

# COD 冲击对 SBR 污水处理效果及污泥特性的影响

曲红<sup>1</sup>, 赵乐欣<sup>1</sup>, 王宁<sup>1</sup>, 聂泽兵<sup>1,2</sup>, 王帆<sup>1</sup>, 蒋维卿<sup>1</sup>, 边德军<sup>1,2</sup>

(1. 吉林省城市污水处理重点实验室(长春工程学院), 吉林 长春 130012;  
2. 东北师范大学城市污水处理与水质保护科技创新中心, 吉林 长春 130117)

**摘要:** 针对我国污水处理厂破坏性水质冲击频发的问题, 该研究通过将 COD 浓度由 400 mg/L 逐步提至 2 400 mg/L, 探究 COD 冲击对 SBR 系统污染物的处理效果及污泥特性的影响。结果表明: 当 COD 浓度为 2 000 mg/L 时, SBR 工艺对 COD、TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TP 的去除率分别为 98.83%、97.19%、99.33% 和 99.10%, 此时系统的脱氮除磷效果最佳, 且污泥沉降性能良好; 当 COD 浓度达到 2 400 mg/L 时, 活性污泥的脱氢酶活性(DHA)由 5.422 mg/g VSS 降至 1.412 mg/g VSS, 此时多糖(PS)/蛋白质(PN)为 1.2, 系统发生了污泥膨胀。

**关键词:** 化学需氧量; SBR 工艺; 水质冲击; 脱氮除磷; 污泥特性

中图分类号: X703

文献标志码: A

DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2021070005

## Influence of COD shock on the effect of SBR wastewater treatment and its sludge characteristics

QU Hong<sup>1</sup>, ZHAO Lexin<sup>1</sup>, WANG Ning<sup>1</sup>, NIE Zebing<sup>1,2</sup>, WANG Fan<sup>1</sup>, JIANG Weiqing<sup>1</sup>, BIAN Dejun<sup>1,2</sup>

(1. Jilin Provincial Key Laboratory of Municipal Wastewater Treatment, Changchun Institute of Technology, Changchun 130012, China; 2. Science and Technology Innovation Center for Municipal Wastewater Treatment and Water Quality Protection, Northeast Normal University, Changchun 130117, China)

**Abstract:** In view of the frequent problem of destructive water quality shock in sewage treatment plants in China, this study investigated the influence of COD impact on the treatment effect of pollutants in the SBR system and sludge characteristics by gradually increasing the COD concentration from 400 mg/L to 2 400 mg/L. The results showed that when the COD concentration was 2 000 mg/L, the removing rates of COD, TN, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and TP by SBR process were 98.83%, 97.19%, 99.33% and 99.10%, respectively. The system had the best denitrification and phosphorus removal effect and a good sludge settling performance under this COD concentration. The DHA of the activated sludge decreased from 5.422 mg/g VSS to 1.412 mg/g VSS when the COD concentration increased to 2 400 mg/L. The PS/Pn was 1.2, and the sludge bulking occurred in the system.

**Keywords:** chemical oxygen demand (COD); SBR process; water quality shock; nitrogen and phosphorus removal; sludge characteristics

CLC number: X703

活性污泥法是目前应用最为广泛的污水处理技术之一。经过多年的发展, 该技术可以通过设置水质水量调节池、调整运行参数等手段实现污水处理厂的稳定运行。然而, 近些年来我国污水处理厂破坏性水质冲击呈频发的趋势, 处理系统时常出现故障, 影响污水厂的正常运行及出水水质的达标。因此, 开展高负荷水质冲击研究并探究其规律, 为城镇污水厂水质冲击的快速调控及恢复方法奠定

基础, 具有更为重要的现实意义和实际价值。

序批式反应器(SBR)是一种典型的活性污泥法污水处理工艺, 其具有脱氮除磷效果好、可抑制丝状菌膨胀、耐冲击负荷、流程简单、操作方便灵活和占地面积小等优点, 在小型废水处理站以及小型城镇污水处理厂被广泛应用。尽管进水时水质变化系数大, 但 SBR 仍可一定程度减小其影响。傅金祥等<sup>[1]</sup>发现, 当进水磷浓度特别低时, SBR 工艺

收稿日期: 2021-07-01

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51878067); 吉林省科技发展计划项目(202002027JC); 吉林省教育厅科学技术项目(JJKH20191272KJ)

作者简介: 曲红(1981-), 女, 硕士、讲师。研究方向: 污水处理理论与技术。E-mail: 9024629@qq.com

通信作者: 边德军(1967-), 男, 博士、教授。研究方向: 城市污水处理。E-mail: cecgxybiandj@163.com

引用格式: 曲红, 赵乐欣, 王宁, 等. COD 冲击对 SBR 污水处理效果及污泥特性的影响[J]. 环境保护科学, 2022, 48(5): 79-84.

