万方知库
Eco-Environmental Knowledge Web

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

2019
Vol.40 No.4
第40卷 第4期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第4期
2019年4月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第 40 卷 第 4 期 2019 年 4 月
Vol. 40, No. 4 Apr., 2019

生活污水与人工配水对好氧颗粒污泥系统的影响

李冬[1], 王樱桥[1], 李帅[2], 张杰[1,2], 王玉颖[1]

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

摘要: 在 R1、R2 两组序批式活性污泥反应器(SBR)中接种污水处理厂回流污泥, 分别以人工配水和实际生活污水为进水, 研究常温下(20 ~ 30℃)进水水质对好氧颗粒污泥工艺的启动以及温度变化对系统稳定运行的影响. 结果表明, R1、R2 分别历时 25 d、42 d 启动成功, 颗粒污泥稳定后, 其平均粒径分别达到1 200 μm、750 μm, R1、R2 内出水 COD、TP、TN 的平均浓度分别为 22.53、0.48、7.70 $mg\cdot L^{-1}$和 49.73、0.49、14.55 $mg\cdot L^{-1}$, 去除率分别为 90.60%、90.34%、87.85% 和 79.74%、88.59%、79.25%. 当温度降低至 5 ~ 16℃ 时, R1 内颗粒污泥出现解体现象, COD 及 TP 去除能力基本不变, 出水 TN 平均浓度升高为 29.03 $mg\cdot L^{-1}$, 平均去除率降低至 48.81%, 脱氮性能受到抑制; R2 内颗粒污泥运行稳定, 出水 COD、TP 和 TN 平均浓度分别为 14.31、0.50 和 12.24 $mg\cdot L^{-1}$, 平均去除率分别为 92.42%、93.37%、86.28%, 出水满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 标准. 采用人工配水和生活污水均能成功培养出好氧颗粒污泥, 生活污水培养成熟的好氧颗粒污泥结构更密实, 当温度降低至 5 ~ 16℃时, 能够有效抑制丝状菌的膨胀, 抗冲击负荷能力强.

关键词: 生活污水; 人工配水; 好氧颗粒污泥; 序批式活性污泥反应器(SBR); 脱氮除磷

中图分类号: X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)04-1878-07 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201808111

Impact of Actual Domestic Sewage and Simulated Wastewater on an Aerobic Granular Sludge System

LI Dong[1], WANG Ying-qiao[1], LI Shuai[2], ZHANG Jie[1,2], WANG Yu-ying[1]

(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: Sludge returned from the secondary sedimentation tank of a sewage treatment plant is inoculated into two sequencing batch reactors (SBR): R1 and R2. Simulated wastewater and actual domestic sewage are used as the influents of R1 and R2, respectively, in order to study the impact of the influent water quality on the formation at normal temperature (20-30℃) and the stable operation of the system when the temperature changes. The results show that both R1 and R2 start successfully with 25 d and 42 d, respectively. The average size of the aerobic granular sludge in R1 and R2 is 1200 μm and 750 μm when the sludge granules stabilize. The average concentrations of COD, TP, and TN in the R1 and R2 effluent are 22.53, 0.48, and 7.70 $mg\cdot L^{-1}$ and 49.73, 0.49, and 14.55 $mg\cdot L^{-1}$, respectively, with average removal rates of 90.60%, 90.34%, and 87.85% and 79.74%, 88.59%, and 79.25%. When the temperature drops to 5-16℃, the granular sludge in R1 disintegrates, the removal rates of COD and TP are basically unchanged, the average concentration of TN in the effluent increases to 29.03 $mg\cdot L^{-1}$, the average removal rate decreases to 48.81%, and the denitrification performance is suppressed. The granular sludge in R2 remains stable; the average concentrations of COD, TP, and TN in the effluent are 14.31, 0.50, and 12.24 $mg\cdot L^{-1}$, and the average removal rates are 92.42%, 93.37%, and 86.28% respectively. The effluent reaches the IA standard of the "Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant". Both the simulated wastewater and actual domestic sewage can cultivate aerobic granular sludge successfully, but the aerobic granular sludge in the domestic sewage is more compact in structure, effectively suppresses the expansion of filamentous bacteria when the temperature drops to 5-16℃, and is more resistant to changes.

Key words: actual domestic sewage; simulated wastewater; aerobic granular sludge; sequencing batch reactor (SBR); nitrogen and phosphorus removal

好氧颗粒污泥内部具有适合厌氧微生物生存的缺/厌氧区, 能够实现硝化反硝化, 同时具有良好的沉降性能、密实的结构、较高浓度的生物量、较强的耐冲击负荷和抵抗有毒有害物质的能力[1], 近年来成为污水处理领域的研究热点之一.

