

# 富铁污泥灰的制备及煅烧制度的确立

刘爽, 朱际娇, 朱伟伟\*

广西民族大学材料与环境学院, 广西 南宁

收稿日期: 2024年12月11日; 录用日期: 2025年1月15日; 发布日期: 2025年1月26日

## 摘要

随着全球水泥生产量的不断增加, 水泥行业的碳排放量也显著增长, 而污水污泥焚烧产生的污泥灰因其含有 $\text{SiO}_2$ 、 $\text{Al}_2\text{O}_3$ 、 $\text{CaO}$ 和 $\text{Fe}_2\text{O}_3$ 等成分, 被认为具有潜在的火山灰活性, 可作为水泥的部分替代材料。本文针对广西某污水处理厂污泥, 通过干燥、球磨及不同煅烧条件处理污泥样品, 并采用物化分析方法探讨其火山灰活性。实验发现: 煅烧温度显著影响污泥灰的比表面积、密度和微观结构,  $600^\circ\text{C}$ 为最佳煅烧温度; 保温时间影响活性组分暴露和孔隙结构发展, 最佳保温时间为2小时; 比表面积的增大提高了污泥灰的反应界面, 有利于增强其火山灰活性, 但是过高的比表面积会增加需水量。通过优化煅烧制度, 可制备性能优良的辅助胶凝材料, 有效降低水泥使用量和碳排放。

## 关键词

水泥, 污泥灰, 煅烧活化, 辅助胶凝材料

# Preparation of Iron-Rich Sludge Ash and Establishment of Calcination System

Shuang Liu, Jijiao Zhu, Weiwei Zhu\*

School of Materials and Environment, Guangxi Minzu University, Nanning Guangxi

Received: Dec. 11<sup>th</sup>, 2024; accepted: Jan. 15<sup>th</sup>, 2025; published: Jan. 26<sup>th</sup>, 2025

## Abstract

As global cement production continues to rise, so does the industry's carbon emissions. Incineration of sewage sludge produces sludge ash containing  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{CaO}$ , and  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , which exhibits pozzolanic activity and can potentially replace a portion of cement. This study examined sludge

\*通讯作者。

from a wastewater treatment plant in Guangxi, treating samples via drying, ball milling, and various calcination conditions, followed by physicochemical analysis to assess pozzolanic activity. Key findings include: Calcination temperature significantly influences specific surface area, density, and microstructure, with 600°C identified as the optimal temperature. Holding time affects exposure of reactive components and pore structure, with 2 hours being the ideal duration. Increased specific surface area enhances reaction interfaces, promoting pozzolanic activity; however, excessive surface area increases water demand. Optimizing calcination conditions can produce high-performance supplementary cementitious materials, reducing cement consumption and carbon emissions.

## Keywords

Cement, Sludge Ash, Calcination Activation, Supplementary Cementitious Materials

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## 1. 引言

2023 年, 全球已生产 40.72 亿吨水泥, 生产一吨水泥将排放约 800~900 公斤 CO<sub>2</sub> [1]-[3]。这意味着水泥厂在 2023 年排放了约 37 亿吨二氧化碳[4], 约为 1990 年的 6 倍, 而 1990 年的排放量仅为 5.7 亿吨[5][6]。减少 CO<sub>2</sub> 排放的有效方法是减少水泥消耗。因此, 粉煤灰和矿渣等传统补充胶凝材料(Supplementary Cementitious Materials, SCMs)已被有效地用作水泥替代品[1]。炉渣和粉煤灰是工业副产品, 但随着更清洁燃料的采用和更广泛的使用, 它们的可用性下降。这表明需要进一步研究其他 SCMs 来替代水泥。

大量研究表明, SSA 可用作 SCM 以部分替代水泥, 因为污泥灰在高温焚烧后含有 SiO<sub>2</sub>、Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>、CaO 和 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> 并表现出一些火山灰活性[7]-[10]。其中, 活性二氧化硅和氧化铝能够与水泥中的氢氧化钙 Ca(OH)<sub>2</sub> 在水化反应中形成次生的胶凝产物(如硅酸钙水化物和铝酸钙水化物), 提高混凝土的强度。部分污泥灰中可能含有游离氧化钙, 可以直接参与水化反应, 起到辅助胶凝作用。同时污泥灰颗粒较细, 具有良好的填充性能, 可以填补水泥中胶凝材料的空隙, 提高水泥的密实性和耐久性。污水处理厂广泛使用两种类型的混凝土, 分别是铝基混凝土和铁基混凝土, 富铝污泥已经被证实可以添加到水泥共混体系中起到代替部分水泥并参与反应[11]。但是富铁污泥的煅烧制度仍不清楚。

因此, 本文主要针对污泥工业固废利用问题, 面向污泥处置需求, 对所选富铁污泥样品进行物化性质分析, 采用机械活化、热活化激发污泥活性, 并建立污泥灰煅烧制度。

## 2. 实验原料与方法

### 2.1. 实验原料

本试验采用广西明阳污水处理厂经过压滤机处理后的剩余污泥, 水分和有机物含量较多, 约占 90 % 以上, 并伴有刺激性气味, 不能直接用于试验。此批次污泥在水处理过程中使用的是铁基絮凝剂, 铁含量高达 64.26%。将污泥运送至实验室后, 需要经过干燥 - 球磨 - 煅烧进行活化, 使其获得一定的火山灰活性。先将原材料经过 105°C 烘干 24 h, 目的是去除水分, 将烘干后的污泥作为下一步试验用料。采用 XRF 测试干燥研磨过筛后的污泥, 其主要化学成分见表 1。

