

基于复合铁碳材料的好氧颗粒污泥培养及脱氮研究

张 琪, 何希桢, 胡锋平

(华东交通大学 土木建筑学院, 江西 南昌 330013)

摘 要: 通过投加复合铁碳材料,经过70 d,在序批式活性污泥反应器(SBR)内培养出粒径为0.5~4 mm、具有良好脱氮效果的成熟好氧颗粒污泥。在此过程中复合铁碳材料在提高污泥沉降性、加快颗粒化进程、提高脱氮效率等方面发挥了积极的作用。成熟好氧颗粒污泥的脱氮性能会受到pH值、DO浓度、C/N值的影响,最佳pH值为7.0、DO为 (2.0 ± 0.1) mg/L、C/N值为8,相应的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率分别为95.60%、95.78%、97.87%,TN去除率分别为93.64%、94.28%、96.28%。

关键词: 好氧颗粒污泥; 复合铁碳材料; 脱氮; pH值; DO; 碳氮比

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2018)17-0079-06

Cultivation of Aerobic Granular Sludge Based on Iron – Carbon Composites and Its Denitrification Efficiency

ZHANG Qi, HE Xi-zhen, HU Feng-ping

(School of Civil Engineering, East China Jiaotong University, Nanchang 330013, China)

Abstract: Mature aerobic granular sludge, with particle sizes of 0.5 – 4 mm and good denitrification efficiency, was cultivated in a sequencing batch activated sludge reactor (SBR) with the addition of iron – carbon composites. The iron – carbon composites contributed to sludge settling, granulation process and nitrogen removal efficiency. The denitrification performance of mature aerobic granular sludge was sensitive to pH value, DO concentration and C/N ratio. In the optimized condition when pH value was 7.0, DO was (2.0 ± 0.1) mg/L, and C/N ratio was 8, the $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal rates were 95.60%, 95.78%, 97.87%, and TN removal rates were 93.64%, 94.28% and 96.28%, respectively.

Key words: aerobic granular sludge; iron – carbon composite; nitrogen removal; pH value; DO; C/N ratio

颗粒污泥作为一种新型微生物自固定化技术,具有自发凝聚、沉降性好、生物量大且生物协作性好等优点,是国内外学者研究的热点^[1~3]。研究表明,好氧颗粒污泥的特殊结构有利于生物脱氮的进行^[4~6],但常规条件下好氧颗粒污泥形成周期较长、

形成过程中稳定性较难控制等问题,限制了其应用和发展。近年来有研究表明,通过投加混凝剂可有效缩短颗粒污泥形成周期,也有学者以脱水造粒形成的物理颗粒污泥为接种污泥提高污泥颗粒化速度,但需要持续定期投加,操作相对复杂^[7~9]。笔者

基金项目: 江西省教育厅科技计划项目(GJJ160487); 江西省高等学校教学改革研究课题(JXJG-16-5-20、JXYJG-2016-082); 江西省道路与铁道工程重点实验室资助项目; 华东交通大学校立科研基金资助项目(15TM03); 国家自然科学基金资助项目(61640217、61272197)

通信作者: 胡锋平 E-mail: hufengping22@126.com

在总结已有的好氧颗粒污泥培养经验的基础上,通过在SBR反应器启动阶段投加复合铁碳材料作为载体,培养成熟、稳定的载体型好氧颗粒污泥,并探究其脱氮性能的影响因素。

1 材料与方法

1.1 试验装置

试验采用的SBR反应器如图1所示。该反应器由有机玻璃制成,总高为100 cm,内径为7 cm,有效体积为2 L。反应器由空气泵供气,通过转子流量计可将曝气量控制在0.1~0.4 m³/h。排水口设在距反应器底部40 cm处,通过电磁阀控制。人工模拟废水存储于配水箱中,由进水泵泵入反应器中。

