

DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.201805039

梯度曝气 SBR 除磷亚硝化颗粒处理生活污水

张 杰^{1,2},李海玲¹,李 冬¹,刘 博¹,李 帅²,曹美忠¹

(1. 水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室(北京工业大学),北京 100124;
2. 城市水资源与水环境国家重点实验室(哈尔滨工业大学),哈尔滨 150090)

摘 要:为实现生活污水中总磷和有机物的去除,同时实现部分亚硝化,在常温条件下(17~19℃),采用 SBR 反应器接种配水培养的强化生物除磷颗粒污泥,对生活污水的除磷亚硝化效果进行研究.结果表明,配水启动的强化生物除磷颗粒污泥经过 27 d 的培养可以实现生活污水除磷,出水总磷(TP)质量浓度达到 1 mg/L 以下,厌氧释磷量/厌氧 COD 去除量($\Delta\rho_{\text{TP}}/\Delta\rho_{\text{COD}}$)达到 0.3;采取前 90 min 高曝气(500 mL/min),后 120 min 低曝气(200 mL/min)的梯度曝气运行模式,可以使亚硝酸盐积累率(R_{NA})从 0 增长到 90% 以上,亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^- - \text{N}$)质量浓度达到 10 mg/L,同时 TP 及 COD 出水分别保持在 0.5 和 50 mg/L 以下.随工艺运行颗粒粒径从 1 200 μm 下降到 1 090 μm ,SVI 值从 32 mL/g 降低到 29 mL/g,蛋白与多糖比(PN 与 PS 比)从 2.0 降低到 1.2.生活污水虽然会导致颗粒粒径略微减小,但仍能保持在 1 000 μm 以上,且使颗粒获得更好的沉降性能.采取高低梯度曝气方式可以实现除磷和亚硝化,总磷去除率达到 95%, R_{NA} 达到 90% 以上,且颗粒性能稳定.

关键词:生活污水;除磷;亚硝化;梯度曝气;亚硝酸盐积累率

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367-6234(2019)08-0001-07

Domestic sewage treatment by partial nitrification and phosphorus removal granular sludge in gradient aerated SBR

ZHANG Jie^{1,2}, LI Hailing¹, LI Dong¹, LIU Bo¹, LI Shuai², CAO Meizhong¹

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering (Beijing University of Technology), Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: In order to remove total phosphorus (TP) and organic matter in domestic sewage and achieve partial nitrification, an enhanced biological phosphorus removal granular sludge, which was cultivated with synthetic wastewater at room temperature (17–19 °C), was used as inoculated sludge in this study. The effect of phosphorus removal and nitrosation on domestic sewage was studied. The experiment showed that the phosphorus removal of the granular sludge could be achieved through 27 d cultivation. The TP concentration of effluent could reach less than 1 mg/L and the TP release in anaerobic stage $\Delta\rho_{\text{TP}}/\rho_{\text{COD}}$ removal in anaerobic stage ($\Delta\rho_{\text{COD}}$) could reach 0.3. The change of the aeration methods could make R_{NA} increase from 0 to 90% in a short time. The concentration of $\text{NO}_2^- - \text{N}$ reached 10 mg/L, and the concentration of TP and COD in the effluent were kept below 0.5 and 50 mg/L, respectively. The particle size decreased from 1 200 μm to 1 000 μm and the value of SVI reduced from 32 mL/g to 29 mL/g. The ratio of protein (PN) to polysaccharide (PS) dropped from 2.0 to 1.2. Although the particle size slightly decreased due to domestic sewage, it remained larger than 1 000 μm and the particles possessed better settleability. Thus, the adoption of high and low gradient aeration can achieve phosphorus removal and nitrosation with the removal rate of TP reaching 95%, R_{NA} reaching over 90%, and the particle performance remaining stable.

Keywords: domestic sewage; phosphorus removal; nitrosation; gradient aeration; nitrite accumulation rate

水体富营养化在世界各水域频繁发生,备受水环境研究者的关注.化学需氧量、总氮、总磷等营养元素含量过高是导致水体富营养化的主要原因,去

除污水中的化学需氧量、氮、磷元素是污水处理的主要任务^[1].传统脱氮除磷工艺中采用硝化反硝化作用来完成脱氮,污水在经过初沉池后存在碳源不足的现象,需要补充碳源来完成氮、磷元素的去除,使运行费用增加.近些年,研究者对自养脱氮工艺(亚硝化+厌氧氨氧化、CANON 等^[2-3])进行了研究.相比硝化反硝化作用,自养脱氮无需外加碳源,能够解决生活污水中碳源不足的问题.强化生物除磷工艺

收稿日期: 2018-05-12
基金项目: 北京市优秀青年拔尖团队项目(2014000028833TD02)
作者简介: 张 杰(1938—),男,博士生导师,中国工程院院士;
李 冬(1976—),女,教授,博士生导师
通信作者: 李 冬, lidong2006@bjut.edu.cn

(EBPR)利用聚磷菌能够在厌氧/好氧(A/O)的运行模式下,在厌氧阶段去除有机物,再通过排除剩余污泥的方式实现高效除磷^[4].若在自养脱氮工艺前增加 EBPR 单元就能够完成污水中 COD 及 TP 的去除,同时能够降低有机物对自养脱氮的影响.

