

论述与研究

利用活性初沉池改善进水水质与强化生物脱氮研究

王佳伟, 李 伟, 曹祥博, 马文谨, 常 江, 甘一萍

(北京城市排水集团有限责任公司, 北京 100022)

摘 要: 建有初沉池的污水处理厂通常都不能满足生物脱氮除磷对碳源的需求, 而取消初沉池则会增加好氧池的曝气能耗并降低生物处理工艺的稳定性。利用初沉污泥发酵来增加生物可利用的碳源被证明是行之有效的方法, 其中利用活性初沉池进行污泥发酵是最为简单、改造费用最低的一种发酵方式, 但其发酵效果难于控制。以北京高碑店污水厂的升级改造工程为背景, 开展了将普通初沉池改造成活性初沉池的生产性试验。结果表明, 活性初沉池中典型的污泥层高度为 0.22 ~ 0.54 m, 仅为普通初沉池池边水深的 5% ~ 12%; 与未改造的普通初沉池相比, 经改造后的活性初沉池出水 VFA、SBOD₅、COD、C/N、C/P 值分别增加了 48.8%、45.3%、20.5%、66.2%、26.2%; 活性初沉池系列的缺氧反硝化效果明显好于普通初沉池系列的, 缺氧末端的硝酸盐氮浓度均值分别为 3.4 和 8.9 mg/L。因此, 将普通初沉池改造成活性初沉池是实现节能降耗和稳定达标的有效措施。

关键词: 活性初沉池; 污泥层高度; 污泥发酵; 生物脱氮; 节能降耗

中图分类号: X703 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2010)23-0001-06

Activated Primary Clarifier for Improving Wastewater Characteristic and Enhancing Biological Nitrogen Removal

WANG Jia-wei LI Wei CAO Xiang-bo MA Wen-jin CHANG Jiang GAN Yi-ping
(Beijing Drainage Group Co., Ltd., Beijing 100022, China)

Abstract WWTP with conventional primary clarifier (CPC) often can not meet the requirement for carbon source in biological nutrient removal. Moreover, the cancellation of CPC can increase the aeration energy consumption and decrease the biological treatment process stability. The primary sludge fermentation is one of the effective ways to increase carbon source, of which fermentation in activated primary clarifier (APC) is one of the simplest and lowest reconstruction cost methods. However, the shortcoming of APC is difficult to control the fermentation performance. Based on Beijing Gaobeidian WWTP upgrade project, a full-scale test was conducted by reconstructing CPC into APC. The results show that a typical sludge blanket height in APC is in range of 0.22 to 0.54 m, accounting for only 5% to 12% of the side water height in CPC. The values of VFA, SBOD₅, COD, C/N, C/P in the effluent of APC are 48.8%, 45.3%, 20.5%, 66.2% and 26.2% respectively higher than those in the effluent of CPC. The denitrification performance in APC (3.4 mg/L NO₃⁻-N in the end of anoxic zone) is obviously bet-

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2008ZX07314-008)

ter than that in CPC ($8.9 \text{ mg/L NO}_3^- - \text{N}$ in the end of anoxic zone). Therefore reconstructing CPC into APC is one of effective measures for energy saving and stable biological nutrient removal

Key words activated primary clarifier (APC); sludge blanket height; sludge fermentation; biological nitrogen removal; energy saving and consumption reduction

以较低的费用和能耗来改善污水处理厂的出水水质是实现可持续发展的关键^[1]。国内在 20 世纪 90 年代建成的大部分污水处理厂都建有普通初沉池以削减进水有机负荷,从而实现节能的目的。2003 年实施的新国家排放标准对出水氮、磷浓度提出了严格的要求,而建有初沉池的污水处理厂通常都不能满足生物脱氮除磷所需要的碳源。因此最近取消初沉池已经成为一种趋势,但是该方法增加了好氧池的曝气能耗。利用初沉污泥发酵来增加生物可利用的碳源被证明是行之有效的工程措施^[2]。初沉污泥通常含有 40% ~ 60% 的蛋白质、23% ~ 50% 的碳水化合物、8% ~ 12% 的脂肪^[3],这些长链物质经过发酵后可以形成乙酸、丙酸、丁酸等^[4],因此混合了发酵产物的初沉出水有利于强化生物脱氮除磷效果。

