

# 基于胺基二氧化碳吸附剂矿化反应的钢渣活化改性机理

张哈怡, 陈铁锋, 高小建

(哈尔滨工业大学土木工程学院, 哈尔滨 150090)

**摘 要:** 固废碳矿化能同时实现  $\text{CO}_2$  高效捕集和固废掺合料活性提升, 是建材领域实现碳中和目标的重要技术选择之一。本工作利用甘氨酸钾(KG)溶液吸收  $\text{CO}_2$  并对转炉钢渣进行间接矿化改性, 研究了富碳 KG 溶液与钢渣矿化反应的动力学特征, 分析了矿化产物的物相组成、钢渣固碳量及其活性变化规律, 探索了钢渣矿化改性—水泥净浆碳化养护的协同碳捕集方法对力学强度的影响规律。结果表明: 钢渣与富碳 KG 溶液在前 120 min 反应速率较快, KG 中  $\text{CO}_2$  反应率达到 92.8%; 矿化后, 钢渣的早期活性显著提升, 在 10% 掺量下 7 d 抗压强度最多可提升 16.7%; 碳化养护可有效改善钢渣水泥浆体的早期抗压强度, 30% 掺量矿化钢渣碳化养护 12 h 后, 7 d 抗压强度提高了 11.3%; 富碳 KG 溶液矿化钢渣有球霏石晶型碳酸钙生成, 碳化养护过程发生球霏石向方解石的转变, 可对水泥基体产生胶结强化效果。该研究为钢渣资源化利用与工业碳减排提供了高效、协同的技术路径, 并有效提升了钢渣掺合料的活性。

**关键词:** 甘氨酸钾; 碳捕集; 解吸附; 矿化钢渣; 抗压强度

中图分类号: TU525 文献标志码: A 文章编号: 0454-5648(2026)05-1634-12

网络出版时间: 2026-03-12



土建行业作为国民经济的支柱产业, 在高速发展的同时伴随着固体废弃物和二氧化碳排放量的大幅增加, 钢材和水泥在生产全过程中的碳排放占建材生产阶段总排放的 95% 以上<sup>[1]</sup>。中国炼钢工业多采用转炉工艺, 副产品钢渣是表面粗糙的颗粒状固体, 摩擦系数和内摩擦阻力较大、颗粒间嵌合度好, 作为矿物掺合料, 可使混凝土具有较高的早期强度<sup>[2]</sup>。然而, 钢渣中存在的  $\text{f-CaO}$ 、 $\text{f-MgO}$  和  $\gamma\text{-C}_2\text{S}$  等安定性不良组分, 限制了其在水泥基材料中的消纳和利用<sup>[3]</sup>。

燃烧后捕集  $\text{CO}_2$  是重要的碳捕集途径之一<sup>[4-5]</sup>。转炉钢渣主要成分为 40%~50% 的  $\text{CaO}$ , 具有良好的固碳潜力, 利用钢渣中的  $\text{CaO}$  等碱性金属氧化物与  $\text{CO}_2$  进行碳酸化反应从而实现碳封存, 不仅可以消耗钢渣中安定性不良的游离金属氧化物, 还能够就近捕集钢铁工业排放的  $\text{CO}_2$ <sup>[5-8]</sup>。然而, 由于工业烟气中  $\text{CO}_2$  浓度往往较低(通常不超过 30%), 与钢渣直接矿化反应的速率较慢, 碳捕集效率并不理想<sup>[9-12]</sup>。

甘氨酸钾(KG)是一种新型  $\text{CO}_2$  吸收剂, 相较于传统有机胺吸收剂, 具有无毒害、腐蚀性小、抗氧化性强等优势<sup>[13-16]</sup>。本工作将 KG 溶液作为吸收剂, 吸收、富集烟气中  $\text{CO}_2$ , 再利用富碳 KG 溶液矿化钢渣粉。通过矿化, KG 溶液中的  $\text{CO}_2$  被解吸、释放, 以碳酸盐形式被固化于钢渣中<sup>[17-18]</sup>, 并同时实现钢渣粉的矿化改性和 KG 溶液的再生循环。本工作研究了 KG 溶液对  $\text{CO}_2$  的吸收效率及钢渣粉矿化对 KG 溶液的解吸效率, 并测试了矿化钢渣的矿物相组成和活性指数, 探索了钢渣矿化改性与水泥石碳化养护的双重固碳方法对试件抗压强度和固碳量的协同影响规律<sup>[19-21]</sup>。本工作研究结果可为钢渣碳捕集及其在水泥基材料中的高效消纳利用提供技术参考。

## 1 实验

### 1.1 原材料

采用相同摩尔分数的氢氧化钾(KOH, 来自

收稿日期: 2025-11-11。 修订日期: 2025-12-11。

基金项目: 国家自然科学基金(52578275)。

第一作者: 张哈怡(2000—), 女, 硕士研究生。

通信作者: 陈铁锋(1993—), 男, 博士, 副教授。

Received date: 2025-11-11. Revised date: 2025-12-11.

First author: ZHANG Hanyi (2000—), female, Master candidate.

E-mail: 25S033049@stu.hit.edu.cn

Correspondent author: CHEN Tiefeng (1993—), male, Ph.D., Associate Professor.

E-mail: chentf@hit.edu.cn

上海麦克林生化科技股份有限公司)和甘氨酸( $\text{C}_2\text{H}_5\text{NO}_3$ ,来自国药公司)配制浓度为  $1\text{ mol/L}$  的 KG 溶液<sup>[17]</sup>。采用  $4\text{ mol/L}$  稀硫酸滴定法测试 KG 溶液的  $\text{CO}_2$  吸收量。钢渣粉由新山昂德(淄博)新型建材有限公司提供,化学组成见表 1。

表 1 钢渣的化学组成

| Table 1 Chemical compositions of steel slag |       |
|---------------------------------------------|-------|
| Chemical composition                        | w/%   |
| CaO                                         | 37.02 |
| Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>              | 29.57 |
| SiO <sub>2</sub>                            | 16.88 |
| MgO                                         | 5.44  |
| Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>              | 3.78  |

w is mass fraction.

选用符合 GB 8076—2008 标准的普通 P·O 42.5 级水泥(亚泰“天鹅牌”水泥),其化学组成和基本性能指标如表 2 和表 3 所示。

1.2 钢渣 CO<sub>2</sub> 矿化处理

试验制备  $1\text{ mol/L}$  的 KG 溶液,反应装置如图 1

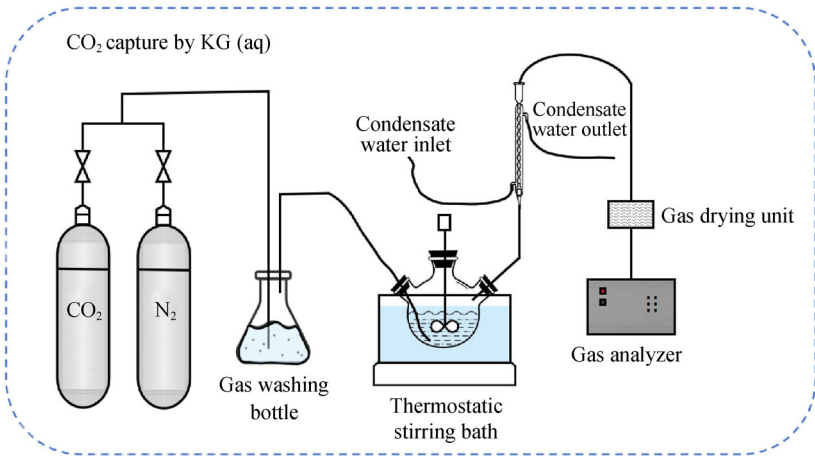
表 2 水泥的化学组成

| Table 2 Chemical compositions of cement |       |
|-----------------------------------------|-------|
| Chemical composition                    | w/%   |
| CaO                                     | 62.23 |
| SiO <sub>2</sub>                        | 20.86 |
| Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>          | 5.47  |
| Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>          | 3.94  |
| MgO                                     | 1.73  |
| Na <sub>2</sub> O                       | 0.16  |
| K <sub>2</sub> O                        | 0.32  |
| SO <sub>3</sub>                         | 2.66  |

所示。实验前保证设备气密性良好,将配置好的 KG 溶液放于固液反应器的反应釜中并组装好仪器;然后,按  $\text{CO}_2$  与  $\text{N}_2$  体积比 1:4 的比例通入混合气体,混合气体经缓冲瓶通入反应釜中,KG 溶液进行吸附。富碳过程中,循环水浴控制反应体系温度为  $45\text{ }^\circ\text{C}$ 。反应釜出气口通过冷凝管与  $\text{CO}_2$  气体分析仪相连接,用以实时记录反应过程出气口的  $\text{CO}_2$  浓度,当仪器示数恢复至吸附前的初始参考值时,表明 KG 溶液富碳完成。

表 3 水泥的基本性能指标

| Compressive strength/MPa |      | Flexural strength/MPa |      | Setting time/min |                | Volume stability | Density/(g·cm <sup>-3</sup> ) | Water requirement for standard consistency/% |
|--------------------------|------|-----------------------|------|------------------|----------------|------------------|-------------------------------|----------------------------------------------|
|                          |      |                       |      | Initial set time | Final set time |                  |                               |                                              |
| 3 d                      | 28 d | 3 d                   | 28 d | 186              | 238            | Acceptable       | 3.1                           | 27.2                                         |



aq is aqueous solution.

