

doi:10.3969/j.issn.1674-4764.2013.02.019

## 阶段时间对 CMICAO 工艺低温运行特性的影响

朱光灿<sup>1,2</sup>, 雷晓芬<sup>1</sup>, 许卓<sup>3</sup>, 吕锡武<sup>1,2</sup>

(1. 东南大学 能源与环境学院, 南京 210096;

2. 东南大学 无锡太湖水环境工程研究中心, 江苏 无锡 214135; 3. 中蓝连海设计研究院, 江苏 连云港 222004)

**摘要:**研究了低温下多点交替进水阶式 A<sup>2</sup>/O(CMICAO)工艺阶段运行时间对污染物去除率的影响,探讨了 DO、ORP 以及 pH 状态参数与污染物去除率之间的关系。结果表明,水温 8~10℃,泥龄 13 d,水力停留时间 16 h,污泥浓度 2 680~3 560 mg/L,污泥回流比 30%,阶段 1 至 6 的运行时间为 3、2.5、2、3、2.5、2 h 时,工艺出水 TN、氨氮、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 TP 浓度的平均值分别为 10.1、1.1、7.4 和 0.8 mg/L。硝化反应结束时,pH 由下降转为上升,ORP 上升趋于平缓,DO 上升趋缓;反硝化结束时,ORP 曲线明显跌落,pH 由上升趋于平缓并略有下降;释磷结束后 ORP 曲线由下降趋于平缓。降低前好氧池 DO 浓度,有助于同步硝化反硝化作用的发生,从而提高脱氮效率,节省能耗。

**关键词:**多点交替进水阶式 A<sup>2</sup>/O (CMICAO) 工艺;硝化;反硝化;污水处理

**中图分类号:**X703.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-4764(2013)02-0118-06

## Effect of Phase-operating Time on CMICAO Process Performance at Low Temperature

Zhu Guangcan<sup>1,2</sup>, Lei Xiaofen<sup>1</sup>, Xu Zhuo<sup>3</sup>, Lyu Xiwu<sup>1,2</sup>

(1. School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, P. R. China;

2. Wuxi Engineering Research Center of Taihu Lake Water Environment, Southeast University, Wuxi 214135, Jiangsu, P. R. China;

3. China Bluestar Lehigh Engineering Corp., Lianyungang 222004, Jiangsu, P. R. China)

**Abstract:** The effect of phase operating time on pollutants removal efficiencies in CMICAO process was investigated at low temperature, and the relationship between DO, ORP, pH and the removal efficiencies was discussed. At 8~10℃, when SRT was 13 d, HRT was 16 h, sludge concentration was 2 680~3 560 mg/L and sludge return ratio was 30%, the optimal operating time of six phases were 3, 2.5, 2, 3, 2.5 and 2 h, and the concentrations of TN, ammonia, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N and TP in the effluent were lower than 10.1, 1.1, 7.4 and 0.8 mg/L, respectively. When nitrification finished, pH began to rise from the fall and ORP and DO rose to flatten. When denitrification ended, ORP dropped significantly and pH rose to flatten. ORP flattened when phosphorus release finished. The DO reduction in the ex-aerobic tank contributed to SND, which improves nitrogen removal efficiency and saves energy accordingly.

**Key words:** commutative multi-influent cascade A<sup>2</sup>/O (CMICAO) process; nitrification; denitrification; wastewater disposal

收稿日期:2012-07-09

基金项目:江苏省自然科学基金(BK2011142),江苏省科技支撑计划项目(BE2008667),东南大学自然科学基金预研项目(KJ2009347)

作者简介:朱光灿(1972-),男,副教授,博士,主要从事饮用水安全保障和生活污水除磷脱氮技术研究,(E-mail)gc-zhu@seu.edu.cn。

多点交替进水阶式 A<sup>2</sup>/O 工艺 (Commutative multi-influent cascade A<sup>2</sup>/O, CMICAO) 是东南大学借鉴 UNITANK 与 A<sup>2</sup>/O 工艺的优点, 基于传统的生物硝化反硝化脱氮、好氧吸磷、厌氧释磷原理, 应用同步硝化反硝化、反硝化除磷等氮磷去除技术, 研发的新型生活污水活性污泥脱氮除磷工艺<sup>[1-2]</sup>。该工艺在常温下的除磷率和脱氮率分别达到 90% 和 74% 以上<sup>[1]</sup>, 但实际进水水质波动较大, 在低温下未实现高效脱氮除磷。

