

詹良通, 罗小勇, 冯源, 等. 2013. 采用移动电极法提高机械脱水污泥电动脱水能效的试验研究[J]. 环境科学学报, 33(8): 2264-2269
Zhan L T, Lou X Y, Feng Y, et al. 2013. Experimental study on efficiency of electrokinetic dewatering technique with movable electrodes for sewage sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 33(8): 2264-2269

采用移动电极法提高机械脱水污泥电动脱水能效的试验研究

詹良通^{1,*}, 罗小勇², 冯源¹, 陈云敏¹

1. 浙江大学软弱土与环境土工教育部重点实验室, 杭州 310058

2. 上海市政工程设计研究院, 上海 200092

收稿日期: 2012-07-31 修回日期: 2013-04-09 录用日期: 2013-04-13

摘要: 采用一种能移动阳极的电动脱水模型试验装置, 对机械脱水污泥开展了固定间距电极和移动电极的电动脱水试验, 比较分析了这2种方法的脱水效果及对应的能耗。试验结果表明: 固定间距电极法脱水处理过程中, 阳极附近已脱水污泥的阻抗增加, 消耗的电压和电能上升; 而后面未脱水污泥分得的电压下降, 导致其脱水效果从阳极至阴极衰减。移动电极法通过移动阳极逐步越过已脱水污泥部分, 将电压作用在未脱水的污泥, 避免了电能消耗在高阻抗的脱水污泥, 显著提高了能效, 脱水过程中电渗流量稳定, 脱水效果均匀。采用移动电极法进行脱水处理时能耗随加载电压梯度的增加而上升, 随试样长度的缩短而降低。当采用 $8 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ 电压梯度的移动电极处理 5 cm 长度的污泥时, 污泥含水率可由初始的 82.1% 降至 62.2%, 所需要的能耗约为 $89.8 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

关键词: 污泥; 电动脱水; 移动电极; 电压梯度; 脱水效果; 能耗

文章编号: 0253-2468(2013)08-2264-06 中图分类号: X703 文献标识码: A

Experimental study on efficiency of electrokinetic dewatering technique with movable electrodes for sewage sludge

ZHAN Liangtong^{1,*}, LUO Xiaoyong², FENG Yuan¹, CHEN Yunmin¹

1. MOE Key Laboratory of Soft Soils and Geoenvironmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058

2. Shanghai Municipal Engineering Design and Research Institute, Shanghai 200092

Received 31 July 2012; received in revised form 9 April 2013; accepted 13 April 2013

Abstract: This paper presents an experimental study on electrokinetic dewatering of sewage sludge by using an innovate apparatus with movable electrodes. Parallel tests were carried out by fixing and removing the electrodes. The experimental results were analyzed and compared in terms of dewatering effect and energy consumption. The experiments with fixing electrode showed that during dewatering the impedance of the dewatered sludge increased, and the consumed voltage and energy increased. Thus the voltage left for the undewatered sludge decreased, resulting in decrease of electroosmosis and non-uniform dewatering effect. For the experiments with removing electrode, the electrodes were removed to get across the dewatered sludge, avoiding the invalid energy consumption. Stable electroosmosis flow and uniform dewatering effect were obtained in the experiments with removing electrodes. The energy consumption increased with an increase of the applied voltage gradient and decreased with a decrease in the length of sludge specimen. When the removal method was applied on 1 cm long sludge specimen with a voltage gradient of $8 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$, the sludge could be dewatered from water content of 82.1% to 62.2%, and the corresponding energy consumption was $89.8 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$.