国际上很多污水处理厂已经采用了初沉污泥发酵工艺,其发酵方式包括活性初沉池发酵、淘洗式污泥浓缩池发酵、回流式污泥浓缩池发酵、污泥连续流发酵、污泥批式发酵等^[5~7]。其中,利用活性初沉池进行初沉污泥发酵是最为简单、改造费用最低的一种发酵方式,具有广阔的应用前景^[8]。尽管相对于专门的发酵方式,活性初沉池污泥发酵的产酸效率较低,但是由于其是对所有的进水有机物进行发酵,故产酸的总量仍然很大^[7]。活性初沉池发酵的主要困难在于很难确定初沉污泥的总量,从而难于控制初沉污泥的发酵效果。目前,国内对初沉污泥发酵工艺也开展了相关研究^[9,10],但是生产性应用未见报道。

1 污水厂现状

北京市高碑店污水处理厂的规划服务人口为 240 万,占地约为 68 hm^2 ,已建设规模为 $100 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 约占全市污水处理总量的 40%。一期工程的污水处理规模为 $50 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,1984 年—1990 年进行工程设计,1993 年底建成通水;1996 年二期工程开工,处理规模为 $50 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 于 1999 年 9 月竣工通水。

高碑店污水处理厂分为四个系列,每个系列设

计处理规模为 $25 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 一、二系列属于一期工程,三、四系列为二期工程。一期工程采用普通活性污泥法,包括格栅、泵房、曝气沉砂池、平流式矩形初沉池、推流式活性污泥池、辐流式圆形二沉池,出水排入通惠河。二期工程的四系列在一期工艺的基础上,生物反应池按 A/O 脱氮工艺设计,即增加了缺氧池和内回流装置。

一期和二期工程的设计出水水质均执行《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)的二级标准。随着《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的颁布实施,出水氮、磷浓度均不能满足要求。因此,高碑店污水处理厂的二级生物处理设施需要升级改造,以使出水水质达到 GB 18918—2002 的一级 B 标准。

2 活性初沉池控制方法

初沉污泥的发酵效果主要受到温度、pH、固体浓度、水力停留时间 (HRT_{ps})、污泥停留时间 (SRT_{fer}) 和污泥颗粒大小的影响^[11~16]。其中, SRT_{fer} 是活性初沉池发酵的一个重要控制参数,但是该参数不能直接测量。而 SRT_{fer} 和污泥层高度 (SBH) 之间存在相应的线性关系,因此,采用易于测量的 SBH 作为主要的设计和运行参数^[8]。普通初沉池的 HRT_{ps} 对悬浮固体的去除率、SBH、污泥层中平均污泥浓度 (SS_{ps}) 和进水悬浮固体浓度 (SS_{in}) 的典型设计值分别为 2.0 h、60%、4.3 m、60 g/L 和 210 mg/L ^[13],而活性初沉池的 SRT_{fer} 和基质水解效率 (r) 的典型值分别为 2~5 d 和 10%^[2,14,17]。忽略污泥斗体积后可计算得到污泥层高度为 0.22~0.54 m,即只有初沉池池边水深典型值的 5%~12%。因此,把普通的初沉池改造成活性初沉池后,可以采用污泥界面计进行有效的控制,即根据污泥界面计的信号来启停排泥泵,从而使污泥层高度控制在设定的位置。污泥浓度与污泥层高度有一定的线性关系,因此平均污泥浓度可以根据排泥浓度和污泥层高度进行计算得到,从而可以合理控制初沉池的污泥停留时间。

