

生物垃圾厌氧消化的强化机理探讨

张 雷, 张记市

(昆明理工大学固体废弃物资源化国家工程研究中心, 昆明 650033)

摘 要: 综合分析了生物垃圾厌氧消化的各种强化技术与机理。由于传统化石燃料的枯竭和造成的生态环境问题, 清洁再生能源的生物气体日益受到人们的青睐。但是, 消化时间长, 产气量较低, 垃圾利用率不高等原因, 导致生物垃圾厌氧发酵技术没有得到充分的开发与推广。研究认为, 通过强化处理能够改善生物垃圾的物化性质, 提高微生物对难降解有机物的分解能力, 增加生物气产量, 缩短水力停留时间, 减轻后续处理的负担, 优化垃圾厌氧消化过程。

关键词: 生物垃圾; 厌氧消化; 强化机理

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 1005-3409(2007)03-00101-04

Approach on Enhancement of Biowastes Anaerobic Digestion

ZHANG Lei, ZHANG Ji-shi

(National Engineering Research Center of Solid Waste Resource Recovery,
Kunming University of Science and Technology, Kunming 650033, China)

Abstract: Biogas a clean and renewable form of energy could very well substitute for conventional sources of energy (fossil fuels, oil, etc.) which are causing ecological-environmental problems and at the same time depleting at a faster rate. Despite its numerous advantages, the potential of biogas technology could not be fully harnessed or tapped as certain constraints are also associated with it. Most common among these are: the large hydraulic retention time, low gas production, etc. Therefore, efforts are needed to remove its various limitations so as to popularize this technology. Researchers have tried different techniques to optimize anaerobic process, enhance gas production, reduce hydraulic retention time (HRT) and release post-treatment. The authors review the various techniques, which could be used to enhance the gas production rate from biowastes.

Key words: biowastes; anaerobic digestion; enhancement mechanism

引 言

随着中国城市化进程的加快, 人民生活水平的提高, 城市生活垃圾也日益增多, 人民的生存环境也日益恶化。大力提倡城市生活垃圾资源化, 对我国这样一个人口众多, 能源短缺, 资金不足的发展中国家来说是十分重要的。生物垃圾主要由蔬菜、水果厨房与庭院垃圾等组成^[1]。生物垃圾在城市生活垃圾中占了相当大的比例, 在发达国家的城市垃圾中, 有机成分的含量高达 70%; 我国的城市垃圾有机成分含量相对较低, 大部分为厨房垃圾, 约占 36%~45%^[2]。表 1 和表 2 分别是瑞士生物垃圾的典型成分组成与韩国厨房垃圾组成^[1,3]。大部分垃圾的不合理处置会产生一系列的影响, 加剧环境污染, 严重危害城市环境。自然填埋会对土壤、地下水、大气等都会造成现实的影响和潜在的危害。国外正逐步减少原生垃圾填埋量, 欧盟各国已强调垃圾填埋只能是最终处置手段, 而且只能是无机垃圾, 从 2005 年起, 有机物含量大于 5% 的垃圾不能进入垃圾填埋场^[4]。从再生能源利用和环境保护的角度而言, 厌氧消化有机废物具有广阔的发展前景。近年来厌氧消化作为一种比较理想的垃圾处理

方法得到了广泛的应用。然而, 生物垃圾的厌氧消化是往往会带来相对低的甲烷产量(只占理论产量的 50%~60%)^[5]。目前, 大规模的厌氧消化设备需要 15~20 d 的时间, 才能把易生物降解的部分转化为生物气体, 消化以后的稳定发酵物中仍含有木质纤维素^[6~9]。因为生物垃圾的厌氧消化一个非常复杂的生物化学过程, 受到多种因素的制约。即使在相同的处理工艺和条件下, 不同性质研究厌氧发酵的处理效果可能不同^[10]。物料性质、消化温度以及接种物对消化过程有很大的影响。因此, 改变物料性质、提高反应温度和优化接种是提高生物垃圾厌氧消化效率以及减轻后续处理负荷的关键。

表 1 瑞士生物垃圾的典型成分组成 %					
纤维素	半纤维素	糖类	蛋白质	脂肪	木质素
21.4	12.3	32.0	18.7	10.0	5.3

菜场垃圾和厨房垃圾主要是易于生化降解的有机物, 韩国厨房垃圾组成见表 2。庭院垃圾主要是树叶(含氮量为 0.5%~1%)和碎草含氮量为 2%~4%)。各种物质的热值见表 3。

