

# 中国南方某铀尾矿库周缘土壤重金属污染研究

景称心<sup>1,2,3</sup>,孔秋梅<sup>1</sup>,冯志刚<sup>1\*</sup> (1.南华大学资源环境与安全工程学院,衡阳市核燃料循环地质理论与技术重点实验室,湖南 衡阳 421001; 2.中国科学院地球化学研究所,地球内部物质高温高压实验室,贵州 贵阳 550081; 3.中国科学院大学,北京 100049)

**摘要:** 选择中国南方某铀尾矿库周边 2 条背景剖面(B1、B2)和 3 条潜在污染剖面土壤剖面(S1、S2、S3),通过比较各剖面中重金属元素分布,讨论铀尾矿库土壤中外源重金属元素的污染特征、迁移行为.研究表明:(1)相较于背景剖面,邻近铀尾矿库周缘土壤主、微量组分呈显著外源输入特征.(2)应用主成分分析铀尾矿库周缘土壤外源重金属元素来源,发现尾矿库是该地区土壤重金属污染的直接来源,并向周缘土壤输送 As、Pb、Sb、Cd、U 等重金属污染元素.(3)分析铀尾矿库周缘土壤中尾矿库源重金属元素(As、Pb、Sb、Cd、U)同主、微量组分与理化参数的关系,发现潜在污染土壤中各金属元素与 LOI(烧失量)、K、P 呈较密切相关,与 Na、Ca、Mn、pH、Fe 存在次等相关性;由重金属淋溶迁移程度可知,重金属在潜在污染剖面(S1、S2)中呈显著富集特征;各重金属横向迁出特征表明,其迁移至铀尾矿库周缘土壤具有不同的迁移方式.(4)铀尾矿库周缘近源土壤(距尾矿库 30m 左右)As、Pb、Sb、Cd、U 呈显著污染,含量远大于国家农用地土壤环境质量评价标准和所在省份土壤元素背景值,应对该尾矿库潜在风险进行及时管控.

**关键词:** 铀尾矿库; 铀矿冶地域土壤; 外源重金属; 污染特征

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2020)01-0338-12

DOI:10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2020.0039

**Heavy metal pollution in a uranium mining and metallurgy area in South China.** JING Chen-xin<sup>1,2,3</sup>, KONG Qiu-mei<sup>1</sup>, FENG Zhi-gang<sup>1\*</sup> (1.Hengyang Key Laboratory of Geological Theory and Technology for the Nuclear Fuel Cycle, School of Resources, Environment and Safety Engineering, University of South China, Hengyang 421001, China; 2.Laboratory of High Temperature and High Pressure of Internal Matter, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 55008, China; 3.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). *China Environmental Science*, 2020,40(1): 338~349

**Abstract:** Two background profiles (B1, B2) and three potentially polluted profiles (S1, S2, S3) around a uranium tailings pond in South China were selected. The characteristics and behaviors of exogenous heavy metal pollution in the soil of uranium tailings pond were discussed by comparing the distributions of heavy metal elements in each profile. Results showed that: (1) Compared with the background profile, the main and minor components in the soil adjacent to the uranium tailings reservoir were significantly input. (2) The tailings pond was the direct source of soil heavy metal pollution in the area, and the heavy metals such as As, Pb, Sb, Cd and U were transported to the peripheral soil, as shown in PCA. (3) The metal elements in potential polluted soil were closely related to LOI (loss on ignition), K and P, and have secondary correlation with Na, CA, Mn, pH and Fe. Heavy metals were significantly enriched in potential polluted profile (S1 and S2) according to the leaching and migration degree of heavy metals. From the tailings pond to its surrounding soil, the lateral migration characteristics of the heavy metals were different. (4) The potential risks of the tailings pond should be controlled because from tailings pond to its surrounding soil 30m, As, Pb, Sb, Cd and U were significantly polluted, and their contents exceed much larger than the agricultural land soil pollution risk control standards and the background value of the soil elements specified in the provincial level.

**Key words:** uranium tailings pond; uranium mining and smelting soil; exogenous heavy metals; pollution characteristics

铀尾矿库受到外界环境强烈扰动,如气候变化、人类活动等,其稳定性会遭受显著破坏.其中,危害性较大的是铀尾矿库内铀冶尾砂迁移至周缘土壤对其理化性质的强烈改造.如今,铀尾矿库污染其周缘土壤已得到多方证实,且讨论集中于“尾矿库内铀尾砂的迁移”和“迁移过程中尾砂所含放射性元素、重金属元素的扩散与累计”两个方面.综合考虑“铀冶尾砂的迁移”,主要以随大气迁移<sup>[1-2]</sup>、雨水淋溶迁移<sup>[3]</sup>、在地下水系中迁移<sup>[4-5]</sup>、人类活动搬运<sup>[6]</sup>等方式进行,因此在多种迁移方式单一或综合作用下

造成“铀尾砂所含放射性元素、重金属元素的扩散”,致使铀尾矿库周边土壤放射性元素、重金属含量累计增加,从而显著影响铀尾矿库附近居民的饮水、耕种等日常活动.已有统计表明,铀尾矿库周缘耕地中重金属含量比环境背景值高几倍到几十倍不等,且因重金属元素活性,可以在其周缘土壤迁移较长远

收稿日期: 2019-06-27

基金项目: 2018 年度南华大学大学生研究性学习和创新性实验计划校级项目(2018XJXZ062);2016 南华大学年度核资源与环境大学生创新训练中心“大学生研究性学习和创新性实验计划项目”校级项目

\* 责任作者, 博士, 教授, feng\_zg@sina.com

的距离<sup>[7]</sup>。因此,富含重金属的铀尾矿现已成为污染尾矿库周缘土壤的重大隐患,会对其附近生活居民的健康产生严重危害<sup>[8-10]</sup>。据不完全统计,我国现存的铀废石场和尾矿库等固体废物堆存场地约 200 多处,其中尾矿量约 300 多万 t,大多分布在人烟稠密的湘、赣、粤地区,这些地区人口密度大、年平均气温高、雨量充沛,多与村庄相邻,仅有少数地处人烟稀少、干旱少雨的地区<sup>[11-15]</sup>。

中国南方某铀尾矿库于 1958 年 8 月基建,1963 年 11 月正式建成投入使用至 1994 年,共运行 31a,主要用于贮存处理后废弃的尾矿砂和废水,是目前铀矿冶系统最大的放射性污染源<sup>[16]</sup>。当前对该铀尾矿库的研究主要集中在铀尾矿库周缘放射性土壤环境评价、铀尾矿库放射性核素铀等在周缘土壤的赋存、迁移等<sup>[17-19]</sup>和周缘土壤中重金属污染程度及其风险评价<sup>[20-22]</sup>。其中,梁连东等<sup>[17]</sup>对中国南方某铀尾矿库中铀的赋存状况及其活性研究,表明铀尾矿库中的活性铀(42.42%)是可被浸出的部分,对环境的潜在威胁比较大;而惰性铀(57.58%)是相对稳定的形态,对环境潜在威胁较小。孔秋梅等<sup>[18]</sup>对中国南方某铀尾矿库周边土壤外源铀输入机制研究,表明铀尾矿库对周边土壤已产生了铀污染;遭受重度铀污染的土壤剖面主要为含有残余铀尾砂的机械混入和以水溶态的  $UO_2^{2+}$  形式从铀尾矿库渗流到土壤中,并且主要以专性吸附的方式赋存在土壤基质上。上述研究多以单元素铀为研究对象,分析铀尾矿库中铀污染的原因及影响因素;或仅对区内重金属污染进行评价,不涉及重金属迁移过程中污染特征及行为的研究。

