

李雪冰, 李丽, 丛璟, 等. 高炉共处置固体废物低温段 Pb Cd 的吸附/冷凝动力学特征[J]. 环境科学研究, 2016, 29(11): 1659-1664.

LI Xuebing, LI Li, CONG Jing, *et al.* Research on condensation and adsorption kinetics of Pb and Cd at low temperatures during co-processing of solid wastes in blast furnaces[J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(11): 1659-1664.

## 高炉共处置固体废物低温段 Pb Cd 的吸附/冷凝动力学特征

李雪冰<sup>1</sup>, 李 丽<sup>1\*</sup>, 丛 璟<sup>2</sup>, 闫大海<sup>1</sup>, 蒋旭光<sup>2</sup>, 王 琪<sup>1</sup>

1. 中国环境科学研究院固体废物污染控制技术研究所, 北京 100012

2. 浙江大学热能工程研究所, 浙江 杭州 310027

**摘要:** 利用管式回转炉和控温立式炉联用装置模拟炼铁高炉, 对 Pb、Cd 在共处置过程中低温段的吸附/冷凝特性进行了研究, 通过建立吸附/冷凝动力学模型, 分析共处置过程中 Pb、Cd 在非热力学平衡状态下的迁移转化规律. 结果表明: 高炉共处置固体废物低温段对 Pb、Cd 的吸附/冷凝作用以冷凝为主. 进入控温立式炉的重金属去向分三部分: ①冷凝在管壁上, 这部分的 Pb、Cd 分别占 Pb、Cd 入炉总量的 42% ~ 49%、45% ~ 50%; ②吸附在炉料上, 其中 Pb、Cd 分别占各自入炉总量的 23% ~ 26%、23% ~ 25%; ③随烟气释放到空气中, 这部分 Pb、Cd 分别占各自入炉总量的 25% ~ 35%、25% ~ 32%. Pb、Cd 在炼铁炉料上的吸附/冷凝量均随时间的增加而升高, 随温度的升高而降低. 炼铁炉料对 Pb、Cd 的吸附/冷凝动力学可采用双常数速率方程拟合, 研究得到 Pb、Cd 的吸附/冷凝表观活化能分别为 6.813、5.839 kJ/mol.

**关键词:** 炼铁高炉; 共处置; 吸附/冷凝; 铅; 镉

中图分类号: X705

文章编号: 1001-6929(2016)11-1659-06

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2016.11.12

## Research on Condensation and Adsorption Kinetics of Pb and Cd at Low Temperatures during Co-Processing of Solid Wastes in Blast Furnaces

LI Xuebing<sup>1</sup>, LI Li<sup>1\*</sup>, CONG Jing<sup>2</sup>, YAN Dahai<sup>1</sup>, JIANG Xuguang<sup>2</sup>, WANG Qi<sup>1</sup>

1. Research Institute of Solid Waste Management, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

2. Institute for Thermal Power Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China

**Abstract:** The condensation and adsorption characteristics of the blast furnace burden for Pb and Cd were researched through a coupling device of a rotary tube furnace and a vertical furnace with automatic temperature control. Meanwhile, a kinetics model was set up to explore the regularity of condensation and adsorption for Pb and Cd during the co-processing of solid wastes in blast furnaces. It illustrated the migration and transformation under the non-thermodynamic equilibrium state for heavy metals. The results showed that the behavior of Pb and Cd in the vertical furnace could be summarized as follows: some condensing on the wall of the vertical furnace, which accounted for approximately 42% - 49% for Pb and 45% - 50% for Cd; some were condensed or adsorbed on the blast furnace burden, occupying 23% - 26% for Pb and 23% - 25% for Cd; and some others were released into the atmosphere, which occupied 25% - 35% for Pb and 25% - 32% for Cd. The quantity of the condensation and adsorption of the iron-making furnace burden for Pb and Cd both increased with time, but decreased with temperature. The condensation and adsorption kinetics could be well described by the double constant rate equation, and the apparent activation energy of Pb was 6.813 kJ/mol, and Cd was 5.839 kJ/mol.

