

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.05.005

好氧颗粒污泥处理畜禽废水的效能及颗粒化过程

刘岚瑾, 何圆开, 张冰, 时文歆

(重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

摘要: 为探究畜禽废水条件下好氧颗粒污泥(AGS)的特性变化,开展了基于AGS技术处理模拟畜禽废水的研究。结果表明,以模拟畜禽废水作为进水启动反应器,经过35 d的培养,形成了成熟稳定的AGS;在污泥颗粒化过程中,蛋白质(PN)和多糖(PS)含量分别增加了2.2和3.1倍,有利于维持颗粒污泥结构稳定性;蛋白质二级结构中, β -折叠相对含量增多,表明污泥疏水性增强,有利于微生物之间相互聚集从而加速污泥颗粒化进程;AGS系统对COD和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率最高达到97.31%和78.71%,其主要的去除机理是作为营养物质被微生物同化吸收。

关键词: 好氧颗粒污泥; 畜禽废水; 颗粒化过程

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)05-0029-08

Performance and Granulation Process of Aerobic Granular Sludge for Treating Livestock Wastewater

LIU Lan-jin, HE Yuan-kai, ZHANG Bing, SHI Wen-xin

(Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment <Ministry of Education>, Chongqing University, Chongqing 400045, China)

Abstract: This paper investigated the characteristics of aerobic granular sludge (AGS) for treating simulated livestock wastewater. The reactor was started by feeding simulated livestock wastewater, and mature and stable AGS were formed after 35 days of operation. In the aerobic sludge granulation process, the contents of protein (PN) and polysaccharide (PS) increased by 2.2 times and 3.1 times, respectively, which was conducive to maintaining the structural stability of granular sludge. As for the protein secondary structure, the relative content of β -sheets increased, indicating that the sludge hydrophobicity was enhanced, which was conducive to microbial aggregation and accelerated the aerobic sludge granulation process. The AGS system demonstrated the removal rates as high as 97.31% and 78.71% for COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$, respectively, and the main removal mechanism was that nutrients were assimilated and absorbed by microorganisms.

Key words: aerobic granular sludge; livestock wastewater; granulation process

畜禽废水主要由畜禽粪便、畜禽舍冲洗排水、饲料残渣等构成,具有排放量大,COD、氮和磷浓度高的特点,一般来说,畜禽废水的COD浓度为2 000~

30 000 mg/L、TN浓度为110~1 650 mg/L^[1],因此,对畜禽废水的有效处理至关重要。目前,畜禽废水处理方法包括物理法、化学法和生物法。其中,生物法

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51778172、52000014)

通信作者: 时文歆 E-mail: swx@hit.edu.cn

因具有成本低、处理效果好、无二次污染等优点而备受关注。然而,畜禽废水成分复杂,含有大量的抗生素等有毒物质,不利于微生物生长繁殖,传统活性污泥工艺处理畜禽废水时存在污染物去除效率低的问题^[2]。因此,畜禽废水生物处理技术仍需要不断完善。

好氧颗粒污泥(AGS)是微生物在多种选择压的作用下通过不断黏附、凝聚而形成的颗粒状聚集体,与絮状活性污泥相比,具有沉降性能好、生物量高、耐毒性和抗冲击负荷能力强等优点^[3]。已有研究者采用AGS处理畜禽废水,并取得了较好的处理效果^[4-5],但是目前的研究多着眼于污染物去除效果,对于AGS的培养过程及其胞外聚合物(EPS)的变化鲜有涉及,而EPS的含量和组分对污泥的颗粒化过程以及颗粒结构的稳定性起着至关重要的作用^[6]。研究表明,EPS中疏水性蛋白质(PN)和多糖(PS)含量的增加均有利于污泥颗粒化过程以及保持其稳定性^[7];Iorhemen等^[8]研究发现,AGS的形成过程和结构稳定性与有机负荷率(OLR)密切相关,与低OLR条件相比,高OLR条件下污泥颗粒化过程明显加快,但形成的颗粒污泥稳定性较差且容易解体。实际上,畜禽废水的COD浓度高达几千甚至上万mg/L,处理时进水OLR较高,因此,亟需对畜禽废水条件下培养AGS过程中污泥特性的变化开展进一步研究,揭示污泥颗粒化过程中EPS的变化规律,从而研究在畜禽废水条件下培养的AGS的结构稳定性。

笔者采用AGS处理模拟畜禽废水,研究AGS培养过程中的理化特性及其EPS组分的变化特征,分析颗粒化过程中污泥特性的变化,同时,考察AGS技术对污染物的去除效果,分析典型周期内污染物的转化规律,以期为AGS技术在畜禽废水处理中的应用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 实验装置与运行条件

实验采用序批式反应器(SBR)培养AGS,其直径 $D=10$ cm、有效高度 $H=90$ cm, $H/D=9$,总有效体积为5.5 L,体积交换率为50%。SBR的表观气速为2.5 cm/s,水温为25℃。反应器运行周期为6 h,包括厌氧进水60 min、曝气280~293 min、沉淀2~15 min(时间逐步缩短)、排水5 min。

