

氢氧化镁对剩余污泥碱性发酵及脱水性能的影响

袁 悦,彭永臻*,金宝丹,王 博,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: 剩余污泥厌氧发酵可产生短链脂肪酸(SCFAs)发酵液用作碳源时,可改善污水脱氮除磷效果,但发酵液中的氮磷会增加污水厂的氮磷负荷.此研究分别采用 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 和 NaOH 调节剩余污泥厌氧发酵时的 pH 值,考察 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 能否促进剩余污泥碱性发酵同时去除发酵液中的氨氮和磷,及其对发酵后污泥脱水性能的影响.结果表明: $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 可促进剩余污泥碱性发酵,发酵液最大 SCFAs 含量为 2336.3mgCOD/L,同时 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 能去除发酵液中的磷,在发酵的第 4d,其磷含量接近 0; $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节碱性发酵后的剩余污泥脱水性能优于 NaOH 调节的,前者剩余污泥毛细吸水时间(CST)较后者短 42.3s.

关键词: 剩余污泥; 发酵; 短链脂肪酸; $\text{Mg}(\text{OH})_2$; $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$; 脱水性

中图分类号: X703

文献标识码: A

文章编号: 1000-6923(2014)07-1790-07

Fermentation and dewaterability of waste activated sludge under alkaline conditions: Effect of $\text{Mg}(\text{OH})_2$. YUAN Yue, PENG Yong-zhen*, JIN Bao-dan, WANG Bo, WANG Shu-ying (Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Engineering Research Center of Beijing, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China). *China Environmental Science*, 2014,34(7): 1790~1796

Abstract: Waste activated sludge anaerobic fermentation can produce short chain fatty acids (SCFAs), which can improve nitrogen and phosphate removal efficiency after being used as carbon source. However, the nitrogen and phosphorus in the fermentation liquor can place extra burden on waste water treatment plant. This study used $\text{Mg}(\text{OH})_2$ to control the pH of fermentation, by contrast NaOH was also used. Then we tested if the $\text{Mg}(\text{OH})_2$ could realize waste activated sludge fermentation and remove the $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ from fermentation liquor at the same time, moreover, the dewaterability of fermented sludge was also investigated. The results showed that $\text{Mg}(\text{OH})_2$ could promote waste activated sludge fermentation with 2336.3mgCOD/L SCFAs in fermentation liquor. Also $\text{Mg}(\text{OH})_2$ could remove the $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ from fermentation liquor, which reached to nearly zero on fourth day. At last, the dewaterability of waste activated sludge after being fermented in $\text{Mg}(\text{OH})_2$ group was better than that in NaOH group. The former waste activated sludge capillary suction time (CST) was shorter of 42.3s than the latter.

Key words: waste activated sludge; fermentation; SCFAs; $\text{Mg}(\text{OH})_2$; $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$; dewaterability

城市生活污水采用生物营养物去除(BNR)系统处理时,一方面由于污水中 C/N 低反硝化过程和释磷过程缺乏碳源而不能很好的进行,另一方面会产生大量的剩余污泥,不但处理起来困难^[1],而且其成分复杂,含有大量有毒有害物质,对周围环境造成严重的污染.污泥中的有机成分很高,蛋白质、碳水化合物是主要成分^[2],通过剩余污泥发酵产酸为 BNR 系统提供有机碳源备受关注^[3-6].剩余污泥经过厌氧水解发酵后能产生短链脂肪酸,这样既实现污泥减量,减少对周围环境的污染,又能为污水厂生物营养物去除(BNR)

系统提供碳源^[7-9].现有研究学者在不同 pH 值条件下实现剩余污泥水解发酵产酸过程,结果表明,剩余污泥在碱性条件下的产酸量高于酸性、中性条件^[9].然而,剩余污泥在进行厌氧碱性发酵时会释放出高浓度的氨氮和磷^[10-11],那么直接使用发酵液作为生物营养物去除(BNR)系统的碳源时,无疑给工艺增加了氮磷负荷,因此除去发酵液中

收稿日期: 2013-10-30

基金项目: 国家“863”计划项目(2012AA063406);北京市教委科技创新平台项目

* 责任作者, 教授, pyz@bjut.edu.cn

的氨氮和磷变得很有意义.

