

# 好氧颗粒污泥同步脱氮除磷的常温启动和低温维持

陈冉妮, 高景峰\*, 郭建秋, 苏凯, 张倩

(北京工业大学环境与能源工程学院, 北京 100124)

**摘要:** 为了考察好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)同步脱氮除磷(simultaneous nitrogen and phosphorus removal, SNPR)能力, 以及在低温条件下的适应情况, 采用 2 个 SBR 反应器(命名为 A、B)以厌氧/好氧方式处理实际生活污水, 历时 254 d. 反应器以沉淀时间为选择压, 均在 20 d 内培养获得 AGS, 在第 42 d 加入不同附加碳源(分别为丙酸钠 + 乙酸钠和葡萄糖), 调节 COD:N:P 的比例约为 360:60:6, 2 个反应器均获得了夏秋季 4 个月长期稳定的 SNPR 效果, A 的出水  $\text{NH}_4^+$ -N、TIN 和  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 平均去除率分别为 98.42%、74.25% 和 94.79%, B 的出水  $\text{NH}_4^+$ -N、TIN 和  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 平均去除率分别为 99.45%、75.96% 和 95.60%; 在低温的影响下, 2 个反应器分别经 35 d、49 d 逐渐恢复了稳定的 SNPR 效果, 之后 A 的出水  $\text{NH}_4^+$ -N、TIN 和  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 平均去除率分别为 96.33%、79.49% 和 99.68%, B 的出水  $\text{NH}_4^+$ -N、TIN 和  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 平均去除率则分别为 93.85%、76.44% 和 98.44%. AGS 好氧吸磷和反硝化除磷的同时进行使得除磷优先完成; 硝化作用决定着 SNPR 的反应速度和最终效果; 温度过低使得 AGS 内缺氧区减小, 同时胞内 PHAs 的不足, 共同制约反硝化的进行, 影响 SNPR 的效果.

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 生活污水; 同步脱氮除磷; 低温

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)10-2995-07

## Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal by Aerobic Granular Sludge at Normal and Low Temperatures

CHEN Ran-ni, GAO Jing-feng, GUO Jian-qiu, SU Kai, ZHANG Qian

(College of Environmental and Energy Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

**Abstract:** The simultaneous nitrogen and phosphorus removal (SNPR) from real domestic wastewater using aerobic granular sludge (AGS) has been investigated. The effect of temperature changes on the SNPR of AGS was also studied. Two lab-scale sequencing batch reactors (SBRs), named as A and B, were operated for 254 days in alternating anaerobic-aerobic mode. The AGS was cultivated in 20 days using settling time as selection pressure. From the 42<sup>nd</sup> day onwards, additional carbon (acetate and peptone for A, glucose for B) were added to make the ratio of COD:N:P as 360:60:6. The SNPR by AGS was achieved for 4 months, and the removal ratios of ammonia, total inorganic nitrogen and phosphorus of A were reached to 98.42%, 74.25% and 94.79%, respectively; the removal ratios of ammonia, total inorganic nitrogen and phosphorus of B were reached to 99.45%, 75.96% and 95.60%, respectively. Then, the temperature decreased to 9-13℃, which seriously affected the efficiency of SNPR. The removal efficiencies of SNPR of reactor A and B were recovered after 35 days and 49 days, respectively, and the removal ratios of ammonia, total inorganic nitrogen and phosphorus of A were reached to 96.33%, 79.49% and 99.68%, respectively; the removal ratios of ammonia, total inorganic nitrogen and phosphorus of B were reached to 93.85%, 76.44% and 98.44%, respectively. PAOs and DNPAOs together completed the phosphorus removal and made phosphorus removal faster than nitrogen removal. Nitrification was the rate limiting step for SNPR. The low temperature made the anoxic zone in AGS decrease, together with the absence of PHAs, made denitrification could not complete.

**Key words:** aerobic granular sludge (AGS); domestic wastewater; simultaneous nitrogen and phosphorus removal (SNPR); low temperature

传统的同步脱氮除磷(simultaneous nitrogen and phosphorus removal, SNPR)工艺, 如 Bardenpho、A<sup>2</sup>/O、UCT 等, 运行方式复杂, 剩余污泥量大, 始终存在脱氮和除磷等不同菌种之间的碳源竞争以及污泥龄协调等矛盾, 难以达到 SNPR 的最佳效果<sup>[1]</sup>.

