

邓仁健 张金松 曲志军. 污泥浓度对双重后置反硝化工艺脱氮除磷的影响[J]. 环境科学研究, 2014, 27(7): 797-803.

DENG Renjian ZHANG Jinsong QU Zhijun. Characteristics of nitrogen and phosphorus removal in multiple post-denitrification processes with different sludge concentrations[J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(7): 797-803.

## 污泥浓度对双重后置反硝化工艺脱氮除磷的影响

邓仁健<sup>1,2</sup>, 张金松<sup>1,3\*</sup>, 曲志军<sup>3</sup>

1. 哈尔滨工业大学深圳研究生院, 环境科学与工程研究中心, 广东 深圳 518055

2. 湖南科技大学土木工程学院, 湖南 湘潭 411201

3. 深圳市水务(集团)有限公司, 广东 深圳 518030

**摘要:** 利用城市实际污水考察了  $\rho$ (MLSS) 在 2 400、3 350、4 300 和 5 250 mg/L 4 种工况下 SBR 反应器(厌氧/好氧/缺氧/再好氧/沉淀/排水/预缺氧运行模式)的脱氮除磷效果, 并分析了反应器单个周期内有机物、氮和磷的转化过程及污泥产量. 结果表明:  $\rho$ (MLSS) 由 2 400 mg/L 升至 5 250 mg/L 时, 系统 TN 去除率由 52.5% 升至 66.6%; 后续缺氧及预缺氧工序的脱氮比例(该工序 TN 去除量占系统 TN 总去除量的比例)由 12.7% 增至 23.1%;  $\rho$ (MLSS) 为 4 300 mg/L 时系统 TP 去除率(75.6%)达到最大. 后续缺氧及预缺氧工序中  $\rho$ (MLSS) 与内源反硝化速率呈正相关( $R^2=0.7037$ ); 提高  $\rho$ (MLSS) 可使 PAOs(聚磷菌)在下一个周期内获得更多的碳源, 使厌氧释磷量由 1.62 mg/L 升至 9.10 mg/L, 但 PAOs 吸磷动力会减弱, 对除磷不利. 在后置反硝化、污泥衰减、能量解耦联等减量机制共同作用下,  $\rho$ (MLSS) 为 4 300 mg/L 时系统污泥减量可提高 24.4%. 从脱氮除磷及污泥减量效果综合考虑,  $\rho$ (MLSS) 是双重后置反硝化工艺重要的控制参数, 在该研究条件下控制在 4 300 mg/L 最优.

**关键词:** 后置反硝化; 脱氮除磷; 污泥浓度; 污泥减量

中图分类号: X703.1

文章编号: 1001-6929(2014)07-0797-07

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2014.07.17

## Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal in Multiple Post-Denitrification Processes with Different Sludge Concentrations

DENG Ren-jian<sup>1,2</sup>, ZHANG Jin-song<sup>1,3</sup>, QU Zhi-jun<sup>3</sup>

1. Environmental Science and Engineering Research Center, Harbin Institute of Technology Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055, China

2. School of Civil Engineering, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, China

3. Shenzhen Water (Group) Co. Ltd., Shenzhen 518030, China

**Abstract:** The performance of biological nitrogen and phosphorus removal on the treatment of municipal sewage in SBR process was investigated with sludge concentrations ( $\rho$ (MLSS)) of 2400, 3350, 4300 and 5250 mg/L, and with an SBR reactor operation mode of anaerobic/aerobic/anoxic/aerobic/precipitation/drainage/pre-anoxic for recycled sludge. The transformation process of organic matter, nitrogen and phosphorus, and sludge production were also analyzed over a single cycle. The investigation results showed that the total nitrogen removal efficiencies varied from 52.5% to 66.6% when  $\rho$ (MLSS) increased from 2400 mg/L to 5300 mg/L, while the percentages of TN removal in anoxic and pre-anoxic processes varied from 12.7% to 23.1%. The total phosphorus removal efficiencies reached a maximum of 75.6% when the  $\rho$ (MLSS) was 4300 mg/L. There was a positive correlation between  $\rho$ (MLSS) and endogenous denitrification rate ( $R^2=0.7037$ ) in the post-denitrification process. With the increase of  $\rho$ (MLSS), the PAOs could obtain more carbon in the next cycle, and the phosphorus release capacities increased from 1.62 to 9.10 mg/L. It also could lower the ability of the

absorption power of phosphorus, which could cause unfavorable influence on phosphorus removal. Under the mechanism of postposition denitrification process, the sludge decay and energy uncoupled, and the sludge reduction reached 24.4% when the sludge concentration was 4300 mg/L. Based on the comprehensive consideration of biological nutrient removal and sludge reduction,  $\rho$ (MLSS) was an important control parameter in

收稿日期: 2013-08-16 修订日期: 2013-12-10

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2009AA064704); 深圳水务(集团)有限公司科研立项课题

作者简介: 邓仁健(1980-)男, 湖南桂阳人, 讲师, 主要从事污水深度处理研究, 800912deng@sina.com.

\* 责任作者 张金松(1963-)男, 黑龙江哈尔滨人, 教授, 博士, 博导, 主要从事给水及污水深度处理研究, zhangjinsong@waterchina.com

the multiple post-denitrification process, and the optimum  $\rho$ (MLSS) was 4300 mg/L under the experimental conditions.

