

溶解氧对厌氧颗粒污泥活性的影响

朱勇¹, 张选军², 张亚雷², 蒋柱武², 黄民生¹

(1. 华东师范大学环境科学系, 上海 200062; 2. 同济大学污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要:采用血清瓶培养法, 以厌氧膨胀颗粒污泥床(EGSB)反应器中接种的厌氧颗粒污泥为对象, 研究了溶解氧(DO)对其产甲烷活性的影响. 结果表明, 水中溶解氧的升高会致使厌氧颗粒污泥的活性降低. 常温 22℃ 下, 当溶解氧浓度从 0.00 mg/L 上升到 7.00 mg/L 时, 其最大比产甲烷速率(SMA)值先后两次分别由 75.9 mL·(g·d)⁻¹, 91.1 mL·(g·d)⁻¹ 下降到 47.6 mL·(g·d)⁻¹, 71.4 mL·(g·d)⁻¹. 但温度的升高可以显著提高其活性并削弱这种变化趋势. 与第 1 次产气实验结果相比, 恒温 28℃ 与 35℃ 时, SMA 值分别平均提高了 54.0% 和 114.4%. 进水中溶解氧的存在并不会对处理系统的运行造成不利影响, 厌氧颗粒污泥对溶解氧有较强的耐受性和适应能力. 因此, 在工程实践中可以不考虑溶解氧因素的影响.

关键词:溶解氧; 厌氧颗粒污泥; 厌氧膨胀颗粒污泥床

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)04-0781-05

Impact of Dissolved Oxygen on the Activity of Anaerobic Granular Sludges

ZHU Yong¹, ZHANG Xuan-jun², ZHANG Ya-lei², JIANG Zhu-wu², HUANG Min-sheng¹

(1. Department of Environmental Science, East China Normal University, Shanghai 200062, China; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: The effect of dissolved oxygen(DO) on the methanogenic activity of anaerobic granular sludges introduced into the expanded granular sludge bed (EGSB) reactor was measured in serum flasks. Results show that the specific methanogenic activity (SMA) decreases with DO increases. At 22℃, the SMA drops from 75.9 mL·(g·d)⁻¹, 91.1 mL·(g·d)⁻¹ to 47.6 mL·(g·d)⁻¹, 71.4 mL·(g·d)⁻¹, respectively as DO increases from 0.00 mg/L to 7.00 mg/L. Higher temperature can weaken this trend and significantly promote SMA. As the control levels of temperature is 28℃, 35℃, the SMA average increases by 54.0%, 114.4% compared with that of the first gas production experiment. The study confirms that the presence of dissolved oxygen in the influent of an EGSB reactor does not constitute any evidently detrimental effect on the performance of anaerobic treatment process. Anaerobic granular sludges are demonstrated high tolerance for dissolved oxygen so that in practice this factor can be neglected.

Key words: dissolved oxygen; anaerobic granular sludge; anaerobic expanded granular sludge bed

近年来, 采用厌氧生物技术处理低浓度生活污水一直是国内外的研究热点. 各种研究证实, 厌氧膨胀颗粒污泥床(expanded granular sludge bed, EGSB)反应器在处理低温低浓度的污水等方面有着别的厌氧反应器所不可比拟的优势^[1]. 作为工艺生物相主体的厌氧颗粒污泥, 其良好的沉淀性能和产甲烷活性是厌氧反应器稳定高效运行的关键. 在有机物厌氧降解的基本过程中, 以产甲烷菌主导的产甲烷阶段是很重要的反应阶段, 而产甲烷菌具有严格厌氧的生理特性, 对氧非常敏感, 遇氧后会立即受到抑制, 无法进行新陈代谢, 最终导致死亡^[2].

实际上, 由于工艺方面的原因, 如采用接触氧化后的出水回流, 敞开式高位水箱进水等, 从而不可避免地导致有相当浓度的溶解氧(dissolved oxygen, DO)进入 EGSB 系统. 国内就这方面的研究很少, 本实验将针对溶解氧对厌氧颗粒污泥活性的影响展开研究.

