

MUCT 工艺全程硝化和短程硝化模式下反硝化除磷研究

曾薇¹, 王向东¹, 张立东², 李博晓¹, 彭永臻^{1*}

(1. 北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100124; 2. 北京工业大学建筑勘察设计院, 北京 100124)

摘要: 采用 MUCT 工艺处理低 C/N 比实际生活污水, 研究在全程硝化及短程硝化模式下系统的反硝化除磷性能. MUCT 反应器在常温下运行 180 d, 结果表明, 采用低 DO 和短水力停留时间(HRT)实现了短程硝化, 亚硝酸盐积累率达到 70% 以上. 系统表现出较好的反硝化除磷性能, 短程硝化期间磷的去除率和反硝化除磷率分别为 90% 和 91%, 全程硝化期间磷的去除率和反硝化除磷率分别为 60% 和 88%. 虽然短程硝化模式下磷的去除效果明显优于全程硝化模式, 但荧光原位杂交(FISH)试验结果表明, 2 种模式下污泥中 PAOs 占总菌群的比例基本相同, 平均为 37%. COD 去除效果稳定, 试验期间出水 COD 均低于 50 mg·L⁻¹. 不同硝化模式下污泥的批次试验表明: 短程硝化期间, 以 NO₂⁻-N 作为电子受体为主的反硝化除磷菌占总聚磷菌的比例和全程硝化期间以 NO₃⁻-N 作为电子受体为主的反硝化除磷菌的比例相比没有明显变化, 平均为 38%; 与全程硝化时期相比, 短程硝化阶段对有限碳源的利用率更高, 磷的去除效果更好. 短程硝化模式下的反硝化除磷更有利于低碳源污水的处理.

关键词: MUCT 工艺; 生活污水; 全程硝化; 短程硝化; 反硝化除磷

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2012)10-3513-09

Denitrifying Phosphorus Removal in a Modified University of Cape Town (MUCT) Process Treating Domestic Wastewater Under Nitrification and Nitritation

ZENG Wei¹, WANG Xiang-dong¹, ZHANG Li-dong², LI Bo-xiao¹, PENG Yong-zhen¹

(1. College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. Institute of Architectural Exploration and Design, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: The performance of denitrifying phosphorus removal under nitrification and nitritation was investigated in a lab-scale Modified University of Cape Town (MUCT) process treating real domestic wastewater with low C/N ratio. The experimental results of 180 days showed that nitritation was achieved at short hydraulic retention time (HRT) and low dissolved oxygen (DO) of 0.3–0.5 mg·L⁻¹, and an average nitrite accumulation rate (NAR) of above 70% was achieved during nitritation stage. The MUCT process showed a good performance of denitrifying phosphorus removal. Under nitritation mode, total and denitrifying phosphorus removal efficiencies were 90% and 91%, respectively; under nitrification mode, total and denitrifying phosphorus removal efficiencies were 60% and 88%, respectively. Although phosphorus removal performance under nitritation was better than that under nitrification, the results of fluorescence in situ hybridization (FISH) indicated that the percentage of phosphorus accumulating organisms (PAOs) in biomass was about 37% under two modes. The effluent COD concentration was below 50 mg·L⁻¹ during the experimental period. Batch tests of different nitrifying sludges showed that the percentage of denitrifying phosphorus removal bacteria (DPBs) in PAOs using NO₂⁻-N as an electron acceptor under nitritation mode was almost the same as that using NO₃⁻-N as an electron acceptor under nitrification mode, with an average percentage of 38%. Compared with nitrification mode with conventional phosphorus removal, nitritation mode with denitrifying phosphorus removal has a superior performance treating limited carbon source wastewater.

Key words: MUCT process; domestic wastewater; nitrification; nitritation; denitrifying phosphorus removal

反硝化除磷与传统生物除磷的主要区别是吸磷过程氧化聚羟基烷酸 (poly-β hydroxyalkanoate, PHA) 的电子受体不是氧气, 而是 NO₂⁻ 或 NO₃⁻, 使反硝化与吸磷同时完成. 与传统只能利用 O₂ 作为电子受体的除磷系统相比, 反硝化除磷工艺由于“一碳两用”可以节省 50% 的碳源, 30% 的曝气量, 50% 的剩余污泥产量, 因此成为近年来研究的热点^[1~4]. 短程脱氮由于将硝化反应控制在亚硝化后

直接进入反硝化过程, 是一种经济、高效的生物脱氮技术^[5]. 如果在短程硝化的基础上实现反硝化除磷, 即以 NO₂⁻ 作为电子受体的缺氧吸磷, 将进一步

收稿日期: 2011-11-21; 修订日期: 2012-04-16

基金项目: 教育部新世纪优秀人才支持计划项目 (NCET-11-0891); 北京市自然科学基金项目 (8102005); 霍英东教育基金会高等院校青年教师基金项目 (121076)

作者简介: 曾薇 (1974 ~), 女, 教授, 主要研究方向为污水生物处理, E-mail: zengwei_1@263.net

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

降低碳源需求和曝气能耗,更适用于低 C/N 比污水的处理.

20 世纪 80 年代,有研究者发现 PAOs 能够在缺氧条件下利用环境中的硝态氮作为电子受体进行吸磷,同时将硝态氮还原为氮气^[6~8]. 1993 年 Kuba 等^[9]观察到一类兼具反硝化和除磷作用的兼性厌氧菌,能够以 O_2 或者 $NO_3^- - N$ 作为电子受体吸磷. 2004 年 Satio 等^[10]报道 $NO_2^- - N$ 也可以作为电子受体进行吸磷反应,此类菌被统称为反硝化除磷菌 (denitrifying phosphorus removal bacteria, DPBs). 关于反硝化除磷的研究主要集中在不同电子受体类型对反硝化除磷的影响及其过程的调控^[11, 12]. 根据反硝化除磷的机制,在缺氧和厌氧交替的条件下,有利于 DPBs 的生长,故有关反硝化除磷研究多采用厌氧/缺氧(A/A)状态交替运行的 SBR 系统^[13~15]. 由于系统不具有硝化功能,因此定量投加硝酸盐或亚硝酸盐作为电子受体. 但也有研究表明,单纯 A/A 系统长期运行会导致生物量逐渐减少,最终丧失除磷能力^[16, 17]. 本研究采用的 MUCT 工艺是传统 A^2O 的变型工艺,厌氧/缺氧/好氧交替运行实现脱氮除磷. 其特点是将二沉池污泥回流至缺氧区进行反硝化后再回流至厌氧区,从而为聚磷菌释磷创造严格的厌氧条件. 因此, MUCT 工艺已成为广泛应用的