Keywords: sludge; electrokinetic dewatering; movable electrodes; voltage gradient; dewatering effect; energy consumption

1 引言 (Introduction)

我国污水污泥产量随城市化进程的加速日益增加, 大量污泥的处理处置已成为一大环境难题。

脱水减量处理可显著降低污泥处置费用, 现行方法主要为机械脱水。但是, 污泥颗粒小、渗透性差, 机械脱水仅能脱除其中的自由水, 效率较低。电动脱水是利用污泥在直流电压下的电渗现象脱除水分

基金项目: 国家自然科学基金重大国际合作项目 (No. 51010008)

Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 51010008)

作者简介: 詹良通 (1972—), 男, 教授, E-mail: zhanlt@zju.edu.cn; * 通讯作者 (责任作者)

Biography: ZHAN Liangtong (1972—), male, professor, E-mail: zhanlt@zju.edu.cn; * Corresponding author

的处理方法 (Mahmoud *et al.*, 2010; Glendinning *et al.*, 2007; Raats *et al.*, 2002; 周加祥等, 2001; 孙路长等, 2004), 其能够脱除污泥中的自由水与间隙水. 一定电压梯度下的电渗流量 q_e ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) 可由下式计算:

$$q_e = k_e i A \quad (1)$$

式中, k_e ($\text{m}^2 \cdot \text{V}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$) 为试样的电渗系数, i ($\text{V} \cdot \text{m}^{-1}$) 为加载的电压梯度, A (m^2) 为试样截面积; 由式(1)可知, 电渗流量主要由电压梯度控制. 研究结果表明, 电动脱水效果随加载电压的增加而提高 (马德刚等, 2005; Yuan *et al.*, 2003; Yang *et al.*, 2005). Yoshida 等 (Yoshida *et al.*, 1985; 李里特等, 1999) 发现, 电动脱水时水分由阳极移向阴极, 使得阳极附近试样含水率降低、电阻上升, 导致此部分试样消耗大部分电压而其余部分试样的电压梯度下降、脱水驱动力减小; 故实际电动脱水处理中存在电渗流量衰减 (Yang *et al.*, 2005; Hamir *et al.*, 2001), 处理后试样含水率由阳极至阴极递增、脱水不均 (Yuan *et al.*, 2003) 等问题. 提高加载电压的利用率、维持脱水效能是改善电动脱水处理效果的关键.

本研究中采用能移动阳极的电动脱水模型试验装置, 开展固定间距电极和移动电极的污泥电动脱水试验, 通过对比试验和分析探讨移动电极法的脱水效果和能耗, 获得更高效的污泥电动脱水处理方法.

2 材料与方法 (Materials and methods)

2.1 污泥

试验选用污泥取自杭州市四堡市政污水处理厂, 该厂采用两级污水处理系统, 包括一级沉淀处理和二级 A/O 污水处理工艺. 一级沉淀处理的污泥和 A/O 工艺产生的剩余污泥混合后进入脱水机房进行机械脱水. 本次试验采用的样品为机械脱水后的污泥, 含水率 82.1%, 有机质含量 28.7%, 容重 $1.05 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$. 根据谢浩辉 (2011) 对杭州市政污泥中结合水含量测试研究结果, 该污泥中表面结合水和内部结合水之和所占比例不超过 30%.

2.2 试验装置

移动电极试验装置见图 1. 有机玻璃制装样槽一端放置 1 mm 厚开孔不锈钢片作为阴极, 并附 $200 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 土工织物起反滤排水作用, 装样槽另一端采用多根 4 mm 直径不锈钢棒组成的电极作为阳极 (图 1a); 阳极穿过开孔隔板后接触槽体内污泥, 可水平移向阴极, 从而调节电压作用区域 (图 1b). 电极由

包漆导线与直流稳压电源连接, 试验中通过电源数显窗口的显示值监测记录电流随时间的变化. 装样槽侧壁等间距安装 4 个铜质电压测点, 连接电压表以测量处理过程中 $S_1 \sim S_5$ 段污泥的电压梯度变化, 该项测量在固定电极脱水试验中进行, 而在移动电极试验中则是维持电极间电压梯度为恒定值. 阴极侧的集液槽可导出脱除水, 采用放置在电子天平 (精度 0.01 g) 上的量筒收集脱除水, 通过其增量计算电渗流量.

