

曾敏静, 曾玉, 龙焙, 等. 加热方式对好氧颗粒污泥脱氮性能的影响[J]. 净水技术, 2023, 42(1): 83-93, 167.

ZENG M J, ZENG Y, LONG B, et al. Effect of heating method on denitrification performance of aerobic granular sludge[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(1): 83-93, 167.

加热方式对好氧颗粒污泥脱氮性能的影响

曾敏静¹, 曾玉¹, 龙焙¹, 程媛媛^{1,*}, 吴俊峰², 任帅¹, 刘永¹

(1. 江西理工大学土木与测绘工程学院, 江西赣州 341000; 2. 河南省水体污染防治与修复重点实验室, 河南平顶山 467036)

摘要 基于好氧颗粒污泥(AGS)无机高氨氮废水脱氮系统,考察了冬季不同加热方式对AGS脱氮性能及稳定性的影响。在前40 d的运行过程中,仅靠序批式反应器(SBR)内加热棒加热无法有效维持水温,常会观察到颗粒破碎产生的絮状污泥,且胞外聚合物(EPS)波动较大、氨氧化细菌的活性明显减小,AGS对总无机氮(TIN)的去除率在28.3%~60.4%。41~86 d,反应器-进水箱联合加热可使水温维持在30℃左右,反应器内絮状污泥逐渐减小,颗粒结构趋于致密,EPS、混合液悬浮固体浓度、比好氧速率等指标逐渐趋于稳定。72 d后AGS对TIN的去除率上升至90%以上。温度对AGS的沉降性能、外投碳源利用率、总磷(TP)去除及反硝化细菌丰度影响不大,但对脱氮效率及硝化细菌丰度有明显影响。两种加热方式下亚硝化菌属(*Nitrosomonas*)丰度经历了先明显减小后显著增大过程(由3.51%降至0.69%,再升至14.64%),以*Thauera*为代表的反硝化细菌丰度保持在50%左右。利用硝化细菌与反硝化细菌工作温度差异,87、88 d考察了硝化阶段加热、反硝化阶段不加热对AGS脱氮性能的影响,发现AGS对TIN的去除率在86%以上,并可节约18.2%加热能耗。

关键词 好氧颗粒污泥 温度 加热 稳定性 脱氮

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)01-0083-12

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.01.011

Effect of Heating Method on Denitrification Performance of Aerobic Granular Sludge

ZENG Minjing¹, ZENG Yu¹, LONG Bei¹, CHENG Yuanyuan^{1,*}, WU Junfeng², REN Shuai¹, LIU Yong¹

(1. School of Civil and Surveying & Mapping Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, China;

2. Henan Province Key Laboratory of Water Pollution Control and Rehabilitation Technology, Pingdingshan 467036, China)

Abstract Based on an aerobic granular sludge (AGS) inorganic high ammonia nitrogen wastewater treatment system, the effects of different heating methods on the denitrification performance and stability of AGS in winter were investigated. During the former 40 days, the wastewater temperature could not be effectively maintained only by heating inside the sequencing batch reactor (SBR). The flocculent sludge produced by particle crushing was often observed, the extracellular polymeric substances (EPS) fluctuated significantly, the activity of ammonia-oxidizing bacteria decreased significantly, and the removal efficiency of the total inorganic nitrogen (TIN) by AGS was 28.3% ~ 60.4%. During 41 ~ 86 days, the combined heating inside the reactor and the influent wastewater tank could keep the wastewater temperature at about 30 °C. The flocculent sludge in the reactor gradually decreased, the granular structure became more compact, and EPS, mixed liquid suspended solids, specific oxygen uptake rate and other indices tended to be stable. After 72 days, the TIN removal efficiency of AGS increased to more than 90%. The temperature had little effect on the settling performance of AGS, utilization rate of the external carbon sources, removal efficiency of the total phosphorus (TP) and the abundance of denitrifying bacteria. However, it had significant effect on the denitrifying efficiency and the abundance of nitrifying bacteria. Under the two heating methods, the abundance of *Nitrosomonas* decreased significantly at first and then increased significantly (from 3.51% to 0.69% and then to 14.64%), and the abundance of denitrifying bacteria represented by *Thauera* remained at about

[收稿日期] 2021-10-07

[基金项目] 国家自然科学基金资助项目(52060007);江西省教育厅科技项目(GJJ190502);河南省水体污染防治与修复重点实验室开放基金(CJSP2021004)

[作者简介] 曾敏静(1998—),男,硕士,研究方向为高效废水生物处理技术研发,E-mail:836298052@qq.com。

[通信作者] 程媛媛(1985—),女,硕士,主要从事污泥颗粒化及应用研究,E-mail:yuancheng37@163.com。

50%. As the nitrifying bacteria and denitrifying bacteria had different working temperatures, the effects of intermittent heating (heating in the nitrification stage and no heating in the denitrification stage) on the denitrification performance of AGS were investigated on 87 d and 88 d. It was found that the TIN removal efficiency of AGS was over 86%, and the heating energy consumption could be saved by 18.2%.

Keywords aerobic granular sludge(AGS) temperature heating stability denitrification

好氧颗粒污泥(aerobic granular sludge, AGS)是微生物在高选择压下凝聚形成的颗粒聚集体^[1],具有致密的结构^[2]、高耐毒性^[3-4]、良好的沉降性能^[5]等优点。目前,AGS技术正处于应用推广阶段,全球范围内的实际工程案例数正在逐渐增长。脱氮是绝大多数污水生化处理技术需要面对的问题。AGS独特的三维结构可实现硝化细菌、反硝化细菌等功能菌的分区定殖,因而可实现单级脱氮^[6-7],这一特性使其在污水脱氮中受到许多研究者的青睐。

影响AGS脱氮性能的因素较多,其中,温度能改变AGS的种群结构^[8]、增殖及代谢速率^[9],从而对脱氮性能产生显著影响。经典的废水生物脱氮理论包括硝化及反硝化两个过程,在AGS内实现耦合脱氮,需同时考虑硝化细菌和反硝化细菌的适宜温度范围。郑平等^[10]发现生物硝化反应可以在4~45℃进行,但硝化细菌的最适宜生长温度为25~30℃;张锡辉等^[11]探究得生物硝化的最适宜温度是15~35℃;暴瑞玲等^[12]发现26℃有利于氨氧化细菌(AOB)的生长;刘长青等^[13]发现亚硝酸氧化菌(NO_B)的最适生长温度为35~42℃。可见,多数研究认为中高温更有利于硝化反应进行。相比之下,反硝化反应适宜的温度范围略低。Bassin等^[14]试验发现,20℃条件下AGS的反硝化率维持在90%以上;Lopez-Vazquez等^[15]发现在10℃条件下可富集反硝化聚磷菌(DPAO),且20℃以下更适宜DPAO生长;Liu等^[16]发现(10±2)℃条件下易发生丝状菌生长,但有助于提高AGS的反硝化性能。

低温会增加水的黏度、降低传质速率和污泥沉降速度^[17-18],因而会大大降低微生物的脱氮效率。提升温度有助于AGS脱氮性能的提升。郑雅楠等^[19]发现27℃的平均氨氧化速率是13℃时的1.68倍。马春等^[20]发现15~35℃内,温度每升高10℃,系统反硝化速率提升约2.3倍。加热-保温措施具有高效、容易实施等优点,但持续加热无疑会大大增加运行成本,如何兼顾加热能耗及脱氮效率仍需探索。另外,考虑到反硝化细菌工作温度低于

硝化细菌,利用二者的最适温度范围差异具有在单级反应器内降低加热能耗的潜力。

赣南离子型稀土矿山废水具有无机高氨氮废水特征^[21-22],相关研究^[23]已证实AGS具有实现该废水高效脱氮的应用潜力。赣南地区是亚热带气候,但冬季常受北方干冷空气团控制,白天气温较高,早晚气温可降至0以下。为降低运行过程中加热能耗,本研究探索了反应器加热、反应器-进水箱联合加热两种方式对AGS的颗粒稳定性、理化性质和脱氮性能的影响,为污水脱氮节能降耗提供技术支持。

