

董春娟, 刘晓, 陈素云, 等. 2009 常温处理生活污水微氧高效颗粒污泥反应器内颗粒污泥性能研究 [J]. 环境科学学报, 29(12): 2504–2509

Dong C J, Liu X, Chen S Y, *et al.* 2009 Characteristics of granules in a highly efficient particulate biofilms reactor treating domestic wastewater at ambient temperature [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 29(12): 2504–2509

常温处理生活污水微氧高效颗粒污泥反应器内颗粒污泥性能研究

董春娟^{1*}, 刘晓², 陈素云¹, 汪艳霞¹, 吕炳南²

¹ 太原大学环境工程系, 太原 030009

² 哈尔滨工业大学市政与环境工程学院, 哈尔滨 150090

收稿日期: 2009-04-04 修回日期: 2009-05-15 录用日期: 2009-09-25

摘要: 为了分析微氧高效颗粒污泥反应器 (EGSB 反应器) 在环境温度下处理实际生活污水时高效稳定运行的可行性, 对 15~26℃ 常温处理实际生活污水微氧 EGSB 反应器内颗粒污泥活性、沉淀性能、粒径分配、形态等进行研究。结果表明, 15~26℃ 常温处理实际生活污水微氧 EGSB 反应器稳定运行时颗粒污泥沉速在 11~79 m·h⁻¹ 之间, 低沉速污泥有少量上浮至三相分离器底部甚至三相分离器上部, 但没有出现污泥的流失。污泥浓度达到 28 g·L⁻¹ (以 MLSS 计), 可获得 93.4%、83.8%、74.7% 和 44.0% 的高 COD、NH₄⁺-N、TN 和 TP 去除率; 污泥产甲烷活性并没有降低, 甚至比单纯厌氧时还要有所偏高; 颗粒污泥的平均粒径增大, 主要集中在 0.63~2.00 mm 之间, 质量分数达到了 89%, 既能保证反应器内的高污泥浓度, 又能保证污染物质向颗粒表面和颗粒内部的高效传质, 提高污染物质的转化率。颗粒污泥不同层面上微生物菌群发生了很大变化, 外层丝状菌占优势, 内层杆菌、丝状菌、球菌混生。微生物菌群排列紧密, 细胞间紧密结合, 集群协同作用使代谢物质能够以最短距离高效传递, 保证了微氧 EGSB 反应器在常温、低浓度下的高效稳定运行。

关键词: EGSB 反应器; 微氧; 常温; 生活污水; 颗粒污泥; 性能

文章编号: 0253-2468 (2009) 12-2504-06 中图分类号: X703 文献标识码: A

Characteristics of granules in a highly efficient particulate biofilms reactor treating domestic wastewater at ambient temperature

DONG Chunjuan^{1*}, LIU Xia², CHEN Suyun¹, WANG Yanxia¹, LÜ Bingnan²

¹ Taiyuan University, Department of Environment Engineering, Taiyuan 030009

² Harbin Institute of Technology, School of Municipal and Environment Engineering, Harbin 150090

Received 4 April 2009 received in revised form 15 May 2009 accepted 25 September 2009

Abstract In order to analyze the feasibility of highly efficient and stable operation of a microaerobic expanded granular sludge bed (EGSB) reactor treating actual domestic wastewater at ambient temperature (15~26℃), the granular sludge characteristics including activity, settling size and morphology were investigated. The results showed that the microaerobic EGSB reactor could have a velocity of 11~79 m·h⁻¹, at which a few of the granules with low settling velocity could upflow to the bottom or even to the top of the three phase separator but without any sludge washout. Thus the microaerobic EGSB reactor could handle a high sludge concentration of 28 g·L⁻¹ with high removal efficiencies of 93.4% COD, 83.8% NH₄⁺-N, 74.7% TN and 44.0% TP. The specific methanogenic activity of the granular sludge in the microaerobic reactor did not decrease, and was even higher than in the strictly anaerobic EGSB reactor. The average granule size increased and was mainly distributed in the range of 0.63~2.00 mm with a weight percentage of 89%, which could ensure high sludge concentration and highly efficient mass transfer in the exterior and interior of the granules which ultimately increased the pollutant removal efficiency. Under the microaerobic conditions, the metabolic groups of bacteria in different positions of the granules showed distinct changes. Filamentous bacteria were predominant in the peripheral layer of the granules while the filamentous bacteria, cocci and rod-shaped bacilli were all observed in the inner layer. Bacteria of different metabolic groups contacted closely and had a communal synergism, which could optimize the cooperation between the partner organisms and ensure highly efficient mass transfer by reducing the distance of diffusion transfer of metabolites and ultimately ensure the highly efficient and stable operation of the microaerobic EGSB reactor under the conditions of ambient temperature.