**Keywords:** blast furnaces; co-processing; condensation and adsorption; Pb; Cd

利用工业窑炉共处置固体废物已成为目前国内  
外固体废物处置及资源化技术的重要发展方向之一。

其中发展较好的为水泥窑协同处置技术, 它能很好地  
处置有机固体废物和部分无机固体废物<sup>[1-4]</sup>. 此外,  
炼铁高炉的设备结构及生产工艺从原理上也具备共  
处置固体废物的潜力, 但高炉共处置固体废物技术  
的开发应用相对较晚, 相比应用更为广泛的建材生产  
窑炉如水泥窑共处置技术, 利用炼铁高炉共处置的废  
物类别还极为有限<sup>[5-8]</sup>. 1995 年德国一家钢铁企业在日

收稿日期: 2016-03-16 修订日期: 2016-07-18

基金项目: 国家环境保护公益性行业科研专项(20120923)

作者简介: 李雪冰(1994-), 女, 河北承德人, hebeilixuebing@163.com.

\* 责任作者, 李丽(1975-), 女, 安徽蚌埠人, 研究员, 博士, 主要从事固  
体废物环境管理与污染控制研究, li\_li@craes.org.cn

本及欧美一些国家向高炉风口喷吹汽油的思路启示下,首先开始利用炼铁高炉协同处置废塑料,这样既减少了废物的处理费用,也降低了钢铁产业的生产成本.随后德国、日本等国家相继开发出了鼓风炉处理电镀污泥技术、铬渣回转窑解毒技术以及成熟的高炉喷吹废塑料技术等<sup>[9-12]</sup>.我国在钢铁工业窑炉共处置固体废物技术方面也进行了相关研究:首钢技术研究院在冶金烧结工艺处置垃圾焚烧飞灰和有机污泥等新技术方面开展了研究;中国钢研科技集团有限公司和武汉钢铁公司建成了利用炼铁回转窑共处置电解锌渣的示范工程<sup>[13-16]</sup>.这些技术均在一定程度和规模上得到了实践与应用,与此同时,对固体废物中有害成分如 Pb、As、Cd 等重金属元素在窑炉中的转化规律的研究也相继开展<sup>[17]</sup>.

Pb、Cd 是常见的重金属,不但会通过多种渠道破坏生态环境,同时也对人体及其他生物的神经系统、骨骼等具有很强的毒害作用;因此,二者是各国固体废物高温处置标准中重点限制的重金属<sup>[18-20]</sup>.作为挥发类元素,Pb、Cd 在工业窑炉共处置重金属的相关研究中颇受关注:林少敏<sup>[21]</sup>研究发现,Pb、Cd 在不同类型的窑炉中释放率有明显差别,其中立式窑炉的释放率最高,湿式回转窑次之,新型干法窑最低.Jakob 等<sup>[22]</sup>研究了飞灰中 Pb、Cd 在一定温度范围内的挥发行为,并指出在温度刚刚低于熔点以下时最容易挥发.张江<sup>[23]</sup>通过在工业窑炉原料中添加重金属化合物的方法研究了重金属的固化率,发现重金属的固化率与其加入的形态密切相关.闫大海等<sup>[24]</sup>分析了 Pb、Cd 等 13 种重金属在工业窑炉内的分配情况,研究表明重金属在烟气和炉料之间的分配率不受固体废物投加量的影响.丛璟等<sup>[25]</sup>研究了工业窑炉共处置过程中水泥生料对 Pb、Cd 的吸附/冷凝特性.但不同炉型共处置过程中的热力学规律差异很大,因此有必要针对高炉共处置固体废物过程中重金属的迁移转化行为进行专门研究.

为进一步了解共处置过程中挥发重金属的去向以及 Pb、Cd 在非热力学平衡状态下的迁移转化情况,该研究利用自主设计的管式回转炉和控温立式炉联用装置对 Pb、Cd 在炼铁高炉内的吸附/冷凝特性进行了探究,研究其吸附/冷凝动力学规律,建立吸附/冷凝动力学模型,在已知 Pb、Cd 挥发量的同时,预测其在设定温度和设定工况下的排放量,以期确定炼铁高炉共处置固体废物过程中 Pb、Cd 的添加速率和添加量的限制,以及制订高炉共处置过程中 Pb、Cd

污染控制标准提供理论依据.

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试剂均为优级纯 (GR). 炼铁炉料 (烧结矿、球团矿、焦炭) 取自首都钢铁厂,试验采用炉料配比 (质量比) 为烧结矿:球团矿:焦炭 = 15:5:2.

