研究论文

短程硝化颗粒污泥 SBR 的快速启动与维持

吴 蕾,彭永臻,王淑莹,马 勇

(北京工业大学环境与能源学院,北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室,北京100124)

摘要:为探究短程硝化污泥快速颗粒化的最佳条件,采用 SBR 反应器,在温度 28℃,曝气量 0 2 m³・h⁻¹,溶 解氧(DO) > 2 0 mg・L⁻¹,污泥龄(SRT)为 15 d 的运行工况下,缩短沉降时间为 2 min,通过以 pH 作为氨 氧化过程的控制参数,优化曝气时间,防止过曝气,经过 80 周期(19 d)成功实现短程硝化絮状污泥的颗粒化, 并维持稳定。形成的颗粒污泥粒径在 1 5~2 0 mm 之间,对 COD 和氨氮的去除率分别达到 80%和 95%,亚硝 酸盐积累率(NO²₂-N/NO^{*}₄-N)平均达到 95%。分子生物学 FISH 技术对颗粒污泥菌群结构的定量分析表明, AOB 依旧是优势菌群,约占 17.8% 左右,NOB 占 0 6%。曝气初期 FA 的抑制和实时控制是启动和维持颗粒污 泥短程硝化性能的主要原因。

关键词: SBR; 短程硝化; 快速培养; 颗粒污泥; 实时控制 中图分类号: X 703 1 文献标识码: A 文章编号: 0438-1157 (2010) 11-2931-07

Quick start and maintenance of nitrifying granular sludge in SBR process

WU Lei, PENG Yongzhen, WANG Shuying, MA Yong

(Key Laboratory of Beijing f or Water Quality Science and Water Environmental Recovery Engineering, College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: In order to explore the optimal conditions of nitrifying sludge granulation, test was carried out in a sequencing batch reactor (SBR) at operation conditions: temperature 28 °C, aeration 0.2 m³ • h⁻¹, dissolved oxygen (DO) > 2.0 mg • L⁻¹, sludge age (SRT) 15 d, leading to settling time shorten to 2 min The granulation of nitrifying floccular activated sludge was achieved successfully after 80 stable cycles (19 d) by parameter control of ammonia oxidation process, by optimization of aerobic time and against over-aeration, and average diameter of sludge granular obtained was between 1. 5–2.0 mm. The efficiency of COD and ammonia removal was 80% and 95%, respectively. The nitrite accumulation rate (NO²₂-N/ NO^x₄-N) was over 95%. The quantitative results from fluorescence *in situ* hybridization (FISH) analysis for molecular biology show that the dominant micro-organism was still AOB, about 17.8% of total bacteria, while NOB only 0.6%. The main factors for stable performance of nitrification were FA inhibition and real-time control

2010-01-04 收到初稿,2010-03-05 收到修改稿。 联系人:彭永臻。第一作者:吴蕾 (1982-),女,博士研 究生。

基金项目:国家自然科学基金项目(50808004);北京市高校 人才强教深化计划高层次人才项目(PHR 20090502);北京市教委 科技创新平台项目(PXM 2008_014204_050843)。 Received date: 2010- 01- 04

Corresponding author: Prof. PENG Yongzhen, pyz@ bjut edu en Foundation item supported by the National Natural Science
Foundation of China (50808004), Funding Project for Academic Human Resources Development in Institutions of Higher Learning under the Jurisdiction of Beijing Municipality (PHR 20090502) and the Project of Scientific Research Base and Scientific Innovation Platform of Beijing Municipal Education Commission (PXM 2008 014204 050843).

