

颗粒态有机物对好氧颗粒污泥特征的影响

尹云军¹, 张明洋², 杨旭², 王璐³

(1. 中国恩菲工程技术有限公司, 北京 100038; 2. 赣州恩菲环保能源有限公司, 江西 赣州 341100;
3. 水利部发展研究中心, 北京 100038)

[摘要] 为探究颗粒态有机物对好氧颗粒污泥特性的影响, 本文采用两个序批式间歇反应器(Rs和Rp), 分别处理含可溶态有机物和颗粒态有机物的模拟废水, 考察各反应器的处理效能、颗粒污泥理化特性及微生物群落结构。结果表明, Rp反应器出水COD和NO₃⁻-N浓度较Rs反应器高, 分别为35.5 mg/L和32.9 mg/L; Rp中未形成典型好氧颗粒污泥, 污泥沉降性能与强度较差, 污泥体积指数(SVI)为36.5 mL/g, 完整性系数为95.4%, 而Rs中成功形成结构完整的好氧颗粒污泥。颗粒态有机物促进微生物胞外聚合物(EPS)的分泌, Rp中EPS多糖(PS)和蛋白(PN)含量分别为Rs的3.2倍和2.1倍, 且PN/PS值由Rs的2.1降至Rp的1.4, 不利于好氧颗粒污泥的形成。微生物群落分析显示, Rp中优势菌属为*Pseudofulvimonas*、*Rhodobacter*和*Nannocystis*, Rs中则以*Micropruina*和*Flavobacterium*为主, Rp中特异性菌属未能有效聚集形成颗粒结构。该研究结果可为好氧颗粒污泥的培养与稳定维持提供理论参考。

[关键词] 颗粒态有机物; 好氧颗粒污泥; 胞外聚合物; 微生物群落; 生物污水处理; 有机组分

[中图分类号] X703

[文献标志码] A

[文章编号] 2097-2423(2025)06-0098-08

DOI: 10.19610/j.cnki.cn10-1873/tf.2025.06.015

0 引言

颗粒态有机物通常被定义为非溶解态慢速生物降解的有机基质, 是总化学需氧量(COD)的重要组成部分。在城市污水中, 颗粒态有机物占总有机物的30%~50%^[1-3], 部分地区的比例甚至高达70%~90%。工业废水同样含有大量颗粒态有机物。Schwarzenbeck等^[4]研究发现, 麦芽糖废水中颗粒态有机物占总有机物的81%; Dulekgurgen等^[5]指出养猪废水中慢速生物降解有机物组分占总有机物的16%~53%。可见, 颗粒态有机物是实际废水中有有机组分中不可忽视的组成部分。

好氧颗粒污泥工艺凭借其占地少、运行成本低、

出水质量高等优势, 在节能降耗、提质增效方面表现出显著潜力, 被认为是最具应用前景的生物污水处理技术之一^[6-7]。废水中不同有机物组分对好氧颗粒污泥的形成与稳定性具有重要影响^[8], 然而, 目前关于颗粒态有机物对好氧颗粒污泥特性影响的研究仍相对有限^[9-12]。本文以有机组分分别为颗粒态有机物和可溶态有机物的两种模拟废水为处理对象, 评价好氧颗粒污泥工艺的处理效果, 并对比分析污泥的沉降性能、胞外聚合物(EPS)特性及微生物群落结构等方面的差异, 完善颗粒态有机物对好氧颗粒污泥特征的影响研究, 为好氧颗粒污泥的形成与稳定运行提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 试验装置及运行条件

两个规格相同的有机玻璃柱形反应器Rs和Rp(Φ13 cm, H25 cm, 有效容积2 L), 分别处理可溶态(Soluble)和颗粒态(Particulate)有机物模拟废水。反应器运行工况相同, 采用序批式运行方式, 进水、曝气、沉淀、排水及静置时间分别为5 min、700 min、2 min、3 min和10 min。每个运行周期排出1 L水, 然后从反应器上部通过蠕动泵补充1 L待处理模拟水, 水力停留时间(HRT)24 h。溶解氧通过

[收稿日期] 2025-10-23

[作者简介] 尹云军(1984—), 男, 山东烟台人, 博士, 工程师, 主要从事废水生物处理新技术研究工作。

[引用格式] 尹云军, 张明洋, 杨旭, 等. 颗粒态有机物对好氧颗粒污泥特征的影响[J]. 绿色矿冶, 2025, 41(6): 98-105.

YIN Yunjun, ZHANG Mingyang, YANG Xu, et al. The effect of particulate organic matter on the characteristics of aerobic granular sludge [J]. Sustainable Mining and Metallurgy, 2025, 41(6): 98-105.

