

阳极逼近法对脱水污泥脱水性能 及理化性质的影响

黄殿男¹,李琳¹,傅金祥¹,张文标²

(1. 沈阳建筑大学辽河流域水污染防治研究院,辽宁 沈阳 110168;

2. 沈阳泥德环保设备有限公司,辽宁 沈阳 110031)

摘要 目的 研究电极固定和移动两种布设方式对脱水污泥脱水性能及理化性质的影响,提高污泥脱水效率,降低系统能耗,实现污泥高效脱水. 方法 通过采用电极固定和移动两种布设方式分别对机械脱水后污泥进行电动处理,比较两种电极布设方式对脱水过程中的电渗流、含水率、温度、总磷、重金属形态及脱除水性质的影响. 结果 试验中固定电极组电渗流速呈下降趋势,而移动电极组电渗流速显著提高,通电40 h时移动电极电渗流量为156.1 g,是固定电极的2.4倍;污泥的含水率由阳极到阴极呈现逐渐增大趋势,且移动电极组污泥的含水率均比固定电极组低,移动电极阴极污泥最终含水率达到57.5%;固定电极污泥的温度逐渐升高到峰值并保持不变,而移动电极污泥的温度随着阳极移动在达到峰值后逐渐降低,其温度低于固定电极组;移动电极阴极污泥磷的下降幅度较固定电极大;重金属性质向稳定趋势转变,且固定电极阴极处重金属较稳定;污泥脱除水中COD、氨氮、TP都呈现上升趋势,且移动电极移动速率越大上升幅度就越大. 结论 移动电极装置较固定电极装置的脱水效果好,能耗低.

关键词 污泥;固定电极;移动电极;脱水效果;电渗流

中图分类号 X705

文献标志码 A

The Effect of Electrokinetic with Anodic Approximation on Dewatering Performance and Physicochemical Properties of Dewatering Sludge

HUANG Diannan¹, LI Lin¹, FU Jinxiang¹, ZHANG Wenbiao²

(1. Liaohe River Basin Water Pollution Prevention and Control Institute, Shenyang Jianzhu university, Shenyang, China, 110168; 2. Shenyang Need Environmental Protection Equipment Corporation, Shenyang, China, 110031)

收稿日期:2018-03-12

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2014ZX07202-011);辽宁省高等学校基本科研项目(LJZ2017011);辽宁省教育厅项目(LJZ2016028);辽宁省科技厅工业攻关产业化项目(2015229011)

作者简介:黄殿男(1983—),女,副教授,博士,主要从事污泥处理方面研究.

Abstract: The aim of this paper is to study the effects of two kinds of electrode arrangement on dewatering performance and physicochemical properties of dewatering sludge, thus to improve the dewatering efficiency and reduce the energy consumption, further achieve efficient sludge dewatering. The mechanically dewatered sludge is treated with fixed and movable electrode layout way, respectively. The electricity flow in the process of dehydration, temperature, moisture content, total phosphorus, heavy metal forms and removable water property are tested. The results show that: electroosmotic flow rate is decreasing in the fixed electrode test, while increased significantly in movable electrode test, the content of electroosmosis flow is 156.1 g after 40 h electrokinetic treatment in movable electrode test, which is 2.4 times that of the fixed electrode test; The moisture content of the sludge was gradually increased from anode to cathode, and the moisture content of the sludge in the movable electrode group was smaller than that of the fixed electrode group, and the final cathode sludge moisture content in the movable electrode test is reached to 57.5%. The temperature of the fixed electrode sludge gradually rises to the peak and remains stable, while the temperature of the movable electrode sludge gradually decreases as the anode movement reaches its peak, and its temperature is lower than that of the fixed electrode group. The decrease of the cathode sludge phosphorus in the movable electrode is much higher than that of the fixed electrode. The heavy metal is changed to stable form in both test groups, moreover the heavy metal in the fixed electrode cathode is more stable. The COD, ammonia nitrogen and Total phosphorus (TP) in the removable water are increased, furthermore the higher the movement rate of the movable electrode, the larger of the increase rate. Conclusion is that the dehydration effect of movable electrode test is better than that of fixed electrode test, and the energy consumption is lower.

Key words: sludge; fixed electrode; movable electrode; dewatering effect; electroosmotic flow

截至2016年底我国的生活污泥产量达3 500万t,同比增长16%。现行污泥脱水的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部分自由水,脱水效率低^[1]。电动技术污泥脱水原理是基于污泥与极性水接触界面上所形成的双电层理论,在电场作用下,带负电荷的污泥颗粒表面吸附的阳离子由于受到电场力作用向阴极移动,这时污泥中的水分随着阳离子边界层的移动被分离出来^[2]。由于电动脱水过程中伴随着电渗析、电极两端氧化还原反应和电迁移等,使其能脱除污泥中的自由水、结合水^[3]。较机械脱水技术,其脱水效率明显提高,可将污水厂机械脱水后的污泥含水率进一步降低至60%以下^[4-5]。具有较为广阔的应用前景。近些年,随着对电动污泥脱水技术研究的不断深入,发现电压、电流、pH、Zeta电位等因素都会对脱水效果造成影响,并且将电动污泥脱水技术与机械压力和超声等技

