

李恺, 叶志平, 王凤英, 等. 2010. 冷融技术联合化学调理对污泥脱水性能的影响及其机理 [J]. 环境科学学报, 30(3): 536–543

Li K, Ye Z P, Wang F Y, et al. 2010. The effect and mechanism of freeze / thawing combined with chemical treatment on sludge dewaterability [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 30(3): 536–543

冷融技术联合化学调理对污泥脱水性能的影响及其机理

李恺, 叶志平*, 王凤英, 李焕文

华南师范大学化学与环境学院, 广州 510006

收稿日期: 2009-07-02

修回日期: 2009-09-30

录用日期: 2010-01-06

摘要: 实验对比了常温 (25℃) 下阳离子聚丙烯酰胺 (CPAM)、FeCl₃/CaO、加酸及阳离子表面活性剂 (CTAC) 4 种处理方式对污泥的调理效果。结果表明, CTAC 对污泥的调理效果最好, 可使污泥滤饼含水率降至 68%。0℃ 时, 未经处理 (原泥)、CPAM、FeCl₃/CaO、加酸处理条件下污泥脱水效果较常温时都有不同程度的提高, 效果最好的为未经处理 (原泥) 和 pH = 2 条件下的泥样; -15℃ 时, CTAC 条件下滤饼含水率较常温下降了约 6%, 达到 62.8%。污泥胞外聚合物 (EPS) 含量和污泥絮体结构对污泥脱水性能有一定影响。测定发现, EPS 的溶出提高了絮体可压缩性, 使污泥絮体内部结合水流出, 从而改善污泥的脱水性能。电镜扫描 (SEM) 和粒径分析结果表明, 经过 FeCl₃/CaO、加酸、CTAC 和冷融处理后污泥表面结构和颗粒大小变化明显, 脱水效果较原泥均有不同程度的提高。

关键词: 冷融; 化学调理; 污泥; 脱水性能

文章编号: 0253-2468 (2010) 03-536-08

中图分类号: X703

文献标识码: A

The effect and mechanism of freeze / thawing combined with chemical treatment on sludge dewaterability

LI Kai, YE Zhiping*, WANG Fengying, LI Huanwen

School of Chemistry and Environment, South of China Normal University, Guangzhou 510006

Received 2 July 2009;

received in revised form 30 September 2009;

accepted 6 January 2010

Abstract: We tested the effect of cationic polyacrylamide (CPAM), FeCl₃/CaO, acid conditioning and cationic surfactant (CTAC, n-hexadecyltrimethylammonium chloride) on sludge at normal temperature (25℃). CTAC had the best effect, bringing the sludge cake moisture down to 68%. At 0℃, the above test was also done for the following conditions: untreated, CPAM, FeCl₃/CaO, and acid conditioning. The sludge cake moisture is lower at 0℃ than that at normal temperature. The untreated sludge and pH = 2 sludge had the lowest moisture. At -15℃, CTAC brought the sludge cake moisture down to 62.8%, 6% lower than at normal temperature. The sludge EPS content and floc structure have some influence on sludge dewaterability. Release of EPS can enhance the floc's compressibility, forcing the internal water out of the floc, thus improving the sludge dewaterability. By electron microscope scanning and particle size analysis, FeCl₃/CaO, acid, CTAC and freeze/thawing can all change the floc structure of sludge to improve the dewaterability.

Keywords: freeze/thawing; chemical treatment; sludge; dewaterability

1 引言 (Introduction)

污泥成分复杂, 除含有大量水分外, 还有各种难降解的重金属和多种微生物。目前, 国内外对污泥的处理主要是通过向污泥中加入助凝剂、混凝剂等化学药剂, 改变污泥的表面特性 (去稳定化作用) 并通过架桥作用使污泥颗粒絮凝, 从而改善其脱水性能。近年来, 在污泥化学处理方法中, 无机调理剂

(Young *et al.*, 2003; Nurdan, 2004)、有机高分子调理剂 (Buyukkamaci *et al.*, 2007)、复合絮凝剂 (Krishnamurthy *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2006) 的使用愈来愈多, 但药剂的回收和可能造成的二次污染仍是亟待解决的问题。

将污泥的化学调理和物理调理结合使用是目前污泥处理的研究重点之一, 但国内外的研究主要集中在超声波、微波等结合化学调理剂来处理污泥

作者简介: 李恺 (1986—), 男, E-mail: kaiwen1986@gmail.com; * 通讯作者 (责任作者), E-mail: yzpsd@yahoo.com.cn

Biography: LI Kai (1986—), male, E-mail: kaiwen1986@gmail.com; * Corresponding author, E-mail: yzpsd@yahoo.com.cn

方面(Yu *et al.*, 2008;王亚伟等, 2009). 研究表明, 冷融调理可以使泥、水两相分离, 冷冻过程也是病原微生物灭活过程, 冻融调理可使细胞机械脱水, 丧失活性, 有利于污泥的无害化处理, 在去除气味的同时减少了生态风险(尹军等, 2005). 1974 年, Glen 等研究认为, 污泥冷融脱水效果与冰晶生长和冷冻速率有一定关系(Philip *et al.*, 1999). 随后, Vesilind 等(1990)的实验也进一步说明, 冷冻速率对冷融法处理污泥的效果具有一定影响, 较低的冷冻速率比较高的冷冻速率更能提高污泥的脱水性能. Martel 等(1998;2000)研究认为, 冷融过程中, 污泥中相对少量的溶解性固体对污泥处理效果会起到负面影响. 同时, 不同直径的容器对污泥脱水效果也有不同的影响(Kenji *et al.*, 2001). 随着近年来污泥产量和处理费用的提高, 新型高效低成本的工艺不断出现. 基于此, 本文在前人研究的基础上, 采用实验室模拟方法, 探讨在不同温度、冷冻时间条件下, 冷融技术联合常用化学调理对污泥脱水性能的影响, 并以污泥 EPS 含量分析为依据, 通过电镜扫描和颗粒粒径分布分析对其作用机理进行初步探讨. 实验所得结果将进一步用于中试试验, 以验证其规模化运用的可行性, 并以求达到经济性和工业性的统一.