好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)是一种自我凝聚形成的特殊生物膜, 具有良好的沉淀性能、生物量大、耐冲击负荷等优点, 并且因其结构对溶解氧的传质限制, 在 AGS 这一单污泥系统中为生

存条件各异的硝化菌、反硝化菌以及聚磷菌等提供了各自适宜的环境, 使得开发紧凑高效的单级 SBR 利用 AGS 实现 SNPR 成为可能, 减少了剩余污泥量、缩小了反应器体积、节省了碳源投加量, 一定程度上解决了传统 SNPR 的不足, 因此成为近年来污水 SNPR 研究的热点<sup>[2]</sup>. 国外 De Kreuk<sup>[2]</sup>、Meyer<sup>[3]</sup>、Kishida<sup>[4]</sup>等以及国内王景峰<sup>[5]</sup>、杨国靖<sup>[6]</sup>等均利用

收稿日期: 2008-11-25; 修订日期: 2009-04-01  
基金项目: 国家自然科学基金项目(50508001); 北京市自然科学基金项目(8082007); 北京市教育委员会科技发展计划面上项目(KM200510005020); 北京市科技新星计划项目 A 类(2006A10)  
作者简介: 陈冉妮(1985~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: serryranni@emails.bjut.edu.cn  
\* 通讯联系人, E-mail: gao.jingfeng@bjut.edu.cn; brady009@vip.sina.com

模拟废水,分别考察了溶解氧对 AGS 实现 SNPR 的影响、AGS 中聚磷菌和聚糖菌对 SNPR 除磷效果及反硝化除磷性能等的影响,而 Yilmaz 等<sup>[7]</sup>以屠宰废水为对象进一步考察了化学除磷对 SNPR 效果的影响,均获得了一定的成果.绝大多数微生物适宜生长的温度在 20 ~ 30℃ 之间,而在寒冷地区以及冬季,污水水温通常在 15℃ 以下<sup>[8]</sup>,因此研究在低温条件下 AGS 的 SNPR 性能,对实际应用该技术具有更重要的意义.

对低碳氮比的实际生活污水在常温和低温利用 AGS 实现 SNPR 的研究还鲜见报道.因此,本研究以厌氧/好氧方式运行 SBR 反应器处理实际生活污水,培养 AGS,系统考察了 AGS 在 161 d 常温(>20℃)和 93d 低温(9 ~ 13℃)条件下系统 SNPR 效果的维持、破坏和恢复,并初步探讨了 AGS 实现 SNPR 的机制及影响因素.

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置与操作条件

试验所用污泥来源于北京市方庄污水处理厂排放的剩余污泥;试验用水为北京工业大学家属区排放的实际生活污水,其水质平均值 COD 为 191.37 mg/L,  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 为 6.14 mg/L,  $\text{NH}_4^+$ -N 为 58.32 mg/L, pH 为 7.42.

试验所用 SBR 均为有机玻璃圆桶,直径  $D = 18$  cm,有效高度  $H = 55$  cm,有效容积为 12 L,出水口位于反应器体积 1/2 处,共 2 个,分别命名为 A、B.采用鼓风曝气,用转子流量计调节并维持曝气量在 0.16 m<sup>3</sup>/h.反应器的运行方式为:进水(3 min),厌氧(240 min),曝气(470 min),沉淀(1 ~ 5 min),排水(2 min),采用时间程序控制器控制各反应段的开关.为考察温度对 SNPR 的影响,反应器未控温.2007-04-19 启动实验,共运行 254 d,2 个反应器从第 42 d 开始,为了获得更好的脱氮除磷效果,A 以丙酸钠和乙酸钠(两者的摩尔比为 10:1)作为附加碳源,B 以葡萄糖作为附加碳源,使得进水 COD 浓度增加至 360 mg/L, COD:N:P = 360:60:6.反应运行中第 1 ~ 161 d 为夏秋季,水温为 20 ~ 27℃,第 162 ~ 254 d 为冬季,水温最低可达 9 ~ 13℃.

### 1.2 分析项目和测试方法

COD、MLSS、 $\text{NO}_2^-$ -N、 $\text{NO}_3^-$ -N、 $\text{NH}_4^+$ -N、TIN 以及  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 均采用标准方法进行检验分析;使用德国 WTW Multi340i 及相应传感器在线检测 DO、pH 值和温度;使用 OLYMPUS BX51/52 进行微生物相观察;

使用湿筛分法对 AGS 进行粒度分布分析,所用不锈钢标准筛孔径分别为 0.3、0.6、0.8、1.0、1.5 和 2.0 mm;使用 FEI Quanta 200 进行 SEM 观察.

## 2 结果与讨论

### 2.1 AGS 的培养和稳定维持

A、B 均采用缩短沉淀时间的方法培养 AGS.从 AGS 的培养过程看,整个运行过程可分为 3 个阶段:AGS 筛选培养阶段、成长阶段和稳定维持阶段.沉淀时间依据出水效果、MLSS 等的变化及时调整.在筛选培养阶段初期(第 1 ~ 10 d)为 5 ~ 10 min 梯度递减,随后(第 11 ~ 20 d)保持在 1 min、2 min 交替变化;在第 20 d 已经培养获得了 AGS;在成长阶段(第 21 ~ 42 d)和稳定维持阶段(第 43 ~ 254 d)沉淀时间保持在 2 ~ 3 min.在稳定维持阶段,MLSS 由接种时的 2 600 mg/L 变为 1 620 ~ 2 050 mg/L,  $\text{SVI}_{30 \text{ min}}$  127 mL/g 变为  $\text{SVI}_{5 \text{ min}}$  30 ~ 40 mL/g. A、B 中的 AGS 并未受到低温的影响,在整个试验过程中一直保持良好的颗粒形态.在 AGS 稳定维持阶段,A、B 中污泥粒度分布分析结果表明,2 个反应器 AGS 粒径的范围分别集中在 0.3 ~ 0.8 mm 和 0.6 ~ 1.0 mm 之间,由于整个试验过程有机负荷较低,因此 AGS 的粒径并没有持续大幅增长,而是始终维持在比较稳定的状态.2 个反应器 AGS 形态相似,第 231 d AGS 的显微形态和 SEM 见图 1,可知 AGS 结构密实、具有较光滑的表面,并有大量的累枝虫生长在其周围.