pH、ORP (Oxidation-Reduction Potential)、DO (Dissolved Oxygen) 以及 OUR (Oxygen Uptake Rate) 等控制参数通常用于营养物的生物去除过程<sup>[3]</sup>。通过监测这些控制参数, 可以确定硝化和反硝化过程的终点<sup>[4-9]</sup>。Wang 等<sup>[10]</sup>报道 ORP、pH 及 DO 的变化与营养污染物中的动力学变化有极好的相关性, 因此可采用实时控制技术根据进水水质和反应进程进行自动调整, 实现工艺的优化运行。

CMICAO 工艺的各反应池从阶段 1 至阶段 6 执行不同功能<sup>[1]</sup>, 氮磷去除效果受阶段运行时间变化的影响较大, 笔者研究低温下阶段运行时间的优化设置, 探讨各阶段各反应池水质变化与 pH、ORP、DO 等状态参数的相关性, 寻找各阶段反应始末对应的环境变量特征点, 提出适合本工艺的优化控制策略, 实现有效脱氮除磷。

1 实验材料与方法

1.1 实验用水与装置

试验用水取自常州市清潭污水处理厂进水集水井, COD、TN、氨氮和 TP 浓度分别为 163.2~382.7、34.0~57.9、25.2~42.1 和 2.6~4.8 mg/L。

试验装置如图 1, 5 个反应池容积均为 47 L。装置运行由 PLC 控制, 分上下 2 个对称的半周期, 分别由阶段 1 至 3 和阶段 4 至 6 组成<sup>[1]</sup>。

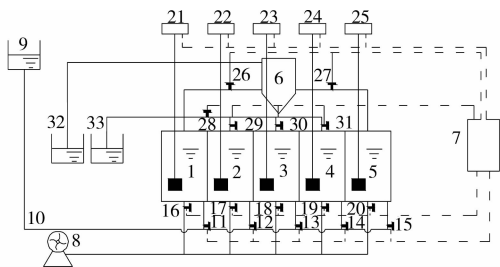


图 1 试验装置示意图

1.2 实验方法

实验条件: 水温 8~10℃, 水力停留时间 16 h, 泥龄 13 d, 气水比 24, 污泥浓度 2 680~3 560 mg/L, 污

泥回流比 30%。采用所设置的阶段运行时间 (见表 1), 研究其对污染物去除率的影响, 以及水质参数变化与状态参数变化的相关关系。每次调整实验方案, 待系统运行稳定后, 每隔 30 min 取各池混合液, 用 0.45 μm 滤膜过滤后测定 TN、氨氮、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 和 TP, 分析水质随阶段 1 运行时间的变化, 并记录各池 DO、ORP、pH 的变化。

表 1 阶段运行时间设置方案 h

实验序号	阶段 1、4	阶段 2、5	阶段 3、6
1	4	3	2
2	3	4	2
3	3	2.5	3

1.3 分析方法

分析项目有 COD、BOD<sub>5</sub>、TN、TP、氨氮、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N、MLSS, 采用国家标准分析法测定<sup>[11]</sup>; DO 采用便携式溶氧仪 (DO-24P, DKK-TOA Co., Japan) 测定, ORP、pH 采用便携式 pH、ORP 测量仪 (HM-21P, DKK-TOA Co., Japan) 测定。

2 结果与分析

2.1 阶段 1 和阶段 4 运行时间优化

1#池在阶段 1 进水、缺氧反硝化。如图 2(a) 所示, 由于初始 DO 浓度高, 发生硝化作用, 氨氮上升较慢。当 DO 降到 0.5 mg/L 以下, 氨氮上升趋势快于 TN, 且 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 浓度急剧下降, 反硝化作用明显, 并产生碱度, 硝态氮被还原为氮气, pH 曲线缓慢上升; 反硝化结束时, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 与 pH 变化趋于平稳, 同时 ORP 明显跌落。由 1#池阶段 1 运行曲线可知, 1#池完成反硝化功能适宜的运行时间为 150~180 min。

