

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.19.005

## 低温下好氧颗粒污泥强化造粒研究

郝桂珍<sup>1,2</sup>, 范宇成<sup>1</sup>, 徐利<sup>1</sup>, 朱贵有<sup>3</sup>, 裴宏伟<sup>1</sup>, 张守明<sup>1</sup>

(1. 河北建筑工程学院 市政与环境工程系, 河北 张家口 075000; 2. 河北省水质工程与水资源综合利用重点实验室, 河北 张家口 075000; 3. 张家口市水务局, 河北 张家口 075000)

**摘要:** 为了实现低温下好氧颗粒污泥的快速培养,考察了分别投加人工晶核 $[\text{Fe}(\text{OH})_3]$ 和混凝剂[聚合氯化铝(PAC)]对形成好氧颗粒污泥的影响。实验利用人工配制的模拟污水,以絮状普通活性污泥为接种污泥,采用SBR反应器在水温较低条件下分别投加混凝剂和人工晶核实现了好氧颗粒污泥的快速培养及对水中污染物的去除。当水温由 $18\text{ }^\circ\text{C}$ 逐渐降低至 $(10\pm1)\text{ }^\circ\text{C}$ 并长期保持低温下运行时,两种不同强化方式均能有效缩短好氧颗粒污泥的形成时间,其中投加人工晶核组在污泥浓度( $10.22\text{ g/L}$ )、完成颗粒化耗时( $24\text{ d}$ )、颗粒污泥平均粒径( $1.75\text{ mm}$ )、污染物去除效果、抗冲击负荷能力等方面均优于投加混凝剂组( $8.6\text{ g/L}$ 、 $32\text{ d}$ 、 $1.2\text{ mm}$ )。在低温下采用投加 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 胶体人工强化措施,好氧颗粒污泥培养时间相较于投加混凝剂组缩短了 $8\text{ d}$ 。

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 强化造粒; 低温; SBR

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)19-0032-07

## Enhanced Granulation of Aerobic Granular Sludge at Low Temperature

HAO Gui-zhen<sup>1,2</sup>, FAN Yu-cheng<sup>1</sup>, XU Li<sup>1</sup>, ZHU Gui-you<sup>3</sup>, PEI Hong-wei<sup>1</sup>,  
ZHANG Shou-ming<sup>1</sup>

(1. Department of Municipal and Environmental Engineering, Hebei University of Architecture, Zhangjiakou 075000, China; 2. Hebei Key Laboratory of Water Quality Engineering and Comprehensive Utilization of Water Resources, Zhangjiakou 075000, China; 3. Water Supplies Bureau of Zhangjiakou, Zhangjiakou 075000, China)

**Abstract:** Enhanced effect of adding artificial core  $[\text{Fe}(\text{OH})_3]$  and coagulant [poly aluminum chloride (PAC)] on formation of aerobic granular sludge was investigated to realize rapid aerobic granulation at low temperatures. By feeding artificial simulated wastewater and inoculating with flocculent activated sludge, rapid cultivation of aerobic granular sludge and the removal of pollutants from the wastewater were achieved by adding coagulant and artificial core at low water temperature in a SBR, respectively. When water temperature was gradually reduced from  $18\text{ }^\circ\text{C}$  to  $(10\pm1)\text{ }^\circ\text{C}$  and kept at low temperature for a long period, the formation time of aerobic granular sludge could be effectively shortened by the two different enhanced methods. Performance of adding artificial core group was superior to that of coagulant group in terms of sludge concentration ( $10.22\text{ g/L}$ ,  $8.6\text{ g/L}$ ), time-consuming to complete

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41701017); 河北省研究生创新资助项目(CXZZSS2020139); 张家口市科技计划项目(1711027C)

通信作者: 朱贵有 E-mail: 948491677@qq.com

granulation (24 d, 32 d), average particle size of granular sludge (1.75 mm, 1.2 mm), pollutants removal efficiency, impact load resistance and other aspects. Aerobic granulation time of enhanced measure of adding artificial  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  colloid was reduced by 8 days at low temperature compared with that of adding coagulant.

