Eco-Environmental Knowledge Web

环境工程学报
Chinese Journal of Environmental Engineering

第 15 卷 第 3 期 2021 年 3 月
Vol. 15, No.3 Mar. 2021

http://www.cjee.ac.cn E-mail: cjee@rcees.ac.cn (010) 62941074

文章栏目：水污染防治
DOI 10.12030/j.cjee.202006106 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

刘前进, 刘立凡. 混合碳源的好氧颗粒污泥培养及其除污效果分析[J]. 环境工程学报，2021, 15(3): 962-971.
LIU Qianjin, LIU Lifan. Cultivation of aerobic granular sludge with mixed carbon source and its decontamination effect analysis[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(3): 962-971.

混合碳源的好氧颗粒污泥培养及其除污效果分析

刘前进, 刘立凡*

广东工业大学土木与交通工程学院，广州 510006

第一作者：刘前进 (1995—)，男，硕士研究生。研究方向：好氧颗粒污泥的培养。E-mail：2115705783@qq.com
*通信作者：刘立凡 (1972—)，女，硕士，副教授。研究方向：生物处理理论与技术。E-mail：lifan_liu@126.com

摘　要　以葡萄糖和乙酸钠为混合碳源，采用调控耗氧有机污染物浓度 (以 COD 计)、表面上升气速和污泥沉降时间的方法培养好氧颗粒污泥，对污泥颗粒化过程中的污泥特性变化和污染物去除效果进行研究。结果表明：第 110 天，好氧颗粒污泥培养成功，颗粒粒径主要分布在 1.43~2.26 mm，污泥容积指数 (SVI_{30}) 为 28 mL·g^{-1}，沉降速度为 94 m·h^{-1}，污泥挥发组分比例 (MLVSS/MLSS) 为 0.72。通过对胞外聚合物 (EPS) 含量变化分析可知，在污泥颗粒化过程中，多糖 (PS) 含量变化不大，基本维持在 25 mg·g^{-1}，蛋白质 (PN) 含量明显增加，由 13.98 mg·g^{-1} 增加到 41.86 mg·g^{-1}，说明 PN 对好氧颗粒污泥的形成具有重要作用。好氧颗粒污泥对 COD、TN 和 TP 的去除率分别达到 95%、80%、70%，具有良好的除污效果。以上研究结果可为好氧颗粒污泥的培养提供参考。

关键词　好氧颗粒污泥；除污效果；特性；颗粒化；混合碳源

好氧颗粒污泥是微生物在好氧条件下自凝聚形成的一种结构紧密的颗粒状活性污泥[1-2]。与传统活性污泥相比，好氧颗粒污泥具有沉降性能优良、微生物种类多样、生物量高、单级同步脱氮除磷等优点[3-5]。自 1991 年首次在连续流反应器中培养得到好氧颗粒污泥报道以来[6]，有研究[7-8]发现，以葡萄糖或乙酸钠为单一碳培养好氧颗粒污泥存在污泥易膨胀和颗粒污泥结构松散等问题。王芳等[9]采用以葡萄糖和乙酸钠为混合碳源培养的好氧颗粒污泥表面光滑、结构紧密。培养过程中 SBR 调控方法的不同会导致培养结果也有差异。赵霞等[10]采用调控表面上升气速的方法培养出结构密实且表面有大量丝状菌存在的颗粒污泥；但是通过增大耗氧有机污染物浓度和表面上升气速的方式培养出的好氧颗粒污泥表面光滑且无丝状菌存在[9]。郭承元等[11]以容积负荷和沉降时间为调控参数培养出了表面凹凸不平、内部出现空洞且表面以杆菌为主的好氧颗粒污泥。以上研究在好氧颗粒污泥的培养过程中均采用调控单一条件，同时调控多因素的好氧颗粒污泥培养研究鲜有报道。

因此，本实验在 SBR 中，采用以葡萄糖和乙酸钠为混合碳源，通过提高进水 COD 值、表面上升气速，缩短污泥沉降时间的方法培养好氧颗粒污泥，研究污泥颗粒化过程中污泥特性以及污染物去除效果的变化，以期为好氧颗粒污泥培养技术提供理论依据。

收稿日期：2020-06-17；录用日期：2020-08-17

1　材料与方法

1.1　接种污泥和实验用水

1) 接种污泥。实验所用接种污泥取自广州市猎德污水处理厂四期二沉池的回流污泥，接种前曝气 24 h，接种污泥体积为 3.7 L。接种污泥为絮状，灰褐色，含水率为 99.14%，沉降速度为 12.36 $m·h^{-1}$、SVI_{30} 为 110.7 $mL·g^{-1}$、MLSS 为 7 588 $mg·L^{-1}$、MLVSS/MLSS 为 0.41。

2) 实验用水。进水水质采用人工配制的模拟废水，以葡萄糖和乙酸钠为混合碳源，用 $NaHCO_3$ 调节进水 pH 为 7.5 左右，并向进水添加 1 $mL·L^{-1}$ 的微量元素溶液。模拟废水组成：葡萄糖为 500~1 200 $mg·L^{-1}$、乙酸钠为 300~600 $mg·L^{-1}$、NH_4Cl 为 40~90 $mg·L^{-1}$、KH_2PO_4 为 8~18 $mg·L^{-1}$、$CaCl_2$ 为 100 $mg·L^{-1}$、$MgSO_4·7H_2O$ 为 30 $mg·L^{-1}$、$FeSO_4·7H_2O$ 为 30 $mg·L^{-1}$、EDTA 为 20 $mg·L^{-1}$。微量元素溶液组成：$FeCl_3·6H_2O$ 为 500 $mg·L^{-1}$、$CuCl_2·2H_2O$ 为 30 $mg·L^{-1}$、$MnCl_2·4H_2O$ 为 120 $mg·L^{-1}$、$ZnCl_2·6H_2O$ 为 120 $mg·L^{-1}$、H_3BO_3 为 150 $mg·L^{-1}$、KI 为 30 $mg·L^{-1}$、$Na_2MoO_4·2H_2O$ 为 60 $mg·L^{-1}$、$CoCl_2·6H_2O$ 为 150 $mg·L^{-1}$。

