

提高污泥碱性发酵挥发酸积累的新方法

李晓玲¹ 彭永臻^{1,2*} 柴同志¹ 朱建平¹ 王淑莹²

(1. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090; 2. 北京工业大学北京市水质科学与水环境恢复工程重点实验室, 北京 100124)

摘要: 为了加大剩余污泥在碱性条件下的水解酸化程度, 本研究尝试了两种新的能促进污泥碱性发酵产酸的方式, 分别是向批式的污泥碱性发酵系统中投加未灭菌发酵污泥和投加灭菌发酵污泥, 结合温度的影响(10℃和35℃)分别考察了这两种方式对污泥水解酸化效果的影响。结果表明, 中温有利于水解酶和产酸菌作用的发挥, 增大了污泥的水解酸化程度, 体系内有明显的挥发酸(VFAs)积累。35℃条件下, 两种方式都在很大程度上促进了新鲜污泥的水解酸化程度, 经灭菌后的发酵污泥的投加较等量的未灭菌的发酵污泥的投加效果更为显著。前者的水解速率是后者的2倍, 发酵末期酸积累量为后者的1.5倍, 且前者在较长的发酵时间内 VFAs 含量维持恒定。分析两种方式能促进污泥水解酸化的原因得到: 未灭菌发酵污泥的投加是向系统中引入了一定的产酸菌, 灭菌发酵污泥的投加引入了大量的较易水解的有机底物。水解产物的增加能在更大程度上影响产酸的效果。因此, 中温条件下向污泥碱性发酵系统中投加经灭菌处理后的发酵污泥是提高剩余污泥发酵产酸量更为有效的方式。

关键词: 污泥碱性发酵; 水解酸化; 灭菌; 中低温; 挥发酸(VFAs)

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2014)07-2658-06 DOI: 10.13227/j.hjkk.2014.07.032

New Ways to Improve Volatile Fatty Acids Accumulation in Sludge Alkaline Fermentation System

LI Xiao-ling¹, PENG Yong-zhen^{1,2}, CHAI Tong-zhi¹, ZHU Jian-ping¹, WANG Shu-ying²

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: To improve the hydrolysis and acidification of activated sludge, two new ways, which were adding fermented sludge or sterilized fermented sludge to batch-mode activated sludge alkaline fermentation system, were investigated in this study. Temperature effect was also studied(10℃ and 35℃). Result showed that mesophilic condition greatly enhanced sludge hydrolysis and acidification, which resulted in an obvious volatile fatty acids (VFAs) accumulation in the system. These two new ways could improve both sludge hydrolysis and acidification. The hydrolysis and acidification efficiencies of adding sterilized fermented sludge system were 2 and 1.5 times higher than those of adding fermented sludge system, respectively. In addition, VFAs content was nearly constant in a long time in sterilized fermented sludge addition system while it greatly consumed in fermented sludge addition system. The reason for this enhancement of two new ways were different, fermented sludge addition increased the amount of hydrolytic enzyme and acid-forming bacteria, while sterilized fermented sludge addition increased the amount of degradable substances, and the result also demonstrated that strengthen hydrolysis was more important than acidification. Therefore, mesophilic condition together with sterilized fermented sludge addition was a more effective way to enhance VFAs accumulation in alkaline sludge fermentation process.

Key words: alkaline sludge fermentation; hydrolysis and acidification; sterilization; temperature; volatile fatty acids (VFAs)

污泥碱性发酵是一种将污泥碱性预处理和污泥厌氧消化过程结合为一体的污泥处理方法,即在厌氧消化的过程中始终维持碱性条件(pH > 9),将污泥中的有机物转化为挥发酸(VFAs)的形式。碱处理能促进污泥的水解,但对厌氧消化的产甲烷阶段有抑制作用,从而将厌氧消化控制在产酸阶段,实现大量 VFAs 在系统内的积累^[1-3]。