根据以上分析,有研究者提出了通过 A/O 除磷+自养脱氮工艺来实现生活污水中的 N、P 的去除^[5].希望在 A/O 工艺中除了实现除磷,还要通过梯度曝气控制氮元素转化过程,将出水维持在亚硝酸盐阶段.然而,目前针对于除磷亚硝化的研究较少,马斌等^[6]采用 A/O 工艺实现了生活污水亚硝化和生物除磷,周元正等^[7]采用改良 SBR 反应器实现了生活污水除磷亚硝化,这些除磷亚硝化工艺中的污泥都为絮状.过长的沉淀时间容易导致二次释磷,而颗粒污泥因其良好的沉降性、较强的耐冲击能力,可以降低沉淀时间,避免二次释磷的发生,同时增加反应器内的生物量^[8~10].

本文针对于低碳氮比生活污水,对除磷亚硝化颗粒进行研究.通过接种配水培养的强化生物除磷颗粒污泥,通入实际生活污水,实现生活污水 EBPR

的启动,研究其除磷性能及颗粒特性变化;再采取梯度曝气方式实现单一反应器内生活污水除磷亚硝化,探究梯度曝气对颗粒污泥 COD 及 TP 去除、亚硝化作用的影响,并对颗粒分泌的胞外聚合物(EPS)、沉降性能、污泥质量浓度等进行测量和分析,以期除磷亚硝化颗粒在实际工程中的应用提供参考.

1 实 验

1.1 实验装置与运行方法

实验采取由有机玻璃制成的 SBR 反应器,高 46 cm,内径 15 cm,有效容积为 6 L.通过搅拌机进行搅拌,同时底部设有直径为 10 cm 的曝气盘,并通过气体流量计控制曝气强度.

两个反应器每天均运行 4 个周期,每个周期 6 h,包括 10 min 进水,2~1.5 h 厌氧,3~3.5 h 好氧,3 min 沉淀,10 min 排水,其余阶段为闲置阶段.整个反应在室温条件下进行,不对温度进行控制,pH 不进行控制,换水比为 67%.好氧结束前 10 min 在靠近液面的 1/3 处排出泥水混合液 200 mL,控制污泥龄(SRT)为 30 d.具体运行工况如表 1.

表 1 反应器运行工况
Tab. 1 Operational conditions of the reactor

阶段	进水时间/ min	厌氧时间/ min	曝气时间/ min	曝气强度/ (mL·min ⁻¹)	沉淀时间/ min	DO/ (mg·L ⁻¹)	SRT/ d	时段/ d
I	10	120	180	500	3	3.0~6.0	30	1~30
II	10	120	200	500	3	3.0~7.0	30	30~45
III	10	90	210	90 min(500)120 min(200)	3	4.0~6.0 3.0~4.5	30	45~73

1.2 接种污泥与实验用水

反应器接种本实验室配水启动的以丙酸钠为碳源的强化生物除磷颗粒污泥,初始污泥质量浓度为

3 500 mg/L.实验用水为北京工业大学家属区化粪池污水,其基本水质如表 2 所示.

表 2 生活污水水质
Tab. 2 Water quality of domestic sewage

项目	COD/(mg·L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N/(mg·L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N/(mg·L ⁻¹)	PO ₄ ⁻ -P/(mg·L ⁻¹)	pH
范围	150~300	30~70	<1	0~2	4~8	7.0~8.0

1.3 分析项目与检测方法

NH₄⁺-N 采用纳氏试剂光度法;NO₂⁻-N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法;NO₃⁻-N 采用麝香草酚紫外分光光度法;COD 和 TP 的测定采用 5B-3B 型 COD 多参数快速测定仪,每隔 2 d 对上述参数进行测量;pH、DO 和温度的测定均采用 WTW-pH/Oxi 340i 便携式多参数测定仪监测. MLSS、MLVSS、SV30、SVI 等指标均采用国家规定的标准方法^[11].颗粒的粒径采用 Mastersize 2000 激光粒度仪测定.

EPS 的提取步骤^[12]:取 25 mL 泥水混合物,8 000 r/min 离心 15 min;去掉上清液后加入 PBS 溶液(50 mmol/L 磷酸钠、150 mmol/L NaCl 及 pH=7)稀释至原体积;超声破碎 3 min;然后 80 ℃水浴加热 30 min,冷却后,8 000 r/min 离心 15 min,取上清液测定蛋白质(PN)和多糖(PS),剩余污泥测定 MLSS. PN 采用考马斯亮蓝法;PS 采用苯酚硫酸法.

实验中亚氮积累率(R_{NA})、氨氧化率(R_{AO})、游离亚硝酸(FNA)按下式计算:

$$R_{NA} = \frac{\Delta\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) \times 100\%}{\Delta\rho(\text{NO}_2^- - \text{N}) + \Delta\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})}, \quad (1)$$

$$R_{AO} = \frac{\Delta\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N}) \times 100\%}{\Delta\rho_{in}(\text{NH}_4^+ - \text{N})}, \quad (2)$$

$$\rho_{FNA} = \frac{\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})}{K_a \times 10^{\text{pH}}}. \quad (3)$$

式中: K_a 根据温度进行计算, 其值为 $e^{-2300/(273+T)}$.

