

DOI: 10.11949/0438-1157.20251377-基于碳基骨架热水解污泥的储运焚烧特性研究-修改稿

基于碳基骨架热水解污泥的储运焚烧特性研究

蔡宛臻, 肖涵, 张琳, 刘欢, 姚洪

(华中科技大学煤燃烧国家重点实验室, 湖北 武汉 430074)

摘要: 针对污泥衍生燃料储运以及燃烧安全性问题, 本研究基于前期研发的碳基骨架辅助污泥热水解提质方法, 重点考察了碳基骨架辅助热水解对污泥储运特性与焚烧特性的影响。在储运特性方面, 尽管在同质量造粒条件下碳基骨架污泥的复吸水率会升高, 但在同体积造粒条件下, 其复吸水率可降低近30%; 添加木质纤维素废弃物骨架可使吸氧量降低30%–70%, 自燃倾向略有下降。在焚烧特性方面, 不同类型碳基骨架对燃料性能的影响存在差异, 其中废木屑类骨架表现最优, 可使污泥热值提高25%, 并将可燃性指数和稳燃性指数分别提高约8%和42%, 有效改善了燃烧性能; 该骨架材料还可将灰熔融温度中的软化温度(ST)提升约100℃, 结渣倾向略有降低。加工副产品类骨架在多数燃烧指标上表现中等, 虽能一定程度改善燃烧性能, 但在改善结渣风险上的效果不如废木屑类骨架显著; 而废秸秆类骨架由于引入过量的硅和钙, 可能会带来结渣风险, 应用中需严格把控其添加比例。本研究为污泥衍生燃料储运与焚烧特性的改善提供了理论支撑。

关键词: 燃料; 热解; 废物处理; 造粒; 水解

中图分类号: TK 6

文献标志码: A

文章编号: 0438-1157 (XXXX) XX-0001-15

Storage, transportation and incineration characteristics of carbon-based skeleton-assisted thermally hydrolyzed sludge

CAI Wanzhen, XIAO Han, ZHANG Lin, LIU Huan, YAO Hong

(State Key Laboratory of Coal Combustion, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, Hubei, China)

Abstract: To address the challenges associated with the storage, transportation, and combustion safety of sludge-derived fuel, this study investigated the effects of carbon-based skeleton-assisted thermal hydrolysis on the storage/transportation and incineration characteristics of sludge, based on a previously developed method. Regarding storage/transportation characteristics, although the water re-absorption rate of carbon-based skeleton sludge increased under equal-mass pelletizing conditions, it decreased by nearly 30% under equal-volume pelletizing conditions. The addition of lignocellulosic waste skeletons reduced oxygen absorption by 30–70%, indicating a slightly lower spontaneous ignition tendency. In terms of incineration characteristics, the influence of different carbon-based skeletons on fuel properties varied. Waste wood-based skeletons performed optimally, increasing the sludge calorific value by 25%, and enhancing the combustibility index and combustion stability index by approximately 8% and 42%, respectively, thereby effectively improving combustion performance. This skeleton material also raised the

收稿日期: 2025-12-08 修回日期: 2026-03-31

通信作者: 刘欢(1987—), 女, 博士, 教授, huanliu@hust.edu.cn

第一作者: 蔡宛臻(2004—), 女, 本科生, 13556514546@163.com

基金项目: 湖北省技术创新基金会(2023BEB009); 大学生创新创业计划项目(NY2025014)

引用本文: 蔡宛臻, 肖涵, 张琳, 刘欢, 姚洪. 基于碳基骨架热水解污泥的储运焚烧特性研究[J]. 化工学报, DOI: 10.11949/0438-1157.20251377-基于碳基骨架热水解污泥的储运焚烧特性研究-修改稿

Citation: CAI Wanzhen, XIAO Han, ZHANG Lin, LIU Huan, YAO Hong. Storage, transportation and incineration characteristics of carbon-based skeleton-assisted thermally hydrolyzed sludge[J]. CIESC Journal, DOI: 10.11949/0438-1157.20251377-基于碳基骨架热水解污泥的储运焚烧特性研究-修改稿

softening temperature (ST) in ash fusion temperatures by about 100 °C and slightly reduced slagging tendency. Processing by-product skeletons showed moderate performance in most combustion indicators, improving combustion performance to some extent but being less effective than waste wood skeletons in mitigating slagging risk. Conversely, waste straw skeletons, due to introducing excessive SiO₂, exacerbated ash fusion and slagging risks, necessitating strict control of their addition ratio in application. This study provides theoretical support for improving the storage, transportation, and incineration characteristics of sludge-derived fuel.

Keywords: fuel; pyrolysis; waste treatment; granulation; hydrolysis

引 言

随着我国污水处理规模的不断扩大,污泥作为其主要副产物,产量持续增长,其妥善处理与处置的压力日益严峻。根据住建部最新统计年鉴,我国地级以上城市干污泥产量已达 1.28×10^7 t,折合含水率80%的湿污泥总量超过 6.4×10^7 t^[1]。市政污泥的资源化利用主要包括土地利用、能源利用及营养物质提取等途径。纵观未来发展趋势,污泥的能源化利用将会是更具前景的方向^[2]。鉴于污泥中含有高达40%~70%的有机质^[3],将其转化为具有利用价值的燃料已成为一条重要的资源化路径。无论最终采用单独焚烧,还是与煤、生活垃圾或生物质等掺烧以实现能量回收与温室气体减排,其共同前提与关键环节均在于将污泥安全、高效地制备成适于利用的燃料。因此,研究污泥的燃料化制备方法,对于实现其规模化与清洁能源利用具有重要意义。

然而,污泥的高含水率(通常 $\geq 80\%$)和低热值严重制约了直接燃料利用。根据标准CJ/T290-2008,污泥自持焚烧时含水率应低于50%。为此,常采用热干化、热水解等预处理技术以提升燃料品质。其中,热水解技术虽能破坏污泥絮体结构、改善脱水性能,但其固有的高操作温度会导致有机质大量溶出,反而降低固相产物的热值,限制了技术效果。针对此问题,本课题组前期研究^[4]通过引入碳基骨架辅助污泥热水解,有效降低了起效温度,同时显著提升了固体产物的热值。然而,热值提升仅是工程化应用的前提之一;该燃料产物在实际储存、运输过程中的安全性(如自燃倾向)及在焚烧炉内的燃烧稳定性,仍需进行系统评估。

在燃料储运方面,复吸水行为和自燃倾向是评估储运安全性的重要指标。污泥衍生燃料表面存在大量孔洞和缝隙,在储运过程中易发生复吸水行为,导致其热值显著下降^[5]。污泥表面存在的大量含氧官能团,在储存过程中与氧气接触时,会发生

类似于煤的“煤氧复合反应”,即通过化学吸附发生氧化反应并不断放热,存在自燃风险^[5]。因此可借鉴褐煤复吸水行为的研究方法,深入探究污泥衍生燃料的复吸水和自燃倾向。在焚烧特性方面,灰熔融行为是判断结渣倾向的关键指标,可借鉴煤与污泥掺烧中成熟的灰熔点测定及灰成分判别方法,如碱酸比、硅比、综合判别指数R等^[6]对碳基骨架辅助热水解衍生燃料进行评估。

基于上述背景,本文系统考察了热水解条件及不同类型碳基骨架的添加对污泥衍生燃料储运特性与焚烧特性的影响机制,为污泥衍生燃料的安全高效利用提供理论依据。

1 实验材料和方法

1.1 实验材料

本研究中使用的污泥来自湖北省某污水处理厂。两批脱水污泥的含水率分别为84.4%和83.8%,都采用聚合氯化铝(PAC)调理+离心脱水处理。取用脱水污泥和二沉池污泥,均匀混合后含水率为93.3%(固液比1:14)。为避免原污泥腐败变质,所有污泥取回后在4 °C冰箱冷藏储存。为探究不同种类碳基骨架辅助热水解对污泥性能的影响,选取两类生物质废弃物作为碳基骨架:木质纤维素废弃物与富含蛋白质的废弃物。其中,木质纤维素废弃物进一步细分为三个子类:废木屑(杨木屑、松木屑、杉木屑、竹屑、树皮)、废秸秆(小麦秸秆、大豆秸秆、玉米秸秆)和加工副产品(花生叶、葵花籽板、稻壳、甘蔗渣、玉米芯、麦麸);并另选取两种富含蛋白质的废弃物(虾壳与麻疯树油饼)。为系统研究各类骨架的影响规律,本文选取了杨木屑、小麦秸秆、麦麸及麻疯树油饼作为废木屑类、废秸秆类、加工副产品类和富含蛋白质的废弃物类的代表材料,进行后续的储运及燃料特性实验。其余骨架用于初步筛选与规律验证。实验前用粉碎机粉碎碳基骨架后依次过500 μm和250 μm筛网。制备燃料

过程如图1所示。并且基于前期结果^[7],废木屑类骨架对污泥脱水性能的提升更加明显,故选用废杨木屑作为典型碳基骨架材料,用于辅助污泥进行热水解实验。

1.2 热水解制备燃料实验

前期研究表明^[4],脱水污泥的含水率随着碳基骨架添加量的增加呈先下降后上升的趋势,并在添加量为 0.3 g/g DS 时达到最低值。基于该结果,称取 150 g 混合污泥样品(以干基计),与碳基骨架以干基质量比 1:0.3 进行充分混合后,置于微型反应釜