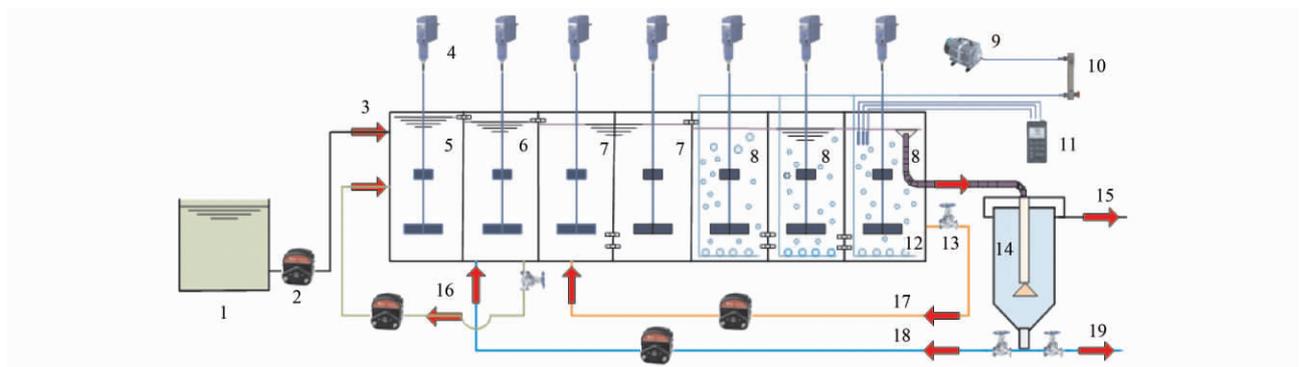
污水生物脱氮除磷工艺之一. 虽然已有研究报道 MUCT 或 UCT 工艺发生反硝化除磷现象^[18~20],但关于 MUCT 工艺处理实际生活污水,在短程硝化的基础上实现反硝化除磷的研究较少.

本研究采用 MUCT 工艺处理实际生活污水,在全程硝化的基础上通过运行参数的调控实现短程硝化,分析在全程硝化和短程硝化模式下系统的反硝化除磷性能. 反硝化除磷的电子受体 NO_2^- 和 NO_3^- 来自于系统的短程硝化和全程硝化,并不是人为的外部投加. 研究目的是为低碳源城市污水的连续流处理系统提供一种运行方法,取得稳定的脱氮除磷效果.

1 材料与方法

1.1 试验装置

MUCT 工艺试验装置如图 1 所示. 反应区由合建式的主反应区和二沉池组成,主反应区体积 70 L. 试验期间主反应区分为 7 个格室,其中第 1 格室为厌氧区,第 2 格室为缺氧 1 区,第 3、4 格室为缺氧 2 区,第 5、6、7 格室为好氧区. 厌氧区、缺氧 1 区、缺氧 2 区和好氧区体积比为 1:1:2:3. 在上述 4 个反应区采用电动搅拌器使泥水充分混合. 好氧反应区底部采用微孔曝气供气. 二沉池体积 24 L,采用中间进水、周边出水的辐流式二沉池.



1. 原水箱; 2. 蠕动泵; 3. 进水; 4. 电动搅拌器; 5. 厌氧区; 6. 缺氧 1 区; 7. 缺氧 2 区; 8. 好氧区; 9. 空气压缩机; 10. 转子流量计; 11. DO 测定仪; 12. 曝气头; 13. 止回阀; 14. 二沉池; 15. 出水; 16. 缺氧回流; 17. 硝化液回流; 18. 污泥回流; 19. 剩余污泥

图 1 MUCT 工艺试验装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of MUCT process

试验用生活污水全部进入厌氧区. 回流污泥至缺氧 1 区,其回流比为 R_1 ; 污泥和厌氧出水反应之后的混合液回流至厌氧区,其回流比为 R_2 ; 好氧区最后 1 个格室的硝化混合液回流至缺氧 2 区第 1 格室,其回流比为 R_3 . 试验期间进水,回流污泥 2 个内循环的流量调节均由蠕动泵控制.

1.2 试验用水和种泥

MUCT 日常试验用水为取自某生活小区化粪池

的实际生活污水,各项水质指标见表 1. 可以看出,试验所采用的生活污水为典型的低 C/N 比的城市生活污水. 其中 C/N 值最低的第 41 d,比值仅 0.86. 接种污泥取自北京市某城市污水处理厂 A^2O 工艺运行的二沉池回流污泥,有较好的脱氮除磷能力,基本无亚硝酸盐积累.

批次试验采用的人工配水由两部分构成: A 液和 B 液,批次试验用每 L 水中加入 994 mL A 液和

表 1 原水水质

Table 1 Characteristics of the raw wastewater

水质指标	范围	平均值
COD/mg·L ⁻¹	86~256	157.8
NH ₄ ⁺ -N/mg·L ⁻¹	54~99	70.3
NO ₂ ⁻ -N/mg·L ⁻¹	0~0.1	0.004
NO ₃ ⁻ -N/mg·L ⁻¹	0.05~1.3	0.6
P/mg·L ⁻¹	1.7~11.4	5.4
C/N	0.86~3.38	2.07
pH 值	7.13~7.42	7.31

6 mL B 液.

A 液 (g·L⁻¹): MgSO₄·7H₂O 2.0, CaCl₂·2H₂O 0.9, 蛋白胨 1.0.

B 液 (g·L⁻¹): FeCl₃·6H₂O 1.5, H₃BO₅ 0.15, CuSO₄·5H₂O 0.03, KI 0.18, MnCl₂·4H₂O 0.12, Na₂MoO₄·2H₂O 0.06, ZnSO₄·7H₂O 0.12, CoCl₂·6H₂O 0.15, EDTA 10, pH 值 7.0.