**Key words:** aerobic granular sludge; enhanced granulation; low temperature; SBR

我国北方的冬季漫长而寒冷,污水厂水温普遍只有  $10\text{ }^{\circ}\text{C}$  左右,低温环境下,污水中微生物活性受到严重抑制,直接影响污水处理效果。好氧颗粒污泥(AGS)是一种微生物相互聚集在一起的生物聚合体,具有高效、抗冲击能力强等优点<sup>[1]</sup>。如何在低温下实现 AGS 的快速培养并维持较好的处理效果,成为当前研究的热点。

有研究表明<sup>[2-3]</sup>,低温对微生物的影响主要表现为降低新陈代谢速率并使污泥的沉降性能变差,因此在低温条件下实现好氧颗粒污泥反应器的启动较为困难。尽管如此,汪皓东<sup>[4]</sup>在低温下通过投加钙离子,经过 60 d 成功培养出了具有良好物化特性的好氧颗粒污泥。Li 等人<sup>[5]</sup>在低温环境中采用逐步提高反应器中盐度的方法经过 21 d 左右培养出了适应于低温、高盐度环境的好氧颗粒污泥。Xu 等人<sup>[6]</sup>采用 PU 海绵作为基质实现了在低温下好氧颗粒生物膜反应器的快速启动。目前好氧颗粒污泥的形成可分为自絮凝假说和晶核假说,分别代表了以物理絮凝强化微生物增殖自絮凝<sup>[7]</sup>和以投加人工晶核使微生物附着生长<sup>[8]</sup>。笔者应用上述两种假说,在低温条件下分别通过投加混凝剂[聚合氯化铝(PAC)]和人工晶核 $[\text{Fe}(\text{OH})_3]$ 进行好氧颗粒污泥的强化造粒,分析了两种不同强化措施下好氧颗粒污泥的形成过程、特点及对污染物的去除效果。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验装置及运行方式

实验采用两个 SBR 反应器(R1、R2),见图 1。反应器内径为 11 cm,有效高度为 130 cm,总高度为 150 cm,有效容积为 12.4 L。排水口在距底部 65 cm 处,换水率为 50%,每次换水量约为 6.2 L。采用鼓风机曝气装置对反应器进行充氧,曝气口位于反应器底部,通过曝气砂头进行分散布气,曝气量通过转子流量计控制在  $110 \sim 150\text{ L/h}$ 。根据郭安<sup>[9]</sup>和刘宏波<sup>[10]</sup>的相关研究,装置在秋、冬季水温较低的条件运行,培养时间为 2019 年 10 月 23 日—2020 年 1 月 15 日,共 85 d,运行期间反应器内水温由  $18$

$^{\circ}\text{C}$  经过 29 d 培养后逐渐降低至  $(10 \pm 1)\text{ }^{\circ}\text{C}$ ,通过继电控制设备控制反应器。反应器的运行周期为 6 h,每周包括进水、曝气、沉淀、排水和静置 5 个阶段,其中进水 5 min、曝气 320 min、排水 5 min。沉淀时间根据培养进程不断调整,在培养初期由于接种污泥 SVI 值较大(约为  $120\text{ mL/g}$ ),为防止污泥流失过多,沉淀时间采用 10 min。经过 10 d 的培养,污泥沉降性能得到改善,期间逐步缩短沉淀时间,第 10 天后将沉淀时间缩短至 5 min。剩余时间均为反应器静置时间。

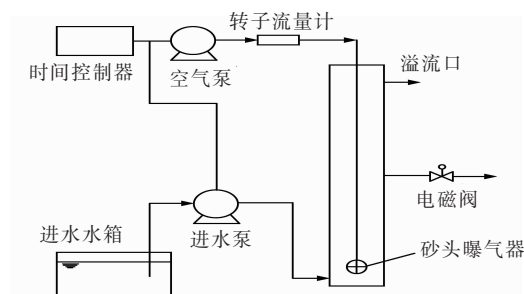


图1 实验装置示意

Fig.1 Schematic diagram of experimental apparatus

### 1.2 进水水质与接种污泥

进水采用人工配制的模拟污水,由葡萄糖、氯化铵和磷酸二氢钾分别提供好氧颗粒污泥生长所需的碳源、氮源和磷源,并在进水中加入微量元素溶液和碳酸氢钠,用以满足微生物生长过程中对微量元素和环境酸碱度的要求。微量元素溶液组分: $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  为  $100\text{ mg/L}$ ,  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  为  $30\text{ mg/L}$ ,  $\text{MnSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  为  $110\text{ mg/L}$ ,  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  为  $100\text{ mg/L}$ , KI 为  $30\text{ mg/L}$ ,  $\text{NiCl}_2$  为  $60\text{ mg/L}$ 。接种污泥来自于张家口市某污水处理厂( $\text{A}^2/\text{O}$  工艺)生物池中的活性污泥,接种污泥的 MLSS 为  $6\,628\text{ mg/L}$ ,性状表现为黑褐色、絮状。