内。反应前通入 Ar 以营造惰性气氛,然后在 200 rpm 的持续搅拌下,将体系升温至设定温度并保温 20 min 进行热水解反应。反应结束后即刻对反应釜进行水冷。所得产物随即转入在线压滤系统进行脱水处理,活塞以 30 mm/min 的速度升至 1 MPa,并保压 20 min,脱水完成后收集产物以备后续分析。如无特别说明,后续热水解实验均在 150℃ 下进行,所选碳基骨架材料均为典型废杨木屑。凡未注明温度或骨架种类,均统一遵循上述条件。

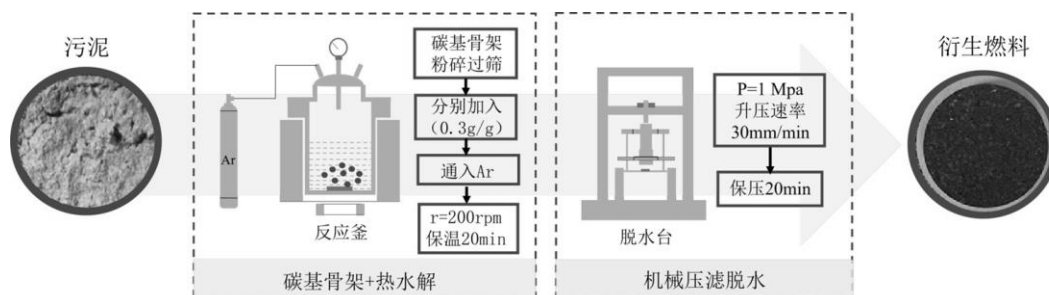


图1 碳基骨架辅助污泥热水解制备燃料实验流程

Fig.1 Experimental process for fuel preparation from sludge via carbon-based skeleton-assisted thermal hydrolysis

1.3 污泥衍生燃料储运特性评估

1.3.1 复吸水实验方法 将样品 $m_0=1$ g 均匀铺在铝盘上,设定温度为 30℃,湿度为 80%,置于恒温恒湿箱中吸水,隔一段时间称量吸水后的质量 $m_1, m_1 - m_0 < 0.001$ g 时认为达到了吸湿平衡。由于样品吸水集中在前 2~4 h 内,分别在 0.5 h、1 h、1.5 h、2 h、3 h、4 h 称重,4 h 后每隔 2 h 称重一次,8 h 后每隔 10~16 h 称重一次。为探究污泥粒径对复吸水能力的影响,将污泥磨碎后筛分出 10~200 μm 、200~500 μm 、500~1000 μm 、>1000 μm 四种粒径,分别进行复吸水实验。

鉴于粉状污泥在工业燃烧中易扬尘结焦,而造粒处理可显著改善储运与燃烧性能,故进一步开展造粒模拟实验:每次称取 1.0000 g 粒径为 200~500 μm 的污泥粉末,在 18 mm 直径的模具中经 20 MPa 的适中压力受压成型制备压片污泥(密度 1.34~1.47 g/cm³)。压片污泥的密度与环模造粒污泥典型范围(1.26~1.61 g/cm³)相符^[8],确保模型可有效还原工业造粒污泥物理特性。每个压片污泥单独放置在称量瓶中进行复吸水实验。

1.3.2 自燃倾向实验方法 吸氧特性实验采用化学吸附仪与质谱联用进行。实验前称取 0.2 g 污泥样品放置于 U 形管内右侧,在污泥上下塞入石英棉,

防止气流扰动导致样品流失。设定程序先从室温升至 30℃,稳定 10 min 后开始恒温吸附。通入纯氧(浓度 99.99%),以 30 mL/min 的气体流量吸附 30 min。吸附完成后直接通入纯 He 开始程序升温脱附,以 0.2℃/min 速率升至 170℃,保持 He 流量为 50 mL/min,最终在质谱上得到相应氧气信号值的变化。

1.4 污泥衍生燃料燃烧特性评估

1.4.1 燃烧特性实验方法 污泥衍生燃料的燃烧特性通过氧弹量热仪和热重分析仪进行测定。热重测试气氛为空气气氛,升温速率为 10℃/min,由 40℃ 升温至 900℃,得到样品的 TG-DTG 曲线^[9]。进一步计算得到样品的着火温度 T_s 、燃尽温度 T_b 、可燃性指数 C 和稳燃性指数 G 等燃烧特性参数。 C 和 G 的计算公式如下:

$$C = \frac{DTG_{max}}{(T_s)^2} \quad (1)$$

$$G = \frac{DTG_{max}}{T_s \times T_{max}} \quad (2)$$

1.4.2 灰熔融特性实验方法 采用灰熔融特性测试仪对灰熔融特征温度进行测试。在 800~1500℃ 升温过程中,通过高温摄像机每升高 2℃ 拍摄一张灰锥照片。待升温结束后根据 GB/T 219-2008《煤灰熔融性的测定方法》^[10]规定的四个熔融特征温度

下的灰锥形貌特点找到符合特征的图片,并记录下当时所对应的温度,并获得四种特征温度:变形温度DT、软化温度ST、半球温度HT、流动温度FT的具体数值。

2 实验结果与讨论

2.1 污泥衍生燃料的储运特性

2.1.1 污泥衍生燃料的复吸水特性 在燃烧过程中,燃料粒度是确保燃料及时着火和完全燃烧的重要因素,直接影响锅炉热效率^[11]。类似煤的燃烧^[12],较小粒径的污泥与氧气的接触面积更广,有利于加速着火并缩短燃尽时间。因此,若污泥在输送至电厂时的原始粒径与粉煤锅炉所需的细度要求更接近,则可减少入炉前的再磨制环节,简化预处理流程并降低运行成本。然而,污泥复吸水能力与其比表面积通常呈反比关系^[13]。水分含量的升高导致污泥燃烧时需消耗部分热量用于水分蒸发,导致其热值降低^[14]。因此,探究污泥粒径与其复吸水率的关系,旨在确定低吸水性率的粒径范围从而减少运输储存过程吸水量并维持污泥燃烧热值。

针对此问题,探究了不同预处理方式下、不同粒径污泥颗粒在一定环境条件(30 °C, 80%相对湿度)下的最大复吸水能力。结果如图2(a)所示。污泥的复吸水过程可以参考煤的相关行为特征:快速吸水阶段主要由孔隙结构的物理吸附主导;慢速阶段主要由含氧官能团与水分子结合的化学吸附主导^[13]。无论是否经过热水解预处理,污泥颗粒均发生显著的复吸水现象。且在初始的快速吸水阶段,复吸水率快速上升,该阶段主要由孔隙结构的物理吸附主导。原泥和碳基骨架辅助热水解污泥快速吸水阶段的速率随粒径减小而增大,而单独热水解污泥则表现出相反的趋势且其快速吸水速率整体较高。这种差异源于污泥的孔径结构:由前期研究可知,单独热水解污泥的孔径主要集中在10 μm,碳基骨架加入后,孔径集中在10 nm左右,平均孔径较单独热水解污泥减小了约87%^[15]。且当污泥颗粒粒径较小时,孔隙较少;当粒径逐渐增加的时候,孔隙变多,导致单独热水解污泥在大粒径下的复吸水率显著升高。10–500 μm粒径范围内,快速吸水阶段总体复吸水率排序为:原泥>单独热水解污泥>碳基骨架辅助热水解污泥。当粒径超过500 μm时,相同粒径下,单独热水解污泥的复吸水率超过了原泥,

引入碳基骨架的污泥复吸水率始终最低,说明了碳基骨架辅助热水解在前期即能有效抑制干污泥对水分的吸附。

污泥在焚烧过程中易产生扬尘并加剧锅炉积灰结焦,而造粒处理能有效抑制扬尘、缓解积灰结焦现象^[16],而且造粒挤压后固体体积可以缩小至原体积的十分之一,从而有效提高燃料利用率^[17]。因此,在工业应用中可将污泥造粒后,再送入锅炉进行焚烧。为了探究造粒污泥的复吸水特性,本研究采用200–500 μm污泥压片实验模拟实际造粒条件,并重点考察同体积条件下不同污泥样品的复吸水行为。在图2(b)所示的同体积压片实验中,单独热水解污泥、原泥与碳基骨架辅助热水解污泥的压片厚度分别为2.67 mm、2.70 mm和2.70 mm,差异极小,可视为体积相同。其复吸水过程可分为两个阶段:前10 h为快速吸水阶段,以物理吸附为主;随后吸水速率下降并逐渐趋于平稳,转入化学吸附主导阶段。在该同体积条件下,碳基骨架辅助热水解处理显著降低了污泥的最终复吸水率。相较于原泥及单独热水解污泥,其降幅接近30%。这表明其在完整复吸水过程中抑制复吸水方面具有明显优势。

上述结果表明,在同体积造粒条件下,碳基骨架辅助热水解在抑制复吸水方面具有积极效果,但是由于实际工程中常以干污泥质量作为计量基准,为保证实验的可操作性及与工程实际相一致,后续研究均采用同质量压片污泥进行实验。如图3所示,在相同质量样品压片后,碳基骨架辅助热水解污泥厚度最大,体积增加。这是由于碳基骨架自身密度小且具有纤维管状结构,有一定的骨架强度,承压能力强,从而显著增加了辅助热水解厚度。这也解释了在后续相同质量实验中的复吸水率与同体积压片复吸水率的差异。