$\text{Mg}(\text{OH})_2$ 在纯水中溶解性差(0.0012g/100g), 很难电离出 OH^- , 但是从反应平衡角度分析, $\text{Mg}^{2+} + \text{NH}_4^+ + \text{PO}_4^{3-} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O} \downarrow$ 不断发生时 Mg^{2+} 减少, 这样促进了 $\text{Mg}(\text{OH})_2 \rightarrow \text{Mg}^{2+} + 2\text{OH}^-$ 的进行, 进而电离出 OH^- . 另外, 目前去除发酵液中氨氮和磷常采用沉淀法, 即: $\text{Mg}^{2+} + \text{NH}_4^+ + \text{PO}_4^{3-} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O} \downarrow$, 沉淀法具有相对简单、快速的优点, 并且生成的沉淀物鸟粪石(MAP)是一种优质肥料. 可是大多研究都先进行剩余污泥发酵产酸, 然后提取发酵液再进行去除发酵液中的氨氮、磷, 也就是说两个过程是分开的. 本试验的出发点是使两过程能够同时进行, 即用溶解性差的 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节剩余污泥发酵时的 pH 值, 考察其对剩余污泥厌氧发酵及脱水性能的影响, 以期探求一种既促进剩余水解发酵同时又去除发酵液中氨氮和磷的方法.

1 材料与方法

1.1 试验材料

本试验反应器材料为有机玻璃, 如图 1. 有效容积 2.5L, 内有转子和 pH 值探头, 采用磁力搅拌器调节转速(500r/min), 放置于(33±0.5)℃的恒温箱中.

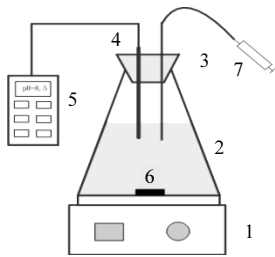


图 1 试验装置

Fig.1 Reactor of test

1.磁力搅拌器;2.玻璃容器;3.橡胶塞;4.pH 值探头;5.pH 在线测定
仪;6.转子;7.注射器(取样)

剩余污泥取自以实际生活污水为处理对象的中试 SBR 反应器, 取出的泥在室温下用蒸馏水淘洗 3 次. 洗后的污泥主要成分如表 1.

表 1 试验用剩余污泥性质(mg/L)

Table 1 Characterisstsics of sewage sludge after
sedimentation(mg/L)

TSS	VSS	SCOD	TCOD	SCFAs	SC	SP
9306	8072	97.6	10870	52.7	2.3	7.4

注: TSS为污泥中悬浮物固体浓度,VSS为污泥中挥发性悬浮物固体浓度,SCOD为可溶性COD,TCOD为剩余污泥总COD, SCFAs为短链脂肪酸,SC为可溶性多糖,SP为可溶性蛋白质

1.2 试验方法

淘洗后的剩余污泥均匀搅拌, 等体积(2.5L) 的加入到 1 号、2 号、3 号、4 号反应器,(1 号、2 号是两个平行试验,3 号、4 号是两个平行试验), 并将其置于磁力搅拌器上, 其中 1 号、2 号用 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节 pH 值, 3 号、4 号用 NaOH 调节. 每个反应器吹氮气 3min, 去除反应器中的溶解氧, 保持厌氧环境. 反应期间, 为了保证各反应器的 pH 值保持在 8.5, 1 号、2 号用 1mol/L $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 和 2mol/L HCl 调节, 3 号、4 号用 2mol/L NaOH 和 2mol/L HCl 调节. 取样周期为一天, 取出的水样在转速为 4000r/min 的离心机中离心 10min, 然后用 0.45μm 的滤膜抽滤, 滤液用来分析各项指标, 过滤后的水样立即测定. 剩余污泥发酵结束后, 取 5mL 泥样摇匀测定 CST. 最终数据为每组平行试验的平均值.