空气压缩机提供,曝气流量为 1 000 mL/min。反应器置于水浴中,温度控制在 25 ± 1 °C,运行过程不控制 pH 值,每个运行周期排出 100 mL 泥水混合液,理论污泥停留时间(SRT)为 10 d。

1.2 废水水质和接种污泥

废水采用人工模拟合成,Rs 和 Rp 处理的废水分别以葡萄糖和淀粉模拟废水中的有机物,其他组分相同,其中 COD(化学需氧量)为 800 mg/L; NH_4^+ -N(氨氮)为 50 mg/L; TP(总磷)为 10 mg/L; NaHCO_3 为 1 500 mg/L; 微量元素 1 mL,其详细组分见表 1。合成废水使用自来水配制,为防止有机物降解,每个运行周期配制一次。

表 1 微量元素组分

组分	浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	组分	浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	5.07	$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.44
$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	2.49	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.43
$\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1.26	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.41
$\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.31	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.25

接种污泥取自北京某污生活污水处理厂二沉池,由于污泥在冰箱中保存时间较久,所以在接种至反应器前采用以葡萄糖为有机物的模拟废水(与 Rs 反应器使用水质相同)培养 5 d 以便恢复污泥活性,然后接种 800 mL 泥水混合液至 Rs 和 Rp,初始污泥浓度(混合液悬浮固体,MLSS)约为 1.2 g/L,污泥容积指数(SVI)为 64.1 mL/g。

1.3 测试方法

COD、 NH_4^+ -N、硝态氮(NO_3^- -N)、亚硝态氮(NO_2^- -N)、MLSS、SVI 的测定按照《水和废水监测分析方法》(第四版)^[13]所述分析方法进行。取反应器中稳定阶段颗粒污泥(活性污泥),通过显微镜观察(BX41, Olympus, 日本)并拍照。

污泥疏水性通过正十六烷萃取法评价^[14]。取 30 mL 泥水混合液,经去离子水清洗 3 次后重新定容至 10 mL,转移至分液漏斗中;加入 15 mL 正十六烷,密封后振荡 10 min,静置分层 30 min;收集下层水相,并测定其悬浮固体含量 m_1 。另取相同 30 mL 泥水混合液,去离子水洗涤 3 次后,测定其悬浮固体含量 m_2 ,则污泥疏水性可以表示为: $(1 - m_1/m_2) \times 100\%$ 。

采用完整性系数(Integrity Coefficient, IC)的概念来间接评价颗粒污泥的强度^[15]。取 50 mL 颗粒污泥样品,用去离子水稀释至 100 mL,静置 1 min 后

去除上清液,重复清洗 5 次以去除细小絮体。随后将样品重新定容至 100 mL,置于 150 mL 锥形瓶中,以 200 r/min 速度振荡 5 min。将振荡后样品转移至 100 mL 量筒,静置 1 min,分别测定上清液与底部污泥层的固体含量。底部污泥层固体含量占总固体含量的百分比即为污泥完整性系数。

胞外聚合物(EPS)的提取采用热提法^[16]。取 50 mL 泥水混合样品,用去离子水清洗 3 遍,随后用 0.05% NaCl 溶液定容至 50 mL,经涡旋混合震荡后置于 60 °C 水浴 30 min,随后以 20 000 r/min 速度离心 20 min,上清液即为 EPS。采用蒽酮-硫酸法测定 EPS 中多糖类(PS)物质含量,以葡萄糖为标准^[17];采用 Folin-phenol 法测定 EPS 中蛋白质类(PN)物质含量,以牛血清蛋白为标准^[18]。

氨氧化速率(AUR)和亚硝酸盐氧化速率(NUR)通过测定单位时间内单位重量污泥对 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N 的去除量来确定。微生物群落结构基于 Illumina 公司的 Miseq PE300 平台进行测序分析(上海美吉生物医药科技有限公司,上海,中国)。

2 结果与讨论

2.1 反应器运行效果

2.1.1 反应器污染物去除效果

由于实验过程未设计反硝化及除磷过程,所以污染物去除效果主要考察出水 COD、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 等污染物的浓度情况,结果如图 1 所示。

通过图 1 可以看出,两个反应器处理效果均很快达到稳定,Rs 和 Rp 对 COD 均具有较好的去除效果,稳定后出水中 COD 的平均浓度分别为 24.6 ± 6.0 mg/L 和 35.5 ± 10.6 mg/L,可见颗粒态有机物组分反应器出水 COD 浓度偏高,这可能是因为颗粒态有机物为慢速生物降解基质。Rs 和 Rp 出水中几乎未检测到 NH_4^+ -N 和 NO_2^- -N,而 NO_3^- -N 均有残留。Rs 出水 NO_3^- -N 浓度(20.9 ± 3.0 mg/L)明显低于 Rp(32.9 ± 4.7 mg/L),说明颗粒态有机物组分有利于促进硝化过程,更多 NH_4^+ -N 被转化为 NO_3^- -N。

为进一步探究颗粒态有机物对硝化过程的影响,对 Rs 和 Rp 反应器稳定阶段污泥氨氧化活性(AUR)和亚硝酸盐氧化活性(NUR)进行评价,结果如图 2 所示。由图 2 可知,Rs 中氨氧化速率和亚硝酸盐氧化速率分别为 1.3 ± 0.05 mgNH_4^+ -N/(gVSS·h) 和 1.7 ± 0.05 mgNO_2^- -N/(gVSS·h),Rp 中氨氧化速率和亚硝酸盐氧化速率分别约为 Rs 中的 3.3 倍和

