

重庆市典型铅锌矿区土壤重金属含量及形态分布特征

秦勇军^{1,3}, 朱小龙^{1,3*}, 苏晴¹, 吕文强⁴, 王兵²

1. 重庆市生态环境工程评估中心, 重庆 401121; 2. 中国科学院地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550081; 3. 重庆市固体废物管理服务中心, 重庆 401121; 4. 贵州科学院贵州省山地资源研究所, 贵阳 550001

摘要: 本文以重庆市某废弃铅锌矿区土壤作为研究对象, 采用 BCR 连续提取法, 提取并测定了矿区土壤中的 Cu、Zn、Pb、Cd 和 As 五种重金属元素不同化学形态含量。结果表明, 研究区土壤受到了明显的重金属污染, 土壤重金属元素各化学形态组成存在明显差异, 其中 As 和 Cu 以残渣态为主, 其活化程度相对较低; Pb 以残渣态和可还原态为主; 而 Cd 和 Zn 元素 4 种化学形态均有, 其中土壤中 Cd 较为活跃。不同重金属元素化学形态组成特征差异较大, 因此须根据化学形态特征因地制宜地提出针对性的修复治理措施。

关键词: 土壤; 重金属; 形态; 修复治理

中图分类号: X53 文章编号: 1007-2802(2019)06-1218-06 doi: 10.19658/j.issn.1007-2802.2019.38.114

Study on Contents and Distributions of Heavy Metals in Soils of A Typical Lead-Zinc Mine of the Chongqing City

QIN Yong-jun^{1,3}, ZHU Xiao-long^{1,3*}, SU Qing¹, LV Wen-qiang⁴, WANG Bing²

1. Appraisal Center for Ecology and Environment Engineering of Chongqing, Chongqing 401121, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 3. Management and Service Center for Solid Waste of Chongqing, Chongqing 401121, China; 4. Institute of Guizhou Mountain Resources, Guizhou Academy of Sciences, Guiyang 550001, China

Abstract: The total amounts of heavy metals and their different chemical forms in soil can directly reflect their toxicity, mobility and bioavailability. In this study, five heavy metal elements, Cu, Zn, Pb, Cd and As, in an abandoned lead-zinc mining area of Chongqing were extracted by the BCR continuous extraction method and their chemical extraction characteristics were determined. The results showed that the soil in the study area had been contaminated by heavy metals. The chemical compositions of heavy metal elements in soils from the study area are significant different, arsenic and copper are mainly in the residual state with low activation degrees, lead is mainly in the residual state and the reducible state, cadmium and zinc are found in all four chemical forms, and cadmium in soil shows a relatively higher activity. The characteristics of different heavy metals in different chemical compositions are quite different. Therefore, it is necessary to propose a specific treatment method according to characteristics of different heavy metals and their chemical species.

Key words: soil; heavy metals; speciation; remediation

0 引言

铅锌矿的开采利用造成的土壤重金属污染普

遍存在 (Zheng *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2013)。有研究表明, 很多国家或地区农业和城市土壤中的重金属浓度高于土壤背景值, 包括中国和印度

收稿编号: 2019-059, 2019-04-15 收到, 2019-04-28 改回

基金项目: 重庆市科技计划项目 (cstc2018jszx-cydzX0019)

第一作者简介: 秦勇军 (1977-), 男, 高级工程师, 研究方向: 环境保护, E-mail: 284669989@qq.com

* 通信作者简介: 朱小龙 (1982-), 男, 高级工程师, 研究方向: 环境地球化学, E-mail: zhuxiaolong9@163.com

(Huang *et al.*, 2007; Sharma *et al.*, 2007)。我国铅锌矿资源分布广泛,其中东北、西北、滇川、两广和湖南等区域都分布有大量的铅锌矿区,由于开采技术落后、环境管理不善及污染治理措施滞后等,导致大量重金属元素进入矿区地表生态系统,进而影响区域水、土等环境要素的质量(杨元根等, 2003; 李静等, 2008; 李航等, 2008; 房辉和曹敏, 2009),并最终通过食物链威胁人体健康(Moreno-Jiménez *et al.*, 2009; 吴迪等, 2012, 2013; 邹小冷等, 2014; Briki *et al.*, 2015)。因此,开展铅锌矿作业区的环境问题调查研究并进行相应的修复治理已刻不容缓。