术相结合会达到更好的脱水效果。WENG C H, LEE D J等^[6-7]采用6 cm长单元加载7.5~30 V电压进行试验,结果表明,随着电压梯度的增加,污泥的脱水效果越好。OLIVIER J等^[5]在内径为70 mm的装置中分别加载100~500 mA的电流发现电流越大电渗流速越快。QIAN Xu等^[8]联用超声、絮凝剂及电动技术实现了很好的脱水效果。MAHMOUD A等^[9]指出电场与机械压力相结合是一种非常有效的脱水方式。虽然电渗透脱水能够快速有效地脱除污泥中水分,但是电动处理中的电渗流并不均匀稳定,而是随时间逐渐降低^[10-11],脱水后试样内的含水率由阳极至阴极不断增加、脱水效果递减^[12-13],尽管污泥电动脱水处理具有明显的优势与潜力,实际处理效果与能耗并不理想,影响了该处理技术的推广。为有效避免电动脱水过程中由于阳极干化导致的电阻增大、能耗加大、电渗流速率降低甚至停滞这一问

题. 笔者以沈阳市北部污水处理厂机械脱水后污泥为研究对象,采用水平电场,分别考察电极固定和移动不同布置方式下,阴极析出电渗流量、电渗流速率、污泥体系含水率、pH、温度、总磷、重金属形态及脱除水性性质随通电时间变化规律. 探讨不同电场条件下污泥脱水效果,从而提高污泥脱水效率,降低系统能耗,实现污泥高效脱水.

1 试验

1.1 试验材料

试验污泥取自沈阳北部污水处理厂,该水厂主要采用 A/O 工艺,受纳污水主要为城市居民生活用污水. 试验采集污泥为机械脱水后污泥,取样后置于 4℃ 冰箱中贮存备用. 对污泥的主要理化性质分析检测,测试结果表明: 污泥的含水率为 $(80 \pm 3) \%$, pH 为 9.0 ± 0.5 , $w(TN) = (4.59 \pm 0.30) \%$, $w(TP) = (1.77 \pm 0.13) \times 10^{-7}$.

1.2 试验装置

污泥电动脱水装置如图 1 所示.

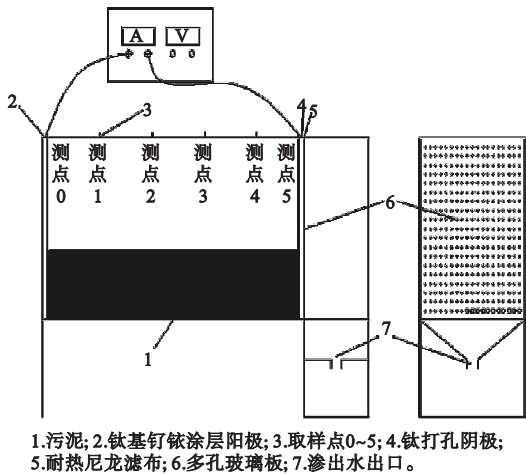


图 1 试验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of test device

试验装置采用有机玻璃板制成,其长宽高为 50 cm × 25 cm × 25 cm. 在长度方向每 100 mm 设置一个取样点. 电极采用 20 cm × 25 cm 的长方形电极板,厚度为 1.5 mm. 其

中阳极选用钛基钎钛涂层电极,阴极选用多孔纯钛电极. 为防止污泥颗粒随水流出,阴极板侧附耐热尼龙滤布. 为使电渗流顺利溢出,阴极侧采用多孔玻璃隔板,隔板上每个小孔的直径为 5 mm,横向纵向各布置 20 个小孔,共 400 个. 渗出水口下方放置一个电子天平,用来记录脱水质量随时间的变化. 电源选用 RXN-605D-II 型双路稳压直流电源.

1.3 试验方法

污泥室中装入 15 cm 高的脱水污泥,装样过程保证装样后沿电压方向各段污泥性质均一. 采用电极固定和移动两种电极布置方式进行污泥深度脱水. 初始极板间距为 50 cm,1 A 恒电流直流电场供电. 试验周期 40 h. 基于前期预试验,移动电极组电极移动速率设为 1.25 cm/h. 考察两种电极布置条件下,脱水过程中电渗流量,每 10 min 读数一次. 在距离阳极 0.5、10、20、30、40、49.5 cm 的位置上分别设定 6 个采样点,标记为测点 0 ~ 测点 5 (见图 1). 随时间变化情况,以及不同电场空间分布下污泥的温度、含水率、pH. 为保证试验结果的准确性,所有指标均平行测试 3 次,取平均值.

1.4 分析方法

电渗流量:使用放置在精度为 0.01 电子天平上的量筒收集集液管导出的脱除水,每 10 min 测量记录脱除水的质量增量以计算电渗流量. pH:取 10 g 污泥样品于小烧杯中,加入 25 mL 去 CO₂ 水,用玻璃棒剧烈搅动 1 ~ 2 min,静置 30 min 后用 pH 计测定污泥上清液的 pH. 含水率:于坩埚中称取 20 g 污泥,在 105 ℃ 的烘箱中烘干 24 h 后置于干燥器中冷却至恒温称重测定. 电流:采用 MS8233B 型数字多用表测定. 温度:使用温度计测定;氨氮采用纳氏试剂法进行测试. 总氮磷采用 NaOH 熔融—分光光度法进行测试. 重金属采用湿法消解—外分光法消解并测定. 重金属形态采用 BCR-AAS 法进行测试^[14].

