

# 污泥深度脱水处理与处置工艺的COD及碳减排分析\*

刘 鹏<sup>1</sup>, 朱乃若<sup>1</sup>, 熊 唯<sup>1</sup>, 刘 欢<sup>1</sup>, 李亚林<sup>1</sup>,  
时亚飞<sup>1</sup>, 李 野<sup>2</sup>, 何 姝<sup>2</sup>, 杨家宽<sup>1</sup>

(1. 华中科技大学 环境科学与工程学院, 湖北 武汉 430074;

2. 宇星科技发展(深圳)有限公司, 广东 深圳 518057)

**摘 要:** 采用污泥深度脱水技术, 可使泥饼含水率降到 40%~55%, 有利于污泥后续处置的同时实现全过程的 COD 减排及碳减排。经核算, 10 万 m<sup>3</sup>/d 污水处理厂产生的污泥经深度脱水-焚烧、深度脱水-填埋工艺进行合理有效的处理处置, COD 日排放均可减少 5.52 t, CO<sub>2</sub> 日排放可分别减少 26.06 t 和 5.61 t。

**关键词:** 污泥深度脱水; 节能; COD 减排; 碳减排

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1005-8206 (2012) 01-0009-04

## COD and Carbon Emission Reduction in Sludge Deep Dewatering Treatment and Disposal

Liu Peng<sup>1</sup>, Zhu Nairuo<sup>1</sup>, Xiong Wei<sup>1</sup>, Liu Huan<sup>1</sup>, Li Yalin<sup>1</sup>, Shi Yafei<sup>1</sup>, Li Ye<sup>2</sup>, He Shu<sup>2</sup>, Yang Jiakuan<sup>1</sup>

(1. School of Environmental Science & Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan Hubei 430074;

2. Universtar Science & Technology (Shenzhen) Co., Ltd., Shenzhen Guangdong 518057)

**Abstract:** Sludge deep dewatering process can lower the water content of sludge cakes to 40%~55%, which is conducive to subsequent sludge disposal while reducing COD and carbon emissions. For the sewage sludge from a wastewater treatment plant with the capacity of 100 000 m<sup>3</sup>/d, COD emission can be reduced by 5.52 t/d and CO<sub>2</sub> emission can be reduced by 26.06 t/d and 5.61 t/d, respectively, after effective treatment and disposal by deep dewatering-incineration process and deep dewatering-landfill process.

**Key words:** sludge deep dewatering; energy saving; COD emission reduction; carbon emission reduction

据统计, 到 2010 年, 城市污泥年产生量已达到 3 000 万 t (以含水率 80%计)<sup>[1]</sup>。目前我国城市污泥的处理处置工序主要分 3 步: ①污泥在厂区完成初步稳定脱水处理; ②污泥转运至污泥消纳中心进行中转; ③污泥经堆肥、填埋、焚烧完成最终处置。

现行污泥脱水技术普遍存在脱水泥饼含水率过高的问题, 导致后续处置过程耗能高, 难以满足后续处理的要求, 造成严重的二次污染。2009 年哥本哈根会议后, 我国提出“到 2020 年单位 GDP 碳排放强度比 2005 年下降 40%~45%”的减排目标<sup>[1]</sup>。随着污水处理产业的不断扩大, 污泥等固体废物的处理处置环节中所存在的能耗高、排污严重等问题将愈发突出。采用污泥深度脱水处理工艺, 不仅可以降低泥饼的含水率从而利于后续处置, 也可以在一定程度上减少 COD 排放和碳排放, 从而达到节能减排的目的。