2#池在阶段 1 进水、厌氧释磷。如图 2(b) 所示, 2#池进入阶段 1 后, DO 始终为 0, ORP 下降并保持在 -100 mV 以下, 释磷过程中 ATP 在有关酶的催化下水解生成 ADP, 放出 H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 和能量。阶段末 TP 浓度稳定在 6 mg/L 左右, 释磷结束, ORP 曲线下降趋缓。由 2#池阶段 1 运行曲线可知, 2#池完成释磷功能较为适宜的运行时间为 120~150 min。

3#池在阶段 1 的功能是好氧硝化及去除有机物。如图 2(c) 所示, 在起始 60 min 内 TN 下降, 氨氮也快速下降, 发生同步硝化反硝化过程<sup>[12-14]</sup>。之后由于 2#池进水流入 3#池, TN 逐渐回升。但 120 min 后 2#池 TN、氨氮浓度仍不断提高, 而 3#池氮的 3 项指标基本保持稳定, 说明阶段 1 后期进入的氮基本是通过同步硝化反硝化作用去除的。

100 min 左右  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  曲线上趋平缓, TP 曲线下趋平缓,硝化和吸磷结束, pH 曲线由下降转为逐渐上升,同时 ORP 和 DO 由上升趋于平稳。若以 3 号池完成硝化和吸磷为标准,阶段 1 的运行时间为 90~120 min。

4 号池在阶段 1 功能是进一步缺氧反硝化。DO 为 0.5 mg/L 左右时,4 号池硝化作用很弱,故 4 号池

TN 和氨氮浓度的同时降低主要是由于 3 号池推流进水的稀释作用,而非同步硝化反硝化作用。由于 3 号池推流进水中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度后期稳定在 6 mg/L 以上,且回流污泥带入大量  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,而 4 号池中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度变化很小,故 4 号池中存在较强的反硝化作用。4 号池 ORP 在阶段 1 持续稳定下降,缺氧条件较好。

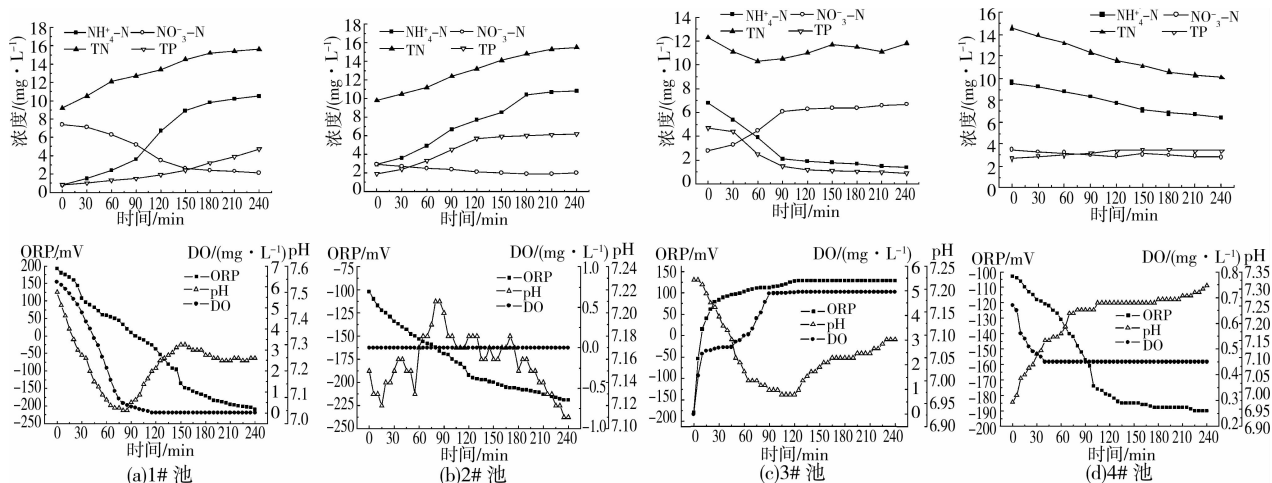


图 2 1~4 号池在阶段 1 污染物浓度和状态参数变化

综合考虑阶段 1 各池功能,并附加 30 min 左右的保护时间应对水质变化,在试验水质条件下,阶段 1、阶段 4 较为适宜的阶段运行时间为 3 h。

## 2.2 阶段 2 和阶段 5 运行时间优化

1 号池在阶段 2 的功能为进水、厌氧释磷。如图 3(a), DO 保持为 0, 厌氧环境好, 120 min TP 曲线上趋平缓, 基本完成释磷, ORP 曲线由下降转为平缓, 可作为释磷完成的标志。若以 1 号池释磷结束为功能完成标志, 阶段 2 的时间应为 120~150 min。