2 结果与分析

2.1 电极布置方式对电渗流的影响

污泥电渗流量随处理时间的变化如图2所示.在固定和移动电极条件下电渗流量和电渗流速随反应时间的变化规律.从图2(a)可看出,固定电极组随反应时间延长,电渗流速逐渐降低,直至12 h电渗流速降至0,电渗停止;整个试验周期,电渗流总量在12 h达到峰值,即65.3 g.电渗流的变化规律主要是由于随着通电时间的延长,污泥中水分不断流失,导致填补污泥颗粒孔隙的水分逐渐减少,污泥电阻增大,并且阳极附近污泥含水率不断降低,甚至干化断层,阳极处电阻越来越大,已脱水污泥所分得的电压不断上升,导致未脱水污泥所分得的电压不断减小^[15].另外电脱水过程中,两极会发生电解反应,阳极产

生氧气,阴极产生氢气,两端气体阻碍了污泥与电极板的接触,形成电绝缘层,也是导致电渗流降低的原因^[16].詹良通^[1]和 MAHMOUD A, OLIVIER J 等^[9]人应用电动技术进行污泥脱水过程中也发现了类似现象.为了进一步提高污泥电渗析出总量和速率,笔者采用移动阳极的方式减缓干涸阳极分压增大导致电渗析流停滞现象.当处理时间达9 h时,开始以1.25 cm/h的速度移动阳极,当处理40 h后,移动电极的电渗流速降到小于0.1 g/min,即停止试验.从图2(b)可以看出,每移动一次电极,电渗流速就会出现上升趋势,但随着处理时间的增长,电渗流速整体呈下降趋势,但其下降速率小于固定电极组.整个试验周期,共脱除污泥水156.1 g,是固定电极脱除水总量的2.4倍,大大提高了污泥脱水效率.

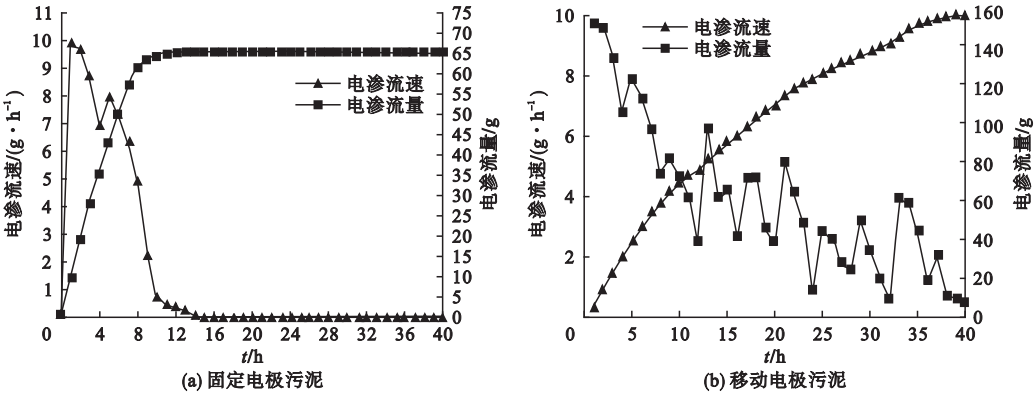


图2 污泥电渗流量随处理时间的变化

Fig. 2 Changes of electroosmotic flow with treatment time

2.2 电极布置方式对含水率的影响

为了更好地分析电动脱水过程中电场空间分布对污泥脱水效果的影响.笔者从阳极到阴极,在距离阳极0.5、10、20、30、40、49.5 cm的位置上分别设定6个采样点,标记为测点0~测点5.采样点位置如图1所示.图3为固定和移动电极组污泥含水率的不同空间分布情况.从图3(a)可以看出,污泥含水率由测点0至测点5逐渐增加,40 h时,测点0处污泥含水率可降至61%,测点5处含

水率达85%.其原因是电动脱水过程由于受到电渗析作用,水分从阳极迁至阴极,导致阳极水分降低,阴极水分增多.其中阳极附近试样含水率首先降低、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,导致污泥中部及阴极板附近污泥未完全进行脱水^[17].且在阴极区污泥含水率在试样的前10 h内是逐渐升高的,主要是因为水在电渗的作用下由阳极向阴极移动,阴极补充的水分大于流出的水

分^[18]. 由图 3(b) 可看出, 移动电极组测试 40 h 时, 测点 5 处污泥最终含水率为 57.5%, 污泥含水率分布较均匀. 与固定电极组相比, 测点 5 处含水率降低了 32.4%. 表明移动阳极可以有效提高污泥的脱水效率. 这种现象

的原因主要是由于移动电极组, 其阳极越过了已达到脱水极限且电阻较大的污泥, 使电压一直高效地作用于未脱水污泥部分, 保证了各段污泥稳定的脱水效果^[19].

