

交替缺氧/好氧法短程硝化及 AOB 和 NOB 活性特征

刘宏¹, 彭永臻², 牛立飞¹, 王瑾¹, 南彦斌¹, 马娟¹, 陈永志¹

(1. 兰州交通大学 环境与市政工程学院, 甘肃 兰州 730070; 2. 北京工业大学 城镇污水深度处理与资源化利用技术国家工程实验室, 北京 100124)

摘要: 采用 SBR 反应器处理实际生活污水, 控制温度为 $(25 \pm 0.5)^\circ\text{C}$, 在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 COD 平均浓度分别为 65.59 和 219.10 mg/L 条件下, 通过交替缺氧/好氧模式(单周期 4 次交替缺氧:好氧 = 30 min : 30 min) 运行 70 个周期, 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 COD 浓度分别为 0.69、19.91 和 40.64 mg/L, 氨氮去除率和 COD 去除率分别为 98.67% 和 79.55%, 亚硝态氮积累率达到 98.44%。在实现短程硝化过程中, AOB 活性从第 1 周期的 11.61% 增加到第 39 周期的 105.99%, 之后 AOB 的活性超过 NOB 的活性。

关键词: 交替缺氧/好氧; 短程硝化; AOB 和 NOB 活性; SBR

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2017)07-0023-05

Shortcut Nitrification and Characteristic of AOB and NOB under Alternating Anoxic/Aerobic Mode

LIU Hong¹, PENG Yong-zhen², NIU Li-fei¹, WANG Jin¹, NAN Yan-bin¹,
MA Juan¹, CHEN Yong-zhi¹

(1. School of Environmental & Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China; 2. National Engineering Laboratory of Urban Sewage Advanced Treatment and Resource Utilization Technology, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: With SBR reactor treating real domestic sewage at the temperature of $(25 \pm 0.5)^\circ\text{C}$, when the influent ammonia nitrogen and COD concentration were 65.59 mg/L and 219.10 mg/L respectively, the single cycle was carried out four times alternating anoxic and aerobic for 30 mins respectively during operation of 70 cycles. The effluent concentrations of nitrate, nitrite and COD were 0.69 mg/L, 19.91 mg/L and 40.64 mg/L, respectively. Ammonia nitrogen and COD removal rates were 98.67% and 79.55% respectively, and nitrite accumulation rate reached 98.44%. During the shortcut nitrification, AOB activity increased from 11.61% in the first cycle to 105.99% in the 39th cycle, after which the activity of AOB exceeded the activity of NOB.

Key words: alternate anoxic/aerobic mode; shortcut nitrification; activity of AOB and NOB; SBR

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51668033); 甘肃省财政厅基本科研业务费资助项目(213065); 甘肃省自然科学基金资助项目(145RJZA093)

通信作者: 陈永志 E-mail: cyz@mail.lzjtu.cn

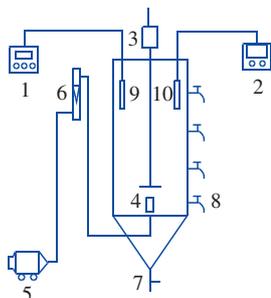
近年来,短程生物脱氮由于具有可以节省 25% 的曝气量、减少 40% 的有机碳源、反硝化速率提高 63% 以及缩短 4.3 倍的反应历程等优点^[1-4]而被广泛研究。从微生物种群变化角度看,短程生物脱氮的核心是使氨氧化菌(AOB)优势增殖,而亚硝酸盐氧化菌(NO₂⁻)受到抑制。研究发现^[5,6]通过对温度、pH 值、游离氨(FA)、溶解氧的实时控制可提高 AOB 的活性而降低 NOB 活性,从而实现短程硝化。

传统的 SBR 运行模式,由于碱度不足而使硝化反应受到一定的抑制,使得 NH₄⁺ - N 硝化不彻底,出水达不到排放标准。在 A/O、A²/O 等前置缺氧生物脱氮工艺的基础上,利用 SBR 反应器通过交替缺氧/好氧运行模式,可实现短程生物脱氮。目前针对 AOB 和 NOB 的研究主要集中在通过分子生物学、荧光原位杂交等技术进行其含量变化的分析^[7-9],而对于实际生活污水,有关硝化污泥活性变化的研究相对较少。笔者采用 SBR 反应器处理实际生活污水,通过交替缺氧/好氧模式使 AOB 活性逐渐升高并趋于稳定,而 NOB 活性先升高后降低并最终受到抑制,从而实现短程硝化。