**Table 1.** Chemical composition of sludge  
**表 1. 污泥的化学组成**

Components/wt%	SSA
SiO <sub>2</sub>	10.83
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	4.4
CaO	5.08
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	64.26
SO <sub>3</sub>	1.69
BaO	0.08
Na <sub>2</sub> O	/
MgO	0.19
K <sub>2</sub> O	1.04
TiO <sub>2</sub>	1.68
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	7.88
TiO <sub>2</sub>	/
MnO	/
ZnO	/
f-CaO	/
LOI	2.87
Specific surface area (m <sup>2</sup> kg <sup>-1</sup> )	673.58

## 2.2. 材料制备

### 1) 粉磨

初步烘干处理后的污泥呈黑褐色，形状不规则并伴有刺鼻性气味，不能直接用于试验。原因首先是污泥含有大量的有机质，其次是污泥的细度不满足矿物掺合料的要求。因此本试验设计每次在球磨机填入相同重量的烘干污泥样品，使用球磨机分别进行研磨 5 min、25 min、60 min 目的是控制污泥的比表面积。因为作为常用辅助胶凝材料(SCMs)的偏高岭土影响活性的主要因素是：1、高岭石含量，2、结晶度，3、比表面积[12]。

### 2) 不同煅烧制度处理

将磨细的污泥灰在不同温度下进行煅烧，使用马弗炉，最高温度可达 1000℃。本试验设计的变量为煅烧温度(400℃, 500℃, 600℃, 700℃, 800℃, 900℃)与保温时间(1 h, 2 h, 3 h, 4 h, 5 h)，升温速率为 10℃/min，待煅烧程序结束后自然冷却到室温，制备得到污泥灰(Sewage sludge ash, SSA)。通过单因素实验首先确定最适宜煅烧温度，然后在此温度下进行保温时间实验，最后确定污泥灰的比表面积。随着煅烧温度的不断升高，污泥由最初的黑褐色逐渐转变为砖红色，最后为红棕色。污泥中的有色金属，如铁、钛和锰，在煅烧和冷却过程中会改变氧化态，从而改变最终污泥灰的颜色。本研究所用的富铁污泥铁含量高达 64.26%，在空气中煅烧会生成红色的赤铁矿。

## 2.3. 实验方法

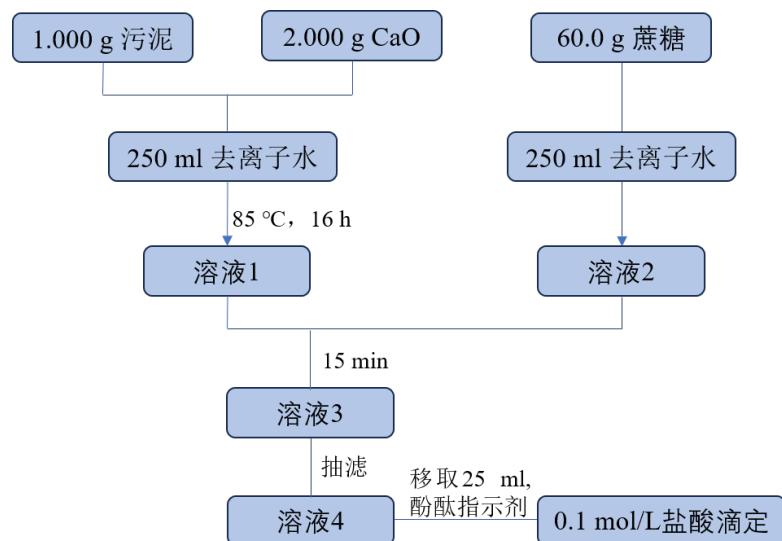
### 2.3.1. 扫描电子显微镜(SEM)

SEM (SUPRA 55 Sapphire, 蔡司, 德国)用于观察污泥灰的微观形貌及孔隙分布。用导电粘合剂将样品安装在载物台上，并使用金喷涂机在表面喷涂金层进行显微镜分析。

### 2.3.2. X 射线衍射(XRD)

使用 X 射线衍射仪(XRD, D8 advance, BRUKER, 德国)在 10°~80°(2θ)的范围内测试污泥灰的物相组成。使用设置为 40 mV 和 40 mA 的仪器进行分析，并以 Cu Kα 为辐射源。扫描速度为 10°C/min。

### 2.3.3. 氧化钙吸收法



使用式(1)计算氢氧化钙吸收值

$$M = 2 \times \frac{V_1 - V_2}{V_1} \times \frac{74}{56} \times 1000 \quad (1)$$

式中：

$M$ —氢氧化钙的吸收值(mg);

$V_1$ —空白实验消耗盐酸的体积(ml);

$V_2$ —加入污泥灰后消耗盐酸的体积(ml)。

### 2.3.4. 电导率法

首先将制备的饱和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  溶液置于 40°C ± 1°C 的恒温箱中，将混合均匀的粉体材料置于 105°C ± 5°C 干燥箱中进行干燥。然后量取 200 ml 饱和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  溶液并测量其初始电导率，再称取 5 g 粉体材料加入饱和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  溶液中，测量混合溶液的电导率变化。整个过程需持续搅拌以保持溶液的匀质性。混合溶液在第 120 s 时的导电率记为最终补偿电导率，通过其与初始电导率之间的差值( $\Delta\sigma$ )可以划分火山灰质材料的反应活性等级。当  $\Delta\sigma > 1.2 \text{ mS/cm}$  时，意味着材料具有良好的火山灰活性；当  $\Delta\sigma < 0.4 \text{ mS/cm}$  时，意味着材料不具备火山灰活性；而当  $\Delta\sigma$  处于两者之间时，意味着材料的火山灰活性一般。

