

广西合山煤矸石重金属的淋溶实验及环境效应

周辰昕, 李小倩, 周建伟

(中国地质大学(武汉)环境学院, 湖北 武汉 430074)

摘要: 准确掌握煤矸石中重金属元素的溶出特征与释放规律对评价与防治煤矸石对土壤与地下水环境污染具有重要意义。笔者选取广西合山市里兰矿区的大型煤矸石堆(GD06)为研究对象,通过对煤矸石静态浸泡和动态淋滤的实验研究,揭示煤矸石中8种典型的有害重金属元素As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn在不同pH值、不同环境温度、与降水的不同作用方式下的溶出特征与释放规律。结果表明,煤矸石在静态浸泡过程中除未检出Mn外,其他7种重金属元素的溶出浓度随浸泡时间的延长而增加,表现出前期的快速释放和后期的慢速释放规律;而浸泡温度升高后,部分重金属元素如Cr、Cu、Pb在浸泡后期的释放速率呈增加趋势。动态淋滤过程中8种重金属元素表现出间歇性快速释放规律,且溶出浓度大于静态浸泡方式,对环境的影响更显著。pH值和温度是煤矸石静态浸泡重金属元素溶出特征的重要影响因素,重金属元素的溶出浓度随温度升高而增加,随pH值减小表现出不同的溶出特征与释放规律。Zn、Ni、Cd和As在静态浸泡和动态淋滤实验中的释放量和释放率较大,是煤矸石淋滤液中最易污染土壤和地下水的重金属元素。

关键词: 煤矸石;重金属;静态浸泡;动态淋滤;环境效应

中图分类号: X501

文献标识码: A

文章编号: 1000-3665(2014)03-0135-07

煤矸石是煤炭开采及洗选过程中产生的累积储存量最大、占地面积最广的工业固体废物^[1]。每开采1吨煤约产生10%~20%的煤矸石。据不完全统计,全国历年累计堆放的煤矸石量达55亿吨,其中规模较大的矸石山多达1600座,且堆积量每年仍以1.5~2.0亿吨的速度在增加^[2]。露天随意堆放的煤矸石不仅侵占林地、耕地和居民用地,造成土地资源的浪费,破坏生态环境^[3];自燃时释放出来的二氧化碳、二氧化硫以及氮氧化物等气体严重污染矿区空气^[4];特别是在长期风化、淋溶作用下,煤矸石会释放出大量可交换态的微量有害元素,污染周围的土壤和水体,严重威胁着矿区居民的健康与安全^[5-7]。目前煤矸石有害微量元素研究还比较薄弱,加强有害微量元素特别是重金属元素的地球化学调查和实验室机理模拟,对于评价与防治煤矸石对环境污染的影响具有重要意义。

广西合山市具有百年煤矿开采历史,遗留下960余个规模大小不等的煤矸石堆,煤矸石总量约 $6 \times 10^7 \text{ m}^3$ 。这些长期露天堆放的煤矸石不仅是合山矿山环境治理与生态建设亟待解决的重要问题,更是合山矿区土壤、地表水和地下水污染的重大隐患。野外调查的初步结果表明合山矿区的土壤和地下水已受到了不同程度的污染,某些重金属元素严重超标。煤矸石与降水的相互作用是其有害重金属元素向环境介质迁移转化的主要途径^[8-9]。煤矸石中有害重金属元素在降水淋滤作用下的溶出特征与释放规律的研究,可为从“源头”上预测、评价、治理煤矸石对环境污染的影响提供理论依据。笔者选取合山里兰矿区具有代表性的大型煤矸石堆(GD06)为研究对象,通过对煤矸石静态浸泡和动态淋滤的实验研究,揭示煤矸石中8种典型的有害重金属元素(As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn)在不同pH值、不同环境温度、与降水的不同作用方式下的溶出特征与释放规律。

1 研究区概况

合山市地处桂中腹地的红水河之滨,属亚热带季风气候,总面积为 350 km^2 。合山煤矿的开采始于1905年,因盛产煤炭被誉为广西“煤都”。区内主要分布着里兰、东矿、河里、石村、溯河、柳花岭、马鞍、上塘等大型矿区(图1)。

收稿日期: 2014-02-01; 修订日期: 2014-03-10

基金项目: 国家矿山地质环境治理重点工程(合山市矿山地质环境治理);中央高校基本科研业务费专项资金资助项目(CUGL140407)

