

DOI:10.11918/j.issn.0367-6234.201710062

酸碱与农业生物质骨料对污泥脱水效能的影响

郭绍东¹, 梁恒², 瞿芳术², 朱雷¹, 汪恂¹, 李圭白²

(1. 武汉科技大学 城市建设学院, 武汉 430000; 2. 城市水资源与水环境
国家重点实验室(哈尔滨工业大学), 哈尔滨 150090)

摘要: 为改善污泥脱水性能, 在不同 pH 条件下考察 3 种农业生物质即小麦秸秆粉末(WSP)、玉米秸秆粉末(CSP)及稻壳粉末(RHP)对污泥脱水的影响。采用毛细吸吮时间(CST, t_{CS})及污泥比阻(SRF, F_{SR})等表征污泥脱水性能, 用粒径和 Zeta 电位考察污泥性质的变化, 通过离心液浊度, 胞外聚合物(EPS)含量、束缚水和泥饼结构来解释协同作用机制。实验结果显示, 当 pH 控制在 3 时, 污泥脱水效果最好, 深度脱水后泥饼含水率下降到 61.5%; 分别投加 WSP、CSP 及 RHP 时, 污泥 F_{SR} 分别下降到 7.32×10^8 , 7.41×10^8 及 8.29×10^8 s^2/g 。pH 小于 2 或 pH 从 8 升高到 11 时 t_{CS} 和 F_{SR} 都显著升高; 在投加 0.75 g/g DS WSP、CSP 及 RHP 后, 也不能改善污泥脱水效果。pH 低于 2 或者碱性条件使污泥释放更多有机物质和浊度, 污泥脱水效果恶化严重。酸及生物质改善污泥脱水性能的机理为酸(pH=3)促进污泥分解 EPS 释放束缚水, 而生物质作为骨料提供水分孔道。

关键词: 污泥脱水; 农业生物质; 酸碱条件; 骨料

中图分类号: TU992.3

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2019)02-0016-06

Effects of acid and alkali and agricultural biomass as skeleton builder on sludge dewaterability

GUO Shaodong¹, LIANG Heng², QU Fangshu², ZHU Lei¹, WANG Xun¹, LI Guibai²

(1. Urban Construction Institute, Wuhan University of Science and Technology, Wuhan 430000, China;

2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment (Harbin Institute of Technology), Harbin 150090, China)

Abstract: Three agricultural biomasses, wheat stalk powder (WSP), corn stalk powder (CSP), and rice husk powder (RHP) were used to enhance sludge dewaterability at different pH values. Capillary suction time (t_{CS}), filtration resistance (SRF, F_{SR}), etc. were used to characterize sludge dewatering performance. Sludge particle size and Zeta potential were investigated to reflect the changes of sludge properties. Turbidity, extracellular polymeric substance (EPS), bound water, and sludge cake structure were used to explain the mechanism of synergistic effect. The results showed that the optimum sludge dewatering performance was achieved when the pH value was 3 with a dewatered sludge cake moisture content of 61.5% under 2 MPa pressure. When WSP, CSP, and RHP were dosed separately, F_{SR} decreased to 7.32×10^8 , 7.41×10^8 , and 8.29×10^8 s^2/g , respectively. Sludge t_{CS} and F_{SR} increased remarkably with pH values lower than 2 or ranging from 8 to 11, and 0.75 g/g DS biomass could not improve sludge dewaterability, especially under strong alkali conditions. Strong acidity and alkali made sludge release more turbidity and organic matter which would block sludge cake and filter medium. The mechanism of acid and biomass improving the sludge dewatering performance of sludge is that acid (pH = 3) promotes sludge extracellular polymerization (EPS) decomposition, while biomass provides water pore channels for dewatering as skeleton builder.

Keywords: sludge dewatering; agriculture biomass; acid and alkali; skeleton builder

污水厂中剩余污泥产量大、含水率高, 限制了污泥后续处理处置过程。因此, 污泥脱水十分重要, 一般污泥需要经过预处理才有利于机械脱水。目前运用较多的是化学调理剂, 如芬顿试剂、过硫酸盐等,

这些物质能够破坏污泥中胞外聚合物, 同时显著提高污泥脱水性能, 然而成本较高^[1-2]。为此, 有学者研究了成本较低的酸碱对污泥脱水效果的影响^[3-4], 此外还有其他酸碱耦合方式也得到了研究, 这些方法有效改善了污泥机械脱水性能^[5-6]。然而由于污泥的高压缩性, 酸碱性条件对污泥压滤过程的改善在一定程度上还依赖其他调理剂的作用。物理调理剂可以作为骨料使污泥在较高压力下仍能保持良好的渗透孔道和结构, 加强污泥脱水效能^[7], 其中包括会与污泥产生反应的粉煤灰^[8]等, 但这类