本文以中国南方某铀尾矿库周缘 3 条潜在污染的农业土壤剖面作为研究对象,与 2 条未受污染的背景剖面及铀尾砂样品中重金属元素的地球化学特征进行对比论证,说明尾矿库周缘土壤中主微量组分外源输入特征、外源重金属来源、迁移行为和特征及潜在危害性,为中国南方某铀尾矿库的潜在风险管控提供建议。

## 1 方法

### 1.1 区域概况

中国南方某铀尾矿库位于低山丘陵地貌经剥蚀堆积形成的近南北向延伸的凹地内。该区域属中

亚热带大陆性季风湿润气候,春秋季节较为凉爽,春季更加湿润;夏季极为炎热,且较为潮湿;冬季冷凉微潮,偶有低温雨雪。年平均气温 18.9℃,年平均降水量 1557mm,年平均风速为 1.8m/s,年主导风向为东北风<sup>[23]</sup>。四季分明,雨量充沛,化学风化作用强烈。

据区域水文地质调查,研究区主要分布有 X 江及其支流 L 水。X 江在研究区内,开口向东,呈“Ω”型,环绕流过 R 厂铀水冶尾矿库的南、西、北方向。湘江枯水期通常出现在每年的 1 月份,区内最小降水量期为每年 9 月。丰水期时地表水大量补给地下水,枯水期时地下水排泄于地表水。铀尾矿库区内地表水水文特征主要可以归纳如下<sup>[4]</sup>:(1)河流流量的变化大体与季节变化相一致,X 江地表水径流量大,水体分布均匀。(2)丰水期地表水补给地下水,枯水期地下水补给地表水,形成互相补给形式。

该尾矿库属平地型大型铀尾矿库,尾砂堆存量大( $2 \times 10^7$ t)、成滩面面积广(约  $1.47 \text{ km}^2$ )、共由 9 个坝段与 3 个山丘围栏而成的<sup>[24]</sup>。于 20 世纪 60 年代建,至 90 年代退役,曾进行长达 30 多年的运营<sup>[25]</sup>。尾矿库滩面,大部分裸露于大气环境,植被发育程度一般。尾矿库的周缘,分布有成片的农田,种植有各种农作物。区内广泛出露有基岩白垩系紫色砂质页岩,经风化剥蚀后发育为 1m 左右或者更薄的紫色土壤。

如图 1 所示,研究区域地形由于长期铀矿冶尾矿渣堆积存放,较四周围低海拔区呈明显隆起状态,平均高程大约 90m,而其四周低海拔区域平均高程仅为 70~75m,此类地形特征为尾矿库内铀废尾矿渣传播提供了有力条件。

### 1.2 样品采集

在研究区域采集 5 条紫色土剖面,其中 2 条剖面视作区域上的背景剖面,编号为 B1 和 B2。如图 1 所示,背景剖面(B1、B2)样品采自铀尾矿库坝体附近小山丘上,相距约 200m,其上生长着灌木,在研究区域(平均高程约 90m)中属地势高处,高程均大于 100m,可以认为是未受人类扰动的原位土壤剖面。另外 3 条剖面采自尾矿库以南的旱作农田中,采样时节生长着玉米青苗,视作潜在铀污染土壤,与尾矿库的距离由近及远为 10,30 和 120m,剖面编号分别为 S1、S2 和 S3,样品采集点分布如图 1 所示。

土壤剖面采用挖坑自上而下垂向刻槽取样的方法,对于背景剖面 B1 和 B2,铲除 5cm 厚的土壤表

层后采集,以防潜在外源物质混入;对于潜在铀污染土壤剖面 S1、S2 和 S3,直接自土壤表层向下采集.采样深度以达到土壤母质层底部(即基岩层顶部)为止.5 条剖面 B1、B2、S1、S2 和 S3 的采样深度分别为 80,80,30,140 和 120cm,共采集样品 29 件.此外,在尾矿库的滩面上随机采集 3 件铀尾砂样(W S1~W S3),每件样品重约 2kg,所有采集的样品剔除生物物质,装入可透气性布袋运回室内.

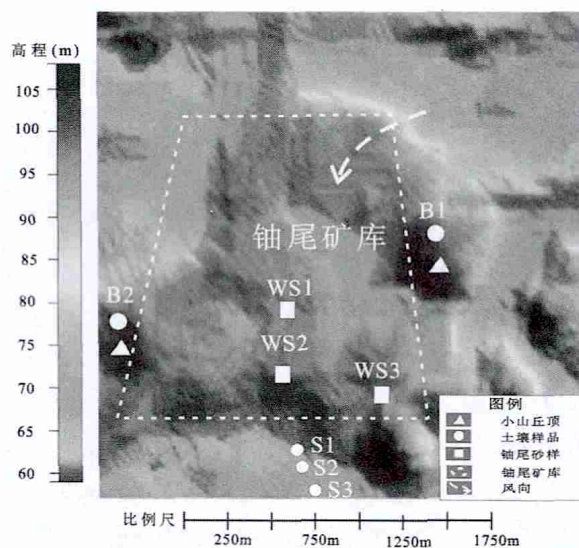


图 1 中国南方某铀尾矿库平面图及采样点位分布  
Fig.1 Plan view of a uranium tailings pond in South China and distribution of sampling points

### 1.3 样品分析及测定手段

自然风干的土壤及铀尾砂样用木棒充分碎散后通过四分法缩分,收集实验用样品量.用于成分分析的样品,土壤样用玛瑙研钵研磨,铀尾砂样用球磨机研磨,完全过 200 目分析筛后备用.样品的主量元素分析用 X-射线荧光光谱法测定,分析仪器为荷兰飞利浦公司生产的 PW2403 型 X-射线荧光光谱仪(XRF);微量元素的分析仪器为加拿大 PerkinElmer

公司生产的 ELAN DRC-e 型四级杆型电感耦合等离子体质谱仪(Q-ICP-MS).分析测试过程中,插入两件土壤标样(GSS-4、GSS-6)进行质量监控.对于主量元素,大多数元素的测定结果与推荐值之间的相对偏差<5%,MgO、CaO 的相对偏差<10%;关于本文所涉及的微量元素(Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Sb、Pb、U、Th)中,Cr、Th 的相对偏差<15%,Cd、U < 10%,其余元素<5%.