作者简介: 周辰昕(1990-),女,硕士研究生,主要从事环境地质与地下水污染方向的研究。

E-mail: zhouc0520@163.com

通讯作者: 李小倩(1982-),女,讲师,博士。

E-mail: lixiaoqian2007@qqmail.com

大型煤矸石堆(GD06)位于合山市里兰矿区中部,其西北侧紧邻红水河江滨和合山电厂,东北侧距离合山市政府 0.6 km。里兰矿区年平均温度 21.1℃,极端最高气温 39℃;年降雨量在 1194 ~ 1862 mm,多年平

均降雨量 1282 mm。里兰矿区始建于 1944 年,2000 年停采,关闭后未实施相关的治理工程。大型煤矸石堆(GD06)最高点高程 177 m,最低点高程 132 m,规模约 $109.17 \times 10^4 \text{ m}^3$,周边是农田与村庄(图 1)。

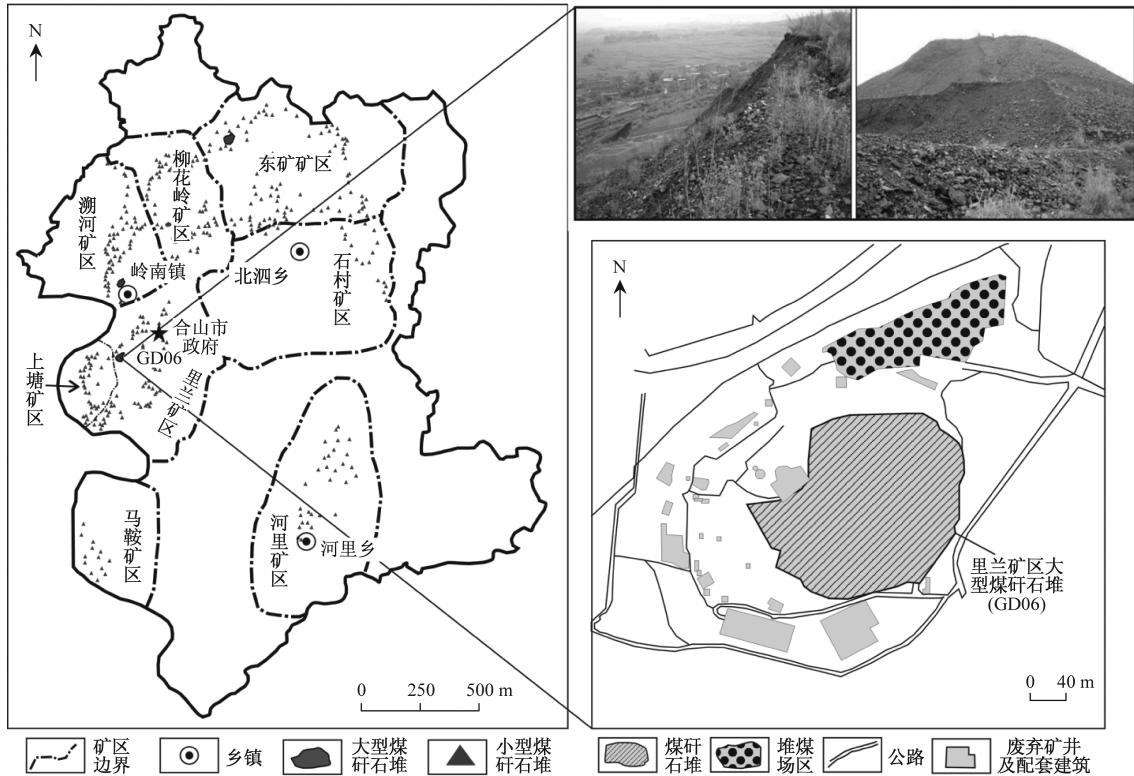


图 1 合山矿区煤矸石堆分布及大型煤矸石堆 GD06 的示意图

Fig.1 Map showing distribution of coal spoil piles in Heshan mining area and manipulated images of the large spoil pile (GD06)

2 样品采集与实验方法

2.1 煤矸石的采集与分析

煤矸石样品的采集采用“蛇形采样法”,从大型煤矸石堆(GD06)顶部到底部共采集 4 组,每组 1 ~ 2kg。采集的煤矸石在实验室风干后经破碎、筛分、掺合和缩分等步骤制备出实验室分析样品。

将分析样品粉碎、研磨、过筛,至粒径 $\leq 10 \text{ mm}$ 后,用四分弃取法得到待测煤矸石样品。其矿物成分采用 X 射线衍射法测定,化学成分采用国家标准实验方法(GB/T14506—2010)测定,煤矸石样品消解后采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP—OES)测定其重金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn 的质量浓度。