* 收稿日期: 2006-05-23
基金项目: 国家发展和改革委员会第八批国债专项资金项目(No. 200548)
作者简介: 张 雷(1972—), 男, 博士研究生, 工程师, 主要从事废物污染控制与资源化研究; 责任作者: 张记市。

表 2 韩国厨房垃圾组成^[4]

指标	平均值	范围
总固体 TS/(g · L ⁻¹)	168	119 ~ 235
挥发性悬浮固体 VSS/(g · L ⁻¹)	154	108 ~ 216
COD/(g · L ⁻¹)	180	102 ~ 239
BOD/(g · L ⁻¹)	108	69 ~ 170
总氮/(g · L ⁻¹)	5	3.2 ~ 7.8
总磷/(g · L ⁻¹)	0.63	0.35 ~ 0.9
碳水化合物/(g · L ⁻¹)	31	9.5 ~ 71.4
蛋白质/(g · L ⁻¹)	29.4	17 ~ 46.7
脂肪/(g · L ⁻¹)	27.8	17.6 ~ 48.2
碳氮比 C/N	10.9	7.2 ~ 21

1 生物垃圾溶胞机理

1.1 物理溶胞机理

一般而言,厌氧消化包含四个步骤:水解作用、发酵、酸化及甲烷化,而 Pavlostathis 等^[1]亦指出,厌氧消化有机物时会有四种微生物参与,分别是水解菌、发酵菌、乙酸菌以及甲烷菌,并指出厌氧消化过程中,水解作用及甲烷化速率的平衡是极须注意的,若水解速率高于甲烷化速率时则会使挥发酸(VFA)与氢气累积而造成 pH 下降并使反应器酸化;相对的,若处理对象为含大量非溶解性物质如纤维素与木质素等物质(如庭院垃圾)时,则水解可能成为厌氧消化的限制步骤,根据研究显示^[12],厌氧处理对象较适合结构不强并具有大量快速分解之有机物质。水解作用是一项较复杂且难被了解及控制的反应,并且可以归纳为生物性溶胞作用及物理化学性溶胞作用,关于生物性水解,有文献^[3]提出微生物对微粒状有机物质之水解作用已被广泛研究及证实,由于微生物无法直接利用有机聚合物,必先利用胞外酵素将之水解为溶解性的单体或双体,而物理、化学和生物等溶胞作用, pH、温度、水解微生物的浓度以及有机物的型式都会影响水解速率^[11]。由于剩余污泥和厨房垃圾都具有高固含量的废物,厌氧消化处理厨房垃圾时,水解作用必也将成为关键步骤。

物理溶胞处理包括切碎、研磨、浸泡、冷冻、超声波、蒸汽爆破、脉冲和离心等溶胞技术。这些处理方法都可以破坏细胞膜(壁)使细胞内物质流出,减少挥发性固体(VS)和总固体(TS),增加可溶性 COD 量。使微生物易于粘附和酶作用的有效面积,从而促进底物的消化。Clarkson^[13], Angelidaki^[14]和 Palmowski 等^[15]发现,如果发酵颗粒的纤维素含量较高,可降解差,通过粉碎和浸泡都可以用来处理物料,减少颗粒粒径,从而,提高其生物气产量,加快消化速度和减少反应体积。通常可使生物气产量增加 10% ~ 20%^[15]。随着物料粉碎程度的增大,表面积叶增大,裸露在表面的结合点增加,酶解速度提高。Angelidaki^[14]发现,在一定粒径 5 ~ 20 mm 范围内,产沼气潜力并没有显著提高。Wang Huiqun 等^[16]发现剩余污泥经过 9 kHz、200W 的超声波处理后,发酵基质的挥发性酸(VFA)浓度增大,高峰期的日产甲烷量增加 400 ml。蒸汽爆破处理纤维素含量较高的基质时,可以使固体有机物的纤维素结晶结构发生改变、半纤维素发生水解,部分木质素解聚,半纤维素和木质素对纤维素降解所起的阻碍和屏障作用受到破坏,加上突然减压所造成的机械破坏作用,导致底物的可降解性大大提高^[17]。

1.2 化学溶胞机理

化学溶胞处理包括用酸、碱、热水解和氧化处理等方法。稀酸已经成功地应用于木质纤维素原料的溶胞处理。在较高温度下,酸溶胞需要时间短,处理后半纤维素水解成单糖进入水解液,木质素含量不变;纤维素的聚合度下降,反应能

