

市政污泥湿颗粒热干化动力学分析

孙国震¹, 张伟², 叶佳璐¹, 梁文政¹, 常国璋¹, 李杰¹, 王翠苹¹

(1. 山东科技大学 土木工程与建筑学院, 山东 青岛 266590;

2. 青岛市团岛污水处理厂, 山东 青岛 266002)

摘要:将高湿污泥分别掺混木屑和核桃壳半焦调节湿度, 掺混污泥造粒后进行湿颗粒热干化特性研究。分别通过热重分析仪与流化床进行层状干化和流化干化受热失水过程研究, 分析了高湿污泥颗粒干化失水规律。结果表明, 对于层状干化, 3 种颗粒干化过程均可分为 4 个阶段, 其中污泥掺混半焦失重最大(61.8%), 失重速率最快(9.0%/min), 但吸收热量也最多, 层状干化的失重速率在一定温度范围内与 Z-L-T 方程所描述的三维扩散吻合; 流化干化的热源温度对于污泥颗粒干化有较大影响, 160 °C 时纯污泥的干化失重最多, 300 °C 时污泥掺混半焦与掺混木屑颗粒的干化失重相近, 均优于纯污泥颗粒, 流化干化过程的失水速率遵循 Modified Page 动力学模型; 污泥颗粒入炉含湿量相近时, 流化干化较层状干化具有明显的优势, 各污泥颗粒均快速失水, 含水率降至 5%~10%。

关键词:高湿污泥; 生物质; 层状干化; 流化干化; 动力学模型

中图分类号: X712

文献标志码: A

Kinetic analysis of heat drying characteristics of high wet municipal sludge particles

SUN Guozhen¹, ZHANG Wei², YE Jialu¹, LIANG Wenzheng¹,

CHANG Guozhang¹, LI Jie¹, WANG Cuiping¹

(1. College of Civil Engineering and Architecture, Shandong University of Science and Technology, Qingdao 266590, China;

2. Qingdao Tuandao Sewage Treatment Plant, Qingdao 266002, China)

Abstract: In this study, high wet sludge were mixed with sawdust and nut shell char respectively to regulate its humidity and the thermal drying characteristics of the mixed wet sludge particles were investigated. Two kinds of drying methods, layering and fluidizing, were respectively used to analyze the heating and dehydration process of high wet sludge in thermal gravimetric analyzer (TGA) and fluidized bed. The drying law of high wet particles was finally summarized. The results indicated that for layer drying, all three types of particles can be divided into four drying stages. Among these sludge particles, the sludge mixed with char particles exhibited the largest weight loss (61.8%) and the fastest weight loss rate (9.0%/min), but it also absorbed the most heat. The weight loss rate in layer drying matched the three-dimensional diffusion described by the Z-L-T equation within a certain temperature range. The temperature of the heat source had a significant impact on the drying of sludge particles in fluidized drying. At 160 °C, the pure sludge articles achieved the best drying effect. At 300 °C, the sludge mixed with char or sawdust particles had similar drying effects, both of which were superior to pure sludge particles. The fluidized drying process followed the Modified Page kinetic model, and it had an advantage over layer drying when the sludge particles had the similar moisture content. All types of sludge particles quickly lost water and reached a moisture content of 5%~10%.

收稿日期: 2023-07-05

基金项目: 国家自然科学基金项目(52076125); 山东省自然科学基金重点项目(ZR2020KE040)

作者简介: 孙国震(1998—), 男, 山东潍坊人, 硕士研究生, 主要研究方向为有机固废热化学转化。

王翠苹(1969—), 女, 河北景县人, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为清洁燃烧, 本文通信作者。

E-mail: wangcuiping@tsinghua.org.cn

Key words: high wet sludge; biomass; layer drying; fluidized drying; kinetic model

“双碳”目标背景下,我国《污泥无害化处理和资源化利用实施方案》确立了减量化、无害化、稳定化和资源化处理原则,污泥资源化成为必经之路。生物质作为唯一的含碳可再生能源,在替代燃煤方面具有极高的应用价值^[1-2]。生物质半焦是生物质热解提质的产物,具有廉价易得、固定碳含量高、挥发分低等特点,可以作为生物质/污泥气化的催化剂^[3-4],也成为掺混污泥干化提质的一种选择。热化学转化是目前污泥与生物质的主要利用方式,以掺烧、热解、气化以及水热解为主^[5]。其中,除高湿污泥直接水热解外,其余处理方法都需要对原料进行预干化^[6-7]。但是,市政污泥作为污水处理的副产物,成分复杂,含水量高,粘性大,污泥微团的内部结合水难以脱除,干化能耗巨大^[8-10],这限制了污泥热化学转化技术的应用。因此,降低污泥干化能耗成为热化学转化的首要难题。