### 1.2 仪器与装置

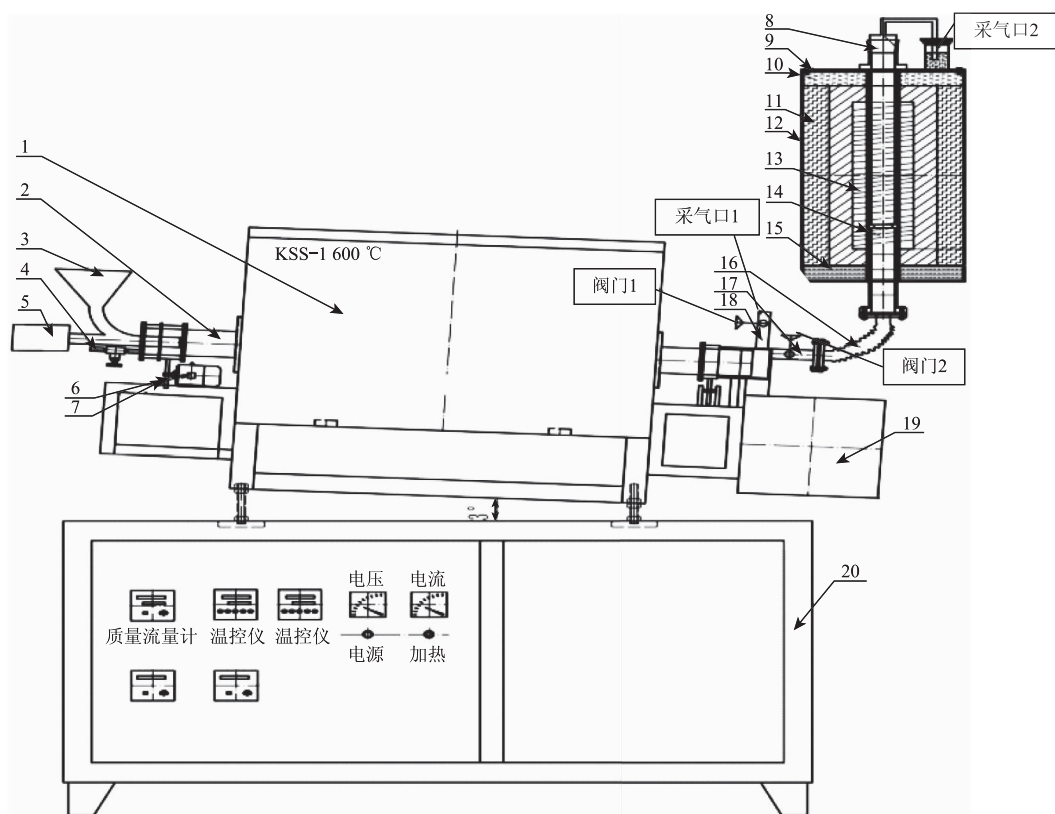
管式回转炉和控温立式炉联用装置用于模拟高炉环境进行炉料煅烧试验;利用 Agilent 7500a 电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS, 美国 Agilent 公司) 测定重金属含量. 试验装置如图 1 所示.

### 1.3 试验设计

#### 1.3.1 炉料煅烧试验

图 1 所示试验装置可以模拟高炉环境进行炉料煅烧试验. 采用回转炉连续给料装置以获得连续稳定的重金属烟气. 含重金属的物料从加料斗中加入,通过螺旋给料机定量送入回转炉炉管内,载气从炉管左侧法兰上的进气口通入. 炉管由电机通过链条带动旋转,炉管内的物料随不断旋转的炉管缓慢向前移动. 炉管内的温度可以调节,最高可达 1 600 °C. 炉管右端连接出料口,经高温煅烧后的炉料直接落入料斗内,高温煅烧过程挥发的重金属随烟气排入后续的控温立式炉中. 通过调节螺旋给料机的转速可以调节给料量,通过调节回转炉炉管转速和倾角可改变炉料在炉管内的停留时间. 研究<sup>[26-27]</sup>指出,炼铁炉料中重金属在高温煅烧过程中的挥发率受煅烧温度和煅烧时间的影响,因此,试验时通过保持稳定的螺旋给料机转速、回转炉炉管转速、载气流速并固定回转炉炉管倾角,以获得稳定流量的含重金属的烟气.

