

氨氮冲击条件下 Ca^{2+} 对自养菌呼吸速率的影响

张 晶¹, 李志华¹, 林辽军², 朱远墨¹, 杨成建¹

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院 西北水资源与环境生态教育部重点实验室, 陕西 西安 710055; 2. 西安创业水务有限公司, 陕西 西安 710077)

摘 要: 以 SBR 与 AAO 反应器作为序批式和连续流操作的代表工艺,以氨氮浓度变化为冲击条件,研究了 Ca^{2+} 对自养菌呼吸速率的影响。结果表明:连续流反应器抗冲击能力更强,在相同氨氮冲击负荷下,AAO 反应器的氨氮去除率最低降至 37%,明显高于 SBR 的 26%;AAO 反应器内污泥絮体结构变松散,平均粒径和最大吸附容量 (Q_{\max}) 均增大,而 SBR 内污泥絮体结构则在松散后发生了解体,平均粒径先增大后减小, Q_{\max} 增加更为明显,故 AAO 反应器内污泥结构比 SBR 内的更密实。投加 Ca^{2+} 测定自养菌比呼吸速率 (SOUR_n) 后发现,SBR 反应器在驯化稳定期 (P_1) 的 SOUR_n 平均提升了 $0.3 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$,氨氮冲击期 (P_2) 的 SOUR_n 平均提升了 $0.5 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$,而 AAO 反应器在冲击期平均提升了 $0.4 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$,显然在冲击期投加 Ca^{2+} 对 SBR 的 SOUR_n 提升更高,因此,投加 Ca^{2+} 对自养菌的比呼吸速率有强化作用,且强化作用的强弱与活性污泥的密实度有关,结构越松散, Ca^{2+} 强化作用越明显。该研究结果为污水厂在氨氮冲击下活性污泥系统的安全运行提供了一种新技术手段。

关键词: 活性污泥; 自养菌呼吸速率; Ca^{2+} ; 密实度; 氨氮冲击

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)15-0012-06

Effect of Ca^{2+} on Respiration Rate of Autotrophic Bacteria under Ammonia Nitrogen Shocking

ZHANG Jing¹, LI Zhi-hua¹, LIN Liao-jun², ZHU Yuan-mo¹, YANG Cheng-jian¹

(1. Key Laboratory of Northwest Water Resource, Environment and Ecology < Ministry of Education >, School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Xi'an Capital Water Co. Ltd., Xi'an 710077, China)

Abstract: Taking SBR (sequence batch reactor) and AAO (anaerobic/anoxic/oxic) reactor as two typical processes for batch and continuous operation, respectively, the impact of Ca^{2+} on the respiration rate of autotrophic bacteria under ammonia nitrogen shocking was investigated. The results showed that the continuous feeding reactor was more resistant than the batch operation, since the ammonia nitrogen removal rate of AAO was 37%, higher than that of SBR (26%) during the ammonia nitrogen shocking period. Concerning the structure of flocs, sludge in AAO became loose after the shocking, resulting in the increase of floc size and adsorption capacity Q_{\max} . Meanwhile, sludge in the SBR was further disintegrated after being loosened, the floc size increased first and then decreased, which resulted in a more

significant increase of Q_{\max} than AAO. Hence, the sludge structure in AAO reactor was more compact than that of SBR. After adding Ca^{2+} , the specific oxygen uptake rate of autotrophic bacteria (SOUR_n) of the SBR reactor increased by $0.3 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$ and $0.5 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$ on average during the acclimation period (P_1), and the ammonia nitrogen shocking period (P_2), respectively. While the SOUR_n of the AAO reactor increased by $0.4 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$ on average during P_2 . A higher SOUR_n increase in SBR during P_2 was observed by adding Ca^{2+} . Thus, Ca^{2+} could enhance the SOUR_n of autotrophic bacteria, and the magnitude of the enhancement effect was affected by the compactness of activated sludge. Namely, loose structure showed more significant enhancement of the respiration rate. Results of this study may provide a new method for the rapid recovery of activated sludge system under the shocking of ammonia nitrogen.