2 结果与讨论

2.1 除磷亚硝化颗粒对生活污水的处理性能分析

2.1.1 除磷亚硝化颗粒的除磷及亚硝化性能变化

实验根据运行条件分为 3 个阶段阶段 I (1 ~ 30 d), 阶段 II (30 ~ 45 d), 阶段 III (45 ~ 73 d). 阶段 I、II 曝气强度为 500 mL/min, 阶段 I 曝气时间为 180 min, 阶段 II 曝气时间为 200 min, 阶段 III 梯度曝气, 高曝气强度为 500 mL/min, 低曝气控制曝气量为 200 mL/min.

如图 1 所示, 阶段 I 前 27 d 出水 TP 质量浓度在 1 ~ 5 mg/L 波动, 平均总磷去除率低于 50%, 在第 27 天后出水 TP 质量浓度下降到 1 mg/L 以下, 去除率达到 80% 以上. 该阶段出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 从 5 mg/L 增长到 8 mg/L, 亚氮质量浓度在 2 mg/L 以下, R_{NA} 在实验运行到第 25 天后呈现逐渐上升的趋势, 从 20% 上升到第 29 天的 60%. 除磷性能得到恢复后, 聚磷菌与硝化细菌竞争氧气的能力增强, 使得亚硝化积累率有所增长; 另外, NOB 世代周期相比 AOB 长且不具有 AOB“饱食饥饿”的特性^[14], 这些都有利于亚氮积累率的升高. 由此看出, 采取污泥龄为 30 d, 曝气强度为 500 mL/min 可以实现生活污水中 TP 的去除, 除磷性能与亚氮积累存在一定的正相关性, 除磷性能良好有利于抑制硝酸盐产生, 为除磷颗粒实现高亚硝化率提供可能性.

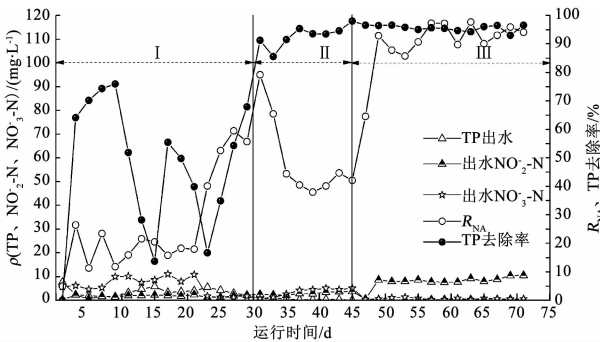


图 1 运行过程中 TP、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 变化

Fig. 1 Variation of TP, $\text{NO}_2^- - \text{N}$, and $\text{NO}_3^- - \text{N}$ concentration during the process of operation

Zeng 等^[15] 通过延长曝气的方式使得 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 从 9.6 mg/L 增长到 20 mg/L. 在阶段 II, 不改变曝

气强度的条件下延长 20 min 曝气, 以期提高亚硝酸盐积累量. 由于曝气时间延长, 好氧结束前的溶解氧由原来的 6 mg/L 增长到 7 mg/L, 导致出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度从 0.7 mg/L 上升到 5 mg/L, 亚氮质量浓度并未发现明显增高, 亚硝酸盐积累反而从 75% 降低到 40%, 延长曝气的方式未能达到预期结果. 对比 Zeng 等的实验, 产生这种不同可能是溶解氧质量浓度过高导致的, Zeng 等在实验过程中控制溶解氧质量浓度为 0.5 ~ 1 mg/L, 而本实验延长曝气后溶解氧质量浓度达到 7 mg/L, 使得氧能够到达颗粒的更深处, 导致硝酸盐氮质量浓度有所升高.

阶段 II 结束前, 在第 44 天进行了典型周期分析, 结果如图 2 所示. 在曝气 60 min 后, TP 质量浓度从 33.35 mg/L 下降为 5.430 mg/L, 第 120 分钟时 TP 质量浓度降低到了 0.945 mg/L, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 及 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 在前 120 min 并未出现明显升高; 阶段 II 中, 随着曝气时间的延长, 溶解氧质量浓度升高, 此时硝酸盐积累量逐渐升高到 5 mg/L. 由此可见, 磷的去除主要集中在前 120 min 以内. 较高的曝气强度有利于 TP 的去除, 但会使氨氮转化为硝酸盐, 不利于亚氮积累.