2 材料与方法(Materials and methods)

2.1 材料与仪器

污泥: 污泥为广州市某生活污水处理厂的剩余污泥, 重力沉降 24h 后倒去上清液所得. 原污泥含水率为 97% ~ 98%, pH = 6.9, 污泥沉降比(SV)为 75.5%, 温度为 20 ~ 25℃. 为避免污泥理化性质随时间而变化进而影响实验数据的可靠性, 所有实验均在 4 ~ 5d 内完成.

试剂: 阳离子表面活性剂(CTAC), 用时配成 127.2g·L⁻¹; 阳离子聚丙烯酰胺(CPAM, 取自污水厂)为 1g·L⁻¹; FeCl₃/CaO(分析纯)以质量比 1:2 混合配制, 浓度分别为 80g·L⁻¹、160g·L⁻¹; 酸碱调理剂为 H₂SO₄/NaOH; 牛血清白蛋白、葡萄糖均为分析纯; 所用水为去离子水.

仪器: 101A-3 型电热鼓风干燥箱, XZ-1 旋片式真空泵, KYKY-1000B 扫描电镜, 阿米勒激光粒度仪, PHS-3B 精密 pH 计, 722S 型分光光度计, D-2001T6 同步六联电动搅拌机.

2.2 分析方法

2.2.1 滤饼含水率的测定

24h 自然沉降后的污泥, 将原泥和经 CPAM、FeCl₃/CaO、加酸、CTAC 以及冷融处理后的泥样倒入布氏漏斗, 在 0.08MPa 的压力下真空抽滤 15min, 然后取出部分污泥泥饼置于表面皿中, 于烘箱中 105℃ 恒温烘干 6 ~ 8h 至恒重, 放入干燥器中冷却后称重, 根据式(1)计算滤饼的含水率(朱书卉等, 2007).

$$a = \frac{W_2 - W_3}{W_2 - W_1} \times 100\% \quad (1)$$

式中, a 为滤饼含水率; W_1 为空蒸发皿质量(g); W_2 为蒸发皿和湿样质量(g); W_3 为蒸发皿和干样质量(g).

2.2.2 滤液分析 分别取 100mL 经不同处理后的污泥, 在真空抽滤后取其滤液, 采用双缩脲法, 以牛血清蛋白为标准蛋白测定滤液中胞外蛋白质含量; 采用苯酚-硫酸比色法, 以葡萄糖为标准样品测定胞外糖含量.

2.2.3 污泥絮体结构观察 取处理完的污泥, 利用临界点干燥法干燥, 离子溅射仪中镀铂后送电镜扫描并拍摄成照.

2.2.4 粒径分析 取经过表面活性剂处理过的泥样与原泥, 经激光粒度仪测定其粒径分布.

3 结果(Results)

3.1 常温下不同化学调理对污泥脱水性能的影响

在常温(25℃)条件下, 实验分别考察了传统调理剂 FeCl₃/CaO、高分子絮凝剂 CPAM、酸碱调理剂以及表面活性剂 CTAC 对污泥脱水效果的影响(图 1). 在 CPAM 实验中, 当 CPAM 投加量从 0mg·L⁻¹增至 106mg·L⁻¹时, 真空过滤后污泥含水率降幅较大, 从 89.45% 减至 80.38% (图 1a). 由于所投加的 CPAM 取自污水厂, 而污水厂的污泥经过 CPAM 调理, 再通过离心机后污泥含水率约为 79% ~ 80%, 与本实验结果基本一致, 适合进行对比. 由图 1b 可知, 在投加了 FeCl₃/CaO 后, 污泥滤饼含水率有不同程度的下降, 且投加初期含水率下降最快. 当投加量分别为 2.5mL 即 0.2g/0.4g 时含水率最低, 为 77.85%, 随着投加量的增加污泥脱水效果逐渐变差. 由图 1c 可知, 滤饼含水率的最低值出现在 pH = 2 处, 其含水率为 79.97%; 当 pH 大于或小于 2 时, 污泥脱水程度均较差, 且在碱性条件下污泥的上清液和过滤液都很浑浊. 本实验选用的阳离子表面活性剂为 CTAC, 其对真空抽滤后污泥含水率的影响见图 1d. 由图 1d 可知, 经表面活性剂调理过的污泥, 当 CTAC 投加量从 0g·L⁻¹增至 7.38g·L⁻¹时, 污

泥含水率从 89.45% 减至 68.73%, 污泥体积大大降低; 当投加量继续增大到 $9.42 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 滤饼含水率

基本维持不变. 相较 4 种调理方法而言, 添加表面活性剂 CTAC 的处理效果最佳.