Key words: activated sludge; respiration rate of autotrophic bacteria; Ca^{2+} ; compactness; ammonia nitrogen shocking

实际污水厂运行中,环境扰动普遍存在且不可避免,大量研究表明活性污泥十分容易受外界环境条件的影响^[1],其中自养菌尤为敏感,例如过大负荷的水量冲击会导致自养菌呼吸速率下降,明显影响对氨氮的去除^[2];在低 DO 条件下,异养菌比自养菌有更强的争夺氧气的能力,其呼吸速率未受明显影响,而自养菌呼吸速率显著下降^[3]。彭赵旭等人^[4]发现进水氨氮为 65 mg/L 时,系统硝化效果明显变差,氨氮冲击负荷对硝化作用造成短期抑制。活性污泥系统中自养菌主要为硝化菌,其活性关系到系统硝化能力,直接影响污水厂处理效果。所以,扰动条件下保持较高的自养菌活性,对污水厂的安全稳定运行是十分重要的。

研究发现投加 Ca^{2+} 对活性污泥系统性能有一定的改善作用。Higgins 等^[5]发现投加钙化合物后,活性污泥的沉降性和脱水性得到了改善。米鑫^[6]研究发现在氨氮冲击条件下,向 SBR 反应器中投加 Ca^{2+} 可有效改善污泥沉淀性能且出水氨氮含量明显降低。然而对系统在冲击条件下 Ca^{2+} 改善硝化性能的机理尚不明确。为此,以 SBR 与 AAO 两种反应器分别作为序批式和连续流反应器的代表工艺,研究了在氨氮冲击负荷条件下, Ca^{2+} 对两种类型反应器内自养菌比呼吸速率的影响,并对其机理进行了初步探讨,以期为污水厂在进水氨氮冲击条件下的运行提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验装置

AAO 和 SBR 反应器有效容积均为 15 L ,通过水浴控制温度在 $(24 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。污泥龄(SRT)维持在 10

d,水力停留时间为 7.5 h 。SBR 每天运行 4 个周期,每周期为 6 h ,周期内安排如下:进水(5 min)→厌氧搅拌(2 h)→曝气反应(3 h)→沉淀(40 min)→排水(10 min),体积交换比为 $1/2$ 。

1.2 接种污泥与进水水质

接种污泥取自西安市某 AAO 工艺污水处理厂曝气池。进水采用人工配水,其水质如下:COD 为 400 mg/L , $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为 20 mg/L , $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 为 5 mg/L ,微量元素为 0.4 mL/L 。微量元素组成如下: H_3BO_3 为 0.15 g/L , $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为 0.03 g/L ,KI 为 0.18 g/L , $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 为 0.12 g/L , $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 为 0.06 g/L , $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 0.12 g/L , $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为 0.15 g/L , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 1.54 g/L ,EDTA 为 12.74 g/L 。

1.3 氨氮冲击试验

污泥接种后,在实验室条件下驯化培养,严格控制温度、pH 值等。 $1 \sim 10 \text{ d}$ 为驯化初期(P_0), $11 \sim 37 \text{ d}$ 为驯化稳定期(P_1), $38 \sim 44 \text{ d}$ 为氨氮冲击期(P_2), 45 d 以后为恢复期(P_3),其中冲击期仅将进水氨氮浓度由 20 mg/L 提高到 140 mg/L ,其他进水条件保持不变。

1.4 分析方法

1.4.1 自养菌比呼吸速率测定及其计算方法

采用呼吸计量法,通过智慧运行工作站(WBM450)测定自养菌比呼吸速率(SOUR_n)。期间控制温度在 $(24 \pm 1)^\circ\text{C}$,pH 值在 8 ± 0.5 。首先,取反应器曝气末端活性污泥 0.3 L ,用清水定容至 1.2 L 后置于工作站,再用 PBS 缓冲溶液洗泥 4 次后曝气 2 h ,测定其内源呼吸速率(OUR_e);然后投加

NH_4Cl 测定其呼吸速率 OUR_{en} , 自养菌呼吸速率 $\text{OUR}_{\text{n}} = \text{OUR}_{\text{en}} - \text{OUR}_{\text{e}}$; 最后投加 NH_4Cl 和 CaCl_2 使反应器内 Ca^{2+} 浓度为 100 mg/L , 测定其呼吸速率 $\text{OUR}_{\text{en}}^{\text{Ca}^{2+}}$, 并计算加入 Ca^{2+} 后自养菌的呼吸速率 $\text{OUR}_{\text{n}}^{\text{Ca}^{2+}} = \text{OUR}_{\text{en}}^{\text{Ca}^{2+}} - \text{OUR}_{\text{e}}$ 。