### 1.3 强化材料的制备和投加方式

经过前 10 d 低负荷培养恢复活性并消除底物的影响后,采用市售 PAC 粉剂进行实验,经过烧杯实验确定的投加方式为:向 R1 中投加  $100\text{ mL}$  浓度

为 24 g/L 的 PAC,于每天前两个周期静置时间段内进行人工投加,投加后曝气 10 min,使其充分混匀。

同时期向 R2 中投加氢氧化铁胶体作为好氧颗粒污泥的人工晶核,采用每次投加前实测当时反应器内污泥质量的 5% 作为该次氢氧化铁胶体的投加量,氢氧化铁胶体的制取采用向煮沸的蒸馏水中滴加饱和氯化铁溶液,并调节 pH 值至 7.2 ~ 7.5,投加方式与 R1 相同。

#### 1.4 测定项目及方法

COD、TN、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP、MLSS、MLVSS、 $\text{SVI}_5$ 、 $\text{SVI}_{30}$ 、SV 均采用国家标准方法测定,反应器内 DO、pH 值采用 HACH QH30d 多参数溶氧仪测定。采用光学显微镜观察污泥形态和生物相,并用数码相机进行拍摄。采用湿式筛分法测定颗粒污泥的平均粒径,根据 Laguna 等人<sup>[11]</sup>的报道,从反应器中取出的好氧颗粒污泥经磷酸缓冲溶液冲洗后,用不同孔径的不锈钢标准筛来确定污泥的粒径分布。污泥的 Zeta 电位采用电位仪测定,取反应器中泥水混合液,离心 5 min 后弃掉上清液,用去离子水配制成 6 g/L 的污泥混合液,然后进行 3 次测定后取平均值作为实验结果。

## 2 结果与讨论

### 2.1 污泥颗粒化进程

R1 和 R2 反应器采用相同浓度的模拟废水进行好氧颗粒污泥培养实验。反应器中刚加入接种污泥时,污泥絮体结构松散,显微镜下观察为没有成型的颗粒,水中原生动物与后生动物的数量及种类极少;经过 10 d 培养后,污泥已经逐渐适应反应器内环境,污泥量开始快速上升,污泥容积指数也快速下降,沉降性能得到改善。

#### 2.1.1 投加 PAC 人工强化过程

培养至第 10 天污泥稳定后,开始向 R1 中投加 PAC,污泥在药剂作用下迅速聚集在一起,并在水力剪切力的作用下逐渐形成初期晶核。连续投加 5 d 后,可以观察到有细小颗粒出现,为不规则球状颗粒,且颗粒表面覆盖有丝状菌,此时污泥颜色转变为黄色,随即停止投加 PAC。初期由于 PAC 的投加,部分微生物活性受到影响,污泥沉降性变差,随排水被冲出反应器,反应器内污泥浓度有所下降(见图 2)。培养至第 16 天时,反应器内逐渐出现细小的凝聚态污泥。至第 32 天时,污泥颗粒粒径 > 0.5 mm 的占比为 52.6% (见图 3),且  $\text{SVI}_{30}$  与  $\text{SVI}_5$  的差

值 < 10%,此时污泥完成颗粒化。在第 27 ~ 33 天水温变化较大期间和第 45 天改变进水碳氮比后,污泥沉降性变差,R1 中 MLSS 和 MLVSS 都出现了明显下降,表明温度和水质变化对 R1 中颗粒污泥的影响较大。但是,在整个培养过程中,颗粒污泥浓度越来越高,粒径大的颗粒污泥占比也逐渐升高。

