岩溶山区磷石膏堆场重金属迁移对耕地质量的影响及污染风险管控

王 萍[1], 刘 静[1], 朱 健[2], 李筑江[1], 田茂苑[1], 张 旺[1]

(1. 贵州省农业资源环境管理站, 贵州 贵阳 550001; 2. 贵州大学 环境与资源研究所, 贵州 贵阳 550025)

摘 要: [目的] 探讨磷石膏堆场周边耕地土壤重金属含量的变化、成因及污染风险,为磷化工产业可持续发展及水土环境重金属污染的治理提供科学依据。[方法] 通过对贵州省中部磷石膏堆场进行实地调查与采样开展分析和研究。[结果] 磷石膏堆场排水、侵蚀冲沟水及洼地积水中 Cd,Hg,As 的含量都超过农田灌溉水质一类标准(水作)水质限值,特别是 Cd。在磷石膏堆场周边 50～300 m 范围内,玉米地、蔬菜地、水稻土中 Cd 的含量分别超过农用地土壤污染风险筛选值的 4.87～9.43 倍、8.83～19.13 倍和 3.83～13.42 倍,堆场周边旱作土主要是 Cd,As,Zn 的污染风险,而水稻土则主要是 Cd,As,Hg,Zn 的污染风险;大部分蔬菜地土壤和水稻土中 Cd 的含量超过农用地土壤污染风险管控值。[结论] 天然降雨对露天磷石膏堆场产生的侵蚀及淋溶作用是重金属迁移的主要原因,在地表水流方向上耕地重金属污染风险随着堆场距离的增加而逐步减小。兴修排灌设施及调整种植结构是减少磷石膏堆场周边耕地重金属污染的有效途径。

关键词: 磷石膏堆场; 土壤; 水; 重金属; 污染风险

文献标识码: A **文章编号**: 1000-288X(2019)04-0294-06 **中图分类号**: X53

文献参数: 王萍, 刘静, 朱健, 等. 岩溶山区磷石膏堆场重金属迁移对耕地质量的影响及污染风险管控[J]. 水土保持通报, 2019, 39(4): 294-299. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2019.04.046; Wang Ping, Liu Jing, Zhu Jian, et al. Impacts of heavy metal migration on quality of cultivated land and control of pollution risk in phosphogypsum yard in karst mountain area[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019, 39(4): 294-299.

Impacts of Heavy Metal Migration on Quality of Cultivated Land and Control of Pollution Risk in Phosphogypsum Yard in Karst Mountain Area

Wang Ping[1], Liu Jing[1], Zhu Jian[2], Li Zhujiang[1], Tian Maoyuan[1], Zhang Wang[1]

(1. *Agricultural Resources and Environmental Management Station of Guizhou Province, Guiyang, Guizhou* 550001, *China*; 2. *Environment and Resource Institute of Guizhou University, Guiyang, Guizhou* 550025, *China*)

Abstract: [Objective] The content changes, cause and pollution risk of heavy metals in cultivated land around phosphogypsum yard were studied in order to provide scientific basis for sustainable development of phosphate industry and remidiation of water or soil heavy metal pollution. [Methods] Researches and analyses were carried out by field investigation and sampling of the phosphogypsum yard in Central Guizhou Province. [Results] The the contents of Cd, Hg and As in the drainage of phosphogypsum yard, erosion gully water and shoal water were exceeded the water quality limit of farmland irrigation water quality, especially Cd. In the range of 50～300 m around the phosphogypsum yard, the content of Cd in corn field, vegetable field and paddy soil were respectively exceeded 4.87～9.43 times, 8.83～19.13 times and 3.83～13.42 times of the soil pollution risk screening value of agricultural land. The dry soil around the yard was mainly the pollution risk of Cd, As and Zn, while the paddy soil was mainly the pollution risk of Cd, As, Hg and Zn. The content

收稿日期: 2019-03-27 **修回日期**: 2019-05-21

资助项目: 国家自然科学基金委员会—贵州省人民政府喀斯特科学研究中心项目"喀斯特地区重金属污染过程与防控机制研究"(U1612442-3); 贵州省科技计划项目"磷石膏改性植生基质规模化利用关键技术及应用研究"(黔科合支撑[2019]2864 号)