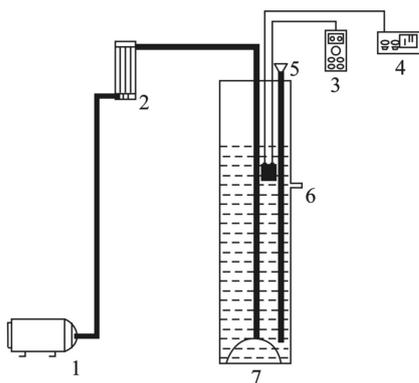
不具备较强的抗冲击负荷能力,随着进水负荷的增加,系统发生了污泥膨胀的现象。彭赵旭等<sup>[2]</sup>发现有有机负荷从 0.15 kg BOD<sub>5</sub>/(kg MLSS·d)骤增到 0.30 ~ 0.45 kg BOD<sub>5</sub>/(kg MLSS·d)时, SBR 系统在短期内能够有效地缓解进水冲击带来的影响,但超过缓冲时间时系统会突然崩溃。季民等<sup>[3]</sup>在使用 SBR 处理模拟高氨氮废水时发现,当游离氨冲击负荷 > 8.1 mg/L 时,会对硝化作用产生抑制。尽管相关的研究在以不同形式展开,但有关 COD 的高冲击及其规律性研究鲜有报道。

鉴于此,以实际运行中最为常见的 COD 冲击为研究对象,通过实验室构建 SBR 模型及调整进水 COD 浓度等手段,探究不同浓度下的 COD 冲击对 SBR 工艺的影响并揭示其规律,以期为实际工程的运行调控提供依据。

## 1 材料及方法

### 1.1 试验装置与运行方式

SBR 反应器采用有效容积为 5 L 的柱形有机玻璃容器(直径 120 mm,高 500 mm)。曝气装置为曝气砂石,采用转子流量计控制曝气量为 100 mL/min,进水水温控制在(19±1)℃。反应器以间歇模式运行。1 d 运行 2 个周期,1 周期 12 h,进水 5 min,非限制性曝气 480 min,沉淀闲置 230 min,排水 5 min。排水比为 40%。控制污泥停留时间(SRT)为 50 d,反应器初始污泥浓度(MLSS)为(9 000±300)mg/L。实验装置,见图 1。



1.电磁式空气压缩机 2.转子流量计 3.DO(溶解氧仪)  
4. pH酸度仪 5.进水管 6.出水孔 7.半球形曝气砂石

图 1 试验装置

### 1.2 污水成分与水质

试验进水采用人工模拟城市污水,配水使用的试剂为淀粉、乙酸钠(CH<sub>3</sub>COONa)、氯化铵(NH<sub>4</sub>Cl)、磷酸二氢钾(KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)、高岭土、牛肉膏、蛋白胨和碳酸氢钠(NaHCO<sub>3</sub>)。其中 NaHCO<sub>3</sub>

用于调节 pH,微量元素由牛肉膏、蛋白胨提供,所用试剂均为分析纯。通过投加淀粉来控制进水 COD 浓度。试验各阶段进水水质,见表 1。试验接种污泥取自长春市某污水处理厂。

表 1 各阶段进水 COD 浓度

试验阶段	浓度范围/mg·L <sup>-1</sup>	平均值/mg·L <sup>-1</sup>	运行时间/d
阶段1	376.2~457.4	416.8	10
阶段2	735.1~827.8	781.5	10
阶段3	1 121~1 249	1 185.0	10
阶段4	1 535~1 669	1 602.0	10
阶段5	1 949~2 174	2 061.5	10
阶段6	2 307~2 460	2 383.5	10
阶段7	2 415~2 596	2 505.5	5

运行期间,pH 为 7.81 ~ 8.13, TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 和 TP 的质量浓度范围分别为 34.52 ~ 49.71、21.71 ~ 31.62 和 2.92 ~ 4.52 mg/L。