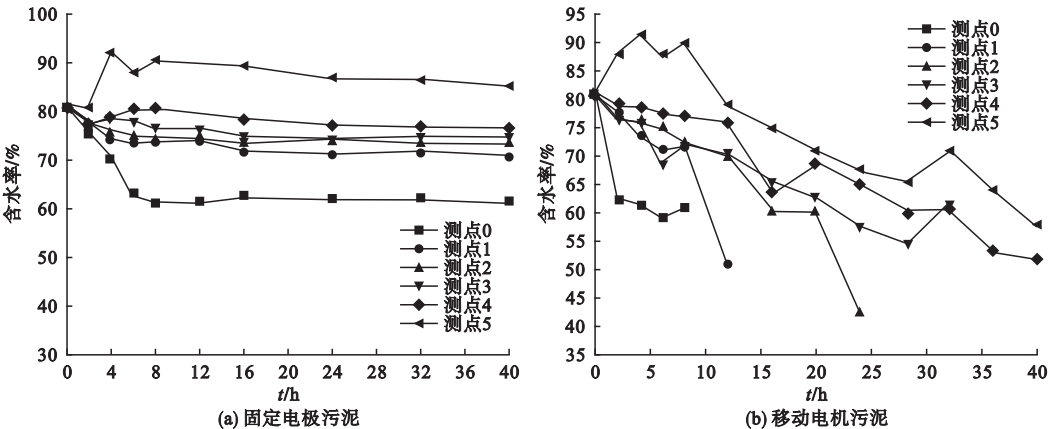


图3 污泥含水率随处理时间的变化

Fig. 3 Moisture content changes of sludge with treatment time

2.3 电极布设方式对脱水过程中污泥温度的影响

图 4 为固定和移动电极布设下污泥在电场各点温度变化情况.

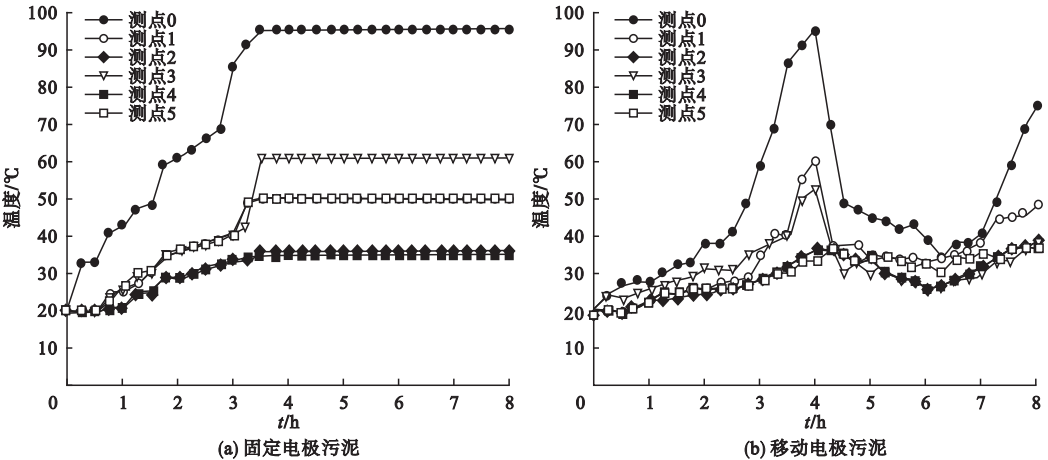


图4 污泥温度随处理时间变化

Fig. 4 Temperature changes of sludge with treatment time

从图 4(a) 可以看出, 随着处理时间的延长, 污泥温度逐渐升高, 直至升至峰值保持不变. 同一作用时间, 阳极区污泥的温度显著高于其他区域污泥温度, 3.5 h 即从最初的 20 °C 升至 95 °C, 其次温度较高的为阴极区污泥, 由最初的 20 °C 升高至 61 °C. 测点 2、测点 4 电极中间区域, 温度变化不明显. 这是

由于恒电流条件下, 在污泥电动处理过程中, 靠近阳极板的污泥先出现了水分的不饱和层, 污泥的电阻随着污泥的含水率的降低而上升, 作用在污泥的处理电流维持不变, 由产生的欧姆热公式 I^2R 可知, 电流不变, 电阻越大, 产生的欧姆热越多, 故温度也随之升高^[20]. 从图 4(b) 可以看出移动电极组, 污泥

的温度从3 h 开始上升,阳极污泥温度最高升至95 ℃,阴极区温度上升60 ℃. 当阳极移动后,污泥温度迅速降低. 这可能是由于随着电极移动,不断越过已脱水高电阻污泥区,污泥电阻降低,电流恒定,故产生的热量减少,温度降低. 随着电解时间的增长,污泥的温度又开始逐渐上升,上升的原因与固定电极温度上升的原因一致. 从不同电极布设污泥温度变化情况看出,移动电极组污泥的温度明显低于固定电极组,由此可知移动电极脱水过程系统能耗较小.

2.4 电动脱水后污泥中磷质量分数变化

土地利用是污泥处理处置中的一种较为常用的污泥处置方式,污泥作为土壤改良剂使污泥中的大量营养元素转移到了土壤中,为植物生长提供了必需的养分^[20-21]. 但有时污泥长期施用过 量也会造成污泥中磷元素在土壤中富集,甚至会污染地下水. 笔者对比了移动电极和固定电极电动污泥中总磷的变化. 图5 为电动处理过程中污泥中 TP 质量分数变化曲线.