对于样品 pH 值的测定,准确称取通过上述四分法缩分的 10g 样品放入 50mL 烧杯中,以 2.5:1 的水/岩体积比加入 25mL 新鲜去离子水,充分搅拌后静置 30min,连续测定上清液 3 次,取其平均值作为样品的 pH 值.测定仪器为上海雷磁公司生产的 PHS-3C 型精密 pH 计.

上述的分析测试中,全岩样品的主、微量元素分析分别在国土资源部南昌矿产资源监督检测中心和中国科学院地球化学研究所完成,其余分析测试工作在南华大学完成.

### 1.4 数据处理方法

运用主成分分析法(PCA)对研究区域内重金属元素含量进行分析处理,并借助二维因子载荷对土壤中各污染组分进行分类划分,能够有效地判别研究区域土壤中重金属的污染来源和空间分布特征<sup>[26]</sup>.同时,使用 PCA 分析剖面中重金属元素、主量组分与理化参数的关系.相关圆用于区分土壤中与尾矿库源重金属元素相关和次相关的变量<sup>[27]</sup>.且当研究变量离圆心越远时,各研究变量与主成分之间的正、负相关系数越大<sup>[28]</sup>.并根据土壤中各研究变量性质的关系,得到土壤样品的分布,并比较其差异性.

## 2 结果与讨论

5 条土壤剖面及铀尾砂样分析结果及其他参数见表 1.

表 1 5 条土壤剖面及铀尾砂样品的主微量元素及有机质含量(OM)、风化参数以及 pH 值

Table 1 The concentrations of major and trace elements,organic matter (OM) content, weathering indices and pH values in five soil profiles and uranium tailings sand samples

样品 <sup>a)</sup> 深度(cm)	质量分数(%)													OM(%)	含量(mg/kg)										CIA <sup>d)</sup>	SiO <sub>2</sub> /R <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	pH 值	Eh (mV)
	SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TFe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>b)</sup>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	LOF <sup>c)</sup>	小计	Cr		Ni	Cu	Zn	As	Cd	Sb	Pb	U	Th					
B1-T1 5-15	60.74	1.31	19.58	8.65	0.02	0.64	0.09	0.13	1.82	0.09	6.81	99.88	0.5	105	42.5	47.3	139	26.9	0.342	3.11	26.6	4.69	20.3	89.27	4.11	4.4	403.33	
B1-T2 25-35	60.32	1.32	20.03	8.34	0.02	0.65	0.08	0.12	1.82	0.09	6.7	99.49	0.48	97.4	45.4	49.3	144	25.3	0.318	2.53	23.9	4.36	20	89.63	4.05	4.33	415.33	
B1-T3 45-55	61.11	1.34	19.81	8.21	0.02	0.63	0.07	0.13	1.81	0.09	6.79	100.01	0.37	92.8	43.4	47.9	136	24	0.23	2.51	23	4.42	20.8	89.58	4.15	4.22	421.67	
B1-T4 60-70	61.89	1.36	19.72	7.64	0.02	0.63	0.07	0.13	1.84	0.09	6.57	99.96	0.47	85	41.2	48.6	138	23.6	0.191	2.28	22.2	4.4	20.2	89.4	4.28	4.19	428.33	