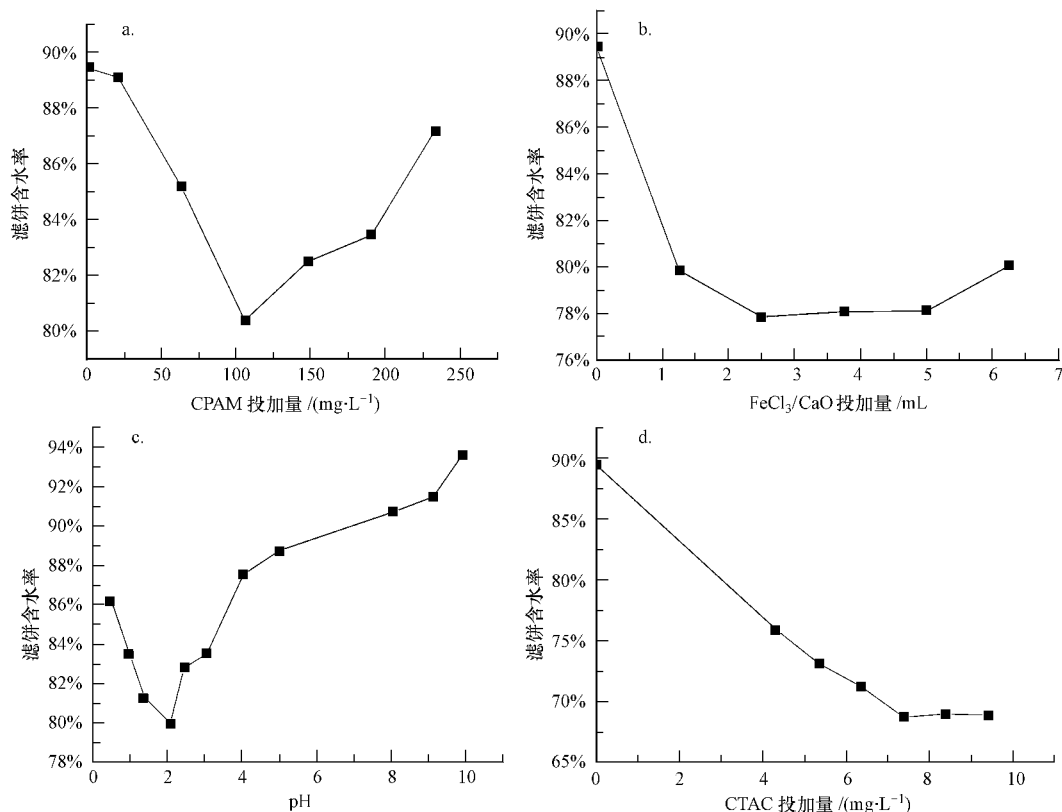


图 1 不同处理对滤饼含水率的影响 (a. CPAM, b. FeCl_3/CaO , c. pH, d. CTAC)

Fig. 1 Effect of different conditioning programs on the moisture content of sludge filter cake (a. CPAM, b. FeCl_3/CaO , c. pH, d. CTAC)

3.2 低温条件下不同化学调理对污泥脱水性能的影响

基于上述常温实验, 在污泥样品中分别投加最佳药剂剂量后放入温控箱中冷藏, 取出后常温融化. 实验研究了污泥在不同温度 (5°C 、 0°C 、 -15°C)、冷冻时间等条件下滤饼含水率的变化 (图 2). 由图 2 可知, 5°C 时, 各条件下滤饼含水率并没有显著变化. 0°C 时, 污泥属于固液混合物, 在冷冻 11h 后基本为固态, 融化后滤饼含水率有较大波动. 其中, 原泥、CPAM、 FeCl_3/CaO 、酸处理较常温时都有不同程度的降低, 最低含水率分别达到了 76%、76%、69%、70% 左右, 降低幅度最大的为未经处理 (原泥) 和酸处理条件下的泥样, 含水率最低的为投加 FeCl_3/CaO 的泥样, 达到 69.32%. 对于投加 CTAC 的泥样, 虽然其变化幅度较大, 但脱水性能并没有改善. 在 -15°C 时, 由于冷冻速率发生了变化, 滤饼含水率变化较 0°C 提前, 主要变化区间在 $0 \sim 8\text{h}$ (图 2c). -15°C 时, CPAM 处理的滤饼含水率较常温下基本不变, 原泥脱水效果也不如 0°C ; 而 CTAC 却较常温

下降了约 6%, 为 62.8%; FeCl_3/CaO 和酸处理下的含水率较 0°C 时变化幅度较小; 在 $11 \sim 24\text{h}$ 之间, 由于污泥絮体结构基本都已经冷冻为固态, 继续冷冻对其脱水效果影响很小.

3.3 不同处理下对胞外聚合物 (EPS) 的影响

污泥絮体主要由细菌、无机颗粒、二价阳离子及胞外聚合物 (EPS) 组成. EPS 由污泥中细菌产生, 主要可能是由水解产物或外来污水中吸收的物质产生. EPS 有助于细菌细胞的存活, 它包围在细胞壁外, 能够防止细胞干燥并像离子交换树脂一样控制溶液中的离子进入细胞. EPS 的有机部分主要由多糖、蛋白质和少量 DNA、脂和腐殖酸类物质组成 (倪丙杰等, 2006). Ayol 等 (2005) 研究认为, EPS 和污泥絮体结构是影响污泥脱水的两个主要因素, 污泥 EPS 中蛋白质和多糖的存在会导致污泥间隙内的结合水增多, 最终致使污泥脱水性能变差, 脱水过程中絮凝剂用量增加. 蛋白质是生物大分子, 蛋白质和水能结合生成各种稳定度不同的胶体溶液, 因而具有胶体溶液的特征. 同时, 蛋白质分子表面有许

多极性基团,这些基团与水有高度亲和性,很容易吸附水分子,导致蛋白质颗粒外面形成一层稳定的水化膜. 由于这层水膜的存在,使得被 EPS 包裹的细胞颗粒彼此不能靠近,阻碍了颗粒的聚集、沉淀,增加了污泥的稳定性. 当包裹蛋白质的水化膜被破坏,蛋白质则游离出来,从而释放细胞所结合的水,提高污泥的脱水性能. 多糖作为一种碳水化合物,在水中只能以胶体形式出现,它的亲水性比蛋白质

要强(鹿雯等,2008). EPS 中多糖含量越高,其水合性也越强,就会有愈多的水被结合在细胞壁的外表面,难以脱水.

