

微曝气条件下 S-TE 剩余污泥溶解性研究

史彦伟^{1,2}, 李小明^{1*}, 赵维纳¹, 杨麒¹, 曾光明¹, 徐雪芹¹, 郑伟¹

(1. 湖南大学环境科学与工程学院, 长沙 410082; 2. 中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室, 北京 100085)

摘要:研究了微曝气、不同温度条件下 S-TE 预处理对剩余污泥溶解和各种化学组分变化的影响. 结果表明, S-TE 污泥溶解存在 2 种反应(酶催化反应和热解反应)和 2 个过程:嗜热菌胞外酶(主要为蛋白酶和淀粉酶)首先解聚污泥胶团, 进而溶解细菌的细胞壁, 水解胞内有机物质. 接种嗜热菌 *Bacillus stearothermophilus* sp. AT06-1 比不接种促进了污泥悬浮固体的溶解, 接种条件下最适宜的溶解温度为 65℃, 此温度下, 污泥 VSS 和 TSS 溶解率相对于不接种试验提高程度最大, 2 d 时 VSS、TSS 溶解率分别达到 34.09% 和 24.16%, 比不接种试验同期分别提高了 7.57% 和 6.87%; 微曝气条件下 SCOD 和 VFA 得到累积, 最大累积量达到 4 531 mg/L 和 2 319 mg/L, 有利于厌氧消化; 此时蛋白酶活性提高也最大. 污泥溶解产生的蛋白质被蛋白酶水解, 蛋白质浓度先升高后降低.

关键词: 剩余污泥; 溶解; S-TE; 嗜热菌; 胞外酶; 蛋白酶; 微曝气

中图分类号: X703.1 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2008)01-0139-06

Study on Excess Sludge Solubilization in S-TE Process Under Microaeration

SHI Yan-wei^{1,2}, LI Xiao-ming¹, ZHAO Wei-na¹, YANG Qi¹, ZENG Guang-ming¹, XU Xue-qin¹, ZHENG Wei¹

(1. College of Environmental Science and Engineering, Hunan University, Changsha 410082, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: The effect of S-TE (solubilization by thermophilic enzyme) pretreatment on excess sludge solubilization and changes of chemical components under microaeration and different temperatures was investigated. The results showed that, two reaction mechanisms of enzyme-catalyzed reaction and thermal-hydrolyzed reaction were involved in the S-TE process, which began with depolymerization of sludge flocs by exoenzymes including proteases and amylases, followed by cell-walls and organic matters disintegration and hydrolyzation. The solubiozation process with thermophilic bacteria *Bacillus stearothermophilus* sp. AT06-1 addition was enhanced compared with the control (the process without the bacteria). Under the optimum temperature (65℃), the solubilization rate of total suspended solid (TSS) and volatile suspended solid (VSS) reached 34.09% and 24.16% within 2 days respectively, 7.57% and 6.87% higher than the control. The results also revealed that under microaeration operation, the maximal soluble chemical oxygen demand (SCOD) of 4 531 mg/L and volatile fatty acid (VFA) of 2 319 mg/L were obtained, which would be beneficial to the followed anaerobic digestion process. At the same time the activity of protease was dramatically promoted. The protein released from the sludge was hydrolyzed, resulting in an increase of protein concentration at the early stage of the experiment and then a decrease at the later period.

Key words: excess sludge; solubilization; S-TE (solubilization by thermophilic enzyme); thermophilic bacteria; exoenzyme; protease; microaeration

随着我国城市生活污水处理率的不断提高, 由城市污水厂产生的剩余污泥问题也引起广泛关注. 污泥不经处理直接堆放或填埋, 所含有毒物质、病原菌不仅易对周边环境造成严重的二次污染, 同时也浪费了污泥中的有用资源. 但传统的污泥好氧消化处理周期长, 动力消耗大, 而剩余污泥可降解性差又成为制约厌氧消化的瓶颈问题.

