

膨胀颗粒污泥床厌氧反应器的快速启动研究

贾学斌, 刘冬梅, 吕炳南

(哈尔滨工业大学 市政环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090)

摘要: 以膨胀颗粒污泥床 (EGSB) 反应器生产实践为基础进行的处理模拟生活污水的试验发现: 在启动过程中, 接种污泥含有厌氧颗粒污泥菌种和适量的絮状厌氧污泥可以加快反应器启动; 采用添加微量金属营养元素和进水 COD 负荷基本不变及稳定后增加负荷的三段式进水操作方式, 有助于颗粒污泥的形成和加快反应器的启动; 在培养过程中出现的反应器壁膜对颗粒污泥的生成可起到促进和辅助作用, 并能提高反应器的抗冲击负荷能力。研究结果对 EGSB 反应器的生产实践具有重要的指导作用, 可作为反应器实际运行的参考依据。

关键词: 膨胀颗粒污泥床反应器; 快速启动; 颗粒污泥; 反应器壁膜

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2006)03-0089-04

Study on Rapid Startup of Expanded Granular Sludge Bed Reactor

JIA Xue-bin, LIU Dong-mei, LV Bing-nan

(School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: It is observed that the startup of Expanded Granular Sludge Bed (EGSB) reactor can be accelerated by inoculating granular sludge which contains anaerobic granular sludge germ and suitable flocculent anaerobic granular sludge in experimental studies on treatment of simulated domestic wastewater based on practice. Formation of granular sludge and rapid startup of EGSB reactor can be achieved using a three-stage operation manner with the constant concentration and the increase of influent organic loading combined with the addition of trace metal elements into the reactor. It demonstrates that biofilm generated on the wall of the reactor during enrichment process is responsible for enhancing and assisting the formation of granular sludge. Moreover, the biofilm increases the capacity against shocking organic loading of the reactor. The results are to have the important function of directing the production practice of the reactor of EGSB, as well as which can provide the reference for the reactor operation.

Key words: expanded granular sludge bed reactor; rapid startup; granular sludge; biofilm formed on wall of reactor

膨胀颗粒污泥床 (EGSB) 反应器是一种在升流式厌氧污泥床 (UASB) 反应器基础上发展起来的第三代高效厌氧生物反应器。与 UASB 反应器相比, 膨胀颗粒污泥床反应器增加了出水再循环部分, 使得反应器内液体上升流速远远高于 UASB 反应器, 加强了污水和微生物之间的接触。正是由于这种独特的技术优势, 使得它可以用于多种有机污水的处

理, 并且获得较高的处理效率。膨胀颗粒污泥床反应器中的颗粒污泥性状及其微生物生存环境是反应器具有高上升流速、高处理效率的重要保证^[1]。

众多研究在论及颗粒污泥形成机理及来源时, 只探讨了以菌胶团或颗粒状形式存在的微生物 (其中包括一些杆状菌) 在其生长的过程中吸附缠绕了大量丝状菌而形成颗粒状污泥的成因, 但极少论及

颗粒污泥的其他成因^[1~7]。总结前人研究的结果,以生产实践为基础,开展了膨胀颗粒污泥床反应器处理模拟生活污水的试验研究。

1 试验装置与方法

1.1 试验装置及流程

模拟生产实践的 EGSB 反应器装置及流程如图 1 所示。

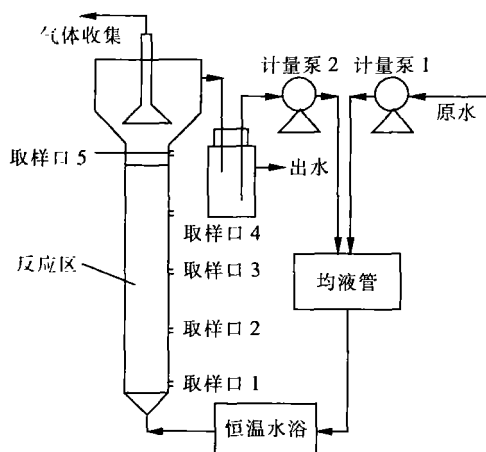


图 1 EGSB 反应器试验装置

Fig 1 Schematic diagram of EGSB reactor

反应器由有机玻璃制成,反应区的内径为 90 mm、高径比为 19:1,沉淀区的内径为 140 mm。其工艺流程为:将待处理的生活污水经计量泵 1 输送到均液管中,回流水经计量泵 2 也输送到均液管中,二者在均液管中混匀后,在压力的作用下以一定流速进入反应器,混合液在反应器上部的三相分离器实现气液固三相分离。

