环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

双奖期刊
中华人民共和国新闻出版总署

2019
Vol.40 No.1
第40卷 第1期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第1期
2019年1月15日

目 次

环 境 科 学
Environmental Science

第 40 卷 第 1 期 2019 年 1 月
Vol. 40, No. 1 Jan., 2019

不同污泥龄(SRT)对 SNEDPR 系统脱氮除磷影响

王晓霞[1], 甄建园[1], 赵骥[2], 于德爽[1], 都叶奇[1], 杜世明[1], 袁梦飞[1], 张帆[1]

(1. 青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071; 2. 北京工业大学城市污水深度处理与资源化利用技术国家工程实验室, 北京市水质科学与水环境科学重点实验室, 北京 100124)

摘要: 为了解不同污泥龄(SRT)对同步硝化内源反硝化除磷(SNEDPR)系统脱氮除磷性能的影响, 采用 4 组延时厌氧(180 min)/低氧(溶解氧 0.5 ~ 1.0 $mg \cdot L^{-1}$)运行的 SBR 反应器, 以实际城市污水为处理对象, 考察不同的 SRT(5、10、15、25 d)条件下系统的脱氮除磷性能及其污泥性状的变化情况. 结果表明, 当 SRT≥10 d 时, 短 SRT 有利于提高 PAOs 的竞争优势; 在 SRT 为 15 d 和 10 d 时, 系统除磷性能均较高, 尤其是当 SRT = 10 d 时, $P_{PAOs, An}$平均为 68.4%, PRA 和 PUA 分别高达 31.9 $mg \cdot L^{-1}$和 34.3 $mg \cdot L^{-1}$. 在 SRT 为 15 d 和 10 d 时, 系统的硝化性能不受 SRT 变化的影响, 且在 SRT = 15 d 时, 系统具有最高的脱氮性能, TN 去除率和 SNED 率分别平均为 89.6% 和 71.8%. 在 SRT≥10 d 时, 系统的 COD 去除性能不受 SRT 的变化影响, 去除率达 78% 以上; 但 SRT = 5 d 时, 由于系统生物量的流失使得系统对 C、N、P 的去除性能均较差, SNED 率和PO_4^{3-}-P 去除率分别低至 5.7% 和 0.5%. 此外, 在 SRT = 15 d 时, 系统污泥沉降性能最好, SV 和 SVI 分别为 20% 和 64 $mL \cdot g^{-1}$, 且污泥浓度随着 SRT 的延长而升高; 长 SRT(25 d)下系统抗冲击负荷能力较强, 但污泥的沉降性能变差.

关键词: 污泥龄(SRT); 同步硝化内源反硝化(SNED); 反硝聚磷菌(DPAOs); 反硝化聚糖菌(DGAOs); 反硝化除磷

中图分类号: X703 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)01-0352-08 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201807016

Effect of Different Sludge Retention Time (SRT) Operations on the Nutrient Removal Characteristics of a SNEDPR System

WANG Xiao-xia[1], ZHEN Jian-yuan[1], ZHAO Ji[2], YU De-shuang[1], DU Ye-qi[1], DU Shi-ming[1], YUAN Meng-fei[1], ZHANG Fan[1]

(1. School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China; 2. National Engineering Laboratory of Urban Sewage Advanced Treatment and Resource Utilization Technology, Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: This study focuses on the nitrogen (N) and phosphorus (P) removal characteristics in a simultaneous nitrification endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR) system operating at different sludge retention time (SRT). Four extended anaerobic/low aerobic (dissolved oxygen: 0.5-1.0 $mg \cdot L^{-1}$)-operated sequencing batch reactors (SBRs) fed with municipal sewage were studied at different SRT of 5, 10, 15, and 25 d. The experimental results show that a shorter SRT at an SRT ≥10 d enhances the competitive advantage of PAOs in the system and an efficient phosphorus removal performance of the SNEDPR system was achieved at a SRT of 10 d and 15 d. Especially at an SRT of 10 d; the average $P_{PAOs, An}$was 68.4%, the PRA and PUA reached 31.9 and 34.3 $mg \cdot L^{-1}$, respectively. The nitrification performance of the system was not affected by SRT changes. The most efficient nitrogen removal performance was achieved at a SRT of 15 d, with a high average TN removal and SNED efficiencies reaching 89.6% and 71.8%, respectively. At a SRT ≥10 d, the COD removal performance of the SNEDPR system was also not affected by SRT changes. The COD removal efficiencies were higher than 78%. However, when the SRT was shortened to 5 d, the C, N, and P performances of the system worsened due to the loss of biomass; the SNED and PO_4^{3-}-P removal efficiencies were as low as 5.7% and 0.5%, respectively. In addition, at an SRT = 15 d, the sludge-settling performance of the system was the best. The SV and SVI were 20% and 64 $mL \cdot g^{-1}$, respectively, and the sludge concentration increased with the extension of the SRT. Under long SRT (25 d) operation, the system showed a good resistance to shock loads, but the sedimentation performance of the sludge deteriorated.

Key words: sludge retention time (SRT); simultaneous nitrification-endogenous denitrification (SNED); denitrifying phosphorus accumulating organisms (DPAOs); denitrifying glycogen accumulating organisms (DGAOs); denitrifying phosphorus removal

同步硝化内源反硝化脱氮除磷(SNEDPR)系统[1,2]是指在厌氧/好氧交替运行的反应器中, 厌氧条件下聚磷菌(PAOs)和聚糖菌(GAOs)吸收污水中的挥发性脂肪酸等有机物并将其转化为内碳源(PHAs)储存在体内, 同时伴随着 PAOs 进行PO_4^{3-}-P 的释放; 而在好氧条件下[溶解氧(DO)浓度: 0.5 ~1.0 $mg \cdot L^{-1}$]反应器中发生常规硝化反应、好氧吸磷反应的同时, 存在反硝化聚磷菌(denitrifying phosphorus accumulating organisms, DPAOs)和反硝化聚糖菌(denitrifying glycogen accumulating organisms, DGAOs)利用储存的 PHAs 以 NO_3^--N、

收稿日期: 2018-07-03; **修订日期**: 2018-07-17
基金项目: 国家自然科学基金项目(51778304, 51708311); 山东省自然科学基金项目(ZR2017BEE002); 中国博士后科学基金项目(2017M612209)
作者简介: 王晓霞(1988 ~), 女, 博士, 讲师, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: elainewangxx@163.com

NO_2^--N为电子受体进行缺氧反硝化(除磷)反应，从而实现硝化反应和(内源)反硝化脱氮除磷的同时进行. 该系统具有高效的脱氮除磷性能，且能降低出水NO_x^--N浓度对下一反应周期 PAOs 厌氧段释磷过程的影响. 此外，与传统硝化反硝化脱氮过程相比，SNEDPR 过程可节省 50% 以上的曝气量，并能实现“一碳多用”，解决了反硝化脱氮过程与除磷过程之间对碳源的竞争，具有气量消耗低、无需外加有机碳源、节能降耗等优势[3,4].