1 材料及方法

1.1 试验装置及接种污泥

SBR 反应器(见图 1)采用有机玻璃柱制成,直径为 15 cm,高为 40 cm,有效容积为 5 L。其侧壁设有取样口,采用搅拌器搅拌,利用时间控制器实现交替缺氧/好氧。



1.pH 计 2.溶氧仪 3.搅拌器 4.曝气头 5.曝气泵 6.气体流量计
7.排泥口 8.取样口 9.pH 探头 10.DO 探头

图 1 SBR 试验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of SBR process

接种污泥取自兰州市七里河安宁区污水处理厂,浓度约为 3 000 mg/L,*f* 值为 0.54,*SV*₃₀ 为 28%。

1.2 原水水质及检测方法

试验用水取自兰州交通大学家属区实际生活污水,其水质见表 1。

表 1 试验用水水质

Tab.1 Quality of raw wastewater mg · L⁻¹

项 目	COD	NH ₄ ⁺ - N	NO ₃ ⁻ - N	NO ₂ ⁻ - N
范围	139.96 ~ 298.24	51.84 ~ 79.34	0.02 ~ 2.98	0.02 ~ 1.41
均值	219.10	65.59	1.50	0.77

取 100 mL 混合液置于量筒中,静置 30 min,测定 *SV*₃₀。从反应器中取 100 mL 水样,用定量滤纸过滤,滤纸残余物在 105 °C 的烘箱内烘至质量恒定,冷却后测量 MLSS。然后在 600 °C 的马福炉内烘至质量恒定,冷却后测量 MLVSS。水样经滤纸过滤后根据 APHA 标准方法测定 COD、NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N、pH 值和 DO 采用 Multi3420 仪测定。

1.3 运行模式

采用单周期 4 次交替缺氧:好氧 = 30 min : 30 min 模式,瞬时进出水,沉淀时间为 30 min,每周期运行时间为 270 min,每天运行 2 个周期。温度控制在 (25 ± 0.5) °C,曝气量为 80 L/h,排水比为 75%。

1.4 计算方法

NH₄⁺ - N 去除率 (ARE)、NO₂⁻ - N 积累率 (NiAR)、NO₃⁻ - N 积累率 (NaAR)、比氨氧化速率 (SAOR)、比亚硝态氮产生速率 (SNaPR) 和比硝态氮产生速率 (SNaPR) 参考孙洪伟等^[10]的方法进行计算。AOB 和 NOB 活性的计算方法如下^[11]:

$$\eta_{\text{AOB活性}} = \frac{\text{SAOR}_n}{\text{SAOR}_M} \times 100\% \quad (1)$$

$$\eta_{\text{NOB活性}} = \frac{\text{SNaPR}_n}{\text{SNaPR}_M} \times 100\% \quad (2)$$

式中 SAOR_{*n*}——第 *n* 周期曝气结束时的 SAOR, gN/(gVSS · d)

SAOR_{*M*}——整个试验阶段 SAOR 的平均值, gN/(gVSS · d)

SNaPR_{*n*}——第 *n* 周期曝气结束时的 SNaPR, gN/(gVSS · d)

SNaPR_{*M*}——整个试验阶段 SNaPR 的平均值, gN/(gVSS · d)

2 结果与讨论

2.1 对氮及 COD 的去除特性

图 2 为交替缺氧/好氧模式下氨氮的转化。从第 1 ~ 10 周期,进水 NH₄⁺ - N 平均为 63.26 mg/L,出水浓度由 38.23 mg/L 逐渐降低到 17.57 mg/L,去除率由 39.09% 提高到约 66%。第 11 ~ 19 周期