图 1 KG 水溶液吸附装置 CO<sub>2</sub> 装置图

Fig. 1 Schematic diagram of CO<sub>2</sub> adsorption device using potassium glycinate (KG) aqueous solution

利用富碳 KG 溶液进行钢渣碳矿化,其中富碳 KG 溶液与钢渣中总 CaO 摩尔比为 1:1<sup>[22-23]</sup>,这里的总 CaO 指钢渣中具有反应活性的 CaO,包括高水化活性的 f-CaO 和组合态 CaO(如  $\text{C}_2\text{S}$ 、 $\text{C}_3\text{S}$ )。为探究矿化反应时间对钢渣矿化程度的影响,设定不同的反应时长,分别记为 1-15、1-30、

1-60、1-120、1-180、1-240,对应反应时间为 15、30、60、120、180、240 min。钢渣矿化反应在磁力搅拌恒温水浴锅中进行,反应体系温度恒定为  $45\text{ }^\circ\text{C}$ 。反应到达预设时间后,将烧杯取出,采用真空抽滤装置进行固液分离。实验装置如图 2 所示。

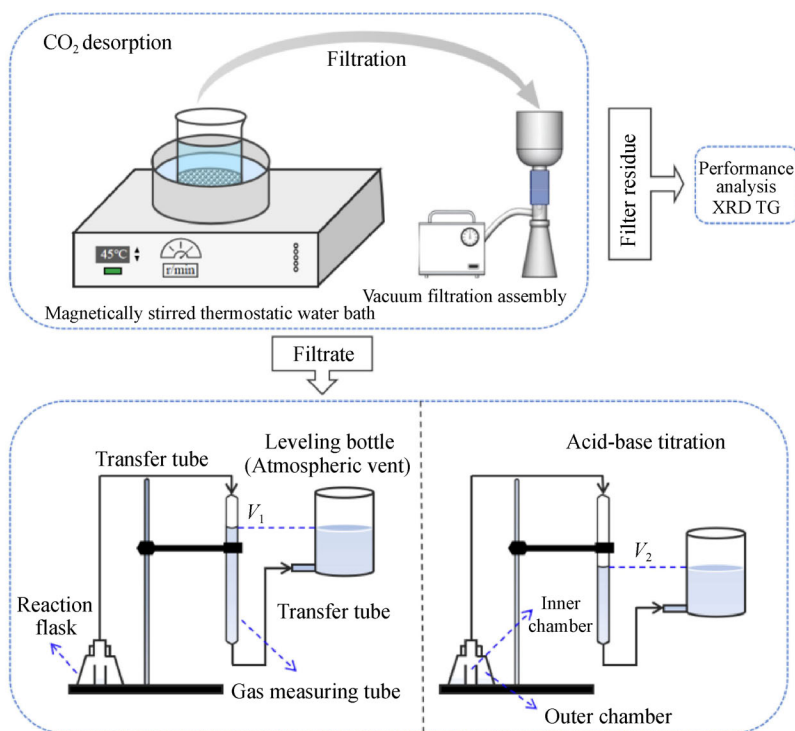


图2 钢渣解吸附及滴定试验示意图

Fig. 2 Illustration for CO<sub>2</sub> desorption by steel slag and subsequent titration analysis

### 1.3 配合比

水泥净浆试件成型试验的水灰比为 0.4, 试件规格为 20 mm×20 mm×20 mm。试验控制矿化钢渣 (Carbonated steel) 的掺量 (10%、20%、30%, 即水泥与矿化钢渣质量中钢渣的质量分数) 与 CO<sub>2</sub> 气氛碳化养护时长 (0、4、8、12 h); 同时, 设置掺入等量未矿化钢渣 (Uncarbonated steel) 作为对比试验组进行同样的碳化养护处理; 试验过程设置空白对照组, 即不掺加任何外掺料。掺加矿化钢渣、未矿化钢渣和对照组分别记为试验组 C、试验组 U 和对照组 D, 试验样本编号记为 C<sub>i,j</sub> 或 C<sub>i</sub>, 其中 *i* 代表掺量 (如 10% 掺量时, *i*=1), *j* 代表碳化养护时长 (如养护 4 h, *j*=4), U<sub>i,j</sub> 和 D<sub>i,j</sub> 同理。具体配合比见表 4, 其中 D<sub>3,0</sub>、C<sub>3,0</sub> (即试验组 1) 和 U<sub>3,0</sub> (即试验组 2) 用于测试矿化钢渣和未矿化钢渣的 28 d 火山灰活性指数。

表 4 水泥净浆配合比

Table 4 Mix proportions of cement paste

| Proportion of carbonated/<br>Uncarbonated steel | W/C | Quality of required materials/g |                                        |                    |
|-------------------------------------------------|-----|---------------------------------|----------------------------------------|--------------------|
|                                                 |     | Cement                          | Carbonated/<br>Uncarbonated steel slag | Deionized<br>water |
| 0                                               | 0.4 | 900.0                           | 0.0                                    | 360.0              |
| 10%                                             |     | 810.0                           | 90.0                                   |                    |
| 20%                                             |     | 720.0                           | 180.0                                  |                    |
| 30%                                             |     | 630.0                           | 270.0                                  |                    |

w/c is water-cement ratio.

### 1.4 方法

1.4.1 酸碱滴定法测滤液中 CO<sub>2</sub> 负载量 采用酸碱滴定法测试 CO<sub>2</sub> 吸收和钢渣矿化反应过程中 KG 溶液中的 CO<sub>2</sub> 含量, 如图 2 所示。

待测液通过测定滤液 pH 值并利用酸碱滴定法进一步分析滤液 CO<sub>2</sub> 负载量<sup>[18]</sup>, 进而探究 KG 溶液循环利用效率。待测滤液样品置于反应瓶的外室, 过量稀硫酸放于反应瓶内室; 试剂安放完成后, 组装仪器并保证气密性良好, 调节水位瓶使其液面与量气管液面相平, 将量气管刻度示数记为 V<sub>1</sub>; 倾倒反应瓶使稀硫酸与待测滤液样品反应, 反应完全后重新调节水位瓶液面和量气管重新持平, 记刻度示数为 V<sub>2</sub>; 清洗反应瓶, 重复试验, 直到全部样品测完。滤液中的剩余 CO<sub>2</sub> 负载量计算依据如式 (1) 所示, 其中 V<sub>m</sub> 为气体摩尔体积, 标准状态 (0 °C, 101 kPa) 下为 22.4 mol/L; T<sub>r</sub> 表示室温 (K); T<sub>0</sub> 为标准状态下的温度, 即 273.15 K。

$$n_{\text{CO}_2} = \frac{V_2 - V_1}{V_m} \cdot \frac{T_r}{T_0} \quad (1)$$

钢渣矿化过程中, 富碳 KG 溶液 CO<sub>2</sub> 的反应率据式 (2) 计算, 其中  $n_0$  表示完全富碳 KG 溶液中的 CO<sub>2</sub> 含量 (mol),  $n_t$  表示钢渣矿化解吸时长为 *t* min 时滤液中的 CO<sub>2</sub> 含量 (mol)。

$$V_{\text{CO}_2} = \frac{\Delta n_{\text{CO}_2}}{n_0} \times 100\% = \frac{n_0 - n_t}{n_0} \times 100\% \quad (2)$$

1.4.2 XRD 和 TG 分析 矿化钢渣及水泥净浆的晶体相组成通过 X 射线衍射分析(XRD)进行测试, 测试条件为 Cu-K $\alpha$  射线, 管压 40 kV, 管流 40 mA, 扫描速度 0.8 (°)/min, 扫描范围  $2\theta = 5^\circ \sim 85^\circ$ 。