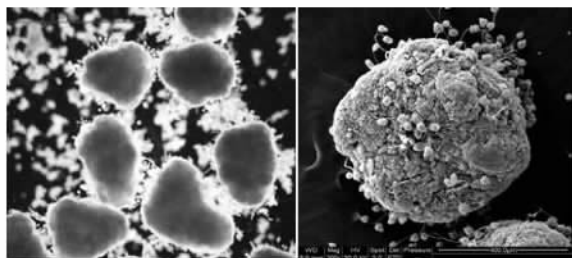


图 1 第 231 d AGS 形态

Fig.1 Morphology of the aerobic granular sludge at the 231<sup>st</sup> day

### 2.2 厌氧/好氧 SBR 反应器中 AGS 实现 SNPR 的常温启动和低温维持

按照出水效果,A、B 的运行可分为 5 个阶段:第 I 阶段:AGS 的培养,第 1 ~ 20 d;第 II 阶段:AGS 的成长与维持,第 21 ~ 42 d;第 III 阶段:SNPR 效果培养与稳定维持,第 43 ~ 161 d;第 IV 阶段:温度降低导致 SNPR 效果恶化,A 为第 162 ~ 197 d,B 为第 162 ~ 211 d;第 V 阶段:低温 SNPR 效果恢复及维持,A 为第

198 ~ 254 d, B 为第 212 ~ 254 d. A、B 各运行阶段进出水各项指标变化详见图 2 ~ 4.

由于所处理的实际生活污水 COD:N:P 约为 200:60:6(mg/L), 碳源严重不足, 因此, 从 2007-05-31 (第 42 d)起, 分别给 2 个反应器每个周期添加 160 mg/L 的 COD, 作为附加碳源, 其中 A 以丙酸钠和乙酸钠为附加碳源, B 以葡萄糖作为附加碳源, 设计总 COD 浓度约为 360 mg/L, 以提高脱氮除磷效率; 符合普通城市污水处理厂 400 mg/L 左右的 COD 浓度; 在此基础上, 由于 AGS 的结构特点, 为在好氧状态下实现同步硝化反硝化、好氧吸磷、AGS 内部反硝化除

磷提供了条件, 使得 A、B 均很快达到较高的 SNPR 效果, A、B 在第Ⅲ阶段 4 个月内的常温条件下, AGS 的 MLSS 在 1 620 ~ 2 050 mg/L 的范围内波动, A 中的污泥量较 B 中污泥量稍大. 2 个反应器始终维持着稳定 AGS 形态和稳定的 SNPR 效果, 其中 A 的  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、TIN 和  $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$  平均去除率为 98.42%、74.25% 和 94.79%; 出水平均值分别为 0.83、13.72 和 0.30 mg/L; B 的  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、TIN 和  $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$  平均去除率为 99.45%、75.96% 和 95.60%; 出水平均值分别为 0.30、14.93 和 0.24 mg/L, 均达到城镇污水处理厂出水一级标准(GB 18918-2002).

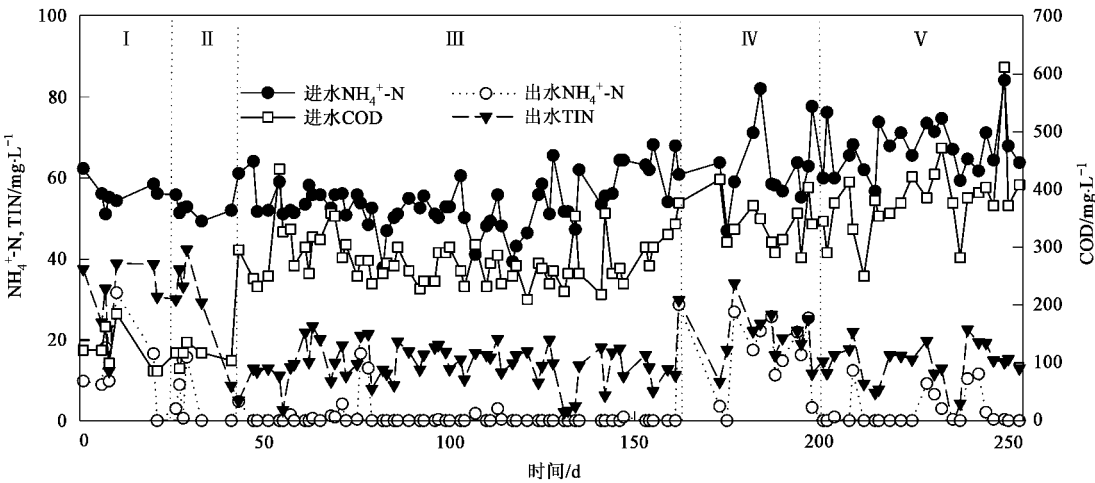


图 2 A 反应器进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、COD、出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、TIN 浓度长期变化曲线