基金项目: 山西省科技攻关项目 (No 2007031104-1); 太原市科技发展计划项目 (No 07021003, 091008)

Supported by the Science and Technology Program of Shanxi Province (No 2007031104-1) and the Science and Technology Development Project of Taiyuan City (No 07021003, 091008)

作者简介: 董春娟 (1970-), 女, 教授 (博士); * 通讯作者 (责任作者), E-mail: chunjuand@126.com

Biography: DONG Chunjuan (1970-), female, professor (Ph.D.); * Corresponding author, E-mail: chunjuand@126.com

and low concentration.

Keywords EGSB reactor; microaerobic; ambient temperature; domestic wastewater; granular sludge; characteristic

1 引言 (Introduction)

随着人口的增加和城市化进程的加快, 城市生活污水的排放量逐渐增加. 同时, 处理费用和占地面积也成为生活污水处理工艺选择的限制性因素. 为此, 迫切需要开发新型生活污水处理工艺, 该工艺应具有设计简单、处理高效、运行费用低、投资少等特点 (Amalido *et al.*, 2007). 在许多国家厌氧处理工艺已被优先考虑作为传统好氧处理的替代工艺来处理生活污水 (Hanhiko *et al.*, 2007).

在众多厌氧处理工艺中, UASB 反应器具有独特的优势: 能形成大量密实的颗粒污泥或微生物絮凝体, 从而保证了反应器内的高污泥浓度; 大量沼气产生所形成的混合作用强化了泥水传质效果, 但对低浓度生活污水而言, 其产气量很有限 (Marih *et al.*, 1997). 作为 UASB 反应器的改进工艺, EGSB 反应器具有较高的液体上升流速, 能够保证在低有机负荷率条件下较好地混合, 适用于低浓度生活污水的处理. 但由于厌氧工艺对 N、P 等营养物的去除有限, 因此, 实际应用时须考虑与其他工艺的结合 (Liet *et al.*, 2007).

随着人们对 EGSB 反应器研究的深入, 结合微氧产甲烷技术, 通过微量曝气, 在高效 EGSB 反应器内实现有机污染物和 N、P 等营养物的同时去除将会是生活污水处理的首选, 尤其是实现常温下的高效处理 (Chu *et al.*, 2006). 微量氧的加入不仅能促进 EGSB 反应器内 COD 的去除, 而且能使 N、P 的去除率得到很大程度的提高 (Li *et al.*, 2007; Ahi *et al.*, 2006; Chu *et al.*, 2005, 2006). 但微量氧的加入实质上是使 EGSB 反应器内颗粒污泥表面甚至内部的微生物菌群发生了变化, 相应地改变了高效稳定运行条件下反应器内颗粒污泥的活性、粒径、沉速、形态等. EGSB 反应器的微生物学优势是能形成高活性颗粒污泥, 并且能够保持反应器内的高污泥浓度; 其水动力学优势能够保证较高的液体上升流速, 从而强化传质效果, 使反应器在处理低温和低浓度废水方面具有独特的优势 (Zhang *et al.*, 2008; Chou *et al.*, 2007). 为此, 本文主要考察微氧条件下 EGSB 反应器内污泥性能的变化, 包括污泥活性、沉速、粒径及形态等, 以进一步分析微氧 EGSB 反应器是否能够长期稳定运行.