进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均为 60.20 mg/L,出水平均为 7.38 mg/L,平均去除率为 88.24%;第 40 周期以后去除率稳定在 90% 以上,出水浓度小于 5 mg/L,其中,第 70 周期时的去除率高达 98.67%。

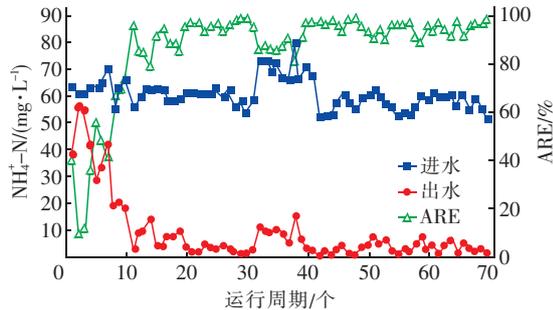


图 2 交替缺氧/好氧模式下对氨氮的去除效果随时间的变化

Fig. 2 Profile of ammonia nitrogen removal under alternate anoxic/aerobic mode

在整个运行过程中进水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度分别低于 1.41 mg/L 和 2.98 mg/L,第 1~26 周期出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度从 4.19 mg/L 增加到 12.14 mg/L,出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度从 4.92 mg/L 增加到 22.03 mg/L,此时出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度达到最大,而在该阶段 NiAR 为 49.71% (见图 3)。第 27~39 周期出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度增加到 14.98 mg/L, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度则减少到 4.34 mg/L, NiAR 升高到 80.57%,成功实现短程硝化。第 51 周期之后, NiAR 稳定在 90% 以上,第 70 周期时出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度分别为 19.91 和 0.69 mg/L, NiAR 达到 98.44%,实现了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的稳定积累。桂丽娟等^[12]采用交替厌氧/好氧模式,以人工配水为研究对象,成功实现 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的稳定积累,ARE 为 96%, NiAR 为 70%。吴昌永等^[13]通过实时控制 pH 值、DO、ORP,在温度为 $(28 \pm 0.5)^\circ\text{C}$ 下运行了 67 d, NiAR 达到 80% 以上。

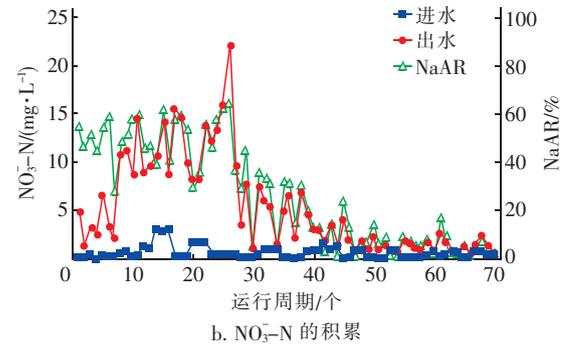
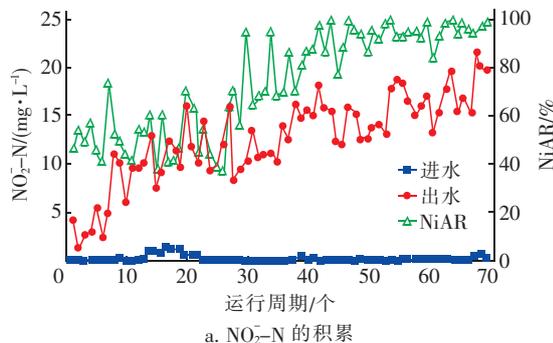


图 3 交替缺氧/好氧模式下 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的积累

Fig. 3 Accumulation of $\text{NO}_2^- - \text{N}$ and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ under alternate anoxic/aerobic mode

图 4 为 COD 去除效果的变化。在运行过程中进水 COD 平均值为 219.10 mg/L,第 1~20 周期出水 COD 由 97.73 mg/L 降到 39.06 mg/L,去除率由 33.81% 增加到 78.13%;第 21~70 周期出水 COD 低于 50 mg/L,满足一级 A 排放标准,第 70 周期的出水浓度为 40.64 mg/L,去除率达到 79.55%。