**Key words:** post-denitrification; nitrogen and phosphate removal; sludge concentration; reducing sludge production

污水脱氮工艺有前置和后置反硝化工艺之分,其中后置反硝化工艺(如MSBR(改良式序列间歇反应器)、AOA和DEPHANOX等)具有结构简单、脱氮效率高、能耗低及污泥产量少等优点<sup>[1-3]</sup>,符合节能、降耗、减耗、增效的污水处理可持续发展理念。微生物解体产生的有机物及内碳源(如PHAs(聚羟基脂肪酸酯)等)是主要的反硝化碳源,但均为非优质碳源,使反硝化速率降低,往往需要较大的后置反硝化容积。为此,一些学者提出了强化后置反硝化的措施,如分段进水<sup>[4]</sup>、投加外碳源<sup>[1]</sup>和提高 $\rho$ (MLSS)<sup>[5]</sup>等。分段进水会增加工艺的复杂程度及控制难度,并且出水中的 $\rho$ ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )和 $\rho$ (有机物)难以控制;外加碳源会增加处理成本;提高 $\rho$ (MLSS)可提高反硝化速率并有效防止DO对后置缺氧环境的影响<sup>[6]</sup>,是强化后置反硝化的有效方法之一,但SRT(污泥龄)也会延长,影响系统除磷及污泥沉降效果。因此,兼顾脱氮除磷时,后置反硝化系统的 $\rho$ (MLSS)受到限制。为了解决回流污泥中 $\rho$ ( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )过高的问题,在MSBR及JHB等工艺中对回流污泥进行了预缺氧处理。 $\rho$ (MLSS)越高则预处理效果好, $\rho$ ( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )降低后,PAOs(聚磷菌)能够获得更多的碳源来合成PHAs,进而有利于系统除磷,从该角度考虑,提高系统的 $\rho$ (MLSS)有利于除磷<sup>[7-8]</sup>。综上, $\rho$ (MLSS)对具有后置缺氧及预缺氧工艺(如MSBR工艺)脱氮除磷的影响有待进一步研究。此外,目前鲜见 $\rho$ (MLSS)对后置反硝化工艺污泥减量效果的定量研究。

该研究利用SBR反应器,采用厌氧/好氧/缺氧/再好氧/预缺氧运行模式(称为双重后置反硝化工艺),探讨了不同 $\rho$ (MLSS)条件下系统的脱氮除磷效果、后置反硝化性能、除磷及污泥减量情况等,以期为后置反硝化工艺强化运行过程中 $\rho$ (MLSS)的控制提供参考依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 试验装置

试验装置见图1,SBR反应器的直径为18 cm,高度为25 cm,有效容积为5.0 L。采用微孔曝气管曝气,曝气量可在0~250 L/h间调节;电动搅拌器的转速可在25~70 r/min间调节,并有恒温控制措施。通过曝气、搅拌等途径来实现厌氧、缺氧及好氧环境,由可编程控制器(PLC)控制。

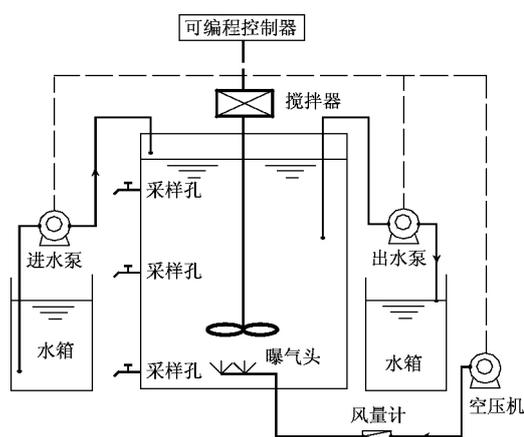


图1 试验装置

Fig. 1 Experimental device

### 1.2 运行方式

为考察双重后置反硝化工艺的作用,在Debik等<sup>[9]</sup>研究的基础上增加了污泥预缺氧工序,即一个运行周期包括如下工序:进水5 min→厌氧90 min→好氧210 min→缺氧50 min→再好氧30 min→沉淀30 min→排水5 min→预缺氧60 min→闲置0 min。试验设工况I、工况II、工况III和工况IV 4种工况, $\rho$ (MLSS)分为2 400、3 350、4 300和5 250 mg/L,对应的SRT分别约为10.5、15.0、21.0和26.0 d。4个工况的运行时间分别为35、40、40和43 d,共158 d,其中每个工况的前15 d为调试期,后20~28 d为稳定期。试验过程中 $\rho$ (DO)平均值控制在3.0 mg/L左右,水温为(25±0.5)℃。

### 1.3 试验污水及接种污泥

试验用污水取自某城市污水厂曝气沉砂除油池出水口,其中 $\rho$ ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ )为(307±88) mg/L, $\rho$ (TN)为(36.5±5.8) mg/L, $\rho$ ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )为(31.7±6.2) mg/L, $\rho$ ( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )为(1.1±0.4) mg/L, $\rho$ (TP)为(4.6±1.2) mg/L。接种污泥取自某后置反硝化工艺污水厂的好氧池,污泥颜色为黄褐色,沉降性能很好,SVI(污泥容积指数)为40~45 mL/g。按照1.2节的运行方式培养驯化15 d,待处理效果稳定后,试验开始正常运行。

### 1.4 取样及分析方法

根据文献[10]的方法每天取出水水样进行分析,测定项目包括 $\rho$ ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ )、 $\rho$ (TP)、 $\rho$ (TN)、 $\rho$ ( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )、