1.3 分析测定方法

水样经 0.45 μm 中性滤纸过滤后按照标准方法测定 COD、PO₄³⁻-P、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N^[21]. DO 和 pH 值的检测采用德国 WTW-Multi-340i 便携式在线测定仪进行测定. 为方便数据分析, 定义亚硝酸盐积累率 (nitrite accumulation rate, NAR) 如下:

$$NAR = \frac{c(\text{NO}_2^- - \text{N})}{c(\text{NO}_2^- - \text{N}) + c(\text{NO}_3^- - \text{N})} \times 100\% \quad (1)$$

式中 $c(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 和 $c(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 是好氧区最后一个格室出水的 NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 质量浓度, 单位 mg·L⁻¹.

好氧除磷率和缺氧除磷率的计算方法如下:

$$T_{\text{ax1}} = \frac{c_{\text{eff}}R_1 + c_{\text{an}}(1 + R_2) - c_{\text{ax1}}(1 + R_1 + R_2)}{c_{\text{eff}}R_1 + c_{\text{an}}(1 + R_2) - c_{\text{ax1}}R_2 - c_o(1 + R_1)} \times 100\% \quad (2)$$

$$T_{\text{ax2}} = \frac{c_oR_3 + c_{\text{ax1}}(1 + R_1) - c_{\text{ax2}}(1 + R_1 + R_3)}{c_{\text{eff}}R_1 + c_{\text{an}}(1 + R_2) - c_{\text{ax1}}R_2 - c_o(1 + R_1)} \times 100\% \quad (3)$$

$$T_{\text{ax}} = T_{\text{ax1}} + T_{\text{ax2}} \quad (4)$$

$$T_o = \frac{c_{\text{ax2}}(1 + R_1 + R_3) - c_o(1 + R_1 + R_3)}{c_{\text{eff}}R_1 + c_{\text{an}}(1 + R_2) - c_{\text{ax1}}R_2 - c_o(1 + R_1)} \times 100\% \quad (5)$$

式中 R_1, R_2, R_3 前文中已有说明; c_{an} 为厌氧区 P 浓度, mg·L⁻¹; c_{ax1} 为缺氧 1 区 P 浓度, mg·L⁻¹; c_{ax2} 为缺氧 2 区 P 浓度, mg·L⁻¹; c_o 为好氧区 P 浓度, mg·L⁻¹; c_{eff} 为出水 P 浓度, mg·L⁻¹; T_{ax1} 为缺氧 1 区吸磷率, T_{ax2} 为缺氧 2 区吸磷率, T_{ax} 为缺氧总吸磷率, T_o 为好氧吸磷率.

1.4 荧光原位杂交 (fluorescence in situ hybridization, FISH) 试验

采用 Amann 等^[22]的方法进行 FISH 分析. 4℃ 下采用 4% 多聚甲醛 (PFA) 对污泥样品固定 2~3 h. 固定后的污泥样品用 100 W 的超声破碎机、50% 强度超声 4 min, 将样品涂布在凝胶包被过的载玻片上, 放入 50%、80% 和 98% 的乙醇溶液中分别脱水 3 min. 将荧光标记的 FISH 探针溶解于杂交缓冲液中 (组分包括 0.9 mol·L⁻¹ NaCl、20 mmol·L⁻¹ Tris/HCl、0.01% SDS 和甲酰胺, 甲酰胺 FA 含量见表 2). 探针涂在玻片上后于 46℃ 杂交 2 h, 所采用的寡核苷酸探针列于表 2 中^[22~24]. 杂交结束后采用洗脱缓冲液在 48℃ 下清洗 18 min, 干燥后涂上抗荧光衰减剂置于荧光显微镜下观察并拍照. 每个污泥样品随即选取 20 个视野拍照并采用软件进行定量分析. 荧光显微镜型号为 OLYMPUS BX61, 定量分析及图片合成采用软件 Image-Pro Plus 6.0.

表 2 FISH 分析采用的寡核苷酸探针¹⁾

Table 2 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes used in FISH analysis

探针	序列 (5'-3')	甲酰胺含量/%	荧光标记	检测目标菌
NIT3	CCTGTGCTCCATGCTCCG	40	Cy3	<i>Nitrobacter</i>
NSO1225	CGCCATTGTATTACGTGTGA	35	Cy3	Ammonia-oxidizing β -Proteobacteria
Ntspa662	GGAATTCGCGCTCCTCT	35	Cy3	<i>Nitrospira</i>
PAO462	CCGTCATCTACWCAGGTATTAAC	35	Cy3	<i>Accumulibacter</i>
PAO651	CCCTCTGCCAACTCCAG	35	Cy3	<i>Accumulibacter</i>
PAO846	GTTAGCTACGGCACTAAAAGG	35	Cy3	<i>Accumulibacter</i>
EUB338	GCTGCCCTCCCTAGGAGT	—	FITC	几乎全部 <i>Eubacteria</i>
EUB338 II	GCAGCCACCCGTAGGTGT	—	FITC	几乎全部 <i>Eubacteria</i>
EUB338 III	GCTGCCACCCGTAGGTGT	—	FITC	几乎全部 <i>Eubacteria</i>

1) 试验操作采用 EUB-mix 和 PAOmix 其中 EUB-mix 由 EUB338: EUB338 II: EUB338 III = 1: 1: 1 混合而成, 其 FA 含量决定于与之混合的目标探针的 FA 含量, PAOmix 由 PAO462: PAO651: PAO846 = 1: 1: 1 混合而成

1.5 试验方案

MUCT 运行试验分为 7 个阶段,反应器在每个阶段的运行参数如表 3 所示. 试验在北京的 5 ~ 11 月进行,前 5 个阶段实验室自然水温一直稳定维持在 23 ~ 28℃,第 VI 阶段开始水温呈现下降趋势,11 月水温低至 18℃,本试验期间没有对温度进行控制. 采用低氧方式运行反应器,试验期

间 DO 稳定控制在 0.3 ~ 0.5 mg·L⁻¹. 通过改变进水流量和调节各回流比控制各区实际水力停留时间(hydraulic retention time, HRT). 通过从二沉池底部排泥,控制系统污泥龄(sludge retention time, SRT),并使反应器内污泥浓度(mixed liquid suspended solid, MLSS)为 2 000 ~ 3 000 mg·L⁻¹.