矿化钢渣及水泥净浆的固碳量采用综合热分析(TG)进行测试, 升温速度为 10 (°)/min, 最高温度为 950 °C。固碳量可采用式(3)进行计算, 其中,  $\Delta m_{\text{CaCO}_3}$  表示 CaCO<sub>3</sub> 的质量变化率, 反映钢渣在矿化反应中的固碳能力;  $m_{500}$  和  $m_{900}$  分别为测试样品在 550 °C 和 900 °C 时的质量(%)。

$$\Delta m_{\text{CaCO}_3} = m_{500} - m_{900} \quad (3)$$

钢渣矿化速率由 f-CaO 碳酸化生成 CaCO<sub>3</sub> 的相关化学反应主导, 生成的 CaCO<sub>3</sub> 包裹在钢渣球形颗粒表面, 据固液化学反应动力学方程<sup>[3, 10, 24]</sup>, 采用式(4)对钢渣矿化过程进行动力学拟合和分析。其中,  $n=1$ , 表示由化学反应主导的球形颗粒碳矿化反应;  $\alpha$  表示钢渣矿化程度(%), 反映了钢渣矿化至  $t$  时刻生成的 CaCO<sub>3</sub> 含量与矿化 240 min 生成的 CaCO<sub>3</sub> 的含量之比;  $K$  为钢渣矿化速度常数( $\text{min}^{-1}$ );  $t$  为矿化时间(min)。

$$[1 - (1 - \alpha)^{1/3}]^n = Kt \quad (4)$$

1.4.3 强度指数法 采用 28 d 强度指数法评估矿化钢渣的火山灰活性<sup>[25]</sup>, 评价指标为掺 30% 矿化钢渣(C<sub>3,0</sub>)的水泥净浆试件与对照组(D<sub>3,0</sub>)的 28 d 抗压强度的比值, 比值越大, 活性越高; 试验同时测量等掺量未矿化钢渣(U<sub>3,0</sub>)的 28 d 抗压强度, 计算其火山灰活性。试验具体配合比如表 4 所示。

## 2 结果与讨论

### 2.1 钢渣的矿化

2.1.1 KG 溶液的 CO<sub>2</sub> 吸附和解吸 KG 溶液吸收 CO<sub>2</sub> 前, 装置出气口处 CO<sub>2</sub> 参考浓度为 26%。吸附反应开始后, 装置出气口处 CO<sub>2</sub> 浓度变化曲线如图 3 所示。注入 KG 溶液后, CO<sub>2</sub> 浓度迅速降至 0.15% 左右, 0.8 h 之后 CO<sub>2</sub> 浓度上升, 直至回到 26%, 表明吸附完全, 得到富碳 KG 溶液。吸附反应开始前, KG 溶液在水溶液中电离生成质子化甘氨酸钾(KO<sub>2</sub>CCH<sub>2</sub>NH<sub>3</sub><sup>+</sup>)和 OH<sup>-</sup>, 如式(5)所示; 吸附反应开始后, 通入的 CO<sub>2</sub> 与 OH<sup>-</sup> 反应生成 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 促进 KG 溶液电离正向进行, 进而使质子化 KO<sub>2</sub>CCH<sub>2</sub>NH<sub>3</sub><sup>+</sup> 含量逐渐增加<sup>[17]</sup>, 如式(6)和式(7)所示; 此外, 甘

氨酸钾(KO<sub>2</sub>CCH<sub>2</sub>NH<sub>2</sub>)会与 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> 反应生成氨基甲酸酯(KO<sub>2</sub>CCH<sub>2</sub>NHCOO<sup>-</sup>)。因此, KG 溶液吸收 CO<sub>2</sub> 的反应过程如式(8)所示。试验结果表明, 单位摩尔 KG 溶液的 CO<sub>2</sub> 吸收量为 0.38 mol, 吸收速率为 0.5 mol/(L·h)。

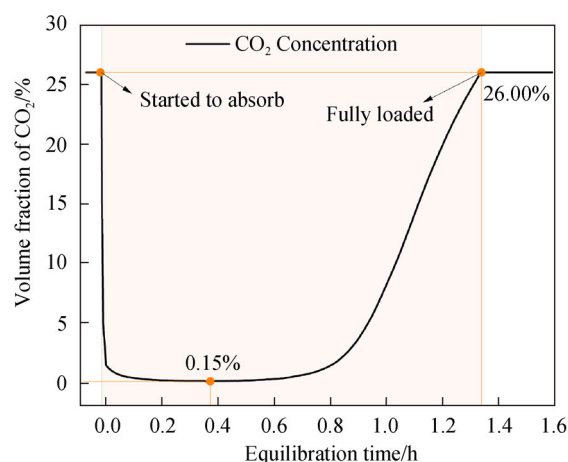
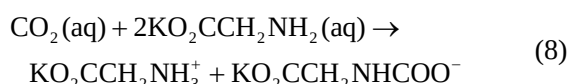
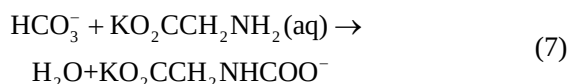
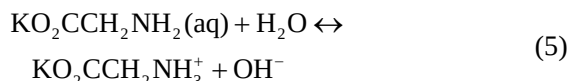


图3 吸附装置出气口处 CO<sub>2</sub> 浓度变化曲线

Fig. 3 CO<sub>2</sub> concentration profile at the adsorber outlet

不同矿化时长下, 滤液 CO<sub>2</sub> 负载量及 pH 值变化图如图 4 所示。随着矿化反应时间的延长, 滤液 CO<sub>2</sub> 负载量逐渐降低, 即钢渣解吸附时间越长, 富碳 KG

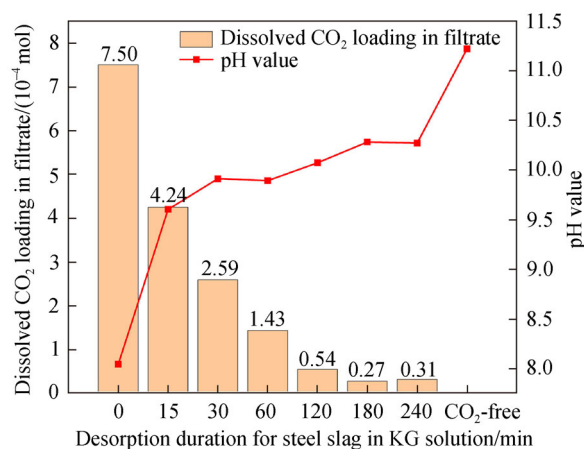
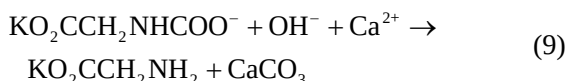


图4 滤液 CO<sub>2</sub> 负载量及 pH 值变化图

Fig. 4 Variation of CO<sub>2</sub> loading and pH value in filtrate

溶液中的  $\text{KO}_2\text{CCH}_2\text{NHCOO}^-$  和  $\text{OH}^-$  不断与钢渣中溶出的  $\text{Ca}^{2+}$  反应,  $\text{KO}_2\text{CCH}_2\text{NHCOO}^-$  被还原为  $\text{KO}_2\text{CCH}_2\text{NH}_2$ , KG 溶液的  $\text{CO}_2$  吸收性能得到重新释放, 如式(9)所示。试验发现矿化反应过程中, 钢渣与富碳 KG 溶液前 120 min 反应速率较快, 由图 4 可见,  $n_0=7.5\times 10^{-4}$  mol,  $n_t$  见各时间节点所注, 利用式(2)计算可知, KG 溶液中  $\text{CO}_2$  反应率达到 92.8%, 180 min 后钢渣矿化基本结束, 此时 KG 溶液中  $\text{CO}_2$  反应率为 96.4%。



**2.1.2 矿化钢渣物相分析** 不同矿化反应时长下, 钢渣的 XRD 谱如图 5 所示。可以发现, 随矿化反应进行, 方解石(Calcite)峰强增加并在 180 min 达到最大值, 同时谱中还出现了球霏石(Vaterite)和文石(Aragonite)的衍射峰。其中球霏石衍射峰在 15 min 时出现, 表明在解吸附早期生成了亚稳态球霏石晶型; 随着反应进行, 其峰强有所增加, 180 min 左右达到最大值。注意到解吸附 180 min 和 240 min 的谱中方解石和球霏石峰强相差不大, 说明钢渣碳化程度趋于稳定, 该结果与 2.1.2 保持一致。因此, 可认为钢渣解吸附 180 min 即可达到最好的解吸附效果。

**2.1.3 钢渣碳化固碳量及动力学分析** 不同解吸附时长的矿化钢渣热重曲线如图 6 所示, 其中图

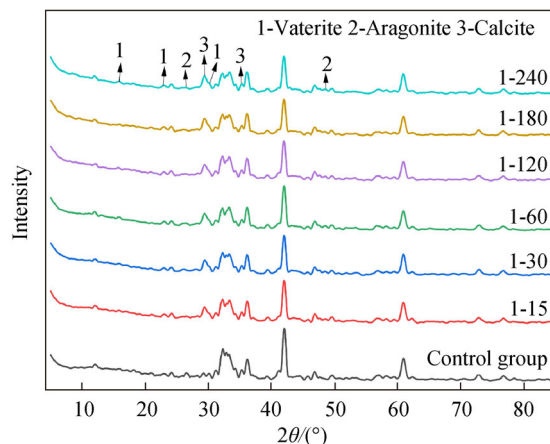


图 5 不同解吸附时长下钢渣的 XRD 谱  
Fig. 5 XRD spectra of steel slag with different desorption time

