

# 不同粒径生活垃圾焚烧炉渣重金属浸出差异性分析

——以武汉市千子山垃圾焚烧厂为例

李祖锴<sup>1</sup>, 刘思源<sup>2</sup>, 孙建亭<sup>2</sup>, 刘凡<sup>2</sup>, 姚昆<sup>2</sup>, 张意<sup>2</sup>, 钱佳<sup>1</sup>, 杨列<sup>1</sup>

(1. 武汉理工大学 资源与环境工程学院, 武汉 430070; 2. 武汉环投千子山环境产业有限公司, 武汉 430000)

**摘要:**为实现城市生活垃圾焚烧炉渣的分粒径安全利用,对各粒径生活垃圾焚烧炉渣进行元素总量分析,并对重金属浸出特性展开探究,采用改进BCR(连续化学提取)法对重金属的赋存形态进行分析,用RAC(风险评估代码)和STI(重金属综合毒性指数)评估其环境风险.结果表明,炉渣富含Ca、Si、Al等元素,证明其具有一定的建材利用潜力;浸出分析表明炉渣研磨前后浸出液重金属含量都符合国家标准;分粒径浸出研究表明 $0\sim<0.30$  mm粒径炉渣中的重金属含量高于其他粒径炉渣,综合炉渣质量分布后, $0.30\sim<1.18$  mm区间炉渣重金属绝对质量占比最高.改进BCR法分析表明炉渣中Cr元素易在弱酸性环境中浸出,其他重金属元素在弱酸性环境中稳定性较高.RAC指数表明,Cr和Mn是环境风险的主要贡献元素,STI指数表明 $0\sim<0.15$  mm粒径区间是炉渣环境风险的主要贡献区间,而Zn和Cu的贡献值较大.在实际应用中需要多维度评估炉渣的环境风险,为炉渣资源化应用风险分析提供参考.

**关键词:**炉渣;重金属;分粒径;浸出特性;环境风险评估

**中图分类号:**X705

**文献标志码:**A

**文章编号:**1000-2367(2026)02-0071-08

2023年,我国的生活垃圾无害化处理能力达到112.5万t/d,无害化处理量为2.59亿t.目前,城市生活垃圾的处理方法主要以填埋和焚烧为主.卫生填埋操作简便,但该方法占地面积大,且后期存在渗滤液渗漏、恶臭逸散等环境风险,资源化潜力也较低.因此,生活垃圾的卫生填埋处理比例在逐步降低.垃圾焚烧工艺可有效消除有害成分,减容效果良好,且能供热供电,我国生活垃圾焚烧处理规模占比已超过 $2/3$ <sup>[1]</sup>.生活垃圾焚烧后炉底会产生残渣,其虽为一般固体废物,但是仍含有少量重金属元素,其重金属的赋存特征对后续资源化应用的安全性至关重要.在进行应用前需要分析其重金属浸出行为.基于对重金属浸出行为的深入研究,本文采用了改进的BCR法测定重金属赋存形态.BCR法原为土壤重金属形态的测定方法,但是对不同化学性质的固体,需要将原BCR法的药品剂量改进优化<sup>[2]</sup>,改进后的BCR法可以用于测定一般固体废物和危险固体废物<sup>[3]</sup>,并且可适配更多元素(如As、Hg)的形态分析.另外,还采用风险评估代码(RAC)和重金属综合毒性指数模型(STI)对测定结果进行环境风险评估.RAC模型是常见的环境风险评估模型,可以从弱酸提取态的角度大致评估材料的环境风险,是一种简单易行的评估方法<sup>[4]</sup>.而当弱酸提取态绝对值较小时,则可以运用STI模型从重金属的污染强度、毒性、稳定性等多维度全面评估重金属环境风险<sup>[5]</sup>.在实际工程应

**收稿日期:**2025-03-31; **修回日期:**2025-05-30.

**基金项目:**湖北省自然科学基金项目(2023AFB610).

**作者简介:**李祖锴(2001—),男,广西南宁人,武汉理工大学硕士研究生,研究方向为固体废物处理与资源化,E-mail:lizukai@whut.edu.cn.

**通信作者:**杨列(1987—),男,湖北天门人,武汉理工大学教授,博士生导师,研究方向为固体废物处理与资源化,E-mail:yanglie612@whut.edu.cn.

**引用本文:**李祖锴,刘思源,孙建亭,等.不同粒径生活垃圾焚烧炉渣重金属浸出差异性分析——以武汉市千子山垃圾焚烧厂为例[J].河南师范大学学报(自然科学版),2026,54(2):71-78.(Li Zukai,Liu Siyuan,Sun Jianting,et al.Analysis of heavy metal leaching differences in municipal solid waste incinerator bottom ash with different particle sizes:A case study of Wuhan Qianzishan waste incineration plant[J].Journal of Henan Normal University(Natural Science Edition),2026,54(2):71-78.DOI:10.16366/j.cnki.1000-2367.2025.03.31.0001.)