© 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

Key words: SBR; nitrification; rapid cultivation; granular sludge; real-time control

引 言

近年来, 好氧颗粒污泥作为一种新型的微生物 固定技术、凭借其优良的沉降性能和较高的生物 量,已经成为生物污水处理领域研究的新热点[1]。 利用好氧颗粒污泥进行生物脱氮所面临的首要问题 就是污泥培养与稳定运行。好氧颗粒污泥的颗粒化 过程,是一个微生态系统的形成过程,培养条件的 变化直接影响到组成好氧颗粒污泥微生物种群的结 构和分布,如水质和接种污泥^[26]、温度^[79]、曝气 强度^[4,10]、沉降时间^[11] 等。而硝化微生物生长缓 慢、细胞产率低,因此硝化细菌占据优势的硝化颗 粒污泥的培养比普通好氢颗粒污泥更具难度,影响 因素也相对复杂。连续流反应器中硝化颗粒污泥的 培养可分为以下两类: ①模仿厌氧颗粒污泥的形成 模式培养硝化颗粒: ②以硝化生物膜反应器培养硝 化颗粒。但都存在着反应体系复杂、运行要求高、 颗粒污泥形成所需要的环节多、周期长以及所占微 生物总量比重小等缺点[12]。近几年来,人们对好 氧颗粒污泥的研究集中在了 SBR 反应器上,认为 SBR 反应器对于好氧颗粒污泥的形成具有独到的 优势,主要表现为:①SBR 反应器较大的高径比 可以增加不同沉降速度对颗粒的选择压力,并产生 有利干颗粒污泥形成的升流式流态,加快颗粒污泥 的培养: ②SBR 反应器间歇供氧、间歇运行的工 作方式,通过沉降时间的缩短产生选择要素,有利 于颗粒污泥的形成。

短程硝化是将硝化过程控制在 NO2-N 阶段, 获得稳定的 NO2-N 积累,可实现碳源和能源的节 省。本文利用 SBR 反应器,以短程絮状污泥为接 种污泥,通过探讨温度、DO、SRT 和 pH 值以及 其他环境条件的合适控制范围,实现了短程硝化颗 粒污泥的快速培养,系统性能维持稳定。

材料与方法

1.1 SBR反应器及运行

试验采用 SBR 反应器,高 50 cm,直径 20 cm,总体积 12 L,有效容积为 10 L,由有机玻璃 制成,上部为圆柱形,底部泥斗为圆锥形 (高 9 cm),在反应器壁上的垂直方向设置一排间距 10 cm,的取样口,底部设有排泥管。采用机械搅拌为 颗粒污泥提供剪切力,以黏砂块作为微孔曝气器, 采用鼓风曝气,转子流量计控制恒定曝气量为02 $m^3 \cdot h^{-1}$ 。由温度控制仪控制反应器内温度,保持 在 (28 ± 0.5) ℃。Multi 340i 型便携式多功能 pH 值、DO 测定仪在线测定反应过程中的 pH 值和 DO。SBR 反应器的运行通过时间程序控制器实现 对反应过程的自动控制,每天运行 3~4 个周期, 每个周期包含 8 min 进水, 3~4 h 好氧曝气,2 min 沉淀,2 min 排水和 2 min 闲置时间。每个周 期排水 6 L,进水 6 L,排水比为 6/10,水力停留 时间大约为 10~13 h,硝化颗粒污泥稳定后,在 停曝气之前定时排出一定量的污泥,SRT 控制为 15 d。

1.2 试验水质与接种污泥

本试验采用人工模拟废水启动反应器,以乙醇 为有机碳源,保持 400 mg • L⁻¹不变,NH⁴₄ - N 浓 度为 200 mg • L⁻¹,其他具体成分见表 1。为快速 实现短程硝化颗粒污泥,本试验直接选取具有短程 硝化能力的絮状污泥为接种污泥,该污泥沉降性能 良好,接种 MLSS 为 2200 mg • L⁻¹,SVI 为 64 ml • g⁻¹。

表 1 人工模拟废水成分组成 Table 1 Compositions of artificial wastewater

C :::	с:	Trace nutrient composition			
Composition	Concentration	/ mg • L- 1			
et h anol	0 4 ml• L-1	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	1500		
NH ₄ Cl	0 76 g• L ⁻¹	H ₃ BO ₃	150		
$\mathrm{KH}_{2}\mathrm{PO}_{4}$	0 04 g• L ⁻¹	$CuSO_4 \bullet 5H_2O$	30		
$MgSO_4 \bullet 7H_2O$	0 02 g • L ⁻¹	KI	180		
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	0 01 g• L ⁻¹	$M nC l_2 \cdot 4H_2O$	120		
trace nutrient	0 575 ml· L^{-1}	$\mathrm{N}a_2\mathrm{M}o\mathrm{O}_4\bullet2\mathrm{H}_2\mathrm{O}$	60		
		$ZnSO_4 \bullet 7H_2O$	120		
		$C \circ Cl_2 \bullet 6H_2O$	150		
		EDTA	10000		

