

A/O 工艺生物脱氮过程黏性污泥膨胀的发生

高春娣, 焦二龙, 李 浩, 王惟肖, 彭永臻

(北京工业大学 环境与能源工程学院, 北京 100124)

摘 要: 采用 A/O 工艺, 以低 $\rho(C)/\rho(N)$ 实际生活污水为研究对象, 首先考察了不加外碳源条件下不同参数条件对脱氮效果的影响, 确定了较优运行参数, 在较优运行参数下氨氮 (ammonia nitrogen, NH_4^+-N) 平均去除率为 100%, 总氮 (total nitrogen, TN) 平均去除率为 49.48%, COD 平均去除率为 82.03%, 并在此过程中研究了系统黏性膨胀的发生及变化情况. 在此基础上增加外碳源使进水的 $\rho(C)/\rho(N)$ 提高, 研究了高 $\rho(C)/\rho(N)$ 条件下系统对污染物的去除和系统黏性膨胀进一步变化情况, 得到了系统的最优运行工况, 最终出水平均 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 、 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 均达到了国家一级 A 排放标准, SVI 也稳定在 200 mL/g 左右.

关键词: A/O; 水力停留时间 (HRT); 有机负荷; $\rho(C)/\rho(N)$; 黏性污泥膨胀

中图分类号: X 703.1

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2013)11-1727-07

Viscous Sludge Bulking During Biological Nitrogen Removal Process in A/O

GAO Chun-di, JIAO Er-long, LI Hao, WANG Wei-xiao, PENG Yong-zhen

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: By treating real domestic sewage which had low $\rho(C)/\rho(N)$ in A/O process, the nitrogen removal effect was investigated under different parameter conditions without external carbon source, and the better operating parameter was determined. The average removal rates of ammonia nitrogen (NH_4^+-N), total nitrogen (TN) and COD were 100%, 49.48% and 82.03%, respectively, in this situation. The occurrence and development of viscous sludge bulking in this process were also studied. On this basis, the nitrogen removal effect and further development of viscous sludge bulking were investigated under high $\rho(C)/\rho(N)$ condition by putting external carbon sources into the real domestic sewage, then the system reached the best operating parameter. Finally, average $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$, $\rho(\text{TN})$ and $\rho(\text{COD})$ in effluent met the national level A emission standard, and SVI was also relatively stable at about 200 mL/g.

Key words: A/O; hydraulic retention time (HRT); organic loadings; $\rho(C)/\rho(N)$; viscous sludge bulking

A/O 工艺作为一种生物法脱氮除磷工艺, 在城市污水与工业废水处理与回用中具有处理出水水质好、占地面积少、投资省、能耗低、节省药剂以及运转、管理方便等特点^[1-3]. 因其较高的经济优势被广

泛应用于国内外大型污水处理厂并且得到了大量学者的研究关注^[4-5]. A/O 工艺生物脱氮过程主要通过硝化菌的硝化作用和反硝化菌的反硝化作用得以实现, 而充足的碳源是反硝化菌高效脱氮的关

收稿日期: 2012-12-18.

基金项目: 国家自然科学基金青年科学基金资助项目(51108005).

作者简介: 高春娣(1973—), 女, 副教授, 主要从事污水生物处理理论与技术方面的研究, E-mail: gaochundi@bjut.edu.cn.

键^[6]. 污泥膨胀和反硝化过程中碳源不足的问题一直困扰着此工艺的运行. 目前,许多城市的生活污水都是低 $\rho(C)/\rho(N)$ 的生活污水,给A/O反应器的去除效果带来了影响. 王凤祥和葛士建等^[7-8]研究认为投加外碳源很容易引起污泥膨胀,不利于系统的运行和污染物的去除;另一方面在实际污水处理厂运行中外碳源的投加会增加系统的运行成本^[9-10],而且过量投加外碳源将造成资源的浪费. 针对这一实际问题,本试验前期以实际低 $\rho(C)/\rho(N)$ 生活污水为研究对象,研究了在不加外碳源的前提下,通过改变各参数条件来优化对污染物的去除效果,并在此过程中研究了系统黏性膨胀的发生及变化情况. 后期在前期优化参数的基础上通过合理增加外碳源使进水的 $\rho(C)/\rho(N)$ 提高,研究了高 $\rho(C)/\rho(N)$ 条件下系统对污染物的去除和系统黏性膨胀进一步变化情况,为实际污水处理厂处理低 $\rho(C)/\rho(N)$ 生活污水过程中参数选择和黏性膨胀的变化情况提供依据.