### 1.3 分析项目及方法

常规指标: COD 采用重铬酸钾法测定, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 采用纳氏试剂分光光度法测定, TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定, TP 采用钼锑抗分光光度法测定,混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS)采用灼烧减量法测定。pH 检测使用上海雷磁生产的 PHSJ-4A 酸度计,温度及溶解氧(DO)使用德国 WTW 生产的 Oxi3310 便携式溶解氧仪检测。MLSS 采用重量法测定,污泥体积指数(SVI)采用 100 mL 量筒沉淀法测定。

胞外聚合物(EPS)含量:其中蛋白质(PN)含量采用考马斯亮蓝法,多糖(PS)含量采用硫酸-蒽酮比色法<sup>[4-5]</sup>。

脱氢酶活性(DHA):1,3,5-氯化三苯基四氮唑(TTC)还原法,常温萃取检测<sup>[6]</sup>。

粒度粒径:激光粒度分析仪检测。

## 2 结果与讨论

### 2.1 污染物的去除效果分析

2.1.1 COD 去除效果 不同运行阶段下 COD 的去除情况,见图 2。

各阶段 COD 的平均去除率分别为 94.13%、96.61%、98.56%、98.75%、98.83%、98.6% 和 91.62%。阶段 4 时, COD 的去除率达到最大。

在反应器运行初期,系统内微生物较少,且处于适应阶段,此时的 COD 去除率较低。随着进水 COD 浓度的升高,反应器中异养菌迅速增殖,系统

去除 COD 的能力不断提高直至稳定。从阶段 1 到阶段 3, 每阶段的进水 COD 浓度虽突然变大, 但反应器对 COD 的去除率却得到提升。由此可见, 在一定的 COD 浓度冲击范围内, 随着 COD 浓度的增加, 有利于系统微生物的生长繁殖。阶段 4 到阶段 6, 反应器对 COD 的去除率并不显著, 可稳定保持在 98% 以上。系统对 COD 的去除包括两方面: 1) 活性污泥的快速增加使得系统储存有机物的能力增大<sup>[7]</sup>, 同时微生物为维持生命活动所消耗的有机物量也增多; 2) 为生物脱氮提供碳源, 被异养反硝化细菌利用进行反硝化脱氮。系统进入阶段 7 时, COD 出水浓度突然升至 210.7 mg/L, 此后的 5 d, COD 的出水浓度均在 200 mg/L 上下浮动。此时系统进水 COD 浓度过高, 反应器内异养型细菌通过消耗有机物而大量增殖, 使得系统 DO 浓度下降, 从而抑制了硝化菌的生长, 造成系统硝化速率

下降, 进而对系统脱氮产生不利影响<sup>[8]</sup>。硝化进程受阻使得用于脱氮的碳源利用量减少, 且此时 MLSS 较高, DO、有机物等底物的传质受到影响, COD 的去除率降低。

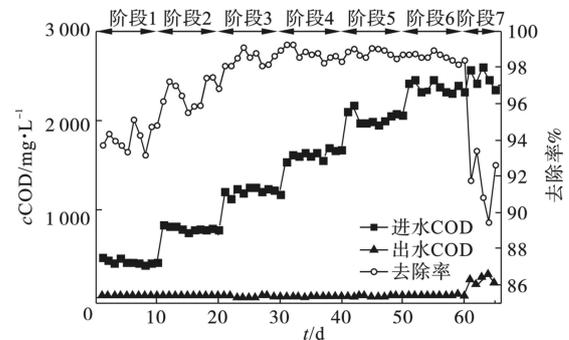


图2 各工况 COD 去除效果

2.1.2 TN 和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  去除效果 不同运行阶段下 TN 和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的去除情况, 见图 3。

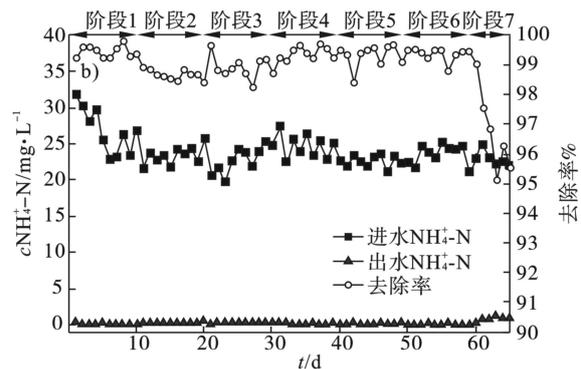
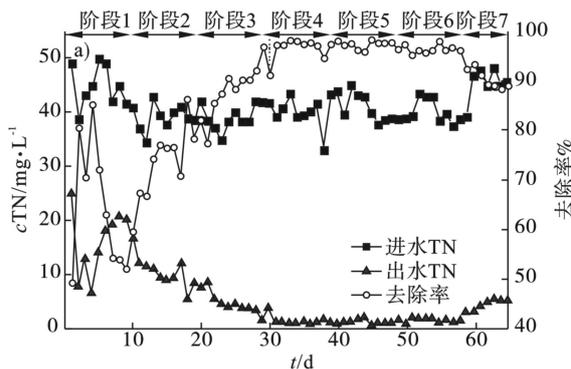


