

生物沥浸处理提高城市污泥脱水性能的中试研究: 批式运行模式

刘奋武, 周立祥*, 周俊, 姜峰, 王电站

(南京农业大学资源与环境科学学院环境工程系, 南京 210095)

摘要: 为了考察生物沥浸法对城市污泥脱水性能的影响, 利用一个兼有序批式与连续式运行模式、工作体积为 700 L 的生物沥浸反应器对城市污泥进行了连续 3 批生物沥浸中试研究, 并采用厢式压滤机对处理后污泥进行脱水处理。结果表明, 曝气量为 $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$, 含嗜酸性硫杆菌的酸化污泥与待处理的原始污泥体积比为 1:15 时, 在 90 h 内完成首批生物沥浸处理, 此时体系 pH 由沥浸初期的 6.11 降低至 2.33, 相应地 ORP 由初始 -134 mV 升高至 507 mV , 污泥的比阻由沥浸初期的 $1.00 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ 降低至 $0.09 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ 。后续 2 批试验在生物酸化污泥与原始污泥体积比 1:1, 而微生物营养剂投加量减少 25% 和 50% 的情况下, 生物沥浸过程可分别在 40 h 与 46 h 内完成, 污泥的比阻分别降低至 $0.19 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ 与 $0.36 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ 。3 批生物沥浸后的污泥经过厢式压滤机在 0.3~0.4 MPa 压力条件下压滤 2 h, 脱水泥饼含水率为 58%, 呈土黄色块状, 无臭味。另外, 生物沥浸后, 污泥有机质含量从原来的 52.9% 变化至 48.0%。但泥饼中重金属 Cu 与 Zn 脱除率可分别达到 58% 与 88%。因此, 生物沥浸处理后压滤脱水可同时实现污泥重金属的脱出和高效脱水的双重目标, 而且不损失污泥有机质的含量, 是一种值得工程应用的污泥处理新技术。

关键词: 城市污泥; 生物沥浸; 序批式反应器; 脱水性; 厢式压滤脱水机

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)07-2023-07

Improvement of Municipal Sewage Sludge Dewaterability by Bioleaching: A Pilot-Scale Study with Sequence Batch Reaction Model

LIU Fen-wu, ZHOU Li-xiang, ZHOU Jun, JIANG Feng, WANG Dian-zhan

(Department of Environmental Engineering, College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: To observe the bioleaching effect on sewage sludge dewaterability, three consecutive batch bioleaching experiments were conducted through a bioleaching bio-reactor with 700 L of working volume. Subsequently, the bioleached sludge was dewatered by using chamber filter press. The results show that the 1st batch bioleaching process can be finished within 90 hours if the aeration amount was $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ with the 1:15 mixing ratio of bioleached sludge to raw sludge. The pH of sludge declines from initial 6.11 to 2.33 while ORP increased from initial -134 mV to final 507 mV . The specific resistance to filtration (SRF) of the tested sludge was decreased from original $1.00 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ to final $0.09 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ after bioleaching. For the subsequent two batch trials, the bioleaching process can be finished in 40 hours and 46 hours, respectively. Likewise, sludge SRF is also significantly decreased to $0.19 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ and $0.36 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ if the mixing ratio of bioleached sludge to fresh sludge is 1:1 although the microbial nutrient substance dosage is reduced by 25% and 50% for 2nd and 3rd batch experiments, respectively. The harvested bioleached sludge from three batch trails is dewatered by chamber filter press with 0.3-0.4 MPa working pressure for 2 hours. It is found that the moisture of dewatered sludge cake can be reduced to 58%, and that the dewatered sludge cake is of khaki appearance and didn't emit any offensive odor. In addition, it is also observed that sludge organic matter only changed a bit from 52.9% to 48.0%, but 58% of sludge-borne Cu and 88% of sludge-borne Zn can be removed from sludge by bioleaching process. Therefore, dual goals for sludge-borne heavy metal removal and sludge dewatering of high efficiency can be achieved simultaneously through the approach mentioned above. Therefore, bioleaching technique is of great engineering application for the treatment of sewage sludge.

Key words: sewage sludge; bioleaching; sequence batch reaction reactor; dewaterability; chamber filter press

截止 2009 年底, 我国建成运行的污水处理厂达到近 2 000 座, 日污水处理量逾 1 亿 m^3 , 污泥的产量每年以 10% ~ 15% 的速度呈现递增趋势。目前, 污水处理厂普遍采用的污泥脱水工艺是在液态污泥中添加阳离子聚丙烯酰胺 (CPAM) 等絮凝剂后进行机械脱水, 使其成为含水量为 80% 左右的脱水污泥,

然而脱水污泥水分含量仍很高, 严重制约了污泥的

收稿日期: 2010-07-25; 修订日期: 2010-10-08

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2009AA06Z317); 国家自然科学基金项目 (20977048)

作者简介: 刘奋武 (1984 ~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为固体废物处理处置与资源化, E-mail: lfwlfw2008@sina.com