1.2　实验装置和运行方式

1) 实验装置。好氧颗粒污泥培养采用 SBR，反应器主体是由有机玻璃制成的圆柱体，其内径 D 为 9.8 cm，总高度为 100 cm，有效高度 H 为 98 cm，有效高径比 (H:D) 为 10，反应器有效容积为 7.39 L，实验装置如图 1 所示。SBR 运行过程包括进水、曝气、沉淀、排水和闲置 5 个阶段，各阶段均通过时间控制器进行全自动控制。

2) 运行方式。在污泥颗粒化过程中，以有机污染物浓度，表面上升气速和污泥沉降时间为主要调控参数，各阶段进水碳、氮和磷的质量浓度比控制在 130∶10∶1~100∶5∶1，SBR 运行周期为 6 h，其中包括进水 4 min、曝气 338~351 min、沉淀 2~15 min、排水 1 min、闲置 2 min，SBR 排出比为 0.5。采用水浴加热的方法使反应器温度控制在 25 ℃。SBR 运行的具体参数如表 1 所示。

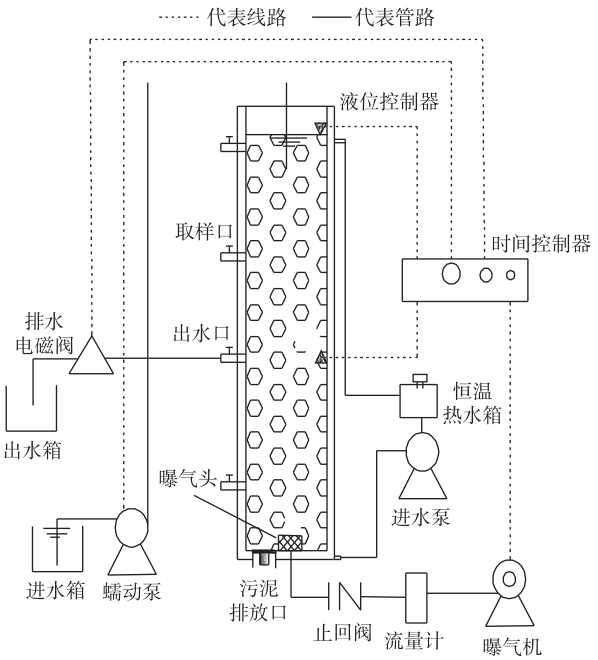


图 1　SBR 装置示意图

Fig. 1　Schematic diagram of SBR

表 1　SBR 运行参数

Table 1　Operating parameters of SBR

运行时间/d	进水/min	曝气/min	沉淀/min	排水/min	闲置/min	表面上升气速/($cm·s^{-1}$)	混合碳源比例	COD/($mg·L^{-1}$)	TN/($mg·L^{-1}$)	TP/($mg·L^{-1}$)
1~13	4	338	15	1	2	0.86	5∶3	800	50	6
14~28	4	341	12	1	2	1.25	3∶2	1 000	60	9
29~43	4	343	10	1	2	1.86	5∶3	1 200	70	12
44~57	4	345	8	1	2	2.65	11∶5	1 600	90	16
58~75	4	348	5	1	2	3.87	11∶5	1 600	90	16
76~110	4	351	2	1	2	4.64	2∶1	1 800	100	20