2.2 静态浸泡实验

将煤矸石样品粉碎、研磨、过筛至粒径 $\leq 0.3 \text{ mm}$,进行 2 组静态浸泡实验,分别考察温度和 pH 值对煤

矸石中重金属元素溶出特征的影响。

(1) pH 值影响:根据大气降水 pH 值通常的变化范围,以 1% HNO_3 和 0.02mol/L NaOH 溶液的不同配比配置 pH 值分别为 4.0、6.0 和 8.0 的浸泡液。各取 30g 煤矸石样品,按照固液质量比为 1:12 的比例分别浸泡于上述配置的 pH 值不同的 3 种浸泡液中,不定期搅拌。

(2) 温度影响:各取 30g 煤矸石样品,按照固液质量比为 1:12 的比例分别浸泡于 35℃、40℃ 和 45℃ 的恒温去离子水中,不定期搅拌。

2 组试验分别在浸泡 15min、50min、1.5h、4h、8h、14h、21.5h、34h 时取出浸溶液 10mL,分别经 HNO_3 酸化至 $\text{pH} < 2$,并经 $0.22 \mu\text{m}$ 滤膜过滤后,采用 ICP—OES 测定其 8 种重金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn 的浓度。

2.3 动态淋滤实验

煤矸石动态淋滤实验装置见图 2。淋滤柱由聚氯

乙烯的 PVC 管制成,高 50cm,内径 10cm,底部安装石英砂过滤器。在淋滤柱内装入粒径小于 10mm 煤矸石样品,柱填高度 20cm,在其上覆盖 5cm 预处理后的石英砂,以保证淋滤液均匀下渗。实验时,先用去离子水使装好煤矸石的淋滤柱饱水 24 h。采用连续式加水淋滤方式,淋滤速度模拟自然降雨强度(约为 1mL/min),由蠕动泵控制流速。每隔 24 h 加水淋滤一次,淋滤持续时间为 120 min,共反复 12 次。单次淋滤结束后,分别定量取出淋滤液各 10 mL,均经 HNO₃ 酸化至 pH < 2,经 0.22μm 滤膜过滤后,采用 ICP—OES 法测定其 8 种重金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn 的浓度。

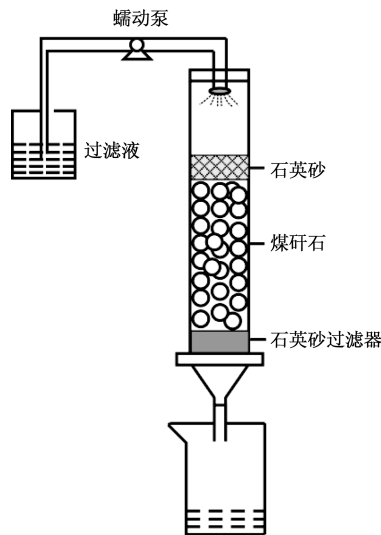


图2 煤矸石动态淋滤实验装置图

Fig.2 Schematic diagram of experimental device of coal gangue in dynamic leaching

3 结果与讨论

3.1 煤矸石的成分分析

合山煤矸石主要采自二叠系上统地层,包括合山组和大隆组,其中合山组地层以碳酸盐岩夹煤为特征,大隆组地层以火山碎屑沉积岩为主。X 射线衍射分析数据表明合山里兰矿区煤矸石样品的矿物成分为:蒙脱石、绿泥石、伊利石、高岭石、石膏、石英,其中石英和石膏为主要的矿物成分。煤矸石样品中 Mn 的含量最高,Pb 的含量次之,具体顺序为 Mn > Pb > As > Ni > Zn > Cr > Cu > Cd。其中,Pb、As 和 Cd 的含量均超过农业用地土壤的环境质量二级标准值。其具体化学成分见表 1。

表 1 煤矸石的矿物成分、化学成分和重金属元素含量

Table 1 Mineral, chemical compositions and heavy metals content of coal gangue

矿物成分		化学成分		重金属元素含量	
成分	质量分数	成分	质量分数	元素	含量 (mg/kg)
高岭土	5%	SiO ₂	32.44%	As	57.7
伊利石	5%	Al ₂ O ₃	12.73%	Cd	2.0
蒙脱石	10%	Fe ₂ O ₃	3.24%	Cr	33.1
绿泥石	5%	MgO	1.14%	Cu	23.8
石膏	20%	CaO	8.37%	Mn	336
石英	50%	Na ₂ O	0.21%	Ni	50.6
其他	5%	K ₂ O	1.43%	Pb	106
		TiO ₂	0.39%	Zn	42.1
		P ₂ O ₅	0.03%		
		MnO	3.82%		
		S	0.04%		