收稿日期: 2017-10-18

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0305404)

作者简介: 郭绍东(1987—), 男, 博士, 讲师;

梁恒(1979—), 男, 教授, 博士生导师;

李圭白(1931—), 男, 博士生导师, 中国工程院院士

通信作者: 梁恒, hitliangheng@163.com

物质显著增加了污泥中灰分. 而农业生物质如稻壳、秸秆等虽不能和污泥反应, 却可作为骨料改善污泥脱水性能同时实现废弃物再利用. 目前几乎没有文献报道过农业生物质与酸碱结合用于改善污泥脱水效能, 因此, 还需深入探讨二者的协同作用.

酸碱不仅对污泥性质有明显影响, 还会对生物质中浸出的物质产生影响. 本文将研究农业生物质用作骨料在酸碱条件下对污泥脱水性能的影响及其作用效果.

表1 浓缩后污泥性质

Tab. 1 Characteristics of thickened sludge

pH	含水率/ %	毛细吸吮时间 t_{CS}/s	污泥比阻 $F_{SR}/(10^9 s^2 \cdot g^{-1})$	总悬浮固体 SS/ $(g \cdot L^{-1})$	挥发性悬浮固体 VSS/ $(g \cdot L^{-1})$
7.1 ~ 7.3	96.7 ~ 97.2	162.3	1.54 ~ 1.87	26.6 ~ 31.4	14.6 ~ 16.7

1.2 实验材料

实验选取3种农业生物质作为物理调理剂用于处理污泥, 包括小麦、玉米秸秆粉末(分别记为WSP、CSP)以及稻壳粉末(RHP), 其特性见表2. 实验前需用10目筛子将大块生物质筛除, 然后将筛选

1 实验

1.1 污泥来源

污泥取自污水厂回流污泥, 首先用30目网筛将原泥中大颗粒物质筛除, 再用自来水清洗3次, 浓缩到含水率为97%左右. 浓缩后污泥转移到4℃保存, 主要性质如表1, 同一组实验在同天时间内完成.

后生物质于60℃下干燥24h. 为确定生物质浸出液性质, 称取2g生物质置于不同pH的100mL去离子水中浸泡20min, 通过离心提取浸出液, 再用0.45 μm滤膜过滤后检测其总有机碳(TOC)、浊度及UV₂₅₄.

表2 3种生物质的特性

Tab. 2 Characteristics of the three biomasses

生物质种类	粒径/目	Zeta 电位/mV	堆密度/ $(kg \cdot m^{-3})$	热量值/ $(kJ \cdot kg^{-1})$	10 MPa 压实密度/ $(kg \cdot m^{-3})$
WSP	15	-22.0	158.3	15 928.94	1 215.8
CSP	15	-19.6	149.4	19 857.90	1 223.8
RHP	10	-28.6	318.2	19 274.60	1 046.9

1.3 酸碱条件处理过程

用盐酸和氢氧化钠来调节pH. pH取值为1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11. 生物质WSP、CSP及RHP则分别投加, 投量恒定为0.75 g/g DS(实验确定的经济投量^[9]). 操作过程如下: 用若干1L烧杯分别称取600g含水率为96.9%的污泥, 然后分成两组, 第一组只调节pH; 第二组在投加0.75 g/g DS生物质后于200 r/min转速下搅拌2min, 控制不同的pH, 此后继续搅拌15min.

1.4 EPS提取

胞外聚合物(EPS)采用热提取法提取^[10]. 检测溶解性代谢产物(SMP)、松散附着型EPS(LB-EPS)及紧密附着型EPS(TB-EPS), 以TOC计, 用总有机碳分析仪检测(multi N/C 2100, 耶拿, 德国).

1.5 深度脱水

低压脱水采取压滤方式进行: 低压脱水装置和污泥比阻检测装置一样, 将一定体积的污泥在100 kPa氮气压下压滤15min, 收集泥饼做后续检测. 深度脱水过程如下: 用无纺布包裹一定量低压脱水泥饼, 置于压片模具中, 控制压力为2MPa, 持续

脱水2min. 压缩比测试方法如下: 取视体积为 V_1 的低压脱水泥饼置入压片模具中, 控制2MPa恒定压力压缩2min, 检测泥饼被压缩后体积 V_2 , 则压缩比记为 V_2/V_1 .