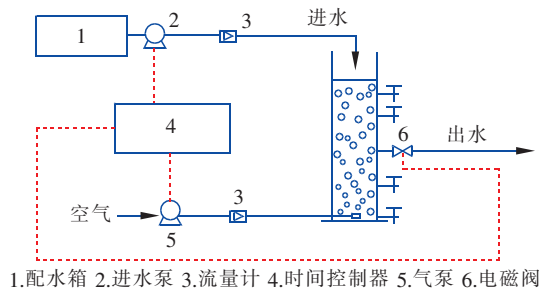


图1 SBR装置示意

Fig.1 Schematic diagram of SBR

1.2 运行方式

反应器运行周期为6 h,每天运行4个周期,曝气量为0.1~0.3 m³/h,交换率为50%,培养阶段通过控制3个阶段的沉降时间,对反应器内不同沉降性的污泥进行筛选以造成选择压^[10],具体操作时间如下:第1阶段(1~30 d)的进出水时间为3 min、曝气时间为339 min、沉降时间为15 min;第2阶段(31~50 d)的进出水时间为3 min、曝气时间为344 min、沉降时间为10 min;第3阶段(51~100 d)的进出水时间为3 min、曝气时间为349 min、沉降时间为5 min。培养完成后,在第3阶段运行的SBR反应器的基础上,通过调整进水水质、曝气量等条件进行好氧颗粒污泥脱氮性能的影响因素研究。

1.3 接种污泥与原水水质

接种污泥取自膜生物反应器中的兼性好氧污泥,接种体积为1 L,占反应器容积的1/2。接种污泥呈絮状,污泥浓度MLSS为1 028 mg/L,污泥体积指数SVI为48.64 mL/g。

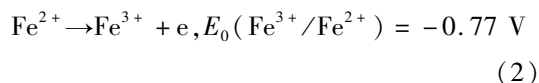
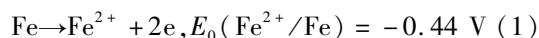
试验采用人工模拟废水,以无水乙酸钠为碳源、氯化铵为氮源、磷酸二氢钾为磷源,为保证微生物正

常生长,进水中添加1 mL/L的微量元素。进水COD浓度分阶段逐步提升,分别为500、800、1 000 mg/L,COD容积负荷分别为0.5、0.8、1.0 kgCOD/(m³·d),NH₄⁺-N保持在50 mg/L左右,pH值为7.0。模拟废水的COD(NaAc)、TN(NH₄Cl)、TP(KH₂PO₄)、Ca²⁺(CaCl₂)、Mg²⁺(MgSO₄·7H₂O)、NaHCO₃分别为500~1 000、50、10、40、40、240 mg/L。微量元素组成:EDTA-2Na、(NH₄)₆Mo₇O₂₄·4H₂O、KI、CuSO₄·5H₂O、FeSO₄·7H₂O、ZnSO₄·7H₂O、Ni(NO₃)₂·6H₂O分别为20、0.12、0.05、0.03、1.5、0.05、0.03 g/L。

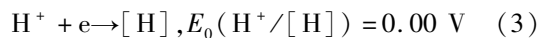
1.4 复合铁碳材料

SBR反应器启动初期投加5 g/L研磨后的复合铁碳材料颗粒作为絮状污泥聚集生长的载体。该材料以铁、活性炭、金属催化剂、黏合剂、发泡剂等为原料,在无氧条件下高温烧制而成,具有较强吸附性与生物催化活性。材料密度为1.8~2.2 g/mL,物理强度≥1.8 MPa,经研磨筛选后粒径为0.1~0.15 mm。有研究表明^[11,12],该材料结构稳定且内部具有大量微孔,较大的比表面积有利于微生物的附着生长。且污泥絮体在铁、活性炭、催化剂等成分的作用下,内部易形成原电池而促进微生物的生长,因此该材料是培养颗粒污泥的理想载体。

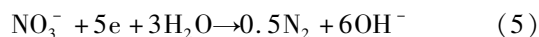
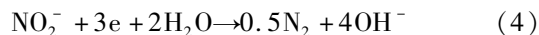
在好氧条件下,原电池阳极反应如下^[13]:



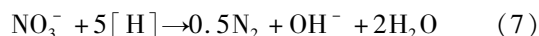
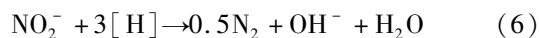
阴极反应如下:



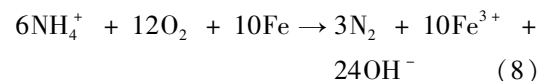
结合硝化反应,阳极可作为电子供体,用于NO₂⁻-N和NO₃⁻-N的还原,其反应式如下:



同时,在反硝化细菌出现后,阴极生成的[H]也可作为电子供体促进NO₂⁻-N和NO₃⁻-N还原,从而实现物化-生化耦合脱氮,其反应式如下:



总反应式如下:



物化-生化耦合脱氮有助于培养初期出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度保持在较低水平,同时减少了反应器的启动时间。

1.5 分析项目与方法

COD 采用快速密封催化消解法测定, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 采用 $\text{N} - (1 - \text{萘基}) - \text{乙二胺}$ 光度法测定, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用紫外分光光度法测定, pH 值采用 PHS-3C 雷磁 pH 计测定, DO 采用 YSI55-25FT 手提式溶氧仪测定, 颗粒污泥形成过程中污泥形态通过光学显微镜观察。

2 结果与讨论

2.1 好氧颗粒污泥的培养

2.1.1 好氧颗粒污泥形成过程

投加复合铁碳材料条件下好氧颗粒污泥的培养,可能主要基于“晶核假说”^[14],即在铁碳材料作为晶核的基础上,絮状污泥不断聚集生长并最终成为成熟稳定的好氧颗粒污泥。接种初期,污泥 MLSS 升至 1 576 mg/L, SVI 降至 34.93 mL/g, 此阶段污泥尚未适应新环境而生长较慢。污泥形态变化见图 2。

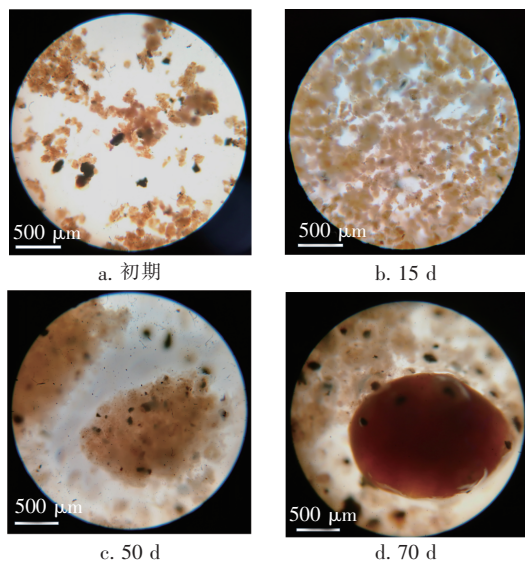


图 2 污泥形态变化

Fig. 2 Change of sludge morphology

如图 2(a) 所示,初期污泥呈絮状、体积小且数量较少,与投加的铁碳颗粒界限清晰。在选择压的驱动下^[15],反应器不断筛除沉降性差的污泥,与铁碳材料混合大大提高了污泥沉降性,缩短了系统稳定所需时间。如图 2(b) 所示,15 d 时,污泥在铁碳颗粒的诱导下吸附生长,已初步具有颗粒形态,体积

与数量明显增加,整体仍为絮状。

30 d 时,反应器中生物量明显增加,污泥 MLSS 上升至 2 218 mg/L, SVI 上升至 102.5 mL/g。50 d 时,颗粒污泥已初步形成,如图 2(c) 所示,其内作为晶核的铁碳颗粒清晰可见,但颗粒结构不够密实,表面活性污泥相对松散且形状不规则,颗粒污泥尚未完全成熟。70 d 时,反应器中污泥 MLSS 达到 4 186 mg/L, SVI 为 36.42 mL/g,具有良好的沉降性,如图 2(d) 所示,可以观察到污泥颗粒结构密实、轮廓清晰且形状规则呈球形,表明以复合铁碳材料为载体的颗粒污泥已培养成熟。试验至 100 d 时结束,反应器中颗粒污泥结构稳定未发生明显变化, MLSS 达到 5 108 mg/L, 污泥 SVI 为 23.49 mL/g, 平均粒径达到 0.5 ~ 4.0 mm。培养过程中,有机负荷由 0.5 kgCOD/(m³ · d) 提升至 1.0 kgCOD/(m³ · d), 而反应器出水水质相对稳定,对 COD 的平均去除率由 63.79% 逐步上升至 90.88%,说明颗粒污泥内异养菌维持着较高的浓度和活性,且具有较强的抗冲击负荷能力。