6a 为质量损失率曲线(TG-TGA), 图 6b 为质量损失速率曲线(TG-DTG)。图 6b 中 550~950 °C 区间有明显的热重峰, 且碳化 180 min 的峰位和峰面积最大, 说明此时单位温度范围内  $\text{CaCO}_3$  的分解速率最快、分解质量最大。结合 2.1.2 和 2.1.3 发现, 随解吸附时长增长, 钢渣碳化程度增大, 到 180 min 趋于最大, 即矿化钢渣中  $\text{CaCO}_3$  含量不断增多, 也表明富碳 KG 中有更多的二氧化碳被钢渣解吸附并以  $\text{CaCO}_3$  的形式固定封存起来。通过式(3)计算不同碳化时长钢渣碳化程度, 发现解吸附 180 min 钢渣矿化封存  $\text{CO}_2$  得到  $\text{CaCO}_3$  的相对质量为 6.29%, 240 min 的为 5.98%, 符合前面所得结论。

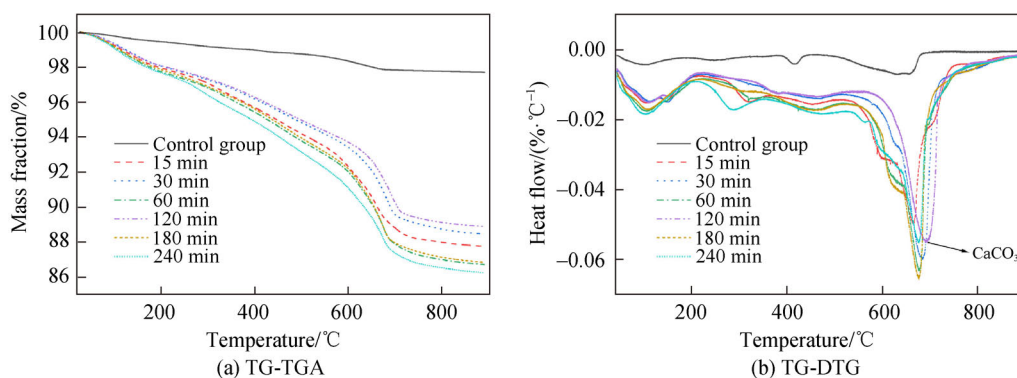


图 6 不同解吸附时长的矿化钢渣的热重曲线  
Fig. 6 TG curves of carbonated steel slag at different desorption durations

结合式(3), 对方程两侧取对数, 作  $\ln[1-(1-\alpha)^{1/3}]$  和  $\ln t$  的关系图, 得到不同碳化时长下钢渣碳化速率动力学模型拟合结果, 如图 7 所示。结合化学反应动力学已知,  $\ln[1-(1-\alpha)^{1/3}]$  反映了解吸附过程中钢渣矿化生成  $\text{CaCO}_3$  的总接触表面积,  $K$  值为钢渣碳化过程的反应速率。结果表明, 钢渣的矿化反应分为

2 个阶段: 1) 解吸附时长小于 15 min, 这一阶段钢渣表面碳酸钙表面积增长速率很快、动力学系数  $K$  值很大, 表明矿化反应速率很快; 2) 解吸附超过 15 min, 这一阶段碳酸钙接触面积增长平缓并趋于稳定、动力学系数  $K$  值下降速率由快变慢, 表明钢渣矿化生成  $\text{CaCO}_3$  的速率较慢。模型拟合分为两个

阶段可能的原因有<sup>[24, 26]</sup>: 其一, 钢渣中的可被碳酸化的成分(如  $\text{CaO}$ 、 $\text{MgO}$  和  $\gamma\text{-C}_2\text{S}$  等)在反应开始的 15 min 内被大量碳化, 故第一阶段反应速率较快, 而第二阶段可被碳酸化的物质减少, 反应速率较慢; 此外, 钢渣矿化产物主要是  $\text{CaCO}_3$ , 其包裹在钢渣表面, 使得钢渣的进一步碳化反应变难。

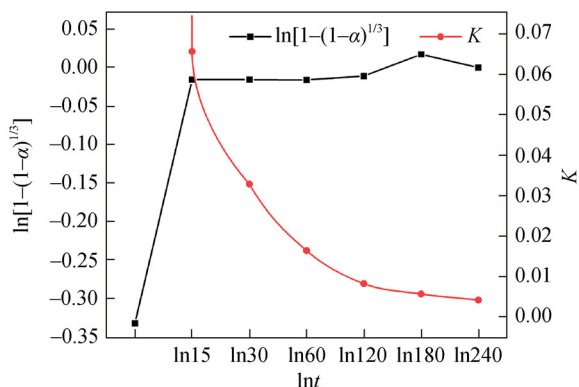


图 7 钢渣碳化速率动力学模型拟合结果

Fig. 7 Fitting results of carbonation kinetics models for steel slag

**2.1.4 矿化钢渣火山灰活性** 钢渣经富碳 KG 溶液矿化处理后, 火山灰活性变化如图 8 所示。结果表明, 试验组 1 的 28 d 抗压强度优于试验组 2 的, 矿化钢渣和未矿化钢渣的火山灰活性分别为 79.50%

和 73.33%, 即碳化处理显著提高了钢渣的火山灰活性。因此, 将矿化钢渣作为固废掺合料应用于水泥基材料中, 不仅能够节约水泥, 还能发挥更好的胶凝作用, 改善水泥净浆试件的 28 d 抗压强度。

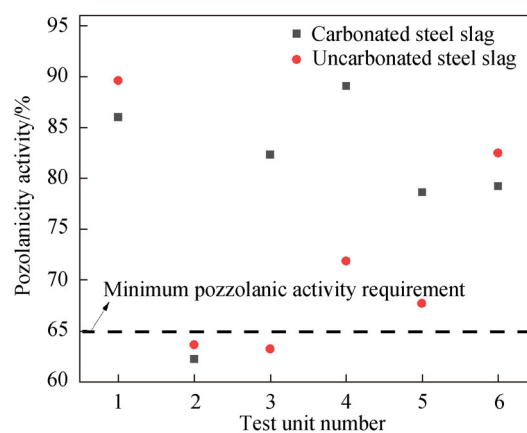


图 8 火山灰活性分布

Fig. 8 Distribution of pozzolanic activity

## 2.2 矿化钢渣对水泥净浆试件性能的影响

**2.2.1 抗压强度分析** 试验组 C、U 和对照组 D 的 7 d 抗压强度如图 9 所示。结果表明, 掺量和养护制度相同时, 相比未矿化钢渣, 矿化钢渣的 7 d 抗压强度更高, 10%掺量的矿化钢渣比未矿化钢渣的 7 d 抗压强度提高了 16.7%; 与标准养护相比, 适宜