1.6 其他检测方法

束缚水的检测采用膨胀计法^[11], 用二甲苯做指示剂; pH采用酸度计检测(Sartorius PB-21, 美国); 毛细吸吮时间(t_{CS})采用CST测试仪检测(Triton, 型号304M, UK); 污泥比阻(SRF, F_{SR})采用压滤法检测^[9]; 含水率采用差重法检测; 粒径采用激光粒度仪检测(Mastersizer 2000, 英国); Zeta电位采用纳米粒度电位仪检测(Sizer Nano S90, 马尔文, 英国).

2 结果与讨论

2.1 酸碱条件下生物质对污泥脱水性能的影响

不同pH下生物质对污泥脱水性能的影响如图1所示. 污泥 t_{CS} 和 F_{SR} 随着pH的升高呈现先下降后升高的趋势(分别如图1(a)和(b)所示). 当不投加生物质时, 二者最低值出现在pH为3时, 此时 t_{CS} 为67.1s, F_{SR} 从原泥的 $1.63 \times 10^9 s^2/g$ 降到 $0.99 \times$

$10^9 \text{ s}^2/\text{g}$, 低压脱水泥饼含水率(如图 1(c))也最低, 说明酸性条件能改善污泥脱水性能^[12]. 当 pH 为 1 时, t_{CS} 和 F_{SR} 反而都有较大的增长, 分别达到 120.3 s 和 $1.75 \times 10^8 \text{ s}^2/\text{g}$. 投加生物质后, pH = 3 时污泥 F_{SR} 下降更加显著, 对应 WSP、CSP 和 RHP, F_{SR} 分别为 0.73×10^9 , 0.74×10^9 和 $0.83 \times 10^9 \text{ s}^2/\text{g}$, 与原泥相比降低幅度分别达到了 51.7%, 50.5% 和 47.5%, 低压脱水泥饼含水率也有所下降. 说明生物质能加强适当酸性条件下污泥的脱水性能. 当 pH 从 8 升高到 11 且未投加生物质时, 污泥 t_{CS} 从 98.3 s 显著增加到 660 s; 当投加 0.75 g/g DS WSP、CSP 及 RHP 时, 对应的 t_{CS} 分别达到原始污泥的 9.0, 9.3 及 9.8 倍; F_{SR} 则分别达到了 1.8, 1.8 及 1.9 倍, 且 pH 越高 t_{CS} 和 F_{SR} 增加越快. 对应的低压脱水泥饼含水

率与原泥的相比也明显增加. 说明生物质不能改善碱性条件下污泥的脱水性能.

投加生物质会减少污泥中水分的相对含量, 因此, 需要考察污泥脱水滤液的体积变化, 如图 1(d) 所示. 当 pH 相同时, 生物质种类对滤液体积的影响较小. 当 pH 从 1 增长到 3 时, 滤液体积呈现增加趋势, 不投加生物质时滤液体积从 48.3 mL 增加到 55.6 mL; 而当投加 0.75 g/g DS 生物质后, 滤液体积均有更大程度的增加. 当 pH 为 11 时, 不投加生物质污泥的滤液体积降到 43.5 mL; 而当投加 0.75 g/g DS 生物质后, 滤液体积变得更低. 可见一定量的生物质可以促进 pH = 2~3 时污泥中水分排除, 但不能促进碱性时污泥中水分的分离.