注：混合碳源比例是指葡萄糖和乙酸钠的质量浓度比。

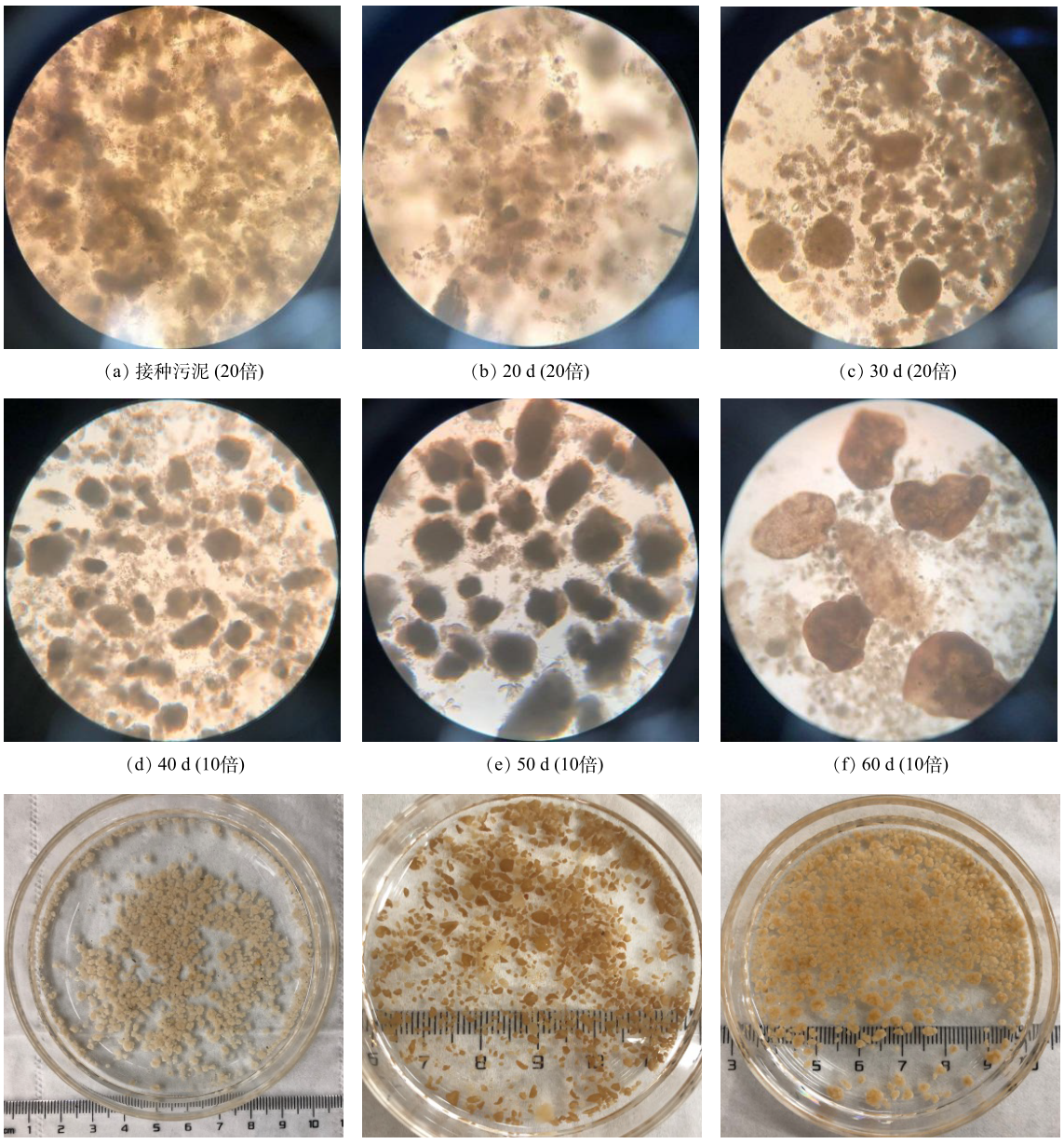
1.3 分析指标和分析方法

MLSS、MLVSS、SVI_{30}、含水率、COD、TN、TP 等均采用标准方法[12]测定，粒径分布采用湿式筛分法[13]确定，污泥沉降速度采用重力沉降法[14]测定，利用生物显微镜 (BK 500 奥特光学) 观测好氧颗粒污泥形态变化。好氧颗粒污泥微观形貌和组成元素采用 FIB-SEM 双束电镜 (LYRA 3 XMU) 观察和分析。EPS 采用热提取法[15]，EPS 含量由 PN 和 PS 含量之和表示，PS 含量采用苯酚-硫酸法[16]测定；PN 含量采用 BCA 分光光度法[17]测定。

2 结果和讨论

2.1 好氧颗粒污泥形成过程

由图 2 可知，接种污泥外观为灰褐色、絮状，结构松散，SVI_{30} 为 110.7 $mL \cdot g^{-1}$，沉降速度为



(a) 接种污泥 (20倍)　(b) 20 d (20倍)　(c) 30 d (20倍)

(d) 40 d (10倍)　(e) 50 d (10倍)　(f) 60 d (10倍)

(g) 70 d　(h) 90 d　(i) 110 d

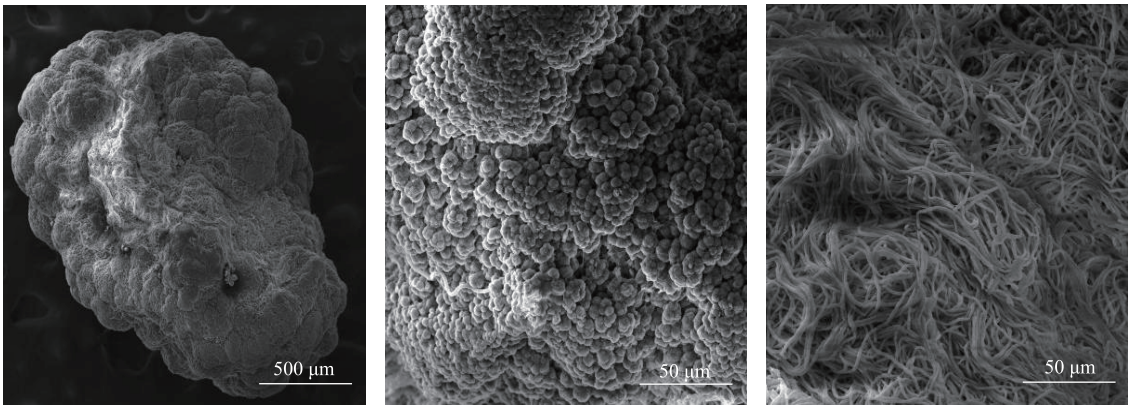
图 2 污泥外观随时间的变化

Fig. 2 Change of sludge appearance with time

12.36 $m \cdot h^{-1}$，MLVSS/MLSS 仅为 0.41。当 SBR 运行 30 d 后，出现少量细小的污泥颗粒，但絮状污泥占主体。第 50 天，初期好氧颗粒污泥形成，粒径较小，主要呈现椭球状或棒状，SVI_{30} 下降为 41.66 $mL \cdot g^{-1}$，沉降速度增大到 35.74 $m \cdot h^{-1}$，MLVSS/MLSS 为 0.57。随着 SBR 内选择压不断增强，沉降性能较差的颗粒污泥被筛选出反应器，第 70 天，好氧颗粒污泥外观呈淡黄色，表面有一层绒毛，颗粒粒径主要集中在 1~1.5 mm。第 110 天，好氧颗粒污泥为橙黄色，外形较为光滑，整体呈球状或椭球状的立体结构，大多数颗粒粒径分布在 1.43~2.26 mm，SVI_{30} 为 28 $mL \cdot g^{-1}$，沉降速度为 94 $m \cdot h^{-1}$，MLSS 达到 17 400 $mg \cdot L^{-1}$，MLVSS/MLSS 为 0.72，以上测定结果标志着好氧颗粒污泥培养成功。与其他研究结果[18] 相比，该实验培养得到的好氧颗粒污泥沉降性能、微生物量以及微生物活性均较高。