1 材料与方法

1.1 实验装置与流程

本实验采用 EGSB 加接触氧化工艺处理城镇生活污水. 实验装置有小试和中试 2 套, 小试装置建在实验室, 处理规模为 0.1 L/h, 有效容积为 0.53 L, 中试装置建在上海市东区污水处理厂, 处理规模为 100 L/h, 有效容积为 0.6 m³. 图 1 是两者的工艺流程示意. 两者的主要不同之处在于小试工艺采用经沉淀的接触氧化出水作为回流水, 而中试工艺采用经沉淀的 EGSB 出水作为回流水.

1.2 实验用水与污泥来源

收稿日期: 2006-04-25; 修订日期: 2006-07-18

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2004AA649310); 国家“十五”科技攻关计划重大项目(2003BA808A17); 上海市科委项目(042312076)

作者简介: 朱勇(1981~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为污染控制生物工程, E-mail: zhu Yong_zy@126.com

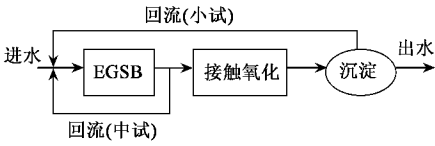


图 1 实验用 EGSB 系统流程示意

Fig.1 Schematic diagram of experimental system in EGSB process

小试进水为人工配制的模拟生活污水,每 L 进水中含有 240 mg 葡萄糖,200 mg 酵母浸膏,1.0 mL 微量元素溶液和 4.2 mL 重金属溶液.每 50 L 微量元素溶液的配制:6.50 g NH_4Cl ,25.00 g NaHCO_3 ,8.40 g EDTA,4.20 g MnCl_2 ;每 50 L 重金属溶液的配制:0.290 g CaCl_2 ,1.700 g FeCl_3 ,0.625 g K_2HPO_4 ,0.250 g KH_2PO_4 ,0.105 g NiSO_4 ,1.799 g MgCl_2 ,0.420 g ZnCl_2 ,0.252 g $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$,0.420 g H_3BO_3 ,0.756 g $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$,1.680 g $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.测得进水总 COD 约 400 mg/L.

中试进水为污水厂初沉池进水.

间歇产气实验与中试装置所用污泥取自无锡某柠檬酸废水处理厂 IC 反应器,实验时前者用泥静置了 2 个月.小试装置用泥取自上海三得利啤酒废水处理厂.

1.3 分析测试项目、方法与仪器

最大比产甲烷速率 (specific methanogenic activity, SMA):测定采用血清瓶液体置换系统.反应器为 200 mL 血清瓶,置换器为内装 30 g/L 的 NaOH 溶液的 250 mL 血清瓶,下接 25 mL 量筒.

在 200 mL 血清瓶中加入 50 mL 颗粒污泥,再加 100 mL 控制了 DO 浓度的培养液,每 100 mL 培养含有 20 mL 基础底物溶液,2.5 mL 基础营养物溶液,2 mL 质量浓度 20 g/L 的 NaHCO_3 溶液.最后用 30 g/L 的 NaOH 溶液调节 pH 至 7.0.基础底物溶液配制:6.0 g/L 乙酸,3.6 g/L 丙酸,3.6 g/L 丁酸.基础营养物溶液配制:200 mg/L KH_2PO_4 ,260 mg/L $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$,100 mg/L NH_4Cl ,20 mg/L MgCl_2 ,800 mg/L NaHCO_3 ,40 mg/L $\text{Na}_2\text{S} \cdot 7\text{H}_2\text{O}$,40 mg/L 酵母浸膏.

增加 DO 采用微孔曝气头曝气,降低 DO 采用充高纯氮气的方法.

DO: DOP-9000 型实验室溶氧测试仪; pH: 雷磁 pHS-25 数显 pH 计;恒温采用 H.H.S6 型电热数显恒温水浴锅; COD 和 VSS 均根据国家标准方法测定^[4].

2 结果与讨论

2.1 DO 浓度对厌氧颗粒污泥活性的影响

常温 22℃ 下连续 2 次进行产气实验,得到的累积产气曲线见图 2 和图 3,分别对图 2 和图 3 中的最大小时产气量、最大小时产气出现时段和 SMA 值进行了计算,结果见表 1.由表 1 可见,初次试验中,随着 DO 的升高, SMA 逐渐下降,最大小时产气出现时段在延后. DO 从 0.00 mg/L 升至 7.00 mg/L 时, SMA 下降了 37.3%,最大小时产气出现时段延后了 1 h.