图3 各工况 TN 和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  去除效果

反应器进水 TN 浓度范围为 34.52 ~ 49.71 mg/L,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度范围为 21.71 ~ 31.62 mg/L。不同阶段 TN 的平均去除率分别为 64.03%、75.61%、89.00%、97.33%、97.19%、95.62% 和 89.34%,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的平均去除率分别为 99.46%、98.68%、98.94%、99.43%、99.33%、99.35% 和 96.27%。阶段 4 时, TN 和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的去除效果最佳。

图 3 可知, 阶段 1, TN 的去除率较低, 而  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的去除率达到 99.46%。此时反应器处于运行初期, 系统内 DO 充足, 硝化菌得到大量繁殖, 硝化反应进行的较彻底, 而反硝化菌受到抑制,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  几乎全部转化为  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  或  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , 反硝化成为系统脱氮的限制条件。其次系统内有机物浓度低, 反硝化菌受碳源不足的影响, 使得  $\text{NO}_x^-\text{-N}$  无法被进一步转化, 导致出水 TN 偏高。阶段 2 到阶段 3, 随着进水 COD 浓度的升高, 异养型细菌迅速增殖, 底物和 DO 得到充分的利用, 活性污泥絮凝体内外形

成明显的缺氧-好氧的微环境, 反硝化菌生存环境较好。硝化反应产生的  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  进行了反硝化脱氮, 从而提高了脱氮效果。系统进入阶段 4 时, TN 出水浓度逐渐降低, TN 平均出水浓度仅为 1.14 mg/L, 去除率达到 97.33%, 此时系统的同步脱氮效率达到最大。SAJJAD et al<sup>[9]</sup> 指出, 小粒径的污泥具有较大的比表面积, 脱氮性能更好。在本试验中, 从阶段 5 到阶段 6, 污泥的中值粒径 ( $D_{50}$ ) 由 138.19  $\mu\text{m}$  迅速增加到 151.1  $\mu\text{m}$ , 由于阶段 6 的污泥粒径大, EPS 的边界蛋白不能更多地暴露于氮中, 因此蛋白质与氨和硝酸盐氮原子之间的亲电亲核相互作用较弱, 系统对 TN 的去除效率降低。阶段 7 时, 系统处于运行末期, 由于丝状菌的大量繁殖, 硝化菌以及反硝化菌的生存空间都受到抑制, TN 和  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的去除率均降低。

2.1.3 TP 去除效果 不同运行阶段对 TP 的去除情况, 见图 4。

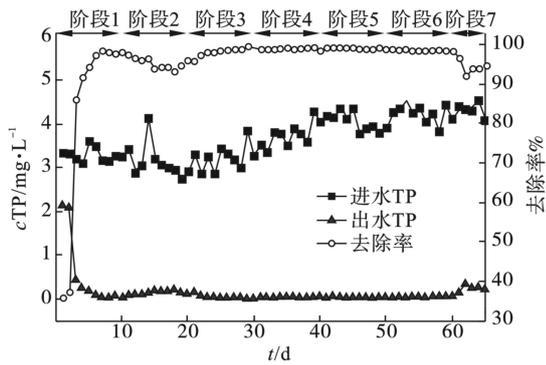


图 4 各工况 TP 去除效果

反应器进水 TP 浓度范围为 2.92 ~ 4.52 mg/L, 不同阶段下 TP 的平均去除率分别为 83.64%、95.42%、98.39%、99.07%、99.10%、98.69% 和 94.35%。在阶段 5 时, 系统 TP 的去除率达到最大。