力增大。碱溶胞机理是基于木聚糖半纤维素和其它组分内部分子之间酯键的皂化作用,随着酯键的减少,木质素原料的空隙率增加。NaOH 具有较强的脱木质素作用,原料脱除木质素后,酶水解糖化率将明显提高。Gosh 等^[18]发现,在对城市生活垃圾预处理时,采用 100 g 固含量(TS)加入 NaOH 0.5 g 处理物料,55℃两步厌氧发酵的甲烷产量可提高 35%。Hiraoka 等^[19]指出在有机负荷为 3 kgVS/(m³ · d)时,溶胞热水解温度(60℃和 80℃),气体产量可以增加 30%,显示有机物的生物转换率增加,若温度再提高为 100℃时,其气体产量则可增加至 50%。其因为:甘油脂肪酸,经热分解后转变为挥发酸,如乙酸及丙酸,而这些短链的挥发酸再被甲烷菌转换为甲烷;难分解的有机物质如脂肪和碳水化合物经热处理后,产生去聚合作用,转变成溶解性物质。氧化溶胞主要有湿式氧化和臭氧法。湿式氧化是在加温加压下,水和氧气共同参与的反应。于其他热处理技术相比,湿式氧化具有许多优点:产生低毒性糖降解物,减轻了对微生物的抑制作用,显著降低纤维素的结晶度和高效的脱木质素作用^[20]。Geert Lissens 等^[3]对厨房垃圾、庭院垃圾和湿式氧化后废物的生物化学甲烷势(BMP)实验发现,湿式氧化后的庭院垃圾最终产甲烷量为 685 m³/g VSS;而未经处理的庭院垃圾最终产甲烷量为 345 m³/g VSS。对于厨房垃圾,湿氧化后的甲烷产气量仅比未处理的厨房垃圾高 7%。经臭氧处理的有机固体废物产生的羧酸很易被产甲烷菌转化成 CH₄ 和 CO₂。Weemaes 等^[21]用臭氧对生活污泥进行溶胞处理时,发现臭氧溶胞可以提高有机质的转化量,优化了厌氧消化过程,使 CH₄ 产量提高了 1.8 倍,同时 CH₄ 产生速率增加了 2.2 倍。

1.3 生物溶胞机理

生物溶胞速度相对缓慢,它主要指微生物产生的酶对底物进行溶胞。生物溶胞可提高复杂底物的可生物转化性,增加厌氧过程的稳定性。Hasegawa 等^[22]发现,经过高温好氧堆肥处理的固体有机垃圾进行,可提高厌氧消化效率,生物气产量可提高 150%。除了其他物理化学参数外,厌氧水解速率是一个重要的参数。水解酶的数量和种类决定了水解速率的大小。在生物溶胞中,某些微生物能除去木质素,以解除其对纤维素的包裹作用。虽然很多微生物都能产生木质素分解酶,但酶活性较低,很难工程化生产。白腐菌、褐腐菌褐软腐菌等微生物常常被用来分解木质素和半纤维素,其中最有效的白腐菌是担子菌类。由于木质素降解酶常常是在白腐真菌受碳、氮或硫营养限制的次生代谢阶段产生的,在生长受限制时,酶产率也较低。因此,为了克服底物的阻遏效应,人们尝试采用底物流加法进行分批补料发酵和连续发酵以进一步提高酶的产量和产率。Moreira 等^[23]在 10l 搅拌罐反应器中培养 Bjerkandera sp. BOS55 时,发现分批补料方式能够重新激活酶的产生,使酶活性维持较长时间。

2 温度强化机理

从热力学的观点而言,温度与生化反应速率的关系,在某些特定温度范围内微生物生长速率与绝对温度成正比,以阿伦尼亚斯关系式解释,当超过某一高温时,生长速率将迅速下降,这是高温时菌体合成与分解路径之相互竞争。从动力学观点而言,在一个完全混合的实验系统中,在一定负荷范围内可以用一级动力学反应方程式来表示。生物分解速率受温度影响,在一级速率常数方面,分别在中温 35 ~ 40℃及高温 45 ~ 60℃成线性增加,由此可见高温发酵有极快的反应速率,也能提高基质的生物降解率。从后续处理的观点