在低碳城市污水处理过程中，水质多变不稳定，且 SNEDPR 系统中功能菌群结构同样复杂. 不同的进水碳源种类[5]、C/N/P[6]、DO 浓度[7,8]、pH、温度和 HRT 等[9]都会对系统的处理效果产生影响. 同样，由于该系统也是通过排放富磷污泥的方式以实现系统的稳定除磷性能，不同污泥停留时间(sludge retention time, SRT)运行条件也会对系统的脱氮除磷效果产生影响. SRT 不仅反映系统中微生物的生长状态、生长条件、世代期、优势菌群选择等一系列基本特性，而且对系统的运行状况如出水水质、产泥量、需氧量都有重大影响[10]. 近年来，对 SRT 的研究已逐渐成为关注的焦点. 李亚静等[11]在研究 SRT 对反硝化聚磷的影响时发现，序批式活性污泥反应器(SBR)在 SRT 为 15 d 时污泥性能最好，具有较好的除磷功能，且可通过厌氧/缺氧交替运行的方式达到同步脱氮除磷的目的. 而王春丽等[12]研究反硝化除磷系统时发现，SRT 为 18 d 时系统可达到最佳除磷效果，SRT 过高或过低对系统的稳定运行都是不利的. Chua 等[13]通过试验证实，活性污泥在 SRT 为 3 d 时，比其为 10 d 时，具有更好的聚羟基脂肪酸生产能力. 韩玮等[14]的研究发现，SRT 长达 48 d 仍能保证稳定的除磷效果，且随着 SRT 的延长 PHA 量增加，聚羟基戊酸酯(poly hydroxyl valerate, PHV)质量比也会增加，PHB 所占 PHA 的比例却会下降. 左宁等[15]的研究表明，SRT 的延长有助于强化 PAOs 的厌氧释磷能力，但对磷的去除效率不会产生明显影响. 目前，关于 SRT 对处理城市污水的 SNEDPR-SBR 系统脱氮除磷性能的影响研究尚未见报道.

本研究以实际城市污水为处理对象，采用 4 组延时厌氧(180 min)/低氧(DO：0.5～1.0 mg·L^{-1})运行的 SBR 反应器，分别接种已具有高效脱氮除磷性能的 SNEDPR 系统剩余污泥，分别考察了不同 SRT(5、10、15 和 25 d)对 SNEDPR 系统脱氮除磷性能、氮磷去除途径以及污泥性状变化的影响，以期为 SNEDPR-SBR 系统在城市污水处理过程中的实际应用提供理论依据.

1　材料与方法

1.1　试验装置与运行工序

本试验装置采用 4 个 SBR 反应器，该反应器由有机玻璃制成，总体积为 4 L，有效容积为 3.2 L，反应器侧面设有出水口，以方便进水和取样，采用磁力搅拌器进行搅拌. 延时厌氧/低氧的运行方式，每天运行 4 周期，每周期为 6 h，运行的工序为：延时厌氧搅拌 180 min(包括进水 5 min)，低氧曝气搅拌 150 min(包括排泥 5 min)，沉淀 20 min，排水 5 min，静置 5 min. 好氧段 DO 浓度通过转子流量计控制在 0.5～1.0 mg·L^{-1}范围内.

1.2　试验用泥和试验水质

本试验用接种污泥取自某大学水污染控制与修复工程实验室中处理低 C/N 城市污水的厌氧/低氧同步硝化内源反硝化 SBR 反应器，该污泥具有高效稳定的脱氮除磷和(短程)硝化(内源)反硝化性能，SNED 率和 TN 去除率平均达 89.1% 和 96.2%，出水PO_4^{3-}-P浓度均低于 0.02 mg·L^{-1}. 接种后 SBR 内污泥浓度(MLSS)为 3.2 g·L^{-1}，污泥沉降比(SV)为 36%.

本试验用水取自青岛市某污水处理厂粗格栅预处理后城市污水，4 个不同 SRT 的反应器中每周期的试验用水水质均相同. 其中，试验过程中 4 个 SBR 反应器进水水质情况见表 1.

表 1　反应器进水水质

Table 1　Concentration of the substrates in the four SBR reactors

SRT/d	COD/mg·L^{-1}		NH_4^+-N/mg·L^{-1}		NO_2^--N/mg·L^{-1}		NO_3^--N/mg·L^{-1}		PO_4^{3-}-P/mg·L^{-1}		TN/mg·L^{-1}	
	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值	范围	平均值
5	183.9～322.8	270.7	57.4～70.8	62.9	0～0.25	0.01	0.29～3.02	1.11	4.6～8.3	6.2	57.7～74.1	64.1
10	183.9～322.8	270.7	57.4～70.8	62.9	0～0.25	0.01	0.29～3.02	1.11	4.6～8.3	6.2	57.7～74.1	64.1
15	183.9～322.8	270.7	57.4～70.8	62.9	0～0.25	0.01	0.29～3.02	1.11	4.6～8.3	6.2	57.7～74.1	64.1
25	183.9～322.8	270.7	57.4～70.8	62.9	0～0.25	0.01	0.29～3.02	1.11	4.6～8.3	6.2	57.7～74.1	64.1

1.3　检测项目及分析方法

水样经 φ11 cm 定性滤纸过滤后测定以下参数：COD 采用连华 5B-3ACOD 多元快速测定仪测定；NH_4^+-N采用纳氏试剂分光光度法测定[16]；NO_2^--N采用 *N*-(1-萘基)-乙二胺光度法测定[17]；NO_3^--N采用酚二磺酸分光光度法测定[17]；PO_4^{3-}-P采用钼锑

抗分光光度法测定[17]；pH 采用雷磁 PHB-3CpH 计测定；DO 采用雷磁 JPB-607 溶解氧测定仪测定；MLSS、SVI 采用重量法测定. 此外，采用 OLYMPUSCX-31 显微镜在 4 个反应器运行每 7 d 时分别对污泥絮体形态进行观察.

1.4 SNED 率[17]

SNED 率用以表示在 SNEDPR 系统好氧段的氮损失情况，其计算方法见公式(1)：

$$\mathrm{SNED} = \left[\frac{1-(\Delta NO_3^- + \Delta NO_2^-)}{\Delta NH_4^+}\right]\times 100\% \quad (1)$$

式中，ΔNH_4^+、ΔNO_2^- 和 ΔNO_3^- 分别为系统低氧段 NH_4^+-N、NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度的变化量.