### 2.3.5. 强度活性指数法

按照 GB/T 2847-2022《用于水泥中的火山灰质混合材料》进行强度活性指数试验，将各条件的污泥灰与 PC 水泥按 3:7 的比例混合，水灰比为 0.5，胶砂比为 1:3。按 GB/T 17671 中的规定对胶砂进行搅拌、成型和养护，试样养护至规定龄期后进行抗压、抗折强度测定，以掺 30% 活化材料的 PC 水泥 28 d 胶砂抗压强度与 PC 水泥 28 d 胶砂抗压强度比值大小来评价各温度热处理活化材料的胶凝特性，以火山灰活

性指数 PAI (Pozzolanic activity index) 表示，当 PAI 值大于 60% 时，表示该活化材料具有火山灰活性。火山灰活性指数根据式(2)进行计算：

$$PAI = \frac{R}{R_0} \times 100\% \quad (2)$$

式中：

$PAI$ —火山灰活性指数，%；

$R$ —实验胶砂抗压强度，MPa；

$R_0$ —基准胶砂抗压强度，MPa。

### 3. 实验结果

#### 3.1. 热处理活化

根据 GB/T 176-2017《水泥化学分析方法》，称取 1 g 污泥灰样品(精确至 0.0001 g)，放入已灼烧恒重的瓷坩埚中，盖上坩埚盖，并留有一定缝隙，放入马弗炉中，在 950℃下灼烧 20 min，取出坩埚置于干燥器中自然冷却至室温，称量。根据式(3)计算烧失量的质量分数：

$$\omega_{LOI} = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \quad (3)$$

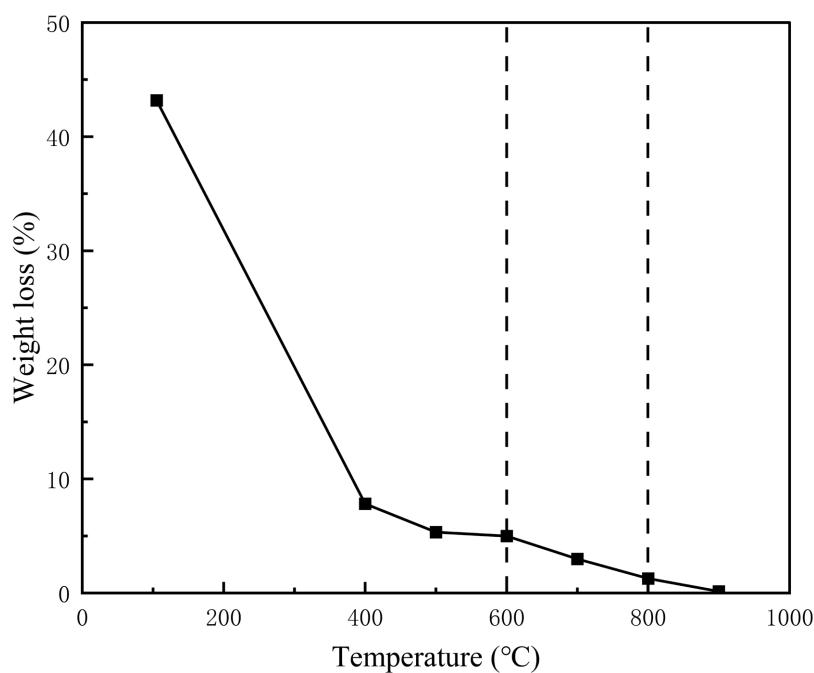
式中：

$\omega_{LOI}$ —实际测定的烧失量的质量分数，%；

$m_0$ —污泥灰的质量，单位为克(g)；

$m_1$ —灼烧后污泥灰的质量，单位为克(g)。

结果如图 1 所示。



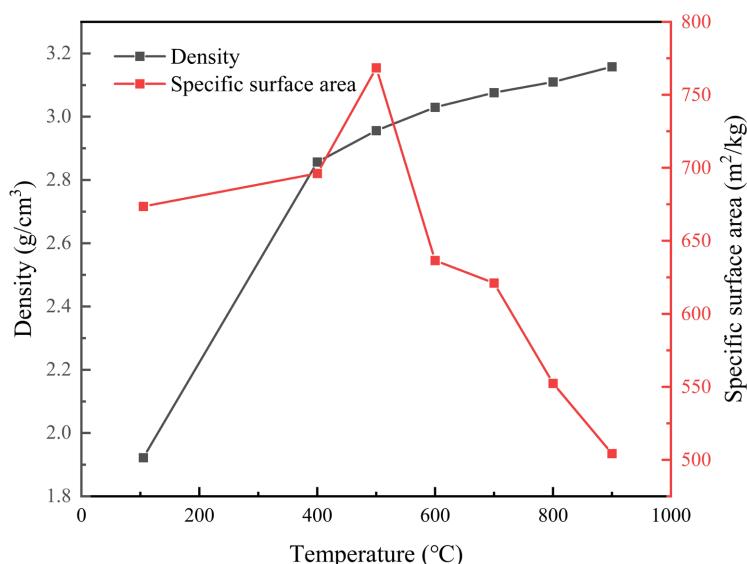
**Figure 1.** Loss on ignition of SSA at different calcination temperatures  
**图 1.** 不同煅烧温度污泥灰的烧失量