在不同的好氧颗粒污泥培养研究中,研究者所采用的培养策略相差较大,在相似的有机负荷下,调整饥饿时间(75 d 培养成功)、碳源种类(92 ~ 100 d 培养成功)以及添加活性炭(120 d 培养成功)等方式均证明有利于颗粒污泥的培养^[16-18]。本试验颗粒污泥成熟时间相对更短(70 d),且投加铁碳材料具有操作简单、启动快、结构稳定、沉降性好等优点,对促进颗粒污泥形成具有积极意义。

2.1.2 含氮化合物的浓度变化

试验采用模拟废水,主要氮源来自于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 并始终保持在 50 mg/L 左右。图 3 反映了培养过程中进出水含氮化合物的浓度变化。由于颗粒污泥的培养在好氧条件下进行,且较高的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度有利于硝化菌的富集,因此培养初期生成大量的亚硝态氮, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率随之上升。此阶段污泥尚未形成稳定的厌氧区,不利于反硝化反应,因此 10 ~ 25 d 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率为 89.54%, TN 去除率仅为 62.08%。反应器在铁碳材料物化-生化耦合反应的共同作用下实现脱氮,出水中总铁含量随着反应进行逐步升高并在 35 d 时达到最高(4.45 mg/L)。随着污泥以铁碳颗粒为核心成长,其内部出现了较为稳定的厌氧环境,而铁元素在反应中逐渐被消耗,出水总铁含量降至 0.5 mg/L 以下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$

浓度逐步降至 1 mg/L,表明污泥本身已具备良好的反硝化能力。

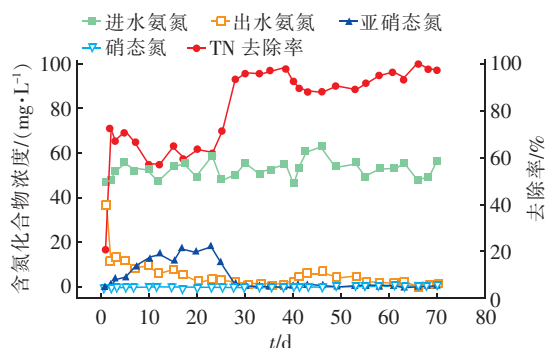


图3 培养期内含氮化合物的浓度变化

Fig. 3 Change of nitrogen compounds concentration in culture period

受氧气传质限制,好氧颗粒污泥外部为好氧区、内部为缺氧或厌氧区,这是实现 SND 的基础。研究表明,一般情况下污泥絮体尺寸达到 150 μm ,其内部即可实现反硝化反应^[19]。第 65 ~ 70 天时,颗粒污泥已基本成熟,粒径为 0.5 ~ 4.0 mm,此时出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度保持在 5 mg/L 以下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 均保持在 1 mg/L 以下,TN 平均去除率达到 96.93%,说明培养的颗粒污泥已实现 SND。

2.2 好氧颗粒污泥脱氮的影响因素研究

2.2.1 pH 值对脱氮的影响

颗粒污泥内硝化菌与反硝化菌对所处环境的 pH 值均有一定要求,有研究表明,AOB 与 NOB 的适宜 pH 值分别为 7.0 ~ 8.5 和 6.0 ~ 7.5,反硝化菌在 pH 值为 7.0 ~ 8.5 的环境下活性较强^[20]。为考察 pH 值对试验培养的成熟颗粒污泥脱氮效果的影响,通过 HCl 和 NaOH 溶液调整模拟废水 pH 值分别为 6.0、6.5、7.0、7.5、8.0,模拟废水 COD 约为 400 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 约为 50 mg/L。

试验结果表明,pH 值为 6.0 ~ 7.0 时,硝化菌与反硝化菌的活性随之提升,TN 去除率与 pH 值呈正相关。当 pH 值升至 7.5 ~ 8.0 时,参与硝化反硝化过程的菌种受到抑制, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 出现积累, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率下降,TN 去除率与 pH 值呈负相关。当 pH 值为 7.0 时,脱氮效果最优,此时 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率为 95.60%,TN 去除率为 93.64%。