1.2 接种污泥与实验用水

接种污泥为重庆市某污水处理厂氧化沟曝气段的活性污泥,其外观为黄褐色絮状污泥,污泥体积指数(SVI_{30})为98.9 mL/g,污泥浓度(MLSS)为6.4 g/L。

采用实验室配制的模拟畜禽废水作为SBR进水,以乙酸钠、 NH_4Cl 、 KH_2PO_4 、 K_2HPO_4 分别作为碳源、氮源和磷源,COD为 $(4\ 000\pm200)$ mg/L、 NH_4^+-N 为 (200 ± 20) mg/L、 $PO_4^{3-}-P$ 为 (50 ± 5) mg/L,其他组分包括: $MgSO_4\cdot7H_2O$ 为25 mg/L、 $FeSO_4\cdot7H_2O$ 为30 mg/L、 $CaCl_2$ 为30 mg/L、微量元素溶液为1 mL/L。其中,微量元素溶液组分如下: $ZnSO_4\cdot7H_2O$ 为50 mg/L、 $Na_2MoO_7O_{24}\cdot2H_2O$ 为60 mg/L、 $CoCl_2\cdot6H_2O$ 为60 mg/L、 $CuSO_4\cdot5H_2O$ 为30 mg/L、 $MnCl_2\cdot4H_2O$ 为100 mg/L、 HBO_3 为50 mg/L、 $AlCl_3$ 为50 mg/L、 $NiCl_2$ 为40 mg/L。COD容积负荷为 $16\text{ kgCOD}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$,TN容积负荷为 $0.8\text{ kgNH}_4^+-N/(\text{m}^3\cdot\text{d})$;在实验前用稀盐酸溶液调节进水pH至7.0~7.5。

1.3 检测项目与方法

COD、 $PO_4^{3-}-P$ 、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 等水质指标,以及MLSS和 SVI_{30} 等污泥指标均采用国家标准方法测定。采用热提取法提取紧密结合型EPS(TB-EPS)和松散结合型EPS(LB-EPS),蛋白质含量采用BCA试剂盒(Sigma-Aldrich)进行测定,多糖含量采用苯酚-硫酸法进行测定^[9]。采用激光粒度仪分析污泥的粒径分布;采用光学显微镜、数码照相机和扫描电子显微镜(SEM)观察污泥形态。

SEM样品制备方法:取出部分AGS,经2.5%戊二醛固定4 h,采用0.1 mol/L磷酸盐缓冲液(PBS)清洗3遍,随后经体积分数为50%、70%、80%、90%和100%的乙醇梯度脱水,每次10~15 min,最后采用乙酸异戊酯置换。污泥样品经冷冻干燥后(-80°C),在样品表面喷金,采用SEM进行观察。

采用荧光光度计测定EPS的荧光光谱,以超纯水作为空白样校正拉曼散射。荧光光谱仪的激发波长(λ_{ex})范围为220~450 nm、发射波长(λ_{em})范围为200~550 nm,步长均为5 nm,扫描速度为12 000 nm/min。采用Origin8.0绘制三维荧光光谱图。

在 -80°C 下冷冻干燥EPS提取液,将制备的样品粉末与KBr粉末混合,用傅里叶变换红外光谱仪(FT-IR)测定红外光谱,采用Wang等人^[10]的方法进行蛋白质二级结构分析。

2 结果与讨论

2.1 污泥特性变化

接种活性污泥后, SBR 内的初始 MLSS 为 4.64 g/L; 在系统运行初期, 由于沉降时间逐渐缩短以及高进水 OLR, 对微生物产生了刺激, 导致污泥大量流失, MLSS 明显下降, 当反应器运行至第 7 天时, MLSS 下降至 2.62 g/L; 随着运行时间的延长, 微生物逐渐适应该水质条件, 反应器内的生物量逐渐增加, 至第 30 天时, MLSS 维持在 4.5 g/L 左右。污泥颗粒化过程中 SVI 的变化如图 1 所示。SVI₃₀ 初期快速升高而后缓慢降低, 21 d 后稳定在 50 mL/g 左右, 说明系统中泥水分离效果较好, 污泥沉降性能较为稳定。

