

高温 ASBR 处理热水解污泥的梯度升温法启动试验研究

欧阳二明^{1,2}, 王伟^{1*}, 龙能³, 李怀⁴

(1. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084; 2. 南昌大学建筑工程学院, 南昌 330031; 3. 北京科技大学土木与环境工程学院, 北京 100083; 4. 长安大学环境科学与工程学院, 西安 710054)

摘要: 采用序批式运行方式、梯度升温方法进行了高温 ASBR 处理热水解污泥的启动实验. 结果表明, 梯度升温法能在 131 d 内较快地启动高温 ASBR 反应器. 在 3 个梯度升温阶段中(35℃→40℃→47℃→53℃), 反应器的性能都出现了一定的波动, 其中在中温→中温(35℃→40℃)、高温→高温(47℃→53℃)阶段出现的波动比较小, 而在中温→高温(40℃→47℃)阶段反应器的产气量、甲烷含量、出水 COD 和反应器内微生物量都出现了较大的变化, 反应器的性能波动较大, 40℃和 47℃分别为中温和高温的上限和下限. 在反应器启动过程的稳态期, 反应器的平均产气量为 2.038 L/d, 甲烷含量为 72.0%, COD 产气率($\text{CH}_4/\text{COD}_{\text{投入}}$)为 188.8 mL/g, TCOD 和 SCOD 平均去除率分别为 63.8%和 83.3%. 扫描电镜和 DGGE 分析结果表明, 启动过程中反应器中的微生物形态和种类都发生了变化, 启动初期(35℃)和稳定期(53℃)的优势菌种明显不同.

关键词: 热水解污泥; 厌氧序批式反应器; 梯度升温; 启动; PCR; DGGE

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)04-1105-05

Gradient Elevation of Temperature Startup Experiment of Thermophilic ASBR Treating Thermal-Hydrolyzed Sewage Sludge

OUYANG Er-ming^{1,2}, WANG Wei¹, LONG Neng³, LI Huai⁴

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. School of Civil Engineering and Architecture, Nanchang University, Nanchang 330031, China; 3. School of Civil and Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China; 4. Department of Environmental Science and Engineering, Chang'an University, Xi'an 710054, China)

Abstract: Startup experiment was conducted for thermophilic anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) treating thermal-hydrolyzed sewage sludge using the strategy of the step-wise temperature increment: 35℃→40℃→47℃→53℃. The results showed that the first step-increase (from 35℃ to 40℃) and final step-increase (from 47℃ to 53℃) had only a slight effect on the digestion process. The second step-increase (from 40℃ to 47℃) resulted in a severe disturbance: the biogas production, methane content, $\text{COD}_{\text{effluent}}$ and microorganism all have strong disturbance. At the steady stage of thermophilic ASBR treating thermal-hydrolyzed sewage sludge, the average daily gas production, methane content, specific methane production ($\text{CH}_4/\text{COD}_{\text{influent}}$), TCOD removal rate and SCOD removal rate were 2.038 L/d, 72.0%, 188.8 mL/g, 63.8%, 83.3% respectively. The results of SEM and DGGE indicated that the dominant species are obviously different at early stage and steady stage.

Key words: thermal-hydrolyzed sewage sludge; anaerobic sequencing batch reactor (ASBR); gradient elevation of temperature; startup; PCR; DGGE

厌氧序批式反应器(ASBR)能够实现 HRT(水力停留时间)与 SRT(固体停留时间)、MCRT(微生物平均停留时间)的分离^[1-3], 从而能高效地处理含高悬浮固体的废水^[4-6]. 热水解(thermal hydrolysis)能改善污泥的固液分离性能和厌氧消化性能^[7-9], 是一种有效的预处理手段. 污泥的“热水解-厌氧消化”联合工艺逐步得到重视和应用^[10-12]. 本试验采用高温 ASBR 处理热水解污泥, 主要研究梯度升温法启动过程中 ASBR 反应器处理热水解污泥的工艺特性, 并利用 PCR-DGGE 技术对反应器启动初期和稳定期的真细菌种类进行了初步分析研究.

1 材料与方法

1.1 试验装置

本试验使用的 ASBR 厌氧消化试验装置采用内径为 15 cm、高为 32.5 cm 的有机玻璃制成. ASBR 反应器总容积为 5 L, 其中有效处理容积为 4 L, 另外上部的 1 L 作为气室用于储存消化气. 反应器外壁包

收稿日期: 2008-05-27; 修订日期: 2008-06-24

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z384)

作者简介: 欧阳二明(1976~), 男, 讲师, 博士研究生, 主要研究方向为污泥的处理与处置技术.