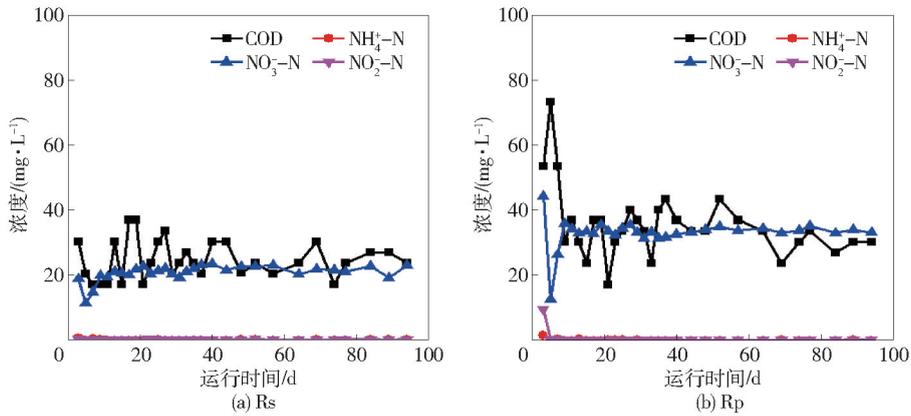


图1 Rs(可溶态)和Rp(颗粒态)出水COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N和NO₂⁻-N浓度

1.7倍。即Rp反应器中氨氧化速率和亚硝酸盐氧化速率明显高于Rs,Rp和Rs除有机物组分别为颗粒态和可溶态外,其他水质组分和运行参数相同,说明颗粒态有机物组分有利于氨氧化和亚硝酸盐氧化过程。这可能是由于颗粒态有机物属于慢速生物降解有机物,异养菌利用速率慢,与硝化细菌竞争性减弱。有研究^[19]显示颗粒态有机物能够影响异养菌和硝化菌的平衡从而影响硝化活性。

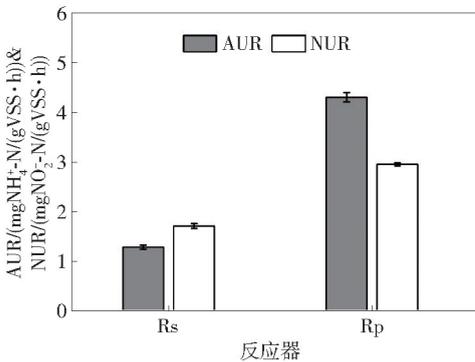


图2 Rs和Rp中污泥的氨氧化速率和亚硝酸盐氧化速率

2.1.2 出水悬浮固体(ESS)浓度

Rs和Rp出水中悬浮固体(ESS)浓度如图3所示。待反应器运行稳定,每5d检测ESS浓度,Rs的ESS浓度为 0.113 ± 0.014 g/L,而Rp的ESS浓度分别为 0.039 ± 0.006 g/L,可见,Rp反应器污泥对悬浮物具有更好的截留作用。

2.2 污泥常规特征

2.2.1 形态结构特征

通过显微镜进一步观察Rs和Rp稳定阶段污泥形态特征,结果如图4所示。由图4可知,Rs反应器中培养出结构紧凑、边界清晰的典型好氧颗粒污泥,而Rp反应器则没有出现明显典型的好氧颗粒污泥,说明颗粒态有机物不利于好氧颗粒污泥的

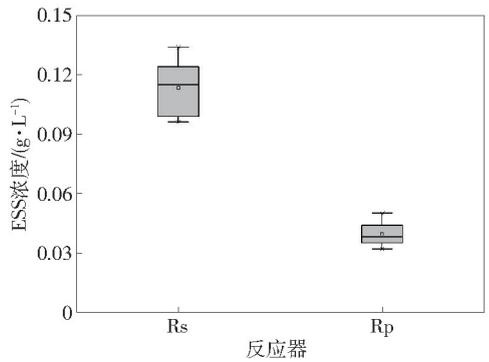


图3 Rs和Rp出水悬浮固体(ESS)浓度

形成。进一步观察发现,Rp反应器中的污泥周围出现大量原生动物,这有助于减少ESS浓度。

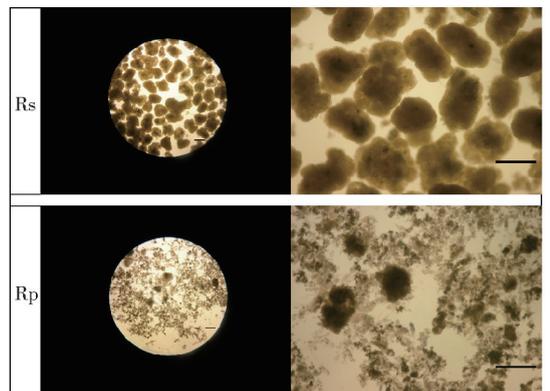


图4 Rs和Rp稳定阶段污泥形态特征(标尺=500 μm)