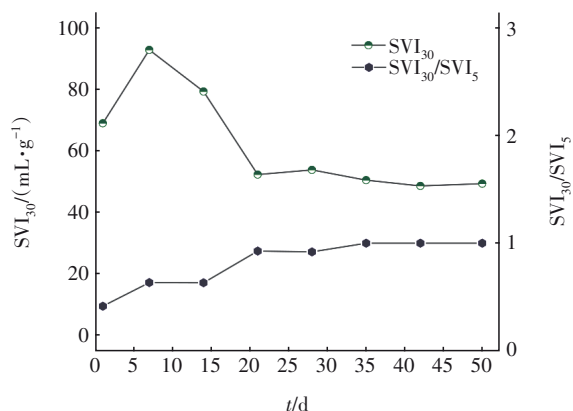


图1 污泥颗粒化过程中 SVI 的变化

Fig.1 Change of SVI during sludge granulation process

颗粒化过程中污泥粒径分布的变化情况如图 2 所示。在运行初期, 污泥平均粒径为 60 μm ; 经过 25 d 的培养, 颗粒污泥粒径不断增大, 达到 300 μm 左右; 在 25~35 d 时, 随着沉降时间的缩短, 反应器不断排出沉降性能较差的絮状污泥, 污泥平均粒径进一步增大, 污泥沉降性能逐渐提升, 第 35 天时, SVI₃₀/SVI₅ 值为 1, 说明此时实现了完全颗粒化^[11], 本实验培养时间与 Othman 等^[4]的研究 (30 d 培养成熟) 基本一致。至第 40 天时, AGS 的平均粒径达到 600 μm , 此时粒径为 200 μm 的污泥占比达到 5%, 表明反应器内成熟的颗粒污泥体系并非由单一粒径的颗粒组成, 而是由粒径较小的颗粒或絮体污泥和粒径较大的颗粒污泥共同组成, 且系统内不断形成新的小颗粒, 说明畜禽废水条件适宜微生物的生长和污泥颗粒化, 系统能够保持一定的稳定性。

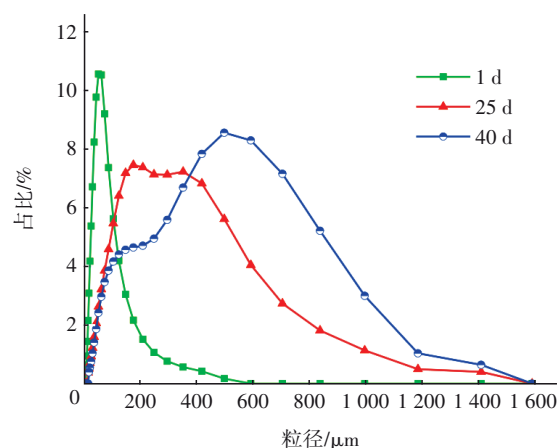
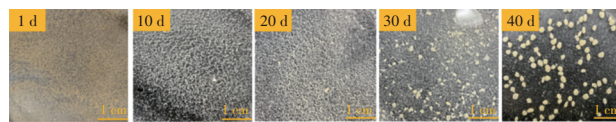


图2 反应器运行过程中污泥粒径变化及分布

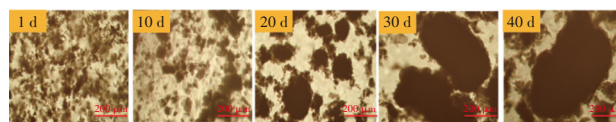
Fig.2 Variation and distribution of sludge particle size during reactor operation

2.2 污泥形貌观察

反应器运行过程中污泥的形态变化如图 3 所示。运行初期, 反应器中的絮状污泥结构较为松散, 呈黄褐色的絮体状态; 第 5 天, 沉淀时间缩短为 10 min, 絮状污泥逐渐被排出反应器; 第 10 天系统内形成了菌胶团, 但其粒径仍较小, 肉眼较难观察辨认; 在第 10~20 天, 颗粒污泥粒径逐渐增大, 更多的小颗粒不断形成; 第 20 天, 反应器中的污泥几乎全部以菌胶团和细小颗粒的形式存在; 第 30 天, 颗粒污泥粒径进一步增加, 同时絮状污泥仍然存在, 此时颗粒污泥粒径大小不一, 多为不规则的椭圆形; 第 40 天, 颗粒污泥在剪切力的作用下更加趋于规则化, 最后形成了平均粒径为 600 μm 、淡黄色、结构较为密实的颗粒污泥, 此时的颗粒污泥已经完全成熟。



a. 污泥外观照片



b. 污泥 SEM 图片

图3 反应器运行过程中污泥形貌变化

Fig.3 Change in sludge morphology during reactor operation

采用 SEM 观察培养成熟的 AGS (第 40 天) 的微观形态, 发现颗粒污泥轮廓清晰, 结构完整且较为

规则,整体呈椭圆形,污泥表面不光滑,存在大量褶皱和孔隙,这有利于溶解氧和基质进入颗粒污泥内部;在高倍(25 000倍)扫描电镜下可见,AGS以球菌和杆状菌为主,且颗粒污泥表面有黏膜状物质存在,分析认为微生物分泌的EPS具有较高的黏附性,有利于微生物之间相互凝聚,加速了污泥的颗粒化进程。