为消除污泥浓度对呼吸速率的影响, 使用自养菌比呼吸速率 ($\text{SOUR}_{\text{n}} = \text{OUR}_{\text{n}}/\text{MLSS}$) 表征自养菌活性。

1.4.2 最大吸附容量及其他指标的测定

采用亚甲基蓝测定活性污泥最大吸附容量, 具体测定方法参见文献[7]; 污泥平均粒径由激光粒度仪测得; $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、MLSS 和 SVI 按标准方法测定。

2 结果与讨论

2.1 冲击过程中物理指标和氨氮去除率的变化

驯化期 (P_0 和 P_1) SBR 和 AAO 反应器内 MLSS 均小幅增长后稳定在 $4\,000 \sim 4\,500 \text{ mg/L}$, SVI 也趋于平稳, 其中, SBR 的 SVI 稳定在 50 mL/g 左右, AAO 稳定在 65 mL/g 左右 (见图 1)。驯化期 SBR 和 AAO 反应器的氨氮去除率均在 90% 以上, 而在第 38 天, 即氨氮冲击的第 1 天, SBR 和 AAO 反应器的氨氮去除率分别降至 53% 和 61%, 第 40 天, 即冲击第 3 天, 两反应器的氨氮去除率降至最低, 分别为 26% 和 37%, 由此可见, 氨氮冲击对 SBR 去除率的影响更为明显。冲击停止后, 两反应器对氨氮的去除率均迅速恢复至驯化期水平。

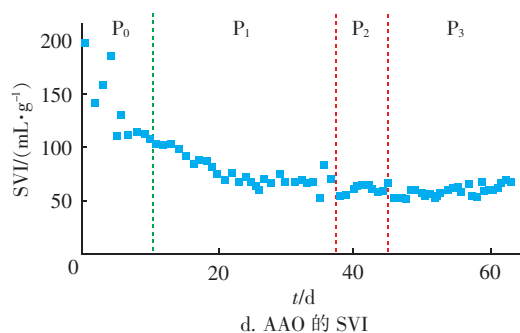
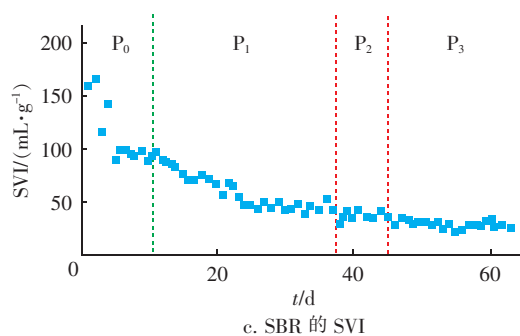
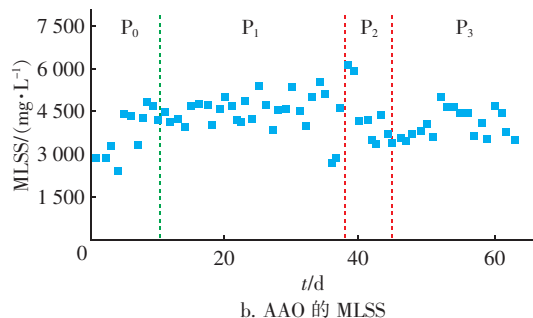
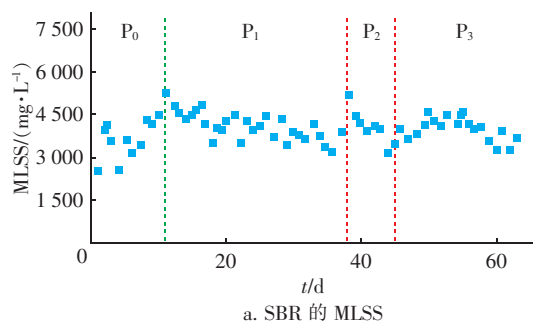