对铅锌矿区土壤中不同重金属元素含量及化学形态的系统研究,有助于评估铅锌矿区土壤重金属元素的组成特征及其污染水平(符志友等, 2008; Yin *et al.*, 2010; Kelebemang *et al.*, 2017; Dinake *et al.*, 2018)。矿区土壤重金属总量是反映污染程度和环境容量的指标,但是由于不同形态重金属会产生不同的环境效应,并直接影响其毒性、迁移性和生物有效性(Cuong and Obbard, 2006; 李永华, 2012; 韩春梅等, 2005; 朱光旭等, 2017)。因此,为更好地认识铅锌矿区土壤重金属元素的环境行为和污染特征,本文通过对重庆市石柱县龙潭乡某废弃铅锌矿不同作业功能区(采矿区、洗选区及冶炼区)的土壤重金属形态分布特征进行研究,以期对矿区土壤重金属元素的毒性研究和环境治理修复提供参考建议。

1 研究区概况

研究区域属于重庆市石柱县龙潭乡(北纬 29.75°~29.86°,东经 108.22°~108.33°),距县城 63 km(图 1),面积 136 km²,人口 0.45 万人。其地理位置在石柱县的东南山区,为喀斯特地貌,土层

浅薄,大多呈黄色砂质土。龙潭乡矿产富集,主要矿产资源有铅、锌、铜等有色金属矿产,蕴藏量达 200 万 t,有上千年的冶炼文化,现被确定为“有色金属矿业集中区”,是全县工业强县的重要组成部分。在大地构造区划上属于扬子准地台齐曜山凹褶皱束,次级构造为老仓坪背斜北东倾末端,区内分部大面积碳酸盐岩,岩溶地貌极为发育。区内地形总体趋势呈南东高、北西低,最高海拔 1528.80 m,最低海拔 950 m,相对高差 578.80 m,属于中低山、中深切地形。在龙潭片区铅锌工业园区基岩裂隙潜水及承压水比较丰富,储水构造在两侧形成富水带、充水断裂带。研究区域属中亚热带湿润季风,年平均温度 16.5 °C,年均降水量为 1285 mm。

2 样品采集与实验分析

研究铅锌矿区不同使用功能区土壤的 Pb、Zn、Cu、As 和 Cd 等重金属的化学形态,对了解矿区土壤重金属元素的潜在毒性有重要意义,故选择矿区不同生产功能区的土壤 8 个点位,采集 14 个土壤样品进行分析测试。其中,冶炼区采集了 3 个土壤剖面 20 cm、50 cm、100 cm 土壤样品,采矿区因土层相对比较浅薄,其中 2 个采样点采集 20 cm 和 50 cm 剖面土壤样品,1 个采样点仅采集到 20 cm 土壤样品。每个样品进行 3 次重复分析。

土壤样品用塑料袋封装带回实验室后,剔除石块、砾石和植物根系后风干,用四分法混匀后取 100 g 于玛瑙研钵中破碎,过 100 目尼龙筛,自封袋封存备用。

土壤样品采用改进的 BCR (Community Bureau of Reference, European Commission) 方法(Sungur *et al.*, 2014)进行分析,具体操作如下:称重 1.000 g 于 50 mL 的离心管内,加入 40 mL 的乙酸溶液