* 通讯联系人, E-mail: solid@tsinghua.edu.cn

裹加热带,通过温度控制仪调控反应器内部温度.采用电动搅拌器进行搅拌,运用有机玻璃套管形成水封来保证搅拌杆与反应器连接处的密闭性.利用湿式流量计实时监测反应器的产气量.

1.2 试验污泥性质

实验所用污泥为北京市某污水处理厂的混合剩余污泥.原污泥经 6 号筛(筛孔:3.2 mm×3.2 mm)过滤后进行热水解预处理,热水解温度和时间分别为 170℃、30 min.热水解污泥储存在冷柜中(3℃).向 ASBR 反应器进泥前先将热水解污泥加热到 ASBR 运行的相应处理温度.原污泥和热水解污泥的性质如表 1 所示.原污泥经热水解预处理后,其 SCOD 由 601 mg/L 提高到 12 434 mg/L,热水解的预处理效果良好.

表 1 原污泥和热水解污泥的性质

Table 1 Characteristics of raw and thermal-hydrolyzed sewage sludge		
参数	原污泥	热水解污泥
pH	6.80	6.66
碱度(以 CaCO ₃ 计)/(mg·L ⁻¹)	800	1 021
TS/(g·L ⁻¹)	36.280	33.056
VS/(g·L ⁻¹)	23.506	20.646
SS/(g·L ⁻¹)	33.561	23.033
VSS/(g·L ⁻¹)	18.660	15.615
TCOD/(g·L ⁻¹)	40.317	38.857
SCOD/(g·L ⁻¹)	0.601	12.434
VFA/(g·L ⁻¹)	454	2 344

1.3 ASBR 启动方法

接种污泥取自某污水处理厂的一级污泥消化池,其 TS 为 24.748 g/L、VS 为 12.272 g/L、SS 为 23.668 g/L、VSS 为 11.220 g/L、VSS/SS 为 0.474.反应器接种 3 L 种泥,加入 1 L 热水解污泥后在 HRT 为 20 d、容积负荷(TCOD)为 1.943 kg/(m³·d)的条件下按序批式方式运行对种泥进行驯化.ASBR 的一个序批式运转周期为 24 h,其中包括进泥 30 min,反应器 20 h,沉降 3 h,排泥 30 min.控制 ASBR 的搅拌频率为 10 min/h.采用梯度升温法使 ASBR 的反应温度由中温(35℃)逐步升到高温(53℃):35℃→40℃→47℃→53℃.即第 1~15 d,ASBR 反应器的温度为 35℃;第 16~29 d 反应器的温度为 40℃;第 30~91 d 反应器的温度为 47℃;第 92~131 d 反应器的温度为 53℃.

1.4 常规分析项目及方法

pH 采用 Orion 868 型 pH 测定仪测定;碱度采用 ZDJ-4A 型自动电位滴定仪测定;总固体(TS)、挥发性固体(VS)、悬浮固体(SS)、挥发性悬浮固体(VSS)

采用称重法测定^[13];COD 采用标准重铬酸钾法测定^[13].有机酸采用 SQ-206 型气相色谱仪(FID 检测器)测定;沼气成分采用 SQ-206 型气相色谱仪(TCD 检测器)测定;微生物量采用脂磷法测定.微生物形态采用 FEI QUANTA 200 扫描电子显微镜测定.

1.5 DNA 提取、PCR 扩增及 DGGE 电泳分离

采用美国 MP Biomedicals 公司的快速提取试剂盒(FastDNA[®] SPIN for Soil Kit)提取 DNA,提取物作为 PCR 扩增模板.检测细菌 16S rDNA 的 PCR 引物为 PRBA8F 和 PRUN518R,并在上游引物(PRUN518R)上加 GC 发卡.PCR 扩增通过 MJ-RESEARCH 公司的 PTC-200 型 PCR 扩增仪实现.扩增程序为:94℃预变性 7 min;94℃变性 1 min;55℃退火 30 s,72℃延伸 1 min,24 个循环;72℃延伸 10 min.PCR 产物的大小通过 1% 的琼脂糖凝胶电泳后,经过溴化乙锭染色后被观察.大约 510 bp 大小的片断被用来做 DGGE 分析.PCR 样品直接被用于变性梯度为 35%~60% 的聚丙烯酰胺凝胶(浓度为 8%)中进行电泳,所用仪器为 D-Code 系统(Bio-RAD 公司).变性梯度胶在 100 V、60℃条件电泳 12 h 左右.电泳完成后,用 SYBR Gold 染色,在紫外成像系统(UVP 公司)中观察^[14].