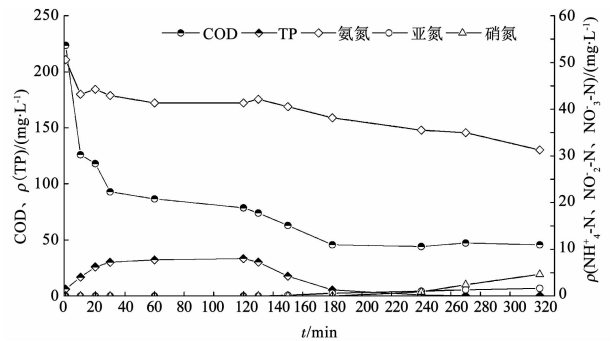


图 2 典型周期内 COD、氨氮、亚硝酸盐氮及硝酸盐氮的变化

Fig. 2 Variation of COD, ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, and nitrate nitrogen during typical operation

基于以上研究, 为保证除磷性能良好同时实现亚氮积累, 阶段 III 将曝气方式改为梯度曝气, 前 90 min 曝气强度控制在 500 mL/min, 后 120 min 降低曝气强度为 200 mL/min. 阶段 III, 在改变曝气方式后, NOB 活性受到抑制, 出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度迅速降低到 1 mg/L 以下, $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 质量浓度从阶段 II 的 3.71 mg/L 升高到 10 mg/L, R_{NA} 达到 90% 以上. 由于除磷过程在好氧阶段的前 120 min 就基本完成, 降低曝气强度后, 出水 TP 质量浓度仍然可以达到 0.5 mg/L 以下, TP 去除率达到 95% 以上. 梯度曝气完成了 NOB 的抑制, 实现了除磷部分亚硝化.

如图 3 所示, 在阶段 I 中 $\Delta\rho_{\text{COD}}$ 从 59 mg/L 增长到 130 mg/L, 厌氧去除 COD 逐渐上升. 厌氧释磷量

与好氧吸磷量从 25 mg/L 上升到 40 mg/L. 阶段 II, 厌氧释磷量和好氧吸磷量稳定在 40 mg/L 以上, 两者之间的差值也保持稳定. 阶段 III, 较上一阶段释磷量和吸磷量均有所增高, 差值保持在 6 mg/L 左右. 释磷量和吸磷量是表征除磷性能的两个重要参数. 阶段 III, 释磷量和吸磷量均未减少, 同样表明在亚氮积累量达到 10 mg/L 时, 除磷性能良好, 梯度曝气的方式实现了同步除磷与亚硝化. 整个运行时间内厌氧释磷量和厌氧 COD 去除量的比值在 0.3 左右波动, 第 II、III 阶段略微有升高, 厌氧阶段磷释放量和 COD 消耗量是反应颗粒中聚磷菌相对含量的参数, 两者比值越高, 说明聚磷菌富集情况越好. 李冬等^[10]在探究曝气强度对除磷颗粒影响时, 得出不同曝气强度下该值均为 0.35 左右. 本实验阶段 I 平均值为 0.3, 阶段 II、III 升高到 0.35. 这也说明在阶段 II、III 聚磷菌得到了大量富集, 有机物更多地被用于聚磷菌合成 PHA.

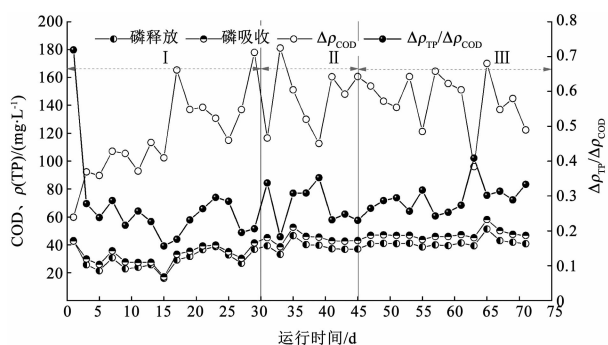


图 3 运行过程中厌氧磷释放、厌氧消耗 COD、好氧磷吸收
Fig. 3 Variation of phosphorus release, consumed COD anaerobically, and aerobic phosphorus uptake during the process of operation

如图 4 所示, 阶段 I 中 R_{AO} 从 40% 先升高到 69% 后逐渐降低至 31%, 阶段 II 虽然延长了曝气时间, R_{AO} 仍维持在 30% 左右. 产生这种变化主要是由于阶段 II 除磷性能恢复, NOB 得到抑制, 使氨氮转化成硝酸盐的量降低. 阶段 III, R_{AO} 最终稳定在 48% 左右, TN 去除率最终达 30%, 梯度曝气条件下, 除磷亚硝化颗粒对总氮有一定的去除作用, 这可能是由于颗粒污泥内部存在反硝化菌的生存空间, 在好氧开始阶段溶解氧质量浓度较低, 为反硝化菌提供了缺氧环境, 反硝化作用使得 TN 去除率达到了 30%. 如图 5 所示, 阶段 III 进水 COD 在 80 mg/L, 出水 COD 降低到 50 mg/L 以下, 这种现象的存在同样证明了颗粒污泥中反硝化现象的存在.