从图中可以看出，105℃烘干污泥烧失量高达43.18%，但是经过不同温度煅烧得到的污泥灰的烧失量逐渐降低，说明质量损失主要发生在100℃~400℃。这一阶段主要是样品自由水和结合水的蒸发，以及部分低沸点有机物的挥发。经过400℃~600℃煅烧后的污泥灰烧失量下降速率放缓，但仍有减少。这一温度区间是有机物成分分解的主要阶段，也是污泥煅烧处理中的重要温度区间。在这一阶段，污泥中的有机物开始分解或燃烧，生成二氧化碳等气体逸出，同时部分无机物可能发生脱羟反应。600℃~800℃有机物基本分解完全，剩余的是以矿物和氧化物为主的稳定成分，形成在高温下的残余无机相，如氧化钙、氧化铁和碳酸钙分解后的氧化钙等。污泥在高温下烧失大量挥发性成分后，其残余物主要为无机成分，这为其作为胶凝材料或骨料提供了可能性。

使用李氏瓶和勃氏比表面积仪测定仪测试煅烧后污泥灰的密度和比表面积。不同煅烧温度下热活化的污泥密度和比表面积如表2所示，煅烧温度对污泥密度和比表面积的影响如图2所示，可以得出，污泥在400℃~900℃下煅烧时，密度随温度的升高而增加，比表面积先增加后减小。随着煅烧温度的升高，污泥灰中部分组分发生烧结或熔融，颗粒内部的连通孔重新封闭起来，导致污泥灰的密度不断增大。污泥灰中过高的烧失量会导致污泥灰具有更高的比表面积，500℃及以下空隙中的有机物被焚烧，比表面积增加，高温煅烧时污泥烧结，污泥灰团聚在一起，比表面积减小。

**Table 2.** Density and specific surface of SSA at different calcination temperatures  
**表 2.** 不同煅烧温度下污泥灰的密度和比表面积

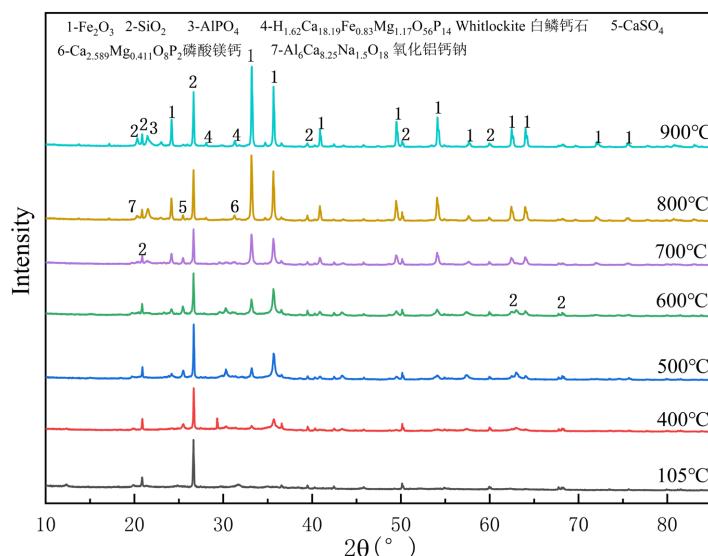
煅烧温度/℃	密度/g/cm <sup>3</sup>	比表面积/m <sup>2</sup> /kg
105	1.922	673.58
400	2.857	696.14
500	2.956	768.52
600	3.03	636.54
700	3.076	621.14
800	3.11	552.34
900	3.158	504.33



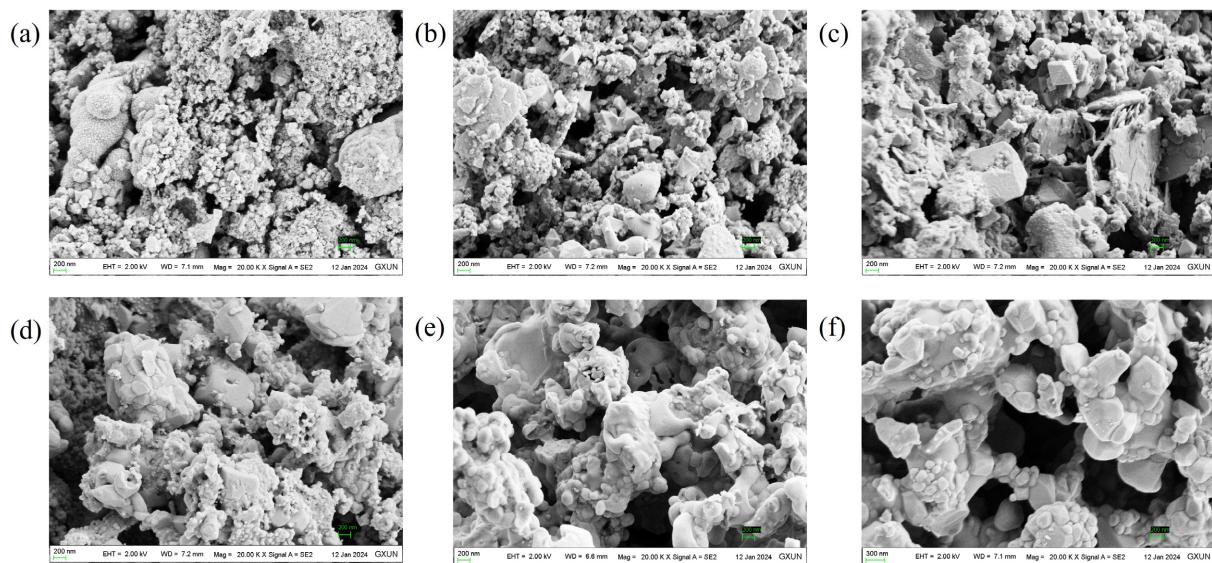
**Figure 2.** Effect of calcination temperature on SSA density and specific surface area  
**图 2.** 煅烧温度对污泥灰密度和比表面积的影响