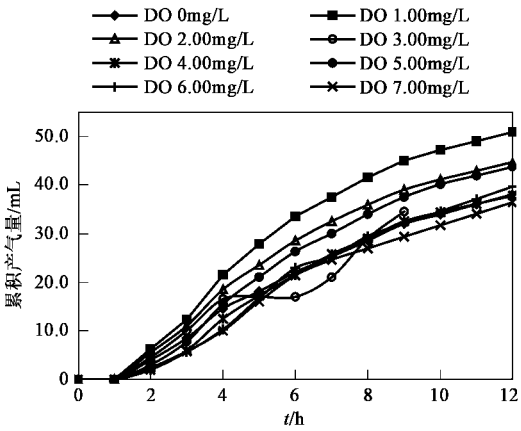


图 2 22℃ 第 1 次累积产气曲线

Fig.2 Cumulative gas production curves for the first time at 22℃

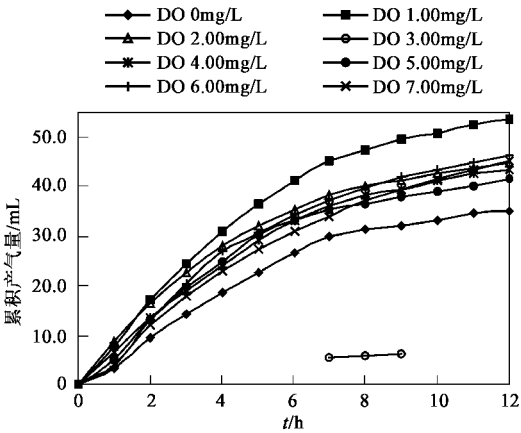


图 3 22℃ 第 2 次累积产气曲线

Fig.3 Cumulative gas production curves for the second time at 22℃

第 2 次产气实验是在血清瓶中换入新鲜培养液重新进行的.结果表明,纵向趋势依旧明显,随着 DO 从 0.00 mg/L 升至 7.00 mg/L, SMA 下降了 21.6%.但横向比较之下,最大小时产气量有所上升, SMA 平均提高了 35%,最大小时产气出现时段平均提前了 177 min.由此可见,厌氧颗粒污泥对 DO 有较强的耐

表 1 22℃时 2 次产气结果的对比

Table 1 Contrast of the results of two gas production experiments conducted at 22℃

溶解氧 /mg·L ⁻¹	22℃第 1 次			22℃第 2 次		
	最大小时产 气量/mL·h ⁻¹	最大小时产气 出现时段/min	SMA /mL·(g·d) ⁻¹	最大小时产 气量/mL·h ⁻¹	最大小时产气 出现时段/min	SMA /mL·(g·d) ⁻¹
0.00	6.0	180~240	75.9	7.2	40~100	91.1
1.00	9.2	180~240	68.8	11.5	20~80	86.0
2.00	7.5	180~240	61.8	10.0	20~80	82.3
3.00	8.0	400~460	59.3	5.3	—	39.3
4.00	6.5	180~240	56.8	9.5	20~80	83.0
5.00	8.0	260~320	62.1	10.5	40~100	81.5
6.00	6.5	260~320	48.5	9.4	60~120	70.1
7.00	6.0	240~300	47.6	9.0	40~100	71.4

受性和适应能力.

2.2 培养体系中 DO 的变化

为探究培养体系中 DO 浓度的变化趋势,设计了类似测定微生物呼吸速率的试验.在广口瓶加入 100 mL 的厌氧颗粒污泥和 200 mL 控制了 DO 浓度的培养液.为保证溶氧仪探头测定位置的一致,在空白试验中,用 100 mL 无氧的蒸馏水取代厌氧颗粒污泥.分别做了初始 DO 浓度在 2.10 mg/L、4.17 mg/L 和 5.90 mg/L 的 DO 变化情况及其空白对照,结果见图 4.