3 生产性试验

3.1 改造工艺

对二期四系列的 20[#] 初沉池 (以下简称 APC) 进行了改造, 以提高出水中挥发性脂肪酸 (VFA) 的含量, 增加脱氮所需的碳源。平流式初沉池的主要参数: 长为 75 m, 宽为 14 m, 坡度为 0.005, 进水端的污泥斗深度为 6.5 m, 出水端的有效水深为 3.5 m, 澄清区设计水力停留时间为 3 h, 总的水力停留时间为 4.5 h, 设计污泥层高度为 1 m (出水端), 污泥储存时间为 6 d。因此, 该初沉池的设计污泥停留时间满足水解酸化的要求。APC 的改造包括: 将池底的污泥通过新设的回流泵进行循环回流, 回流污泥由 5 个出口均匀流出, 以使其与进水充分混合, 达到较好的水解酸化效果和有机物淘洗效果 (见图 1)。污泥回流量控制为进水流量的 20%, 污泥停留时间控制在 4~6 d。以四系列的 21[#] 初沉池 (以下简称 CPC) 作为对照, 评价 APC 的发酵效果。泥位采用专用泥位计进行人工观测^[18], 并根据泥龄要求及时调整排泥泵的开启时间, 泥位控制在 0.8~1 m。

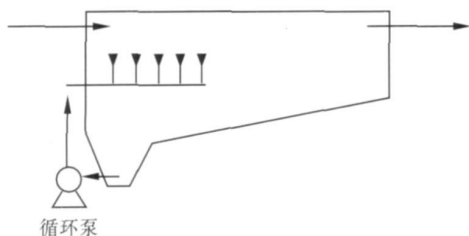


图 1 初沉池水解酸化改造示意

Fig 1 Schematic diagram of activated primary clarifier reconstruction for hydrolysis acidification

3.2 水质特性改善效果

一般来说, 沉淀可以去除部分难以生物降解的碳水化合物、蛋白质和类脂等颗粒性有机物, 而水解酸化则是将其转化成可被微生物利用的有机碳源, 使出水 BOD_5 值升高, 从而提高出水的 BOD_5/TN 和 BOD_5/TP (以下分别记作 C/N 、 C/P) 值。经测定, APC 出水 BOD_5 平均为 199 mg/L, 比 CPC 的 (130 mg/L) 提高了 53.0%。可见, 将 CPC 改造成 APC 后可以控制初沉池对进水中有机物的去除量, 从而保证后续生物处理系统对碳源的需求。

同时, 水解酸化工艺另一个很重要的作用就是将不溶性、大分子的有机物降解为溶解性的小分子有机物, 使 $SBOD_5$ 和 VFA 值增加。测定显示, APC 出水 VFA 均值为 32.3 mg/L, 较 CPC 出水的 VFA 值

(21.7 mg/L) 提高了 48.8%; APC、CPC 出水的 $SBOD_5$ 分别为 74.2、51.1 mg/L, 前者较后者提高了 45.3%。这说明回流污泥中的水解酸化微生物与进水充分接触后, 利用进水中丰富的有机物发酵产生了大量的 VFA 和 $SBOD_5$ 。充足的 VFA 和 $SBOD_5$ 为聚磷菌提供了合成 PHB 所需的原料, 也为反硝化菌提供了可靠的碳源, 由此可以改善生物脱氮除磷效果。

COD 指标可用于分析改造后的初沉池对有机物的去除功能是否受到影响。运行显示, APC 出水的 COD 为 312 mg/L, 比 CPC 出水的 (259 mg/L) 提高了 20.5%。由于进水 COD 均值为 361 mg/L, APC 对 COD 的去除率为 15.3%, CPC 对 COD 的去除率为 28.2%, 下降了 12.9%。因此, 水解酸化工艺减弱了初沉池的沉淀作用, 但仍具有一定的 COD 去除能力。

对于经过水解酸化改造的初沉池, 既要有良好的水解酸化效果, 又要保证回流污泥与进水的混合不会导致出水 SS 浓度的大幅上升。因此, 进、出水 SS 值是一个不容忽视的指标。一般认为, 有污泥回流的水解酸化工艺必须保证其出水 SS 浓度的增幅 $\leq 50\%$ 。试验中 APC 出水的 SS 为 150.2 mg/L, 比 CPC 出水的 (121.5 mg/L) 提高了 23.6%, 使后续生物处理的负荷略有增加。