3.2 煤矸石中重金属静态浸泡溶出特征

pH 值和温度控制的两组静态浸泡实验的测试结果显示,煤矸石中除 Mn 外的其他 7 种重金属元素 (As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn) 都有检出。

3.2.1 pH 值的影响

如图 3 所示,室温浸泡过程中煤矸石中重金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 的溶出浓度都随着浸泡时间的延长而增加,表现出前期的快速释放和后期的慢速释放两个阶段,其中 As 和 Cd 在浸泡 24h 后溶出浓度已基本稳定。浸泡过程中,煤矸石将其表面已被活化的重金属元素快速释放,表层内部元素的活化速度因缺氧大大降低,因此基本在浸泡 4h 后就逐渐转向慢速释放阶段。

煤矸石中重金属元素的溶出浓度与 pH 值间呈现出不同的关系:Cu 溶出浓度随浸泡液 pH 值的减小而增高;As 和 Zn 溶出浓度随浸泡液 pH 值的增大而增高;Cd、Cr 和 Pb 溶出浓度 pH = 6 时最大,pH = 4 时最小;Ni 溶出浓度受 pH 值影响不显著。

受浸泡液 pH 值的影响,不同重金属元素因物化性质的差异表现出不同的释放规律。随着浸泡液 pH 值的减小,As 的快速释放时间缩短(4h→1.5h→50min),释放速率变化变缓,释放量减少。而且在 pH = 6 时,As 呈现出快速释放 (<1.5h)、慢速释放(1.5~8h)、快速释放(8~21.5h)、慢速释放(21.5~34h)的反复过程。Cr 在 pH = 4 时浸泡 10h 后溶出浓度基本稳定,pH = 8 时浸泡 21.5h 后基本稳定,而 pH = 6 时浸泡 34h 后仍在慢速增大。即 pH = 4 时 Cr 的释放时间最短且浓度最小,而

pH = 6 时释放时间最长且浓度最大。Cu 在 pH = 4 时由浸泡前期的快速释放逐渐过渡到后期的慢速释放,在 pH = 6 和 pH = 8 时浸泡 1.5 h 的快速释放后都出现间歇释放,pH = 6 时在浸泡 4h 后再次快速释放并逐渐过渡

到慢速释放,而 pH = 8 时在浸泡 14h 后才再次慢速释放,且释放量远小于 pH = 6 时。Zn 的释放量随 pH 值的增加而显著增大,但当 pH = 8 时 50min 高浓度的快速释放后 Zn 的释放量基本稳定不变。

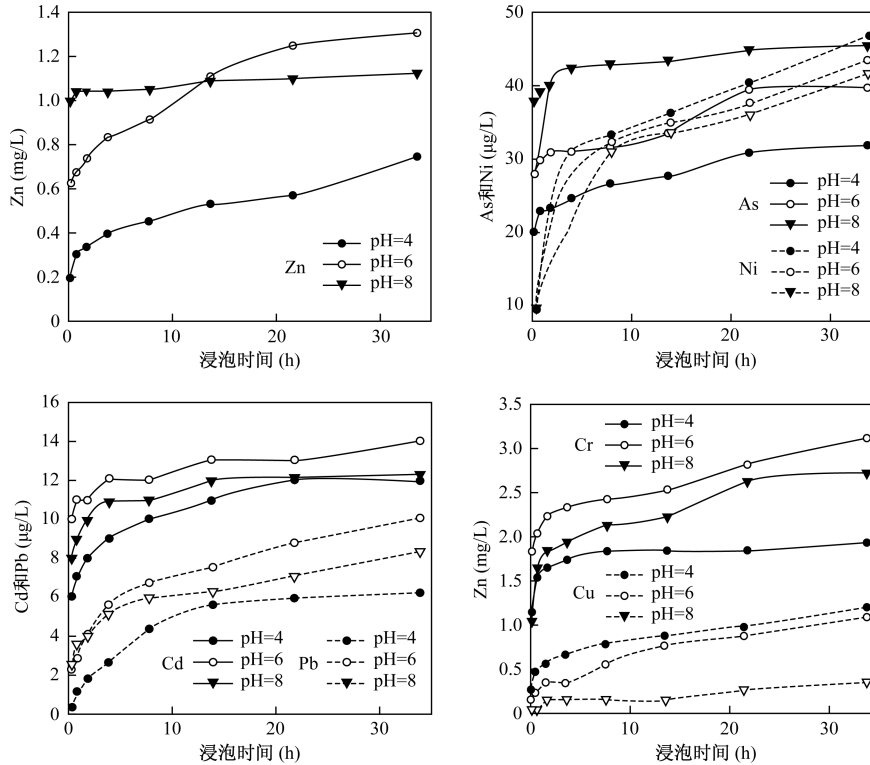


图 3 不同 pH 值静态浸泡下煤矸石中重金属元素的溶出浓度曲线

Fig. 3 Curves of leaching concentrations of heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) in the static immersion experiment under different pH values of 4, 6 and 8