为了加大污泥本身的水解酸化效率,研究者一般采用各种预处理手段,如热处理、机械处理(包含超声、微波)、化学处理(包含酸碱、表面活性剂)等

或它们的组合方式^[4-6]。这些方式都能在较短的时间内将污泥颗粒进行破碎并破坏污泥细胞膜结构,使得细胞内的有机物质释放出来,将有机大颗粒物质分解为小颗粒物质,从而增加污泥中有机物的可生化降解性能。也有研究者采用向厌氧发酵系统中

收稿日期: 2013-08-09; 修订日期: 2014-02-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(51178007); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2012AA063406)

作者简介: 李晓玲(1986~),女,博士研究生,主要研究方向为污泥厌氧发酵及资源化, E-mail: lixiaoling20030327@126.com

* 通讯联系人, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

投加水解酶的方式来增加污泥的水解效率,取得了较好的效果^[7,8]。但这种水解酶一般是通过购买商品酶或在试验中富集功能微生物并进行分离纯化和扩大培养得到的,成本较高,而且这类酶或微生物作用的发挥往往会受到环境条件如:温度、pH、底物种类等的影响^[8,9],若将其直接投加到强碱性发酵系统中可能未必能收到理想的效果。碱性条件下发酵过后的污泥中含有污泥水解酸化所需要的并且适应碱性条件的水解酶和酸化菌^[10],同时污泥本身经过碱处理可生化性能大大提高。如果将这种污泥引入新鲜污泥的碱性发酵系统中可能能在一定程度上促进新鲜污泥的发酵产酸。这种方法可以作为一种促进污泥碱性发酵的新方式。

此外,相对单一的污泥热处理而言对碱性发酵过后的污泥再进行高温高压灭菌处理,能更为彻底地破碎细胞壁,使污泥细胞内的有机物释放到细胞外,污泥中有机物的可生化降解性能也得到了最大程度的提高。如果将这种经过发酵和灭菌双重处理的污泥

有机物引入新鲜污泥的碱性发酵系统中就能为发酵产酸提供丰富的较易利用的有机底物,也可以作为促进污泥碱性发酵产酸的另一种新的方式。目前采用以上两种方式促进碱性污泥发酵挥发酸积累的研究还鲜见报道。因此,本试验在中低温条件下,比较了这两种新方法对碱性污泥发酵过程中污泥水解酸化效果的影响,得出了更为有效的促进方法。

1 材料与方法

1.1 污泥来源

试验所用污泥取自哈尔滨市太平污水处理厂二次沉淀池污泥泵房,经 1 mm × 1 mm 纱网过滤后备用。发酵污泥来源于本实验室稳定运行 3 个月,污泥停留时间为 8 d 的半连续流完全混合式污泥碱性发酵产酸反应器(反应器有效容积 5 L, pH = 10, Ca(OH)₂ 为碱调节试剂,室温,搅拌速度 100 r·min⁻¹)。新鲜污泥和待投加的未灭菌发酵污泥及灭菌发酵污泥的初始性质见表 1。

表 1 污泥初始性质¹⁾
Table 1 Sludge characteristics

参数	新鲜污泥	未灭菌发酵污泥	灭菌发酵污泥
pH	7.0	9.2	9.1
TSS/mg·L ⁻¹	10 923	16 956	16 956
VSS/mg·L ⁻¹	7 187	9 834	10 564
TC/mg·g ⁻¹	342.4	296.1	273.1
TN/mg·g ⁻¹	62.3	45.2	37.6
SCOD/mg·g ⁻¹	6.0	155.2	244.0
TCOD/mg·g ⁻¹	919.2	944.8	972.3
离心上清液中碳水化合物(以 COD 计)/mg·g ⁻¹	2.0	10.4	27.4
离心上清液中蛋白质(以 COD 计)/mg·g ⁻¹	8.9	42.2	98.7
离心上清液中 NH ₄ ⁺ /mg·g ⁻¹	—	12.3	12.1
离心上清液中 PO ₄ ³⁻ /mg·g ⁻¹	—	0.6	0.3