氮和磷为污水中的营养性污染物, 是造成水体富营养化的主要物质。APC 和 CPC 的出水 TN 分别为 49.2 和 52.3 mg/L, 可见水解酸化工艺的出水 TN 浓度与普通初沉池出水的 TN 浓度接近, 因此不会加重后续脱氮工艺的负担。APC 出水 TP 为 7.34 mg/L, 比 CPC 出水的 (6.12 mg/L) 增加了 19.9%。这是由于池底污泥的循环作用使本应沉降的颗粒态有机磷进入了水相, 其对后续的生物除磷效果影响较小^[19]。

生物脱氮除磷的效果主要依赖于进水的 C/N 、 C/P 值。一般认为, 当污水的 C/N 值 > 3.5 、 C/P 值 > 25 时就可以获得较好的同步脱氮除磷效果。CPC 出水的 C/N 平均值仅为 2.51, 而 APC 出水的则达 4.17 (见图 2), 比 CPC 的提高了 66.2%, 能达到较好的生物脱氮效果。APC 出水的 C/P 值为 27.8, 属于较高水平, 比 CPC 出水的 (22.0) 提高了 26.2%, 为聚磷菌合成 PHB 提供了充足的碳源, 有利于生物除磷系统功能的高效发挥。

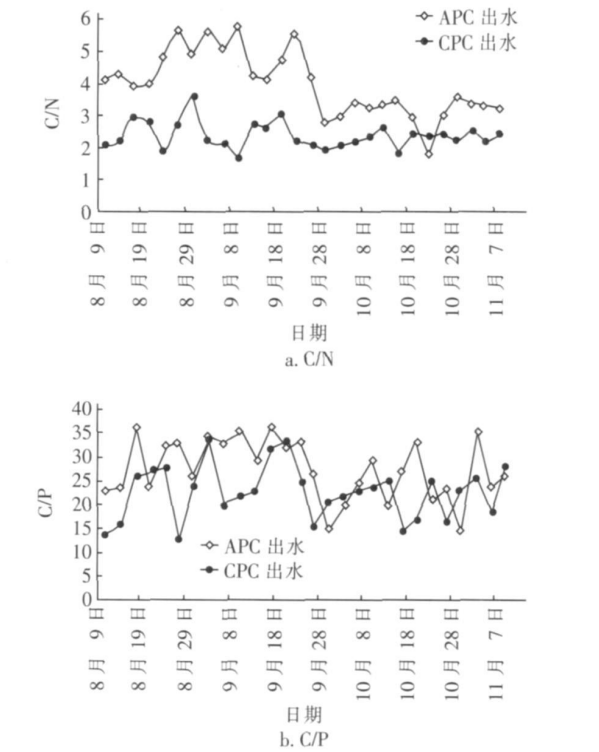


图 2 活性初沉池和普通初沉池出水 C/N 和 C/P 值的比较
Fig 2 C/N and C/P ratio in outflow of APC and CPC

3.3 脱氮效果

由于四系列是传统的 A /O 脱氮工艺, 不具备除磷功能, 因此只分析 APC 出水对生物脱氮系统的影响。分别在 APC 和 CPC 后续的生物处理系统 (以下简称 APC 系统与 CPC 系统) 布设取样点, 监测氨氮和硝态氮浓度的沿程变化, 取样位置见图 3。