3.2.2 温度的影响

如图 4 所示,煤矸石中重金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn 的溶出释放量随着温度的升高而增加,其中 Ni 的溶出浓度受温度影响不显著。温度的高低直接影响着构成物质的分子或离子等结构体的活性。温度升高,分子能量增加,活性增强,有利于分子间结构的重新组合,使部分重金属元素游离出来并发生溶解而释放出来。

煤矸石中的重金属元素受温度影响的程度不同而表现出差异性的释放规律。As 在 40℃ 和 45℃ 时浸泡过程中溶出浓度明显高于 35℃,且 40℃ 和 45℃ 间的释放规律一致。尽管在浸泡初期 (<8h) As 的溶出量 40℃ 比 45℃ 时较大,但浸泡后期二者的溶出量趋于一致且基本稳定。Cd 受温度影响表现三种不同的释放规律:35℃ 时,Cd 在浸泡初期 (<8h) 呈现出两次快速释放后的间歇;40℃ 时,Cd 在浸泡 8h 后出现释放间歇;45℃ 时,Cd 在浸泡过程中由初期的快速释放逐渐过渡到慢速释放,未出现释放的间歇。

Cr 在浸泡过程中释放速率整体上有增大趋势,且温度越高释放速率增加越快,在浸泡后期由于温度差异导致的溶出浓度差别更大。Cu、Pb 和 Zn 释放规律相似,40℃ 和 45℃ 的溶出浓度曲线变化趋势基本一致,且溶出浓度无显著差异,都远高于 35℃ 时;35℃ 时在浸泡 20h 后才呈现出较大的释放速率。不同的是,40℃ 和 45℃ 时浸泡后期 Zn 的释放速率在减慢,而 Cu 和 Pb 的释放速率在增加。

3.3 煤矸石中重金属动态淋滤溶出特征

煤矸石动态淋滤实验中,8 种重金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn 都有检出。与静态浸泡实验相比,溶出特征差异最大的重金属元素为 Mn。Mn 主要以氧化态或络合态存在,淋溶过程较浸泡过程更易将固定态的 Mn 转化为可溶交换态。

按重金属元素溶出量多少可分为 4 组(图 5):Zn 为超高级元素,溶出量为 2.65 ~ 5.46 mg/L;Mn 为高级元素,溶出量为 187 ~ 337 μg/L;Ni、Cu、As 和 Pb 为