第一作者: 王萍(1981—),女(汉族),重庆市人,硕士,高级农艺师,主要从事土壤重金属污染方面的研究。E-mail: 45940970@qq.com。

通讯作者: 朱健(1981—),男(汉族),四川省宜宾县人,博士,高级实验师,主要从事土壤污染与修复方面的研究。E-mail: zhujian2009@126.com。

of Cd in most vegetable soils and paddy soils exceeds the control value of soil pollution risk in agricultural land. [Conclusion] The erosion and leaching of natural rainfall on the phosphogypsum yard was the main reason for the migration of heavy metals. In the direction of surface water flow, the risk of heavy metal pollution in cultivated land gradually decreases with the increase of the distance of the yard. The improvement of irrigation and drainage facilities and the adjustment of planting structure were effective ways to reduce heavy metal pollution in cultivated land around the phosphogypsum yard.

Keywords: phosphogypsum yard; soil; water; heavy metals; pollution risk

我国磷资源主要集中在云南、贵州、湖北和四川省等地,贵州省磷矿累计查明资源量达 2.00×10^9 t,占全国资源储量的 25%,而且占富矿储量的 36%[1-2]。随着国民经济发展和农业对磷肥的需求持续增长,我国磷肥工业发展迅速,磷肥产量不断递增,到 2016 年底,我国磷肥总产能(P_2O_5)为 2.47×10^7 t,贵州省高浓度磷肥年加工能力(P_2O_5)已达 1.00×10^6 t,2018 年 1—7 月贵州省磷肥产量为 2.01×10^6 t,同比增长 1.3%[1-2]。磷化工已成为贵州省未来发展的优势产业。磷肥的生产以磷矿石为原料,磷矿石除含有营养元素磷、钾、钙、锰、锌和硼等以外,同时也含有害物质砷、镉、铬和氟,特别是镉含量高[3-4]。在湿法磷酸生产中副产大量的磷石膏(通常 1 t P_2O_5 湿法磷酸副产 4.5～5.0 t 磷石膏),目前贵州省年排放磷石膏在 1.50×10^7 t[1-2]。磷石膏堆放过程中有害物质的迁移,会对堆场周边的地表水及地下水质量产生明显的影响[5-8]。目前对磷石膏堆场渗滤水的磷、氟污染已开展较多的研究工作,查学芳等[8]研究表明,地下水中特征污染物为 TP,SO_4^{2-} 和 F^-,而水体重金属元素(Fe,Mn,Cu,Pb,Zn,Cr,Ni,As)中存在 Fe,Mn 污染。李佳宣等[9]调查研究表明,磷石膏堆放使得周边土壤耕作层中 Zn,Cd,As,Cu,Pb,Hg 等重金属出现较大的累积,特别是 Cd,Cu 和 Zn。钟贵江等[10]对磷石膏堆场周边 50～200 m 内的水稻土进行调查,土壤中总镉含量达 1.14～2.86 mg/kg,土壤样品均超过土壤环境质量标准(GB15618-1995)。此外,磷石膏基质生长的作物也存在重金属污染的风险[11-13]。可见,磷石膏堆场周边出现较明显的土壤重金属污染,目前对磷石膏堆场重金属的迁移特征及其生态环境影响还缺乏深入的研究。因而,系统地研究磷石膏堆放过程中重金属的迁移特点及其环境影响,对磷化工产业园水土环境污染的诊断、污染过程控制与污染环境治理有重要的理论指导意义。本文以贵州省开阳磷化工基地磷石膏堆场为研究对象,通过实地调查与采样分析,探讨磷石膏堆场周边耕地土壤重金属含量的变化、成因及污染风险,为磷化工产业可持续发展及水土环境重金属污染的治理提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　调查区的自然概况