$\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 、pH、水温、 $\rho(\text{DO})$ 、 $E_h$ (氧化还原电位)、 $\rho(\text{MLSS})$  等指标。出水水样为污泥混合水样经 3 000 r/min 离心 3 min 后的上清液。 $\rho(\text{DO})$  采用 HACH HQ30d(哈希,美国)便携仪测定; $E_h$ 、pH 采用 HACH-sension2(哈希,美国)便携仪测定,其他参数根据文献 [11] 进行测定。

### 1.5 产泥量计算方法

采用污泥表观产率( $Y_{\text{obs}}$ ) [12] 定量表征产泥量:

$$Y_{\text{obs}} = \frac{\sum_{i=1}^n C_{\text{sludge}}^i V_{\text{sludge}}^i}{\sum_{i=1}^n (C_{\text{inf}}^i - C_{\text{eff}}^i) \times V_{\text{water}}^i} \quad (1)$$

式中: $Y_{\text{obs}}$  为污泥表观产率; $C_{\text{inf}}^i$  为第  $i$  天进水中  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$  mg/L; $C_{\text{eff}}^i$  为第  $i$  天出水中  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$  mg/L; $C_{\text{sludge}}^i$  为第  $i$  天排泥的  $\rho(\text{MLSS})$  mg/L; $V_{\text{water}}^i$  为第  $i$  天处理的水量, L; $V_{\text{sludge}}^i$  为第  $i$  天的排泥体积(包括取样体积) L。

污泥减量率( $E_j$ ) 采用式(2)进行评价:

$$E_j = 100 \times (Y_{\text{obs}j} - Y_{\text{obs}1}) / Y_{\text{obs}1} \quad (2)$$

式中: $E_j$  为工况  $j$  下的污泥减量率, %; $Y_{\text{obs}j}$  为工况  $j$  下的污泥表观产率, %。

## 2 结果和讨论

### 2.1 $\rho(\text{MLSS})$ 的变化

好氧工序  $\rho(\text{MLSS})$  及  $\rho(\text{MLVSS})$  变化情况见图 2。由图 2 可见, 工况 I ~ 工况 IV 下  $\rho(\text{MLSS})$  分别为  $(2\,420 \pm 168)$ 、 $(3\,350 \pm 228)$ 、 $(4\,300 \pm 250)$  和  $(5\,250 \pm 330)$  mg/L, 对应的  $\rho(\text{MLVSS})$  分别为  $(1\,760 \pm 100)$ 、 $(2\,125 \pm 122)$ 、 $(2\,260 \pm 160)$  和  $(3\,204 \pm 185)$  mg/L。说明试验过程中  $\rho(\text{MLSS})$  的控制较合理, 能反映  $\rho(\text{MLSS})$  变化对系统脱氮除磷的影响。

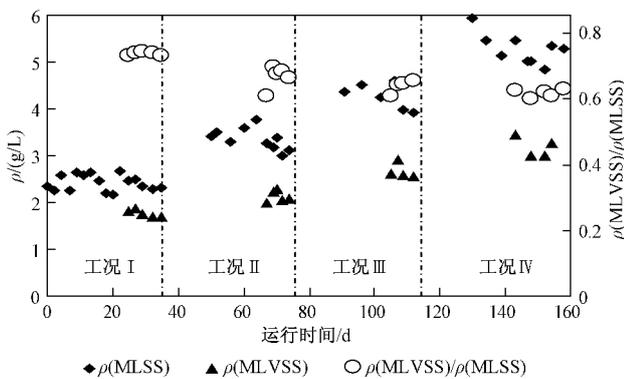
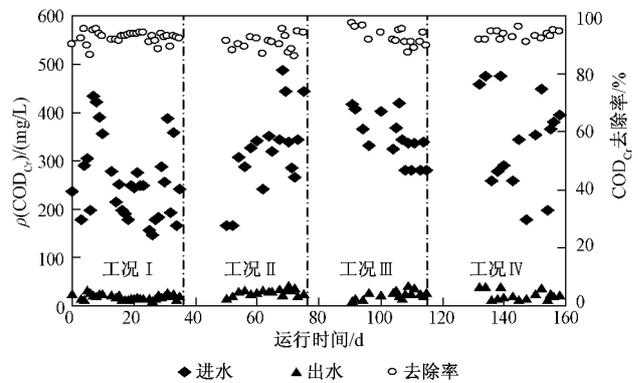


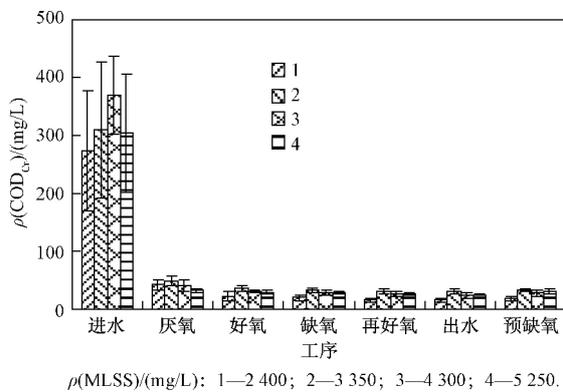
图 2 不同工况下  $\rho(\text{MLSS})$  和  $\rho(\text{MLVSS})$  的变化  
Fig. 2 The variation of average  $\rho(\text{MLSS})$  and  $\rho(\text{MLVSS})$  during different stages