2 号池在阶段 2 的功能为好氧硝化、去除有机物。在 120 min 前氨氮和 TN 浓度均迅速下降, 如图 3(b), 且 2 号池中无 TN 积累, 说明 DO 较高时仍可去除部分 TN。故本工艺发生的同步硝化反硝化作用一方面可能是由于 DO 浓度低, 导致污泥絮体内产生 DO 梯度, 形成好氧-缺氧微环境, 在絮体外缘进行好氧硝化反应, 同时在絮体内部进行缺氧反硝化反应<sup>[15-16]</sup>, 另一方面也可能存在好氧反硝化菌<sup>[17]</sup>。120 min  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  上升趋缓, 硝化基本完成。由于硝化作用时氨氮被氧化, 并消耗碱度和 DO, 故硝化结束时, ORP 和 DO 曲线由上升趋于平缓, pH 也由下降转为缓慢上升。从 2 号池完成硝化的功能来看, 阶段 2 的阶段时间应在 120 min 以上。

3 号池在阶段 2 的功能是进水、缺氧反硝化。如图 3(c)所示, 由于上一阶段 3 号池好氧, 阶段 2 初期

池中 DO 较高, 在起始 30 min 氨氮上升较慢,  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度基本没有降低, 故发生硝化作用。随着 DO 下降, 硝化现象减弱, 反硝化逐渐增强, 大量  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  被还原为氮气, 并产生碱度。120 min 后  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度基本不变, 反硝化完成, ORP 曲线明显跌落, pH 曲线开始下降。若以 3 号池完成反硝化为阶段结束标志, 则阶段 2 时间应在 120 min 以上。

4 号池在阶段 2 的功能是厌氧释磷。由于有机物浓度很低, 故释磷现象不明显。但在前 90 min, 氨氮和 TN 浓度均下降, 而  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度无明显上升, 故存在同步硝化反硝化。当 DO 降至 0, TN 和氨氮浓度开始因 3 号池推流进水而缓慢回升。150 min TP 上升趋缓, 释磷结束, ORP 和 pH 下降趋缓。若以 4 号池完成释磷为标志, 则阶段 2 时间应在 150 min 左右。

综合考虑阶段 2 各池功能的要求, 并附加 30 min 左右的保护时间应对水质变化, 在试验水质条件下, 阶段 2、阶段 5 较为合适的阶段时间为 2.5 h。