中组元素,溶出量为 25 ~ 105 $\mu\text{g/L}$;Cr 和 Cd 为低组元

素,溶出量小于 12 $\mu\text{g/L}$ 。

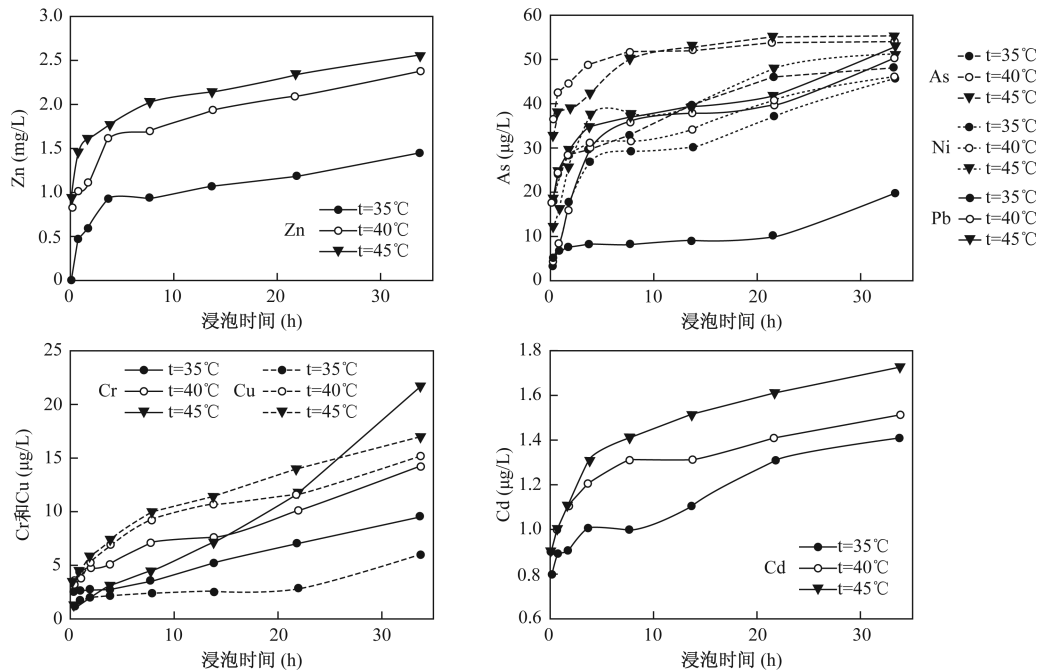


图 4 不同温度静态浸泡下煤矸石中重金属元素的溶出浓度曲线

Fig. 4 Curves of leaching concentrations of heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) in the static immersion experiment under different temperatures of 35°C, 40°C and 45°C

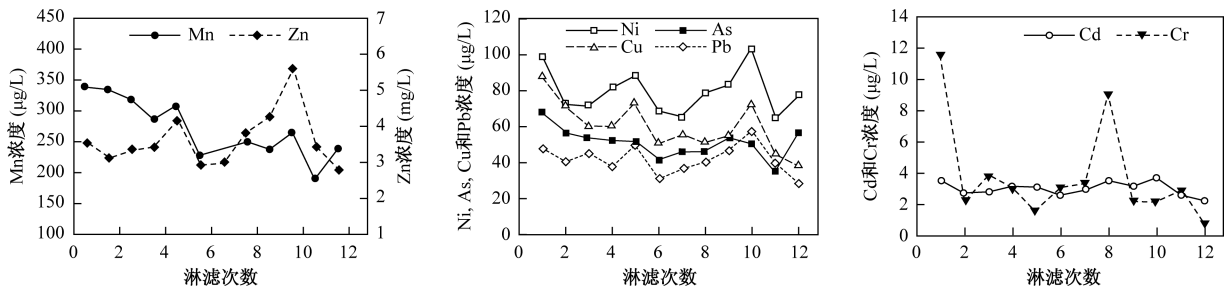


图 5 煤矸石动态淋滤过程中重金属元素的溶出浓度曲线

Fig. 5 Curves of leaching concentrations of heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb and Zn) versus leaching times in the dynamic leaching experiment

动态淋滤实验是一个间歇复氧的过程,促使淋滤的煤矸石反复处于风化、氧化状态,使重金属元素的形态及存在方式发生转化和重组,残余态的重金属元素能够转化为可交换态,不断被活化而在下一次的淋滤作用下溶出,因此在动态淋滤实验中各重金属元素都表现出间歇性快速释放的过程。

Zn、Mn、Ni、Cu 和 Pb 的释放规律相似,都分别在首次、第 5 次和第 10 次出现浓度峰值。不同的是 Mn 和 Cu 的最大释放量出现在首次淋滤,后期的两次峰值有减小趋势;而 Zn、Ni 和 Pb 的最大释放量出现在第 10 次淋滤。As 和 Cd 在动态淋滤过程中单次释放量相对稳定,波动较小;Cr 在首次淋滤和第 8 次淋滤时出现快速释放,且首次淋滤的释放量最大。

淋滤过程中重金属元素的溶出特征与煤矸石中的含量、赋存形态、结合能力密切相关,而间歇复氧的氧化-还原作用决定了重金属元素连续的释放能力。

3.4 环境效应评价

最大释放量和最大释放率表明煤矸石中重金属元素向环境中最大的迁移程度,是评价重金属元素环境危害性的重要参数^[10]。静态浸泡实验中,由于浸泡液 pH 值和浸泡温度的影响,各重金属元素的最大释放量不同。整体来说,释放量 Zn 最大,As、Ni、Pb 较大,Cr、Cd、Cu 较小,Mn 最小(未检出)。最大释放率排序前四名的重金属元素分别是 Zn、Ni、As 和 Cd。动态淋滤实验中,重金属元素最大释放量的顺序为:Zn > Mn > Ni > Cu > As > Pb > Cr > Cd;最大释放率的顺序为:Zn

> Cu > Ni > Cd > As > Mn > Pb > Cr。无论是浸泡过程还是淋滤过程中, Zn 的释放量和释放率都远超过其他的重金属元素(数量级的差别), 是煤矸石淋滤液中最易影响水环境的重金属元素。Ni、Cd 和 As 的释放量、释放率及生物毒性都较大, 环境危害性较高。