### 2.2 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 去除效果

不同工况下  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$  随运行时间的变化情况见图 3。由图 3(a) 可见, 进水  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$  在 146 ~ 487 mg/L 之间波动, 但  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除率(90% ~ 93%) 维持在较高水平, 可满足 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 要求。 $\rho(\text{MLSS})$  对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除率没有明显影响。从图 3(b) 可见, 随  $\rho(\text{MLSS})$  的增加, 厌氧工序对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除率由 80.4% 升至 93.5%, 好氧、缺氧及再好氧工序对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除率逐渐减小。究其原因, 不同  $\rho(\text{MLSS})$  时厌氧工序的有机负荷不同。 $\rho(\text{MLSS})$  较低时, 厌氧工序有机负荷偏高, 部分未被利用完全的有机物进入好氧等工序, 使好氧、缺氧及再好氧工序对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  去除的贡献较大。由于系统具有很大的有机物去除潜力, 足以缓冲  $\rho(\text{MLSS})$  变化的影响, 因此  $\rho(\text{MLSS})$  的高低不会影响  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除, 但  $\rho(\text{MLSS})$  对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  在各工序中的迁移转化有一定影响。



(a) 不同工况下  $\rho(\text{COD}_{\text{Cr}})$  随运行时间的变化



(b) 各工况下  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除特征

图 3 不同工况下  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的去除特征

Fig. 3  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  removal characteristics under different stages

### 2.3 氮的去除效果及特征

#### 2.3.1 脱氮效果

图4为不同工况下氮的去除情况. 由图4(a)可见, 运行稳定后, 工况I~工况IV下 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 的去除率分别为95.8%、98.1%、98.4%和99.5%; 出水中的氮主要为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,  $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 的平均值分别为14.4、14.5、12.3和12.1 mg/L; 出水中 $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 均低于0.5 mg/L(见图5). 4个工况下的SRT均超过硝化反应需要的最小值, 可见该研究中 $\rho(\text{MLSS})$ 对硝化反应影响不大. 由图4(b)可见, 工况I~工况IV下进水 $\rho(\text{TN})$ 平均值分别为33.6、38.1、35.1和37.9 mg/L, 出水为15.9、15.5、13.0和12.7 mg/L, 对应的TN去除率分别为52.5%、58.9%、62.7%和66.6%. 可见随 $\rho(\text{MLSS})$ 的升高, TN去除率也增加, 与Chung等<sup>[13]</sup>的结论相同, 但总体脱氮效率不高. 一般认为, 厌氧、缺氧、好氧水力停留时间比为1:(1.0~1.5):2.0时才能取得较好的脱氮效果<sup>[14]</sup>, 而该研究中仅为1:0.6:2.7, 说明缺氧段水力停留时间偏短是脱氮效率低的主要原因之一.

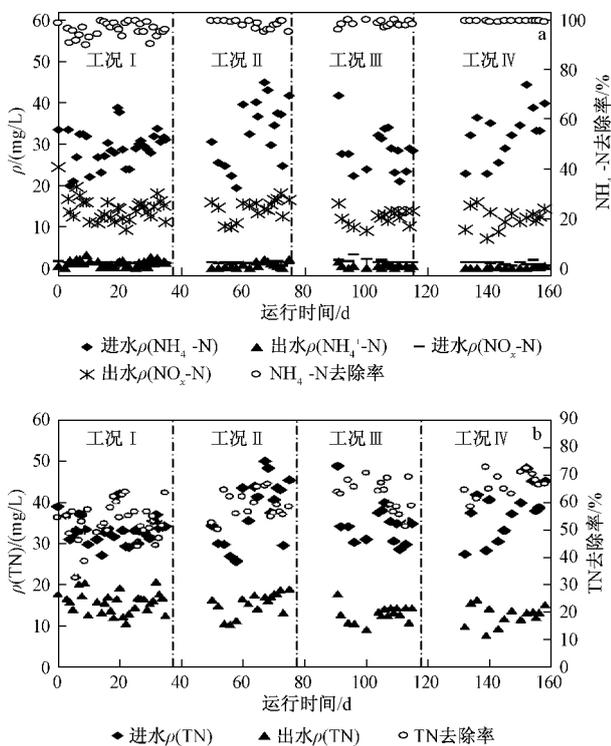


图4 不同工况下氮的去除特征

Fig. 4 Nitrogen removal characteristics under different stages

### 2.3.2 脱氮特性及机理

图5为不同 $\rho(\text{MLSS})$ 条件下一个反应周期内氮的转化和变化情况. 由图5可见, 随着 $\rho(\text{MLSS})$ 的增加, 厌氧工序的脱氮比例(该工序对TN的去除量占系统TN总去除量的比例)由68.1%减至28.8%, 呈

递减趋势; 而缺氧及预缺氧工序的脱氮比例随 $\rho(\text{MLSS})$ 的升高由12.7%升至23.1%. 工况I~工况IV下, 厌氧与缺氧工序对TN去除量之比分别为1:0.19、1:0.23、1:0.62和1:0.80, 表明随 $\rho(\text{MLSS})$ 增加缺氧工序脱氮作用越来越显著; 缺氧工序对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 与TN去除量之比分别为2.26、2.10、1.01和0.49, 预缺氧工序分别为-0.46、-1.24、-1.02和-0.89, 均小于理论值(2.86), 表明缺氧和预缺氧工序中的反硝化是利用内碳源进行的.