续表 1

样品 <sup>a)</sup> 深度(cm)	质量分数(%)													OM(%)	含量(mg/kg)											CIA <sup>d)</sup>	SiO <sub>2</sub> /R <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	pH 值	Eh (mV)
	SiO <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	TFe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> <sup>b)</sup>	MnO	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	LOI <sup>c)</sup>	小计	Cr		Ni	Cu	Zn	As	Cd	Sb	Pb	U	Th						
B1-T5	70-80	62.04	1.37	19.79	7.39	0.02	0.63	0.07	0.13	1.85	0.09	6.63	100.01	0.4	75.1	34.1	44.7	118	18.2	0.186	1.9	19.6	3.87	18	89.39	4.3	4.24	417.33	
B2-T1	5-15	60.82	1.31	19.58	8.79	0.02	0.65	0.07	0.13	1.82	0.09	6.36	99.64	0.37	96.8	42	49.5	142	25.8	0.23	2.81	26	4.61	21.6	89.42	4.11	4.55	395.67	
B2-T2	25-35	64.02	1.33	18.77	7.33	0.02	0.63	0.09	0.12	1.82	0.08	5.68	99.89	0.37	71.4	31.9	34.9	116	17.4	0.177	1.59	19.6	4.14	18.3	88.93	4.64	4.3	407.00	
B2-T3	45-55	62.17	1.35	19.37	8.13	0.02	0.63	0.07	0.12	1.82	0.09	6.32	100.09	0.51	91.9	40.2	47.4	136	23.6	0.145	2.4	25	4.65	21.3	89.39	4.3	4.24	415.33	
B2-T4	60-70	60.51	1.34	20.13	8.18	0.02	0.65	0.07	0.13	1.84	0.09	6.65	99.61	0.53	90.7	42.9	48	137	24.9	0.215	2.53	25	4.73	22.8	89.59	4.06	4.21	416.67	
B2-T5	70-80	58.9	1.34	20.79	8.41	0.02	0.66	0.07	0.13	1.86	0.09	6.78	99.05	0.6	92.9	45.3	50.7	144	25.1	0.242	2.54	25.5	4.85	23.2	89.81	3.83	4.23	419.67	
S1-T1	0-5	69.31	0.63	12.58	7.07	0.1	0.57	0.3	0.5	2.25	0.15	6.02	99.48	1.59	46.8	41.7	56.5	283	78.8	4.99	31.3	128	92.2	13.2	76.75	6.9	5.9	357.00	
S1-T2	10-15	69.42	0.82	13.94	6.32	0.06	0.68	0.3	0.32	2.22	0.15	5.13	99.36	2.57	51.5	33.1	52.8	173	61.1	4.06	23.7	106	66.7	14.5	80.11	6.57	5.62	351.67	
S1-T3	15-20	70.77	0.97	14.65	5.63	0.03	0.7	0.21	0.24	2.17	0.14	4.35	99.86	2.34	54.4	27	50.8	130	52.6	1.74	16.2	72.3	46.4	15.6	82.39	6.6	4.65	363.67	
S1-T4	20-25	70.85	1.02	14.81	5.65	0.05	0.73	0.22	0.21	2.16	0.12	4.03	99.85	1.45	63.9	29.9	50.6	129	43.5	1.68	13.2	64.2	35.4	15	82.99	6.54	4.69	370.67	
S1-T5	25-30	71.38	0.56	11.91	5.81	0.09	0.47	0.24	0.65	2.23	0.14	6.25	99.73	1.43	39.5	26.4	41.4	170	82.9	2.99	31.3	132	83.4	13.1	75.21	7.77	4.9	366.33	
S2-T1	0-20	60.43	0.81	15.98	10.21	0.04	0.99	0.18	0.25	2.58	0.16	7.8	99.43	3.8	56.9	39.5	61.6	157	98.7	6.63	38.8	127	77.8	16.4	81.87	4.57	4.25	375.00	
S2-T2	20-40	61.77	0.93	17.76	8.75	0.02	1.23	0.14	0.19	2.95	0.13	6.2	100.07	2.53	70.7	33.3	60.7	139	75.4	4.34	24.9	102	70.1	18.4	82.49	4.5	4.09	396.33	
S2-T3	40-60	64.71	0.93	17.07	7.34	0.03	1.17	0.16	0.2	2.85	0.14	5.36	99.96	2.28	66.5	34.9	57.3	138	81.3	3.21	28.4	116	74.7	18.4	82.13	5.06	4.31	390.67	
S2-T4	60-80	63.42	0.86	16.94	7.99	0.04	1.17	0.2	0.23	2.88	0.15	6.08	99.96	2.51	60.4	34.3	56.4	137	96.6	4.85	38.4	113	83.5	17.3	81.41	4.89	4.58	379.67	
S2-T5	80-100	71.21	0.65	13.88	4.64	0.06	0.73	0.18	0.49	2.67	0.15	4.75	99.41	2.69	42	23.4	38.2	103	106	1.7	32.9	160	62.9	14.4	77.49	7.19	4.61	384.33	
S2-T6	100-120	72.4	0.66	13.55	4.53	0.1	0.79	0.18	0.46	2.71	0.13	3.51	99.02	1.56	44	26.4	42	112	104	1.28	33.8	149	59.2	13.5	77.1	7.49	4.55	403.33	
S2-T7	120-140	69.25	0.93	15.63	5.99	0.1	1.06	0.16	0.2	2.69	0.1	4.25	100.36	1.05	69	33.8	42	118	47.4	0.754	11.5	62	33.5	15.6	81.54	6.05	4.66	396.67	
S3-T1	0-10	69.55	1.15	15.67	6.32	0.04	0.72	0.12	0.12	2.06	0.13	4.29	100.17	2.75	76.9	25.2	38.6	98	28.1	0.396	3.52	37.6	6.7	16.1	85.63	6.00	4.29	393.00	
S3-T2	10-20	70.76	1.17	15.59	5.53	0.05	0.67	0.11	0.12	1.93	0.11	4.01	100.05	2.9	67.2	25.4	38.7	108	23.1	0.424	2.71	32	5.02	15.2	86.23	6.29	4.25	399.33	
S3-T3	20-40	71.25	1.18	15.08	5.62	0.04	0.65	0.09	0.12	1.9	0.11	3.93	99.97	2.16	73.2	24.7	36.8	96.6	22.6	0.449	2.43	29.5	4.77	16.1	86.16	6.49	4.03	411.67	
S3-T4	40-60	78.22	1.12	12.1	4.04	0.02	0.4	0.1	0.1	1.39	0.1	2.14	99.73	1.93	61.3	20.8	32.6	85	17.3	0.237	1.95	26.9	4.83	15.1	86.82	9.06	3.98	393.00	
S3-T5	60-80	72.2	1.2	14.76	5.26	0.02	0.6	0.1	0.12	1.83	0.12	3.54	99.75	3.34	70.6	26.5	40.8	110	22.5	0.274	3.23	40.2	6.27	16.8	86.19	6.78	3.96	383.67	
S3-T6	80-100	72.46	1.19	14.68	5.21	0.03	0.6	0.11	0.12	1.83	0.12	3.53	99.88	2.38	67	24.4	37.1	103	21.2	0.234	2.66	35.5	5.67	16.6	86.05	6.84	4.01	391.00	
S3-T7	100-120	70.34	1.14	15.05	5.89	0.03	0.65	0.15	0.12	1.95	0.15	4.27	99.74	4.06	77.6	24.6	40.2	112	26.3	0.587	3.42	47.6	8.94	16.7	85.7	6.36	4.31	370.67	
WS-1		81.93	0.18	8.95	2.21	0.05	0.1	0.21	0.65	4.25	0.05	1.38	99.96	0.55	15.1	10.3	16.1	80	222	0.393	54.7	144	36.4	18.8	59.61	13.45	4.37	—	
WS-2		85.57	0.17	6.92	2.29	0.06	0.1	0.23	0.52	3.19	0.06	0.86	99.97	0.83	25.8	19.8	12.9	83.9	234	0.707	59.7	112	45.2	12.7	59.37	17.36	4.75	—	
WS-3		83.56	0.2	7.47	1.71	0.01	0.07	0.16	0.55	3.71	0.06	1.94	99.44	0.74	17.5	10.4	9.21	50.8	168	0.513	54.6	131	41.1	12.9	58.86	16.59	4.32	408	

注:a) B1-T1~B1-T5、B2-T1~B2-T5、S1-T1~S1-T5、S2-T1~S2-T7、S3-T1~S3-T7分别代表剖面B1、B2、S1、S2、S3的土壤样品,WS-1~WS-3为铀尾砂样品;b) 以Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>表示的全铁;c) 950℃下灼烧后的烧失量;表中主、微量元素U数据来自文献[18].

## 2.1 铀尾矿库周缘土壤风化程度及外源特征

CIA 指数与硅铝铁率可以描述研究剖面的风化发育程度.化学蚀变指数  $CIA^{[29]} = [Al_2O_3 / (Al_2O_3 + K_2O + CaO^* + Na_2O)] \times 100$ ,为分子比,其中  $CaO^*$ 为硅酸盐相中的CaO,按照 McLennan<sup>[30]</sup>提议的方法校正,指示长石类硅酸盐组分风化过程中的脱盐基(K、Ca、Na)富铝化程度,其值增大则风化程度增强.  $SiO_2/R_2O_3$  为硅铝铁率,即为( $SiO_2$  物质的量)/( $Al_2O_3$  物质的量+ $Fe_2O_3$  物质的量),反映风化产物与母质相比脱铝或复硅程度,其比值增大为土壤矿物风化为脱铝铁过程,反之为脱硅富铝化过程<sup>[31]</sup>.通常认为,区域同源土壤的风化发育程度具有一致性,因此比较土壤风化程度可以探究土壤剖面的风化过程.例如,文中提到的背景剖面(B1、B2)和潜在污染剖面(S1、S2、S3)由同一套紫红色砂岩发育而来,应具有统一的风化程度,且 S1、S2、S3 为农田土壤其遭受人为

扰动大,其风化发育程度应大于 B1、B2.

由表 1 可得铀尾砂样和土壤背景剖面风化程度.铀尾砂样多为南方硬岩型铀矿经水冶后产生,具有含铀花岗岩特征.3 个尾砂样 CIA 平均值较低(59.28),为水冶浸铀后初始风化状态;硅铝铁率呈现含铀花岗岩富硅特征,具有较高值(15.80),指示低风化程度.背景剖面 CIA 值约为 90,表明该区域土壤已经历强烈风化作用;较低的硅铝铁率(平均值=4.183),代表了该区域紫红色砂岩风化成土过程中脱硅富铝化程度高,指示高风化程度.