1) TC 和 TN 为离心后泥中的含量; TCOD 为污泥混合物含量 TCOD = TC × 32/12 + SCOD; — 表示未检出

1.2 试验设计与装置

本试验为序批试验,分别进行了中温(35℃)和低温(10℃)条件下,投加未灭菌发酵污泥,投加灭菌发酵污泥,不投加发酵污泥(对照)3种方式对污泥水解酸化的影响研究。发酵污泥灭菌条件为 121℃, 0.15 MPa, 30 min,投加量(体积分数)为 30%。试验共设置 12 个有效容积为 500 mL 的摇瓶,每两个为一组作为平行试验,各瓶中初始设置见表 2。采用两台空气浴恒温摇床(SHZ-82),分别实现了 35℃和 10℃的温度条件(试验时段在冬季,室内温度基本在 10℃ ± 2℃),转速 160 r·min⁻¹,发酵 10 d, pH 采用 1 mol·L⁻¹的 Ca(OH)₂ 溶液每 12 h 调节一次, pH 控制在 10.0 ± 0.3。

1.3 测定方法

试验中 COD、NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P、TSS、VSS 的分析均采用国家环境保护总局发布的标准方法^[11]; 蛋白质采用 Lowry 试剂法以 BSA 为标准物质^[12]; 碳水化合物采用苯酚硫酸法以葡萄糖为标准物质^[13]; pH 使用 Multi340i 型(WTW 公司)便携式多功能 DO, pH 值测定仪测定; VFAs 测定利用 7890 气相色谱,操作条件:高纯 H₂ 作为载气;进样口气化温度为 250℃,采用分流模式进样,分流比为 1:1;初始炉温 70℃,维持 0 min(即不保留),然后以 25℃·min⁻¹的速度升温至 170℃,停留 2 min; FID 检测器:温度 300℃,载气流量为 45 mL·min⁻¹,空气流量为 450 mL·min⁻¹。固相中的 C、N 元素含量测定

利用 VARIO Micro cube 元素分析仪. 试验数据均为两次平行测定的平均值. 蛋白质、碳水化合物转化为 COD 的当量系数分别为 1.51 和 1.07^[14]. 乙酸、

丙酸、丁酸和异丁酸, 戊酸和异戊酸转化为 COD 的当量系数分别为 1.07、1.51、1.82 和 2.04^[15]. 样品离心采用 6 000 r·min⁻¹ 的转速离心 5 min.

表 2 反应初始设置

Table 2 Initial settings of reactors

项目	试验组					
	1	2	3	4	5	6
温度/℃	10	10	10	35	35	35
未灭菌发酵污泥/mL	150	0	0	150	0	0
灭菌发酵污泥/mL	0	150	0	0	150	0
新鲜污泥/mL	350	350	350	350	350	350
总体积/mL	500	500	350	500	500	350

2 结果与分析

2.1 温度和投加灭菌前后发酵污泥对污泥水解的影响

温度对水解酶活性及化学反应速率都有直接影响, 进而决定了污泥的水解程度及水解速率. 水解酶活性的充分发挥应当有适宜的温度环境, 较低的温度会抑制水解酶的活性^[16]. 在不同组成的反应体系中, 碱性发酵所产生的可溶性有机物的量, 随温度的变化, 有很大差异 [如图 1(a) 所示], 35℃ 时的产量明显高于 10℃. 未投加发酵污泥的体系, 投加未灭菌发酵污泥的体系, 投加灭菌发酵污泥的体系中, 随温度由 10℃ 升高 35℃, SCOD 平均产量分别提高 2.5、1.7、1.5 倍. 因此 35℃ 条件下的碱性发酵能更有效地水解污泥释放有机物.