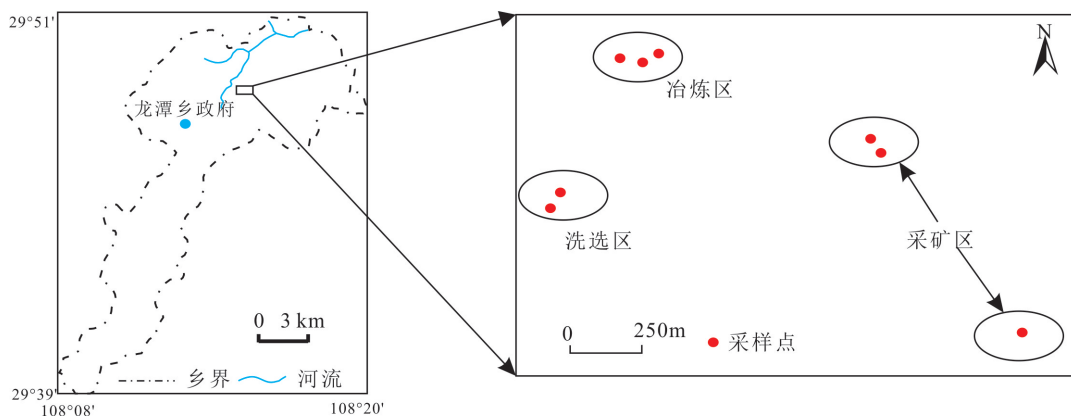


图 1 采样点布置图

(0.11 mol/L), 室温(22±5)℃下震荡 16 h, 在 3000 g 离心力下离心 20 min, 取上清液测酸交换态重金属 Pb、Zn、As、Cu 和 Cd 含量。

在上述残留物中加入新鲜配置的 40 mL 盐酸羟胺溶液(0.5 mol/L), 于室温下震荡 16 h, 在 3000 g 离心力下离心 20 min, 取上清液测可还原结合态的重金属含量。然后, 继续在残留物中缓慢加入 10 mL H₂O₂(30%), 室温下消化 1 h, 消化过程中每 10 min 手动摇晃一次; 接着在恒温水浴锅中消化 1 h, 每 10 min 手动摇晃一次; 继续加热控制体积小于 3 mL, 然后分 3~4 次加入 10 mL 过氧化氢(30%), 在恒温水浴锅继续消化至近干(不要蒸干), 冷却加入 50 mL 乙酸铵溶液(1.000 mol/L), 室温(22±0.5)℃下震荡 16 h, 在 3000 g 离心力下离心 20 min, 取上清液测可氧化态的重金属 Pb、Zn、As、Cu 和 Cd 含量。最后, 将剩余的残留物在恒温水浴锅内蒸干, 取 0.1~0.2 g 使用盐酸-硝酸-氢氟酸-高氯酸混合酸溶解, 测定残渣态的重金属 Pb、Zn、As、Cu 和 Cd 含量。以上 4 种化学形态的重金属含量相加, 则为土壤重金属的总量。所有重金属元素(Pb、Zn、Cu、Cd 和 As)含量采用电感耦合等离子光谱仪(VARIAN ICP-OES 720ES)测定。

3 结果与分析

3.1 土壤重金属元素含量和污染评价

研究区土壤的 pH 值和重金属含量分析结果见表 1。如表 1 所示, 土壤样品的 pH 值为 5.75~7.23 (均值为 6.47), 呈弱酸性。不同功能区土壤样品的

重金属总量不同, 冶炼区土壤样品的重金属总量高于采矿区和洗选区, 且随着土层厚度的增加, 呈逐渐上升的趋势。不同功能区土壤中 Pb 含量为 51.1~41 252.5 mg/kg, 平均 Pb 浓度(9306.6 mg/kg)比《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB15618-2018)(以下简称土壤环境质量标准)风险筛选值高 103.4 倍, 最大超标倍数为 458 倍; As 含量为 32.2~2793.9 mg/kg, 平均 As 浓度(984.76 mg/kg)比土壤环境质量标准风险筛选值高 24.6 倍, 最大超标倍数为 69.8; Cu 含量为 19.8~793.6, 平均 Cu 浓度(264.13 mg/kg)是土壤环境质量风险筛选值的 5.28 倍, 最大超标倍数为 15.9; Cd 含量为 0~311.3 mg/kg, Cd 浓度(100.58 mg/kg)为土壤环境质量风险筛选值的 335.3 倍, 最大超标倍数为 1037; 土壤 Zn 含量为 235.6~19 142.2 mg/kg, 平均 Zn 浓度(9717.9 mg/kg)比土壤环境质量风险筛选值高 48.6 倍, 最大超标倍数为 95.7。可见, 研究区土壤 5 种重金属元素 Pb、Zn、Cu、As 和 Cd 的含量大都超过了国家土壤环境质量风险筛选值。