1 材料与方法

1.1 种泥

AGS取自实验室中的序批式反应器(SBR),颗粒呈深褐色,具有致密的结构,30 min污泥体积(SV_{30})/5 min污泥体积(SV_5)为0.95,污泥容积指数(SVI)为36 mL/g,平均粒径为1.10 mm,颗粒化率大于90%,EPS总量为16.5 mg/(g SS),蛋白质(PN)/多糖(PS)为0.4,氨氮去除率>90%。

1.2 模拟废水

进水为无机高氨氮废水,包括碳酸氢钠、氯化铵、磷酸二氢钾等,具体见龙焙等^[24]推荐的配方。进水pH值在8.5左右,氨氮质量浓度为120 mg/L,TP质量浓度为4 mg/L,氨氮容积负荷为0.29 kg/(m³·d)。投加乙酸钠溶液以强化AGS的脱氮性能,投加质量浓度为200 mg/L(以COD_{Cr}计,每克乙酸钠提供0.68 g COD_{Cr})。

1.3 试验装置

SBR有效容积为120.5 L,换水率为60%,密封原水箱有效容积为80 L(图1)。运行周期为6 h(每天4个周期),其中包括:进水5 min;好氧反应145 min;厌氧/缺氧反应150 min,其中,厌氧反应21 min、缺氧曝气搅拌9 min,每30 min循环1次;好氧反应50 min;沉淀5 min;排水5 min。在每个周期的第115 min通过蠕动泵(WT600 S,流量为250 mL/min)投加乙酸钠溶液(进料时间为4 min,进料体积为1 L)以实现总无机氮(TIN)的去除。设置3

台电磁式空气泵(日生,ACO-012A)曝气,将曝气头置于反应器底部,好氧反应曝气量为 474 L/min,缺氧反应时由一台电磁式空气泵(日生,ACO-010)曝气搅拌,曝气量为 135 L/min。温度控制器控制加热温度及时间,时间控制器控制曝气时间。水温控制方式如表 1 所示,加热棒(SEBO-P-200W)功率为 200 W,电热转化效率为 93.3%。

1.4 分析测试方法

氨氮、亚硝态氮、 SV_{30}/SV_5 、SVI 采用标准分析方法测定^[25],硝态氮采用麝香草酚分光光度法。

表 1 反应器加热方式
Tab. 1 Heating Method of Reactor

时间/d	原水箱				反应器			
	加热方式	加热装置数量/个	工作时间/h	设定温度/℃	加热方式	加热装置数量/个	工作时间/h	设定温度/℃
0~40	无	0	0	—	加热棒	2	6	30
41~86	加热棒	1	5	30	加热棒	1	6	30

TIN 为氨氮、亚硝态氮及硝态氮三者之和。混合液悬浮固体浓度 (MLSS)、混合液挥发性悬浮固体浓度 (MLVSS) 采用重量法,利用数码相机记录污泥形态变化。比耗氧速率 (SOUR) 的测定采用 Ochoa 等^[26]推荐的方法。SOUR_{AOB}、SOUR_{NOB} 和 SOUR_H 分别是 AOB、NOB 和异养菌的比好氧速率, SOUR_N 为 SOUR_{AOB}、SOUR_{NOB} 之和。胞外聚合物 (EPS) 采用热提取法,具体操作见 Zeng 等^[27]推荐的方法。提取的 EPS 中的 PN 测定采用考马斯亮蓝试剂法^[28],PS 测定采用硫酸-苯酚法^[29]。采用扫描电子显微镜 (SEM) (美国 FEM 公司 MLA650F) 进行 AGS 的微观形貌观察。

1.5 MiSeq 高通量测序方法

从反应器中取出 AGS,去离子水清洗 3 次后外送至上海生工生物工程进行 DNA 提取、扩增和纯化,然后采用 illumina MiSeq 2×300bp 平台进行基于 16S rDNA 基因 illumina MiSeq 测序。细菌扩增区域为 V3~V4 区,MiSeq 平台的通用引物分别为 341F: CCCTACACGACGCTCTTCCGATCTG (barcode) CCTACGGGNG GCWGCAG 和 805R: GACTGGAGTTCCTTGGCACCCGAGAATTCCAGACTACHVGGGTATCTAATCC。

1.6 节能计算

87、88 d 节能模式的节能百分比 η 按加热时长计算,具体计算如式(1)。

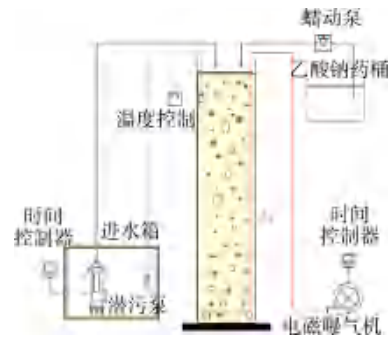


图 1 反应装置
Fig. 1 Reactor Unit

$$\eta \times 100\% = \frac{t_{\text{不加热}}}{t_{\text{进水箱加热}} + t_{\text{反应器加热}} + t_{\text{不加热}}} \quad (1)$$

其中: $t_{\text{反应器不加热}}$ —— 不加热时长, h;
 $t_{\text{进水箱加热}}$ —— 进水箱加热时长, h;
 $t_{\text{反应器加热}}$ —— 反应器加热时长, h。

2 结果与讨论

2.1 反应器温度

反应器独立加热方式下,批次进水后反应器内水温呈增大趋势,反应结束时水温增大至 29.9 ℃ [图 2(a)]。分析原因是进水温度较低、且曝气易散失热量导致反应器升温较慢。反应器-进水箱联合控温之后,水温始终维持在 30 ℃ 左右 [图 2(b)]。试验期间环境温度常在 15 ℃ 以下 [图 2(c)],曝气通入冷空气会降低反应器水温,采取保温措施是必要的。

2.2 污泥形态变化

AGS 颜色始终呈深褐色。第 1 d 时 AGS 表面光滑、结构致密,通过 SEM 观察到 AGS 内栖息了大量短杆菌 [图 3(a)]。前 40 d 内常会观察到颗粒破碎产生的絮状污泥,在第 40 d 时反应器内絮状污泥明显增多,推测是 AGS 不适宜反应器独立加热模式导致部分颗粒解体所致,通过 SEM 观察到颗粒表面聚集大量惰性物质,且出现了大量球菌 [图 3(b)]。45~86 d 反应器内絮状物逐渐消失,AGS 恢复光滑的结构,通过 SEM 发现 AGS 表面有大量短杆菌

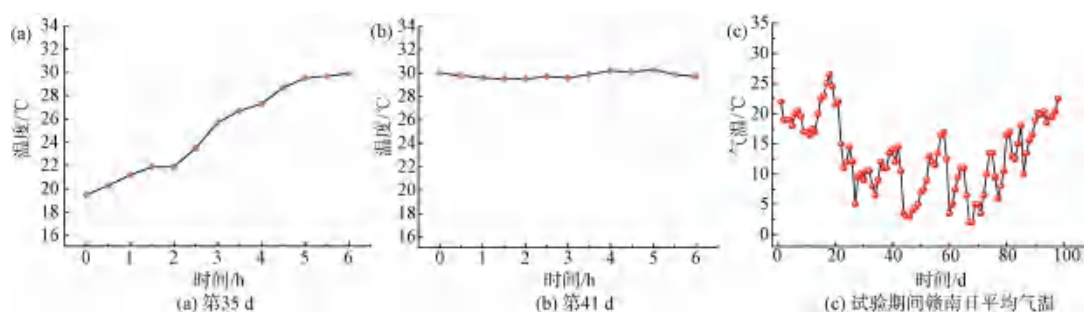


图2 典型周期内反应器温度变化

Fig. 2 Temperature Changes of Reactor in Typical Cycle

[图 3(c)],此外还有部分球菌和丝状菌。

2.3 污泥理化性质变化

2.3.1 沉降性能

SVI 和 SV_{30}/SV_5 在运行期间较稳定[图 4(a)]。其中,SVI 维持在 35 mL/g 左右, SV_{30}/SV_5 维持在 0.95 左右,表明加热模式对 AGS 沉降性能影响不大,AGS 在两种加热模式下都能维持较好的沉降性能。