然而, 相同的温度条件下, 不同组成的反应体系中有机物产量也存在明显的差异 [图 1(a)]. 35℃ 条件下, 未投加发酵污泥的体系 (6)、投加未灭菌发酵污泥体系 (4)、投加灭菌发酵污泥体系 (5) 的 SCOD 含量分别由初始的 6.0、60.8、100.2 mg·g⁻¹ 增加到稳定后的平均产量 106.2、156.8、270.4 mg·g⁻¹, 每克污泥的 COD 增加量分别为 100.2、96、170.2 mg. 虽然前两个体系中的增加量相当, 但未投加发酵污泥的体系中有机物溶出的时间较长, 经过 168 h 才逐渐达到较高值. 各反应体系对应的 SCOD 的产生速率见图 1(b), 分别符合一阶指数衰减拟合模型. 水解速率方程分别如下.

未投加发酵污泥体系:

$$H = 4.78417 \times \exp(-x/18.28619) + 0.36651$$

$$(R^2 = 0.98)$$

投加未灭菌发酵污泥体系:

$$H = 10.6831 \times \exp(-x/23.72111) + 0.89396$$

$$(R^2 = 0.98)$$

投加灭菌发酵污泥体系:

$$H = 21.4899 \times \exp(-x/10.3756) + 1.8273$$

$$(R^2 = 0.96)$$

由图 1(b) 可知, 水解主要发生在发酵初期的前 48 h, 但未投加发酵污泥的体系有机物产生速率明显低于其他两个体系, 并且水解释放有机物的过程较缓慢. 投加灭菌发酵污泥的体系的水解速率明显高于投加未灭菌发酵污泥的体系, 这说明灭菌发酵污泥引入明显加大了可供水解的底物量. 因此向新鲜的剩余污泥发酵体系中投加一定量的未灭菌发酵污泥和灭菌后的发酵污泥这两种方式, 均能加速新鲜污泥的水解速率及程度, 而且后者的效果略好于前者.

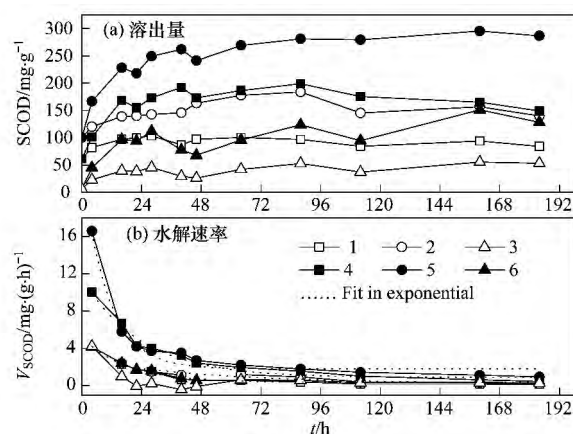


图 1 中低温条件下各反应体系中有有机物的溶出量及水解速率
Fig. 1 SCOD content and hydrolysis rate in different systems under 10℃ and 35℃

2.2 温度和投加灭菌前后发酵污泥对污泥酸化的影响

污泥水解后得到的大分子有机物如蛋白质和碳水化合物等, 通过产酸微生物的作用会转化为小分子有机酸^[17], 不同温度条件下污泥发酵产生的 VFAs 总量及其产酸速率如图 2 所示 (以 COD 计).