研究<sup>[28-29]</sup>表明,重金属 Pb、Cd 的主要存在形式为  $PbCl_2$  和  $CdCl_2$ ,而且这两种重金属的氯化态形态的挥发率高于氧化态. 随着温度的升高,Pb、Cd 的挥发率增大,最大挥发率可达 90% 以上. 为了获得最大烟气流,  $PbCl_2$ 、 $CdCl_2$  分别与炉料 (烧结矿、球团矿、焦炭) 混合,在 1 200 °C 下于管式回转炉中煅烧,载气为  $N_2$  和 CO,产生连续、稳定的含 Pb、Cd 烟气. 为了保证烟气中重金属含量高于仪器检出限,并且添加的重金属对炼铁品质不产生明显影响,设定炉料中  $w(Pb)$ 、 $w(Cd)$  均为 1%. 在试验过程中,在采气口 1 处采集进入控温立式炉的初始烟气样品,在采气口 2 处采集试验装置释放的烟气样品,采样方法、采样量及测样方法参照 EPA method 29<sup>[30]</sup>.



注: 1—管式炉炉箱; 2—管式炉炉管; 3—加料斗; 4—进气口; 5—螺旋给料机; 6—传动电机; 7—驱动轮;  
8—磨砂口封头; 9—上盖; 10—保温毯; 11—保温棉; 12—半筒体; 13—加热区(1 000 °C); 14—吸附炉炉管;  
15—耐火材料; 16—不锈钢波纹管; 17—阀门; 18—采气口阀门; 19—收集箱; 20—管式炉控制柜。

图 1 管式回转炉和控温立式炉联用装置

Fig. 1 Schematic of a coupling device of a rotary tube furnace and a vertical furnace with automatic temperature control

### 1.3.2 吸附/冷凝试验

由于高炉上部低温区的温度低于 1 000 °C, 因此选取 150、300、500、800 和 1 000 °C 这 5 个温度研究低温段吸附/冷凝特性。在试验过程中, 管式回转炉内通入 8 L/min 的  $N_2$  和 CO 混合气体, 含  $PbCl_2$ 、 $CdCl_2$  的炼铁炉料从加料斗给入。主要步骤: ①打开采气口阀门 1 (见图 1), 当采气口 1 出现连续稳定烟气时, 接入吸收瓶 [吸收液是 5% (以  $\varphi$  计, 下同)  $HNO_3 + 10\% H_2O_2$ ] 采集含重金属的烟气, 吸收瓶另一侧接真空泵 (真空泵抽气量约为 3 ~ 4 L/min), 2 min 后换另一个吸收瓶。在采气口 1 处连续进行 2 次采样, 每次采样 2 min, 之后关闭阀门 1。②打开阀门 2, 在采气口 2 接入吸收瓶采集烟气中的重金属, 吸收瓶另一侧接入真空泵。在控温立式炉内放置 2 个不装炼铁炉料 (无吸附剂) 的空石英玻璃杯, 在采气口 2 处连续采集含重金属的烟气, 从阀门 2 打开时便开始, 连续进行 7 次采样, 每次采集 2 min, 关闭阀门 2。③在立式炉内再

放置 2 个装有炼铁炉料 (吸附剂) 的石英玻璃杯, 打开阀门 2, 按照②中的方法连续采集 7 个样品, 每次采集 2 min。④改变试验温度, 重复以上 3 个步骤, 采集 5 组不同温度 (150、300、500、800 和 1 000 °C) 下的初始烟气及释放烟气样品。

### 1.3.3 计算方法

在试验过程中, 初始在控温立式炉内不放入炉料吸附剂, 只放入 2 个空石英杯, 让烟气在管壁上冷凝, 从采气口 2 释放出来的烟气是单纯经过管壁冷凝后的烟气。随后在这 2 个空石英杯上叠放入 2 个装有炉料的石英杯, 从采气口 2 释放出来的烟气则是经过管壁冷凝和炼铁炉料吸附冷凝后的烟气, 两次释放量相减便得到在炉料上的吸附冷凝量。

管式回转炉煅烧的含重金属的烟气进入控温立式炉后, 其流向分为三部分: ①冷凝在管壁上; ②吸附/冷凝在炼铁炉料上; ③随烟气释放到空气中。假定从采气口 1 处出来的重金属质量为  $m_0$  ( $\mu g$ ), 不放炼

铁炉料时从采气口 2 出来的重金属质量为  $m_1$  ( $\mu\text{g}$ ), 放炼铁炉料时从采气口出来的重金属质量为  $m_2$  ( $\mu\text{g}$ ), 则有:

$$x_1 = (m_0 - m_1) / m_0 \times 100\%$$

$$x_2 = (m_1 - m_2) / m_0 \times 100\%$$

$$x_3 = m_2 / m_0 \times 100\%$$

式中,  $x_1$ 、 $x_2$ 、 $x_3$  分别为冷凝在管壁上、吸附/冷凝在炼铁炉料上、随烟气释放到空气中的 Pb、Cd 量占各自入炉总量的, %.