* 通讯联系人, E-mail: lxzhou@njau.edu.cn

后续处置或资源化利用。因此,对污泥实现高效脱水显得十分重要。

国内外研究者对如何提高城市污泥脱水性能做了较为广泛的研究,例如对城市污泥进行水热调理^[1,2]、化学调理($\text{FeCl}_3 + \text{CaO}$)^[3-6]、超声调理^[7,8]与微波调理^[9-10]等,以此来提高污泥的脱水性能。虽然上述不同的调理方法对污泥的脱水性能有不同程度的改善,然而仍然存在一些不足的地方。水热调理需要消耗大量的能量,同时调理后污泥脱水的滤液中含有大量的 COD 与氨氮,进而增加了脱水滤液的处理负担。化学调理虽然可以显著地改善污泥的脱水性能,然而大量无机物的引入将降低污泥干物质中有机物的含量,不利于污泥后期资源化利用。适度的超声调理与微波调理可以使污泥中微生物细胞裂解,改善污泥的脱水性能,然而如果超声与微波时间较长,将使得污泥中微小的颗粒物增加,在实际工程中堵塞滤布,反而影响污泥脱水。另外超声与微波的最佳作用时间随着污泥性质的不同也较难掌握。

近十多年来,不断发展完善起来的污泥生物沥浸(bioleaching,以前称为污泥生物淋滤或沥滤)处理技术不但能有效去除污泥中的重金属^[11-19],消除污泥恶臭与杀灭病原菌^[20],处理后污泥的脱水性能得到显著改善^[21-24],而且脱水滤液中的 COD、N、P 等营养成分却不会明显增加。同时生物沥浸过程在常温常压下进行,可操作性较强。笔者采用摇瓶试验研究表明,城市污泥经过生物沥浸调理后,污泥的比阻由原始污泥的 $3.28 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ 降低至 $0.34 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ ^[21]。脱水性能提高 10 倍。然而,目前国内外关于污泥生物沥浸研究重点仍然集中于重金属的去除方面^[11-19,25-28]。关于生物沥浸提高污泥的脱水性能的研究却相对较少,运用该方法对城市污泥进行中试脱水研究更是鲜见报道。所以,本课题组结合前期实验室研究成果,为观察中试规模上生物沥浸对城市污泥脱水性能的促进作用,利用自行设计的可进行连续处理与批式处理的 700 L 生物沥浸反应器对城市污泥进行序批式处理研究,以期在城市污泥生物沥浸法处理的工程化应用提供必要的技术支撑。

1 材料与方 法

1.1 供试污泥与接种物的制备

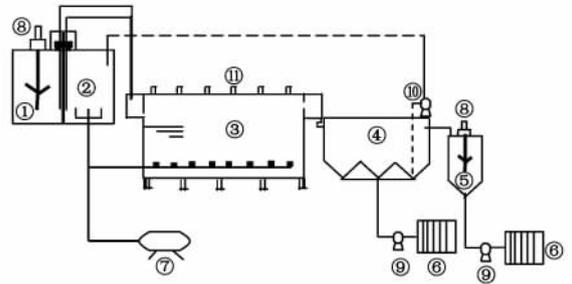
供试污泥:采自南京锁金村污水处理厂,该污水处理厂的污水处理工艺为典型的活性污泥法,污泥

未经厌氧或好氧消化处理。该浓缩液态污泥基本性质为:含固率 4.46%,pH 为 7.49,污泥比阻(γ)为 $1.70 \times 10^{13} \text{ m/kg}$,有机质占干污泥的质量分数为 52.9%,Cu 为 346.5 mg/kg(干物质计),Zn 为 2 040.7 mg/kg(干物质计)。

接种物的制备:按文献[13]在实验室主要利用氧化硫硫杆菌 *A. thiooxidans* TS6、氧化亚铁硫杆菌 *A. ferrooxidans* LX5 和其他耐酸性异养菌组成的复合菌群对城市污泥进行生物沥浸处理,培养生物酸化污泥 5 L。然后将其接种于装有 40 L 原始污泥的连续搅拌釜式反应器中,维持体系的温度在 20℃ 左右,进行生物沥浸处理 5 d,此时污泥的 pH 由原来的 6.09 降低至 2.50 左右,菌密度达到 10^8 cells/mL 左右,该酸化污泥即为中试试验的接种物。