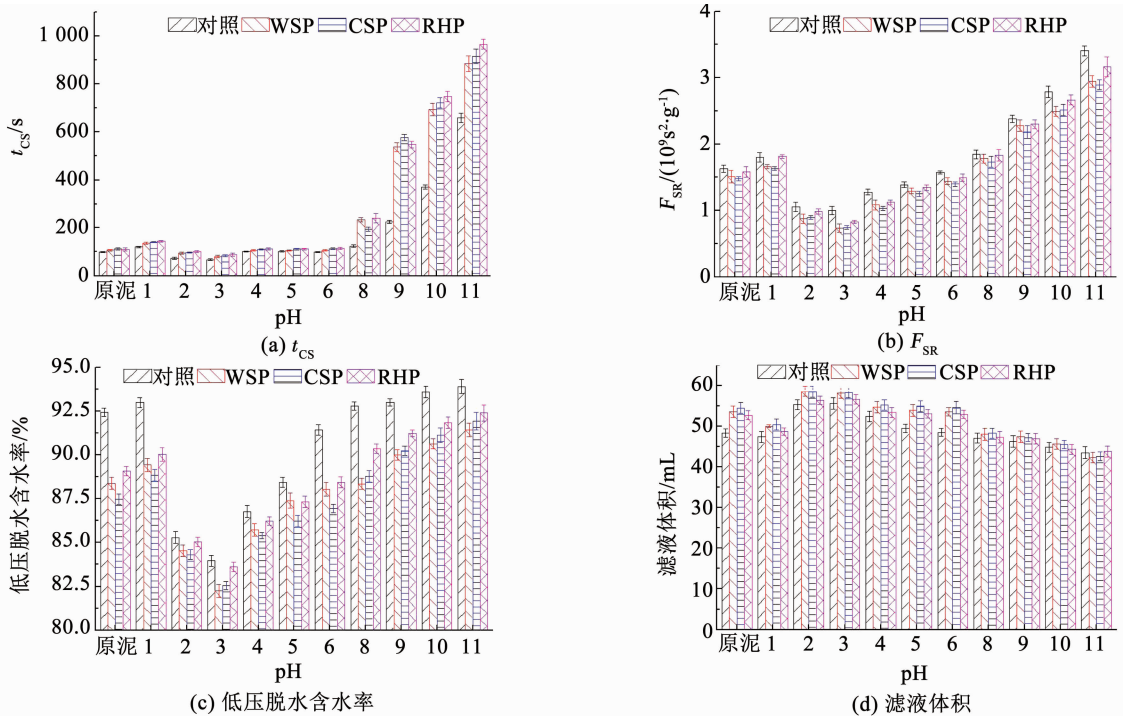


图 1 不同 pH 条件下农业生物质对污泥脱水性能的影响

Fig. 1 Effects of agriculture biomass on sludge dewaterability at different pH values

综上, 当 pH 为 2~3 时, t_{CS} 和 F_{SR} 降低, 滤液体积有所增加. 而当 pH 小于 2 时 t_{CS} 和 F_{SR} 反而增加. 因此, 合适的酸性范围能够改善污泥脱水性能. 与 Wang 等报道相似, pH 为 2.67 时能够促进污泥脱水, 污泥 F_{SR} 减少 25%^[13]. 但在碱性条件下随着 pH 的升高, 污泥 t_{CS} 和 F_{SR} 都显著增加, 此时污泥的脱水性能显著恶化. 而在投加生物质后, 与 pH = 3 时不投加生物质的污泥相比虽然 t_{CS} 有所增加, 但污泥的 F_{SR} 进一步下降, 滤液体积增加较多, 泥饼含水率也较低, 这种现象与之前的研究结果类似^[9]. 需要指出的是在强酸性或者碱性条件下即使投加了生物质, F_{SR} 也大幅度增加, 表明污泥脱水性能恶化后, 生

物质也不能再改善脱水效果. 因此, 生物质依赖其他作用才能更好地改善污泥脱水性能.

2.2 酸碱条件下生物质对脱水滤液及其性质的影响

为确定生物质和 pH 改善污泥脱水性能上分别起到的作用, 先检测了生物质在 pH 为 3 和 10 时浸出液的浊度和 TOC, 结果如图 2 所示. 当 pH = 3 时, 对同种生物质而言, 其释放的浊度有所下降; 而在 pH = 10 时, 碱促使生物质释放的浊度明显增加. 主要因为生物质在液相中呈现出了负电性, 酸性 pH 提供的 H^+ 可以通过电性中和作用使小颗粒物质附着在生物质上; 相反, 碱性 pH 提供了 OH^- , 此时负电斥力增大, 原本吸附的小颗粒也释放出来. 当

pH = 3 时, 对同种生物质而言, 其释放的 TOC 含量没有明显变化; 但当 pH 为 10 时, 释放 TOC 显著增加, 可见碱性条件使得 3 种生物质中释放了更多有机物质. 主要因为氢氧根能够使有机物质水解, 从而溶解到水中.

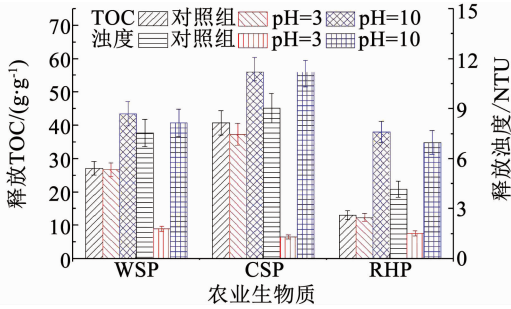


图 2 生物质浸出物质

Fig. 2 Matters leached from biomass

生物质和 pH 联合处理污泥时, 离心液的浊度如图 3(a) 所示. 当单独调节 pH 时, 各 pH 下离心液的浊度都要比原泥的大. 在酸性条件下浊度增加幅度均较小, 且在 pH = 3 时增加最少, 仅由 57.0 NTU 增加到了 76.3 NTU. 而在碱性条件下, pH 越高离心液浊度也越高, pH 为 11 时污泥离心液浊度升到 189.9 NTU, 说明污泥释放了大量的小颗粒物质. 当