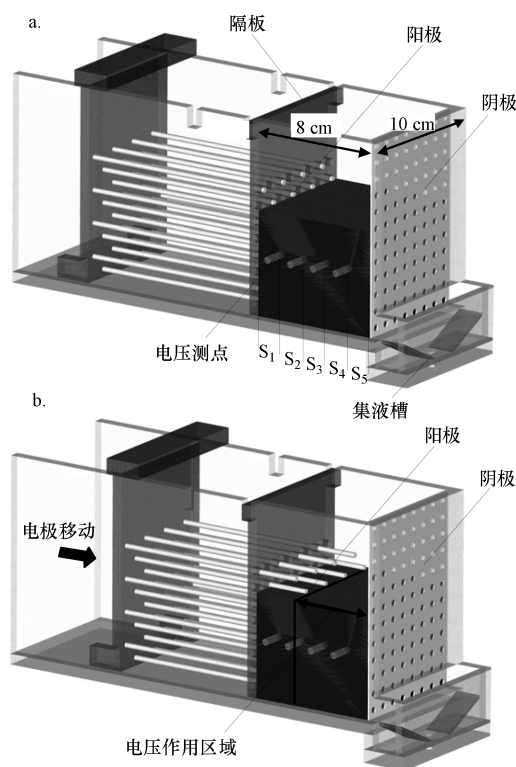


图 1 移动电极电动脱水处理装置示意图

Fig. 1 Schematics of electrokinetic dewatering apparatus with movable electrode

2.3 试验方法

装样槽中装填 8 cm 长污泥, 装样前把污泥样品拌合均匀, 以保证沿电压方向各段污泥性质均一. 装样结束后分别采用固定间距电极与移动电极方法进行电动脱水处理. 采用固定间距电极法时, 阳极移至隔板处与污泥试样接触, 加载 $2 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ 电压, 处理过程中电极间距 (8 cm) 及加载电压维持不变. 采用移动电极法时, 初始电极位置及加载电压与固定电极法相同, 处理过程中污泥内电压梯度随水分移除出现不均匀分布时 (表现为阳极端 S_1 段电压梯度上升, 其余段下降), 缓慢将阳极移向阴极, 并随电极间距的减小同步降低电压, 维持电极间 2

$V \cdot cm^{-1}$ 的加载电压;通过移动阳极使电压作用区越过阳极端脱水后的污泥,以消除其余污泥内电压梯度衰减的现象,当电极间污泥各段实测电压梯度恢复 $2 V \cdot cm^{-1}$ 左右时停止阳极的移动. 随着处理的进行,电压梯度分布出现不均即重复上述步骤,移动电极以维持污泥内电压梯度均匀分布.

固定电极与移动电极方法各进行 3 组试验,处理时间分别设为 50、100、150min. 处理结束后从 $S_1 \sim S_5$ 段分别取样测试污泥含水率.

3 结果 (Results)

3.1 电压梯度分布

移动电极试验中逐步将阳极向阴极推进,通过调整电压作用区域维持了被处理污泥中 $2 V \cdot cm^{-1}$ 的电压梯度分布. 固定电极试验中 $S_1 \sim S_5$ 段污泥电压梯度随时间变化情况见图 2. 试验开始时加载电压在污泥中均匀分布,各段初始电压梯度同为 $2 V \cdot cm^{-1}$. 随着阳极附近污泥水分率先脱除, S_1 段分配的电压梯度逐渐上升,造成其余各段电压梯度的衰减. 处理 40min 后, S_2 段电压梯度不再降低而转为上升,表明脱水效果向阴极方向发展,该处污泥含水率开始降低. 约 90min 后,同样变化出现于 S_3 段. 如图 2 所示,处理过程中阳极端脱水后的污泥内电压梯度逐渐上升,表明该部分污泥的电阻持续增加. 除含水率降低外,电导率下降是脱水污泥电阻上升的另一个原因. Alshwabkeh (1996) 的研究表明,电动修复处理过程中(该处理过程中试样含水率不变)阳极附近试样内的离子浓度因离子的电迁移作用降低,导致试样电导率逐渐下降. 在电动脱水处理中,阳极附近污泥含水率下降后分得的电压上升,加速了该处的离子迁移,这会加快电导率下降的速度,从而加剧脱水污泥电阻的增加. 固定