1.5 $COD_{ins率}$和 P[18]

SNEDPR 系统厌氧段有机碳源的消耗量(COD_{AC})主要包括两部分:一部分是通过异养菌的外源反硝化作用去除的 COD 量(COD_{dn})见公式(2)，另一部分是通过 PAOs 和 GAOs 的作用储存为内碳源的 COD 量(COD_{ins}). $COD_{ins率}$指 COD_{ins}占 COD_{AC}的百分比，见公式(3). PAOs 在内碳源储存过程中的贡献比例($P_{PAO,\ An}$)的计算方法见公式(4).

$$COD_{dn} = 1.71\Delta NO_2^-\text{-N} + 2.86\Delta NO_3^-\text{-N} \quad (2)$$

$$COD_{ins率} = \frac{COD_{AC} - COD_{dn}}{COD_{AC}}\times 100\% \quad (3)$$

$$0.5P_{PAO,\ An} = PRA/COD_{ins} \quad (4)$$

式中，ΔNO_2^--N和ΔNO_3^--N分别为系统厌氧段NO_2^--N和NO_3^--N 浓度的变化量，mg·L^{-1}；1.71 和2.86 分别为单位质量浓度的NO_2^--N 和NO_3^--N被异养菌反硝化时所消耗的 COD 浓度(质量比)；PRA 为厌氧段释磷量，mg·L^{-1}；0.5 为 PAOs 厌氧条件下每吸收单位质量的有机碳源所释放的磷量(摩尔比).

2 结果与讨论

2.1 不同 SRT 对 SNEDPR 系统除磷性能的影响

从图 1 可以看出，当 SRT = 25 d 时，系统出水 PO_4^{3-}-P 浓度达 3.1 mg·L^{-1}，PO_4^{3-}-P 去除率为 61.2%；厌氧释磷量(PRA)和好氧吸磷量(PUA)分别平均为 20.8 mg·L^{-1}和 22.3 mg·L^{-1}，系统释磷性能较好，但吸磷性能较差. 分析其原因可能在于该 SRT 条件下，系统不能较好地通过排放富磷污泥的形式实现磷的去除，而系统中PO_4^{3-}-P的逐渐积累也影响了 PAOs 的除磷性能. 廖艳等[19]的研究发现较长的 SRT(30d)会使 DPAOs 没有足够的能量摄取多余的释磷，此时污泥发生“自溶”释磷现象，从而造成 SRT 越长出水磷含量越高.

当 SRT = 15 d 时，系统出水PO_4^{3-}-P浓度为 0，PO_4^{3-}-P去除率高达100%；PRA 和 PUA 分别平均为 23.5 mg·L^{-1}和 25.8 mg·L^{-1}. 当 SRT = 10 d 时，系统出水 PO_4^{3-}-P 浓度依然为 0，PO_4^{3-}-P 去除率为 100%，但 PRA 和 PUA 分别进一步增加到 31.9 mg·L^{-1}和 34.3 mg·L^{-1}. 说明适当地缩短 SRT(由 25 d 缩短至 10 d，本试验)可以提高 SNEDPR 系统的除磷性能. 此外，对比以上 3 组不同的 SRT 条件下

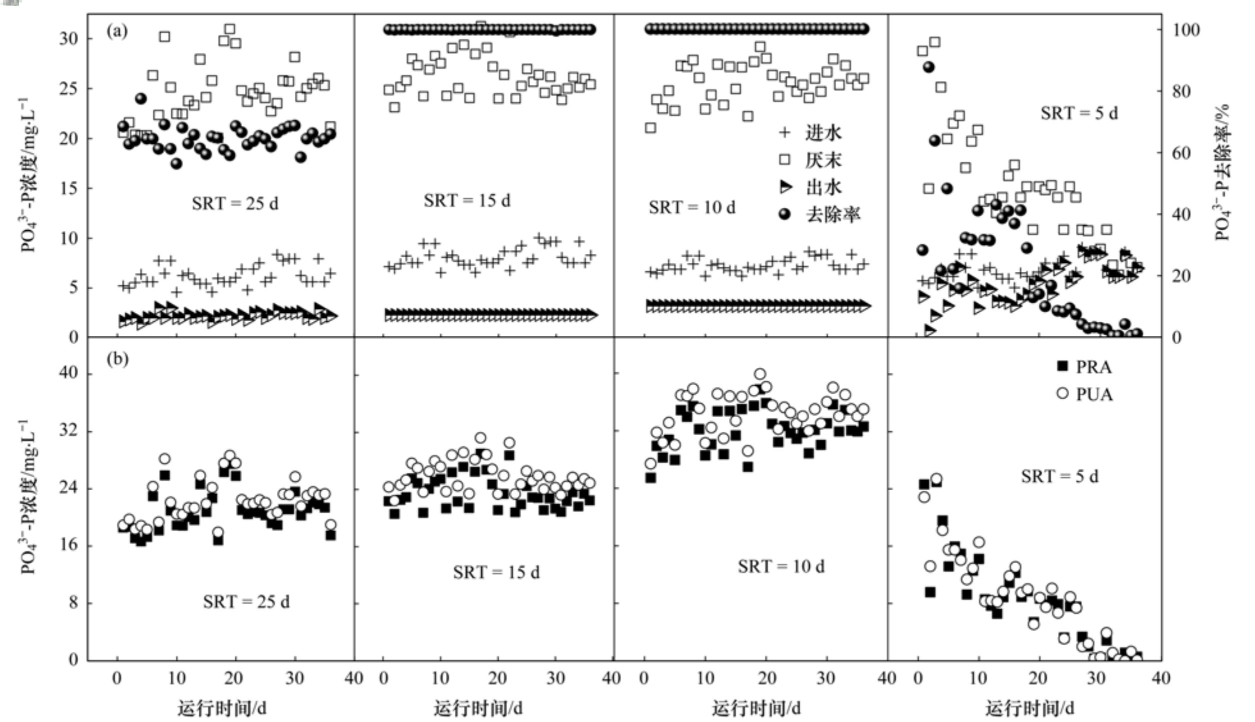

图 1 不同 SRT 运行条件下 SNEDPR 系统PO_4^{3-}-P浓度和去除率、PRA 及 PUA 变化情况

Fig. 1 Variations of the PO_4^{3-}-P concentration and removal efficiency, PRA and PUA, in the SNEDPR system operated at different SRT

的 SNEDPR 系统的除磷性能可知，SRT 越长系统的 PRA 越低. 分析其原因可能为系统 SRT 较长时对应的每周期的排泥量减少，其有利于系统中世代周期较长的硝化菌的增长繁殖，使得系统出水NO_3^--N浓度升高(见 2.3 节). 因而容易造成系统厌氧段反硝化菌与 PAOs 竞争进水中的有限碳源，从而导致 PRA 的降低.