为验证 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 水解产生的 Mg^{2+} 是否增加了蛋白酶的活性测定了两组反应器中蛋白酶的活性.

1.3 分析方法

TSS、VSS 采用称重法测定.TCOD、SCOD 采用 5B-3(B)型 COD 快速测仪, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂比色法, $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 采用钼锑抗分光光度法, SC 采用苯酚—硫酸比色法, SP 采用 Lowry—Folin 试剂法, SCFAs 采用 Agilent7890A 气相色谱仪测定, FID 检测器, 色谱柱型号及尺寸: 30m×0.53mm×0.001mm, N2 为载气, 载气流量为 20mL/min, 进样口和检测器分别维持在 220℃和 250℃, 烘箱起始温度为 80℃, 最后升温至 240℃, 进样体积 2μL. CST 采用毛细吸水测定仪 (304M 型, Triton Electronics), 蛋白酶活性采用分光光度计法^[12], 取污泥 3mL, 加入 1mL 的偶氮酪蛋白

(0.5%)1mL,然后将混合液在 37℃下培养 90min,之后加入 2mL 的三氯乙酸(10%)终止反应,离心取上清液 2mL,加入 2mol/L 的 NaOH 于 440nm 波长处比色.采用 WTWpH/Oxi340i 测定仪测定 pH 值,DO 和温度.

2 结果与讨论

2.1 剩余污泥的水解

SCOD 浓度的变化可表征污泥水解过程^[13],图 2 为两组反应器水解过程中 SCOD 浓度变化的情况.显然,两组都产生了大量的 SCOD.在 0~4d 随着水解过程的进行,SCOD 浓度都表现出增长的趋势,第 4d Mg(OH)₂ 组和 NaOH 组的 SCOD 浓度都达到最大值,分别为 3833.1mg/L、3960.6mg/L,说明反应器中有越来越多的可溶性有机物.污泥水解程度可以用溶液中的 SCOD 产率表征^[9],即 $\rho_{\text{SCOD}}/\rho_{\text{TCOD}}$ 的值,反应进行到第 4d 时,两组反应器的 SCOD 产率分别为 41.2%、42.6%.在发酵的第 5d 和第 6d,两组反应器中的 SCOD 浓度基本稳定.显然,Mg(OH)₂ 达到了促进剩余污泥水解的目的.虽 Mg(OH)₂ 在水中溶解性小,但此处方程式 $\text{Mg(OH)}_2 \rightarrow \text{Mg}^{2+} + 2\text{OH}^-$ 能顺利进行,进而使得微生物在碱性环境下发生细胞破壁,胞内有机物溶出并进一步转化为可溶性有机物,最终表现出 SCOD 的增加.

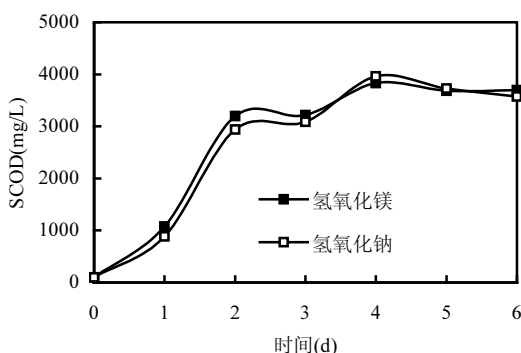


图 2 不同碱与发酵时间对 SCOD 的影响

Fig.2 Effect of different bases and fermentation time on SOD production

2.2 剩余污泥水解产生的溶解性蛋白质和多糖

研究表明,蛋白质、多糖是剩余污泥的主要组成部分^[14].图 3 为两组反应器中溶解性蛋白质和多糖浓度随发酵时间变化的情况.