2.3.2 MLSS 与 MLVSS

MLSS 先增大后趋于稳定[图 4(b)]。前 20 d 由 5 630 mg/L 增大到 8 090 mg/L,此后维持在 7 960~8 650 mg/L,推测增大的原因是反应器独立加热方式下无反硝化功能的异养菌大量增殖。MLVSS/MLSS 的变化趋势与 MLSS 相似:在 1~40 d 增大(0.63~0.81),在 40~84 d 维持稳定(0.77 左右)。

2.3.3 EPS

EPS、PS 和 PN 变化趋势相似,即前 40 d 内波

动,40 d 后趋于稳定[图 4(c)]:前 40 d 内 EPS 在 11.49~54.47 mg/(g SS),40~84 d 维持稳定在 25 mg/(g SS)左右;前 40 d 内 PS 的波动比 PN 大,40 d 后 PN 与 PS 分别稳定在 14 mg/(g SS)和 11 mg/(g SS)左右。前 40 d 内 PN/PS 波动较大(0.39~0.94),40~73 d 内整体减小(0.94~0.70),74 d 后稳定在 0.70 左右。推测反应器独立加热模式下,AGS 会分泌 EPS 以抵御不良影响,其中 PS 起主要作用。

2.3.4 颗粒化率与平均粒径

在运行期间,AGS 的颗粒化率维持在 90% 以上[图 4(d)]。平均粒径在前 40 d 内维持在 1.2 mm 左右,40 d 之后呈明显的增大趋势(1.20~1.72 mm),推测是联合加热后微生物增殖速率明显增大,从而使得 AGS 粒径的增大。

2.3.5 粒径分布

1.43 mm 以下颗粒的占比变化不大,一般不超

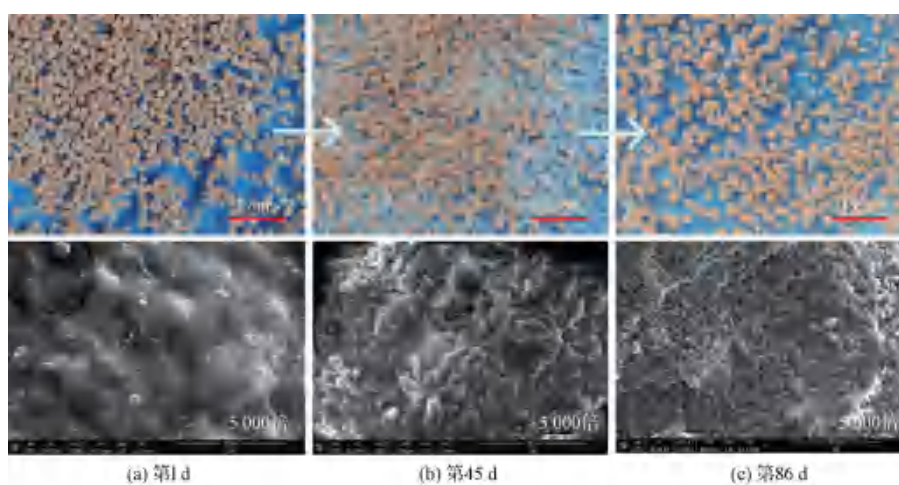


图3 AGS 形状及微观形貌

Fig. 3 Shape and Microstructure of AGS

过 9% [图 4(e)]。反应器独立控温模式下, 1.43~2.00 mm 的颗粒占比显著增大 (29.0%~71.8%), 而 2.00~2.36 mm 的颗粒占比迅速减小 (由 32.6% 降至 10.0%), 2.36 mm 以上颗粒变化不大 (1.9%~3.8%)。推测是 1.43~2.00 mm 这种粒径适中的颗粒更能抵御不良环境冲击, 而 2.00 mm 以上大颗粒本身传质阻力大, 加之温度波动从而极易导致颗粒解体。改变加热方式后, 1.43~2.00 mm 颗粒的占比呈减小趋势 (由 71.8% 降至 23.7%), 而 2.00~2.36 mm (10.0%~28.7%) 及大于 2.36 mm (3.8%~37.4%) 的颗粒占比均呈增大趋势, 与该期间 AGS 粒径的增大相吻合。

2.3.6 SOUR

$SOUR_H$ 较为稳定, 维持在 $8.0 \sim 12.8 \text{ mg O}_2 / (\text{g VSS} \cdot \text{h})$ [图 4(f)]。在 1~40 d 时 $SOUR_{AOB}$ 呈减小趋势 [由 $7.24 \text{ mg O}_2 / (\text{g VSS} \cdot \text{h})$ 降至 $3.39 \text{ mg O}_2 / (\text{g VSS} \cdot \text{h})$], 40 d 以后 $SOUR_{AOB}$ 迅速增大 [由 $3.39 \sim 11.09 \text{ mg O}_2 / (\text{g VSS} \cdot \text{h})$]。 $SOUR_{NOB}$ 在 1~40 d 维持在 $3.1 \text{ mg O}_2 / (\text{g VSS} \cdot \text{h})$ 左右; 40~80 d, $SOUR_{NOB}$ 明显增大 [由 $2.42 \sim 10.30 \text{ mg O}_2 / (\text{g VSS} \cdot \text{h})$]。 $SOUR_H / SOUR_N$ 在 1~40 d 呈增大趋势 (1.21~1.82), 40~50 d 迅速减小 (由 1.82 降至 0.62), 之后维持在 0.56 左右。 $SOUR_{AOB} / SOUR_{NOB}$ 在 1~30 d

不断减少 (由 2.14 降至 0.82), 40 d 之后在 1.08~1.88。由此可知, 加热方式对 $SOUR_{AOB}$ 和 $SOUR_{NOB}$ 的影响较大, 联合控温后的总 SOUR 增至之前的 3~4 倍, 说明反应器-进水箱联合控温方式对脱氮菌的活性影响很大, 有利于提升脱氮性能。

2.4 污染物去除效果

2.4.1 脱氮效果

1~39 d 内出水氨氮呈增大趋势 ($12.6 \sim 77.6 \text{ mg/L}$), 42 d 后迅速减小至 30.0 mg/L 以下, 68 d 后维持在 5 mg/L 以下 [图 5(a)]。1~12 d 内出水亚硝态氮质量浓度维持在 25.0 mg/L 左右, 15~50 d 整体增大 ($14.4 \sim 42.3 \text{ mg/L}$), 54 d 后迅速减小至 10 mg/L 以下。1~42 d 内出水硝态氮维持在 15 mg/L 左右, 44~60 d 整体呈增大趋势 ($31.2 \sim 47.9 \text{ mg/L}$), 61~68 d 内迅速减小 (由 47.8 mg/L 降至 10.2 mg/L), 70 d 后维持在 5.0 mg/L 左右。1~50 d 出水 TIN 整体呈增大趋势 ($51.6 \sim 113.3 \text{ mg/L}$), 54~70 d 呈减少趋势 (由 98.3 mg/L 降至 15.8 mg/L), 此后维持在 15.0 mg/L 以下。TIN 去除率在 1~56 d 整体呈减小趋势 (由 60.4% 降至 28.3%), 56 d 后去除率迅速增大 (28.3%~90.9%), 72 d 后维持在 90% 以上。结果表明加热方式对脱氮效果有明显的影