传统污泥干化方式都存在环境不友好的问题,如自然晾晒堆肥,不仅占用大量的土地资源,消耗大量时间,也对空气以及土壤造成严重污染。卫生填埋同样占用土地,污染环境,且卫生填埋要求污泥含湿量小于60%,污水处理厂含湿量80%左右的污泥需进行干化处理^[11-12]。常用的烟气余热干化采用层铺污泥干化方法居多,污泥升温过程形成表层干化硬壳,内部含湿的析出将消耗太多能量^[13]。借鉴粮食流化干燥方法,物料颗粒与热风介质进行流动中的热、湿交换,颗粒表面的水分被热风连续带走,可达到彻底干燥目的^[14]。李云玉等^[15]设计了一种城市污泥流化床干化系统,利用导热油管进行热干化,床层间的平均传热系数达148~187 W/(m²·K)。Adamiec^[16]对啤酒厂污泥与生物污泥掺混进行流态化干化,结果表明,两种污泥都实现良好的低能耗干化,且干化后吸湿性低,可以长时间保存。白龙港污水厂采用流化干化的方式对各类污泥进行处理,流化床干化系统能够安全、稳定运行,干化系统产生的冷凝水、载气等可以妥善处置,臭气污染物得到控制^[17]。但流化干燥对物料有一定的颗粒度和湿度要求^[18],大而重的团块会影响干化效果,且过高的含湿量使污泥容易发生二次团聚^[19]。Li等^[20]将污水污泥与麦秆掺混进行共热解气化实现了含湿污泥的热解,说明污泥与生物掺混可以初步降低污泥含湿量,便于资源化利用。污泥干化后常用作燃料焚烧或者掺烧释放热量,因此掺混生物质是提高污泥燃料品质的一个途径。污泥掺混生物质后干化利用,可同时处理两种固废。

常用的层状干化、流化干化、热风悬浮干化以及排烟干化等方法各有利弊。本研究采用木屑粉末和核桃壳热解半焦粉末调节高湿污泥湿度,挤压制备含湿60%左右的混合燃料颗粒,在热重分析仪和流化床中进行层状干化和流化干化,获得污泥层状干化及流化干化的动力学模型,为污泥低能耗干化工况参数的确定提供参考。

1 实验过程

1.1 实验材料

本研究采用的污泥取自青岛市某污水处理厂,放置1周后含湿量约为67%,原料的工业分析与干基发热量见表1。生物质原料为木屑,生物质半焦采用核桃壳热解自行制备。

表1 生物质与污泥的工业分析及干基发热量
Table 1 Industrial analysis and dry base calorific value of biomass and sludge

物料	水分/%	挥发分/%	固定碳/%	灰分/%	干基发热量/(MJ/kg)
污泥	67.00	17.69	2.11	13.20	12.37
木屑	47.40	43.76	8.31	0.53	19.50
核桃壳	6.70	73.14	18.48	1.68	18.97

木屑通过粉碎机研磨成粉末,放入烘箱中105℃烘干3h,彻底去除木屑粉末中的水分;将核桃壳磨制成粉末放入石英舟后,缓慢推入高温管式炉中,在氩气气氛下升温到600℃恒温40min,热解制得生物质半焦。为了达到各工况中污泥颗粒相近的入炉含湿量(60%),污泥与木屑/生物质半焦的质量比为2:1。称

取污泥与干燥后木屑/生物质半焦粉末,充分混合后鞣制成团状,利用压条机分别压制成条,切割成粒。在成型机中制成纯污泥、污泥+木屑、污泥+生物质半焦的颗粒,颗粒粒径 2~3 mm,2 种掺混颗粒的热值分别为 14.74、14.57 MJ/kg。

1.2 实验装置

实验所用热重分析仪为德国耐驰公司的 STA449F5 HTP40000A69 型同步热分析仪。小型流化床系统如图 1 所示,主要由流化床反应器、空气压缩机、玻璃转子流量计以及物料分析所需的天平、鼓风干燥箱等组成。流化床反应器净高 1.9 m,内径 45 mm。通过四段热电偶监测床内温度。由空气压缩机提供压缩空气作为流化气体,通过压力表调控出口压力,并由玻璃转子流量计观测出口流量。出入料的污泥颗粒和床料(氧化铝)颗粒可定期取样,将干化污泥颗粒分离后用天平和鼓风干燥箱测量含湿量。

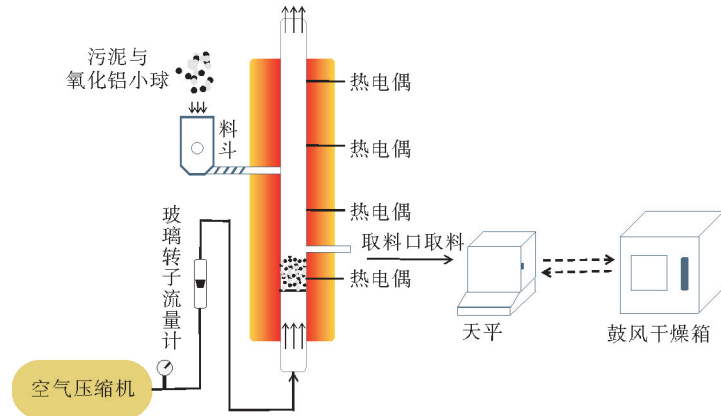


图 1 小型流化床系统
Fig. 1 Mini-fluidized bed system

1.3 热重分析仪中污泥颗粒的层状干化

从制备的同批污泥颗粒中各取 1 个颗粒在热重分析仪中进行干化,模拟污泥颗粒层状干化,每组实验重复 3 次,得到含湿量变化曲线。参考 Zhang 等^[21]的工作设定实验程序:氮气气氛下由 35 °C 以 10 °C/min 的升温速率升到 300 °C 后恒温 30 min。每种工况重复 3 次,以确保误差在允许范围内。实验结束后记录含水量变化曲线并取出污泥颗粒团,观察其表面干化情况。