## 2 结果与讨论

### 2.1 Pb、Cd 的吸附/冷凝结果

#### 2.1.1 吸附/冷凝与释放量的关系

在不同温度下煅烧分别含  $\text{PbCl}_2$ 、 $\text{CdCl}_2$  的炼铁炉料时, 进入控温立式炉后 Pb、Cd 在凝聚管壁上、在炼铁炉料上和释放到空气中的分布如图 2 所示. 由图 2 可见, 冷凝在管壁上的 Pb、Cd 分别占各自入炉总量的 42% ~ 49%、45% ~ 50%. 这是因为炉管较长, 大部分重金属都冷凝在管壁上. 吸附/冷凝在炼铁炉料上的 Pb、Cd 分别占各自入炉总量的 23% ~ 26%、23% ~ 25%. 研究<sup>[31-33]</sup>表明, 燃烧烟气冷凝时, 气态金属或其化合物发生金属的同类核化(形成金属颗粒)或异相吸附(富集在炼铁炉料上). 当重金属吸附/冷凝在炼铁炉料上时, 由于炼铁炉料的比表面积较小, 吸附能力不强, 故这部分重金属所占比例很少. 释放到空气中的 Pb、Cd 分别占各自入炉总量的 25% ~ 35%、25% ~ 32%. 此外, 随着吸附/冷凝温度的升高, 冷凝在管壁上及炼铁炉料上的重金属量均有所下降. 究其原因, 是因为温度越高, 重金属越不容易冷凝, 因此释放出的重金属量也随之变大.

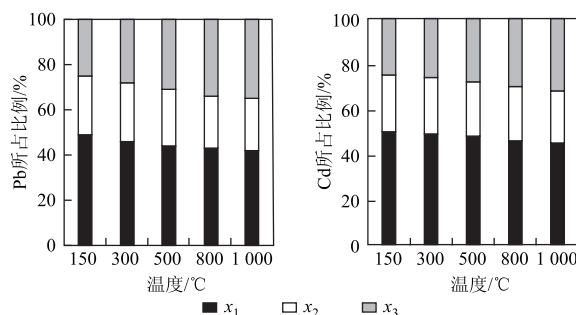


图 2 进入控温立式炉 Pb、Cd 的三部分流向所占比例

Fig. 2 The proportion of three parts of Pb and Cd into the vertical furnace

#### 2.1.2 吸附/冷凝量与温度、时间的关系

图 3 是分别煅烧含 1%  $\text{PbCl}_2$ 、 $\text{CdCl}_2$  的炼铁炉料时, 炉料对 Pb、Cd 的吸附/冷凝量随温度、时间的变化关系. 由图 3 可见, 吸附/冷凝量随着时间的增加而升高, 但不会达到饱和. 究其原因, 是炼铁炉料的比表面积很小, 在吸附/冷凝过程中以冷凝为主, 而冷凝过程一般不会达到饱和. 吸附/冷凝量随着温度降低而升高是因为温度越低, Pb、Cd 单质及其化合物越易冷凝, 此外低温也促进物理吸附的发生. 因此, 温度越低, 炼铁炉料对重金属的吸附/冷凝量越高.

### 2.2 吸附/冷凝动力学

在常见的吸附动力学方程中<sup>[34]</sup>, 选取双常数速率方程对 Pb、Cd 的吸附/冷凝特性进行拟合, 方程式为

$$\ln q_t = a + K \ln t$$

式中:  $t$  为吸附时间, min;  $q_t$  为  $t$  时的吸附量, g;  $K$  为吸附常数.

表 1 给出了 5 个温度下 Pb、Cd 的  $\ln q_t - \ln t$  的拟合结果.