基于微生物隐性生长的嗜热酶溶解技术 (solubilization by thermophilic enzyme, S-TE) 是利用废蒸汽和热交换装置将污泥保持在高温状态 (60 ~ 70℃), 利用接种嗜热菌分泌的胞外酶溶解污泥^[1]. 污泥液态化不仅可以为反硝化脱氮提供碳源, 也有利于改善污泥厌氧消化性能, 提高甲烷产量. Sakai

等^[2]利用分离的嗜热菌 *Bacillus stearothermophilus* SPT2-1 进行污泥连续流溶解试验, 在挥发性悬浮固体 (volatile suspended solid, VSS) 为 2 000 mg/L、水力停留时间 1 d、通气率 0.1 L·(L·min)⁻¹ 条件下, VSS 溶解率达到 45%; 结合 S-TE 技术升级后的活性污泥系统, 在污泥循环率 Q_s/Q_w (Q_s 表示溶解的剩余污泥量, Q_w 表示剩余污泥生成量) 分别 1、2 和 3 时, 剩余污泥产量分别减为 2/3、1/3 和 0. 山下哲生等^[3]也

收稿日期: 2007-01-26; 修订日期: 2007-06-19
基金项目: 教育部新世纪优秀人才支持计划项目 (NCET-04-0770); 科技部国际科技合作重点项目 (2004DFA06200); 长沙市科技计划重点项目 (K051132-72)
作者简介: 史彦伟 (1981 ~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水、污泥的污染控制与资源化, E-mail: huawei2007@126.com
* 通讯联系人, E-mail: xmli@hnu.cn

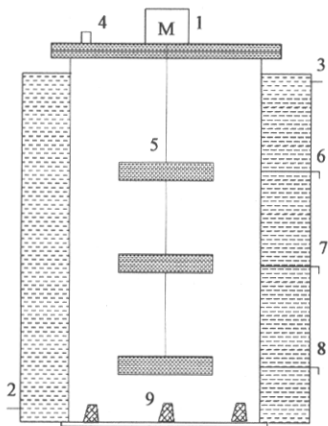
得到类似的结果,而且实际运行 Q_s/Q_w 为 2 时,污泥减量甚至达到或超过 80%;Hasegawa 等^[4]发现接种 *Bacillus stearotherophilus* SPT2-1,虽然在好氧和微好氧条件下 VSS 溶解率相差不大,但后者相对于前者有大量的 VFA 累积. Miah 等^[5]将嗜热菌 *Geobacillus thermodinitrificans* AT1 驯化后的污泥接种到产甲烷污泥中,产气量和甲烷产率均得到提高.

相对于超声波、臭氧氧化、氯氧化、热水解、酸或碱处理等物理化学方法,S-TE 技术不但经济高效、安全、易控制^[4]、病原菌灭活效果好,而且还可以实现氮磷回收和产气资源化,但目前国内关于 S-TE 污泥溶解的基础研究鲜有报道.本研究考察了在微曝气和不同温度条件下,接种经嗜热菌驯化的污泥与不接种 2 种情况下剩余污泥的溶解情况,探讨了污泥溶解过程中各种化学组分的变化,以期对 S-TE 技术的实际应用提供一定的借鉴和参考.

1 材料与方法

1.1 试验装置

高温好氧(aerobic thermophilic, AT)种泥驯化和污泥溶解试验装置单元如图 1 所示,共有 3 套设计相同的试验单元,均采用内径 12 cm、外径 18 cm、高 25 cm 的双层有机玻璃圆柱制成,有效容积 2.8 L,内外层之间采用恒温循环水控制.底部微孔曝气器曝气量由转子流量计控制,电动搅拌机转速为(140 ± 10) r/min.



1.电磁搅拌机 2.进水口(水浴层) 3.出水口(水浴层)
4.进样口 5.搅拌桨 6.7.8.取样口 9.微孔曝气头

图1 S-TE 污泥溶解反应器单元示意
Fig.1 Schematic diagram of S-TE reactor

1.2 试验材料

1.2.1 接种嗜热菌

以实验室从高温好氧堆肥发酵基中分离的嗜热脂肪芽孢杆菌 *Bacillus stearotherophilus* sp. AT06-1 作为接种嗜热菌进行种泥驯化,其形态特征、生理生化性质见表 1.