1.3 分析方法

COD、NH[‡]-N、NO³-N、NO²-N、MLSS</sub> 等指标均采用国家规定的标准方法测定^[13]。颗粒 采用奥林巴斯BX-51及C24040ZOOM数码相机进 行微生物相观察。取出部分颗粒污泥,清洗后,经 25%戊二醛固定 1.5 h 后,用磷酸缓冲液清洗 3 遍,随后经 50%、70%、80%、90%和 100%乙醇 脱水,最后用乙酸异戊酯置换,干燥后,在样品表 面镀上一层 1500 nm 厚度的金属膜,采用扫描电 镜进行观察。本试验采用的扫描电镜的型号是 HIT ACHI S 4300 型 (Japan)。

颗粒污泥粒径分布采用湿筛分法,以质量百分 比表示。从反应器中取出部分污泥颗粒,清洗后, 分别通过孔径为 2.5、20、1.5、1.0 mm 的分样 筛,测量留在筛网上的颗粒质量,然后将各部分 相加得到 污泥 总重,最终确定 每一部分所占 比例。

按照 Amann 的操作方法进行荧光原位杂交技 术(FISH)分析^[14]。首先对污泥样品进行固定。 取固定后的污泥样品经超声分解,将样品滴加在明 胶包被过的载玻片上,空气中干燥后先后浸泡于 50%、80%和98%的乙醇溶液中脱水3min。随后 将荧光标记的寡核苷酸探针溶解于杂交缓冲液中, 在46℃下与污泥样品杂交2h。杂交结束后,采用 洗脱缓冲液在48℃下洗脱20min。干燥后的样品 上滴加抗荧光衰减液,每个污泥样品随机拍摄20~ 25 张照片用 IPP6.0 Software 进行统计分析。 FISH分析中采用的寡核苷酸探针见表2,其中 EUBmix 由EUB338、EUB338 II、EUB338 III按 浓度比1:1:1 混合组成,其需要的甲酰胺浓度采 用目标探针杂交所需的甲酰胺浓度。

表 2 FISH 分析中采用的寡核苷酸探针 Table 2 16S rRNA targeted oligonucleotide probes

Prob e	Specificity	Probe sequence (5-3)	FA/ %
EU Bm ix	almost all Eubacteria	FIT C	
NS0190	ammonia oxidizing	Cy3	55
	β- Pr oteo bac ter ia		
NIT 3	Nitrobacter	Cy3	40
Nstpa662	Nitrospira	Cy3	35

2 结果与讨论

21 短程硝化颗粒污泥的培养过程

在 SBR 反应器中接种沉降性能良好的短程絮 状污泥,其 MLSS 为 2172 mg • L⁻¹,SVI 为 64 ml • g⁻¹,第一周期硝化结束后出水 NH⁴₄ - N 和 NO³ - N 小于 1 mg • L⁻¹,说明该接种污泥具有良 好的短程硝化功能与沉降性能。为促使颗粒污泥形 成,本试验将反应器的时间设置为 2 min,致使部 分沉降性能较差的污泥随出水流出,MLSS 呈下降 趋势 10在第012 周期 (第 3 d)。时, MLSS 于降到 1498 mg • L⁻¹,由于曝气时间保持不变(3 h), 以至于出水 NH⁴-N 浓度达到 47.3 mg • L⁻¹, NH⁴-N 的去除率为 62%。随着培养周期的增加, MLSS 不断增加,SVI 逐渐降低,出水 NH⁴-N 浓 度不断下降,在第 28 周期时,MLSS 增加到 3344 mg • L⁻¹,SVI 稳定在 35~40 ml • g⁻¹之间,出水 NH⁴-N 浓度下降为 15.2 mg • L⁻¹,NH⁴-N 的去 除率为 85.9%,如图 1 和图 2 所示。