如图 2 所示,相较背景剖面,潜在污染剖面(S1、S2、S3)硅铝铁率平均值增至 6.18,CIA 平均值降至 80.12,出现较大差异.3 条潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)的硅铝铁率及 CIA 值,均不同程度地靠近 3 个尾砂样的平均值,其中硅铝铁率值整体趋势为 B1(B2)→S2→S3→S1→尾砂样平均值呈逐渐增大;CIA 值

为 B1(B2)→S3→S2→S1→尾砂样平均值,呈逐渐减小.因此,铀尾砂样或已显著影响铀尾矿库周缘土壤

中主量组分(Si、Al、Fe、K、Ca、Na 等),致使周缘土壤中风化程度显著降低.

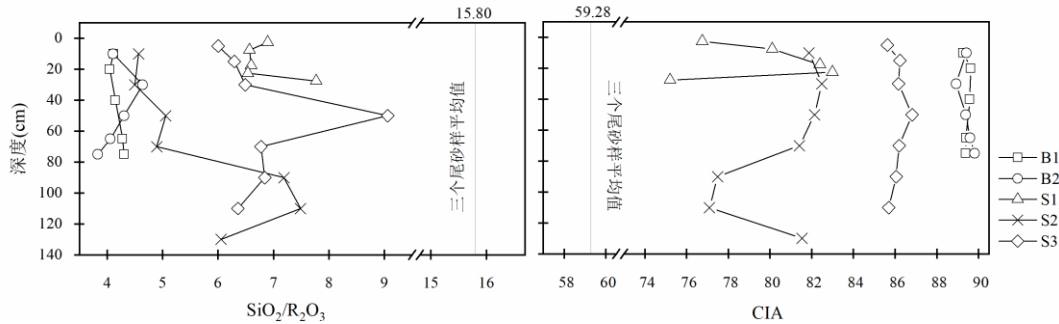


图2 背景剖面(B1、B2)、潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)的硅铝铁率及化学风化指数随深度的变化

Fig.2 The variations of SiO<sub>2</sub>/R<sub>2</sub>O<sub>3</sub> and chemical index of the alteration (CIA) of the background soil profiles (B1 and B2) and potentially contaminated soil profiles (S1, S2 and S3) as a function of depth

### 2.2 铀尾矿库周缘土壤重金属元素分布及外源输入特征

上文已分析铀尾矿库周缘土壤(S1、S2、S3)风化状态显著降低,表明尾矿库周缘土壤主量组成(Si、Al、Fe、K、Ca、Na 等)已发生较大改变.现分析周

缘土壤中微量组分,尤其通常形成环境污染的几种重金属元素 Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Pb、Sb 及放射性元素 U、Th 的含量,进一步揭示土壤中重金属元素分布及尾矿库周缘土壤的物质构成.

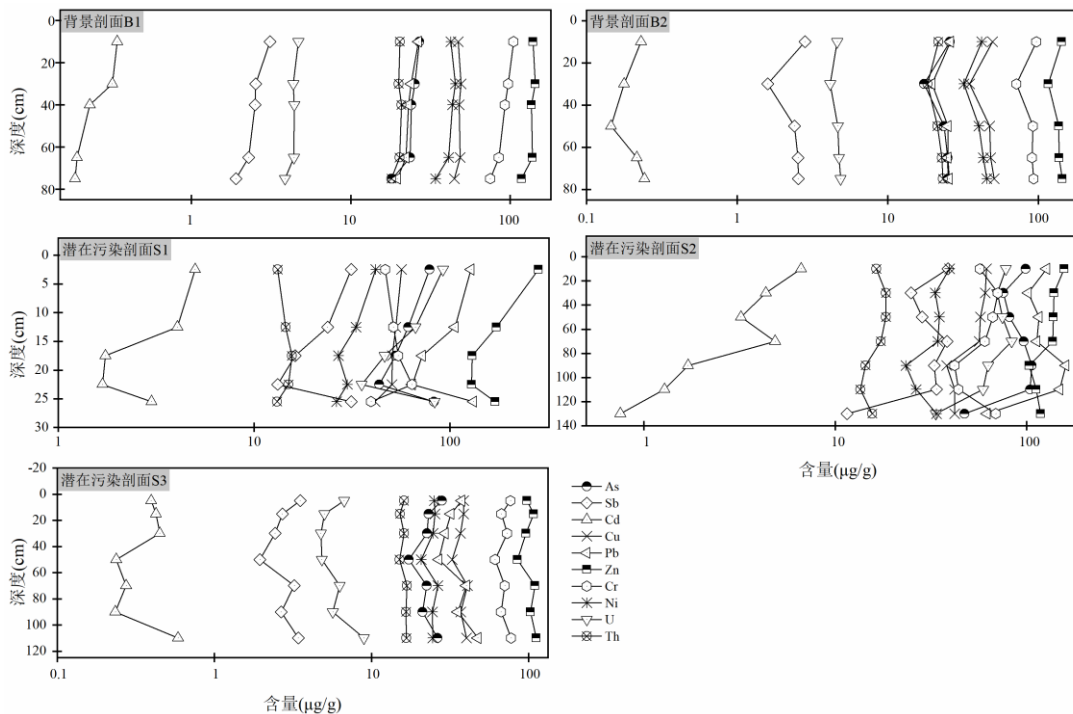


图3 背景剖面(B1、B2)、潜在铀污染土壤剖面(S1、S2、S3)中各重金属元素随深度的变化

Fig.3 The variations of the heavy metal elements in background profile (B1, B2) and potential uranium-contaminated soil profile (S1, S2, S3) as a function of depth

图3 为各重金属元素在尾矿库周缘各个土壤剖面上的变化.两个背景剖面(B1、B2)微量元素组成较为一致,各金属元素在剖面中分布稳定、均一.对于潜在污染剖面,距离尾矿库较近者(S1、S2)较距离较

远者(S3),土壤剖面中各金属元素含量发生了明显的波动,且该特征由剖面 S1→S2 呈增强,而由剖面 S2→S3 呈减弱趋势.因此,相较于背景剖面(B1、B2)与潜在污染剖面(S3),两个潜在污染剖面(S1、S2)中



部分重金属元素含量明显增高,使剖面中各金属元素相较于背景剖面(B1、B2)分布散乱,呈显著外源输入特征。

### 2.3 铀尾矿库周缘土壤外源重金属来源分析

铀尾矿库周缘近源潜在污染土壤剖面(S1、S2)主、微量组分均已发生较大改变,且部分重金属元素含量在潜在污染剖面中显著增高,使尾矿库周缘土壤潜在污染特征得到进一步证实。为揭示铀尾矿库对周缘土壤中重金属元素含量特征的影响,本文采用主成分分析法探究各金属元素与各剖面样品及尾砂样关系,得出铀尾矿库周缘土壤重金属元素的来源。