用中,规模化利用生活垃圾焚烧炉渣时,浸出累积效应会导致其重金属浸出绝对量增加,从而使环境风险增大,而 STI 模型的加入将更全面、准确地评估炉渣使用时的环境风险。

城市生活垃圾焚烧炉渣 Ca、Si 等元素的富集,使其具有建材方面资源化利用潜力。目前生活垃圾焚烧炉渣的主要利用方式是在水泥生产中作为胶凝材料使用以及将其作为骨料使用。两种途径都可以通过水化反应生成的水合硅酸钙凝胶(C-S-H)等矿物将固体废物中的重金属包裹其中,防止其在环境中的迁移和扩散<sup>[6]</sup>。本文选用 GB/T 30810-2014《水泥胶砂中可浸出重金属的测定方法》方法研究炉渣浸出质量浓度以考察炉渣在建材方面的应用风险。除上述技术外,还有许多新技术对减少炉渣的重金属浸出具有积极作用<sup>[7]</sup>。但是目前对于生活垃圾焚烧炉渣的分粒径浸出行为研究欠深入,导致其缺乏实际应用时的评估。

因此,本研究以生活垃圾焚烧炉渣为对象,采用中性溶液和酸性溶液浸出的方法,分粒径研究生活垃圾焚烧炉渣的重金属浸出行为,并采用改进 BCR 法测定重金属赋存形态,选取两种环境指数对生活垃圾焚烧炉渣进行风险评估,为生活垃圾焚烧炉渣的分粒径安全化应用提供理论支持与参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验原料

实验研究的生活垃圾焚烧炉渣取自武汉市千子山循环经济产业园生活垃圾二期焚烧发电厂的焚烧炉渣,焚烧主体为武汉市各区日常生产生活中产生的垃圾,垃圾经过机械炉排炉(温度大于 850 °C)处理,产生的高温炉渣经过冷却之后集中存放在车间。本文以同批次炉渣作为样品进行研究。炉渣取回实验室后,将原料放入 105 °C 烘箱烘干 24 h 后取出。烘干后的炉渣参考 GB/T 14684-2022《建设用砂》中的粒径梯度标准,分别经过 4.75、2.36、1.18、0.30、0.15 mm 孔径不锈钢筛网,过筛后分别破碎,直至颗粒能过 0.15 mm 孔径不锈钢筛网,留作实验备用。

### 1.2 实验方法

炉渣性质测定:采用 X 射线荧光光谱分析(XRF)对各粒径炉渣固体粉末的元素组成进行初步分析。

浸出实验:在(20±2) °C 的条件下,称取各粒径破碎后炉渣 10.00 g(精确到 0.01 g)置于 1 L 烧杯中,加入 500 mL 水开始搅拌,转速为 500~1 000 r/min。滴加 pH 调节液,用 pH 计测量,至 pH 为 7.0±0.5,保持该 pH 区间搅拌 2 h 后抽滤,收集滤液。滤渣重新倒入烧杯中搅拌,用 pH 调节液调节 pH 值为 3.2±0.5,保持该 pH 区间搅拌 7 h 后抽滤,收集滤液。滤液收集后混合,倒入 2 L 容量瓶中定容。该实验需设置空白对照,滴加 pH 调节液时需等量滴加至空白对照组。

改进 BCR 法测定重金属赋存形态<sup>[8-9]</sup>:a)将 1 g 粉末样品加入 40 mL 0.11 mol/L CH<sub>3</sub>COOH 溶液中,在 25 °C 下振荡 16 h,得到酸溶态分数(F1);b)对 a)步骤的残余固体中加入 40 mL 0.5 mol/L NH<sub>2</sub>OH·HCl 溶液中,在 25 °C 下振荡 16 h,得到可还原态分数(F2);c)对 b)步骤的残余固体分别加入 10 mL 9.7 mol/L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 溶液,在 25 °C 和 85 °C 下振荡 1 h,然后再次加入 10 mL 9.7 mol/L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 溶液,在 85 °C 下振荡 1 h,最后加入 50 mL 1 mol/L NH<sub>4</sub>C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>O<sub>2</sub> 溶液,在 25 °C 下振荡 16 h,得到可氧化态分数(F3);d)将 c)步骤的残余固体加入到由 14.4 mol/L HNO<sub>3</sub> 溶液、12.4 mol/L HClO<sub>4</sub> 溶液、22.4 mol/L HF 溶液和 9.7 mol/L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 溶液按体积比 6:1:1:2 组成的混合溶液中,得到残余态分数(F4)。每一步的残余固体(从步骤“b”)开始)应该用去离子水清洗后干燥,方能进行下一步。

重金属测定:采用电感耦合等离子体光谱(ICP-OES, Agilent 5900 SVDV, 安捷伦科技(中国)有限公司)测试浸出实验与改进 BCR 法溶液体系中的重金属质量浓度。

### 1.3 环境风险评估方法

1)风险评估指数法(RAC 法):使用 RAC 法对生活垃圾焚烧炉渣中的重金属进行环境评估<sup>[10]</sup>。该方法基于土壤形态学的原理,重金属的活性形态 F1 占比越高,重金属在环境中的风险就越大。RAC 的计算式如下:

$$RAC = \frac{F1}{F1 + F2 + F3 + F4} \times 100\%,$$

其中,F1 表示金属的酸溶态分数(%),F2 表示可还原态分数(%),F3 表示可氧化态分数(%),F4 表示残

余态分数(%).RAC 法是根据改进 BCR 法的测试结果,以金属的活性形态在金属总形态之间的比例来评价的风险指标,RAC 指数与风险的对应关系为:无风险(<1%)、低风险[1%,10%)、中风险[10%,30%)、高风险[30%,50%)、非常高风险(>50%)<sup>[11]</sup>.