当 SRT = 5d 时，系统出水PO_4^{3-}-P浓度由 0 逐渐提高至 7.9 mg·L^{-1}，PO_4^{3-}-P去除率由 87.8% 逐渐降低至 0.5%；PRA 和 PUA 分别由 24.6 mg·L^{-1}和 25.4 mg·L^{-1} 逐渐降低至 0.5 mg·L^{-1} 和 1.2 mg·L^{-1}. 该 SRT 下系统的除磷性能较差，这可能是由于：①过短的 SRT 条件下，系统每天排出大量剩余污泥，使得系统中的 PAOs 和 DPAOs 的含量逐渐降低，因此单位体积污泥混合液中的含磷量也随之减少，也就造成了厌氧段释磷量的逐渐降低，进而破坏了释磷过程和吸磷过程的稳定进行；②有研究发现 DPAOs 对基质(聚-β-羟丁酸，PHB)的利用速率较好氧 PAOs 缓慢[20,21]，因此短 SRT 条件下 DPAOs 易流失，进而也会影响系统的除磷性能.

2.2　不同 SRT 对 SNEDPR 系统硝化性能的影响

由图 2 可知，SRT = 25 d 时，系统出水NH_4^+-N浓度由 0 逐渐提高至 5.7 mg·L^{-1}，NH_4^+-N去除率逐渐降低至 90.1%. SRT = 15 d 和 SRT = 10 d 时，系统出水NH_4^+-N浓度均为 0，NH_4^+-N去除率均高达 100%. 因此，SRT = 25 d 时，SNEDPR 系统硝化性能低于 SRT 为 10 d 和 15 d 时，但其仍维持在较高水平. 即 SRT 为 10 ~ 25 d 均可保证系统硝化性能. 分析系统在 SRT 为 25 d 时系统好氧段硝化不完全原因可能在于吸磷过程进行不完全(见 2.1 节)使得 PAOs 与硝化菌之间产生对 DO 的竞争，从而导致硝化过程受限.

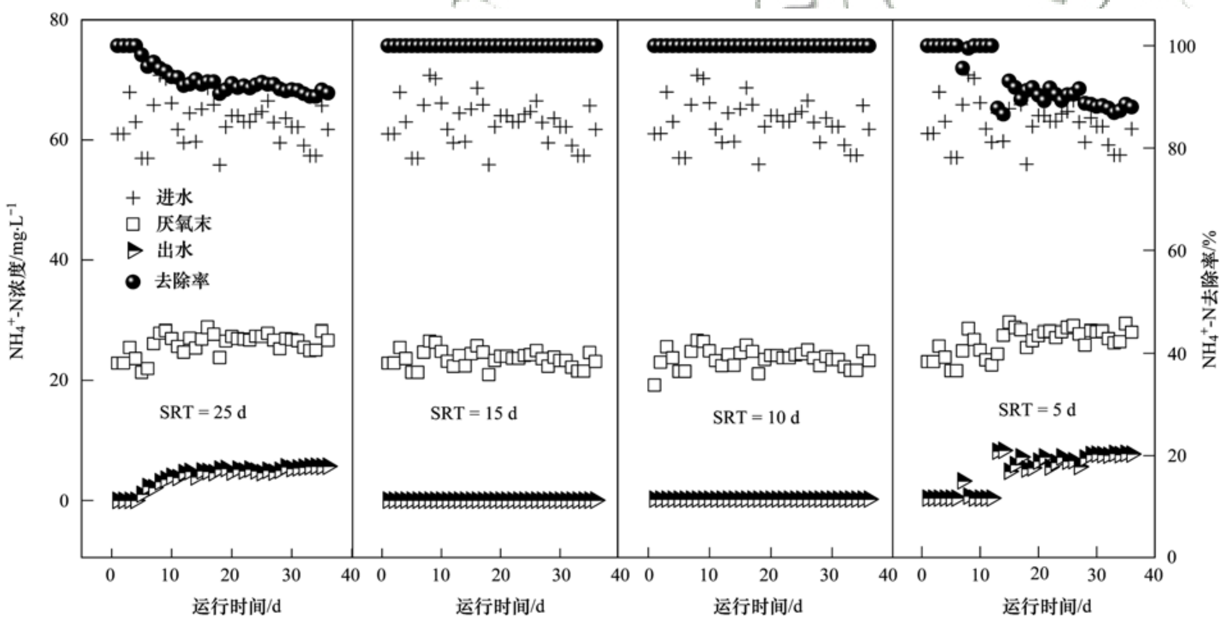

图 2　不同 SRT 运行条件下 SNEDPR 系统NH_4^+-N浓度和去除率变化情况

Fig. 2　Variations of the NH_4^+-N concentration and removal efficiency at different SRT operations

SRT = 5 d 时，系统出水NH_4^+-N浓度高达 7.5 mg·L^{-1}，且NH_4^+-N去除率由第 1 d 时的 100% 逐渐降低至第 36 d 时的 78.0%. 说明该 SRT 下系统排泥量较多，也会造成硝化菌群的大量流失，进而难以保证系统硝化过程的进行. 由于亚硝酸盐氧化菌和硝酸盐氧化菌的世代周期分别为 8 ~ 36 d 和 12 ~ 59 d[22]. 因此，本试验 SRT 为 5 d 时，系统内硝化菌容易被逐渐淘洗出去，从而导致系统NH_4^+-N氧化性能变差.

综上可知，长污泥龄(10 ~ 25 d，本试验)有助于 SNEDPR 系统硝化过程的进行和硝化性能的增强. 而由于硝化菌的世代周期长，因此，较短污泥龄(5 d，本试验)会导致系统硝化功能减弱. 这与王建龙等[23]的研究相一致.

2.3　不同 SRT 对 SNEDPR 系统好氧段脱氮性能的影响

由图 3 可知，SRT = 25 d 时，系统出水NO_2^--N和NO_3^--N浓度分别平均为 0.8 mg·L^{-1} 和 6.3 mg·L^{-1}，TN 去除率和 SNED 率分别平均为 82.4% 和 68.1%. 当 SRT = 15 d 时，出水NO_2^--N和NO_3^--N浓度分别平均为 5.4 mg·L^{-1}和 1.2 mg·L^{-1}，TN 去除率和 SNED 率分别平均为 89.6% 和 71.8%. 说明 SRT 为 15 ~ 25 d 时，系统均具有较好的同步硝化(内源)反硝化脱氮性能. 此外，分析系统在 SRT 为

25 d 较 15 d 时 TN 去除率低(82.4% <89.6%)的原因在于硝化过程进行不完全(见2.2节).

当 SRT = 10 d 时，系统出水NO_2^--N浓度由 6.8 mg·L^{-1}上升至19.5 mg·L^{-1}，同时出水NO_3^--N浓度由1.6 mg·L^{-1}下降至0.4 mg·L^{-1}，系统短程硝化性能逐渐增强.但该SRT条件下系统TN去除率和SNED率分别由85.3%和60.3%降低至68.9%和22.8%，系统脱氮性能变差.分析其原因可能在于系统的污泥浓度较低，且菌胶团结构松散(见2.6节)，不利于同步硝化(内源)反硝化脱氮过程的进行.