## 1 污泥深度脱水工艺

污泥深度脱水处理工艺指对污泥进行调理, 破除细胞壁, 释放结合水、吸附水和内部水, 改

善污泥的脱水性能, 使得脱水后污泥的含水率低于 60%的工艺<sup>[2]</sup>。

### 1.1 深度脱水工艺的关键步骤

#### 1.1.1 污泥调理

污泥调理是在污泥脱水前通过对污泥进行物化处理来改变污泥特性, 从而减小污泥比阻, 提高脱水率。

目前国内的污水处理厂普遍采用聚丙烯酰胺(PAM) 高分子絮凝剂对污泥进行前期调理。PAM 在污泥中起到吸附架桥作用, 可使分散的污泥小颗粒絮凝聚集形成大颗粒, 提高污泥的沉降性能<sup>[3]</sup>, 但并不能改变污泥固相颗粒的形态特征, 破除胞外聚合物(EPS), 因此难以达到脱除结合水的要求。采用该方法调理经离心或带式压滤机脱水后泥饼含水率约 80%, 难以满足后续处置的要求。

深度脱水工艺采用界(表)面改性技术、高级氧化技术和骨架构建体技术等对污泥进行前期调理。界(表)面活性剂可减少固液相间的界面张力, 其两亲结构的增溶作用和分散作用可使聚合物转移至水中, 使污泥絮体中的 EPS 分布发生变化, 促进污泥絮体结构的解体, 从而使絮体网格中所含的水分得以释放<sup>[4-5]</sup>; 高级氧化技术可有效破除污泥中的 EPS, 释放内部水<sup>[6-8]</sup>; 骨架构建体技术可在污泥中形成多孔网状骨架, 改善污泥

\* 基金项目: 国家自然科学基金项目(51078162); 大学生创新活动基金(01-09-261921)

收稿日期: 2011-09-22

颗粒结构,破坏胶体的稳定性,提高混凝剂的混凝效果,增强絮体强度,在污泥中形成脱水通道,提高脱水效率<sup>[9-10]</sup>。

### 1.1.2 污泥脱水

传统的污泥机械脱水主要采用离心脱水和带式压滤机脱水 2 种方式。离心脱水利用固液比重差异,即污泥絮体与水所受离心力的不同,使污泥絮体被更快更多地转移到转筒壁上,形成环状沉淀层,液体则从溢流口排出,达到泥水分离的目的<sup>[11]</sup>;带式压滤机首先在污泥浓缩阶段依靠重力过滤,然后利用滤带本身的压力或张力使污泥脱水,从而获得固含量较高的泥饼<sup>[12]</sup>。由于离心脱水所提供的离心力和带式压滤脱水的压力太小,这 2 种方式不能满足污泥进一步脱水的要求。

深度脱水的机械脱水工艺采用隔膜板框压滤技术。板框脱水工艺根据污泥特性设计分散布浆系统,在网面上形成均匀的湿板元,并多层湿合,形成湿板。在压滤过程中,污泥的过滤靠滤布和滤饼层来完成<sup>[13]</sup>。隔模板框压滤能提供较大的压力,可进一步脱除污泥中的水分,提高脱水污泥含固率。污泥经界(表)面改性-骨架构建体技术、高级氧化-骨架构建体技术调理后,通过隔模板框压滤,脱水泥饼含水率为 40%~55%,可直接满足污泥后续处置要求。

### 1.2 污泥焚烧

污泥焚烧是最快捷、高效的污泥减量化处置方式。焚烧时,一定量的过剩空气与被处理的有机废物在焚烧炉内进行氧化分解反应,废物中的有毒有害物质在高温中氧化分解而被破坏<sup>[14]</sup>。根据 CJ/T 290—2008 城镇污水处理厂污泥处置 单独焚烧用泥质,拟采取焚烧处置的污泥含水率需降低到 50% 以下。干泥具有较高的能量利用价值。而含水率为 80% 的脱水污泥难以直接燃烧,需要干化或加入煤或柴油等辅助燃料<sup>[15]</sup>。采用污泥深度脱水-焚烧工艺,调理阶段选用褐煤等可提供热值的成分作为骨架构建体<sup>[16]</sup>,在得到含水率较低的泥饼同时可提高泥饼本身的热值,免除了污泥干化阶段<sup>[1,17]</sup>的化石能源消耗,有效减少处置过程的碳排放。