阶段 1, 反应器处于运行初期, 接种污泥中的聚磷菌数量较少, TP 的去除有较大波动。随着系统环境的稳定, 聚磷菌世代时间短, 迅速繁殖, TP 出水逐渐降低。由阶段 2 到阶段 5 分析可知, 系统 TP 的去除率一直在提升, 表明有机物浓度的升高使聚磷菌的代谢活性增强, 系统除磷能力提高。在阶段 5 时, TP 去除率达到最大, 出水浓度均低于 0.05 mg/L, 此时系统达到最优的除磷性能。王亚宜等<sup>[10]</sup>发现在缺氧条件下有机物浓度过高时, 有机碳源会对缺氧释磷产生抑制作用。在反应器运行至阶段 6, 进水 COD 浓度达到 2 400 mg/L 时, 由于系统内溶解氧过低, 出现长时间厌氧环境, 同时系统存在过量的有机物, 多余的有机物优先被用于反硝化脱氮, 却不进行反硝化吸磷作用, 使得系统缺氧吸磷能力明显降低, 出水 TP 浓度升高, 此时 TP 的平均出水浓度为 0.25 mg/L。阶段 7 时, 系统发生了严重的污泥膨胀, 抑制了吸磷作用, 出水 TP 浓度进一步升高。结果表明, 当进水 COD 浓度超出系统的承受能力范围后, 将对系统的除磷效果产生不利影响。

## 2.2 活性污泥特性的分析

2.2.1 COD 冲击对污泥状态的影响 不同阶段下污泥负荷及沉降性能的变化情况, 见图 5。

污泥负荷 ( $N_s$ ) 为 0.057 kg COD/(kg MLSS·d) 时, 系统运行第 20 d, SVI 迅速上升至 60 mL/g, 此时影响 SVI 最关键的因素是微生物处于系统适应阶段, 其增殖速率决定此时期的 SVI 值的变化趋势;  $N_s$  为 0.083 kg COD/(kg MLSS·d) 时, SVI 降低至 42 mL/g, 反应出水较为清澈, 污泥沉降性能较好;  $N_s$  为 0.077 kg COD/(kg MLSS·d) 时, 系统运行第 60 d, MLSS 达到 24 980 mg/L, SVI 为 33.9 mL/g;

$N_s$  为 0.076 kg COD/(kg MLSS·d) 时, 污泥增加速率减缓, SVI 增至 35 mL/g。原因是 MLSS 太高, 有机质含量多, 无机质含量少, 不利于污泥沉降。同时, 生物相镜检观察到污泥内存在大量丝状菌, 这导致污泥沉降性能变差, 系统发生了污泥膨胀。

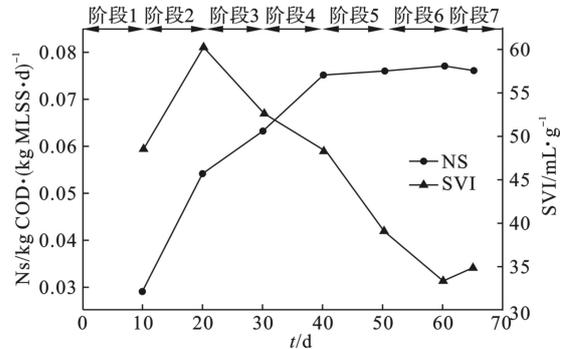


图 5 污泥基本性质变化情况

2.2.2 COD 冲击对污泥中 EPS 的影响 EPS 是微生物分泌于细胞表面的大分子黏性物质, 主要由多糖 (PS)、蛋白质 (PN)、腐殖质酸和油脂等组成, 其中, PN 与 PS 的含量之和约占 EPS 总量的 40% ~ 95%<sup>[11]</sup>。活性污泥一般通过检测 PS 与 PN 来表征 EPS, 其变化规律, 见图 6。

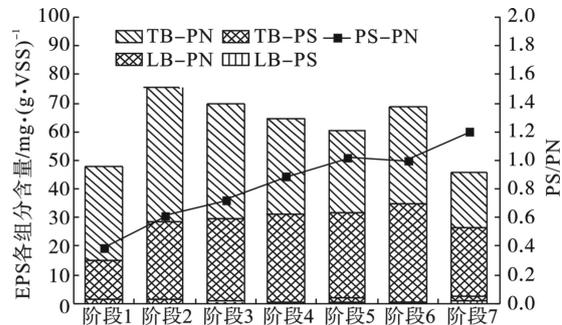


图 6 各阶段 EPS 及其各组分的变化情况

对比各阶段 EPS 的变化, 可以看出进水 COD 浓度对 EPS 的含量影响较大。首先从 EPS 总量上看, 反应器运行初期, 为适应新环境, 微生物通过分泌 EPS 来抵御外界环境的变化, EPS 的含量从 47.89 增至 72.31 mg/g VSS。阶段 2 至阶段 5, EPS 总量并没有随着进水 COD 浓度的增加而增加, 反而呈降低的趋势。这是由于系统内微生物活性逐渐降低, 使得微生物新陈代谢分泌的 EPS 的总量降低。随着反应器污泥量的增加, 系统进入阶段 6 时, DO 浓度较低, 在有限的溶解氧下, 丝状菌由于菌丝较长, 比表面积大, 同时对氧有较强的亲和力, 在与菌胶团的竞争中处于优势<sup>[12]</sup>, 反应器内丝状菌数量增多, 结果导致 EPS 总量升高。而在阶段 7, 系统长时间处于低溶氧下, 此时 DHA 含量仅