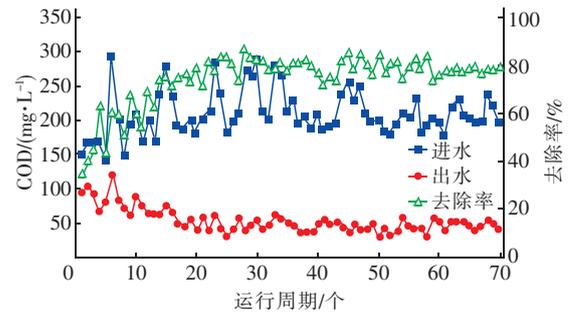


图 4 交替缺氧/好氧模式下对 COD 的去除效果

Fig. 4 Removal efficiency of COD under alternate anoxic/aerobic mode

2.2 典型周期内氮、COD、pH 值和 DO 变化

图 5 为典型周期(第 67 周期之后)内氮、COD 及 pH 值和 DO 的变化。在交替好氧阶段 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 从 52.73 mg/L 逐渐降低到 1.87 mg/L,而 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 从 0.39 mg/L 逐渐增加到 19.04 mg/L, NiAR 达到 92.83%, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 保持在 1.47 mg/L 以下,表明短程硝化占主导, AOB 是优势菌种,而 NOB 受到抑制。在交替缺氧阶段氨氮浓度有所上升,这可能是由微生物的内源呼吸引起的^[10],而 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 由于反硝化作用均减少。进出水 COD 浓度分别为 212.21 和 45.15 mg/L,去除率为 78.72%。

在第一个缺氧阶段 pH 值下降,这是因为微生

物吸收基质产生 H⁺ 所致,在其余三个缺氧阶段 pH 值均上升,这是由于反硝化作用产生碱度的缘故。在好氧段由于硝化反应的进行 pH 值呈现下降的趋势。在好氧段 DO 保持在 2 mg/L 以上,在缺氧段则维持在 0.1 mg/L 左右。

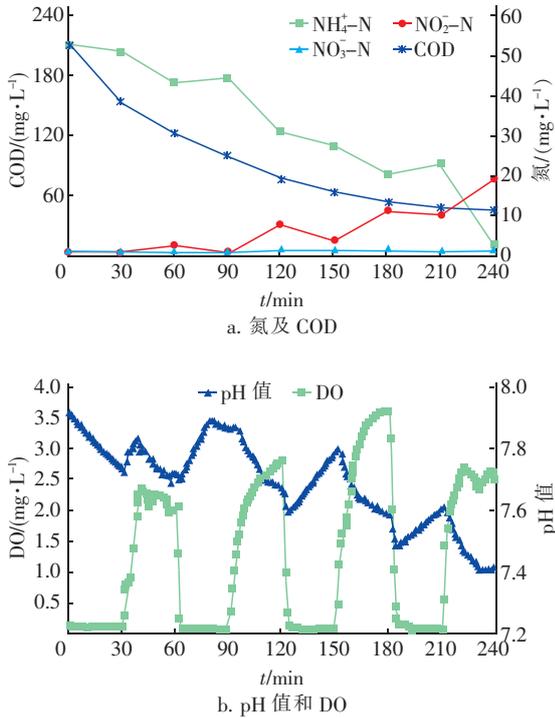


图 5 典型周期内氮、COD、pH 值和 DO 的变化

Fig. 5 Changes of nitrogen, COD, pH and DO in a typical cycle

2.3 污泥特性的变化

第 1~16 周期 MLSS 保持在 2 800 mg/L 左右, MLVSS 则从 1 495 mg/L 增加到 2 007 mg/L, *f* 值从 0.54 提高到 0.73, 表明污泥活性在逐渐增强。第 17~32 周期由于排泥 MLSS 和 MLVSS 浓度均下降, 但 *f* 值从 0.73 增加到 0.77, 表明排泥不影响污泥的活性。第 33~64 周期未排泥, MLSS 和 MLVSS 均保持上升, *f* 值在第 33~40 周期逐渐增加到 0.80, 之后保持稳定。第 65~70 周期由于排泥, MLSS 和 MLVSS 浓度均有小幅度的下降(见图 6)。