### 3.2. 物相分析

各温度下煅烧处理的污泥的 XRD 图谱如图 3 所示，污泥的晶相主要由  $\text{SiO}_2$  (二氧化硅) 和  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  (赤铁矿) 组成，其他衍射峰不明显主要以无定型或弱晶相存在。在中低温阶段( $400^\circ\text{C}$ ~ $600^\circ\text{C}$ )，衍射峰逐渐显现，部分物相如氧化硅( $\text{SiO}_2$ )和铁氧化物(如  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ )的前驱晶相开始形成，在  $400^\circ\text{C}$  和  $600^\circ\text{C}$  之间，无定型组分逐渐减少，但仍然占有较大比例，其残留部分可能是未分解的复杂硅铝酸盐或其他矿物前驱物。在高温阶段( $700^\circ\text{C}$ ~ $900^\circ\text{C}$ )，晶相进一步增强，如  $\text{CaO}$ 、 $\text{SiO}_2$  和  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  等成为主要成分。高温稳定相逐步占据主导，如 Whitlockite(白磷钙石)等高温晶相显现。衍射峰强度更强且更尖锐，说明结晶度进一步提高。适量的无定型组分具有潜在的胶凝活性，能够在实际应用中提高水泥基材料的早期强度。



**Figure 3.** XRD spectra comparison of sludge ash at different calcination temperatures  
**图 3.** 不同煅烧温度污泥灰的 XRD 图谱对比



**Figure 4.** Micromorphology of sludge ash at different calcination temperatures: (a)  $400^\circ\text{C}$ ; (b)  $500^\circ\text{C}$ ; (c)  $600^\circ\text{C}$ ; (d)  $700^\circ\text{C}$ ; (e)  $800^\circ\text{C}$ ; (f)  $900^\circ\text{C}$

**图 4.** 不同煅烧温度下的污泥灰微观形貌：(a)  $400^\circ\text{C}$ ；(b)  $500^\circ\text{C}$ ；(c)  $600^\circ\text{C}$ ；(d)  $700^\circ\text{C}$ ；(e)  $800^\circ\text{C}$ ；(f)  $900^\circ\text{C}$

### 3.3. 微观形貌分析

图4是不同煅烧温度下污泥灰的微观形貌图。400℃污泥灰结构松散，空隙分布较多，颗粒边缘形态不规则，可能残留大量有机质未完全分解，骨架结构尚未形成。随着煅烧温度提升到600℃，颗粒形态逐渐趋于规整，粒径减小，煅烧后有机物进一步分解，导致部分孔隙闭合，颗粒逐渐致密化，但仍保留较高的孔隙率。经过800℃和900℃煅烧后的污泥，颗粒间几乎完全熔合，结构显著致密化。孔隙数量显著减少，呈现较为光滑和块状的颗粒。高温使材料发生晶体重排或烧结，孔隙率进一步降低，但过高的煅烧温度可能导致内部过烧，降低材料的活性，从而影响其性能。

### 3.4. 活性评价

#### 3.4.1. 氢氧化钙吸收法

图5是不同煅烧温度下污泥灰石灰吸收值，总体呈现先升高后降低的趋势。400℃到500℃，低温煅烧时，有机物和部分挥发组分开始分解，孔隙结构初步形成。但由于温度较低，未形成更多的活性相，因此吸收值略有下降。500℃到600℃石灰吸收值从448.15 mg迅速上升到636.4 mg，有效晶相如CaO逐渐析出，孔隙结构增加，吸附能力增强。600℃到900℃随着温度进一步升高，材料内部的烧结作用增强，部分孔隙关闭，活性相有所减少，因此推断600℃为最佳煅烧温度。