由图 4 可见,两个背景剖面(B1、B2)和远源潜在污染剖面(S3)分布在第一主成分 PC1 负半轴,各尾砂样(WS)和近源潜在污染剖面(S1、S2)分布在 PC1 正半轴,说明背景剖面(B1、B2)和远源潜在污染剖面(S3)具有较强的相关性,尾砂样(WS)和两个近源潜在污染剖面(S1、S2)之间具有较强的相关性。与此相对应的是,各研究变量 Cr、Cu、Ni、Zn、Th 分布在 PC1 负半轴,As、Cd、Pb、Sb、U 分布在 PC1 正半轴。因此,根据各研究变量在 PC1 轴分布位置,表明第一主成分包括 As、Cd、Pb、Sb、U,并结合与分析样品(S1、S2、WS)之间关系,得出铀尾矿库向近源潜在污染剖面(S1、S2)中输入重金属元素 As、Cd、Pb、Sb、U,而对远源潜在污染剖面(S3)重金属元素输入程度微弱。第二主成分 PC2 正半轴分布有 Cr、Ni、Cu、Zn、Cd、Sb、Pb、U、Th,负半轴仅分布有 As,代表了地质自然成因重金属元素来源。因尾渣样中 As 含量(平均值 208mg/kg)极高,远高于背景剖面(约 22mg/kg),故从自然成因来源中分离出来,与其他金属元素呈现出差异性。

在以往对该区域的环境调查中,除铀尾矿库外,并未有其他污染源的报道。且背景剖面(B1、B2)和同采自农田的远源潜在污染剖面(S3)各重金属元素含量的相似性,可排除农业施肥对研究土壤重金属元素组成明显地改变。同时,尾矿库尾砂样中高含量的 As、Cd、Pb、Sb、U 重金属元素,为上述元素向周缘土壤输入提供潜在条件。

综上所述,铀尾矿库已成为该地区主要污染源,向周缘土壤输送 As、Cd、Pb、Sb、U 等重金属污染物。

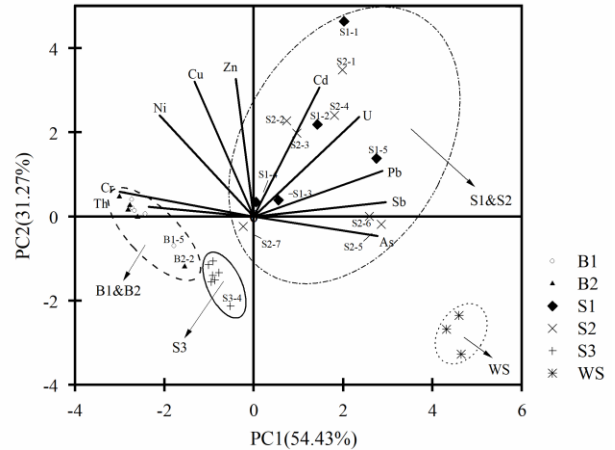


图 4 背景剖面(B1、B2)、潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)及铀尾砂(WS)中各金属元素第 1、2 主成分双标图

Fig.4 Biplot of the principal components 1 and 2 for metal elements in the background soil profiles (B1 and B2), potentially contaminated soil profiles (S1, S2 and S3) and uranium tailings sands (WS1, WS2 and WS3)

### 2.4 铀尾矿库源重金属迁移特征和行为

上文分析表明尾砂样中重金属元素已侵入铀尾矿库周缘土壤,现探究尾矿库源重金属元素(As、Cd、Pb、Sb、U)向周缘土壤的迁移特征及行为。

**2.4.1 潜在污染土壤重金属赋存特征** 通过对图 5(a)~(b)中变量及样品在第一、二主成分(贡献率已在坐标轴标出)上投影点分析,发现第一主成分 PC1 代表岩石风化成土过程相对富集的地球化学元素组成,第二主成分 PC2 代表土壤化学元素组成在深度上的特征。

图 5(a),主成分载荷图显示背景剖面(B1、B2)中 As、Cd、Pb、Sb、U 呈正相关关系,且相对密集地分布在第一主成分 PC1 正半轴,故可聚为一类。在岩石风化成土→元素相对富集过程中,Mg、Fe 与 As、Cd、Pb、Sb、U 关系相近,由此推测区域内紫红色砂岩风化成土后,尾矿库源重金属主要赋存于土壤中富含 Mg、Fe 的矿物内,如绿泥石和水化云母等<sup>[29]</sup>。图 5(b),第一主成分 PC1 显示,背景剖面 B1 各层位样品中元素相对富集程度从底土至表土呈增强,而背景剖面 B2 从底土层到中下层减弱,至表土呈富集增强的特征。图 5(a)第二主成分 PC2 显示,背景剖面(B1、B2)pH 表土较底土高,且表土 CaO 溶蚀程度较高;底土中 Eh 较高,表明整个剖面氧通量好;As、

Cd、Pb、Sb、U 及其他元素分布在土壤剖面中上、中、中下层。

因为潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)与背景剖面(B1、B2)是由同一套紫红色砂岩风化发育而来,所以图 5(c)~(d)第一、二主成分(贡献率已在坐标轴标出)与图 5(a)~(b)代表含义一致.而潜在污染土壤

剖面(S1、S2、S3)已被尾矿库尾渣侵入,故其主微量组分及理化参数均发生较大的改变.值得说明的是,潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)各样品采自农田,纵向上元素分布受人为扰动大、分布散乱,故 PC2 对剖面上元素分布的贡献率相比背景剖面(B1、B2)低。