国内关于好氧颗粒污泥的研究大多是在较高有机负荷的人工配水下进行[2,3]. 然而, 用高 COD 浓度的人工配水培养成熟的好氧颗粒污泥在应用到我国实际生活污水时, 由于进水有机负荷的降低, 会抑制 EPS 分泌, 导致颗粒污泥稳定性降低. 而后, 有研究者用较低 COD 浓度的人工配水模拟我国实际生活污水培养好氧颗粒污泥[4], 由于人工配水系统与实际生活污水系统存在着很大的差异, 故其处理实际生活污水时会出现丝状菌膨胀、

收稿日期: 2018-08-13; **修订日期**: 2018-11-05
基金项目: 北京市青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)
作者简介: 李冬(1976 ~), 女, 博士, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为水环境恢复理论及关键技术, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

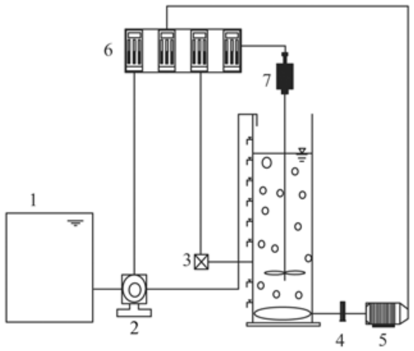
颗粒污泥解体的情况. 近年来，有研究者采用实际生活污水启动好氧颗粒污泥工艺[5,6]，但研究只针对好氧颗粒污泥的启动，并没有对其运行稳定性进行探究.

基于此，本实验采用两组 SBR 反应器(R1、R2)，通过控制相同的曝气量、运行时间等因素，在 R1、R2 反应器中接种污水处理厂回流污泥，分别以人工配水和实际生活污水为进水，以进一步明晰水质条件对好氧颗粒污泥启动的影响；启动成功后稳定运行时，研究温度变化对颗粒稳定性及同步去除碳、氮、磷性能的影响，以期为好氧颗粒污泥工艺运用于实际生活污水提供理论基础.

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行方式

本实验采用两组 SBR 反应器(R1、R2)，反应器高径比均为3∶1，有效容积为 18 L. 反应器材料为有机玻璃，顶部进水，通过时控开关控制进水、搅拌、曝气、出水. 用鼓风机进行底部曝气，用转子流量计控制曝气流量.



1. 进水箱；2. 蠕动泵；3. 出水；4. 气体流量计；5. 鼓风机
6. 进水、出水、搅拌、曝气时序控制器；7. 搅拌机

图 1 SBR 反应器装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of the SBR reactor

反应器每天运行 4 个周期，每个周期 6 h，分为：进水 10 min，厌氧 80 min，好氧 210 min，沉淀(30 ~ 3) min(沉淀时间在颗粒培养阶段逐渐由 30 min 递减至 3 min，颗粒成熟之后保持 3 min)，排水 10 min，剩余时间闲置，反应器换水比为 75%. 运行过程中对 pH 不做控制，控制曝气流量为 1.50 $L\cdot min^{-1}$，运行温度变化如表 1 所示.

表 1 反应器运行温度

Table 1 Operating temperature of the reactor

时间/d	运行温度/℃
0 ~ 56	20 ~ 30
57 ~ 78	5 ~ 16
79 ~ 138	18 ~ 23

1.2 水质与接种污泥

接种污泥为北京市某污水处理厂二沉池回流污泥，MLSS 为3 518 $mg\cdot L^{-1}$. R1 进水为人工配水，碳源为丙酸钠，COD 浓度为(250 ± 30) $mg\cdot L^{-1}$；氮源为硫酸铵，NH_4^+-N浓度为(45 ± 5) $mg\cdot L^{-1}$、磷源为磷酸二氢钾，TP 浓度为(6.50 ± 0.50) $mg\cdot L^{-1}$；R2 进水为生活污水，取自北京工业大学家属区化粪池的实际生活污水. 人工配水及生活污水主要水质组分见表 2.

表 2 人工配水和生活污水水质组分/$mg\cdot L^{-1}$

Table 2 Composition of the simulated wastewater and actual domestic sewage/$mg\cdot L^{-1}$

指标	人工配水水质参数	生活污水水质参数
NH_4^+-N	45 ± 5	45 ± 10
COD	250 ± 30	250 ± 65
TP	6.5 ± 0.5	6.5 ± 1

1.3 分析项目及方法

NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N、MLSS、MLVSS、SV_{30}等指标均采用国家规定的标准方法测定[7]；COD 和 TP 采用 5B-3B COD 多参数快速测定仪；pH、DO 及温度的测定采用 WTW pH/Oxi340i 便携式多参数测定仪；污泥中 EPS 的提取采用热提取法，多糖测定采用苯酚硫酸法，蛋白质测定采用考马斯亮蓝法[8,9]；颗粒粒径测定采用 Mastersize 2000 型激光粒度分析仪，颗粒形态观察使用 Hitachi S4300 电子显微镜；颗粒化启动成功分析方法[10]：污泥颗粒平均粒径大于 340 μm.