2.2.2 污泥浓度及沉降性

Rs和Rp反应器中污泥浓度(MLSS)及沉降性(用SVI评价)结果如图5所示。由图5(a)可知,Rs和Rp反应器中MLSS变化趋势不同,Rs反应器接种污泥启动后,MLSS快速增加并在20d左右达到最大值,并维持稳定在 3.5 ± 0.1 g/L。而Rp反应接种污泥启动后,MLSS出现先降低随后升高的过程,并在30d左右达到最大值,并维持稳定在 1.6 ± 0.0 g/L。

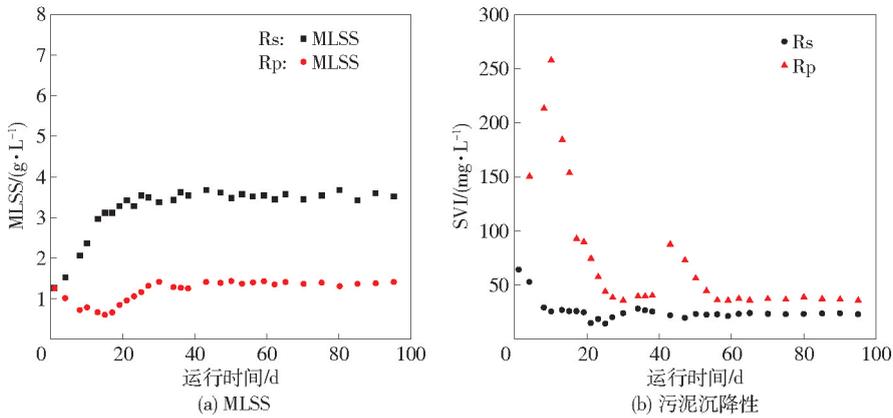


图5 Rs和Rp反应器中污泥浓度及污泥沉降性

这主要归因于接种污泥在溶解态有机物模拟废水中活化,已经适应Rs反应器水质,而对Rp中颗粒态有机物模拟废水需要重新适应。接种污泥中不适应颗粒态有机物水质的微生物被淘汰,而适应微生物的则富集增长,所以Rp中MLSS出现先降低而后增高的现象。

由图5(b)可知,Rs反应器污泥SVI没有出现典型的先增加后降低的过程,而是直接降低并逐渐稳定,可能主要因为接种污泥的活化过程。而Rp反应器污泥则出现SVI先增加后降低的现象,这与典型SBR反应器启动过程中污泥SVI的变化一致。此外,Rp反应器中污泥SVI在第43d时突然上升随后又逐渐降低,第56d左右重新恢复稳定,这可能是由于Rp反应器启动初期,降解颗粒态有机物的微生物较少,颗粒态有机物未能被完全利用而混合在污泥中,随着降解颗粒态有机物微生物的增长,混合在污泥中的颗粒态有机物逐渐被降解,导致污泥结构松散、沉降性变差;随着反应器运行参数、污泥浓度等的稳定,污泥SVI再次稳定。稳定阶段,Rs反应器中好氧颗粒污泥SVI为 23.0 ± 0.7 mL/g,明显低于Rp反应器中污泥SVI(36.5 ± 0.9 mL/g),说明废水中颗粒态有机物不利于活性污泥的沉降性。

2.2.3 污泥强度及亲疏水性

污泥强度是指在外力作用下污泥抵抗破碎的能力,通常采用完整性系数评价(完整性系数越大,说明颗粒污泥强度越大)。Rs和Rp中污泥完整性系数及亲疏水性如图6所示。由图6可见,Rs中稳定阶段好氧颗粒污泥完整性系数($95.4\% \pm 0.2\%$)明显高于Rp中活性污泥($86.4\% \pm 0.3\%$),说明颗粒态有机物导致污泥强度低,抗水力剪切能力弱,不利于颗粒污泥的形成。疏水性结果显示,Rs中颗粒

污泥疏水性为 $77.5\% \pm 0.3\%$,低于Rp中活性污泥疏水性($89.0\% \pm 2.6\%$),根据相关报道^[20],在絮体活性污泥体系中,废水中颗粒态有机物有助于提高活性污泥疏水性,本文研究结果进一步说明,颗粒态有机物废水培养的活性污泥疏水性高于溶解态有机废水培养的好氧颗粒污泥。尽管有研究指出高疏水性有利于颗粒污泥的形成和稳定^[21-22],但Rp中却未发现明显好氧颗粒污泥积累。