2.3 EPS含量及组分变化

2.3.1 EPS含量变化

EPS的含量及组分直接影响污泥颗粒化过程及颗粒结构的稳定性,此外,EPS可作为保护层抵御外界不良影响^[6]。本研究中污泥EPS含量的变化如图4所示。可见,在运行初期(第1~15天),EPS含量明显升高,由37.6 mg/gMLSS升至76.5 mg/gMLSS,后期仍保持上升的趋势。研究表明,当COD负荷较高时,碳源超出了微生物自身生长所需,过量的碳源被转移到微生物细胞内进行储存或被转移到EPS中^[12],从而导致EPS含量明显增加。在EPS组成方面,运行初期PN含量增加了2.1倍,而PS含量增加了1.6倍,说明在颗粒污泥形成初期PN起到了更为重要的作用。随着颗粒污泥逐渐形成(第15~40天),EPS含量由76.5 mg/gMLSS升至95.2 mg/gMLSS并趋于稳定。在此阶段,PN含量变化不大,而PS含量增加了2.1倍,PN/PS从3.1降至1.8。研究表明^[7],PS可以促进细胞的聚集和黏附,并在维持颗粒污泥结构完整性方面发挥关键作用。在运行后期,PS含量达到39 mg/gMLSS,表明此时AGS结构较为稳定。

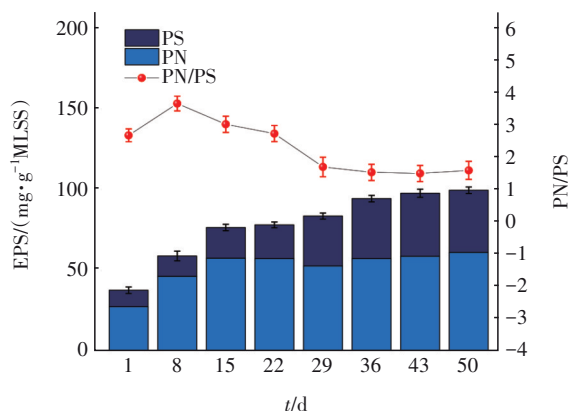


图4 反应器运行过程中污泥EPS含量的变化

Fig.4 Change in EPS content of sludge during reactor operation

2.3.2 EPS荧光组分分析

采用三维荧光光谱分析EPS中荧光类物质的成分和结构,如图5所示。接种污泥和成熟AGS中提取的EPS均存在两个吸收峰:峰A($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=280\text{ nm}/350\text{ nm}$,色氨酸类物质)和峰B($\lambda_{Ex}/\lambda_{Em}=225\text{ nm}/345\sim 355\text{ nm}$,芳香族类蛋白质),说明畜禽废水水质条件下培养的颗粒污泥EPS荧光组分没有明显的变化。然而,与活性污泥相比,无论是LB-EPS还是TB-EPS,成熟颗粒污泥中峰A和峰B的荧光强度明显增强,表明芳香族类蛋白质和色氨酸类物质是颗粒污泥形成过程中增加的主要成分。成熟颗粒污泥的LB-EPS中峰A和峰B的最大荧光强度分别为1 477和1 745,TB-EPS中峰A和峰B的最大荧光强度分别为4 165和6 071,TB-EPS的荧光强度远高于LB-EPS,说明AGS中增加的PN主要位于TB层,表明TB-EPS对模拟畜禽废水条件下颗粒污泥的形成起到了至关重要的作用。

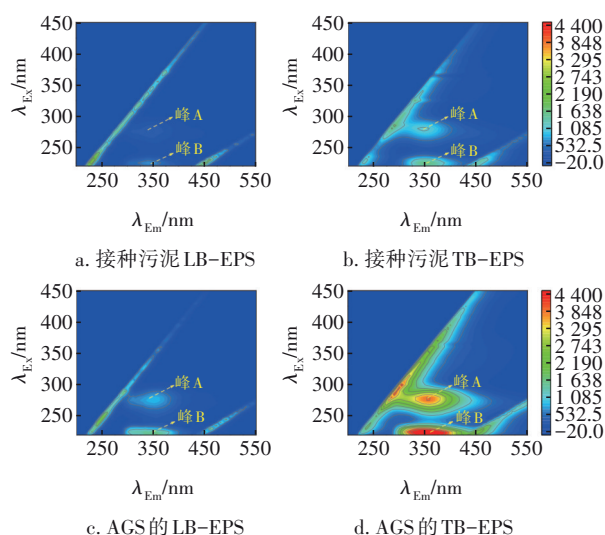


图5 接种污泥及成熟颗粒污泥EPS的荧光光谱

Fig.5 Fluorescence spectra of EPS of inoculated sludge and mature granular sludge

2.3.3 EPS官能团分析

采用FT-IR技术分析了接种污泥和成熟颗粒污泥EPS中官能团的差异及蛋白质二级结构组成的变化,结果见图6。接种污泥和成熟颗粒污泥的FT-IR图谱差别不大,这说明EPS中的主要官能团没有发生明显变化。根据文献确定红外光谱特征峰的归属,其中,3 430 cm^{-1} 处的特征峰代表多糖中O—H的伸缩振动^[13],2 961 cm^{-1} 处的特征峰代表烷烃有机物和多糖分子中C—H的伸缩振动^[13],1 639 cm^{-1} 附近