数据显示,0~2d 溶解性蛋白质和多糖呈现上升,这是因为蛋白质和多糖是 EPS 的主要组成部分^[15],碱性条件强碱性条件有利于多糖、蛋白质等有机物与生物体剥离^[16].因此水中蛋白质和多糖的溶解度增加.从图看,2~6d 蛋白质和多糖表现出波动的趋势,原因是溶解性蛋白质和多糖浓度是释放量和被降解量之间的一个净平衡,当降解速率超过释放速率,其含量就表现下降的趋势,当释放速率超过降解速率,其含量就表现上升的趋势最终两组蛋白质的浓度接近,维持在 600mg/L 左右,Mg(OH)₂ 组多糖含量维持在 400mg/L 左右,NaOH 组多糖含量维持在 300mg/L 左右.这说明,碱的存在促使蛋白质和多糖脱离污泥颗粒并溶解到液相中,从而为产酸菌提供了丰富的发酵底物.

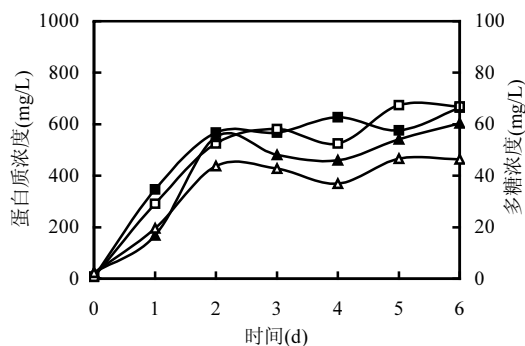


图 3 不同碱与发酵时间对溶解性蛋白质和多糖浓度的影响

Fig.3 Effect of different bases and fermentation time on soluble protein and carbohydrate concentrations

—■— 氢氧化镁(蛋白质) —□— 氢氧化钠(蛋白质)
—▲— 氢氧化镁(多糖) —△— 氢氧化钠(多糖)

2.3 剩余污泥厌氧发酵产生的 SCFAs

图 4 为两组反应器中 SCFAs 浓度变化情况.从图可看出,两组反应器中 SCFAs 浓度变化趋势基本相同,都是先快速增加最后稳定.NaOH 组和 Mg(OH)₂ 组分别在第 4d 和第 5d 达到最大值,对应的最大值分别为 2289.6mgCOD/L、2336.3mgCOD/L.在

0~4d, $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 组 SCFAs 浓度略高于 NaOH 组的, 这和两组的 SCOD 浓度变化一致, 此外 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 组在 1~2d 表现出最大增长速率, 其值为 $1244.6\text{mgCOD}/(\text{L}\cdot\text{d})$, 而 NaOH 组在 1~2d 的 SCFAs 增长速率为 $1000.8\text{mgCOD}/(\text{L}\cdot\text{d})$, 小于 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 组第 2d 的增长速率, 原因是 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 组所用的 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 增加了剩余污泥的水解速率, 产生了大量酸化过程可以使用的可溶性底物. 在反应进行的第 5d 和第 6d, 两组反应器中的 SCFAs 含量基本维持不变. 这说明, 溶解性差的 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 也能使剩余污泥碱性发酵产生大量的 SCFAs.

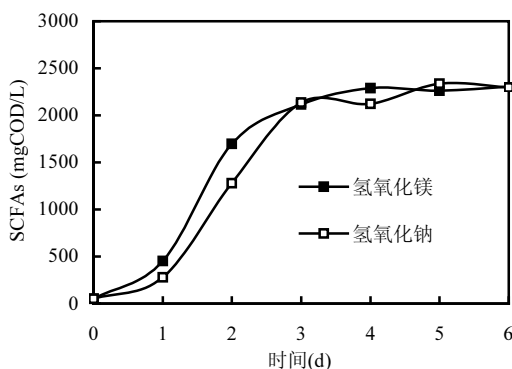


图 4 不同碱与发酵时间对 SCFAs 的影响

Fig.4 Effect of different bases and fermentation time on SCFAs production

短链脂肪酸($\text{C}_2\sim\text{C}_5$)通常是污泥酸化的主要产物. 乙酸、丙酸、丁酸、异丁酸、戊酸、异戊酸可以直接从多糖、蛋白质和脂肪的发酵中形成. 在此研究中, 对每组实验中产生的上述 6 种酸都做了检测. 表 2 总结了第 5d 时的 6 种酸占各自总 SCFAs 的比例. 从表中可以看出, 两组反应器中 6 种酸所占的比例几乎相同, 乙酸都是 SCFAs 的主要组成部分, 所占的比例分别是 40%、37.5%.