本实验采用生活污水, 整个运行过程中氨氮质量浓度为 50 mg/L 左右, 颗粒粒径保持在 1 000 μm 以上. Zou 等^[16]在研究氨氮质量浓度对强化生物除磷颗粒污泥影响时发现, 在氨氮质量浓度从

30 mg/L 升高到 50 mg/L 以上后, 磷吸收和释放量均降低, 除磷颗粒解体. Zou 等在提高氨氮质量浓度后, 并未对曝气强度进行调整, R_{AO} 明显提高, 出水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 质量浓度达 20 mg/L, 导致厌氧段反硝化现象明显, 这对聚磷菌的厌氧释磷过程产生了不利影响, 进而影响了聚磷菌的生长, 使得除磷颗粒出现解体. 而本实验运行期间通过采取高低梯度曝气的方式, 使得 R_{AO} 没有发生明显升高, 磷吸收和释放量均未受到不利影响, 因此, 能够保证颗粒稳定.

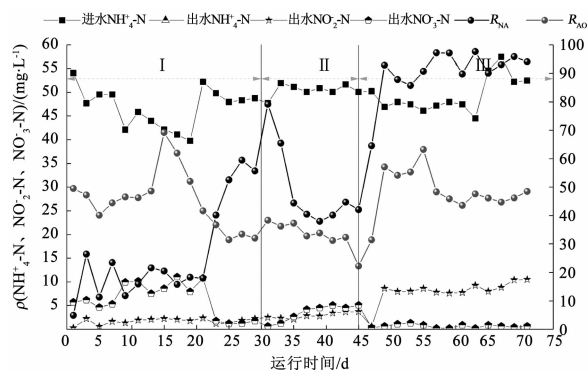


图 4 运行过程中氮元素转化及去除

Fig. 4 Transformation and removal of nitrogen elements during the process of operation

2.1.2 除磷亚硝化颗粒的有机物去除性能

如图 5 所示, 阶段 I 出水中 COD 从 116.5 mg/L 逐渐降低到 34.64 mg/L, 此后保持在 50 mg/L 以下, 有机物去除率从 45% 上升到 80%. 聚磷菌厌氧阶段吸收挥发性脂肪酸, 以 PHA 的形式储存在体内, COD 去除率的升高表明除磷性能得以恢复.

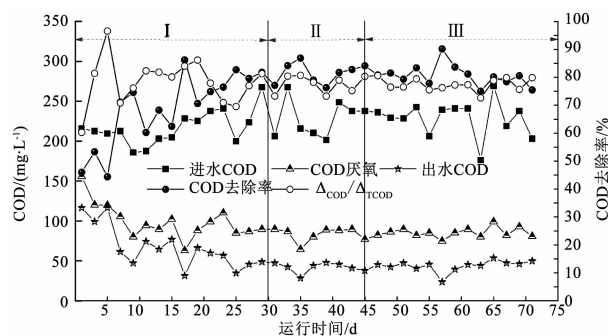


图 5 运行过程中 COD 变化

Fig. 5 Variation of COD concentration during the process of operation

根据第 44 天的典型周期实验结果 (图 2), COD 降解及 TP 的释放过程集中在厌氧的前 60 min. 这主要是因为生活污水中易被微生物利用的有机质含量较低, 在进水后能够在短时间内被聚磷菌及其他异养菌利用, 磷的释放量受到 COD 不足的制约^[17]. 基于此, 阶段 III, 缩短厌氧时间为 90 min, 根据图 5 可知缩短厌氧时间至 90 min 不会对有机物的去除产

生不利影响,出水中的 COD 保持在 50 mg/L 以下. 在整个运行过程中厌氧阶段的 COD 去除量接近总 COD 去除量的 80%,除磷亚硝化颗粒得到了和周元正等^[7]采用生活污水运行的除磷与半亚硝化絮体相同的有机物去除效果. 在处理生活污水时可以考虑根据周期运行情况对厌氧段进行调整,提高处理效率.

2.1.3 梯度曝气过程中亚硝酸盐积累对除磷影响

在实验运行到阶段Ⅲ的第 77 天,对单个周期沿程物质变化进行了分析,对比阶段Ⅱ第 44 天周期实验结果,考察梯度曝气对除磷及硝化性能的影响.

如图 6 所示,改为梯度曝气后,厌氧释磷过程相比第 44 天周期实验,并未发生明显改变,厌氧释磷均主要发生在前 60 min 内,阶段Ⅱ、Ⅲ释磷量分别达到 32.24 和 44.23 mg/L. 但好氧阶段发生了明显改变. 在阶段Ⅱ,吸磷速率一直保持在较快的水平,直至完成 TP 的去除. 而阶段Ⅲ,在好氧开始后的前 90 min 内,TP 质量浓度从 47.95 mg/L 降低到 8.84 mg/L,吸磷速率较快达到 26.06 mg/(h·L),

此后吸磷速率出现明显降低,从 26.06 mg/(h·L)降低到 5.06 mg/(h·L). 阶段Ⅲ在曝气 90 min 后,NO₂⁻-N 积累量达到了 4.66 mg/L. 对比发现两个阶段好氧阶段 pH 变化也有较大区别,阶段Ⅱ、Ⅲ都呈现先升高后降低的趋势,但阶段Ⅱ降低幅度较小,从 7.70 降低到 7.66,阶段Ⅲ则出现明显降低,从 7.75 降低到 7.41. 产生这种差异的原因是阶段Ⅲ亚硝化现象明显,导致 pH 发生大幅降低,而阶段Ⅱ并未发生明显的亚氮积累. 根据周期实验 pH 及亚硝酸盐氮质量浓度,计算得曝气 90 min 时 FNA 的值达到 2.6×10⁻⁴ mg/L, FNA 随着 NO₂⁻-N 质量浓度的升高和 pH 的降低而升高,最终达到 1.12×10⁻³ mg/L. 有研究表明 FNA 达到一定质量浓度会对好氧吸磷产生不利影响^[18-19],根据实验数据可以得出, FNA 达到 2.6×10⁻⁴ mg/L 就对好氧吸磷速率产生了不利影响,但并不会丧失吸磷能力,能够完成 TP 的去除.