1.2 700 L 生物沥浸反应系统

污泥生物沥浸反应系统结构示意图 1,由污泥调节池、污泥生物沥浸反应器、污泥浓缩池、重金属回收池等设施以及曝气、加热、脱水、搅拌等装置组成。



①污泥调节池,②回流污泥活化池,③生物沥浸反应器,④污泥浓缩池,⑤重金属回收池,⑥厢式压滤机,⑦风机,

⑧搅拌机,⑨隔膜泵,⑩污泥泵,⑪温控探头

图 1 700 L 污泥生物沥浸反应器结构示意图

Fig. 1 Configuration sketch map of 700 L bioleaching reactor system

生物沥浸反应器中复合微生物在曝气和投加营养物条件下与污泥作用,通过生物氧化和生物酸化的共同作用,将污泥中重金属大量溶解到液相中,同时污泥得到调理,易于沉降和脱水;处理后排出的处理污泥入浓缩池进行重力浓缩;沉淀污泥不加任何絮凝剂直接厢式压滤脱水;压滤水和沉淀池上清液中重金属用石灰水沉淀回收。主体设备生物沥浸反应器采用 8 mm PVC 板焊接而成,为长 2 000 mm × 宽 700 mm × 深 850 mm 的长矩形结构,工作体积 700 L。底部设置微孔管式曝气器,与空压机相连。上部设置活动盖板,并装有温度探头,自动调控恒温加

热系统. 下部装有排泥阀. 采用连续推流式运行模式时, ①池中的原始污泥和②池中的生物沥浸回流污泥通过计量泵连续不断泵入反应器中, 处理后污泥通过反应器末端溢流口进入污泥浓缩池④. 部分沉淀污泥回流到生物沥浸反应器前端②池中, 再进入反应器. 剩余污泥采用增强聚丙烯厢式压滤机(型号为 XMG10/800-UK, 工作压力 0.4 MPa) 压滤脱水. 本研究采用批次运行模式时, ②池停止工作, 仅①池中污泥泵入生物沥浸反应器, 反应一定时间后, 采用下部排泥阀, 排出 50% 污泥, 并进入浓缩池, 浓缩后压滤脱水. 然后继续泵入新的原始污泥至工作体积进行第 2 批处理. 并以同样的方法完成 3 批生物沥浸中试研究.

1.3 城市污泥生物沥浸中试试验方法

在上述生物沥浸反应器中, 将 45 L 前期已驯化好接种污泥接入 655 L 新鲜的城市污泥中, 并添加少量的含有亚铁等多种物质的微生物复合营养剂 5.6 kg (相当于 8 g/L). 温度 28℃、曝气量为 1.2 m³/h. 生物沥浸过程中, 定时监测生物沥浸体系污泥的 pH、ORP、Fe²⁺ 的氧化率. 当生物沥浸体系能源物质亚铁的氧化趋于完全时, 结束第 1 批生物沥浸过程, 通过排泥阀排出 350 L 沥浸后的污泥. 后将等体积的新鲜原始污泥泵入反应器继续进行第 2 批次生物沥浸试验, 添加微生物营养剂 2.1 kg (相当于 6 g/L), 其他条件均保持不变. 按同样的方法继续进行第 3 批生物沥浸试验, 微生物营养剂添加量降低至 1.4 kg (相当于 4 g/L). 对各批次生物沥浸后的污泥进行沉降性能、脱水性能(以比阻 SRF) 测试. 将 3 批生物沥浸过程中产生的酸化污泥 1 400 L 集中收集, 通过增强聚丙烯厢式压滤机压滤脱水, 记录污泥压滤脱水时所需压力、测定脱水泥饼的含水率及固体回收率. 同时测定脱水泥饼中重金属 Cu、Zn 的含量(干物质计).

1.4 测定方法

采用 pHS-2TC 精密 pH 计(浙江海天电子仪器厂)测定污泥的 pH 与 ORP 值; 沥浸体系中 Fe²⁺ 的测定采用邻菲罗啉分光光度法. 污泥的比阻(SRF)采用布氏漏斗-真空抽滤法测定^[29]. 污泥沉降性能测试: 250 mL 沥浸后的污泥充分摇匀后, 倒入 250 mL 量筒中, 记录 24 h 后上清液的体积, 并计算上清液体积占总体积的百分数即代表污泥的沉降性^[30]. 原始污泥生物沥浸后污泥干物质中 Cu、Zn 的含量采用 X 射线荧光光谱仪(XRF, Minipal 4 型, 荷兰)进行检测.

2 结果与讨论

2.1 连续 3 批城市污泥生物沥浸体系中 pH 与 ORP 的变化动态

图 2 反映了连续 3 批城市污泥生物沥浸过程中 pH 与 ORP 的变化情况.