表 3 MUCT 工艺处理实际生活污水试验方案

Table 3 Experimental scheme of MUCT process treating domestic wastewater

试验阶段	进水流量 /L·h ⁻¹	总 HRT /h	污泥回流比 R ₁ /%	缺氧回流比 R ₂ /%	硝化液回流比 R ₃ /%	温度 /°C	SRT /d
I (1 ~ 14 d)	5.83	12	100	100	200	23 ~ 28	10 ~ 15
II (15 ~ 42 d)	5	14	100	100	250	23 ~ 28	25 ± 5
III (43 ~ 57 d)	6.67	10.5	100	100	300	23 ~ 28	25 ± 5
IV (58 ~ 86 d)	8.75	8	100	120	300	23 ~ 28	25 ± 5
V (87 ~ 121 d)	8.75	8	80	120	300	23 ~ 28	25 ± 5
VI (122 ~ 151)	11.67	6	80	120	300	18 ~ 23	25 ± 5
VII (152 ~ 180)	8.75	8	80	120	300	18 ~ 23	25 ± 5

试验期间分别取 MUCT 反应器运行第 105 d 和 171 d 的污泥进行批次试验,根据文献[25, 26]中提出的方法定量 DPBs 占 PAOs 的比例. 对充分厌氧释磷之后的上述活性污泥进行好氧和缺氧吸磷试验,用最大缺氧吸磷速率和最大好氧吸磷速率的比值 K_{axmax}/K_{omax} 来表征 MUCT 系统中 DPBs 相对于 PAOs 的代谢活性. 具体如下.

(1) 从正常运行的 MUCT 反应器好氧区中取出 4.5 L 活性污泥,清洗 2 遍后置于 5 L 的 SBR 反应器,加入一定量乙酸钠和人工配水至 4.5 L,厌氧搅拌 150 min,进行充分的放磷反应.

(2) 厌氧反应结束后,迅速将污泥分成 3 份,每份 1.5 L 分别进行好氧吸磷和缺氧吸磷试验. 其中第 1 组充分的曝气并搅拌进行好氧吸磷试验,控制 DO > 4 mg·L⁻¹; 第 2 组反应初始投加 NaNO₂,使 NO₂⁻-N 浓度为 15 mg·L⁻¹,搅拌进行缺氧吸磷; 第 3 组反应初始投加 NaNO₃,使 NO₃⁻-N 浓度为 15 mg·L⁻¹,搅拌进行缺氧吸磷.

(3) 试验过程中,温度控制在 25℃ ± 1℃,pH 值变化范围为 7.2 ~ 8.0.

2 结果与分析

2.1 MUCT 工艺短程硝化及氮的去除

试验期间 MUCT 工艺出水 NO₂⁻-N 浓度和亚硝酸盐积累率(NAR)的变化情况如图 2 所示. 氨氮和总氮去除情况如图 3 所示.

如图 2、图 3 所示,180 d 的试验划分为 7 个阶

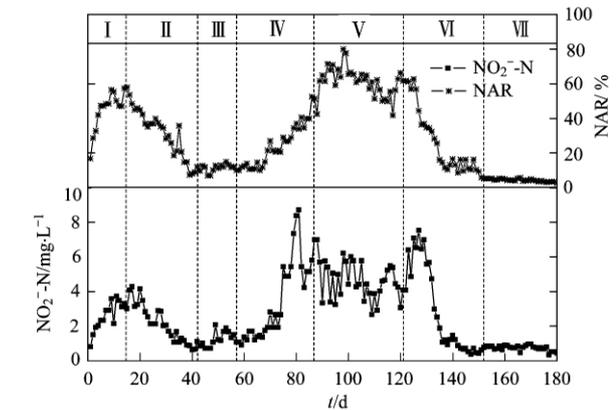
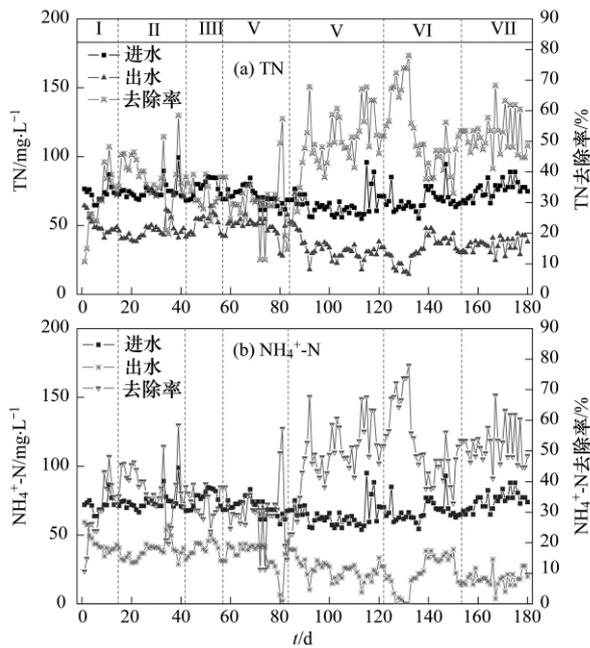


图 2 试验期间 MUCT 工艺出水 NO₂⁻-N 和 NAR 变化情况

Fig. 2 Variations of NO₂⁻-N in effluent and NAR in the MUCT process

段. 第 I 阶段,来自城市污水处理厂二沉池污泥接种后出现 NAR 的快速上升(图 2),这主要是由于 MUCT 反应器总 HRT 和好氧区 HRT 相对于城市污水厂明显缩短的原因. 缩短的 HRT 抑制了亚硝酸盐氧化菌(nitrite oxidizing bacteria, NOB)将亚硝态氮进一步氧化为硝态氮. 但此阶段的氨氮和总氮的去除率较低,分别为 38% 和 31%(图 3). 第 II 阶段,出现了亚硝酸盐积累率的下降,其主要原因是为提高氨氮、总氮去除率及维持稳定的污泥浓度而延长了系统的 HRT 和 SRT(表 3),氨氮和总氮平均去除率提高到 47% 和 38%. 该阶段末期系统已进入全程硝化状态. 第 III 阶段为提高 NAR,将 HRT 缩短为 10.5 h,但该阶段仍维持在全程硝化状态,NAR 平均只有 11%. 第 IV 阶段将 HRT 进一步缩短到 8 h(表