研究区地处贵州省开阳县小寨坝,岩溶低山地貌,海拔在 1 100～1 200 m 之间,属亚热带季风性湿润气候,年降雨量一般在 1 100～1 300 mm,降雨主要集中在 5—8 月,年平均气温在 10.2～15.7 ℃之间,四季分明。该区域磷矿石储量达 6.00×10^8 t,P_2O_5 含量在 33.31%～36.77%之间,属优质富矿。调查区土壤为碳酸盐岩发育的石灰土,植被以次生阔叶林和灌木林为主。农业以旱作为主,主要种植玉米、油菜、蔬菜等,局部低洼地段种植水稻。

1.2　磷石膏样品采集

该磷石膏堆场已使用多年,堆体逐年扩大,厚度达 100 m,磷石膏样品采集在同一磷石膏堆场的堆体上、中、下地段按不同堆放时间(一个月内堆放、1～2 a 堆放、2～3 a 堆放)采集磷石膏堆表层(深度 30—50 cm)混合样品 3 个。

1.3　水体样品的采集

以同一磷石膏堆场为中心,呈辐射状和等高线状布点,在距堆场 50—300 m 范围内,根据磷石膏堆场地表径流、冲沟流水及入田灌溉水的走向,沿水流方向在坡面从上至下依次分别对堆场沟渠排水、侵蚀冲沟流水及洼地积水进行调查,采集了距离磷石膏堆场 50—100,100—200,200—300 m 范围内的堆场沟渠排水、侵蚀冲沟流水及洼地积水的样品共 9 个。同时,选择距磷石膏堆场 500 m 以外(未受磷石膏堆场影响)的侵蚀冲沟流水为对照,在 500—700,700—900,900—1 100 m范围内分别采集了水样。采集的水样带回实验室用 0.45 μm 滤膜过滤后存放冰箱备用。

1.4　土壤样品的采集

以同一磷石膏堆场为中心,呈辐射状和等高线状布点,在距堆场 50—400 m 范围内,根据作物种植方式(玉米、蔬菜、水稻),按土壤污染程度(分别距离磷石膏堆场 50—100,100—200,200—300,300—400 m)进行土壤采样,采集了磷石膏堆放场周边不同污染程度的玉米地、蔬菜地及水稻田表层土壤混合样品

(0—20 cm)共 12 个。同时,选择距磷石膏堆场 500 m 以外(未受磷石膏堆场影响)的灌木林土壤为对照,在 500—600,600—700,700—800,800—900 m 范围内分别采集了表层土壤(0—20 cm 深度)混合样品。将所采样品装于布袋中,带回实验室自然风干。采用四分法取 200 g 左右的样品,用瓷质研钵磨碎后过 250 μm 和 150 μm 的尼龙筛,保存于磨口玻璃瓶中待用。

1.5 重金属含量的测定方法

采用固体废物浸出毒性浸出方法测定磷石膏浸出液中重金属含量[14]。按国标分析方法(GB3838-2002)对水样进行重金属测定。土壤重金属全量分析以 HNO_3-HF-$HClO_4$ 混合分解法消解样品,制成待测液后测定重金属含量。水样及待测液中 Cu,Zn,Cr,Pb,Cd 和 Cr 采用电感耦合等离子质谱法(ICP-MS)分析,As,Hg 采用原子荧光光谱法(ASF)分析。