试验参数:进水流量为 2.0~4.0 L/h;上升流速在不同阶段采用不同数值,其大致范围为 0.94~2.5 m/h;水力停留时间为 2.5~8.0 h。

1.2 试验水质

采用人工配制的模拟生活污水,根据水质要求投加蔗糖和啤酒,以及 Fe、Co、Ni、Zn、S、P、K、Mg 等微量元素。进水 COD 为 600~3 000 mg/L,并按 COD:N:P=100:3:1、S:P=1:2 的比例配制进水中的氮、磷及硫的浓度;其中 $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 等营养物质根据需要按 Fe:Co:Ni=10:1:2 的比例相应地增减。进水 pH 值为 6.8~7.2,根据出水的情况按需要添加 NaHCO_3 以调节碱度。反应器内的温度控制在 32~35℃。

接种污泥取自实验室膨胀颗粒污泥床 (EGSB) 反应器内解体的厌氧颗粒污泥。将少量厌氧颗粒污泥及一些絮状的厌氧污泥装入 EGSB 反应器,SS 为 34 308 g/L, VSS/SS=0.49,最大比产甲烷活性为 0.423 $\text{gCH}_4/(\text{gCOD} \cdot \text{d})$ 。

1.3 测试项目及方法

COD:重铬酸钾法;SS、VSS:重量法;pH、ORP:雷磁酸度计;颗粒污泥形态:电镜扫描;反应器壁膜:电子显微镜观测及生物相培养;产甲烷活性 (F_{420}):紫外分光光度计。

2 试验结果与分析

2.1 高流量、低 COD 进水阶段

启动初期控制进水 COD 为 800 mg/L,并采用高进水流量 (进水流量为 4.0 L/h,回流量为 12 L/h);混合液的上升流速根据出水是否含有较大絮状体及小颗粒状污泥,逐步由 1.2 m/h 增加到 2.5 m/h;进水 COD 负荷为 7.68 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

运行 27 d 后,反应器对 COD 的去除率 >80%,产气稳定。经测定污泥浓度为 13.5 g/L, VSS/SS=0.736。结果表明,在试验条件相对固定的条件下,关键是上升流速的控制,在保证出水中不出现较大絮状及小颗粒状污泥的情况下,应适时及有计划地增大上升流速,这样不但保证了污泥量的增加,而且还可筛除掉一些不良菌种,为培养沉淀性能良好的颗粒污泥创造了条件。

2.2 低流量、高 COD 进水阶段

在测定污泥量及活性之后,按高流量、低 COD 进水运行约 10 d 后改变其运行方式,提高进水 COD 浓度 (约 1 500 mg/L),降低进水量和回流量,使进水流量为 2.0 L/h,回流量为 4.0 L/h,混合液上升流速为 0.94 m/h,进水 COD 负荷为 7.2 $\text{kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。

运行 10 d 左右反应器对 COD 的去除率 >85%,经测定污泥浓度为 20.79 g/L, VSS/SS=0.81。可见在上一阶段保留大量优良菌种的基础上,通过增加进水 COD 浓度和减小上升流速,能在短时间内快速增加污泥浓度。

2.3 高 COD、高流量进水阶段

在反应器运行处理稳定状态下提高进水 COD 浓度和进水流量及出水回流比,进水流量提高到 2.5、4.0 L/h,回流量分别对应为 7.5、12.0 L/h。在此阶段提高进水流量的初期,虽有少部分带有绒絮

状的颗粒污泥流失,但经过 2~3 d后就恢复正常,抗冲击能力明显加强,达到了后续试验的要求,启动基本完成。

2.4 不同阶段的颗粒污泥性状

反应器启动 27 d时从反应器底部取样口取泥,发现有大小不均匀颗粒状污泥出现,细小颗粒占多数,粒径多为 0.25 mm。38 d时取泥发现有大量颗粒污泥出现,而且从反应器中部取泥也发现有少量颗粒污泥出现,但颗粒污泥大小不均匀,形态不规则,稳定性较差。

46 d时反应装置产气明显,取样观察发现污泥变得规则、光滑。54 d时测定污泥量及污泥活性,污泥浓度为 35.4 g/L, VSS/SS=0.802,对 COD 的去除率也相应提高到 85.64%,达到了培养要求。

成熟后的颗粒污泥形态如图 2,可见成熟颗粒污泥是由一些颗粒状菌和丝状菌组成的。此时进水 COD 负荷达到 20 kg/(m³·d),颗粒污泥也逐渐变得规则、光滑,强度逐渐得到提高,具体结果见表 1。