2.2　好氧颗粒污泥微观形貌和元素组成分析

好氧颗粒污泥微观形貌如图 3 所示。由图 3(a) 可知：好氧颗粒污泥呈球状结构，外表面具有褶皱和空隙。由于表面褶皱的存在，好氧颗粒污泥比活性污泥具有更大的比表面积，因此更有利于与水体中有机物充分接触，从而增强了对有机污染物的去除效果。此外，好氧颗粒污泥表面的空隙是溶解氧和营养物质渗透到颗粒污泥内部的通道[19]。颗粒表面的微生物以球菌和丝状菌为主，同时还存在少量杆菌和钟虫 (图 3(b)~图 3(e))。球菌呈密集的生长状态 (图 3(b))，丝状菌相互交联，形成类似网状结构 (图 3(c))。有研究[20] 发现，丝状菌不仅能通过缠绕、连接等作用强化颗粒结构，而且可以消除细菌代谢产物在颗粒内部的积累从而可提高好氧颗粒污泥的结构稳定性。



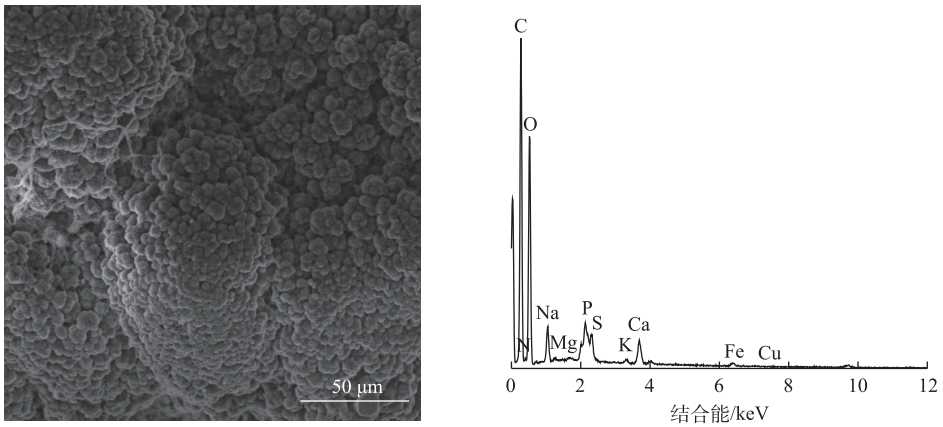
(a) 颗粒污泥整体形态　(b) 球菌　(c) 丝状菌

(d) 杆菌　(e) 钟虫

图 3　好氧颗粒污泥扫描电镜图

Fig. 3　SEM images of aerobic granular sludge

图 4 为好氧颗粒污泥局部扫描电镜图像及其面能谱图，扫描结果见图 4(a) 和图 4(b)。其对应的组成元素分析结果如表 2 所示。由能谱分析结果发现，好氧颗粒污泥中碳元素的质量分数和原子个数比分别达到 50% 和 60% 以上，氧元素的质量分数和原子个数比分别达到 39% 和 34% 以上，说明颗粒污泥中的元素主要是碳和氧，同时好氧颗粒污泥还含有少量其他元素，如 N、Na、Ca、P、S 等。



(a) 好氧颗粒污泥局部扫描面　　(b) 扫描面能谱图

图 4　好氧颗粒污泥局部扫描面及其能谱图

Fig. 4　Local scanning surface and energy spectrum of aerobic granular sludge

2.3　污泥颗粒化过程中污泥理化特性变化

1) 好氧颗粒污泥粒径分布变化。如图 5 所示，第 60 天，初期好氧颗粒污泥已经形成，其颗粒粒径主要集中在 0.4~1.43 mm。随着实验不断进行，第 110 天，SBR 中的好氧颗粒污泥粒径主要分布在 1.43~2.26 mm，其质量分数为 37%。粒径分布在 0.8~3.62 mm 的好氧颗粒污泥质量分数为 88%，而粒径<0.4 mm 和粒径>3.62 mm 的好氧颗粒污泥质量分数均不足 8%，结合图 3(a) 可知，SBR 中的污泥呈球状立体结构，基本无絮状污泥存在，说明好氧颗粒污泥培养成功且可实现泥水分离。

2) 好氧颗粒污泥含水率变化。污泥含水率是表征污泥物理性状的一个重要参数。污泥颗粒化过程中污泥含水率随时间变化情况如图 6 所示。接种污泥含水率为 99.14%，在 SBR 启动初期，因为在曝气状态下接种污泥受到剪切力的作用，污泥原始状态受破坏；此外，污泥沉降时间受到限制 (沉降时间为 15 min)，所以大量沉降性较差的污泥被排出反应器。随着颗粒化逐渐推进，微生物细胞逐渐生长促进污泥间的凝聚，使污泥中的间隙水减少，导致含水率逐渐下降。第 50 天，由于初期好氧颗粒污

表 2　好氧颗粒污泥组成元素

Table 2　Components of aerobic granular sludge

元素	质量分数/%	原子个数比/%	元素	质量分数/%	原子个数比/%
C	53.3	61.6	S	0.43	0.19
O	39.85	34.58	Mg	0.19	0.11
N	1.36	1.34	Fe	0.38	0.09
Na	1.75	1.06	K	0.16	0.06
Ca	1.75	0.61	Cu	0.02	0
P	0.82	0.37			

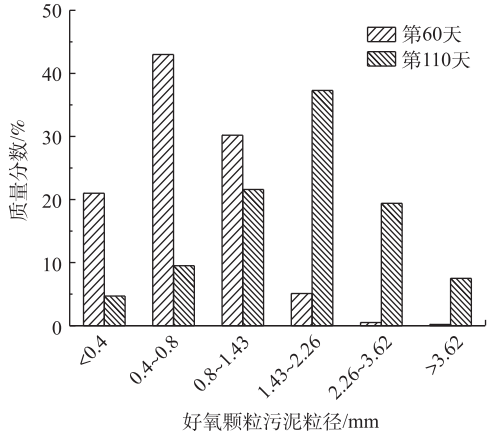


图 5　粒径分布的变化

Fig. 5　Change of particle size distribution

泥形成，大量微生物菌群聚集成团，颗粒污泥密实性增加，因此颗粒污泥含水率明显下降。好氧颗粒污泥逐渐趋于成熟状态，其含水率基本维持在较稳定水平。最后培养得到的好氧颗粒污泥含水率为 97%。