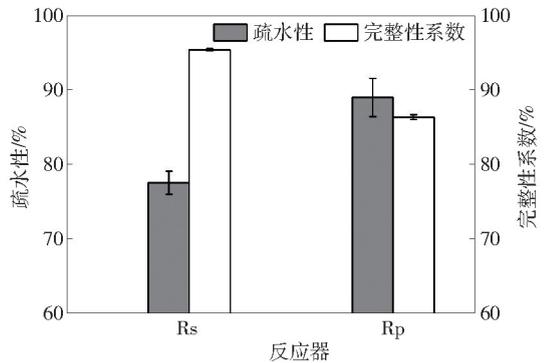


图6 Rs和Rp反应器中污泥疏水性及完整性系数

2.3 EPS含量及组分

EPS能够促进细菌凝聚诱导污泥颗粒化^[23],其所含组分PN和PS是维持好氧颗粒污泥结构稳定性的重要组分,但目前各组分对好氧颗粒污泥的形成和稳定的作用说法并不统一^[24-25]。Rs和Rp稳定阶段污泥EPS中PN和PS含量如图7所示。由图7可知,Rs好氧颗粒污泥EPS中PS和PN的含量分别为 14.7 ± 0.5 mg/gVSS和 31.3 ± 2.5 mg/gVSS,而Rp活性污泥EPS中PS和PN的含量分别增加至Rs的3.2倍和2.1倍,可见废水中颗粒态有机物促使微生物产生更多的EPS。Rp的EPS中PN含量增高主要是因为微生物为了降解颗粒态有机物分泌大量的胞外酶(PN),这与Wang等^[26]的报道一致。

而 R_p 的 EPS 中 PS 含量大量增加的原因,主要是吸附在污泥表面的颗粒态有机物水解产物积聚在 EPS 结构中^[27]。

图 7 中结果显示, R_s 的 EPS 中 PN/PS 值为 2.1 ± 0.2 ,而 R_p 的 EPS 中 PN/PS 值为 1.4 ± 0.1 ,说明颗粒态有机物组分使污泥中 PN/PS 值降低。PN/PS 是影响好氧颗粒污泥稳定的重要参数^[14],PN/PS 值升高对颗粒污泥形成和稳定有积极作用,可见颗粒态有机物不利于好氧颗粒污泥的形成和稳定。

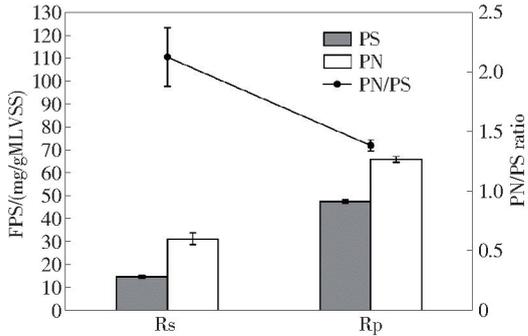


图 7 R_s 和 R_p 稳定阶段污泥 EPS 含量

2.4 微生物群落结构变化

通过 16S rDNA 基因的 Illumina Miseq 高通量测序比较分析废水中溶解态有机物和颗粒态有机物对微生物丰富度和多样性的影响。 R_s 和 R_p 中微生物 α 多样性指数见表 2。其中,Chao 和 ACE 指数表示微生物丰富度,Shannon 和 Simpson 指数表示微生物多样性,Coverage 表示样品克隆文库覆盖率。从表 2 可以看出, R_s 和 R_p 微生物的 Coverage 值均为 0.999,说明 2 个样品的测序深度能够很好地反映样品中微生物的实际情况。 R_s 中微生物的 Chao、ACE、Shannon 和 Simpson 指数均小于 R_p ,说明颗粒态有机物组分导致微生物丰富度和多样性均增加。

表 2 R_s 和 R_p 中微生物 α 多样性指数

样品	Shannon	Simpson	ACE	Chao	Coverage
R_s	2.74	0.84	292.7	292.0	0.999
R_p	3.43	0.90	350.1	340.8	0.999

不同分类水平分析 R_s 和 R_p 中微生物群落结构如图 8 所示。门分类水平结果(图 8(a))显示, R_s 中微生物主要集中在 Proteobacteria、Actinobacteria、Bacteroidetes 和 Saccharibacteria 门,相对丰度分别为 33.6%、35.8%、22.0% 和 7.3%,总相对丰度为 98.7%。 R_p 中微生物以 Proteobacteria (75.3%) 为主,其相对丰度比 R_s 高一倍,说明 Proteobacteria

包含丰富的降解颗粒态有机物的微生物,而 Verrucomicrobia (3.6%)、FBP (2.5%)、Acidobacteria (2.3%) 和 Chloroflexi (1.2%) 的微生物相对丰度也明显高于 R_s ,说明这几个门中的微生物也相对更适应颗粒态有机物环境。

纲分类水平(图 8(b))分析显示, R_s 中微生物主要为 Actinobacteria (35.8%),其次是 Alphaproteobacteria (24.6%) 和 Flavobacteriia (15.3%),而 R_p 中微生物主要为 Alphaproteobacteria (30.9%), Gammaproteobacteria (28.2%) 和 Deltaproteobacteria (10.3%)。与 R_s 中微生物相对丰度相比, R_p 中 Gammaproteobacteria 相对丰度提高了 23.5%, Deltaproteobacteria 相对丰度提高 10%, Alphaproteobacteria 相对丰度提高 6.3%,而 Actinobacteria、Flavobacteriia 和 Sphingobacteriia 相对丰度降低 34%、11.3% 和 4%。可见纲分类水平下,Gammaproteobacteria 微生物更能有效适应颗粒态有机物组分环境,其次是 Deltaproteobacteria 和 Alphaproteobacteria,Alphaproteobacteria 微生物在 R_s 和 R_p 中相对丰度都较高,说明在可溶态和颗粒态有机组分中都能较好生存,而 Actinobacteria、Flavobacteriia 和 Sphingobacteriia 微生物则更适合可溶态有机组分环境且利于好氧颗粒污泥的形成^[28]。