Fig. 2 Long-term influent  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ , COD and effluent  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ , TIN concentrations of reactor A

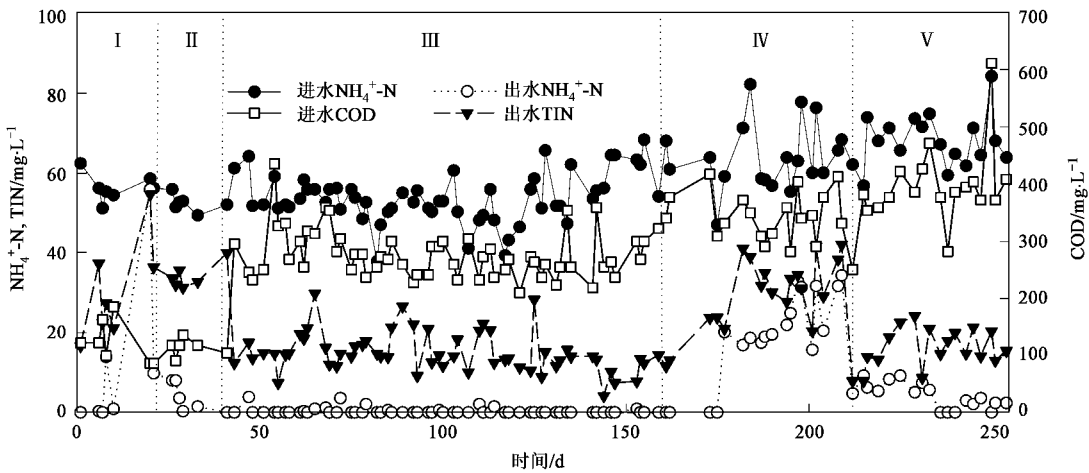


图 3 B 反应器进水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、COD、出水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 、TIN 浓度长期变化曲线

Fig. 3 Long-term influent  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ , COD and effluent  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ , TIN concentrations of reactor B

反应器运行至第 160 d 左右(2007 年 10 月上旬), 随着气温的下降, 反应器内的水温由原来的 20

~ 25℃ 左右降至 17℃ 以下, 2 个反应器的除磷效果没有明显变化,  $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$  平均去除率分别为 99.27% 和

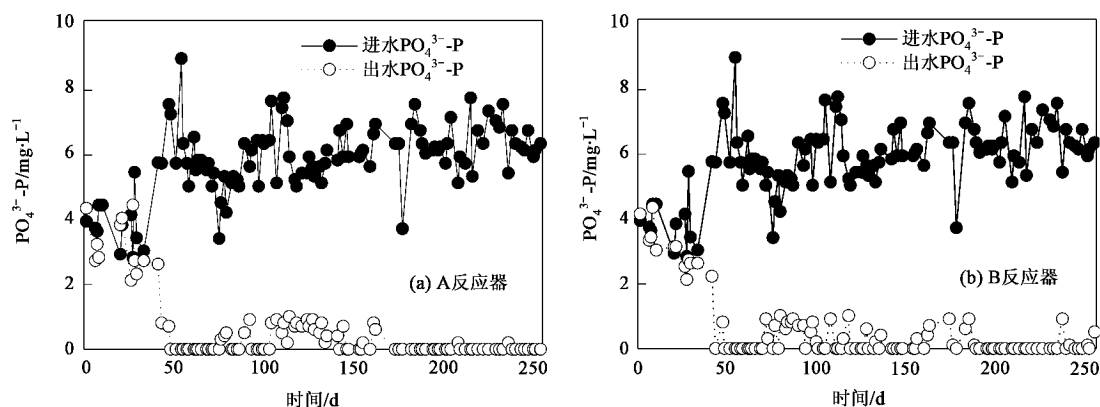


图4 A、B反应器进出水 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度长期变化曲线

Fig.4 Long-term influent and effluent  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  concentrations of reactor A and B