的特征峰代表蛋白质酰胺 I 的 C=O 伸缩振动^[13], 1 551 cm⁻¹附近的特征峰代表酰胺 II 的 N—H 变形振动^[14], 1 403 cm⁻¹附近的特征峰主要由酰胺内羧基中 C=O 的伸缩振动所引起^[13], 1 258 cm⁻¹处的特征峰属于羧基内 C—OH 的伸缩振动峰^[14], 1 056 cm⁻¹附近的特征峰为多糖中 C=O 的伸缩振动峰^[15]。随着 AGS 的形成, 3 430 cm⁻¹和 1 639 cm⁻¹处的峰强度增大, 表明多糖中 O—H 的伸缩振动、蛋白质酰胺 I 中 C=O 的伸缩振动增强, 这种变化与 EPS 中 PN、PS 的含量升高相一致。

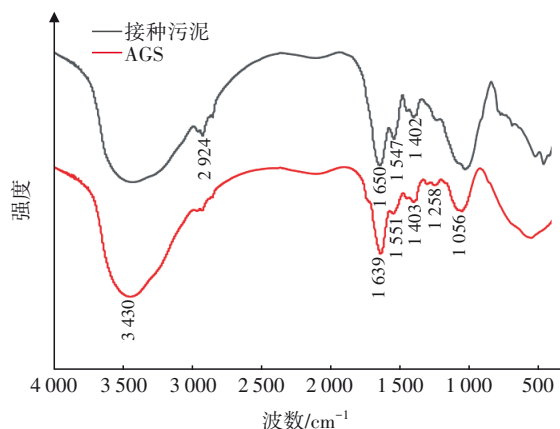


图6 接种污泥和成熟颗粒污泥的傅里叶变换红外光谱
Fig.6 FT-IR spectra of inoculated sludge and mature granular sludge

EPS内蛋白质二级结构的组成特征影响颗粒污泥的结构和性能^[16], 且红外光谱酰胺 I 区(1 600~1 700 cm⁻¹)常被用于蛋白质二级结构的研究^[17]。为进一步明确污泥 EPS 中蛋白质二级结构的差异, 对红外光谱酰胺 I 区进行去卷积处理, 结果如图 7 所示。根据已知蛋白质结构的光谱数据确定蛋白质二级结构的组成^[16-17], 其相对含量(某二级结构含量占总二级结构含量的百分比)见表 1。结果表明, 接种污泥和成熟颗粒污泥的 EPS 酰胺 I 区中均含有 β -折叠(1 600~1 640 cm⁻¹)、无规则卷曲(1 640~1 650 cm⁻¹)、 α -螺旋(1 650~1 660 cm⁻¹)和 β -转角(1 660~1 700 cm⁻¹)这 4 种蛋白质二级结构。其中, α -螺旋是接种污泥 EPS 中最主要的蛋白质二级结构, 其相对含量为 31.13%; 而 β -折叠是成熟颗粒污泥 EPS 中最主要的蛋白质二级结构, 其相对含量为 36.58%。蛋白质二级结构的相对含量与污泥的疏水性相关, 当 α -螺旋含量低、 β -折叠和无规则卷曲含量高、 α -螺旋/(β -折叠+无规则卷曲)值较低时,

蛋白质分子具有更加松散的结构, 内部疏水基团可以更充分地暴露出来, 使得微生物表面具有较强的疏水性^[7], 随着颗粒污泥的形成, α -螺旋/(β -折叠+无规则卷曲)值从 0.62 逐渐降低到 0.34, 表明污泥 EPS 中的疏水性蛋白质二级结构(β -折叠+无规则卷曲)含量增加, 这种变化使得疏水基团更容易表达其疏水性质, 从而有利于颗粒污泥的聚集。

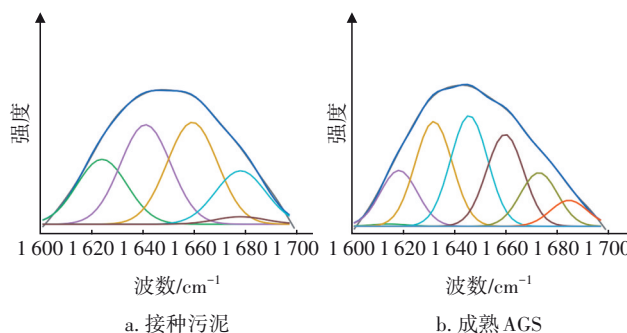


图7 EPS 红外光谱中蛋白质二级结构的分峰图

Fig.7 Peaks of protein secondary structure in EPS infrared spectrum

表1 污泥 EPS 中蛋白质二级结构相对含量

Tab.1 Relative content of protein secondary structure in sludge EPS

项目	β -折叠/%	无规则卷曲/%	α -螺旋/%	β -转角/%	α -螺旋/(β -折叠+无规则卷曲)
接种污泥	19.84	30.41	31.13	18.62	0.62
成熟 AGS	36.58	24.88	20.64	17.90	0.34