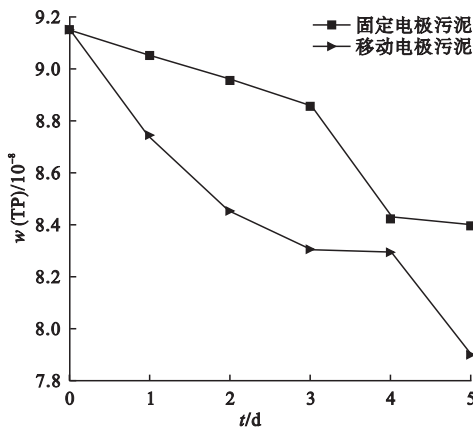


图5 污泥中 TP 变化曲线

Fig. 5 Changes of TP in sludge with treatment time

从图5 可以看出,随着试验的进行,污泥中 TP 质量分数变化呈现下降趋势. 固定电极组中污泥 TP 的质量分数由初始的 9.1×10^{-8} 降低到 8.4×10^{-8} ,移动电极组中 TP 质量分数由初始的 9.1×10^{-8} 降低到 7.9×10^{-8} . 两种电极布设方式下 TP 质量分数下

降都很小,但都有所下降. 造成此现象的主要原因为污泥中的 P 主要是以 PO_4^{3-} 的形态存在,因此在电渗脱水过程中,在电场的驱动下 PO_4^{3-} 由阴极逐渐向阳极移动. 两种布设方式相比较,移动电极对污泥中磷影响最大,其原因为随着阳极与阴极的距离不断接近,电渗流量逐渐增大,单位截面上 PO_4^{3-} 离子数量增加,因此阴极总磷质量浓度较固定电极阴极总磷质量分数下降幅度大.

2.5 电动脱水后污泥重金属质量分数及迁移变化分析

重金属的存在形态可在一定程度上表征其在环境中稳定性和迁移性. 有效识别电极布设方式对脱水后污泥中各重金属4 种形态质量分数变化,可在后续的污泥处理处置、开发利用等过程中进行环境风险预测及评估. 笔者对比了原泥、移动电极阴极区、固定电极阴极区污泥中 Cu、Zn、Ni、Pb 4 种重金属试验前后形态的变化. 该试验为期3d,测试设置3 组平行样,最终结果取3 组测试结果的平均值. 各类污泥重金属测试质量分数如表1 所示,重金属形态变化试验结果如图6 所示.

Table 1 Change of heavy metal element mass fraction				
污泥类别	w(Cu)	w(Zn)	w(Ni)	w(Pb)
原泥	0.005 6	0.021 3	0.001 5	0.001 4
移动电极阴极污泥	0.009 2	0.024 9	0.001 8	0.001 7
固定电极阴极污泥	0.008 0	0.022 0	0.001 6	0.001 8

由表1 可以看出,无论是移动电极还是固定电极,其阴极处4 种重金属的质量分数都高于原泥,说明这4 种重金属在电场的作用下由阳极向阴极发生了迁移. 在重金属4 种形态中,一般用可交换态和可还原态来评估重金属的生物有效性,即这两种形态较另外两种毒性更大^[22]. 由图6 可看出,经电解后,污泥中4 种重金属的可交换态和可还原态在比例上都呈现下降趋势,说明对污泥进

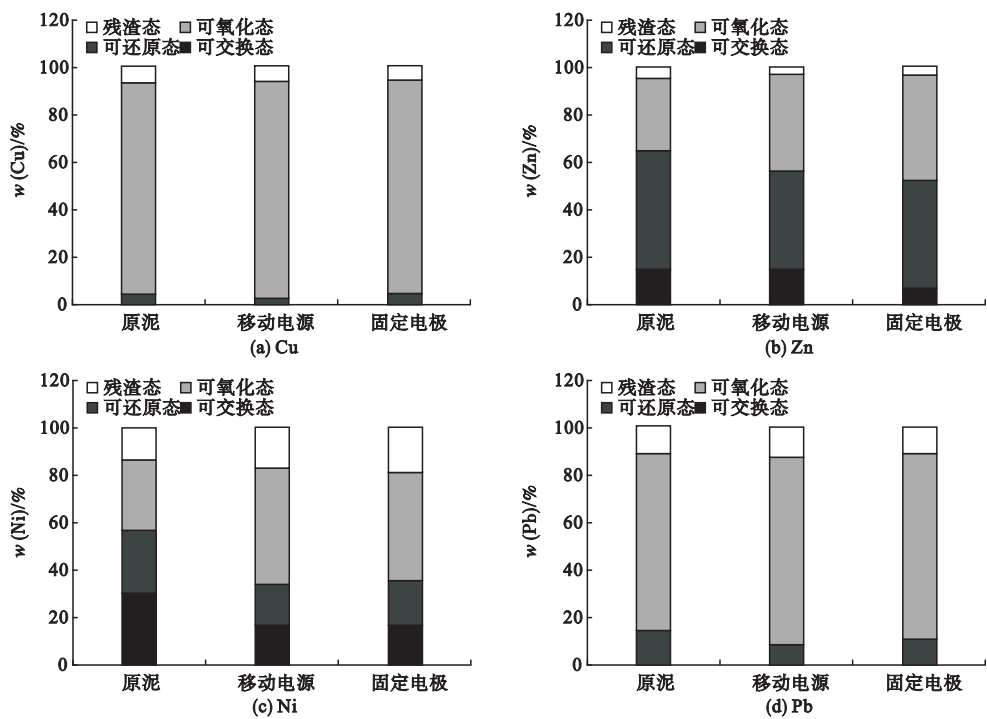


图6 重金属形态变化

Fig.6 Morphological changes of heavy metals

行电解可降低污泥中重金属的毒害性风险,使重金属向稳定化形态转变.但是移动电极在重金属去除和形态转变上并未比固定电极有明显的优势.说明电极移动与否并不会很大程度上影响电极阴极区重金属形态.脱水后污泥中重金属的活性可以用活性系数(MF)来描述^[23],表示污泥中不同重金属元素对生态环境造成潜在危害的能力.通常条件下,活性系数是用非残渣态与总量的比值来反映.