污泥发酵过程中 VFAs 含量的变化是蛋白质、碳水化合物不断酸化产生以及体系内酸消耗菌的消耗, 这两方面共同作用的结果^[18]。10℃ 条件下的各体系基本没有 VFAs 的产生, 而且后期 VFAs 存在消耗。35℃ 条件下比 10℃ 条件下酸化明显得到了加强, 但各体系表现出了不同的积累状况。投加灭菌发酵污泥的体系(5) 产量最大达 125.0 mg·g⁻¹, 而且后期一直维持不变; 投加未灭菌发酵污泥的体系(4), 在发酵 28 h 时 VFAs 含量最高为 101.1 mg·g⁻¹, 但之后 VFAs 持续下降, 在 184 h 时降低到 33.5 mg·g⁻¹; 未投加发酵污泥的体系(6), 产酸量最高仅达到 41.8 mg·g⁻¹, 64 h 后也开始下降。显然, 投加发酵污泥的两个系统中的酸产生量均高于未投加发酵污泥的体系, 投加灭菌发酵污泥的体系和投加未灭菌发酵污泥的体系在发酵前期的 28 h 内产酸量相当, 但随着发酵时间的延长, VFAs 的积累量表现出了明显的不同, 到发酵末期投加灭菌发酵污泥的体系中 VFAs 的积累量最高, 稳定维持在 130.0 mg·g⁻¹。35℃ 各体系中酸化速率同样符合一阶指数衰减拟合模型, 酸化速率方程分别如下。

未投加发酵污泥体系:

$$A = 3.4332 \times \exp(-x/32.368) + 0.0750 \quad (R^2 = 0.98)$$

投加未灭菌发酵污泥体系:

$$A = 4.558 \times \exp(-x/47.63) - 0.02 \quad (R^2 = 0.99)$$

投加灭菌发酵污泥体系:

$$A = 4.200 \times \exp(-x/46.09) + 0.551 \quad (R^2 = 0.99)$$

从图 2(b) 可以发现, 投加未灭菌发酵污泥的体系的产酸速率略高于投加未灭菌发酵污泥的体系, 这也说明未灭菌发酵污泥的投加向系统中引入了一定量的产酸菌群, 从而促进了产酸速率。但是投加未灭菌发酵污泥的体系, 在后期 VFAs 量的损失远远大于投加灭菌发酵污泥的体系, VFAs 损失的现象同样出现在 Jiang 等^[19]的研究中, 原因可能是投加未灭菌发酵污泥的体系中酸消耗菌含量也相对较大, 所以消耗量远大于有机物酸化产生的量。

整体而言, 与污泥水解释放有机物不同, 酸化过程持续存在于整个发酵过程中, 并且速率小于污泥的水解过程。这就说明碱处理作为一种污泥预处理手段, 在短短几小时内, 水解能得到大量的有机物(主要是蛋白质、碳水化合物等), 只有适当延长发酵时间才能将这类复杂的有机物在产酸菌的作

用下转化为 VFAs 类物质, 但发酵时间又不能太长, 以免造成 VFAs 的损失。

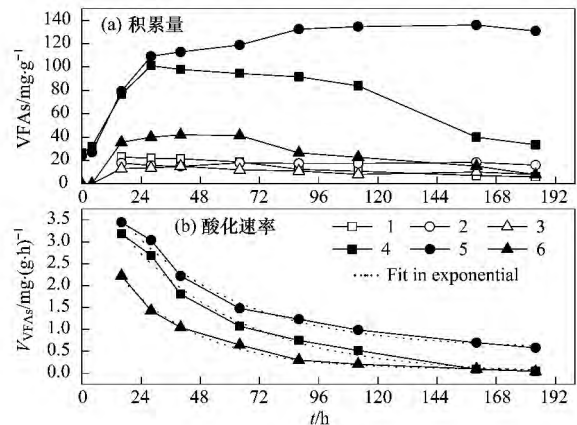


图2 中低温条件下各反应体系中挥发酸的积累量及酸化速率
Fig. 2 VFAs content and acidification rate in different systems under 10°C and 35°C