投加生物质后, 离心液浊度增加更显著, 但在 pH = 3 时增加最少. pH 为 11 时, 投加 WSP、CSP 及 RHP 时浊度分别达 1 003.6, 963.3 及 942.5 NTU, 碱迫使生物质释放了更多浊度. 原因可能是 pH 从 6 降低到 1 的过程中, 虽然酸性越强污泥可能释放的颗粒也越多, 然而由于污泥的电性为负, 在 pH 降低的过程中污泥的电性升高并且由负电变成正电 (如表 3 所示), 静电斥力呈现先降低后升高的过程. 特别地, 在 pH 为 3 时污泥颗粒电性接近中性, 小颗粒聚集到污泥表面, 因此, 浊度较低. 当 pH 继续降低, 污泥的电性变为正电, 此时小颗粒间的静电排斥增强, 浊度也就升高. 而在碱性 pH 升高时污泥的负电性持续增强, 所以, 浊度呈现增长趋势. 图 3(b) 显示了不同 pH 条件下投加生物质对滤液 UV₂₅₄ 的影响. 可见 UV₂₅₄ 随着 pH 的升高先降低再升高, 酸性或碱性越强污泥释放的有机物越多. 当 pH = 1 时, 由原泥的 0.4 升高到 0.63. 而碱性 pH 下, UV₂₅₄ 增加比酸性时更明显, 当 pH 为 11 时, UV₂₅₄ 增加到了 0.78. 表明碱对污泥的破坏作用更大. 在投加 0.75 g/g DS WSP 或 CSP 之后, 滤液的 UV₂₅₄ 增加更显著, 但投加 RHP 时相对较小, 和生物质浸出液中有有机物浓度的规律一致. 主要原因是 RHP 结构比较致密且稳定, 不易被酸碱做破坏.

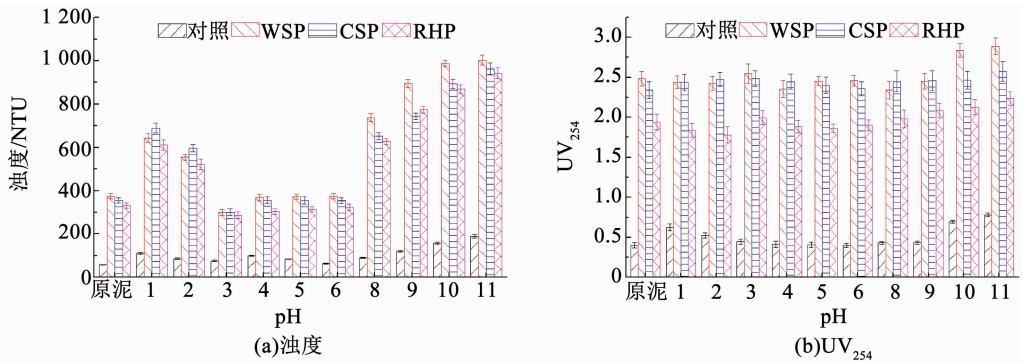


图 3 不同 pH 下生物质调理对污泥离心液浊度及滤液 UV₂₅₄ 的影响

Fig. 3 Effect of biomass on centrifugation turbidity and filtrate UV₂₅₄ under alkaline condition

表 3 污泥 Zeta 电位随 pH 的变化

Tab. 3 Variation of sludge Zeta potential with pH values

污泥样品	原泥	11	10	9	8	6	5	4	3	2	1
Zeta 电位/mV	-15.3	-25.5	-20.6	-17.3	-16.4	-13.1	-10.5	-7.9	-0.6	1.5	5.4

综上, 酸、碱性条件及生物质都会增加污泥离心液的浊度和滤液 UV₂₅₄. 当单独投加生物质调理污泥时, 污泥的 F_{SR} 和低压脱水含水率都有所降低, 滤液体积有所升高 (如图 1), 可见生物质中释放的物质对污泥脱水性能基本没有影响, 原因可能是这些物质更容易溶于水且颗粒微小; 而调节污泥 pH 到强酸或碱性时, 污泥 t_{CS} 和 F_{SR} 都显著增加, 说明强酸或

碱迫使污泥释放的物质对污泥脱水性能的影响较大, 可能是这些物质会堵塞过滤介质及泥饼中的水分通道从而阻碍水分的滤过, 使得脱水性能变差.