2 实验材料与方法 (Materials and methods)

2.1 反应器

实验所用 EGSB 反应器高 2.3m, 有效容积 18L. 其中, 反应区高 1.8m, 内径 10cm, 有效容积 12L, 具体的工艺流程如图 1 所示. 进水和回流水分别采用蠕动泵加压, 二者合流进入 EGSB 反应器. 回流水收集到曝气柱内, 通过曝气柱内回流水曝气方式的选择以及曝气量多少来给颗粒污泥床供氧并控制 EGSB 反应器内溶解氧 (DO) 的大小. 对进出水的溶解氧、进出水和反应器内的氧化还原电位 (ORP) 进行监测以调节曝气量, 控制反应器内氧化还原状态.

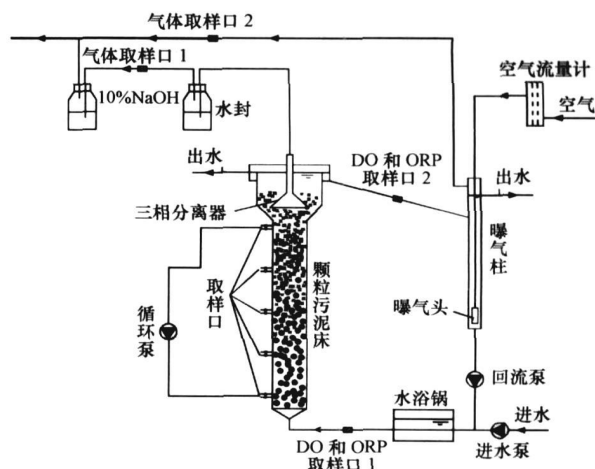


图 1 实验用微氧 EGSB 反应器示意图

Fig 1 Schematic diagram of the experimental microaerobic EGSB reactor system

2.2 接种污泥

接种污泥取自实验室环境温度下稳定运行 2 年的处理实际生活污水的 EGSB 反应器, 污泥浓度、VSS/SS 和比产甲烷活性分别为 $360\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ (以 MLSS 计)、0.77 和 $1.41\text{ g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (以 COD 计).

2.3 实验用水

实验用生活污水取自太原大学家属区, 进水 COD 在 $263\sim 1145\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间, pH 值在 7.4~8.1 之间, NH_4^+-N 、TN 和 TP 分别在 $26.5\sim 72\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $31.7\sim 89\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $3.8\sim 17.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间.

2.4 分析方法

ORP 和 pH 采用 PHS-3C 酸度计测定; DO 采用 DO200 测定仪测定; MLSS 和 MLVSS 的测定均采用

标准法 (国家环保总局, 2004); 颗粒污泥粒径分配和沉速的分析见文献 (Dong *et al* , 2006); 污泥产甲烷活性利用改进的 Marriotte 瓶测定 (Zeng *et al* , 1996); 通过 JSM - 5610LV 扫描电镜 (JEOL 公司, 日本) 观察颗粒污泥表面和剖面形态.

2 5 实验方法

微氧 EGSB 反应器在 15~ 26℃条件下稳定运行 9 个月, 包括启动 (微氧颗粒污泥培养) 和稳定运行阶段. 启动阶段进水流量 1. 2~ 1. 8L·h⁻¹, HRT 6~ 7~ 10 0h 液体上升流速 2. 5~ 3. 2m·h⁻¹; 稳定运行阶段进水流量 2. 5~ 3. 1L·h⁻¹, HRT 3. 9~ 4. 8h 液体上升流速 2. 2~ 2. 9m·h⁻¹.

EGSB 反应器设两套循环系统来满足不同液体上升流速的要求. 一套是外部污水循环系统, EGSB 反应器三相分离器上部出水经曝气后, 部分排放, 部分与进水混合回流到 EGSB 反应器内; 另外一套是内部泥水循环系统, 从 EGSB 反应器三相分离器的下部取泥水混合液回流至 EGSB 反应器内.

通过血清瓶实验分析厌氧、微氧启动运行阶段和微氧稳定运行阶段 EGSB 反应器内颗粒污泥的产甲烷活性的变化 (Li 1994 赵亚乾, 1993). 定期从 EGSB 反应器内取颗粒污泥, 对比分析厌氧、微氧启动和微氧稳定运行时沉速和粒径分配的变化. 从微氧稳定运行 EGSB 反应器内取颗粒污泥进行处理并观察其形态的变化. 其中, 一部分颗粒污泥不经任何处理直接在高倍光学显微镜下观察; 另外一部分

颗粒污泥进行扫描电镜观察.