### 1.3 污泥填埋

污泥填埋分为单独填埋和混合填埋 2 种方式。污泥填埋前必须经过脱水。传统脱水工艺仅能得到含水率为 80% 左右的泥饼,无法满足 CJ/T 249—2007 城镇污水处理厂污泥处置 混合填埋泥

质的要求(混合填埋含水率 $\leq 60\%$ ,垃圾填埋场覆盖土含水率 $\leq 45\%$ ),因此必须加入填充剂才能达到污泥填埋所需要的力学指标。但添加剂的加入缩短了填埋场的寿命。如果采用高干度脱水填埋工艺,脱水后污泥含水率为 45%~60%,一般可以直接填埋<sup>[18]</sup>。选用粉煤灰、石灰等作为骨架构建体,污泥经深度脱水后,含水率在 60% 以下,可直接填埋。泥饼中的粉煤灰与石灰可发生类似火山灰的水化胶凝反应,能进一步提高固化体的后期强度,达到填埋场覆盖材料的强度指标要求。同时,骨架构建体的加入可固化污泥中重金属等有害物质<sup>[19]</sup>,降低填埋的工序与成本,一定程度上实现了节能减排。

### 2 污泥深度脱水处理处置的 COD 减排量计算

以日处理量为 10 万  $\text{m}^3$  的污水处理厂为例(以下计算均以此规模进行)。对于普通的二级污水处理厂,污泥产生量(含水率 97%)通常为污水量的 0.3%~0.5% (体积比)。按照 0.4% 计算,10 万  $\text{m}^3$  污水产生约 400  $\text{m}^3$  湿污泥。经测定,原始湿污泥的 COD 浓度通常为 13 000~19 000  $\text{mg/L}$ 。按 16 000  $\text{mg/L}$  计,则此规模污水处理厂日产生污泥的 COD 量为:  $400 \times 10^3 \times 16\ 000 / 10^6 = 6\ 400$  (kg)。

目前,污水处理厂大多采用 PAM 调理污泥,经离心或带式压滤机脱水,获得含水率 80% 左右的泥饼。脱水泥饼含水率以 80% 计,脱出水重新返回污水处理系统。脱出水中的 COD 浓度按 800  $\text{mg/L}$  计,则该方式处理的 COD 量为:  $(400 \times 97\% - 400 \times 3\% / 20\% \times 80\%) \times 10^3 \times 800 / 10^6 = 272.0$  (kg)。

假设含水率为 80% 的污泥在自然条件下降解的 COD 量为总量的 10%,则自然降解 COD 量为:  $(6\ 400 - 272.0) \times 10\% = 612.8$  (kg)。

若该规模污水处理厂产生的污泥不经过任何处理处置,则每日直接排放 COD 量为:  $6\ 400 - 272.0 - 612.8 = 5\ 515.2$  (kg) = 5.52 (t)。

若采用深度脱水-焚烧工艺或深度脱水-填埋工艺对污泥进行合理有效的处理处置,则处理量为 10 万  $\text{m}^3/\text{d}$  的污水处理厂 COD 日减排量为 5.52 t。

### 3 污泥深度脱水处理处置的碳减排量计算

污泥焚烧过程中 83% 的碳以气体形式释放<sup>[20]</sup>,其最终气体产物为  $\text{CO}_2$ 。污泥处理处置的碳排放主要来自:①污泥处理处置过程直接排放的  $\text{CO}_2$ ;②处理处置设施运行能耗间接造成的碳足迹。从全球范围来看,前者主要来自大气中已存在的

CO<sub>2</sub>, 只是通过碳吸收-存贮-释放的循环过程又回到大气环境中, 属于中性碳, 对于碳减排的影响有限。而后者从碳源上讲来自化石能源, 属于典型的碳减排领域<sup>[21]</sup>。对深度脱水-焚烧、深度脱水-填埋 2 条工艺路线的碳减排量计算如下。