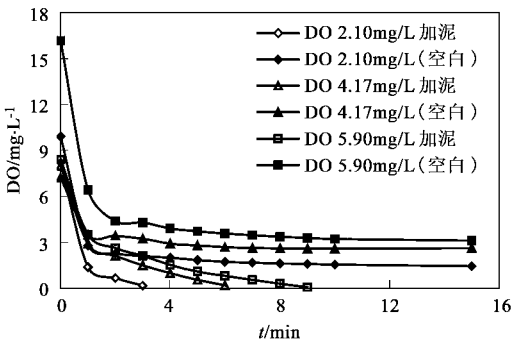


图 4 不同初始 DO 的变化趋势

Fig.4 DO concentration changes under different initial DO concentrations compared with the controls

图 4 表明,加污泥这组的 3 个瓶的变化情况是水中的 DO 迅速下降,分别在 205 s、390 s 及 560 s 后归 0,用时相当短.空白对照组的 3 个瓶的结果是水中的 DO 经过很长时间分别稳定在 1.43 mg/L、2.61 mg/L 和 3.10 mg/L,这与按照完全混合理论计算所得的 DO 值 1.40 mg/L、2.77 mg/L 和 3.93 mg/L 十分相近.这说明从液相进入气相的 DO 非常有限,绝大部分的 DO 很快转移到了泥相.然而,产气实验结果呈现出的规律性变化确由 DO 浓度的升高所致.因此

厌氧颗粒污泥先很快地将水中的 DO 吸附,致使其局部微环境中的产甲烷菌受到抑制.伴随这些微环境外围的优势菌群,如假单胞菌属(*Pseudomonas*),芽孢杆菌属(*Bacillus*)等^[8,9]需氧或兼性厌氧细菌的代谢活动,溶解氧被逐渐耗尽,从而不仅保护了内层的产甲烷菌,且在之后的一段时间内,创造了更多的绝对厌氧的微环境,使参与产气的产甲烷菌的数量进一步增加,小时产气量有一最大值.这一解释与一些学者研究证实的细菌在厌氧颗粒污泥中的分布有较清晰的层次性的结论是基本一致的^[10~12].随着水中的 DO 浓度的增高,吸附及消耗 DO 所需的时间在延长,从而导致最大小时产气时段的出现产生延后的现象.

2.3 温度对厌氧颗粒污泥活性的影响

换入新鲜培养液,分别在恒温 28℃ 和恒温 35℃ 下进行第 3 和第 4 次产气试验,得到的累积产气曲线见图 5 和图 6,同样对图 5 和图 6 中的最大小时产气量、最大小时产气出现时段和 SMA 值进行了计算,结果见表 2.从纵向看,在 28℃ 恒温时,随着

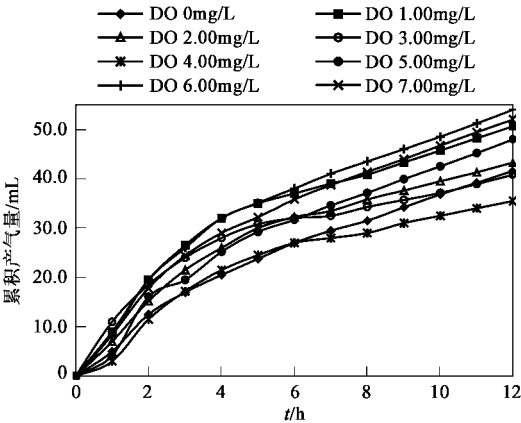


图 5 恒温 28℃ 累积产气曲线

Fig.5 Cumulative gas production curves at 28℃

DO 浓度的增加,SMA 有降有升,但 SMA 总体下降及最大小时产气出现时段有所延后的趋势还在.温度上升到 35℃恒温时,随着 DO 浓度的增加,SMA 时升时降,呈现出不规律性,变化幅度也不大,最大小时产气出现时段基本上集中在 20 ~ 80 min.这表明,温度的升高能够削弱 DO 浓度的上升带来的影响.

横向比较表 1 和表 2,随着温度的升高,最大小时产气量逐渐提高,SMA 逐渐上升,其中 35℃恒温条件与 28℃恒温条件相比,SMA 平均提高了 35%,最大小时产气出现时段平均提前了 12.5 min.可见,在本实验温度范围内,温度的升高可以大幅度提高厌氧颗粒污泥微生物相各菌群的活性,因而弱化了 DO 浓度增加引起的活性下降趋势.