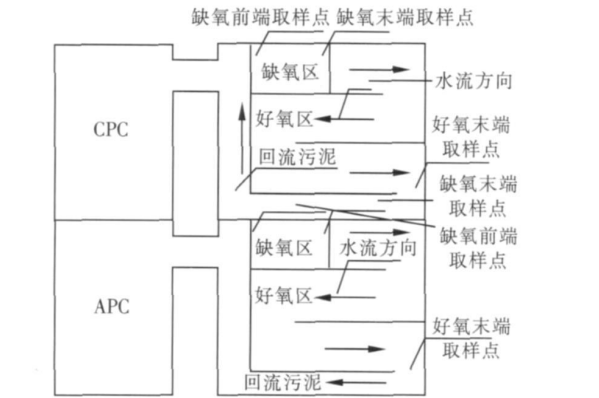


图 3 沿程取样位置
Fig 3 Location of sampling points

由于具有相同的外回流比, 因此两系统回流污泥中的硝酸盐浓度基本相同。APC 系统缺氧池前端的硝酸盐浓度略低于 CPC 系统的, 其均值分别为

21.2 和 24.6 mg/L (见图 4)。

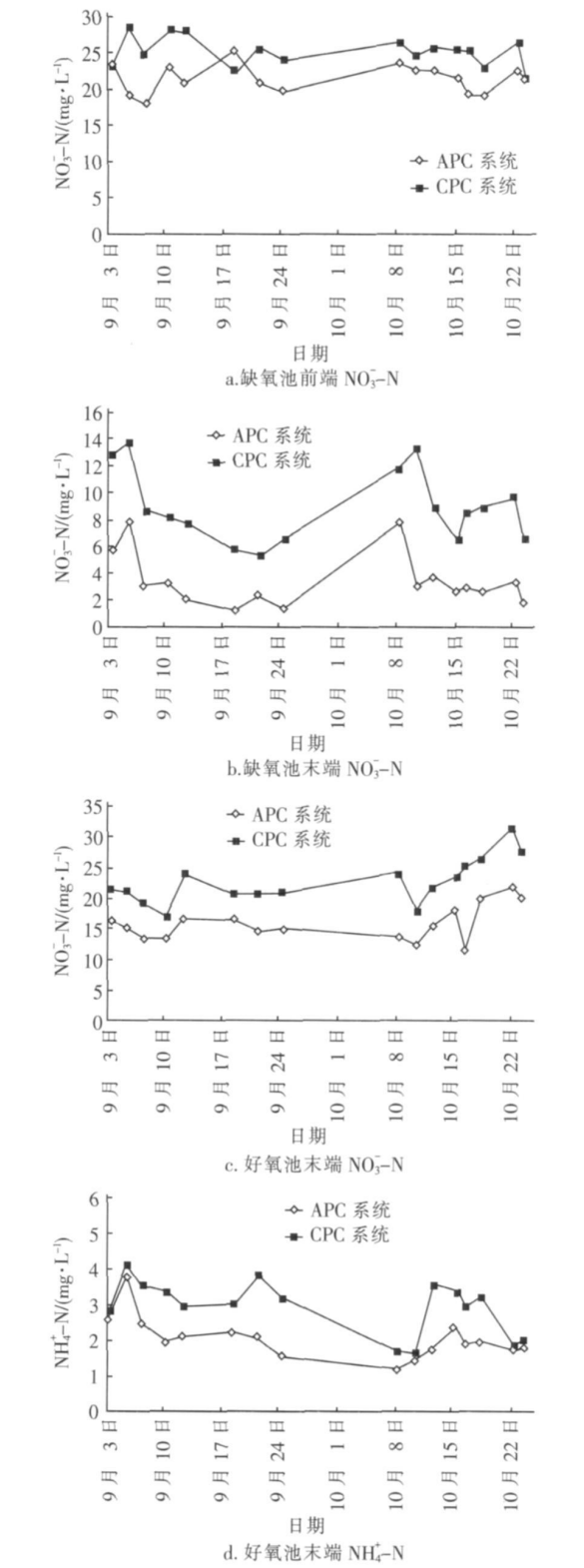


图 4 APC 与 CPC 系统中氨氮和硝酸盐氮浓度的变化
Fig 4 Variation of ammonia and nitrate nitrogen in APC system and CPC system

经过缺氧反硝化后, APC 系统缺氧池末端的硝酸盐浓度明显低于 CPC 系统的, 其均值分别为 3.4 和 8.9 mg/L。可见, 回流污泥进入曝气池后能立即和相应的初沉池出水混合, 并很快发生反硝化反应, 且 APC 系统缺氧反硝化的速率要明显高于 CPC 系统。经过好氧硝化反应后, APC 和 CPC 系统好氧末端的硝酸盐浓度分别为 16.0 和 22.7 mg/L, 氨氮浓度分别为 2.1 和 3.1 mg/L, 可见水解酸化增加的有机物负荷对硝化效果并没有产生较大的影响。