during cultivation of nitrifying granules

为降低出水氨氮浓度,从第36周期开始,通 过实时监控 SBR 反应器中 pH 值的变化调节曝气 时间。硝化过程中 pH 值先上升 (有机物降解) 后 下降 (氨氮降解) ,因此在有机物降解完后连续投 加 NaHCO3 溶液, 目的是增加硝化细菌所需要的 无机碳源、同时补充硝化过程中所需要的碱度。在 氨氮氧化即将结束时, pH 值开始回升, 此时停止 曝气、防止 NO2-N 进一步氧化成 NO3-N、既保 证污泥的短程硝化特性,又保证了 NH_4^4 -N 去除 率、出水 NH⁴-N 在 0 59~ 3 mg · L⁻¹之间、 NH_4^+ - N 的去除率和 NO₂⁻ - N 的积累率 (NAR) 平 均在 95% 和 97%, 如图 2 所示。在第 30 周期时, 通过镜检发现,反应器内已经出现了较小的颗粒污 泥,但是还有大量的絮状污泥共存,SVI已经下降 到 40 ml \cdot g⁻¹。在第 60 周期时,发现颗粒污泥已 经明显长大,并且在反应器内占主要地位,肉眼可 见,如图 3(c)所示。 污泥从最初的絮状结构形成 了形态多样的颗粒污泥,其大小不一,大多呈椭球 形和长棒形,表面有少量丝状菌缠绕。到第80周 s期时Ho颗粒污泥变得更加密实, 促其表面仍有ch些



图 2 短程硝化颗粒污泥在培养过程中氨氮和亚硝酸盐积累率的变化 Fig. 2 Variation of ammonia and NO₂⁻/NO_r⁻ ratio during cultivation of nitrifying granules



(a) seed sludge



(c) 60th cycle



(b) 30th cycle







裂痕和孔道,这些裂痕和孔道可以作为底物和产物 的通道,如图 3(d)所示。图 4 为第 80 周期时的 颗粒污泥粒径分布。粒径范围在 0~1.0 mm、 1.0~1.5 mm、1.5~2.0 mm、2 0~2.5 mm 的颗 粒污泥的质量分数分别为 18 01%、28.89%、 40.9%、4 52%,大于 2.5 mm 的占 7.66%,颗 粒污泥粒径大多集中在 1.5 mm 左右。Tay等^[6]利 用人工配水得到的好氧硝化颗粒污泥平均粒径为 0.25 mm,高景峰^{15]}利用实际生活污水培养成熟 的好氧硝化颗粒污泥粒径大多分布在 0 5 mm, 与 本试验相比, 其粒径较小主要原因可能是使用实际 生活污水且进水氨氮负荷较低。

对接种的短程硝化絮状污泥进行的 FISH 试验 结果表明,接种污泥中 AOB 和 NOB 的相对数量 分别为 7% 和 0 75%,可见该污泥中 AOB 为优势 菌。反应器启动后,经过了 80 个周期的颗粒污泥 的培养,短程硝化特性非常稳定,并未遭到破坏。 此时的 FISH,试验结果显示,针对 AOB 的特异性







图 5 短程硝化颗粒污泥 AOB 分布 (80 周期) Fig. 5 FISH images of partial aerobic granules (80th cycle)

探针则杂交点较多,相对数量已经占到了17.8%, 而NOB则很少,相对数量低于0.6%。FISH结果 表明(如图5所示),AOB依旧为优势硝化菌群, 污泥种群结构并未发生变化,短程硝化维持稳定。 22 硝化颗粒污泥培养时间对比