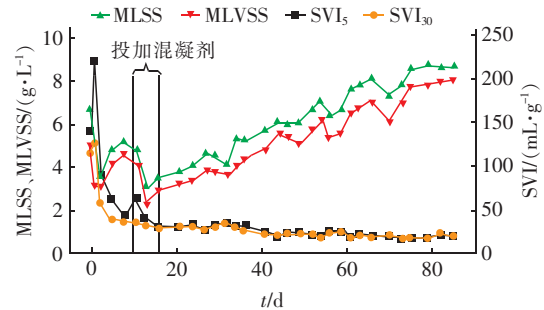


图 2 R1 反应器内污泥参数的变化

Fig. 2 Variation of sludge parameters in R1 reactor

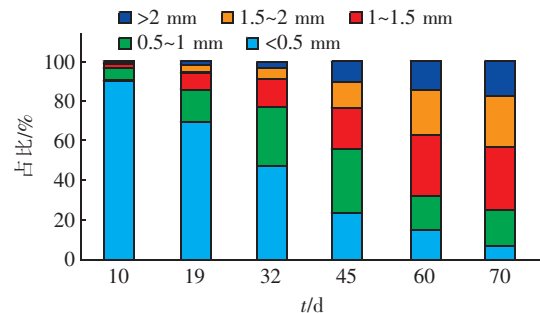


图 3 R1 反应器内颗粒污泥粒径的变化

Fig. 3 Variation of particle size of granular sludge in R1 reactor

收集污泥沉降性变差阶段排出反应器的颗粒污泥,镜检后发现,大量颗粒破裂且丝状菌已大量覆盖于其上,分析其原因,R1 中大量污泥以丝状菌为骨架,在混凝剂吸附架桥、压缩双电层作用下迅速聚集,并在水力剪切力作用下逐渐形成颗粒污泥<sup>[12-13]</sup>,而这种颗粒污泥在外界条件发生改变时极易导致以丝状菌为代表的一些细菌成为优势菌种,使得颗粒破裂、沉降性能变差,造成污泥量波动。

#### 2.1.2 投加氢氧化铁人工强化过程

R2 反应器中自第 10 天投加氢氧化铁胶体后,没有观察到污泥发生明显变化。由于氢氧化铁胶体在中性和弱碱性生活污水中化学性质稳定,使得微生物能够将氢氧化铁胶体作为晶核,絮状污泥附着生长形成颗粒污泥,使反应器在污泥量上升的同时污泥的沉降性能得到大幅度改善。运行至第 13 天



时,肉眼观察到反应器内出现了不规则球状污泥,此时反应器内仍以絮状污泥为主。运行至第24天时颗粒态污泥已成为反应器中污泥的主要形态,而颗粒颜色经历了由黑褐色变为黄色再变为红色的过程。切开成熟的颗粒可以发现,其内部呈现出氢氧化铁标志性的红褐色,光学显微镜下可以发现在相同光照条件下 R2 中颗粒核心的透光率较 R1 中的明显低,证明好氧颗粒污泥能以氢氧化铁胶体粒子为核心聚集在一起。此时污泥中原生动物和后生动物的种类和数量较接种污泥有了较大程度的改善,以轮虫、钟虫和累枝虫等附着生长的微型动物为主。此后反应器在温度变化和进水水质发生较大改变时,污泥量没有出现较大的波动,表现出了较好的稳定性和抗冲击负荷能力。R2 反应器运行期间污泥参数的变化见图4,颗粒污泥粒径分布见图5。