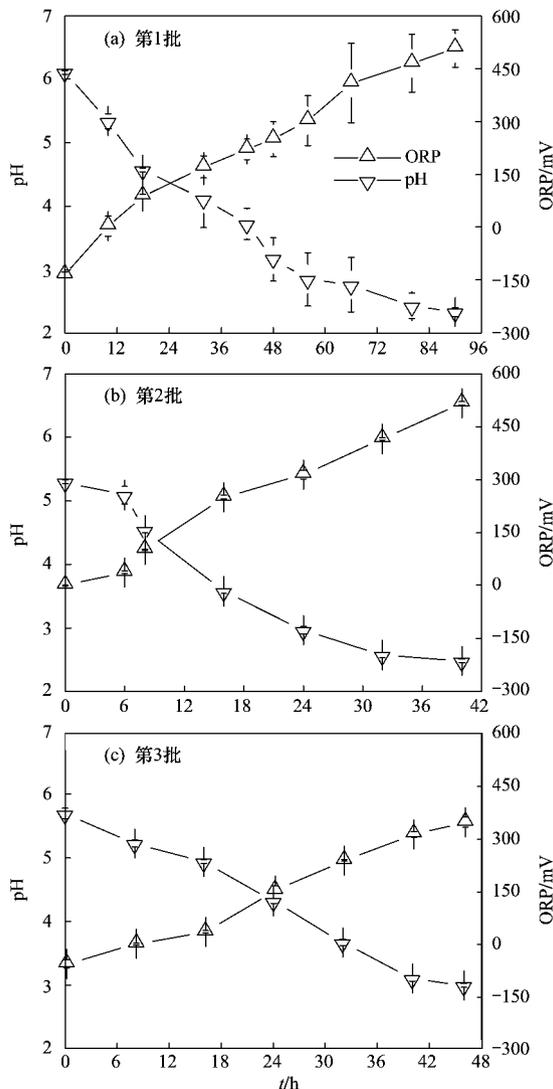


图 2 连续 3 批城市污泥生物沥浸处理不同时间 pH 与 ORP 的变化状态

Fig. 2 Changes of pH and ORP in sewage sludge during bioleaching for successive three batch trials

从图 2 可以看出, 在连续 3 批的生物沥浸过程中, 生物沥浸体系污泥的 pH 逐渐降低, ORP 值逐渐增加, 与前人的研究结果相一致^[17]. 然而 pH 降低的程度与 ORP 增加的幅度却在连续 3 批的生物沥浸过程中不尽相同. 第 1 批处理经过 90 h 的生物沥浸过程, 污泥的 pH 从初期的 6.11 逐渐降低至

2.33, 相应的 ORP 从 -134 mV 升高至 507 mV. 然而后续的 2 批生物沥浸处理由于上批处理后污泥 50% 留存接种, 沥浸周期明显加快. 如第 2 批污泥的生物沥浸在 40 h 内即可结束. 污泥体系的 pH 从初期的 5.30 逐渐降低至 40 h 的 2.48, ORP 从 0 mV 升高至 517 mV.

在第 3 批体系中相应 pH 从初始的 5.70 逐渐降低至 46 h 的 2.99, ORP 从 -54 mV 逐渐升高至沥浸完成时的 347 mV. 可见, 在连续 3 批的生物沥浸过程中, 随着含亚铁的营养剂加入量的降低, 体系的 pH 与 ORP 降低与升高的程度不尽相同, 当加入量 $8 \sim 4$ g/L 时, 生物沥浸结束时体系的 pH 变化范围为 $2.33 \sim 2.99$, 相对应 ORP 的变化范围为 $507 \sim 347$ mV. 可见随营养剂加入量增加, 生物沥浸过程中氧化得到的 Fe^{3+} 也增加, 从而使得 ORP 相对较高, 而大量 Fe^{3+} 的水解作用, 势必在污泥中形成大量的 H^+ , 从而使得污泥生物沥浸体系结束时污泥的 pH 随着 Fe^{2+} 初始加入量的增加而降低^[26,31].

2.2 Fe^{2+} 氧化率与污泥脱水性能的变化

从图 3 可以看出, 各批次污泥体系中的 Fe^{2+} 氧化率随着体系 pH 的逐渐降低而逐渐增加. 在各批次生物沥浸过程中, Fe^{2+} 氧化逐渐趋于完全, 连续 3 批生物沥浸过程结束时, Fe^{2+} 氧化率分别达到 94.5%、95.5% 与 96.0%. 而各批次污泥生物沥浸中, 随着 Fe^{2+} 的逐渐氧化污泥的脱水性能表现出逐渐变好的趋势, 体现在污泥的比阻值在生物沥浸中逐渐降低. 从图 3 可看出, 第 1 批随着体系中 Fe^{2+} 的逐渐氧化, 污泥的比阻值从沥浸初期的 1.00×10^{13} m/kg 逐渐降低至结束时的 0.09×10^{13} m/kg. 一般认为比阻 $\text{SRF} > 0.40 \times 10^{13}$ m/kg 时污泥不易脱水; SRF 在 $0.10 \times 10^{13} \sim 0.40 \times 10^{13}$ m/kg 时脱水性能中等; $\text{SRF} < 0.10 \times 10^{13}$ m/kg 时污泥为易脱水污泥^[13].

