ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第9期

Vol.38 No.9

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第38卷 第9期
2017年9月15日

目 次

利用好氧颗粒污泥持续增殖启动高性能亚硝化反应器

高军军[1],钱飞跃[1,3,4],王建芳[1,2,3,4*],陈希[1],沈耀良[1,3,4],张泽宇[1],闫俞廷[2]
(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院,苏州 215009; 2. 苏州科技大学天平学院,苏州 215009; 3. 城市生活污水资源化利用技术国家地方联合工程实验室,苏州 215009; 4. 江苏省环境科学与工程重点实验室,苏州 215009)

摘要: 为了考察亚硝化颗粒污泥(NGS)的持续增殖能力,向柱状序批式反应器(SBR)内接种极少量种污泥,在 130 d 内,将氨氮容积负荷(NLR)从 0.74 kg·(m^3·d)$^{-1}$提高到 6.66 kg·(m^3·d)$^{-1}$,成功使反应器内污泥浓度(MLSS)从 0.1 g·L^{-1}增长至 11.8 g·L^{-1},对应的亚硝态氮累积负荷从 0.4 kg·(m^3·d)$^{-1}$升至 4.9 kg·(m^3·d)$^{-1}$. 当 NLR 低于 4.44 kg·(m^3·d)$^{-1}$时,反应器内粒径 <200 μm 的污泥数量明显增多,颗粒平均粒径大幅减小. 当 NLR 继续提高时,颗粒平均粒径的增长过程遵循修正的 Logistic 模型,其比增长速率 k 值约为0.022 9 d^{-1}. 在运行期间,较高的游离氨(FA)和游离亚硝酸(FNA)浓度能够对亚硝酸盐氧化菌(NOB)起到联合抑制作用,这使得出水中亚硝态氮累积率(NAR)始终高于 80%. 上述实验结果将为工业化高效 NGS 反应器的启动操作提供重要参考.

关键词:好氧颗粒污泥; 亚硝化反应; 序批式生物反应器; 氨氮负荷; 污泥增殖
中图分类号: X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2017)09-3787-06 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201703194

Start-up of a High Performance Nitrosation Reactor Through Continuous Growth of Aerobic Granular Sludge

GAO Jun-jun[1], QIAN Fei-yue[1,3,4], WANG Jian-fang[1,2,3,4*], CHEN Xi[1], SHEN Yao-liang[1,3,4], ZHANG Ze-yu[1], YAN Yu-ting[2]
(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Tianping College, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 3. National and Local Joint Engineering Laboratory of Municipal Sewage Resource Utilization Technology, Suzhou 215009, China; 4. Jiangsu Key Laboratory of Environmental Science and Engineering, Suzhou 215009, China)

Abstract: In order to examine the continuous growth capacity of the nitrosation granular sludge (NGS), the sludge was inoculated to start up the columnar sequencing batch reactor (SBR). During 130 d, the concentration of mixed liquor suspended solids (MLSS) in SBR increased from 0.1 g·L^{-1} to 11.8 g·L^{-1}, corresponding to the nitrite-nitrogen accumulation rate of 0.4-4.9 kg·(m^3·d)$^{-1}$, promoted by a higher ammonia-nitrogen loading rate (NLR) from 0.74 kg·(m^3·d)$^{-1}$ to 6.66 kg·(m^3·d)$^{-1}$ in the influent. Because of the obvious increase in small granules (size <200 μm), the mean average diameter of NGS decreased significantly at NLR <4.44 kg·(m^3·d)$^{-1}$. At higher NLR values, the growth of the mean average diameter of NGS could be fitted well using a modified logistic model. The specific growth rate of the k value was 0.022 9 d^{-1}. In addition, the combined inhibition of nitrite oxidizing bacteria (NOB) was expected at relatively high concentrations of both free ammonia (FA) and free nitrite acid (FNA); thus, the nitrite accumulation ratio (NAR) in the effluent was always higher than 80%. These results provide a feasible approach to start up a high-performance NGS reactor at the industrial-scale.