由表1可见, 4个工况下缺氧和预缺氧工序中平均反硝化速率分别在0.600~0.918和0.250~0.543  $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$  (以单位时间内每g VSS去除的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量计)之间, 并且 $\rho(\text{MLSS})$ 与内源反硝化速率呈正相关( $R^2=0.7037$ ), 与Ekama等<sup>[15]</sup>的研究结论相同, 也符合相关的假设<sup>[16-18]</sup>. 究其原因, 是高 $\rho(\text{MLSS})$ 下微生物的“死亡-再生”现象加剧, 能提供更多的反硝化碳源<sup>[5, 13]</sup>, 也能防止氧气进入反应器而破坏缺氧环境<sup>[19]</sup>. 不同工况下后置缺氧工序的反硝化速率与文献<sup>[5, 13]</sup>相近; 预缺氧工序反硝化速率与Kujawa等<sup>[20-21]</sup>提供的典型内源反硝化速率(0.2~0.6  $\text{mg}/(\text{g}\cdot\text{h})$ )接近, 但低于文献<sup>[22]</sup>的结果. 同一工况下缺氧工序的反硝化速率高于预缺氧工序, 原因是缺氧工序中微生物体内可能还含有PHAs等物质, 随反应的继续进行, PHAs等不断被消耗, 反硝化速率也下降<sup>[22]</sup>.

## 2.4 磷的去除效果及特征

### 2.4.1 除磷效果

图6为不同工况下TP的去除情况. 由图6可见, 工况I~工况IV下进水 $\rho(\text{TP})$ 相差不大, 出水 $\rho(\text{TP})$ 平均值分别为1.22、1.23、1.16和1.91 mg/L, TP去除率为71.3%、73.9%、75.6%和56.7%. 可见高 $\rho(\text{MLSS})$ 下除磷效率急剧下降. 杨庆等<sup>[25]</sup>也认为, SBR工艺(运行方式为厌氧/好氧)的 $\rho(\text{MLSS})$ 不宜超过5500 mg/L.  $\rho(\text{MLSS})$ 越高, 相应的SRT越长, 剩余污泥排放量越小, 造成系统中的磷富集, 磷的去除效率必定降低; 其次, 在有机质匮乏的条件下,  $\rho(\text{MLSS})$ 越高, 污泥的自溶现象越明显<sup>[26]</sup>, 加剧了磷的无效释放, 也会降低磷的去除效果.

### 2.4.2 除磷特性及机理

该研究中工况III( $\rho(\text{MLSS})$ 为4300 mg/L)下的除磷量比工况I( $\rho(\text{MLSS})$ 为2400 mg/L)高, 是否有悖于传统生物除磷理论? 为此, 笔者利用物料平衡法对一个运行周期内各工序中磷的变化情况进行了分