2.4 废水处理效果

2.4.1 污染物去除效果

反应器对污染物的去除效果如图 8 所示, 可以看出 AGS 系统对模拟畜禽废水具有较好且稳定的处理效果。由图 8(a)可知, 反应器进水 COD 浓度为 3 700~4 200 mg/L, 系统启动初期 COD 去除率逐渐下降至 78.26% 左右, 出水 COD 浓度高达 874 mg/L。这是由于刚刚接种的活性污泥尚不能适应模拟畜禽废水水质条件, 再加上较短的沉降时间, 使得大量活性污泥流失, 系统生物量急剧下降, 系统对 COD 的去除效果经历了短暂的下降期。随着活性污泥对进水水质的适应以及 AGS 的不断形成, 从第 10 天起, 系统对 COD 的去除率不断提高并趋于稳定, 最终 COD 去除率高达 97.31%, 出水 COD 浓度为 103.11 mg/L, 优于《畜禽养殖业污染物排放标准》

(GB 18596—2001)中的指标限值要求。

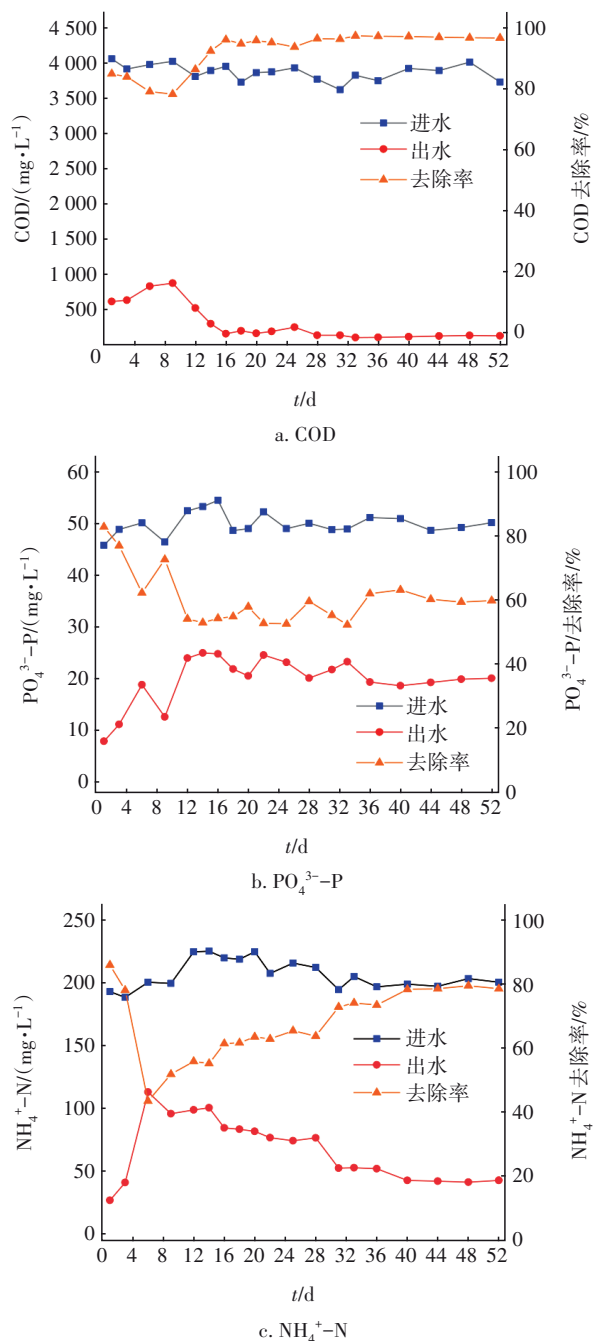


图8 反应器运行期间对污染物的去除效果

Fig.8 Pollutants removal effect during reactor operation

由图8(b)可知,系统对 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的去除效能偏低,平均去除率仅为59.91%。Yu等人^[18]研究表明,当进水COD高于800 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,聚磷菌(PAOs)在厌氧阶段不能消耗大部分的有机物,导致在好氧段仍有较高浓度的有机物残留,从而产生大量其他异养菌,PAOs在系统中的优势地位逐渐被其他异养菌取

代,系统除磷能力下降。在本实验中,进水COD在4 000 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,即使在曝气末期仍有100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右的COD残留,这不利于PAOs的生长。

反应器对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN的去除规律类似,其中对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果如图8(c)所示。在颗粒污泥形成初期, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN去除率逐渐下降,第6天时去除率分别为43.54%和39.40%。分析认为,在高COD浓度下,异养菌与硝化菌竞争底物和溶解氧,使得硝化菌的生长受到抑制^[19],从而导致 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率下降。当颗粒污泥逐渐形成后,反应器对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TN的去除效能逐渐提升,运行至第52天时,对其去除率分别达到78.71%和78.55%,此结果与同步硝化反硝化效果相似^[20],但在高有机负荷条件下,自养菌难以在短时间内快速富集,且反应过程中未检测到 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的积累,说明其主要去除机理也不是异养硝化。因此,分析认为氮素去除率得到提高的原因是随着颗粒污泥逐渐成熟,生物量显著升高,COD与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要作为营养物质被微生物同化吸收,用于细菌的呼吸作用和新细胞的合成。