2 结果与分析

2.1 磷石膏堆场重金属迁移特点及其生态环境影响

从表 1 可见,不同堆放时间的磷石膏中 Cd,Hg 含量分别达 4.04～9.32,1.42～2.07 mg/kg,是主要的污染元素,且含量随着储存时间的增加而减少。这与四川宏达磷石膏中 Cd,U 元素为主要污染元素的分布特征不同[15]。磷石膏浸出液中 Cd,Hg,As 的含量分别达 0.175～0.304,0.103～0.271 和 0.003 2～0.006 4 mg/L,其含量分别是农田灌溉水质标准一类水质限值的 34.0～59.8 倍、3.2～6.4 倍、1.1～4.4 倍;浸出液中 Cu,Zn,Pb,Cr 的含量分别为 0.183～0.325,0.739～0.962,0.280～0.806,0.416～0.784 mg/L;这些重金属元素的含量水平均超过农田灌溉水质标准限值。调查区年降雨量较大,且集中在 5—8 月,季节性集中降雨的直接作用造成磷石膏中重金属以堆场为源头,通过地表径流及渗透水、堆场排水的形式逐级向下扩散。从表 1 也可看出,磷石膏堆场排水中 Cd,Hg,Pb,As 的含量分别是农田灌溉水质一类标准(水作)水质限值的 13.8～26.2 倍、24.0～35.0 倍、1.5～1.9 倍和 1.4～1.8 倍。因而,天然降雨对磷石膏堆场产生的侵蚀作用及淋溶作用是磷石膏中重金属迁移的主要原因,形成的地表径流、侵蚀冲沟流水、堆场排水携带磷石膏颗粒及溶解性的重金属离子,这些地表流水直接流入溪沟、农田或引水灌溉后,Cd,Hg,Pb,As 等重金属元素的不断累积,从而明显影响堆场周边的生态环境质量。

表 1 磷石膏及其浸出液主要重金属含量的变化 mg/L

磷石膏类型	Cu 含量	Zn 含量	Pb 含量	Cr 含量	Cd 含量	As 含量	Hg 含量
一个月内堆放磷石膏	29.25	357.78	54.01	61.24	9.32	19.32	2.07
堆放 1～2 a 磷石膏	18.92	241.99	36.81	52.25	5.37	12.15	1.74
堆放 2～3 a 磷石膏	13.76	181.64	27.85	32.95	4.04	9.06	1.42
新堆放磷石膏浸出液	0.325	0.962	0.806	0.784	0.304	0.271	0.006 4
1～2 a 磷石膏浸出液	0.292	0.845	0.542	0.625	0.282	0.195	0.004 9
2～3 a 磷石膏浸出液	0.183	0.739	0.280	0.416	0.175	0.103	0.003 2
50—100 m 处堆场沟渠排水	0.135	0.421	0.165	0.075	0.131	0.091	0.003 5
100—200 m 处堆场沟渠排水	0.091	0.334	0.192	0.082	0.104	0.068	0.002 4
200—300 m 处堆场沟渠排水	0.024	0.220	0.148	0.060	0.069	0.075	0.002 8
农田灌溉水质标准(水作)	≤1.0	≤2.0	≤0.1	≤0.1	≤0.005	≤0.05	≤0.001
农田灌溉水质标准(旱作)						≤0.1	

2.2 磷石膏堆场周边地表水体重金属浓度的变化

调查区磷石膏堆场周边的地表水体主要是雨季的侵蚀冲沟流水及洼地积水,其来源主要是降雨产生的地表径流及堆场渗透水。

由表 2 可见,磷石膏堆场外围冲沟水 pH 值为 7.68～7.94,但堆场周边侵蚀冲沟水及洼地积水 pH 值在 6.12～7.01,水体酸度出现不同程度的增加。磷石膏堆场周边雨季冲沟水及洼地积水 Cu,Zn 的浓度范围分别为 0.069～0.098 mg/L 和 0.039～0.156 mg/L;Pb,Cr 的浓度范围分别为 0.049～0.090,0.009～0.047 mg/L;Cd,As,Hg 的浓度范围分别为 0.039～0.077,0.056～0.076,0.001 2～0.002 1 mg/L。受磷石膏堆场地表径流及排水携带重金属的影响,堆场周边水体重金属含量出现明显的增加;与磷石膏堆场外围冲沟水相比,堆场周边雨季冲沟水 Cu,Zn,Pb,Cr 的平均含量分别增加了4.07,0.41,4.42,4.83 倍,而 Cd,As,Hg 的平均浓度分别提高了 11.80,0.21,8.50 倍。研究区污染水体中的重金属浓度显著高于四川什邡石亭江磷石膏污染水体中的重金属浓度[15]。由上文磷石膏浸出液中重金属浓度可知,研究区磷石膏污染水体中的重金属主要来源于磷石膏。

