

强碱预处理和碱性强度对剩余污泥发酵的影响

彭永臻, 邢立群, 金宝丹, 王淑莹

(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

北京市污水脱氮除磷处理与过程控制工程技术研究中心, 北京 100124)

摘要: 为改善污泥发酵性能, 提高发酵的产酸量, 在 25 °C 条件下, 研究了不同碱度 (碱性 (pH = 10)、强碱性 (pH = 12) 和强碱预处理 (pH = 12)–碱性 (pH = 10) 对剩余污泥水解酸化的影响。结果表明: 在 25 °C 条件下, 相比于碱性发酵, 强碱性发酵和强碱预处理–碱性发酵均提高了 SCOD、DNA、蛋白质和多糖的产量, 从而为产酸菌提供了更多的产酸基质。同时发现, 强碱性发酵抑制了产酸菌的活性, 导致其产酸量远远低于碱性发酵, 但是在强碱预处理–碱性发酵过程中, 短链脂肪酸 (SCFAs) 和乙酸的产量均得到大幅度提高, 较碱性发酵分别提高了 20.00% 和 23.00%。显然, 强碱预处理–碱性发酵更有利于剩余污泥厌氧发酵产酸。

关键词: 剩余污泥; 短链脂肪酸; 厌氧发酵; 碱性强度

中图分类号: X 703

文献标志码: A

文章编号: 0254-0037(2016)02-0277-08

doi: 10.11936/bjtxb2015050070

Effect of Super-alkali Pretreatment and Alkaline Intensity on the Waste Activated Sludge Fermentation

PENG Yongzhen, XING Liquan, JIN Baodan, WANG Shuying

(Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering,

Engineering Research Center of Beijing for Nitrogen and Phosphorus Removal and Process Control,

Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: In order to improve the sludge fermentation performance and increase the short chain fatty acid (SCFAs) production, the influence of different basicity (alkaline pH = 10, super-alkaline pH = 12 and super-alkali pretreatment pH = 12 alkaline pH = 10) on WAS hydrolysis acidification was studied at 25 °C. The results showed that the super-alkaline fermentation and super-alkali pretreatment-alkali fermentation could improve the production of SCOD, DNA, protein and polysaccharide compared with alkaline fermentation, which provided abundant acidification substance for acidification bacteria. It also found that the activity of acidification bacteria was inhibited in the super-alkaline fermentation, which led to the lower SCFAs production than other conditions. However, the SCFAs and acetic acid were enhanced significantly in the super-alkali pretreatment alkali fermentation, which increased by 20.00% and 23.00% respectively compared with the alkaline fermentation. Obviously, the super-alkali pretreatment alkali fermentation was more conducive to WAS anaerobic fermentation to producing acid.

Key words: waste activated sludge; short chain fatty acids; anaerobic fermentation; alkaline intensity

我国大部分城市污水处理厂主要采用活性污泥法工艺, 而采用活性污泥法工艺存在以下 2 方面的

收稿日期: 2015-05-24

基金项目: 住建部 2014 年科学技术项目计划 (2014-k7-022)

作者简介: 彭永臻 (1949—), 男, 教授, 主要从事污水处理与过程控制、脱氮除磷方面的研究, E-mail: pyz@bjut.edu.cn

问题:一方面,活性污泥法工艺在运行过程中会产生大量剩余污泥,其成分比较复杂,含有大量的有毒有害物质,处理、处置比较困难^[1-2],处理费用高^[3];另一方面,我国城市生活污水普遍存在碳源不足、 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$ 比较低的问题,导致生物处理过程中的脱氮除磷效果较差^[2,4],污水处理厂往往需要通过外加碳源(乙酸钠和甲醇等)改善污水的 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})$,提高脱氮除磷效率^[5],从而增加污水处理厂的运行成本。剩余污泥中有机物质含量较高,经厌氧发酵产生的短链脂肪酸(short-chain fatty acids, SCFAs)可作为强化生物脱氮除磷的碳源,在减少或者避免外碳源投加的同时降低剩余污泥的处理费用,从而节约污水处理厂的运行成本。

水解过程是剩余污泥厌氧发酵的限速步骤^[6-8],机械处理法^[9]、热处理法^[10]、酸碱处理法^[6]等预处理方法均可促进污泥的水解过程,进而提高污泥的酸化性能。pH 是影响剩余污泥厌氧发酵的重要因素之一。Chen 等^[11]在室温条件下研究了不同 pH 值对剩余污泥发酵的影响,结果表明:剩余污泥在碱性条件下更容易水解,产酸量高于酸性和中性条件。袁光环等^[12]研究了酸-碱处理对剩余污泥水解酸化的影响,研究发现:酸-碱处理、碱-酸处理和单独碱处理均可大幅提高发酵过程中 SCOD 和 SCFAs 的产量,且单独碱处理 SCOD 溶出量大于酸碱联合处理。肖本益等^[13]对污水处理系统剩余污泥碱处理胞效果进行研究时发现:SCOD 浓度随 pH 的升高而增加。同时 Jiang 等^[14]研究发现碱处理的发酵成本较低,因此以碱剂为污泥发酵处理药剂具有较大的发展空间。但是,目前剩余污泥碱性发酵多以 pH = 10 为主,而对于剩余污泥经强碱(pH = 12)预处理后再进行碱性(pH = 10)发酵的研究较少。为进一步提高剩余污泥发酵的产酸量,本文分别研究了单纯碱性发酵(pH = 10)、单纯强碱性发酵(pH = 12)及先强碱(pH = 12)预处理后碱性(pH = 10)发酵对剩余污泥发酵产酸的影响。