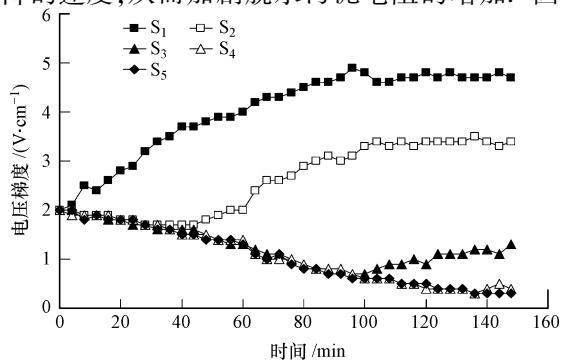


图 2 固定电极试验各段电压梯度随时间变化

Fig. 2 Changes of voltage gradient with time for each section in the experiment with fixed electrode

电极法脱水处理试验中靠近阳极的污泥脱水后电阻上升,消耗了大部分的电能,靠近阴极污泥分配的电压梯度则持续下降,固定电极间的加载电压未能平均作用于被处理污泥.

3.2 电渗流量与电流

固定电极及移动电极试验中的电渗流量及电流随时间的变化情况如图 3 所示. 由于移动电极试验中阳极越过了脱水后的高阻抗污泥,维持了被处理污泥内的电压梯度,电渗流量的变化较小,而固定电极试验过程中测得的电渗流量随处理时间明显衰减. 根据式(1)计算可知,污泥的初始电渗系数最高,电渗性能最佳,在移动电极电动脱水处理过程中略有下降,电渗系数变化在 $6.43 \times 10^{-5} \sim 7.29 \times 10^{-5} cm^2 \cdot V^{-1} \cdot s^{-1}$ 之间. 如前所述,固定电极试验中阴极附近污泥分配的电压梯度随时间衰减,因此,自阴极流出的电渗流随时间逐渐下降;计算可得污泥初始电渗系数与移动电极法一致,但随着电动过程中污泥水分的脱除、理化性质变化,其电渗系数随时间显著下降,试验末降至 $1.45 \times 10^{-5} cm^2 \cdot V^{-1} \cdot s^{-1}$. 电渗流量反映了电动脱水处理过程中水分脱除的速度,比较可知,由于避免了未脱水污泥电压梯度的衰减,使用移动电极法处理时的脱水效能显著高于固定电极的处理方法. 试验中电渗系数的变化表明,移动电极法处理中电极作用区域内的污泥电渗性能相对稳定,而受已脱水污泥的影响,固定电极法处理污泥的整体电渗性能衰减,影响了电动脱水处理的效率.

如图 3 所示,试验中电流与电渗流量的变化趋势一致. 固定电极试验中由于脱水污泥电阻的增加,电流随时间衰减;移动电极试验中电流值则较为稳定,由于电极间电压梯度维持不变,可知电极间被处理污泥的电导率变化较小.