## 2.3 阶段 3 和阶段 6 运行时间优化

阶段 3 为过渡阶段, 主要作用是使各池顺利转换到下半周期, 并使 1 号池达到出水前池的状态和水质要求, 为向阶段 4 转换做准备。

1 号池在阶段 4 为出水前池, 须在阶段 3 使水质指标和状态参数达到出水前池的要求。如图 4(a),

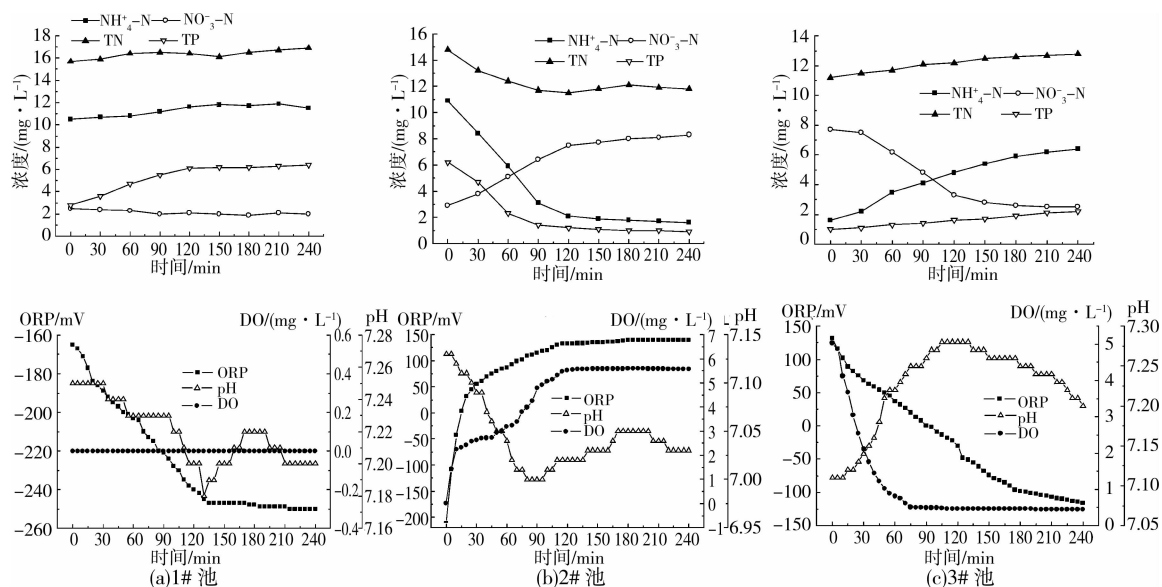


图3 1~3#池在阶段2 污染物浓度和状态参数变化

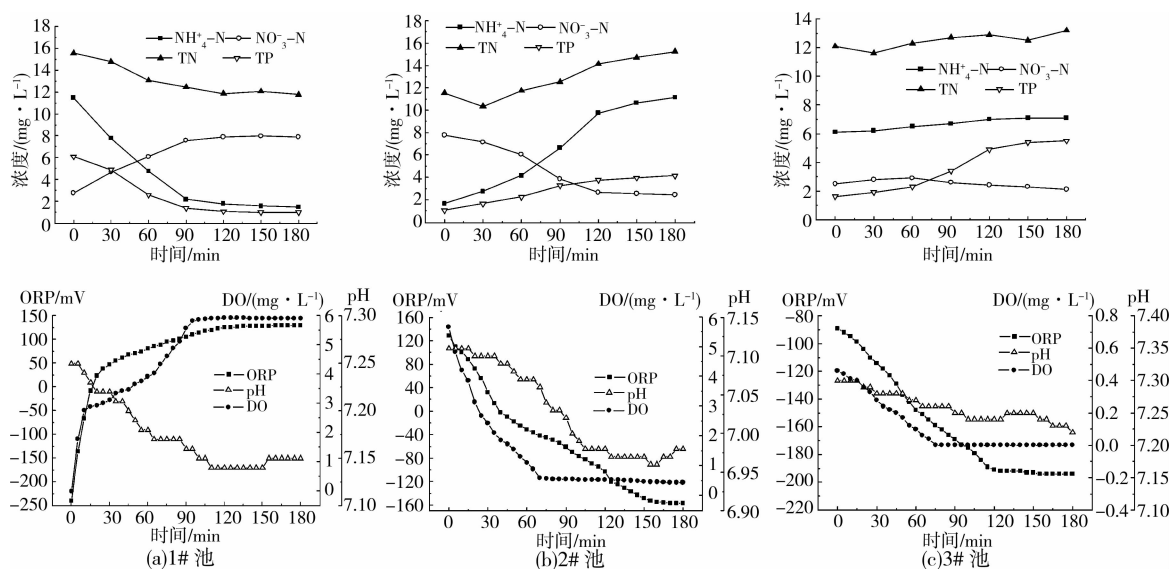


图4 1#~3#池在阶段3 污染物浓度和状态参数变化

由于1#池在此阶段不进水,通过曝气,氨氮、TP浓度迅速下降,TN也明显下降,说明出现同步硝化反硝化作用。各污染物指标在90~120 min趋于平缓,TN、氨氮、 $\text{NO}_3^-$ -N、TP浓度分别与5#池各污染物浓度十分相近,故可转换为出水前池。90 min后 $\text{NO}_3^-$ -N曲线上升趋势趋缓,硝化基本结束,pH由下降转为平缓上升;DO和ORP达到了作为出水前池的标准,因此阶段3的阶段时间应大于90 min。

2#池在阶段3功能为进水缺氧反硝化。由于上一阶段2#曝气和本阶段1#池好氧,且回流污泥带入高DO的混合液,使得前60 min 2#池硝化作用较明显,如图4(b)。当DO降到0.5 mg/L时,

$\text{NO}_3^-$ -N下降速度增大,120 min后反硝化基本结束,ORP曲线突然跌落。2#池在本阶段主要是为了向下半周期转变,仅需要达到缺氧状态,故阶段时间控制在90~120 min左右。