表 1 分离的嗜热菌 AT06-1 特性
Table 1 Characteristics of thermophilic bacteria AT06-1 isolated

指标	特性	AT06-1
形态特征	形状	杆状
	菌落特征	浅裂、边缘不整齐
	颜色	半透明
	运动性	+
	产芽孢	+
	革兰氏染色	+
生理生化性质	好气性	好氧或兼性需氧
	接触酶反应	+
	产蛋白酶	+
	产淀粉酶	+
	水解酪氨酸	-
	生长 pH	5.5 ~ 8.5
	生长温度/℃	45 ~ 75
	最适温度/℃	65

1.2.2 污泥

试验用剩余污泥取自长沙市第一污水处理厂,经过 1 mm × 1 mm 的筛网过滤、静置 12 h 后除去上清液,于 4℃ 保存备用.污泥性状见表 2,其中 SCOD (soluble chemical oxygen demanded) 和 TCOD (total chemical oxygen demanded) 分别表示污泥上清液的溶解性化学需氧量和污泥悬浮液的总化学需氧量, TSS (total suspended solid) 表示污泥总悬浮固体.

1.3 试验方法

1.3.1 AT 种泥驯化

将嗜热菌 *Bacillus stearotherophilus* sp. AT06-1 接种入 250 mL 液体牛肉膏-蛋白胨培养基(牛肉膏: 3.0 g,蛋白胨:10.0 g,NaCl:5.0 g,蒸馏水:1 000 mL, pH:7.0 ~ 7.2),在其最佳生长温度(65 ± 1)℃ 进行预培养,48 h 后将悬菌液加入到 2.25 L 的浓缩污泥(TSS、VSS 分别为 24.10 g/L 和 12.35 g/L)中进行高温好氧(温度 65℃, DO1 ~ 1.5 mg/L)产酶驯化,定期补足蒸发的水分.3 d 后当驯化污泥 TSS 和 VSS 浓度与试验污泥相近时停止驯化,用蒸馏水调整,得到的溶解污泥即为 AT 种泥,其性质如表 2 所示.此种泥接种入试验污泥中以强化污泥溶解效果.

1.3.2 污泥溶解试验

批处理试验共设定 4 个温度系列,即 55、60、65 和 70℃,每一温度设定控制试验(不接种)和对比试验(接种).控制试验中试验污泥体积为 2 200 mL;对

比试验中试验污泥体积为2 000 mL,接种污泥体积为 200 mL.通气量均为 0.16 L/min[即通气率为 0.07 L·(L·min)⁻¹],运行 DO 0.5~0.7 mg/L,定时平行取样进行分析.

表 2 试验污泥和 AT 种泥特性(平均值)
Table 2 Characteristics of sewage sludge and AT seed sludge (on average)

污泥类型	pH	VSS	TSS	SCOD	TCOD
		/g·L ⁻¹	/g·L ⁻¹	/mg·L ⁻¹	/g·L ⁻¹
试验污泥	6.38	9.82	19.25	112.94	18.79
接种污泥	7.55	8.78	18.62	3 621	14.33

1.4 分析项目及方法

pH 值和 DO 采用 Multi 340i pH/DO 计 (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH&Co. KG)测定, VSS、TSS、SCOD、TCOD 均采用标准方法测定^[6],碱度采用 ZDJ-4A 型自动电位滴定仪测定,有机酸采用 Agilent6890N 型气相色谱仪(FID 检测器)测定,蛋白质采用考马斯亮兰法 (Bradford 法)测定^[7],蛋白酶活性采用福林 (Folin)-酚试剂法测定^[8],氨氮采用纳氏试剂比色法测定.

TSS 和 VSS 溶解率通过如下(1)、(2)式进行计算:

$$\text{TSS 溶解率} = [(c_{\text{TSS},0} - c_{\text{TSS}})/c_{\text{TSS},0}] \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{VSS 溶解率} = [(c_{\text{VSS},0} - c_{\text{VSS}})/c_{\text{VSS},0}] \times 100\% \quad (2)$$

式中, $c_{\text{TSS},0}$ 为初始 TSS 浓度, c_{TSS} 为时间为 t 时 TSS 浓度, $c_{\text{VSS},0}$ 为初始 VSS 浓度, c_{VSS} 为时间为 t 时 VSS 浓度.

2 结果与讨论

2.1 VSS 和 TSS 的溶解变化

污泥固体中 TSS 约占总固体(total solid, TS)90% 以上, VSS 通常占污泥有机物的 95% 以上, VSS 和 TSS 的溶解变化对于污泥性质的改变和减量起着决定性作用.控制试验和对比试验中 VSS 和 TSS 在 12、24、48 和 120 h 的溶解变化如图 2、图 3 所示.