2.2.2 DO 对脱氮的影响

试验通过控制气泵曝气量,调整反应器中 DO 浓度分别为 (1.5 ± 0.1) 、 (2.0 ± 0.1) 、 (2.5 ± 0.1) 、

(3.0 ± 0.1) mg/L,模拟废水 COD 约为 400 mg/L, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 约为 50 mg/L,考察 DO 对好氧颗粒污泥脱氮效果的影响,结果见图 4。

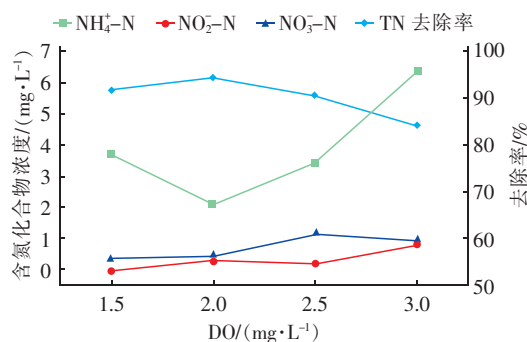


图4 不同 DO 浓度下出水含氮化合物的浓度及其去除率

Fig. 4 Concentration and removal rate of nitrogen compounds under different DO concentrations

氧作为硝化反应的电子受体,是硝化反应的必要条件。由图 4 可知,DO 由 (1.5 ± 0.1) mg/L 升高到 (2.0 ± 0.1) mg/L 时,AOB 与 NOB 活性均提高,硝化反应得到促进,积累了少量 $\text{NO}_2^- - \text{N}$,而污泥内部形成的厌氧区保证了反硝化反应的进行。此时颗粒污泥脱氮效果最优, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率为 95.78%,TN 去除率为 94.28%。当 DO 浓度进一步上升到 (3.0 ± 0.1) mg/L 时,较高的曝气强度下,DO 的穿透性增强,且过高的剪切力对污泥颗粒结构产生不利影响,污泥内厌氧区减少,反硝化反应受到抑制, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 积累, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率降至 87.34%,TN 去除率随之降低。

2.2.3 C/N 值对脱氮的影响

成熟好氧颗粒污泥的稳定性和脱氮效能与有机负荷率密切相关^[21]。探究合理的 C/N 值对硝化与反硝化过程一体化的颗粒污泥具有重要意义。当模拟废水 pH 值为 7.0、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 保持在 50 mg/L 左右时,通过调整 COD 浓度,考察 C/N 值分别为 3、5、8、10 时成熟颗粒污泥的脱氮效果,结果见图 5。可知,不同 C/N 值下水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度都呈现出一定的变化规律。C/N 值为 3 时,异养反硝化过程受到抑制, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 积累,TN 去除率仅为 80.01%。随着 C/N 值的升高,污泥中异养菌的活性逐渐加强,反硝化反应得到促进,出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度降低,TN 去除率逐渐升高。当 C/N 值由 8 提高到 10 时,过高的 COD 浓度使得自养硝化过程受到抑制,不利于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除,

$\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度有上升趋势。分析可得,当 C/N 值为 8 时,出水的无机氮含量最低, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率为 97.87%、TN 去除率达到 96.28%,此时好氧颗粒污泥的脱氮效果最优。

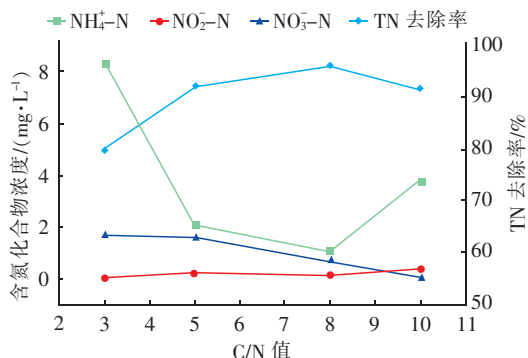


图 5 不同 C/N 值下水中含氮化合物浓度及其去除率

Fig.5 Concentration and removal rate of nitrogen compounds under different C/N ratios