图1 SBR 和 AAO 反应器内 MLSS 与 SVI 的变化

Fig.1 Variation of MLSS and SVI in SBR and AAO reactors

2.2 冲击过程中污泥平均粒径和吸附性能的变化

两反应器中污泥平均粒径的变化见图 2。

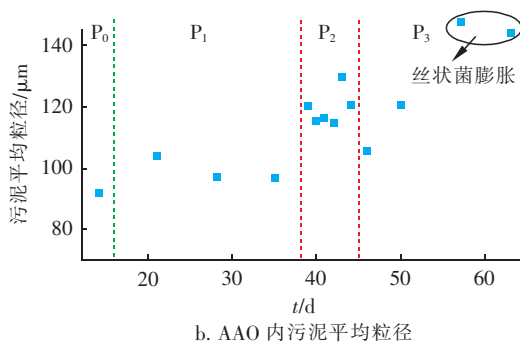
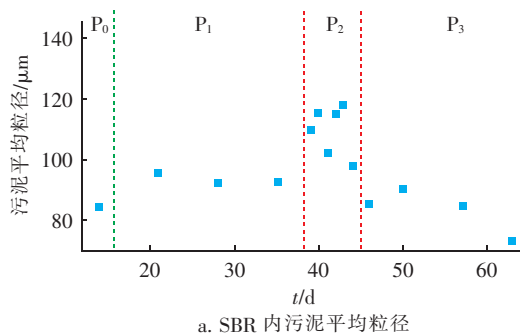


图2 SBR 和 AAO 反应器内污泥平均粒径的变化

Fig.2 Variation of average sludge size in SBR and AAO reactors

驯化稳定期 SBR 和 AAO 反应器内污泥平均粒径均稳定在 $90 \sim 100 \mu\text{m}$ 。氨氮冲击期两反应器内污泥平均粒径均突增,不同的是,SBR 内污泥平均粒径突增到 $120 \mu\text{m}$ 后又减小了,而 AAO 内污泥平均粒径保持在 $120 \mu\text{m}$ 左右。恢复期 AAO 反应器发生丝状菌膨胀,导致污泥平均粒径继续增大。

SBR 和 AAO 反应器内污泥的最大吸附容量 (Q_{\max}) 在冲击期都出现了较大升高,这是因为冲击使活性污泥结构变松散,粒径和内部孔道变大,吸附面积增加,从而导致 Q_{\max} 增大(见图 3)。同时 SBR 的 Q_{\max} 大幅增大而粒径却逐渐减小,这是因为 SBR 在冲击之初污泥结构变松散,形成大的孔隙使 Q_{\max} 增大,而后期松散的污泥进一步解体,吸附面积更大,从而导致其粒径变小而 Q_{\max} 增加更为明显。可见 AAO 反应器抗冲击性更强,上述冲击期 AAO 反应器对氨氮的去除率更高也说明了这一点。且在驯化期和冲击期 AAO 反应器内活性污泥的 Q_{\max} 普遍小于 SBR,表明 AAO 反应器内的污泥结构更密实。

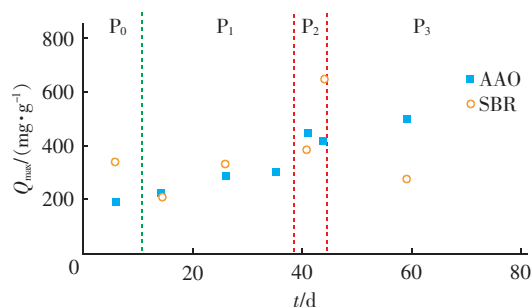


图 3 SBR 和 AAO 反应器内污泥的最大吸附容量变化

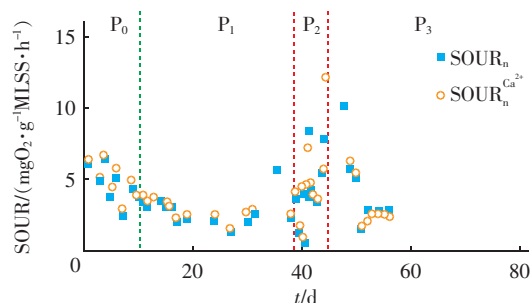
Fig. 3 Variation of Q_{\max} in SBR and AAO reactors