参照国家《地表水环境质量标准》(GB3838—2002) 和《地下水质量标准》(GB/T14848—93) 中的Ⅲ类水质标准, 将静态浸泡和动态淋滤溶出液中重金属最大浓度与标准值相比较, 见表 2。动态淋滤实验中重金属的溶出浓度大于浸泡实验中的溶出浓度, 产生的环境危害性较大。静态浸泡实验中 Zn、As、Pb 的溶出浓度超过了国家Ⅲ类水质标准; 动态淋滤实验中 Zn、As、Pb、Mn、Ni 的溶出浓度超过了国家Ⅲ类水质标准。

表 2 静态浸泡与动态淋滤重金属元素溶出最大浓度
与国家水体质量标准对比表

Table 2 Comparison between national water quality standard and the highest concentration of heavy metals in static immersion and dynamic leaching experiments

重金属元素	Ⅲ类水质标准* (mg/L) (GB3838—2002; GB/T14848—93)	静态浸泡溶出最大浓度(mg/L)	动态淋滤溶出最大浓度(mg/L)
As	≤0.05	0.0548	0.0682
Cd	≤0.005(≤0.01)	0.0017	0.0038
Cr	≤0.05	0.0031	0.0117
Cu	≤1.0	0.0170	0.0886
Pb	≤0.05	0.0508	0.0582
Zn	≤1.0	2.568	5.457
Mn	-(≤0.05)	n. a.	0.3368
Ni	-(≤0.05)	0.0438	0.1039

* 括号中的数值为 GB/T14848—93 与 GB3838—2002 不同的水质标准值, 相同的未重复列出。

4 结论

(1) 大型煤矸石堆(GD06)的煤矸石静态浸泡和动态淋滤实验研究, 揭示了煤矸石中 8 种典型的有害重金属元素(As、Cd、Cr、Cu、Mn、Ni、Pb、Zn)在不同 pH 值、不同环境温度、与降水的不同作用方式下的溶出特征与释放规律, 对评价与防治合山煤矸石对土壤与地下水污染具有重要意义。

(2) 煤矸石在室温浸泡过程中重金属元素的溶出浓度随浸泡时间的延长而增加, 表现出浸泡前期的快速释放和后期的慢速释放规律, 并趋于稳定, 对环境的影响主要发生浸泡前期。但环境温度升高后, 部分重金属元素如 Cr、Cu、Pb 在浸泡过程中的释放速率呈增加趋势。而动态淋滤过程中重金属元素表现出间歇性

快速释放的特征, 且重金属元素的溶出释放量大于静态浸泡, 对环境的影响更显著。

(3) pH 值和温度是煤矸石静态浸泡重金属元素溶出特征的重要影响因素。重金属元素的溶出浓度随温度升高而增加, 应加强自燃煤矸石的管理和高温多雨的盛夏季节污染的防范。重金属元素受 pH 值影响表现出不同的溶出特征与释放规律。Cu 溶出浓度随浸泡液 pH 值的减小而增高; As 和 Zn 溶出浓度随浸泡液 pH 值的增大而增高; Cd、Cr 和 Pb 溶出浓度 pH = 6 时最大, pH = 4 时最小。Ni 的溶出特征不受 pH 值和温度的显著影响。

(4) 无论是静态浸泡过程还是动态淋滤过程中, Zn、Ni、Cd 和 As 的释放量和释放率都较大, 且具有较强的生物毒性, 是煤矸石淋滤液中最易污染土壤和水环境的重金属元素。煤矸石中重金属元素的释放能力与煤矸石中的背景值、赋存状态、风化程度及离子特性有关。

(5) 煤矸石中重金属在自然条件的风化、淋溶作用下的释放过程是一个复杂的过程, 其释放机理与迁移规律的研究有待于进一步深入的研究。另一方面, 应加强煤矸石的管理, 综合并合理利用煤矸石, 实现煤矸石废物的减量化无害化与资源化, 实现环境效益与经济效益的统一。

参考文献:

- [1] 崔龙鹏, 白建峰, 黄文辉, 等. 淮南煤田煤矸石中环境意义微量元素的丰度[J]. 地球化学, 2004, 33(5): 535-540. [CUI L P, BAI J F, HUANG W H, et al. Environmental trace elements in coal mining waste in Huainan coal field[J]. Geochimica, 2004, 33(5): 535-540. (in Chinese)]
- [2] 柳凯, 马延栋, 侯小可. 我国煤矸石的环境危害及综合利用现状[J]. 煤, 2013, 22(5): 59-61. [LIU K, MA Y D, HOU X K. Environmental hazard and comprehensive utilization of coal gangue in China[J]. Coal, 2013, 22(5): 59-61. (in Chinese)]
- [3] 高荣久, 胡振琪. 煤矿区固体废弃物煤矸石的最佳利用途径[J]. 辽宁工程技术大学学报, 2002, 21(6): 824-826. [GAO R J, HU Z Q. Best use way of the coal gobs, solid wastes in mining area[J]. Journal of Liaoning Technical University, 2002, 21(6): 824-826. (in Chinese)]
- [4] 于水军, 余明高, 段玉龙, 等. 自燃煤矸石山爆炸的热力学模拟[J]. 煤炭学报, 2007, 32(9): 945-949. [YU S J, YU M G, DUAN Y L, et al. Thermodynamics imulation of explosion of self-