而言, 高温厌氧消化对于大肠杆菌及沙门氏菌的消除均较中温厌氧消化有效, 完全可以消除大肠杆菌。高温厌氧有一较为正面的功能即致病菌的消除, 由于多数微生物病原均遭杀灭, 不但可以确保环境卫生, 其所产生的废弃污泥及废水或作为副产品使用较无病源污染, 病原体微生物不易繁殖, 符合卫生原则^[24]。Harikishan 等^[25]研究发现: 有机负荷为 5.82 gVS/(L·d), 中温度发酵的生物气体产量约为 50 L/d 而高温发酵的生物气产量约为 27 L/d。吴满昌等^[26]研究发现, 在相同条件下, 随着温度的升高, 产气量也随之上升。温度越高, 产气量上升越快。其中, 以 55℃ 的产气量最大。

3 搅拌强化机理

有机物的厌氧消化是依靠微生物的代谢活动, 因此需要微生物与物料之间始终保持良好的接触, 使微生物不断接触到新的食料和进行高消化, 并使消化产物及时分离, 从而提高消化效率、增加产气量和缩短反应周期。张记市等^[27]在有机生活垃圾厌氧消化实验中发现, 适当的搅拌, 可使消化周期缩短 3~5 d; 如果不搅拌或搅拌不合适, 会发生活性污泥和物料的漂浮以及物料与活性污泥分离、分层等现象。同时还注意到搅拌料液的最大线速度应小于 0.5 m/s, 防止破坏厌氧菌的活性。Karim 等^[28]研究表明, 在有机负荷为 2 gVS/(L·d) 时, 生物气体搅拌的产气率是 0.941/(L·d), 机械搅拌的产气率是 0.88 L/d, 而没有搅拌的产气率是 0.84 L/d。陈振民^[29]实验表明, 加消化气体回流后甲烷气体产量对比实验增加了 22%。将水解、酸化阶段产生的含有较多 H₂ 和 CO₂ 的消化气体引入甲烷化阶段, 为甲烷菌对 H₂ 和 CO₂ 的化合作用提供充足的物质基础, 同时还起到气体搅拌的作用。

4 添加剂强化机理

4.1 接种物强化

厌氧法处理生物垃圾时, 一定要加入菌种, 其比例为料重的 20% 左右, 能达到 30% 以上更好, 这样可以提高产气速度和早期沼气中甲烷的含量^[17]。当总固体含量很高时, 为了提供足够的厌氧消化微生物, 提高厌氧消化的速度, 接种物的量也相应地增大。当接种量小时, 发酵起始时间延长, 产甲烷的速度变慢, 这是因为在接种量小的情况下, 需要一个产甲烷菌种的富集过程, 而且就有可能造成酸的积累从而使沼气发酵失败。这说明加大接种量是防止酸积累, 保证发酵正常进行的重要措施。Lopes W. S. 等^[30]在研究不同接种量对一种有机生活垃圾降解影响的过程中发现, 随着接种量比例的增加, CH₄ 量也在增加。有机生活垃圾与接种物比为 100%/0%, 90%/10%, 85%/15% 时, 厌氧消化的生物气中 CH₄ 的平均含量分别为 3.6%、25.0% 和 42.6%。李俊涛等^[31]在研究泔脚垃圾的厌氧消化中发现, 在 80% 接种率、90% 含水率的条件下厌氧消化反应才能顺利进行, 而且进料负荷必须控制在 4 gVSS/(L·d)。潘云霞等^[32]在研究不同

浓度接种物(6%、18%、30%)对厌氧发酵产气特性影响的过程发现, 接种物浓度与物料浓度相互制约, 影响有机物的降解。不同的接种物浓度对反应启动速度有显著影响。适宜的接种物浓度有利于细菌和微生物的生长, 使产气加快。但是, 接种物浓度并非越大越好。当物料浓度(6%)与接种物浓度(6%)比值为 1:1 时, 厌氧消化过程最为平稳, 产气量也最大。

4.2 痕量金属元素强化

微量元素元素特别使 Fe、Co、Ni 的加入能使污水处理厌氧反应器嫩甲烷菌的优势菌种发生变化, 从而提高乙酸利用率, 并对毒性物质产生拮抗作用^[33,34]。陈朝猛等^[35]研究了加入 Fe、Co、Ni 的有机生活垃圾厌氧发酵的对比实验, 结果表明: 在其他条件相同的条下, 投加痕量金属离子比没有投加的系统产气量增加了 43.4%, 生物气的甲烷含量提高了 5.1%, COD 除去率提高了 10.2%; 同时它还有利于缩短停留时间并减小发酵罐的体积。王星等^[36]评价了膨润土、沸石粉和粉煤灰 3 种矿物材料对含盐餐厨垃圾厌氧消化的促进影响, 其中膨润土的促进作用最大。这是因为膨润土具有良好的吸附性能并释放大量的 Ca²⁺、Mg²⁺ 离子。无机矿物释放的金属离子常常被认为是厌氧微生物的能量促进剂, 其中 Ca²⁺、Mg²⁺ 是贡献最大的 2 种离子^[37]。Ca²⁺、Mg²⁺ 离子对厌氧微生物的促进作用主要在于改变细胞的通透性, 使微生物选择性的吸收自身所需要的养分。