2 结果与讨论

2.1 不同水质条件对好氧颗粒污泥形成及形态结构的影响

R1、R2 分别以人工配水和实际生活污水为进水，接种污水处理厂普通絮状活性污泥，采取逐渐缩短沉淀时间的方式培养好氧颗粒污泥. R1、R2 分别在第 20 d、35 d 时，出现细小颗粒，如图 2 所示，分别历时 25 d、42 d 后，颗粒污泥的平均粒径达到 340 μm，好氧颗粒污泥工艺启动成功. 颗粒污泥稳定后，其平均粒径分别达到1 200 μm、750 μm. 有研究表明进水有机负荷是好氧颗粒污泥形成的重要影响因素[11~13]，有机负荷较低，微生物生长速率减慢，不利于颗粒化. 人工配水中的有机物易被微生物吸收利用，而实际生活污水水质成分复杂，由易生物降解物质、慢速生物降解物质和溶解性惰性物质组成，其中，溶解性惰性物质包含不可生物降解的 COD 组分[14]，生活污水中能被微生物利用的有机负荷较人工配水少，故 R2 相对 R1 污

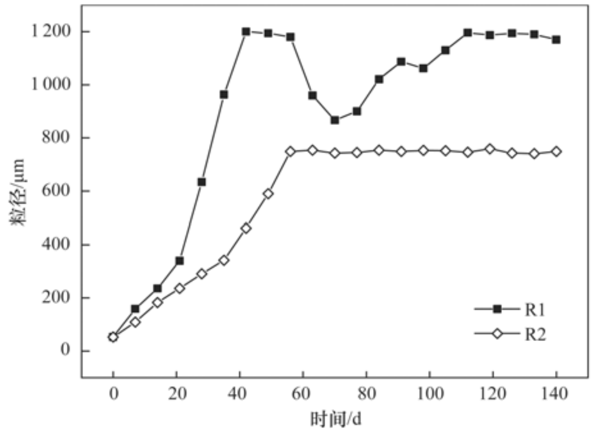


图 2 R1 和 R2 运行期间粒径变化

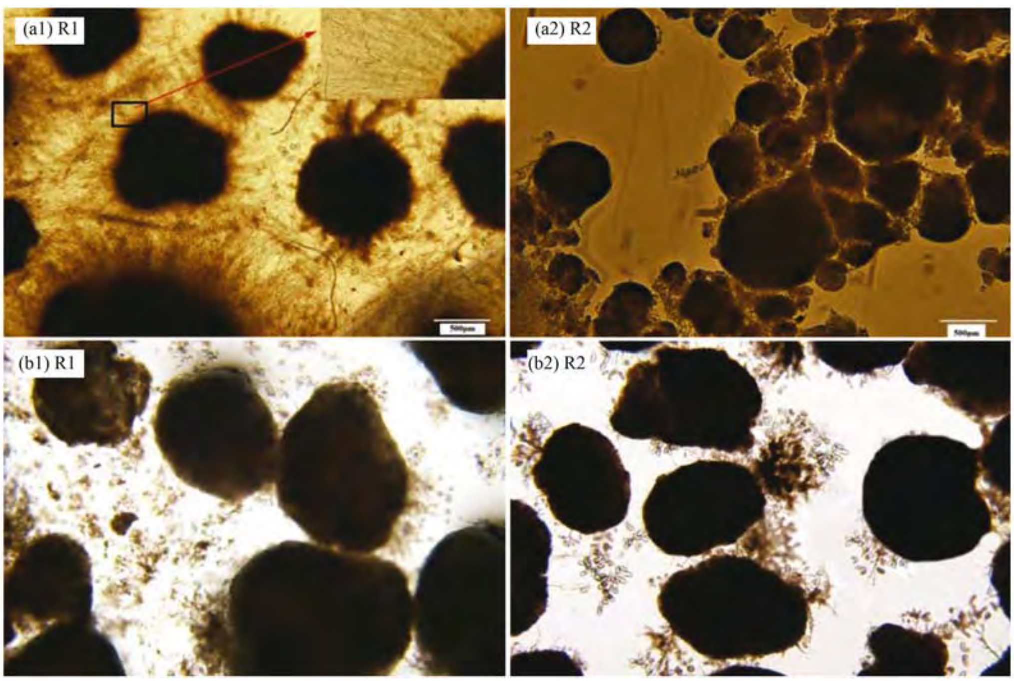
Fig. 2 Variation in the particle size during the operation of R1 and R2

泥颗粒化时间较长.

分别在 5 ~ 16℃条件下(第 70 d)和 R1、R2 中颗粒性能和形态稳定(第 130 d)时，对 R1、R2 中的好氧颗粒污泥进行显微镜观察. 如图 3 所示，在第 70 d，R1 内颗粒污泥表面存在大量丝状菌，而 R2 内颗粒污泥表面丝状菌较少，分析原因为：温度较低(5 ~ 16℃)，R1 反应器内微生物可利用的有机负荷较高，丝状菌膨胀，导致颗粒污泥解体，而实际生活污水成分复杂，其中的溶解性惰性物质包含不可生物降解的 COD 组分[14]，微生物可利用的有机物较少，抑制了丝状菌的生长[15]，故 R2 反应器内的颗粒污泥系统能够保持稳定；实际生活污水水质成分复杂，含有多种微量元素，当外界环境变化时，实际生活污水培养成熟的好氧颗粒污泥表现出良好的抗冲击能力，能够抵御温度降低带来的不利影响. 颗粒形态稳定时(第 130 d)，R1 中好氧颗粒污泥粒径较 R2 中大，分析原因为实际生活污水中微生物可利用的有机负荷较少，颗粒内部的浓度梯度较小，基质渗透力较小[16]，有机物难以深入颗粒内部，限制了颗粒粒径的增大.