属分类水平如图 8(c) 所示, R_s 和 R_p 反应器中微生物群落结构明显不同。 R_s 中主要微生物属为 *Micropruina* (34.2%) 和 *Flavobacterium* (14.5%),可溶性葡萄糖是易被生物降解的有机物,*Micropruina* 能在细胞内富集糖原故而成为优势菌,且其生长缓慢利于生物膜附着^[29],有助于颗粒污泥的形成和稳定。*Flavobacterium* 是疏水性细菌,是形成好氧颗粒污泥的重要微生物^[30]。而 R_p 中微生物属则主要为 *Pseudofulvimonas* (25.5%)、*Rhodobacter* (12.4%) 和 *Nannocystis* (7.3%)。*Pseudofulvimonas* 能够降解淀粉等复杂有机物^[31],进而在 R_p 中富集成为主要微生物属。*Nannocystis* 不能降解单糖和双糖,却可以利用淀粉产生絮凝物质^[32-33]。*Rhodobacter* 兼具光自养、光异养和化能异养代谢能力,但其产生的信号分子阻止微生物聚集生长^[34],不利于颗粒污泥形成。

进一步属分类水平分析 R_s 和 R_p 中氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌群落结构(图 8(d)),*Nitrosomonas* 是 R_s 和 R_p 中主要的氨氧化菌,其相对丰度分别为 0.066% 和 0.074%。此外, R_p 中还含有极少量 *Ni-*