1 试验材料和方法

1.1 试验装置与运行方法

本试验采用的反应装置如图 1 所示,反应器由有机玻璃制成,设有转子、pH 探头、取样口及加药口,有效体积为 1.5 L。试验在恒温培养箱中进行,反应温度设定为 25 ℃,在试验过程中使用 4 mol/L 的氢氧化钠溶液和 12% 的盐酸溶液调节发酵液的 pH。

1.1.1 强碱预处理时间试验设计

分别向 2 个反应器(1#、2#)中添加 1.2 L 经淘洗过的剩余污泥,2 个反应器在曝氮气 5 min 去除溶解氧后密封放入恒温培养箱中进行恒温厌氧发酵。1#反应组第 1 天 pH 维持在 12 ± 0.1 ,第 2 天下调 pH 并维持在 10 ± 0.1 ,2#反应组前 2 d pH 维持在 12 ± 0.1 ,第 3 天下调 pH 并维持在 10 ± 0.1 。试验过程中采用磁力搅拌器进行搅拌,设定转速为 500 r/min,反应周期为 14 d,前 4 d 每天取样一次,之后每 2 d 取样一次。

1.1.2 强碱预处理和碱性强度试验设计

分别向 3 个反应器(1#~3#)中添加 1.2 L 经淘洗过的剩余污泥,3 个反应器在曝氮气 5 min 去除溶解氧后密封放入恒温培养箱中进行恒温厌氧发酵。发酵过程中各反应组的 pH 条件控制如下:1#反应组 pH 维持在 10 ± 0.1 ,2#反应组第 1 天 pH 维持在 12 ± 0.1 ,第 2 天下调 pH 并维持在 10 ± 0.1 ,3#反应组 pH 维持在 12 ± 0.1 。试验过程中采用磁力搅拌器进行搅拌,设定转速为 500 r/min,反应周期为 14 d,前 4 d 每天取样一次,之后每 2 d 取样一次。

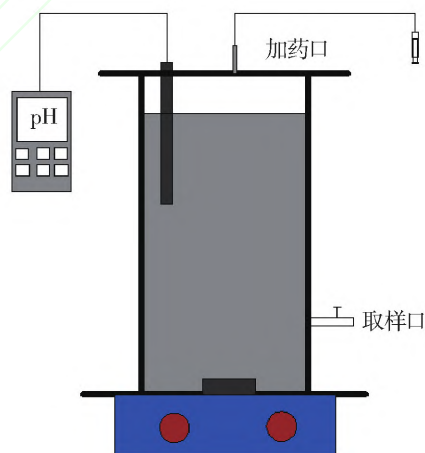


图 1 试验装置

Fig. 1 Reactor of test

1.2 污泥来源和性质

试验使用的剩余污泥取自本实验室中试规模 SBR 短程脱氮工艺的排泥(中试 SBR 总体积:8.80 m³,有效体积:6.20 m³),剩余污泥取回后用自来水淘洗 3 次,淘洗后的剩余污泥性质如表 1 所示。

1.3 检测方法

取出的样品在转速 4 000 r/min 下离心 15 min,离心后的上清液经 0.45 μm 的微孔纤维滤膜过滤,滤液用于指标分析。SCOD 采用连华科技 5B-1 型 COD 快速测定仪测定;MLSS 和 MLVSS 采用质量法

测定;pH 采用德国 WTW pH3310 监测,蛋白质采用 Lowry-folin 分光光度法^[15]测定;多糖采用硫酸-蒽酮分光光度法^[16]测定;NH₄⁺-N 和 PO₄³⁻-P 采用美国 LACHAT 公司 Quik Chem8500 Series2 流动注射全自动分析仪测定;DNA 采用二苯胺分光光度法测定;

SCFAs 采用 Agilent 6890DB-MAXETR 气相色谱仪^[17]测定;活死细胞鉴定采用 Live/Dead baclight bacterial viability kit (Molecular Probes, L-7012)^[18]测定. 后文中涉及的蛋白质、多糖、SCFAs、乙酸和乙酸钠等质量浓度均以 COD 计.

表1 剩余污泥性质

Table 1 Properties of WAS

mg·L⁻¹

$\rho(\text{SCOD})$	$\rho(\text{SCAFs})$	$\rho(\text{蛋白质})$	$\rho(\text{多糖})$	$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$	$\rho(\text{PO}_4^{3-}-\text{P})$	$\rho(\text{DNA})$	$\rho(\text{MLSS})$	$\rho(\text{MLVSS})$
32.80	19.51	7.13	1.09	0.09	2.31	1.47	12 255.00	9 858.00

2 结果与讨论

2.1 强碱预处理时间对剩余污泥水解产酸的影响

剩余污泥发酵的水解过程可以用发酵液中 SCOD 浓度变化表征^[19],图 2 表示发酵后期发酵液中 SCOD 和 SCFAs 的质量浓度随发酵时间的变化情况. 由图 2 可知,强碱预处理 1 d 和强碱预处理 2 d 的效果相似,但 2#反应组的 SCOD、蛋白质和多糖质量浓度均略大于 1#反应组,而 1#反应组的 SCFAs 质量浓度略大于 2#反应组.