Key words: aerobic granular sludge; nitrosation; sequencing biological reactor; ammonia loading rate; sludge growth

众所周知,亚硝化反应是运行亚硝化-厌氧氨氧化工艺(SHARON-ANAMMOX)、短程硝化-反硝化工艺等新型生物脱氮工艺的技术基础和限制性步骤[1,2]. 有研究表明,培养沉降性能优良、表面基质梯度分布的好氧颗粒污泥,有利于同时实现对氨氧化菌(AOB)的富集和对亚硝酸盐氧化菌(NOB)的抑制,该技术是获得稳定、高效亚硝化反应的可行途径之一[3]. 但与典型异养菌相比,AOB 的最大生长速率更小($\mu_{max,异养菌}$为 4 ~ 8 d^{-1},$\mu_{max,AOB}$为 0.6 ~ 1.0 d^{-1})、细胞产率更低[$Y_{max,异养菌}$为 0.5 ~ 0.7 g·g^{-1}(以 COD/COD 计),$Y_{max,AOB}$为 0.10 ~ 0.12 g·g^{-1}(以 VSS/NH_4^+-N计)]、自凝聚能力也更差[4]. 同时,在活性污泥系统中,AOB 与 NOB 存在紧密的共生关系,需要通过对溶解氧、温度、游离氨浓度等关键参数的准确调控,才能做到对后者的选择性抑制或淘洗[5,6]. 因此,培养全自养型亚硝化颗粒污

收稿日期: 2017-03-22; **修订日期**: 2017-04-10
基金项目: 国家自然科学基金项目(51308367,51578353); 苏州科技大学研究生科研创新计划项目(SKCX16-022,SKCX16-032); 江苏高校优势学科建设项目; 江苏省高校大学生实践创新训练计划项目(201613985003Y)
作者简介: 高军军(1991 ~),男,硕士研究生,主要研究方向废水生物处理理论与技术,E-mail:405412145@qq.com
* 通信作者,E-mail:wjf302@163.com

泥(NGS)的难度要远高于异养型好氧颗粒污泥.

目前,NGS 反应器的启动方法主要有两种:①接种絮状污泥,在低 C/N 比条件下,同步实现亚硝化与污泥颗粒化功能[7,8];②接种异养型好氧颗粒污泥,通过基质负荷调控,实现污泥亚硝化功能[9,10]. 在实际工程中,通过接种少量种污泥,并利用其增殖过程启动生化反应器也是常用的方法,但该技术路线能否用于高性能 NGS 反应器的启动仍有待验证.

鉴于此,本研究在 NGS 初始浓度仅为 0.1 $g\cdot L^{-1}$的条件下,尝试启动小试规模的序批式反应器(SBR). 以氨氮容积负荷(NLR)为推动力,保持较高的水力剪切与排水比,成功实现了颗粒污泥的快速增殖. 在此期间,对反应器氮转化效能、污泥增殖规律与功能菌活性变化也进行了系统分析,相关结论对于推动 NGS 反应器的工程化应用具有重要意义.

1 材料与方法

1.1 接种污泥

接种污泥(NGS)取自实验室小试规模的 SBR 反应器. 反应器进水采用无机人工配水. 当 NLR 为 1.6 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$时,SBR 对氨氮的去除率大于 95%,出水亚硝态氮累积率(NAR)约为 90%. NGS 呈红棕色,平均粒径1 400 μm,污泥沉降指数(SVI 值)为 17 $mL\cdot g^{-1}$.

1.2 实验装置

实验装置采用有机玻璃制成的圆柱型 SBR 反应器,高径比为 10/1,有效容积为 4 L,装置参见文献[11]. 接种污泥(MLSS)浓度为 0.1 $g\cdot L^{-1}$. 反应器底部设有曝气头,反应期间曝气量设定为 2.5 $L\cdot min^{-1}$,对应的表观上升气速可达 1.1 $cm\cdot s^{-1}$. 反应器运行由时间控制器控制,单个反应周期时长为 140 min,其中,进水 5 min,曝气反应 120 min,沉降 15 min,排水和闲置共5 min. 排水比设为3/4. 反应器置于恒温水浴箱中,水温控制在 28 ~ 30℃.

1.3 进水水质

反应器进水采用无机人工配水,以氯化铵作为氮源,投加碳酸氢钠提供碳源和碱度,其他组分还包括 KH_2PO_4 41 $mg\cdot L^{-1}$、$MgSO_4\cdot 7H_2O$ 20 $mg\cdot L^{-1}$和适量微量元素[12], pH 值为 7.8 ~ 8.2. 在运行期间,反应器进水氨氮浓度从 100 $mg\cdot L^{-1}$逐步提高至 900 $mg\cdot L^{-1}$,对应的 NLR 范围为 0.74 ~ 6.66 $kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$,详见表 1.