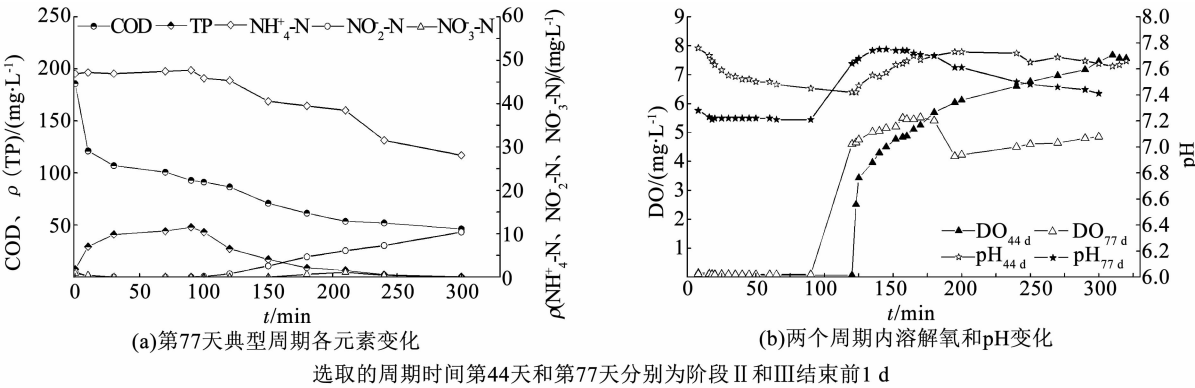


图 6 典型周期内 TP、COD、氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、DO 及 pH 的变化

2.2 颗粒特性变化

2.2.1 颗粒特点及形态变化

粒径变化、SVI、MLVSS 与 MLSS 比是反应颗粒稳定状态的重要参数. 在 3 个阶段开始时对平均颗粒粒径进行测量,分别为 1 303,1 040 和1 090 μm. 在配水转换为生活污水后,颗粒粒径出现了明显减小. 如图 7 所示,在阶段Ⅰ和阶段Ⅱ,SVI 值保持在 32 mL/g 左右. 在阶段Ⅲ,SVI 呈现出不断下降的趋势,从 32.17 mL/g 降低到 30.01 mL/g. 整个运行过程中经计算得到的 MLVSS 与 MLSS 比都保持在 0.7~0.8,本实验整个运行过程中 MLVSS 与 MLSS 比低于初始值 0.9. SVI 能够表征颗粒的沉降性能,SVI 值小则表明沉降性能良好^[19]. MLVSS 与 MLSS 比能够反映颗粒污泥内的生物量. 根据以上实验结果可知,生活污水会导致颗粒粒径减小,但不会对颗粒的沉降性能产生不利影响,阶段Ⅲ中 SVI 值的降

低表明梯度曝气在一定程度上可以使颗粒实现更好的沉降性能. MLVSS 与 MLSS 比降低,说明颗粒内的生物量有所减少,但是最终能够稳定在 0.7~0.8,不会影响到处理效果.