为 1.412 mg/g VSS, 微生物已处于内源呼吸期, 微生物不得不利用自身储存的有机物以维持生命活动, EPS 总量减少。

其次随着反应器的运行, PS 含量持续增加, 由 13.47 增加至 27.30 mg/g VSS, 这与系统的有机底物有关。微生物合成 PS 的重要途径是由淀粉水解后产生的葡萄糖转化而来, 本试验主要以淀粉和乙酸钠作为碳源, 使得微生物可合成较多的 PS, 这一结果与刘燕等<sup>[13]</sup>的研究相符。另外 PS/PN 的值由 0.39 增至 1.2, 在 1.2 时系统发生了丝状菌膨胀, 而当 PS/PN 的值为 1.0 时反应器运行状态最佳。有关研究认为 PS 的大量生成会在一定程度上阻止微生物的聚集<sup>[14]</sup>。由此可看出, PS/PN 在一定的范围内可保证系统内污泥活性良好, 而当 EPS 中 PS 的比重过大时, 污泥沉降性能将恶化。原因是 PS 具有亲水性, 当 PS 数量过多时, 将不利于微生物絮体的凝结, 因此降低了污泥的沉降性能<sup>[15]</sup>。

**2.2.3 COD 冲击对污泥中粒径分布的影响** 活性污泥的粒径表示污泥絮体的大小, 污泥絮体的表面特性和形态结构对控制固液分离过程有重要意义。各阶段的变化规律, 见表 2。

表 2 各阶段粒径分布  $\mu\text{m}$

反应阶段	平均粒径	$D_{10}$	$D_{50}$	$D_{90}$
阶段1	118.35	55.24	116.46	186.43
阶段2	122.07	56.73	120.54	187.48
阶段3	124.23	62.36	122.42	194.36
阶段4	132.33	66.71	132.37	198.65
阶段5	141.15	73.62	138.69	208.75
阶段6	148.80	78.59	151.13	212.41
阶段7	149.71	78.48	152.78	218.35

对比分析不同进水 COD 浓度下系统粒度粒度的变化, 利用正态分布公式进行粒径分布模拟, 各阶段的平均粒径( $\mu$  值)、方差分别为 140.289  $\mu\text{m}$ 、64.388; 144.36  $\mu\text{m}$ 、56.846; 144.028  $\mu\text{m}$ 、56.898; 150.558  $\mu\text{m}$ 、52.116; 162.615  $\mu\text{m}$ 、56.294; 169.409  $\mu\text{m}$ 、51.504; 173.273  $\mu\text{m}$ 、57.214。从数据可以看出, 随着反应器的运行, 污泥粒径不断增加。阶段 1 到阶段 3 粒径增加的原因是由于反应器启动初期 MLSS 较低, 污泥颗粒较分散, 使得污泥絮体有足够的空间充分生长, 因此污泥粒径逐渐增加。阶段 4 到阶段 6 粒径增加的原因是随着反应的进行, 系统内 MLSS 升高, 污泥絮体之间紧密的排列使其受到的水力剪切力减小, 絮体很难被打碎, 因此粒径增大。阶段 7 粒径虽然仍在增加, 但此时方差由

51.504 升高至 57.214, 系统 MLSS 达到最大值, 氧传质能力减弱, DO 浓度较低, 粒径较大的絮体由于氧传质的减弱逐渐裂解, 造成了粒径分布分散。

上述分析结果可知, 在一定的 MLSS 范围内, 粒径的增加有利于污泥絮凝, 但当 MLSS 过高时, 粒径增加使得底物的传质过程受到影响, 容易使得较大絮体内部出现缺氧或厌氧区域, 累积气体, 从而破坏污泥絮体的紧密度和结构强度, 造成污泥絮解, 进而对系统的处理效果造成不利影响。