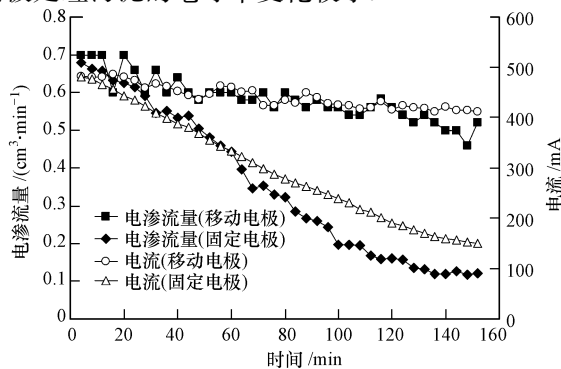


图 3 电渗流量与电流随时间变化

Fig. 3 Change of flow rate and electrical current with time

3.3 脱水效果

固定电极及移动电极试验结束后 $S_1 \sim S_5$ 段剩余含水率如图 4 所示。固定电极试验中,处理 50、100、150min 后 S_1 、 S_2 、 S_3 段含水率随时间的延长而降低,表明脱水效果由阳极逐渐发展至阴极,而靠近阴极的 S_4 、 S_5 段尚未有明显的脱水效果。随着未脱水污泥中分配的电压梯度及电渗流的衰减, S_1 、 S_2 、 S_3 段的剩余含水率依次增加,即脱水效果由阳极至阴极逐渐下降,处理效果不均匀。由图 2 可知, S_1 段电压在试验后期增加了 50%,但 S_1 段含水率于 50min 未降低至 75.3% 后,其脱水效果并未在分得的电压持续增长的条件明显增强,这可归因于阳极附近电渗性能的下降;由于电动处理中电极发生水解反应,阳极附近试样的 pH 值下降,会降低电渗系数 k_e ,从而导致电渗的衰减 (Leland *et al.*, 1997; Shapiro *et al.*, 1993)。试验表明,采用固定电极处理时,加载电压梯度作用下阳极端污泥可率先获得极限脱水效果,而脱水后污泥消耗较多电压,未能进一步提高该部分污泥脱水效果的同时,反而使作用于其余污泥的电压梯度衰减,造成脱水效果的下降,电极间的加载电压未被充分利用于脱水。

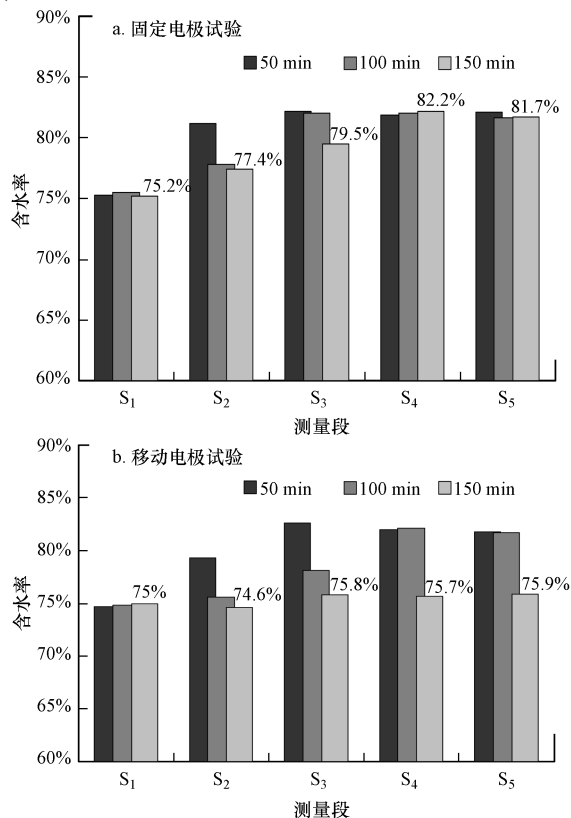


图 4 电动脱水后污泥剩余含水率分布

Fig. 4 Distributions of residual water content of the sludge

移动电极试验中,阳极在 150min 末移动至距离阴极 1 cm 位置处。通过逐步推进,阳极不断越过高能低效的已脱水段,使电压始终作用于未脱水污泥, $S_1 \sim S_5$ 依次达到较一致的脱水效果,各段污泥含水率均从初始的 82.1% 降低至 75% 左右,这与固定电极试验中阳极端的极限脱水效果接近。通过维持电压梯度值,移动电极法保持了稳定一致的脱水效果,优于固定电极法。