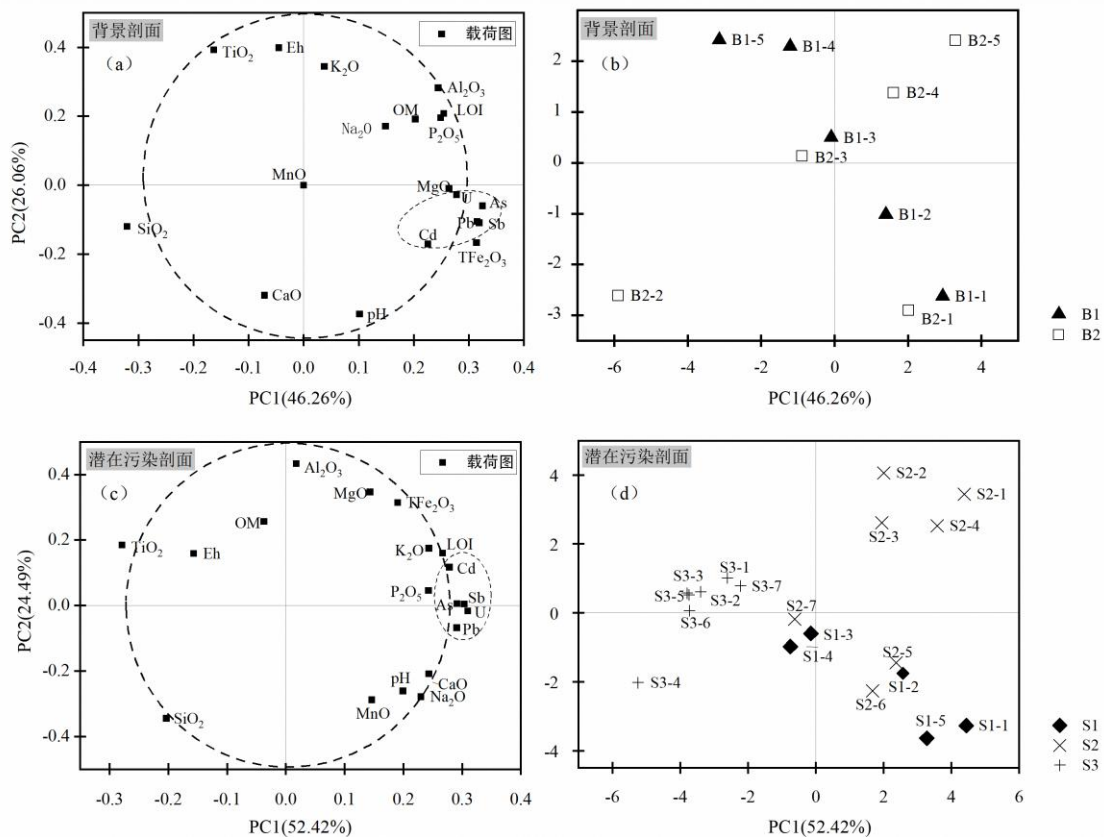


图 5 投影在 1、2 主要分量平面上的背景剖面(B1、B2)、潜在铀污染土壤剖面(S1、S2、S3)的采样层位和所研究变量的相关圆散点图

Fig.5 Correlation circle scatter plot of sampling layers of the background soil profiles (B1 and B2) and potentially contaminated soil profiles (S1, S2 and S3) projected on the principal component 1 and 2 and the studied variables

图 5(c)所示,相比背景剖面(B1、B2)重金属元素 As、Pb、Sb,尤其 Cd、U 均在潜在污染剖面(S1、S2、S3)中向 PC1 轴正向移动,即其富集程度进一步增强.同时,相比背景剖面(B1、B2),潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)中,与重金属元素 As、Pb、Sb、Cd、U 相关性较强的主量组分发生了较大改变,可得各金属元素与 LOI(烧失量)、K、P 呈较密切相关,与 Na、Ca、Mn、pH、Fe 存在次等相关性.主要原因是富含 K、Na、含有相对高含量 Ca、P、Mn、LOI 和相对低含量 Si、Fe、Mg 的尾砂样混入周缘土壤,使周缘土壤中 As、Pb、Sb、Cd、U、K、Na、Ca、

P、Mn、LOI 元素进一步富集,而 Si、Fe、Mg 平均含量降低,呈现出相对淋失状态.图 5(d)显示潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)中样品的分布特征,与上文分析结果一致,近源潜在污染剖面(S1、S2)重金属元素富集程度高,样品基本分布于 PC1 正半轴,S3 剖面样品分布于负半轴。

2.4.2 潜在污染土壤重金属元素淋溶迁移程度加布里亚克建议用迁移系数( $K_m$ )以更全面地衡量元素在剖面中淋溶迁移的程度<sup>[32]</sup>,其公式如下:

$$K_m^x = \frac{\text{任一土层或风化层的 } x/\text{Al}_2\text{O}_3}{\text{母质层(底土)的 } x/\text{Al}_2\text{O}_3} \quad (1)$$

式中: $x$  代表任何一种代入计算的化学元素; $K_m^x$  指从  $m$  到  $x$  的一系列元素,本文重点讨论重金属元素 As、Pb、Sb、Cd、U.由上式求得迁移系数,若迁移系数  $<1$ ,表明元素在土层有淋溶;若迁移系数  $>1$ ,说明该元素在土层中没有淋溶且有积累.同时,迁移系数愈小,

淋溶程度愈强;迁移系数愈大,聚集程度愈强.本文分别求得重金属元素 As、Pb、Sb、Cd、U 在背景剖面(B1、B2)和潜在污染剖面(S1、S2、S3)中的迁移系数,并通过比较,揭示各金属元素在土壤剖面垂向上的地球化学行为.

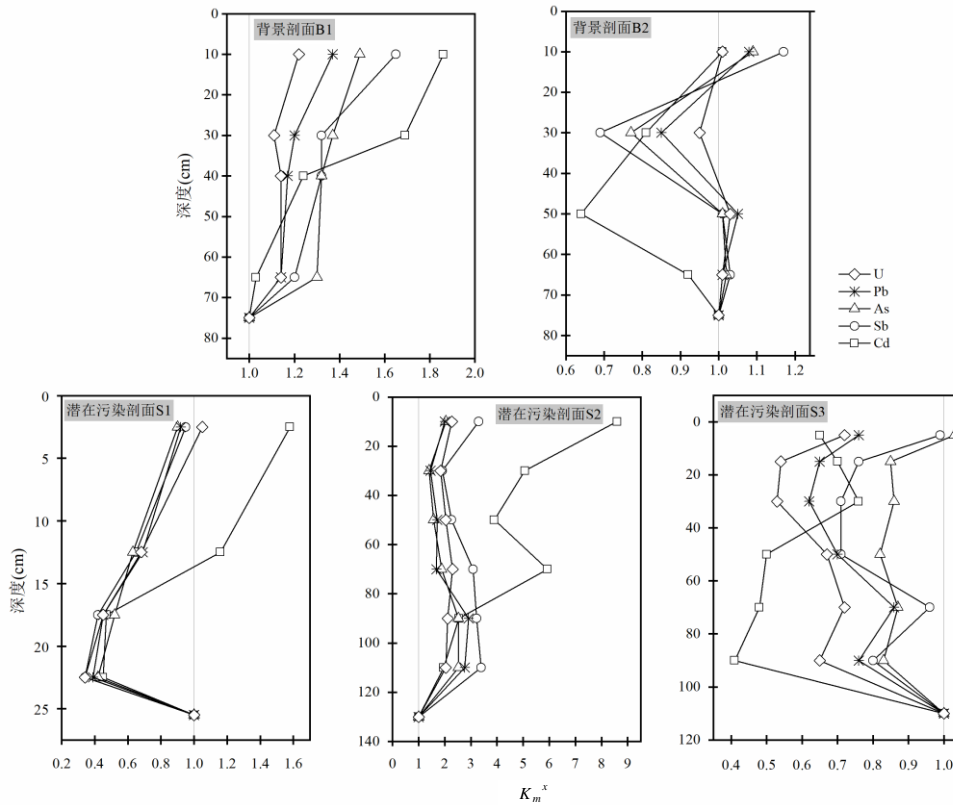


图 6 背景剖面(B1、B2)、潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)中各金属元素的迁移系数

Fig.6 The migration coefficient of metal elements in background soil profiles (B1 and B2) and potentially contaminated soil profiles (S1, S2 and S3)

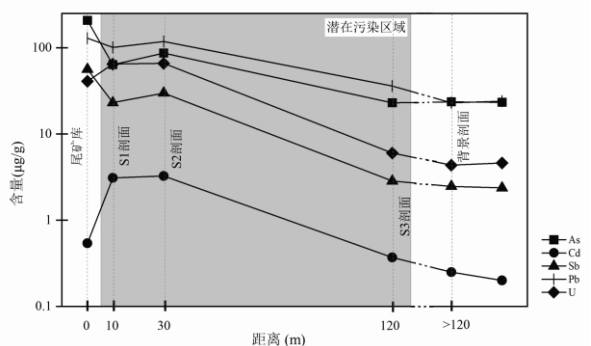


图 7 铀尾矿库周缘不同距离土壤中各金属元素含量分布  
Fig.7 Distributions of the content of metal elements in soils of different distances around a Uranium Mill Tailings Pond

根据背景剖面(B1、B2)、潜在污染剖面(S3)中重金属元素含量分析,B1、B2 和 S3 剖面淋失与富集行

为均在自然背景值约束之下,为自然地质成因(图 6).