2 结果与讨论

2.1 气体产量

本实验采用低负荷条件下按照序批式方式运行(ASBR 方式),逐步提高反应器温度直到稳定运行,实现高温 ASBR 的启动.图 1 为厌氧反应器在 131 d 的启动期内每天的产气量.实验结果显示,所采用的接种污泥对这种处理对象(热水解污泥)具有良好的适应性,3 L 接种泥加 1 L 热水解污泥进入反应器后,由于接种污泥活性比较好,基质数量比较高,反应器表现出良好的产气能力,第 1 d 的产气量高达 3.337 L,第 2 d 仍有 2.680 L 的产气量,此后由于每天进料只有 200 mL(即 HRT=20 d),日产气量有所下降,但比较平稳.反应器在 35℃温度下稳定运行 15 d 后,反应器温度提升到 40℃,此时反应器的日产气量有一个突然的提升(由 1.682 L/d 提高到 2.67 L/d),但接着就回落到 1.600 L/d 左右的水平,在随后的 14 d(40℃)运行过程中,反应器的产气量一直比较稳定,平均产气量为 1.621 L/d(40℃).反应器运行到第 29 d 后,运行温度由 40℃提升到 53℃,此时反应器内的产气量急剧下降,由第 29 d 的 1.537 L/d 下降到第 30 d 的 0.740 L/d,并接着持续下降,直

到第 36 d 的最低产气量(0.030 L/d),在这个升温阶段,反应器内的微生物表现出极大的不适应性,部分中温产气微生物死亡,另外一部分微生物处于适应高温环境的抑制期.随后,从第 37 ~ 47 d,反应器的产气量逐渐回升(产气量由 0.12 L/d 上升到 1.92 L/d),反应器很快完成了高温环境的驯化期.而且,由于反应器内微生物活性增强,反应器内累积的易降解基质被分解,产气量进一步提高,第 48 ~ 51 d 的产气量都在 2.5 L/d 以上.第 52 ~ 91 d,反应器在 47℃ 环境下平稳运行,反应器产气量保持在 1.380 ~ 1.960 L/d 之间.从第 92 d 起,反应器温度由 47℃ 提升到 53℃,反应器的产气量没有发生剧烈波动.其中第 111 ~ 131 d 期间,反应器平稳运行产气量变化不大,保持在 1.890 ~ 2.24 L/d 之间,平均产气量为 2.038 L/d, COD 产气率($\text{CH}_4/\text{COD}_{\text{投入}}$)为 188.8 mL/g,反应器处于稳态期.在整个梯度升温启动过程中,第 1 ~ 15 d(35℃)、16 ~ 29 d(40℃)、30 ~ 91 d(47℃)、92 ~ 131 d(53℃)的甲烷平均含量分别为 72.3%、72.6%、60.2%、72.0%,说明反应器的性能在 40 ~ 47℃ 这个梯度升温阶段受影响程度最大,而在其他梯度升温阶段过程受影响相对较小.

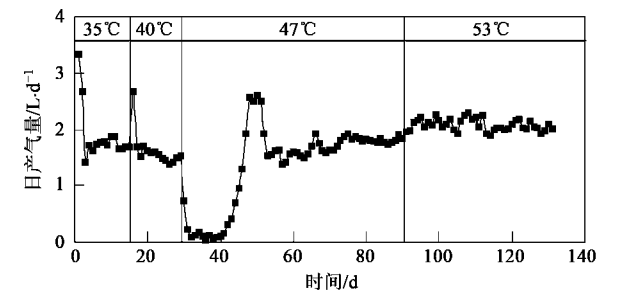


图 1 ASBR 的日产气量
Fig.1 Daily gas production of the ASBR

2.2 pH 值与碱度

pH 值是影响厌氧反应器处理过程的重要因素,反应器出水 pH 值的波动也在一定程度上反映出反应器产甲烷活性的变化.反应器内碱度的大小反映了体系的缓冲能力,即酸碱性条件下调节 pH 值的能力.本试验过程中没有人为调节碱度.图 2 给出了 ASBR 在整个启动过程中出泥的 pH 值动态变化情况.在 131 d 的启动过程中,反应器出水的 pH 值一直保持在 6.97 ~ 7.94 之间,其中反应器从 40℃ 升温到 47℃ 后,pH 值发生了较大的波动,经历了先降后升的过程,这主要是因为在这个梯度升温阶段,反应器内的微生物处于由中温到高温的驯化过程,对基质的分解能力经历了由低转高逐渐适应的过程,而