97.31%，多数情况下出水通常为 0 mg/L；而硝化和反硝化作用则受到很大影响，出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 最高可达 28.64 mg/L 和 34.25 mg/L，TIN 最高可达到 33.94 mg/L 和 41.99 mg/L，这是由于喜中温的硝化细菌无法适应低温环境而造成的。在低水温条件下经过较长时间的适应和恢复之后，A 于第 198 d (2007-11-02) 恢复脱氮效果，出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 3.25 mg/L，TIN 浓度为 11.66 mg/L；B 于第 212 d (2007-11-16) 恢复脱氮效果，出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度为 4.72 mg/L，TIN 浓度为 7.85 mg/L，2 个反应器均能在恢复处理效果后稳定维持。

从运行第 225 ~ 254 d (2007 年 12 月)，当水温继续下降至 9 ~ 13℃ 时，经过前期恢复和稳定运行后的 A、B 均能继续维持稳定的脱氮除磷效果，不再受温度影响，其中 A 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TIN 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均去除率能保持在 96.33%、79.49% 和 99.68%；出水平均值分别为 2.50、13.81 和 0.02 mg/L；B 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TIN 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 平均去除率则分别为 93.85%、76.44% 和 98.44%；出水平均值分别为 4.12、16.06 和 0.09 mg/L。2 个反应器出水各项指标均达到城镇污水处理厂出水一级标准。

## 2.3 低温条件下反应器典型周期各参数变化分析

### 2.3.1 SNPR 效果较好时各参数周期变化

取 A 的第 217 d (2007-11-21) 中一个周期为例 [见图 5(a)]，厌氧阶段 COD 迅速去除，后趋于平稳，TIN 部分降低，厌氧过程中，放磷速度为 0.098 3 mg/min，4 h 放磷完毕；好氧阶段前期，COD 变化缓慢， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TIN 浓度持续降低，且较为接近；吸磷速率为 0.224 3 mg/min，2 h 内吸磷完成；好氧阶段 3 h 之后， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率高于 TIN 去除率，COD 不足导

致反硝化过程受限，使得 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 生成的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 没有及时去除，最终 COD 去除率为 75.00%，出水浓度为 54.18 mg/L； $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率为 100%；TIN 去除率为 71.77%，出水浓度为 10.86 mg/L； $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 去除率为 100%。

### 2.3.2 SNPR 效果较差时各参数周期变化

取 B 的第 203 d (2007-11-07) 的一周期进行分析 [图 5(b)]，厌氧阶段开始，COD 去除率上升至 28.95%，1 h 后趋于平稳， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 因吸附作用导致含量少量降低，放磷速度为 0.086 5 mg/min，厌氧段结束时， $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度达 25.71 mg/L。好氧阶段 1 h，COD 去除率升高至 55.26%， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TIN 浓度持续降低，且较为接近；吸磷过程较快，吸磷速率为 0.185 6 mg/min。好氧阶段 2 h 之后，COD 去除率缓慢上升，COD 降解过程基本结束； $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率略高于 TIN 去除率；吸磷作用变慢，在好氧 6 h 时吸磷完成，吸磷速率为 0.061 2 mg/min。运行至好氧阶段末期时， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率虽高于 TIN 去除率，但最终只达到 46.55%，出水浓度为 27.46 mg/L；TIN 去除率为 39.96%，出水浓度为 31.93 mg/L，均未达到城市污水处理厂排放标准。本周周期进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度偏高，使得碳氮比较低，加之水温较低，系统去除能力减弱，因此造成 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 以及 TIN 去除率下降，但 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除没有受到低温和碳源的影响，仍然保持 100% 的去除率。

## 3 讨论

传统的 SNPR 工艺通常会设置较多的反应器、污泥多重循环回流，运行繁琐，加大了基建和运行费用<sup>[1]</sup>。1999 年，Nam 等<sup>[9]</sup>在选择较合适的旁流比率条

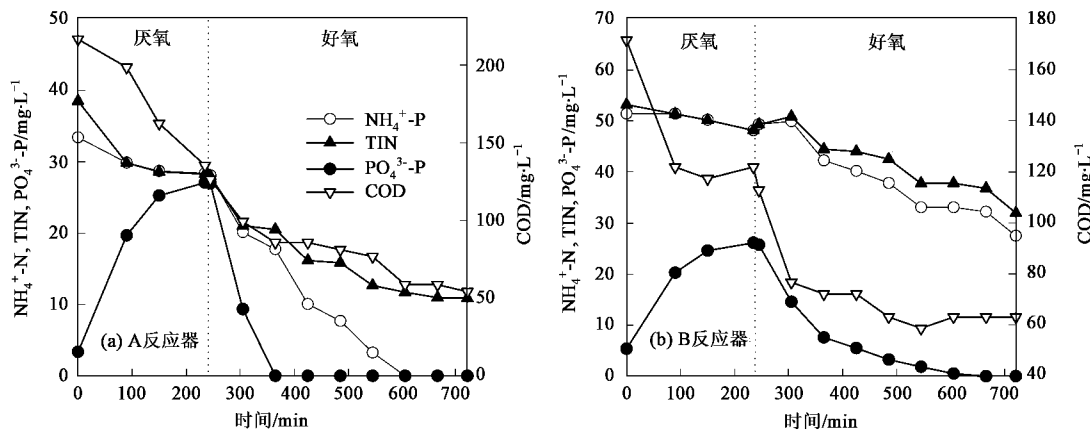


图 5 A、B 反应器典型周期内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{TIN}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 COD 变化曲线