1 试验装置与方法

1.1 试验装置

A/O工艺试验装置如图1所示. 反应器总体积为57 L,试验期间分5个格室运行(缺氧区防止搅拌不均分为2格). 缺氧区和好氧区体积比在前3阶段为1:2.60,以后其他阶段均为1:1.75,二沉池有

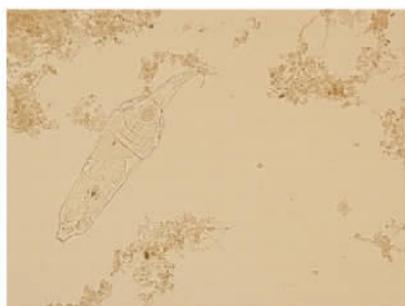


图2 镜检照片(400倍)

效体积为23 L,污泥龄为28 d,采用中心管进水,周边溢流水. 好氧区溶解氧(DO)质量浓度通过气体流量计控制. 曝气池内混合悬浮固体质量浓度(MLSS)维持在2 000~3 500 mg/L,采用西龙XL-999恒温加热棒控制温度,保持系统平均温度为23℃. 泥取自北京某污水处理厂,经过一段时间的培养,活性性状良好,镜检发现钟虫和轮虫等后生动物,主要为菌胶团细菌群属,丝状菌相对较少(见图2),无丝状菌膨胀.

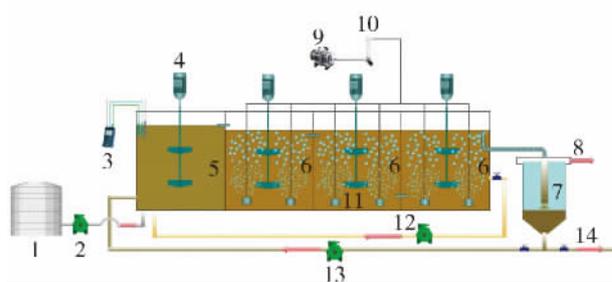


图1 A/O反应器示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the A/O process

1. 进水水箱
2. 蠕动泵
3. 溶氧仪
4. 搅拌器
5. 缺氧区
6. 好氧区
7. 二沉池
8. 出水
9. 空气压缩机
10. 气体流量计
11. 曝气头
12. 硝化回流液
13. 回流污泥
14. 剩余污泥

1.2 原水来源及水质

本试验采用实际生活污水,从北京某居民小区化粪池引入储水箱,进水水质如表1所示.

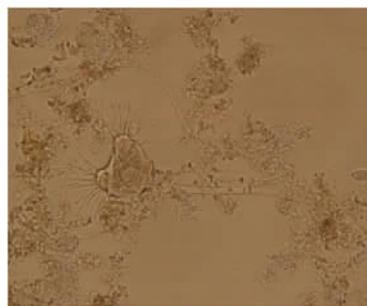


Fig. 2 Microscope photos of sludge(400 times)

表1 试验进水水质特性

Table 1 Wastewater characteristic

| 项目 | pH | $\rho(\text{COD}) /$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N}) /$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | $\rho(\text{NO}_3^--\text{N}) /$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | $\rho(\text{NO}_2^--\text{N}) /$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | $\rho(\text{PO}_4^{3--}\text{P}) /$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) | $\rho(\text{TN}) /$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) |
|----|-----------|---|---|---|---|--|--|
| 范围 | 7.00~7.80 | 101.20~329.50 | 53.70~91.50 | 0.09~2.74 | 0~0.23 | 3.60~6.90 | 54.76~92.30 |

1.3 分析项目及方法

COD、正磷酸态磷($\text{PO}_4^{3--}\text{P}$)、氨氮(NH_4^+-N)、硝

态氮(NO_3^--N)、亚硝态氮(NO_2^--N)、MLSS、悬浮固体(SS)、SVI均采用国家规定的标准方法测定,总氮

(total nitrogen, TN) 含量用 multi N/C 3000 分析仪 (Analytik Jena AG) 测定. DO 采用 WTW 溶解氧测定仪 (Multi 340i 型) 测定. 使用 OLYMPUS2BX61 显微镜进行常规生物学分析; 用日立公司的 S-4300 扫描电镜进行污泥表面的丝状菌观察.