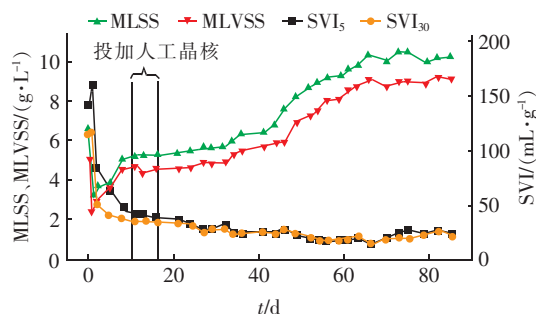


图4 R2 反应器内污泥参数的变化

Fig.4 Variation of sludge parameters in R2 reactor

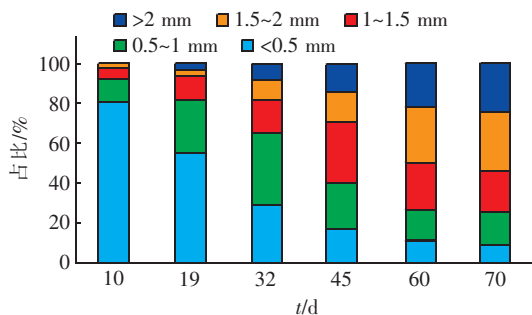


图5 R2 反应器内颗粒污泥粒径的变化

Fig.5 Variation of particle size of granular sludge in R2 reactor

## 2.2 污泥颗粒化过程中Zeta 电位的变化

在污泥逐渐颗粒化过程中,Zeta 电位一直呈现降低的趋势(见图6),表明污泥间静电斥力不断减少。R1 和 R2 反应器中接种污泥的 Zeta 电位较高时在  $-28.2$  mV 左右,在第1~10天,由于污泥量不断上升使得污泥分泌的 EPS 增多,而 EPS 中带正电

荷的氨基可降低细胞表面的负电性,从而降低污泥的 Zeta 电位。

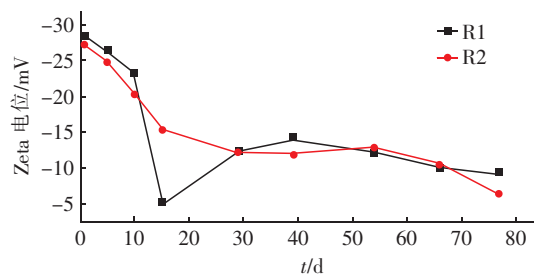


图6 培养过程中 Zeta 电位的变化

Fig.6 Change of Zeta potential during culture

从第10天开始向 R1 中投加 PAC,水中正价金属离子大量出现,与细胞表面的负电荷相结合,减小了双电层之间的电势差,使得 Zeta 电位大幅下降,此时污泥迅速聚集在一起形成最初的细小颗粒;当停止向 R1 中投加混凝剂后,反应器内金属阳离子浓度逐渐减少,受混凝剂毒性影响的污泥沉降性能变差后随出水冲出反应器,致使 Zeta 电位在后续培养中升高;之后随着微生物逐渐适应了反应器内环境,污泥量开始不断上升,使得后续培养中 Zeta 电位出现了下降,并最终维持在  $-9.03$  mV 左右。

R2 中接种污泥逐渐适应反应器内环境后,污泥量迅速上升,在第29天之后,随着水温的快速下降,使得一部分沉降性能不好的污泥随出水被冲出反应器,并且在此之后的一段时间内由于低温造成微生物活性减弱,导致 EPS 分泌量减少,使得 Zeta 电位保持稳定状态,经过一段时间的培养,污泥逐渐适应了低温环境,污泥量再次上升使得 Zeta 电位出现下降。培养后期,R2 中污泥的 Zeta 电位较 R1 中的 Zeta 电位低,为  $-6.41$  mV,这是由于 R2 中污泥量较 R1 中的多,进而使得 R2 中的污泥能分泌出更多的 EPS,使得 R2 中污泥的 Zeta 电位进一步降低<sup>[14]</sup>,而较低的 Zeta 电位使污泥粒子之间的相互斥力减小,游离的污泥粒子偏向于聚集,这与颗粒稳定和聚集生长的理论基本一致<sup>[15-16]</sup>。通过对比也能发现,实验后期 R2 中成熟颗粒的平均粒径较 R1 中的明显大。

## 2.3 对污染物的去除情况

本次培养过程中,共经历了4个阶段,第1阶段为第1~10天,主要是为了消耗接种污泥中所携带底物的影响,对其进行低负荷培养;第2阶段为第

11~39天,该阶段按正常微生物所需碳氮比进行培养;第3阶段为第40~58天,该阶段是在两个反应器中颗粒态污泥已成为主要形态后,为了解通过不同强化造粒方式得到的颗粒污泥在脱氮效能方面的差别,提高模拟污水碳氮比至10:1;第4阶段为第59~85天,为验证颗粒污泥在低温下对磷的去除效果,提高模拟污水碳磷比至60:1。