胞外聚合物(EPS)主要由蛋白质(PN)和多糖(PS)组成，在污泥颗粒化过程中具有重要作用[17,18]. 如图 4 所示，PN、PS 在颗粒污泥启动阶段(0 ~ 25 d 和 0 ~ 42 d)整体呈上升趋势，R1、R2 内的 PN 含量(以 MLSS 计)分别由初始的 64.12 $mg \cdot g^{-1}$、65.98 $mg \cdot g^{-1}$ 增加到最大值 123.65 $mg \cdot g^{-1}$、122.19 $mg \cdot g^{-1}$，PS 含量分别由初始的 26.08 $mg \cdot g^{-1}$、26.59 $mg \cdot g^{-1}$ 增加到最大值 64.89 $mg \cdot g^{-1}$、62.13 $mg \cdot g^{-1}$. PS 越高，污泥表面亲水性越强[19]，PN 增加，污泥疏水性增强，细菌之间的黏附性能也随之增加[20]，有利于颗粒污泥的形成. R1 中微生物可利用的有机负荷较高，刺激微生物产生更多的 EPS[21]，故颗粒形成时间较短. 在实验进行的第 57 ~ 78 d，由于室内温度较低(5 ~ 16℃)，R1 中 PN 含量减少至 51.15 $mg \cdot g^{-1}$，细胞表面的疏水性减弱，不利于微生物相互黏附，颗粒解体，而生活污水中含有一定的蛋白质，与颗粒污泥接触时可被絮凝吸附[22]，故 R2 中 PN 含量受温度影响较小.

进一步分析图 4 可得，外界环境温度降低，R1 内的 PN/PS 由 2.25 降到 1.14，有研究指出 PN/PS



(a1)R1 和(a2)R2 为 70 d 的显微镜照片，(b1)R1 和(b2)R2 为 130 d 的显微镜照片

图 3 R1 和 R2 反应器中颗粒污泥的显微镜照片

Fig. 3 Optical microscopy images of granules in R1 and R2

对颗粒污泥稳定性有一定的影响[23]，PN/PS 越大，颗粒污泥稳定性越好. 故温度降低时，R1 反应器内颗粒污泥表面出现丝状菌，颗粒的稳定性变差. 系统稳定之后，R1 和 R2 中颗粒污泥的 PN/PS 分别平均为 1.50 和 2.00，生活污水培养成熟的颗粒污泥较稳定，利于长期稳定运行. 同时有研究指出 PN/PS 值正比于颗粒污泥的沉降性能[24]. 生活污水培养的颗粒污泥 PN/PS 值高于由配水培养的颗粒污泥，故生活污水培养的颗粒污泥的沉降性能优于由人工配水培养的颗粒污泥.

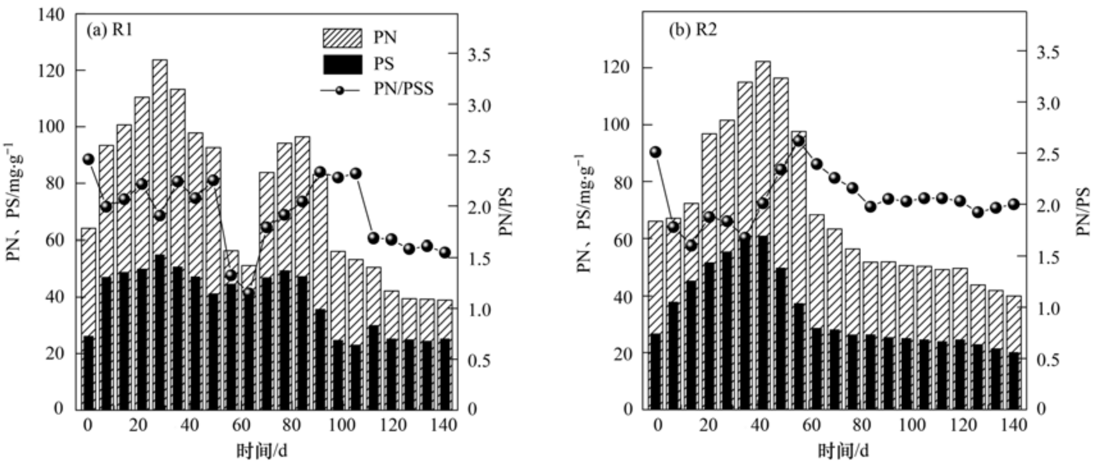


图 4　R1 和 R2 反应器中 PN、PS 和 PN/PS 值的变化

Fig. 4　Variation of the PN, PS content, and PN/PS ratio in R1 and R2

2.2　好氧颗粒污泥系统去除污染物性能

2.2.1　R1、R2 系统的 COD 及 TP 的去除性能

如图 5 所示，R1 反应器在整个运行阶段进水负荷较稳定，有机物能够有效被微生物降解和吸收，COD 能够得到有效去除，出水 COD 浓度均在 50 mg·L⁻¹以下，COD 去除率达到 90% 以上. R2 反