1.4 流化床中污泥颗粒的流化干化

在流化床系统中进行污泥颗粒的干化。首先在与流化床反应器相同尺寸的亚克力管中进行冷态的流化过程,以确定合适的空气流量以及颗粒在床内的流化状态。为了与后期污泥颗粒的干化实验相结合,在流化实验中以氧化铝陶瓷颗粒作为床料。分别取粒径约 3 mm 的氧化铝陶瓷颗粒 40、60、80 g,观察其在亚克力管内的流化状况,如图 2 所示,图中红色标示线代表料层同一高度(布风板高度有变化)。可以看出,40 g 氧化铝颗粒形成的床料层高度最低,如图 2(a)所示,在流化过程中,出现不规则的气体空腔区,使得床层分布不均匀,流化后料层最高,如图 2(b)所示,说明气体易于穿透过低的床层,难以实现稳定的流化;60 g 与 80 g 氧化铝颗粒可以达到节涌床的状态,形成良好的流化态,但 80 g 氧化铝颗粒流化需要更大的流化气流量。因此选用 60 g 氧化铝陶瓷颗粒作为床料并确定了与之对应的流化气量。

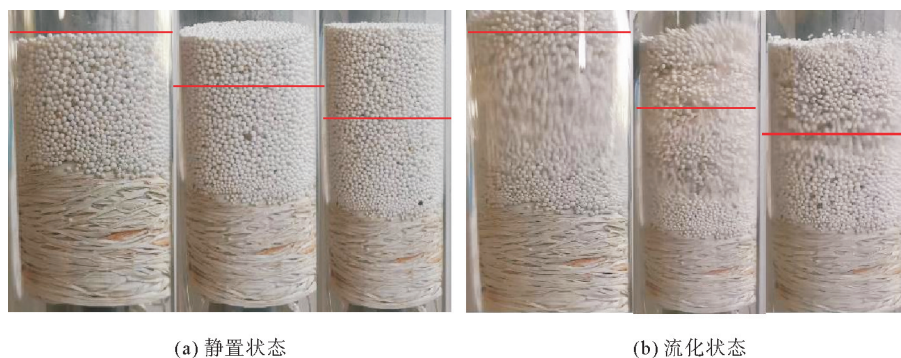


图 2 氧化铝颗粒料层的静置状态及流化状态(从左到右质量依次为 40、60、80 g)

Fig. 2 Material layer and fluidization state of Al₂O₃ particles (From left to right, the mass is 40, 60 and 80 g)

将图 1 所示的实验系统连接完毕,称量干燥玻璃小瓶并进行编号。从制备好的污泥颗粒中选取 4 个放入 1 号小瓶,作为颗粒初始含湿量的确定样本。称取 60 g 氧化铝陶瓷颗粒加入床内,以 10 °C/min 的升温速率升到所需温度。打开空气压缩机,调节出口压力稳定在 41.37 kPa,空气流量约为 7 m³/h。待压力稳定后从螺旋加料口加入 3 g 左右污泥颗粒并开始计时,每间隔 10 min 用长柄勺通过取料口取出氧化铝和污泥的混合料,由于物料处于流化态,可将取料勺探入物料内部均匀取样,从混合物料取样中分出 4 个干化污泥颗粒分别保存在有标号的玻璃小瓶中密封,其余的氧化铝和污泥颗粒均从加料口送回。实验共包括 9 种工况,实验所选 3 个温度根据同步热分析仪中的结果,初温为失重速率最大时对应温度,终温与热同步分析仪一致,为保证实验结果的可靠性,选取中间温度 160 °C 同样作为实验温度之一。除了低温干化污泥,热风干化或排烟余热干化污泥的热源温度往往在 110~300 °C 范围内,与实验工况对应,实验工况如表 2 所示。

实验结束后即刻称量颗粒样品质量,然后放入 105 °C 鼓风干燥箱中烘干 5 h 使其完全干燥,计算并记录每组工况不同干燥时间颗粒的含湿量。

表 2 实验工况

工况	干燥温度/°C	颗粒种类
1	110	纯污泥
2	160	纯污泥
3	300	纯污泥
4	110	污泥+木屑
5	160	污泥+木屑
6	300	污泥+木屑
7	110	污泥+半焦
8	160	污泥+半焦
9	300	污泥+半焦