基质的累积造成了 pH 值的下降.在启动期的最后一个周期内(111 ~ 131 d),反应器出水的 pH 值稳定在 7.58 ~ 7.88 之间,反应器出水碱度(以 CaCO_3 计)在 5 685 ~ 5 795 mg/L 之间(平均值为 5 739 mg/L),表明反应器处于稳态运行期.

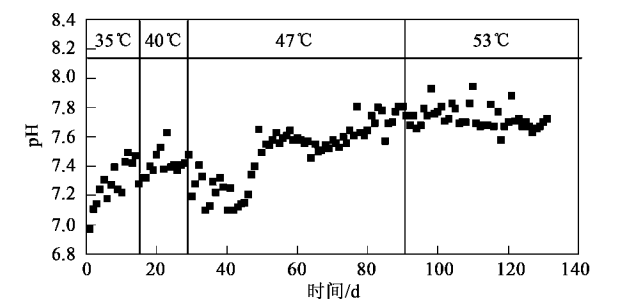


图 2 ASBR 反应器出泥的 pH
Fig.2 pH profiles in outflow

2.3 反应器出泥 COD

图 3 为梯度升温启动过程中 ASBR 反应器出泥的 TCOD 和 SCOD 随时间的变化情况.结果表明,在整个启动过程中出泥的 TCOD 由最初的 5.609 g/L 逐步增加到后期的 14.282 g/L, SCOD 由最初的 0.607 g/L 缓步增加到后期的 2.146 g/L.其中在反应器温度处于 47℃ 的第 33 d,反应器出泥的 TCOD 和 SCOD 分别为 9.211 g/L 和 1.403 g/L,出现了反应器出泥的一个小高峰,这主要是因为反应器由中温(40℃)向高温(47℃)的转变驯化期,反应器的处理能力下降,导致出泥的 COD 突然增加.在反应器的稳态期(第 111 ~ 131 d),反应器出泥的 TCOD 和 SCOD 分别在 13.862 ~ 14.282 g/L 和 9.362 ~ 9.782 g/L 之间,平均去除率分别为 63.8% 和 83.3%.

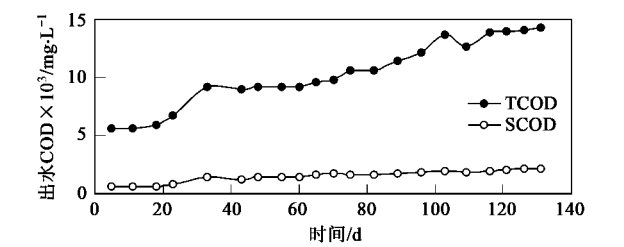


图 3 ASBR 反应器出泥的 SCOD 和 TCOD
Fig.3 SCOD and TCOD profiles in outflow

2.4 反应器内微生物量

温度的变化对厌氧反应器内的微生物数量具有重要的影响.本试验采用梯度升温法来实现高温 ASBR 的启动,因此在整个启动过程中反应器内的微生物数量会产生一定的变化.由于处理的对象为高

悬浮固体物质含量较高的热水解污泥,不宜用 VSS 来表征微生物量,因此,本试验采用脂磷分析法来表征微生物量^[15].图 4 为整个启动过程中反应器内微生物的变化情况,在启动初期,反应器内的微生物量为 48.9 nmol/mL,在反应器运行温度由 35℃ 提升到 40℃ 后,微生物量下降到 32.1 nmol/mL(第 18 d),随后经过 5 d 的适应后恢复到 51.6 nmol/mL.由此可以看出在 35~40℃ 这个梯度升温阶段,反应器内的微生物量变化较小,恢复较快.随后反应器进入第 2 个梯度升温阶段(40~47℃),反应器内微生物量发生较大变化:在第 33 d 降到最低水平(23.3 nmol/mL),随后缓慢恢复,在第 48 d 恢复到 31.7 nmol/mL;接着进入快速增长期(第 48~89 d),并在第 89 d 达到 116.6 nmol/mL.在第 3 个梯度升温阶段(47~53℃),反应器内的微生物量受升温的影响非常小,只有极小幅度的增加,在第 125 d 达到 124.3 nmol/mL.