表 2 第 5d 两组中每种酸占总产酸量的比例(%)

Table 2 Percentage of individual VFA accounted for total VFAs on fifth day in two groups(%)

组别	乙酸	丙酸	异丁酸	丁酸	异戊酸	戊酸
$\text{Mg}(\text{OH})_2$	40	15	8	16	14	7
NaOH	38	17	8	12	17	7

2.4 发酵液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度

剩余污泥厌氧发酵会释放大量的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$. 图 5 和图 6 分别表示发酵液中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度(图 5)和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度. $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度明显高于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度, Banister 等^[17]在研究初沉泥发酵时, 发酵液中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度也是明显高于 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度.

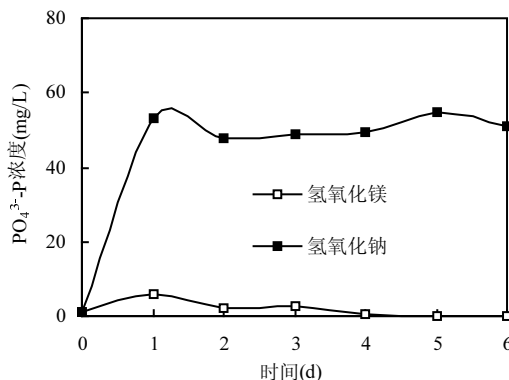


图 5 不同发酵液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度

Fig.5 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ concentration in different fermentation liquor

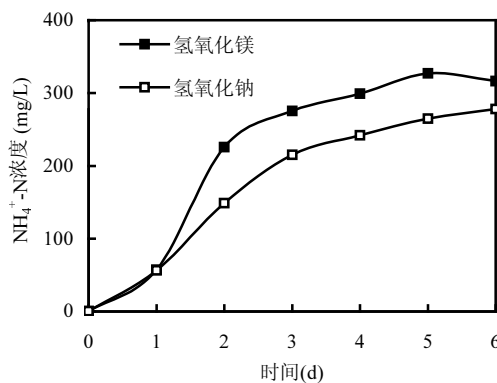


图 6 不同发酵液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度

Fig.6 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration in different fermentation liquor

图 5 数据明显表明, 加 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 的发酵液中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度远低于加 NaOH 的. 从反应的第 1d 开始, 加入 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 的发酵液中释放出来的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 就开始被去除, 在第 4d 已接近 0. 而加 NaOH 的发酵液中的 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度在第 1d 就达

到 53.3mg/L,此后一直维持较高的浓度.这是因为前者存在的 Mg^{2+} 和 NH_4^+-N ,使得 $PO_4^{3-}-P$ 能以沉淀的形式去除,而后者不能.因此把加 $Mg(OH)_2$ 的发酵液作为生物除磷系统的碳源时,不仅可以提供丰富的碳源而且不会增加系统磷负荷.

蛋白质在蛋白酶的作用下水解成 NH_4^+-N .图 6 数据显示,两组实验的 NH_4^+-N 释放量逐渐增加, $Mg(OH)_2$ 组的 NH_4^+-N 浓度在第 5d 达到最大值 (326.8mg/L),而第 6d 有略微的下降 (316.2mg/L),可能是因为碱性条件使得 NH_4^+ 变成 NH_3 挥发,而 NaOH 组的 NH_4^+-N 浓度一直是上升的趋势,第 6d 达到最大值 (278.2mg/L).但是两组实验中, NH_4^+-N 增长速率都表现出慢快慢的趋势,1~2d 的增长速率达到最大,分别为 168.5,92.7mg/(L·d).