2 实验结果及分析

2.1 污泥颗粒在热重分析仪中的干化

3 种初始含湿率相近(60%)的颗粒的热重分析曲线如图 3 所示。可以看出,污泥颗粒干化曲线分为 4 个阶段。第 1 阶段,升温过程的前 10 min,污泥颗粒的重量快速减少,此阶段为自由水的快速析出阶段。第 2 阶段,温度上升到 120~240 °C,失水速率大幅下降,此阶段污泥颗粒表面水分大部分析出形成干化硬壳,导致颗粒团内部水分不容易析出,含水量变化不再明显。3 种污泥颗粒干化形成硬壳的温度区间相近,但颗粒所处含水率相差较大,图 3(a)中的纯污泥颗粒在失重 25% 时进入硬壳阶段,最高失水速率为 4.2%/min。图 3(b)中的污泥掺混木屑颗粒,因为温度升高导致木屑粘性增加而影响水分析出,失水 18% 时就进入硬壳阶段,最高失水速率为 3.7%/min。而污泥掺混半焦的颗粒,如图 3(a)和图 3(b),失水 53% 时进入硬壳阶段,最高失水速率达 9%/min。可见,掺混物料的粘性对污泥颗粒的失水速率具有重要影响。第 3 阶段,当温度超过 240 °C 后,失水速率再次增加,这是由于污泥颗粒的内外温差越来越大,内部的水分气化增压,可以从干化硬壳裂缝析出,即污泥微团中结合水部分析出。第 4 阶段,温度达到 300 °C 后,颗粒的失重速率基本不再变化,颗粒硬壳内水分析出速

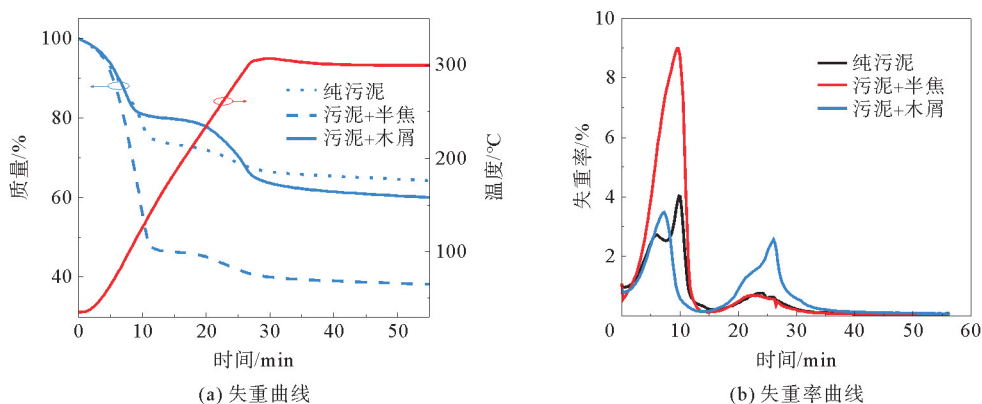


图 3 3 种污泥颗粒在热重中的失重/失重率曲线

Fig. 3 Weight loss ratio curve of three sludge particles in TGA

度十分缓慢,同时污泥开始微弱的热解,挥发分析出和残余结合水的蒸发析出是进一步失重的原因。除了图3(a)中的半焦掺混的污泥颗粒,其他两种污泥颗粒并未得到大幅度干化,纯污泥颗粒最终含水率最高。表3展示了3种颗粒最大失重量以及失重速率。

利用差示扫描量热法(differential scanning calorimeter, DSC)对3种污泥颗粒在不同失重阶段的热流率进行测量,结果如图4所示,3种颗粒的吸热放热阶段有较大差异。在自由水蒸发析出的吸热峰阶段,因快速失水且失水率最高,半焦掺混污泥颗粒吸热量最高;而结合水以蒸汽形式破壳析出阶段,蒸汽携带热量引起了炉内的“放热现象”。木屑掺混污泥颗粒释放的蒸汽带热量最大,因为该颗粒受硬壳锁住的水汽量最大。因此,半焦掺混污泥最适合层状方式干化,在120~130℃的低温条件下即可快速失水而达到干化目的。

2.2 污泥颗粒在流化床系统中的干化

相同初始湿度的污泥颗粒在不同床温下的流化干化,颗粒含水量变化曲线如图5所示。流化过程利于传热传质,由图5(a)可看出,对于纯污泥颗粒,110℃时干化效果最差,160℃的干化效果优于300℃,说明高温加热未必形成快速失水,高温时形成了少许的硬化外壳。而对于掺混木屑与半焦的污泥颗粒,见图5(b)、图5(c),纯污泥低温时干化除外,最终含湿率差别不大;均存在着初始快速失水、中段缓慢失水和最后失水3个阶段,300℃时流化失水的缓慢阶段与层状干化中表面硬壳的形成类似,形成了微弱的硬壳。同理,污泥颗粒表面的干化硬壳需要更高的球内外温差和流化撞击来破碎,因此在30min之后的失水阶段,300℃加热的掺木屑污泥颗粒以更快速率失水,使其最终含水量稍低于其余两个干化温度。