2 低碳氮比条件下系统运行情况分析

2.1 各运行参数对污染物去除率的影响及优化

在系统运行的前 4 阶段, 系统各阶段的工况如表 2 所示.

表 2 试验运行条件

Table 2 Experimental operating conditions

| 阶段 | V(缺氧区)/V(好氧区) | 有机负荷/(kg·d ⁻¹) | 污泥回流比/% | 内循环比/% | ρ(DO)/(mg·L ⁻¹) |
|----|---------------|----------------------------|---------|--------|-----------------------------|
| 1 | 1:2.60 | 0.22 | 100 | 150 | 2 |
| 2 | 1:2.60 | 0.28 | 100 | 150 | 2 |
| 3 | 1:2.60 | 0.28 | 100 | 250 | 2 |
| 4 | 1:1.75 | 0.28 | 100 | 150 | 2 |

此 4 阶段, 氨氮去除率一直维持在 100%. 随着系统参数的改变, 系统对总氮和 COD 去除率变化情况如图 3 和 4 所示.

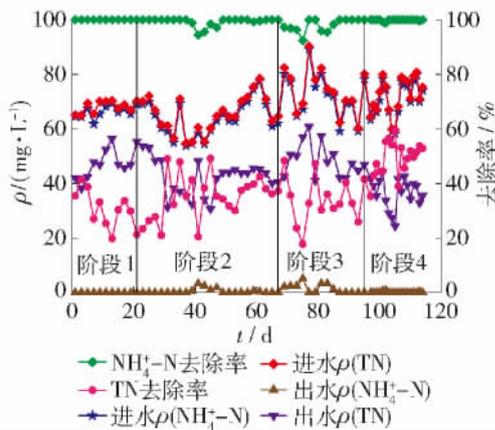


图 3 实验过程中总氮去除率变化情况
Fig. 3 Variation of TN removal efficiency in the experiment

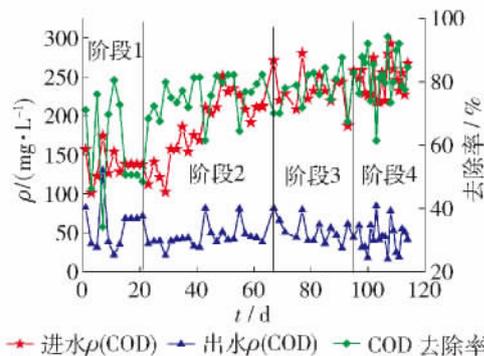


图 4 实验过程中 COD 去除变化情况
Fig. 4 Variation of COD removal efficiency in the experiment

由图 3、4 可知, 在第 1 阶段, 进水的平均 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 分别为 68.06 mg/L 和 137.74 mg/L, 出水平均 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 分别为 47.35 mg/L 和 59.14 mg/L, 总氮和 COD 平均去除率分别为 30.53% 和 59.14%. 在第 2 阶段, 进水的平均 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 分别为 65.20 mg/L 和 188.15 mg/L, 出水平均 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 分别为 42.11 mg/L 和 45.68 mg/L, 总氮和 COD 平均去除率分别为 35.37% 和 75.69%. 第 2 阶段较第 1 阶段的总氮和 COD 的去除效果都有所增加, 由于实际生活污水属于低 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 生活污水, 随着有机负荷 (以 kgMLSS 计) 的增大增加了反硝化所需的电子供体, 有机碳源是异养好氧菌和反硝化细菌的电子供体提供者. 有机碳源越充分, $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 越高, 反硝化获得的碳源越充足, TN 的去除率也越高^[11-13]. 随着有机负荷的增加, 难降解有机物比例下降, 微生物可利用的易降解有机物增多, 使 COD 去除率增大. 高大文等^[14] 研究也说明: 有机负荷的提高使整个系统对 COD 和总氮去除率都有很大提高.