3) 好氧颗粒污泥沉降性能和沉降速度变化。由图 7 可知，接种污泥 SVI_{30} 为 110.7 mL·g^{-1}，沉降性能较差。随着反应器的运行，颗粒化程度不断增加，污泥沉降性能也在不断提升，SVI_{30} 不断下降。随着污泥颗粒化的完成，SVI_{30} 为 28 mL·g^{-1}，远低于普通絮状污泥。接种污泥沉降速度为 12.36 m·h^{-1}，好氧颗粒污泥培养初期，污泥沉降速度呈缓慢增大的趋势。第 40 天，好氧颗粒污泥沉降速度显著增加，最后沉降速度为 94 m·h^{-1}。以上表明培养出的好氧颗粒污泥结构密实，沉降性能良好。

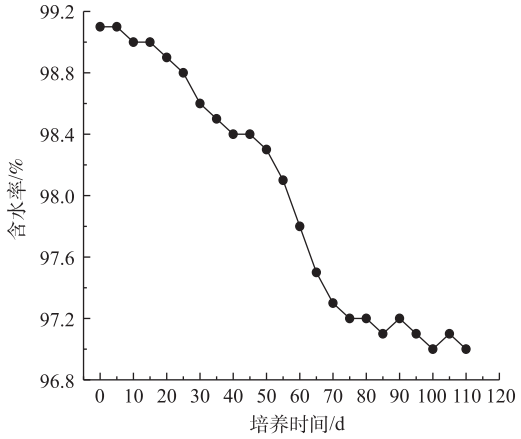


图 6　含水率随时间的变化

Fig. 6　Change of moisture content with time

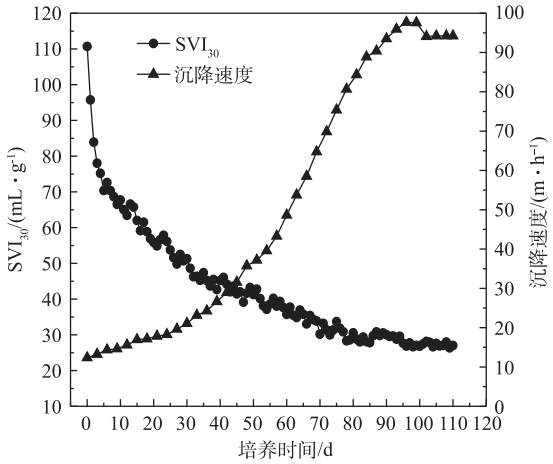


图 7　SVI_{30} 和沉降速度随时间的变化

Fig. 7　Changes of SVI_{30} and settlement velocity with time

4) MLSS 和 MLVSS/MLSS 变化。MLVSS/MLSS 代表污泥中有机固体的比例，表示污泥内部活性微生物量，MLVSS/MLSS 越大说明微生物量越高。污泥颗粒化过程中的 MLSS 和 MLVSS/MLSS 变化情况如图 8 所示，接种 MLSS 为 7 588 mg·L^{-1}，在 SBR 启动初期，污泥沉降时间突然缩短，大量松散絮状污泥被排出反应器，MLSS 显著下降。随着接种污泥对进水水质和 SBR 运行方式的适应，污泥开始逐渐生长，在第 20 天达到 7 990 mg·L^{-1}，超过接种时水平。第 44 天，可能是因为颗粒污泥尚未形成，表面上升气速的增加促使粘附在污泥微团表面的污泥进一步被剥落，所以 MLSS 呈下降趋势。随着 SBR 的连续运行，第 50 天，初期好氧颗粒污泥形成，污泥不断颗粒化，好氧颗粒污泥量开始增加，MLSS 明显上升，在第 87 天达到 24 232 mg·L^{-1}。当好氧颗粒污泥逐渐趋向成熟，MLSS 基本保持在稳定水平。经 SBR 运行 110 d 后，培养出的好氧颗粒污泥 MLSS 为 24 140 mg·L^{-1}，约为接种时的 3.2 倍，说明好氧颗粒污泥具有较高的微生物浓度。接种污泥的 MLVSS/MLSS 仅为 0.41，反映出其内部活性微生物量很少。在整个污泥颗粒化过程中，MLVSS/MLSS 整体处于缓慢上升趋势。随着好氧颗粒污泥趋向成熟，SBR 运行状态稳定，MLVSS/MLSS 值变化不大，基本维持在 0.72，说明好氧颗粒污泥微生物量较高。

5) 污泥颗粒化过程中 EPS、PN 和 PS 质量分数变化。如图 9 所示，接种污泥 EPS 质量分数为 29.86 mg·g^{-1}，其中 PN 和 PS 质量分数分别为 13.98 mg·g^{-1} 和 15.88 mg·g^{-1}。在 SBR 运行初期，EPS、PN 和 PS 含量均缓慢增加，但 PS 含量略高于 PN 含量，这是因为污泥内微生物在新环境刺激下需要分泌大量胞外多糖维持正常的生命活动[21]。随后由于沉降时间缩短，表面上升气速和有机污染物浓度提高，SBR 内的选择压增强，打破了污泥中微生物细胞间信息交流的动态平衡，使微生物