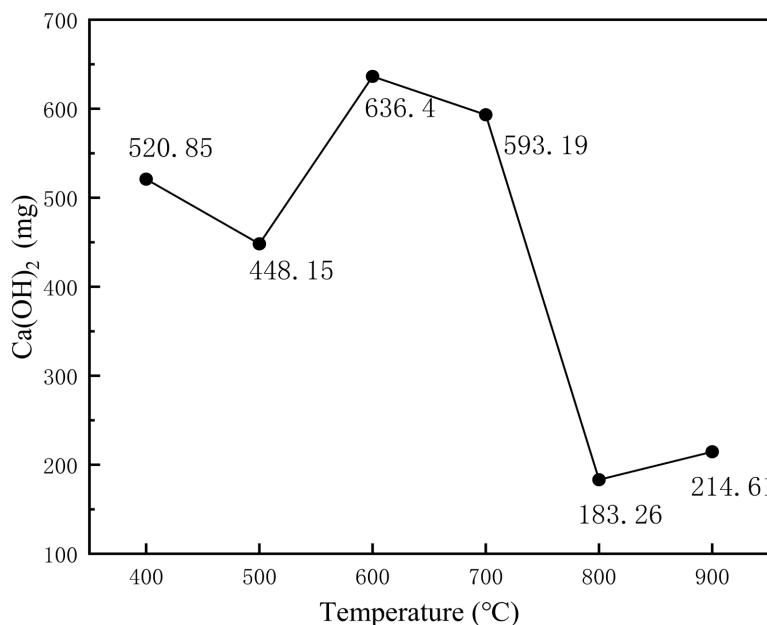
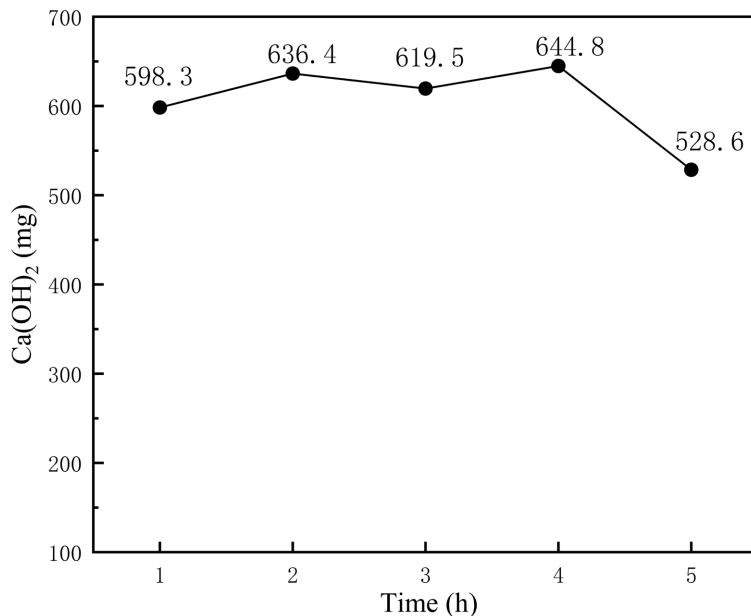


Figure 5. Lime absorption value of sludge lime at different calcination temperatures

图5. 不同煅烧温度下污泥灰石灰吸收值

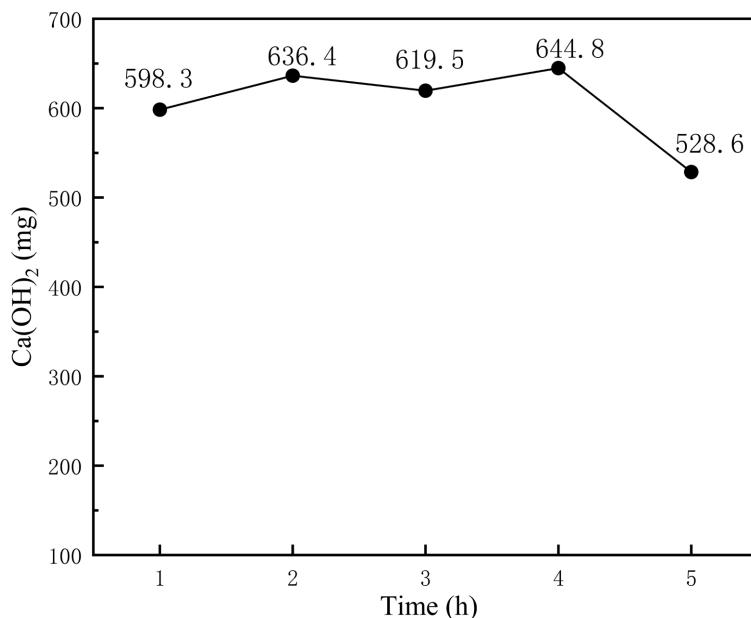
图6是不同保温时间下污泥灰石灰吸收值，石灰吸收值随保温时间呈现先增后减的趋势，但吸收值差距不大。2~4 h内是材料活性提升的关键阶段。保温时间从1 h升至2 h，在短时间保温下，煅烧后形成的孔隙结构逐渐稳定，CaO等活性相暴露增加，吸附能力增强。2 h至3 h，随着保温时间延长，材料内部的晶相逐步完善，部分孔隙可能因烧结效应而关闭，从而导致吸附能力下降。3 h至4 h，在适当的保温时间内，孔隙结构充分发展，烧结效应有限，活性组分进一步暴露，导致吸附性能提升。4 h至5 h，石灰吸收值下降至528.6，原因是保温时间过长，材料致密化显著，烧结效应占主导，活性位点减少，吸附能力大幅度下降。保温时间为4 h时候具有最大的石灰吸收值，但是从节约能源的角度，保温时间应该