由图 2 可以看出,控制试验中 VSS 同期溶解率随温度升高而逐渐升高,但 65℃ 和 70℃ 下相差不大.而对比试验中,各温度条件下 VSS 溶解率都有不同程度地提高,65℃ 同期溶解率最高,相对于控制试验提高最大,48 h、120 h 分别达到了 34.09% 和 42.7%,而控制试验仅为 26.52% 和 32.56%. 55℃ 溶解率和提高程度都最小;70℃ 相对于 60℃ 同期溶解率较高,但提高程度没有后者大.表明接种种泥后最适合的污泥溶解温度为 65℃,其次为 70℃ 和

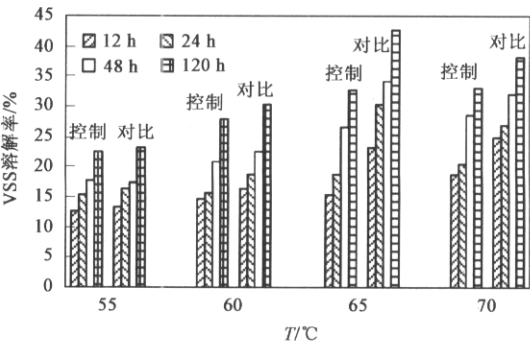


图 2 各种条件下 VSS 溶解率变化
Fig.2 Change of VSS solubilization rate in all runs

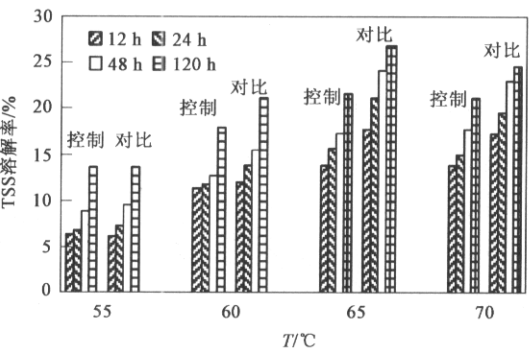


图 3 各种条件下 TSS 溶解率变化
Fig.3 Change of TSS solubilization rate in all runs

60℃. 这是因为,在剩余污泥胶团中存在大量主要由蛋白质和多糖(主要为淀粉和纤维素)组成的胞外聚合物(extracellular polymeric substance, EPS),微生物细胞主要为革兰氏阴性菌^[9,10],其细胞壁、细胞膜及细胞质都含有丰富的蛋白质.接种嗜热菌在最适宜的温度下活性和产蛋白酶和淀粉酶能力得到提高,可以专性高效水解这些蛋白质和多糖,加速溶胞过程和胞内有机质进一步水解.同时热解反应对微生物细胞不同部位的溶解也产生不同程度的影响^[11]. S-TE 技术正是在酶催化反应和热解反应共同作用下促进污泥的解聚、溶解.

由图 3 可知,对比试验中 TSS 的溶解情况同样在 65℃ 提高程度最大,48 h 后相对于控制试验的 17.29%,对比试验达到 24.16%.比较 TSS 和 VSS 的溶解变化可知, TSS 同期溶解率比 VSS 溶解率低,这主要是因为一部分无机悬浮固体(fixed suspended solids, FSS)也在不断溶解,但其溶解主要受到温度的影响,相对于 VSS,溶解率不高.