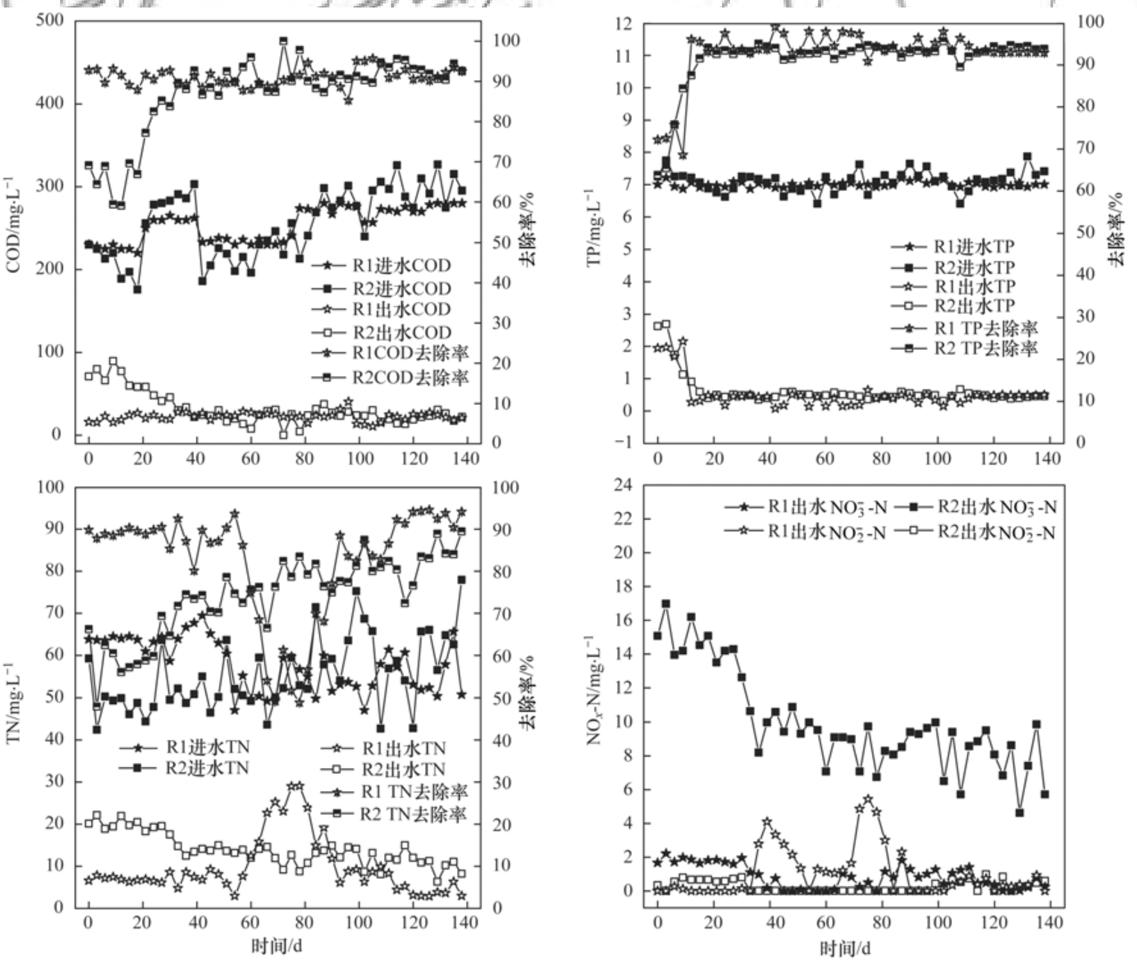


图 5　R1 和 R2 反应器去除 COD、TP、TN 和 NO_x^--N 的性能

Fig. 5　Variation of the COD, TP, TN, and NO_x^--N concentration and removal efficiency in R1 and R2

应器在启动期的前 20 d，污泥处于培养驯化阶段，出水 COD 浓度在 50 mg·L^{-1}以上，这是因为 R2 反应器的进水为实际生活污水，进水 COD 浓度波动较大且部分有机物不易被微生物降解，污泥适应反应器内环境需要的时间较长. 随着反应运行，微生物逐渐适应进水水质条件,出水 COD 浓度降低到 50 mg·L^{-1}以下.

运行到第 57 d 后，温度开始降低，R1 反应器内的颗粒污泥出现丝状菌膨胀，颗粒污泥解体的情况，虽然颗粒污泥受温度影响出现解体的现象，但是 COD 仍然能够得到有效去除，去除率保持在 90% 以上，这是由于丝状菌对有机物有良好的降解能力. 相比于 R1 反应器，R2 反应器中并没有出现丝状菌膨胀和颗粒污泥解体的情况，处理效果一直保持稳定，这说明生活污水启动的颗粒污泥对于温度的改变具有更强地适应能力，更好地稳定性.

R1、R2 系统在启动初期的除磷能力较差，出水 TP 浓度在 1 mg·L^{-1}以上，在系统运行 10 d 后，出水 TP 浓度降低到 0.50 mg·L^{-1}以下，去除率稳定在 90% 左右，此后，R1、R2 系统除磷能力均能稳定在较高水平，获得了良好的除磷效果.