絮状污泥的快速颗粒化是深入研究颗粒污泥性 能与代谢机理的前提,而颗粒化的过程与工艺装置 和运行条件密切相关。文献中报道的硝化颗粒污泥 的培养方法,因其接种的污泥、进水水质和环境条 件各不相同,形成颗粒所需的时间也不同。表3列 举了众多研究者在培养硝化颗粒污泥所采用运行条 件及形成颗粒污泥所需要的时间。 条件, 进水 COD/ N = 2: 1, 温度 28 ℃, 曝气量 0 2 m³ • h⁻¹, DO> 2 0 mg • L⁻¹, pH> 7.0, 污 泥龄 (SRT) 为 15 d 的运行条件下, 控制污泥沉 降时间为 2 min, 通过 pH 值准确监控硝化反应进 程和曝气时间, 经过 80 周期 (19 d) 成功地将短 程硝化絮状污泥培养成短程硝化颗粒污泥。形成的 颗粒污泥大多呈椭球形和长棒形, 表面光滑, 边界 清晰, 粒径大多分布在 1.5~20 mm, 如图 4 所 示。该污泥具有良好的短程硝化特性, NO₂ - N 的 积累率一直稳定在95% 以上, 出水的 NO₃ - N 基本 在 1 mg • L⁻¹以下。下面对影响污泥颗粒化与短程 硝化的因素做详细讨论。

23 快速培养短程硝化颗粒污泥的影响因素分析 2 3 1 pH pH 对颗粒污泥的形成有很重要的影 响,低 pH 有利于颗粒污泥的形成。Yang 等^[21]表 明 pH 为 4 时, 有大量真菌存在, 颗粒污泥粒径可 达到 7 mm, 当 pH 为 8 时, 细菌占优势, 粒径仅 为4.8 mm。而硝化细菌生长的 pH 范围 5.8~ 8 5, 最适生长 pH 范围为 7.0~ 8.0, 如果 pH 值 降到6.0以下,可能对硝化细菌造成直接的伤害。 综合考虑,本试验调节进水的 pH 为 7.5。曝气开 始后,由于有机物的降解,使得 pH 升高,当有机 物降解结束后、NH4+N 开始氧化、pH 随着硝化 的进行逐渐降低。在氨氧化过程中,氧化1 mol NH_4^+ -N 会生成 2 mol H⁺。为防止降低的 pH 对硝 化过程产生抑制。在曝气 90 min 左右。启动恒流 泵加入 NaHCO3 溶液, 补充硝化过程中的碱度并 增加硝化细菌所需要的无机碳源。图6给出了一个 典型周期中 COD、NH⁴-N、NO³-N、NO²-N 和 pH 值的变化曲线。碱度的投加经历了不足、平衡 到过量的过程,当氨氧化反应即将结束时,碱度的 投加速率大于硝化产酸的速率, pH 开始回升 (见 图 6 中 B 点), 当 pH 回升至 7.3~7.4 时, 停止曝 气,防止过量曝气对短程造成破坏。

232 FA FA 的增加可降低细胞的疏水性和 EPS 的量,使好氧颗粒污泥培养失败。Yang 等^[22] 以乙酸为碳源培养颗粒污泥,当 FA 浓度小于 23.5 mg·L⁻¹时,颗粒污泥均可培养成功。目前, FA 对好氧颗粒污泥形成机理的影响尚不明确。但 是 FA 对硝化过程有抑制作用,尤其是亚硝酸盐到 硝酸盐的氧化,这对实现和维持短程硝化具有重要 意义。文献报道,当 FA 在 0 1~ 1.0 mg N·L⁻¹

○ 本文综合考虑实现短程硝化和颗粒污泥形成的 ◎ 内外-2011 Chang 等^[23] 研究表

表 3 文献中报道的硝化颗粒污泥培养的条件及形成时间

Table 3 Operational conditions and formation time for cultivation of aerobic granules in references

Ref	$T/^{\circ}\mathbb{C}$	Aeration/DO	$_{\rm pH}$	Substrate	Seed sludge	Settling time	Setting	Form ing tim e/ d
[16]	30	2 L • min ⁻¹ ,	7.5	inorgani c	methanogenic and	_	pilot scale airlift	30
		DO< 1 5 mg • L ⁻¹		wastewater	nit rit e type nit rif ying granule		type reactor	
[17]	25	_	7. 0	sodium acetate	anaerobic granular sludge	10-5 min	SBR	60
[18]	20-25	3 5 L • min ⁻¹ , 1 8-5 3 mg • L ⁻¹	7.0-7.6	inorganic wastewater	nitrifying floccular sludge	4 min	sequencing batch airlift reactor	50
[19]	—	0 036-0 93 L• (min• L bed) ⁻¹	${ m NaHCO_3}\ { m addition}$	inorganic wastewater	nitrifying floccular sludge	—	aerobic upflow fluidized bed	64
[20]	25	$0 \ 1 \ m^3 \cdot h^{-1}$	7.0-8.0	dom estic wastewater	nitrifying floccular sludge	8-4 min	SBR	33
this study	28	2 1-4 0 mg • L ⁻¹	7.0-7.5	organic wastewater	nitrifying floccular sludge	2 min	SBR	19