表 2　雨季磷石膏堆场周边地表水体主要重金属元素浓度的变化

水体类型	堆场距离	pH 值	重金属含量/(mg·L^{-1})						
			Cu	Zn	Pb	Cr	Cd	As	Hg
堆场外围冲沟水(对照)	500～700 m	7.80	0.014	0.045	0.012	0.004	0.004	0.019	0.000 1
	700～900 m	7.68	0.015	0.063	0.014	0.006	0.005	0.022	0.000 2
	900～1 100 m	7.94	0.013	0.091	0.011	0.007	0.006	0.044	0.000 4
	平均值	7.81	0.014	0.066	0.012	0.006	0.005	0.028	0.000 2
堆场周边侵蚀冲沟水	50～100 m	6.12	0.072	0.049	0.052	0.024	0.050	0.056	0.002 1
	100～200 m	7.01	0.069	0.094	0.057	0.047	0.064	0.064	0.001 7
	200～300 m	6.17	0.073	0.137	0.085	0.035	0.077	0.070	0.001 9
	平均值	6.43	0.071	0.093	0.065	0.035	0.064	0.062	0.001 9
堆场周边洼地积水	50～100 m	6.25	0.095	0.039	0.049	0.046	0.039	0.065	0.001 2
	100～200 m	6.90	0.087	0.081	0.075	0.009	0.054	0.076	0.001 1
	200～300 m	6.72	0.098	0.156	0.090	0.014	0.071	0.072	0.001 4
	平均值	6.62	0.093	0.092	0.071	0.023	0.056	0.071	0.001 2
地表水环境质量Ⅲ类标准		6～9	≤1.0	≤1.0	≤0.05	≤0.05	≤0.005	≤0.05	≤0.000 1
地表水环境质量Ⅴ类标准		6～9	≤1.0	≤2.0	≤0.1	≤0.1	≤0.01	≤0.1	≤0.001
农田灌溉水质标准一类(水作)		5.5～8.5	≤1.0	≤2.0	≤0.1	≤0.1	≤0.005	≤0.05	≤0.001
农田灌溉水质标准二类(旱作)		5.5～8.5						≤0.1	

以《地表水环境质量标准(GB3838-2002)》及农田灌溉水质标准(GB5084-92)对磷石膏周边的地表水体质量进行评价。在磷石膏堆场周围 50—300 m 范围内,堆场周边雨季冲沟水及洼地积水的 Cu,Zn,Pb,Cr 含量水平未超过地表水环境质量标准Ⅴ类水质或农田灌溉水质标准一类限值(水作);但 Cd,Hg 的含量水平超过地表水环境质量标准Ⅴ类水质或农田灌溉水质标准一类限值(水作),其浓度分别是农田灌溉水质标准一类水质限值的 7.8～16.4 倍、1.1～2.1 倍。此外,As 的含量水平超过农田灌溉水质标准一类限值(水作),其浓度是农田灌溉水质标准一类水质限值的 1.1～1.5 倍,但低于农田灌溉水质标准二类限值(旱作)。因而,磷石膏露天堆放过程中污染地表水体的重金属主要是 Cd,其次是 Hg,As,这些重金属元素的迁移造成附近受纳水体的质量下降。

2.3　磷石膏堆场周边耕地土壤重金属含量变化及其污染风险

从表 3 的分析数据可以看出,磷石膏堆场周边土壤主要重金属元素的含量均高于堆场外围自然土重金属元素的含量水平。Cd,As,Hg 的含量分别达 1.76～8.65,25.4～45.8,1.24～3.10 mg/kg;Pb,Cr 的浓度分别是 20.04～75.92,156.4～315.9 mg/kg;Cu,Zn 的浓度分别是 16.22～75.45,195.1～314.5 mg/kg。与磷石膏堆场外围自然土相比,磷石膏堆放场周边耕地土壤中 Cd,As,Hg 的平均浓度分别增加了 2.01～6.04 倍、0.81～1.25 倍和 1.48～2.04 倍;而 Cu,Zn,Pb,Cr 的平均浓度分别提高了 0.89～2.52 倍、0.37～0.44 倍、1.03～1.75 倍和 0.24～0.70 倍。可见,磷石膏堆场周边重金属浓度较高的地表水体进入农田后,耕地土壤的 Cd 发生明显累积,其次是 Hg,再次是 Cu,Pb,As;而土壤中 Zn,Cr 的累积较小。而四川什邡的宏达磷化工厂和蓥华磷化工厂磷石膏堆场周边的污染农田土壤中主要是 Cd,Cu,Zn,Pb 超标[16],这与本研究区磷石膏污染土壤中重金属的分布特征不同。其主要原因为磷矿石中的重金属含量分布差异所导致。