因此,强碱预处理 2 d 相对于强碱预处理 1 d 剩余污泥的水解,效果没有得到较大的提升,而 SCFAs 的产量则出现下降,因此强碱预处理 1 d 即能达到理想效果.

2.2 强碱预处理和碱性强度对剩余污泥发酵的影响

2.2.1 不同碱性强度对剩余污泥水解的影响

不同碱性发酵条件下,各反应组的 SCOD 质量浓度随发酵时间的变化情况如图 3 所示. 由图 3 可知,1#反应组的 SCOD 质量浓度在发酵前期不断增大,并在发酵的第 8 天达到最大值(4 250.16 mg/L)后逐渐下降;2#反应组剩余污泥在强碱预处理 1 d 后,SCOD 质量浓度迅速增加至较大值,在 pH 调节为 10 后,SCOD 的质量浓度先慢速增加后保持基本不变(5 000.00 mg/L);3#反应组的 SCOD 质量浓度在发酵初期随发酵时间快速增加,然后增速变缓,发酵后期其质量浓度维持稳定(6 500.00 mg/L).

由此发现,强碱性条件促进了剩余污泥发酵的水解过程,各反应组 SCOD 质量浓度的大小关系始终为 3#>2#>1#. 原因在于以下 2 方面:一方面,较低 pH 条件只能破坏污泥的絮体结构,而不能破坏微生物的细胞结构;而较高 pH 条件不仅能破坏污泥的絮体结构,而且能使污泥细胞破裂,在促进污泥

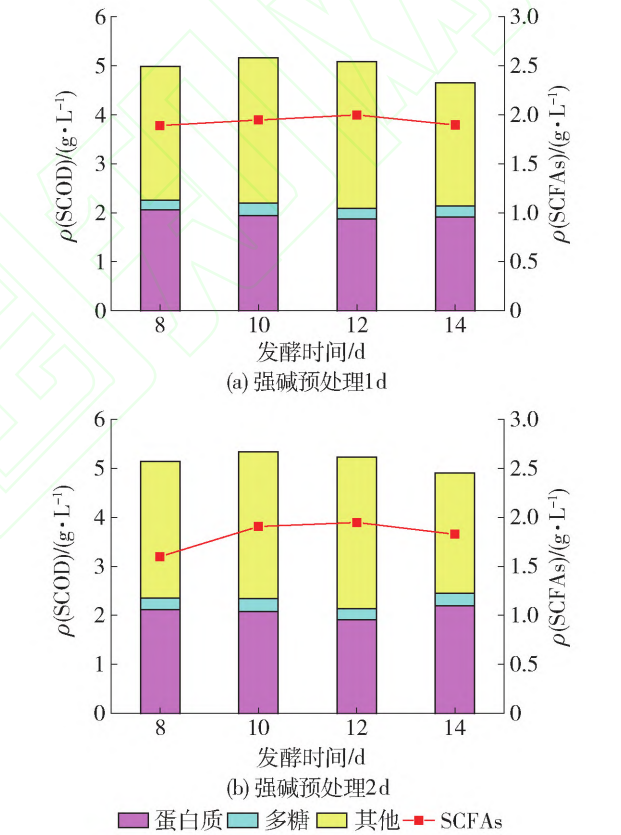


图2 不同预处理时间对 SCOD 和 SCFAs 质量浓度的影响

Fig. 2 Effect of different pretreatment time on SCOD and SCFAs mass concentration

胞外聚合物 (extracellular polymeric substances, EPS) 释放^[20]的同时,导致原来细胞内的有机物质释放到发酵液中,从而增加了污泥发酵液中 SCOD 的质量浓度. 另一方面,随着 pH 的增加,细菌表面的负电荷增多,静电排斥力增大,从而促进胞外物质的释放^[21]. 因此,1#反应组 pH 相对较低,仅能破坏污泥的絮体结构,释放的 SCOD 较少;3#反应组 pH 一直稳定在较高水平,污泥的絮体结构和微生物细胞结构均遭到破坏,释放的 SCOD 最多;2#反应组经

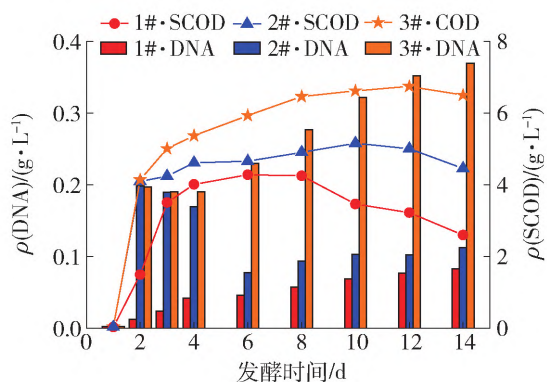


图3 不同碱性强度对 SCOD 和 DNA 质量浓度的影响

Fig. 3 Effect of different alkaline intensity on SCOD and DNA mass concentration

过强碱预处理 1 d 后,污泥的絮体结构和微生物细胞结构均遭到一定程度的破坏,从而导致 SCOD 的释放量大于 1#反应组。

剩余污泥中脱氧核糖核酸 (deoxyribonucleic acid, DNA) 主要位于微生物细胞内部,因此发酵液中的 DNA 质量浓度在一定程度上反映了微生物细胞的破碎情况^[21],即发酵液中的 DNA 质量浓度越高,微生物细胞的融胞效果越好。反应过程中发酵液的 DNA 质量浓度变化情况如图 3 所示。