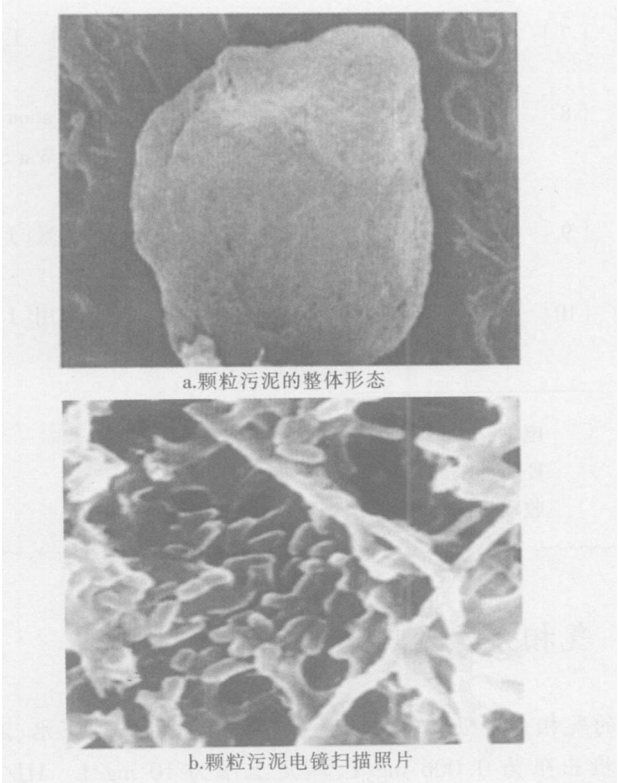


图 2 颗粒污泥电镜扫描照片
Fig 2 SEM of granular sludge

由试验结果可见,膨胀颗粒污泥床反应器能较快启动的一个重要因素是接种污泥中具备厌氧颗粒

污泥菌种(虽然颗粒污泥已经解体),同时加入的厌氧污泥增加了接种污泥中的生物量,也为反应器很快启动创造了条件。

表 1 不同阶段下颗粒污泥的性状

Tab 1 Characters of granular sludge in different phases

运行阶段	SS/(g·L ⁻¹)	VSS/SS	沉淀性	形状
接种	34.31	0.49	差,泥水界面不清	絮状及颗粒碎屑
1~27 d	13.50	0.74	稍好,泥水界面较清晰	大小不均匀颗粒状,细小颗粒占多数
28~38 (38~48) d	20.79	0.81	稍好,泥水界面清晰	少量大颗粒及部分细小颗粒
39~54 (49~61) d	35.40	0.80	好,泥水界面清晰	大量大颗粒及少量细小颗粒

注: 括号内数值为包括取样后恢复时间在内的天数。

通过显微镜及电镜扫描照片可以明显观察到,以菌胶团或颗粒状形式存在的微生物(其中包括一些杆菌)被一些丝状菌缠绕,形成颗粒的主要细菌核心,并构成颗粒污泥的骨架。其相关资料表明^[2],这种丝状菌缠绕细颗粒构成的骨架结构,通过截留游离状的细菌,吸收、分解大分子有机物,共同构成共生体系形成颗粒污泥的初期形态,在逐渐生长的过程中又吸附缠绕了大量丝状菌,形成颗粒状污泥。由此也说明,正是由于上述原因才使得加入解体的颗粒污泥碎屑及絮状微生物在反应器内得以迅速成形,加速了反应器的启动。

反应器在不同阶段下采用不同的运行条件,为反应器成功启动提供了必要的保证。在前两个阶段保证进水 COD 负荷基本不变的条件下,通过改变进水 COD 浓度、进水流量和回流量来调控上升流速,第三段以增加负荷的方式,不但筛选了优势菌种,而且加快了微生物量的增长,为稳定运行打下基础。

相关资料中相似试验的启动时间大都在 3 个月以上^[8],而该试验只用了 46~54 d(扣除取样后的恢复期)就启动成功,说明在反应器启动时加入适量的 Fe、Co、Ni 等微量金属营养元素可以提高厌氧微生物的活性,明显加快颗粒污泥的形成速度。这在其后的静态培养试验中也得到证实,加入适量 Fe、Co、Ni 等微量金属营养元素显著地提高了反应器内菌种的产甲烷活性,比不加入微量金属营养元素的对比如提高了 25% 左右。