为了解不同电压梯度作用下的电动脱水能力,采用固定电极法分别加载 4、6、8 $V \cdot cm^{-1}$ 电压梯度补充进行污泥电动脱水试验,测试了试验结束后阳极端(S_1 段)污泥的剩余含水率,结果如图 5 所示。由图可知,电动脱水效果随加载电压的增加而提高,8 $V \cdot cm^{-1}$ 作用下固定电极法可使阳极端污泥含水率降低至 62.18%。根据前面介绍的试验结果,若采用移动电极法进行脱水处理,选取恰当的电极移动速率以维持被处理污泥内均匀的电压梯度分布,则在设定电压梯度下可使被处理污泥较均匀的达到图 5 中对应的脱水效果。这是因为前期试验研究结果 (冯源等, 2012) 已表明,对于给定的污泥样品阳极端(S_1 段)的电动脱水效果只取决于加载电压梯度大小,移动电极法通过移动阳极使各段污泥从头至尾经历了“阳极端”的电动处理,因此整个长度污泥均能达到固定电极法阳极端的处理效果,如图 4b 所示处理后各段残余含水率比较均一。

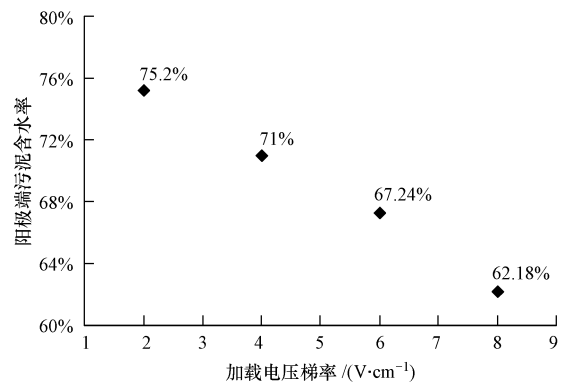


图 5 不同电压梯度作用下污泥阳极端剩余含水率

Fig. 5 Relationship between the applied voltage gradient and residual water content of the sludge near the anode

3.4 脱水能耗估算

固定电极法脱水处理的能耗 E (kWh) 可由下式计算:

$$E = U \int I dt \quad (2)$$

式中, U (V) 为加载电压值, I (A) 为实测电流值。

移动电极法脱水处理的能耗 E' (kWh) 可由下式计算:

$$E' = \int U'I'dt = i \int U'dt \quad (3)$$

式中, U' (V)、 I' (A) 分别为移动电极间的电压与电流, i ($V \cdot cm^{-1}$) 为移动电极试验中维持的电压梯度值, l (cm) 为电极间距. 表 1 显示了前述的固定电极及移动电极法脱水试验结束后污泥的平均含水率及所发生的能耗(能耗换算为处理每 m^3 污泥所需的能耗值, 平均含水率通过阴极的脱除水量计算). 如表所示, 2 种处理方法能耗接近, 但移动电极法脱水处理后的污泥平均含水率明显较低. 比较可知, 移动电极法通过调节电压作用区域避免已脱水污泥对电能的消耗, 使电压集中作用于未脱水污泥, 电压利用率及电动脱水效能明显提高.

表 1 脱水试验中所用的能耗与处理后污泥含水率

Table 1 Energy consumption and water content of sludge in the dewatering tests

电极位置	处理后平均含水率	能耗 /($kW \cdot h \cdot m^{-3}$)
移动电极	76.1%	16.31
固定电极	80.4%	15.62

移动电极法试验中电渗流量与电流较为稳定, 被处理污泥的电渗系数及电导率变化较小, 若忽略处理过程中它们的变化, 视电渗流量 q_e 与电流值 I' 恒定, 电压梯度 i 作用下, 试样长度 L 、截面积 A 的被处理污泥中, dt 时间内由阴极流出的水量为:

$$dQ = q_e dt = k_e i A dt \quad (4)$$

式中, k_e 根据试验计算得到的污泥初始电渗系数选取 ($7.29 \times 10^{-5} cm^2 \cdot V^{-1} \cdot s^{-1}$). 如图 6 所示, 设 i 作用下污泥含水率可由 W 降至 w , dt 时间内阳极端脱除的水分与 dQ 相等, 可计算出使阳极越过脱水后污泥需移动的距离:

$$dl = dQ \left[\left(\frac{W-w}{1-w} \right) A \right]^{-1} \quad (5)$$

相应的电极移动速度为:

$$v = \frac{dl}{dt} = k_e i \left(\frac{W-w}{1-w} \right)^{-1} \quad (6)$$

电极移至阴极, 结束处理所需时间:

$$T = \frac{L}{v} \quad (7)$$

则移动电极法处理能耗可由下式计算:

$$E' = \int U'I'dt = iI' \int_0^T (L - vt) dt \quad (8)$$

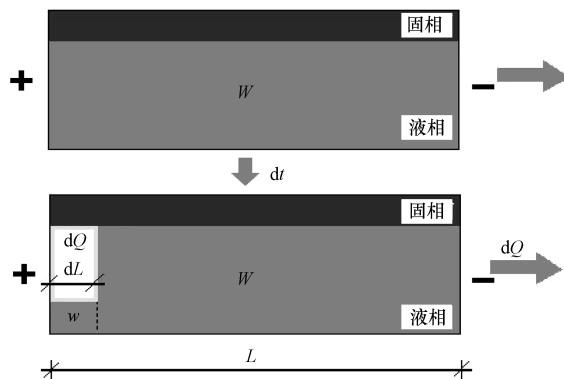


图 6 移动电极法水分脱除示意图

Fig. 6 Dewatering process in electrokinetic dewatering using movable electrode

利用式(4) ~ (8)可估算出不同电压梯度及试样长度下采用移动电极法进行电动脱水处理的能耗值. 当试样长度为 8 cm 时不同电压梯度下采用移动电极法电动脱水处理能耗计算结果及对应的处理后含水率见表 2, 表 2 也列出了相同工况下采用固定电极法电动脱水能耗的实测结果及对应的脱水后含水率(冯源等, 2012). 表中能耗换算为处理每 m^3 污泥所需的能耗值, 考虑到 2 种脱水方法的处理效果不同, 表中也列出了脱除单位体积水量所需

表 2 长度 8cm 试样采用移动电极法和固定电极法脱水能效对比

Table 2 Comparison of energy consumption and dewatering effect between movable electrode and fixed electrode for a specimen with a length of 8 cm

电压梯度 /($V \cdot cm^{-1}$)	移动电极			固定电极		
	单位体积污泥 脱水能耗 /($kW \cdot h \cdot m^{-3}$)	处理后平均 含水率	脱除单位体积 水量所需能耗 /($kW \cdot h \cdot m^{-3}$)	单位体积污泥 脱水能耗 /($kW \cdot h \cdot m^{-3}$)	处理后平均 含水率	脱除单位体积 水量所需能耗 /($kW \cdot h \cdot m^{-3}$)
2	16.9	75.2%	68.6	14.4	80.1%	142.9
4	52.0	71.0%	137.2	50.6	78.1%	277.0
6	92.8	67.2%	205.8	94.5	76.2%	381.2
8	143.7	62.2%	274.3	145.7	73.1%	435.5

的能耗.由表可见,与固定电极法相比,采用移动电极法时脱除单位体积水量所需的能耗显著降低,当加载的电压梯度为 $8 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$,降低幅度达 37%.因此,采用移动电极法的脱水能耗显著低于固定电极法.

利用上述能耗计算公式(4)~(8)评估试样长度和加载电压梯度对移动脱水法处理能耗的影响,评估结果如表3所示.由表可知,试样长度相同时,脱水效果与能耗均随电压梯度的增加而提高;而相同电压梯度下,能耗随试样长度的增加而线性增长.因此,在实际应用中可通过缩短试样长度来降低能耗,而电压梯度根据所需的脱水效果来选取.当采用 $8 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ 电压梯度的移动电极处理 5cm 长污泥时,污泥含水率可由初始的 82.1% 降至 62.2%,所需要的能耗约为 $89.8 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$.