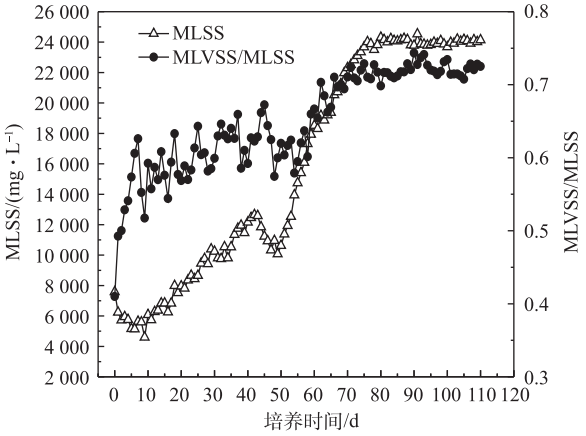


图 8 MLSS 和 MLVSS/MLSS 随时间变化

Fig. 8 Changes of MLSS and MLVSS/MLSS with time

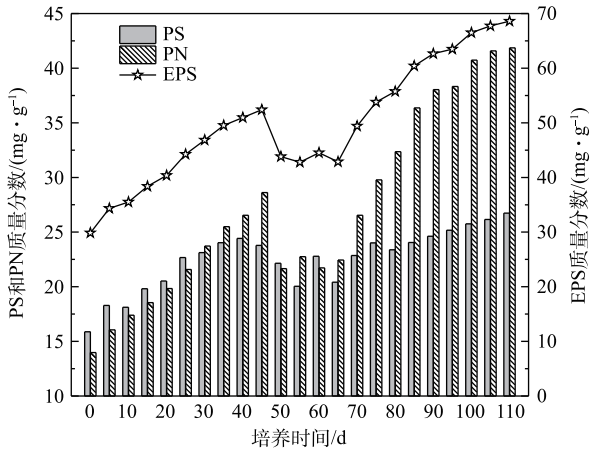


图 9 EPS、PN 和 PS 质量分数随时间的变化

Fig. 9 Changes of EPS, PN and PS content with time

的新陈代谢活动受到抑制，因此 EPS、PN 和 PS 含量开始出现短时间的下降趋势。第 70 天 SBR 中的污泥以颗粒污泥为主，微生物量提高，EPS 和 PN 含量开始显著增加，而 PS 含量没有明显波动。随着污泥颗粒化的完成，EPS、PN 和 PS 含量逐渐趋于稳定。第 110 天的好氧颗粒污泥 EPS 和 PN 质量分数分别为 68.6 mg·g^{-1} 和 41.86 mg·g^{-1}，PS 质量分数为 26.74 mg·g^{-1}，这表明污泥颗粒化与 PN 含量变化密切相关，而 PS 含量变化对污泥颗粒化影响不大。在整个污泥颗粒化过程中，EPS 含量变化趋势与 PN 含量变化相一致，这与 CHEN 等[22] 的研究结果相符合。

2.4 污泥颗粒化过程中污染物去除效果

1) 污泥颗粒化过程中 COD 去除效果。接种污泥曝气 24 h 后污泥活性较大，对有机物的去除效果较好，如图 10 所示，第 1 天，反应器中的污泥对 COD 去除率为 91.09%。随后因为接种污泥受到剪切力的作用，在沉降时间缩短的情况下，大量沉降性较差的絮状污泥被排出反应器，使 MLSS 和微生物量快速下降，所以在实验初期 COD 去除率明显下降。随着污泥内部微生物对反应器运行条件的逐渐适应，微生物量不断积累，MLSS 开始增加，SBR 的污泥颗粒化程度不断提高，因此，COD 去除率有一定范围的波动，但整体随着进水 COD 值的提高在不断增大。第 50 天，初期好氧颗粒污泥形成，进水 COD 为 1 764 mg·L^{-1}，出水 COD 为 126 mg·L^{-1}，COD 去除率达到 92.83%。在好氧颗粒污泥培养后期，COD 去除率逐渐趋于稳定，第 110 天，好氧颗粒污泥培养成功，反应器进水 COD 为 1 989 mg·L^{-1}，出水 COD 为 90 mg·L^{-1}，COD 去除率为 95%。

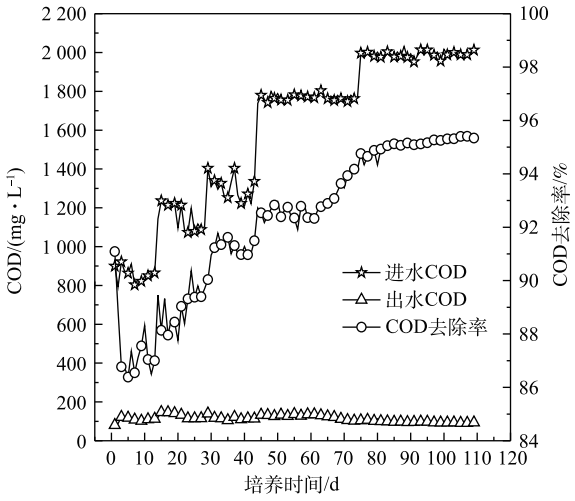


图 10 COD 的去除效果

Fig. 10 COD removal efficiency

2) 污泥颗粒化过程中 TN 去除效果。污泥颗粒化过程中 TN 去除效果如图 11 所示，SBR 运行初期，进水 TN 浓度由最初的 50 mg·L^{-1} 上升到 60 mg·L^{-1}，出水 TN 浓度随进水 TN 浓度而增加，TN 去除率较低，仅为 32%。一方面，因为刚接种污泥内微生物活性较低，对生存环境正处于适应阶段，仅靠微生物的同化作用将 TN 转化为自身细胞原生质成分；另一方面，又因为初期反应器以絮状污泥为主体，污泥颗粒化现象不明显，尚未形成同步硝化反硝