4 结论

① 将普通初沉池改造成活性初沉池是实现节能降耗和出水水质稳定达标的有效措施。活性初沉池中典型的污泥层高度为 0.22~0.54 m, 仅为普通初沉池池边水深的 5%~12%。利用污泥界面计控制污泥层高度可以防止悬浮固体从初沉出水中过度溢出, 保证活性初沉池发酵的效果。

② 与未改造的普通初沉池相比, 活性初沉池出水的 VFA、SBOD₅、COD、C/N、C/P 值分别增加了 48.8%、45.3%、20.5%、66.2%、26.2%, 表明活性初沉池具有良好的发酵效果。

③ 活性初沉池系列的缺氧反硝化效果明显好于普通初沉池系列的, 缺氧末端的硝酸盐氮浓度均值分别为 3.4 和 8.9 mg/L。两个系列的好氧池末端的氨氮浓度均较低, 水解酸化增加的有机物对硝化效果没有产生较大影响。

参考文献:

- [1] Smith B R. Re-thinking wastewater landscapes: Combining innovative strategies to address tomorrow's urban wastewater treatment challenges[J]. *Water Sci Technol* 2009, 60(6): 1465-1473.
- [2] Moser-Engleler R, Kuhni M, Bernhard C, *et al*. Fermentation of raw sludge on an industrial scale and applications for extracting its dissolved products and non-sedimentable solids[J]. *Water Res* 1999, 33(16): 3503-3511.
- [3] Tchobanogbus G, Burton F L, Stensel H D. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* [M]. Columbus McGraw Hill Higher Education, 2002.
- [4] Teichgraber B. Acidification of primary sludge to promote increased biological phosphorus elimination and denitrification[J]. *Water Sci Technol* 2000, 41(9): 163-170.

- [5] Andreasen K, Petersen G, Thomsen H, *et al*. Reduction of nutrient emission by sludge hydrolysis[J]. *Water Sci Technol* 1997, 35(10): 79-85.
- [6] Munch E, Koch F. A survey of prefeenter design, operation and performance in Australia and Canada[J]. *Water Sci Technol* 1999, 39(6): 105-112.
- [7] Latimer R, Pitt P, van Niekerk A. Review of primary sludge fermentation performance in South Africa and the USA[A]. *Proceedings of the Water Environment Federation* [C]. Alexandria Water Environment Federation, 2007.
- [8] Chanona J, Ribes J, Saeo A, *et al*. Optimum design and operation of primary sludge fermentation schemes for volatile fatty acids production[J]. *Water Res* 2006, 40(1): 53-60.
- [9] 吕鑑, 赵永志, 王佳伟, 等. 初沉污泥水解酸化对 A²/O 工艺强化除磷影响[J]. *北京工业大学学报*, 2008, 34(9): 91-95.
- [10] 吴一平, 王旭东. 初沉污泥作为生物脱氮除磷快速碳源的转化因素研究[J]. *西安建筑科技大学学报: 自然科学版*, 2005, 37(4): 62-64, 69.
- [11] Banerjee A, Elefsiniotis P, Tuhtar D. Effect of HRT and temperature on the acidogenesis of municipal primary sludge and industrial wastewater[J]. *Water Sci Technol* 1998, 38(8-9): 417-423.
- [12] Banister S S, Pretorius W A. Optimisation of primary sludge acidogenic fermentation for biological nutrient removal[J]. *Water SA*, 2001, 24(1): 35-41.
- [13] Ross W H, Pretorius W A. A review of characterization requirements for in-line prefeenters: Paper 2: Process characterisation[J]. *Water SA*, 2001, 27(3): 413-422.
- [14] Ferreira N, Soto M. Anaerobic hydrolysis of primary sludge: Influence of sludge concentration and temperature[J]. *Water Sci Technol* 2003, 47(12): 239-246.
- [15] Zeng R J, Yuan Z, Keller J. Effects of solids concentration, pH, and carbon addition on the production rate and composition of volatile fatty acids in prefeenters using primary sewage sludge[J]. *Water Sci Technol* 2006, 53(8): 263-269.
- [16] Bouzas A, Ribes J, Ferrer J, *et al*. Fermentation and elutriation of primary sludge: Effect of SRT on process performance[J]. *Water Res* 2007, 41(11): 2325-2332.
- [17] Ahn Y H, Speece R E. Elutriated acid fermentation of municipal primary sludge[J]. *Water Res* 2006, 40(11): 2210-2220.