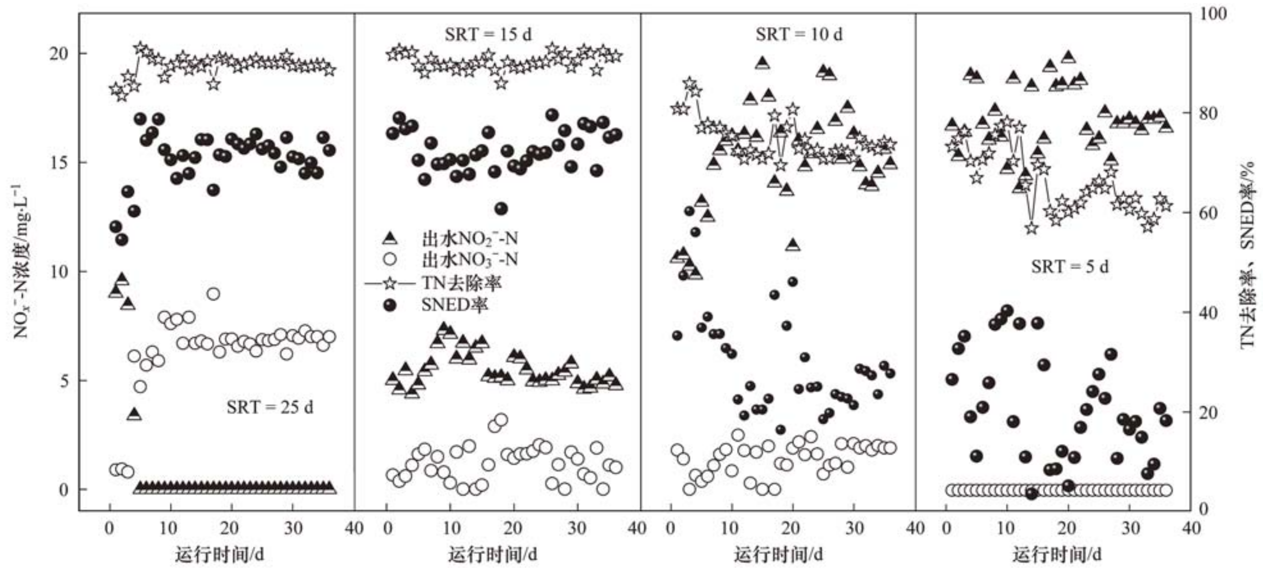

图3 不同SRT运行条件下SNEDPR系统出水NO_x^--N浓度，TN去除率及SNED率变化情况

Fig. 3 Variations of the NO_x^--N concentration, TN removal efficiency, and SNED efficiency at different SRT operations

当 SRT = 5 d 时，系统出水NO_2^--N浓度为17.06 mg·L^{-1}，无NO_3^--N；系统TN去除率和SND率分别由73.2%和46.3%进一步降低至58.4%和5.7%，系统脱氮性能逐渐变差.分析该SRT下TN去除率和SNED率同时降低的原因可能在短SRT下，硝化菌世代周期长使得系统硝化性能变差(见2.2节)导致.

2.4 不同SRT对SNEDPR系统COD去除性能的影响

由图4可知，SRT = 25 d时，系统厌氧末期和

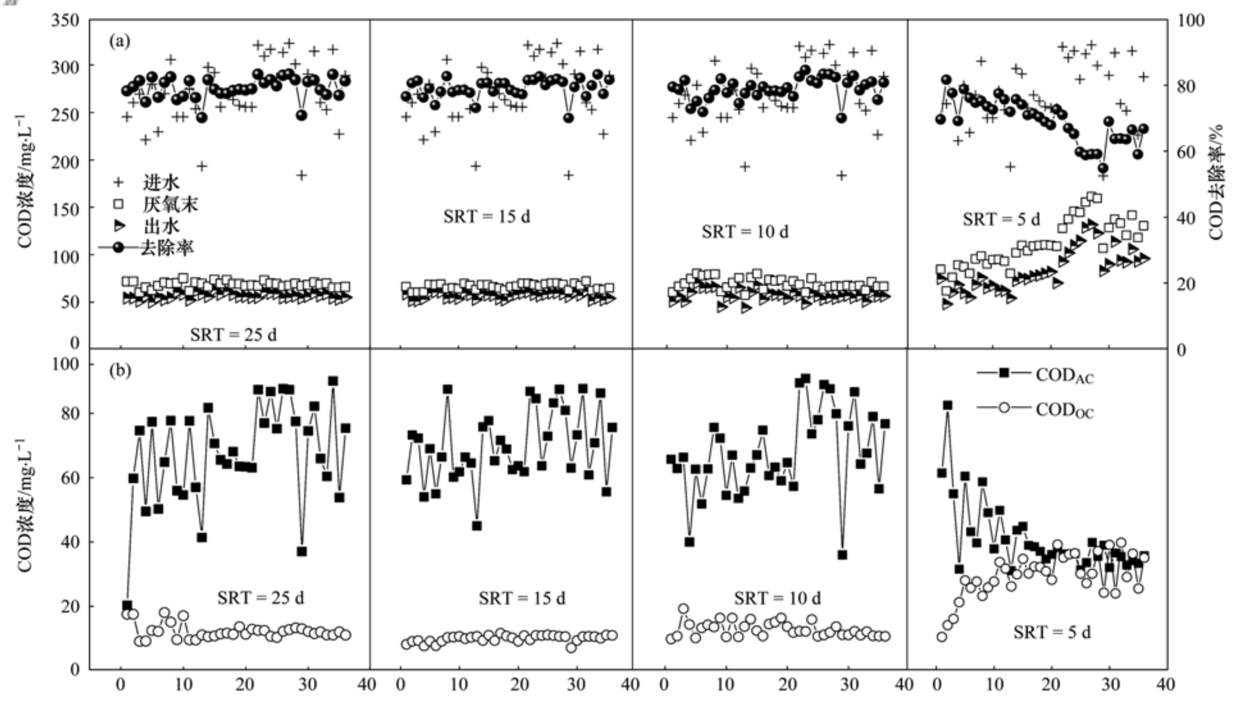

图4 不同SRT运行条件下SNEDPR系统COD浓度、COD去除率、COD_{AC}及COD_{OC}变化情况

Fig. 4 Variations of the COD concentration, COD removal efficiency, COD_{AC}, and COD_{OC} at different SRT operations

出水 COD 浓度分别平均为 68.6 mg·L^{-1} 和 56.3 mg·L^{-1}，厌氧耗 COD(COD_{AC})和好氧耗 COD(COD_{OC})浓度分别平均为 68.1 mg·L^{-1} 和 12.2 mg·L^{-1}，COD 去除率平均为 78.6%. 当 SRT = 15 d 时，系统厌氧末期和出水的 COD 浓度分别平均为 66.4 mg·L^{-1}和 56.5 mg·L^{-1}，COD_{AC}和 COD_{OC}浓度分别平均为 70.2 mg·L^{-1}和 9.9 mg·L^{-1}，COD 去除率平均为 78.7%. 当 SRT = 10 d 时，系统厌氧末期和出水的 COD 浓度分别平均为 69.1 mg·L^{-1} 和 56.4 mg·L^{-1}，COD_{AC} 和 COD_{OC} 浓度分别平均为 67.6 mg·L^{-1} 和 12.6 mg·L^{-1}，COD 去除率平均为 78.8%.