$$MF = \frac{F_1 + F_2 + F_3}{F_1 + F_2 + F_3 + F_4} \quad (1)$$

式中: F_1 、 F_2 、 F_3 、 F_4 分别是可交换态、可还原态、可氧化态和残渣态中的重金属质量分数.
MF 值越小,表示重金属在土壤中的稳定性越高,危害小;而 MF 值越大,就会表现出较大的危害性和不稳定性.

图7 为各重金属活性系数,电解后污泥重金属活性系数普遍低于试验前原泥活性系数.说明经过电解后污泥中重金属性质向稳

定趋势转变.固定电极阴极区重金属活性系数比移动电极的小,说明固定电极对重金属形态的影响较大,且固定电极处重金属更稳定.可能由于在相同时间内,随着移动阳极距离阴极越来越小,电渗流量越来越大,导致金属较为活泼的形态物质向阳极移动较多,而阴极区金属残渣态等稳定形态比例上升,所以移动电极阴极区重金属活性系数较低.

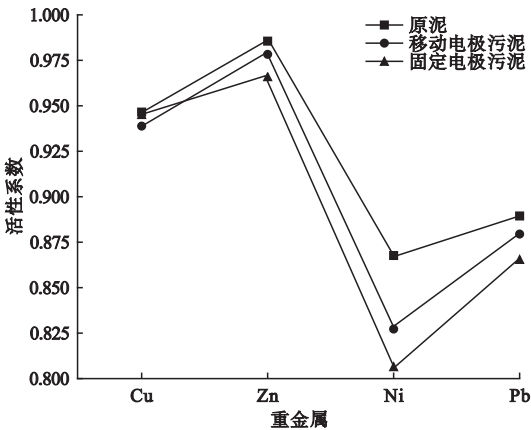


图7 各重金属活性系数

Fig.7 Activity coefficient of each heavy metal

2.6 电动脱水后脱除水性质变化分析

在电动脱水过程中,研究脱除水的性质变化.在不同的阳极移动速度下,测量脱除水分的COD、氨氮、总磷,A组表示阳极移动速度为2 cm/h的脱除水性质变化,B组表示阳极移动速度为1 cm/h的脱除水性质变化.

2.6.1 脱除水 COD 变化

电动脱水过程中,不同阳极移动速度下的脱除水分的COD随处理时间的变化情况如图8所示.从图中可以看出,随着处理时间的增加,脱除水分中的COD值呈现不断上升的趋势.在1~2 d期间COD质量浓度由518 mg/L迅速上升到1 406 mg/L,之后呈现缓慢上升趋势. A组污泥脱除水的最终COD质量浓度为1 697 mg/L,B组污泥脱除水的最终COD质量浓度为1 585 mg/L,两者相差不大,A组COD质量浓度略高.这是因为在电场作用下,污泥的细胞壁会被破坏,导致污泥胞外聚合物及胞内物质释放到溶液中,一些电中性的有机物质可能会随着水分一起被脱除,从而引起了脱除水分中COD质量浓度升高.

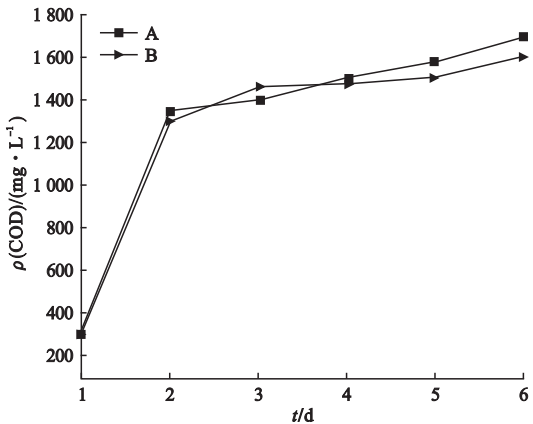


图8 污泥脱除水的COD

Fig. 8 COD changes of sludge removal water with time

2.6.2 脱除水氨氮变化

电动脱水过程中,不同阳极移动速度下的脱除水分的氨氮质量浓度随处理时间的变化情况如图9所示.从图中可以看出,随着处

理时间的增加,脱除水分中的氨氮值同样呈现迅速上升的趋势. A组污泥脱除水中氨氮值质量浓度由41.26 mg/L上升到459.8 mg/L,上升了最初的10倍;B组污泥脱除水氨氮质量浓度由32.668 mg/L上升到330.81 mg/L,也上升了近10倍.可能由于随着电动试验的进行,污泥中溶解的 NH_4^+ 离子随水分向阴极富集.同时污泥絮体破坏,更多的可溶性氮被释放溶于溶液中,被脱除水带出.而移动速率越大,溶解的 NH_4^+ 离子越多,所以脱除水中氨氮质量浓度迅速升高且A组浓度略高于B组.