进一步研究了碳基骨架引入和热水解条件对污泥热水解的影响规律,采用模拟同质量造粒的污泥样品,以废杨木屑作为典型碳基骨架进行辅助热水解实验,结果如图4所示。随着热水解温度升高,污泥复吸水率显著降低,其中单独热水解污泥由约4%降至约1%,碳基骨架辅助热水解污泥则由约6%降至约3.5%。褐煤的水热改性相关研究表明,表面含氧官能团的减少及孔隙结构的变化会使其疏水性的提升,从而抑制其复吸水行为^[18]。如图8所示,污泥表面含有类似的含氧官能团,如羧基、羰基、酚羟基等。因此可推断其亲水性官能团变化机制与

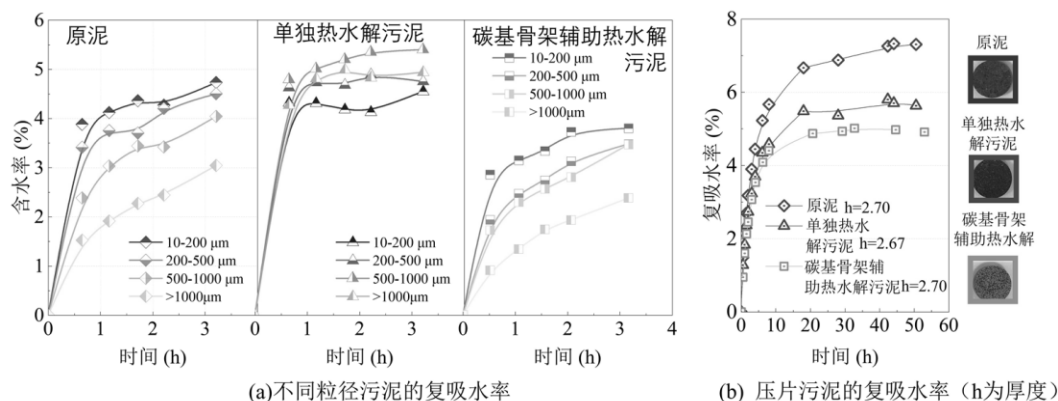


图2 污泥复吸水率的对比
Fig.2 Comparison of sludge water reabsorption rates

褐煤具有相似性。本课题组前期研究表明,碳基骨架辅助热水解会提高污泥的比表面积和孔隙总体积^[19],使复吸水行为更严重。但是在热水解形成的酸性环境中,随着热水解温度的升高,固体表面含氧官能团数量减少(如图8所示),削弱了其与水分子的结合能力。使得复吸水率总体呈现上升趋势。而延长热水解时间对复吸水率的影响则呈现先增后减的趋势,20 min处为转折点。此外,在相同温度和时间条件下,引入碳基骨架的污泥的复吸水率高于单独热水解污泥。

为了进一步明确碳基骨架类型对复吸水特性的影响,对不同碳基骨架辅助热水解污泥在30℃,80%湿度环境下的复吸水率进行测试,结果如图5所示。四种碳基骨架辅助热水解污泥的平均复吸水率均为5%~8%。木质纤维素废弃物类骨架的复吸水率普遍高于富含蛋白质的废弃物类骨架,且木

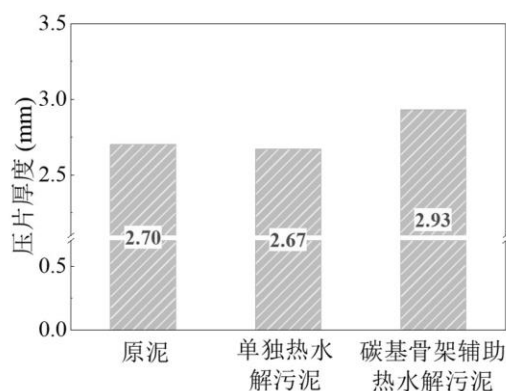


图3 相同质量压片污泥的厚度
Fig.3 Thickness of sludge tablets with equal mass

质纤维素废弃物类骨架中,不同骨架间的差异相对较小,最终复吸水率呈现为:废木屑>加工副产品>废秸秆。

除上述工艺参数外,储运过程中的环境温湿度

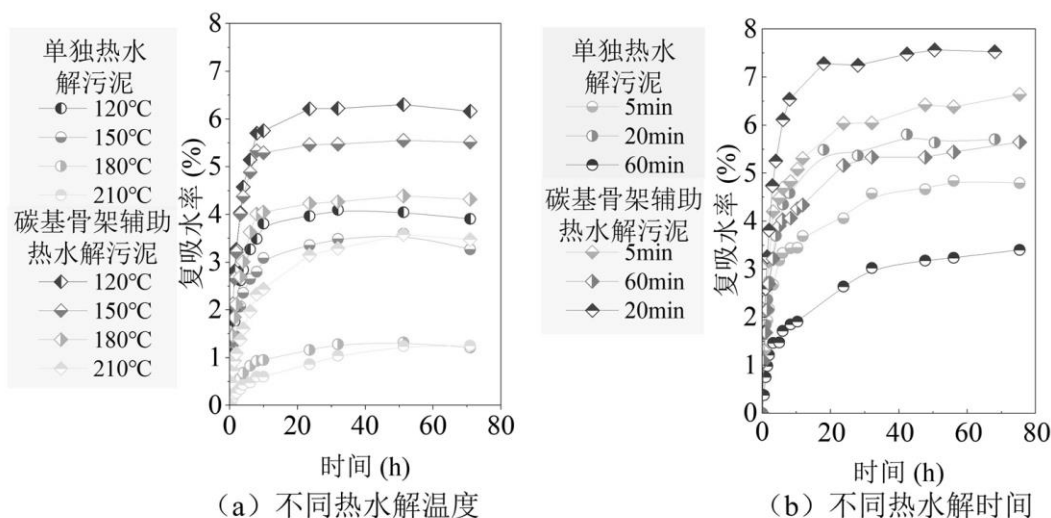


图4 不同热水解条件下的污泥复吸水率

Fig.4 Sludge water reabsorption rates under different thermal hydrolysis conditions

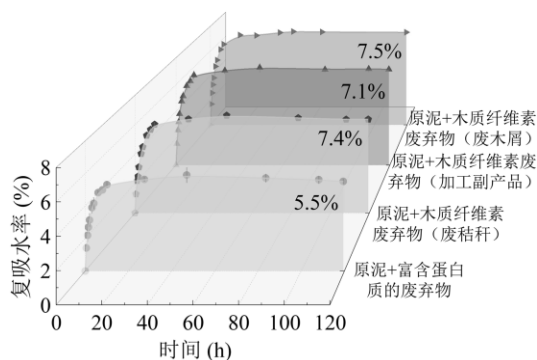


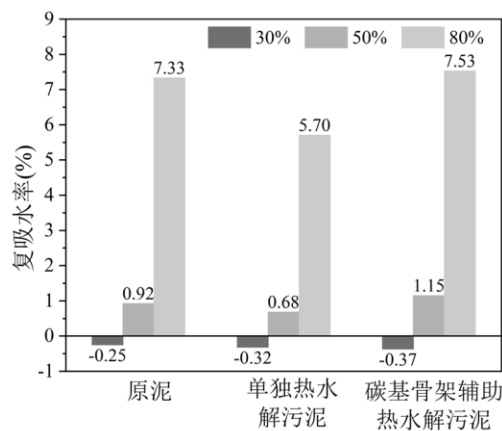
图5 不同碳基骨架辅助热水解污泥复吸水率

Fig.5 Sludge water reabsorption rates via thermal hydrolysis assisted by different carbon-based scaffolds

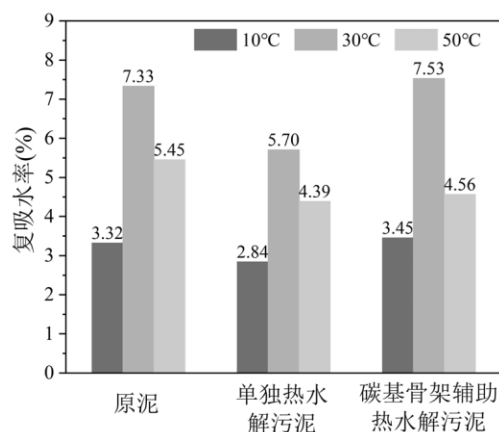
也会对污泥衍生燃料的复吸水率产生影响。温度与湿度是密切关联的环境变量:在绝对湿度一定的条件下,环境温度上升将导致空气饱和水汽压升高,从而降低相对湿度,抑制燃料的复吸水性;而高湿度环境则可能抑制燃料中的水分蒸发,与温度共同调控衍生燃料内水分的变化。结果如图6所示,温度一定时(30℃),环境湿度增加,污泥复吸水率也随之增加;而湿度一定(80%)时,环境温度变化的影响则呈现非线性变化。且不论污泥是否进行预处理,湿度变化对复吸水率的影响显著大于温度变化。且当环境湿度从80%降低至50%时,最终复吸水率下降近90%,有效地抑制了污泥的复吸水行为。这表明,在温湿度共同影响的实际环境中,相较于改变环境温度,降低储运环境湿度是降低污泥衍生燃料的复吸水率,维持其燃料品质更为有效的策略。

2.1.2 污泥衍生燃料的自燃倾向性 污泥在储存和运输过程中,作为有机可燃物,氧化活性强,当内部氧化产生的热量积累速度比散失到环境中的热量快,会导致内部温度持续升高,引发自加热现象,自燃风险提升^[20]。污泥放热主要来自微生物的生物氧化和有机物的化学氧化^[21]。本实验所用干污泥样品均经105℃烘箱处理超过48 h,可以认为已经彻底灭活了微生物。因此,在此条件下,微生物的生物氧化作用被完全排除,污泥的自加热现象由有机质与氧气的化学氧化反应引起。