与粤北、湖南、福建等地的铅锌矿区土壤相比(表 2), 本研究区土壤的 Pb、Zn、Cu 和 Cd 含量明显偏高, 说明研究区土壤已受到重金属严重污染。因此, 必须采取相应的控制措施, 防止土壤污染程度继续加大和对周边环境造成污染进一步扩散。

3.2 不同重金属元素的化学形态

重金属元素的毒性及迁移能力主要取决于其化学形态和结合状态(陈春霄等, 2011; 李佳璐等, 2016)。本次研究采用 BCR 法提取的酸交换态相当

表 1 矿区土壤样品的 pH、重金属总量及平均值

Table 1 List of soil pH, total contents of heavy metals and their average values in the mining area (mg/kg)

14 个样品	pH	Pb	As	Cu	Cd	Zn
检测结果	5.75~7.23	51.1~41 252.5	32.2~2 793.9	19.8~793.6	Nd~311.3	235.6~19 142.2
平均值	6.47	9 306.6	984.76	264.13	100.58	9 717.9
风险筛选值*	-	90	40	50	0.3	200

注: * 为《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018), pH 值在该标准中无风险筛选值。

表 2 不同铅锌矿区土壤重金属含量对比一览表

Table 2 Comparison of heavy metal contents in soils of different lead-zinc mining areas

序号	矿区	重金属含量/(mg/kg)					参考文献
		Pb	Zn	Cu	As	Cd	
1	湖南水口山	593.62*	357.27*	49.04*	—	8.35*	孙锐等(2011)
2	湘西花垣	217~1499	223~1281	39.8~184	—	0.3~9.03	杨胜香等(2012)
3	福建尤溪	89.04~6875.25	49.66~6763.18	21.16~2153.95	—	2.19~21.56	郭世鸿等(2015)
4	粤北大宝山	350.25~1241.13	250.33~1768.25	150.25~1698.75	—	0.55~9.13	秦建桥等(2012)
5	本研究区	51.1~41 252.5	235.6~19 142.2	19.8~793.6	32.2~2793.9	Nd~311.3	—
	平均值	9306.6	9717.9	264.13	984.76	100.58	—

注: * 为平均值, — 表示无数据, Nd 表示未检出。http://www.cnki.net

于传统的水溶性、可交换态、碳酸盐结合态的总和,以上组分与土壤结合较弱,在酸性条件下容易释放,具有很强的可移动性和环境毒性。另外,Fe-Mn氧化态为与易还原性铁、锰氧化物结合的部分,在还原条件下较易释放。有机-硫结合态以重金属离子为中心,以有机活性基团为配位体的结合或者与硫离子结合的部分,在强氧化条件下可分解释放,故 Fe-Mn 氧化物结合态和有机-硫化物结合态可视为具备潜在的生物有效性。残渣态则是和土壤原生或次生矿物牢固结合的部分,迁移性极弱。本次研究的土壤各重金属化学形态分析结果如图 2 所示,具体表现为:①研究矿区土壤 As 以残渣态为主,占总量的 85%~98%,少量以可还原态形式和可氧化态存在,弱酸提取态则未检出,可见研究区内