2) 重金属综合毒性指数模型(STI 法):相较于 RAC 法,STI 法更综合性地考虑了金属种类、毒性、重金属的稳定性等因素.STI 计算模型的公式如下:

$$STI = \sum_{r=1}^n (T_r (\sum_{i=1}^m E_i Q_r^i \times 10^{-6})),$$

式中, $n$  为评估的目标重金属数量,本文中  $n=6$ ;  $m$  为对应目标重金属形态数,本文 BCR 提取形态实验中,  $m=4$ ;  $T_r$  为第  $r$  种重金属的毒性因子,毒性因子值基于潜在生态风险指数选取,Cu、Mn、Zn、Cr、Pb、Ni 的毒性因子分别为 5、0、1、2、5、5;  $E_i$  是第  $i$  种重金属形态的生物利用系数,其中  $F_1$ 、 $F_2$ 、 $F_3$ 、 $F_4$  对应的生物利用系数分别为 7、5、2、0;  $Q_r^i$  是第  $r$  种重金属对应的第  $i$  种化学形态的量,单位为 mg/kg.

## 2 结果与讨论

### 2.1 炉渣理化性质与浸出质量浓度

表 1 列出了炉渣分粒径后的 XRF 测试结果.可以看到,炉渣中的主要成分为 Ca、Si、Fe、Al.其富含 Ca、Si、Al 元素表明炉渣具有一定的建材性能.通过对炉渣的初步分选,发现大粒径炉渣中存在较多碎玻璃和碎瓷片,因此  $SiO_2$  占比会随着粒径区间增大而增大.Ti、Zn、Mn、Pb 等随着粒径区间增大占比减小,说明金属元素主要分布在小粒径炉渣中,其中 Zn 的来源为镀锌材料,Pb 的来源为蓄电池和颜料等,Zn 和 Pb 属于半挥发性金属,焚烧过程中残存在炉渣内部.生活垃圾里 Pb 的含量较少,因而 Pb 的质量占比低.相比于焚烧飞灰、矿渣等其他固体废物中 Hg、Cd 等重金属元素含量高、环境风险高、重金属迁移行为复杂等特点,生活垃圾焚烧炉渣中 Hg、Cd 的占比均未达到炉渣总质量的 0.01%,且 Hg 元素在各粒径 XRF 检测中均低于检测限,在重金属分析中可以认为其对环境影响较小.

表 1 炉渣分粒径 XRF 测定结果

Tab. 1 Determination of slag particle size XRF

%

金属化合物	2.36~4.75 mm	1.18~<2.36 mm	0.30~<1.18 mm	0.15~<0.30 mm	0~<0.15 mm
CaO	37.311 3	39.179 8	43.545 5	49.326 7	57.790 7
SiO <sub>2</sub>	35.527 2	32.196 8	28.437 3	21.182 6	14.467 0
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	6.651 4	7.172 7	6.208 1	6.330 9	4.112 1
MgO	1.504 4	2.735 3	1.591 4	1.795 6	1.847 8
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	11.406 2	10.487 3	11.971 0	12.168 7	14.575 2
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	5.013 9	5.405 0	4.823 2	5.587 8	2.953 0
TiO <sub>2</sub>	1.066 1	1.169 4	1.511 4	1.458 5	1.671 3
ZnO	0.759 0	0.915 5	1.043 6	1.285 4	1.552 7
Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0.190 0	0.173 0	0.216 1	0.210 8	0.231 7
MnO	0.264 2	0.283 2	0.286 2	0.292 0	0.428 1
CuO	0.225 4	0.216 0	0.285 2	0.271 7	0.273 1
As <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0.003 9	0.004 4	0.004 6	0.004 8	0.006 0
CdO	<LOD	0.002 5	<LOD	0.002 7	<LOD
HgCl <sub>2</sub>	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PbO	0.077 1	0.059 1	0.076 5	0.081 9	0.091 2

注:其中“<LOD”表示该元素在 XRF 测定中低于检出限.

进一步利用生活垃圾焚烧的炉渣时,通常需要将炉渣破碎再进行利用.表 2 列出了生活垃圾焚烧的炉渣破碎前后 8 种重金属元素的浸出质量浓度值,并与 GB 8978-1996《污水综合排放标准》进行了对比<sup>[12]</sup>.可以看出,炉渣经过破碎处理后,各重金属元素相比破碎前浸出质量浓度值有不同程度的升高.经过破碎后,炉渣中原先被矿物结构包裹的重金属会随着包裹结构的破坏而易于浸出<sup>[13]</sup>.As、Cd、Pb、Ni 等元素在破碎前后的

浸出质量浓度值都较低,是因其在炉渣中质量占比较低,均未超过 0.1%,在浸出实验中浸出质量浓度值也都较低.相比于其他固体废物,生活垃圾中上述重金属的来源较少<sup>[14]</sup>.在与 GB 8978-1996 的对比中,发现破碎前后所有元素的浸出值都在标准限值内,其中 Cu、Mn 和破碎前炉渣的 Zn 处于重金属一级标准限值( $\rho_{Zn} = 2.0 \text{ mg/L}$ )范围内,在破碎后的炉渣中,Zn 处于重金属二级标准限值( $\rho_{Zn} = 5.0 \text{ mg/L}$ )范围.说明在建材应用中,生活垃圾焚烧炉渣的重金属潜在风险较低,对环境影响较小<sup>[15]</sup>.