可见生物沥浸过程将沥浸初期由难以机械脱水的污泥调理成便于机械脱水的污泥. 在第 2 批生物沥浸初期, 污泥的比阻值并没有随着体系中 Fe^{2+} 的逐渐氧化而呈现出降低的趋势. 当体系中 Fe^{2+} 的氧化率从 0% 增加至 26% 的过程中, 污泥的比阻反而从沥浸初始的 0.47×10^{13} m/kg 升高至 0.52×10^{13} m/kg. 后随着 Fe^{2+} 的快速氧化, pH 降低, 污泥的比阻呈现出逐渐降低的趋势. 当 pH 降低到 2.48 时, 比阻值降低至 0.19×10^{13} m/kg.

第 3 批也有类似规律, 在 pH 3 左右时结束生物沥浸处理, 此时污泥比阻降低至 0.36×10^{13} m/kg,

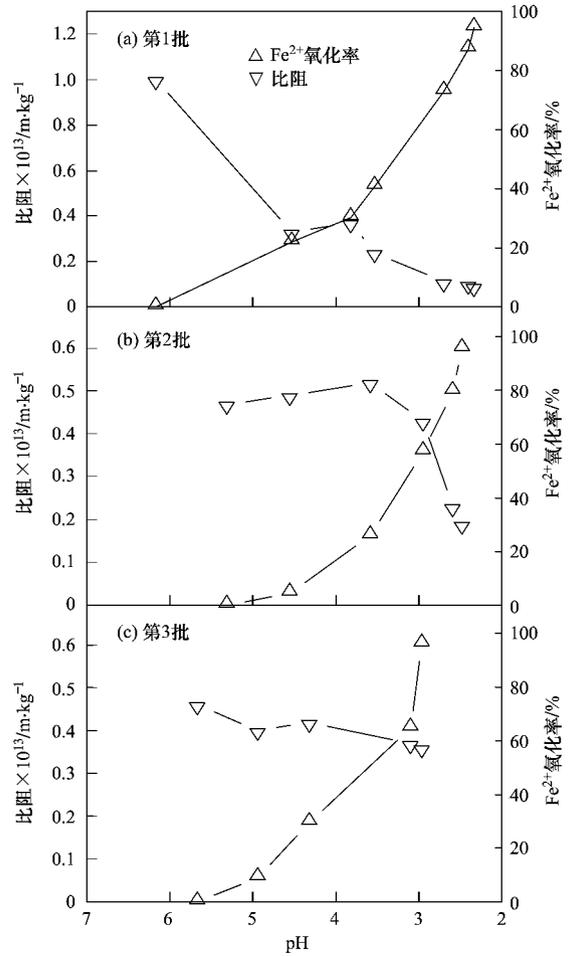


图 3 连续 3 批城市污泥生物沥浸中污泥比阻 (SRF) 与 Fe^{2+} 氧化率随 pH 的变化情况

Fig. 3 Changes of SRF and percentage of Fe^{2+} oxidation with pH during bioleaching for successive three batch trials

与第 2 批次在相同 pH 时的比阻值大致相同. 笔者认为生物沥浸过程中的生物酸化作用, 营养剂中 Fe^{2+} 的氧化与水解作用, 以及生物沥浸过程中复合菌群分泌的胞外多聚物 (EPS) 参与污泥颗粒絮凝沉淀可能共同促进了污泥的脱水性能的提高. 在生物沥浸初期, 污泥脱水性能不能得到明显改善的原因可能与复合硫杆菌的活性存在一定的相关关系.

2.3 不同 pH 的生物沥浸污泥沉降性能

污泥的沉降性能可以间接用来评价污泥脱水性及污泥体系固液分离的能力^[32~34], 也反映了污泥重力浓缩的性能. 图 4 反映了中试过程中, 连续 3 批城市污泥生物沥浸过程中不同时间段污泥 (以不同 pH 值污泥表征) 沉降性能的变化情况.

其中不同 pH 的生物沥浸污泥采自于生物沥浸反应器中不同处理时间段的污泥, 在同批处理中,

pH 越低,处理时间越长. pH 6.11、5.30、5.70 的污泥分别相当于第 1、2、3 批生物沥浸处理初始时污泥, pH 4.57、4.54、4.97 的污泥分别相当于 3 批生物沥浸处理 18、8、16 h 的污泥; pH 3.16、3.58、4.32 的污泥相当于 3 批生物沥浸处理 48、16、24 h 的污泥; pH 2.43、2.96、3.10 的污泥相当于相应生物沥浸处理 80、24、40 h 的污泥; pH 2.33、2.48、2.99 的污泥相当于相应生物沥浸处理 90、40、46 h 的污泥.