表 1 不同运行阶段,SBR 反应器的进水水质

Table 1 Influent water quality of SBR during different operation periods

阶段	运行时间/d	进水NH_4^+-N浓度/$mg\cdot L^{-1}$	进水NH_4^+-N负荷/$kg\cdot(m^3\cdot d)^{-1}$
Ⅰ	0 ~ 40	100 ~ 400	0.74 ~ 2.96
Ⅱ	41 ~ 75	400 ~ 600	2.96 ~ 4.44
Ⅲ	76 ~ 110	600 ~ 800	4.44 ~ 5.95
Ⅳ	111 ~ 130	800 ~ 900	5.95 ~ 6.66

1.4 分析方法

混合液悬浮固体(MLSS)和挥发性悬浮固体(MLVSS)浓度采用标准重量法测定. SVI 值、NH_4^+-N、NO_2^--N和NO_3^--N等指标分别采用 30 min 沉降法、密闭消解-分光光度法、纳氏试剂比色法、*N*-(1-萘基)-乙二胺光度法和紫外分光光度法进行测定. 水中游离氨(FA)与游离亚硝酸(FNA)浓度的计算公式参见文献[13]. 溶液 pH 和溶解氧(DO)浓度分别使用 PB-10 型 pH 计(Sartorius 公司)和 H1946N 型溶解氧测定仪(WTW 公司)进行测定. 采用甲醛-NaOH 法对颗粒污泥中的胞外聚合物(EPS)进行提取,并使用改进的 Lowry 法、苯酚-硫酸法分别测定蛋白质(PN)和聚多糖(PS)组分的含量. 采用 OLYMPUS CX41 型显微镜观察并记录颗粒形态大小的变化.

采用筛分法测算颗粒污泥的粒径分布情况. 定期从反应器中取出部分污泥样品,经 0.9% NaCl 溶液反复清洗后,依次通过孔径为 1.0、0.8、0.5、0.3、0.2 mm 的分样筛,称量各筛网截留的污泥质量. 根据样品总质量,计算各粒径区间所占比例和颗粒平均粒径.

采用批次实验,测定污泥的氨氮比降解速率 $q(NH_4^+\text{-}N)$、亚硝态氮比累积速率 $q(NO_2^-\text{-}N)$、硝态氮比累积速率 $q(NO_3^-\text{-}N)$,溶液中初始氨氮浓度与各阶段反应器进水相同,具体计算方法详见文献[14].

1.5 修正的 Logstic 模型

采用修正的 Logstic 模型对污泥平均粒径的增长过程进行拟合,如下所示:

$$D(t) = D_{max}/[1 + e^{-k(t-t_0)}]$$

式中,t 为反应器运行时间,d; $D(t)$为好氧颗粒污泥的平均粒径,μm; D_{max}为好氧颗粒污泥最大的平均粒径,μm; t_0 为反应器运行滞后时间,d; k 为好氧颗粒污泥粒径的比增长速率,d^{-1}.

2 结果与讨论

2.1 反应器的启动过程

依据 NLR,将反应器运行过程(130 d)分为4 个

阶段，如图 1 ~3 所示. 在第Ⅰ阶段(第 1 ~40 d)，反应器的 NLR 提高了近 4 倍，NH_4^+-N去除率在经历一定的波动后最终升至 80%，出水NO_2^--N浓度持续增大，NAR 在 85% ~90%之间. 同期，MLSS 浓度增长近 20 倍，但颗粒平均粒径变化较小. 在第Ⅱ阶段末尾，NLR 提高至 4.44 kg·(m^3·d)$^{-1}$，NH_4^+-N去除率在经历突然下降后逐渐回升至 97%，出水 NAR 则稳定在 80% ~85%之间. 同时，反应器内 MLSS 浓度进一步增长，但颗粒平均粒径却大幅缩小至约 320 μm. 在第Ⅲ阶段初期(第 76 ~80 d)，较高的 NLR 对反应器性能造成了一定的冲击，NH_4^+-N去除率在第 95 d 降至 61%，但随后又恢复至 95%以上. 同时，反应器内 MLSS 浓度升至接种污泥的 82 倍，颗粒粒径呈现缓慢增长趋势. 随着 NLR 最终达到 6.66 kg·(m^3·d)$^{-1}$(第Ⅳ阶段)，NH_4^+-N去除率、NAR 和 MLSS 浓度分别稳定在 90%、83%和 11.8 g·L^{-1}. NGS 趋于成熟，平均粒径约为 420 μm.