对于普通的二级污水处理厂, 一般处理量为 10 万 m<sup>3</sup>/d 污水厂干污泥日产生量为 10~20 t, 按照 15 t 计算。根据实验室测定结果, 污水处理厂产生的市政污泥中的碳含量约为 26%<sup>[22]</sup>。处理 15 t 干污泥的 CO<sub>2</sub> 减排量为:  $15 \times 26\% / 12 \times 44 = 14.30$  (t)。

### 3.1 深度脱水-焚烧工艺

深度脱水耗电: 单套高效脱水系统的功率按 100 kW 计, 按 2 套脱水系统同时运行计算, 则运行期间日耗电量为:  $100 \times 2 \times 24 = 4800$  (kW·h)。

深度脱水水耗: 单套高效脱水系统每小时水耗按 10 t 计, 则运行期间日耗水量为:  $10 \times 2 \times 24 = 480$  (t)。

据“杭州网”(http://www.hangzhou.com.cn) 2009-11-24 “低碳生活指导手册”, 每消耗 1 kW·h 电、1 t 水分别折合碳排放 0.785 kg 和 0.194 kg。依照“碳足迹”计算, 深度脱水过程 CO<sub>2</sub> 日排放量为:  $0.785 \times 4800 + 0.194 \times 480 = 3861.12$  (kg) = 3.86 (t)。

经深度脱水后泥饼含水率为 45%~60%, 按 50% 计。根据实际运行测算, 目前发电厂用电率为 8%, 其中锅炉设备厂用电率为 3.5%, 按发电原煤耗 500 g/(kW·h) 计算, 污泥焚烧耗电为 35 kW·h/t。则焚烧 15 t 干泥的 CO<sub>2</sub> 排放量为:  $15 / 50\% \times 35 \times 0.785 = 824.25$  (kg) = 0.82 (t)。

污泥深度脱水后所含热量为 8792 kJ, 按污泥含水率 50% 计算, 湿污泥产热值为:  $8792 \times (1-50\%) = 4396$  (kJ/t)。

由于污泥发热量低, 为低品质轻质燃料, 部分热能被飞灰和残渣带走, 可用系数为正常煤的 90% 左右, 因此每 15 t 污泥可产生有用热量为:  $15 \times (4396 \times 90\%) = 59346$  (kJ)。

每吨污泥处理后焚烧产生的有用热量, 相当于 20934 kJ 的原煤 0.189 t。“百度”网数据显示: 燃烧 1 t 煤的碳排放为 2.6~3.1 t。按照 2.9 t 计算, 则此过程中碳排放减少量为:  $15 / 50\% \times 2.9 \times 0.189 = 16.44$  (t)。

综上, 深度脱水-焚烧工艺碳减排总量为:  $14.30 - 3.86 - 0.82 + 16.44 = 26.06$  (t)。

### 3.2 深度脱水-填埋工艺

假设填埋气体产生过程中无能量损失且有机物全部分解生成 CH<sub>4</sub> 和 CO<sub>2</sub>。根据能量守恒定理, 有机物所含能量均转化为 CH<sub>4</sub> 所含能量。而物质所含能量与该物质完全燃烧所需氧气量 (即 COD) 成特定比例。

据 CH<sub>4</sub> 燃烧化学计量式:  $\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 = \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$ , 可导出:  $V_{\text{CH}_4} = V_{\text{CO}_2}$ 。

为便于实际测量和应用, 将 CH<sub>4</sub> 的衡量单位转化为体积 (L), 得到: 每降解 1 g COD 可产生在 0 °C、0.1 MPa 条件下 0.35 L CH<sub>4</sub>。据此, 可以计算出填埋场的理论 CH<sub>4</sub> 产生量, 即最大 CH<sub>4</sub> 产生量。

由于填埋场气体中 CH<sub>4</sub> 的浓度约为 50%, 可近似地认为总气体产生量为 CH<sub>4</sub> 产生量的 2 倍。即在 0 °C、0.1 MPa 条件下, 1 kg COD 产生 0.7 m<sup>3</sup> 填埋气体。