图3 MUCT 工艺 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TN 去除情况Fig. 3 Removal of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and TN in the MUCT process

3) NAR 逐渐升高,由第Ⅲ阶段最低的7%提高至本阶段末期的大约60%。氨氮去除率平均为50%,末期达到60%。第Ⅴ阶段维持了稳定的短程硝化,亚硝酸盐积累率平均为62%,最高达到80%。氨氮去除率平均为65%,最高达到87%(图3)。总氮去除率提高到50%以上。第Ⅵ阶段,尽管进一步降低系

统的HRT为6h,仍然无法维持稳定的短程硝化, NAR 快速下降。其主要原因是由于季节变化导致反应器内水温下降到 20°C 以下,破坏了氨氧化菌(ammonia oxidizing bacteria, AOB)的竞争优势,NOB开始增殖。第Ⅶ阶段由于水温较低,系统已进入完全的全程硝化状态。

如图3所示,对比第Ⅲ阶段全程硝化状态和第Ⅴ阶段短程硝化状态的氨氮、总氮去除情况,短程硝化时氨氮平均去除率提高15%,总氮平均去除率提高18%。试验结果说明处理低C/N生活污水时短程硝化比全程硝化对TN的去除更有优势。对比第Ⅲ阶段和第Ⅶ阶段2个全程硝化状态,第Ⅶ阶段的氨氮去除率比第Ⅲ阶段提高28%,总氮去除率提高19%。硝化菌群的FISH检测结果表明:第43d(第Ⅲ阶段)和第162d(第Ⅶ阶段)的AOB比例分别为4.2%和5.7%,NOB比例分别为8.1%和9.8%。经过约160d的运行后,AOB和NOB在总菌群中的百分含量明显增多,所以 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率显著提高。

2.2 MUCT 工艺反硝化除磷及磷的去除

如图4所示,7个阶段MUCT工艺对磷的平均去除率分别是:94%、90%、51%、54%、90%、86%和60%;各阶段反硝化除磷占总除磷的平均比例分别是:76%、86%、90%、87%、91%、90%和

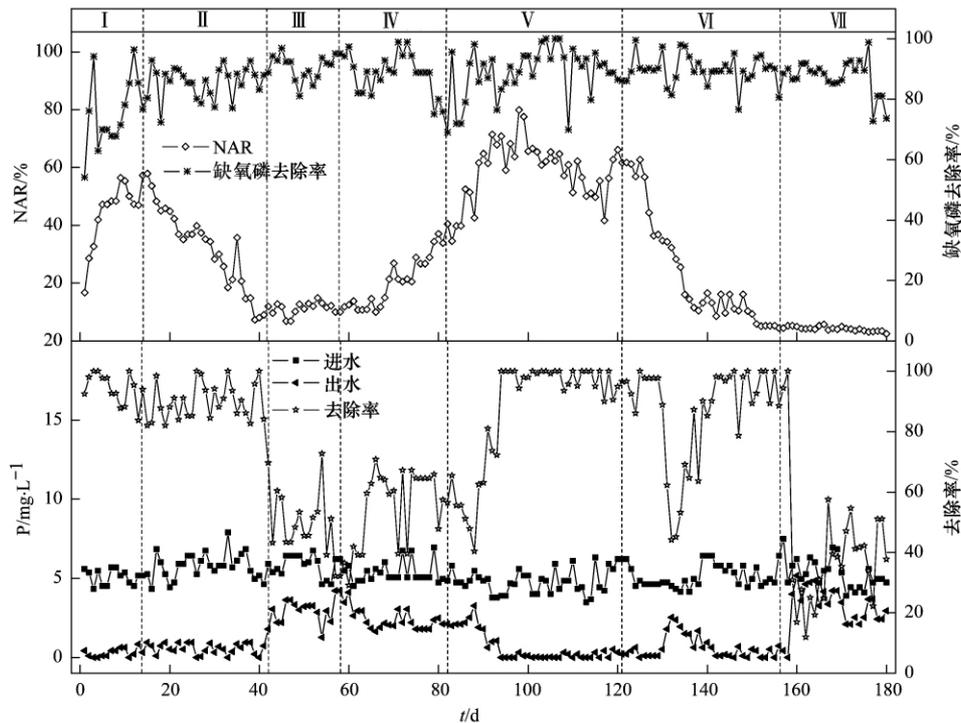
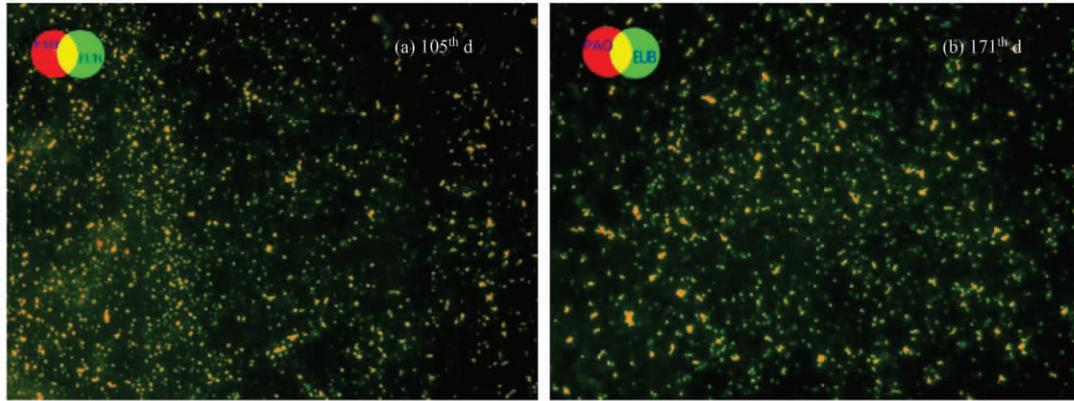