3 结果 (Results)

3 1 微氧 EGSB 反应器运行效果

表 1 是在 15~ 26℃常温下处理生活污水微氧 EGSB 反应器的 COD、NH₄⁺-N、TN 和 TP 的去除情况. 从表 1 可以看出, 适量溶解氧加入后, COD 去除率明显提高, 从厌氧时的 76% 提高到 85% 以上, 平均 COD 去除率达到了 88. 5%; 30d 后, COD 去除率在 87% ~ 96% 之间波动, 平均 COD 去除率达到了 92. 5%. 微氧曝气后, N、P 的去除均出现了滞后期, 尤其是微氧曝气开始时, NH₄⁺-N、TN 和 TP 均出现了零去除甚至负去除. NH₄⁺-N 和 TN 的去除率回升稍快, 30d 时已经没有负去除, 90d 时去除率分别达到了 52% 和 46%; 而 TP 去除回升较慢, 90d 时刚刚没有负去除, 但波动仍然很大; 120d 时 NH₄⁺-N、TN 和 TP 去除率分别达到 79%、70% 和 33%. 随后稳步增加曝气量 (控制反应器进口处氧化还原电位 + 15mV 左右), 稳定运行 5 个月, 进水 COD、NH₄⁺-N、TN 和 TP 分别在 213~ 867mg·L⁻¹、26. 5~ 72. 1mg·L⁻¹、31. 7~ 81. 7mg·L⁻¹ 和 3. 8~ 17. 3mg·L⁻¹ 范围内波动; HRT 为 3. 9~ 4. 8h 时, COD、NH₄⁺-N、TN 和 TP 的平均去除率分别达到 93. 4%、83. 8%、74. 7% 和 44. 0%. 出水浊度在 6NTU 左右.

表 1 微氧 EGSB 反应器 COD、NH₄⁺-N、TN 和 TP 去除效果

Table 1 Removal of COD, NH ₄ ⁺ -N, TN and TP in the microaerobic EGSB reactor									
运行阶段		进水 COD / (mg L ⁻¹)	COD 去除率	进水 NH ₄ ⁺ -N / (mg L ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N 去除率	进水 TN / (mg L ⁻¹)	TN 去除率	进水 TP / (mg L ⁻¹)	TP 去除率
厌氧		297~ 466	76.0%	—	—	—	—	—	—
微氧颗粒污泥	开始	296~ 396	88.5%	36.9~ 70.6	66% ~ 11%	34.0~ 56.4	12.0% ~ 5.0%	2.6~ 5.4	50% ~ 14%
培养阶段	30d	296~ 611	92.5%	24.2~ 53.0	1% ~ 9%	36.0~ 79.1	31.0%	3.8~ 14.2	53% ~ 72%
	90d	134~ 804	92.5%	29.4~ 61.3	52%	34.0~ 83.2	46.0%	4.9~ 17.7	3% ~ 79%
	120d	289~ 514	93.0%	34.6~ 54.3	79%	47.2~ 86.8	70.0%	4.4~ 18.5	33%
微氧稳定运行		213~ 867	93.4%	26.5~ 72.1	84%	31.7~ 81.7	74.7%	3.8~ 17.3	44%

3 2 污泥活性的变化

微氧运行初期, 出现了少量污泥流失, 污泥浓度稍有降低. 进一步稳定运行, 仍有一些污泥上浮, 但基本上都能保持在三相分离器之下, 虽有少量污泥上升到了三相分离器的位置, 但并没有被冲出反应器. 稳定运行阶段 EGSB 反应器内 MLSS 在 28g·L⁻¹ 左右 (微氧开始时为 36g·L⁻¹), 且 MLVSS/MLSS

从厌氧时的 0. 74 提高至稳定运行阶段的 0. 76

图 2 是厌氧、微氧启动运行阶段和微氧稳定运行阶段 EGSB 反应器内颗粒污泥产甲烷活性的变化情况, 图中曲线的斜率反映了颗粒污泥的产甲烷活性. 从图 2 可以看出, 微量氧的加入使污泥产甲烷活性有所降低, 但微氧稳定运行时颗粒污泥的产甲烷活性又开始回升, 甚至比单纯厌氧时还有所偏高.