表3 不同条件下移动电极法脱水能耗预估

Table 3 Estimation of energy consumption of electrokinetic dewatering under different conditions

电压梯度 /($\text{V} \cdot \text{cm}^{-1}$)	能耗/($\text{kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$)			平均 含水率
	5cm 试样 长度	8 cm 试样 长度	10cm 试样 长度	
2	10.6	16.9	21.2	75.2%
4	32.5	52.0	65.0	71.0%
6	58.0	92.8	116.1	67.2%
8	89.8	143.7	179.6	62.2%

4 结论(Conclusions)

1)采用固定间距电极法进行污泥电动脱水试验过程中,阳极附近已脱水污泥的阻抗增加,消耗的电压和电能上升,而未脱水污泥分得的电压下降,导致其脱水效果由阳极至阴极衰减以及高能低效问题.

2)采用移动电极法进行污泥电动脱水试验过程中,通过移动阳极逐步越过已脱水污泥,将电压作用在未脱水的污泥,避免了电能消耗在高阻抗的已脱水污泥,显著提高能效;脱水过程中电渗流量稳定,脱水效果均匀,较固定间距电极法存在显著的优势.

3)采用移动电极法处理污泥的脱水效果随加载电压梯度的增加而提高,初始含水率 82.1% 的污泥在 $2 \sim 8 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ 电压梯度作用下含水率可脱至 75.2% ~ 62.2%.

4)移动电极法脱水处理能耗随加载电压梯度

的增加上升,随着试样长度缩短而线性降低.当采用 $8 \text{ V} \cdot \text{cm}^{-1}$ 电压梯度的移动电极处理 5cm 长度的污泥时,污泥含水率可由初始的 82.1% 降至 62.2%,所需要的能耗约为 $89.8 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$.

参考文献(References):

- Alshwabkeh A N, Acar Y B. 1996. Electrokinetic remediation II: Theoretical model [J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 122(3):186-196
- 冯源,詹良通,陈云敏. 2012. 城市污泥电渗脱水实验研究[J]. *环境科学学报*, 32(5):1081-1087
- Glendinning S, Lamont J, Jones C. 2007. Treatment of sewage sludge using electrokinetic geosynthetics [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 139(3):491-499
- Hamir R B, Jones C, Clarke B G. 2001. Electrically conductive geosynthetics for consolidation and reinforced soil [J]. *Geotextiles and Geomembranes*, 19(8):455-482
- Leland M V, Gwen M Z. 1997. Effect of aqueous phase properties on clay particle zeta potential and electro-osmotic permeability: Implications for electro-kinetic soil remediation processes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 55(1/3):1-22
- 李里特,李修渠,薛文通. 1999. 提高电渗脱水速率的措施[J]. *食品科学*, (3):18-21
- Mahmoud A, Olivier J, Vaxelaire J, et al. 2010. Electrical field: A historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering [J]. *Water Research*, 44(8):2381-2407
- 马德刚,张书廷,季民,等. 2005. 污泥电渗脱水操作条件的优化[J]. *中国给水排水*, 21(5):36-38
- Raats M H M, Diemen A J G, Lavén J, et al. 2002. Full scale electrokinetic dewatering of waste sludge [J]. *Colloids and Surfaces A-Physicochemical and Engineering Aspects*, 210(2/3):231-241
- Shapiro A P, Probstein R F. 1993. Removal of contaminants from saturated clay by electroosmosis [J]. *Environmental Science and Technology*, 27(2):283-291
- 孙路长,张书廷. 2004. 生物污泥的电渗脱水[J]. *中国给水排水*, 20(5):32-34
- 谢浩辉. 2011. 污泥的结合水测量及热水解试验研究[D]. 杭州:浙江大学
- Yang L, George N, Amarjeet B. 2005. Electro-kinetic dewatering of oily sludges [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 25(1/3):130-140
- Yoshida H, Shinkawa T, Yukawa H. 1985. Water content and electric potential distributions in gelatinous bentonite sludge with electroosmotic dewatering [J]. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 18(4):337-342
- Yuan C, Weng C. 2003. Sludge dewatering by electrokinetic technique: effect of processing time and potential gradient [J]. *Advances in Environmental Research*, 7(3):727-732
- 周加祥,余鹏,刘铮,等. 2001. 水平电场污泥脱水过程[J]. *化工学报*, 52(7):635-638