2.3 酸碱作用与生物质对污泥脱水的作用分析

2.3.1 污泥颗粒性质变化

表 3 给出不同 pH 下污泥 Zeta 电位的变化. 可见污泥负电性随着 pH 的降低而减弱, Liu 等也得到

了类似研究结果^[14]. 主要原因是酸提供的 H^+ 会中和污泥体系中的负电荷, 而碱性提供的 OH^- 则会强化污泥体系中的负电性, 此外, 碱提供的钠离子将钙离子等二价离子置换出来, 也会强化污泥的负电性. 不同 pH 条件下污泥粒径分布如图 4 和表 4 所示. 在 pH = 3 时, $d(0.1)$ 和 $d(0.5)$ 的粒径有所增大, 但增量较小, 表明有部分污泥颗粒聚集; 而 $d(0.9)$ 粒径有所减小, 表明部分粒径大的污泥絮体被破坏. 而当 pH = 10, 与原泥及 pH = 3 的污泥相比, $d(0.1)$ 、 $d(0.5)$ 及 $d(0.9)$ 均下降, 表明污泥絮体被碱破坏. 综上, pH = 3 时, 由于污泥电性趋于中性, 颗粒间静电斥力减弱, 使小颗粒污泥聚集. 而当 pH = 10 时, 污泥负电性增大, 由于颗粒间的静电斥力加强而难以聚集, 不利于污泥脱水.

表 4 不同 pH 下污泥粒径变化 μm

Tab. 4 Variation of sludge particle size with different pH values

条件	$d(0.9)$	$d(0.5)$	$d(0.1)$
原泥	139.9 ± 0.6	52.9 ± 0.2	19.4 ± 0.3
pH = 3	134.7 ± 0.7	54.7 ± 0.5	20.3 ± 0.1
pH = 10	126.5 ± 0.8	51.8 ± 0.4	19.2 ± 0.3

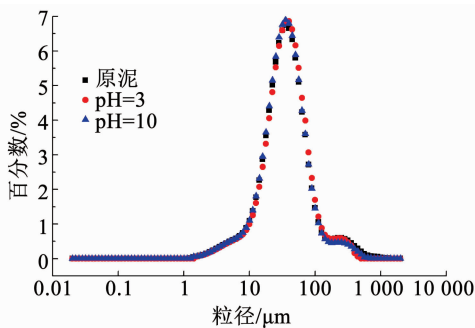


图 4 不同 pH 下污泥粒径分布

Fig. 4 Sludge particle size distribution at different pH values

2.3.2 酸碱及生物质对污泥脱水作用分析

为确定酸碱及生物质作用, 检测了深度脱水泥饼含水率, 结果如图 5 所示. pH 为 3 时, 泥饼含水率由原泥的 79.4% 下降到了 71.7%; 而再投加 WSP 后进一步降到 61.5%, 对应的压缩比则由 80.3% 降低到了 58.8%, 可见 WSP 对降低深度脱水泥饼含水率效果更加显著. Zhu 等也获得了类似的结果, 其采用超声-聚丙烯酰胺稻壳 (RH) 骨料调理污泥后, 脱水泥饼的含水率为 62.5%^[15]. 污泥中束缚水含量变化如图 5 所示, pH 为 3 时束缚水由原泥的 5.75 g/g DS 降低到了 4.01 g/g DS; 而 pH = 3 且投加 WSP 时, 降低到了 1.97 g/g DS. 当 pH 为 10 时, 深度脱水后泥饼含水率依然较高, 且束缚水含量比原泥的还要高.

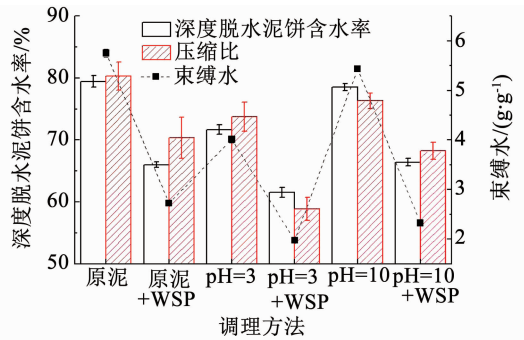


图 5 深度脱水效能及束缚水变化

Fig. 5 Deep dewatering efficiency and change of bound water

污泥中的有机物分析如图 6 所示. 当 pH = 3 时, 酸使 TB-EPS 转化为 LB-EPS 及 SMP, 释放了束缚水. 何文远等也认为适当的酸性 pH 可以促进污泥脱水^[16]. 酸能使污泥中 EPS 溶解, 此外, 污泥粒径变大、表面电荷趋向中性, 污泥的絮凝效果更好^[17]. 同时, 污泥离心液的浊度较低, 在较大压力下, 水分更容易通过过滤介质和泥饼, 固液分离效果更好. 因此, 当控制污泥 pH 为 3 时, t_{CS} 最小, 添加生物质后 F_{SR} 也达到最小, 此时深度脱水后泥饼含水率最低. 当 pH = 10 时, 氢氧根更容易溶解胞外有机物质甚至破坏细胞本身^[18]. 此时, 污泥中 SMP、LB-EPS 及 TB-EPS 含量都要高于 pH = 3 时的, 混合液中大量有机物质使污泥黏度增加^[5], 污泥变成一个稳定的胶体体系, 导致自由水分减少而束缚水分含量增加, 泥水分离效果变差. 再者, 在碱性条件下污泥离心液的浊度显著升高, 而引起浊度升高的微小颗粒会严重阻塞过滤介质及泥饼中的水分空隙, 使固液分离效果差. 此时污泥的 t_{CS} 和 F_{SR} 很高, 最终得到的深度脱水泥饼含水率较高.