3#池在阶段3的功能为厌氧释磷。如图4(c)所示,2#池推流进水中TN和 $\text{NO}_3^-$ -N浓度高于3#池,但3#池氮的各指标浓度变化不大,故3#池中存在反硝化现象。由于上一阶段为进水池,积累的有机物对释磷较有利,但因池内仍有残余DO,故TP在60 min后才明显上升,120 min后基本完成释磷,ORP曲线由稳定下降趋于平缓,pH曲线缓慢下降。3#池在本阶段主要是为了向下半周期转变,仅需要达到厌氧状态,故阶段时间控制在90 min以上。

4#池在阶段3功能为厌氧释磷。但由于本阶段仅从2#池进水,4#池所能获得的有机物极少,故反硝化、释磷的作用在本阶段中均没有体现。各状态参数也基本处于平稳状态,无较大波动。但可顺利向阶段4的厌氧进水转变。

综合考虑阶段3各池向阶段4状态转换的要求,并附加30 min左右的保护时间应对水质变化,在试验水质条件下,阶段3、阶段6较为合适的阶段时间为2 h。

## 2.4 5#池在阶段1~3的水质变化

5#池在阶段1~3是沉淀池前的最后一个反应池,功能为好氧吸磷及进一步降解有机物。由图5知,在阶段1运行时间为3 h时,TN、氨氮、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TP浓度分别为10.2、1.7、7.6、0.7 mg/L;阶段2运行时间为2.5 h时,TN、氨氮、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TP浓度分别为10.0、1.4、7.6、0.8 mg/L;阶段3运行时间为2 h时,TN、氨氮、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、TP浓度分别为10.1、1.1、7.4、0.8 mg/L。在上半周期内,5#池出水水质稳定,并且池内ORP、DO分别保持在120 mV和6 mg/L以上,沉淀池在不搅动情况下基本不释磷,保障出水水质。

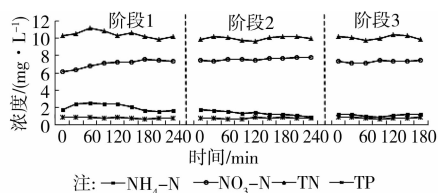


图5 优化阶段1~3运行时间内5#池污染物浓度变化

## 3 结 论

1)水温8~10℃,在水力停留时间16 h、泥龄13 d、气水比24、污泥浓度2 680~3 560 mg/L、污泥回流比30%时,阶段1至阶段6的适宜运行时间为3、2.5、2、3、2.5和2 h。进水COD浓度163.2~382.7 mg/L、TN浓度34.0~57.9 mg/L、氨氮浓度25.2~42.1 mg/L、TP浓度2.6~4.8 mg/L,出水TN、氨氮、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 和TP浓度的分别为10.1、1.1、7.4和0.8 mg/L左右。

2)装置中各池反应过程与状态参数相关性较好。硝化反应需要消耗碱度以及DO,反应结束时,pH由下降转为上升,ORP上升趋于平缓,DO上升到阶段内的第2个平台期。反硝化产生碱度,反应结束时,pH由上升趋于平缓并略有下降,ORP曲线明显跌落。释磷作用一般在ORP低于-100 mV时出现,释磷结束时ORP曲线由下降趋于平缓。故可