为探究不同处理条件对污泥衍生燃料有机质化学氧化活性的影响,将氧气吸附量作为表征其与氧气反应倾向的指标,测试了污泥衍生燃料在纯氧环境(99.99%)中的氧气吸附行为。如图7所示,蛋白质类废弃物和木质纤维素类废弃物骨架对辅助



(a)环境湿度对复吸水率的影响



(b)环境温度对复吸水率的影响

图6 环境湿度和环境温度对污泥复吸水率的影响

Fig.6 Effects of ambient humidity and temperature on sludge water reabsorption rates

热水解污泥的吸氧量呈现相反趋势,木质纤维素类废弃物骨架能显著降低污泥吸氧量,其中的加工副产品类和废秸秆类骨架的辅助效果最为显著,使吸氧量较原泥降低近70%。对于不同热水解条件,随热水解温度升高,单独热水解污泥的吸氧量呈下降趋势,尤其是在120℃升至150℃时吸氧量降低约46%;当温度进一步升高至210℃的过程中,吸氧量仅轻微下降。相比之下,加入碳基骨架后,污泥吸氧量随温度的升高变化并不明显且一直维持在较高水平。表明碳基骨架辅助热水解时,提高热水解温度并不能有效减弱污泥与氧气的结合倾向。此外,不论是否添加碳基骨架,延长热水解时间都可以显著降低污泥吸氧量,将时间从5 min延长至60 min,吸氧量降低近80%。

图8的红外光谱分析进一步揭示了污泥吸氧行为的机理。所有污泥样品在4000–900 cm⁻¹范围内

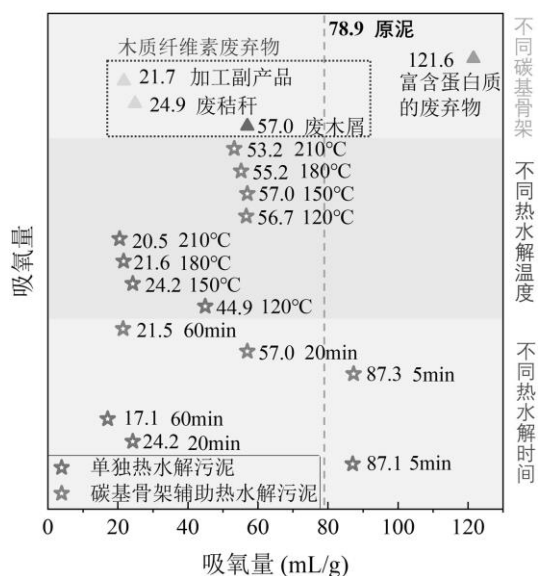


图7 不同碳基骨架、不同热水解温度和不同热水解时间下热水解污泥吸氧量

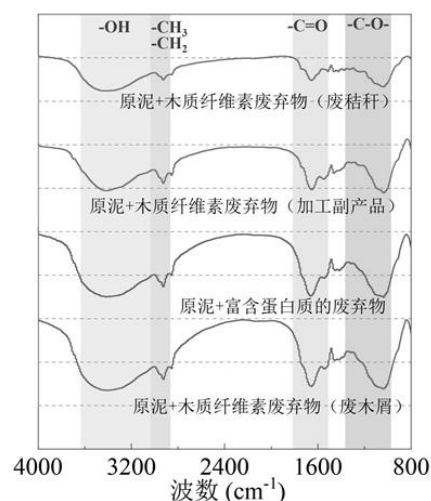
Fig.7 Oxygen uptake of hydrothermally treated sludge under different carbon-based skeletons, temperatures, and treatment durations

出现的吸收峰位置相同而强度不同。这表明样品表面含有相同类型的官能团,但数量存在差异。

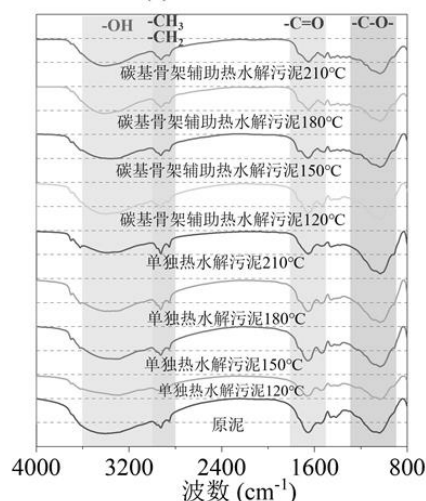
褐煤的相关研究表明^[22],含氧官能团($-\text{OH}$ 、 $-\text{C}=\text{O}$)以及脂肪烃基是耗氧基团,能够结合氧气并参与低温氧化放热反应。其中, $-\text{OH}$ 是煤自燃过程中最活跃的官能团,能够与氧气发生自发的反应^[23]。由图 8(a)可知,废木屑和富含蛋白质的废弃物类碳基骨架热水解污泥在 $-\text{OH}$ 、 $-\text{C}=\text{O}$ 这两种含氧官能团处的吸收峰强度更高,含量较高,这也是二者吸氧量高于废秸秆和加工副产品类骨架的主要原因。图 8(b)表明,无论是否加入碳基骨架,含氧官能团强度随热水解温度升高均略有减少。此外,图 8(c)中热水解时间对含氧官能团的影响并不显著,但加入碳基骨架后污泥的含氧官能团较单独热水解略有减少。

2.2 污泥衍生燃料在焚烧过程中的基本特性

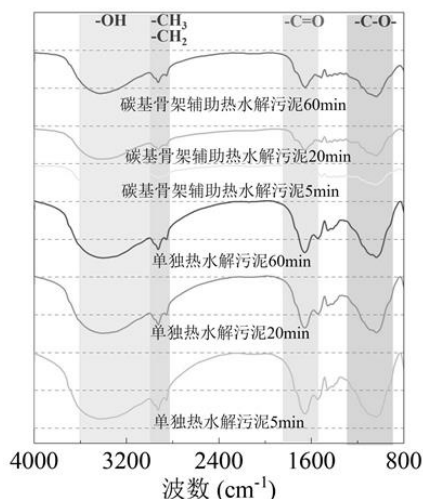
2.2.1 污泥衍生燃料的基础燃料特性 污泥衍生燃料的热值是其单独焚烧或掺烧时影响燃烧性能的关键因素,直接影响燃烧稳定性与效率。因此,首先以杨木屑为典型碳基骨架,探究了热水解条件对污泥热值的影响。如图 9(a)所示,随热水解温度升高,单独热水解污泥热值呈下降趋势。但碳基骨架的加入能够显著提升同温度热水解污泥的热值,有效补偿了高温对污泥热值的损耗。这与现有研



(a)不同碳基骨架



(b)不同热水解温度



(c)不同热水解时间

图8 不同热水解条件下热水解污泥的 FTIR 图

Fig.8 FTIR spectra of hydrothermally treated sludge under different conditions

究结果一致^[24-25]。随着温度从 180 °C 升高至 210 °C, 碳基骨架辅助热水解污泥的热值降低, 但其下降幅度明显小于单独热水解污泥。这是因为碳基骨架补偿效应提高了碳基骨架辅助热水解污泥的固定碳含量, 在热水解的酸性条件下更有利于碳化的聚合反应的进行, 使其具有更高的热值。从热水解时间的影响来看, 已有研究指出, 热水解反应存在“时间阈值”效应, 即超过一定时间后, 延长

处理对热值提升的作用逐渐减弱^[26]。从图 9 (b) 可以看出, 随热水解时间的延长, 单独热水解污泥和碳基骨架辅助热水解污泥热值均呈现先增后减的趋势, 且碳基骨架的加入不仅能够显著提升同时热水解污泥的热值, 而且使该先增后减的热值变化曲线后段整体上移, 表明碳基骨架的加入可以改变体系对热水解时间的响应特性, 并增强其在较长热水解时间内保持热值的能力。

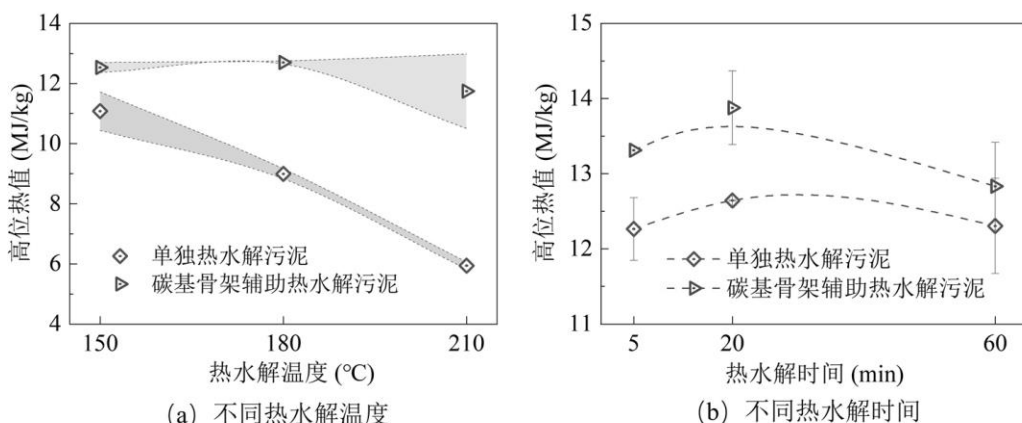


图 9 不同热水解温度和不同热水解时间条件下污泥的热值

Fig.9 Calorific values of sludge under different thermal hydrolysis temperatures and reaction times