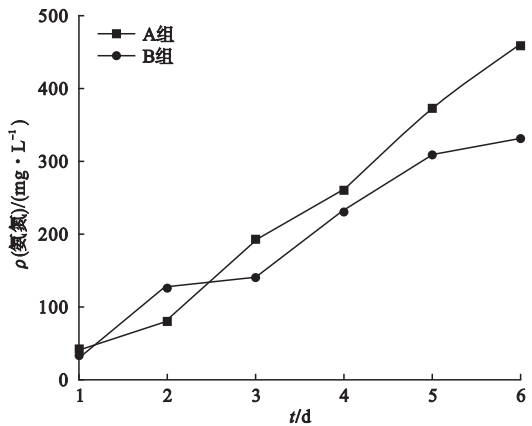


图9 污泥脱除水的氨氮值

Fig. 9 Ammonia nitrogen value changes of sludge removal water with time

2.6.3 脱除水总磷变化

电动脱水过程中,不同阳极移动速度下的脱除水分的TP值随处理时间的变化情况如图10所示.从图中可以看出,随着处理时间的增加,脱除水分中的氨氮值同样呈现迅速上升的趋势. A组污泥脱除水中TP质量浓度由0.04 mg/L上升到0.47 mg/L,上升了10倍多;B组污泥脱除水中TP质量浓度由0.04 mg/L上升到0.42 mg/L,也上升了近10倍.这是因为在污泥中,P的主要以存在形式以 PO_4^{3-} 为主,而在电解过程中,污泥中一部分 PO_4^{3-} 向阳极移动,一部分溶于脱除水中被带出,同时还可能污泥絮体破解释放部分可溶性磷也溶于脱除水中.所以脱除

水中 TP 呈上升趋势,且电渗流量越大 TP 变化越明显,则 A 组比 B 组上升幅度大。

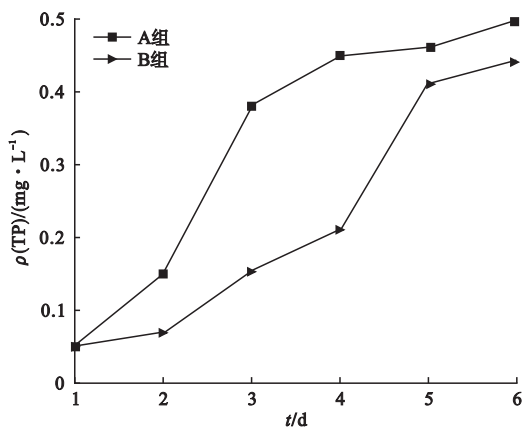


图 10 污泥脱除水总磷的变化

Fig. 10 TP changes of sludge removal water with time

3 结 论

(1) 污泥电动脱水试验中,固定电极组电渗流速随通电时间延长逐渐降低,移动电极组电渗流速随着阳极的移动呈现上升趋势,并且移动电极的电渗流量明显高于固定电极组,最终移动电极组共脱除污泥水 156.1 g,是固定电极脱除水总量的 2.4 倍,大大提高了污泥脱水效率。

(2) 两种电极布设方式下电动脱水污泥的含水率都呈现由阳极到阴极逐渐增大的趋势,且移动组污泥的含水率均比固定电极组低。试验结束,移动电极阴极污泥最终含水率达到 57.5%;固定电极污泥的温度随着时间逐渐升高到峰值,之后保持不变,而移动电极污泥的温度随着阳极移动在达到峰值后逐渐降低,并且在同一处理时间里,移动电极组污泥的温度低于固定电极组,移动电极的能耗较小;两种电极布设方式下 TP 质量分数下降都很小,但都有所下降。而受移动电极影响的污泥中磷的下降幅度较大。

(3) 污泥经过电动处理后,阴极处重金属在试验前后有明显升高趋势;且污泥中 4 种重金属的可交换态和可还原态在比例上都

呈现下降趋势;污泥重金属活性系数普遍低于试验前原泥活性系数,重金属性质向稳定趋势转变。且固定电极阴极处重金属更稳定。

(4) 在电动脱水过程中,研究脱除水中 COD、氨氮、TP 随着试验的进行都呈现上升趋势,且移动电极移动速率越大上升幅度就越大。

参考文献

- [1] 詹良通,罗小勇,冯源,等.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,2013,33(8):2264-2269.
(ZHAN Liangtong, LUO Xiaoyong, FENG Yuan, et al. Experimental study on efficiency of electrokinetic dewatering technique with movable electrodes for sewage sludge[J]. Acta scientiae circumstantiae, 2013, 33(8): 2264 - 2269.)
- [2] 于晓艳,支苏丽,张书廷,等.吸附分离辅助电渗透脱水过程中污泥的特性[J].环境工程学报,2012,6(8):2853-2858.
(YU Xiaoyan, ZHI Suli, ZHANG Shuting, et al. Characteristics of sludge during electroosmotic dewatering assisted by absorptive separation[J]. Chinese journal of environmental engineering, 2012, 6(8): 2853 - 2858.)
- [3] 王诗生,李静,盛广宏.响应面法优化污泥电渗透脱水工艺参数[J].环境工程学报,2014,8(12):5463-5468.
(WANG Shisheng, LI Jing, SHENG Guanghong. Parameters optimization of sludge electroosmosis dewatering through response surface methodology[J]. Chinese journal of environmental engineering, 2014, 8(12): 5463 - 5468.)
- [4] 董立文,张鹤清,汪诚文,等.造纸污泥的电渗透脱水效果[J].环境工程学报,2012,6(11):4185-4190.
(DONG Liwen, ZHANG Heqing, WANG Chengwen, et al. Electro-osmotic dewatering of pulp and paper sludge[J]. Chinese journal of environmental engineering, 2012, 6(11): 4185 - 4190.)
- [5] OLIVIER J, CONRARDY J B, MAHMOUD A, et al. Electro-dewatering of wastewater sludge: an investigation of the relationship between filtrate flow rate and electric current[J]. Water research. 2015, 82: 66 - 77.
- [6] WENG C H, LIN Y T, YUAN C, et al. Dewatering of bio-sludge from industrial wastewater plant using an electrokinetic-assisted process: effects of electrical gradient[J]. Separation & purification technology, 2013, 117(39): 35 - 40.