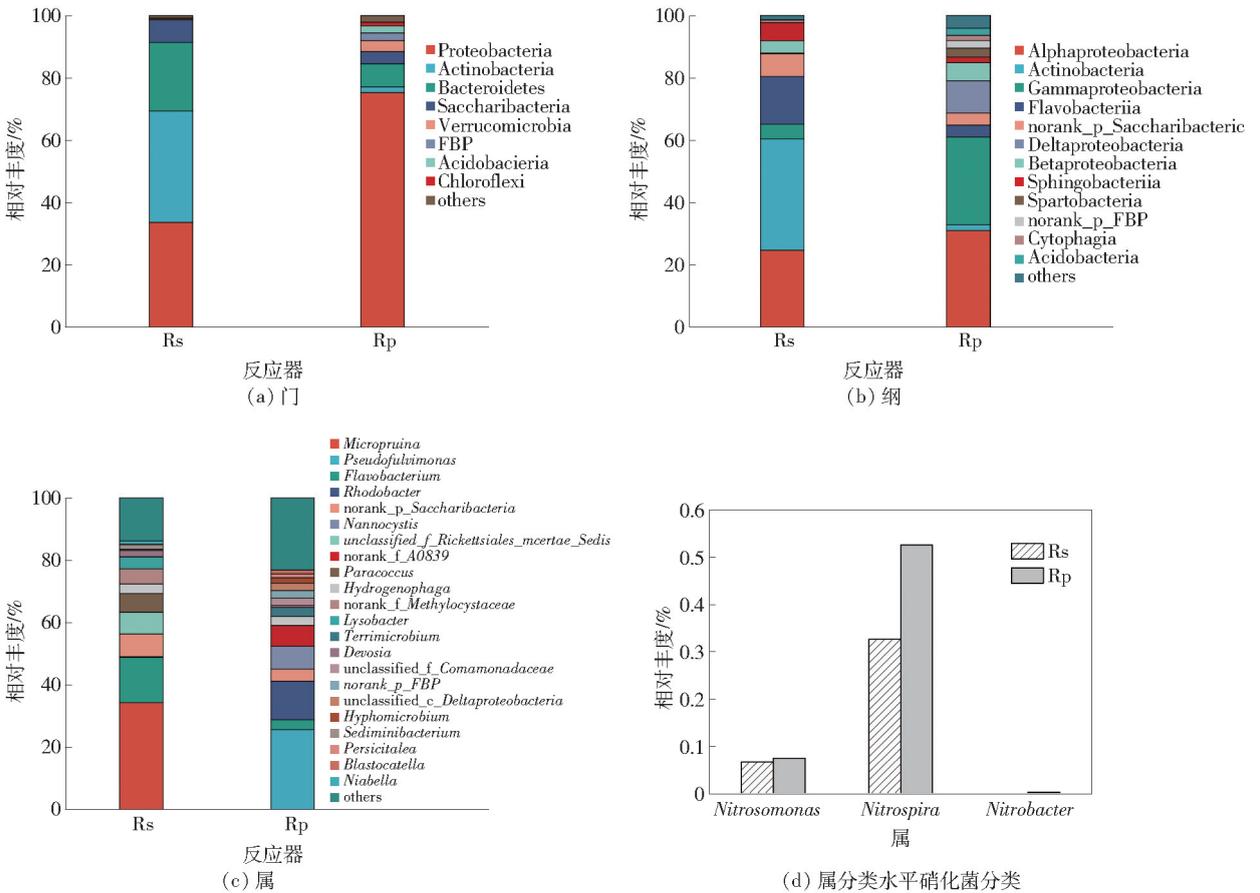


图8 不同分类水平微生物种群结构

trobacter。*Nitrospira* 是 Rs 和 Rp 中主要亚硝酸盐氧化菌,其相对丰度分别为 0.33% 和 0.53%。可见,颗粒态有机物和可溶态有机物对氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌群落结构没有明显影响,但颗粒态有机物有利于氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌的富集,这也解释了 Rp 中较高的氨氧化速率和亚硝酸盐氧化速率。

3 结论

- 1) 颗粒态有机物影响反应器出水水质,与可溶态有机物反应器出水相比,颗粒态有机物反应器出水中 COD 和 NO_3^- -N 浓度更高,而悬浮物浓度更低。
- 2) 颗粒态有机物不利于好氧颗粒污泥的形成,其反应器中未形成典型好氧颗粒污泥,其污泥沉降性和强度等较差。
- 3) 颗粒态有机物促进微生物 EPS-PN 和 EPS-PS 的大量分泌,PN/PS 比的降低不利于好氧颗粒污泥到的形成。
- 4) 颗粒态有机物对微生物群落结构具有明显影响,颗粒态有机物反应器中主要菌属为 *Pseudofulvimonas*、*Rhodobacter* 和 *Nannocystis*,而可溶态有机反

应器中,主要微生物菌属为 *Micropruina* 和 *Flavobacterium*。颗粒态有机物反应器中特异性菌属并未相互聚集成颗粒污泥。

[参考文献]

- [1] KRUIT J,BOLEY F,JACOBS L, et al. Prediction of the o-2 conditions in the selector [J]. Water Science and Technology, 1994, 29(7): 229-237.
- [2] CASEY T G,WENTZEL M C,EKAMA G A. Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems-Paper 11: A biochemical/microbiological model for proliferation of anoxic-aerobic (AA) filamentous organisms [J]. Water Sa, 1999, 25(4): 443-451.
- [3] KAPPELER J,GUJER W. Verification and applications of a mathematical-model for aerobic bulking [J]. Water Research, 1994, 28(2): 311-322.
- [4] SCHWARZENBECK N,ERLEY R,WILDERER P A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter [J]. Water Science and Technology, 2004, 49(11-12): 41-46.
- [5] DULEKGURGEN E,DOĞRUEL S,KARAHAN Ö, et al. Size distribution of wastewater COD fractions as an index

- for biodegradability [J]. *Water Research*, 2006, 40(2): 273–282.
- [6] SHOW K Y, LEE D J, TAY J H. Aerobic granulation: advances and challenges [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2012, 167(6): 1622–1640.
- [7] ADAV S S, LEE D J, SHOW K Y, et al. Aerobic granular sludge: recent advances [J]. *Biotechnology Advances*, 2008, 26(5): 411–423.
- [8] WINKLER M K H, MEUNIER C, HENRIET O, et al. An integrative review of granular sludge for the biological removal of nutrients and recalcitrant organic matter from wastewater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 336: 489–502.
- [9] LEMAIRE R, WEBB R I, YUAN Z G. Micro-scale observations of the structure of aerobic microbial granules used for the treatment of nutrient-rich industrial wastewater [J]. *Isme J*, 2008, 2(5): 528–541.
- [10] DE KREUK M K, KISHIDA N, TSUNEDA S, et al. Behavior of polymeric substrates in an aerobic granular sludge system [J]. *Water Research*, 2010, 44(20): 5929–5938.
- [11] WAGNER J, WEISSBRODT D G, MANGUIN V, et al. Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors [J]. *Water Research*, 2015, 85: 158–166.
- [12] CETIN E, KARAKAS E, DULEKGURGEN E, et al. Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater [J]. *Water Research*, 2018, 131: 74–89.
- [13] 国家环保总局, 水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法(第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [14] ZHANG L, FENG X, ZHU N, et al. Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 2007, 41(5): 551–557.
- [15] GHANGREKAR M, ASOLEKAR S, JOSHI S. Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation [J]. *Water Research*, 2005, 39(6): 1123–1133.
- [16] DONG J, ZHANG Z, YU Z, et al. Evolution and functional analysis of extracellular polymeric substances during the granulation of aerobic sludge used to treat p-chloroaniline wastewater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 330: 596–604.
- [17] RAUNKJÆR K, HVITVED-JACOBSEN T, NIELSEN P H. Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipid in domestic wastewater [J]. *Water Research*, 1994, 28(2): 251–262.
- [18] FRØLUND B, PALMGREN R, KEIDING K, et al. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin [J]. *Water Research*, 1996, 30(8): 1749–1758.
- [19] WANG B B, GU Y W, CHEN J M, et al. Is polymeric substrate in influent an indirect impetus for the nitrification process in an activated sludge system? [J]. *Chemosphere*, 2017, 177: 128–134.
- [20] WANG B B, PENG D C, HOU Y P, et al. The important implications of particulate substrate in determining the physicochemical characteristics of extracellular polymeric substances (EPS) in activated sludge [J]. *Water Research*, 2014, 58: 1–8.
- [21] VYDEHI P, RAVINDRAN G, SHYAMALA G, et al. Aerobic granular sludge-based sustainable wastewater treatment: Process, bottlenecks, and knowledge gap through scientometric perspective [J]. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2024, 16: 100462.
- [22] Cydzik-Kwiatkowska A, Bernat K, Zielinska M, et al. Cycle length and COD/N ratio determine properties of aerobic granules treating high-nitrogen wastewater [J]. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2014, 37(7): 1305–1313.
- [23] 王景华, 袁林江, 贺向峰, 等. EPS对细菌凝聚和絮状污泥颗粒化的作用 [J]. *中国环境科学*, 2024, 44(9): 4893–900.
- [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] MCSWAIN B S, IRVINE R L, HAUSNER M, et al. Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge [J]. *Appl Environ Microbiol*, 2005, 71(2): 1051–1057.
- [26] WANG B B, LIU X T, CHEN J M, et al. Composition and functional group characterization of extracellular polymeric substances (EPS) in activated sludge: the impacts of polymerization degree of proteinaceous substrates [J]. *Water Research*, 2018, 129: 133–142.
- [27] CORSINO S F, DI BIASE A, DEVLIN T R, et al. Effect of extended famine conditions on aerobic granular sludge stability in the treatment of brewery wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2017, 226: 150–157.
- [28] BATTIN T J, BESEMER K, BENGTSSON M M, et al.