2.2.2 R1、R2 系统的脱氮性能

如图 5 所示，R1 反应器从颗粒污泥启动到颗粒成熟稳定时，脱氮性能良好，TN 平均去除率均保持较高水平，出水 TN 平均浓度均在 10 mg·L^{-1}以下. 但是当室内温度较低时(5 ~ 16℃)，反硝化菌不适应低温条件，活性受到抑制，导致系统脱氮性能降低，出水 TN 平均浓度升高至 29.03 mg·L^{-1}，平均去除率从 87.85% 降低到 48.81%. 由于 R1 反应器中微生物可利用的有机负荷充足，且反硝化菌受温度抑制，因此导致丝状菌有所增殖，颗粒污泥膨胀. 温度升高后，丝状菌生长得到有效抑制，反硝化作用增强，出水 TN 平均浓度逐渐降低为 6.13 mg·L^{-1}，去除率达到 90% 以上，脱氮性能得到恢复. 在启动初期，R2 中污泥处于培养驯化阶段，出水 TN 平均浓度为 19.72 mg·L^{-1}，平均去除率为 60.08%. 颗粒稳定后，R2 中好氧颗粒污泥系统出水 TN 平均浓度降低至 14.55 mg·L^{-1}，去除率达到 79.25%. 温度降低时，出水 TN 浓度基本没有变化，TN 去除率能够达到 86.28%. 温度变化对 R2 反应器内的颗粒污泥并没有明显影响.

综上所述，由于人工配水水质成分单一，培养

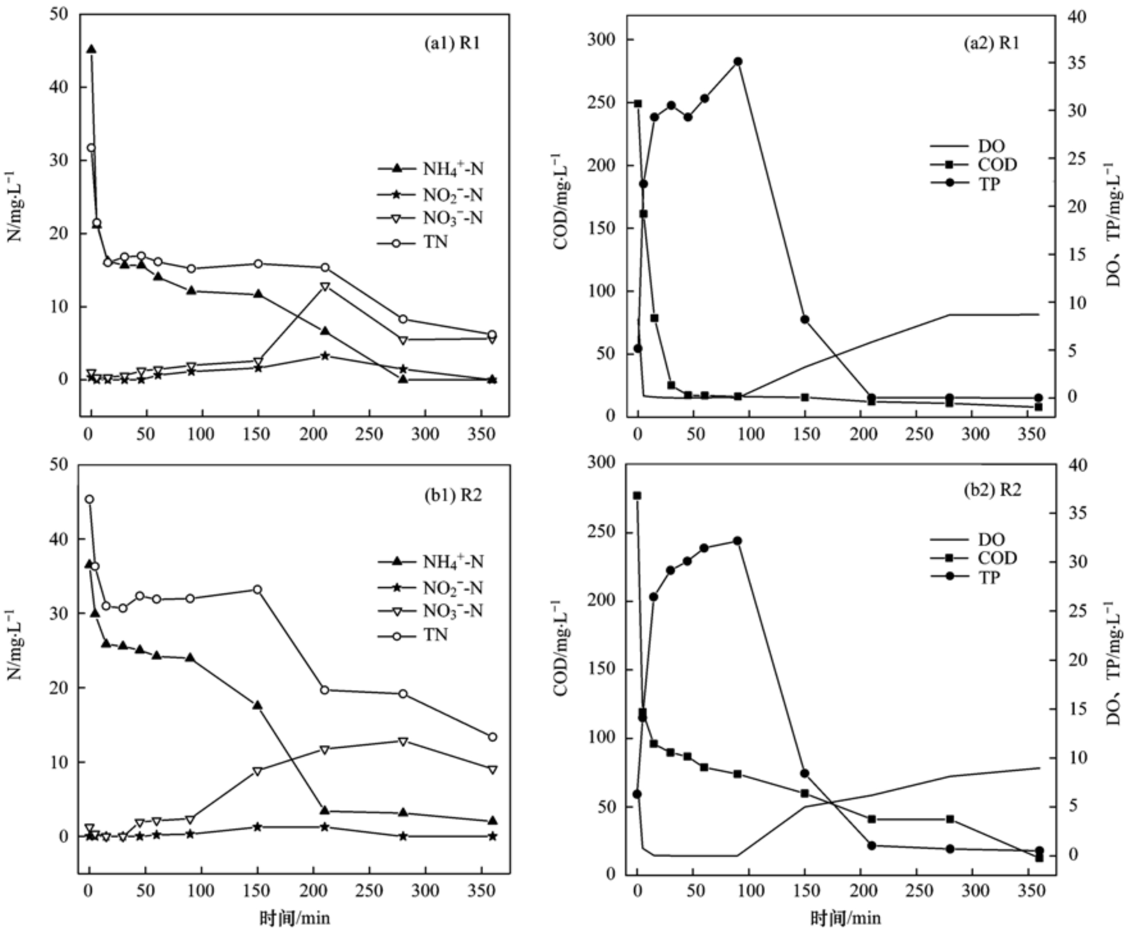


图 6 R1 和 R2 反应器中典型周期(128 d)内各污染物浓度变化

Fig. 6 Variation of the concentrations of pollutants during one cycle (128 d) in R1 and R2

成熟的好氧颗粒污泥抗冲击性能较差，温度降低至5～16℃时，丝状菌膨胀导致颗粒污泥解体，系统脱氮性能变差；由于实际生活污水中有机物成分复杂且浓度波动大，微生物吸收利用缓慢，形成颗粒污泥需要的时间较长. Liu 等[25]的研究表明，生长速率较慢的好氧颗粒污泥具有结构密实、稳定性好的优点，生活污水培养成熟的好氧颗粒污泥形成速度慢于人工配水培养的好氧颗粒污泥，因此具有更强的抗冲击负荷能力，稳定性更强，在温度降低时，能够抵御环境变化带来的影响，保持颗粒结构稳定，获得良好的出水水质.