2.3 中低温条件下各体系中溶出物的分布

2.3.1 各体系中有有机物的分布

污泥在碱性厌氧条件下溶出的有机物主要有蛋白质、碳水化合物、VFAs 和脂类等, 其中脂类的含量较小, 所以试验中不进行单独测定。图 3(a) 为各体系中有有机物的组成及含量, 图 3(b) 为各有机物所占 SCOD 的质量分数, 各溶解态的有机物含量分别以 COD 含量计。水解产物中的蛋白质和碳水化合物可以作为产酸微生物的底物从而转化为 VFAs, 据报道碳水化合物是较易被产酸微生物利用的底物, 相对而言蛋白质则较难被利用^[20-21]。所以从图 3 中也可以看出, 各系统中蛋白质比例远高于碳水化合物, 但这也跟污泥组成有关, 据报道活性污泥中蛋白质约 41%, 碳水化合物约 14%^[22]。由于碳水化合物所占的比例较小, 所以大量的 VFAs 来源于蛋白质的水解酸化。在低温条件下, 各体系中蛋白质占了较大比例 (>40%), 但 VFAs 产量较低 (<15 mg·g⁻¹)。中温条件下, 投加灭菌发酵污泥体系及投加未灭菌发酵污泥体系中的蛋白质所占比例均小于 30%, 但 VFAs 比例高达 45%, 这说明中温条件下污泥溶出的蛋白质被大量转化为了 VFAs, 而未投加发酵污泥的体系, 蛋白质含量仍达 43%, VFAs 含量也相对较低。

2.3.2 发酵副产物的溶出

氨磷是伴随有机物溶出而释放的, 释放的多少与污泥的水解酸化程度有关。NH₄⁺ 主要来源于蛋白质水解酸化^[3], PO₄³⁻ 来源于污泥细胞内多聚磷酸盐的水解^[23]。如图 4(a) 所示, 投加灭菌发酵污泥的

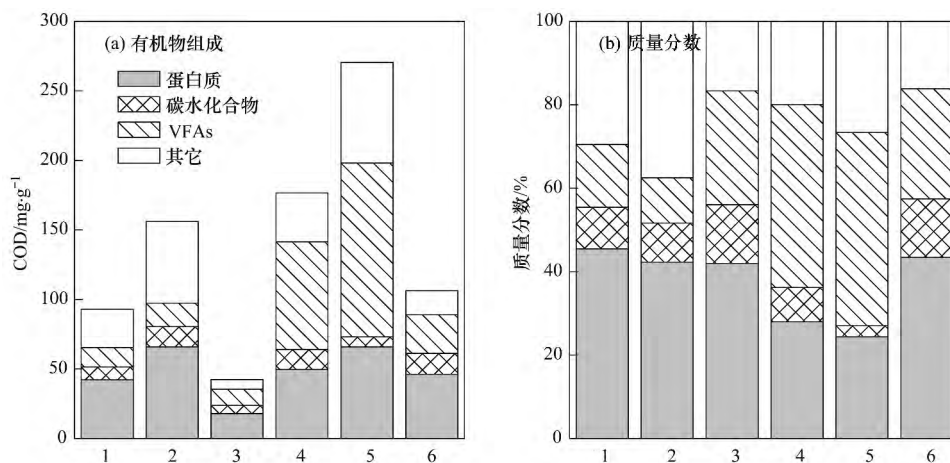


图3 中低温条件下各反应体系中有机的组成及质量分数

Fig. 3 COD composition and mass fraction in different systems under 10°C and 35°C

体系 NH_4^+ 含量最高 ($45.2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$), 说明体系中蛋白质的水解酸化程度加大了, 这也与 VFAs 的较大产量相对应. 同时由于是在碱性条件下, NH_4^+ 有相当一部分会转化为 NH_3 , 所以使得溶液中的 NH_4^+ 含量比理论计算值要小^[24].

对于 PO_4^{3-} 而言, 由于 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 的调节作用, 在很大程度上生成 $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ 、 $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ 等沉

淀^[25], 使得系统中的 PO_4^{3-} 小于 $1.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 并且中温条件下, 投加灭菌发酵污泥和投加未灭菌发酵污泥的两个体系中 PO_4^{3-} 含量更小 ($< 0.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$), 主要原因是中温条件下产生了较大量的 VFAs, 使得体系中的 pH 降低得较多, 为维持体系 pH 在 10, 需要投加更多的 $\text{Ca}(\text{OH})_2$, 从而使得 Ca^{2+} 和 PO_4^{3-} 的沉淀量更大.