占总量 70% ~ 80% 的蛋白质和多糖是 EPS 中最主要的两种成分,因此,以蛋白质和多糖的含量测定作为 EPS 的表征. EPS 测定所用各样品的调理方案见表 1.

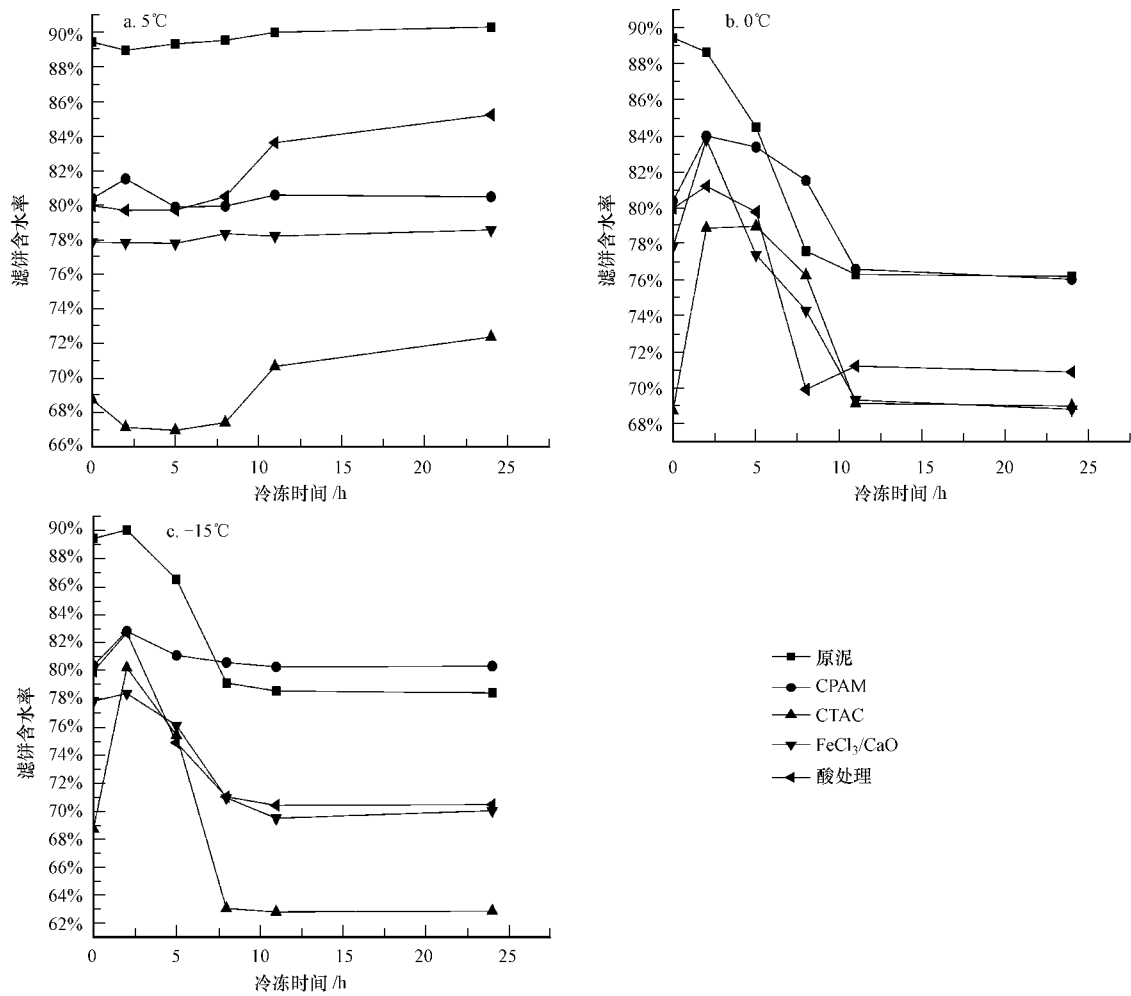


图2 不同温度、冷冻时间条件下滤饼含水率的变化

Fig. 2 Moisture content of sludge filter cake at different temperatures and times

表1 样品序号及调理方案

Table 1 The number of samples and conditioning program

序号	调理方案	最优条件	序号	调理方案	最优条件
1	原泥	—	6	单独冷融	0℃中冷冻 11h
2	CPAM	投加量 106mg·L ⁻¹	7	CPAM + 冷融	投加量为 106mg·L ⁻¹ , 在 0℃中冷冻 11h
3	FeCl ₃ /CaO	投加量 2/4g·L ⁻¹	8	FeCl ₃ /CaO + 冷融	投加量 2/4g·L ⁻¹ , 在 0℃中冷冻 11h
4	CTAC	投加量为 7.38g·L ⁻¹	9	CTAC + 冷融	投加量 7.38g·L ⁻¹ , 在 -15℃中冷冻 11h
5	酸调理	调节 pH 至 2	10	酸处理 + 冷融	调节 pH 至 2, 在 0℃中冷冻 8h