化所需要的微环境[23-24]，因此，TN 去除率总体较低。之后 TN 去除率明显增加，出水 TN 浓度逐渐降低。随着反应器中颗粒污泥粒径不断增大，在第 80 天 TN 去除率为 75% 左右，出水 TN 浓度为 25 mg·L^{-1}。研究发现 TN 去除效果受颗粒污泥粒径的影响[25]，这主要是因为随着颗粒污泥粒径不断增大，其内部因氧气传递的限制产生分层，分别在颗粒污泥表面和内部形成好氧环境和缺氧环境[26]；硝化菌在颗粒表面发生硝化作用将NH_4^+-N 氧化为硝态氮和亚硝态氮；反硝化菌在颗粒内部发生反硝化作用将进入的硝态氮和亚硝态氮还原成氮气，从而实现对 N 的去除[27]。当好氧颗粒污泥趋于成熟，硝化和反硝化作用逐渐稳定，出水 TN 浓度基本维持在 20 mg·L^{-1}，TN 去除率稳定在 80% 左右。王晓艳等[28] 使用相同的混合碳源，通过逐步提高有机负荷和缩短沉降时间的方法培养得到的好氧颗粒污泥对 TN 的去除率为 60%，出水 TN 浓度为 40 mg·L^{-1}，说明本实验的颗粒污泥对 TN 具有较好的去除效果。结合 TN 去除率整体变化规律可知，TN 去除效果与污泥颗粒化程度密切相关，因此，实现更好的脱氮效果需要加快推进污泥颗粒化程度。

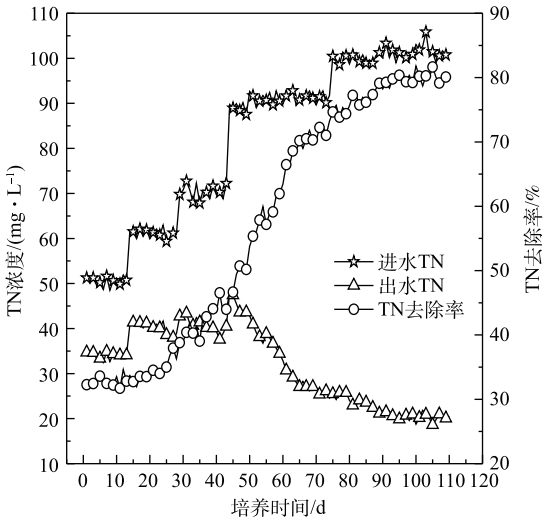


图 11　TN 的去除效果

Fig. 11　TN removal efficiency

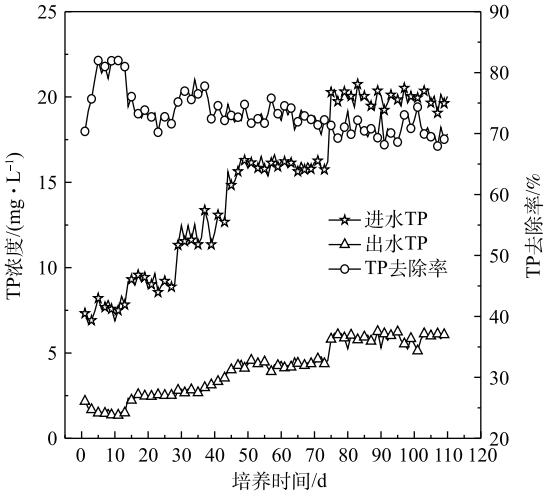


图 12　TP 的去除效果

Fig. 12　TP removal efficiency

3) 污泥颗粒化过程中 TP 去除效果。图 12 为污泥颗粒化过程中 TP 去除效果。好氧颗粒污泥去除 TP 的实质是生物除磷，主要是利用污泥中聚磷菌一类的微生物从外部环境中磷的过剩摄取，并将磷以聚合的形态贮藏在微生物体内，形成高磷污泥，排出 SBR，从而实现对污水中 TP 的去除。由于污泥接种前进行了曝气处理，聚磷菌可吸附污水中大量的磷，而且大量絮状污泥外排，所以 TP 去除率由最初的 70.36% 上升到 81.99%，随后 TP 去除率开始下降。当反应器运行一段时间后，絮状污泥凝聚成团或细小颗粒，TP 去除率又出现缓慢上升趋势。由于污泥颗粒化程度不断加大，大量沉降性能良好的颗粒污泥被截留在反应器内，污泥排出量越来越少。此阶段，由于污泥中的聚磷菌在好氧条件下，可以通过主动运输的方式将外部环境中的磷摄入体内，用于合成 ATP，从而获得能量。因此在 SBR 实验阶段基本不排泥的情况下，由于好氧颗粒污泥量逐渐增大，对 TP 仍具有一定的去除效果。随着好氧污泥颗粒化的完成，TP 出水浓度为 5 mg·L^{-1}，去除率为 70%。

3　结论

1) 在 SBR 中，经过 110 d 后，培养出致密的好氧颗粒污泥，颗粒粒径主要分布在 1.43~2.26 mm，大量球菌和丝状菌附着在好氧颗粒污泥表面。好氧颗粒污泥主要是由碳和氧元素构成，此外还含

有少量的金属元素。

2) 好氧颗粒污泥 SVI_{30} 为 28 mL·g^{-1}，沉降速度为 94 m·h^{-1}，含水率为 97%，MLSS 为 17 400 mg·L^{-1}，MLVSS/MLSS 基本维持在 0.72，具有较高的微生物量和微生物活性。

3) 在污泥颗粒化过程中，PS 含量没有明显波动，PN 含量却明显增加，由 13.98 mg·g^{-1} 增加到 41.86 mg·g^{-1}，且 EPS 含量的变化与 PN 含量变化趋势相一致，表明 EPS 中的 PN 含量在增加可促进对好氧颗粒污泥的形成。

4) 好氧颗粒污泥具有较好的除污效果，对 COD、TN、TP 的去除率分别约为 95%、80%、70%。

参 考 文 献

[1] KHAN M Z, MONDAL P K, SABIR S. Aerobic granulation for wastewater bioremediation: A review[J]. Canadian Journal of Chemical Engineering, 2013, 91(6): 1045-1058.

[2] 王昌稳, 李军, 赵白航, 等. 好氧颗粒污泥的快速培养与污泥特性分析[J]. 中南大学学报, 2013, 44(6): 2623-2628.

[3] SEVIOUR T, DONOSE B C, PIJUAN M, et al. Purification and conformational analysis of a key exopolysaccharide component of mixed culture aerobic sludge granules[J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(12): 4729-4734.