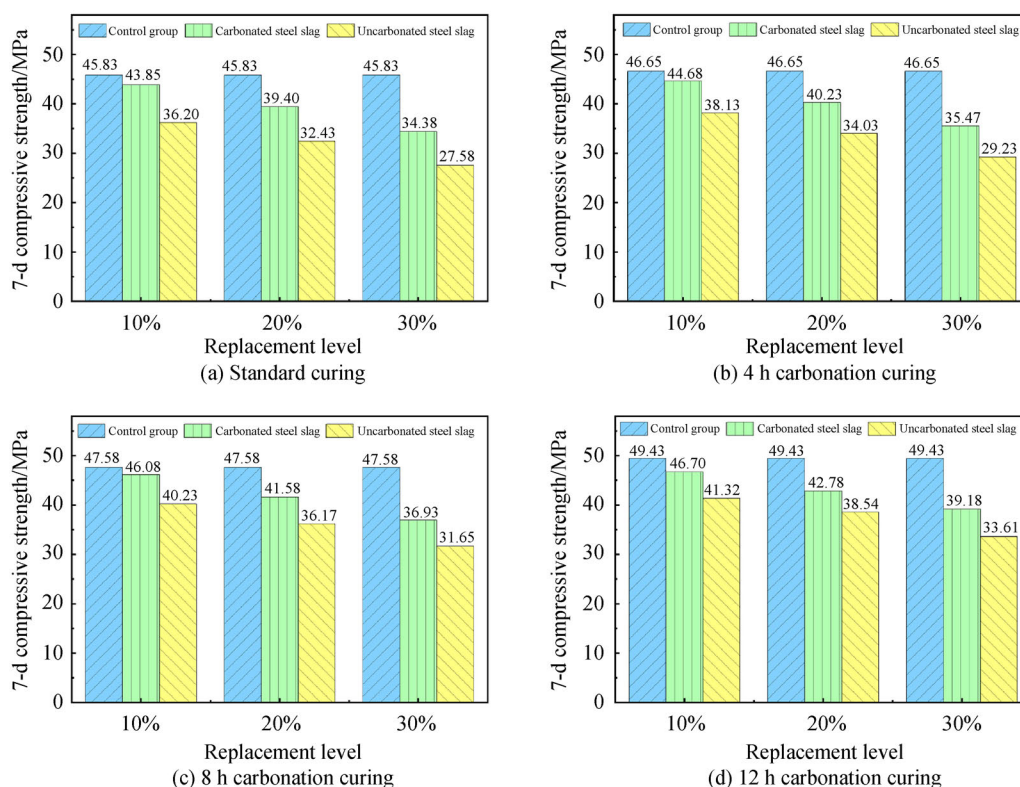


图 9 不同养护制度下水泥净浆试件 7 d 抗压强度

Fig. 9 7 d compressive strength of samples under different curing regimes

的碳化养护时长可改善试件抗压强度, 碳化养护 12 h, 30% 掺量矿化钢渣 7 d 抗压强度比非矿化钢渣提升了 11.3%。由图 5 可见, 钢渣碳化产物含有球霏石晶型的碳酸钙, 其球形颗粒形貌具有较大的比表面积, 掺入水泥中能够起到更好的胶结作用<sup>[27]</sup>。随着养护龄期的延长, 亚稳态的球霏石会转变为稳定的方解石, 致密填充于试件孔隙中, 从而提高试件抗压强度<sup>[28]</sup>。此外, 矿化钢渣生成的球霏石碳酸钙在早期养护过程中溶解重结晶, 进一步优化孔隙结构并提升试件密实度<sup>[29]</sup>。同时, 碳酸

钙微粒能够作为水泥水化的成核位点, 促进水化硅酸钙(C-S-H)的非均匀成核生长<sup>[30–32]</sup>, 进而改善水泥净浆试件的早期强度。这一结果与 2.1.2 中矿化钢渣 XRD 谱中球霏石和方解石衍射峰变化一致。

试验组 C 和 U 及对照组 D 的 28 d 抗压强度如图 10 所示, 28 d 养护龄期试验结果与 7 d 养护龄期保持一致。标准养护条件下, 10% 掺量的矿化钢渣比未矿化钢渣 28 d 抗压强度提高了 5.1%; 碳化养护 12 h, 30% 掺量矿化钢渣 28 d 抗压强度比非矿化钢渣提升了 6.4%。

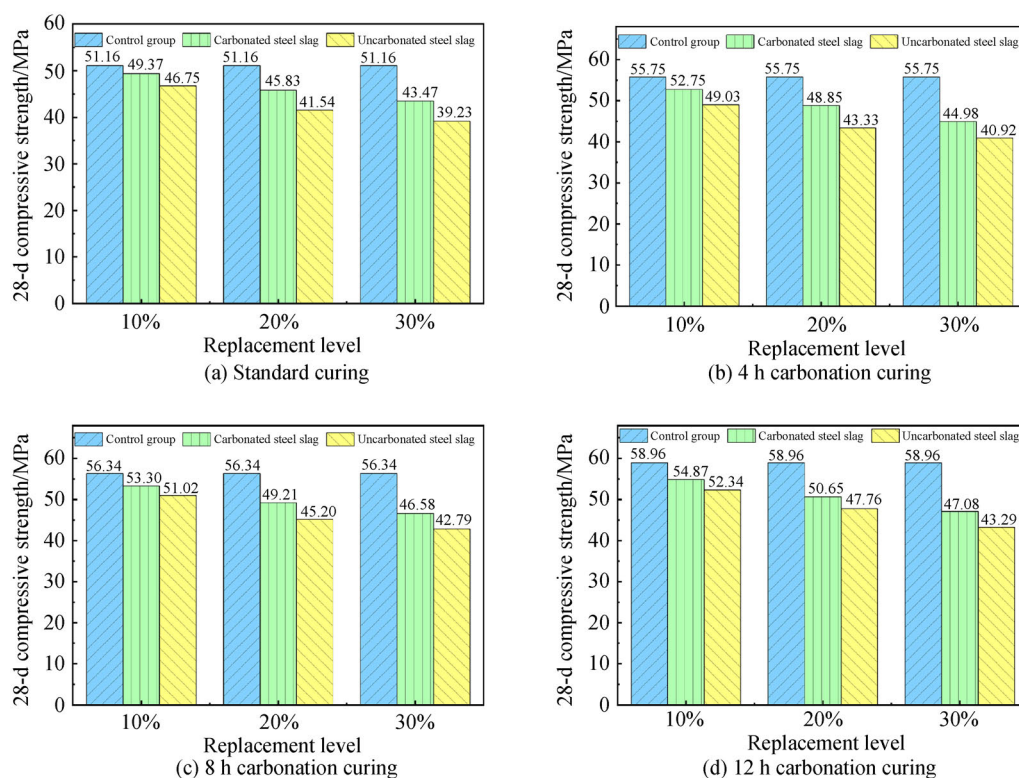


图 10 不同养护制度下水泥净浆试件 28 d 抗压强度

Fig. 10 28 d compressive strength of samples under different curing regimes

对比 7 d 抗压强度, 标准养护条件下, 与掺加未矿化钢渣相比, 加入矿化钢渣试件的 7 d 抗压强度改善效果要优于 28 d 抗压强度, 这主要是由于钢渣碳化所得碳酸钙颗粒的非均匀成核效应, 促进 C-S-H 凝胶的生长、加快水化进程<sup>[31]</sup>。与标准养护条件相比, 碳化养护对水泥净浆试件早期强度作用效果更好, 主要原因在于碳化养护使亚稳态的球霏石转变为稳定的方解石, 促进未完全碳化的钢渣颗粒以及水泥中未水化的  $C_3S$  和  $Ca(OH)_2$  进一步碳化; 球霏石碳酸钙在早期养护过程中溶解重结晶, 优化孔隙结构, 并提升试件密实度。

**2.2.2 物相分析** 对照组 D(未掺加外掺料)和不同掺量的矿化钢渣、未矿化钢渣在不同养护制度下

养护至 7 d 的 XRD 谱如图 11 所示。由图 11a 可见, 随协同碳化时间延长, 方解石对应衍射峰增强, 球霏石晶型衍射峰强度则降低, 协同碳化时间大于 8 h 时球霏石逐渐转化为稳定的方解石;  $Ca(OH)_2$  和水泥颗粒中未水化的  $C_3S$  各自对应的衍射峰强度随着协同碳化时间降低, 而原矿物中的  $SiO_2$  衍射峰强度相对稳定。原因为随碳化时长增加,  $Ca(OH)_2$  和  $C_3S$  逐渐被碳化为  $CaCO_3$ , 实现了协同碳化过程中的固碳<sup>[33]</sup>。

不同掺量的矿化钢渣和未矿化钢渣的 XRD 谱如图 11b、图 11c 和图 11d 所示。通过对比各组谱线发现, 随着协同碳化时长的增加,  $CaCO_3$  对应衍射峰均有不同程度的增强, 而  $Ca(OH)_2$  和水泥颗粒

中未水化的  $C_3S$  各自对应的衍射峰强度有不同程度的降低。其中, 相同养护制度下, 掺加矿化钢渣的  $CaCO_3$  的衍射峰强都比同等掺量的未矿化钢渣的衍射峰强要大。这是由于钢渣在进行碳化处理之后, 本身就含有一定比例的  $CaCO_3$ , 而随着碳化时间延长, 水泥净浆试件中的  $Ca(OH)_2$  和水泥颗粒

中未水化的  $C_3S$  也会被碳化成为  $CaCO_3$ 。对比 XRD 谱发现, 在协同碳化 4 h 的谱中都能发现较明显的球霏石的衍射峰, 但随碳化时间的延长, 球霏石衍射峰消失, 即协同碳化有利于球霏石转变为方解石, 该结果与 2.3.1 和 2.3.2 中抗压强度变化一致。