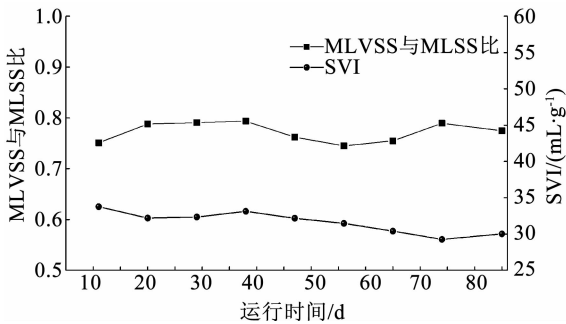


图 7 运行过程中 SVI 和 MLVSS 与 MLSS 比的变化

Fig. 7 Variation of SVI and MLVSS/MLSS during the process of operation

2.2.2 胞外聚合物 (EPS) 变化

EPS 对颗粒的形成及稳定性具有重要影响, EPS 主要由 PN 和 PS 组成^[20~21]. 在实验运行过程中蛋白质 (PN) 和多糖 (PS) 均发生了明显波动. 在阶段 I 和阶段 II, PS 相对 PN 具有较大波动, 单位 VSS 从接种初期的 58.67 mg/g 降低到 43.79 mg/g, 又升高到 63.28 mg/g, 而 PN 值稳定在 110 mg/g 左右. PS 是构成颗粒污泥的重要组成部分, 是构成 EPS 的框架, 在不利的生存环境中微生物出于自我保护, 会分泌更多的多糖^[22~23]. 阶段 I、II 在反应器通入生活污水后, 虽然粒径明显减小, 但由于聚磷菌分泌了大量的 PS 从而使得颗粒不发生解体现象. 在接种初期颗粒污泥为适应水质环境改变而大量分泌 PS, 来保证颗粒稳定. 在改为梯度曝气后, PN 的质量分数从 101.69 mg/g 迅速降低到 53.86 mg/g 并保持相对稳定, PS 质量分数在阶段 III 没有发生明显变化. 在阶段 III, PN、PS 的分泌量小于前两个阶段, 产生这种现象的原因可能是梯度曝气的条件下水力剪切力下降, 导致 EPS 分泌量降低. 有研究表明 PN 与 PS 比是反应颗粒稳定性的一个重要参数, 由图 8 可以看出, 在阶段 I PN 与 PS 比在 2.0 以上, 阶段 II 的 PN 与 PS 比为 1.6, 阶段 III 时保持在 1.2 左右. 阶段 I 颗粒不稳定, PN 与 PS 比较高, 阶段 II、III, PN 与 PS 比明显减小, 反映了颗粒稳定性增强.

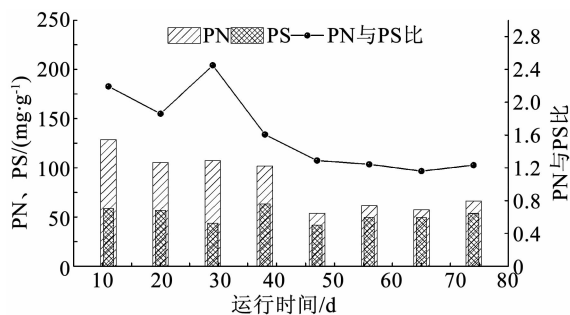


图 8 运行过程中 PN、PS 及 PN 与 PS 比的变化

Fig. 8 Variation of PN, PS, and PN/PS during the process of operation

3 结 论

1) 以丙酸钠为碳源配水启动的除磷亚硝化污泥来处理生活污水时, 经过 27 d 的适应可以达到出水 TP 质量浓度小于 1 mg/L, COD 小于 50 mg/L.

2) 在 500 mL/min 的曝气强度下, 延长曝气时间会破坏亚硝化性能. 采取高低梯度曝气的方式实现亚氮积累, R_{NA} 达到 90% 以上, 出水硝酸盐质量浓度小于 1 mg/L. 出水磷质量浓度保持在 0.5 mg/L 以下, 出水 COD 稳定在 50 mg/L 以下. 高低梯度曝气可以实现生活污水除磷部分亚硝化, 同时获得较

低 PN 与 PS 比和 SVI 值, 使颗粒具有更好的稳定性和沉降性能.

3) 在好氧前 120 min 基本可以完成 TP 的去除, 好氧吸磷过程优先于氨氧化过程. 当 FNA 达到 2.6×10^{-4} mg/L 会对除磷速率产生影响, 但不会完全抑制好氧吸磷作用.

参考文献

- [1] 余进祥, 刘娅菲, 钟晓兰, 等. 鄱阳湖水体富营养化评价方法及主导因子研究[J]. 江西农业学报, 2009, 21(4): 125
YU Jinxiang, LIU Yafei, ZHONG Xiaolan, et al. Evaluation method of eutrophication in Poyang Lake and its leading factors[J]. Acta Agriculturae Jiangxi, 2009, 21(4): 125
- [2] SLIEKERS A O, DERWORT N, GOMEZ J L C, et al. Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor[J]. Water Research, 2002, 36(10): 2475. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00476-6
- [3] POLLICE A, TANDOI V, LESTINGI C. Influence of aeration and sludge retention time on ammonium oxidation to nitrite and nitrate[J]. Water Research, 2002, 36(10): 2541. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00468-7
- [4] OEHMEN A, LEMOS P C, CARVALHO G, et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale[J]. Water Research, 2007, 41(11): 2271. DOI: 10.1016/j.watres.2007.02.030
- [5] 王俊安. 厌氧好氧除磷厌氧氨氧化脱氮城市污水再生全流程研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2010
WANG Junan. Integrated process of anaerobic-oxic phosphorus removal and anaerobic ammonium oxidation nitrogen removal for urban sewage regeneration[D]. Beijing: Beijing University of Technology, 2010
- [6] 马斌, 张树军, 王俊敏, 等. A/O 工艺实现城市污水半亚硝化与生物除磷[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2012, 44(2): 70
MA Bin, ZHANG Shujun, WANG Junmin, et al. Partial nitritation and biological phosphorus removal in A/O process treating municipal wastewater[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2012, 44(2): 70
- [7] 周元正, 李冬, 苏东霞, 等. 改良 SBR 工艺实现生活污水除磷与半亚硝化[J]. 中国环境科学, 2015, 35(5): 1351
ZHOU Yuanzheng, LI Dong, SU Dongxia, et al. Partial nitritation and phosphorus removal in improved SBR process treating domestic wastewater[J]. China Environmental Science, 2015, 35(5): 1351
- [8] LI Dong, LV Yufeng, CAO Meizhong, et al. Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor[J]. Bioresource Technology, 2016, 216: 1083. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.05.061
- [9] LI Dong, LV Yufeng, ZENG Huiping, et al. Effect of sludge retention time on continuous-flow system with enhanced biological phosphorus removal granules at different COD loading[J]. Bioresource Technology, 2016, 219: 14. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.07.093
- [10] 李冬, 吕育锋, 张金库, 等. SBR 中曝气强度对除磷颗粒的影响[J]. 化工学报, 2015, 66(12): 4994
LI Dong, LV Yufeng, ZHANG Jinku, et al. Influence of aeration