表 2 破碎前后炉渣中重金属浸出质量浓度

重金属	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
破碎前	0.00	0.01	0.01	0.09	0.22	0.01	0.00	1.49
破碎后	0.00	0.02	0.04	0.27	0.43	0.01	0.00	3.23
国家标准	0.5	0.1	1.5	0.5	2.0	1.0	1.0	2.0/5.0

不同粒径炉渣浸出质量浓度如表 3 所示.破碎后,因粒径降低、比表面积增加,炉渣的重金属元素浸出量增加,使得浸出质量浓度更接近真实值.在各个粒径的炉渣中,Cu、Mn、Zn 的浸出质量浓度高,而其他的重金属元素浸出值都未超过 0.1.并且在各个粒径的炉渣中 Zn 的浸出质量浓度均较高.绝大多数金属的浸出质量浓度随着粒径的减小而增大,证明了在生活垃圾焚烧炉渣中,重金属在小粒径区间内存在聚集现象,且随着粒径的减小,重金属的占比升高,在对各类固体废物浸出的研究中都有类似的研究结果<sup>[16]</sup>.从各粒径炉渣浸出质量浓度与国标限值的对比中可以看出,在分粒径应用生活垃圾焚烧炉渣时,应特别关注小粒径炉渣的重金属浸出行为.

表 3 分粒径重金属浸出质量浓度值(破碎后)

重金属	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
2.36~4.75 mm	0	0	0.01	0.04	0.10	0	0	0.55
1.18~<2.36 mm	0	0.01	0.02	0.13	0.29	0.01	0	1.78
0.30~<1.18 mm	0	0.03	0.06	0.42	0.60	0.01	0.01	4.31
0.15~<0.30 mm	0	0.02	0.06	0.43	0.63	0.01	0	5.17
<0.15 mm	0	0.02	0.05	0.32	0.58	0.01	0	5.16
国家标准	0.5	0.1	1.5	0.5	2.0	1.0	1.0	2.0/5.0

然而,由于炉渣在实际生活中需要分粒径应用,需要更细致地考量炉渣质量占比,筛选出高风险粒径区间.对炉渣质量占比进行统计,结果如表 4.随机取样中,0.30~<1.18 mm 粒径区间内炉渣的质量占比最大,其次是 1.18~<2.36 mm,其他生活垃圾焚烧炉渣的粒度分布也呈现相似趋势<sup>[17]</sup>.

表 4 不同粒径下随机取样的炉渣质量及占比

粒径/mm	2.36~4.75 mm	1.18~<2.36 mm	0.30~<1.18 mm	0.15~<0.30 mm	0~<0.15 mm
质量/g	112.71	135.82	186.67	89.95	62.37
比例/%	19.18	23.12	31.77	15.31	10.62

为了进一步分析各粒径区间炉渣重金属浸出总量的占比,结合浸出质量浓度值和粒径-质量占比,可以得到各粒径炉渣重金属浸出占比,见图 1.在所有金属中 0.30~<1.18 mm 粒径区间所占比值最大,在 38%~59%不等.1.18~<2.36 mm 粒径区间金属离子浸出质量浓度的占比在 18%~25%不等.故要想实现分粒径安全利用炉渣,需要综合考虑炉渣重金属浸出的绝对值以及该粒径下炉渣的质量占比.

## 2.2 炉渣重金属形态

采用改进 BCR 法测定生活垃圾焚烧炉渣重金属赋存形态.酸溶态(F1)、可还原态(F2)、可氧化态(F3)、残余态(F4)是 4 种不同的重金属赋存形态.其中酸溶态(F1)组分能在弱酸性环境中浸出,被认为是高风险组分,而残余态(F4)在极端环境中才会被浸出,被认定为稳定组分<sup>[3]</sup>.图 2 为不同粒径下 Zn、Mn、Cu、Cr、Pb、Ni 的

## 测试结果.

酸溶态( $F_1$ )主要由重金属氯化物和重金属碳酸盐等组成,还有一部分通过离子交换出颗粒表面静电吸附的重金属.如图 2 所示,除了 Cr 元素,其他金属元素在所有粒径区间的  $F_1$  值占比较小,说明多数重金属在炉渣中可以稳定存在,这在和煤气化细渣的对比研究中呈现类似趋势<sup>[18]</sup>.Cr 在弱酸性环境中溶解比例在 10%~20%,说明 Cr 的化合物更容易在弱酸性条件下被破坏,从而放出游离 Cr,在其他关于焚烧炉渣的研究中也有类似的趋势.与粉煤灰等固体废物中重金属相比,Zn、Cu 等元素在炉渣颗粒中相对稳定<sup>[13]</sup>,其矿物相被炉渣结构包裹较好.