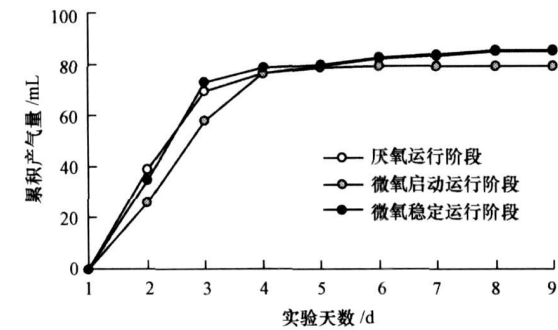


图 2 微氧 EGSB 反应器内污泥产甲烷活性的变化

Fig 2 Methanogenic activity of granular sludge in the micro-aerobic EGSB reactor

3.3 污泥沉速的变化

图 3 是厌氧、微氧启动运行阶段和微氧稳定运行时 EGSB 反应器内颗粒污泥的变化情况。从图 3 可以看出,微氧运行初期,小颗粒污泥沉速稍有降低,但较大颗粒污泥却出现了沉速小幅提高。微氧稳定运行 4 个月后,各个粒径范围颗粒污泥的沉速都有所下降,在 $11 \sim 79 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ 之间,沉速低至 $11 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ 的小颗粒污泥会上升到三相分离器底部甚至三相分离器上部,但并没有被冲出反应器而出现污泥的流失。

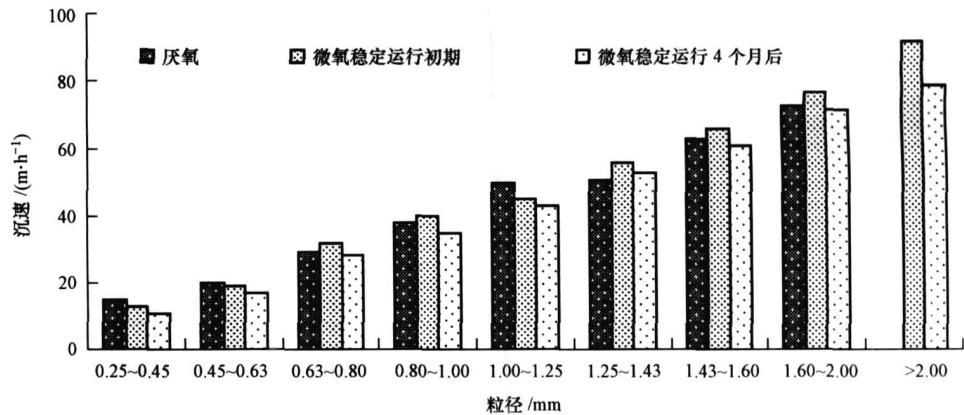


图 3 微氧 EGSB 反应器内颗粒污泥沉速的变化

Fig 3 Settling rate of granular sludge in the micro-aerobic EGSB reactor

3.4 污泥粒径的变化

图 4 是厌氧、微氧启动运行阶段和微氧稳定运行时 EGSB 反应器内颗粒污泥粒径分配的变化情况。从图 4 可以看出,微氧运行使得 EGSB 反应器内

颗粒污泥出现了增大的趋势。厌氧时颗粒污泥粒径较小, 0.25 mm 以下颗粒占到了 23% , 颗粒污泥主要集中在 $0.45 \sim 1.25 \text{ mm}$ 之间, 质量分数达到 60% ; 微氧运行初期, 少量氧的加入使得颗粒污泥的粒径