3 结论

① 在 SBR 反应器中,利用人工配制的模拟废水,70 d 后成功培养出轮廓清晰、形状规则且结构密实的成熟颗粒污泥。通过投加粒径为 0.1 ~ 0.15 mm 的复合铁碳颗粒,有效提高了污泥沉降性,缩短了污泥颗粒化时间。

② 成熟好氧颗粒污泥的 MLSS 为 5 108 mg/L、SVI 为 23.49 mL/g、平均粒径为 0.5 ~ 4.0 mm,具有良好的沉降性。对 COD 的平均去除率达到 90.88%,在物化-生化耦合脱氮的协同作用下,TN 平均去除率达到 96.93%,脱氮性能良好。

③ 成熟好氧颗粒污泥脱氮的最佳 pH 值为 7.0、DO 为 (2.0 ± 0.1) mg/L、C/N 值为 8,对应的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率分别为 95.60%、95.78%、97.87%,TN 去除率分别为 93.64%、94.28%、96.28%。

参考文献:

- [1] Hosono T, Tokunaga T, Kagabu M, *et al.* The use of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ tracers with an understanding of groundwater flow dynamics for evaluating the origins and attenuation mechanisms of nitrate pollution[J]. *Water Res*, 2013, 47(8): 2661 - 2675.
- [2] 于鲁冀,何青,王震. 好氧颗粒污泥的培养及处理味精废水[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(6): 1929 - 1935. Yu Luji, He Qing, Wang Zhen. Cultivation of aerobic granule sludge and its application in treatment of mono-sodium glutamate wastewater[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2012, 6(6): 1929 - 1935 (in Chinese).
- [3] 王硕,于水利,徐巧,等. 好氧颗粒污泥特性、应用及形成机理研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2014, 20(4): 732 - 742. Wang Shuo, Yu Shuili, Xu Qiao, *et al.* Characteristics, application and formation mechanisms of aerobic granular sludge: recent advances[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2014, 20(4): 732 - 742 (in Chinese).
- [4] 高景峰,吴桂霞,苏凯,等. 处理垃圾渗滤液好氧颗粒污泥的培养及其脱氮特性[J]. *安全与环境学报*, 2015, 15(5): 244 - 250. Gao Jingfeng, Wu Guixia, Su Kai, *et al.* Cultivation of the aerobic granular sludge and denitrogenation of the landfill leachate[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2015, 15(5): 244 - 250 (in Chinese).
- [5] 姚力,信欣,鲁航,等. 连续流态下以实际低基质生活污水培养好氧颗粒污泥及其脱氮性能[J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2626 - 2632. Yao Li, Xin Xin, Lu Hang, *et al.* Cultivation of aerobic granular sludge with real low concentration domestic wastewater and its denitrogenation performance under the continuous flow[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(7): 2626 - 2632 (in Chinese).
- [6] 李雪,刘苏彤,梁红,等. 温度对好氧颗粒污泥处理纤维素乙醇废水脱氮效能的影响[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(4): 1436 - 1443. Li Xue, Liu Sutong, Liang Hong, *et al.* Effect of temperature on nitrogen removal from cellulosic ethanol wastewater by aerobic granular sludge[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(4): 1436 - 1443 (in Chinese).
- [7] 刘绍根,梅子鲲,谢文明,等. 处理城市污水的好氧颗粒污泥培养及形成过程[J]. *环境科学研究*, 2010, 23(7): 918 - 923. Liu Shaogen, Mei Zikun, Xie Wenming, *et al.* Cultivation and granulation process of aerobic granular sludge applied to treat municipal wastewater[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2010, 23(7): 918 - 923 (in Chinese).
- [8] 王亚利,刘永军,刘喆,等. 聚合氯化铝投加时间对好氧颗粒污泥的形成和胞外聚合物的影响[J]. *化工进展*, 2015, 34(1): 278 - 284. Wang Yali, Liu Yongjun, Liu Zhe, *et al.* Influence of po-