第 3 阶段内回流比改为 250%, 其他条件较前阶段不变. 由图 3 和 4 可看出, 此阶段, 进水平均 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 分别为 74.73 mg/L 和 232.86 mg/L, 出水平均 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 分别为 48.63 mg/L 和 50.22 mg/L, TN 和 COD 平均去除率分别为 33.96% 和 75.31%, 相比于第 2 阶段并没有较大的提高. 陈永志等^[15] 研究表明内回流比与 COD、TP 和氨氮的去除没有明显相关性, 与本实验结果相符. 而 TN 去除率随内回流比的增大呈升高趋势, 但升高幅度呈递减规律. 而本试验过程中硝态氮的回流量是足够的, 依据彭永臻等提出的反硝化反应专家控制系统 (DES)^[16], 有时进水 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 很低, 即使采用

内循环控制策略可以一定程度上提高反硝化速率,由于反硝化所需碳源不足,仍然无法实现出水硝酸氮达标排放.本试验实际污水处理中硝态氮含量比较高,所需的反硝化碳源严重不足,导致反硝化不充分,故TN去除率没有较大提升.

在系统运行的第4阶段,将反应器的结构进行了调整,随着缺氧区好氧区体积比由之前的1:2.60调整为1:1.75,缺氧区的HRT由2.33h变为3.04h,此阶段,进水和出水的平均 $\rho(\text{TN})$ 分别为71.97 mg/L和36.59 mg/L,总氮平均去除率为49.48%,相比第2阶段的总氮去除率提高了14.11%.在此阶段,进水和出水的平均 $\rho(\text{COD})$ 分别为246.41 mg/L和43.92 mg/L,COD平均去除率为82.03%,比之前提高了6.34%.由于好氧区的体积减少了,使回流至缺氧区溶解氧相应减少,缺氧区体积的增大使回流液中的溶解氧对系统首端缺氧环境的破坏程度变弱,使得系统的反硝化作用增强、总氮去除率提高.

2.2 黏性膨胀的发生

在系统运行的前4阶段,随着系统条件改变,SVI值变化情况如图5所示.

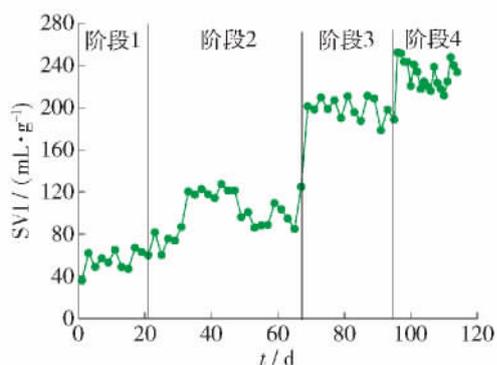


图5 实验过程中SVI变化情况

Fig. 5 Variation of SVI in the experiment

由图5可看出,在系统运行的前4阶段,SVI呈现逐渐上升的趋势.在第1阶段SVI值较低,维持在60 mL/g以下;在第2阶段加大了有机负荷后,SVI值出现了上升,但并未膨胀,一直维持在120 mL/g以下;在第3阶段加大了内回流比后,SVI值继续上升,发生了膨胀,SVI值维持在200 mL/g左右;在系统运行的第4阶段,增大了缺氧区的体积,SVI值略有上升,维持在225 mL/g左右,经过镜检和扫描电镜(见图6)发现系统中丝状菌极少,属于菌胶团黏性膨胀.