[4] KONG Q, NGO H H, SHU L, et al. Enhancement of aerobic granulation by zero-valent iron in sequencing batch airlift reactor[J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 279(1): 511-517.

[5] PRONK M, BASSIN J P, DE KREUK M K, et al. Evaluating the main and side effects of high salinity on aerobic granular sludge[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2014, 98(3): 1339-1348.

[6] MISHMA K, NAKAMURA M. Self-immobilization of aerobic activated sludge: A pilot of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment[J]. Water Science and Technology, 1991, 23(4): 981-990.

[7] TAY S T L, MOY B Y P, MASZENAN A M, et al. Comparing activated sludge and aerobic granules as microbial inocula for phenol biodegradation[J]. Applied Microbiology Biotechnology, 2005, 67(5): 708-713.

[8] LIU Y, LIU Q S. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors[J]. Biotechnology Advances, 2006, 24(1): 115-127.

[9] 王芳, 于汉英, 张兴文, 等. 好氧颗粒污泥稳定性影响因素分析[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(1): 47-49.

[10] 赵霞, 赵阳丽, 陈忠林, 等. 好氧颗粒污泥发生丝状菌发生污泥碰撞的防空措施[J]. 中国给水排水, 2012, 28(3): 15-19.

[11] 郭承元, 操家顺, 王耀增. 混合碳源的好氧颗粒污泥培养及微生物特性研究[J]. 中国给水排水, 2012, 28(21): 75-78.

[12] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.

[13] LAGUNG A, OUATTARA A, GONZALEZ R O, et al. A simple and low cost technique for determining the granulometry of up flow anaerobic sludge blanket reactor sludge[J]. Water Science and Technology, 1999, 40(8): 1-8.

[14] 王硕. 低温好氧颗粒污泥形成过程及其特性研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.

[15] 张云霞, 季民, 李超, 等. 好氧颗粒污泥胞外聚合物(EPS)的生化性研究[J]. 环境科学, 2008, 29(11): 3124-3127.

[16] DUBOIS M, GILLES K A, HAMILTON J K, et al. Colorimetric method for determination of sugar and related substances[J]. Analytical Chemistry, 1956, 28(5): 250-256.

[17] WALKER J M. The bicinchoninic acid (BCA) assay for protein quantitation[J]. Methods in Molecular Biology, 1994, 32(1): 5-8.

[18] 刘绍根, 梅子鲲, 谢文明, 等. 处理城市污水的好氧颗粒污泥培养及形成过程[J]. 环境科学研究, 2010, 23(7): 918-923.

[19] HULSHOFF P L W, DE CASTRO L S I, LETTINGA G, et al. Anaerobic sludge granulation[J]. Water Research, 2004, 38(6): 1376-1389.

[20] 刘凤阁, 王志平, 周江亚, 等. 真菌对好氧颗粒污泥稳定性的影响[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(5): 5-9.

[21] DURMAZ B, SANIN F D. Effect of carbon to nitrogen ratio on the composition of microbial extracellular polymers in activated sludge[J]. Water Science & Technology, 2001, 44(10): 221-229.

[22] CHEN M Y, LEE D J, TAY J H, et al. Staining of extracellular polymeric substances and cells in bioaggregates[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2007, 75(2): 467-474.

[23] 张鹏, 周琪, 屈计宁, 等. 同时硝化与反硝化研究进展[J]. 重庆环境科学, 2001, 23(6): 20-24.

[24] 杨殿海, 王峰, 夏四清. 废水处理工艺中同步硝化反硝化研究进展[J]. 上海环境科学, 2003, 22(12): 878-882.

[25] DE KREUK M K, HEIJNEN J J, VAN LOOSDRECHT M C M. Simultaneous COD, nitrogen, and osphate removal by aerobic granular sludge[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2005, 90(6): 761-769.

[26] 王佳伟, 高永青, 孙丽欣, 等. 中试SBR内好氧颗粒污泥培养和微生物群落变化[J]. 中国给水排水, 2019, 35(7): 1-7.

[27] 冷璐, 信欣, 鲁航, 等. 同步硝化反硝化耦合除磷工艺的快速启动及其运行特征[J]. 环境科学, 2015, 36(11): 4180-4188.

[28] 王晓艳, 买文宁, 唐启. 好氧颗粒污泥的培养及其对污染物去除特性研究[J]. 环境污染与防治, 2019, 41(9): 1064-1069.

(责任编辑：曲娜)

Cultivation of aerobic granular sludge with mixed carbon source and its decontamination effect analysis

LIU Qianjin, LIU Lifan*

School of Civil and Transportation Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China

*Corresponding author, E-mail: lifan_liu@126.com

Abstract　Using glucose and sodium acetate as mixed carbon source, aerobic granular sludge was cultivated by adjusting the concentration of aerobic organic pollutants (calculated by COD), surface rising gas velocity and sludge settling time. The changes of sludge characteristics and pollutant removal effect during the sludge granulation process were studied. The results showed that the aerobic granular sludge was successfully cultivated on the 110th day, its particle size was mainly distributed in 1.43~2.26 mm, the sludge volume index (SVI_{30}) was 28 $mL \cdot g^{-1}$, the settling speed was 94 $m \cdot h^{-1}$, and the sludge volatile component ratio (MLVSS/MLSS) was 0.72. The change of extracellular polymeric substances (EPS) content indicated that during the process of sludge granulation, the content of polysaccharides (PS) did not obviously change, which basically maintained at 25 $mg \cdot g^{-1}$, but the content of protein (PN) significantly increased from 13.98 $mg \cdot g^{-1}$ to 41.86 $mg \cdot g^{-1}$, indicating that PN played an important role in the formation of aerobic granular sludge. The removal rates of COD, TN and TP by aerobic granular sludge were 95%, 80% and 70%, respectively, which had good decontamination effect. The results of this study can provide some valuable references for aerobic granular sludge cultivation.

Keywords　aerobic granular sludge; decontamination effect; characteristics; granulation; mixed carbon source