研究发现低剂量会诱导适应性反应^[8], Wang 等人^[9]发现生物促进剂均匀脉冲式投加比一次性投加的硝化菌恢复活性用时短。Cabrol 等人^[10]也发现在高氨氮冲击下,当采用逐次递增的冲击强度时硝化菌活性可迅速恢复,生物性能和系统稳定性也得到提高,系统抗干扰性更强。由此可见,“少量多频次”可提高系统的抗冲击性能。SBR 反应器作为序批式反应器,其基质浓度呈周期性变化,基质梯度大,微生物受到的冲击较大,因此污泥结构被破坏程度高;而 AAO 反应器作为连续流反应器,在相同冲击负荷下,其将冲击转换为一种低强度多频次的形式,使得实际受到的冲击更小,污泥结构被破坏程度轻,显示出较 SBR 更强的抗冲击性能。因此在实际工程中,可以设进水调节池,当进水负荷增加时,

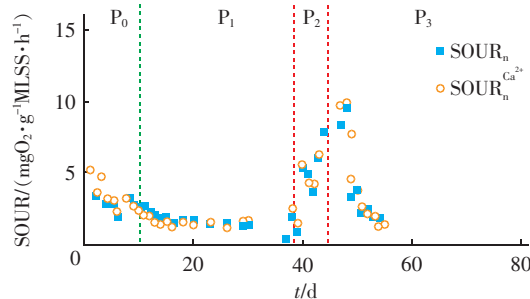
可通过逐步增大进水负荷来提高系统抗冲击性能。

2.3 投加 Ca^{2+} 前后自养菌 SOUR_n 特征分析

加入 CaCl_2 , SBR 反应器内 SOUR_n 均有不同程度的提高(见图 4)。SBR 在驯化初期 SOUR_n 平均提升了 $0.5 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$, 驯化稳定期平均提升了 $0.3 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$, 冲击期 SOUR_n 平均提升了 $0.5 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$ 。而 AAO 反应器在驯化初期 SOUR_n 平均提升了 $0.2 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$, 驯化稳定期则提升并不明显,冲击期平均提升了 $0.4 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$ 。



a. SBR 加 Ca^{2+} 前后 SOUR_n 变化



b. AAO 加 Ca^{2+} 前后 SOUR_n 变化

图 4 两个反应器内自养菌比呼吸速率的变化

Fig. 4 Variation of autotrophic respiration rate in two reactors

冲击期投加 Ca^{2+} 后 SOUR_n 明显提高说明 Ca^{2+} 对 SOUR_n 有强化作用。朱哲等人^[11]发现在进水中加入 Ca^{2+} 会增大污泥絮体的粒径,提高可供结合的蛋白质数量,进而改善污泥沉降性能。也有研究指出当活性污泥变得疏松时,加入 Ca^{2+} 既可中和细菌表面负电荷,还能促进 EPS 的产生^[12], EPS 和 Ca^{2+} 结合使细胞结构增强、稳定性提高,最终改善了其沉降性能,减少了功能性菌群的流失。而絮体强度与微生物活性有着密切联系,2.2 节曾提到冲击导致 AAO 和 SBR 反应器内污泥变松散,因此, Ca^{2+} 对 SOUR_n 的强化作用应与污泥结构改善有关,当污泥结构松散时, Ca^{2+} 通过强化结构,增强其稳定性,从

而提高了 $SOUR_n$ 。

在驯化稳定期 SBR 反应器的氨氮去除率和污泥性状最为平稳, Q_{max} 在整个试验内也最小, 说明这一阶段的污泥结构相比其他阶段要密实, 对比 SBR 反应器在不同时期 $SOUR_n$ 的提升量, 发现在该阶段 Ca^{2+} 强化作用的平均提升效果最弱。在冲击期, AAO 反应器平均 Q_{max} 较 SBR 要小, 表明 AAO 反应器内活性污泥结构比 SBR 的更为密实, 并且在此期间 AAO 反应器内活性污泥的 Ca^{2+} 强化效果也弱于 SBR 反应器。由此进一步说明 Ca^{2+} 对 $SOUR_n$ 的强化作用强弱与活性污泥结构的密实程度有关, 活性污泥结构越松散, 即结构特征越不稳定, Ca^{2+} 对 $SOUR_n$ 的强化作用越强; 反之, 当污泥结构本身就很密实、稳定, 不容易被外界改变, Ca^{2+} 就无法发挥其强化作用。因此, 当污水厂受到氨氮冲击时, 投加 Ca^{2+} 是一种有效增强污泥结构, 进而提高 $SOUR_n$, 保证污水厂安全运行的手段。