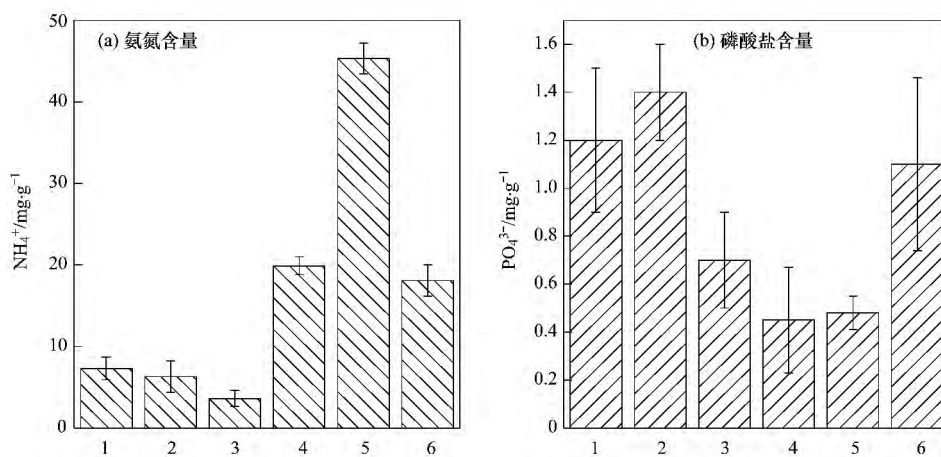


图4 中低温条件下各反应体系中氨氮含量及磷酸盐含量

Fig. 4 Content of NH_4^+ and PO_4^{3-} in different systems under 10°C and 35°C

3 结论

(1) 中温有利于污泥的水解酸化, 能将更多的蛋白质转化为 VFAs.

(2) 投加灭菌发酵污泥和投加未灭菌发酵污泥, 这两种方式均能促进污泥的水解酸化程度, 尤其对水解的作用效果更明显. 投加灭菌发酵污泥是引入大量的可水解的底物, 未灭菌发酵污泥的引入能增加产酸菌的量.

(3) 中温条件投加灭菌处理后发酵污泥不仅能快速水解酸化污泥而且使 VFAs 稳定积累而不被消耗. 相对投加未灭菌发酵污泥的方式是一种更好的促进污泥碱性发酵产酸的方式.

参考文献:

- [1] Kim M, Gomez C Y, Ahn Y, et al. Hydrolysis and acidogenesis of particulate organic material in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion [J]. Environmental Technology, 2003, 24 (9): 1183-1190.
- [2] Yuan H Y, Chen Y G, Zhang H X, et al. Improved