通过对比以上 3 组不同 SRT 条件下的 SNEDPR 系统 COD 去除情况可知，SRT 为 10 ~ 25 d 时，SRT 的变化对系统内 COD 的去除特性几乎不产生影响. 这与范明艳[24]关于污泥停留时间对 SBR 系统 COD 去除的影响结果相一致. 但需要注意的是，短 SRT 条件下(10 d，本试验)COD 的去除率波动较大，即长 SRT(15 ~ 25 d)有利于提高 SNEDPR 系统抗进水 COD 冲击负荷的能力.

SRT = 5 d 时，系统厌氧末期和出水的 COD 浓度分别由 61.8 mg·L^{-1}和 47.7 mg·L^{-1}逐渐升高至 162 mg·L^{-1}和 132 mg·L^{-1}，COD 去除率由 81.6% 降低至 40.1%；COD_{AC}由 82.5 mg·L^{-1}逐渐降低至 31.1 mg·L^{-1}，而 COD_{OC}由 10.2 mg·L^{-1}逐渐提高至 38.9 mg·L^{-1}. 有研究发现传统反硝化菌的世代周期小于 DPAOs 的世代周期[25]. 因而，该 SRT 条件下，系统厌氧段 COD 的去除主要是通过反硝化菌的缺氧反硝化过程实现的，这与 2.1 节中该 SRT 下系统除磷性能变差结果相一致.

2.5　不同 SRT 对 SNEDPR 系统厌氧段 COD_{ins} 储存性能的影响

由图 5 可知，SRT = 25 d 时，COD_{ins}和 COD_{dn}分别平均为 61.5 mg·L^{-1}和 6.6 mg·L^{-1}，$COD_{ins率}$平均为 90.3%；此时，$P_{PAOs, An}$由 50.9% 降低至 23.8%，说明 SRT 为 25 d 时，系统厌氧段 PAOs 在内碳源储存中的贡献逐渐降低，即 COD_{ins} 主要由 GAOs 来完成.

当 SRT = 15 d 时，COD_{ins} 和 COD_{dn} 分别平均为 62 mg·L^{-1}和 8.2 mg·L^{-1}，$COD_{ins率}$和 $P_{PAOs, An}$分别平均为 88.3% 和 46.3%. 该 SRT 条件下，系统厌氧段内碳源的储存由 PAOs 和 GAOs 共同来完成. COD_{dn} 较 SRT 为 25 d 时稍有升高的原因在于出水NO_x^--N 的提高(见 2.3 节).

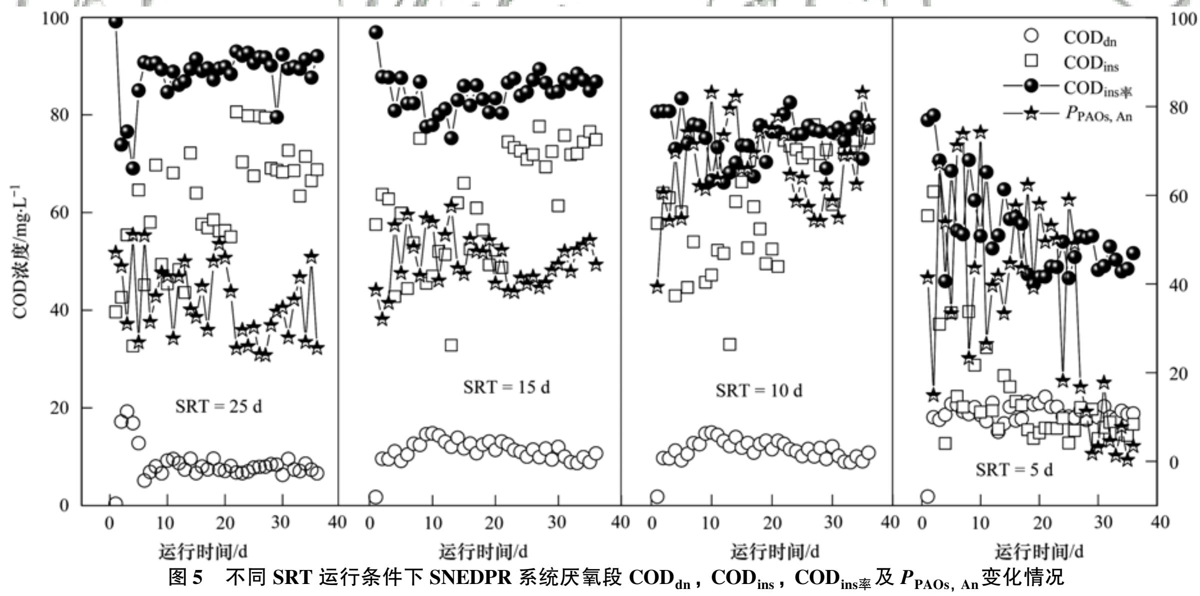

图 5　不同 SRT 运行条件下 SNEDPR 系统厌氧段 COD_{dn}，COD_{ins}，$COD_{ins率}$及 $P_{PAOs, An}$变化情况

Fig. 5　Variations of the COD_{dn}, COD_{ins} concentration, COD_{ins} efficiency and $P_{PAOs, An}$ at different SRT operations

当 SRT = 10 d 时，COD_{dn}平均为 17.8 mg·L^{-1}，COD_{ins}由 51.7 mg·L^{-1}提高至 73.4 mg·L^{-1}，$COD_{ins率}$和 $P_{PAOs, An}$分别平均为 72.7% 和 68.4%. 在该 SRT 条件下，系统厌氧段 COD_{ins}的储存主要由 PAOs 实现，且也解释了 2.1 节中该污泥龄下系统除磷性能最高的原因. 因此，SRT 为 10 d 有利于提高 PAOs 在 SNEDPR 系统内的竞争优势.

当 SRT = 5 d 时，COD_{dn}分别由 1.8 mg·L^{-1}提高至 22.2 mg·L^{-1}，COD_{ins}由 64.4 mg·L^{-1}下降至 12.7 mg·L^{-1}；$COD_{ins率}$和 $P_{PAOs, An}$分别由 64.4% 和 69% 逐渐降低至 18.9% 和 0.3%. 其解释了该 SRT 条件下，系统除磷性能(见 2.1 节)和脱氮性能(见 2.3 节)最差的原因.