(下转第 9 页)

去除,由 318 mg/L 降至 90 mg/L,并且发生了释磷现象,TP 由 7.06 mg/L 升高到 22.89 mg/L。在好氧段发生了明显的吸磷作用,TP 降低至 2.0 mg/L; $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度大幅度下降,TN 浓度也有明显的降低,说明发生了同步硝化反硝化。在缺氧段,TN 浓度进一步降低,TP 浓度也有一定程度的下降,表明发生了反硝化除磷现象。在后好氧段,COD 和 TP 浓度都有小幅度的降低。可见,在较高的含盐量下,不同阶段 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、COD 浓度的变化情况与处理生活污水时的类似^[8]。

2.5 系统的运行稳定性

在混合污水的电导率为 15 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 运行周期为 10 h 的条件下,系统连续运行了 10 d 结果表明系统运行稳定,对 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、COD 的去除效果都很好,对 TN、TP、COD 的去除率分别可达 75%、86%、92% 以上,出水 TN < 15 mg/L、TP < 1.0 mg/L、COD 约为 22 mg/L。

3 结论

① 常规的活性污泥经过逐步提高含盐量的驯化后,在较高含盐量下仍具有较高的活性。将经磷酸铵镁沉淀法处理后的磷酸盐工业废水与生活污水混合后,用 SBR 法作进一步处理是可行的,对 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、COD 的去除效果均较好。

② SBR 工艺适宜的工作周期为 10 h,其中厌氧为 1.5 h,好氧为 4.5 h,缺氧为 2.5 h,后好氧为 0.5 h,沉淀排水和闲置为 1.0 h。

③ 当混合污水的电导率为 15 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、SBR 的运行周期为 10 h 时,出水 TN < 15 mg/L、TP < 1.0 mg/L、COD 约为 22 mg/L,相应的去除率分别

可达 75%、86%、92% 以上。

参考文献:

- [1] 汤琪,罗固源. 磷酸铵镁沉淀法处理磷酸盐工业废水研究[J]. 化工进展,2008,27(4): 558-563.
- [2] Campos JL, Mosquera-Corral A, Sanchez M, *et al*. Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit[J]. Water Res, 2002, 36(10): 2555-2560.
- [3] Dincer A R, Kargi F. Salt inhibition kinetics in nitrification of synthetic saline wastewater[J]. Enzyme Microb Technol, 2001, 28(7-8): 661-665.
- [4] Intrasingkha N, Keller J, Blackall L L. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater[J]. Water Sci Technol, 1999, 39(6): 183-190.
- [5] 康群,马文臣,许建民,等. 高盐浓度对工业废水生化处理的影响研究[J]. 环境污染治理技术与设备,2005,6(8): 42-45.
- [6] 何健,李顺鹏,崔中利,等. 含盐工业废水生化处理耐盐污泥驯化及其机制[J]. 中国环境科学,2002,22(6): 546-550.
- [7] 许晓毅,罗固源,唐刚,等. OGO 工艺处理城市污水的脱氮除磷效能与水力特性试验研究[J]. 环境科学学报,2006,26(8): 1295-1330.
- [8] 吉芳英,罗固源. 排出厌氧富磷污水生物化学除磷脱氮 ERP-SBR 系统研究[J]. 水处理技术,2005,31(1): 57-61.

作者简介:汤琪(1970-),男,重庆人,博士,副教授,主要从事污水处理技术研究。

E-mail: tangqi99@163.com

收稿日期:2010-06-10

(上接第 5 页)

- [18] 王佳伟,常江,周军. 沉淀池泥位观测计[P]. 中国专利: ZL200820079560 Q 2008-12-24.

作者简介:王佳伟(1976-),男,浙江诸暨人,

硕士,工程师,研究方向为污水厂运行优化。

E-mail: wangjiawei@hdc.cn

收稿日期:2010-07-15