土壤 As 的相对活化程度较低。②土壤中 Cd 主要以弱酸提取态为主(15%~65%),其次为可还原态(2%~33%),较稳定的可氧化态(5%~81%)和残渣态占 2%~35%,可见 Cd 较为活跃。③与 As 类似,土壤 Cu 以残渣态为主,占总量的 51%~68%,可还原态和可氧化态也有一定分布,弱酸提取态所占比例较少。④土壤中 Pb 主要以残渣态(30%~67%)和可还原态(22%~51%)为主,冶炼区土壤的弱酸提取态铅也有一定的分布,可氧化态较少。⑤土壤中 Zn 的可还原态、弱酸提取态、可氧化态、残渣态均有分布,所占比例大体为:可还原态、弱酸提取态>残渣态>可氧化态。

本研究矿区土壤不同重金属元素的化学形态组成差异明显,土壤中 As 和 Cu 以残渣态为主,均

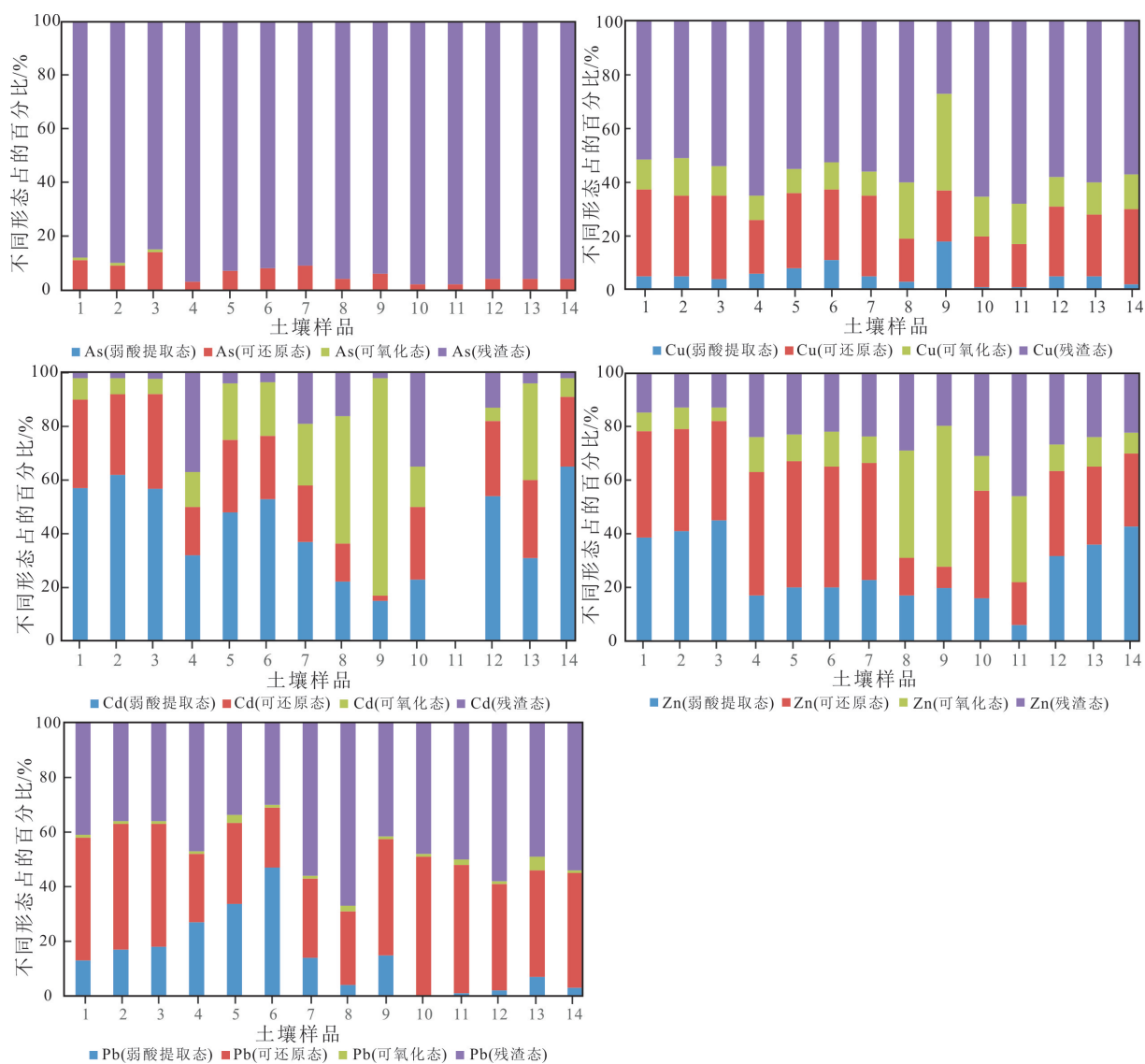


图 2 研究区土壤中重金属元素的不同化学形态分布

超过了 50%,其活化程度较低;Pb 以残渣态和可还原态为主;Cd 和 Zn 的 4 种化学形态均有分布。

从 BCR 提取的各种重金属形态来看,研究矿区土壤中重金属的迁移能力强弱依次为 Cd、Zn、Pb、Cu、As,这对后期进行矿区土壤治理修复具有一定的指导价值。研究区内土壤重金属元素各化学形态组成差异也很明显,其中 As 和 Cu 以残渣态为主,其活化程度较低;Pb 在土壤中以残渣态和可还原态为主;Cd 和 Zn 在土壤中四种化学形态均有。因此,该废弃铅锌矿区的污染土壤修复必须根据不同重金属元素的化学形态特征,提出针对性的处理方法。低成本、高效率的土壤原位修复钝化剂(黏土矿物、生物炭等)可能成为未来土壤重金属污染修复技术的发展趋势(Inyang *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2017, 2018a, 2018b, 2019)。

4 结论

(1)研究矿区受铅锌矿采选、冶炼等影响,土壤重金属总量远超其相应的土壤环境质量风险筛选值,Pb、Zn、Cu、As 和 Cd 的最大超标倍数分别为 458、95.7、15.9、69.8 和 1037,必须采取有效措施进行风险管控,防止污染加剧或进一步向周边环境扩散。

(2)不同功能区土壤在重金属总量分布上有差异,冶炼区土壤重金属总量高于采矿区和洗选区土壤样品中土壤重金属总量,且随着土层厚度的增加,总体呈逐渐上升的趋势。

(3)研究矿区土壤重金属的化学形态分析表明,不同重金属元素的化学形态分布存在明显差异,土壤中 As 和 Cu 以残渣态为主,Pb 在土壤中以残渣态和可还原态为主,Cd 和 Zn 四种化学形态均有分布。因此,须根据不同重金属元素的化学形态特征,提出针对性的处理方法。

参考文献(References):

Briki M, Ji H B, Li C, Ding H J, Gao Y. 2015. Characterization, distribution, and risk assessment of heavy metals in agricultural soil and products around mining and smelting areas of Hezhang, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(12): 767

Cuong D T, Obbard J P. 2006. Metal speciation in coastal marine sediments from Singapore using a modified BCR-sequential extraction procedure. *Applied Geochemistry*, 21(8): 1335-1346

Dinake P, Kelebemang R, Sehuba N, Kamwi O, Laetsang M. 2018. Quantitative assessment of environmental risk from lead pollution of shooting range soils. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 30(1): 76-85

Huang S S, Liao Q L, Hua M, Wu X M, Bi K S, Yan C Y, Chen B, Zhang X Y. 2007. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu Province, China. *Chemosphere*, 67(11): 2148-2155

Inyang M I, Gao B, Yao Y, Xue Y W, Zimmerman A, Mosa A, Pullammanappallil P, Ok Y S, Cao X D. 2016. A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46(4): 406-433

Kelebemang R, Dinake P, Sehuba N, Daniel B, Totolo O, Laetsang M. 2017. Speciation and mobility of lead in shooting range soils. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 29(1): 143-152