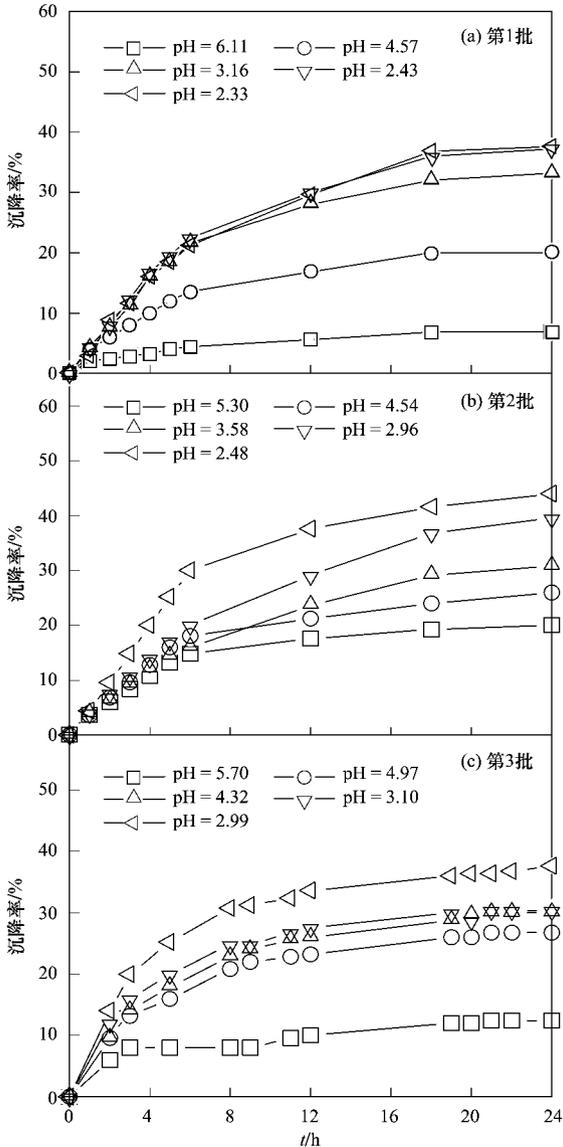


图 4 生物沥浸处理不同阶段不同 pH 的酸化污泥静置时间与沉淀率关系

Fig. 4 Relation between the settling time of bioleached sludge of different pH and settlement efficiency

从图 4 可以看出,3 批城市污泥生物沥浸过程中污泥沉降性能随着生物沥浸过程的进行表现出污

泥的沉降率逐渐增加. 在第 1 批生物沥浸过程中,当体系的 pH 从原来的 6.11 逐渐降低至 2.33 时,相应污泥的沉降率由 6.8% 提高至 37.6%. 污泥的沉降性能提高了 5 倍. 在第 2 批生物沥浸过程中,当体系的 pH 从原来的 5.30 降低至 2.48 时,相应污泥的沉降率由 20% 提高至 44%. 相类似,在第 3 批生物沥浸过程随着体系的 pH 由 5.70 逐渐降低至 2.99,污泥的沉降率由 12.4% 提高至 37.6%. 另外,从图 4 也可以得出,连续 3 批城市污泥生物沥浸后污泥的沉降率的贡献主要集中在静置沉降前 12 h. 连续 3 批沥浸后污泥 (pH = 2.33; pH = 2.48; pH = 2.99) 在 12 h 的污泥沉降率分别占各处理 24 h 沉降率的 79%、85% 与 89%. 尤其是在 18 ~ 24 h 的沉降过程中,污泥的沉降性能基本没有明显的增加,沉降率趋于稳定. 很明显,通过生物沥浸处理,原来很难进一步重力浓缩的浓缩池污泥可进一步浓缩,减少了污泥后续脱水处理的体积,因而有利于降低污泥处理成本.

2.4 生物沥浸处理对污泥机械脱水和重金属去除的影响

生物沥浸处理后污泥由黑色变为土黄色,脱水性能大幅度改善. 3 批处理后污泥经过厢式压滤机压滤,仅在 0.3 ~ 0.4 MPa 压力条件下压滤 2 h,脱水泥饼的含水率就降低至 58%,同时压滤过程中的固体回收率达到 99.9% 以上,压滤水清澈,SS 几乎为 0,泥饼呈土黄色块状,并且已无污泥臭味(见图 5). 而且,经过生物沥浸处理污泥压滤后泥饼几乎不粘滤布,因而减少了滤布洗涤工序,节省了洗涤用水和人力,这为厢式压滤机在生物沥浸污泥脱水的工程化应用提供了极大便利. 目前我国厢式压滤机在污泥脱水上的工作压力已能达到 1.3 MPa,因此,生物



图 5 生物沥浸污泥经厢式压滤机脱水后的污泥饼
Fig. 5 Sludge cake of bioleached sludge dewatered by chamber filter press

沥浸污泥在这种压力下,含水量还可望得到进一步降低.