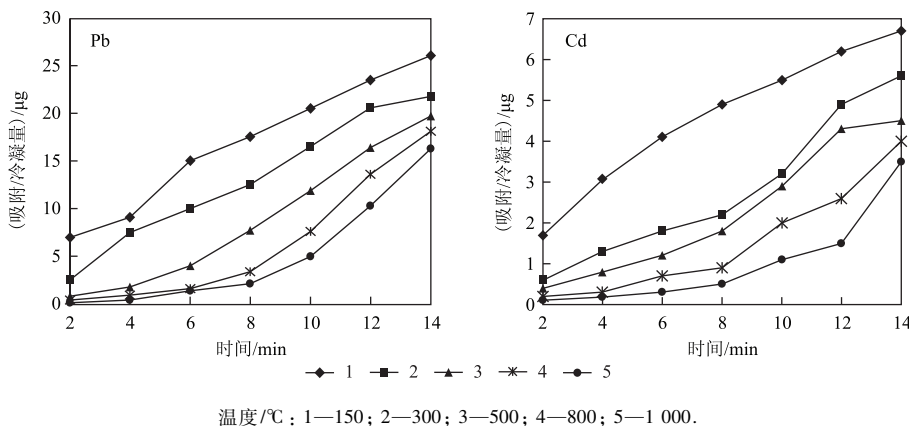


图 3 Pb、Cd 的吸附/冷凝量随温度和时间变化

Fig. 3 Effects of temperature and time on the condensation and adsorption characteristic of Pb and Cd

表 1 Pb、Cd 的  $\ln q_t$ - $\ln t$  线性拟合汇总

Table 1 Linear regression plots of  $\ln q_t$  versus  $\ln t$  for Pb and Cd

| 温度/<br>℃ | Pb                     |       | Cd                     |       |
|----------|------------------------|-------|------------------------|-------|
|          | 拟合方程                   | $R^2$ | 拟合方程                   | $R^2$ |
| 150      | $y=0.724\ 3x-0.706\ 6$ | 0.984 | $y=0.705\ 9x-0.592\ 4$ | 0.996 |
| 300      | $y=1.030\ 9x-1.460\ 1$ | 0.954 | $y=1.141\ 9x-1.803\ 2$ | 0.979 |
| 500      | $y=1.890\ 7x-1.567\ 2$ | 0.934 | $y=1.470\ 8x-2.255\ 7$ | 0.986 |
| 800      | $y=2.135\ 2x-2.967\ 5$ | 0.968 | $y=1.922\ 3x-2.929\ 3$ | 0.983 |
| 1 000    | $y=2.558\ 3x-3.443\ 7$ | 0.952 | $y=2.204\ 1x-3.592\ 8$ | 0.980 |

假设在此过程中活化熵和活化焓受温度影响较小可忽略不计,则根据 Arrhenius 公式有

$$K_v=A\exp(-E_a/RT)$$

式中: $K_v$ 为反应速率常数; $A$ 为指前因子; $E_a$ 为活化能,kJ/mol; $R$ 为理想气体常数,为 8.314 J/(mol·K)。

根据不同的温度与  $K_v$  的值,对不同温度下的  $K_v$  值取自然对数,然后对温度的倒数( $1/T$ )作图(见图 4)即可求出活化能和指前因子。Pb 的活化能为 6.813 kJ/mol,指前因子为 4.876;Cd 的活化能为 5.839 kJ/mol,指前因子为 3.755。

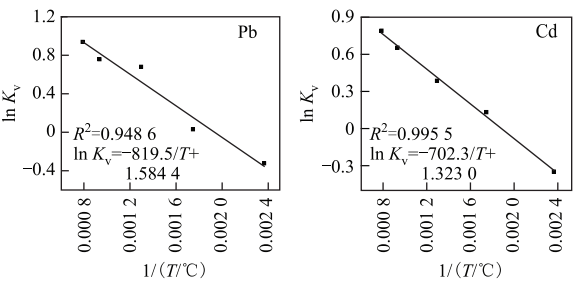


图 4 Pb、Cd 的  $\ln K_v$ - $1/T$  线性拟合曲线

Fig.4 Linear regression plots of  $\ln K_v$ - $1/T$  for Pb and Cd

3 结论

- a) 管式回转炉煅烧的含重金属烟气进入控温立式炉后流向分三部分,冷凝在管壁上的 Pd、Cd 分别占各自入炉总量的 42% ~ 49%、45% ~ 50%;吸附在炉料上的 Pb、Cd 分别占各自入炉总量的 23% ~ 26%、23% ~ 25%;随烟气释放到空气中的 Pb、Cd 分别占各自入炉总量的 25% ~ 35%、25% ~ 32%。
- b) Pb 与 Cd 在炼铁炉料上的吸附/冷凝量均随时间的增加而升高,随温度的升高而降低。
- c) 炼铁炉料对 Pb、Cd 的吸附/冷凝特性可用双常数速率方程拟合,线性关系良好。通过动力学方程拟合得到炼铁炉料对 Pb 的吸附/冷凝表观活化能为 6.813 kJ/mol,指前因子为 4.876;对 Cd 的吸附/冷凝表观活化能为 5.839 kJ/mol,指前因子为 3.755。

参考文献 (References) :

[ 1 ] GENON G,BRIZIO E. Perspectives and limits for cement kilns as a destination for RDF[J]. Waste Management,2008,28(11):2375-2385.