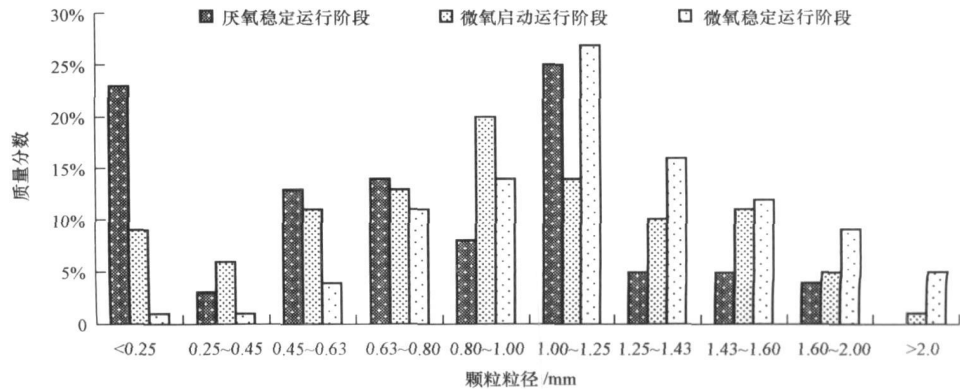


图 4 微氧 EGSB 反应器内颗粒污泥粒径的变化

Fig 4 Granule size distribution in the micro-aerobic EGSB reactor

分配发生了很大变化, 粒径主要集中在 0.45 ~ 1.60mm 之间, 达到了 79%, 并出现了 2.00mm 以上颗粒; 随着加氧量的逐渐增加, 粒径在 0.63 ~ 2.00mm 之间的颗粒达到了 89%, 粒径在 2.00mm 以上的颗粒提高到 5%.

3.5 污泥形态

图 5 和图 6 分别是微氧稳定运行阶段 EGSB 反应器内颗粒污泥的光学显微镜照片和扫描电镜. 从图 5 中可以看出, 微氧 EGSB 反应器内颗粒污泥不再是光滑的, 污泥的颜色由黑亮变成灰黄, 在光学显微镜下观察到颗粒污泥内有一些黄色和紫色的物质的存在, 颗粒污泥表面有毛茸茸的一层絮状物. 在扫描电镜下观察颗粒污泥外层为大量丝状菌,

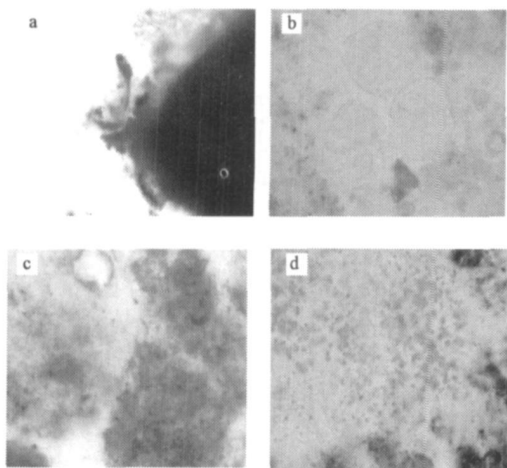


图 5 颗粒污泥光学显微镜照片 (a. 100 ×; b, c, d. 1000 ×)

Fig. 5 Optical photomicrographs of granular sludge (a. 100 ×; b, c, d. 1000 ×)

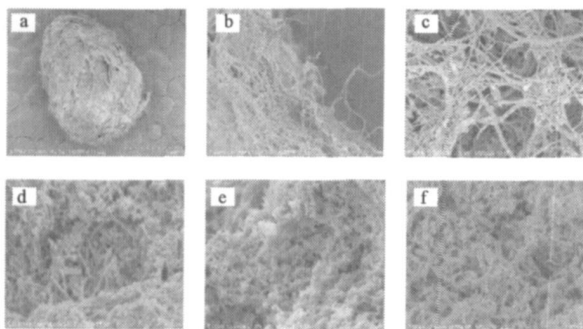


图 6 颗粒污泥扫描电镜照片 (a. 颗粒污泥整体; b, c. 颗粒污泥表面; d. 颗粒污泥剖面; e, f. 颗粒污泥剖面中部)

Fig. 6 Scanning electron photomicrographs of granular sludge (a. Granular sludge; b, c. Surface of the granular sludge; d. Section of the granular sludge; e, f. central section of the granular sludge)

颗粒污泥的次外层主要以一些长杆菌和短杆菌占优势, 偶尔有少量球菌出现, 内部出现了杆菌、球菌的混生, 主要以球菌和短杆菌占优势 (图 6). 微氧颗粒污泥外层和内层的孔洞都明显要比厌氧时大得多, 但微氧颗粒污泥仍然是密实的, 沉淀性能良好, 微生物细胞间紧密结合, 微生物菌群排列紧密.