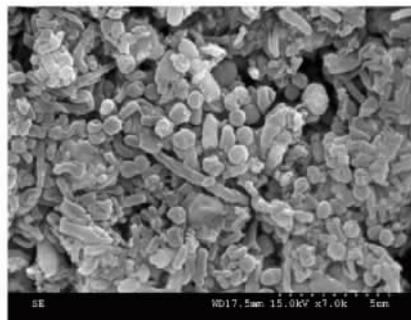


图6 扫描电镜照片

Fig. 6 SEM photo

3 高碳氮比条件下系统运行情况分析

3.1 高碳氮比对污染物去除率的影响及优化

由于实际生活污水较低的 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$,提高有机负荷和增大缺氧区的HRT,虽然可以使TN和COD去除率有一定的提高,但出水 $\rho(\text{TN})$ 远远达不到国家一级A标准.在系统运行的前4阶段,进水 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 为2.02~3.42.在系统运行的第5阶段,保持其他条件与第4阶段一致,郝坤^[17]比较了实际生活污水不同外碳源对反硝化过程的影响,发现在3h的试验时间内,甲醇、乙醇、乙酸钠及丙酸钠的比反硝化速率分别为0.833、1.744、7.06及2.39 mg/(g·h),分析认为乙酸钠在形成乙酞辅酶A后可直接被利用,故有较高的反硝化速率.在本实际生活污水中投加乙酸钠来增加碳源,按增加40 mg/L的标准进行投加,经计算得到本系统平均每天需投加乙酸钠9.84 g.投加外碳源后测得进水平均 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 为4.90,而第4阶段的平均 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 为3.42,此2阶段系统对总氮和COD去除率变化情况如图7和8所示.

由图7、8可知,2个阶段的氨氮去除率基本都为100%,出水氨氮可以满足国家一级A标准,第5阶段进水和出水的平均 $\rho(\text{TN})$ 分别为60.88 mg/L和7.28 mg/L,总氮平均去除率为88.02%,相比第4阶段的总氮去除率提高了38.54%.此阶段,进水和出水的平均 $\rho(\text{COD})$ 分别为298.89 mg/L和41.31 mg/L,COD平均去除率为86.18%,比之前提高了4.15%.王亚宜等^[18]研究发现,低 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 污水要同步获得良好的脱氮和除磷效果较为困难.虽然Kuba等^[19]提出当进水 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 低于3.40时,需投加外碳源来保证生物脱氮效果,本试验中当 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 为3.42时,也未能达到良好的脱氮效果.吴昌永等^[20]试验结果表明:处理 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 为

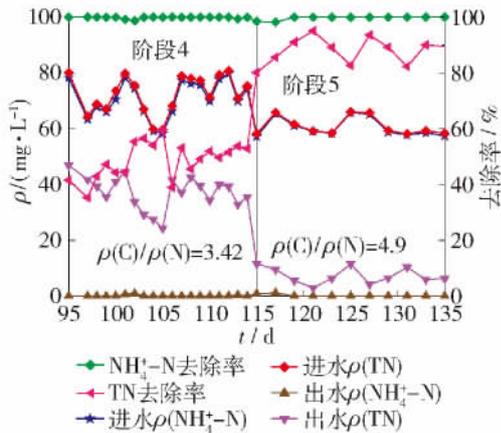


图 7 不同 $\rho(C)/\rho(N)$ 条件下总氮去除率变化情况
Fig. 7 Variation of TN removal efficiency under different $\rho(C)/\rho(N)$ conditions

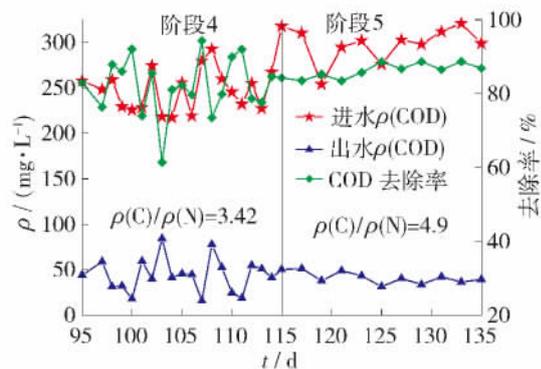


图 8 不同 $\rho(C)/\rho(N)$ 条件下 COD 去除变化情况
Fig. 8 Variation of COD removal efficiency under different $\rho(C)/\rho(N)$ conditions

7.89 的生活污水, TN 去除率为 93.30%, 系统中存在反硝化除磷, 同样的运行条件下处理 $\rho(C)/\rho(N)$ 为 4.20 的生活污水时 TN 去除率降低至 62.20%, 与本试验研究结果规律相同. 本试验研究过程中 $\rho(C)/\rho(N)$ 为 4.90 时, TN 的去除率得到了较大的提高, 接近 40%, 而且出水 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 、 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 都达到了国家一级 A 标准.