控制在 2 h。



**Figure 6.** Lime absorption value of sludge lime at different holding times  
**图 6.** 不同保温时间下污泥灰石灰吸收值

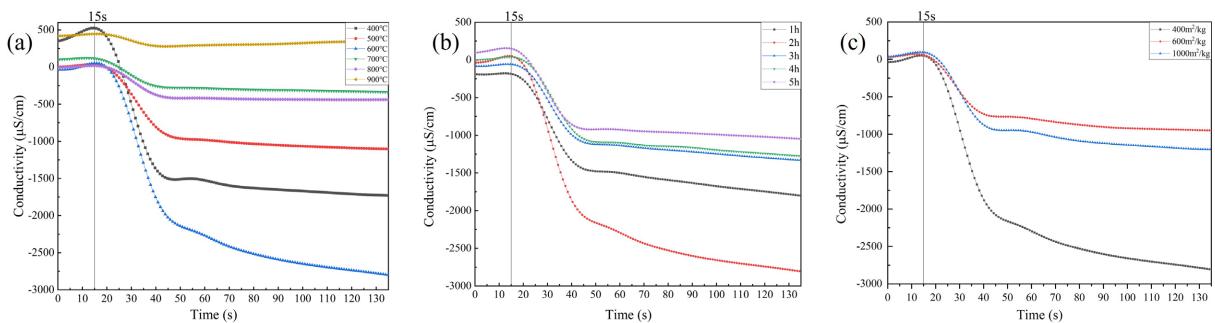
图 7 是不同比表面积的污泥灰石灰吸收值，石灰吸收值随着比表面积的增加呈现总体上升趋势。在比表面积从  $400 \text{ m}^2/\text{kg}$  增加  $1000 \text{ m}^2/\text{kg}$  时，吸收值从  $636.4 \text{ mg}$  上升到  $697.7 \text{ mg}$ 。比表面积直接影响材料的孔隙特性。更高的比表面积提供更多的活性位点，有利于  $\text{CaO}$  与水或二氧化碳的反应，从而提升石灰吸收能力。



**Figure 7.** Lime absorption values of sludge lime with different specific surface areas  
**图 7.** 不同比表面积的污泥灰石灰吸收值

### 3.4.2. 电导率法

图 8 是不同影响因素下污泥灰的电导率。初始电导率是由饱和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  溶液中溶解的  $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{OH}^-$  所产生的，并且随着火山灰反应对  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  的不断消耗逐渐减小。因此，通过材料在饱和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  溶液中电导率随时间的变化来表征材料的火山灰活性。污泥灰的活性越高，在一定时间内下降的电导率也就越大。本实验测定了 0 到 135 秒的电导率变化值，从第 15 s 加入污泥灰根据前 2 min 内的电导率减小值( $\Delta\sigma$ )确定的火山灰活性大小的顺序为 600℃、400℃、500℃、800℃、700℃、900℃，对应电导率减小值分别为 2.83 mS/cm、2.25 mS/cm、1.14 mS/cm、0.47 mS/cm、0.45 mS/cm 以及 0.11 mS/cm。除了 600℃ 和 400℃，其他材料均可归为一般火山灰活性材料( $0.4 \text{ mS/cm} \leq \Delta\sigma \leq 1.2 \text{ mS/cm}$ )。400℃煅烧污泥出现了良好的火山灰活性( $\Delta\sigma > 1.2 \text{ mS/cm}$ )，主要原因是污泥表面不规则，内部多孔径，主要是物理吸附作用使得电导率迅速降低。



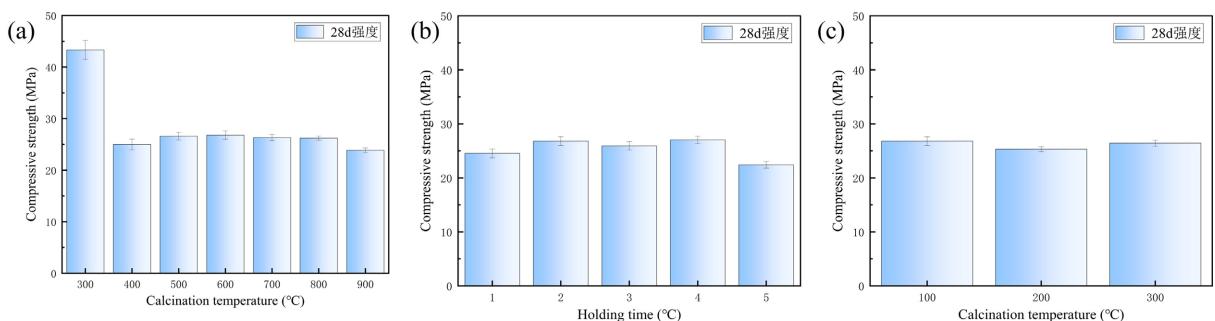
**Figure 8.** Conductivity of sludge ash under different influencing factors: (a) calcination temperature; (b) Hold time; (c) Specific surface area

**图 8.** 不同影响因素下污泥灰的电导率：(a) 煅烧温度；(b) 保温时间；(c) 比表面积

### 3.4.3. 强度活性指数法

图 9 是煅烧条件对污泥灰 - 水泥 28 d 抗压强度的影响。图 9(a)是抗压强度与煅烧温度之间的关系图，抗压强度随着煅烧温度的增加呈现先增加后降低的趋势，在低温(400℃, 500℃)下煅烧时，污泥中残留大量未完全燃烧的有机质，且煅烧温度过低，未能激发污泥灰的胶凝活性。在 600℃下具有最高的抗压强度，结合微观形貌，污泥灰形态趋于规整，并且仍然存有大量孔隙，有益于水化产物与污泥灰相互融合，增加了相互作用力，抗压强度升高。随着煅烧温度的升高，污泥灰烧结严重，且比表面积降低，没有充分的表面使水泥发生水化反应，导致抗压强度降低。

图 9(b)是保温时间与抗压强度之间的关系图，污泥在 6600℃下煅烧 4 h 所制得的砂浆试块具有最大的抗压强度，原因是煅烧时间足够长，可以充分激发污泥灰的火山灰活性，并在砂浆中充分发挥胶凝活



**Figure 9.** Compressive strength of sludge ash under different influencing factors: (a) calcination temperature; (b) Hold time; (c) Specific surface area