明,当 FA 为 0 2 mg N • L⁻¹时,发生了亚硝酸盐 积累。本实验在培养过程中控制排水比为 6/10, 上一周期残留的亚硝酸盐进入下一周期,如图 6 所 示,这可能为 N OB 的生长提供了底物,不利于 NOB 的淘洗。但是进水氨氮浓度为 200 mg • L⁻¹, 进入反应器稀释后,氨氮浓度在 110~120 mg • L⁻¹之间,其相应的 FA 浓度在 1 1~ 1.8 mg N • L⁻¹之间。高浓度的 FA 足以防止残留的 NO₂² - N 向 NO₃³ - N 的进一步氧化。

另外,在硝化反应前 0.5 h 内,在系统中发现 了同步硝化反硝化 (SND) 现象,如图 6 阶段 A 所示。随着 NH⁴-N 的氧化 NO⁵-N 没有相应增加 反而有所减少,分析其主要原因是,颗粒污泥的特 殊结构形成了利于同步硝化反硝化的好氧/缺氧微 环境。好氧硝化菌及氨氧化菌主要分布在颗粒污泥 的外表面,反硝化菌在颗粒内部的缺氧区占优势。 进水中的碳源扩散至厌氧区将系统中的 NO⁵-N 还





原,直接以气态产物形式去除,从而减少了NOB 生长需要的底物,更有利于短程硝化的维持。

研究发现^[4],只有当上升气速达到 1.2 cm • s⁻¹时,SBR 中才能形成好氧颗粒污泥。本试验通 过调控上升气速和搅拌器搅拌速度来提供体系内的 剪切力,为2 66 cm • s⁻¹。反应过程中的 DO 浓度 在 2. 1~ 4.2 mg • L⁻¹,虽然 DO 浓度较高,但并 没有影响上周期残留的亚硝酸盐向硝酸盐氧化,主 要原因是进水高 FA 抑制了 NOB 的活性。同时, 通过 pH 准确判断硝化反应进程,实现硝化过程中 曝气时间的优化控制,防止过量曝气,从而达到了 稳定维持短程硝化的目的。

3 结 论

(1)本研究中,接种具有短程硝化功能的絮状 污泥,以乙醇为碳源的模拟废水为处理对象,在温度 28℃、DO浓度 2 1~40 mg•L⁻¹、污泥龄 15 d条件下,逐渐缩短沉降时间为 2 min,通过 pH 准确监控硝化反应进程和曝气时间,经过 80 个周期(19 d)实现了短程硝化颗粒污泥的快速培养。 培养的短程硝化颗粒污泥结构密实,平均粒径分布 在 1.5~20 mm 之间。FISH 技术对颗粒污泥菌群 结构的定量分析表明,AOB 依旧为优势菌,占全 部菌群的 17.8% 左右。

(2) 联合优化颗粒污泥培养和实现短程硝化的运行工况,在本试验的操作条件下,曝气初期高 FA 抑制 NOB 活性,提前停曝气,控制较短的污 泥龄,限制了 NOB 增殖,维持 AOB 优势菌群的 地位。FA 的抑制作用和过程控制是维持颗粒污泥 短程硝化性能的主要原因。

- Fig. 6 Variation of pollutants and pH in one cycle . 短程硝化性能的主要原因。 ◎ 1994-2011 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