由图 3 可知,1#和 3#反应组发酵液中 DNA 质量浓度变化规律基本一致,即随发酵时间不断增加,并均在发酵的第 14 天达到最大值 (82.70 mg/L 和 369.08 mg/L)。2#反应组 DNA 质量浓度在强碱预处理 1 d 后急速增加,并在第 2 天—第 4 天维持较高水平 (185.77 mg/L),4 d 后其质量浓度迅速下降至较低水平并保持基本稳定 (105.98 mg/L)。3#反应组 DNA 质量浓度不断增加,且维持在较高水平,远大于 1#和 2#反应组,表明强碱条件破坏了污泥的细胞结构,从而释放出更多的 DNA。同时发现,3#反应组与 1#和 2#反应组相比,反应后期 DNA 质量浓度出现明显的积累现象,原因在于强碱性环境抑制了厌氧微生物对 DNA 的降解。2#反应组污泥经过强碱预处理 1 d 后其 DNA 含量是 1#反应组的 15 倍,将 pH 调为 10 后,部分厌氧菌经过 2 d 时间逐渐适应环境后活性恢复,进而分解大量 DNA,因此 DNA 质量浓度急速下降,之后 DNA 的产生和消耗达到平衡,质量浓度保持稳定。

为进一步验证强碱预处理后可以达到很好的溶胞效果,分别对发酵前剩余污泥 (原泥)、强碱预处理 1 d 和碱性发酵 1 d 后的污泥做了活死细胞鉴定。结果如图 4 所示,原泥、1#和 2#反应组中死亡细胞

数量占总细胞数量的百分比分别为 26.36%、32.50% 和 42.25%。以上研究表明剩余污泥经过强碱预处理后可以达到很好的溶胞效果,从而增加了发酵液中 SCOD 的质量浓度,为产酸菌提供大量的基质进行产酸。

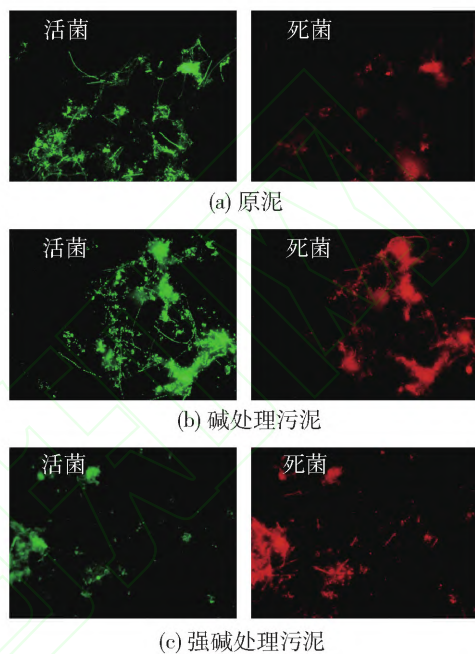


图4 污泥活死细胞图

Fig. 4 Living cells and dead cells in the sludge

2.2.2 不同碱性强度对溶解性蛋白质和多糖质量浓度影响

研究表明,蛋白质、多糖和脂类是剩余污泥 EPS 的主要成分^[22],但是剩余污泥中脂类物质含量较少,且溶解性的蛋白质和多糖是污泥厌氧发酵产酸的主要底物;因此考察了不同碱性强度条件下发酵液中的溶解性蛋白质和多糖质量浓度随发酵时间的变化情况,结果如图 5 所示。

由图 5 可知,各反应组发酵液中溶解性蛋白质和多糖质量浓度变化趋势基本一致。1#反应组的溶解性蛋白质质量浓度在发酵前期随发酵时间逐渐增大,并在发酵的第 4 天达到最大值 1398.54 mg/L,随后其质量浓度基本保持不变;溶解性多糖的质量浓度则是在前 3 d 快速增加,而后其质量浓度基本不变,其最大质量浓度为 138.79 mg/L;这与目前研究碱性条件下剩余污泥发酵的结果基本一致^[2,11]。发酵后期发酵液中溶解性蛋白质和多糖的质量浓度出现轻微的上下波动,这是由于发酵液中溶解性蛋白质和多糖质量浓度均存在产生和消耗之间的平衡,即当生成速率大于消耗速率时,溶解性蛋白质和