- The ecology and biogeochemistry of stream biofilms [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2016, 14: 251.
- [29] HUANG H, YU Q, REN H, et al. Towards physico-chemical and biological effects on detachment and activity recovery of aging biofilm by enzyme and surfactant treatments [J]. *Bioresour Technology*, 2018, 247: 319 – 326.
- [30] LV J, WANG Y, ZHONG C, et al. The microbial attachment potential and quorum sensing measurement of aerobic granular activated sludge and flocculent activated sludge [J]. *Bioresour Technology*, 2014, 151: 291 – 296.
- [31] CHEN P, LIANG J. Effects of biochar on bacterial community dynamics and metabolic functions during the composting of food waste digestate [J]. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2025, 15 (14): 20713 – 20722.
- [32] GARCIA R, MÜLLER R. The Family Nannocystaceae [M]. *The Prokaryotes*. Springer. 2014: 213 – 229.
- [33] ZHANG J, LIU Z, WANG S, et al. Characterization of a bioflocculant produced by the marine myxobacterium *Nannocystis* sp. NU-2 [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2002, 59(4): 517 – 522.
- [34] PUSKAS A, GREENBERG E P, KAPLAN S, et al. A quorum-sensing system in the free-living photosynthetic bacterium *Rhodobacter sphaeroides* [J]. *Journal of Bacteriology*, 1997, 179(23): 7530.

The Effect of Particulate Organic Matter on the Characteristics of Aerobic Granular Sludge

YIN Yunjun¹, ZHANG Mingyang², YANG Xu², WANG Lu³

(1. China ENFI Engineering Corporation, Beijing 100038, China;

2. Ganzhou ENFI Environmental Energy Co., Ltd., Ganzhou 341100, China;

3. Development Research Center of the Ministry of Water Resources, Beijing 100038, China)

Abstract: To explore the effect of particulate organic matter (POM) on the characteristics of aerobic granular sludge (AGS), two sequencing batch reactors (Rs and Rp) with soluble organic matter and POM influent were established. AGS variations in its treatment performance, physicochemical characteristics, and microbial community were investigated. The results showed that the effluent concentrations of COD and NO_3^- -N in the Rp reactor were higher than those in Rs reactor, which were 35.5 and 32.9 mg/L, respectively. Typical AGS did not form in Rp, and its sludge exhibited inferior settling ability and mechanical strength, with a sludge volume index (SVI) of 36.5 mL/g and an integrity coefficient of 95.4%. In contrast, well-structured AGS was successfully developed in Rs. The presence of POM stimulated the secretion of extracellular polymeric substances (EPS). The contents of polysaccharide (PS) and protein (PN) in EPS were 3.2 times and 2.1 times higher in Rp than those in Rs, respectively. Moreover, the PN/PS ratio decreased from 2.1 in Rs to 1.4 in Rp, which adversely affected AGS formation. Microbial community analysis revealed that the dominant genera in Rp were *Pseudofulvimonas*, *Rhodobacter*, and *Nannocystis*, whereas *Micropruina* and *Flavobacterium* were predominant in Rs. The specific bacterial genera in Rp failed to aggregate effectively into granular structures. These findings offer theoretical insights for the cultivation and stable maintenance of AGS.

Key words: particulate organic matter; aerobic granular sludge; extracellular polymeric substances; microbial community; biological wastewater treatment; organic components