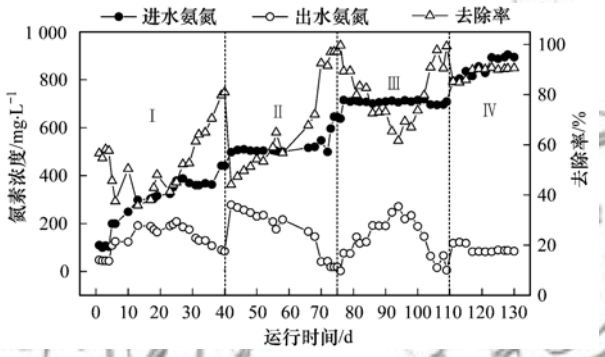

图 1　反应器对NH_4^+-N去除效能随运行时间的变化过程

Fig. 1　NH_4^+-N removal performance of SBR throughout the operation period

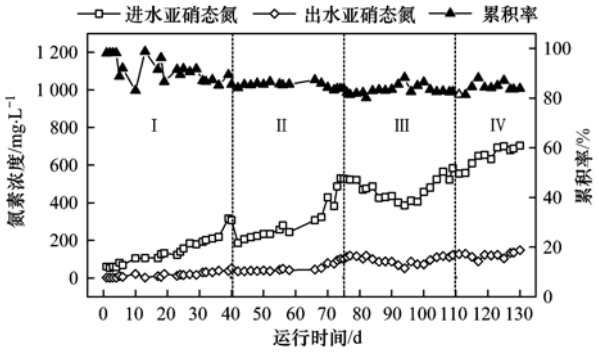

图 2　NO_2^--N累积性能随运行时间的变化过程

Fig. 2　NO_2^--N accumulation performance of SBR throughout the operation period

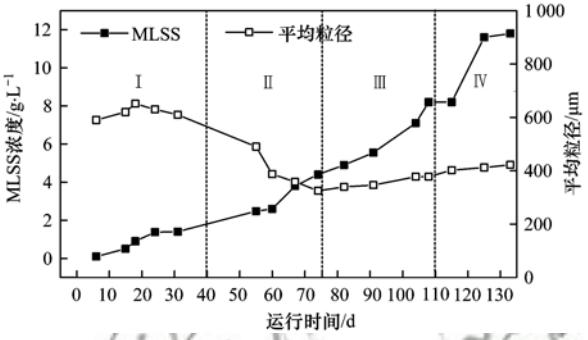

图 3　MLSS 浓度和平均粒径随运行时间的变化过程

Fig. 3　Variation of MLSS and mean average diameter throughout the operation period

在本研究中，NGS 反应器实现的最大亚硝态氮累积负荷约为 4.9 kg·(m^3·d)$^{-1}$，明显高于已有报道中的 0.06 ~3.1 kg·(m^3·d)$^{-1}$，如表 2 所示. 需要注意的是，尽管 Bartrolí 等[15]利用连续流颗粒污泥反应器获得的亚硝态氮累积负荷约为本研究最大值的 1.2 倍，但其启动过程长达 280 d.

表 2　不同类型亚硝化反应器的性能比较

Table 2　Performance comparison between various types of nitrosation reactors

序号	反应器类型	进水NH_4^+-N负荷 /kg·(m^3·d)$^{-1}$	NH_4^+-N去除率 /%	NO_2^--N 累积速率 /kg·(m^3·d)$^{-1}$	文献
1	CSTR	0.36	95	0.29	[16]
2	ALR	0.4	66	0.26	[17]
3	SBR	0.07	98	0.06	[18]
4	SBR	1.6	58	0.93	[19]
5	SBR	0.45	99	0.37	[7]
6	CSTR	3.8	58	2.1	[20]
7	SWBR	5.9	53	3.1	[21]
8	CSTR	6.1	98	6.0	[15]
9	SBR	6.6	90	4.9	本研究

1)SBR：sequencing biological reactor，序批式反应器；CSTR：continuous stirred tank reactor，连续流搅拌釜反应器；SWBR：swim-bed reactor，摇床反应器；ALR：air lift reactor，气提式反应器

2.2　颗粒污泥的形态演化

图 2 给出了反应器运行期间，好氧颗粒污泥外观形态的演化过程. 在第Ⅰ阶段，颗粒污泥的粒径较大，呈椭球形，表面较光滑，密实度较好[图 4

(a)]. 随着 NLR 的逐渐提高,污泥表面出现大量丝状物,结构变得更加松散[图 4(b)]. 在水力剪切的作用下,部分大粒径污泥可能会破碎生成更小的颗粒. 随后,污泥表面丝状物不断裹夹、包覆,颗粒结构变得更加密实[图 4(c)]. 当 NGS 趋于成熟时,颗粒呈现光滑、规则的球形[图 4 (d)].