污泥的内部结构扫描电镜图如图 7 所示. 原始污泥没有被破坏 (如图 7(a)), 此时污泥结构紧致, 束缚水含量高. 投加生物质后, 直接减少了束缚水的占比, 在一定程度上说明污泥中能够排除的水分比例变大; 同时在脱水过程中生物质作为骨料 (如图 7(b)), 防止过滤时泥饼被小颗粒物质堵塞, 有利于固液分离^[19], 但此时 TB-EPS 没有被降解, 束缚水难以释放, 脱水效果有限. 酸处理污泥后 EPS 减少, 同时释放了束缚水, 但此时泥饼仍容易被堵塞 (如图 7(c)); 而当污泥经过酸处理后再投加生物质, 由于生物质本身具有较大的空隙率, 当被压缩时体积明显减少, 压缩比很小; 但在较高压力下仍能保持有较多的孔道, 相对于水分子, 其内部空隙足以用于水分排除 (如图(d)). 这与 Zhu 等采用超声-聚丙烯酰胺-稻壳骨料调理污泥的分析相类似^[15], 认为污泥脱水性能的改善依赖超声破坏污泥、污泥再

絮凝以及骨料提供的空隙三者的联合效应.因此,酸和生物质调理污泥也得益于二者产生了协同作用,其中酸使得污泥释放束缚水和有机物质,而生物质作为骨料为自由水提供流通空隙.

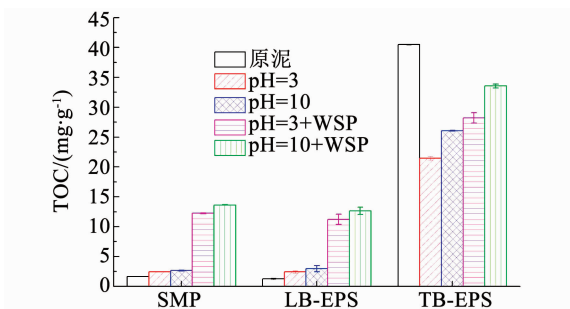


图6 污泥中有机物质分析

Fig. 6 Analysis of organic matter in sludge

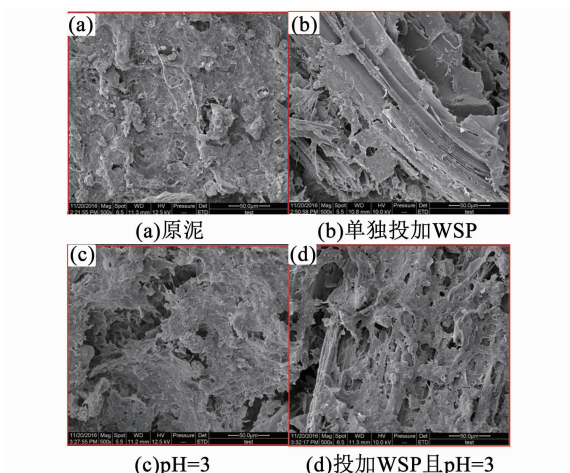


图7 污泥的SEM图

Fig. 7 SEM of sludge

3 结论

1) pH = 3 时,污泥脱水得到改善;而当 pH 小于 2 时,污泥脱水性能恶化.当 pH 为碱性时, F_{SR} 与 t_{CS} 随 pH 升高而显著增加,且泥饼含水率也增加. pH = 3 时生物质加强了污泥脱水性能,但不能改善碱性及强酸性下污泥的脱水效果.

2) 生物质显著增加了脱水滤液的浊度和有机物浓度而不影响污泥脱水性能;但 pH 小于 2 或 pH 大于 7 时促进生物质和污泥释放浊度和有机物,使脱水滤液中的有机物含量及浊度升高,污泥脱水性能变差.酸碱对污泥 Zeta 电位影响较大,而对污泥粒径分布影响较小.

3) pH = 3 且投加生物质后污泥的深度脱水含水率降低到 61.5%,且显著降低了紧密附着型胞外聚合物及束缚水含量.