图4 MUCT 工艺磷的去除情况

Fig. 4 Phosphorus removal in MUCT process

88%。第 V 阶段短程硝化期磷的去除率比第 VII 阶段全程硝化期提高 30% ,其中反硝化除磷比例也略有提高 ,均以反硝化除磷为主 ,两阶段出水磷浓度分别为 $0.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $2.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。第 V 阶段和第 VII 阶段的 C/N 分别为 2 和 2.8 ,说明在较低的 C/N 比条件下短程硝化更有利于磷的去除。在试验的第 105 d (第 V 阶段) 和第 171 d (第 VII 阶段) 从反应器中取污泥样品进行 FISH 检测 ,如图 5 所示 ,2 个阶段污泥中 PAOs 所占比例分别为 36.8% 和 37.2% ,无明

显差别 ,但第 VII 阶段磷的去除率却下降。产生这种现象的主要原因是: 第 V 阶段亚硝酸盐积累率为 60% ~ 80% ,除磷主要是通过以 NO_2^- 为电子受体的反硝化除磷完成; 第 VII 阶段是全程硝化阶段 ,除磷主要通过以 NO_3^- 为电子受体的反硝化除磷完成。以 NO_2^- 为电子受体的反硝化可以节省 40% 的碳源^[3,4,18] ,因此在原水碳源不足的情况下 ,以 NO_2^- 为电子受体的反硝化除磷对有限碳源的利用率更高 ,短程硝化更有利于磷的去除。



FITC 标记 EUB_{mix} ,目标是 Eubacteria; Cy3 标记 PAOmix ,目标菌 PAOs

图 5 第 105 d 和第 171 d PAOs 的 FISH 检测结果对比

Fig. 5 FISH results of 105th d and 171st d for PAOs

2.3 反硝化除磷批次试验

根据文献 [25, 26] 中报道的方法设计批次试验 ,用以考察 MUCT 工艺在全程硝化和短程硝化状态下系统的反硝化除磷性能。分别在试验的第 105 d (第 V 阶段短程硝化) 和第 171 d (第 VII 阶段全程硝化) 取好氧区污泥进行批次试验 ,以乙酸钠为碳源 ,在碳源不足 ($\text{COD} = 100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 和碳源充足 ($\text{COD} = 400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 两种情况下进行污泥的好氧吸磷和缺氧吸磷试验。试验结果如图 6 所示。

碳源充足情况下的试验结果如图 6 (b) 和图 6 (d) 所示。缺氧吸磷的批次试验进行到 240 min 之后出现了释磷现象。这是由于 $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 作为电子受体不足以完成全部吸磷过程 , NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 耗尽时 ,即吸磷结束时磷浓度仍剩余 $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上 ,此时系统进入真正的厌氧状态 ,而且碳源充足 ,因此 DPBs 开始释磷。短程硝化的第 105 d 最大好氧吸磷速率 $K_{\text{omax}} [m(\text{P})/m(\text{MLVSS})\cdot t]$ 为 $22.57 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, NO_2^- 为电子受体的最大缺氧吸磷速率 $K_{\text{axmax1}} [m(\text{P})/m(\text{MLVSS})\cdot t]$ 为 $8.47 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, NO_3^- 为电子受体的最大缺氧吸磷速率 $K_{\text{axmax2}} [m(\text{P})/m(\text{MLVSS})\cdot t]$ 为 8.83

$\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。因此 ,可以近似认为以 NO_2^- 和 NO_3^- 为电子受体的 DPBs 相对于 PAOs 的代谢活性分别为 37.5% 和 39.1%。全程硝化的第 171 d , K_{omax} 为 $23.67 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, K_{axmax1} 为 $8.93 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, K_{axmax2} 为 $9.14 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$,可以近似认为以 NO_2^- 和 NO_3^- 为电子受体的 DPBs 相对于 PAOs 的代谢活性分别为 37.7% 和 38.6% ,与短程硝化无明显差别。批次试验证明: 在碳源充足的条件下 ,MUCT 系统短程硝化期间 (第 105 d) 和全程硝化期间 (第 171 d) 活性污泥中以 NO_2^- 和 NO_3^- 为电子受体的 DPBs 的代谢活性基本相当。

碳源不足条件下的试验结果如图 6 (a) 和图 6 (c) 所示 ,105 d 时 K_{axmax1} 为 $5.40 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, K_{axmax2} 为 $4.19 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$; 171 d 时 K_{axmax1} 为 $4.46 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, K_{axmax2} 为 $1.82 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。与碳源充足情况下的试验结果 [图 6 (b) 和图 6 (d)] 相比 ,无论是短程硝化状态还是全程硝化状态 , K_{axmax1} 和 K_{axmax2} 均明显下降。尤其是全程硝化的 171 d ,与碳源充足的图 6 (d) 相比 ,碳源不足时 K_{axmax1} 下降了 $4.27 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$, K_{axmax2} 下降了 $7.32 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ [图 6 (c)] ,下降幅度更大。上述结果表明: ①全程