2.2.3　典型周期内污染物浓度变化

图6为R1、R2在第128 d的一个典型周期内NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N、TN、COD、TP、溶解氧(DO)的浓度变化. 厌氧阶段，R1、R2反应器内的DO浓度在0.02 mg·L^{-1}以下，好氧阶段，R1、R2中DO缓慢增加，最终稳定在8 mg·L^{-1}左右，反应器内具有良好的A/O运行环境. R1中COD浓度在厌氧阶段下降较快，在前30 min已经基本消耗，COD由250 mg·L^{-1}降至25.12 mg·L^{-1}. R2反应器进水为生活污水，在厌氧阶段，由于有机物成分复杂，微生物可快速利用的有机碳源较少，所以降解速度较慢，COD由275.19 mg·L^{-1}降至90.44 mg·L^{-1}；在好氧阶段，反硝化作用消耗有机碳源，COD浓度逐渐降低至24.58 mg·L^{-1}，COD得到去除. 在厌氧末期，R1释磷较多，反应器内的TP浓度为35.09 mg·L^{-1}，而R2反应器内的TP浓度为32.18 mg·L^{-1}. 导致释磷量不同的主要原因为生活污水中含有慢速生物降解物质和溶解性惰性物质等不利于聚磷菌利用的有机物，在厌氧阶段不能够完全降解，降低了释磷量. 在周期实验出水中，R1、R2出水均未检测到NH_4^+-N、NO_2^--N，出水NO_3^--N浓度分别为5.65 mg·L^{-1}、9.67 mg·L^{-1}，产生这种现象的原因为，稳定运行时，R1中颗粒污泥粒径较R2大，由于好氧颗粒污泥内部存在一个“缺氧区”，粒径越大，颗粒污泥内部的缺氧区越大[26,27]，这为反硝化菌提供了良好的生存环境，提高了反硝化能力，因此R1反应器内NO_3^--N的出水效果更好.

3　结论

(1)以人工配水和实际生活污水为进水的两组反应器分别历时25 d、42 d启动成功，颗粒污泥稳定后，平均粒径分别可达1200 μm和750 μm，R1、R2内出水COD、TP、TN的平均浓度分别为22.53、0.48、7.70 mg·L^{-1}和49.73、0.48、14.55 mg·L^{-1}，去除率为90.60%、90.34%、87.85%和79.74%、88.59%、79.25%. 出水水质均满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级A标准.

(2)温度较低时(5～16℃)，R1内颗粒污泥解体，COD和TP的去除能力基本不变，但出水TN平均浓度为29.03 mg·L^{-1}，平均去除率为48.81%，系统脱氮性能被抑制；R2运行稳定，出水COD、TP、TN平均浓度仍能达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级A标准. 生活污水培养成熟的好氧颗粒污泥结构密实，稳定性好，抗冲击能力强.

参考文献：

[1] 彭永臻，吴蕾，马勇，等. 好氧颗粒污泥的形成机制、特性及应用研究进展[J]. 环境科学，2010，**31**(2)：273-281.
Peng Y Z, Wu L, Ma Y, *et al*. Advances: granulation mechanism, characteristics and application of aerobic sludge granules[J]. Environmental Science, 2010, **31**(2): 273-281.

[2] 卢姗，季民，王景峰，等. 颗粒污泥SBR处理生活污水同步除磷脱氮的研究[J]. 环境科学，2007，**28**(8)：1687-1692.
Lu S, Ji M, Wang J F, *et al*. Simultaneous phosphorus and nitrogen removal of domestic sewage with aerobic granular sludge SBR[J]. Environmental Science, 2007, **28**(8): 1687-1692.

[3] 王惠卿，徐颖，岳瑞校. SBR反应器结构对好氧颗粒污泥形态的影响及其动力学分析[J]. 工业水处理，2011，**31**(7)：42-45.
Wang H Q, Xu Y, Yue R X. Effect of sequencing batch reactor structures on the shapes of aerobic granular sludge and kinetics Analysis[J]. Industrial Water Treatment, 2011, **31**(7): 42-45.

[4] 郭建华，王淑莹，彭永臻，等. 低溶解氧污泥微膨胀节能方法在A/O中的试验验证[J]. 环境科学，2008，**29**(12)：3348-3352.
Guo J H, Wang S Y, Peng Y Z, *et al*. Energy saving achieved by limited filamentous bulking under low dissolved oxygen: experimental validation in A/O process[J]. Environmental Science, 2008, **29**(12): 3348-3352.

[5] 涂响，苏本生，孔云华，等. 城市污水培养好氧颗粒污泥的中试研究[J]. 环境科学，2010，**31**(9)：2118-2123.
Tu X, Su B S, Kong Y H, *et al*. Cultivation of aerobic granules in a large pilot SBR with domestic sewage[J]. Environmental Science, 2010, **31**(9): 2118-2123.