3.2 高碳氮比条件下黏性膨胀

在系统运行的第 5 阶段, SVI 值变化情况如图 9 所示.

在系统运行的第 5 阶段, SVI 维持在 200 mL/g 左右, 且比较稳定. 镜检发现污泥中丝状菌很少, 仍为黏性膨胀. 相关文献报道黏性膨胀时常发生在实验室和实际工程中^[21], 目前许多关于黏性膨胀污泥的研究大多集中在高负荷、低温、低溶解氧、氮磷不足等因素方面^[22]. 结合本实验高曝气量下黏性膨胀成因, 一些研究认为 1) 在高曝气量条件下, 污泥

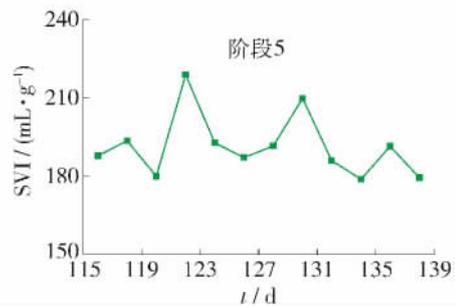


图 9 高 $\rho(C)/\rho(N)$ 条件下 SVI 变化情况
Fig. 9 Variation of SVI under high $\rho(C)/\rho(N)$ condition

胞外蛋白质含量显著下降, 相比之下多糖的减少量有限. 由于胞外多糖的亲水性较强, 使得粒径微细化的菌胶团与水结合紧密. 在沉淀阶段, 菌胶团形成结构疏松、含水量高的污泥絮体. 2) 除磷效果恶化导致污泥密度降低. Schuler 等^[23]分析认为: 除磷恶化是由于体内含有聚磷酸盐、PHB 等较高密度物质的聚磷菌大量流失造成的, 这同时也导致污泥密度降低. 3) 高曝气量下反应器中存在较强的剪切作用, 导致污泥絮体微细化, 絮体粒径较小, 沉降速度缓慢^[24]. 本试验过程中虽然污泥处于膨胀状态, 但 SVI 值较前一阶段有所降低, 稳定在 200 mL/g 左右, 对系统的影响不大, 二沉池也没有发生严重的跑泥现象, 而且出水都达到了国家一级 A 标准, 取得了较好的处理效果.

4 结论

1) 采用 A/O 工艺处理未加外碳源实际生活污水, 工况为: 有机负荷 0.28 kg/d、污泥回流比 100%、内循环比是 150%、缺氧区水力停留时间是 3.04 h、总氮和 COD 平均去除率分别为 49.48% 和 82.03%.

2) 在系统第 4 阶段, SVI 值较前 3 个阶段逐渐上升并维持在 225 mL/g 左右, 发生了膨胀现象, 经过镜检和扫描电镜发现系统中丝状菌极少, 属于菌胶团黏性膨胀.

3) 高碳氮比条件下, SVI 值有所降低并稳定在 200 mL/g 左右, 此阶段系统达到了最优运行工况, 总氮平均去除率为 88.02%, 相比前一阶段的总氮去除率提高了 38.54%, COD 平均去除率为 86.18%, 比之前提高了 4.15%, 出水 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 、 $\rho(\text{TN})$ 和 $\rho(\text{COD})$ 都达到了国家一级 A 标准, 取得了较好的处理效果.