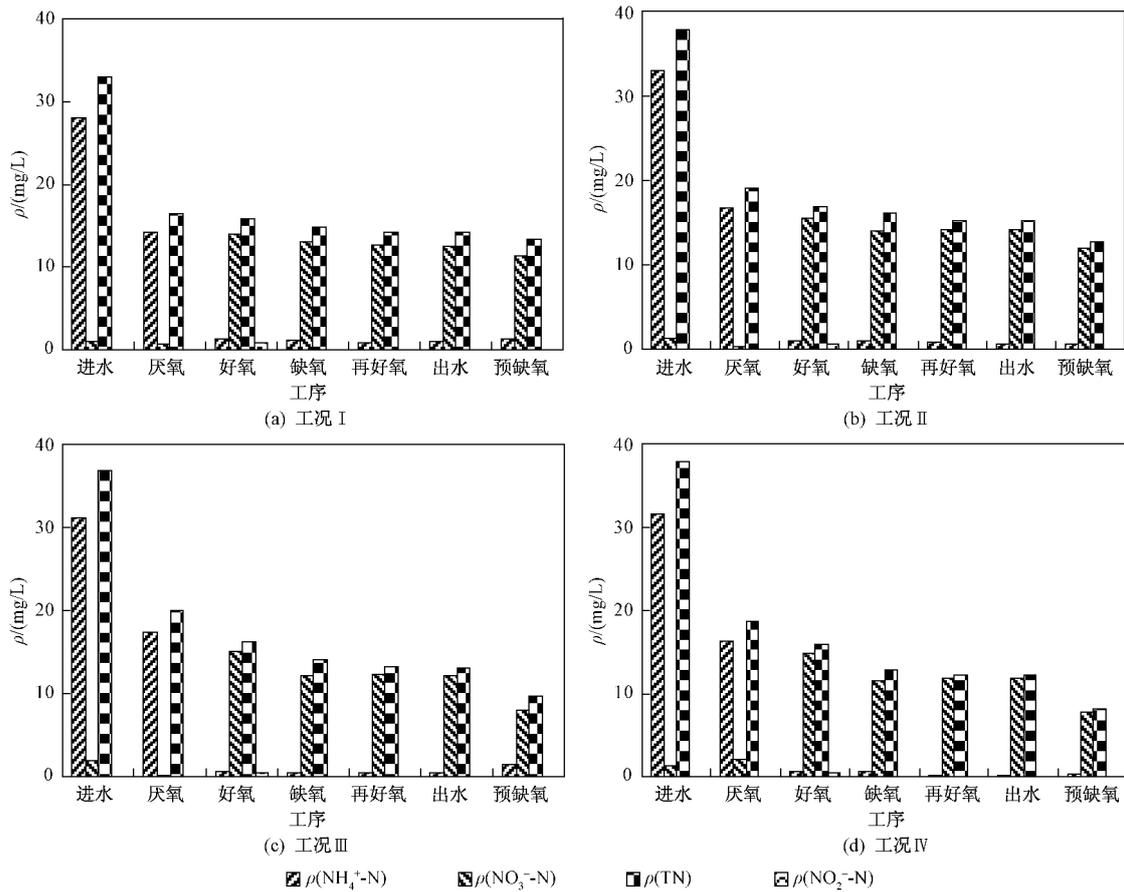


图 5 不同工况下单个周期内各形态氮质量浓度的变化

Fig. 5 The changes of concentration of different forms of nitrogen in a single cycle under different stages

表 1 不同条件下反硝化速率的对比

Table 1 The comparison of denitrification rates under different conditions

工艺	碳源类型	$\rho$ (MLSS) 平均值/ (mg/L)	反硝化速率 / (mg/(g·h))		数据来源
			缺氧工序	预缺氧工序	
SBR	内碳源	2 420	0.723	0.250	该研究_工况 I
		3 350	0.600	0.497	该研究_工况 II
		4 300	0.814	0.543	该研究_工况 III
		5 250	0.918	0.559	该研究_工况 IV
MLE	内碳源	5 500	—	1.0	文献[13]
SBR	内碳源	—	0.2 ~ 0.5	—	文献[17]
SBR	内碳源	—	0.2 ~ 0.6	—	文献[20]
A <sup>2</sup> /O	外碳源	2 000 ~ 3 000	1.20 ~ 3.5	—	文献[21]
A <sup>2</sup> /O	外碳源	3 500	1.25 ~ 3.3	—	文献[23]
MSBR	内碳源	2 500	—	0.35	文献[24]

析 结果见表 2。由表 2 可见,随着  $\rho$  (MLSS) 的升高,厌氧工序末的释磷量由 1.62 mg/L 升至 9.10 mg/L,究其原因:①进水中的  $\rho$  (COD<sub>Cr</sub>) /  $\rho$  (TP) 略微增加;②随着  $\rho$  (MLSS) 增加,厌氧工序的脱氮比例由 68.1% 降至 28.8% (见图 5),这样可供 PAOs 合成 PHAs 的易降解 COD<sub>Cr</sub> 也增多,释磷量也随之增加;③随着

$\rho$  (MLSS) 升高, SRT 延长, PAOs 合成单位 PHAs 的释磷量呈增加趋势<sup>[27]</sup>。

通常系统厌氧释磷量越高,除磷效果越好,但该研究中并非如此。当  $\rho$  (MLSS) 为 4 300 mg/L 时,系统除磷效率(75.57%)最高,  $\rho$  (MLSS) 为 5 350 mg/L 时降至 56.7%。4 种工况下,好氧吸磷量随着  $\rho$  (MLSS)

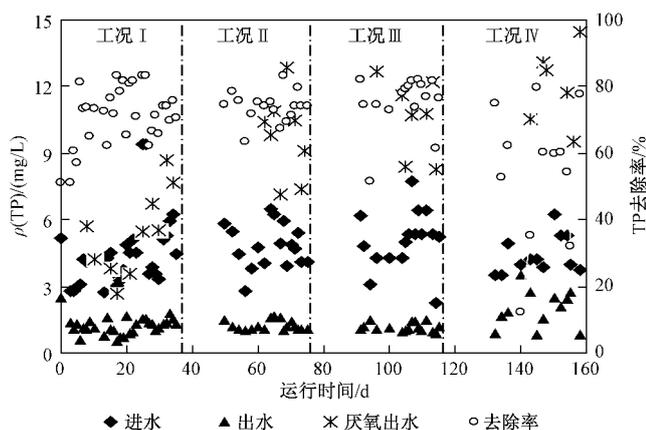


图6 不同工况下的TP的去除特征

Fig. 6 TP removal characteristics under different stages

的增加而升高,但是好氧吸磷量:释磷量随着 $\rho(\text{MLSS})$ 的增加而减小(由1.67降至1.12),好氧吸磷动力或吸磷活性减弱.研究<sup>[27]</sup>表明,PAOs利用单位PHAs的吸磷量随着SRT的延长呈下降趋势;Dircks等<sup>[22]</sup>也认为,较短的SRT下PAOs的除磷活性较高.可见,对除磷而言,后置反硝化工艺中对 $\rho(\text{MLSS})$ 的控制是一把“双刃剑”:一方面 $\rho(\text{MLSS})$ 越高,其SRT越长,PAOs的吸磷动力减弱,对除磷不利;另一方面 $\rho(\text{MLSS})$ 越高,后置及预缺氧工序的反硝化效果越明显,下一个运行周期内PAOs能够获得更多的碳源来合成PHA,提高释磷效果,对除磷有利.

该研究中好氧吸磷是磷去除的主要途径,缺氧及再好氧工序中除磷不明显.而预缺氧工序出现无效释磷情况(见表2),该现象对系统除磷的影响需要进一步研究.