- bioproduction of short-chain fatty acids (SCFAs) from excess sludge under alkaline conditions [J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(6) : 2025–2029.
- [3] Feng L Y , Wang H , Chen Y G , *et al.* Effect of solids retention time and temperature on waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids accumulation under alkaline conditions in continuous-flow reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2009, **100**(1) : 44–49.
- [4] Kim J , Park C , Kim T H , *et al.* Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2003, **95**(3) : 271–275.
- [5] Jiang S , Chen Y G , Zhou Q. Effect of sodium dodecyl sulfate on waste activated sludge hydrolysis and acidification [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2007, **132**(1–3) : 311–317.
- [6] Chi Y Z , Li Y Y , Fei X N , *et al.* Enhancement of thermophilic anaerobic digestion of thickened waste activated sludge by combined microwave and alkaline pretreatment [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2011, **23**(8) : 1257–1265.
- [7] Roman H J , Burgess J E , Pletschke B I. Enzyme treatment to decrease solids and improve digestion of primary sewage sludge [J]. *African Journal of Biotechnology*, 2006, **5**(10) : 963–967.
- [8] Yang Q , Luo K , Li X M. Enhanced efficiency of biological excess sludge hydrolysis under anaerobic digestion by additional enzymes [J]. *Bioresource Technology*, 2010, **101**(9) : 2924–2930.
- [9] Yu S Y , Zhang G M , Li J Z , *et al.* Effect of endogenous hydrolytic enzymes pretreatment on the anaerobic digestion of sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **146**: 758–761.
- [10] 刘和, 刘晓玲, 张晶晶, 等. 酸碱调控污泥厌氧发酵实现乙酸累积及微生物种群变化 [J]. *微生物学报*, 2009, **49**(12) : 1643–1649.
- [11] APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [M]. (20th ed.). Washington , DC , USA: American Public Health Association , 1998.
- [12] Lowry O H , Rosebrough N J , Farr A L , *et al.* Protein measurement with the Folin phenol reagent [J]. *Journal of Biological Chemistry*, 1951, **193**: 165–175.
- [13] Herbert D , Philipps P J , Strange R E. Carbohydrate analysis [J]. *Methods in Enzymology*, 1971, **5**: 265–277.
- [14] Yehuda M , Grietje Z , Jules B V L , *et al.* The role of sludge retention time in the hydrolysis and acidification of lipids , carbohydrates and proteins during digestion of primary sludge in CSTR system [J]. *Water Research*, 2000, **34**(5) : 1705–1713.
- [15] Yuan Q , Sparling R , Oleszkiewicz J A. Waste activated sludge fermentation: Effect of solids retention time and biomass concentration [J]. *Water Research*, 2009, **43**(20) : 5180–5186.
- [16] Marco G , Rosalba L , Maria D A , *et al.* Study of the effects of temperature , pH , NaCl , and aw on the proteolytic and lipolytic activities of cheese-related lactic acid bacteria by quadratic response surface methodology [J]. *Enzyme and Microbial Technology*, 1999, **25**(10) : 795–809.
- [17] Mayhew J W , Onderdonk A B , Gorbach S L. Effects of time and growth media on short-chain fatty acid production by *Bacteroides fragilis* [J]. *Applied Microbiology*, 1975, **29**(4) : 472–475.
- [18] Su G Q , Huo M X , Yuan Z G , *et al.* Hydrolysis , acidification and dewaterability of waste activated sludge under alkaline conditions: Combined effects of NaOH and Ca (OH)₂ [J]. *Bioresource Technology*, 2013, **136**: 237–243.
- [19] Jiang S , Chen Y G , Zhou Q , *et al.* Biological short-chain fatty acids (SCFAs) production from waste-activated sludge affected by surfactant [J]. *Water Research*, 2007, **41**(14) : 3112–3120.
- [20] Rachel D , Eberhard M. The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge [J]. *Water Research*, 2006, **40**(10) : 2064–2074.
- [21] Martin W , Michael M , Jean-Francois J , *et al.* Effect of the hydrolysis method on the determination of the amino acid composition of proteins [J]. *Journal of Chromatography A*, 1998, **795**(2) : 263–275.
- [22] Tanaka S , Kobayashi T , Kamiyama K , *et al.* Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge [J]. *Water Science and Technology*, 1997, **35**(8) : 209–215.
- [23] 苏高强, 王淑莹, 郑冰玉, 等. 温度和污泥浓度对碱性条件下剩余污泥水解酸化的影响 [J]. *环境工程学报*, 2013, **7**(4) : 1231–1236.
- [24] 陈汉龙, 严媛媛, 何群彪, 等. 酸碱法预处理低有机质污泥的效果研究及条件优化 [J]. *环境科学*, 2013, **33**(2) : 458–463.
- [25] Barat R , Montoya T , Seco A , *et al.* Modelling biological and chemically induced precipitation of calcium phosphate in enhanced biological phosphorus removal systems [J]. *Water Research*, 2011, **45**(12) : 3744–3752.