- [7] LEE D J. Structure evolution of wastewater sludge during electroosmotic dewatering [J]. Drying technology, 2010, 28(7): 890 – 900.
- [8] QIAN Xu, WANG Hongjie, WANG Yili. Characterization of the structure and interaction of sludge biosolids during the conditioning-electro-dewatering process [J]. Colloids & surfaces a: physicochemical & engineering aspects, 2015, 484(4): 108 – 117.
- [9] MAHMOUD A, OLIVIER J, VAXELAIRE J, et al. Electrical field: a historical review of its application and contributions in wastewater sludge dewatering [J]. Water research, 2010, 44(8): 2381 – 2407.
- [10] HAMIR R B, JONES C J F P, CLARKE B G. Electrically conductive geosynthetics for consolidation and reinforced soil [J]. Geotextiles & geomembranes, 2001, 19(8): 455 – 482.
- [11] YANG L, NAKHLA G, BASSI A. Electro-kinetic dewatering of oily sludges [J]. Journal of hazardous materials, 2005, 25(1/3): 130.
- [12] YOSHIDA H, SHINKAWA C T, YUKAWA H. Water content and electric potential distributions in gelatinous bentonite sludge with electroosmotic dewatering [J]. Journal of chemical engineering of Japan, 1985, 18(4): 337 – 342.
- [13] YUAN C, WENG C H. Sludge dewatering by electrokinetic technique; effect of processing time and potential gradient [J]. Advances in environment research, 2003, 7(3): 727 – 732.
- [14] 杨秋菊, 李云松, 叶少媚, 等. 土壤重金属形态分析研究进展 [J]. 云南化工, 2016, 43(4): 43 – 49.
(YANG Qiuju, LI Yunsong, YE Shaomei, et al. Research progress of soil heavy metal morphology [J]. Yunnan chemical technology, 2016, 43(4): 43 – 49.)
- [15] 冯源. 城市污水污泥电动脱水机理试验研究及多场耦合作用理论分析 [D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
(FENG Yuan. Experimental study on electrokinetic dewatering mechanism of sewage sludge and theoretical analyses of multi-field coupled phenomenon [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2012.)
- [16] WENG C H, YUAN C. Enhancement of sludge dewatering application of electrokinetic technique [J]. Journal of the Chinese Institute of Environmental Engineering, 2002, 12(3): 235 – 243.
- [17] 李静. 电化学处理及其组合技术对污泥脱水性能影响 [D]. 合肥: 安徽工业大学, 2014.
(LI Jing. Researches on the sludge dewaterability co-conditioned by electrolysis and its combination technique [D]. Hefei: Anhui University of Technology, 2014.)
- [18] 冯源, 詹良通, 陈云敏. 城市污泥电渗脱水实验研究 [J]. 环境科学学报, 2012, 32(5): 1081 – 1087.
(FENG Yuan, ZHAN Liangtong, CHEN Yunmin. Laboratory study on electroosmosis dewatering of sewage sludge [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 32(5): 1081 – 1087.)
- [19] 周加祥, 余鹏, 刘铮, 等. 水平电场污泥脱水过程 [J]. 化工学报, 2001, 52(7): 635 – 638
(ZHOU Jiaxiang, SHE Peng, LIU Zheng, et al. Horizontal electric field on sludge dewatering process [J]. Journal of chemical industry and engineering (China), 2001, 52(7): 635 – 638.)
- [20] CONNER G A, SARKAR D, BRINTON S R, et al. Phytoavailability of biosolids phosphorus [J]. Journal of environmental quality, 2004, 33(2): 703 – 712.
- [21] OYEYIOLA A O, OLAYINKA K O, ALO B I. Comparison of three sequential extraction protocols for the fractionation of potentially toxic metals in coastal sediments [J]. Environmental monitoring & assessment, 2011, 172(1/4): 319 – 327.
- [22] WEBER K, STAHL W. Improvement of filtration kinetics by pressure electrofiltration [J]. Separation & purification technology, 2002, 26(1): 69 – 80.
- [23] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算 [J]. 环境科学与技术, 2008, 31(2): 112 – 115.
(XU Zhengqi, NI Shijun, TUO Xianguo, et al. Calculation of heavy metal toxicity in the evaluation of potential ecological hazard index [J]. Environmental science & technology, 2008, 31(2): 112 – 115.)