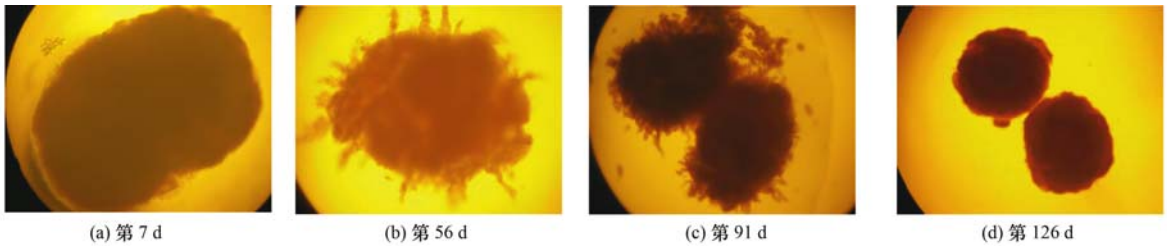

图 4 不同运行阶段,亚硝化颗粒污泥的形态照片(显微镜放大 40 倍)

Fig. 4 Morphological images of NGS during different operation periods (microscopic photos ×40 times)

作为维持微生物聚集体形态稳定的重要结构性物质,EPS 的组成与颗粒污泥形态密切相关[22]. 在本研究中,反应器内较大的上升气速和充足的氮源供给均能有效促进微生物对 EPS 的分泌,较高的 EPS 含量也有利于 AOB 等自养微生物在颗粒表面的固着[23]. 由图 5 可知,EPS 中 PN 含量在第Ⅰ~Ⅲ阶段内都呈现较快增长,而 PS 含量在第Ⅱ阶段即趋于平稳. 在异养型颗粒污泥的培养过程中也有类似情况,较高的 PN 含量有助于增强颗粒表面疏水性、改善污泥沉降性能[24,25]. 在第Ⅳ阶段,成熟 NGS 中的 EPS 含量达到了 192.2 mg·g^{-1},约为接种污泥的 2.7 倍,两者的 PN/PS 比值均为 2.1 左右.

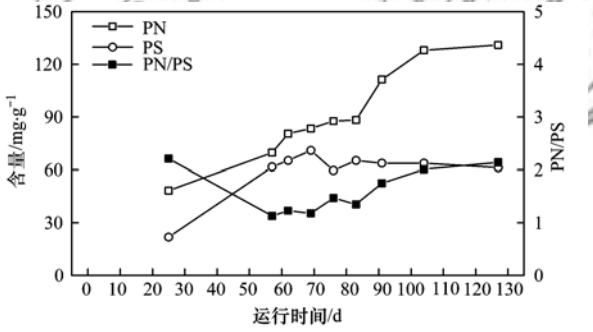

图 5 NGS 中胞外聚合物组分含量随运行时间的变化过程

Fig. 5 Variations in the "extracellular polymeric substances content" of NGS throughout the operation period

2.3 颗粒粒径的增长规律

考虑到 AOB 较慢的生长速率,本研究中 SBR 的沉降时间设置为 15 min,这有助于截留粒径较小、沉降性能较差的污泥组分. 在第Ⅱ阶段,粒径 <200 μm 的污泥数量迅速增殖,导致颗粒平均粒径大幅降低(粒径分布结果未给出). 大约在第 70 d 后,颗粒平均粒径才出现增长. 采用修正的 Logistic 模型,对第Ⅲ、Ⅳ阶段 NGS 平均粒径的变化过程进行拟合,结果如图 6 所示. 在高 NLR 条件下,NGS 平均粒径的比增长速率 k 值约为0.022 9 d^{-1},明显低于以乙酸盐为生长基质的异养型颗粒污泥的0.053 9 d^{-1}[26],但仍比 Chen 等[27]报道的硝化颗粒污泥 k 值(0.019 6 d^{-1})高出了约 17%.

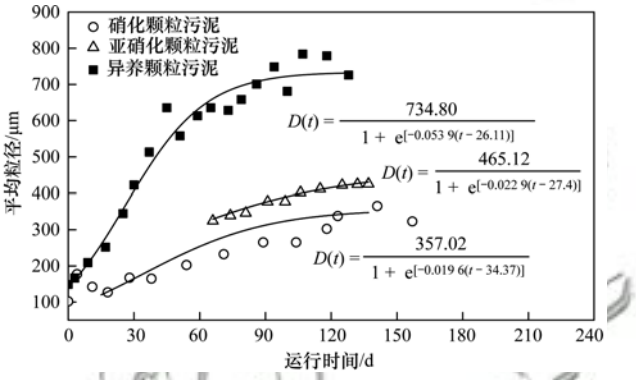

图 6 采用修正 Logistic 模型对不同种好氧颗粒污泥平均粒径增长过程的拟合结果

Fig. 6 Fitting of the average diameter growth of different types of aerobic granular sludge using modified logistic model

2.4 亚硝化系统的稳定性分析

如前所述,AOB 的有效富集与 NOB 的选择性抑制是实现稳定亚硝化反应的先决条件. 通过测定各阶段污泥的$q(NH_4^+\text{-N})$、$q(NO_2^-\text{-N})$和$q(NO_3^-\text{-N})$值,可以了解两类功能菌的活性变化情况.