不同种类碳基骨架辅助热水解对污泥热值的影响如图 10 所示。与未添加碳基骨架的原泥相比, 木质纤维素废弃物类骨架辅助热水解均能提升污泥热值, 其中废木屑类骨架的提升效果尤为显著, 提升 25% 左右, 富含蛋白质的废弃物类骨架辅助热水解提升效果最差, 在 9% 左右。

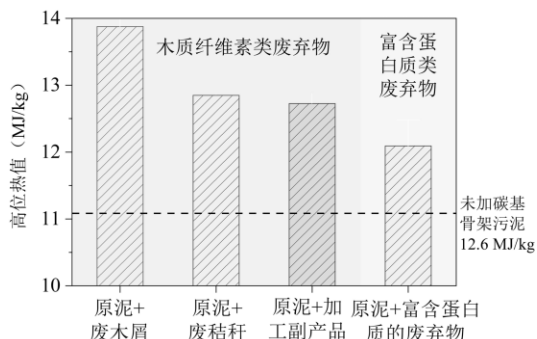


图 10 不同碳基骨架辅助热水解污泥热值

Fig.10 Calorific values of sludge via thermal hydrolysis assisted by different carbon-based scaffolds

为探究其燃烧特性, 采用热重分析法对污泥衍生燃料的燃烧过程进行了表征 (图 11)。燃烧过程可分为三个阶段: 加热至 130 °C 为水分的蒸发阶段;

130 °C 至 380 °C 以挥发分的析出、燃烧为主 (第二阶段), 其峰值代表挥发分析出峰; 380 °C 至 500 °C 为第二个燃烧段 (第三阶段), 是可燃物中固定碳的燃烧, 其峰值代表固定碳燃烧峰^[27]。但由于污泥中固定碳含量较低, 因此第二阶段应为重质挥发分和固定碳的共同燃烧^[4]。

图 11(a) 表明, 相较于单独热水解污泥, 碳基骨架辅助热水解显著增加了污泥中的轻质挥发分含量并提高了其释放速率, 这主要是因为废木屑骨架成分中轻质挥发分的占比较高。随着热水解时间的延长, 单独热水解污泥与碳基骨架辅助热水解污泥的挥发分释放速率基本稳定, 但碳基骨架引入后重质挥发分和固定碳燃烧峰温度下降约 50 °C, 降幅达 9.7%, 表明其可在更低的温度下实现更充分的燃烧。此外, 由图 11(b), 不同碳基骨架的影响存在差异。富含蛋白质的废弃物骨架辅助热水解污泥的质量损失低于木质纤维素废弃物骨架辅助处理的污泥, 这主要与其灰分含量较高有关。挥发分析出峰的特征进一步表明, 富含蛋白质的废弃物骨架中重质挥发分更多, 在升温过程中释放速率更低。

为了量化样品燃烧性能, 表 1 列出了不同的样品的燃烧性能指标。结果表明, 随着热水解时间从

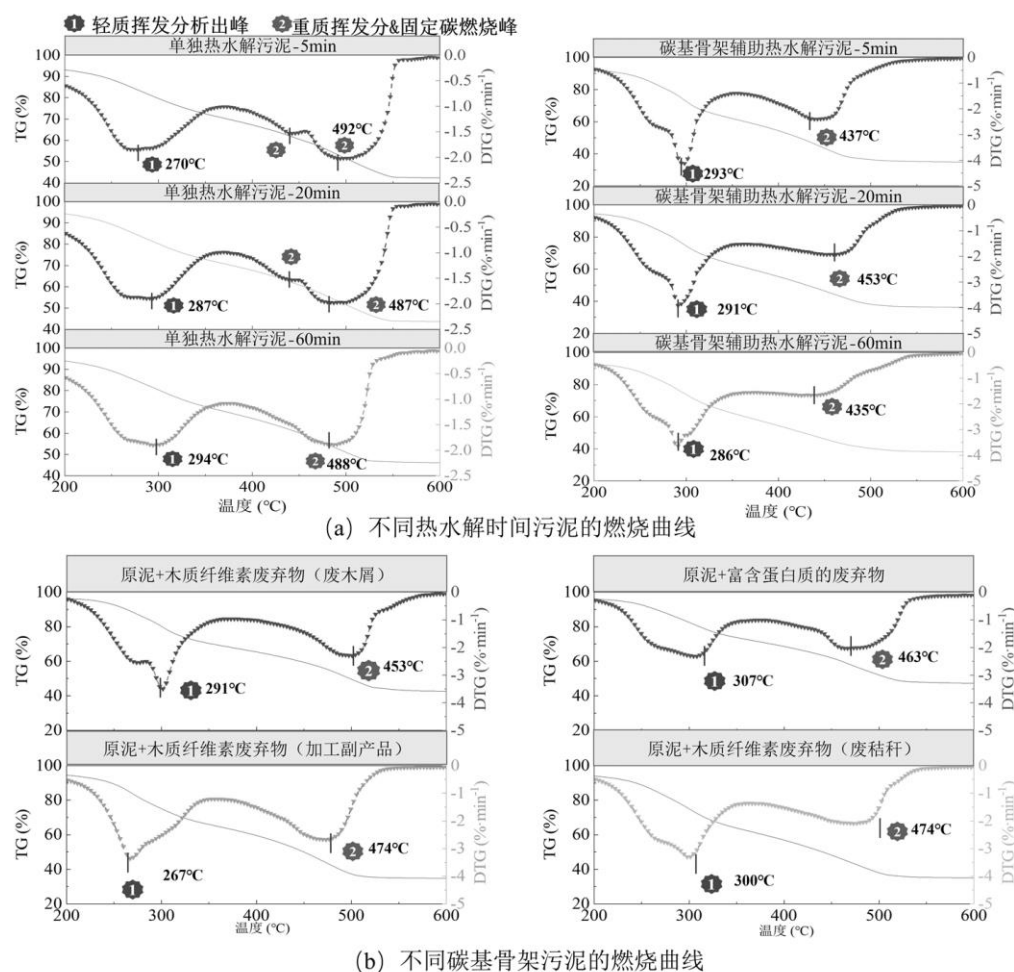


图11 不同热水解条件污泥的燃烧曲线

Fig.11 Combustion curves of sludge under different thermal hydrolysis conditions

5 min 延长至 60 min, 单独热水解污泥的着火温度持续上升, 这表明热水解预处理有助于降低其自燃倾向; 同时其燃尽温度也同步升高, 其中 5–20min 区间升幅最为显著, 燃尽温度升高 101.8 °C, 当处理时间 60 min 时升至 599 °C, 甚至超过原泥水平 (589 °C), 表明燃烧完全的难度增大。而碳基骨架辅助热水解污泥能在维持着火温度基本稳定的同时, 其燃尽温度随处理时间延长而略有升高, 始终稳定在 523–554 °C 的较低区间内, 有效缩短了燃烧时间。在燃烧稳定性方面, 单独热水解导致可燃性指数与稳燃指数下降, 而碳基骨架的引入弥补了热水解造成的稳定性损失, 使可燃性指数和稳燃指数上升了 $2 \times 10^{-5} \% \text{ min}^{\circ}\text{C}^{-2}$ 左右, 优于原泥。此外, 在不同骨架类型中, 除加工副产品和富含蛋白质的废弃物类骨架外, 引入废木屑、废秸秆类碳基骨架后, 可燃性指数 (C) 与稳燃指数 (G) 较原泥均提升 $1 \times 10^{-5} \% \text{ min}^{\circ}\text{C}^{-2}$ 左右, 表明这几类骨架材料可有效增强产物的燃烧

稳定性。

2.2.2 污泥衍生燃料的灰熔融特性 在燃料燃烧过程中, 除燃烧效率外, 结渣问题值得同样关注。结渣不仅会降低锅炉传热效率, 还可能引发设备腐蚀和管道堵塞等问题^[28], 因此需采取有效措施降低污泥燃料的结渣倾向。在影响灰分结渣与沉积行为的关键特性中 (如熔融性、流动性与流变性), 灰熔融特性尤为重要, 其中灰熔融温度是评估熔融行为最常用的参数之一^[29]。与原泥相比, 单独热水解处理总体上降低了污泥灰的熔融温度。但随着热水解温度升高, 污泥灰的初始变形温度 (DT) 出现有效回升, 表明提高热水解温度可在一定程度上缓解热水解带来的影响。进一步引入碳基骨架后, 木质纤维素类废弃物作为碳基骨架使灰熔融温度相较单独热水解污泥显著提高, 其中废木屑类骨架对变形温度 (DT) 与软化温度 (ST) 的提升作用最为明显, 有效弥补了单独热水解造成的熔融温度下降的劣

势。相比之下,添加富含蛋白质的废弃物类骨架则会导致熔融温度进一步降低,甚至低于原泥水平。但所有样品的灰熔融温度均在 1000 °C 以上,表明其在高温条件下灰的熔融总体仍处于可接受范围。