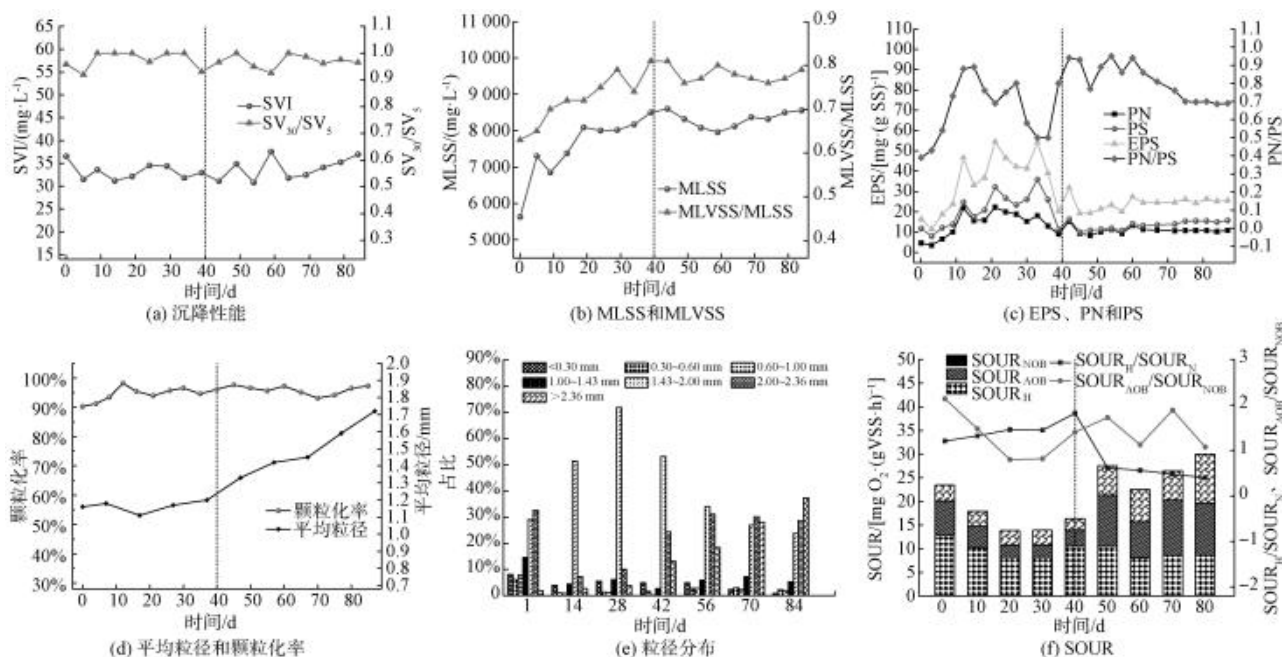


图 4 理化性质变化

Fig. 4 Changes of Physical and Chemical Properties

由于进水温度较低,硝化细菌活性受影响^[19],抑制了 AGS 氨氧化性能,仅能维持 30% 的 TIN 脱除效率,进水箱-反应器联合控温后,AGS 经历亚硝化性能恢复、硝化性能恢复和反硝化性能恢复 3 个阶段,分别表现为亚硝态氮积累、硝态氮积累和 TIN 去除率提升。反应器-进水箱联合控温方式更有利于 AGS 脱氮。

2.4.2 外投碳源利用率

运行过程中反应器维持了较好的 COD_{Cr} 利用率[图 5(b)]。在 0~48 d, COD_{Cr} 利用率维持在 95% 左右,50~74 d 出水 COD_{Cr} 波动, COD_{Cr} 利用率亦不稳定(82%~100%),76 d 后出水 COD_{Cr} 趋于稳定,且利用率维持在 97% 以上。推测这些变化的原因是:反应器独立控温方式下 COD_{Cr} 主要是被无反硝化功能的异养菌利用;而反应器-进水箱联合控温方式下,随着硝化及反硝化性能的提升, COD_{Cr} 被反硝化菌稳定地用于脱氮。

2.4.3 除磷效果

1~17 d 内出水 TP 呈减少趋势(由 1.6 mg/L 降至 0.2 mg/L),19~31 d 维持在 0.3 mg/L 左右,33 d 之后在 0.1~1.0 mg/L[图 5(c)]。1~17 d, TP 去除率呈增大趋势,19~84 d 维持在 80%~99%,表明 AGS 的除磷效果受加热方式的影响不大。17~40 d,除磷效果比 41~84 d 稳定,推测这是由于 1~40 d 反硝化菌缺少足够的反应底物 NO_x ,聚磷菌在于反硝化菌竞争碳源中更具优势;进水箱-反应器联合控温后反硝化细菌和 PAO 菌竞争碳源,导致出水 TP 波动。

2.5 典型周期

反应器独立加热模式下,氨氮在 0~6.0 h 呈缓慢减少趋势(由 131.73 mg/L 降至 86.11 mg/L),如

图 6 所示。亚硝态氮在 0~1.0 h 内明显增大(由 7.90 mg/L 升至 18.10 mg/L),1.0~5.0 h 内缓慢减少(由 18.05 mg/L 降至 12.98 mg/L),最后 1.0 h 内略有升高。硝态氮在 0~3.0 h 不断增大(由 8.3 mg/L 增至 26.8 mg/L),3.0~5.0 h 持续减少(由 26.8 mg/L 降至 2.1 mg/L),5.0 h 后维持在 3.0 mg/L 以下。TIN 在 0~6.0 h 呈缓慢减小趋势(由 147.8 mg/L 降至 94.5 mg/L)。前 2.5 h 内 COD_{Cr} 质量浓度保持在 20.0 mg/L 以下,投加碳源后其在 2.5~4.0 h 迅速减少(由 200.6 mg/L 降至 25.1 mg/L),4.0 h 后维持在 25 mg/L 左右。这与 1~40 d 观察到的出水氨氮浓度较高现象一致[图 5(a)],硝化过程成为脱氮的限速步骤。

改变加热方式后,氨氮在 0~6.0 h 呈明显减少趋势(由 121.0 mg/L 降至 4.8 mg/L),如图 6(b) 所示。亚硝态氮在 0~2.5 h 不断增大(由 12.40 mg/L 增至 57.80 mg/L),2.5~3.0 h 内迅速减少(由 57.80 mg/L 降至 5.9 mg/L),3.0 h 之后稳定在 10.00 mg/L 以下。0~2.5 h 内硝态氮不断增大(6.2~23.7 mg/L),2.5~3.0 h 迅速减小(由 23.7 mg/L 降至 1.2 mg/L),3.0 h 后稳定在 5.0 mg/L 以下。TIN 在 0~2.5 h 基本不变(130.3~139.6 mg/L),2.5~3.0 h 迅速减小(由 131.3 mg/L 降至 51.9 mg/L),3.0~6.0 h 后减小至 15.0 mg/L 以下。 COD_{Cr} 变化趋势与反应器独立加热模式下相似,反应结束时降至 19.6 mg/L。稳定的水温环境[图 2(b)]使得氨氮在较短的时间内降解完全,AGS 利用同步硝化反硝化(SND)效果也脱除了部分总氮。