intensity on phosphorus removal granules in SBR [J]. CIESC Journal, 2015, 66(12): 4994

[11] 国家环境保护局. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 100

Ministry of Environmental Protection of China. Monitoring and analysis method of water and wastewater [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 100

[12] WANG Zhiping, LIU Lili, YAO Jie, et al. Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors[J]. Chemosphere, 2006, 63(10): 1728. DOI:10.1016/j.chemosphere.2005.09.018

[13] WINKLER M K, BASSIN J P, KLEEREBEZEM R, et al. Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO-GAO competition at high temperatures[J]. Water Research, 2011, 45(11): 3291. DOI: 10.1016/j.watres.2011.03.024

[14] 李亚峰, 秦亚敏, 谢新立, 等. 间歇曝气条件下短程硝化的实现及影响因素研究[J]. 环境工程学报, 2011, 5(7): 1518

LI Yafeng, QIN Yamin, XIE Xinli, et al. Study on achievement and influencing factors of shortcut nitrification in intermittent aeration[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, 5(7): 1518

[15] ZENG Wei, YANG Yingying, LI Lei, et al. Effect of nitrite from nitrification on biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(12): 6657. DOI:10.1016/j.biortech.2011.03.091

[16] ZOU Jinte, LI Yongmei, ZHANG Lili, et al. Understanding the impact of influent nitrogen concentration on granule size and microbial community in a granule-based enhanced biological phosphorus removal system [J]. Bioresource Technology, 2015, 177(177C): 209. DOI:10.1016/j.biortech.2014.11.093

[17] MINO T, LOOSDRECHT M C M V, HEIJNEN J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process[J]. Water Research, 1998, 32(11): 31937

[18] PIJUAN M, LIU Ye, YUAN Zhiguo. Free nitrous acid inhibition on the aerobic metabolism of poly-phosphate accumulating organisms [J]. Water Research, 2010, 44(20): 6063. DOI: 10.1016/j.watres.2010.07.075

[19] SAITO T, BRDJANOVIC D, VAN LOOSDRECHT M C. Effect of nitrite on phosphate uptake by phosphate accumulating organisms [J]. Water Research, 2004, 38(17): 3760. DOI:10.1016/j.watres.2004.05.023

[20] CHEN Yao, JIANG Wenju, LIANG D, et al. Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors [J]. Applied Microbiology & Biotechnology, 2007, 76(5): 1199. DOI:10.1007/s00253-007-1085-7

[21] SHENG Guoping, YU Hanqing, LI Xiaoyan. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: A review[J]. Biotechnology Advances, 2010, 28(6): 882. DOI:10.1016/j.biotechadv.2010.08.001

[22] KJELLEBERG S, HERMANSSON M. Starvation-induced effects on bacterial surface characteristics [J]. Applied & Environmental Microbiology, 1984, 48(3): 497

[23] DUUJONG L, CHEN Y Y, KUANYEOW S, et al. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation[J]. Biotechnology Advances, 2010, 28(6): 919. DOI:10.1016/j.biotechadv.2010.08.007

(编辑 刘 彤)

封面图片说明

封面图片来自本期论文“基于群体感应猝灭理论的 MBR 膜污染控制技术研究进展”,是描述群体感应猝灭技术原理及其 3 种主要实现形式的示意图.膜生物污染问题大幅增加了膜生物反应器(MBR)在运行和维护过程的额外能源消耗和运行成本,是限制膜生物反应器高效及稳定运行的主要瓶颈.基于群体感应(quorum sensing, QS)理论的群体猝灭(quorum quenching, QQ)技术是一种新兴且有效的生物膜抑制技术,在膜污染控制领域备受关注. QQ 技术可通过干扰细菌的群体感应系统来阻止其所依赖的信号分子的基因表达,从而有效抑制细菌胞外聚合物(EPS)的分泌,并最终减少膜材料表面生物膜的形成.采用 QQ 化合物、酶及细菌等方式抑制 MBR 中生物膜的产生从而缓解膜污染的方法已得到证实,将猝灭剂固定于不同载体以提高 QQ 活性、材料稳定性和抗污染性能的研究也不断被提出.基于 QQ 理论的膜污染控制技术已从理论逐步走向试验阶段,相信其在未来膜污染控制的实际工程应用中具有良好前景.

(图文提供:倪凌峰,王亚宜. 同济大学环境科学与工程学院)