从图 7 可知,尽管 NGS 的 $q(NH_4^+\text{-N})$值随运行时间由 51.9 mg·(g·h)$^{-1}$下降至 40.9 mg·(g·h)$^{-1}$(以 MLVSS 计,下同),但仍明显高于文献中的典型范围[13.2 ~ 33.6 mg·(g·h)$^{-1}$][3,7,15]. 这意味着颗粒污泥始终具有很高的氨氧化活性,反应器内生物量的持续增长是获得高NH_4^+-N去除率的主要原因. 另外,由于 $q(NO_3^-\text{-N})$值从 2.7 mg·(g·h)$^{-1}$上升至 7.7 mg·(g·h)$^{-1}$,成熟 NGS 的 $q(NO_2^-\text{-N})/q(NO_3^-\text{-N})$比值(4.7)较接种污泥(18.4)明显减小.

有研究表明,对于序批式反应过程,较高的 FA 和 FNA 浓度可以对 NOB 起到联合抑制作用[28]. 如

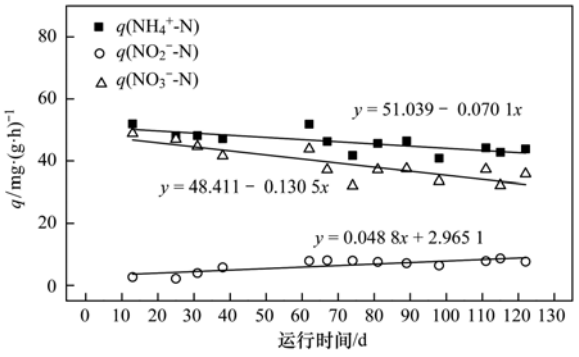

图 7　NGS 对不同氮素比降解/比累积速率随运行时间的变化过程

Fig. 7　Variations in specific nitrogen removal or accumulation rates of NGS throughout the operation period

图 8 所示，反应（曝气）期间，FA 与 FNA 浓度分别在 1.2 ~ 73.1 mg·L^{-1}、0.003 ~ 0.23 mg·L^{-1} 内波动，两者均明显高于 NOB 受抑制的阈值 0.1 ~ 1 mg·L^{-1} 和 0.003 ~ 0.02 mg·L^{-1}[1,6].

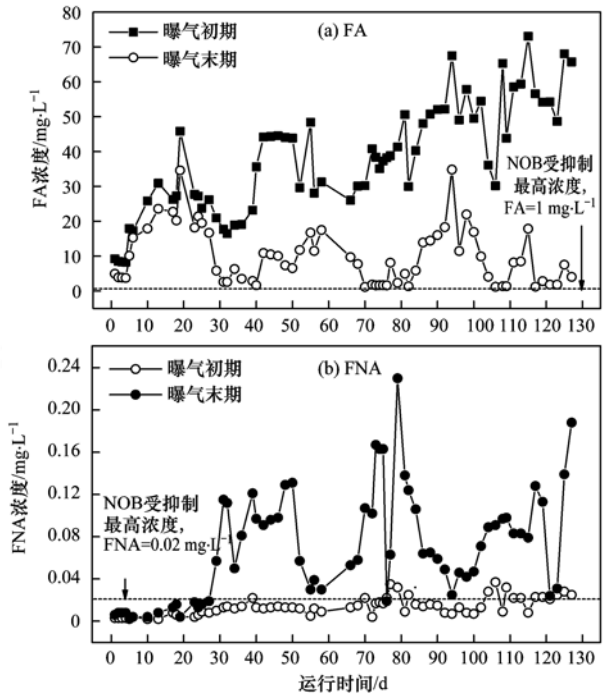

图 8　在 SBR 运行过程中，曝气反应始末点的 FA、FNA 浓度水平

Fig. 8　FA and FNA concentration levels at the initial and terminal phases of aerobic reactions in SBR