Zn、Mn 和 Cu 的  $F_2$  值都占 71% 以上,除了 Pb 外的其他金属都有  $F_2$  值.随着还原性环境将 Fe-Mn 化合物破坏,铁和锰氧化物在还原环境中溶解,释放出吸附的重金属<sup>[19]</sup>.Zn、Cu 等金属属于易还原的氢氧化物相关的馏分中释放,被认为是该元素的赋存与固相中的 Fe 有关<sup>[20]</sup>.而 Pb 的固定主要与有机物有关,在低温下变成 Pb 的氧化物稳定存在.但是在对其他固体废物进行研究时,由于 Pb 很少发生键合,所以  $F_2$  值较低<sup>[21]</sup>.

可氧化态( $F_3$ )是金属与硫化物或有机物的结合态,所以在  $H_2O_2$  和  $NH_4C_2H_3O_2$  环境中该结合态金属会浸出.可氧化态( $F_3$ )和残余态( $F_4$ )被认为是难以浸出外界环境的稳定态<sup>[22]</sup>,这些重金属被认为构成最低的环境风险<sup>[23]</sup>.图 2 结果表明,在生活垃圾焚烧炉渣中 Pb 和 Ni 的稳定态占比超过 50%,在细颗粒中表现出了相对稳定性.重金属浸出风险较高时,可以参考处理尾矿等固体废物的处理方法,通过胶凝等反应强化重金属稳定性<sup>[24]</sup>.

### 2.3 环境风险评估

生活垃圾焚烧炉渣的 RAC 指数见图 3(a).RAC 指数显示 Cr 是主要的危险源;在  $0\sim<0.15$  mm、 $0.30\sim<1.18$  mm、 $2.36\sim4.75$  mm 粒径区间上达到了中等风险级别,剩余粒径达到低风险级别;Mn 在  $0.15\sim<0.30$  mm 和  $1.18\sim<2.36$  mm 粒径区间达到低风险级别.尽管 Mn 在改进 BCR 法中的浸出形态相对稳定,但是在弱酸态( $F_1$ )中仍有少量浸出<sup>[2]</sup>.Mn 一般以稳定的形态存在,但与炉渣相似的是,其仍存在一定不稳定化合物形态,因此具有一定环境风险.Cu、Ni、Pb、Zn 的 RAC 指数没有超过 1%,被认定为在日常环境中应用时无浸出风险.

从浸出质量浓度值上看,金属 Zn 的浸出质量浓度相对较大,且整体环境的风险状况也需要通过更详细的指数说明,因此本文引入了 STI 指数进行风险评估.该指数从各种重金属的赋存形态、浸出质量浓度、绝对含量等维度评估重金属的环境风险.生活垃圾焚烧炉渣的 STI 指数见图 3(b). $0\sim<0.15$  mm 的粒径区间的 STI 指数最大( $STI=0.00186$ ),该粒径的重金属相对于其他金属的环境浸出风险最大.Cu 和 Zn 在该炉渣中的绝对浸出值较大,是 STI 值的主要贡献者,表现出较大的迁移风险,这与煤气渣中的趋势类似<sup>[25]</sup>,而 Cr 却没有成为主要贡献者,这进一步说明单指数的环境风险评估具有局限性<sup>[26]</sup>.所以在实际应用中,有必要进行多维度多指数评估.

## 3 结论与建议

1)在分粒径 XRF 测定中,生活垃圾焚烧炉渣中的主要元素为 Ca、Si、Fe、Al,其中 Ca、Si、Al 元素含量较高表明其具有一定的建材潜力.Ti、Zn、Mn、Pb 的质量占比随着粒径减小而增大,说明重金属更容易在小粒径炉渣中富集.在浸出毒性测试中,破碎后的炉渣相比于破碎前各重金属的浸出质量浓度增大,主要原因是