[6] 高永青，张帅，张树军，等. 实际城市污水培养好氧颗粒污泥的中试研究[J]. 中国给水排水，2017，**33**(5)：22-25.
Gao Y Q, Zhang S, Zhang S J, *et al*. Formation of aerobic granular in pilot-scale SBR for real wastewater treatment[J]. China Water & Wastewater, 2017, **33**(5): 22-25.

[7] 国家环境保护总局. 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. 100-124.

[8] Zhang B, Sun B S, Jin M, *et al*. Extraction and analysis of extracellular polymeric substances in membrane fouling in submerged MBR[J]. Desalination, 2008, **227**(1-3): 286-294.

[9] Ceyhan N, Ozdemir G. Extracellular polysaccharides produced by cooling water tower biofilm bacteria and their possible degradation[J]. Biofouling, 2008, **24**(2): 129-135.

[10] Awang N A, Shaaban M G. Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment[J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2016, **112**: 1-11.

[11] 刘孟媛，周丹丹，高琳琳，等. 有机负荷条件对间歇式气提内循环反应器中好氧颗粒污泥形成的影响[J]. 环境科学，

2012, **33**(10): 3529-3534.
Liu M Y, Zhou D D, Gao L L, *et al*. Influence of organic loading rate on the start-up of a sequencing airlift aerobic granular reactor[J]. Environmental Science, 2012, **33**(10): 3529-3534.

[12] Tay J H, Pan S, He Y X, *et al*. Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: reactor performance[J]. Journal of Environmental Engineering, 2004, **130**(10): 1094-1109.

[13] De Kreuk M K, Van Loosdrecht M C M. Formation of aerobic granules with domestic sewage[J]. Journal of Environmental Engineering, 2006, **132**(6): 694-697.

[14] 邓科. 城市生活污水有机成分与 ASM 水质特性参数关系研究[D]. 上海: 同济大学, 2006. 1-88.

[15] 端正花, 潘留明, 陈晓欧, 等. 低温下活性污泥膨胀的微生物群落结构研究[J]. 环境科学, 2016, **37**(3): 1070-1074.
Duan Z H, Pan L M, Chen X O, *et al*. Changes of microbial community structure in activated sludge bulking at low temperature[J]. Environmental Science, 2016, **37**(3): 1070-1074.

[16] 张琳洁, 张玉蓉, 沈忱, 等. 进水基质对好氧颗粒污泥形成的影响及稳定性研究[J]. 甘肃科学学报, 2016, **28**(2): 101-105.
Zhang L J, Zhang Y R, Shen C, *et al*. Influence of influent substrate to formation of aerobic granular sludge and stability study of aerobic granular sludge[J]. Journal of Gansu Sciences, 2016, **28**(2): 101-105.

[17] 张丽丽, 陈效, 陈建孟, 等. 胞外多聚物在好氧颗粒污泥形成中的作用机制[J]. 环境科学, 2007, **28**(4): 795-799.
Zhang L L, Chen X, Chen J M, *et al*. Role mechanism of extracellular polymeric substances in the formation of aerobic granular sludge[J]. Environmental Science, 2007, **28**(4): 795-799.

[18] Li D H, Ganczarczyk J J. Structure of activated sludge flocs[J]. Biotechnology and Bioengineering, 1990, **35**(1): 57-65.

[19] 吴昌永, 王然登, 彭永臻. 污水处理颗粒污泥技术原理与应用[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2011. 144-145.

[20] Sanin S L, Sanin F D, Bryers J D. Effect of starvation on the adhesive properties of xenobiotic degrading bacteria[J]. Process Biochemistry, 2003, **38**(6): 909-914.

[21] 陆佳, 刘永军, 刘喆, 等. 有机负荷对污泥胞外聚合物分泌特性及颗粒形成的影响[J]. 化工进展, 2018, **37**(4): 1616-1622.
Lu J, Liu Y J, Liu Z, *et al*. Effects of organic loading on the secretory characteristics of EPS and particle formation[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2018, **37**(4): 1616-1622.

[22] 周健, 柴宏祥, 龙腾锐. 活性污泥胞外聚合物 EPS 的影响因素研究[J]. 给水排水, 2005, **31**(8): 19-23.
Zhou J, Chai H X, Long T R. Study on influence factors of extra-cellular polymers in activated sludge[J]. Water & Wastewater Engineering, 2005, **31**(8): 19-23.

[23] Adav S S, Lee D J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, **154**(1-3): 1120-1126.

[24] Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2004, **65**(2): 143-148.

[25] Liu Y, Yang S F, Tay J H. Improved stability of aerobic granules by selecting slow-growing nitrifying bacteria[J]. Journal of Biotechnology, 2004, **108**(2): 161-169.

[26] Matsumoto S, Katoku M, Saeki G, *et al*. Microbial community structure in autotrophic nitrifying granules characterized by experimental and simulation analyses[J]. Environmental Microbiology, 2010, **12**(1): 192-206.

[27] 姜欣欣. 基于 A/O/A 运行模式的 SBR 工艺脱氮除磷效能及其微生物特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2011.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 4

Environmental Science (monthly) Apr. 15, 2019

CONTENTS