5 结语与建议

生物垃圾的强化处理能有效促进生物垃圾中细胞膜(壁)的分解, 快速释放其中的可溶性有机质, 同时被厌氧菌得以降解利用; 提高了生物垃圾的利用率, 增加了产气量; 减少了水力停留时间, 提高了厌氧消化效率。

为提高城市生活垃圾的厌氧消化效率, 以下几点是今后研究的重点^[38]: (1) 不同溶胞方法的有效组合, 充分发挥其优化作用; (2) 复杂成分的生活垃圾的溶胞工艺和参数需进一步研究; (3) 在实际应用中溶胞效率和成本的平衡问题; (4) 溶胞技术与其它改善发酵物料性质的方法相结合如接种物强化和微量元素强化厌氧消化过程等。

在综合考虑运行费用和消化效果的前提下, 采取适当的生物垃圾强化措施具有积极的意义。就目前而言, 物理和化学溶胞技术应用最为广泛。通过粉碎、研磨, 改变物料粒径大小的溶胞技术, 几乎存在于所有的厌氧消化工艺的预处理阶段。温度强化是提高厌氧反应速率的重要条件, 有废热利用条件下, 可采用中温或高温消化工艺; 南方地区可充分利用太阳能进行常温发酵。北方寒冷地区可利用天然的冰库对生物垃圾进行冷冻溶胞预处理。接种物强化可快速启动和稳定厌氧消化过程, 接种物来源较多, 农村地区可采用牲畜的粪便作为接种物; 城市地区可采用下水道污泥和污水处理厂的剩余污泥; 进行联合消化。不同强化处理措施可进行有效组合, 充分发挥其优化作用。

- [1] Piet Lens, Grietje Zeeman, Gatzke Lettinga. Decentralized Sanitation and Reuse—Concepts, Systems and Implementation [M]. London: IWA Press, 2001.
- [2] 吕凡, 何晶晶, 邵立明等. 易腐性有机垃圾的产生与处理技术途径比较[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, (4) 8: 46—47.
- [3] Paik, B C, Shin, H S, Han, S K, et al. Enhanced acid fermentation of food waste in the leaching bed[J]. Proceedings of the second international symposium on anaerobic digestion of solid waste(II ISAD—SW)[C]. June, Barcelona Spain, 1999.
- [4] 梁明昭. 城市生活垃圾综合循环利用系统[J]. 重庆工业高等专科学校学报, 2002, 17(3): 192—194.
- [5] Geert Lissens, Anne Belinda Thomsen, Lucde Baere, et al. Thermal wet oxidation improves anaerobic biodegradability of