图 6 数据还显示, $Mg(OH)_2$ 组的 NH_4^+-N 浓度高于 NaOH 组的.一方面可能是加入的 $Mg(OH)_2$ 水解产生的 Mg^{2+} 增加了蛋白酶的活性,释放大量的 NH_4^+-N ,最终 NH_4^+-N 浓度上升.另一方面可能是加 $Mg(OH)_2$ 的发酵液中的 $PO_4^{3-}-P$ 只有小部分或者没有以鸟粪石的形式去除.

为了验证加 $Mg(OH)_2$ 水解产生的 Mg^{2+} 是否增加了水解酶的活性,本实验测定了两组试验中蛋白酶的活性.从表 3 可以看出, $Mg(OH)_2$ 组蛋白酶活性高于 NaOH 组的,那么蛋白质在蛋白酶作用下水解生成 NH_4^+-N 时,蛋白酶活性高的 $Mg(OH)_2$ 组就会有较多的 NH_4^+-N 生成,这与其 NH_4^+-N 浓度高于 NaOH 组相吻合.

表 3 两组的蛋白酶活性比[$Mg(OH)_2$ /NaOH]

Table 3 The ratio of proteinase activity in two groups						
时间(d)	1	2	3	4	5	6
蛋白酶活性比	1.01	1.09	1.27	1.60	1.60	1.89

本试验难于将沉淀物和污泥分离开,为进一步考察有无 MAP 生成及其生成量,试着在光学显微镜下观察了两组泥样.图 7 是 MAP 显微镜照片^[18],图 8、图 9 是 100 倍光学显微镜下拍摄的 2 组剩余污泥.对照图 7 可以看出,加 $Mg(OH)_2$ 的剩

余污泥中有少量 MAP 形成,而加 NaOH 的剩余污泥中几乎无沉淀形成,只有分散的污泥絮体. MAP 的生成理论上需要 $Mg^{2+}:NH_4^+-N:PO_4^{3-}-P=1:1:1$,本试验中当 $PO_4^{3-}-P$ 浓度低时,只会生成少量的 MAP,当 $PO_4^{3-}-P$ 浓度降为 0 时,就不会再生成 MAP.

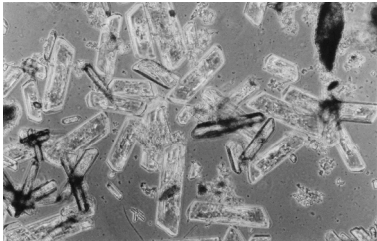


图 7 MAP 显微镜照片^[18]
Fig.7 Photomicrograph of MAP^[18]

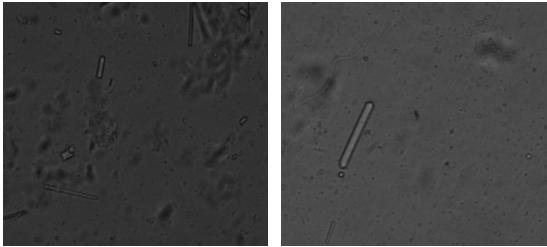


图 8 加 $Mg(OH)_2$ 的剩余污泥显微镜照片(×100)
Fig.8 Photomicrograph of WAS with $Mg(OH)_2$ (×100)

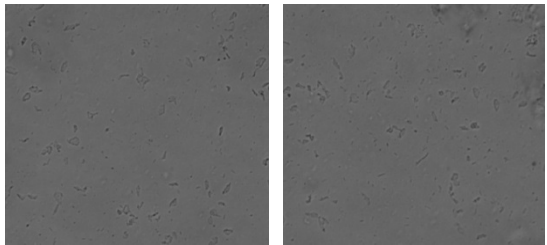


图 9 加 NaOH 的剩余污泥显微镜照片(×100)
Fig.9 Photomicrograph of WAS with NaOH(×100)

因此,水解产生的 Mg^{2+} 增加蛋白酶的活性和少量 MAP 形成是导致 $Mg(OH)_2$ 组的 NH_4^+-N 浓度高于 NaOH 组的两个主要原因.