参考文献:

- [1] SUN J M, WANG X H, LI R X, et al. Hyperhaline municipal wastewater treatment of a processing zone through pilot-scale a/o MBR, part II: nitrogen and phosphorous removal [J]. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, 8(10): 781-788.
- [2] PENG Y Z, WANG X L, LI B K. Anoxic biological phosphorus uptake and the effect of excessive aeration on biological phosphorus removal in the A₂O process [J]. *Desalination*, 2006, 189(1/2/3): 155-164.
- [3] FAN J, TAO T, ZHANG J, et al. Performance evaluation of a modified anaerobic/anoxic/oxic (A₂/O) process treating low strength wastewater [J]. *Desalination*, 2009, 249(2): 822-827.
- [4] WANG X L, PENG Y Z, WANG S Y, et al. Influent of wastewater composition on nitrogen and phosphorus removal and process control in A₂O process [J]. *Bioprocess Biosystem Eng*, 2006, 28(6): 397-404.
- [5] MA Y, PENG Y Z, WANG X L. Improving nutrient removal of the AAO process by an influent bypass flow by denitrifying phosphorus removal [J]. *Desalination*, 2009, 246(1/2/3): 534-544.
- [6] 彭永臻, 马斌. 低 C/N 比条件下高效生物脱氮策略分析 [J]. *环境科学学报*, 2009, 2(2): 225-230.
PENG Yong-zhen, MA Bin. Review of biological nitrogen removal enhancement technologies and processes under low c/n ratio [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 2(2): 225-230. (in Chinese)
- [7] 王凤祥, 龙腾锐, 郭劲松. 活性污泥膨胀的影响因素及调控措施研究 [J]. *重庆建筑大学学报*, 2007, 29(1): 117-121.
WANG Feng-xiang, LONG Teng-rui, GUO Jin-song. Study on factors affecting the activated sludge bulking and its control [J]. *Journal of Chongqing Jianzhu University*, 2007, 29(1): 117-121. (in Chinese)
- [8] GE S J, ZHU Y P, LU C C, et al. Full-scale demonstration of step feed concept for improving an anaerobic/anoxic/aerobic nutrient removal process [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 120: 305-313.
- [9] YUAN Z G, BOGAERT H, VANROLLEGHEM P, et al. Control of external carbon addition to predenitrifying systems [J]. *Environmental Engineering*, 1997, 123(11): 1080-1086.
- [10] SAMUELSSON P, CARLSSON B. Feed forward control of the external carbon flowrate in an activated sludge process [J]. *Wat Sci Tech*, 2001, 43(1): 115-122.
- [11] KULKARNI P. Nitrophenol removal by simultaneous nitrification denitrification (SND) using *T. pantotropha* in sequencing batch reactors (SBR) [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 128: 273-280.
- [12] WANG B, WANG W, HAN H J, et al. Nitrogen removal and simultaneous nitrification and denitrification in a fluidized bed step-feed process [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(2): 303-308.
- [13] SEIFI M, FAZAELIPOOR M H. Modeling simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a fluidized bed biofilm reactor [J]. *Applied Mathematical Modelling*, 2012, 36(11): 5603-5613.
- [14] 高大文, 安瑞, 陶彧, 等. 有机负荷对缺氧好氧 MBR 系统的影响 [J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2010, 42(6): 886-889.
GAO Da-wen, AN Rui, TAO Yu, et al. Impact of organic loading on anoxic tank-aerobic MBR system [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2010, 42(6): 886-889. (in Chinese)
- [15] 陈永志, 彭永臻, 王建华, 等. 内循环对 A²/O-曝气生物滤池工艺脱氮除磷特性影响 [J]. *环境科学*, 2011, 32(1): 193-198.
CHEN Yong-zhi, PENG Yong-zhen, WANG Jian-hua, et al. Effect of internal recycle ratio on nitrogen and phosphorus removal characteristics in A²/O-BAF process [J]. *Environmental Science*, 2011, 32(1): 193-198. (in Chinese)
- [16] 马勇, 彭永臻, 王淑莹. A/O 工艺硝化与反硝化反应专家系统的建立及应用 [J]. *中国环境科学*, 2005, 25(2): 252-256.
MA Yong, PENG Yong-zhen, WANG Shu-ying. Establishment and application of nitrification and denitrification expert system in A/O process. [J]. *China Environmental Science*, 2005, 25(2): 252-256. (in Chinese)
- [17] 郝坤. 低溶解氧丝状菌污泥微膨胀及与短程硝化耦合的基础研究 [D]. 北京工业大学环境与能源工程学院, 2011.
HAO Kun. Study on limited filamentous bulking under low dissolved oxygen and integrated with short-cut nitrification [D]. *College of Environment and Energy Engineering, Beijing University of Technology*, 2011. (in Chinese)
- [18] 王亚宜, 彭永臻, 殷芳芳, 等. 双污泥 SBR 工艺反硝化除磷脱氮特性及影响因素 [J]. *环境科学*, 2008, 29(6): 1526-1532.
WANG Ya-yi, PENG Yong-zhen, YIN Fang-fang, et al. Characteristics and affecting factors of denitrifying phosphorus removal in two-sludge sequencing batch reactor [J]. *Environmental Science*, 2008, 29(6): 1526-1532.