- ly aluminium chloride dosing time on formation and EPS of aerobic granular sludge[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2015, 34(1): 278 – 284 (in Chinese).
- [9] 王良杰, 湛含辉, 孙璨. 以脱水污泥为接种污泥促进好氧污泥颗粒化[J]. 中国环境科学, 2016, 36(11): 3405 – 3411.
Wang Liangjie, Zhan Hanhui, Sun Can. Enhancing aerobic granulation by seeding dewatered sludge[J]. China Environmental Science, 2016, 36(11): 3405 – 3411 (in Chinese).
- [10] Bindhu B K, Madhu G. Influence of three selection pressures on aerobic granulation in sequencing batch reactor[J]. Indian Journal of Chemical Technology, 2016, 22(5): 241 – 247.
- [11] Deng S, Li D, Yang X, *et al.* Biological denitrification process based on the Fe(0) – carbon micro-electrolysis for simultaneous ammonia and nitrate removal from low organic carbon water under a microaerobic condition[J]. Bioresour Technol, 2016, 219: 677 – 686.
- [12] Deng S, Li D, Yang X, *et al.* Process of nitrogen transformation and microbial community structure in the Fe(0)-carbon-based bio-carrier filled in biological aerated filter[J]. Environ Sci Pollut Res Int, 2016, 23(7): 6621 – 6630.
- [13] 张琪, 李德生, 邓时海, 等. 基于铁碳内电解的物化—生物耦合深度脱氮[J]. 水处理技术, 2016, 42(10): 92 – 96, 101.
Zhang Qi, Li Desheng, Deng Shihai, *et al.* Advanced nitrogen removal by a physicochemical and biological coupling process based on iron – carbon internal electrolysis[J]. Technology of Water Treatment, 2016, 42(10): 92 – 96, 101 (in Chinese).
- [14] 高景峰, 张倩, 王金惠, 等. 颗粒活性炭对 SBR 反应器中好氧颗粒污泥培养的影响研究[J]. 应用基础与工程科学学报, 2012, 20(3): 345 – 354.
Gao Jingfeng, Zhang Qian, Wang Jinhui, *et al.* Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by granular activated carbon augmentation[J]. Journal of Basic Science and Engineering, 2012, 20(3): 345 – 354 (in Chinese).
- [15] 唐朝春, 简美鹏, 刘名, 等. 强化好氧颗粒污泥稳定性的研究进展[J]. 化工进展, 2013, 32(4): 919 – 924.
Tang Chaochun, Jian Meipeng, Liu Ming, *et al.* Research advances in aerobic granule stability enhancement[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2013, 32(4): 919 – 924 (in Chinese).
- [16] Ni B J, Xie W M, Liu S G, *et al.* Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater[J]. Water Res, 2009, 43(3): 751 – 761.
- [17] Gao D, Liu L, Liang H, *et al.* Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors[J]. J Hazard Mater, 2011, 186(1): 320 – 327.
- [18] 郎龙麒, 万俊锋, 王杰, 等. SBAR 内不同有机负荷下 2 种好氧颗粒污泥形成及除磷性能[J]. 环境工程学报, 2015, 9(1): 51 – 57.
Lang Longqi, Wan Junfeng, Wang Jie, *et al.* Formation of two typical aerobic granules cultivated in one single SBAR and phosphorus removal performances at different organic loading rates[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(1): 51 – 57 (in Chinese).
- [19] 李小明, 谢珊, 曾光明, 等. 好氧微生物颗粒污泥脱氮机理[J]. 净水技术, 2004, 23(3): 29 – 31.
Li Xiaoming, Xie Shan, Zeng Guangming, *et al.* The mechanism of nitrogen removal by aerobic granular sludge[J]. Water Purification Technology, 2004, 23(3): 29 – 31 (in Chinese).
- [20] Shilo M. Lysis of blue-green algae by myxobacter[J]. J Bacteriol, 1970, 104(1): 453 – 461.
- [21] Liu Y C, Shi H C, Xia L, *et al.* Study of operational conditions of simultaneous nitrification and denitrification in a Carrousel oxidation ditch for domestic wastewater treatment[J]. Bioresour Technol, 2010, 101(3): 901 – 906.



作者简介: 张琪(1970 –), 男, 安徽合肥人, 博士研究生, 讲师, 研究方向为水处理技术。

E – mail: 442162510@ qq. com

收稿日期: 2018 – 02 – 12