多糖的质量浓度增加,反之则减少。

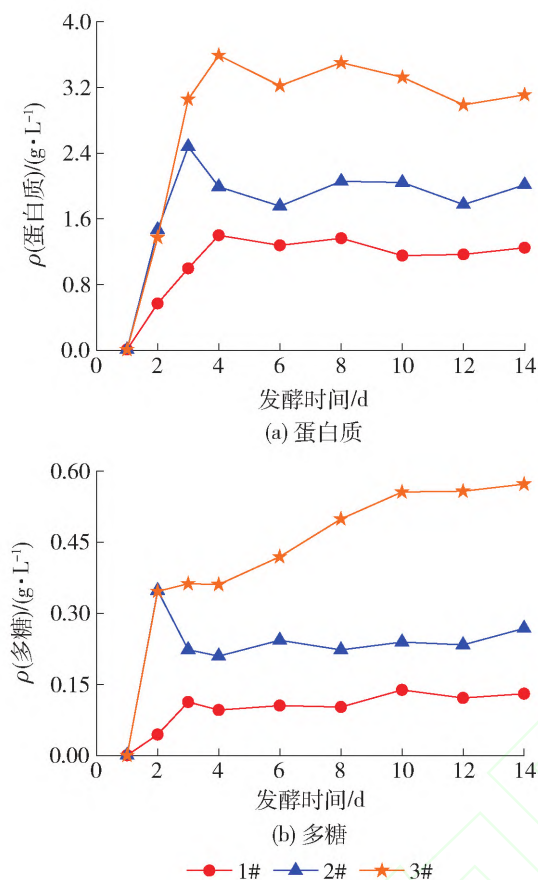


图5 不同碱性强度对溶解性蛋白质和多糖质量浓度的影响

Fig. 5 Effect of different alkaline intensity on soluble protein and polysaccharide mass concentration

2#反应组污泥经过强碱预处理1 d后,剩余污泥中大部分微生物的生长和代谢受到抑制^[23],污泥的絮体结构和微生物的细胞结构均被破坏,发酵液中溶解性蛋白质和多糖的质量浓度均急剧增加;调节发酵液pH=10后的第1天,由于微生物的生长和代谢活性仍然较低,导致蛋白质的生成速率大于消耗速率,溶解性蛋白质的质量浓度继续增加并于发酵的第3天达到最大值2 478.55 mg/L,之后2 d微生物的活性恢复,产酸菌利用蛋白质进行发酵产酸反应,导致蛋白质质量浓度下降;相对于蛋白质,产酸菌优先利用多糖为底物进行发酵产酸^[24-25],调节发酵液pH=10后活性较低的产酸菌优先利用多糖进行发酵产酸,导致发酵液中多糖的质量浓度快速减少。同时发现,在反应3~4 d后,蛋白质和多糖质量浓度基本不变,这是因为发酵3~4 d后系统中产酸菌的活性迅速恢复,蛋白质和多糖达到产消平衡。

3#反应组的溶解性蛋白质质量浓度在反应前期快速增加,并在第4天达到最大值3 219.12 mg/L,4 d后其质量浓度稳定在较高水平,其多糖质量浓度则在发酵的前10 d不断增大,之后维持稳定,其最大质量浓度为572.58 mg/L。杨雪^[23]在研究碱性条件下不同初始pH对剩余污泥中溶解性蛋白质和多糖质量浓度的影响时得出相似的结论,其测得剩余污泥释放的最大蛋白质质量浓度为2 500.00 mg/L,最大多糖质量浓度为562.20 mg/L;本试验溶解性蛋白质和多糖质量浓度最大值与其不同的原因可能是:杨雪等在试验中调节初始的pH=12,而本试验过程中一直维持发酵液中的pH=12。在整个发酵过程中3#反应组的溶解性蛋白质和多糖质量浓度均远远大于1#和2#反应组,原因在于以下2点:1)强碱性条件更有利于促进蛋白质和多糖等有机物与生物体剥离^[26],在pH=12的极端强碱条件下,污泥的絮体结构和微生物的细胞结构均被破坏,而pH=10的条件仅能破坏污泥的絮体结构,不能破坏微生物的细胞结构^[20],导致3#反应组溶解性蛋白质和多糖的生成量大于1#反应组;2)3#反应组的SCFAs未出现明显的积累,1#和2#反应组的SCFAs出现积累(见图6),即pH=12的条件下,产酸过程受到了严重的抑制,蛋白质和多糖的消耗量很少,pH=10的条件下产酸过程没有受到明显的抑制,导致1#和2#反应组蛋白质和多糖的大量消耗;因此3#反应组发酵液中蛋白质和多糖积累量明显高于1#和2#反应组。

由此可知,在整个发酵过程中,发酵液中溶解性蛋白质和多糖的质量浓度大小关系均为3#>2#>1#,相比于碱性(pH=10)条件,强碱性(pH=12)条件对蛋白质和多糖释放的促进作用更强,蛋白质和多糖的释放量均显著增加,且剩余污泥经强碱预处理1 d也促进了污泥的水解过程,蛋白质和多糖释放量高于单纯碱性发酵。

2.2.3 不同碱性强度对剩余污泥酸化的影响

图6为3种不同碱性强度下,剩余污泥在发酵过程中SCFAs质量浓度、乙酸质量浓度及 $\rho(\text{乙酸})/\rho(\text{SCFAs})$ 随发酵时间的变化情况。由图6可看出,1#、2#和3#反应组中SCFAs的质量浓度有较大的差别。发酵前期1#和2#反应组SCFAs质量浓度随发酵时间逐渐增大,但是3#反应组SCFAs质量浓度增幅较小。其中1#反应组在发酵的第8天达到最大值(1 680.09 mg/L)后逐渐下降,这与目前大多数研究剩余污泥碱性发酵产酸的结果相似^[1,27]。试验后期