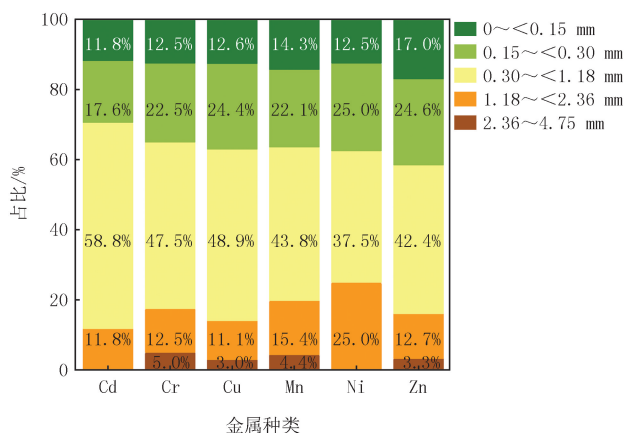
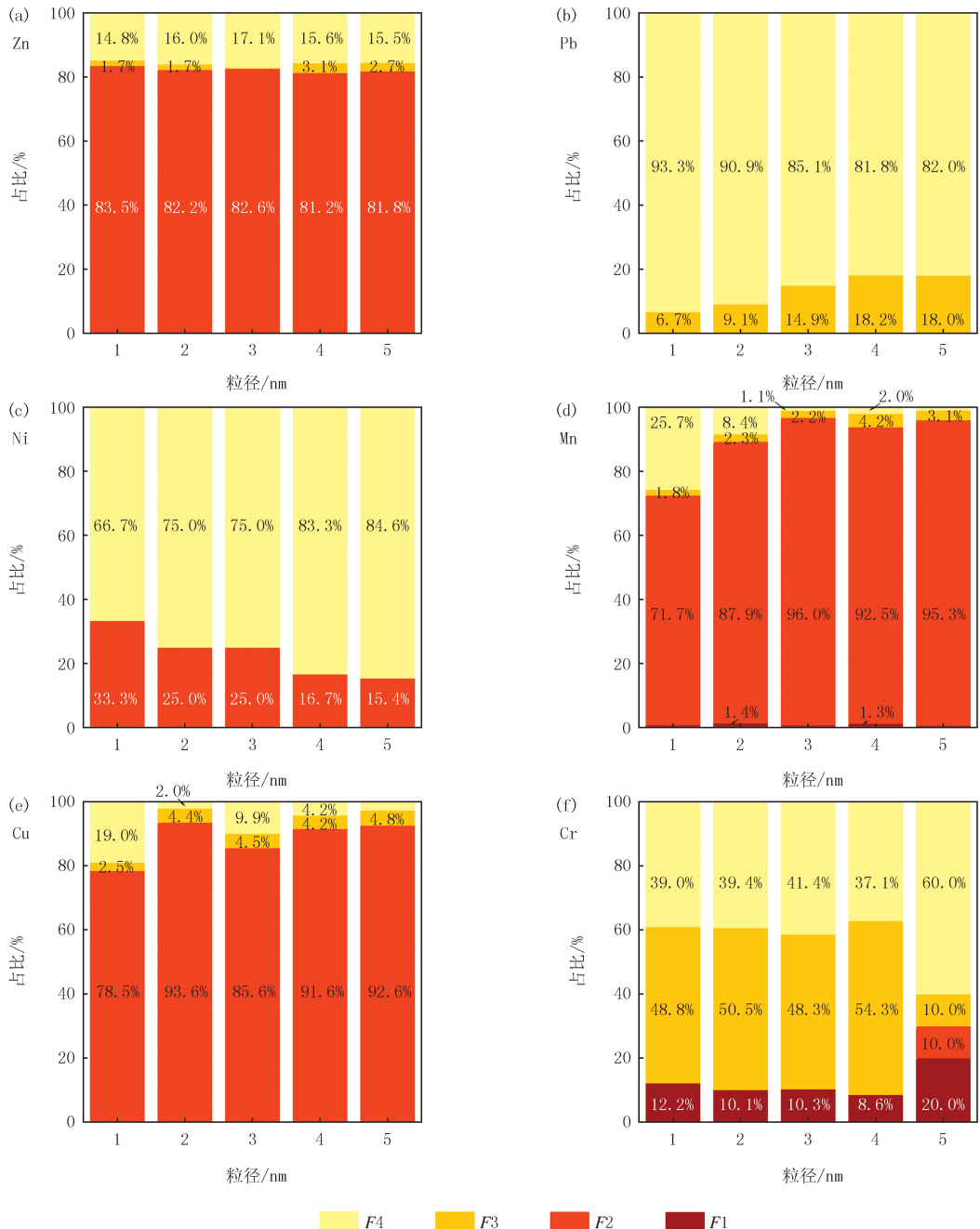


图1 各粒径炉渣重金属浸出占比

Fig.1 Leaching proportion of heavy metals from slag of different particle sizes

经过破碎后炉渣的包裹结构被破坏,金属浸出增加。

2)对不同粒径的炉渣浸出分析,发现炉渣粒径减小重金属浸出值增大.研究中测定的所有重金属的浸出质量浓度都符合 GB 8978-1996 限值,而 Zn 在研磨前炉渣中符合一级标准限值,研磨后炉渣中符合二级标准限值.在分粒径浸出质量浓度实验中,0~<0.30 mm 粒径的炉渣重金属浸出占比更大,但加入质量分布维度考量后,0.30~<1.18 mm 粒径区间的重金属占比最大.在实际利用炉渣时,应关注小粒径炉渣的浸出风险,且需要综合各粒径炉渣的质量分布进行评估。



1代表2.36~4.75 mm;2代表1.18~<2.36 mm;3代表0.30~<1.18 mm;4代表0.15~<0.30 mm;5代表0~<0.15 mm。

图2 改进BCR法测重金属赋存形态(总量不足1%的部分未标出)

Fig.2 The storage form of heavy metals was determined by modified BCR method (the portion constituting less than 1% of the total is not shown)