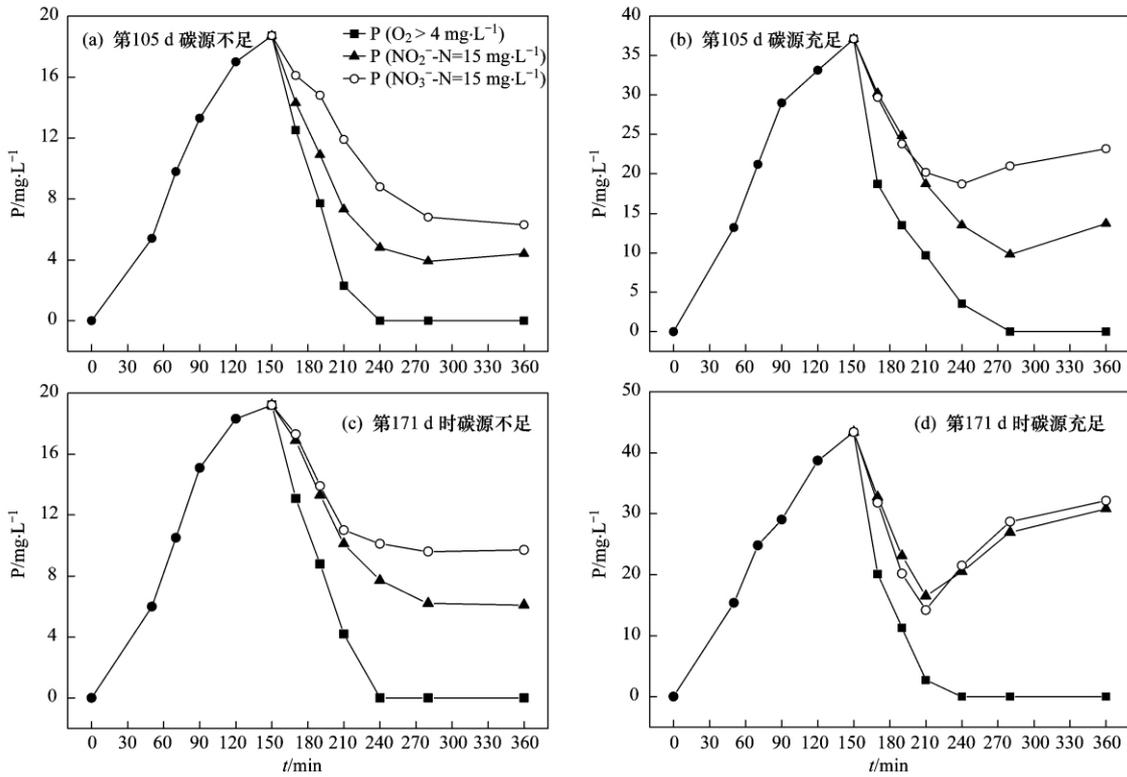


图 6 好氧吸磷和缺氧吸磷批次试验

Fig. 6 Batch experiments of aerobic and anoxic phosphorus uptake

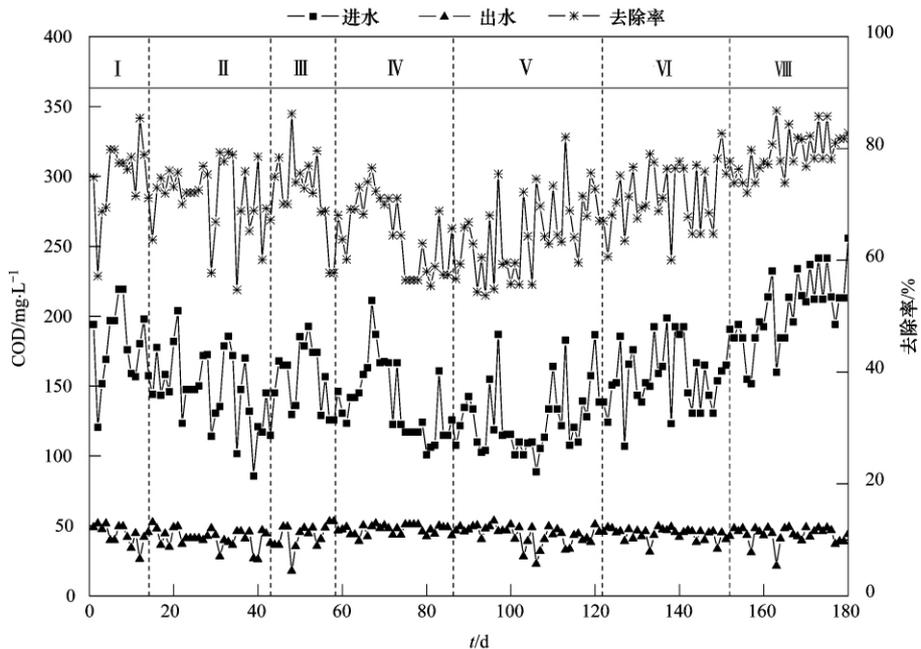


图 7 MUCT 工艺对 COD 的去除

Fig. 7 Removal of COD of the MUCT process during operation

硝化和短程硝化时期,碳源不足时以 NO_2^- 和 NO_3^- 为电子受体的反硝化除磷菌代谢活性均下降; ②碳源不足时,全程硝化状态下的反硝化除磷代谢活性比短程硝化时下降幅度更大. 批次试验及 FISH 试

验结果(图 5) 都表明: 全程硝化的第 VII 阶段,除磷性能恶化的主要原因并非是活性污泥中 PAOs 数量的减少,而是低 C/N 比生活污水碳源不足. 因此,在处理低 C/N 比生活污水时,在短程硝化模式下实现

反硝化除磷对于稳定系统的除磷效果具有重要意义。

2.4 MUCT 工艺中 COD 的去除

如图 7 所示, 试验期间进水 COD 范围为 $86 \sim 256 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。7 个阶段平均出水 COD 均低于 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。COD 去除效果稳定的原因主要有以下 3 点: ①系统厌氧区进水包括两部分(图 1) 试验原水(水质见表 1) 和缺氧 1 区回流液, 两部分进水中 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 含量都较低, 消除了 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 对厌氧释磷反应的影响^[27 28], 使 PAOs 可以充分吸收进水中的 VFA 进行厌氧释磷反应并降低 COD 浓度; ②本工艺缺氧区体积占反应区总体积的 2/7, 厌氧出水剩余的有机物能在后续的反硝化过程作为碳源被降解, 缺氧末期 COD 浓度已经下降到 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下; ③剩余的少部分有机物在好氧区被异养菌好氧分解。

3 结论

(1) 在处理实际生活污水的 MUCT 系统中通过控制 DO 和 HRT 实现短程硝化。温度对连续流短程硝化有重要影响, $23 \sim 28^\circ\text{C}$ 条件下, 系统可以实现短程硝化反硝化; $18 \sim 22^\circ\text{C}$ 条件下, 短程硝化被破坏。

(2) MUCT 工艺表现出较好的反硝化除磷性能, 反硝化除磷对总磷去除的贡献可以达到 90%。短程硝化期间磷的去除效果明显优于全程硝化期间, 但 FISH 试验结果表明两阶段污泥中 PAOs 占总菌群的比例基本相同。因此, 在原水碳源不足的情况下, 以 NO_2^- 为电子受体的反硝化除磷对有限碳源的利用率更高, 短程硝化更有利于磷的去除。

(3) 不同硝化模式下污泥的批次试验表明: 全程硝化和短程硝化时期, 碳源不足时以 NO_2^- 和 NO_3^- 为电子受体的反硝化除磷菌代谢活性均下降, 但全程硝化状态下的反硝化除磷代谢活性比短程硝化时下降幅度更大。因此, 在处理低 C/N 比生活污水时, 在短程硝化模式下实现反硝化除磷更有利于稳定系统的除磷效果。

参考文献:

[1] Merzouki M, Bernet N, Delgenes J P, et al. Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2005, **96**(12): 1317-1322.