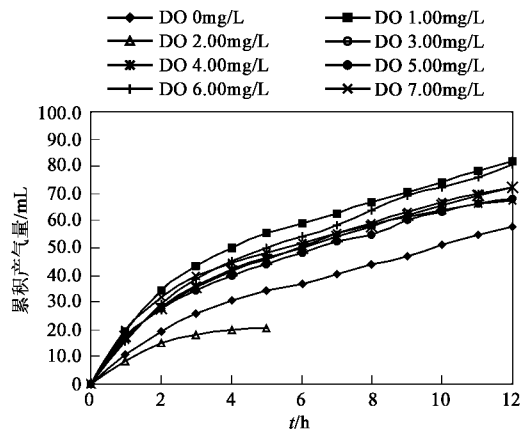


图 6 恒温 35℃累积产气曲线
Fig.6 Cumulative gas production curves at 35℃

表 2 恒温 28℃和 35℃产气结果的对比

Table 2 Contrast of the results of two gas production experiments conducted at 28℃ and 35℃						
溶解氧 /mg·L ⁻¹	恒温 22℃			恒温 35℃		
	最大小时产 气量/mL·h ⁻¹	最大小时产气 出现时段/min	SMA /mL·(g·d) ⁻¹	最大小时产 气量/mL·h ⁻¹	最大小时产气 出现时段/min	SMA /mL·(g·d) ⁻¹
0.00	10.6	40 ~ 100	134.1	11.2	20 ~ 80	141.7
1.00	13.0	20 ~ 80	97.2	18.5	20 ~ 80	138.4
2.00	9.8	20 ~ 80	80.7	11.0	20 ~ 80	90.6
3.00	10.5	20 ~ 80	77.9	17.0	20 ~ 80	126.0
4.00	9.5	40 ~ 100	83.0	14.5	20 ~ 80	126.7
5.00	11.9	60 ~ 120	92.3	13.5	20 ~ 80	104.7
6.00	12.3	40 ~ 100	91.8	17.8	40 ~ 100	132.8
7.00	10.5	40 ~ 100	83.3	18.4	20 ~ 80	146.0

3 溶解氧对 EGSB 工艺运行的影响

3.1 小试

小试工艺将经沉淀的接触氧化出水用泵回流至 EGSB 反应器底部.DO 测量点设在沉淀区的回流口处,测得此处 DO 长期在 4.00 mg/L 以上,进水 DO 为 0.00 mg/L.运行时间长达 1a,效果良好,EGSB 的 COD 去除率在 80% 以上(见图 7).在常温及回流比 6:1 工况下,具体考察 DO 了浓度与 COD 去除率之间的关系,结果见表 3.由表 3 可见,DO 浓度的升高会使 COD 去除率的确略有降低,但这种影响甚微.测得的 DO 变化范围为 4.20 ~ 6.85 mg/L,COD 去除率始终保持在 80% 以上.可见,DO 的存在及其浓度变化不是影响 EGSB 厌氧反应器处理效果的决定因素.

3.2 中试

中试工艺将经沉淀的 EGSB 出水用泵提升至敞

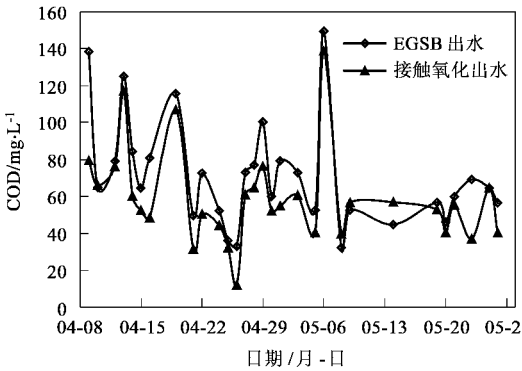


图 7 小试 EGSB 装置的 COD 去除效果
Fig.7 Performance of COD removal from lab-scale EGSB reactor

开式高位水箱,原水与回流水在此混合后形成系统进水.DO 测量点设在水箱底部距水面 20 cm 的出流孔口处,测得此处 DO 在 1.10 ~ 2.30 mg/L 之间波动.