- 1526-1532. (in Chinese)
- [19] KUBA T, van LOOSDRECHT M C M, HEIJNEN J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two sludge system [J]. *Water Research*, 1996, 30(7): 1702-1710.
- [20] 吴昌永, 彭永臻, 彭轶. A²O 工艺处理低 C/N 比生活污水的试验研究 [J]. *化工学报*, 2008, 59 (12): 3126-3130.
- WU Chang-yong, PENG Yong-zhen, PENG Yi. Biological nutrient removal in A²O process when treating low C/N ratio domestic wastewater [J]. *Journal of Chemical Industry and Engineering*, 2008, 59 (12): 3126-3130. (in Chinese)
- [21] NOVAK L, LARREA L, WANNER J, et al. Non-filamentous activated sludge bulking in a laboratory scale system [J]. *Water Res*, 1993, 27(8): 1339-1346.
- [22] PENG Y Z, GAO C D, WANG S Y, et al. Non-filamentous sludge bulking caused by a deficiency of nitrogen in industrial wastewater treatment [J]. *Water Sci Technol*, 2003, 47(11): 289-295.
- [23] SCHULER A J, JANG H. Causes of variable biomass density and its effects on settle ability in full-scale biological wastewater treatment systems [J]. *Environ Sci Technol*, 2007, 41(5): 1675-1681.
- [24] 刘旭亮, 彭永臻, 彭赵旭, 等. 高曝气量引发的活性污泥黏性膨胀研究 [J]. *中国给水排水*, 2011, 27 (17): 1-5.
- LIU Xu-liang, PENG Yong-zhen, PENG Zhao-xu, et al. Viscous activated sludge bulking caused by high aeration rate [J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27(17): 1-5. (in Chinese)

(责任编辑 张 蕾)

(上接第 1726 页)

- [8] 王宏燕. 协同消毒在饮用水消毒中的应用 [J]. *城市管理与科技*, 2000, 2(4): 42-44.
- WANG Hong-yan. Synergic disinfection method used for drinking water [J]. *China Academic Journal Electronic Publishing House*, 2000, 2(4): 42-44. (in Chinese)
- [9] 余毓馨. 环境工程微生物检验手册 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 138-142.
- [10] YAO K, CHARLES N S. Inactivation of *E. Coli* by combined action of free chlorine and monochloramine [J]. *Water Research*, 1991, 25(9): 1027-1032.
- [11] STRAUB T M, GERBA C, ZHOU X, et al. Synergistic inactivation of *Escherichia coli* and MS-2 coliphage by chloramine and cupric chloride [J]. *Water Research*, 1995, 29(3): 811-818.
- [12] 施小平, 周明浩. 二氧化氯消毒饮用水中亚硝酸盐污染的初步研究 [J]. *环境与健康杂志*, 2000, 17(6): 341-342.
- SHI Xiao-ping, ZHOU Ming-hao. Priliminary study on chlorite pollution of drinking water disinfected by chlorine dioxide [J]. *Journal of Environment and Health*, 2000, 17(6): 341-342. (in Chinese)
- [13] MCGUIRE M J, WU X, BLUTE N, et al. Prevention of nitrification using chlorite ion: results of a demonstration project in Glendale, Calif [J]. *AWWA*, 2009, 101 (10): 47-59.
- [14] KATZ A, NARKIS N, ORSHANSKY F, et al. Disinfection of effluent by combinations of equal doses of chlorine dioxide and chlorine added simultaneously over varying contact times [J]. *Water Res*, 1994, 28(10): 2133-2138.

(责任编辑 张 蕾)