表3 3种污泥颗粒最大失重量/失重速率

Table 3 Maximum weight loss/weight loss rate of three sludge particles

污泥颗粒	最大失重量/%	最大失重速率/(%/min)
纯污泥	35.7	4.2
污泥+半焦	61.8	9.0
污泥+木屑	40.0	3.7

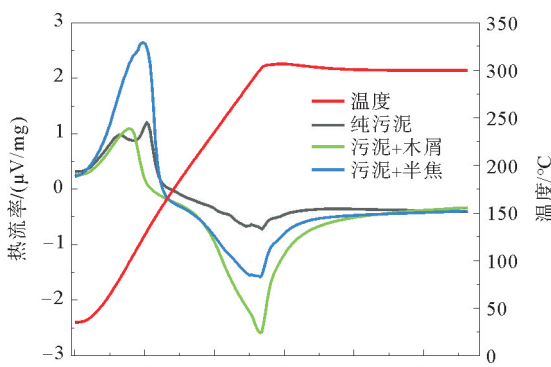


图4 3种污泥颗粒在热重中的DSC曲线

Fig. 4 DSC curves of three sludge particles in TGA

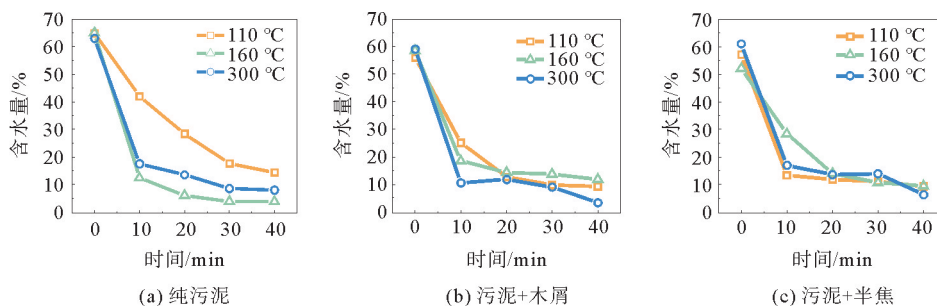


图5 污泥颗粒在不同干化温度下的含水量变化曲线

Fig. 5 Moisture content of sludge particles at different drying temperatures

图6为不同污泥颗粒在相同温度下含水量变化曲线的对比。可以看出,3种污泥颗粒适合不同床温的流化干化,纯污泥在110℃时的干化效率低于掺混木屑或半焦的污泥颗粒,在160℃时优于两种掺混颗粒,在300℃时又与2种掺混颗粒相近。掺混半焦的污泥颗粒110℃时即能快速失水,与层状干化时相近。掺混木屑的污泥颗粒更适于300℃下进行流化干化。分析原因,掺混的半焦将污泥颗粒内隔离成一些联通的

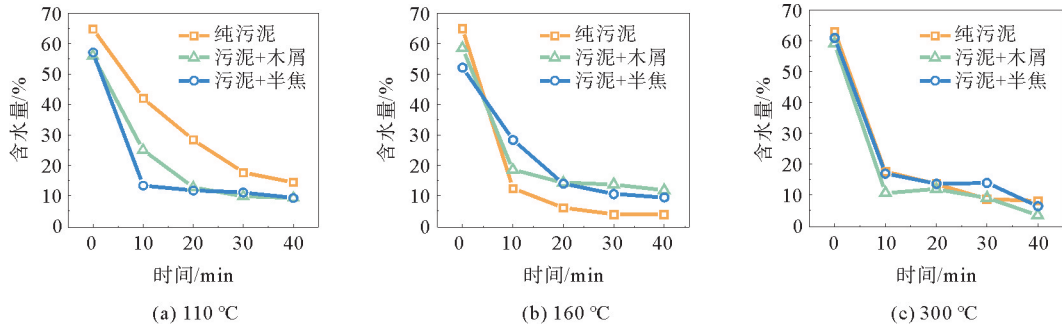


图 6 不同污泥颗粒受床温影响的含水量变化

Fig. 6 Water content of different sludge particles affected by bed temperature

微单元,内部水分容易从污泥颗粒内部快速析出,直到表层因失水收缩形成硬壳。掺混木屑的污泥由于木屑的纤维结构在 300 °C 产生热解疏松了干化硬壳,在氧化铝颗粒的流化碰撞下颗粒开始出现破碎,如图 7 所示,水分可以从硬壳缝隙通过,300 °C 时掺混木屑的污泥颗粒失水速率甚至高于掺混半焦的污泥颗粒。床内温度越高,不同类型的污泥颗粒失水速率越接近。因此在较低的热源温度时,可以采用纯污泥干化。实际的污泥干化运行常采用层状干化。当热风或者排烟温度较高(例如 300 °C)时,木屑掺混的污泥颗粒流化干化失水速率最快。

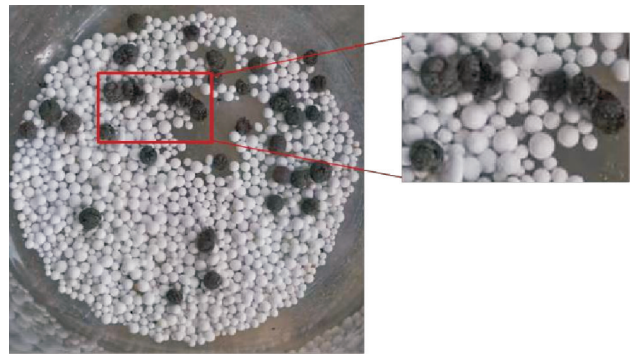


图 7 300 °C 干化 40 min 的污泥掺混木屑颗粒的破碎现象

Fig. 7 Crushing phenomenon of sludge mixed with sawdust particles after drying at 300 °C for 40 minutes