2.5 发酵液提供的净碳源(SCOD)含量

从以上数据可看出两组发酵液中释放了不同浓度的氮磷.用 $Mg(OH)_2$ 调节剩余污泥碱性发酵,其发酵液中 $PO_4^{3-}-P$ 含量降为 0,但释放了较

高浓度的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 而剩余污泥通过 NaOH 调节进行碱性发酵的发酵液中 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 含量虽高于 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 组的, 但是 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量相对较低. 氮磷的去除会消耗 SCOD . 因此, 需对去除自身产生的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 后所能提供的净碳源做进一步经济分析, 比较何种物质调节剩余污泥发酵能产生更多的净碳源.

从图 2 中可以看出, 在发酵第 4d 两组发酵液中 SCOD 分别达到最大. 选择 SCOD 达到最大的发酵液做碳源符合实际情况, 因此通过此时两组发酵液的各个指标比较其碳源的净产量.

表 4 为第 4d 两组发酵液中 SCOD 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 的浓度. 去除 1mg 氮需要 1.72~2.85mgCOD, 去除 1mg 磷需要 6~9mgCOD^[19]. 那么 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 组去除自身产生的氮磷需要消耗 1295.6~2145.3mgCOD, 而 NaOH 组除去自身产生的氮磷需要消耗 1783.5~2838.8mgCOD. 因此碳源净产量 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 组为 7437.5~8287.2mgCOD, NaOH 组为 7062.7~8118.0mgCOD. 因此用 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节剩余污泥发酵较 NaOH 产生更多的净碳源.

表 4 第 4d 发酵液中 SCOD 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度
Table 4 Concentrations of SCOD 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ in different fermentation on fourth day

组别	$\text{SCOD}(\text{mg/L})$	$\text{NH}_4^+\text{-N}(\text{mg/L})$	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}(\text{mg/L})$
$\text{Mg}(\text{OH})_2$	3833.1	299.2	0.6
NaOH	3960.6	242.1	49.5

2.6 污泥脱水性能

污泥脱水性能对于污泥处理是一个重要的参数, 脱水性好, 既可以使污泥体积大大减少又能提高脱水效率. 常用毛细吸水时间 CST 表征污泥脱水性能, CST 短表示脱水性好, CST 长表示脱水性差. 试验进行到第 6d 时, 用 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节剩余污泥发酵后的 CST 为 81.9s, 用 NaOH 调节剩余污泥发酵后的 CST 为 124.2s, 显然前者较后者少用 42.3s, 那么在对两组发酵后的污泥进行后续脱水处理时, 前者的脱水效率要高于后者. 研究表明, 二价阳离子能中和胶体表面的负电荷且在污泥颗粒直接起到架桥的作用, 压缩污泥表面的

双电层, 而一价阳离子没有这些功能. 因此, 投加 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 会改善发酵污泥的脱水性正是因为电离的 Mg^{2+} 能中和胶体表面较多的负电荷, 在污泥絮体之间起到良好的吸附架桥作用, 有利于污泥脱水.

3 结论

3.1 用 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节剩余污泥碱性发酵, 其促进了剩余污泥的水解, 为产酸菌提供了丰富的发酵底物, 进而发酵液中有大量短链脂肪酸生成, 第 5d 发酵液中的 SCFAs 达到最大值 2336.3mgCOD/L.

3.2 用 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节剩余污泥碱性发酵产生的发酵液在第 5d 磷含量为 0, 因此用此发酵液作为生物除磷系统的碳源时, 不会增加系统的磷负荷.

3.3 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 组发酵液中有较高浓度的氨氮.

3.4 用 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节剩余污泥发酵较 NaOH 产生更多的净碳源.

3.5 通过投加 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 调节发酵过程的 pH 值, 可以改善发酵污泥脱水性能.