从图 3 可以看出,污泥滤液中的 EPS 含量与相同处理条件下的滤饼含水率存在一定的比例关系,如 9 号样品的蛋白质和多糖含量均最高且较原泥提高很多,分别达到 11.004、1.643mg·mL⁻¹,而其滤饼含水率也最低(62.8%)。相同条件下,经过冷冻

处理的样品中蛋白质和多糖含量几乎都比未经冷冻处理的样品高,而其脱水程度也相应较高。图 3 结果还表明,冷融、CTAC、加酸处理相对于 CPAM、FeCl₃/CaO 的调理更能有效地破坏原污泥结构,使 EPS 流出,从而较大程度地改善污泥脱水能力。

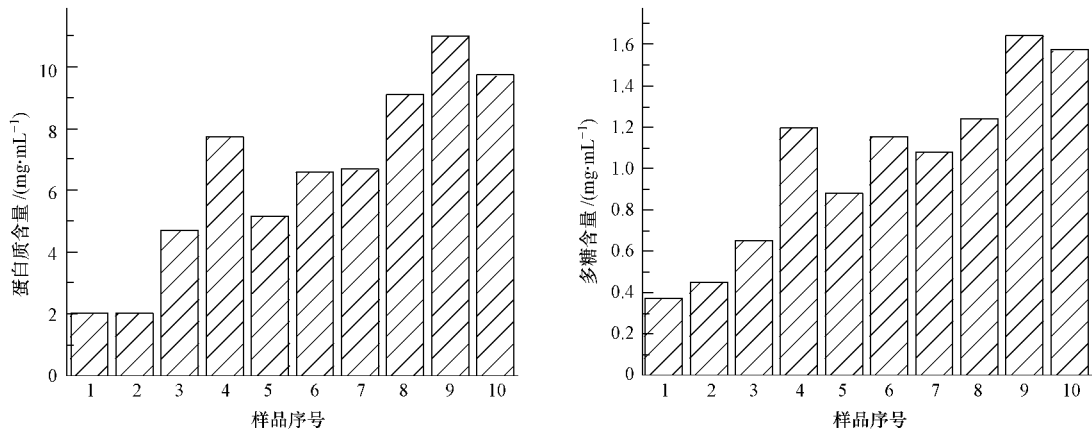


图 3 不同条件处理下 EPS 中蛋白质和多糖含量

Fig. 3 Content of protein and polysaccharide in the EPS after different conditioning programs

3.4 冷冻对污泥粒径的影响

污泥的絮体结构以及粒径大小对污泥的脱水、沉降有很大的影响,本实验仅以表 1 中原泥冷冻前

后为实验对象,通过激光粒度仪测定其粒径分布,以探讨冷冻对污泥颗粒的影响。图 4 为原泥冷冻前

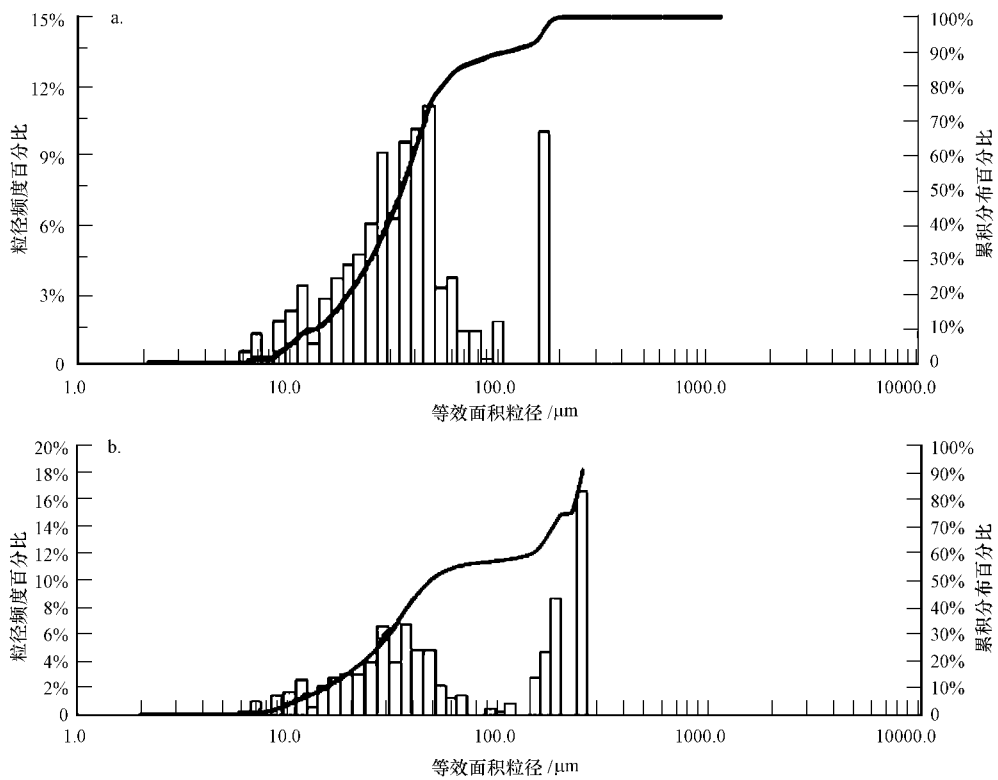


图 4 未处理污泥(a)和冷融后污泥(b)的粒径频度分布(柱状图)和累积分布(曲线图)

Fig. 4 Particle size distribution (frequency histogram and cumulative curve) for original sludge(a) and frozen sludge(b)

后污泥颗粒粒径的频度分布和累积分布曲线. 从图 4 中可以看出,原泥中粒径为 $154.4\mu\text{m}$ 的颗粒所占比例最大,体积分数达到 10% 左右;冷冻融化后的污泥中,粒径为 $239.8\mu\text{m}$ 的颗粒所占比例最大,体

积分数约为 18%. 表 2 为原泥冷冻前后粒径分布统计结果,表明冷冻后污泥的颗粒粒径较原泥明显变大,利于脱水和沉降.