Moreno-Jiménez E, Peñalosa J M, Manzano R, Carpena-Ruiz R O, Gamarra R, Esteban E. 2009. Heavy metals distribution in soils surrounding an abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2-3): 854-859

Sharma R K, Agrawal M, Marshall F. 2007. Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66(2): 258-266

Sungur A, Soylak M, Ozcan H. 2014. Investigation of heavy metal mobility and availability by the BCR sequential extraction procedure: Relationship between soil properties and heavy metals availability. *Chemical Speciation & Bioavailability*, 26(4): 219-230

Wang B, Gao B, Fang J. 2017. Recent advances in engineered biochar productions and applications. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(22): 2158-2207

Wang B, Gao B, Wan Y S. 2018a. Entrapment of ball-milled biochar in Ca-alginate beads for the removal of aqueous Cd(II). *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 61: 161-168

Wang B, Wan Y S, Zheng Y L, Lee X, Liu T Z, Yu Z B, Huang J, Ok Y S, Chen J J, Gao B. 2019. Alginate-based composites for environmental applications: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(4): 318-356

Wang Q, Wang B, Lee X, Lehmann J, Gao B. 2018b. Sorption and desorption of Pb(II) to biochar as affected by oxidation and pH. *Science of the Total Environment*, 634: 188-194

Yin X Q, Gao B, Ma L Q, Saha U K, Sun H M, Wang G D. 2010. Colloid-facilitated Pb transport in two shooting-range soils in Florida. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3): 620-625

Zhang C L, Li Z Y, Yang W W, Pan L P, Gu M H, Lee D. 2013. Assessment of metals pollution on agricultural soil surrounding a lead-zinc mining area in the karst region of Guangxi, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90(6): 736-741

Zheng N, Liu J S, Wang Q C, Liang Z Z. 2010. Health risk assessment of heavy metal exposure to street dust in the zinc smelting district, Northeast of China. *Science of the Total Environment*, 408(4): 726-733

陈春霄, 姜霞, 战玉柱, 金相灿, 赵铮. 2011. 太湖表层沉积物中重金属形态分布及其潜在生态风险分析. *中国环境科学*, 31(11): 1842-1848