表 3 溶解氧浓度与 COD 去除率的关系

Table 3 Relationship between dissolved oxygen concentration and COD removal efficiency								
指标	05-08	05-09	05-14	05-16	05-19	05-20	05-23	05-26
COD 去除率/%	85.6	85.3	88.5	85.5	86.3	85.0	82.2	83.2
回流口 DO/mg·L ⁻¹	4.60~4.95	4.99~5.15	4.55~4.70	4.74~5.34	4.20~4.89	4.63~5.16	6.41~6.85	5.28~5.43

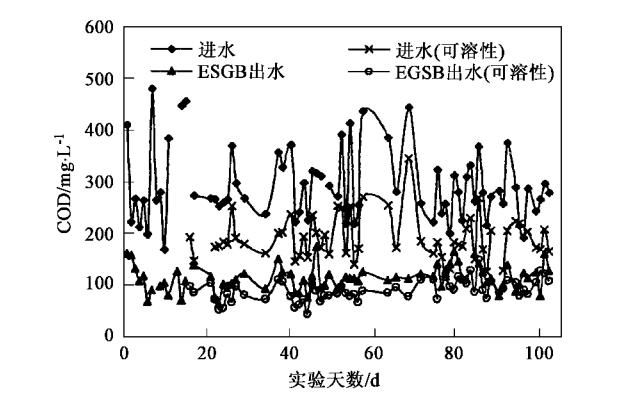


图 8 中试 EGSB 装置的 COD 去除效果

Fig. 8 Performance of COD removal from pilot-scale EGSB reactor

常温下,运行 100 余天的 COD 去除效果见图 8.中试 EGSB 反应器的 COD 去除率和可溶性 COD_{sol}去除率平均分别 60%和 55%左右.DO 浓度与 COD 去除率之间没有明显的关系.因此,在工程实践中可以将 DO 因素列为次要因素,通常不考虑其影响.但在设计及运行中需注意进水方式,使流态尽量平稳,避免大的水跌和剧烈搅动.

4 结论

- (1)DO 的存在和增高会使厌氧颗粒污泥的活性降低,但这种不利影响并不大,厌氧颗粒污泥对 DO 表现出较强耐受性和适应能力.
- (2)温度的升高可以削弱 DO 的影响,大幅度提高厌氧颗粒污泥的活性.
- (3)在实际工艺运行中,DO 长期存在对厌氧反应器处理效果影响甚微,更不会导致系统失败.DO

浓度的升高,COD 去除效率没有显著的降低.因此,工程实践中可以不考虑 DO 因素的影响,只需在设计及运行中注意进水方式,使流态尽量平稳,避免大的水跌和剧烈搅动.

参考文献:

[1] 左剑恶,王妍春,陈浩. 膨胀颗粒污泥床(EGSB)反应器的研究进展[J]. 中国沼气,2000,18(4):3~8.

[2] 马溪平. 厌氧微生物学与污水处理[M]. 北京:化学工业出版社,2005. 21~28.

[3] 任南琪,王爱杰. 厌氧生物处理技术与应用[M]. 北京:化学工业出版社,2004. 323~328.

[4] 国家环保总局. 水和废水检测分析方法[M]. (第四版). 北京:中国环境科学出版社,2002. 209~213.

[5] 董春娟. EGSB 反应器的快速启动和运行特性研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2005. 69~76.

[6] 王强,吴昌敏,季民,等. 常温 EGSB 去除有机物的性能与机理[J]. 中国给水排水,2005,21(8):51~53.

[7] Kato M T, Field J A, Lettinga G. The anaerobic treatment of low strength wastewaters in UASB and EGSB reactors[J]. Wat. Sci. Tech. ,1997,36(6-7):375~382.

[8] 傅山岗,李宗义. 厌氧颗粒污泥的超微结构分析[J]. 生物技术,2004,14(4):69~71.

[9] 李宗义,王海磊,程彦伟,等. 成熟厌氧颗粒污泥的结构及其特征[J]. 微生物学通报,2003,30(3):56~59.

[10] 郭晓磊,胡勇有,高孔荣. 厌氧颗粒污泥及其形成机理[J]. 给水排水,2000,26(1):33~38.

[11] Chui H K, Fang H H P. Histological analysis of microstructure of UASB granules[J]. Journal of Environmental Engineering, 1994, 120(5):1322~1326.

[12] Quamby J, Forster C F. An examination of the structure of UASB granules[J]. Water Research, 1995, 29(11):2449~2454.

[13] Kato M T, Field J A, Lettinga G. High tolerance of methanogens in granular sludge to oxygen[J]. Biotechnology and Bioengineering, 1993, 42(11):1360~1366.