表 2 处理前后污泥的粒径分布统计

Table 2 Particle size distribution summary for the sludge

泥样	d_{10}	d_{20}	d_{30}	d_{40}	d_{50}	d_{60}	d_{70}	d_{80}	d_{90}
未处理	12.35	17.85	22.73	27.61	32.49	37.37	42.24	52.00	154.40
冷冻后	12.98	20.29	27.61	32.49	39.80	61.76	156.90	193.50	239.80

注: d_{10} 为样品中体积累积百分比为 10% 时颗粒的最大直径(其余类推).

3.5 不同条件下预处理对污泥微观结构的影响

污泥的结构无规则,为了方便对比,以下扫描电镜照片(SEM)均取 650 倍放大倍数,观察对象为表 1 中污泥样品(图 5). 图 5a 和图 5b 为原泥冷冻

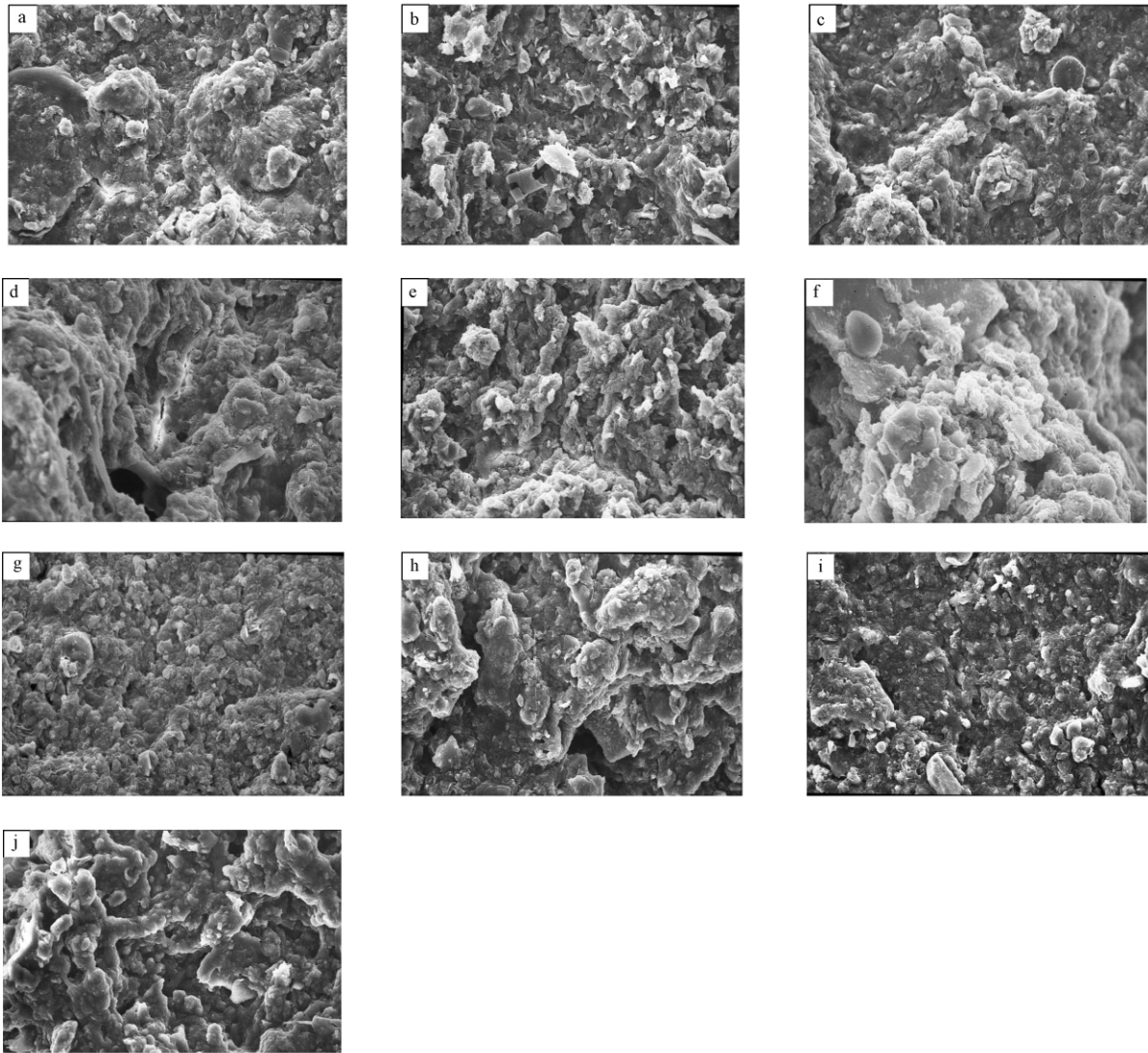


图 5 不同处理方式的污泥 SEM 图(a. 原泥, b. 冷融后原泥, c. 加 CPAM 后污泥, d. 加 CPAM 冷融后污泥, e. 加 FeCl_3/CaO 后污泥, f. 加 FeCl_3/CaO 冷融后污泥, g. 加酸后污泥, h. 加酸冷融后污泥, i. 加 CTAC 后污泥, j. 加 CTAC 冷融后污泥)