2.2 SCOD 和 VFA 的累积变化

微生物细胞不断溶解,胞内的蛋白质、碳水化合

物及脂肪等有机物逐渐由固相转移至液相, SCOD 浓度不断升高, VFA 不断累积, 如图 4、图 5 所示。

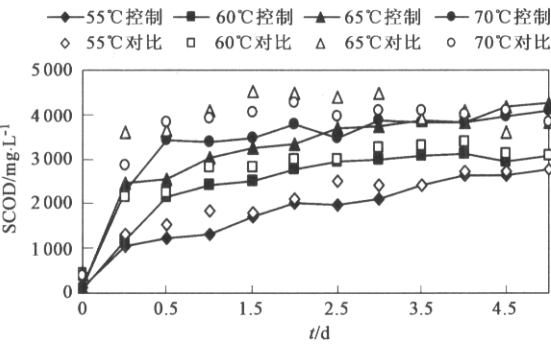


图 4 各种条件下 SCOD 变化
Fig. 4 Change of SCOD in all runs

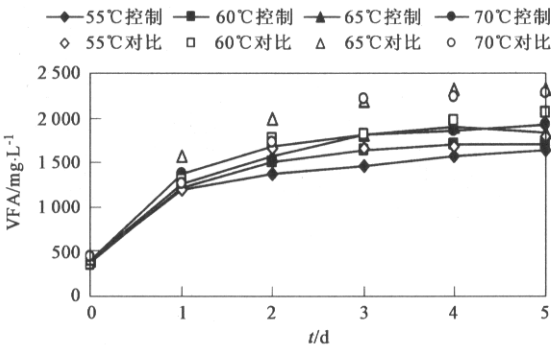


图 5 各种条件下 VFA 变化
Fig. 5 Change of VFA in all runs

由图 4 可知, 控制试验中虽然 SCOD 随温度升高同期而升高, 但 70℃、65℃下 SCOD 比较接近. 对比试验中 SCOD 在溶解初期逐渐升高, 65℃最大, 1.5 d 达到 4 531 mg/L, 其次为 70、65 和 55℃, 这与 VSS 的溶解规律一致; 但溶解后期 60、65 和 70℃ SCOD 都趋于平缓甚至略微降低, 65℃最为明显, 出现这一现象可能有如下 2 方面原因: 其一, 部分有机碳无机化为二氧化碳进入气相; 其二, 微好氧状态使更多的兼氧性嗜热菌可以利用溶解的有机质为碳源生长繁殖, 合成新细胞, 部分含碳物质返回固相. 这表明 SCOD 的动态平衡由细胞溶解、水解和合成共同作用而引起。

2 种条件下, 虽然溶解后期 SCOD 变化不大, 但上清液颜色随温度升高而变深, 滤过性也变差, 这可能是由于高温产生梅拉德反应 (Maillard Reaction) 所致. 梅拉德反应又称棕色反应^[12], 是氨基化合物和羰基化合物之间的缩合反应, 温度越高反应越剧烈, 所生成的系列复杂产物称为“类黑色素”

(melanoidins) 和腐殖酸. 佐藤和雄^[13] 和 Elbing 等^[14] 的研究也均表明在好氧和厌氧系统中这类物质都难以被生化降解. 因此, 结合试验结果和实际工程的需要, 最适宜的温度为 65℃。

从图 5 中可以看出, 对比试验中上清液 VFA 含量明显增加, 65℃提高最为明显, 最高达到 2 329 mg/L, 而控制试验最高只有 1 897 mg/L. 虽然对比试验中 60℃ VSS 溶解率提高程度比 70℃稍大, 但其 VFA 提高程度却低. 这可能是因为此时污泥中脂肪酶含量低或者活性不高, 脂肪水解为 CO₂ 和 H₂O 的程度相对较低. 如 Kambourova 等^[16] 分离到 *Bacillus stearothermophilus* MC 7 (主要分泌脂肪酶), 其纯酶最大酶活性温度为 75 ~ 80℃. 而且, 王治军等^[17] 研究的污泥热水解试验表明, 随着温度的升高有机酸产量逐渐升高, 乙酸比例也增大. 同时中度嗜热菌在 60℃可能大量存在, VFA 被同化利用也会致使液相中浓度相对较低。

2.3 蛋白酶活性和液相蛋白质的变化

蛋白酶活性的高低对污泥的解聚、溶解和溶出蛋白质的水解至关重要. 污泥悬浮液胞外蛋白酶相对活性在 60℃、玻璃管封闭条件下测定, 用酶活力单位 (enzyme unit, EU) 表示, 各种条件下蛋白酶相对活性变化如图 6 所示。