向R1中投加混凝剂进行强化造粒时,一部分污泥会受到混凝剂的影响进而导致失活被冲出反应器,MLSS下降至3.1 g/L,使得强化造粒期间污泥对污染物的去除效果较差(对COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TP的去除率分别为66.1%、70.5%、53.5%);至第24天时,MLSS逐渐恢复至4 g/L,对COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TP的去除率升至91.2%、98.6%、84.1%;而在第27~33天水温变化较大期间以及第45天改变进水碳氮比后,R1中MLSS都会出现明显波动,使得出水水质恶化。R2内的污泥在培养过程中对污染物的去除效果较为稳定,在第24天时对COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和TP的去除率分别为93.5%、99.1%、99.4%;温度降低期间和改变进水碳氮比后,R2中成熟颗粒污泥对污染物保持较高的处理效能,抗冲击负荷能力明显优于R1反应器。可见,氢氧化铁胶体不仅可以大幅缩短污泥颗粒化时间,并且投加晶核不会对污泥活性和处理效能产生太大影响。

### 2.3.1 R2中污泥对COD和TP的去除效果

在培养过程中,R2反应器中污泥对COD的去除效果较高,模拟污水中碳源来自于葡萄糖,单糖较容易被微生物利用,而在低温下好氧颗粒污泥利用其独特的结构能够将适应于低温条件下生长的微生物富集于好氧颗粒污泥之上,使得在低温下COD也能够得到有效去除,出水COD介于11~20 mg/L之间,平均去除率为96.2%(见图7)。

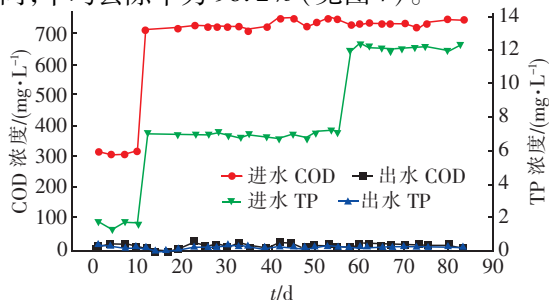


图7 R2中污泥对COD和TP的去除效果

Fig. 7 Removal effect of COD and TP by sludge in R2 reactor

出水中TP浓度的变化较为明显,当进水中TP浓度发生改变时,由于低温对微生物活性有较大影响,污泥经过一段时间的培养后,富集了足够多的聚磷菌使得出水TP浓度逐渐稳定,介于0.04~0.2 mg/L之间,平均去除率为99.6%。

### 2.3.2 R2中氮元素去除情况

第10天后采用按微生物正常生长所需营养比例配制模拟污水,此时污泥逐渐颗粒化,对污染物的去除效果稳定。测定后发现,第42天时R2中颗粒污泥已经成为反应器中污泥的主要形态,之后调整进水中的碳氮比。实验发现,当进水中氨氮浓度升高后,短时间内出水 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度迅速上升而对氨氮的去除率在此段时间内快速下降,之后随着微生物生长对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率和出水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度逐渐上升(见图8),这是因为当进水中出现瞬时高浓度 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 时,会对微生物产生毒性从而抑制硝化作用,而在硝化菌中AOB菌适应高氨氮环境较NOB菌更快,则使得出水中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度在提高进水氨氮浓度后快速上升,相关文献也指出<sup>[17-18]</sup>,好氧颗粒污泥以其独特的结构可以实现AOB菌的富集,能够实现比传统普通活性污泥更为稳定的短程硝化,这对于短程脱氮和厌氧氨氧化具有重要意义。

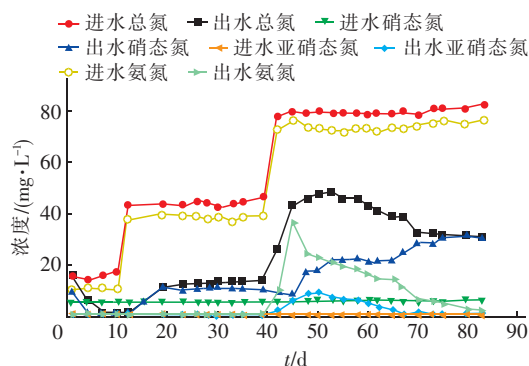


图8 R2中污泥对氮的去除效果

Fig. 8 Removal effect of nitrogen by sludge in R2 reactor

### 2.3.3 R2中典型周期内污染物去除规律

第59天调整进水碳磷比,且在氨氮去除率达到稳定后,分析R2中污泥在一个典型周期内污染物的转化规律,结果见图9。进水过程中,反应器中聚磷菌通过吸收水中VFAs合成自身的PHA,此过程中会向水中释放储存在细胞内的磷酸盐,进水结束时反应器内TP为8.45 mg/L,开始曝气后聚磷菌会利用体内PHA水解产生的能量进行超量释磷,而由于低温对微生物的不利影响,至第90分钟时水中的