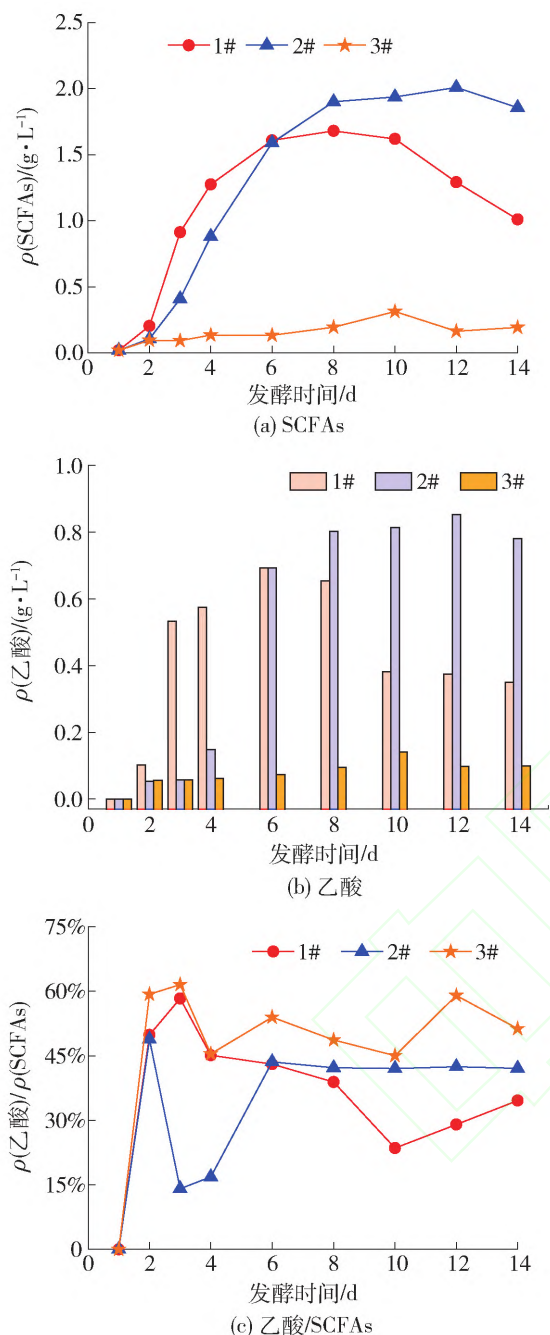


图6 不同碱性强度对 SCFAs 和乙酸质量浓度及乙酸/SCFAs 的影响

Fig. 6 Effect of different alkaline intensity on SCFAs, acetic acid and acetic acid/SCFAs concentration

SCFAs 质量浓度出现下降,原因在于:1) 试验使用剩余污泥为一次性投加,在发酵后期产酸菌可利用的产酸基质减少,导致 SCFAs 的生成量减少;2) 大部分产甲烷菌只能在中性条件下生存,但仍有一部分产甲烷菌能适应酸性或碱性条件^[28-29],从而造成 SCFAs 的消耗量增大。

2#反应组 SCFAs 质量浓度在发酵 8 d 后保持基

本不变,其最大质量浓度值为 2 008.60 mg/L,较 1# 反应组提高了 20%。在发酵的前 6 d,2#反应组的 SCFAs 质量浓度小于 1#反应组,原因可能是 2#反应组污泥经过强碱预处理 1 d 后,大部分微生物的生长和代谢受到抑制^[23],产酸菌的产酸作用较弱,当 pH 调到 10 后,产酸菌活性缓慢恢复,但是由于前期 1#反应组 SCFAs 的不断积累,造成 1#和 2#反应组的 SCFAs 初始值相差较大,因此发酵前期 2#反应组的 SCFAs 质量浓度较 1#反应组低。发酵 6 d 后,2#反应组的 SCFAs 质量浓度超过 1#反应组,且发酵后期 2#反应组的 SCFAs 质量浓度保持基本不变,这是因为产酸菌活性得到恢复,利用产酸基质合成大量的 SCFAs,同时强碱性条件抑制了产甲烷菌的活性,导致 SCFAs 的消耗量较少,所以在反应后期 2#反应组 SCFAs 含量显著大于 1#反应组。

3#反应组 SCFAs 质量浓度值很小,最大质量浓度仅为 313.35 mg/L,远远小于 1#和 2#反应组的 SCFAs 质量浓度,原因在于过高的 pH 值对微生物的活性产生抑制,破坏了微生物的生存环境^[30],不但使产酸菌的生长繁殖受到抑制,而且其数量上也受到影响^[23],造成产酸菌的产酸作用较弱,导致产酸量较少。由此发现,强碱预处理后碱性发酵更加有利于 SCFAs 的积累。