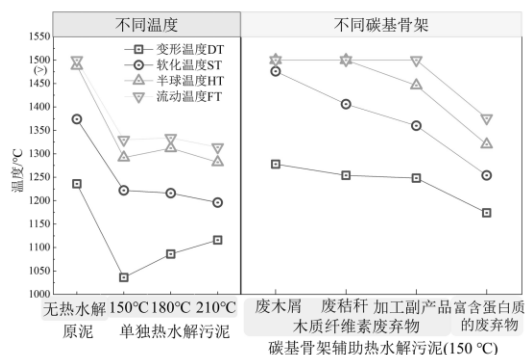


表 1 碳基骨架辅助热水解污泥燃烧特性指标

在实际工程应用中,通常将灰的熔融过程中变形温度(DT)与软化温度(ST)之间的温差定义为软化区间。根据该温差的大小,灰渣可分为短渣($\Delta T < 100\text{ }^{\circ}\text{C}$)与长渣($\Delta T \geq 200\text{ }^{\circ}\text{C}$)^[29]。通常短渣在熔化时黏度变化大,易于发生快速熔融和流动;而长渣则黏度变化小,熔融过程较为缓慢,不易发生急剧熔融^[30]。对于液态排渣炉,灰渣需具有足够低的黏度以确保顺利流动排出,短渣特性更为合适。而污泥焚烧主要采用循环流化床锅炉和煤粉炉,两

种均为固态排渣炉。对于固态排渣炉,长渣特性则更为有利。如图 13 所示,随热水解温度升高,污泥的软化区间逐渐减小。相较于单独热水解,碳基骨架辅助热水解则略微增大了污泥的软化区间。进一步分析不同碳基骨架的影响发现,废木屑类碳基骨架能在单独热水解的基础上进一步增大软化区间,其灰渣更趋向于长渣特性,从而增大熔融难度;而富含蛋白质的废弃物类骨架则使污泥灰软化区间变窄,这意味着其灰渣在高温下更易发生黏度的急剧变化并产生流动,更易在炉内熔融黏结。

此外,根据美国 ASTM(美国材料试验协会)标准,还可采用熔点温差法($FT - DT$)表征灰渣的结渣倾向来表征灰附着力的大小,当 $FT - DT > 149\text{ }^{\circ}\text{C}$ 时,灰渣附着力小,不易附着锅炉内壁;反之则易发生熔融粘附。如图 13(c)所示,污泥灰样的熔融温差均高于 $149\text{ }^{\circ}\text{C}$,说明污泥以及碳基骨架辅助热水解污泥灰都不容易附着在锅炉内壁。

综上所述,尽管提高热水解温度使污泥灰的软化区间变窄,但通过熔融温差判据,所有样品均未表现出强的熔融粘附倾向。在不同碳基骨架中,废木屑类骨架的引入有助于形成更宽的软化区间与较高的熔融温差,这表明其对缓解污泥灰的熔融黏附具有相对积极的效果。

Table 1 Combustion characteristic indexes of sludge via carbon-based scaffold-assisted thermal hydrolysis

污泥种类	添加骨架种类	反应条件 (时间)	着火温度 T_s ($^{\circ}\text{C}$)	燃尽温度 T_b ($^{\circ}\text{C}$)	可燃性指数 C ($\times 10^{-5}\text{ }^{\circ}\text{C}^{-2}$)	稳燃性判别指数 G ($\times 10^{-5}\text{ }^{\circ}\text{C}^{-2}$)
原泥	\	\	182.68	589.32	6.43	1.99
单独热水解污泥	\	5min	185.89	466.01	5.86	2.34
	\	20min	191.55	567.76	5.40	1.82
	\	60min	192.91	599.80	5.11	1.64
碳基骨架辅助热水解污泥	木质纤维素废弃物(废杨木屑)	5min	234.37	523.28	7.53	3.37
	木质纤维素废弃物(废杨木屑)	20min	233.68	544.98	7.18	3.08
	木质纤维素废弃物(废杨木屑)	60min	233.79	554.46	7.31	2.95
	木质纤维素废弃物(废木屑)	20min	230.22	572.46	7.00	2.83
	木质纤维素废弃物(废秸秆)	20min	217.58	530.40	7.07	2.90
	木质纤维素废弃物(加工副产品)	20min	233.47	545.09	5.73	2.44
	富含蛋白质的废弃物	20min	216.66	604.33	5.63	2.04

注:图 12 不同污泥灰熔融温度及变化趋势

Note: Fig.12 Melting temperatures of various sewage sludge ashes and their variation trends

为深入揭示污泥衍生燃料熔融行为的内在机制,需进一步从灰化学组成角度展开分析。研究表明,灰熔融特征温度通常随其化学成分中的酸性氧

化物(SiO_2 、 Al_2O_3 、 TiO_2 等)含量的增加而上升,随碱性氧化物(Fe_2O_3 、 CaO 、 MgO 、 SO_3 、 Na_2O 和 K_2O 等)含量的增加而下降^[31];但单一化学成分与煤灰熔融特征

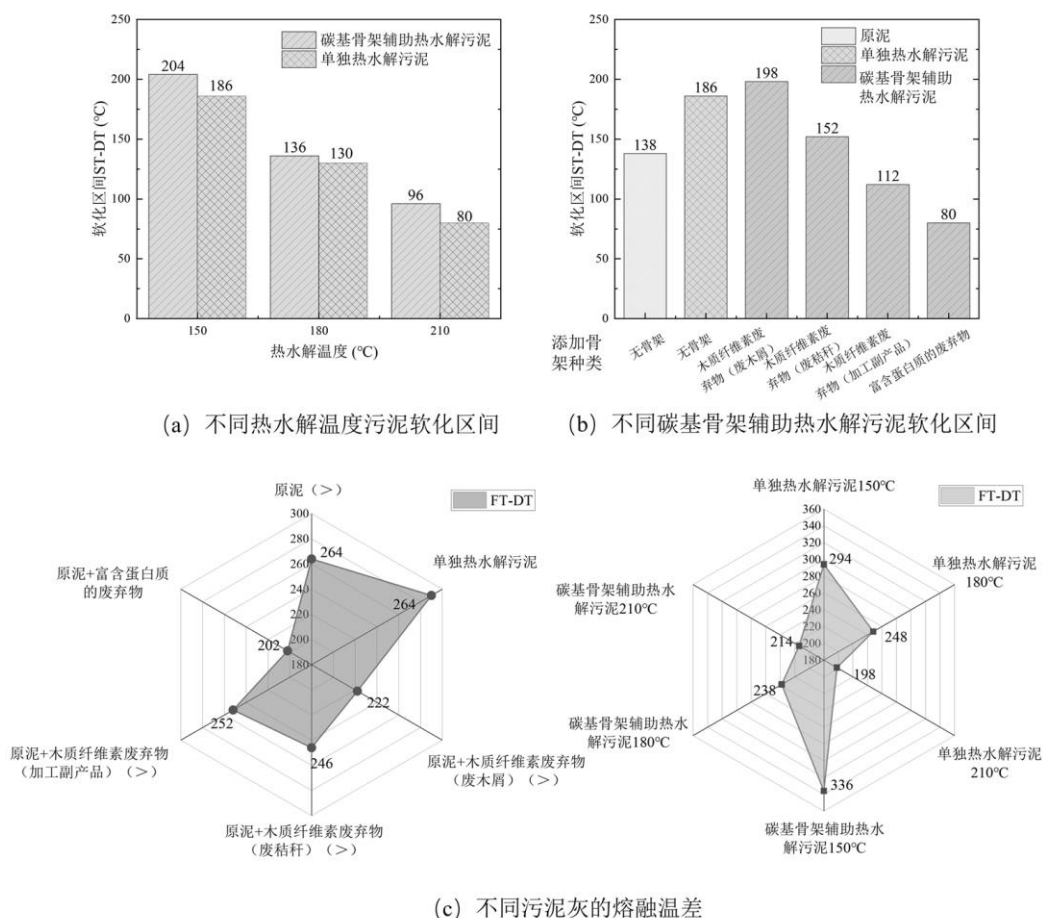


图 13 不同制备条件下污泥灰的熔融特性

Fig.13 Melting characteristics of sewage sludge ash under various preparation conditions

温度间关系不明显^[25]。为进一步了解造成污泥灰熔融温度差异的原因,对两批次污泥分别进行了不同碳基骨架辅助热水解实验和不同热水解温度实验。如图 14 所示,污泥灰分主要成分为 Al_2O_3 和 SiO_2 ,这种富钾、铝、硅的化学组成特征,表明其矿物相主要为石英与云母。对不同热水解温度处理的污泥灰而言,各成分占比仅发生轻微变化。而且,用于不同温度测试批次的污泥灰中 SiO_2 相对含量较高。然而,如图 12 所示,该批次灰样的熔融温度反而较低。这一现象是因为燃烧过程中发生的矿物相转变。其原因在于 SiO_2 在燃烧过程中的相变行为:污泥灰中的 SiO_2 主要来源于石英矿物,在燃烧加热过程中,石英本身将经历复杂的晶型转变,并在高温下(超过 1600°C 左右)可能熔融;而熔融后的石英熔体由于粘度较大,在冷却过程中容易形成玻璃态^[30]。并且,虽然 SiO_2 单独存在时能起到提高灰熔点的效果,但在污泥灰中, SiO_2 会与灰中的 K_2O 、 Na_2O 、 CaO 等碱性组分反应,形成多种低熔点硅酸盐共晶体系,

如 SiO_2 与 CaO 结合生成 CaSiO_3 等^[32-33]。这些共晶体的熔点低于原始石英矿物,导致灰分在较低温度下产生熔融液相,从而加剧整体熔融行为^[34]。对比不同碳基骨架的影响发现,废秸秆类骨架的引入显著增加了硅元素含量,使其辅助处理的污泥灰中 SiO_2 占比最高,接近 40%,远超其他类别的骨架。