与此同时,笔者在原始污泥中直接加阳离子型 PAM(100 mg/L 液态污泥),然后采用同样的脱水机和工作压力脱水,污泥的含水量仍高达 77%. 说明生物沥浸处理在促进污泥脱水上有显著作用. 对污泥饼有机质含量测定结果表明,生物沥浸后污泥有机质含量为 48.0% 左右,与原始污泥相比,并没有

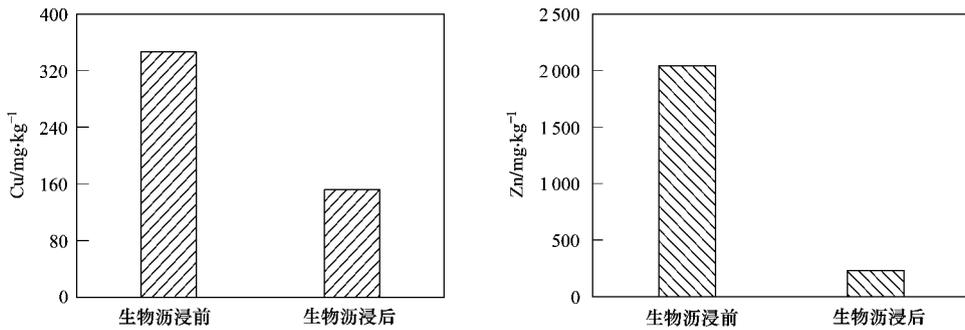


图 6 生物沥浸过程对城市污泥固相中 Cu、Zn 的去除情况

Fig. 6 Removal of sludge-borne Cu and Zn facilitated by bioleaching

处理后污泥饼中重金属的残留量取决于生物沥浸中污泥重金属的溶出率以及脱水后泥饼含水率的高低,随着泥饼含水率的降低,残留的重金属含量也会进一步下降. 很明显,生物沥浸处理不但可促进污泥脱水,还可脱出污泥重金属,消除恶臭,并能保持污泥性质(有机质、热值等)不变,这是其他处理方法所不能达到的作用.

3 结论

(1) 在工作体积为 700 L 的污泥生物沥浸反应器中处理城市污泥,曝气量为 $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$,含生物沥浸微生物的生物酸化污泥与待处理的原始污泥体积比为 1:15 时,在 90 h 内可完成首批生物沥浸处理,生物沥浸后污泥的比阻由沥浸初期的 $1.00 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ 降低至 $0.09 \times 10^{13} \text{ m/kg}$.

(2) 后续 2 批试验生物酸化污泥与待处理的原始污泥体积比采用 1:1,而微生物营养剂投加量减少 25% 和 50% 的情况下,生物沥浸过程可分别在 40 h 与 46 h 内完成,污泥的比阻分别降低至 $0.19 \times 10^{13} \text{ m/kg}$ 与 $0.36 \times 10^{13} \text{ m/kg}$.

(3) 连续 3 批生物沥浸后的污泥经过厢式压滤机在 0.3 ~ 0.4 MPa 工作压力下压滤 2 h,脱水泥饼的含水率降低至 58%,泥饼呈土黄色,无恶臭. 同时,从原来的 52.9% 变化至 48.0%. 泥饼中重金属

明显降低,这与李超等^[17]的研究结果相一致. 因此,这对生物沥浸后污泥的资源化利用十分有益,特别是可实现污泥的自持焚烧或作为能源利用.

生物沥浸后污泥饼中残余的重金属 Cu、Zn 含量见图 6. 生物沥浸后污泥中 Cu、Zn 的含量分别从原始污泥的 346 mg/kg 与 2040 mg/kg 降低至 152 mg/kg 与 229 mg/kg,分别比原始污泥降低了 58% 与 88%.

Cu 与 Zn 的含量相对原始污泥分别降低了 58% 与 88%.

参考文献:

- [1] Neyens E, Baeyens J. A review of thermal sludge pre-treatment processes to improve dewaterability [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2003, **98**(1-3): 51-67.
- [2] 荀锐, 王伟, 乔玮, 等. 城市污泥处理现状与强化脱水的水热减量技术 [J]. *环境卫生工程*, 2006, **16**(2): 28-32.
- [3] 郇光梅, 金宜英, 李欢, 等. 无机调理剂对污泥建材化影响研究 [J]. *中国给水排水*, 2006, **22**(13): 82-84.
- [4] 袁园, 杨海真. 污泥化学调理和机械脱水方面的研究进展 [J]. *上海环境科学*, 2003, **22**(7): 499-503.
- [5] Turchiuli C, Fargues C. Influence of structural properties of alum and ferric flocs on sludge dewaterability [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2004, **103**(1-3): 123-131.
- [6] Deneux-Mustin S, Lartiges B S, Villemin G, et al. Ferric chloride and lime conditioning of activated sludges: an electron microscopic study on resin-embedded samples [J]. *Water Research*, 2001, **35**(12): 3018-3024.
- [7] 徐静, 王三反. 超声波预处理改善污泥性能研究 [J]. *净水技术*, 2009, **28**(1): 51-53.
- [8] Shao L M, Wang G H, Xu H C, et al. Effects of ultrasonic pretreatment on sludge dewaterability and extracellular polymeric substances distribution in mesophilic anaerobic digestion [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, **22**(3): 474-480.
- [9] 田禹, 方琳, 黄君礼. 微波辐射预处理对污泥结构及脱水性能的影响 [J]. *中国环境科学*, 2006, **28**(10): 2012-2017.