[2] Kishida N, Kim J, Tsuneda S, et al. Anaerobic/oxic/anoxic granular sludge process as an effective nutrient removal process utilizing denitrifying polyphosphate-accumulating organisms [J]. *Water Research*, 2006, **40**(12): 2303-2310.

[3] Carvalho G, Lemos P C, Oehmen A, et al. Denitrifying phosphorus removal: linking the process performance with the microbial community structure [J]. *Water Research*, 2007, **41**(19): 4383-4396.

[4] Lee H W, Park Y K. Characterizations of denitrifying polyphosphate-accumulating bacterium *paracoccus* Sp Strain Ykp-9 [J]. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 2008, **18**(12): 1958-1965.

[5] Wang X L, Ma Y, Peng Y Z, et al. Short-cut nitrification of domestic wastewater in a pilot-scale A/O nitrogen removal plant [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2007, **30**(2): 91-97.

[6] Hascoet M C, Florentz M. Influence of nitrates on biological phosphorus removal nutrient wastewater [J]. *Water SA*, 1985, **11**(1): 23-26.

[7] Gerber A, De Villiers R H, Mostert E S, et al. The phenomenon of simultaneous phosphate uptake and release, and its importance in biological nutrient removal [A]. In: *Biological Phosphate Removal from Wastewaters* [M]. Oxford: Pergamon Press, 1987. 123-134.

[8] Comeau Y, Oldham W K, Hall K J. Dynamics of carbon reserves in biological dephosphatation of wastewater [A]. In: *Biological Phosphate Removal from Wastewaters* [M]. Oxford: Pergamon Press, 1987. 39-55.

[9] Kuba T, Smolders G, Van Loosdrecht M C M, et al. Biological phosphorus removal from wastewater by anaerobic/anoxic sequencing batch reactor [J]. *Water Science and Technology*, 1993, **27**(5-6): 241-252.

[10] Saito T, Brdjanovic D, Van Loosdrecht M C M. Effect of nitrite on phosphate uptake by phosphate accumulating organisms [J]. *Water Research*, 2004, **38**(17): 3760-3768.

[11] Wang Y Y, Pan M L, Yan M, et al. Characteristics of anoxic phosphorus removal in sequence batch reactor [J]. *Journal of Environmental Science*, 2007, **19**(7): 776-782.

[12] Wang Y Y, Geng J J, Ren Z J, et al. Effect of anaerobic reaction time on denitrifying phosphorus removal and N_2O production [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(10): 5674-5684.

[13] Ng W J, Ong S L, Hu J Y. Denitrifying phosphorus removal by anaerobic/anoxic sequencing batch reactor [J]. *Water Science and Technology*, 2001, **43**(3): 139-146.

[14] 丁彩娟, 吉芳英, 高小平, 等. A/ASBR 中 PHB 转化与反硝化吸磷的关系研究 [J]. *重庆建筑大学学报*, 2005, **27**(3): 80-84.

[15] 李勇智, 彭永臻, 王淑莹. 厌氧/缺氧 SBR 反硝化除磷效能的研究 [J]. *环境污染治理技术与设备*, 2003, **4**(6): 9-12.

[16] 罗国源, 罗宁, 吉方英, 等. 新型双泥生物反硝化除磷脱氮工艺 [J]. *中国给水排水*, 2002, **18**(9): 4-7.

[17] 杨永哲, 林燕, 袁林江, 等. 反硝化聚磷的诱导效果试验 [J]. *中国给水排水*, 2003, **19**(3): 8-10.

[18] Hu Z R, Wentzel M C, Ekama G A. Anoxic growth of phosphate-accumulating organisms (PAOs) in biological nutrient

- removal activated sludge systems [J]. *Water Research*, 2002, **36** (19): 4927-4937.
- [19] Kuba T, Van Loosdrecht M C M, Brandse F A, *et al.* Occurrence of denitrifying phosphorus removing bacteria in modified UCT-type wastewater treatment plants [J]. *Water Research*, 1997, **31**(4): 777-786.
- [20] Ostgaard K, Christensson M, Lie E, *et al.* Anoxic biological phosphorus removal in a full-scale UCT process [J]. *Water Research*, 1997, **31**(11): 2719-2726.
- [21] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 200-281.
- [22] Amann R I, Ludwig W, Schleifer K H. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation [J]. *Microbiological Reviews*, 1995, **59**(1): 143-169.
- [23] Daims H, Brühl A, Amann R, *et al.* The domain-specific probe Eub338 is insufficient for the detection of all *bacteria*: development and evaluation of a more comprehensive probe set [J]. *Systematic and Applied Microbiology*, 1999, **22**(3): 434-444.
- [24] Crocetti G R, Hugenholtz P, Bond P L, *et al.* Identification of polyphosphate-accumulating organisms and design of 16S rRNA-directed probes for their detection and quantitation [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2000, **66**(3): 1175-1182.
- [25] Wachtmeister A, Kuba T, Van Loosdrecht M C M, *et al.* A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge [J]. *Water Research*, 1997, **31** (3): 471-478.
- [26] Meinhold J, Filipe C D M, Daigger G T, *et al.* Characterization of the denitrifying fraction of phosphate accumulating organisms in biological phosphate removal [J]. *Water Science and Technology*, 1999, **39**(1): 31-42.
- [27] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z, *et al.* Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2003, **84** (2): 170-178.
- [28] Hu J Y, Ong S L, Ng W J, *et al.* A new method for characterizing denitrifying phosphorus removal bacteria by using three different types of electron acceptors [J]. *Water Research*, 2003, **37**(14): 3463-3471.