对比两种加热方式下 AGS 的脱氮效果,发现低温会明显抑制氨氮氧化效果并导致 TIN 去除十分有限,但 COD_{Cr} 的去除并未受到影响,说明异养菌相

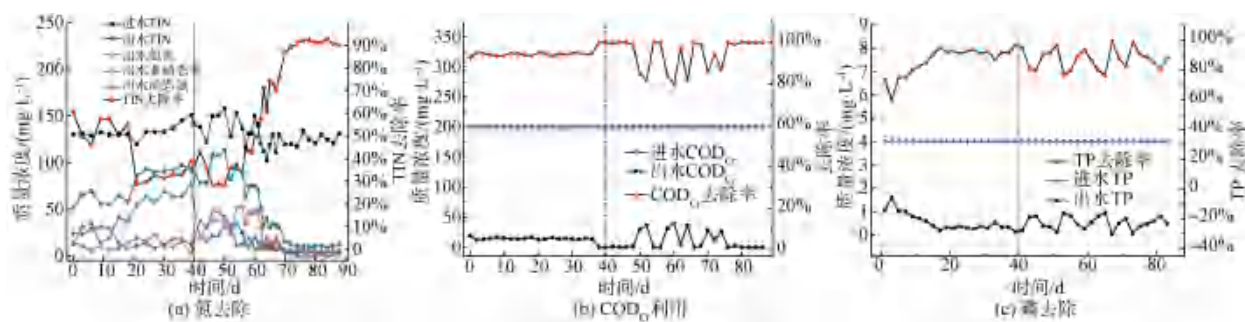


图 5 AGS 对污染物去除效果

Fig. 5 Pollutant Removal Effects of AGS

比于硝化细菌具有更强的耐低温冲击能力。因此,为进一步降低加热能耗,在原进水箱-反应器联合加热方法的基础上,87 d 和 88 d 尝试降低反应器内反硝化阶段温度以节约加热耗能(表 2)。结果表明

87、88 d 的间歇加热方式都能取得较好的脱氮效果,且加热棒都可闲置 2 h,均能减少约 18.2% 的能耗。此后,由于气温逐渐升高,仅需早晚对反应器独立加热即可达到保温效果。

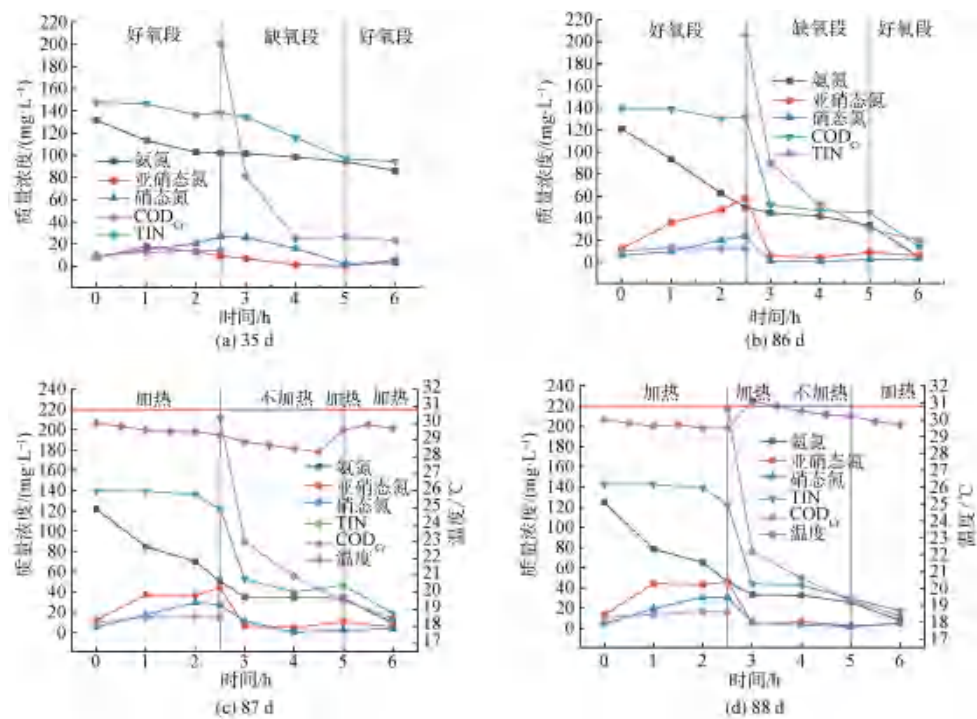


图 6 典型周期污染物降解规律
Fig. 6 Degradation Regularity of Typical Periodic Pollutants

表 2 节能控温模式及脱氮效果
Tab. 2 Energy-Saving Temperature Control Mode and Nitrogen Removal Effect

时间/d	项目	周期内时间段/h					氨氮 去除率	TIN 去除率	节能 百分比
		0~2.5	2.5~3.0	3.0~4.5	4.5~5.0	5.0~6.0			
87	模式	加热	不加热	不加热	加热	加热	92.0%	86.2%	18.2%
	设定温度/℃	30	-	-	30	30			
88	模式	加热	加热	不加热	不加热	加热	93.7%	87.9%	18.2%
	设定温度/℃	30	31.5	-	-	30			

2. 6 菌群分析

2. 6. 1 微生物菌群动态

利用高通量测序技术分别测定接种 AGS(A₁)、反应器独立控温方式下 AGS(40 d,A₂) 和反应器-进水箱联合控温方式下 AGS(86 d,A₃) 的细菌组成(表 3~表 4)。3 个样品的覆盖率均大于 99.9%,说明采集样品具有足够的测序深度。接种 AGS 的 OTUs 数较小,运行 40 d 后明显增大,但 86 d 时又显著下降。丰度指数 Ace 与 Chao 变化与 OTU 类似,

0~40 d 显著增大,40~86 d 明显减小。可见,反应器独立控温培养 AGS 的群落总量最大,推测是系统能抵御低温环境的微生物较多。菌群多样性指标,Shannon 指数和 Simpson 指数,0~40 d 均增大,40~86 d 数值均减小,难以判定多样性变化趋势。微生物分配均匀程度上,Shannoneven 指数在反应器独立控温培养 40 d 后减小,86 d 时几乎保持不变,表明种群分布均匀程度在 0~40 d 下降,40 d 之后几乎未发生改变。

表 3 细菌的丰富度与多样性
Tab. 3 Bacterial Richness and Diversity

样品	物种数	OTUs	Ace	Chao	Shannon	Simpson	Shannoneven	Coverage
A ₁	57 005	190. 00	198. 93	200. 91	3. 180	0. 067 6	0. 60	0. 999 7
A ₂	63 101	899. 00	955. 63	960. 34	3. 747	0. 099 7	0. 55	0. 999 9
A ₃	60 661	406. 00	471. 76	491. 15	3. 390	0. 083 0	0. 56	0. 999 9

表 4 功能属水平种群差异分析
Tab. 4 Species Group Difference Analysis at Functional Genera Level

门	纲	属	丰度			功能	
			A ₁	A ₂	A ₃		
Proteobacteria	Alphaproteobacteria	<i>Deftluuimonas</i>	2. 18%	0	1. 10%	反硝化 ^[30]	
		<i>unclassified_Alphaproteobacteria</i>	2. 65%	0	0	—	
	Betaproteobacteria	<i>Thauera</i>	12. 56%	25. 57%	31. 16%	反硝化 ^[30]	
		<i>Nitrosomonas</i>	3. 51%	0. 69%	14. 64%	亚硝化 ^[32]	
		<i>unclassified_Comamonadaceae</i>	6. 13%	2. 12%	5. 46%	反硝化 ^[31]	
		<i>unclassified_Burkholderiales</i>	4. 69%	1. 16%	6. 35%	反硝化 ^[33]	
		<i>unclassified_Betaproteobacteria</i>	0	0. 41%	3. 90%	—	
	Deltaproteobacteria	<i>unclassified_Deltaproteobacteria</i>	5. 51%	0	0	—	
	Gammaproteobacteria	<i>Aeromonas</i>	0	18. 93%	0	反硝化 ^[32]	
		<i>Acinetobacter</i>	0	3. 20%	0	反硝化 ^[34]	
		<i>Dokdonella</i>	1. 76%	0	1. 64%	反硝化 ^[35]	
		<i>unclassified_Xanthomonadaceae</i>	0. 29%	0. 52%	1. 63%	反硝化 ^[33,36]	
		<i>Pseudoxanthomonas</i>	0. 41%	0	0	—	
	Bacteroidetes	Cytophagia	<i>Chryseolinea</i>	0	0. 27%	2. 99%	反硝化 ^[37]
		Sphingobacteriia	<i>unclassified_Chitinophagaceae</i>	11. 24%	0. 76%	2. 99%	反硝化 ^[33]
<i>Ferruginibacter</i>			2. 85%	0	0	降解有机碳 ^[38]	
	unclassified_Bacteroidetes	<i>unclassified_Bacteroidetes</i>	2. 27%	0. 88%	2. 86%	降解有机碳 ^[39]	
Acidobacteria	Acidobacteria_Gp3	<i>Gp3</i>	0. 39%	0	0	降解有机碳 ^[40]	
	Acidobacteria_Gp4	<i>Aridibacter</i>	11. 45%	0. 20%	1. 06%	降解有机碳 ^[41]	
Firmicutes	Clostridia	<i>Clostridium_sensu_stricto</i>	0	8. 60%	0	降解有机碳 ^[42]	
		<i>unclassified_Peptostreptococcaceae</i>	0	2. 26%	0	降解有机碳 ^[43]	
Gemmatimonadetes	Gemmatimonadetes	<i>Gemmatimonas</i>	1. 02%	0	0	聚磷菌 ^[44]	
		其他	31. 09%	34. 43%	24. 22%		
		总计	100%	100%	100%		