Fig. 5 SEM images of sludge after different conditioning programs (a. original sludge, b. frozen sludge, c. sludge with CPAM, d. frozen sludge with CPAM, e. sludge with FeCl_3/CaO , f. frozen sludge with FeCl_3/CaO , g. sludge with CTAC, h. frozen sludge with CTAC, i. sludge with acid, j. frozen sludge with acid)

前后照片,冷冻前污泥呈分散絮团状,冷冻融化后污泥表面为致密状且孔隙增多,表明冷冻后污泥絮体相互凝结挤压从而释放污泥内部结合水;投加 CPAM 后,经过冷冻的泥样较冷冻前表面粗糙、絮凝程度增大、孔隙变大(图 5c、图 5d); FeCl_3/CaO 对污泥的处理效果见图 5e 和图 5f,冷冻前污泥为网状结构,较原泥变化明显,冷冻后污泥则聚集成团;经过 CTAC 和加酸处理后的污泥具有一定的相似性,冷冻前均较原泥破碎、颗粒细小,冷冻后污泥颗粒均变大,絮体网状结构明显(图 5i、图 5j). 电镜扫描结果表明,冷融、CTAC 和酸处理能很大程度破坏原污泥絮体形态,使絮体内部和细胞内部 EPS 流出,有利于提高污泥脱水程度;冷冻后的污泥较冷冻前其表面结构均有较大变化,絮体颗粒大部分凝结成团.

4 讨论(Discussion)

常温下,无机絮凝剂主要是对水中具有相反电荷的胶体起中和、压缩双电层作用,从而使胶体脱稳凝聚,实现固液分离. 三氯化铁在水中形成的各种形态的水合络合物可以吸附带负电荷的胶体粒子,通过压缩双电层、电荷中和、羟基间的桥联和卷扫沉积等作用,使胶体脱稳沉降(郭亚平等,2006). 同时, CaO 有良好的吸附架桥功能,对已脱稳的凝聚颗粒,在合理的动力学条件下可快速形成大的絮体. 将三氯化铁与氧化钙配合使用,具有复合效应. CPAM 对污泥脱水性能的改善主要是通过静电中和和吸附架桥作用来增大凝聚力、粒径,从而促使自由水从污泥颗粒表面分离出来,增强脱水性能. 但是,过量的 CPAM 可使污泥颗粒重新带上正电荷,胶体颗粒因为同种电荷相互排斥而重新分散稳定,导致污泥脱水困难.

作为传统的调理方法,CPAM 和 FeCl_3/CaO 在调理污泥时主要作用对象是污泥中的自由水,这两种方式均能显著地提高污泥脱水的速度,但在脱水程度上却有一定的限制. 酸处理的作用机理是通过 H^+ 与污泥颗粒结合,改变污泥的表面电荷特性和污泥胶体性质;同时,酸处理使污泥表面结构被破坏,污泥中胞外聚合物(EPS)水解,微生物细胞瓦解,从而使絮体内部结合水、细胞内部结合水被释放变成自由水,使污泥水分分布发生变化,提高污泥可脱水程度,改善污泥脱水性能. 污泥表面 EPS 的组成及其含量大小不仅影响絮体表面性质、污泥颗粒的形成及形态保持,同时也影响污泥的过滤性能. 在

污泥中加入表面活性剂可使 EPS 从污泥表面脱落,在表面活性剂的增溶作用下,大量 EPS 溶解;同时,表面活性剂的分解作用可使污泥絮体分散解体,释放出絮体内部的结合水,有利于改善污泥的脱水性能(陈银广等,2000;田禹等,2006). 但是,大量的 EPS 溶出也会增加污泥粘度,而在过滤过程中,这些大分子物质会慢慢堵塞滤纸的滤孔,减小污泥的过滤性能,导致过滤速率递减.

冷融技术作为一种物理预处理方法,由于不会造成二次污染,在国外已经得到普遍认可并得到初步应用,但在国内尚处于探索阶段. 冷融过程会使污泥胶体性质完全被破坏,疏松的颗粒团转变为致密型态,粒径变大,并迅速凝集沉降,提高脱水性能. 国外部分研究认为(Philip *et al.*, 1999; Tao *et al.*, 2006),冷冻速率对冷融法处理污泥的效果具有很大影响,较低的冷冻速率下形成的柱状冰晶比较高冷冻速率下形成的枝状冰晶更能提高污泥的脱水性能. 本实验 0°C 条件下,原泥和投加 CPAM 均较 -15°C 对污泥处理效果好,符合上述观点,但 FeCl_3/CaO 、酸处理条件下的泥样在 0°C 和 -15°C 的脱水效果均没有明显差别,投加 CTAC 反而能进一步提高污泥脱水程度. 这可能是由于 FeCl_3/CaO 、酸处理、CTAC 在冷冻前能较大程度地改变污泥表面结构和絮体形态(图 5),从而使不同冷冻速率下冰晶的生长不致于降低污泥的脱水效果.

5 结论(Conclusions)

1) 常温条件下,对比 CPAM、 FeCl_3/CaO 、CTAC 及加酸 4 种调理方案,发现 CTAC 的调理效果较其他几种更为显著,当 CTAC 投加量为 $7.38\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,污泥滤饼含水率降至 68% 左右. 相比较之下,CPAM 和 FeCl_3/CaO 主要作用于自由水,虽然能显著提高脱水速率,但在脱水程度上仍有一定的限制.

2) 未处理(原泥)和 CPAM 条件下的污泥在较高的冷冻速率条件下脱水效果较差,但 FeCl_3/CaO 、酸处理条件下泥样的脱水效果基本不受影响. -15°C 时, $7.38\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ CTAC 能将污泥含水率继续降至 62% 左右,这可能是由于污泥表面结构发生变化所致.