4 讨论 (Discussion)

少量氧的加入可能会对颗粒污泥外层微生物产生一定影响, 甚至可能造成部分小颗粒污泥的解体, 微氧运行初期出现了少量污泥流失, 但微氧稳定运行时并没有出现污泥的流失. 这主要是由于长期的微氧运行, 导致颗粒污泥外层的好氧菌和兼性菌占据优势, 中心部位会出现厌氧菌的优势. 而最外层的优势菌群几乎都是丝状菌, 直接影响颗粒污泥的有效直径和密度, 从而使颗粒污泥沉速有所下降, 但仍然能够维持在在 $11 \sim 79 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ 之间, 在实验中观察到沉速低至 $11 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ 的小颗粒污泥会上升到三相分离器底部甚至三相分离器上部, 但并没有被冲出反应器而出现污泥的流失.

微量氧的加入使污泥产甲烷活性有所降低, 这主要是由于厌氧时甲烷菌不仅仅存在于颗粒污泥的内部, 还有大量甲烷菌存在于颗粒污泥的外部, 但少量氧的加入对颗粒污泥外层甚至内层的产甲烷菌产生了冲击, 从而使颗粒污泥的产甲烷活性有所降低. 但在随后的适应过程中, 颗粒污泥外层的好氧菌和兼性菌逐渐占据优势, 同时也给颗粒污泥内部甲烷菌的生长创造了条件, 从而使得在微氧条件下好氧菌、兼性菌和厌氧菌能够共存. 另外, 微量氧的存在也能够氧化或降解一些对厌氧菌或甲烷菌有害的物质, 如 VFA 、 H_2S 等. 因此, 微氧稳定运行时污泥的产甲烷活性又开始回升, 甚至比单纯厌氧时还有所偏高.

颗粒污泥越大, 沉淀性能越好. 而颗粒越小, 传质和反应的表面积越大, 转化速率越高. 因此, 理想尺寸颗粒污泥的选择成了转化速率和颗粒沉淀速率的折中方案. 微氧 EGSB 反应器内颗粒污泥 0.63 ~ 2.00mm 的粒径范围, 既能保证反应器内高污泥浓度 ($28 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右), 又能保证污染物质向颗粒表面和颗粒内部的高效传质, 提高污染物质的转化率.

厌氧时单纯的低基质水平还不足以使丝状菌占优势, 而微氧时好氧条件与低基质水平共同促成了颗粒污泥外层丝状菌的优势. 微氧颗粒污泥内菌

群更加丰富,微生物间物质传递和微生物代谢产物的释放更加频繁。另外,微氧 EGSB反应器内微生物细胞间紧密结合,微生物菌群排列紧密,微生物菌群间产生集群协同作用,这种不同代谢种群的细菌群聚对整个微氧 EGSB反应器系统的基质转化的力学和动力学都是至关重要的。不同微生物菌群间物质能够以最短距离进行高效传递,保证了微氧 EGSB反应器能在常温、低浓度下高效稳定运行,在15~26℃环境温度下稳定运行的微氧 EGSB反应器能够获得93.4%、83.8%、74.7%和44.0%的高COD、 NH_4^+-N 、TN和TP去除率。

光学显微镜下观察到的颗粒污泥内的一些黄色物质的存在,分析可能是微氧存在使得硫酸盐还原最终以单质硫而不是以硫化氢的形式存在并附着在一些胞外代谢产物上;而少量紫色物质的出现还不能确定是何种物质,分析可能是微量条件下磷的某种特殊存在状态,但还待进行深入研究。

5 结论 (Conclusions)

1)微氧曝气颗粒污泥沉速在11~79 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ 之间,稳定运行时没有出现污泥的流失,污泥浓度达到28 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (以MLSS计),进水COD、 NH_4^+-N 、TN和TP分别为213~867 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、26.5~72.1 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、31.7~81.7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和3.8~17.3 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,HRT为3.9~4.8h时,能获得93.4%、83.8%、74.7%和44.0%的高COD、 NH_4^+-N 、TN和TP去除率。