根据状态参数的变化对本工艺进行阶段运行时间的优化控制,以达到更高的脱氮除磷效率。

3)降低前好氧池DO浓度,有助于同步硝化反硝化作用的发生,提高脱氮效率,并节省曝气能耗以及减小反应池所需容积。

## 参考文献:

- [1] 窦月芹, 吕锡武, 徐洪斌. 六箱一体式反应器水力流态及其脱氮除磷性能[J]. 水处理技术, 2007, 33(2): 60-63.
- [2] Dou Y Q, Lyu X W, Xu H B. Water flow pattern and biological removal of nitrogen and phosphorus in integrative six tanks activated sludge reactor [J]. Technology of Water Treatment, 2007, 33(2): 60-63.
- [3] 徐洪斌, 耿颖, 吕锡武, 等. 多点交替进水五箱一体化活性污泥法脱氮除磷研究[J]. 中国给水排水, 2007, 23(1): 6-10.
- [4] Xu H B, Geng Y, Lyu X W, et al. Study on commutative multi-influent activated sludge process with five tanks for nitrogen and phosphorus removal [J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(1): 6-10.
- [5] Won S, Ra C. Biological nitrogen removal with a real-time control strategy using moving slope changes of pH (mV) - and ORP-time profiles [J]. Water Research, 2011, 45: 171-178.
- [6] Pilsson S S, Capdeville B, Mauret M, et al. Real-time control of nitrogen removal using three ORP bending points: signification, control strategy and results [J]. Water Science and Technology, 1996, 33: 275-280.
- [7] Tanwar P, Nandy T, Ukey P, et al. Correlating online monitoring parameters, pH, DO and ORP with nutrient removal in an intermittent cyclic process bioreactor system [J]. Bioresource Technology, 2008, 99: 7630-7635.
- [8] Ga C H, Ra C S. Real-time control of oxic phase using pH (mV)-time profile in swine wastewater treatment [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 172: 61-67.
- [9] Gao D W, Peng Y Z, Li B K. Shortcut nitrification-denitrification by real-time control strategies [J]. Bioresource Technology, 2009, 100: 2298-2300.
- [10] Ra C S, Lo K V, Shin J S, et al. Biological nutrient removal with internal organic carbon source in piggery wastewater treatment [J]. Water Research, 2000, 34: 965-973.
- [11] Libelli S M. Control of SBR switching by fuzzy pattern recognition [J]. Water Research, 2006, 40: 1095-1107.
- [12] Wang Y, Peng Y, Stephenson T. Effect of influent

- nutrient ratio and hydraulic retention time (HRT) on simultaneous phosphorus and nitrogen removal in a two-sludge sequencing batch reactor process [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100: 3506-3512.
- [11] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [12] Yang S, Yang F L. Nitrogen removal via short-cut simultaneous nitrification and denitrification in an intermittently aerated moving bed membrane bioreactor [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 195: 318-323.
- [13] Rahimi Y, Torabian A, Mehrdadi N, et al. NOx monitoring of a simultaneous nitrifying-denitrifying (SND) activated sludge plant at different oxidation reduction potentials [J]. *Water Research*, 2007, 41: 397-405.
- [14] Hocaoglu S M, Insel G, Cokgor E U, et al. Effect of sludge age on simultaneous nitrification and denitrification in membrane bioreactor [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102: 6665-6672.
- [15] 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]. *Bioresource Technology*, 2010, 101: 901-906.
- [16] Li Y Z, He Y L, Ohandja D G, et al. Simultaneous nitrification-denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99: 5867-5872.
- [17] Wan C L, Yang X, Lee D J, et al. Aerobic denitrification by novel wasolated strain using  $\text{NO}_2^-$  - N as nitrogen source [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102: 7244-7248.

(编辑 胡英奎)

(上接第 117 页)

- [11] Oehmen A, Keller L B, Zeng R J, et al. Optimisation of poly-beta-hydroxyalkanoate analysis using gas chromatography for enhanced biological phosphorus removal [J]. *Journal of Chromatography A*, 2005, 1070 (1/2): 131-136.
- [12] Lesouef A, Payraydeau M, Rogalla F, et al. Optimizing nitrogen removal reactor configuration by on-site calibration of the IAWPRC activated sludge model [J]. *Water Science and Technology*, 1992, 25(6): 105-123.
- [13] Siegrist H, Brunner I, Koch G. Reduction of biomass decay rate under anoxic and anaerobic conditions [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39(1): 129-137.
- [14] Gujer W, Henze M, Mino T. Activated sludge model No. 3 [J]. *Water Science and Technology*, 1999, 39 (1): 183-193.
- [15] Lavallee B, Lessard P, Besser C. Decay rate variability of active heterotrophic biomass [J]. *Water Science and Technology*, 2002, 46(1/2): 423-430.
- [16] Temmink H, Petersen B, Isaacs S. Recovery of biological phosphorus removal after periods of low organic loading [J]. *Water Science and Technology*, 1996, 34(1/2): 1-8.
- [17] Lopez C, Pons M N, Morgenroth E. Endogenous processes during long-term starvation in activated sludge performing enhanced biological phosphorus removal [J]. *Water Research*, 2006, 40(8): 1519-1530.
- [18] Lopez C M, Oehmen A, Hooijmans C M. Modeling the PAO-GAO competition: Effects of carbon source, pH and temperature [J]. *Water Research*, 2009, 43(2): 450-462.

(编辑 王秀玲)