在第 1~40 周期 SVI 从 90.51 mL/g 增加到 130.86 mL/g, 这可能是由于 NO₂⁻-N 的积累较少, 丝状菌得到生长^[14]; 第 41~64 周期 SVI 从 130.86 mL/g 降低到 102.47 mL/g, 这是由于 NO₂⁻-N 的积累率达到 95% 以上, 抑制了丝状菌的生长, 使得污泥沉降性能变好, 之后 SVI 稳定在 100 mL/g 左右。

高春娣等^[9] 研究发现, 交替缺氧/好氧运行模式可以有效抑制丝状菌的生长。

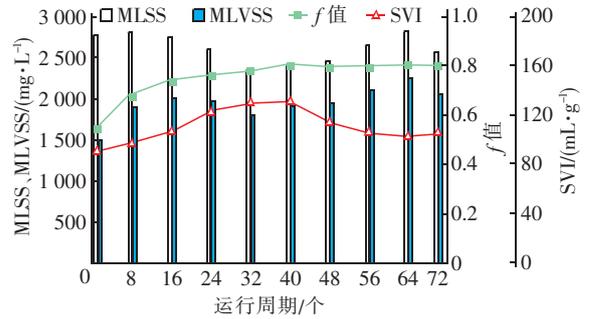


图 6 污泥性能参数的变化

Fig. 6 Changes of sludge performance parameters

2.4 氮的转化速率

第 1~31 周期 SAOR 从 0.037 gN/(gVSS·d) 增至 0.37 gN/(gVSS·d), 氨氮去除率达 65.36%, 分析原因可能是污泥活性增加所致。第 32 周期之后 SAOR 稳定在 0.3 gN/(gVSS·d) 左右。S_{NiPR} 逐渐增加, 到第 63 周期时达到了 0.10 gN/(gVSS·d), 亚硝态氮积累率达到了 95% 以上。S_{NaPR} 在第 1~26 周期从 0.07 gN/(gVSS·d) 增加到 0.13 gN/(gVSS·d), 此时出水 NO₃⁻-N 浓度达到最大值为 22.03 mg/L, NaAR 达到 64.16%, NOB 暂时成为优势菌种; 第 27~57 周期 S_{NaPR} 逐渐降至 0.006 gN/(gVSS·d), 出水 NO₃⁻-N 降到 1 mg/L 以下。其中在第 6~7 周期, 由于加热装置发生故障, 导致 SAOR、S_{NiPR} 和 S_{NaPR} 均下降(见图 7)。

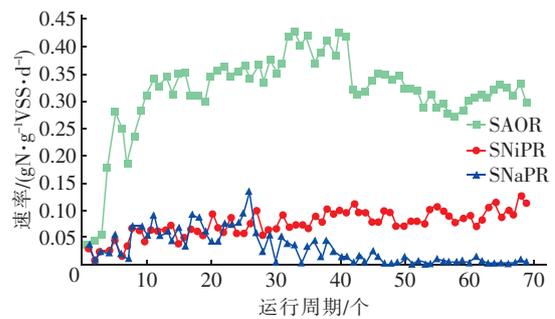


图 7 SAOR、S_{NiPR} 和 S_{NaPR} 的变化

Fig. 7 Changes of SAOR, S_{NiPR} and S_{NaPR}

2.5 AOB、NOB 活性变化

AOB 的活性从第 1 周期的 11.61% 上升到第 31 周期的 116.41%, 之后稳定在 110% 左右。NOB 的活性从第 1 周期的 25.06% 上升到第 26 周期的 438.75%, 其活性增长速率远远大于 AOB 活性的增长速率。第 27 周期之后 NOB 的活性逐渐下降, 最

低达到 2.04%。第 39 周期之后 AOB 的活性大于 NOB 的活性(见图 8)。分析原因:AOB 在交替缺氧/好氧模式下,能够经受住溶解氧浓度的周期性变化而成为优势菌种,NOB 则逐渐被淘汰。