由于填埋气体中还有少量二氧化硫、氨气、氮气等气体, 对总气体添加 CO<sub>2</sub> 修正因子, 取 0.8。混合气体的相对密度为 1.02~1.06, 取 1.04。

按 10 万 m<sup>3</sup> 污水干污泥产生量为 15 t 计算, 其中 COD 含量为 6400 kg, 则将产生的 CO<sub>2</sub> 排放量为:  $6400 \times 1000 \times 0.7 \times 0.8 / 22.4 \times 29 \times 1.04 / 1000 = 4825.6$  (kg) = 4.83 (t)。

综上, 深度脱水-填埋工艺碳减排总量为:  $14.30 - 3.86 - 4.83 = 5.61$  (t)。

## 4 结束语

污泥深度脱水有利于污泥后续处置, 减少后续处置的耗能, 有效降低污泥处理处置过程中的 COD 排放和碳排放。处理量为 10 万 m<sup>3</sup>/d 污水处理厂产生的污泥经深度脱水-焚烧、深度脱水-填埋工艺进行合理有效的处理处置, 每日 COD 排放量将减少 5.52 t; 经深度脱水-焚烧工艺处理处置, 每日 CO<sub>2</sub> 排放量将减少 26.06 t; 经深度脱水-填埋工艺处理处置, 每日 CO<sub>2</sub> 排放量将减少 5.61 t。污泥经深度脱水后, 减小了处理规模和占地面积, 降低了污泥转运过程中泥饼处置成本和能耗, 随着污泥量的不断增加, 处理处置要求的不断提高, 节能减排的重要性愈加突出, 污泥深度脱水工艺将具有更广泛的应用前景。

### 参考文献

- [1] 刘洪涛, 陈同斌, 杭世琦, 等. 不同污泥处理与处置工艺的碳排放分析[J]. 中国给水排水, 2010, 26 (17): 106-108.
- [2] 谢小青. 厦门城市污泥深度脱水处理和资源化处置利用技术[J]. 水工业



- 市场, 2010, 19 (7) : 26-29.
- [3] Luo Y L, Yang Z H, Xu Z Y, et al. Effect of Trace Amounts of Polyacrylamide (PAM) on Long-term Performance of Activated Sludge[J]. J Hazard Mater, 2011, 189 (1) : 69-75.
- [4] Chen Y, Yang H, Gu G. Effect of Acid and Surfactant Treatment on Activated Sludge Dewatering and Settling[J]. Water Res, 2001, 35 (11) : 2615-2620.
- [5] 鹿雯, 张登峰, 胡开林, 等. 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, 2008, 27 (4) : 444-448.
- [6] Park K Y, Ahn H K, Maeng S K, et al. Feasibility of Sludge Ozonization for Stabilization and Conditioning[J]. Ozone Sci Eng, 2003, 25 (1) : 73-80.
- [7] Buyukkamaci N. Biological Sludge Conditioning by Fenton's Reagent[J]. Process Biochem, 2004, 39 (11) : 1503-1506.
- [8] Beauchesnea I, Cheikh B B, Mercier G, et al. Chemical Treatment of Sludge: In-depth Study on Toxic Metal Removal Efficiency, Dewatering Ability and Fertilizing Property Preservation[J]. Water Res, 2007, 41 (9) : 2028-2038.
- [9] Benítez J, Rodríguez A, Suárez A. Optimization Technique for Sewage Sludge Conditioning with Polymer and Skeleton Builders[J]. Water Res, 1994, 28 (10) : 2067-2073.
- [10] Albertson O E, Kopper M. Fine-coal-aided Centrifugal Dewatering of Waste Activated Sludge[J]. Journal WPCF, 1983, 55 : 145-156.
- [11] 田中良司, 深沢秀司, 岩瀬纯一, 等. 离心脱水机的污泥脱水实验及应用分析[J]. 上海环境科学, 1999, 18 (7) : 321-324.
- [12] 高延耀, 顾国维, 周琪, 等. 水污染控制工程[M]. 3版. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [13] 程俊, 胡小虎, 姚宝军, 等. 污泥机械深度脱水方法对比研究[J]. 中国环境管理干部学院学报, 2010, 20 (5) : 47-49.
- [14] Werther J, Ogada T. Sewage Sludge Combustion[J]. Prog Energy Combust Sci, 1999, 25 (1) : 55-116.
- [15] 秦翠娟, 李红军, 钟学进. 我国污泥焚烧技术的比较与分析[J]. 能源工程, 2011 (1) : 52-56, 61.
- [16] Thapa K B, Qi Y, Clayton S A, et al. Lignite Aided Dewatering of Digested Sewage Sludge[J]. Water Res, 2009, 43 (3) : 623-634.
- [17] Hong J L, Hong J M, Otaki M, et al. Environmental and Economic Life Cycle Assessment for Sewage Sludge Treatment Processes in Japan[J]. Waste Manage, 2009, 29 (2) : 696-703.
- [18] 赵乐军, 戴树桂, 辜显华. 污泥填埋技术应用进展[J]. 中国给水排水, 2004, 20 (4) : 27-30.
- [19] 曹永华, 闫澍旺, 杨昌民. 污泥固化的试验研究[J]. 天津大学学报, 2006, 39 (2) : 199-203.
- [20] Lee D H, Yan R, Shao J, et al. Combustion Characteristics of Sewage Sludge in a Bench-scale Fluidized Bed Reactor[J]. Energy Fuels, 2008, 22 (1) : 2-8.
- [21] 刘洪涛, 陈同斌, 高定, 等. 城镇污水厂污泥处理处置工艺的碳排放比较[J]. 水工业市场, 2010, 19 (9) : 40-41.
- [22] 郭瑞, 陈同斌, 张悦, 等. 不同污泥处理与处置工艺的碳排放[J]. 环境科学学报, 2011, 31 (4) : 673-679.