3)改进 BCR 结果表明,Cr 在弱酸性环境下浸出量较大,其他重金属元素赋存形态较稳定,Zn、Cu、Mn

主要在可还原态( $F_2$ )中溶出;Pb 很少发生键合,故  $F_2$  值较低。在实际应用中,可以通过胶凝反应等增加金属稳定性。

4)通过 RAC 和 STI 指数评估,可以看出在部分粒径区间下 Cr 元素呈现中等风险,Mn 元素呈现低风险。但基于 STI 指数,Zn 和 Cu 元素成为浸出风险的主要贡献来源。在实际应用中,单指数的环境风险评估具有局限性,需进行多维综合评估。

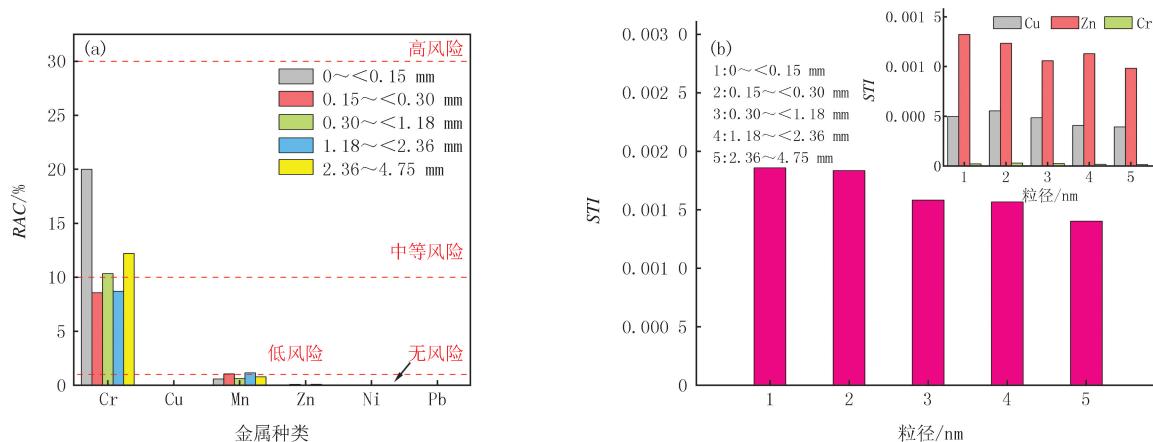


图3 生活垃圾焚烧炉渣的RAC指数和STI指数

Fig.3 RAC index and STI index of solid waste incineration slag

## 参 考 文 献

- [1] ZHANG P, LI L Y, SI J Z, et al. Hydrothermal cotreatment of municipal solid waste incineration fly ash and leachate for organic contaminant degradation and heavy metal immobilization[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2025, 13(2): 115434.
- [2] XUE F, WANG T, ZHOU M, et al. Self-solidification/stabilisation of electrolytic manganese residue: Mechanistic insights[J]. Construction and Building Materials, 2020, 255: 118971.
- [3] BERNASCONI D, CAVIGLIA C, DESTEFANIS E, et al. Influence of speciation distribution and particle size on heavy metal leaching from MSWI fly ash[J]. Waste Management, 2022, 138: 318-327.
- [4] CHEN J, CHEN Z L, LIN X Q, et al. A systematic review of accelerated carbonation technology for municipal solid waste incineration fly ash: Carbon sequestration, reuse and heavy metal risk assessment[J]. Chemical Engineering Journal, 2025, 508: 160926.
- [5] LI W H, SUN Y J, XIN M X, et al. Municipal solid waste incineration fly ash exposed to carbonation and acid rain corrosion scenarios: Release behavior, environmental risk, and dissolution mechanism of toxic metals[J]. Science of the Total Environment, 2020, 744: 140857.
- [6] REN B K, CHAI L J, LIU Y Z, et al. Performance optimization design of high ductility cement-based alkali-activated municipal solid waste incineration fly ash composite for rapid repair material[J]. Construction and Building Materials, 2023, 404: 133301.
- [7] YU S Y, DU B, BAHEIDUOLA A, et al. HCB dechlorination combined with heavy metals immobilization in MSWI fly ash by using n-Al/CaO dispersion mixture[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 392: 122510.
- [8] WANG J B, LIU J Z, LI D D, et al. Geochemical distribution and mineralogy of heavy metals in the gasification residue of coal-waste activated carbon-slurry: Insights into leaching behavior[J]. Journal of Hazardous Materials, 2023, 451: 131146.
- [9] SUN C X, ZHANG Y, YANG Y P, et al. Research on leaching behavior of manganese and ammonia nitrogen in electrolytic manganese residue under oxalic acid/hydrogen peroxide system[J]. Journal of Water Process Engineering, 2024, 63: 105405.
- [10] PENG Y X, ZHANG S R, ZHONG Q M, et al. Removal of heavy metals from abandoned smelter contaminated soil with poly-phosphonic acid: Two-objective optimization based on washing efficiency and risk assessment[J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 421: 129882.
- [11] WANG X D, CHANG V W, LI Z W, et al. Co-pyrolysis of sewage sludge and organic fractions of municipal solid waste: Synergistic effects on biochar properties and the environmental risk of heavy metals[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 412: 125200.
- [12] TANG L, YU Z, HE Z Y, et al. Evaluation of the workability, mechanical strength, leaching toxicity and durability of sulfate solid waste composite cementitious materials[J]. Sustainable Chemistry and Pharmacy, 2024, 42: 101847.
- [13] LIU J, ZHAO J H, WANG Y R, et al. Speciation distribution and leaching behavior of heavy metals in coal gasification fine ash: Influence of particle size, carbon content and mineral composition[J]. Science of the Total Environment, 2024, 947: 174498.
- [14] ZHANG H B, WANG Y N, ZHU Y B, et al. Determination of occurrence and leaching toxicity of arsenic in copper flash smelting slags[J]. Transactions of Nonferrous Metals Society of China, 2023, 33(1): 293-303.