磷酸盐才被基本吸收完毕,出水 TP 在 0.05 mg/L 以下。开始曝气后 COD 浓度出现了快速下降,由于人工配制的模拟污水中采用的碳源为单糖,能被微生物快速水解,最终出水 COD 为 9.9 mg/L。

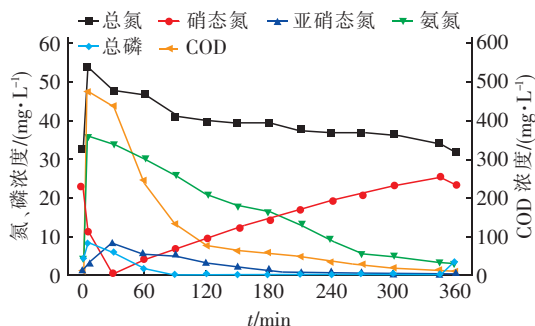


图9 R2 典型周期内对污染物的去除效果

Fig. 9 Removal effect of pollutants in a typical cycle of R2 reactor

在典型周期中,进水中的氨氮主要是在曝气阶段被氨氧化菌氧化为  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  与  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ,氨氮去除率达到 95% 以上。 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度在进水后出现了快速下降,一方面是由于进水中  $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度较少,稀释了上一阶段滞留在反应器中的硝态氮;另一方面是因为进水时反应器中 COD 浓度升高,微生物大量吸收包括硝态氮在内的外界营养物质进行增殖,而同时期  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  浓度不断升高,之后随着不断曝气和硝化作用, $\text{NO}_3^- - \text{N}$  浓度逐渐升高。第 210 分钟至停曝前,TN 浓度的减少量很小,原因在于要实现反硝化需要一个稳定的缺氧环境,而此时反应器处于曝气状态,颗粒中由于传质阻力在内部产生了一个缺氧区,杨麒<sup>[19]</sup>研究发现,1 mm 以上颗粒内部缺氧区占总体积的 2%,这使得反硝化作用并不明显。停止曝气以后,反应器中出现缺氧环境为污泥提供了反硝化场所,TN 和硝态氮浓度均出现下降。

### 3 结论

① 两种强化造粒方式均能在低温下加快好氧颗粒污泥的形成,人工晶核组完成颗粒化的时间为 24 d,平均粒径为 1.75 mm,混凝剂组完成颗粒化的时间为 32 d,平均粒径为 1.2 mm。

② 在进行好氧颗粒污泥强化造粒时,投加混凝剂能够起到增强生物絮凝的作用,但混凝剂的加入会导致一部分污泥失活并使得在投加结束后污泥大量流失,所以选用混凝剂作为强化造粒方式时要控制加药量、次数和时间节点。而投加人工晶核组

对污泥微生物未观察到明显作用。

③ 在低温条件下培养成熟好氧颗粒污泥过程中,投加混凝剂组对污染物的去除效果较差;投加人工晶核组不仅能够对好氧颗粒污泥的培养起强化造粒作用,而且成熟的颗粒污泥对污染物的去除率高,对 COD、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  和 TP 的去除率分别为 96.2%、97.2%、99.6%,在抗冲击负荷方面更具有优势。