References

- [1] Adav S S, Lee D J, Show K Y, Tay J H Aerobic granular sludge: recent advances *Biotechnology A dvances*, 2008, 26 (5): 411423
- [2] Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, Morgenroth E, Wilderer P A, Heijenen J J Aerobic granulation in a sequencing batch reactor Water Research, 1999, 33 (10): 2283-2290
- [3] Peng D C, Bernet N, Delgenes J P, Moletta R Aerobic granular sludge —a case report Water Research, 1999, 33 (3): 890 893
- [4] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2001, 57 (1/2): 227-233
- [5] Jiang H L, Tay J H, Tay S T L Aggregation of immobilized activated sludge cells into aerobically grown microbial granules for the aerobic biodegradation of phenol Letters in Applied Microbiology, 2002, 35 (5): 439 445
- [6] Tay J H, Yang S F, Liu Y. Hydraulic selection pressure induced nitrifying granulation in sequencing batch reactors *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2002, 59 (2/3): 332-337
- [7] de Kreuk M, Heijnen J J, van Loosdrecht M C
 M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge *Biotechnology and Bioengineering*, 2005, 90 (6): 761-769
- [8] Zitomer D H, Duran M, Albert R, Guven E. Thermophilic aerobic granular biomass for enhanced settleability. Water Research, 2007, 41 (4): 819-825
- [9] Lu Ranchao (卢然超), Zhang Xiaojian (张晓健), Zhang Yue (张悦), Zhu Jianrong (竺建荣). Aerobic sludge granulation and biological phosphorus removal in different operating conditions of SBR *Environmental Science* (环境 科学), 2001, 22 (2): 87 90
- [10] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Effects of aeration intensity on formation of phenol fed aerobic granules and extracellular polymeric substances Applied Microbiology and Biotechnology, 2007, 77 (1): 175 182
- [11] Wang Qiang (王强), Chen Jian (陈坚), Du Guocheng (堵国成). Studies on aerobic granular sludge cultivated under selective pressure *Environmental Science* (环境科学), 2003, 24 (4): 99 104
- [12] Wang Jianlong (王建龙), Zhang Zijian (张子健), Wu
 Weiwei (吴伟伟). Research advances in aerobic granular
 sludge Acta Scientiae Circumstantiae (环境科学学报),

2009, **29** (3): 449 473

- [13] APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 18th ed Washington DC: American Public Health Association, America Water Works Association and Water Environment Federation, 1992
- [14] Amann R I In situ identification of micro-organisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes//Molecular Microbial Ecology Manual Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1995
- [15] Gao Jingfeng (高景峰). Effects of settling time and biofilm on the cultivation of nitrifying aerobic granular sludge *Environmental Science* (环境科学), 2007, 28 (6): 1245 1251
- [16] Tokutomi T, Kiyokawa T, Shibayarna C, Harada H, Ohashi A. Effect of inorganic carbon on nitrite accumulation in an aerobic granule reactor//International Conference on Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Streams Cracow, Poland: IWA Publishing, 2005
- [17] Hu L, Wang J, Wen X H, Qian Y. The formation and characteristics of aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR) by seeding an aerobic granules Process Biochemistry, 2005, 40 (1): 511
- [18] Kim D J, Seo D. Selective enrichment and granulation of ammonia oxidizers in a sequencing batch airlift reactor *Process Biochemistry*, 2006, 41 (5): 1055 1062
- [19] Tsuneda S, Ejiri Y, Nagano T, Hirata A Formation mechanism of nitrifying granules observed in an aerobic upflow fluidized bed (AUFB) reactor//5th IWA International Conference on Biofilm Systems Cape Town, South Africa: IWA Publishing, 2003
- [20] Gao Jingfeng (高景峰), Zhou Jianqiang (周建强), Peng Yongzhen (彭永臻). Rapid cultivation of aerobic granular sludge for shortcut nitrification of domestic wastewater Acta Scientiae Circumstantiae (环境科学学报), 2007, 27 (10): 1604-1611
- [21] Yang S F, Li X Y, Yu H Q. Formation and characterisation of fungal and bacterial granules under different feeding alkalinity and pH conditions *Process Biochemistry*, 2008, 43 (1): 8-14
- [22] Yang S F, Tay J H, Liu Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules *Biochemical Engineering Journal*, 2004, 17 (1): 41-48
- [23] Chang J S, Cha G C, Kim D J Nitrite accumulation characteristics in the nitrification of high strength ammonia was tewater with biofilm airlift suspension reactor *H w ahak K ong hak*, 2002, 40: 114