Fig.5 Typical profiles of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{TIN}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  and COD concentration during a cycle of reactor A and B

件下,在  $\text{A}^2/\text{O}$  反应器中获得了 SNPR 的效果,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效率分别为 88%和 68%.近年来,利用悬浮生物膜法实现 SNPR 效果也屡有报道,1999 年,Giuseppe 等<sup>[10]</sup>利用移动床序批式生物膜反应器(MBSBBR)达到了 SNPR 的效果,但该类反应器中填料的填充比较高,且填料本身价格较昂贵,而控制填料上生物膜的脱落与再生对于反应器的运行有了更多的要求.

单级 SBR 反应器能够在只有厌氧/好氧 2 个运行阶段的情况下成功培养具有 SNPR 能力的 AGS,大大降低了污水处理装置的建设成本,并且反应器的运行更加容易控制,AGS 本身具有的沉降很快的优点,也使得好氧结束后,迅速出水,尽可能地避免了厌氧状态和放磷现象的出现.本试验中 A、B 于常温 4 个月及低温恢复之后的 SNPR 效果均达到了城镇污水处理厂出水一级标准.

3.1 AGS 实现 SNPR 的机制

AGS 的特殊层状结构使其能在厌氧/好氧这种简单的运行方式下自发形成好氧、缺氧及厌氧(可能形成)的微环境.一般而言,AGS 最外层为好氧区,氨氧化菌(AOB)和亚硝酸氨氧化菌(NO<sub>2</sub>)以及部分聚磷菌(PAO)位于此区域内;好氧区以里,厌氧区以外为缺氧区,反硝化菌(denitrificans)和反硝化聚磷菌(DNAP<sub>O</sub>)生活在此区域,DNAP<sub>O</sub>的存在能够减少系统对碳源的需求,对于低碳氮磷比的进水条件有较高的适应性.DNAP<sub>O</sub>和普通 PAO 在溶解氧不同的情况下能互相转化<sup>[11]</sup>.按照 Hu 等<sup>[12]</sup>的方法,计算得到在本试验中只能以氧作为电子受体的 PAO 占总 PAO 的 14.19%;能以氧和硝酸氮作为电子受体的 PAO 占总 PAO 的 74.32%;能以氧、硝酸氮和亚硝酸

氮作为电子受体的 PAO 占总 PAO 的 11.47%,因此证明了 DNPAO 的存在,说明在曝气阶段,AGS 的内部同时存在的好氧、缺氧区域,使得硝化、反硝化、好氧吸磷、反硝化除磷能够同时进行,从而使得 SNPR 得以实现.

Lemaire 等<sup>[13]</sup>的研究中,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 在好氧阶段开始后都保持较快的去除速度;Meyer 等<sup>[3]</sup>的研究中,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 比 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 先去除完毕;硝化过程一旦结束,反硝化过程也停止,造成总氮去除不完全,硝化决定了 SNPR 的速度和效果;De Kreuk 等<sup>[2]</sup>研究认为低氧条件可以保证反硝化菌的生存区域,从而保证 SNPR 效果.本试验的 2 个典型周期(图 5)中,吸磷作用较硝化和反硝化过程占优势,并且均可以在好氧阶段结束之前完成;好氧阶段初期 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率提高的同时 TIN 去除率也随之上升,但在好氧阶段后期,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 TIN 的去除率产生了分化,造成该现象的可能原因有:①与文献[3]的情形类似,硝化结束,好氧颗粒内部溶解氧浓度提高,缺氧区减小,反硝化作用停止;②周期末,好氧颗粒污泥内部碳源(胞内 PHAs)基本消耗完毕,反硝化作用无法进行.

在低温条件下,由于聚磷菌受温度影响较小,除磷不对 SNPR 的最终结果造成较大的影响;而硝化作用则决定了 SNPR 的反应速度和最终效果,溶解氧过低或温度过低(本试验的情况)都会导致硝化速率缓慢,进而无法进行有效的反硝化;而碳源(外加碳源或内源碳)的量影响着反硝化过程,影响最终的 SNPR 的效果.