2.6　不同 SRT 对 SNEDPR 系统污泥性状的影响

对 4 组 SRT 条件下反应器运行第 36 d 污泥浓度、污泥沉降性能[图 6(a)]以及污泥性状[图 6

(b)]进行分析. 由图 6(a) 可知, SRT = 25 d 时, 系统 MLSS 为6 524 mg·L^{-1}, SV 和 SVI 分别为 70% 和 107 mL·g^{-1}, 污泥的沉降性能较好; 由图 6(b1) 可以看到反应器中污泥呈大块菌胶团的形式存在, 这与 2.3 节中该 SRT 条件下系统具有较高 SNED 率的结果相吻合.

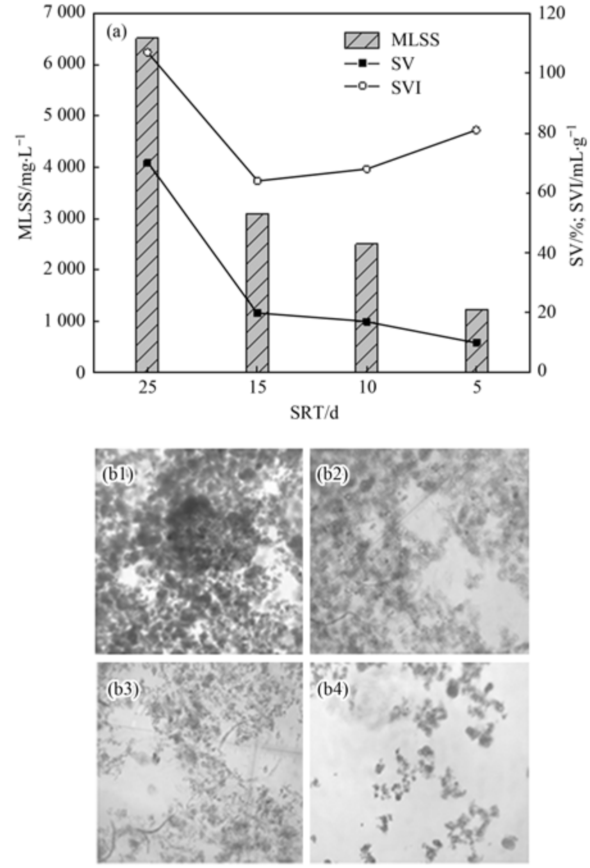

图 6 不同 SRT 下 SNEDPR 系统 MLSS, SV, SVI 变化情况及污泥镜检图片

Fig. 6 Variations of the MLSS, SV, and SVI at different SRT operations and results of the microscopic examination

当 SRT = 15 d 时, 系统 MLSS 降低至3 100 mg·L^{-1}, SV 和 SVI 亦分别降低至 20% 和 64 mL·g^{-1}, 污泥沉降性能进一步增强; 由图 6(b2) 中可以看出, 该 SRT 条件下污泥中同样存在大量菌胶团, 污泥结构密实, 且可观察到纤毛虫的存在.

当 SRT = 10 d 时, MLSS 为进一步降低至2 400 mg·L^{-1}, SV 和 SVI 分别为 17% 和 71 mL·g^{-1}. 由图 6(b3) 可知, 该 SRT 条件下污泥絮体较为松散. 此外, 当 SRT = 5 d 时, MLSS 仅为1 225 mg·L^{-1}, SV 和 SVI 分别为 10% 和 81 mL·g^{-1}. 从图 6(b4) 中可以看到, 此时反应器中活性污泥呈离散状, 几乎没有明显的大块菌胶团存在.

综上可知, 随着 SRT 的缩短, SNEDPR 系统中菌胶团开始呈现离散的状态, 难以形成同步硝化反硝化所需的好氧/缺氧微环境, 这也就解释了 2.3 节中 SRT 越短 SNED 率越低的原因. 此外, SRT 越长, 系统活性污泥浓度越高; 反之, SRT 越短, 系统活性污泥浓度越低. 即较长的污泥龄(10 d ~ 25 d, 本试验) 有利于维持系统的微生物量以及保证 SNEDPR 系统的脱氮除磷性能. 但 SRT 为 10 d ~ 15 d 时, 系统脱氮除磷性能最佳.

3 结论

(1) 在 SRT ≥ 10 d 时, 短 SRT 有利于提高 SNEDPR 系统内 PAOs 的竞争优势. 在 SRT = 15 d 和 10 d 时, 系统除磷性能均较高; 在 SRT = 10 d 时, $P_{\mathrm{PAOs,An}}$平均为 68.4%, PRA 和 PUA 分别高达 31.9 mg·L^{-1}和 34.3 mg·L^{-1}; 而在 SRT 小于 10 d 时, 短 SRT 使得传统反硝化菌较 DPAOs 更具有竞争优势.

(2) 在 SRT = 25 d 时, 系统好氧段硝化反应不完全; 而在 SRT = 15 d 和 10 d 时, 系统的硝化性能不受 SRT 变化的影响. 此外, 当 SRT = 15 d 时, 系统脱氮性能最高, TN 去除率和 SNED 率分别平均为 89.6% 和 71.8%; 在 SRT = 5 d 时, 由于硝化细菌世代周期长系统内生物量的流失, TN 去除率和 SND 率均较低.

(3) 在 SRT≥10 d 时, 系统的 COD 去除性能不受 SRT 的变化影响, 去除率达 78% 以上. 但短 SRT 下 COD 的去除率波动较大, 长 SRT 下能够提高系统抵御进水 COD 负荷变化的能力.

(4) SNEDPR 系统污泥浓度随着 SRT 的延长而提高. 长 SRT 下系统抗冲击负荷能力较高, 但污泥沉降性能变差. SRT = 15 d 时, SNEDPR 系统污泥沉降性能最好, SV 和 SVI 分别为 20% 和 64 mL·g^{-1}.

参考文献:

[1] Wang X X, Wang S Y, Xue T L, *et al*. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage [J]. Water Research, 2015, **77**: 191-200.

[2] Zeng R J, Lemaire R, Yuan Z G, *et al*. Simultaneous nitrification, denitrification, and phosphorus removal in a lab-scale sequencing batch reactor [J]. Biotechnology and Bioengineering, 2003, **84**(2): 170-178.

[3] Yang Q, Shen N, Lee Z M P, *et al*. Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal (SNDPR) in a full-scale water reclamation plant located in warm climate [J]. Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2016, **74**(2): 448-456.

[4] 冷璐, 信欣, 鲁航, 等. 同步硝化反硝化耦合除磷工艺的快速启动及其运行特征[J]. 环境科学, 2015, **36**(11): 4180-4188.
Leng L, Xin X, Lu H, *et al*. Rapid start-up of simultaneous nitrification and denitrification coupled phosphorus removal process and its performing characteristics [J]. Environmental

Science, 2015, **36**(11): 4180-4188.