作者简介: 刘鹏 (1988—), 华中科技大学环境工程专业 08 级本科生。从事基于骨架构建体的污泥脱水同步固化性能研究, 主要负责污泥脱水调理剂的研究、配比优化及探索脱水过程中有机物的迁移转化规律。  
E-mail: niupeng. 11@foxmail. com。

(责任编辑: 刘冬梅)

## ·信息·

### 成都城区年内建成首座餐厨垃圾无害化处理厂

自主创新、节能减排, 成为 2012 年国民经济和社会发展计划的两大亮点。根据计划, 2012 年, 成都中心城区第 1 座餐厨废弃物无害化处理厂将建成。

2012 年将大力发展循环经济, 推动成都市餐厨废弃物资源化利用和无害化处理城市试点建设, 加快中心城区第 1 座、第 2 座餐厨废弃物无害化处理厂等项目建设, 加大收运体系建设、配套政策制定、部门联动执法等工作力度, 切实发挥试点示范作用。

强化资源节约利用, 综合运用产业、价格、财税和投资等行政和市场手段, 创新资源节约利用机制, 健全资源产权制度和有偿使用制度。从设立扶持合同能源管理专项资金、落实税收优惠政策、降低交易成本、创新融资模式、加快行政手续办理等方面加快推行合同能源管理。推进四

川省成都危险废物处置中心、万兴环保发电厂等一批资源节约利用项目建设。节约利用水资源, 推进工业节水和农业节水, 试点推行中水回用。

加快产业结构调整, 积极发展能源消耗少、污染排放小的服务业和新兴产业。引导高耗能企业由扩大生产性投资向节能技术改造投资转变, 加大热电、印染等重点领域和重点耗能企业淘汰力度, 加快淘汰黄标车。继续实施单位 GDP 能耗平衡补偿管理, 推动排污权交易市场建设, 启动排污权交易试点。

积极推进自主创新, 进一步推动成都市经济发展步入依靠科技进步的轨道, 进一步完善以企业为主体、市场为导向、产学研紧密结合的技术创新体系, 加快科研成果转化。争取 150 个国家重大科技专项落地。

来源: 中国固废网