3.2 温度对 AGS 实现 SNPR 的影响

生化反应过程通常对温度存在较强的依赖性,根据 Arrhenius 公式,  $k(T) = k(20)\theta^{(T-20)}$  (式中,  $k$

表示反应对温度的依赖性,  $T$  表示温度, 并且以  $20^{\circ}\text{C}$  作为参考温度,  $\theta$  越大说明对温度的依赖性越强, 因此, 当  $\theta = 1$  时, 无依赖性, 如化学沉淀反应; 当  $\theta = 1.04$ , 依赖性较小, 如水解; 当  $\theta = 1.07$ , 有一定的依赖性, 如异养转换和发酵; 当  $\theta = 1.12$ , 依赖性较强, 如硝化反应<sup>[14]</sup>. 城市污水处理厂的水温会随着季节而变化, 而温度的变化, 特别是温度降低影响了硝化的效果. De Kreuk 等<sup>[15]</sup>认为温度较低会导致溶解氧的穿透性增强, AGS 反硝化区域减少, 从而造成总氮的去除效率降低, 其反应器温度为  $15^{\circ}\text{C}$  和  $8^{\circ}\text{C}$  时, TIN 的去除从  $20^{\circ}\text{C}$  的 75% 降低为 65% 和 44% (COD:N 为 6.5~7.9). 本试验 A、B 温度降低的过程中,  $\text{NH}_4^+$ -N 和 TIN 的去除均由于微生物对温度的依赖性有所降低, 但均经一段时间的运行恢复了处理效果, 在低温条件下 ( $9 \sim 13^{\circ}\text{C}$ ), 2 个反应器  $\text{NH}_4^+$ -N、TIN 和  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 均达到城镇污水处理厂出水一级标准, 充分说明 AGS 对低温的适应能力较强.

高温条件下的吸磷效果比低温条件下较差的情况颇为普遍, 而聚糖菌与聚磷菌的竞争以及 2 种细菌对温度的不同要求是这种现象的直接原因<sup>[16, 17]</sup>, Whang 等<sup>[18]</sup>研究认为聚磷菌在高温条件下, 吸收乙酸的速率降低, 受到聚糖菌的抑制, 从而影响磷的去除; 也有部分研究认为温度降低会导致吸磷效率的降低<sup>[19, 20]</sup>. 本试验中 A、B 出水  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 在温度较高的夏秋季 (第 III 阶段) 平均去除率只有 94.79% 和 95.60%, 而在冬季效果恢复时 (第 V 阶段)  $\text{PO}_4^{3-}$ -P 平均去除率分别为 99.68% 和 98.44%.

### 3.3 碳氮磷比和碳源类型对 AGS 实现 SNPR 的影响

合适的碳氮磷比值对于 AGS 的形成和 SNPR 效能的获得有较大的影响, Kishida 等<sup>[4]</sup>利用 AGS 进行 SNPR 的研究中, COD:N:P = 600:60:10, 出水  $\text{NH}_4^+$ -N、 $\text{NO}_x^-$ -N、 $\text{PO}_4^{3-}$ -P 均低于 1 mg/L, 600 mg/L 的 COD 可以为除磷和反硝化作用提供充足的碳源. Zeng 等<sup>[21]</sup>的研究中 COD:N:P = 400:40:15, 也获得了较好的 SNPR 效果, 并说明在不同溶解氧的条件下, 去除效果会有所不同. 本试验在常温条件下利用实际生活污水, 以丙酸钠 + 乙酸钠和葡萄糖分别作为 A、B 反应器的附加碳源并设定 COD:N:P 约为 360:60:6, 均培养出大量的 AGS, 并取得了较好的 SNPR 效果, 并在低温条件下成功实现了 SNPR 效果的恢复和长期稳定维持.

A、B 反应器在投加附加碳源后的 212 d 运行时期内, A 的 MLSS 始终高于 B; 2 个反应器的去除效

果和出水变化有相当大的相似性, 但是在温度降低导致的 SNPR 效果下降的情况下, A 比 B 更容易尽快地恢复处理效果, 这表明碳源类型和 MLSS 对低温条件下 AGS 脱氮除磷性能的恢复和稳定具有十分明显的作用.

## 4 结论

(1) 以厌氧/好氧方式运行 2 个 SBR 反应器中, 以实际生活污水为对象, 经 20 d 培养出现 AGS, 至第 42 d AGS 培养成熟, AGS 稳定存在至第 254 d. 2 个反应器中的 AGS 平均粒径分别集中在 0.3~0.8 mm 和 0.6~1.0 mm 之间,  $\text{SVI}_{5\text{min}}$  在 30~40 mL/g 之间.

(2) 从第 42 d 起, 加入不同附加碳源 (A 反应器为丙酸钠 + 乙酸钠, B 反应器为葡萄糖), 使进水 COD:N:P 约为 360:60:6, 获得了夏秋季 4 个月长期稳定的 SNPR 效果. 在低温的影响下, 2 个反应器分别经 35 d、49 d 逐渐恢复了稳定的 SNPR 效果. 常温 4 个月以及低温效果恢复之后分别稳定运行 56 d、42 d 内, 出水  $\text{NH}_4^+$ -N、TIN、 $\text{PO}_4^{3-}$ -P 平均含量均达到城镇污水处理厂出水一级标准 (GB 18918-2002).