研究发现,反硝化过程中优先利用乙酸作为碳源,其次是丁酸和丙酸^[31],因此考察了不同碱性强度发酵对乙酸质量浓度的影响。由图 6 可知,乙酸的变化规律和 SCFAs 变化规律基本一致。1#反应组乙酸质量浓度随发酵时间先增大后减少,在发酵第 6 天达到最大值 692.80 mg/L。2#反应组乙酸质量浓度随发酵时间先增大后保持基本不变,其最大质量浓度为 853.14 mg/L,较 1#反应组乙酸质量浓度提高 23%。3#反应组的乙酸质量浓度虽然不断增大,但其实际值很低,最大值为 141.18 mg/L,仅是 1#反应组的 20.37%。发酵后期,各反应组的 $\rho(\text{乙酸})/\rho(\text{SCFAs})$ 大小关系为:3# > 2# > 1#,即强碱条件提高了 SCFAs 中乙酸的百分比,但 3#反应组的 SCFAs 和乙酸产量均很低,研究其 $\rho(\text{乙酸})/\rho(\text{SCFAs})$ 的意义不大。发酵后期 2#反应组 $\rho(\text{乙酸})/\rho(\text{SCFAs})$ 大于 1#反应组,原因可能在于:一方面强碱预处理 1 d 促进了污泥的水解过程,蛋白质和多糖的释放量增加,为产酸菌提供了更多的产酸基质;另一方面可能是强碱预处理 1 d 促进了发酵过程中二碳以上的有机酸向乙酸的转化。

为验证强碱性条件 (pH = 12) 抑制了产甲烷菌

的活性,发酵结束后,对发酵后污泥中的微生物进行了乙酸钠消耗试验,结果如图7所示. 在6 h的反应时间内,3#反应组的乙酸钠质量浓度基本保持不变,表明3#反应组中产甲烷菌活性基本丧失. 1#和2#反应组乙酸钠的消耗量与反应时间均表现出很好的线性关系($R^2>0.98$),但1#反应组的乙酸消耗速率是2#反应组的2.69倍,可知2#反应组的剩余污泥经过强碱处理1 d后,产甲烷菌的活性受到了很大的抑制,对乙酸的消耗速率减弱.

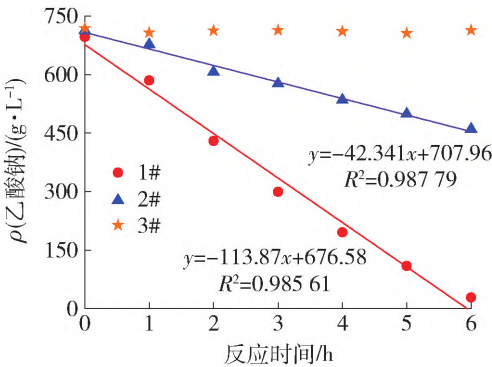


图7 乙酸钠质量浓度随反应时间的变化情况
Fig.7 Changes of sodium acetate concentration with the reaction time

3 结论

- 1) 相比单纯碱性发酵,单纯强碱性发酵和先强碱(pH=12)预处理1 d再碱性(pH=10)发酵对剩余污泥水解过程的促进作用更显著,强化了微生物融胞作用,SCOD、DNA、蛋白质和多糖释放量均显著高于单纯碱性发酵.
- 2) 与单纯强碱发酵和单纯碱性发酵相比,强碱(pH=12)预处理1 d后再碱性(pH=10)发酵不仅为产酸菌提供丰富的酸化基质进行产酸,保证酸化菌的活性,同时对产甲烷菌也起到一定的抑制作用,因此提高了发酵系统中SCFAs的积累量.
- 3) 与单纯强碱发酵和单纯碱性发酵相比,强碱(pH=12)预处理1 d后再碱性(pH=10)发酵不仅提高了发酵液SCFAs中的乙酸含量,同时增加了SCFAs中乙酸的百分比.

参考文献:

[1] 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.
SU G Q, WANG S Y, ZHENG B Y, et al. Effect of temperature and sludge concentration on hydrolysis and

acidification of waste activated sludge under alkaline condition [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(4): 1231-1236.
[2] 袁悦,彭永臻,金宝丹,等. 氢氧化镁对剩余污泥碱性发酵及脱水性能的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(7): 1790-1796.
YUAN Y, PENG Y Z, JIN B D, et al. Fermentation and dewaterability of waste activated sludge under alkaline conditions: effect of $Mg(OH)_2$ [J]. China Environmental Science, 2014, 34(7): 1790-1796.
[3] YAN S, MIYANAGA K, XING X H, et al. Succession of bacterial community and enzymatic activities of activated sludge by heat-treatment for reduction of excess sludge [J]. Biochemical Engineering Journal, 2008, 39(3): 598-603.
[4] 李晓玲,彭永臻,柴同志,等. 投碱种类和氨吹脱对污泥碱性发酵产酸的影响[J]. 中国环境科学, 2014, 34(5): 1194-1199.
LI X L, PENG Y Z, CHAI T Z, et al. The effect of alkali types and ammonia stripping on volatile fatty acids accumulation in sludge alkaline fermentation [J]. China Environmental Science, 2014, 34(5): 1194-1199.
[5] PENG Y Z, WANG X L, LI B K. Anoxic biological phosphorus uptake and the effect of excessive aeration on biological phosphorus removal in the A²O process [J]. Desalination, 2006, 189(1/2/3): 155-164.
[6] WEEMAES M P J, VERSTRAETE W H. Evaluation of current wet sludge disintegration techniques[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 1998, 73(2): 83-92.
[7] PARKIN G F, OWEN W F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges [J]. Journal of Environmental Engineering, 1986, 112(5): 867-920.
[8] MULLER J. Disintegration as a key-step in sewage sludge treatment[J]. Water Science and Technology, 2000, 41(8): 123-130.
[9] HARRISOO S T. Bacterial-cell disruption—a key unit operation in the recovery of intracellular products [J]. Biotechnology Advances, 1991, 99(2): 217-240.
[10] BROOKS R. Heat treatment of sewage sludge[J]. Water Pollution Control, 1970, 69: 92-99.
[11] CHEN Y G, JIANG S, YUAN H Y, et al. Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs [J]. Water Research, 2007, 41(3): 683-689.
[12] 袁光环,周兴求,伍健东. 酸-碱预处理促进剩余污泥厌氧消化的研究[J]. 环境科学, 2012, 33(6): 1918-1922.
YUAN G H, ZHOU X Q, WU J D. Enhancement of anaerobic digestion of excess sludge by acid-alkali