为在实际工程应用中建立可操作的结渣特性预测方法,需建立能够有效反映其结渣倾向的判别模型。基于灰化学成分,可以采用常用的碱酸比 B/A 、硅比 G 等指数进行初步评估。但是由于碱酸比 B/A 、硅比 G 等单一指标预测结渣倾向存在局限性,因此有研究对各项指标采用加权平均的方法,建立了新的灰结渣特性综合指数 R ,该指数判别在实际工程判别中准确率达 90%^[34],能够有效预测污泥灰的结渣倾向,为优化燃烧控制、减轻结渣对锅炉设备的损害以及提高系统运行效率提供一定依据。

由图 15 可知,热水解温度的变化对单独热水解污泥和碳基骨架辅助热水解污泥的结渣倾向均无

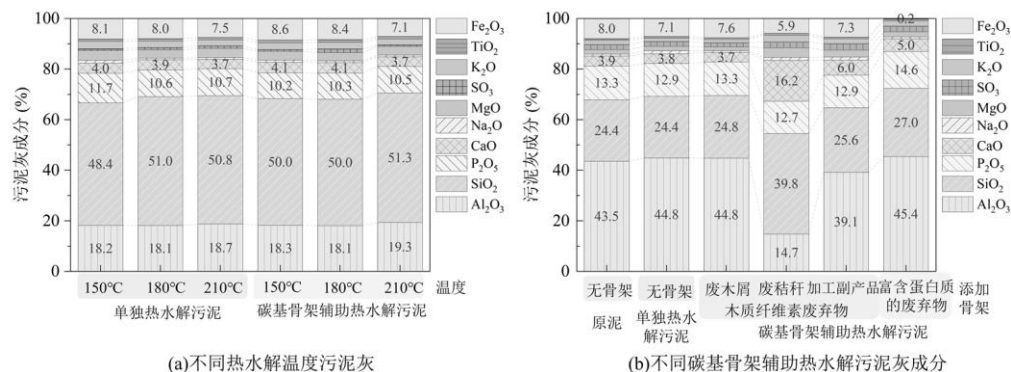


图 14 不同制备条件下污泥灰的灰成分

Fig.14 Ash composition of sewage sludge ash under various preparation conditions

显著影响,且二者均未出现严重结渣情况。对不同碳基骨架而言,对废秸秆类骨架的判别结果最严重,这是因为废秸秆类骨架引入了高含量的硅和钙^[35],相对含量高达40%和16%,导致碱酸比B/A、硅比G判别指数的计算结果变严重。这是因为在燃烧过程中,SiO₂不仅本身经历晶型转变与可能的玻璃化,并且自由的SiO₂会与灰中碱性组分(CaO、Na₂O等)生成低熔点共晶相,使灰熔点降低。但综合判别指数R仍在正常合理的范围内。虽然废秸秆骨架污泥的部分判别指数更高,但其实际测得的灰熔融温度(图12)仍高于原泥和单独热水解污泥。有研究表明,在秸秆的燃烧过程中,硅、铝更倾向于生成硅钙石(Ca₃Si₂O₇)和铝黄长石(Ca₂Al₂SiO₇)等类别的高熔点的硅酸盐晶体矿物^[36],而非完全形成低温共

熔体。这解释了为什么单一经验判别指数会与灰熔融温度出现偏差,即实际矿物转化路径可能会显著偏离基于静态化学组成的经验预测。

同时,原泥灰中的硅同样会经历高温相变。然而由于其相对含量远低于废秸秆热水解污泥,因此造成了两方面的影响:一方面在判别指数计算中,其碱酸比、硅比等单一指数值结渣倾向较轻微,理论风险较小;但另一方面在实际燃烧中,原泥灰相对硅含量较低,无论是形成成低温共熔体或是高熔点矿物的总量都较少,对灰熔点的作用有限。综上,结渣行为是灰化学组成、矿物转化及燃烧条件等多因素共同作用的结果,在工程实践中需结合多种方法进行综合评估。

		● 轻微 ● 中度 ● 严重				
不同热水解温度	单独热水解污泥	{	150℃	0.30 (中度)	75.27 (轻微)	2.27 (中度)
			180℃	0.26 (中度)	77.02 (轻微)	2.25 (中度)
			210℃	0.25 (中度)	77.44 (轻微)	2.25 (中度)
	碳基骨架辅助热水解污泥	{	150℃	0.29 (中度)	75.47 (轻微)	2.37 (中度)
			180℃	0.28 (中度)	76.01 (轻微)	2.27 (中度)
			210℃	0.24 (中度)	78.23 (轻微)	2.13 (中度)
不同碳基骨架	原泥		0.23 (中度)	64.20 (中度)	1.47 (轻微)	
	单独热水解污泥		0.22 (中度)	65.86 (中度)	1.36 (轻微)	
	木质纤维素废弃物	原泥+废木屑	0.21 (中度)	65.78 (中度)	1.17 (轻微)	
		原泥+废秸秆	0.54 (严重)	60.55 (严重)	2.44 (中度)	
		原泥+加工副产品	0.29 (中度)	61.45 (严重)	1.65 (中度)	
		原泥+富含蛋白质的废弃物		0.14 (轻微)	79.20 (轻微)	1.35 (轻微)
			B/A	G	R	

图 15 不同判别指数对污泥灰结渣倾向的判别结果

Fig.15 Judgment results of slagging tendency of sludge ash by different discrimination indices

3 结 论

本研究系统考察了热水解条件与碳基骨架的引入对污泥衍生燃料特性的影响机制,主要结论如下:

(1)储运特性方面,碳基骨架的引入有效改善了热水解产物的复吸水特性和自燃倾向。通过引入碳基骨架、提升热水解温度至 120–150℃并延长处理时间以及降低储运环境湿度,有利于降低污泥衍生燃料的复吸水率与吸氧量,从而抑制其复吸行为与自燃倾向。在同体积造粒条件下,碳基骨架的添加可使复吸水率较原泥降低约 30%,其中蛋白质废弃物骨架的抑制效果优于木质纤维素废弃物骨架;然而,在同质量造粒条件下,由于碳基骨架自身密度低、体积膨胀,反而可能导致复吸水率升高。在自燃倾向方面,木质纤维素废弃物骨架,特别是其中的加工副产品与废秸秆骨架可使吸氧量较原泥降低 70%,且适当提高热水解温度与延长处理时间也能有效减少污泥的吸氧量。

(2)焚烧特性方面,碳基骨架的引入可有效提升热水解产物的热值并改善其燃烧特性,如可燃性和燃烧稳定性的提升。相较于蛋白质骨架,木质纤维素废弃物骨架(特别是废木屑类骨架)对热值的提升效果更加显著,可使污泥热值较单独热水解污泥提升约 2.8MJ/kg,提高了 25%。同时缩短了燃烧时间,相较于原泥,使可燃性指数(C)从 $6.43 \times 10^{-5} \% \cdot \text{min} \cdot ^\circ\text{C}^{-2}$ 提升至 $7.00 \times 10^{-5} \% \cdot \text{min} \cdot ^\circ\text{C}^{-2}$;稳燃性指数(G)从 $1.99 \times 10^{-5} \% \cdot \text{min} \cdot ^\circ\text{C}^{-2}$ 提升至 $2.83 \times 10^{-5} \% \cdot \text{min} \cdot ^\circ\text{C}^{-2}$ 。此外,废木屑类骨架有效改善了污泥的灰熔融特性,提高了灰熔融变形温度(DT)和软化温度(ST),扩大了软化区间,使灰渣呈现长渣特性,即不易发生急剧熔融与黏结,从而抑制了污泥的结渣倾向。但废秸秆类骨架因引入过量硅和钙(达 40% 和 16%)使其单一判别指数(碱酸比 B/A、硅比 G)结渣倾向较高,但在实际燃烧中,秸秆中的硅、铝更易形成高熔点的硅酸盐晶体(如硅钙石、铝黄长石)提高其灰熔融温度。即仅依靠单一经验指数难以准确预测实际燃烧中的结渣风险,应结合实际矿物相转化与灰熔融温度对综合判断。为优化应用效果,建议优先选用废木屑类的木质纤维素骨架,在选用废秸秆类骨架等高硅类骨架时,应严格控制添加比例以降低潜在结渣风险。

符 号 说 明

A	——酸含量, %
B	——碱含量, %
B/A	——碱酸比, 无量纲
C	——可燃性指数, $\times 10^{-5} \% \cdot \text{min} \cdot ^\circ\text{C}^{-2}$
DT	——变形温度, $^\circ\text{C}$
FT	——流动温度, $^\circ\text{C}$
G	——稳燃性指数, $\times 10^{-5} \% \cdot \text{min} \cdot ^\circ\text{C}^{-2}$
HT	——半球温度, $^\circ\text{C}$
m	——质量, g
p	——压力, MPa
R	——综合判别指数, 无量纲
ST	——软化温度, $^\circ\text{C}$
T	——温度, $^\circ\text{C}$
T_b	——燃尽温度, $^\circ\text{C}$
T_s	——着火温度, $^\circ\text{C}$
ΔT	——软化区间, $^\circ\text{C}$
ρ	——密度, g/cm^3
φ	——相对湿度, %

下角标

0	——初始
1	——吸水后

参 考 文 献

- [1] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 中国城乡建设统计年鉴—2024[M]. 北京: 中国城市出版社, 2025.
Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China. China urban-rural construction statistical yearbook[M]. Beijing: China City Press, 2025.
- [2] 陈虎, 李庆召. 市政污泥资源化途径现状研究[J]. 环境科学与管理, 2025, 50(3): 178–183.
Chen H, Li Q Z. Analysis on current situation of municipal sludge resource utilization[J]. Environmental Science and Management, 2025, 50(3): 178–183.
- [3] 郑琪豫. 城市污水处理厂的污泥处理及处置技术研究[J]. 皮革制作与环保科技, 2025, 6(14): 141–143.
Zheng Q Y. Research on sludge treatment and disposal technologies in urban wastewater treatment plants[J]. Leather Manufacture and Environmental Technology, 2025, 6(14): 141–143.
- [4] 汪家兴. 碳基骨架辅助热水解对污泥脱水性能及基础燃料特性的影响研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2021.
Wang J X. Effect of carbon-based skeleton-assisted thermal hydrolysis on sludge dewatering performance and basic fuel characteristics[D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2021.
- [5] 张锦萍. 提质褐煤复吸水及燃烧特性的实验研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2015.
Zhang J P. Experimental study on reabsorbing water and combustion characteristics of upgraded lignite[D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2015.