表2 不同工况下SBR反应器在一个运行周期内的释磷与吸磷情况

Table 2 The variations of TP in a single cycle of SBR under different stages

工况	厌氧释磷量/(mg/L)	好氧吸磷量/(mg/L)	缺氧吸磷量/(mg/L)	预缺氧吸磷量/(mg/L)	好氧吸磷量:释磷量
I	1.62	2.71	0.62	-0.02	1.67
II	5.88	7.09	0.64	-0.16	1.21
III	7.30	8.40	0.73	-0.47	1.17
IV	9.10	10.18	0.66	-0.66	1.12

## 2.5 对污泥产泥量的影响

由图2可知,在进水负荷相近的条件下,随着 $\rho(\text{MLSS})$ 升高, $\rho(\text{MLVSS})/\rho(\text{MLSS})$ 从0.74降至0.62,并且与 $\rho(\text{MLSS})$ 呈负相关( $R^2=0.6313$ ).由式(1)可计算出工况I~工况IV下的污泥表观产率

分别为0.41、0.33、0.31和0.29,与GB 50014—2006《室外排水设计规范》的推荐值(0.40)接近,高于文献[28—29]的结果(0.155);由式(2)计算出工况II~工况IV的污泥减量率分别为19.6%、24.4%和29.9%.可见 $\rho(\text{MLSS})$ 越高,污泥减量效果越明显,这与左宁等<sup>[29]</sup>的研究结论相一致.该研究中SBR为“厌氧/好氧/缺氧/再好氧/沉淀/预缺氧”的运行方式,实质就是“A+OSA”工艺<sup>[12]</sup>,只是预缺氧时间(2h)小于“A+OSA”工艺的沉淀后厌氧时间(6h).翟小敏等<sup>[30]</sup>认为,“A+OSA”工艺污泥减量率在13.8%~58%之间,与之比较,该研究中工况II~工况IV下的污泥减量率处于中等水平.究其原因:①后置反硝化本身具有污泥减量效果<sup>[13]</sup>;②沉淀后的预缺氧工序具有显著的污泥衰减及能量解耦联现象<sup>[12]</sup>.综上 $\rho(\text{MLSS})$ 为4300mg/L时,通过后置反硝化、污泥衰减、能量解耦联现象等减量机制<sup>[12]</sup>共同作用,可达24.4%的污泥减量效果,并且对出水水质未产生影响.因此,该工艺在污泥减量化中具有重要的应用前景.

## 3 结论

a)  $\rho(\text{MLSS})$ 为2400、3350、4300和5250mg/L工况下,不会影响双重后置反硝化SBR反应器(厌氧/好氧/缺氧/好氧/污泥预缺氧运行模式)对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 的去除,但对 $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 在各个工序的迁移转化有影响.

b)  $\rho(\text{MLSS})$ 为2400、3350、4300和5250mg/L工况下,双重后置反硝化SBR反应器的TN去除率分别为52.5%、58.9%、62.7%和66.6%; $\rho(\text{MLSS})$ 越高,系统脱氮效率也越高,后置反硝化速率也越高,缺氧段和预缺氧段去除的氮越多.

c)  $\rho(\text{MLSS})$ 是双重后置反硝化SBR反应器除磷过程中最重要的控制参数,当 $\rho(\text{MLSS})$ 为4300mg/L时,系统TP去除率最高,可达到75.6%.

d) 在双重后置反硝化SBR反应器中,通过后置反硝化、污泥衰减、能量解耦联等减量机制共同作用可获得较好污泥减量效果; $\rho(\text{MLSS})$ 为4300mg/L时,可达24.4%的污泥减量效果.

## 参考文献(References):

- [1] MATT W E R C, BRINKMAN C K. Advancing post-anoxic denitrification for biological nutrient removal[J]. Water Res. 2011, 45(12):6119-6131.
- [2] 赵宏彬, 宋乾武, 代晋国, 等. 生活污水脱氮除磷DBP工艺中试研究[J]. 环境科学研究. 2009, 22(3):266-269.  
ZHAO Hongbin, SONG Qianwu, DAI Jinguo, et al. Pilot-Scale test of nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater with