2.4.2 典型周期内污染物转化规律

进一步分析了AGS成熟后典型周期内污染物的转化规律,结果如图9所示。随着进水不断进入反应器,进水中的污染物被逐渐稀释,再加上微生物作用,在厌氧阶段结束时,系统内COD、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN浓度分别为2 379.37、32.36、128.94、129.54 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。在好氧阶段,COD、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN的降解速率呈现先快后慢的变化规律。在好氧阶段初期,各种污染物的降解速率较快,当曝气进行到第150分钟时,系统内COD、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN浓度分别降至135.12、20.40、42.31、42.70 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,此现象与Beun等^[21]提到的碳源消耗的“盛宴期”和“饥饿期”等结论一致。谢珊等^[22]认为好氧阶段前期氨氮降解速率较快是自养硝化和异养硝化共同作用的结果,但由于本实验在曝气前期未检测到相应的硝化产物,仅在曝气中后期(120~210 min)检测到1.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,且已分析得出硝化菌的生长受到抑制,因此认为在模拟畜禽废水水质条件下,进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度在曝气前期快速降低是由于微生物吸附和异养菌的同化作用,而曝气中后期为少量氨氧化菌的自养硝化和异养菌的同化作用。好氧阶段结束时,系统出水COD、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN

浓度分别降至129.00、20.12、40.58、40.77 mg/L。

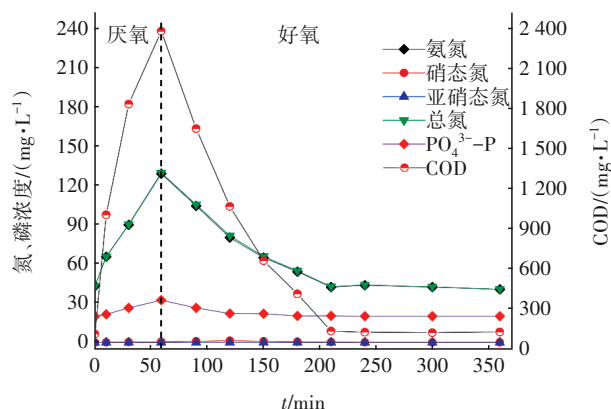


图9 典型周期内污染物的去除规律

Fig.9 Pollutants removal in typical cycle

3 结论

① 在模拟畜禽废水高OLR条件下,经过35 d成功培养出成熟稳定的AGS。当沉淀时间降为3 min后,系统内MLSS仍能维持在4 000 mg/L以上,且污泥沉降性能优良(SVI_{30} 为50~60 mL/g),污泥平均粒径在600 μm 左右,污泥性能稳定。

② 在污泥颗粒化过程中,EPS含量逐渐升高,其中PN含量增加了2.2倍,PS含量增加了3.1倍,有利于维持AGS结构的稳定。随着颗粒污泥的形成,蛋白质二级结构中的 β -折叠相对含量增加了16.74%, α -螺旋/(β -折叠+无规则卷曲)值降低了0.28,说明疏水性蛋白质含量增加,有利于微生物之间相互聚集。

③ AGS对模拟畜禽废水中COD和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除效果较好,去除率分别高达97.31%和78.71%,COD与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要作为营养物质被微生物同化吸收去除。

参考文献:

- [1] CHENG D L, NGO H H, GUO W S, *et al.* Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 275: 109-122.
- [2] 郑效旭,李慧莉,徐圣君,等. SBR串联生物强化稳定塘处理养猪废水工艺优化[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(6): 1503-1511.
ZHENG Xiaoxu, LI Huili, XU Shengjun, *et al.* Process optimization of SBR-biological stabilization ponds for swine wastewater treatment [J]. *Chinese Journal of*

Environmental Engineering, 2020, 14 (6) : 1503-1511 (in Chinese).