- raw and digested biowaste[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(12): 3418—3424.
- [6] De Baere L. Anaerobic digestion of solid waste: state the-art [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 41(3): 283—290.
- [7] Lissens, G, Vandevivere P, De Baere L, et al. Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion[J]. *Water Science and Technology*, 2001, 44(8): 91—102.
- [8] Van Lier B, Tildes A, Ahring, B. K, et al. New perspectives in anaerobic digestion [J]. *Water Science & Technology*, 2001, 43(1): 1—18.
- [9] Liu, H W, Walter, H K, Vogt, G M, et al. Steam pressure disruption of municipal solid waste enhances anaerobic digestion: Kinetics and biogas yield[J]. *Biotechnol. Bioeng.*, 2002, 77(2): 121—130.
- [10] 张波, 张丽丽, 徐剑波, 等. 城市生活垃圾的厌氧消化处理现状和研究进展[J]. *中国沼气*, 2001, 21(4): 17—21.
- [11] Pavlostathis S G, Giraldo-Gomes E. Kinetics of anaerobic treatment. [J]. *Water Science*, 1991, 24(8): 35—59.
- [12] Braber, K. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on verge of breakthrough [J]. *Biomass and Bioenergy*, 1995, 9(1—5): 365—376.
- [13] Clarkson W W, Xiao W. Bench-scale anaerobic digestion bioconversion of newsprint and office paper [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 43(3): 93—100.
- [14] Angelidaki I, Ahring B K. Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 41(3): 189—194.
- [15] Palmowski L M, Müller J A. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion [J]. *Water Science and Technology*, 2000, 41(3): 155—162.
- [16] Wang Huiqun, Masaaki Kuninobu, Hiroaki Ogawa, et al. Degradation of volatile fatty acids in highly efficient anaerobic digestion[J]. *Biomass and Bioenergy*, 1999, 16: 407—416.
- [17] 张爱军, 陈洪章, 李佐虎. 有机固体废物厌氧消化处理的研究现状与进展[J]. *环境科学研究*, 2002, 15(5): 52—54.
- [18] Ghosh S, Henry M P, Sajjad A, et al. pilot-scale gasification of municipal solid waste by high-rate and two-phase anaerobic digestion (TPAD)[J]. *Water Science & Technology* 2000, 41(3): 101—110.
- [19] Hiraoka, M, Takeda, N, Sakai, S, et al. Highly efficient anaerobic digestion with thermal pretreatment [J]. *Water Science & Technology*, 1985, 17(4—5): 529—539.
- [20] Schmidt, A S, Thomsen, A B. Optimization of wet oxidization pretreatment of wheat straw [J]. *Bioresource Technology*, 1998, 64: 139—151.
- [21] Weemaes M, Grootaerd H, Simoens F. Anaerobic digestion of ozonized biosolids[J]. *Water Resources*, 2000, 34(8): 2330—2336.
- [22] Hasegawa S, Shiota N, Katsura K. Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion[J]. *Water Science & Technology*, 2000, 41(3): 163—169.
- [23] Moreira M T, Torrado A, Feijoo G, et al. Managanes peroxidase production by *Bjerkandera* sp. BOS55[J]. *Bioprocess Engineering*, 2000, 23(6): 663—667.
- [24] Moonil Kim. Comparative process stability and efficiency of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion[D]. Nashville, Tennessee: Vanderbilt University, 2001. 150—180.
- [25] Harikishan S, Sung, S. Cattle waste treatment and Class A biosolid production using temperature-phased anaerobic digestion[J]. *Advances in Environmental Research* 2003, 7: 701—706.
- [26] 吴满昌, 孙可伟, 李如燕, 等. 不同反应温度的城市生活垃圾厌氧发酵研究[J]. *化学与生物工程*, 2005, (9): 28—30.
- [27] 张记市, 张雷, 王华. 城市有机生活垃圾厌氧发酵处理研究[J]. *生态环境*, 2005, 14(3): 321—324.
- [28] Karim, K, Hoffmann R, Klasson, T, et al. Anaerobic digestion of animal waste: effect of mode mixing[J]. *Water Research*, 2005, 39: 3597—3606.
- [29] 陈振民. 提高厌氧处理甲烷生成量方法的初步探讨[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2004, 5(5): 43—47.
- [30] Lopes, W S, Duarte, V, Prasad, L S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste[J]. *Bioresource Technology*, 2004, 94: 261—266.
- [31] 李俊涛, 钱小青, 赵由才. 泔脚的厌氧消化处理可行性研究[J]. *上海环境科学*, 2003, 22(9): 646—648.
- [32] 潘云霞, 李文哲. 接种物浓度对厌氧发酵产气特性影响研究[J]. *农机化研究*, 2004, (1): 187—189.
- [33] Speece R E. Anaerobic digestion of biomass [M]. USA: Elsevier Applied Science Publish, 1987. 109—128.
- [34] 李亚新, 董春娟, 徐明德. 厌氧消化过程 Fe、Co、Ni 对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 拮结作用[J]. *城市环境与城市生态*, 2000, 13(4): 11—12.
- [35] 陈朝猛, 曾光明, 张碧波, 等. 城市有机垃圾厌氧消化痕量激活剂的促进作用及产能研究[J]. *南华大学学报(理工版)*, 2004, 18(1): 12—16.
- [36] 王星, 王德汉, 徐菲, 等. 矿物材料对餐厨垃圾厌氧消化的影响研究[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(2): 256—261.
- [37] Yadvi, Santosh T R, Sreekrishnan, et al. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques—a review [J]. *Bioresource Technology*, 2004, 95: 1—10.
- [38] 张记市, 孙可伟, 徐静. 城市有机生活垃圾溶胞处理对其厌氧消化的影响机理[J]. *生态环境*, 2006, 15(4): 862—865.