[ 2 ] KIM J W,JUNG M C. Solidification of arsenic and heavy metal containing tailings using cement and blast furnace slag [ J ]. Environmental Geochemistry and Health,2011,33:151-158.

[ 3 ] LU W K. The search for an economical and environmentally friendly ironmaking process [ J ]. Metallurgical and Materials Transactions B-Process Metallurgy and Materials Processing Science,2001,32(5):757-762.

[ 4 ] LEMIEUX P,STEWART E,RAELFF M,et al. Emissions study of co-firing waste carpet in a rotary kiln[J]. Journal of Environmental Management,2004,70(1):27-33.

[ 5 ] KIM D,SHIN S,SOHN S,et al. Waste plastic as supplemental fuel in blast furnace process: improving combustion efficiencies [ J ]. Journal of Hazardous Materials,2002,94(3):213-222.

[ 6 ] GUO Qizhong, ECKERT J R J O. Heavy metal outputs from a cement kiln co-fired with hazardous waste fuels [ J ]. Journal of Hazardous Materials,1996,51(1):47-65.

[ 7 ] STANEK W,ZI A. Forecasting of the energy effects of injecting plastic wastes into the blast furnace in comparison with other auxiliary fuels[J]. Energy,2001,6(12):1159-1173.

[ 8 ] 廖建国. 日本焦炉废塑料再资源化技术介绍 [ N ]. 世界金属导报,2004-02-10(6)。

[ 9 ] KARSTENSEN K H, KINH N K, THANG L B, et al. Environmentally sound destruction of obsolete pesticides in developing countries using cement kilns[J]. Environmental Science & Policy,2006,9(6):577-586.

[ 10 ] 新日铁工程技术株式会社. 将氧化废物转化成直接还原铁用于高炉 [ N ]. 中国冶金报,2009-10-20(B01)。

[ 11 ] REPO E,WARCHOL J K, WESTHOLM L J. Steel slag as a low-cost sorbent for metal removal in the presence of chelating agents[J]. Journal of Industrial and Engineering Chemistry,2015,27:115-125.

[ 12 ] TRINKEL V, KIEBERGER N, BURGLER T, et al. Influence of waste plastic utilisation in blast furnace on heavy metal emissions [ J ]. Journal of Cleaner Production,2015,94:312-320.

[ 13 ] BAHGAT M,HALIM K S A,EL-KELESH H A,et al. Enhancement of wustite reducibility in blast furnace: reaction kinetics and morphological changes [ J ]. Ironmaking & Steelmaking,2012,39(5):327-335.

[ 14 ] SOFILIC T, RASTOVCAN-MIOC A, CERJAN-STEFANOVIC S, et al. Characterization of steel mill electric-arc furnace dust [ J ]. Journal of Hazardous Materials,2004,109(1/2/3):59-70.

[ 15 ] 王志君,刘德军,郝博. 当前我国高炉喷吹废塑料的合理性分析 [ J ]. 冶金丛刊,2010(6):42-46.

WANG Zhijun,LIU Dejun,HAO Bo. Study on rationality of scrap plastic injection in blast furnace [ J ]. Metallurgical Collections, 2010(6):42-46.

[ 16 ] 王家伟,廖洪强,余广伟. 高炉喷吹废塑料工艺新探索 [ J ]. 天津冶金,2004(2):68-70.

