颗粒污泥内部则主要为短杆菌和球菌。

③ 投加微粉会降低好氧颗粒污泥中微生物种群的多样性,粉末活性炭相对于硅藻土更适于微生物附着生长。

④ 未投加微粉和投加硅藻土的反应器处理污水的效果较差,投加粉末活性炭的反应器在快速形成好氧颗粒污泥的同时能保留更多生物量,对 COD、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  的去除率分别为 85.3% 和 87.2%。

### 参考文献:

- [1] Mishima K, Nakamura M. Self-immobilization of aerobic activated sludge—a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment [J]. *Water Sci Technol*, 1991, 23(4/6): 981–990.
- [2] Liu Y, Tay J H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment [J]. *Biotechnol Adv*, 2004, 22(7): 533–563.
- [3] Liu Y Q, Kong Y H, Tay J H, et al. Enhancement of start-up of pilot-scale granular SBR fed with real wastewater [J]. *Sep Purif Technol*, 2011, 82(1): 190–196.
- [4] Pronk M, Kreuk M K D, Bruin B D, et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment [J]. *Water Res*, 2015, 84: 207–217.
- [5] Derlon N, Wagner J, Da C R, et al. Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume [J]. *Water Res*, 2016, 105: 341–349.
- [6] Ivanov V, Wang X H, Tay S T L, et al. Bioaugmentation and enhanced formation of microbial granules used in aerobic wastewater treatment [J]. *Appl Microbiol Biotechnol*, 2006, 70(3): 374–381.
- [7] Liu Q S, Liu Y, Tay S T L, et al. Startup of pilot-scale aerobic granular sludge reactor by stored granules [J]. *Environ Technol*, 2005, 26(12): 1363–1369.
- [8] Zhang X, Zhang H, Ye C, et al. Effect of COD/N ratio on nitrogen removal and microbial communities of CAN-ON process in membrane bioreactors [J]. *Bioresour Technol*, 2015, 189: 302–308.
- [9] 王昌稳, 李军, 赵白航, 等. 好氧颗粒污泥的快速培养

- 与污泥特性分析[J]. 中南大学学报:自然科学版, 2013,44(6):2623-2628.
- Wang Changwen, Li Jun, Zhao Baihang, *et al.* Rapid cultivation of aerobic granular sludge and analysis of sludge characteristics[J]. Journal of Central South University: Science and Technology, 2013, 44(6):2623-2628 (in Chinese).
- [10] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Aerobic granulation in sequencing batch reactors at different settling times[J]. Bioresour Technol, 2009, 100(21):5359-5361.
- [11] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor[J]. J Appl Microbiol, 2001, 91(1):168-175.
- [12] Adav S S, Lee D J, Ren N Q. Biodegradation of pyridine using aerobic granules in the presence of phenol[J]. Water Res, 2007, 41(13):2903-2910.
- [13] 程军, 张亮, 张树军, 等. 氨氮负荷波动对城市污水短程硝化-厌氧氨氧化工艺硝态氮的影响[J]. 中国环境科学, 2017, 37(2):520-525.
- Cheng Jun, Zhang Liang, Zhang Shujun, *et al.* The effects of ammonium loading rate fluctuation on nitrate accumulation in municipal wastewater partial nitrification/anammox (PN/A) process[J]. China Environmental Science, 2017, 37(2):520-525 (in Chinese).
- [14] Bassin J P, Pronk M, Kraan R, *et al.* Ammonium adsorption in aerobic granular sludge, activated sludge and anammox granules[J]. Water Res, 2011, 45(17):5257-5265.
- [15] Shi X Y, Yu H Q, Sun Y J, *et al.* Characteristics of aerobic granules rich in autotrophic ammonium-oxidizing bacteria in a sequencing batch reactor[J]. Chem Eng J, 2009, 147(2):102-109.



作者简介:张莹(1996-), 女, 山东济南人, 本科在读, 研究方向为水处理技术。

E-mail:2855524699@qq.com

收稿日期:2018-03-24

(上接第11页)

- short-review[J]. International Journal of Energy Environment & Economics, 2011, 2(6):1067-1078.
- [5] Han S K, Kim S H, Shin H S. UASB treatment of wastewater with VFA and alcohol generated during hydrogen fermentation of food waste[J]. Process Biochem, 2005, 40(8):2897-2905.
- [6] Wang X, Ding J, Ren N Q, *et al.* CFD simulation of an expanded granular sludge bed (EGSB) reactor for biohydrogen production[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2009, 34(24):9686-9695.
- [7] 郭强. 餐厨垃圾滚筒式发酵制氢反应器设计及运行参数调控[D]. 上海:同济大学, 2007.
- Guo Qiang. Design and Operation Parameters Regulation of Hydrogen Production of Food Wastes in SARD[D]. Shanghai:Tongji University, 2007 (in Chinese).
- [8] Zhang Z P, Show K Y, Tay J H, *et al.* Effect of hydraulic retention time on biohydrogen production and anaerobic microbial community[J]. Process Biochem, 2006, 41(10):2118-2123.



作者简介:刘常青(1970-), 女, 福建闽清人, 博士, 副教授, 主要从事固体废物处理与资源化研究。

E-mail:mylcq@126.com

收稿日期:2018-03-23