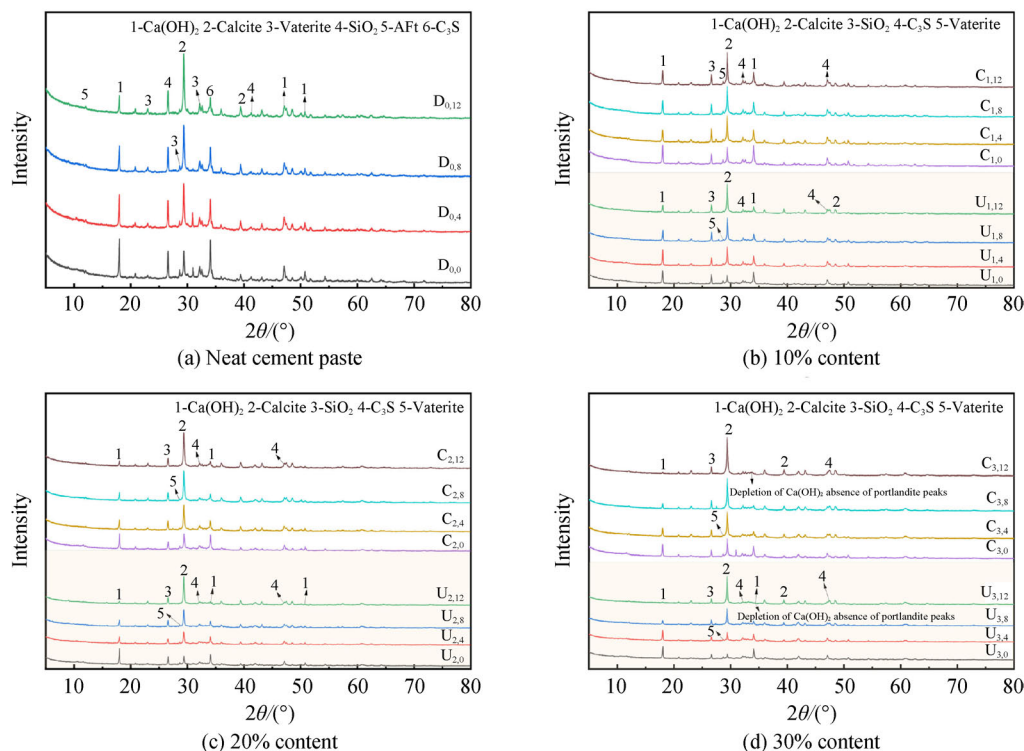


图 11 养护 7 d 时对照组和试验组 XRD 谱

Fig. 11 XRD patterns of samples after 7 d curing under different carbonation durations

**2.2.3 固碳量分析** 对照组质量损失率曲线(TG-TGA)和质量损失速率曲线(TG-DTG)如图 12 所示。结果表明, 在不同养护制度下, 协同碳化 0、4、8 h 和 12 h, 试件在 400~550 °C 对应  $Ca(OH)_2$  质量损失率分别为 2.66%、2.09%、1.74%和 1.30%;

在 550~900 °C 对应的质量损失率分别为 5.42%、9.20%、9.82%和 16.38%, 对应的物质为  $CaCO_3$ 。结合热重曲线发现,  $Ca(OH)_2$  的量随协同碳化时间的延长而减少,  $CaCO_3$  则随之增多, 这一结果符合图 11a 中  $Ca(OH)_2$  和  $CaCO_3$  的衍射峰强变化规律。

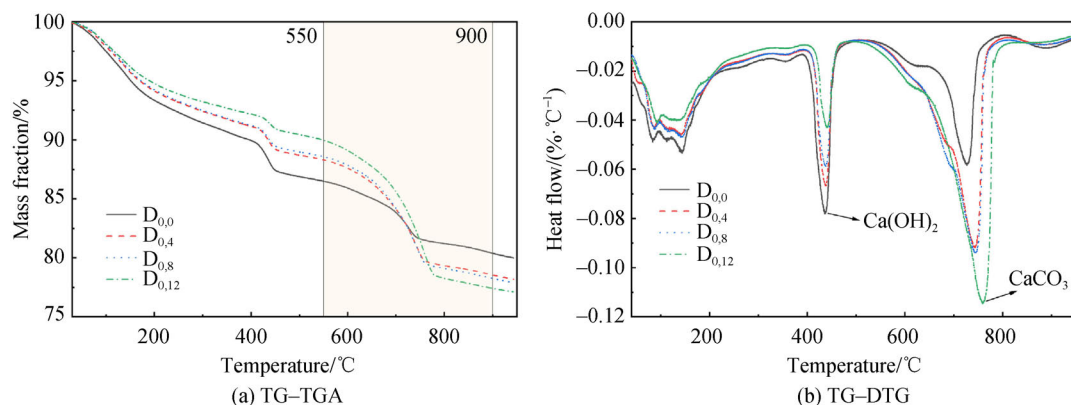


图 12 养护 7 d 时不同碳化时长下对照组热重曲线

Fig. 12 TG curves of control group after 7 d curing under different carbonation durations

30%掺量试验组 C 和试验组 U 的质量损失率曲线(TG-TGA)和质量损失速率曲线(TG-DTG)如图 13 所示。

试验组  $U_3$ (30%未矿化钢渣)的热重曲线如图 13a 和图 13b 所示, 协同碳化 0、4、8 h 和 12 h, 试件在 400~550 °C 对应的  $Ca(OH)_2$  质量损失率分别为 2.10%、1.28%、1.20% 和 0.55%; 在 550~900 °C 对应的  $CaCO_3$  质量损失率分别为

4.02%、5.15%、9.31%和 14.54%。结合热重曲线发现, 随协同碳化时间的延长,  $Ca(OH)_2$  的量随之减少, 而  $CaCO_3$  的量则随之增多, 该结论符合图 11d 中  $Ca(OH)_2$  和  $CaCO_3$  的衍射峰强度变化规律。相较于对照组 D, 试验组  $U_3$  的  $Ca(OH)_2$  含量更少、 $CaCO_3$  含量则更多, 这是因为钢渣本身的颗粒状表面, 在协同碳化过程中相较于水泥颗粒更容易被碳化。

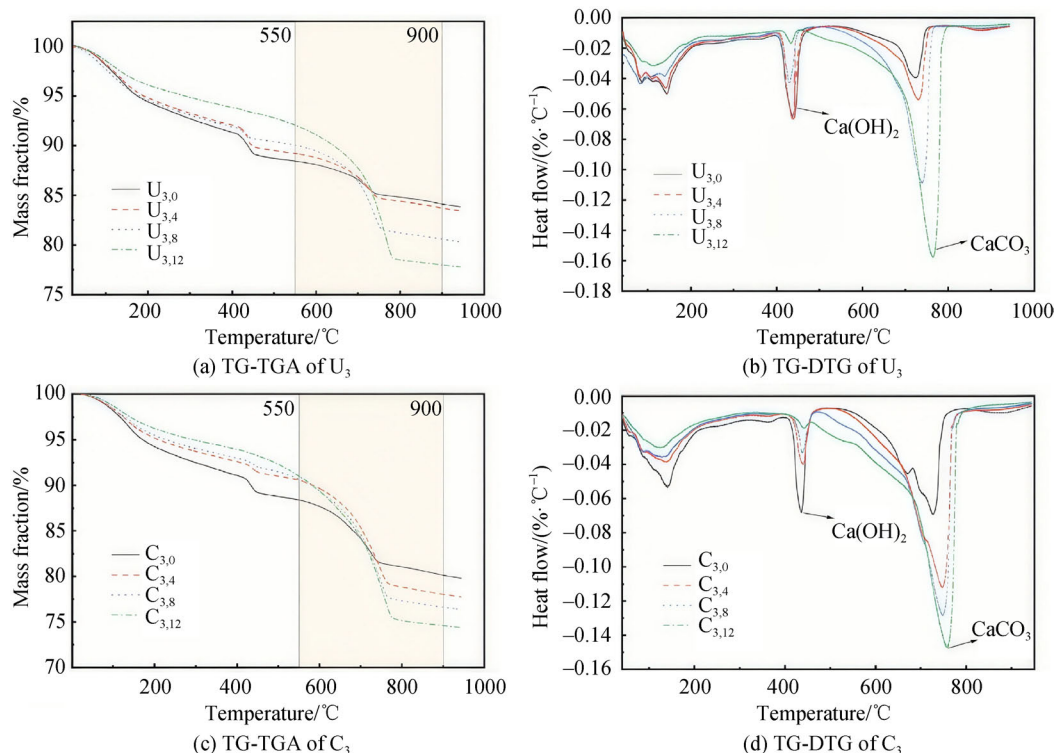


图 13 养护 7 d 时不同碳化时长下试验组热重曲线

Fig. 13 TG curves of test samples after 7 d curing under different carbonation durations

试验组  $C_3$ (30%矿化钢渣)的热重曲线如图 11c、图 11d 所示, 协同碳化 0、4、8 h 和 12 h, 试件在 400~550 °C 对应的  $Ca(OH)_2$  质量损失率分别为 1.90%、1.07%、0.98%和 0.87%, 在 550~900 °C 对应的  $CaCO_3$  质量损失率分别为 7.45%、12.18%、14.40%和 17.48%。结合热重曲线发现, 随协同碳化时间的延长,  $Ca(OH)_2$  的量呈现减少趋势, 而  $CaCO_3$  的量则增多, 该结论与图 11d 中  $Ca(OH)_2$  和  $CaCO_3$  的衍射峰强变化规律相符合; 相比对照组 D, 掺入 30%矿化钢渣的  $Ca(OH)_2$  更少、 $CaCO_3$  则更多。较之试验组  $U_3$ , 本组的  $Ca(OH)_2$  更少、 $CaCO_3$  更多, 这是因为钢渣经过碳化之后本身具有一定量的  $CaCO_3$ , 由图 5 可见, 利用富碳 KG 溶液处理的钢渣生成了球霏石晶型的  $CaCO_3$ , 在一定程度上也促进了协同碳化阶段未被碳化的钢渣、未水化的水泥