- [17] 常近时. 高炉磷酸新工艺大幅降低磷肥重金属含量的环保意义[J]. 中国石油和化工, 2012(1):41-42.
- [18] US EPA. CFR Title 40 Part 63 Subpart EEE national emission standards for hazardous air pollutants from hazardous waste combustor[S]. Washington DC: American National Standards Institute, 2004.
- [19] 杜丽娜, 余若祯, 王海燕, 等. 重金属镉污染及其毒性研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2013, 30(2):167-174.
- DU Lina, YU Ruozhen, WANG Haiyan, *et al.* Pollution and toxicity of cadmium: a review of recent studies[J]. Journal of Environment and Health, 2013, 30(2):167-174.
- [20] 环境保护部, 国家质量监督检验检疫总局. GB 30485—2013 水泥窑协同处置固体废物污染控制标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2013.
- [21] 林少敏. 不同窑形的水泥生产中重金属的逸放与污染[J]. 广东化工, 2008(8):113-116.
- LIN Shaomin. Emission and pollution of heavy metal cement production in different kilns[J]. Guangdong Chemical Industry, 2008(8):113-116.
- [22] JAKOB A, STUCKY S, KUHN P. Evaporation of heavy metals during the heat treatment of municipal solid waste incinerator fly ash[J]. Environmental Science & Technology, 1995, 29(9):2429-2436.
- [23] 张江. 水泥熟料固化危险工业废弃物中重金属元素的研究[D]. 北京: 北京工业大学, 2004.
- [24] 闫大海, 李璐, 黄启飞, 等. 水泥窑共处置危险废物过程中重金属的分配[J]. 中国环境科学, 2009, 29(9):977-984.
- YAN Dahai, LI Lu, HUANG Qifei, *et al.* Distribution of heavy metals during co-processing hazardous wastes in new dry cement kilns[J]. China Environmental Science, 2009, 29(9):977-984.
- [25] 丛璟, 闫大海, 李丽, 等. 水泥窑共处置过程中水泥生料对 Pb 与 Cd 的吸附/冷凝特性[J]. 环境科学研究, 2015, 28(4):575-581.
- CONG Jing, YAN Dahai, LI Li, *et al.* Research on condensation and absorption characteristics of cement raw meal for Pb and Cd during co-processing in cement kilns[J]. Research of Environmental Sciences, 2015, 28(4):575-581.
- [26] 周英男, 闫大海, 李丽, 等. 炼铁高炉共处置危险废物过程中 Zn、Cd 的挥发特性[J]. 中国环境科学, 2015, 35(10):3053-3058.
- ZHOU Yingnan, YAN Dahai, LI Li, *et al.* Volatile characteristics of zinc and cadmium during co-processing hazardous waste in blast furnace[J]. China Environmental Science, 2015, 35(10):3053-3058.
- [27] 崔敬轩, 闫大海, 李丽, 等. 水泥窑协同处置过程中 Pb、Cd 的挥发特性[J]. 环境工程学报, 2013, 7(12):5001-5006.
- CUI Jingxuan, YAN Dahai, LI Li, *et al.* Volatilizing characteristic of lead and cadmium during co-processing in cement kiln[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(12):5001-5006.
- [28] 孔令兵, 郭培民, 胡晓军. 高炉共处置铜渣中 Cu、Fe 元素还原的热力学分析[J]. 环境工程, 2015, 33(2):109-112.
- KONG Lingbing, GUO Peimin, HU Xiaojun. Thermodynamic analysis of the reduction of copper and in copper residue by co-processing blast furnace[J]. Environmental Engineering, 2015, 33(2):109-112.
- [29] 肖海平, 陈宇, 闫大海, 等. 锅炉协同处置危险废物过程中 Pb 和 Cd 的挥发特性[J]. 环境科学研究, 2016, 29(2):254-261.
- XIAO Haiping, CHEN Yu, YAN Dahai, *et al.* Volatilization characteristics of lead and cadmium during co-processing of hazardous waste in boilers[J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(2):254-261.
- [30] US EPA. Emission measurement center Method 29 determination of metal emission from stationary sources[S]. Washington DC: American National Standards Institute, 1996.
- [31] GUPTA S, FRENCH D, SAKUROVS R, *et al.* Minerals and iron-making reactions in blast furnaces[J]. Progress in Energy and Combustion Science, 2008, 34(2):155-197.
- [32] WU Lijun, XU Xun, ZHOU Weiguo, *et al.* Heat transfer analysis of blast furnace stove[J]. International Journal of Heat and Mass Transfer, 2008, 51(11/12):2824-2833.
- [33] NIFOROESHAN M R, OTROJ S. Absorption of lead ions by various types of steel slag[J]. Iranian Journal of Chemistry & Chemical Engineering, 2008, 27(3):69-75.
- [34] L'VOV B V. Kinetics and mechanism of thermal decomposition of nickel, manganese, silver, mercury and lead oxalates[J]. Thermochimica Acta, 2000, 364(1/2):99-109.

(责任编辑:孙彩萍)