在反应器启动运行的初期,其内壁生长出一层

厚约 1.0 mm 的生物膜,结构形态见图 3。在试验中发现反应器壁膜不但增加了生物量、提高了反应器抗冲击负荷的能力,而且辅助和促进了颗粒污泥的形成。反应器壁膜的纤毛层吸附和附着的细小颗粒形成共生体系^[9,10],随着小颗粒的体积逐渐增大,脱离纤毛的束缚,进入到反应器内,无形中增加了颗粒污泥的形成速度,这也是反应器得以快速启动的重要原因之一。

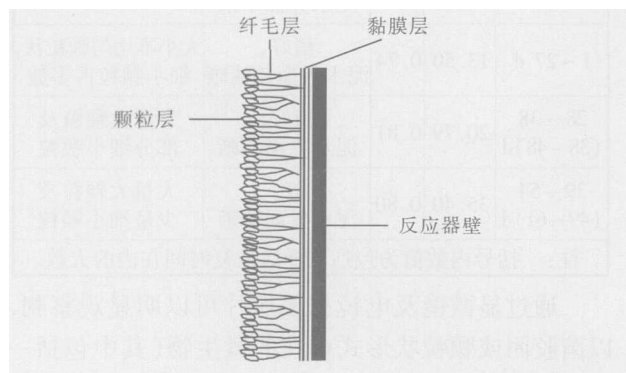


图 3 反应器壁膜的结构

Fig 3 Schematic diagram of biofilm formed on wall of EGSB reactor

3 结论

接种污泥中含有厌氧颗粒污泥菌种和适量的絮状厌氧污泥可以加快膨胀颗粒污泥床厌氧反应器的启动。

在膨胀颗粒污泥床厌氧反应器启动过程中,添加 Fe、Co、Ni 等微量元素和采用进水 COD 负荷基本不变及稳定后增加负荷的三段式操作方式有助于颗粒污泥的形成和加快反应器的启动。

反应器壁膜的出现不但能辅助产生颗粒污泥,使颗粒污泥形成速度加快,而且能够去除及承担部分进水的 COD 负荷,使反应器抗冲击负荷能力大

大加强。

参考文献:

- [1] 叶芬霞. 载体好氧预挂膜处理对厌氧生物颗粒性能的影响[J]. 环境科学研究, 2002, 15(2): 22 - 25
- [2] 赵一章, 张辉, 唐一, 等. 高活性厌氧颗粒污泥微生物特性和形成机理的研究[J]. 微生物学报, 1994, 34(1): 45 - 54
- [3] 张顺泽. 试论废水碱度对活性污泥的影响[J]. 化工环保, 1994, 14(1): 17 - 19
- [4] Demirel G N, Speece R E. Comparison of anaerobic acrylic acid biotransformation in single- and two-stage pH-stat CSTR systems[J]. Water Env Res, 2000, 72: 84 - 91
- [5] 董春娟, 吕炳南, 马立, 等. 微生物群落在难降解物质生物降解的作用[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2003, 35(7): 893 - 896
- [6] 徐金兰, 王志盈, 杨永哲, 等. ABR 的启动与颗粒污泥形成特征[J]. 环境科学学报, 2003, 23(5): 578 - 581
- [7] 陆菁. 厌氧生物膜法处理聚酯高浓度废水[J]. 工业用水与废水, 2001, 4: 25 - 26
- [8] Schellinkhout A, Collazos C J. Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment[J]. Wat Sci and Technol, 1992, 25(7): 159 - 166
- [9] 宋福行, 焦念志. 细菌胞外酶活性的调控因素[J]. 海洋科学, 2001, 25(9): 16 - 18
- [10] 王斐, 郑天凌, 洪华生. 细菌胞外酶的生态作用[J]. 海洋科学, 1999, 3: 33 - 36

电话: 13946097511

E-mail: mei18@hit.edu.cn

收稿日期: 2005 - 10 - 30

· 测定标准 ·

硝酸盐氮、总氮的测定 气相分子吸收光谱法

HJ/T 198—2005 规定了地表水和污水中硝酸盐氮的气相分子吸收测定方法,适用于地表水、地下水、海水、饮用水、生活污水及工业污水中硝酸盐氮的测定,检出限为 0.006 mg/L,测定上限为 10 mg/L。HJ/T 199—2005 规定了总氮的气相分子吸收测定方法,适用于地表水、水库、湖泊、江河水中总氮的测定,检出限为 0.050 mg/L,测定下限为 0.200 mg/L,测定上限为 100 mg/L。本标准为首次制订,于 2006 年 1 月 1 日实施。

(摘自国家环保总局网站)