调查区土壤为碳酸盐岩发育的石灰土,自然土壤 pH 值为 7.58～8.01;但磷石膏堆场周边旱地、水稻土的 pH 值分别为 6.25～7.60 和 6.85～7.57。以《土壤环境质量:农用地土壤污染风险管控标准(GB15618-2018)(试行)》对磷石膏堆放场周边耕地土壤重金属含量水平进行污染风险评价。由表 2 可知,磷石膏堆场周边玉米地、蔬菜地土壤中 Cd 的含量分别超过农用地土壤污染风险筛选值的 4.87～9.43 倍、8.83～19.13 倍,而水稻土中 Cd 的含量超过农用地土壤污染风险筛选值的 3.83～13.42 倍;而且大部分蔬菜地土壤和水稻土中 Cd 的含量超过农用地土壤污染风险管控值(3 mg/kg)。磷石膏堆场周边玉米地、蔬菜地土壤中 Hg 的平均含量均未超过农用地土壤污染风险筛选值,但水稻土中 Hg 的含量超过农用地土壤污染风险筛选值的 2.08～4.17 倍。磷石膏堆场周边玉米地、蔬菜地土壤中 As 的含量分别是农用地土壤污染风险筛选值的 0.85～1.07 倍、0.92～1.53 倍,而水稻土中 As 的含量是农用地土壤污染风险筛选

值的 0.95～1.62 倍。此外，磷石膏堆场周边玉米地、蔬菜地 Zn 含量分别是农用地土壤污染风险筛选值的 0.82～1.20 倍、0.85～1.26 倍，而水稻土中 Zn 的含量是农用地土壤污染风险筛选值的 0.78～1.19倍。但是，磷石膏堆场周边玉米地、蔬菜地及水稻田土壤中 Cu，Pb 的含量都未超过农用地土壤污染风险筛选值。

李佳宣等研究表明[9]，磷石膏堆周围土壤中已检测出 Zn，As，Cu，Pb，Cd，Hg 等重金属元素，且各元素的检出率均为 100%，其中 Cd 平均含量超过土壤质量三级标准，Cu 和 Zn 超过二级标准，超标的土样主要位于距离磷石膏堆较近处。因此，磷石膏堆场周边旱作土主要是 Cd，As，Zn 污染风险，而水稻土则主要是 Cd，As，Hg，Zn 的污染风险。