(3) AGS 由于特殊的层状结构, 在好氧段, AGS 内部同时存在的好氧、缺氧区域; 好氧吸磷和反硝化除磷的同时进行使得除磷优先完成; 而硝化作用决定了 SNPR 的反应速度和最终效果, 温度过低导致硝化速率缓慢, 也使得 AGS 内缺氧区减小, 同时内源碳 PHAs 的不足, 都影响反硝化的进一步进行, 进而影响最终的 SNPR 的效果.

(4) 以丙酸钠 + 乙酸钠作为附加碳源的 A 反应器的 MLSS 始终高于以葡萄糖作为附加碳源的 B 反应器的 MLSS, 且在低温条件下可以更快恢复 SNPR 效果, 说明碳源类型和 MLSS 对低温条件下 AGS 脱氮除磷性能的恢复和稳定具有十分明显的作用.

### 参考文献:

- [1] Tchobanoglous G, Burton F L, Stensel H D. Wastewater engineering: Treatment and reuse [M]. (4th Edition). New York: Metcalf & Eddy-McGraw-Hill, 2003. 810-815.
- [2] De Kreuk M K, Heijnen J J, van Loosdrecht M C M. Simultaneous COD, nitrogen, and phosphate removal by aerobic granular sludge [J]. Biotechnol Bioeng, 2005, 90(6): 761-769.
- [3] Meyer R L, Zeng R J, Giugliano V, et al. Challenges for simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in microbial aggregates: mass transfer limitation and nitrous oxide production [J]. FEMS Microbiol Ecol, 2005, 52(3): 329-338.
- [4] 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 Res*, 2006, **40**(12): 2303-2310.
- [5] 王景峰,王喧,季民,等. A/O SBR 中同步硝化反硝化除磷颗粒污泥的富集[J]. *中国给水排水*, 2006, **22**(17): 100-104.
- [6] 杨国靖,李小明,曾光明,等. 好氧颗粒污泥实现同步除磷脱氮的试验研究[J]. *湖南大学学报*, 2005, **32**(3): 97-100.
- [7] Yilmaz G, Lemaire R, Keller J, *et al*. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal from nutrient-rich industrial wastewater using granular sludge[J]. *Biotechnol Bioeng*, 2008, **100**(3): 529-540.
- [8] Morgan-Sagastume F, Allen D G. Effects of temperature transient conditions on aerobic biological treatment of wastewater[J]. *Water Res*, 2003, **37**(15): 3590-3601.
- [9] Nam H U, Lee J H, Kim C W. Enhanced biological nutrients removal using the combined fixed-film reactor with bypass flow[J]. *Water Res*, 2003, **34**(5): 1570-1576.
- [10] Giuseppe P, Canziani R, Pedrazzi L, *et al*. Phosphorus and nitrogen removal in moving bed sequencing batch biofilm reactors[J]. *Water Sci Technol*, 1999, **41**(4-5): 169-176.
- [11] Zeng R J, Saunders A M, Yuan Z G, *et al*. Identification and comparison of aerobic and denitrifying polyphosphate-accumulating organisms[J]. *Biotechnol Bioeng*, 2003, **83**(2): 140-148.
- [12] 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 Res*, **37**(14): 3463-3471.
- [13] Lemaire R, Yuan Z G, Blackall L L, *et al*. Microbial distribution of *Accumulibacter* spp. and *Competibacter* spp. in aerobic granules from a lab-scale biological nutrient removal system[J]. *Environ Microbiol*, 2008, **10**(2): 354-363.
- [14] Amz P, Arnold E, Wilderer P A. Enhanced biological phosphorus removal in a semi full-scale SBBR[J]. *Water Sci Technol*, 2001, **43**(3): 167-174.
- [15] De Kreuk M K, Pronk M, van Loosdrecht M C M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures[J]. *Water Res*, 2005, **39**(18): 4476-4484.
- [16] Chinwetkitvanich S, Randall C W, Panswad T. Effects of phosphorus limitation and temperature on PHA production in activated sludge[J]. *Water Sci Technol*, 2004, **50**(8): 135-143.
- [17] Erdal U G Z, Erdal Z K, Randall C W. The competition between PAOs (phosphorus accumulating organisms) and GAOs (glycogen accumulating organisms) in EBPR (enhanced biological phosphorus removal) systems at different temperatures and effects on system performance[J]. *Water Sci Technol*, 2003, **47**(11): 1-8.
- [18] Whang L M, Park J K. Competition between Polyphosphate- and glycogen- accumulating organisms in biological phosphorus removal systems-effect of temperature [J]. *Water Sci Technol*, 2002, **46**(1-2): 191-194.
- [19] Jones M, Stephenson T. The effect of temperature on enhanced biological phosphate removal[J]. *Environ Technol*, 1996, **17**(9): 965-976.
- [20] Brdjanovic D, van Loosdrecht M C M, Hooijmans C M, *et al*. Temperature effects on physiology of biological phosphorus removal [J]. *J Environ Eng*, 1999, **123**(2): 144-153.
- [21] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z G, *et al*. A novel wastewater treatment process: simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal[J]. *Water Sci Technol*, 2004, **50**(10): 163-170.