- pretreatment[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(6): 1918-1922. (in Chinese)
- [13] 肖本益, 刘俊新. 污水处理系统剩余污泥碱处理融胞效果研究[J]. *环境科学*, 2006, 27(2): 319-323.
XIAO B Y, LIU J X. Study on treatment of excess sludge under alkaline condition [J]. *Environmental Science*, 2006, 27(2): 319-323.
- [14] 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): 311-317.
- [15] 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(1): 265-275.
- [16] JENKINS D, RICHARD M G, DAIGGER G T. Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming [M]. 2ed. Boca Raton: Lewis, 1993.
- [17] 袁泉, 王淑莹, 汪传新, 等. 温度对亚硝酸盐剩余污泥发酵耦合反硝化系统性能的影响[J]. *中南大学学报 (自然科学版)*, 2013, 44(11): 4774-4780.
YUAN Q, WANG S Y, WANG C X, et al. Effect of temperature on performance of $\text{NO}_2\text{-N}$ waste activated sludge coupling with denitrification system[J]. *Journal of Central South University (Science and Technology)*, 2013, 44(11): 4774-4780.
- [18] MAITE P, WANG Q L, YE L, et al. Improving secondary sludge biodegradability using free nitrous acid treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 116: 92-98.
- [19] ANDREASEN K, PETRESEN G, THOMSEN H, et al. Reduction of nutrient emission by sludge hydrolysis[J]. *Water Science and Technology*, 1997, 35(10): 79-85.
- [20] 连祥. 工业微生物学实验技术[M]. 天津: 天津科学技术出版社, 1992.
- [21] 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]. *环境科学学报*, 2013, 33(2): 458-463.
CHEN H L, YAN Y Y, HE Q B, et al. Effect and optimization of acid-base method in pretreating sludge with low organic content [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(2): 458-463.
- [22] FENG L Y, CHEN Y G, ZHENG X. Enhancement of waste activated sludge protein conversion and volatile fatty acids accumulation during waste activated sludge anaerobic fermentation by carbohydrate substrate addition; the effect of pH[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(12): 4373-4380.
- [23] 杨雪. 强化污泥厌氧发酵产酸的效能及发酵液碳源的利用研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2012.
YANG X. Enhancements of fermentated volatile fatty acids producing by wasted activated sludge and recovery of fermentation liquid [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2012.
- [24] DIMOCK R, MORGENROTH E. The influence of particle size on microbial hydrolysis of protein particles in activated sludge[J]. *Water Research*, 2006, 40(10): 2064-2074.
- [25] WEISS M, MANNEBERG M, JURANVILLE J F, 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.
- [26] 高永青, 彭永臻, 王建龙, 等. 剩余污泥水解酸化过程中胞外聚合物的影响因素研究[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(1): 58-63.
GAO Y Q, PENG Y Z, WANG J L, et al. Influential factors of extracellular polymer substances in activated sludge hydrolysis and acidification [J]. *China Environmental Science*, 2010, 30(1): 58-63.
- [27] 苑宏英, 宋建阳, 吴丽杰, 等. 酸碱调节对混合污泥中有机质溶出的影响[J]. *中国给水排水*, 2013, 29(19): 113-116.
YUAN H Y, SONG J Y, WU L J, et al. Impact of adjusting mixed sludge with acid and alkali on dissolution of organic matter[J]. *China Water & Wastewater*, 2013, 29(19): 113-116.
- [28] GARCIA J L, PATEL B K, OLLIVIER B. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of eethanogenic archaea[J]. *Anaerobe*, 2000, 6(4): 205-226.
- [29] BRAUER S L, CADILLO-QUIROZ H, YASHIRO E, et al. Isolation of a novel acidiphilic methanogen from an acidic peat bog[J]. *Nature*, 2006, 442(7099): 192-194.
- [30] 康晓荣, 张光明, 刘亚利, 等. 碱调理超声破解污泥产酸及生物群落研究[J]. *中国给水排水*, 2013, 29(7): 82-92.
KANG X R, ZHANG G M, LIU Y L, et al. Microbial structure and volatile fatty acids accumulation with ultrasonic pretreatment under alkaline regulation [J]. *China Water & Wastewater*, 2013, 29(7): 82-92.
- [31] ELEFSINIOTIS P, WAREHAM D G, SMITH M O. Use of volatile fatty acids from an acid-phase digester for denitrification[J]. *Journal of Biotechnology*, 2004, 114(3): 289-297.

(责任编辑 张 蕾)