[5] 张万友, 张兰河, 杨涛, 等. 不同有机碳源对 SBR 工艺同步硝化反硝化影响[J]. 化工进展, 2010, **29**(12): 2395-2399.
Zhang W Y, Zhang L H, Yang T, *et al*. Effects of organic carbon on simultaneous nitrification and denitrification in sequencing batch reactor[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2010, **29**(12): 2395-2399.

[6] 戴娴, 王晓霞, 彭永臻, 等. 进水 C/N 对富集聚磷菌的 SNDPR 系统脱氮除磷的影响[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(9): 2636-2643.
Dai X, Wang X X, Peng Y Z, *et al*. Effect of influent C/N ratio on simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal (SNDPR) enriched with phosphorus accumulating organisms (PAOs)[J]. China Environmental Science, 2015, **35**(9): 2636-2643.

[7] 赵骥, 王晓霞, 李夕耀, 等. DO 浓度对 EBPR 耦合 SND 处理低 C/N 污水的影响[J]. 中国环境科学, 2018, **38**(1): 120-128.
Zhao J, Wang X X, Li X Y, *et al*. Effect of DO concentration on the combination of EBPR and SND for low C/N sewage treatment[J]. China Environmental Science, 2018, **38**(1): 120-128.

[8] 邹联沛, 张立秋, 王宝贞, *et al*. MBR 中 DO 对同步硝化反硝化的影响[J]. 中国给水排水, 2001, **17**(6):10-14.
Zou P L, Zhang L Q, Wang B Z, *et al*. Effect of DO on simultaneous nitrification and denitrification in MBR[J]. China Water & Wastewater, 2001, **17**(6): 10-14.

[9] 李绍峰, 崔崇威, 黄君礼, *et al*. DO 和 HRT 对 MBR 同步硝化反硝化影响研究[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2007, **39**(6):887-890.
Li S F, Cui C W, Huang J L, *et al*. Influence of DO and HRT on simultaneous nitrification and denitrification in MBR[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2007, **39**(6): 887-890.

[10] 周海东, 刘勤亚, 张业健. 泥龄应用中有关问题的探讨[J]. 污染防治技术, 2003, **16**(2): 13-16.
Zhou H D, Liu Q Y, Zhang Y J. Discussion on problems of application of sludge age[J]. Pollution Control Technology, 2003, **16**(2): 13-16.

[11] 李亚静, 陈修辉, 孙力平, 等. 不同碳源和泥龄对反硝化聚磷的影响[J]. 环境工程学报, 2010, **4**(3): 513-516.
Li Y J, Chen X H, Sun L P, *et al*. Effect of different carbon sources and SRT on denitrifying phosphorus removal[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2010, **4**(3): 513-516.

[12] 王春丽, 马放, 刘慧, 等. 泥龄对反硝化除磷效能的影响[J]. 东北农业大学学报, 2007, **38**(5): 637-640.
Wang C L, Ma F, Liu H, *et al*. Effect of SRT on denitrifying dephosphatation[J]. Journal of Northeast Agricultural University, 2007, **38**(5): 637-640.

[13] Chua A S M, Takabatake H, Satoh H, *et al*. Production of polyhydroxyalkanoates (PHA) by activated sludge treating municipal wastewater: effect of pH, sludge retention time (SRT), and acetate concentration in influent[J]. Water Research, 2003, **37**(15): 3602-3611.

[14] 韩玮, 袁林江, 柴璐. 长泥龄污水生物除磷系统的除磷效果[J]. 安全与环境学报, 2012, **12**(5): 17-22.
Han W, Yuan L J, Chai L. Effects of sludge retention time-length on the biological phosphorus removal[J]. Journal of Safety and Environment, 2012, **12**(5): 17-22.

[15] 左宁, 吉芳英. 污泥龄对 HA-A/A-MCO 工艺除磷和污泥特性的影响[J]. 中国给水排水, 2012, **28**(9): 30-34.
Zuo N, Ji F Y. Effect of SRT on phosphorus removal and sludge characteristics in HA-A/A-MCO sludge reduction process[J]. China Water & Wastewater, 2012, **28**(9): 30-34.

[16] 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.

[17] Wang X X, Wang S Y, Zhao J, *et al*. Combining simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorus removal with post-denitrification for low carbon/nitrogen wastewater treatment[J]. Bioresource Technology, 2016, **220**: 17-25.

[18] Wang X X, Wang S Y, Zhao J, *et al*. A novel stoichiometries methodology to quantify functional microorganisms in simultaneous (partial) nitrification – endogenous denitrification and phosphorus removal (SNEDPR)[J]. Water Research, 2016, **95**:319-329.

[19] 廖艳, 钟华文, 林仲. SRT 对短程反硝化除磷的影响研究[J]. 广州化工, 2016, **44**(2): 57-59.
Liao Y, Zhong H W, Lin Z. Effect of SRT on short-cut denitrifying phosphorus removal[J]. Guangzhou Chemical Industry, 2016, **44**(2): 57-59.

[20] Ng W J, Ong S L, Hu J Y. Denitrifying phosphorus removal by anaerobic/anoxic sequencing batch reactor[J]. Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2001, **43**(3): 139-146.

[21] 吴光学, 管运涛. SRT 及碳源浓度对厌氧/好氧交替运行 SBR 工艺中 PHB 的影响[J]. 环境科学, 2005, **26**(2): 126-130.
Wu G X, Guan Y T. Effects of SRT and carbon concentration on the PHB in the anaerobic/aerobic alternative operating SBR process[J]. Environmental Science, 2005, **26**(2): 126-130.

[22] 郑兴灿, 李亚新. 污水脱氮除磷技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 1998.

[23] 王建龙, 彭永臻, 王淑莹. 污泥龄对 A^2/O 工艺脱氮除磷效果的影响[J]. 环境工程, 2007, **25**(1): 16-18.
Wang J L, Peng Y Z, Wang S Y. Nitrogen and phosphorus removal performance of A^2/O progess as a function of the sludge age[J]. Environmental Engineering, 2007, **25**(1): 16-18.

[24] 范艳明. 污泥停留时间对除磷菌种群结构的影响分析[D]. 天津: 天津大学, 2013.
Fan Y M. Analysis on the influence of SRT on microbial community construture of phosphorus removing bacteria[D]. Tianjin: Tianjin University, 2013.

[25] 姜广萌, 潘芳, 常青龙, 等. 污泥停留时间(SRT)对反硝化除磷及污泥特性的影响[J]. 四川环境, 2016, **35**(6): 45-51.
Jiang G M, Pan F, Chang Q L, *et al*. Effect of sludge retention time (SRT) on the denitrification phosphorus removal and sludge characteristics[J]. Sichuan Environment, 2016, **35**(6): 45-51.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 40 No. 1

Jan. 15, 2019

CONTENTS