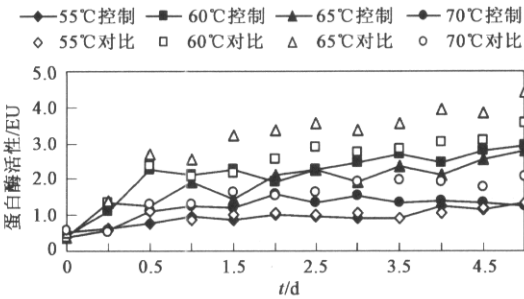


图 6 各种条件下蛋白酶活性变化
Fig. 6 Change of protease activity in all runs

由图 6 可知, 蛋白酶活性总体呈现上升趋势. 控制试验中蛋白酶活性在 60℃时相对较高, 其次为 65、70 和 55℃, 表明污泥中本身所含的中度嗜热菌优势温度主要在 60 ~ 65℃之间. 而对比试验中, 各个温度下活性都有不同程度的提高, 65℃时最为显著, 活性也相对最高, 其次为 60、75 和 55℃. 这是因为污泥溶解过程中, 本身所含和接种的嗜热菌利用碳源和氮源分生孢子、产酶再驯化, 65℃. 对比试验接种 65℃驯化的嗜热菌, 总体活性温度趋向于 65℃最大, 此时的 VSS 溶解率提高程度最大也证明了

此点。

蛋白质水解程度的高低不仅影响后续的升级 AS 系统的运行负荷,也会严重影响污泥的脱水性能^[18]。S-TE 工艺的高活性蛋白酶可以促进蛋白质水解,使之浓度降低,如图 7 所示。

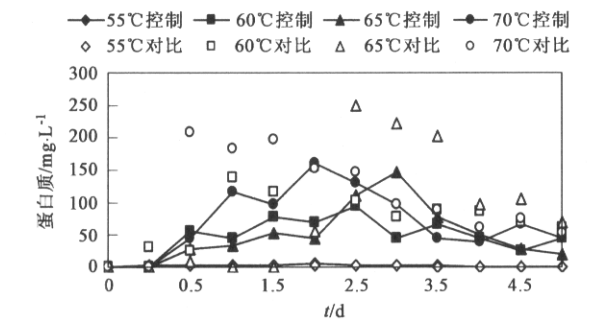


图 7 各种条件下蛋白质变化
Fig.7 Change of protein in all runs

从图 7 可以看出,不同条件下蛋白质浓度均先增加后降低,65℃ 和 70℃ 出现高峰期。比较控制试验和对比试验,55℃ 变化不明显;60℃ 虽然 2 种情况下其 VSS 溶解率较高,但是其酶活性在控制试验下最高,所以蛋白质浓度也保持在较低水平。对比试验中 70℃ 的高峰期要比 65℃ 早,这是因为在溶解的初始阶段,70℃ 酶活性不高,溶出的蛋白质没有得到充分水解;而 65℃ 下虽然同期蛋白质出现高峰期,但酶活性相对较高,蛋白质浓度很快又降低;此外 70℃ 控制试验中因为没有接种嗜热菌,本身存在的嗜热菌活性又低,也会造成蛋白质水解率也低。但总体看来,随着溶解时间的延长,蛋白质浓度都趋于下降,这表明蛋白质的变化是溶出-水解动态平衡的结果。蛋白质的水解,不仅有利于改善脱水性能,也有利于消化气中甲烷含量的提高。

由于蛋白质的水解和氨基酸的脱氨作用,在溶解初期,2 种试验条件下氨氮浓度快速升高,如图 8 所示。

控制试验中从 55℃ 到 70℃ 依次升高,最高为 65℃ ($t=3\text{ d}$) 时的 216 mg/L,但随后开始降低。而对比试验中氨氮浓度同期都有提高,65℃ 时最高达到 271.63 mg/L,70、60℃ 次之,55℃ 变化不大;2 d 或 2.5 d 后趋于平缓,但仍保持较高的浓度,高氨氮有利于病原菌去除。氨氮浓度相对于控制实验较高,主要是因为接种条件下 VSS 溶解率较高,同等曝气条件下液相氨氮得到一定的补偿而得以保持。反应温度高于 37℃ 硝化作用将受到抑制^[19],氨氮不能转为亚硝酸盐氮或硝酸盐氮,因此其损失可能是由于高

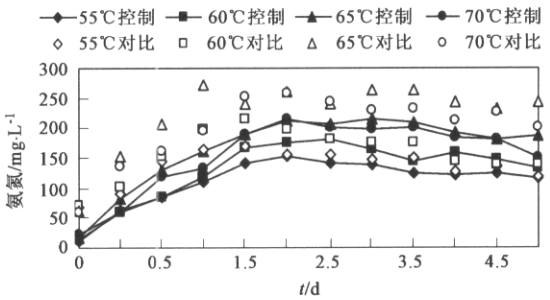


图 8 各种条件下氨氮变化
Fig.8 Change of ammonia in all runs

温造成的 $\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$ 平衡向 NH_3 的方向移动并被曝气、水解产生的 CO_2 、 H_2S 联合吹脱和嗜热菌细胞合成利用综合作用引起的。控制试验主要由于损失没有得到新产生氨氮的有效补偿而出现明显降低。因此,氨氮的变化同样也存在一个生成-损失平衡。