2.3 污泥颗粒干化动力学分析

首先定义干燥率 α 为污泥在 t 时刻时减少的质量与最终污泥减少质量的比值^[22],即

$$\alpha = \frac{m_0 - m_t}{m_0 - m_f} \quad (1)$$

式中, α 为干燥率; m_0 为污泥颗粒初始质量,g; m_t 为 t 时刻污泥颗粒的质量,g; m_f 为最终污泥颗粒的质量,g。对于热重分析仪中污泥颗粒干化的 4 个阶段,每个阶段对应于不同的模型,因为第 1 阶段自由水快速析出,是主要的干化阶段,可以用非等温干燥动力学的典型方程表示^[22]:

$$\frac{d\alpha}{dT} = \frac{A}{\beta} \exp\left(-\frac{E}{RT}\right) f(\alpha) \quad (2)$$

式中: A 为指前因子, s^{-1} ; β 为升温速率, K/s ; E 为活化能, kJ/mol ;理想气体常数 $R=8.314 \times 10^{-3} kJ/(mol \cdot K)$; T 为温度, K ; $f(\alpha)$ 为微分机理函数。

采用 Coats-Redfern 方法确定最可能的机理函数^[21]。将式(2)两边积分得:

$$\ln \left[\frac{G(\alpha)}{T^2} \right] = \ln \left(\frac{AR}{\beta E} \right) - \frac{E}{RT} \quad (3)$$

式中, $G(\alpha)$ 为积分机理函数。常用机理函数有 45 种^[23],考虑到本实验为球型污泥颗粒,因此选用表 4 中的 4 种机理函数进行拟合,以确定最佳拟合模型。由式(3)可以看出,对于确定的升温速率 β , $\ln \left[\frac{G(\alpha)}{T^2} \right]$ 与 $\frac{1}{T}$ 呈线性关系,因此拟合斜率即可求出活化能 E ,再通过截距求得指前因子 A 。

表 4 主要机理函数及拟合结果

Table 4 Main mechanism functions and fitting results

方程名称	G(α)	纯污泥颗粒			污泥木屑颗粒			污泥半焦颗粒		
		E/(kJ/mol)	A/s ⁻¹	r ²	E/(kJ/mol)	A/s ⁻¹	r ²	E/(kJ/mol)	A/s ⁻¹	r ²
Ginstling-Brounshtein 方程	$1 - \frac{2}{3}\alpha - (1-\alpha)^{\frac{2}{3}}$	30.31	27.11	0.89	50.78	4.84×10 ⁴	0.92	52.22	5.55×10 ⁴	0.97
Jander 方程	$[1 - (1-\alpha)^{\frac{1}{3}}]^2$	32.17	59.16	0.90	50.03	8.11×10 ⁴	0.93	54.20	1.23×10 ⁴	0.98
Z-L-T 方程	$[(1-\alpha)^{-\frac{1}{3}} - 1]^2$	34.17	169.50	0.97	50.93	6.28×10 ⁴	0.97	60.45	1.51×10 ⁶	0.99
Shrink ball (volume)方程	$1 - (1-\alpha)^{\frac{1}{3}}$	3.65	0.01	0.25	10.10	9.72×10 ²	0.73	12.24	0.214 9	0.95

如表 4 所示,对于 Shrink ball(volume)模型,3 种颗粒拟合度都较差,r² 均最小,最小值只有 0.25。Z-L-T 方程模型拟合度最好,指前因子最大。说明对于层状干化,3 种颗粒在快速失水阶段的失重曲线都与 Z-L-T 方程所描述的三维扩散更加吻合。其中掺混半焦的污泥颗粒相较于其余两种颗粒,误差更小,这也与失重曲线中掺混半焦颗粒在第 1 阶段脱水更充分一致。将所得活化能与指前因子代入式(2),得到热重分析仪中污泥颗粒的层状干燥的动力学模型:

$$\frac{d\alpha}{dt} = A_1 \exp\left(-\frac{E}{RT}\right) \frac{1}{(1-\alpha)^{\frac{2}{3}} - (1-\alpha)} \quad (4)$$

式中,活化能 E 可由表 4 查得,指前因子 A₁ 可由表 4 中 A 乘系数 $\frac{2}{3}$ 求出。采用 Coats-Redfem 方法及其相应的相关系数 r² 的大小,列入表 4。

稳定的流化干化,流化床横截面上近乎恒温,因此参考国内外学者对恒温段干燥动力学研究,选择如表 5 的 4 种模型进行拟合^[24-25],其中系数 a 为指前因子。为区别于变温干化动力学模型中的系数 A₁,恒温段干化热力学模型中的指前因子用 A₂ 表示。

通过 Origin 软件拟合不同颗粒的流化干化数据。对于 3 种颗粒,拟合度最高的均为

Modified Page 模型,纯污泥、污泥掺混半焦、污泥掺混木屑的 r² 分别为 0.862 98、0.888 42、0.818 92,较为理想。最终得到污泥颗粒流化干化的动力学模型为:

$$\alpha = A_2 \exp(-kt^n) \quad (5)$$

式(5)两边同时对 t 求导,可得到干燥率对于时间的函数:

$$\frac{d\alpha}{dt} = -A_2 kn \exp(-kt^n) t^{n-1} \quad (6)$$

式中各系数见表 6。在不同温度水平下恒温干燥,模型中 A₂ 和 k 会有所变化,幂次 n 均在 2 左右。

通过上述模型分析可以看出,层状干化与流化干化遵循的规律不同,层状干化速率受温度和指前因子影响最大,为三维扩散型失水;而流化干化速率主要取决于时间变量和时间的幂次函数,指前因子和幂系数影响不大。由图 6 可知,无论炉内温度是否变化,流化干燥均在 40 min 时将含水率降至 10%。因流化干化模型中时间的幂次约等于 2,称之为伪二级动力型失水,失水速率取决于时间。