2)微氧曝气时污泥产甲烷活性没有降低,颗粒污泥的平均粒径增大,主要集中在0.63~2.00mm之间,质量分数达到89%。

3)微氧 EGSB反应器内颗粒污泥不同层面上微生物菌群发生了很大变化,外层是丝状菌占优势,内层是杆菌、丝状菌、球菌混生。微生物菌群排列紧密,细胞紧密结合,集群协同作用保证了不同微生物菌群间物质能够以最短距离进行高效传递,使得微氧 EGSB反应器能够在常温、低浓度下高效稳定运行。

责任作者简介:董春娟(1970—),女,博士,教授,主要研究方向为水污染控制和污水资源化。

参考文献 (References):

Ahn Y H, Choi H C. 2006 Autotrophic nitrogen removal from sludge digester liquids in upflow sludge bed reactor with external aeration

[J]. Process Biochemistry, 41: 1945—1950

Amaldo S, Bruna S F, Marcelo Z, *et al*. 2007. Anaerobic sequencing batch reactors in pilot scale for domestic sewage treatment [J]. Desalination, 216: 174—182

Chou H H, Huang J S, Jheng J H, *et al*. 2007. Influencing effect of intragranule mass transfer in expanded granular sludge bed reactors treating an inhibitory substrate [J]. Bioresource Technology, 118: 1—8

Chu L B, Zhang X W, Yang F L, *et al*. 2006. Treatment of domestic wastewater by using a microaerobic membrane bioreactor [J]. Desalination, 189: 181—192

Chu L B, Zhang X W, Li X H, *et al*. 2005. Simultaneous removal of organic substances and nitrogen using a membrane bioreactor seeded with anaerobic granular sludge under oxygen-limited conditions [J]. Desalination, 172: 271—280

董春娟,吕炳南. 2006. EGSB反应器内颗粒污泥的快速培养及特性研究 [J]. 中国给水排水, 22(15): 62—66

Dong C J, Lü B N. 2006. Rapid culture and properties research of granular sludge in EGSB reactor [J]. China Water & Wastewater, 22(15): 62—66 (in Chinese)

Hanuko S, Masanobu T, Takashi Y. 2007. Feasibility study of a pilot scale sewage treatment system combining an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) and an aerated fixed bed (AFB) reactor at ambient temperature [J]. Bioresource Technology, 98: 177—182

Li X M, Guo L, Yang Q, *et al*. 2007. Removal of carbon and nutrients from low strength domestic wastewater by expanded granular sludge bed-zeolite bed filtration (EGSB-ZBF) integrated treatment concept [J]. Process Chemistry, 42: 1173—1179

Li Y X. 1995. Stimulation effect of trace metals on anaerobic digestion of high sodium content substrate [J]. Water Treatment, 10: 145—154

Mario T K, Jin A F, Gatzel L. 1997. The anaerobic treatment of low strength wastewaters in UASB and EGSB reactors [J]. Water Science Technology, 36: 375—382

国家环保总局. 2004. 水和废水监测分析方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社. 105—106

State Environmental Protection Administration of China. 2004. Water and Wastewater Monitoring and Analytical Methods [M]. Beijing: China Environmental Science Press. 105—106 (in Chinese)

Zeng A P, Deckwer W D. 1996. Bioreaction techniques under microaerobic conditions from molecular level to pilot plant reactors [J]. Chemical Engineering Science, 51(10): 2305—2314

Zhang Y J, Yan L, Chi L N, *et al*. 2008. Startup and operation of anaerobic EGSB reactor treating palm oil mill effluent [J]. Journal of Environmental Sciences, 20: 658—663

赵亚乾. 1993. 一种新的厌氧污泥比活性试验测定法 [J]. 中国沼气, 11(1): 19—22

Zhao Y Q. 1993. A new method for measuring maximum specific methane production rate of anaerobic sludge [J]. China Biogas, 11(1): 19—22 (in Chinese)