2.4 碱度和 pH 值的变化

脂肪、蛋白质等有机物的水解会产生大量的有机酸,使 pH 逐渐降低。但是蛋白质脱氨作用产生的高浓度氨氮不仅会和 CO_2 作用产生 $\text{HCO}_3^- - \text{H}_2\text{CO}_3$ 缓冲液防止 pH 过度下降,而且还可以缓解有机酸浓度增大造成的碱度下降,有利于后续的厌氧消化^[20]。pH 和碱度的变化主要取决于有机酸体系和氨氮体系的平衡。对溶解过程中碱度和 pH 变化进行测定分析,如图 9、图 10 所示。结果表明,控制试验和对比试验污泥上清液碱度都出现了先升高后略微降低的趋势,但后者相对于前者碱度得到不同程度的提高。60 和 70℃ 3 d 时分别达到了 1 026 和 1 176.6 mg/L,65℃ 2 d 时达到最大,为 1 237.2 mg/L,碱度的提高可以有效地防止 pH 的显著下降。

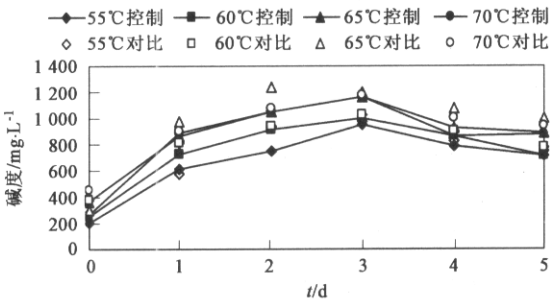


图 9 各种条件下碱度变化
Fig.9 Change of alkalinity in all runs

图 10 表明,各温度下控制试验中 pH 逐渐升高,在 6.4 ~ 7.86 之间变化。对比试验中溶解初期 pH 有升高趋势,后期又有所降低,在 6.59 ~ 8.4 之间变化,在 VSS 溶解率最高的 65℃ 也只在 6.59 ~

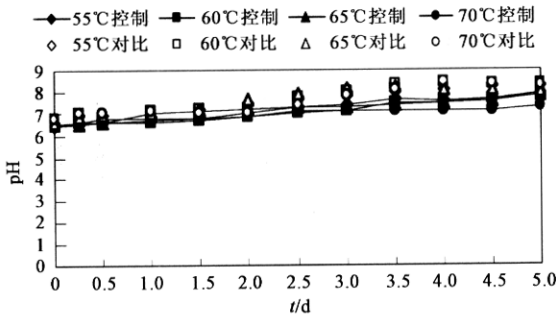


图 10 各种条件下 pH 变化
Fig. 10 Change of pH in all runs

8.22 之间变化,120 h 后降至 7.95.这是由于有机酸浓度逐渐升高而氨氮累积相对降低所致.

厌氧消化中产甲烷菌对 pH 的适应范围为 6.6~7.5 之间^[20].极端高温热水解产生的 pH 会降低至 5.8 以下^[17],对产甲烷菌会产生毒害作用,而微曝气条件下经 S-TE 直接处理后的污泥 pH 更接近产甲烷菌的适应范围,有利于产甲烷,而不需添加化学物质调整 pH.

3 结论

(1) S-TE 污泥溶解中存在 2 种反应(酶催化反应和热解反应)和 2 个过程:嗜热菌胞外酶(主要为蛋白酶和淀粉酶)首先解聚污泥胶团,进而溶解细菌的细胞壁,水解胞内蛋白质、碳水化合物等有机物质.

(2) 接种嗜热菌 *Bacillus stearothermophilus* sp. AT06-1 驯化种泥,促进了剩余污泥的溶解.接种条件下最适宜的温度为 65℃,此温度下污泥 VSS 和 TSS 溶解率提高程度最大,2 d VSS、TSS 溶解率分别达到 34.09% 和 24.16%,而不接种条件仅为 26.52% 和 17.29%,同期分别提高了 7.57% 和 6.87%.