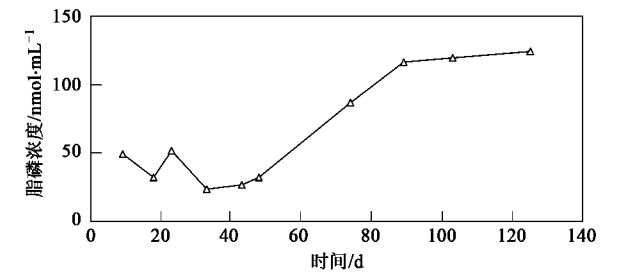


图 4 ASBR 反应器内的微生物量
Fig.4 Microorganism in ASBR

2.5 微生物形态及种类

通过扫描电镜(SEM)对 ASBR 反应器中启动初期(35℃)和稳定期(53℃)的微生物相进行了观察,结果如图 5 所示.结果显示,ASBR 的 SEM 有许多絮状和颗粒状的杂质,这是因为污泥样品中含有较高浓度的悬浮固体.除了杂质之外,可以看到在反应器的启动初期,分布在杂质表面或者镶嵌在杂质中间的微生物主要为杆菌、丝状菌,另外有少许的球菌;此后,反应器温度逐步由中温转成高温,反应器中的微生物经过这段时间的驯化、筛选,其优势菌种发生了变化,在启动期的稳定期,反应器中的微生物主要为球菌,另外有少量的杆菌、丝状菌和螺旋菌.为进一步分析启动过程中微生物的变化情况,在启动初期和稳定期时对反应器中细菌的 DNA 进行提取并纯化,通过 PCR 扩增和 DGGE 电泳分离,结果如图 6 所示.样品 1 取自 ASBR 反应器的启动初期,样品 2 取自反应器的稳定期.比较 2 个样品得到条带的数量和位置,发现 2 个样品都有 6 条带可被分辨出来,

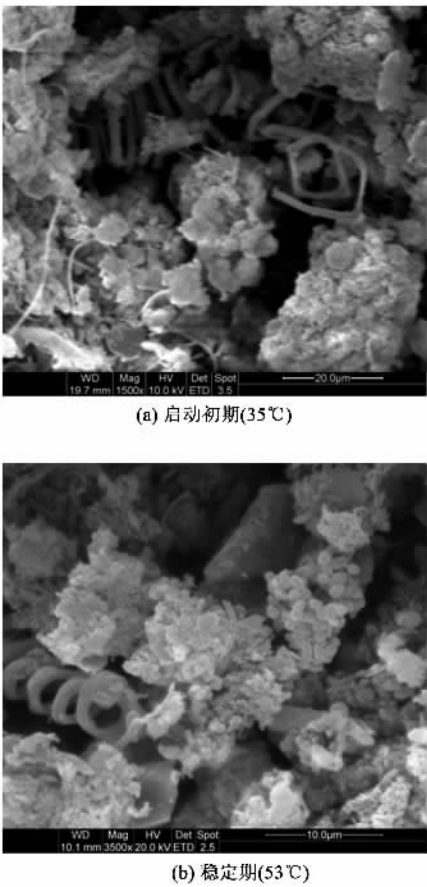


图 5 ASBR 中微生物的扫描电镜照片
Fig.5 SEM photo of the microorganisms in the ASBR

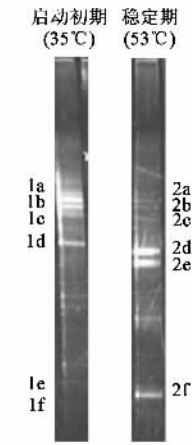


图 6 启动初期与稳定期反应器中的真细菌种群结构的比较
Fig.6 Eubacteria community structures in the ASBR at early stage and steady stage of startup

其中 1a、1b、1c、1e 分别和 2a、2b、2c、2f 处于电泳图的同一位置,说明这 4 种细菌的种类相同;而其他条带的位置并不相同,说明在逐步升温的驯化过程中,有些中温细菌已经被淘汰,另有一些细菌经驯化生长,能被分辨出来,成为主要菌种.此外,样品 1 中

的 1b、1c、1d 条带明显亮于其他条带,样品 2 中的 2d、2e、2f 条带明显亮于其他条带,说明在反应器的启动初期和稳定期都有 3 种优势菌,但优势菌的种类并不相同.实验结果表明在梯度升温启动过程中,ASBR 处理热水解污泥的微生物形态、种类及优势菌种都发生了变化,中温和高温阶段的优势菌种明显不同.