- double biofilm process [J]. *Research of Environmental Science*, 2009, 22(3): 266-269.
- [3] SINGH M, SRIVASTAVA R K. Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review [J]. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering* 2011, 6(1): 3-13.
- [4] 汪林. 反硝化同步除磷动力学原理及其在改善MSBR性能中的应用[D]. 重庆: 重庆大学, 2010: 113-115.  
WANG Lin. The dynamic principles of denitrifying simultaneous phosphorus removal and application to improving the performance of MSBR operation[D]. Chongqing: Chongqing University, 2010: 113-115.
- [5] VOCKS M, ADAM C, LESJEAN B, *et al.* Enhanced post-denitrification without addition of an external carbon source in membrane bioreactors [J]. *Water Res* 2005, 39(12): 3360-3368.
- [6] PLOSZ B G, JOBBAGY A, GRADY C. Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface [J]. *Water Res* 2003, 37(2): 853-863.
- [7] DENG Renjian, ZHANG Jingsong, QU Zhijun. Study on the enhanced bio-denitrification in a full-scale WWTP with MSBR process [J]. *Advanced Materials Research* 2013, 610(2): 1551-1555.
- [8] MAKINIA J, ROSENWINKEL K H, SWINARSKI M. Experimental and model-based evaluation of the role of denitrifying polyphosphate accumulating organisms at two large scale WWTPs in northern Poland [J]. *Water Sci Technol* 2006, 54(8): 73-81.
- [9] DEBIK E, MANAY N. Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 2010, 33(12): 533-540.
- [10] 郭海燕, 郭祯, 柳志刚, 等. 不同曝气强度下SBMBBR和SBR脱氮除磷性能对比研究[J]. *环境科学学报* 2012, 32(3): 568-576.  
GUO Haiyan, GUO Zhen, LIU Zhigang, *et al.* Characteristics of nitrogen and phosphorus removal in SBR and SBMBBR with different aeration rates [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae* 2012, 32(3): 568-576.
- [11] 国家环境保护总局. 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] 金文标, 王建芳, 赵庆良, 等. 好氧-沉淀-厌氧工艺剩余污泥减量性能和机理研究[J]. *环境科学* 2008, 29(3): 726-732.  
JIN Wenbiao, WANG Jianfang, ZHAO Qingliang, *et al.* Performance and mechanism of excess sludge reduction in an OSA (oxic-settling-anaerobic) process [J]. *Environmental Science* 2008, 29(3): 726-732.
- [13] CHUNG C M, CHO K W, KIM Y J, *et al.* Enhanced biological nitrogen removal in MLE combined with post-denitrification process and EF clarifier [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering* 2012, 35(1): 503-511.
- [14] WU Yongchan, PENG Yongzheng, LI Xiaoli, *et al.* Effect of carbon source on biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic-anoxic-oxic (A<sup>2</sup>O) process [J]. *Environmental Engineering* 2010, 12(1): 1248-1254.
- [15] EKAMA G A, WENTZEL M C. Denitrification kinetics in biological N & P removal activated sludge systems treating municipal wastewater [J]. *Water Sci Technol* 1999, 39(6): 69-77.
- [16] IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes. 活性污泥数学模型[M]. 张亚雷, 李咏梅译. 上海: 同济大学出版社, 2002: 35-36.
- [17] HENZE M. Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater [J]. *Water Sci Technol* 1991, 23(1): 669-679.
- [18] FAN J, VANROLLEGHEM P A, LU S. A kinetic modeling for carbon metabolism in sequencing batch reactor under multiple aerobic/anoxic conditions [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology* 2012, 96(1): 241-252.
- [19] PLOSZ B G, JOBBÁGY A. Factors influencing deterioration of denitrification by oxygen entering an anoxic reactor through the surface [J]. *Water Res* 2003, 37(4): 853-863.
- [20] KUJAWA K, KLAPWIJK B. A method to estimate denitrification potential for predenitrification systems using NUR batch test [J]. *Water Res* 1999, 33(3): 2291-2300.
- [21] HENZ M, HARRENWES P, LA J. Waste water treatment biological and chemical process [M]. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2002: 315-317.
- [22] DIRCKS K, HENZE M, VAN LOOSDRECHT M C M, *et al.* Storage and degradation of poly-β-hydroxybutyrate in activated sludge under aerobic conditions [J]. *Water Res* 2000, 35(9): 2277-2285.
- [23] 王洪臣, 周军, 王佳伟, 等. 5F-A<sup>2</sup>/O脱氮除磷工艺的探索与实践[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2009: 218-220.
- [24] 邓仁健, 张金松, 吕伟, 等. 曝气沉砂除油池对城市污水厂脱氮除磷的影响研究[J]. *哈尔滨工业大学学报* 2013, 45(12): 1321-1328.  
DENG Renjian, ZHANG Jingsong, LYU Wei, *et al.* The effect of aerated grit and degreasing tank on full-scale WWTP nutrient and phosphorus removal performance [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology* 2013, 45(12): 1321-1328.
- [25] 杨庆, 彭永臻. 序批式活性污泥法原理与应用[M]. 北京: 中国科学出版社, 2010: 58.
- [26] JOHANNESSEN E, EIKUM A S, KROGSTAD. Long term in-line sludge storage in wastewater treatment plants: the potential for phosphorus release [J]. *Environ Technol* 2012, 33(24): 2723-2731.
- [27] 徐伟峰. 生物脱氮除磷ASM2D模拟及机理研究[D]. 上海: 同济大学, 2006.
- [28] 吉芳英, 左宁, 胡玉琴, 等. LSP&PNR工艺的脱氮除磷和污泥减量性能研究[J]. *中国给水排水* 2007, 23(03): 35-39.  
JI Fangying, ZUO Ning, HU Yuqin, *et al.* Study on LSP&PNR process for nitrogen and phosphorus removal and sludge reduction [J]. *China Water & Wastewater* 2007, 23(03): 35-39.
- [29] 左宁, 吉芳英, 万小军, 等. 污泥龄对LSP&PNR污泥减量新工艺运行效能的影响[J]. *环境工程学报* 2008, 2(1): 105-109.  
ZUO Ning, JI Fangying, WAN Xiaojun, *et al.* Influence of sludge retention time on advanced sludge reduction process-LSP&PNR [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering* 2008, 2(1): 105-109.
- [30] 翟小敏, 高旭, 张曼曼, 等. A+OSA污泥减量工艺碳元素平衡与减量机制研究[J]. *环境科学* 2012, 33(7): 2444-2450.  
ZHAI Xiaomin, GAO Xu, ZHANG Manman, *et al.* Analysis of carbon balance and study on mechanism in anoxic-oxic-settling-anaerobic sludge reduction process [J]. *Environmental Science*, 2012, 33(7): 2444-2450.

(责任编辑: 郑朔方)