2. 6. 2 微生物群落组成

3 个样本的细菌群落包括 9 个门(图 7)和 22 个属(表 4)。在门水平上,接种 AGS 有 4 个优势菌门: Proteobacteria (43. 17%)、Bacteroidetes (25. 68%)、Acidobacteria (11. 85%) 及 unclassified_bacteria (15. 36%)。反应器独立控温培养 40 d 后, Proteobacteria (43. 17%~65. 44%) 仍是最大的菌门且

丰度增大,但 Bacteroidetes (由 25. 68%降至 5. 75%) 菌门丰度急剧下降成为第三大菌门。新生的 Firmicutes(0~17. 15%) 菌门发展成为第二大菌门,此外还有 Actinobacteria(0~5. 12%)、Cyanobacteria_chloroplast(0~4. 79%) 新生,而 Gemmatimonadetes (由 1. 02%降至 0)、Verrucomicrobia (由 0. 62%降至 0) 因不适宜环境变化而消失。在反应器-进水箱联合

控温后(40~86 d), Proteobacteria (76.26%) 丰度进一步增大, Bacteroidetes (5.75%~15.69%) 占比上升成为第二大菌门, 而 Firmicutes (由 17.15% 降至 0) 和 Cyanobacteria_chloroplast (由 4.79% 降至 0) 菌门因不适宜中温环境而消失。剩余的 Actinobacteria、Acidobacteria、Verrucomicrobia、unclassified_Bacteria 这 4 个菌门占比较少。

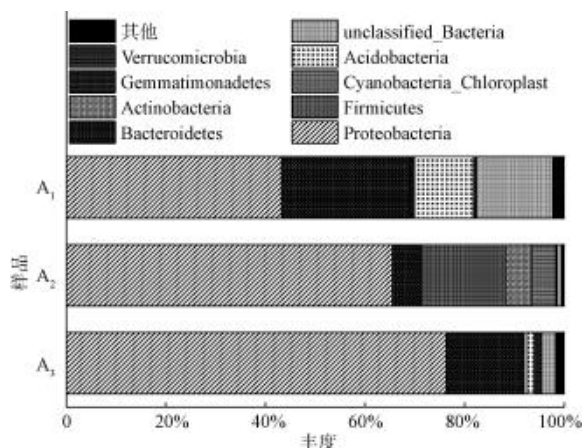


图 7 细菌群落门水平分析

Fig. 7 Phylum Level Analysis of Bacterial Community

属水平上, 接种 AGS 中共有 16 个菌属, 可区分为 4 类功能菌(表 4): 反硝化菌, 如 *Thauera* (12.56%)、*unclassified_Chitinophagaceae* (11.24%)、*unclassified_Burkholderiales* (4.69%) 等, 总丰度达 38.85%; 无反硝化功能的异养菌(降解有机碳), 如 *Aridibacter* (11.45%) 等。亚硝化菌属中 *Nitrosomonas* 丰度是 3.51%。聚磷菌 *Gemmatimonas* 丰度为 1.02%。

40 d, AGS 共有 14 个功能菌属, 6 个新生菌属, 8 个菌属消失。反硝化菌属总丰度提升至 52.53%, 主要表现为 *Thauera* (由 12.56% 增至 25.57%) 和 *Aeromonas* (由 0 增至 18.93%) 的丰度的增大, 可见反硝化菌适应低温环境, 能在反应器独立加热模式下增殖。亚硝化菌属 *Nitrosomonas* 丰度受加热方式影响较大, 不适应低温环境, 丰度降低至 0.69%, 这是限制 AGS 硝化性能的根本原因。无反硝化功能的异养菌也发生了明显的变化, *Ferruginibacter* (由 2.85% 降至 0) 及 *Gp3* (由 0.39% 降至 0) 因不适宜环境变化而消失, 新生了 *Clostridium_sensu_stricto* (0~8.60%) 菌属等。聚磷菌 *Gemmatimonas* 因不适宜环境变化而消失, *unclassified_Xanthomonadaceae* 被报

道其近亲菌属 *Xanthomonadales*^[36] 与除磷有关, 推测其丰度维持(0.52%) 是除磷性能维持的原因。

86 d, AGS 共有 12 个功能菌属, 2 个新生菌属, 4 个菌属消失。反硝化菌总丰度维持在 53.32%, 但内部菌群发生明显演替, *Thauera* 菌属丰度增大(25.57%~31.16%), 而 *Aeromonas* (由 18.93% 降至 0) 和 *Acinetobacter* (由 3.20% 降至 0) 因不适宜中温环境而消失。硝化细菌中的亚硝化菌属 *Nitrosomonas* 丰度明显增大(0.69%~14.64%), 反应器-进水箱联合控温培养对其富集十分有利, 与郑平等^[10] 观察现象类似, 26~30℃ 环境有利于硝化菌富集, 这是硝化性能提升的根本原因。无反硝化功能的异养菌结构也发生明显变化, *Clostridium_sensu_stricto* (由 8.60% 降至 0) 不适宜中温环境, *Aridibacter* (0.20%~1.06%)、*unclassified_Xanthomonadaceae* (0.52%~1.63%) 丰度提升, 但由于反硝化菌活性增强, 反硝化菌与聚磷菌存在碳源竞争, 使得 40~84 d 时 AGS 除磷性能略有下降(80%~99%)。

菌群组成变化再次印证了硝化细菌对温度环境敏感。在 1~40 d 独立控温模式下由于进水温较低, 硝化细菌 *Nitrosomonas* 丰度明显下降, 这与 SOUR 中观察到硝化菌的活性降低现象[图 4(f)] 相一致, 并使得出水氨氮浓度升高[图 5(a)]。41~84 d 进水温度升高并稳定之后, 硝化菌的 SOUR 值明显上升, 出水氨氮浓度也逐渐降低, 同时测序发现硝化细菌 *Nitrosomonas* 丰度明显上升。反应器-进水箱联合控温方式有利于低温环境中硝化细菌的富集, 这是 45 d 之后硝化性能改善的根本原因。相比之下, AGS 中反硝化菌属对低温环境的适应性较强。同时, TIN 去除性能提升之后, 更多 COD_{Cr} 用于反硝化, 剩余 COD_{Cr} 减少, 这使得异养菌结构发生了明显变化。

3 结论

(1) 反应器独立控温模式无法有效维持水温, 不利于 AGS 的稳定性维持, 存在部分颗粒解体现象。反应器-进水箱联合控温之后, AGS 的性能有明显改善, 颗粒恢复密实结构, EPS 趋于稳定, SOUR 明显提高, 平均粒径明显变大。

(2) 反应器独立控温模式下, 出水氨氮质量浓度在 60 mg/L 左右, TIN 去除率在 30% 左右, 氨氮去除性能不佳是限制 TIN 去除的主要原因。采用反应