房辉, 曹敏. 2009. 云南会泽废弃铅锌矿重金属污染评价. *生态学杂志*, 28(7): 1277-1283

符志友, 杨元根, 吴丰昌, 闭向阳, 金志升. 2008. 铅锌矿区地表环

- 境中重金属元素的时空动态变化及生物有效性探讨. 矿物岩石地球化学通报, 27(1): 89-97
- 郭世鸿, 侯晓龙, 邱海源, 刘爱琴, 马祥庆, 王友生. 2015. 基于形态学分析铅锌矿不同功能区土壤重金属元素的分布特征及污染评价. 地质通报, 34(11): 2047-2053
- 韩春梅, 王林山, 巩宗强, 许华夏. 2005. 土壤中重金属形态分析及其环境学意义. 生态学杂志, 24(12): 1499-1502
- 李航, 肖唐付, 双燕, 何立斌, 宁增平, 李大华, 朱长生. 2008. 云南金顶铅锌矿区水系沉积物中镉的地球化学分布及其环境质量. 环境科学, 29(10): 2894-2898
- 李佳璐, 姜霞, 王书航, 王雯雯, 陈俊伊. 2016. 丹江口水库沉积物重金属形态分布特征及其迁移能力. 中国环境科学, 36(4): 1207-1217
- 李静, 俞天明, 周洁, 谢正苗. 2008. 铅锌矿区及周边土壤铅、锌、镉、铜的污染健康风险评估. 环境科学, 29(8): 2327-2330
- 李永华. 2012. 凤凰铅锌矿区土壤铅的化学形态及污染特征. 农业环境科学学报, 31(7): 1337-1342
- 秦建桥, 赵华荣, 张修玉, 黎颖治, 李明明, 胡德礼, 黎忠. 2012. 粤北铅锌矿区土壤生态系统微生物特征及其重金属含量. 水土保持学报, 26(4): 221-225
- 孙锐, 舒帆, 郝伟, 李丽, 孙卫玲. 2011. 典型 Pb/Zn 矿区土壤重金属污染特征与 Pb 同位素源解析. 环境科学, 32(4): 1146-1153
- 吴迪, 邓琴, 秦樊鑫, 吴坤, 李存雄, 罗充, 孟忠常. 2012. 铅锌矿区农作物果实中重金属的含量及其食用安全性评价. 西南农业学报, 25(3): 954-957
- 吴迪, 杨秀珍, 李存雄, 周超, 秦樊鑫. 2013. 贵州典型铅锌矿区水稻土壤和水中重金属含量及健康风险评估. 农业环境科学学报, 32(10): 1992-1998
- 杨胜香, 袁志忠, 李朝阳, 龙华, 唐文杰. 2012. 湘西花垣矿区土壤重金属污染及其生物有效性. 环境科学, 33(5): 1718-1724
- 杨元根, 刘丛强, 张国平, 吴攀, 朱维晃. 2003. 铅锌矿山开发导致的重金属在环境介质中的积累. 矿物岩石地球化学通报, 22(4): 305-309
- 朱光旭, 肖化云, 郭庆军, 张忠义, 杨曦, 孔静. 2017. 铅锌尾矿污染区 3 种菊科植物体内重金属的亚细胞分布和化学形态特征. 环境科学, 38(7): 3054-3060
- 邹小冷, 祖艳群, 李元, 湛方栋. 2014. 云南某铅锌矿区周边农田土壤 Cd、Pb 分布特征及风险评估. 农业环境科学学报, 33(11): 2143-2148

(本文责任编辑:刘莹;英文审校:肖保华)

(上接第 1217 页)

- 张朝锋, 史强林, 张玲娟. 2018. 青藏高原新生代岩浆活动与地热关系探讨. 中国地质调查, 5(2): 18-24
- 张燕, 程顺有, 赵炳坤, 董云鹏, 韩革命, 张明华, 杨亚斌, 崔丽艳. 2013. 青藏高原构造结构特点: 新重力异常成果的启示. 地球物理学报, 56(4): 1369-1380
- 张燕飞. 2016. 藏-滇地热系统典型元素分布与物源研究. 博士学位论文. 南京: 河海大学
- 赵平, 金建, 张海政, 多吉, 梁廷立. 1998. 西藏羊八井地热田热水的化学组成. 地质科学, 33(1): 61-72
- 赵平, 谢鄂军. 2002. 西藏地热气体的地球化学特征及其地质意义. 岩石学报, 18(4): 539-550
- 赵元艺, 樊兴涛, 韩景仪, 邓坚, 赵希涛. 2009. 西藏谷露热泉型铈矿床地质地球化学特征与成矿作用. 地质通报, 28(7): 933-954
- 赵元艺, 聂凤军, 侯增谦, 李振清, 赵希涛, 马志邦. 2007. 西藏搭格架热泉型铈矿床地球化学. 矿床地质, 26(2): 163-174
- 赵元艺, 赵希涛, 马志邦, 邓坚. 2010. 西藏谷露热泉型铈矿床年代学及意义. 地质学报, 84(2): 211-220
- 赵元艺, 赵希涛, 马志邦. 2006. 西藏搭格架热泉型铈矿床年代学研究. 岩石学报, 22(3): 717-724
- 郑绵平, 王秋霞, 多吉, 刘杰, 平措旺杰, 张苏春. 1995. 水热成矿新类型: 西藏铈硅华矿床. 北京: 地质出版社
- 郑绵平. 2001. 论中国盐湖. 矿床地质, 20(2): 181-189, 128
- 朱黎宽, 顾雪祥, 李关清, 章永梅, 程文斌, 卞孝东. 2012. 藏南扎西康铅锌锡多金属矿床流体包裹体研究及地质意义. 现代地质, 26(3): 453-463

(本文责任编辑:刘莹;英文审校:肖保华)