表 3 磷石膏堆场周边耕地土重金属含量的变化

土地利用方式	堆场距离	pH 值	重金属元素含量/(mg·L^{-1})						
			Cu	Zn	Pb	Cr	Cd	As	Hg
灌木林（对照）	500～600 m	7.82	7.21	158.8	18.98	134.0	0.89	20.4	0.39
	600～700 m	8.01	16.45	212.9	16.51	182.7	0.47	16.5	0.91
	700～800 m	7.58	22.30	190.1	23.60	161.4	0.92	10.7	0.90
	800～900 m	7.75	11.67	187.4	17.48	153.3	0.81	16.0	0.87
	平均值	7.79	14.41	187.3	19.14	157.8	0.77	15.9	0.77
玉米地	50～100 m	6.76	44.61	277.1	55.60	190.5	3.13	32.0	2.37
	100～200 m	6.25	34.01	298.8	75.92	204.2	2.14	29.4	2.16
	200～300 m	7.52	22.16	245.0	26.16	185.9	1.76	25.4	1.24
	300～400 m	7.44	28.10	206.1	20.04	156.4	2.25	28.5	1.86
	平均值	6.99	32.22	256.8	44.43	184.2	2.32	28.8	1.91
蔬菜地	50～100 m	6.37	33.87	314.5	66.51	202.8	4.37	45.8	2.20
	100～200 m	6.93	36.45	282.8	37.85	184.2	6.04	38.1	1.91
	200～300 m	7.38	16.22	271.6	21.71	191.8	2.95	27.5	2.16
	300～400 m	7.60	22.16	212.9	29.43	196.0	3.47	31.4	1.79
	平均值	7.07	27.17	270.4	38.87	193.7	4.21	35.7	2.02
水稻田	50～100 m	6.85	75.45	296.0	55.60	279.0	6.78	40.5	3.10
	100～200 m	7.39	72.48	297.8	58.53	301.5	8.65	31.3	2.17
	200～300 m	7.57	29.25	195.1	54.00	245.6	2.90	23.7	2.23
	300～400 m	7.14	25.47	257.1	42.72	232.1	3.35	28.9	1.85
	平均值	7.24	50.66	261.5	52.71	264.5	5.42	31.1	2.34
土壤污染风险筛选值(水田)			100	250	140	300	0.6	25	0.6
土壤污染风险筛选值(其他)			100	250	120	200	0.3	30	2.4
土壤污染风险管控值，pH 值为 6.5～7.5					700	1000	3.0	120	4.0

注：表中重金属元素含量单位为 mg/kg；土壤污染风险筛选值、管控值为《土壤环境质量—农用地土壤污染风险管控标准(GB15618-2018)(试行)》中的限值。

露天磷石膏堆场在降雨的侵蚀作用及淋溶作用下，以地表径流、侵蚀冲沟流水、堆场排水形式携带磷石膏颗粒及溶解性的重金属离子直接进入农田或引水灌溉进入农田后，Cd，Hg，Pb，As 等重金属元素在土壤中不断累积，土壤污染风险逐年增加。磷石膏堆场周边旱作土及水稻土重金属含量的水平空间变化明显受堆场距离的影响，沿地表流水的方向，随着堆场距离的增加，土壤重金属污染风险逐步减少；在磷石膏堆场 300 m 范围内，旱作土或水稻土中 Cd，Hg，As 含量随着山体坡面高度的下降而逐步减少。此外，贵州岩溶山区植被条件差，土层薄，土壤环境容量较小，重金属累积容易造成土壤污染，磷石膏堆场重金属迁移对耕地质量的潜在影响不容忽视。因此，防止磷石膏堆场的地表径流及渗透水、堆场排水直接进入农田，是控制耕地土壤重金属污染的重要前提，通过兴修水利设施，提高农田排灌能力，改变串灌方式，可以明显减少磷石膏堆场周边的污染水体进入农田，是控制贵州岩溶山区磷石膏堆场周边耕地土壤重金属污染的有效途径。通过对磷石膏周边土壤进行调查及分析，大部分蔬菜地土壤和水稻土中 Cd 的含量超过农用地土壤污染风险管控值，按照我国《土壤环境质量—农用地土壤污染风险管控标准》对此类农用地用地，原则上应当采取禁止种植食用农产品、退耕还林等严格管控措施；此外，磷石膏堆场地表径流及

渗透水、堆场排水的重金属迁移对旱作土的影响小于水稻土,可以通过调整种植结构,减少水稻种植,改水作为旱作,也是减少磷石膏周边耕地重金属污染的有效途径,这方面的内容还值得深入研究。

3　结 论

(1) 天然降雨对磷石膏堆场产生的侵蚀作用及淋溶作用是磷石膏中重金属迁移的主要原因。磷石膏露天堆放过程中污染地表水体的重金属主要是 Cd,其次是 Hg,As;堆场地表径流、渗透水及排水携带这些重金属迁移进入农田,对土壤环境质量产生明显的影响。

(2) 磷石膏堆场周边旱作土主要是 Cd,As,Zn 污染风险,而水稻土则主要是 Cd,As,Hg,Zn 的污染风险。

(3) 磷石膏堆场在降雨的侵蚀作用及淋溶作用下,以地表径流、侵蚀冲沟流水、堆场排水形式携带磷石膏颗粒及溶解性的重金属离子直接进入农田或引水灌溉进入农田后,Cd,Hg,Pb,As 等重金属元素在土壤中不断累积,土壤污染风险逐年增加。磷石膏堆场周边土壤中重金属含量随距堆场距离的增加,土壤重金属污染风险逐步减少。

[参 考 文 献]

[1] 朱建国,代玉林. 贵州"十二五"磷化工产业基础与发展分析[J]. 贵州化工,2011,36(3):21-22.