颗粒中的  $C_3S$  和  $Ca(OH)_2$  碳化生成  $CaCO_3$ 。

### 3 结论

1) 本工作证实了 KG 溶液对  $CO_2$  具有较快的吸附速率和良好的吸附效率, 1.3 h 可实现完全碳富集, 平均吸附速率为 0.58 mol/(L·h), 每摩尔 KG 溶液的  $CO_2$  吸收量为 0.38 mol; 同时, KG 溶液原料成本低, 表现出良好的工业化利用潜力。富碳 KG 溶液作为浸出溶剂间接矿化钢渣, 碳矿化速率较快, 180 min 时钢渣矿化基本结束, 此时 KG 溶液中  $CO_2$  反应率为 96.4%; 随着解吸附时间的延长, 滤液  $CO_2$  负载量逐渐降低, 更多的  $KO_2CCH_2NHCOO^-$  被还原为  $KO_2CCH_2NH_2$ , KG 溶液  $CO_2$  吸附性能得到重新释放。因此, 利用富碳 KG 溶液作为浸出溶剂间接矿化钢渣, 具有高效率、低成本的优势。

2) 碳酸化反应进行至 180 min 时, 钢渣达到最佳碳酸化效率, 此时碳化产物  $\text{CaCO}_3$  含量为 6.29%。钢渣碳化主要集中在前 15 min, 该阶段钢渣生成的碳酸钙表面积增长速率很快; 15 min 后, 碳酸钙表面积增长速率平缓并趋于稳定、速度常数  $K$  值下降速率由快变慢。这是因为在反应初始阶段, 钢渣中易于碳化的 f-CaO 等成分迅速参与反应并生成的碳酸钙; 随反应进行, 可用于矿化的物质逐渐减少, 导致整体反应速率下降。此外, 不断生成的  $\text{CaCO}_3$  包裹在钢渣颗粒表面, 增加了后续矿化反应的传质阻力, 使得后续的矿化反应变难。

3) 采用富碳 KG 溶液作为浸出溶剂对钢渣进行碳矿化处理, 可有效提高其火山灰活性, 从原来的 73.33% 提升到 79.50%。将 10% 掺量矿化钢渣加入水泥净浆试件中发现, 与未矿化钢渣相比, 其 7 d 抗压强度提高了 16.7%, 28 d 抗压强度提高了 5.1%。此外, 矿化钢渣对水泥净浆试件的 7 d 和 28 d 抗压强度作用效果更好且早期抗压强度改善效果更好。这是由于钢渣碳矿化过程中生成的  $\text{CaCO}_3$  可作为水化产物 C-S-H 凝胶的成核位点, 促进水泥水化反应的进行, 从而加速试件早期抗压强度发展。

4) 较之标准养护, 适宜的碳化养护时长可有效提升试件的抗压强度。碳化养护 12 h 下, 30% 掺量矿化钢渣的水泥净浆试件 7 d 抗压强度比非矿化钢渣提升了 11.3%, 28 d 抗压强度提高了 6.4%。适宜的碳化养护时长, 有利于碳酸钙以方解石晶型生成; 此外, 随着协同碳化时间的延长, 亚稳态的球霏石会逐渐转变为更稳定的方解石。这一转变过程可促进完全碳化的钢渣颗粒以及水泥中未水化的  $\text{C}_3\text{S}$  和  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  进一步发生碳化反应, 生成更多  $\text{CaCO}_3$ , 从而增强试件的力学性能。此外, 钢渣碳酸化过程中产生的球霏石相在碳化养护条件下可发生溶解重结晶, 提高基体密实度, 并对早期抗压强度发展产生更为显著的增强效果。

#### 参考文献:

- [1] 中国建筑节能协会, 重庆大学城乡建设与发展研究院. 中国建筑能耗与碳排放研究报告(2023 年)[J]. 建筑, 2024(2): 46–59.  
China Building Energy Efficiency Association, Chongqing University Urban and Rural Construction and Development Research Institute. Constr Archit, 2024(2): 46–59.
- [2] 阎家杰. 钢渣微粉的胶凝性能及其与矿渣微粉的复掺水化机理[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2023.  
YAN Jiajie. Cementitious properties of steel slag powder and hydration mechanisms of the cement-based steel slag-slag composite materials[D]. Wuhan: Wuhan University of Technology, 2023.
- [3] 叶家元, 张文生, 史迪, 等. 钢渣碳化砖的碱激发-碳化协同效应影响因素[J]. 硅酸盐学报, 2019, 47(11): 1582–1592.  
YE Jiayuan, ZHANG Wensheng, SHI Di, et al. J Chin Ceram Soc, 2019, 47(11): 1582–1592.
- [4] 叶文浩. 钢渣安定化处理及性能研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2023.  
YE Wenhao. Steel slag stabilization treatment and performance research[D]. Chongqing: Chongqing University, 2023.
- [5] ZHUANG S Y, WANG X, WANG D Q, et al. Soundness of steel slag as building materials: A review[J]. Mater Rep Solidwaste Ecomater, 2025: 9520004.
- [6] 刘昱, 周子丹, 伍洋, 等. 转炉钢渣碳化处理的研究进展与展望[J]. 炼钢, 2025, 41(4): 1–9.  
LIU Yu, ZHOU Zidan, WU Yang, et al. Steelmaking, 2025, 41(4): 1–9.
- [7] 张亚芹. 掺杂型  $\text{CO}_2$  钙基吸附剂的制备及循环吸附性能研究[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2018.  
ZHANG Yaqin. Preparation and cyclic adsorption performance of doped  $\text{CO}_2$  calcium based adsorbent[D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2018.
- [8] 白锋. 钢渣碳酸化应用研究综述[J]. 混凝土世界, 2023(4): 86–91.  
BAI Feng. China Concr, 2023(4): 86–91.
- [9] HUIJGEN W J J, COMANS R N J, WITKAMP G J. Cost evaluation of  $\text{CO}_2$  sequestration by aqueous mineral carbonation[J]. Energy Convers Manag, 2007, 48(7): 1923–1935.
- [10] JI L, YU H, YU B, et al. Integrated absorption-mineralisation for energy-efficient  $\text{CO}_2$  sequestration: Reaction mechanism and feasibility of using fly ash as a feedstock[J]. Chem Eng J, 2018, 352: 151–162.
- [11] 秦令, 赵新菊, 罗康碧, 等. 固体废弃物碳酸化处理研究综述[J]. 化工科技, 2014, 22(1): 69–72.  
QIN Ling, ZHAO Xinju, LUO Kangbi, et al. Sci Technol Chem Ind, 2014, 22(1): 69–72.
- [12] 张书繁, 程星星, 王鲁元, 等. 碳中和背景下的钢渣碳酸化固碳路径研究[J]. 华电技术, 2021, 43(6): 86–91.  
ZHANG Shufan, CHENG Xingxing, WANG Luyuan, et al. Huadian Technol, 2021, 43(6): 86–91.
- [13] 周旭萍. 氨基酸盐和混合  $\text{CO}_2$  吸收剂的综合特性研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2016.  
ZHOU Xuping. Experimental study on the characteristics of amino acid salts and blended  $\text{CO}_2$  absorbents[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2016.
- [14] VAIDYA P D, KONDURU P, VAIDYANATHAN M, et al. Kinetics of carbon dioxide removal by aqueous alkaline amino acid salts[J]. Ind Eng Chem Res, 2010, 49(21): 11067–11072.
- [15] GUSNAWAN P, GANEGAMAGE S, HEAGY M, et al. Reactive  $\text{CO}_2$  absorption mechanism of a soybean-based (SBB) solvent containing 18 amino acid salts in polyvinylidene fluoride (PVDF) hollow fiber membrane-based gas-liquid membrane contactor[J]. Chem Eng J, 2020, 399: 125819.
- [16] MASOUMI S, RAHIMPOUR M R, MEHDIPOUR M. Removal of carbon dioxide by aqueous amino acid salts using hollow fiber membrane contactors[J]. J  $\text{CO}_2$  Util, 2016, 16: 42–49.
- [17] LI Y Y, DUAN X L, SONG W G, et al. Reaction mechanisms of carbon dioxide capture by amino acid salt and desorption by heat or mineralization[J]. Chem Eng J, 2021, 405: 126938.
- [18] 刘飞. 胺基两相吸收剂捕集二氧化碳机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2020.  
LIU Fei. Study on mechanism of amine based biphasic solvents for  $\text{CO}_2$  capture[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2020.