器-进水箱联合控温之后,出水氨氮明显减少,TIN去除率在90%以上。可见联合控温模式能有效提升AGS的硝化效果,此后反硝化效果也随之恢复,72 d后脱氮性能稳定并达到90%以上。采用硝化阶段加热,反硝化阶段不加热的可以节约18.2%的能耗,且维持了污泥脱氮性能,具有节能潜力。

(3)温度对AGS菌群组成有重要影响。反应器独立控温模式下的主要功能菌属是:反硝化菌 *Thauera* (25.57%)和 *Aeromonas* (18.93%),及异养菌 *Clostridium_sensu_stricto* (8.60%),亚硝化菌属 *Nitrosomona* (0.69%)丰度较低。反应器-进水箱联合控温模式下,主要功能菌属是:反硝化菌 *Thauera* (31.16%)、*unclassified_Comamonadaceae* (5.46%)和 *unclassified_Burkholderiales* (6.35%),亚硝化菌属 *Nitrosomona* (0.69%~14.64%)丰度明显增大。表明反应器-进水箱联合控温方式能够实现硝化菌与反硝化菌良性共存,有利于建立硝化-反硝化耦合脱氮体系。

参考文献

- [1] LIU Y, TAY J H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2004, 22 (7): 533-563.
- [2] ZHANG L N, LONG B, CHENG Y Y, et al. Rapid cultivation and stability of autotrophic nitrifying granular sludge [J]. *Water Science and Technology*, 2020, 81(2): 309-320.
- [3] 张春晖, 鲁文静, 苏长罗, 等. Ni^{2+} 对好氧颗粒污泥系统性能的影响 [J]. *中国环境科学*, 2020, 40(11): 4721-4727.
- ZHANG C H, LU W J, SU C L, et al. Effect of Ni^{2+} on the performance of aerobic granular sludge system [J]. *China Environmental Science*, 2020, 40(11): 4721-4727.
- [4] 金宏, 邬学清, 李强. 重金属镉胁迫下好氧颗粒污泥脱氮除磷特征分析 [J]. *水处理技术*, 2020, 46(6): 65-68, 75.
- JIN H, WU X Q, LI Q. Characteristics of nitrogen and phosphorus removal by aerobic granular sludge under heavy metal cd stress [J]. *Technology of Water Treatment*, 2020, 46(6): 65-68, 75.
- [5] ZHANG B C, LONG B, CHENG Y Y, et al. Rapid domestication of autotrophic nitrifying granular sludge and its stability during long-term operation [J]. *Environmental Technology*, 2021, 42(16): 2587-2598.
- [6] 张立楠, 曾敏静, 黄思浓, 等. 自养硝化颗粒污泥的异养反硝化性能研究 [J]. *江西理工大学学报*, 2020, 41(5): 11-18.

- ZHANG L N, ZENG M J, HUANG S N, et al. Heterotrophic denitrifying performance of autotrophic nitrifying granular sludge [J]. *Journal of Jiangxi University of Science and Technology*, 2020, 41(5): 11-18.
- [7] 龙焙, 濮文虹, 杨昌柱, 等. 不同生物选择段的SBR中好氧颗粒污泥的特性 [J]. *中国给水排水*, 2015, 31(5): 16-21.
- LONG B, PU W H, YANG C Z, et al. Characteristics of aerobic granular sludge in sbrs with different biological selectors [J]. *China Water & Wastewater*, 2015, 31(5): 16-21.
- [8] 钱飞跃, 刘雨馨, 王建芳, 等. 低温驯化对自养脱氮颗粒污泥功能活性与菌群结构的影响分析 [J]. *环境科学*, 2021, 42(7): 3422-3429.
- QIAN F Y, LIU Y X, WNAG J F, et al. Effects of cold acclimation on the activity of autotrophic nitrogen removal in granular sludge and its bacterial population structure [J]. *Environmental Science*, 2021, 42(7): 3422-3429.
- [9] 刘雨馨, 王建芳, 钱飞跃, 等. 低温下全自养脱氮颗粒污泥适应低基质效能 [J]. *环境科学*, 2020, 41(9): 4161-4168.
- LIU Y X, WANG J F, QIAN F Y, et al. Adaptability of completely autotrophic nitrogen removal over granular sludge to low-strength at low temperature [J]. *Environmental Science*, 2020, 41(9): 4161-4168.
- [10] 郑平, 徐向阳, 胡宝兰. 新型生物脱氮理论与技术 [M]. 北京: 科学出版社, 2004: 12-15.
- ZHENG P, XU X Y, HU B L. New theory and technology of biological nitrogen removal [M]. Beijing: Science Press, 2004: 12-15.
- [11] 张锡辉, 刘勇弟(译). 废水生物处理 [M]. 2版. 北京: 化学工业出版社, 2003: 73-74.
- ZHANG X H, LIU Y D (translate). Biological wastewater treatment [M]. 2nd version. Beijing: Chemical Industry Press, 2003: 73-74.
- [12] 暴瑞玲, 于水利, 王玉兰, 等. 温度对好氧颗粒污泥脱氮性能及颗粒稳定性的影响 [J]. *中国环境科学*, 2009, 29(7): 697-701.
- BAO R L, YU S L, WANG Y L, et al. Effect of temperature on performance of ammonia nitrogen removal with aerobic granular sludge and granule stability [J]. *China Environmental Science*, 2009, 29(7): 697-701.
- [13] 刘长青, 毕学军, 张峰, 等. 低温对生物脱氮除磷系统影响的试验研究 [J]. *水处理技术*, 2006(8): 18-21.
- LIU C Q, BI X J, ZHANG F, et al. Effect of low temperature on biological nitrogen and phosphorus removal system [J]. *Technology of Water Treatment*, 2006(8): 18-21.
- [14] BASSIN J P, KLEEREBEZEM R, DEZOTTI M, et al. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures [J]. *Water Research*, 2012, 46(12): 3805-3816.
- [15] LOPEZ-VAZQUEZ C M, HOOIJMANS C M, BRDJANOVIC D,