- [3] 郭海娟,顾一宁,马放,等. 好氧颗粒污泥处理市政污水性能与微生物特性研究[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(10): 3688-3695.
GUO Haijuan, GU Yining, MA Fang, *et al.* Performances and microbial properties of aerobic granular sludge treating municipal wastewater [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40 (10) : 3688-3695 (in Chinese).
- [4] OTHMAN I, ANUAR A N, UJANG Z, *et al.* Livestock wastewater treatment using aerobic granular sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 133: 630-634.
- [5] WANG X, SHEN J, KANG J, *et al.* Mechanism of oxytetracycline removal by aerobic granular sludge in SBR [J]. *Water Research*, 2019, 161: 308-318.
- [6] CALUWÉ M, DOBBELEERS T, D' AES J, *et al.* Formation of aerobic granular sludge during the treatment of petrochemical wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 238: 559-567.
- [7] YIN C Q, MENG F G, CHEN G H. Spectroscopic characterization of extracellular polymeric substances from a mixed culture dominated by ammonia-oxidizing bacteria[J]. *Water Research*, 2015, 68: 740-749.
- [8] IORHEMEN O T, LIU Y. Effect of feeding strategy and organic loading rate on the formation and stability of aerobic granular sludge [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2021, 39: 101709.
- [9] 王然登,郭安,李硕,等. 颗粒/絮体共存的生物除磷系统的特性研究[J]. *中国给水排水*, 2015, 31(13): 4-9.
WANG Randeng, GUO An, LI Shuo, *et al.* Characteristics of biological phosphorus removal system with coexistence of granules and flocs [J]. *China Water & Wastewater*, 2015, 31(13): 4-9 (in Chinese).
- [10] WANG W G, YAN Y, ZHAO Y H, *et al.* Characterization of stratified EPS and their role in the initial adhesion of anammox consortia [J]. *Water Research*, 2020, 169: 115223.
- [11] 明婕,黄子萌,董清林,等. 好氧颗粒污泥的性质及形成机制[J]. *水处理技术*, 2019, 45(7): 1-5.
MING Jie, HUANG Zimeng, DONG Qinglin, *et al.* Properties and formation mechanism of aerobic granular sludge [J]. *Technology of Water Treatment*, 2019, 45 (7): 1-5 (in Chinese).
- [12] 沈仲根,张丽丽,陈建孟. 有机负荷影响好氧颗粒污

- 泥特性的研究[J]. 环境污染与防治, 2008, 30(8): 69-72.
- SHEN Zhonggen, ZHANG Lili, CHEN Jianmeng. Effect of organic loading rate on characteristics of aerobic granule [J]. Environmental Pollution & Control, 2008, 30(8):69-72 (in Chinese).
- [13] YAN L L, LIU Y, WEN Y, *et al.* Role and significance of extracellular polymeric substances from granular sludge for simultaneous removal of organic matter and ammonia nitrogen [J]. Bioresource Technology, 2015, 179: 460-466.
- [14] JIA F, YANG Q, LIU X, *et al.* Stratification of extracellular polymeric substances (EPS) for aggregated anammox microorganisms [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(6): 3260-3268.
- [15] ZHANG W, DAI X, DONG B, *et al.* New insights into the effect of sludge proteins on the hydrophilic/hydrophobic properties that improve sludge dewaterability during anaerobic digestion [J]. Water Research, 2020, 173: 115503.
- [16] ZHU L, QI H Y, LV M L, *et al.* Component analysis of extracellular polymeric substances (EPS) during aerobic sludge granulation using FTIR and 3D-EEM technologies [J]. Bioresource Technology, 2012, 124: 455-459.
- [17] BADIREDDY A R, CHELLAM S, GASSMAN P L, *et al.* Role of extracellular polymeric substances in bioflocculation of activated sludge microorganisms under glucose-controlled conditions [J]. Water Research, 2010, 44(15): 4505-4516.
- [18] YU S J, SUN P, ZHENG W, *et al.* The effect of COD loading on the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability [J]. Bioresource Technology, 2014, 171: 80-87.
- [19] 吴代顺, 杨昕怡, 于雪, 等. 碳氮比对硝化过程微生物代谢及功能基因的影响 [J]. 中国给水排水, 2021, 37(7): 20-26.
- WU Daishun, YANG Xinyi, YU Xue, *et al.* Effect of C/N ratio on microbial metabolism and related functional genes in biological nitrification process [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37 (7) : 20-26 (in Chinese).
- [20] XIA Z G, WANG Q, SHE Z L, *et al.* Nitrogen removal pathway and dynamics of microbial community with the increase of salinity in simultaneous nitrification and denitrification process [J]. Science of the Total Environment, 2019, 697: 134047.
- [21] BEUN J J, HEIJNEN J J, LOOSDRECHT M C. N-removal in a granular sludge sequencing batch airlift reactor [J]. Biotechnology & Bioengineering, 2001, 75 (1): 82-92.
- [22] 谢珊, 李小明, 曾光明, 等. SBR系统中好氧颗粒污泥脱氮特性研究 [J]. 中国环境科学, 2004, 24(3): 355-359.
- XIE Shan, LI Xiaoming, ZENG Guangming, *et al.* Studies on nitrogen removal characters of aerobic granular sludge in SBR system [J]. China Environmental Science, 2004, 24 (3) : 355-359 (in Chinese).

作者简介: 刘岚瑾(1997-), 女, 重庆人, 硕士研究生, 研究方向为污水生物处理技术。

E-mail: Ll_email@126.com

收稿日期: 2021-08-24

修回日期: 2021-12-12

(编辑: 刘贵春)

全面推行河长制湖长制, 维护河湖健康生命