**2.2.4 COD 冲击对污泥中 DHA 的影响** DHA 可以准确地反映微生物的活性, 能够表征活性微生物对其基质降解能力的强弱<sup>[16]</sup>。不同进水 COD 浓度下活性污泥 DHA 的变化情况, 见图 7。

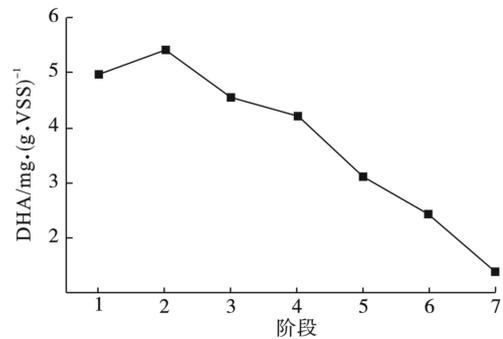


图 7 各阶段 DHA 含量变化情况

图 7 可知, 活性污泥的 DHA 随着进水 COD 浓度的升高呈现先增加后持续减小的趋势。阶段 1 到阶段 2, DHA 从 4.977 增至 5.422 mg/g VSS, 原因是系统运行初期, 微生物为抵御外界环境的变化做出的应激反应<sup>[17]</sup>。阶段 2 到阶段 7, DHA 从 5.422 减至 1.412 mg/g VSS, 原因可能是随着 COD 浓度的升高增加了 SBR 系统的渗透压, 当渗透压超过微生物的耐受范围, 将会抑制微生物的正常代谢并破坏脱氢酶在内的酶, 导致微生物活性不断下降。洪梅等<sup>[18]</sup>发现较高浓度的 COD 在很大程度上会抑制微生物活性, 当进水 COD 浓度 > 1 000 mg/L 时, 出水 COD 浓度 > 150 mg/L 时, 脱氢酶活性明显减弱, 这与本试验得出的结论相一致。

**2.2.5 活性污泥微生物相** 各阶段污泥絮体及微生物相, 见图 8。

图 8 可知, 反应器运行初期(阶段 1), 系统内污泥结构松散, 微生物数量较少。随着运行时间的延长, 系统稳定运行后, 絮体密实且结构分布均匀, 此时污泥絮体发育良好, 性能稳定, 对污染物有较高的去除效果。在运行中期(阶段 2~5), 系统内微生物种类丰富, 有大量的钟虫、累枝虫和表壳虫属等

指示处理效果好的微生物出现,这对于系统的稳定运行极其有利。运行后期(阶段 6~7),随着系统内 MLSS 的升高,镜检观察到累枝虫等微生物被大量丝状菌缠绕,且丝状菌数量较多,这导致污泥沉降性能变差,发生了污泥膨胀。此时在系统内还观

察到很多深褐色的荚壳虫,说明系统内污泥已经开始解体。同时反应器在运行后期由于系统 MLSS 的增加造成的缺氧环境,使部分好氧微生物逐渐消亡,导致系统内微生物数量明显减少,系统的除污能力减弱。