- [10] Yu Q, Lei H Y, Yu G W, *et al.* Influence of microwave irradiation on sludge dewaterability [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2009, **155**(1-2):88-93.
- [11] 周立祥, 王良梅. 污水污泥中重金属的细菌淋滤效果研究 [J]. *环境科学学报*, 2001, **21**(4):504-506.
- [12] 周顺桂, 周立祥, 王世梅. 嗜酸硫氧化菌株的分离及其在污泥生物脱毒中的应用 [J]. *环境科学研究*, 2003, **16**(5):41-45.
- [13] 周立祥, 方迪, 周顺桂, 等. 利用嗜酸性硫杆菌去除制革污泥中铬的研究 [J]. *环境科学*, 2004, **25**(1):62-66.
- [14] 方迪, 周立祥. 污泥回流比对生物除铬效果的影响 [J]. *中国给水排水*, 2004, **20**(7):46-48.
- [15] 王世梅, 周立祥, 黄峰源, 等. 耐酸性异养菌的分离及其在制革污泥重金属生物沥浸中的作用 [J]. *环境科学*, 2004, **25**(5):153-157.
- [16] 王电站, 周立祥. 去除污泥中重金属铬的生物沥浸反应器设计与应用 [J]. *环境污染治理技术与设备*, 2005, **6**(11):66-70.
- [17] 李超, 周立祥, 王世梅. 复合硫杆菌浸出污泥中重金属的效果及与 pH 和 ORP 的关系 [J]. *中国环境科学*, 2008, **28**(6):1155-1160.
- [18] 陈海平, 周立祥, 王世梅, 等. 城市污泥中 Cu 回收研究:生物沥浸-溶剂萃取-电积沉 Cu 技术 [J]. *环境科学*, 2009, **30**(11):3364-3370.
- [19] Zheng G Y, Zhou L X, Wang S M. An acid-tolerant heterotrophic microorganism role in improving tannery sludge bioleaching conducted in successive multi-batch reaction systems [J]. *Environmental Science and Technology*, 2009, **43**(11):4151-4156.
- [20] 郑冠宇, 王世梅, 周立祥. 污泥生物沥浸处理对病原物的杀灭效果影响 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(7):1539-1542.
- [21] 刘奋武, 周立祥. 不同能源物质配合及化学强化对生物沥浸法提高城市污泥脱水性能的效果 [J]. *环境科学学报*, 2009, **29**(5):974-979.
- [22] 宋兴伟, 周立祥. 生物沥浸处理对城市污泥脱水性能的影响研究 [J]. *环境科学学报*, 2008, **28**(10):2012-2017.
- [23] 王电站, 周立祥, 何峰. 生物淋滤法提高制革污泥脱水性能的研究 [J]. *中国环境科学*, 2006, **26**(1):67-71.
- [24] 陈浩, 周立祥, 李超. 空气提升式反应器处理制革污泥的中试研究 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(9):2046-2051.
- [25] Xiang L, Chan L C, Wong J W C. Removal of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge by isolated indigenous iron-oxidizing bacteria [J]. *Chemosphere*, 2000, **41**(1-2):283-287.
- [26] Chan L C, Gu X Y, Wong J W C. Comparison of bioleaching of heavy metals from sewage sludge using iron- and sulfur-oxidizing bacteria [J]. *Advances in Environmental Research*, 2003, **7**(3):603-607.
- [27] Wong J W C, Xiang L, Gu X Y, *et al.* Bioleaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge using FeS₂ as an energy source [J]. *Chemosphere*, 2004, **55**(1):101-107.
- [28] Wong J W C, Xiang L, Chan L C. pH requirement for the bioleaching of heavy metals from anaerobically digested wastewater sludge [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2002, **138**(1-4):25-35.
- [29] 周立祥. 固体废弃物处理处置与资源化 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2007. 120-178.
- [30] 周立祥, 周顺桂, 王世梅, 等. 制革污泥中铬的生物脱除及其对污泥的调理作用 [J]. *环境科学学报*, 2004, **24**(6):1014-1020.
- [31] Kumar R N, Nagendran R. Influence of initial pH on bioleaching of heavy metals from contaminated soil employing indigenous *Acidithiobacillus thiooxidans* [J]. *Chemosphere*, 2007, **66**(9):1775-1781.
- [32] Lee D J, Hsu Y H. Fast freeze/thaw treatment on floc formation in sludge conditioning with polymers [J]. *Water Science and Technology*, 1994, **28**(8):1222-1449.
- [33] Yu X, Somasundaran P. Role of polymer conformation in interparticle-bridging dominated flocculation [J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 1996, **177**(2):283-287.
- [34] Chen G W, Chang I L, Hung W T, *et al.* Regimes for zone settling of waste activated sludges [J]. *Water Research*, 1996, **30**(8):1844-1850.