表 5 流化干化模型

Table 5 Fluidized drying model

序号	模型名称	模型表达式
1	Lewis	exp(-kt)
2	Henderson and Pabis	a exp(-kt)
3	Page	exp(-kt ⁿ)
4	Modified Page	a exp(-kt ⁿ)

3 结论

本研究为降低污泥干化预处理的能耗,对3种不同的污泥颗粒在热重分析仪及小型流化床系统中的干化行为进行了研究,主要结论如下:

- 1) 层状干化中,3种污泥颗粒干化过程均表现为4个阶段:快速失水阶段、干化硬壳形成阶段、硬壳突破阶段、恒温下缓慢失水阶段。其中掺混半焦的污泥颗粒在第1阶段快速失水、具有明显优势,具有最大失重率(61.8%)与最大失重速率(9%/min)。
- 2) 流化干化中,纯污泥颗粒适宜在较低的160℃下干化;掺混污泥在110℃或300℃时均具有更高的干化速率;掺混木屑颗粒由于300℃时开始热解疏松了干化硬壳而产生破碎,干燥率优于其余两种颗粒,达到相同干燥率的用时更短。
- 3) 对于快速失水阶段,3种污泥颗粒层状干化的失重速率与Z-L-T方程的三维扩散一致。流化干化的快速失水过程符合Modified Page模型,其干燥率与时间的函数关系属于伪二级模型,是动力学控制。
- 4) 湿污泥颗粒干化,影响因素较为复杂,需结合热源温度选择是否掺混生物质、层状或流化干化,以缩短干化硬壳阶段,达到快速失水的节能目的。

参考文献:

- [1] 邹俊,陈应泉,杨海平,等. 生物质高值化利用研究综述[J]. 华中科技大学学报(自然科学版),2022,50(7):79-88.
ZOU Jun, CHEN Yingquan, YANG Haiping, et al. Review on high value utilization of biomass[J]. Journal of Huazhong University of Science and Technology (Natural Science Edition), 2022, 50(7): 79-88.
- [2] 林乐腾,周仕学,王文超. 生物质加氢萃取的研究[J]. 山东科技大学学报(自然科学版),2005,24(3):109-112.
LIN Leteng, ZHOU Shixue, WANG Wenchao. Study on hydrogenating extraction of biomass[J]. Journal of Shandong University of Science and Technology (Natural Science), 2005, 24(3): 109-112.
- [3] 牛永红,蔡尧尧,李义科,等. 半焦催化剂对生物质热解产物催化重整的试验研究[J]. 热能动力工程,2020,35(7):207-214.
NIU Yonghong, CAI Yaoyao, LI Yike, et al. Experimental study on catalytic reforming of biomass pyrolysis products by semi-coke catalyst[J]. Journal of Engineering for Thermal Energy and Power, 2020, 35(7): 207-214.
- [4] 黄勇,刘沙沙,吴益霜,等. 丁香酚在生物质半焦催化下的转化行为[J]. 林业工程学报,2021,6(2):94-100.
HUANG Yong, LIU Shasha, WU Yishuang, et al. Catalytic conversion of eugenol over bio-char[J]. Journal of Forestry Engineering, 2021, 6(2): 94-100.
- [5] 张鑫,矫健,董平. 微波干燥脱水污泥性质变化及分析[J]. 山东科技大学学报(自然科学版),2010,29(3):58-63.
ZHANG Xin, JIAO Jian, DONG Ping. The characteristic change and analysis of dewatering sludge by microwave drying [J]. Journal of Huazhong University of Science and Technology(Natural Science), 2010, 29(3): 58-63.
- [6] 邓征兵,黄振,郑安庆,等. 铁基载氧体的污泥化学链气化过程中氮迁移热力学模拟与实验研究[J]. 新能源进展,2019,7(3):199-206.
DENG Zhengbing, HUANG Zhen, ZHENG Anqing, et al. Thermodynamic analysis and experimental study of nitrogen migration during the sludge chemical looping gasification using iron-based oxygen carriers[J]. Advances in New and Renewable Energy, 2019, 7(3): 199-206.
- [7] YAN X Y, HU J J, ZAHNG Q G, et al. Chemical-looping gasification of corn straw with Fe-based oxygen carrier: Thermogravimetric analysis[J/OL]. Bioresource Technology, 2020, 303. DOI:10.1016/j.biortech.2020.122904.
- [8] 陈秀粉,赵新民,翟德勤,等. 污染水体底泥重金属污染现状及植物修复技术进展[J]. 中国资源综合利用,2019,37(8):97-102.
CHEN Xiufen, ZHAO Xinmin, ZHAI Deqin, et al. Pollution status of heavy metals in polluted water sediment and its progress in phytoremediation technology[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2019, 37(8): 97-102.
- [9] 周立祥,沈其荣,陈同斌,等. 重金属及养分元素在城市污泥主要组分中的分配及其化学形态[J]. 环境科学学报,2000,20