- combustion gangue heap [J]. Journal of China Coal Society, 2007, 32 (9): 945 - 949. (in Chinese)]
- [5] 王润福, 曹金亮. 煤矿区土壤环境质量评价 [J]. 水文地质工程地质, 2004, 31 (4): 120 - 125. [WANG R F, CAO J L. Evaluation of soil environment quality in mining districts [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2004, 31 (4): 120 - 125. (in Chinese)]
- [6] 王心义, 杨建, 郭慧霞. 矿区煤矸石堆放引起土壤重金属污染研究 [J]. 煤炭学报, 2006, 31 (6): 808 - 812. [WANG X Y, YANG J, GUO H X. Study on heavy metals in soil contaminated by coal waste rock pile [J]. Journal of China Coal Society, 2006, 31 (6): 808 - 812. (in Chinese)]
- [7] 李宏, 郭粤莲, 李连娟. 峰峰矿区煤矸石淋滤与水环境污染分析 [J]. 中国煤炭地质, 2011, 23 (1): 40 - 42. [LI H, GUO A L, LI L J. Gangue leaching and water environment pollution analysis in Fengfeng mining area [J]. Coal Geology of China, 2011, 23 (1): 40 - 42.]
- [8] 吴代赦, 郑宝山, 康往东, 等. 煤矸石的淋溶行为与环境影响的研究——以淮南潘谢矿区为例 [J]. 地球与环境, 2004, 32 (1): 55 - 59. [WU D S, ZHENG B S, KANG W D, *et al.* Leaching behavior of coal spoils and environmental impacts [J]. Earth and Environment, 2004, 32 (1): 55 - 59. (in Chinese)]
- [9] 张俊, 张生, 李畅游, 等. 基于土柱淋滤实验的煤矸石饱和状态下溶质释放过程研究 [J]. 煤田地质与勘探, 2012, 40 (5): 56 - 59. [ZHANG J, ZHANG S, LI C Y, *et al.* Coal gangue saturated solute release process based on the soil column leaching experiments [J]. Coal Geology and Exploration, 2012, 40 (5): 56 - 59. (in Chinese)]
- [10] 白向玉, 贾红霞. 煤矸石中重金属在淋滤过程中的释放规律 [J]. 环境科技, 2009, 22 (增2): 5 - 8. [BAI X Y, JIA H X. Release of heavy metals in gangue leaching process [J]. Environmental Technology, 2009, 22 (S2): 5 - 8. (in Chinese)]

Leaching experiment and environmental effect of heavy metals of coal gangue in Heshan mining area, Guangxi province

ZHOU Chen-xin, LI Xiao-qian, ZHOU Jian-wei

(School of Environmental studies, China University of Geosciences (Wuhan), Wuhan, Hubei 430074, China)

Abstract: Good understanding of leaching and release characteristics of heavy metals in coal gangue is significant for evaluation and prevention of environmental pollution of coal gangue. A large coal spoil pile (GD06) located in Lilan coal mine of Heshan city was selected to do static immersion and dynamic leaching experiments of coal gangue, to reveal leaching and release characteristics of eight heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) under different pH value, temperature and interaction way with water. The leaching concentrations of these heavy metals except for undetected Mn in the static immersion experiment increase with time. Release of heavy metals under normal temperature is characterized as quick release at the early period and as slow release at the later period, whereas release rate of some heavy metals such as Cr, Cu, Pb increase at the later period of immersion under higher temperature. Release of these eight heavy metals is characterized as intermittent quick release with higher leaching concentration than that in the static immersion. pH values and temperature are important factors affecting leaching concentration of heavy metals under the static immersion. The leaching concentrations of heavy metals increase with increasing temperature, while different heavy metals show different leaching pattern under different pH values. Zn, Ni, Cd and As of coal gangue are the easiest polluting soil and groundwater of heavy metals with higher releasing concentration and rate in both static immersion and dynamic leaching experiments.

Key words: coal gangue; heavy metal; static immersion; dynamic leaching; environmental effect

责任编辑:汪美华