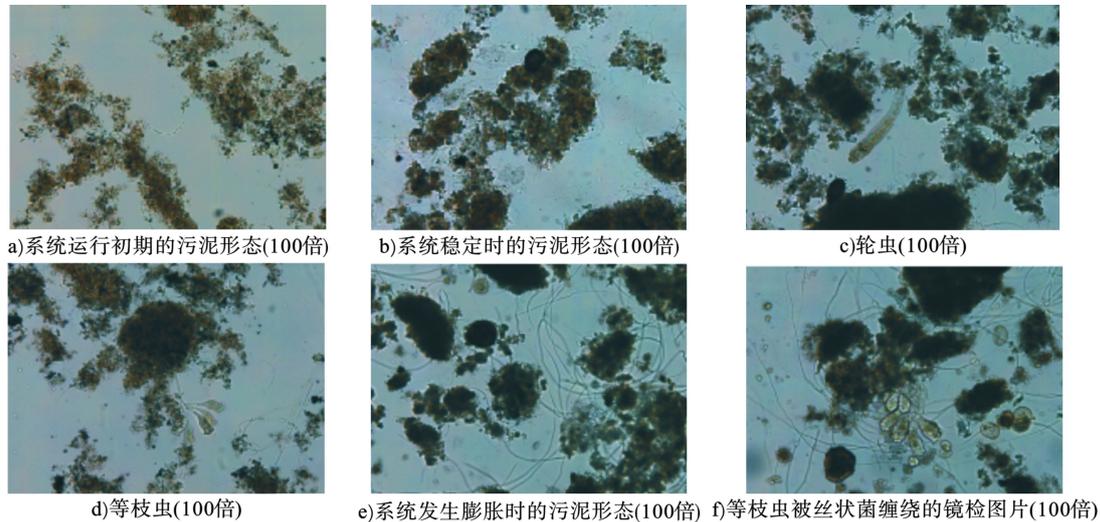


图 8 污泥絮体及微生物相

### 3 结论

本研究采用序批式(SBR)反应器处理不同 COD 浓度下的城市污水。当 COD 浓度为 400~2 000 mg/L 时,随着进水 COD 浓度的升高,污染物的去除效果得到增强。COD 浓度为 2 000 mg/L 时,系统运行良好,污染物去除效果达到最佳,COD、TN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$  和 TP 平均去除率分别为 98.83%、97.19%、99.33% 和 99.10%。此时 PS/PN 的值为 1.0,系统可稳定运行。

当 COD 浓度达到 2 400 mg/L 时,系统内 MLSS 过高,较大的粒径使得微生物的正常代谢受到影响,DHA 明显降低,从 5.422 mg/g VSS 持续减至 1.412 mg/g VSS。此时 PS/PN 上升至 1.2,系统发生了严重的丝状菌膨胀,活性污泥系统受到破坏。

### 参考文献

- [1] 傅金祥,陈正洋,罗迪,等.水力停留时间对 SBR 工艺处理低磷污水的影响[J]. *工业用水与废水*, 2020, 51(4): 21-24.
- [2] 彭赵旭,彭永臻,桂丽娟,等.氨氮冲击负荷对硝化过程的短期影响[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(11): 9-12.
- [3] 季民,刘灵婕,翟洪艳,等.高浓度游离氨冲击负荷对生物硝化的影响机制[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 260-268.
- [4] DU P, YANG S Y, LI W H, et al. Extraction and structural characteristics of extracellular polymeric substances (EPS), pellets in autotrophic nitrifying biofilm and activated sludge[J]. *Chemosphere: Environmental Toxicology and Risk Assessment*, 2010, 81(5): 626-632.
- [5] 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.
- [6] 赵连梅,池勇志,张春青. TTC-脱氢酶活性测定中标准曲线的影响因素研究[J]. *实验室科学*, 2009(4): 72-74.
- [7] MA A, HE J J. Effect of feeding pattern on biochemical storage by activated sludge under anoxic conditions[J]. *Water Research: A Journal of the International Water Association*, 2007, 41(4): 924-934.
- [8] 王淑莹,高春娣,彭永臻,等. SBR 法处理工业废水中有机负荷对污泥膨胀的影响[J]. *环境科学学报*, 2000, 20(2): 129-133.
- [9] SAJJAD M, KIM K S. A study on TOC and nutrients removal in SBR and CFSTR systems in relation to sludge EPS during granulation process[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2015, 55(6): 1683-1689.
- [10] 王亚宜,彭永臻,王淑莹,等.碳源和硝态氮浓度对反硝化聚磷的影响及 ORP 的变化规律[J]. *环境科学*, 2004(4): 54-58.
- [11] TAY J H, LIU Q S, LIU Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules[J]. *Letters in Applied Microbiology*, 2001, 33(3): 222-226.
- [12] 王文斌,丁忠浩,董有.同步硝化反硝化的研究与机理分析[J]. *环境科学与技术*, 2004, 27(2): 38-39.
- [13] 刘燕,王越兴,莫华娟,等.有机底物对活性污泥胞外聚合物的影响[J]. *环境化学*, 2004, 23(3): 252-257.
- [14] YANG S F, TAY J H, LIU Y. Inhibition of free ammonia of the formation of aerobic granules[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2004, 17(1): 41-48.
- [15] 周律,邢秀娟,彭标,等.低水温下悬浮和附着活性污泥胞外多聚物特性[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 2016, 56(9): 1009-1015.
- [16] 李静,严红,肖本益.活性污泥活性的表征及其检测方法研究[J]. *工业水处理*, 2016, 36(8): 5-10.
- [17] MATYJA K, MAŁACHOWSKA-JUTSZA, MAZUR A K, et al. Assessment of toxicity using dehydrogenases activity and mathematical modeling[J]. *Ecotoxicology*, 2016, 25(5): 924-939.
- [18] 洪梅.脱氢酶活性检测技术在污水处理厂的应用研究[J]. *石油化工环境保护*, 2001(4): 30-33.