表6 流化干化模型参数

Table 6 Parameters of fluidized drying model

颗粒类型	A_2	k	n
纯污泥	0.837	-8.932×10^{-5}	2.035
污泥掺混木屑	0.805	-4.561×10^{-5}	2.278
污泥掺混半焦	0.844	-1.175×10^{-4}	2.012

- (3):269-274.
ZHAO Lixiang, SHEN Qirong, CHEN Tongbin, et al. Distribution and chemical form of heavy metals in the principal components of undigested sludge[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20(3):269-274.
- [10] 赵发敏, 李兴杰, 冯楠, 等. 污泥处理处置技术的应用研究及进展[J]. *有色冶金节能*, 2021, 37(6):50-54.
ZHAO Famin, LI Xingjie, FENG Nan, et al. Research and progress on application of sludge treatment and disposal technology[J]. *Energy Saving of Nonferrous Metallurgy*, 2021, 37(6):50-54.
- [11] 崔静, 张赞, 苗凤海, 等. 污泥处理处置与资源化技术研究进展[J]. *山东化工*, 2022, 51(5):241-242.
CUI Jing, ZHANG Yun, MIAO Fenghai, et al. Research progress of sludge treatment, disposal and recycling technology [J]. *Shandong Chemical Industry*, 2022, 51(5):241-242.
- [12] 戴晓虎. 我国污泥处理处置现状及发展趋势[J]. *科学*, 2020, 72(6):30-34.
DAI Xiaohu. Applications and perspectives of sludge treatment and disposal in China[J]. *Science*, 2020, 72(6):30-34.
- [13] 张勇. 我国污泥处理处置现状及发展前景[J]. *中国资源综合利用*, 2014, 32(10):23-26.
ZHANG Yong. Current situation and development prospects of China's sludge treatment and disposal[J]. *China Resources Comprehensive Utilization*, 2014, 32(10):23-26.
- [14] 王艳丽. 粮食流化干燥试验研究与数值模拟[D]. 呼和浩特:内蒙古农业大学, 2014.
WANG Yanli. Grain fluidized drying experiment research and numerical simulation[D]. Hohhot: Inner Mongolia Agricultural University, 2014.
- [15] 李云玉, 欧阳艳艳. 城市下水污泥流化床干化特性试验研究[J]. *给水排水*, 2018, 54(增2):128-132.
LI Yunyu, OUYANG Yanyan. Research on drying characteristics of urban sewage sludge fluidized bed[J]. *Water and Wastewater Engineering*, 2018, 54(S2):128-132.
- [16] ADAMIEC J. Drying of waste sludges in a fluidized bed dryer with a mixer[J]. *Drying Technology*, 2002, 20(4/5):839-853.
- [17] 张冬凌. 白龙港污水厂污泥流化床干化系统设计与研究[J]. *中国给水排水*, 2022, 38(16):71-76.
ZHANG Dongling. Design and study of fluidized bed sludge drying system in Bailonggang wastewater treatment plant[J]. *China Water and Wastewater*, 2022, 38(16):71-76.
- [18] 李云玉. 循环流化床一体化污泥焚烧工艺实验研究[D]. 北京:中国科学院研究生院(工程热物理研究所), 2012.
LI Yunyu. Experimental study on integrated incineration technique for sewage sludge in circulating fluidized bed[D]. Beijing: Chinese Academy of Sciences (Institute of Engineering Thermophysics), 2012.
- [19] KUDRA T, GAWRZYNSKI Z, GLASER R, et al. Drying of pulp and paper sludge in a pulsed fluid bed dryer[J]. *Drying Technology*, 2006, 20(4/5):917-933.
- [20] LI A S, HAN H D, HU S, et al. A novel sludge pyrolysis and biomass gasification integrated method to enhance hydrogen-rich gas generation[J/OL]. *Energy Conversion and Management*, 2022, 254. DOI:10.1016/j.enconman.2022.115205.
- [21] ZHANG S Q, YUE X M, YIN Z Y, et al. Study of the co-pyrolysis behavior of sewage-sludge/rice-straw and the kinetics [J]. *Procedia Earth and Planetary Science*, 2009, 1(1):661-666.
- [22] 范海宏, 武亚磊, 李斌斌, 等. 市政污泥干化动力学研究[J]. *环境工程学报*, 2015, 9(9):4488-4494.
FAN Haihong, WU Yalei, LI Binbin, et al. Investigation of drying kinetic of municipal dewater sewage sludge[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2015, 9(9):4488-4494.
- [23] 胡荣祖, 史启祯. 热分析动力学[M]. 北京:科学出版社, 2008.
HU Rongzu, SHI Qizhen. Thermal analytical dynamics[M]. Beijing: Science Press, 2008.
- [24] 柏静儒, 李晓航, 贾春霞, 等. 柳树河油页岩微波干燥特性及干燥模型[J]. *化工学报*, 2014, 65(2):474-479.
BAI Jingru, LI Xiaohang, JIA Chunxia, et al. Microwave drying characteristics and modeling of Liushuhe oil shale[J]. *CIESC Journal*, 2014, 65(2):474-479.
- [25] PUSAT S, AKKOYUNLU M T, ERDEM H H, et al. Drying kinetics of coarse lignite particles in a fixed bed[J]. *Fuel Processing Technology*, 2015, 130:208-213.

(责任编辑:吕海亮)