(3) 微曝气环境下 VFA 和 SCOD 得到累积,接种条件下累积量更大.65℃、接种嗜热菌条件下,VFA ($t = 5$ d)最高达到 2319 mg/L;同化作用使 SCOD 升高后稍微降低,最大达到 4531 mg/L($t = 1.5$ d).

(4) 接种嗜热菌条件下,65℃时蛋白酶活性提高程度最大,促进了溶出蛋白质的水解.蛋白质和氨氮浓度先升高后降低,碱度和 pH 升高后略有降低.

参考文献:

[1] 赤司昭,塩田憲明,長谷川進,等.剩污泥の発生しない新しい活性污泥法-エステプロセス-の紹介[J].神鋼パ

ツク技報,2000,43(2):2-9.
[2] Sakai Y, Aoyagi T, Shiota N, *et al.* Complete decomposition of biological waste sludge by thermophilic aerobic bacteria[J]. Water Science and Technology, 2000,42(9): 81-88.
[3] 山下哲生. エステプロセス/農業集落排水への適用[J].神鋼パ

ンテツク技報,2003,47(1):35-40.
[4] Hasegawa S, Shiota N, Katsura K, *et al.* Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion[J]. Water Science and Technology, 2000, 41(3):163-169.
[5] Miah M S, Tada C, Yingnan Y. Aerobic thermophilic bacteria enhance biogas production[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 2005, 7: 48-54.
[6] APHA-AWWA-WEF. Standard Methods for the Examination of Wastewater (18th) [M]. Washington, D C:1992.
[7] Bradford M M. A novel method for protein estimation assay using brilliant blue G [J]. Analytical Biochemistry, 1976, 72: 248-254.
[8] Kim Y K, Bae J H, Oh B K, *et al.* Enhancement of proteolytic enzyme activity excreted from *Bacillus stearothermophilus* for a thermophilic aerobic digestion process[J]. Bioresource Technology, 2002, 82(2): 157-164.
[9] Snaidr N, Amann R, Huber I. Phylogenetic analysis and *in situ* identification of bacteria in activated sludge [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1997,63(7):2884-2896.
[10] Blackall L L, Burrell P C, Gwilliam H. The use of 16Sr DNA clone libraries to describe the microbial diversity of activated sludge communities[J]. Water Science and Technology, 1998, 37(4-5): 451-454.
[11] Hamer A, Mason C A, Hamer G. Death and lysis during aerobic thermophilic sludge treatment: characterization of recalcitrant products[J]. Water Research, 1994, 28(4): 863-869.
[12] Martins S I F S, Jongen W M F, Van Boekel M A J S. A review of Maillard reaction in food and implications to kinetic modeling [J]. Trends in Food Science and Technology, 2001,11(9-10): 364-373.
[13] 佐藤和雄. 余剩污泥の熱処理分離液中の褐色成分の分解と特性[J]. 水処理技術, 1999,40(2):41-44.
[14] Elbing G, Dünnebeil A. Thermischer Zellaufschlu (mit anschlie (ender Faulung-laboruntersuchngen (Thermal disintegration with subsequent digestion lab-scale investigation) [J]. Korre-spondenz Abwasser, 1999,46(2):538-547.
[15] 長古川進,三浦雅彦,桂健治. S-TEプロセスによる污泥の減容化技術[J]. 神鋼パ

ンテツク技報,1997,40(2):22-28.
[16] Kambourova N, Kirilova R, Mandeva A, *et al.* Purification and properties of thermostable lipase from a thermophilic *Bacillus stearothermophilus* MC 7 [J]. Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic, 2003, 22: 307-313.
[17] 王治军,王伟. 剩余污泥的热水解试验[J]. 中国环境科学, 2005,25: 56-60.
[18] Zhou J P, Mavinic D S, Kelly H G, *et al.* Effects of temperatures and extracellular proteins on dewaterability of the thermophilically digested biosolids [J]. Journal of Environmental Engineering and Science, 2002, 1(6): 409-415.
[19] Nasrin R K, Embarka C, Satish J P, *et al.* Performance enhancement of batch aerobic digesters via addition of digested sludge[J]. Journal of Hazardous Materials, 2000, 76: 91-102.
[20] 尹军,谭学军. 污水污泥处理处置与资源化利用[M]. 北京: 化学工业出版社,2004.59.