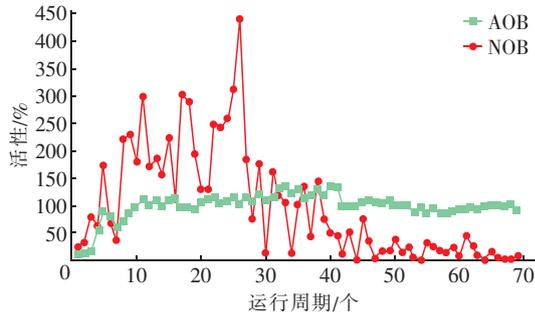


图 8 AOB 和 NOB 活性的变化

Fig. 8 Changes of AOB and NOB activity

3 结论

① 采用 SBR 反应器处理实际生活污水,通过交替缺氧/好氧运行模式,至第 39 周期时亚硝态氮积累率达到 80.57%,第 51 周期后积累率稳定在 90% 以上,成功实现了短程硝化。

② 在进水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 COD 分别为 65.59 mg/L 和 219.10 mg/L 的条件下,至第 70 周期时,出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和 COD 分别为 0.44、19.91、0.69 和 40.64 mg/L。

③ 采用交替缺氧/好氧模式,在时间和空间上实现了 DO 的变化,第 39 周期之后 AOB 活性大于 NOB 活性,AOB 成为优势菌种,而 NOB 被淘汰。

④ 第 39 周期后 MLVSS/MLSS 值稳定在 0.79,污泥具有良好的活性;第 56 周期之后 SVI 为 100 mL/g 左右,污泥具有较好的沉降性能。

参考文献:

- [1] 孙洪伟,尤永军,白宝霞,等. 游离氨对硝化菌活性的短期抑制影响试验研究[J]. 中国给水排水,2015,31(3):19-23.
- [2] 张小玲,周鹏,冯萌萌,等. 活性污泥法单级自养脱氮工艺的启动及污泥特性[J]. 中国给水排水,2015,31(19):43-47.
- [3] 王莎,戴晓虎,曹达文,等. 高 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 废水的亚硝化调控因素研究[J]. 中国给水排水,2014,30(11):9-14.
- [4] Chung J W, Bae W. Nitrite reduction by a mixed culture under conditions relevant to shortcut biological nitrogen removal[J]. Biodegradation,2002,13(3):163-170.

- [5] 陈翰,马放,李昂. 低温条件下污水生物脱氮处理研究进展[J]. 中国给水排水,2016,32(8):37-43.
- [6] 荣宏伟,邓杰,杨文杰. 低温对稳定短程硝化体系的影响[J]. 中国给水排水,2015,31(7):65-68.
- [7] 曾薇,张悦,李磊. 生活污水常温处理系统中 AOB 与 NOB 竞争优势的调控[J]. 环境科学,2009,30(5):1430-1436.
- [8] 卞伟,李军,赵白航. 硝化污泥中 AOB/NOB 对硝化特性的影响[J]. 中国环境科学,2016,36(8):2395-2401.
- [9] 高春娣,王惟肖,李浩,等. SBR 法交替缺氧好氧模式下短程硝化效率的优化[J]. 中国环境科学,2015,35(2):403-409.
- [10] 孙洪伟,吕心涛,魏雪芬,等. 游离氨(FA)耦合曝气时间对硝化菌活性的抑制影响[J]. 环境科学,2016,37(3):1075-1081.
- [11] 郭英. SBR 生物脱氮过程进水 C/N 及 FA 对微生物硝化特性影响试验研究[D]. 兰州:兰州交通大学,2013.
- [12] 桂丽娟,彭永臻,彭赵旭. 厌氧/好氧交替下 SBR 的短程硝化研究[J]. 中国给水排水,2013,29(9):20-28.
- [13] 吴昌永,陈志强,彭永臻. 实时控制下短程生物脱氮的实现及其稳定性研究[J]. 中国给水排水,2006,22(19):39-43.
- [14] 路聪聪,王淑莹,葛士建,等. 苯酚对污水生物脱氮系统 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累及污泥性能的影响[J]. 化工学报,2013,64(7):2641-2649.



作者简介:刘宏(1993-),男,甘肃兰州人,硕士研究生,研究方向为水污染控制理论与技术。

E-mail:1073604917@qq.com

收稿日期:2017-01-23