### 参考文献:

- [1] Ju Y K, Wang H L, Zhang Q, *et al.* Effect of dissolved oxygen on nitrogen and phosphorus removal rate in Biolak process [J]. *Adv Mater Res*, 2013, 779/780: 1629 – 1633.
- [2] Gonzalez-Martinez A, Muñoz-Palazon B, Maza-Márquez P, *et al.* Performance and microbial community structure of a polar arctic circle aerobic granular sludge system operating at low temperature [J]. *Bioresour Technol*, 2018, 256: 22 – 29.
- [3] 王硕,于水利,时文歆,等. 低温好氧颗粒污泥反应器的运行影响因素研究[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(21): 27 – 30, 35.  
Wang Shuo, Yu Shuili, Shi Wenxin, *et al.* Influencing on factors the operation of aerobic granular sludge reactor at low temperature [J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27(21): 27 – 30, 35 (in Chinese).
- [4] 汪皓东. 低温条件下好氧颗粒污泥快速培养及其稳定性研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2010.  
Wang Haodong. Study on Rapid Granulation and Stability of Aerobic Granular Sludge at Low Temperature [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2010 (in Chinese).
- [5] Li J X, Ma Z P, Gao M M, *et al.* Enhanced aerobic granulation at low temperature by stepwise increasing of salinity [J]. *Sci Total Environ*, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv. 2020. 137660.
- [6] Xu J, Pang H L, He J G, *et al.* Start-up of aerobic granular biofilm at low temperature: Performance and microbial community dynamics [J]. *Sci Total Environ*, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv. 2019. 134311.
- [7] Shen Y, Huang C H, Monroy G L, *et al.* Response of simulated drinking water biofilm mechanical and structural properties to long-term disinfectant exposure [J]. *Environ Sci Technol*, 2016, 50(4): 1779 – 1787.
- [8] 龙焙,程媛媛,朱易春,等. 好氧颗粒污泥的快速培养研究进展[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(2): 31 – 36.



- Long Bei, Cheng Yuanyuan, Zhu Yichun, *et al.* Research progress on rapid cultivation of aerobic granular sludge [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(2): 31–36 (in Chinese).
- [9] 郭安. 常温与低温好氧颗粒污泥培养及性能研究 [D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2015.
- Guo An. Cultivation and Characteristics of Aerobic Granular Sludge under Room and Low Temperature [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2015 (in Chinese).
- [10] 刘宏波. 好氧颗粒污泥及颗粒化动态膜生物反应器的研究 [D]. 武汉: 华中科技大学, 2009.
- Liu Hongbo. Study on Aerobic Granular Sludge and Granular Sludge Dynamic Membrane Bioreactor [D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2009 (in Chinese).
- [11] Laguna A, Ouattara A, Gonzalez R O, *et al.* A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge [J]. *Water Sci Technol*, 1999, 40(8): 1–8.
- [12] Thamke V R, Chaudhari A U, Tapase S R, *et al.* In vitro toxicological evaluation of ionic liquids and development of effective bioremediation process for their removal [J]. *Environ Pollut*, 2019, 250: 567–577.
- [13] Rosenkranz F, Cabrol L, Carballa M, *et al.* Relationship between phenol degradation efficiency and microbial community structure in an anaerobic SBR [J]. *Water Res*, 2013, 47(17): 6739–6749.
- [14] 严子春, 陶仁乾. HCA 强化混凝预处理生活污水的效能及机理 [J]. *中国环境科学*, 2018, 38(11): 4114–4119.
- Yan Zichun, Tao Renqian. Efficiencies and mechanism analysis of HCA strengthening coagulation on pretreatment of domestic sewage [J]. *China Environmental Science*, 2018, 38(11): 4114–4119 (in Chinese).
- [15] Liang J H, Wang Q H, Yoza B A, *et al.* Rapid granulation using calcium sulfate and polymers for refractory wastewater treatment in up-flow anaerobic sludge blanket reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2020. DOI:10.1016/j.biortech.2020.123084.
- [16] Eshetu M, Todt D, Wakjera E J, *et al.* Sludge blanket anaerobic baffled reactor for source-separated blackwater treatment [J]. *Water Sci Technol*, 2018. DOI:10.2166/wst.2018.411.
- [17] Bassin J P, Pronk M, Kraan R, *et al.* Ammonium adsorption in aerobic granular sludge, activated sludge and anammox granules [J]. *Water Res*, 2011, 45(16): 5257–5265.
- [18] Pronk M, de Kreuk M K, de Bruin B, *et al.* Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment [J]. *Water Res*, 2015, 84: 207–217.
- [19] 杨麒. 好氧颗粒污泥快速培养及其去除生物营养物特性的研究 [D]. 长沙: 湖南大学, 2007.
- Yang Qi. Research on Rapid Cultivation of Aerobic Granular Sludge and Its Characteristics in Biological Nutrient Removing [D]. Changsha: Hunan University, 2007 (in Chinese).



作者简介: 郝桂珍 (1971 – ), 女, 河北张家口人, 硕士, 教授, 硕士研究生导师, 研究方向为水处理技术与水环境。

E-mail: haoguizhen8@163.com

收稿日期: 2020-04-23