3) EPS 与污泥脱水效果有密切关系. 污泥表面大分子 EPS 的溶出,提高了絮体可压缩性,使污泥絮体内部的结合水流出从而导致污泥的脱水效果变强. 从微观结构看,冷冻前后污泥表面结构和颗

粒径变化明显,冷融作用使疏松的颗粒团型态致密、粒径变大,利于污泥脱水。

责任作者简介:叶志平(1954—),男,教授级高工,主要从事结合环境污染防治技术对资源进行综合利用方面的研究。

参考文献(References):

- Ayol A. 2005. Enzymatic treatment effects on dewaterability of anaerobically digested biosolids-I: Performance evaluations [J]. *Process Biochemistry*, 40(7):2427—2434
- Buyukkamaci N, Kucukselek E. 2007. Improvement of dewatering capacity of a petrochemical sludge [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 144(1-2):323—327
- 陈银广,杨海真,吴桂标,等. 2000. 表面活性剂改进污泥脱水性能及其作用机理 [J]. *环境科学*, 21(5):97—100
- Chen Y G, Yang H Z, Wu G B, *et al.* 2000. Surfactant improving activated sludge dewaterability and its mechanism [J]. *Environmental Science*, 21(5):97—100 (in Chinese)
- Chen S H, Liu J C, Cheng G H, *et al.* 2006. Conditioning and dewatering of phosphorus-rich biological sludge [J]. *Drying Technology*, 24(10):1217—1223
- 郭亚平,谢练武,周春山. 2006. 复合絮凝剂处理果胶废水工艺研究 [J]. *工业水处理*, 26(4):19—21
- Guo Y P, Xie L W, Zhou C S. 2006. Study on the treatment of pectin wastewater by composite flocculant. [J]. *Industrial Water Treatment*, 26(4):19—21 (in Chinese)
- Kenji K, Akira M B, Rose A. 2001. The Effect of freezing column diameter on freezing and hawing treatment of excess activated sludge [J]. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 34(12):1562—1566
- Krishnamurthy S, Viraraghavan T. 2005. Chemical conditioning for dewatering municipal wastewater sludges [J]. *Energy Sources*, 27(1-2):113—122
- 鹿雯,张登峰,胡开林,等. 2008. 阳离子表面活性剂对污泥脱水性能的影响和作用机理 [J]. *环境化学*, 27(4):444—448
- Lu W, Zhang D F, Hu K L, *et al.* 2008. Effect and mechanism of cationic surfactants on sludge dewaterability [J]. *Environmental Chemistry*, 27(4):444—448 (in Chinese)
- Martel C J, Yushak M, Affleck R. 1998. Operational parameters for mechanical freezing of alum sludge [J]. *Water Research*, 32(9):2646—2654
- Martel C J. 2000. Influence of dissolved solids on the mechanism of freeze-thaw conditioning [J]. *Water Research*, 34(2):657—662
- Nurdan B. 2004. Biological sludge conditioning by Fenton's reagent [J]. *Process Biochemistry*, 39(11):1503—1506
- 倪丙杰,徐得潜,刘绍根. 2006. 污泥性质的重要影响物质-胞外聚合物(EPS) [J]. *环境科学与技术*, 29(3):108—110
- Ni B J, Xu D Q, Liu S G. 2006. Extracellular polymeric substance(EPS) and its influence on properties of activated sludge [J]. *Environmental Science and Technology*, 29(3):108—110 (in Chinese)
- Philip J P, Anthony G C. 1999. Ultra-rapid freezing of water treatment residuals [J]. *Water Research*, 33(10):2239—2246
- 田禹,方琳,黄君礼. 2006. 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*, 26(4):459—463
- Tian Y, Fang L, Huang J L. 2006. Influence of microwave pretreatment on activated sludge structure and dewaterability [J]. *China Environmental Science*, 26(4):459—463 (in Chinese)
- Tao T, Peng X F, Lee D J. 2006. Interaction between wastewater-sludge floc and moving ice front [J]. *Chemical Engineering Science*, 61:5369—5376
- Vesilind P A, Martel C J. 1990. Freezing of water and wastewater sludges [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 116(5):854—862
- 王亚炜,魏源送,肖本益,等. 2009. 微波-过氧化氢联合作用处理污泥的影响因素 [J]. *环境科学学报*, 29(4):697—702
- Wang Y W, Wei Y S, Xiao B Y, *et al.* 2009. Factors of sludge pretreatment by the advanced oxidation process of microwave and hydrogen peroxide [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 29(4):697—702 (in Chinese)
- Young P K, Kyu H A, Kyu M S, *et al.* 2003. Feasibility of sludge ozonation for stabilization and conditioning [J]. *Science and Engineering*, 25(1):73—80
- 尹军,谭学军. 2005. 污水污泥处理处置与资源化利用 [M]. 北京:化学工业出版社. 1—5
- Yin J, Tan X J. 2005. Sewage Sludge Treatment and Disposal and Resource Utilization [M]. Beijing: Chemical Industry Press. 1—5 (in Chinese)
- Yu G H, He P J, Shao L M, *et al.* 2008. Extracellular proteins, polysaccharides and enzymes impact on sludge aerobic digestion after ultrasonic pretreatment [J]. *Water Research*, 42(6-7):1644—1650
- 朱书卉,许红林,韩萍芳. 2007. 超声波结合复合絮凝剂强化生物污泥脱水研究及其作用机理 [J]. *化工进展*, 26(4):537—541
- Zhu S H, Xu H L, Han P F. 2007. Sludge dewatering by ultrasound & composite flocculants and mechanism analysis [J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 26(4):537—541 (in Chinese)