另外，由于 AOB 对氧的亲和力较 NOB 更强，因此，控制较低的 DO 条件已成为运行各类亚硝化反应器的常用措施[15,16]. Vázquez-Padín 等[19] 与 Rathnayaka 等[29] 认为 DO 在好氧颗粒污泥表面渗透深度的典型范围为 75 ~ 200 μm. 在本研究中，较高的上升气速使得 SBR 曝气阶段的 DO 浓度达到 4 ~ 6 mg·L^{-1}. 对于平均粒径仅 420 μm 的 NGS 而言，生长于 AOB 内侧的 NOB 也能获得较为充足的 DO，$q(NO_3^-\text{-N})$ 值的缓慢上升导致反应器出水 NAR 难以进一步提升.

3　结论

（1）在 130 d 内，通过将 NLR 从 0.74 kg·(m^3·d)$^{-1}$ 逐步提高至 6.66 kg·(m^3·d)$^{-1}$，使反应器内污泥浓度增长了近 118 倍，出水 NAR 始终高于 80%，亚硝态累积负荷达到 4.9 kg·(m^3·d)$^{-1}$. 这意味着在适宜条件下，接种极少量种污泥也能实现高性能 NGS 反应器的启动.

（2）依据 Logistic 模型的拟合结果，当 NLR 高于 4.44 kg·(m^3·d)$^{-1}$ 时，污泥平均粒径的比增长速率（k = 0.022 9 d^{-1}）介于硝化颗粒污泥与异养颗粒污泥之间. 在保持较高的水力剪切与排水比的条件下，获得的成熟 NGS 呈现规则球形，密实度良好，其 EPS 含量约为接种污泥的 2.7 倍.

（3）在运行期间，NGS 始终具有很高的氨氧化活性，$q(NH_4^+\text{-N})$ 值在 40.9 ~ 51.9 mg·(g·h)$^{-1}$ 之间. 在序批式反应中，较高的游离氨（FA）和游离亚硝酸（FNA）浓度可以对 NOB 起到联合抑制作用，但反应器内较高的 DO 浓度和较小的颗粒尺寸不利于出水 NAR 的进一步提升.

参考文献：

[1] Sinha B, Annachhatre A P. Partial nitrification-operational parameters and microorganisms involved [J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2007, **6**(4): 285-313.

[2] Corsino S F, Capodici M, Morici C, *et al*. Simultaneous nitritation-denitritation for the treatment of high-strength nitrogen in hypersaline wastewater by aerobic granular sludge[J]. Water Research, 2016, **88**: 329-336.

[3] Isanta E, Reino C, Carrera J, *et al*. Stable partial nitritation for low-strength wastewater at low temperature in an aerobic granular reactor[J]. Water research, 2015, **80**: 149-158.

[4] Grady Jr C P L, Daigger G T, Love N G, et al. Biological wastewater treatment[M]. Boca Raton, FL: CRC Press, 2011.

[5] Gao D W, Yuan X J, Liang H, *et al*. Comparison of biological removal via nitrite with real-time control using aerobic granular sludge and flocculent activated sludge[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2011, **89**(5): 1645-1652.

[6] Ganigué R, Volcke E I P, Puig S, *et al*. Impact of influent characteristics on a partial nitritation SBR treating high nitrogen loaded wastewater[J]. Bioresource Technology, 2012, **111**: 62-69.

[7] Cydzik-Kwiatkowska A, Wojnowska-Baryła I. Nitrifying granules cultivation in a sequencing batch reactor at a low organics-to-total nitrogen ratio in wastewater[J]. Folia Microbiologica, 2011, **56**(3): 201-208.

[8] Wu L, Peng C Y, Peng Y Z, *et al*. Effect of wastewater COD/N

ratio on aerobic nitrifying sludge granulation and microbial population shift[J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, **24**(2): 234-241.

[9] Wang J F, Qian F Y, Liu X P, *et al*. Cultivation and characteristics of partial nitrification granular sludge in a sequencing batch reactor inoculated with heterotrophic granules [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, **100**(21): 9381-9391.

[10] Wan C L, Sun S P, Lee D J, *et al*. Partial nitrification using aerobic granules in continuous-flow reactor: rapid startup[J]. Bioresource Technology, 2013, **142**: 517-522.

[11] 刘文如, 阴方芳, 丁玲玲, 等. 选择性排泥改善颗粒污泥亚硝化性能的研究[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(2): 396-402.
Liu W R, Yin F F, Ding L L, *et al*. Improved nitritation performance by selective sludge discharge in aerobic granular sludge process[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(2): 396-402.