3 结论

① 在氨氮冲击期, AAO 反应器的氨氮去除率高于 SBR, 同时 AAO 反应器内污泥平均粒径和 Q_{max} 均增大, 而 SBR 反应器内污泥平均粒径增大后再减小, Q_{max} 增加更明显, 因此, AAO 反应器内污泥结构更密实且抗冲击性更强。

② 连续流反应器具有更强的抗冲击能力, 主要是因为其运行方式将冲击转换为一种低强度多频次的形式, 这使得连续流式反应器中污泥较序批式反应器中污泥实际受到的冲击小, 结构被破坏程度低。在实际工程中, 可以设进水调节池, 当进水负荷增加时, 通过逐步增大进水负荷来提高系统抗冲击性能。

③ 投加 Ca^{2+} 时, SBR 和 AAO 反应器在冲击期的 $SOUR_n$ 平均提升量均高于其对应驯化期的提升量, 且冲击期 SBR 的平均提升量高于 AAO, 结合冲击期 AAO 污泥比 SBR 更密实的结论, 表明污水厂在氨氮冲击条件下, 投加 Ca^{2+} 可增强污泥结构, 提高 $SOUR_n$, 且活性污泥结构越松散, 强化作用越明显。

参考文献:

- [1] Zhang S, Wang Y, He W, *et al.* Impacts of temperature and nitrifying community on nitrification kinetics in a moving-bed biofilm reactor treating polluted raw water [J]. *Chem Eng J*, 2014, 236: 242 – 250.
- [2] 李志华, 李汝佳, 张庆珮, 等. 雨季冲击条件下活性污泥呼吸图谱的变化 [J]. *环境工程学报*, 2017, 11(5): 2762 – 2767.
- Li Zhihua, Li Rujia, Zhang Qingpei, *et al.* Variation of activated sludge respiration under condition of hydraulic impact during rainy season [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(5): 2762 – 2767 (in Chinese).
- [3] 马智博, 李志华, 杨成建, 等. 低氧污泥丝状菌膨胀的呼吸图谱特征分析 [J]. *环境科学*, 2017, 38(9): 3801 – 3806.
- Ma Zhibo, Li Zhihua, Yang Chengjian, *et al.* Analysis of respirogram characteristics of filamentous bulking caused by low dissolved oxygen [J]. *Environmental Science*, 2017, 38(9): 3801 – 3806 (in Chinese).
- [4] 彭赵旭, 彭永臻, 桂丽娟, 等. 氨氮冲击负荷对硝化过程的短期影响 [J]. *中国给水排水*, 2010, 26(11): 9 – 12.
- Peng Zhaoxu, Peng Yongzhen, Gui Lijuan, *et al.* Short-term influence of ammonia nitrogen impact load on nitrification process [J]. *China Water & Wastewater*, 2010, 26(11): 9 – 12 (in Chinese).
- [5] Higgins M J, Novak J T. The effect of cations on the settling and dewatering of activated sludges: Laboratory results [J]. *Water Environ Res*, 1997, 69(2): 215 – 224.
- [6] 米鑫. 冲击负荷条件下活性污泥硝化性能恢复技术研究 [D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2013.
- Mi Xin. Investigation on Nitrification Performance Recovery of Activated Sludge under the Impact Load Condition [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2013 (in Chinese).
- [7] Zhu S. A novel conversion of the groundwater treatment sludge to magnetic particles for the adsorption of methylene blue [J]. *J Hazard Mater*, 2015, 292: 173 – 179.
- [8] Pandey B N, Gordon D M, De Toledo S M, *et al.* Normal human fibroblasts exposed to high- or low-dose ionizing radiation: differential effects on mitochondrial protein import and membrane potential [J]. *Antioxidants & Redox Signaling*, 2006, 8(7/8): 1253 – 1261.
- [9] Wang Y, Ji M, Zhao Y, *et al.* Recovery of nitrification in cadmium-inhibited activated sludge system by bio-accelerators [J]. *Bioresour Technol*, 2016, 200: 812 – 819.
- [10] Cabrol L, Poly F, Malhautier L, *et al.* Management of mi-

(下转第 23 页)