- [6] 李云妹, 尚曼霞, 郑欣昱, 等. 污泥掺烧对于褐煤灰熔融特性的影响研究[J]. 煤炭技术, 2024, **43**(10): 278–281.
Li Y M, Shang M X, Zheng X Y, et al. Study on influence of sludge mixed combustion on melting characteristics of lignite ash [J]. Coal Technology, 2024, **43**(10): 278–281.
- [7] Xiao H, Liu H, Jin M H, et al. Process control for improving dewatering performance of sewage sludge based on carbonaceous skeleton-assisted thermal hydrolysis[J]. Chemosphere, 2022, **296**: 134006.
- [8] 张盛. 多种固体废物协同热处置过程中交互反应机理及污染物排放规律研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2022.
Zhang S. Research on interaction mechanism and pollutants emission characteristics during co-thermal treatment of various solid wastes[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2022.
- [9] 王利平. 水处理耦合机械压滤对剩余污泥的深度脱水性能研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2015.
Wang L P. Hydrothermal treatment coupled with mechanical expression for excess sludge deep dewatering[D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2015.
- [10] 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 煤灰熔融性的测定方法: GB/T 219—2008[S]. 北京: 中国标准出版社, 2009.
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. Determination of fusibility of coal ash: GB/T 219—2008[S]. Beijing: Standards Press of China, 2009.
- [11] 赵旭升. 入炉煤粒径对循环流化床锅炉的影响分析[J]. 山西化工, 2024, **44**(2): 127–128.
Zhao X S. Analysis of the influence of coal particle size on circulating fluidized bed boilers[J]. Shanxi Chemical Industry, 2024, **44**(2): 127–128.
- [12] 李杰, 王小勇, 马伟. 不同粒径炉煤对气流式内热炉温度场的影响研究[J]. 工业加热, 2025, **54**(5): 62–67.
Li J, Wang X Y, Ma W. Research on the influence of different particle sizes of furnace coal on the temperature field of airflow internal heating furnace[J]. Industrial Heating, 2025, **54**(5): 62–67.
- [13] 马亚飞. 基于低场¹H-NMR技术的不同煤种水分复吸形态研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2018.
Ma Y F. Study on moisture reabsorption forms of different coals based on low field ¹H-NMR technology[D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2018.
- [14] 许龙泉. CFB锅炉改烧褐煤的适应性研究[D]. 长沙: 长沙理工大学, 2018.
Xu L Q. Study on adaptability of CFB boiler to lignite-burning[D]. Changsha: Changsha University of Science & Technology, 2018.
- [15] Hu H, Liu H, Xiao H, et al. Assisting role of carbonaceous skeleton in sludge thermal hydrolysis and press filtration[J]. Chemosphere, 2024, **352**: 141501.
- [16] 冯淋淋, 王志强, 白力. 干化污泥造粒对垃圾焚烧厂协同焚烧的影响研究[J]. 四川环境, 2020, **39**(1): 81–86.
Feng L L, Wang Z Q, Bai L. Study on the effect of dry sludge granulation on co-incineration in waste incineration plant[J]. Sichuan Environment, 2020, **39**(1): 81–86.
- [17] Jiang L B, Liang J, Yuan X Z, et al. Co-pelletization of sewage sludge and biomass: The density and hardness of pellet[J]. Bioresource Technology, 2014, **166**: 435–443.
- [18] 李嘉薇. 水热提质褐煤水分复吸特性及含硫、氧官能团演化研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2019.
Li J W. Study on water re-absorption and sulfur, oxygen-containing functional groups evolution of hydrothermally upgraded lignite[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2019.
- [19] Wang J X, Liu H, Deng H P, et al. Deep dewatering of sewage sludge and simultaneous preparation of derived fuel *via* carbonaceous skeleton-aided thermal hydrolysis[J]. Chemical Engineering Journal, 2020, **402**: 126255.
- [20] 王婷婷, 盛昌栋. 城镇污水污泥低温氧化放热特性的恒温量热分析[J]. 环境工程, 2021, **39**(10): 110–115, 123.
Wang T T, Sheng C D. Isothermal calorimetric analysis of exothermic characteristics of municipal sewage sludge during low temperature oxidation[J]. Environmental Engineering, 2021, **39**(10): 110–115, 123.
- [21] Li X R, Lim W S, Iwata Y, et al. Safety evaluation of sewage-sludge-derived fuels by comparison with other fuels[J]. Fire and Materials, 2009, **33**(4): 187–200.
- [22] 许芹. 氧化煤表面吸氧能力演化及分子活性结构二次氧化特性研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2021.
Xu Q. Oxygen adsorption capacity evolution of pre-oxidized coal and secondary oxidation characteristics of molecular active structure[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2021.
- [23] Zhang Y T, Zhang J, Li Y Q, et al. Oxidation characteristics of functional groups in relation to coal spontaneous combustion[J]. ACS Omega, 2021, **6**(11): 7669–7679.
- [24] Xu Z X, Song H, Li P J, et al. Hydrothermal carbonization of sewage sludge: Effect of aqueous phase recycling[J]. Chemical Engineering Journal, 2020, **387**: 123410.
- [25] Xu X W, Jiang E C. Treatment of urban sludge by hydrothermal carbonization[J]. Bioresource Technology, 2017, **238**: 182–187.
- [26] Wang L P, Chang Y Z, Li A M. Hydrothermal carbonization for energy-efficient processing of sewage sludge: a review[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2019, **108**: 423–440.
- [27] 郑旭, 刘晨, 王昕, 等. 水泥窑用垃圾衍生燃料燃烧特性的TG-DTG研究[J]. 水泥技术, 2017(2): 21–28.
Zheng X, Liu C, Wang X, et al. Research on the combustion characteristics of RDF for cement kiln by TG-DTG[J]. Cement Technology, 2017(2): 21–28.
- [28] 修浩然, 王云刚, 白彦渊, 等. 准东煤/市政污泥混燃燃烧特性及灰熔融行为分析[J]. 化工进展, 2023, **42**(6): 3242–3252.
Xiu H R, Wang Y G, Bai Y Y, et al. Combustion characteristics and ash melting behavior of Zhundong coal/municipal sludge blended combustion[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2023, **42**(6): 3242–3252.
- [29] 宋文佳. 高温煤气化炉中煤灰熔融、流动和流变行为特性研究[D]. 上海: 华东理工大学, 2011.
Song W J. Study on melting, flowing and rheological behavior characteristics of coal ash in high temperature coal gasifier[D]. Shanghai: East China University of Science and Technology, 2011.
- [30] 王腾. 污泥—稻壳混烧灰熔融特性及自固化机理研究[D]. 武汉: 武汉大学, 2017.
Wang T. Study on melting characteristics and self-solidifying mechanism of sludge-rice husk co-combustion ash[D]. Wuhan:

- Wuhan University, 2017.
- [31] 刘志. 配煤煤灰内矿物质转变过程与熔融特性规律研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2006.
- Liu Z. The study on minerals transition process and fusing regularity of blending coal-ashes[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2006.
- [32] 薛瑞轩. 准东煤燃烧与结渣特性研究[D]. 北京: 华北电力大学, 2015.
- Xue R X. Study on combustion and slagging characteristics of Zhundong coal[D]. Beijing: North China Electric Power University, 2015.
- [33] 李德波, 崔乘亮, 蒋勇军, 等. 煤和市政污泥掺烧的灰熔融特性研究[J]. 发电技术, 2019, **40**(4): 347-354.
- Li D B, Cui C L, Jiang Y J, et al. Investigation of fusion characteristics in co-combustion of coal with municipal sludge[J]. Power Generation Technology, 2019, **40**(4): 347-354.
- [34] 王雪花. 污泥与煤混烧成灰及结渣特性研究[D]. 沈阳: 沈阳航空航天大学, 2011.
- Wang X H. Research on the characteristics of ash and slagging from co-combustion of sewage sludge and coal[D]. Shenyang: Shenyang Aerospace University, 2011.
- [35] Vassilev S V, Baxter D, Andersen L K, et al. An overview of the chemical composition of biomass[J]. Fuel, 2010, **89**(5): 913-933.
- [36] Beidaghy Dizaji H, Zeng T, Hölzig H, et al. Ash transformation mechanism during combustion of rice husk and rice straw[J]. Fuel, 2022, **307**: 121768.