- et al. Temperature effects on glycogen accumulating organisms [J]. *Water Research*, 2009, 43(11): 295–306.
- [16] LIU X Y, LI R J, CHEN R, et al. Formation of filamentous fungal pellets in aerobic granular sludge via reducing temperature and dissolved oxygen: Characteristics of filamentous fungi and denitrification performance [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 332: 125056. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125056.
- [17] SUNDARESAN N, PHILIP L. Performance evaluation of various aerobic biological systems for the treatment of domestic wastewater at low temperatures [J]. *Water Science & Technology*, 2008, 58(4): 819–830.
- [18] MOTTA M D, PONS M N, ROCHE N. Monitoring filamentous bulking in activated sludge systems fed by synthetic or municipal wastewater [J]. *Bioprocess & Biosystems Engineering*, 2003, 25(6): 387–393.
- [19] 郑雅楠, 滝川哲夫, 郭建华, 等. SBR 法常、低温下生活污水短程硝化的实现及特性 [J]. *中国环境科学*, 2009, 29(9): 935–940.
- ZHENG Y N, AKIO T, GUO J H, et al. Partial nitrification via nitrite at ordinary and low temperatures in an SBR treating domestic wastewater [J]. *China Environmental Science*, 2009, 29(9): 935–940.
- [20] 马春, 金仁村. 低温废水生物脱氮工艺的研究进展 [J]. *工业水处理*, 2012, 32(6): 1–5.
- MA C, JIN R C. Research progress in the biological denitrification from low temperature wastewater [J]. *Industrial Water Treatment*, 2012, 32(6): 1–5.
- [21] 张念, 刘祖文, 郭云, 等. 浸矿废水中总氮测量的影响因素及相关对策 [J]. *工业水处理*, 2016, 36(5): 102–105.
- ZHANG N, LIU Z W, GUO Y, et al. Influential factors and related countermeasures of the determination of TN in mine leaching wastewater [J]. *Industrial Water Treatment*, 2016, 36(5): 102–105.
- [22] 詹鸿峰, 王华生, 潘禹, 等. 离子型稀土矿废水检测与分析 [J]. *中国稀土学报*, 2020, 38(4): 550–556.
- ZHAN H F, WANG H S, PAN Y, et al. Measurement and analysis of ion-type rare earth mine wastewater [J]. *Journal of the Chinese Society of Rare Earths*, 2020, 38(4): 550–556.
- [23] 曾敏静, 张斌超, 曾玉, 等. 碱度及外投碳源浓度对好氧颗粒污泥脱氮效果影响 [J]. *精细化工*, 2021, 38(8): 1679–1685.
- ZENG M J, ZHANG B C, ZENG Y, et al. Effects of alkalinity and external carbon source concentration on denitrification efficiency of aerobic granular sludge [J]. *Fine Chemicals*, 2021, 38(8): 1679–1685.
- [24] 龙焙, 程媛媛, 赵珏, 等. 好氧颗粒污泥处理化工废水的应用研究 [J]. *中国给水排水*, 2017, 33(5): 26–32.
- LONG B, CHENG Y Y, ZHAO J, et al. Treatment of chemical wastewater by aerobic granular sludge [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(5): 26–32.
- [25] APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater [M]. 22nd version. Washington, DC.: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2012.
- [26] OCHOA J C, COLPRIN J, PALACIOS B, et al. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor [J]. *Water Science and Technology*, 2002, 46(1/2): 397–404. DOI: 10.2166/wst.2002.0507.
- [27] ZENG P, ZHUANG W Q, TAY S T, et al. The influence of storage on the morphology and physiology of phthalic acid-degrading aerobic granules [J]. *Chemosphere*, 2007, 69(11): 1751–1757.
- [28] LOWRY O H, ROSEBROUGH N J, FARN A L, et al. Protein measurement with the folin phenol reagent [J]. *Journal Biological Chemistry*, 1951, 193(1): 265–275. DOI: 10.1016/S0021-9258(19)52451-6.
- [29] GERHARDT P, MURRAY R G E, WOOD W A, et al. Methods for general and molecular bacteriology [M]. Washington, DC.: American Society for Microbiology, 1994.
- [30] LEI L, YAO J C, LIU Y D. Performance, sludge characteristics and microbial community in a salt-tolerant aerobic granular SBR by seeding anaerobic granular sludge [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2021, 163: 105258. DOI: 10.1016/j.ibiod.2021.105258.
- [31] WU W Z, YANG L H, WANG J L. Denitrification using PBS as carbon source and biofilm support in a packed-bed bioreactor [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20(1): 333–339.
- [32] HE Q L, ZHANG W, ZHANG S L, et al. Performance and microbial population dynamics during stable operation and reactivation after extended idle conditions in an aerobic granular sequencing batch reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 238: 116–121. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.03.181.
- [33] HE Q L, ZHANG J, GAO S X, et al. A comprehensive comparison between non-bulking and bulking aerobic granular sludge in microbial communities [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 294: 122151. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122151.
- [34] SILVA L C F, LIMA H S, SARTORATTO A. Effect of salinity in heterotrophic nitrification/aerobic denitrification performed by acclimated microbiota from oil-produced water biological treatment system [J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2018, 130: 1–7. DOI: 10.1016/j.ibiod.2018.03.009.
- [35] ZHANG B, NING D L, NOSTRAND J D, et al. The call for regional design code from the regional discrepancy of microbial communities in activated sludge [J]. *Environmental Pollution*, 2021, 273: 116487. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116487.

(下转第 167 页)

除臭技术措施,减少了臭气对周边环境的影响,可为分散用地条件的地下污水厂项目提供参考。

(3)本设计将污水厂预处理区与初期雨水调蓄池相邻布置在 2#箱体,优化高程及平面布置,方便初雨调蓄池就近排空至污水厂前端。此外,初雨调蓄池也可作为污水厂的应急事故池,为类似功能需求(建设初雨调蓄池)的全地下污水厂项目提供参考。

(4)本设计优化高程布置及工艺流程,中间提升泵房与超滤膜构筑物并联设置,当超滤工艺装置全开时,中间提升泵房可以停泵,减少二级提升能耗,可为地下式污水处理厂站项目提供一定的参考。

(5)由于防燃防爆要求较高,臭氧接触工艺在全地下污水厂中受到一定限制。本设计中,臭氧接触池抬高至地表,接触池顶板、尾气消除装置结合地表景观设置,防止臭氧在地下空间的散逸,为地下式污水厂深度处理区域设计提供一定参考。

参考文献

- [1] 贾力铭, 胡晓蕾, 李钢. 保定市鲁岗污水处理厂深度处理工程设计及运行效果分析[J]. 科技资讯, 2021, 19(32): 62-64.
JIA L M, HU X L, LI G. Design and operation effect analysis of advanced treatment project of baoding lugang sewage treatment plant[J]. Science & Technology Information, 2021, 19(32): 62-64.
- [2] 王雅楠. 钱江地下式集约化污水处理厂设计方案[J]. 净水技术, 2020, 39(6): 38-42.
WANG Y N. Design scheme of Qianjiang underground intensive sewage treatment plant [J]. Water Purification Technology, 2020, 39(6): 38-42.
- [3] 郭小春, 施祖辉, 王锡清, 等. 大型污水处理厂格栅及沉砂池集约化设计案例[J]. 给水排水, 2021, 57(11): 27-29, 36.
GUO X C, SHI Z H, WANG X Q, et al. Intensive design of grille and grit chamber in a large WWTPs [J]. Water & Wastewater Engineering, 2021, 47(11): 27-29, 36.
- [36] HE Q L, ZHOU J, WANG H Y, et al. Microbial population dynamics during sludge granulation in an A/O/A sequencing batch reactor[J]. Bioresource Technology, 2016, 214: 1-8. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.04.088.
- [37] NAUFAL M, WU J H. Stability of microbial functionality in anammox sludge adaptation to various salt concentrations and different salt-adding steps[J]. Environmental Pollution, 2020, 264: 114713. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114713.
- [38] LI D, YANG J W, LI Y, et al. Research on rapid cultivation of aerobic granular sludge (AGS) with different feast-famine strategies in continuous flow reactor and achieving high-level denitrification via utilization of soluble microbial product (SMP) [J]. Science of the Total Environment, 2021, 786: 147237. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147237.
- [39] GOU M, WANG H H, LI J, et al. Different inhibitory mechanisms of chlortetracycline and enrofloxacin on mesophilic anaerobic degradation of propionate[J]. Environmental Science and Pollution Research. 2020, 27: 1406-1416. DOI: 10.1007/s11356-019-06705-7.
- [40] FAN F L, YU B, WANG B R, et al. Microbial mechanisms of the contrast residue decomposition and priming effect in soils with different organic and chemical fertilization histories [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2019, 135: 213-221. DOI: 10.1016/j.soilbio.2019.05.001.
- [41] HUBER K J, GEPPERT A M, GROB U, et al. *Aridibacter nitratreducens* sp. nov., a member of the family *Blastocatellaceae*, class *Blastocatellia*, isolated from an African soil[J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2017, 67(11): 4487-4493.
- [42] PANG H L, CHEN Y W, HE J G, et al. Cation exchange resin-induced hydrolysis for improving biodegradability of waste activated sludge: Characterization of dissolved organic matters and microbial community [J]. Bioresource Technology, 2020, 302: 122870. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.122870.
- [43] QIN R H, SU C Y, MO T H, et al. Effect of excess sludge and food waste feeding ratio on the nutrient fractions, and bacterial and fungal community during aerobic co-composting [J]. Bioresource Technology, 2021, 320: 124339. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.124339.
- [44] ZHANG B C, LONG B, CHENG Y Y. Preservation of autotrophic nitrifying granular sludge and its rapid recovery[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2020, 8(5): 104046. DOI: 10.1016/j.jece.2020.104046.

(上接第 93 页)