参考文献:

- [1] Wei Y S, Van Houten R T, Borger A R, et al. Comparison performances of membrane bioreactor and conventional activated sludge processes on sludge reduction induced by Oligochaete [J]. Environmental Science and Technology, 2003, 37(14): 3171-3180.
- [2] Djafer M, Luck F, Rose J P, et al. Transforming sludge into a recyclable and valuable carbon source by wet air oxidation [J]. Water Science and Technology, 2000, 41(8): 77-83.
- [3] Bouzas A, Ribes J, Ferrer J, et al. Fermentation and elutriation of primary sludge: Effect of SRT on process performance [J]. Water Research, 2007, 41(4): 747-756.
- [4] Mahmoud N, Zeeman G, Gijzen H, et al. Anaerobic stabilisation and conversion of biopolymers in primary sludge - effect of temperature and sludge retention time [J]. Water Research, 2004, 38(4): 983-991.
- [5] Ucisik A S, Henze M. Biological hydrolysis and acidification of sludge under anaerobic conditions: The effect of sludge type and origin on the production and composition of volatile fatty acids [J]. Water Research, 2008, 42(14): 3729-3738.
- [6] 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.
- [7] 高永青,彭永臻,王淑莹,等.污泥水解酸化液用作 A2/O 系统脱氮除磷碳源的研究 [J]. *中国给水排水*, 2009,25(17):23-27.
- [8] Tong J, Chen Y G. Recovery of nitrogen and phosphorus from alkaline fermentation liquid of waste activated sludge and application of the fermentation liquid to promote biological municipal wastewater treatment [J]. *Water Research*, 2009,43(12): 2969-2976.
- [9] 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.
- [10] Tong J, Chen Y G. Enhanced biological phosphorus removal driven by short-chain fatty acids produced from waste activated sludge alkaline fermentation [J]. *Environmental Science and Technology*, 2007,41(20):7126-7130.
- [11] Li X, Chen H, Hu L F, et al. Pilot-scale waste activated sludge alkaline fermentation, fermentation liquid separation and application of fermentation liquid to improve biological nutrient removal [J]. *Environmental Science and Technology*, 2011,45(5): 1834-1839.
- [12] Goel R, Mino T, Satoh H, et al. Enzyme activities under anaerobic and aerobic conditions inactivated sludge sequencing batch reactor [J]. *Water Research*, 1998,32(7):2081-2088.
- [13] Andreassen K, Petersen G, Thomsen H, et al. Reduction of nutrient emission by sludge hydrolysis [J]. *Water Science and Technology*, 1997,35(10):79-85.
- [14] 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.
- [15] Liu H, Fang H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges [J]. *Journal of Biotechnology*, 2002, 95(3):249-256.
- [16] 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.
- [17] Banister S S, Pitman A R, Pretorius W A. The solubilisation of N and P during primary sludge acid fermentation and precipitation of the resultant P [J]. *Water Sa*, 1998,24(4):337-342.
- [18] Munch E V, Barr K. Controlled struvite crystallisation for removing phosphorus from anaerobic digester sidestreams [J]. *Water Research*, 2001,35(1):151-159.
- [19] Pitman A R, Lotter L H, Alexander W V, et al. Fermentation of raw sludge and elutriation of resultant fatty acids to promote excess biological phosphorus removal [J]. *Water Science and Technology*, 1992,25(4/5):185-194.

作者简介: 袁 悦(1988-),女,河南商丘人,博士,主要从事污水处理与水污染控制研究。

《中国环境科学》获评“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”

《中国环境科学》在武汉大学中国科学评价研究中心发布的第三届中国学术期刊评价中被评为“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”。中国学术期刊评价按照各期刊的各指标综合得分排名,将排序期刊分为 A+、A、A-、B+、B、C 6 个等级,评价的 6448 种中文学术期刊中有 1939 种学术期刊进入核心期刊区,其中权威期刊(A+)327 种,核心期刊(A)964 种,扩展核心期刊(A-)648 种。此次获得“RCCSE 中国权威学术期刊(A+)”称号的环境类期刊有 3 种。