参考文献

[1] HE D Q, WANG L F, JIANG H, et al. A Fenton-like process for the enhanced activated sludge dewatering[J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 272: 128. DOI:10.1016/j.cej.2015.03.034

[2] SHI Y, YANG J, MAO W, et al. Influence of Fe^{2+} -sodium persulfate on extracellular polymeric substances and dewaterability of sewage sludge[J]. Desalination and Water Treatment, 2015, 53(10): 2655. DOI:10.1080/19443994.2013.868833

[3] CHEN Y, JIANG S, YUAN H, et al. Hydrolysis and acidification of waste activated sludge at different pHs[J]. Water Research, 2007, 41(3): 683. DOI:10.1016/j.watres.2006.07.030

[4] SHAO L, HE P, YU G, et al. Effect of proteins, polysaccharides, and particle sizes on sludge dewaterability[J]. Journal of Environmental Sciences (China), 2009, 21(1): 83. DOI:10.1016/S1001-0742(09)60015-2

[5] CHEN Y, YANG H, GU G. Effect of acid and surfactant treatment on activated sludge dewatering and settling[J]. Water Research, 2001, 35(11): 2615. DOI:10.1016/S0043-1354(00)00565-0

[6] LIU X, LIU H, CHEN J, et al. Enhancement of solubilization and acidification of waste activated sludge by pretreatment[J]. Waste Management, 2008, 28(12): 2614. DOI:10.1016/j.wasman.2008.02.001

[7] QI Y, THAPA K B, HOADLEY A F A. Application of filtration aids for improving sludge dewatering properties; A review[J]. Chemical Engineering Journal, 2011, 42(41): 373. DOI:10.1016/j.cej.2011.04.060

[8] CHEN C Y, ZHANG P Y, ZENG G M, et al. Sewage sludge conditioning with coal fly ash modified by sulfuric acid[J]. Chemical Engineering Journal, 2010, 158(3): 616. DOI:10.1016/j.cej.2010.02.021

[9] GUO S, QU F, DING A, et al. Effects of agricultural waste-based conditioner on ultrasonic-aided activated sludge dewatering[J]. Res Advances, 2015, 5(54): 43065. DOI:10.1039/c5ra05743d

[10] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge[J]. Water Research, 2007, 41(5): 1022. DOI:10.1016/j.watres.2006.06.037

[11] 谢浩辉, 麻红磊, 池涌, 等. 污泥结合水测量方法和水分分布特性[J]. 浙江大学学报(工学版), 2012, 46(3): 503

XIE Haohui, MA Honglei, CHI Yong, et al. Bound water measurement methods and moisture distribution within sewage sludge[J]. Journal of Zhejiang University (Engineering Science), 2012, 46(3): 503

[12] XU G R, YAN Z C, WANG Y C, et al. Recycle of Alum recovered from water treatment sludge in chemically enhanced primary treatment[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 161(2/3): 663. DOI:10.1016/j.jhazmat.2008.04.008

[13] WONG J W C, ZHOU J, KURADE M B, et al. Influence of ferrous ions on extracellular polymeric substances content and sludge dewaterability during bioleaching[J]. Bioresource Technology, 2015, 179(179): 78. DOI:10.1016/j.biortech.2014.10.099

[14] LIU J, WEI Y, LI K, et al. Microwave-acid pretreatment: A potential process for enhancing sludge dewaterability[J]. Water Research, 2016, 90: 225. DOI:10.1016/j.watres.2015.12.012

[15] ZHU C, ZHANG P, WANG H, et al. Conditioning of sewage sludge via combined ultrasonication-flocculation-skeleton building to improve sludge dewaterability[J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2017, 40A: 353. DOI:10.1016/j.ultsonch.2017.07.028

[16] 何文远, 杨海真, 顾国维. 酸处理对活性污泥脱水性能的影响及其作用机理[J]. 环境污染与防治, 2006, 28(9): 680, 706

HE Wenyuan, YANG Haizhen, GU Guowei. Acid treatment of waste activated sludge for better dewaterability[J]. Environmental Pollution and Control, 2006, 28(9): 680, 706

[17] GUO S, LI G, QU J, et al. Improvement of acidification on dewaterability of oily sludge from flotation[J]. Chemical Engineering Journal, 2011, 168(2): 746. DOI:10.1016/j.cej.2011.01.070

[18] CHRISTENSEN M L, KEIDING K, NIELSEN P H, et al. Dewatering in biological wastewater treatment; A review[J]. Water Research, 2015, 82(s1): 14. DOI:10.1016/j.watres.2015.04.019

[19] BENTEZ J, RODRIGUEZ A, SUREZ A. Optimization technique for sewage sludge conditioning with polymer and skeleton builders[J]. Water Research, 1994, 28(10): 2067. DOI:10.1016/0043-1354(94)90016-7