- [19] 潘凯. 钢渣碳化固定二氧化碳及制备建材产品应用研究[D]. 南宁: 广西大学, 2014.  
PAN Kai. Research on steel slag for CO<sub>2</sub> sequestration and preparation of construction materials application[D]. Nanning: Guangxi University, 2014.
- [20] 曾海马, 刘志超, 王发洲. 碳化养护对大掺量钢渣砂浆的力学性能及显微结构的影响[J]. 硅酸盐学报, 2020, 48(11): 1801–1807.  
ZENG Haima, LIU Zhichao, WANG Fazhou. J Chin Ceram Soc, 2020, 48(11): 1801–1807.
- [21] 房延凤, 王丹, 王晴, 等. 碳酸化钢渣及其在建筑材料中的应用现状[J]. 材料导报, 2020, 34(3): 126–132.  
FANG Yanfeng, WANG Dan, WANG Qing, et al. Mater Rep, 2020, 34(3): 126–132.
- [22] DIGIOVANNI C, HISSEINE O A, AWOLAYO A N. Carbon dioxide sequestration through steel slag carbonation: Review of mechanisms, process parameters, and cleaner upcycling pathways[J]. J CO<sub>2</sub> Util, 2024, 81: 102736.
- [23] LIU M S, GADIKOTA G. Single-step, low temperature and integrated CO<sub>2</sub> capture and conversion using sodium glycinate to produce calcium carbonate[J]. Fuel, 2020, 275: 117887.
- [24] CHUKWUMA J S, PULLIN H, RENFORTH P. Assessing the carbon capture capacity of South Wales' legacy iron and steel slag[J]. Miner Eng, 2021, 173: 107232.
- [25] 张思宇, 黄少文. 火山灰活性评价方法及其影响因素[J]. 材料导报, 2011, 25(15): 104–106.  
ZHANG Siyu, HUANG Shaowen. Mater Rev, 2011, 25(15): 104–106.
- [26] 张平, 张冰心, 常钧. 钢渣砖碳化性能的研究[J]. 炼钢, 2022, 38(2): 83–88.  
ZHANG Ping, ZHANG Bingxin, CHANG Jun. Steelmaking, 2022, 38(2): 83–88.
- [27] 陈铁锋. 水泥基材料碳化养护及其对透水混凝土的改性机理[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2020.  
CHEN Tiefeng. Carbonation curing mechanism of cement-based materials and its improvement on pervious concrete[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2020.
- [28] BLUE C R, GIUFFRÉ A, MERGELSBERG S, et al. Chemical and physical controls on the transformation of amorphous calcium carbonate into crystalline CaCO<sub>3</sub> polymorphs[J]. Geochim Cosmochim Acta, 2017, 196: 179–196.
- [29] BECK R, ANDREASSEN J P. The onset of spherulitic growth in crystallization of calcium carbonate[J]. J Cryst Growth, 2010, 312(15): 2226–2238.
- [30] KIM Y Y, CARLONI J D, DEMARCHI B, et al. Tuning hardness in calcite by incorporation of amino acids[J]. Nat Mater, 2016, 15(8): 903–910.
- [31] SAN X Y, HU J W, CHEN M Y, et al. Unlocking the mysterious polytypic features within vaterite CaCO<sub>3</sub>[J]. Nat Commun, 2023, 14(1): 7858.
- [32] WU H X, GAO J M, LIU C, et al. Reusing waste clay brick powder for low-carbon cement concrete and alkali-activated concrete: A critical review[J]. J Clean Prod, 2024, 449: 141755.
- [33] LIU W Z, TENG L M, ROHANI S, et al. CO<sub>2</sub> mineral carbonation using industrial solid wastes: A review of recent developments[J]. Chem Eng J, 2021, 416: 129093.

#### 作者贡献声明:

**张晗怡:** 提出研究方向、设计论文框架、试验测试、绘制图表、数据分析与论文撰写

**陈铁锋:** 完善论文框架、修订论文

**高小建:** 参与确定研究方向、修订论文

## Activation Modification Mechanism of Steel Slag Based on Mineralization of Amine Carbon Dioxide Absorber

ZHANG Hanyi, CHEN Tiefeng, GAO Xiaojian

(School of Civil Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

### Extended Abstract

**Introduction** The carbon mineralization of solid wastes enables the simultaneous achievement of efficient CO<sub>2</sub> capture and the activation enhancement of basic oxygen furnace (BOF) steel slag. However, the relatively low CO<sub>2</sub> concentration in industrial flue gas, the direct mineralization reaction between CO<sub>2</sub> on reaction of steel slag and the issue of low conversion efficiency should be concerned. This study was to employ a potassium glycinate (KG) solution to absorb and enrich CO<sub>2</sub> from flue gas. The CO<sub>2</sub>-loaded KG solution was subsequently utilized to indirectly mineralize and modify BOF steel slag, thereby achieving both mineralization modification of steel slag powder and regeneration–recycling of the KG solution. The kinetic characteristics of the mineralization reaction between the CO<sub>2</sub>-loaded KG solution and steel slag were investigated. The phase composition of mineralization products, the carbon sequestration capacity of steel slag, and the evolution of its reactivity were analyzed. Furthermore, a synergistic carbon capture approach integrating steel slag mineralization modification with carbonation curing of cement paste was explored, and its influence on the mechanical strength of cement was evaluated. This study could provide a technical support for CO<sub>2</sub> capture using steel slag and its high-value utilization in cement-based materials.

**Methods** BOF steel slag with a CaO content of 37% was selected as a raw material. A 1 mol/L potassium glycinate (KG) solution was first carbonated to obtain a CO<sub>2</sub>-loaded solution, which was subsequently used to mineralize the steel slag for different durations. The residual CO<sub>2</sub> loading in the mineralization filtrate was determined by acid-base titration. Combined with the measurements of pH value in the filtrate, the kinetic characteristics of steel slag mineralization at different reaction stages were elucidated, thereby

identifying the optimal mineralization duration. X-ray diffraction (XRD) and thermogravimetric analysis (TGA) were employed to quantify the carbon sequestration capacity and characterize the crystalline phases of both mineralized steel slag and carbonation-cured cement paste at different mineralization durations. Furthermore, the pozzolanic activity after mineralization was evaluated by a strength activity index method, based on a 30% replacement ratio and 28-d compressive strength. In addition, the mineralized steel slag was incorporated as a supplementary cementitious material into cement-based systems and subjected to synergistic carbonation curing in CO<sub>2</sub> atmosphere. The carbon sequestration efficiency and mechanical performance enhancement of mineralized steel slag under dual carbonation conditions were systematically assessed via compressive strength testing and microstructural phase analysis.

**Results and discussion** This study proposes and validates a complete collaborative process route, confirming that the mineral carbonation modification of steel slag with carbon-rich KG solution enhances its activity. The mineralized steel slag as an admixture can effectively improve the compressive strength of cement-based specimens. Compared with conventional organic amine solutions, the KG solution exhibits a faster CO<sub>2</sub> adsorption rate and a better adsorption efficiency. Also, the mineralization of steel slag with carbon-rich KG solution re-releases the CO<sub>2</sub> adsorption capacity of the KG solution, which, can effectively reduce the cost of indirect carbon mineralization of steel slag with respect to the CO<sub>2</sub> absorption effect in the first stage. The carbon mineralization product of steel slag contains calcite with an aragonite-like structure. The porous morphology of the product enhances its carbon sequestration capacity during the carbonation curing process of cement paste specimens. Furthermore, the metastable aragonite undergoes a dissolution-recrystallization effect during the curing process, effectively improving the early strength of cement-based materials.

**Conclusions** This work evaluated the CO<sub>2</sub> capture and steel slag mineralization kinetics using KG solution, as well as the resource utilization effects. The results showed that the reaction rate between steel slag and carbon-rich KG solution could be rapid within the first 120 min, with the CO<sub>2</sub> reaction rate in KG reaching 92.8%. The calcium carbonate produced during the reaction encapsulated the steel slag particles, hindering the mineralization process, leading to a gradual slowdown of the reaction rate and stabilization in subsequent stages. After mineralization, the early activity of the steel slag was significantly enhanced, with a maximum 16.7% increase in 7-d compressive strength at a 10% dosage. Carbonation curing could effectively improve the early compressive strength of the steel slag cement paste. After 12 h of carbonation curing with 30% mineralized steel slag, the 7-d compressive strength was increased by 11.3%. The mineralization of steel slag with carbon-rich KG solution resulted in the formation of calcium carbonate with an aragonite crystal structure. The encapsulated calcium carbonate mineralization product on the steel slag provided nucleation sites for C-S-H gel in the cement hydration process, thereby accelerating the hydration process. Furthermore, the transformation of metastable aragonite into calcite during carbonation curing could enhance the cement matrix, leading to a cementitious strengthening effect. This method could have significant application prospects for the resource utilization of steel slag.

**Keywords** potassium glycinate; carbon capture; desorption; mineralized steel slag; compressive strength