[12] 刘小朋, 钱飞跃, 王建芳, 等. nZVI 对亚硝化颗粒污泥性能的冲击性影响研究[J]. 环境科学学报, 2016, **36**(5): 1622-1629.
Liu X P, Qian F Y, Wang J F, *et al*. The effect of nanoscale Zero-Valent Iron on the performance of nitrosation granular sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, **36**(5): 1622-1629.

[13] Ford D L, Churchwell R L, Kachtick J W. Comprehensive analysis of nitrification of chemical processing wastewaters[J]. Journal (Water Pollution Control Federation), 1980, **52**(11): 2726-2746.

[14] 王书永, 钱飞跃, 王建芳, 等. 有机物对亚硝化颗粒污泥中功能菌活性的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(1): 269-275.
Wang S Y, Qian F Y, Wang J F, *et al*. Impact of biodegradable organic matter on the functional microbe activities in partial nitrification granules[J]. Environmental Science, 2017, **38**(1): 269-275.

[15] Bartrolí A, Pérez J, Carrera J. Applying ratio control in a continuous granular reactor to achieve full nitritation under stable operating conditions[J]. Environmental Science & Technology, 2010, **44**(23): 8930-8935.

[16] Peng Y Z, Guo J H, Horn H, *et al*. Achieving nitrite accumulation in a continuous system treating low-strength domestic wastewater: switchover from batch start-up to continuous operation with process control[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2012, **94**(2): 517-526.

[17] Jemaat Z, Suárez-Ojeda M E, Pérez J, *et al*. Partial nitritation and *o*-cresol removal with aerobic granular biomass in a continuous airlift reactor[J]. Water Research, 2014, **48**: 354-362.

[18] Dobbeleers T, Daens D, Miele S, *et al*. Performance of aerobic nitrite granules treating an anaerobic pre-treated wastewater originating from the potato industry[J]. Bioresource Technology, 2017, **226**: 211-219.

[19] Vázquez-Padín J R, Figueroa M, Campos J L, *et al*. Nitrifying granular systems: a suitable technology to obtain stable partial nitrification at room temperature[J]. Separation and Purification Technology, 2010, **74**(2): 178-186.

[20] Qiao S, Yamamoto T, Misaka M, *et al*. High-rate nitrogen removal from livestock manure digester liquor by combined partial nitritation-anammox process[J]. Biodegradation, 2010, **21**(1): 11-20.

[21] Zhang L, Yang J C, Hira D, *et al*. High-rate partial nitrification treatment of reject water as a pretreatment for anaerobic ammonium oxidation (anammox)[J]. Bioresource Technology, 2011, **102**(4): 3761-3767.

[22] Adav S S, Lee D J, Show K Y, *et al*. Aerobic granular sludge: recent advances[J]. Biotechnology Advances, 2008, **26**(5): 411-423.

[23] 王琰, 钱飞跃, 王建芳, 等. 亚硝化颗粒污泥中 EPS 提取方法与组成特性的比较研究[J]. 环境科学学报, 2015, **35**(11): 3515-3521.
Wang Y, Qian F Y, Wang J F, *et al*. Comparative study on extraction methods and composition of extracellular polymeric substances (EPS) in granular nitrosation sludge[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, **35**(11): 3515-3521.

[24] Zhu L, Lv M L, Dai X, *et al*. Role and significance of extracellular polymeric substances on the property of aerobic granule[J]. Bioresource Technology, 2012, **107**: 46-54.

[25] Xiong Y H, Liu Y. Importance of extracellular proteins in maintaining structural integrity of aerobic granules[J]. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 2013, 112: 435-440.

[26] Liu Y Q, Tay J H. Variable aeration in sequencing batch reactor with aerobic granular sludge[J]. Journal of Biotechnology, 2006, **124**(2): 338-346.

[27] Chen F Y, Liu Y Q, Tay J H, *et al*. Rapid formation of nitrifying granules treating high-strength ammonium wastewater in a sequencing batch reactor[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2015, **99**(10): 4445-4452.

[28] Kim D J, Seo D W, Lee S H, *et al*. Free nitrous acid selectively inhibits and eliminates nitrite oxidizers from nitrifying sequencing batch reactor[J]. Bioprocess and Biosystems Engineering, 2012, **35**(3): 441-448.

[29] Rathnayake R M L D, Oshiki M, Ishii S, *et al*. Effects of dissolved oxygen and pH on nitrous oxide production rates in autotrophic partial nitrification granules[J]. Bioresource Technology, 2015, **197**: 15-22.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 38 No. 9

Sep. 15, 2017

CONTENTS