[2] 袁浩,徐景轶,张薇,等. 贵州省磷化工产业发展现状及"十三五"发展思路[J]. 安徽化工,2016,42(4):16-18.

[3] 杨仲苗,王柏林. 二水法磷酸生产的污染防治[J]. 化工环保,2004,24(4):294-297.

[4] 芦苗. 磷石膏堆放对地下水影响的研究[J]. 化工环保,1989,9(2):70-75.

[5] 郑文成,贾洪彪,郭明,等. 平坝磷石膏堆场渗漏分析与污染防治对策[J]. 中国岩溶,2010,29(1):75-79.

[6] 陈敏涛,陈丽霞,熊俊. 天峰磷石膏堆场对区域水环境的影响分析[J]. 资源环境与工程,2016,30(3):454-457.

[7] 段先前,韦俊发,丁坚平. 贵州某磷石膏堆场渗漏污染评价[J]. 资源环境与工程,2008,22(2):218-221.

[8] 查学芳,覃应机,吴攀,等. 磷石膏堆场渗漏影响下岩溶地下水地球化学过程[J]. 生态学杂志,2018,37(6):1708-715.

[9] 李佳宣,施泽明,唐瑞玲,等. 磷石膏堆场对周围农田土壤重金属含量的影响[J]. 中国非金属矿工业导刊,2010,7(5):52-55.

[10] 钟贵江,徐慧孜,杨刚. 磷石膏堆场周边耕地土壤镉形态及释放潜力分析[J]. 低碳世界,2018,8(7):1-2.

[11] 王运长,李金娟,解田,等. 磷石膏改良基质中 Cd,Zn 在蔬菜内的富集和迁移特征[J]. 中国农学通报,2012,28(13):271-275.

[12] 李金娟,王运长,解田,等. 磷石膏改良基质中 As 和 F 在蔬菜内富集和迁移特征[J]. 地球与环境,2013,41(2):150-154.

[13] 向仰州,刘方. 不同草种在磷石膏基质中生长适应性[J]. 辽宁工程技术大学学报,2010,29(3):525-528.

[14] 刘锋,王琪,黄启飞,等. 固体废物浸出毒性浸出方法标准研究[J]. 环境科学研究,2008,21(6):9-15.

[15] 侯赟. 磷石膏影响区重金属地球化学特征及其赋存形态研究[D]. 四川 成都:成都理工大学,2015.

[16] 李佳宣,施泽明,唐瑞玲,等. 磷石膏堆场对周围农田土壤重金属含量的影响[J]. 中国非金属矿工业导刊,2010(5):52-55.

(上接第 260 页)

[12] 高志强,刘纪远. 我国耕地面积重心及耕地生态背景质量的动态变化[J]. 自然资源学报,1998,28(1):92-95.

[13] Mao Dazhi, Cherkauer K A. Impacts of land-use change on hydrologic responses in the Great Lakes region[J]. Journal of Hydrology, 2009,374 (1):71-82.

[14] He Yingbin, Chen Youqi, Tang Huajun, et al. Exploring spatial change and gravity center movement for ecosystem services value using a spatially explicit ecosystem services value index and gravity model[J]. Environmental Monitoring & Assessment, 2011, 175 (1/4):563-571.

[15] 段翰晨,薛娴. 基于 DEM 的科尔沁沙地沙漠化土地时空分布特征[J]. 干旱区资源与环境,2018,240(8):77-82.

[16] Pal M, Mather P M. Support vector machines for classification in remote sensing[J]. International Journal of Remote Sensing, 2005,26(5):1007-1011.