**图 9.** 不同影响因素下污泥灰的抗压强度：(a) 煅烧温度；(b) 保温时间；(c) 比表面积

性。保温时间为 2 h 污泥灰的抗压强度仅次于保温时间 4 h 污泥灰的抗压强度, 由于长时间煅烧的过程也会消耗大量能源, 从节能降耗的方面来说, 2 h 可以作为最合适的煅烧保温时间。

图 9(c)是污泥灰比表面积与抗压强度之间的关系图。抗压强度先减小后增大, 比表面积为  $1000 \text{ m}^2/\text{kg}$  时, 抗压强度相对于  $600 \text{ m}^2/\text{kg}$  增加, 比表面积增大, 颗粒提供的反应界面增多, 有利于水化反应的进行, 生成更多的水化产物(如 C-S-H 凝胶)。这些产物填充孔隙, 形成更加致密的结构, 从而提高抗压强度, 但是细颗粒的过度水化可能导致早期强度发展快, 但后期强度增长受限。

## 4. 结论

本研究通过调节煅烧温度、保温时间和污泥灰的比表面积来对比煅烧制度对污泥灰火山灰活性的影响, 同时采用三种判断活性强弱的方法来建立最优煅烧制度。结果表明, 污泥灰的活性受煅烧制度的影响很大, 煅烧温度  $600^\circ\text{C}$ 、保温时间 2 h、能更好激发污泥的火山灰活性, 更有利于砂浆强度的提高, 同时改善其微观结构。比表面积随煅烧条件优化呈先增后减趋势, 适当增大比表面积可显著提升污泥灰的吸附能力和抗压强度。同时石灰吸收值与胶砂强度法所得到数据趋势基本相同, 氢氧化钙吸收法能很好地作为检验污泥灰活性的快捷方法。本研究为污泥资源化利用提供了理论基础和技术路径, 能够减少环境污染并降低水泥工业的碳排放负担, 同时实现污泥的高值化应用。

## 基金项目

广西民族大学大学生创新创业训练计划(S202310608292)。

## 参考文献

- [1] Hay, R. and Celik, K. (2022) Assessment of Limestone Calcined Clay Cement (LC3) Produced with Low-Reactivity Kaolinitic Clay and Limestone Powder of Different Finenesses. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4058198>
- [2] Celik, K., Jackson, M.D., Mancio, M., Meral, C., Emwas, A.-H., Mehta, P.K., et al. (2014) High-Volume Natural Volcanic Pozzolan and Limestone Powder as Partial Replacements for Portland Cement in Self-Compacting and Sustainable Concrete. *Cement and Concrete Composites*, **45**, 136-147. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2013.09.003>
- [3] Celik, K., Meral, C., Petek Gursel, A., Mehta, P.K., Horvath, A. and Monteiro, P.J.M. (2015) Mechanical Properties, Durability, and Life-Cycle Assessment of Self-Consolidating Concrete Mixtures Made with Blended Portland Cements Containing Fly Ash and Limestone Powder. *Cement and Concrete Composites*, **56**, 59-72. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2014.11.003>
- [4] Belaid, F. (2022) How Does Concrete and Cement Industry Transformation Contribute to Mitigating Climate Change Challenges? *Resources, Conservation & Recycling Advances*, **15**, Article 200084. <https://doi.org/10.1016/j.rcradv.2022.200084>
- [5] Benhelal, E., Shamsaei, E. and Rashid, M.I. (2021) Challenges against CO<sub>2</sub> Abatement Strategies in Cement Industry: A Review. *Journal of Environmental Sciences*, **104**, 84-101. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.11.020>
- [6] Supriya, Chaudhury, R., Sharma, U., Thapliyal, P.C. and Singh, L.P. (2023) Low-CO<sub>2</sub> Emission Strategies to Achieve Net Zero Target in Cement Sector. *Journal of Cleaner Production*, **417**, Article 137466. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137466>
- [7] Yen, C., Tseng, D. and Lin, T. (2011) Characterization of Eco-Cement Paste Produced from Waste Sludges. *Chemosphere*, **84**, 220-226. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.050>
- [8] Lin, K.L., Chiang, K.Y. and Lin, C.Y. (2005) Hydration Characteristics of Waste Sludge Ash That Is Reused in Eco-Cement Clinkers. *Cement and Concrete Research*, **35**, 1074-1081. <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2004.11.014>
- [9] Pan, S., Tseng, D., Lee, C. and Lee, C. (2003) Influence of the Fineness of Sewage Sludge Ash on the Mortar Properties. *Cement and Concrete Research*, **33**, 1749-1754. [https://doi.org/10.1016/s0008-8846\(03\)00165-0](https://doi.org/10.1016/s0008-8846(03)00165-0)
- [10] Liu, M., Zhao, Y., Xiao, Y. and Yu, Z. (2019) Performance of Cement Pastes Containing Sewage Sludge Ash at Elevated Temperatures. *Construction and Building Materials*, **211**, 785-795. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.03.290>

- 
- [11] Xia, Y., Liu, M., Zhao, Y., Chi, X., Guo, J., Du, D., *et al.* (2023) Hydration Mechanism and Phase Assemblage of Blended Cement with Iron-Rich Sewage Sludge Ash. *Journal of Building Engineering*, **63**, Article 105579.  
<https://doi.org/10.1016/j.jobe.2022.105579>
  - [12] Rodriguez, C. and Tobon, J.I. (2020) Influence of Calcined Clay/Limestone, Sulfate and Clinker Proportions on Cement Performance. *Construction and Building Materials*, **251**, Article 119050.  
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.119050>