- [15] JI X P, CHEN B, DONG X Z, et al. Mechanical and environmental properties of geopolymer-stabilized domestic waste incineration slag in an asphalt pavement base[J]. *Journal of Road Engineering*, 2023, 3(2): 218-228.
- [16] GUO Y, ZHANG Y X, ZHAO X, et al. Multifaceted evaluation of distribution, occurrence, and leaching features of typical heavy metals in different-sized coal gasification fine slag from Ningdong region, China; a case study[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 831: 154726.
- [17] 杨星星. 生活垃圾焚烧炉渣理化特性及其用作砂浆细骨料试验研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2022.
- [18] ZHANG Y F, QU J S, ZHANG J B, et al. Distribution, occurrence, and leachability of typical heavy metals in coal gasification slag[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 926: 172011.
- [19] CHEN R, YANG J Y, CAI X Y, et al. Assessing soil remediation effect of Cr and Pb based on bioavailability using DGT, BCR and standardized determination method[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 953: 175947.
- [20] SCHERGER L E, LUENGO C V, LAFONT D, et al. Fractionation and leaching of Cd, Cu, Fe, Pb, and Zn from smelter residues of an old environmental liability in Argentina[J]. *Chemosphere*, 2024, 364: 143019.
- [21] SHEN A, YAO Y Q, WU X Y, et al. TEs enrichment characteristic in different size particulate from coal-fired flue gas; Part 1. Enrichment and leachability[J]. *Fuel*, 2024, 357: 129700.
- [22] ALAN M, KARA D. Comparison of a new sequential extraction method and the BCR sequential extraction method for mobility assessment of elements around boron mines in Turkey[J]. *Talanta*, 2019, 194: 189-198.
- [23] JIANG P, XIE C R, LUO C L, et al. Distribution and modes of occurrence of heavy metals in opposed multi-burner coal-water-slurry gasification plants[J]. *Fuel*, 2021, 303: 121163.
- [24] MA J H, WANG Q, JIAO H Z, et al. Solidification/stabilization and leaching behavior of heavy metals in low-binder cemented tailings backfill[J]. *Case Studies in Construction Materials*, 2024, 21: e03934.
- [25] ZHAO X Y, YANG K, YUAN L, et al. Widespread quantitative assessment for potential environmental risk of heavy metals in coal gasification slag from China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2025, 297: 118235.
- [26] ZHENG X J, QIU S Y, ZHOU B C, et al. Leaching of heavy metals from tungsten mining tailings; a case study based on static and kinetic leaching tests[J]. *Environmental Pollution*, 2024, 342: 123055.

## Analysis of heavy metal leaching differences in municipal solid waste incinerator bottom ash with different particle sizes: A case study of Wuhan Qianzishan waste incineration plant

Li Zukai<sup>1</sup>, Liu Siyuan<sup>2</sup>, Sun Jianting<sup>2</sup>, Liu Fan<sup>2</sup>, Yao Kun<sup>2</sup>, Zhang Yi<sup>2</sup>, Qian Jia<sup>1</sup>, Yang Lie<sup>1</sup>

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China;

2. Wuhan Huantou Qianzishan Environmental Industry Co., Ltd., Wuhan 430000, China)

**Abstract:** To achieve the safe utilization of urban municipal solid waste incineration slag by particle size, this study conducted a total element analysis on the incineration slag of various particle sizes and explored the leaching characteristics of heavy metals. The improved BCR (the community bureau of reference extraction) method was used to analyze the existing forms of heavy metals, and the RAC (risk assessment code) and STI (soil toxicity index) indices were employed to assess their environmental risks. The results showed that the slag is rich in elements such as Ca, Si, and Al, indicating its potential for use in building materials. Leaching analysis demonstrated that the heavy metal content in the leachate before and after grinding of the slag all met national standards. Particle size leaching studies revealed that the heavy metal content in slag with a particle size of  $<0.30$  mm is higher than that of other particle sizes. After integrating the distribution of slag quality, the absolute mass proportion of heavy metals in the  $0.30- <1.18$  mm range was found to be the highest. The improved BCR method indicated that the Cr element in the slag is easily leached in a weakly acidic environment, while other heavy metal elements remain relatively stable in such conditions. The RAC index shows that Cr and Mn are the main contributing elements to environmental risk, while the STI index indicates that the  $0- <0.15$  mm particle size range is the primary contributor to the environmental risk of the slag, with Zn and Cu having significant contributions. In practical applications, a multi-dimensional assessment of the environmental risks of slag is required. This study can provide a reference for the risk analysis of slag resource utilization.

**Keywords:** incineration slag; heavy metals; particle size; leaching characteristics; environmental risk assessment