3 结论

(1)采用序批式运行方式,梯度升温法能在 131 d 内较快地启动高温 ASBR 反应器.在稳态期,高温 ASBR 处理热水解污泥的 TCOD 和 SCOD 平均去除率分别为 63.8%和 83.3%.

(2)在 3 个梯度升温阶段中(35℃→40℃→47℃→53℃),反应器的性能都出现了一定的波动,其中在中温→中温(35℃→40℃)、高温→高温(47℃→53℃)阶段出现的波动比较小,而在中温→高温(40℃→47℃)阶段反应器的产气量、甲烷含量、出水 COD 和反应器内微生物量都出现了较大的变化,反应器的性能波动较大,40℃和 47℃分别为中温和高温的上限和下限.

(3)在反应器启动的稳态期,反应器的平均产气量为 2.038 L/d,甲烷含量为 72.0%,COD 产气率($\text{CH}_4/\text{COD}_{\text{投入}}$)为 188.8 mL/g.

(4)扫描电镜和 DGGE 分析的结果表明,启动过程中反应器中的微生物形态和种类都发生了变化,启动初期(35℃)和稳定期(53℃)的优势菌种明显不同.

参考文献:

[1] Dague R R. Initial studies on the anaerobic sequencing batch reactor [J]. Water Science and Technology, 1992, **26**(9): 2429-2432.

[2] Ioannis S, David M B. Improving anaerobic sequencing batch reactor performance by modifying operational parameters [J]. Water

Research, 2002, **36**(1): 363-367.

[3] Angenent L T, Sung S, Raskin L. Methanogenic population dynamics during startup of a full-scale anaerobic sequencing batch reactor treating swine waste [J]. Water Research, 2002, **36**(18): 4648-4654.

[4] Ruiz C J, Torrijos M. Treatment of winery wastewater by an anaerobic sequencing batch reactor [J]. Water Science and Technology, 2002, **45**(10):219-224.

[5] Hur J M, Chang D, Chung T H. Dynamic process response to sludge thickening behaviors in the anaerobic sequencing batch reactor treating high-solids-content waste [J]. Journal of Bioscience and Bioengineering, 1999, **87**(4):525-530.

[6] Duk C, Joon M H, Tai H C. Digestion of municipal sludge by anaerobic sequencing batch reactor [J]. Water Science and Technology, 1994, **30**(12): 161-170.

[7] 王治军,王伟.剩余污泥的热水解试验[J].中国环境科学,2005,**25**(1):68-71.

[8] 王治军,王伟.热水解预处理改善污泥的厌氧消化性能[J].环境科学,2005,**26**(1):68-71.

[9] Li Y Y, Noikeal T. Upgrading of ananerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment [J]. Water Science and Technology, 1992, **26**(3-4):857-866.

[10] Bougrier C, Delgenès J P, Carrère H. Combination of thermal treatments and anaerobic digestion to reduce sewage sludge quantity and improve biogas yield [J]. Process Safety and Environmental Protection, 2006, **84**(B4): 280-284.

[11] 王治军,王伟,高殿森,等.高温和中温 ASBR 处理热水解污泥的对比[J].环境科学,2005,**26**(2):88-92.

[12] 王治军,王伟,张锡辉.ASBR 处理高浓度悬浮固体废物的工艺特性[J].环境科学,2006,**27**(6):1107-1110.

[13] 国际环境保护总局.水和废水监测分析方法[M].(第四版).北京:中国环境科学出版社,2002.

[14] Liu W T, Chan O C, Fang H H P. Microbial community dynamics during start-up of acidogenic anaerobic reactor [J]. Water Research, 2002, **36**:3203-3210.

[15] Amaiz C, Gutierrez J C, Lebrato J. Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges [J]. Bioresource Technology,2006, **97**(10): 1179-1184.