如图 6 所示,剖面 S1 由于土层较薄(25cm),且因样品采自耕作土壤受人为扰动大,故除重金属元素在土表呈相对富集外,整个剖面重金属元素均处于强烈淋失状态.S1 剖面中重金属(除 Cd 外)在底土与表土中具有相似的淋失富集状态,可解释为表土中有较新尾渣样的混入,而底土中是对先前尾渣样中重金属元素的淋溶或耕作过程中人为搬运而至,但前者的可信度更高,因为除表土外整个剖面中重金属元素均呈强烈淋失状态.剖面 S2 中各重金属呈显著富集特征.其中 As、Pb、Sb、U 在整个剖面中具有一致的富集行为与特征,富集系数的范围在 0.5~3.5 之间;而 Cd 的富集行为呈现出显著差异性,富集系数从底土到表土逐



渐增大,至表土达 8.5 左右.这里 S2 剖面中重金属元素富集主要有以下两个方面原因:(1)类似于 S1 剖面,尾砂混入 S2 剖面,并在淋溶作用与人工扰动下遍布整个剖面;(2)根据对采样点地形地势的观察,S2 剖面地处地形凹陷处,容易形成重金属元素富集.

**2.4.3 尾矿库源重金属横向迁出特征** 计算尾砂样(WS1、WS2、WS3)、背景剖面(B1、B2)和潜在污染剖面(S1、S2、S3)中各重金属元素的平均值,即可得到铀尾矿库周缘土壤不同距离各重金属元素的含量分布状况,如图 7 所示.

根据图 7,比较尾矿库与其周缘土壤中重金属含量的高低,可将所述 5 个重金属元素向周缘土壤横向迁出特征分为两组:第一组为 As、Pb、Sb,第二组为 Cd、U.第一组重金属元素 As、Pb、Sb 在尾矿库

中含量较高,并在距尾矿库由近及远的过程中含量逐渐降低;第二组重金属元素 Cd、U,在距尾矿库由近及远的过程中,尾砂样含量高于远源潜在污染剖面(S3)和背景剖面(B1、B2),却低于近源污染土壤剖面(S1、S2).上述说明 Cd、U 在输入周缘土壤中的累计效率高于 As、Pb、Sb.

综上,若所述 5 种金属元素均是因扬尘将尾砂带入尾矿库周缘土壤,则其累计效率应基本一致,而上述尾矿库向周缘土壤输入不同重金属元素含量的差异性,表明赋存于尾砂样中的 5 种重金属元素向周缘土壤地扩散存在不同的输入机制.然而,由于短期内无法设计出合理的实验对上述不同元素“扩散机制”进行解释说明,故将在以后的研究中进一步探究.

## 2.5 土壤重金属污染潜在危害性

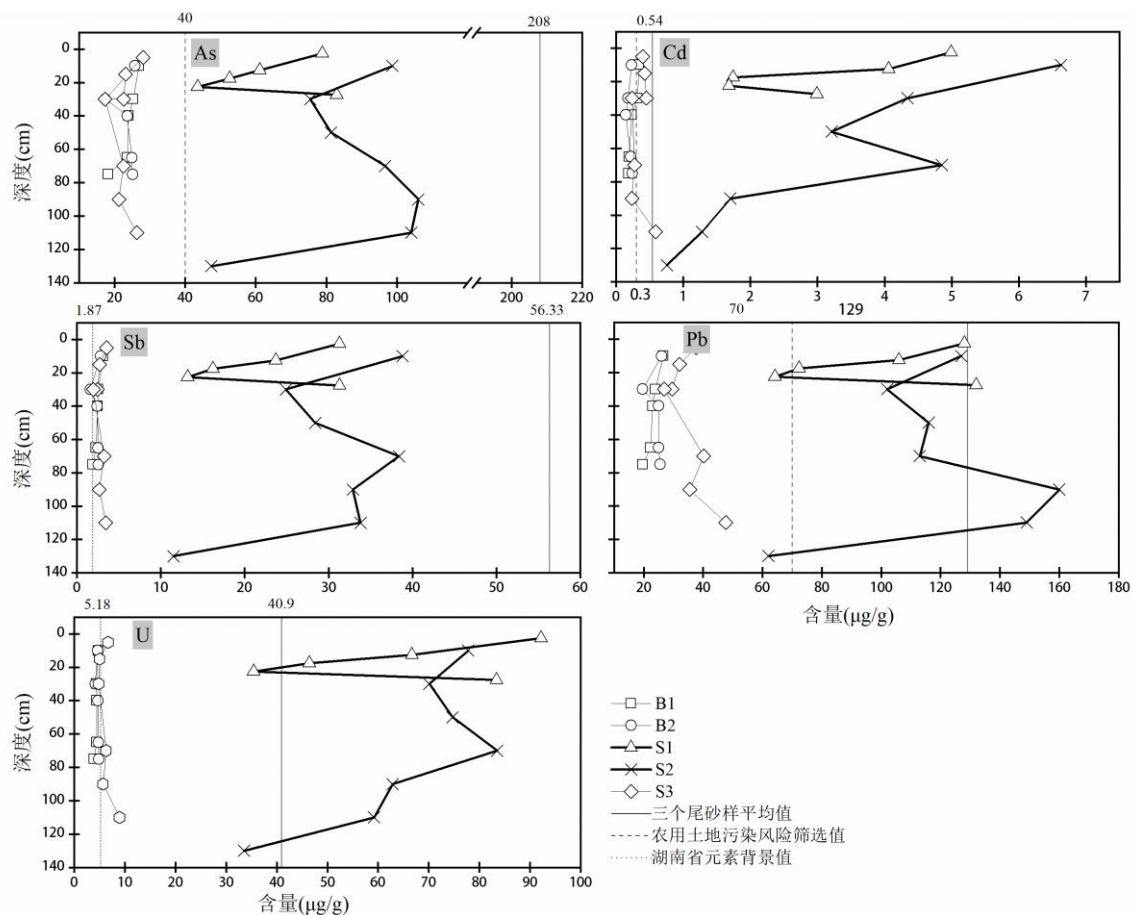


图 8 背景剖面(B1、B2)、潜在污染土壤剖面(S1、S2、S3)中尾矿库源各金属元素随深度的变化对比

Fig.8 The comparison of changes of the contents of each heavy metal element in the background soil profiles (B1 and B2) and potentially contaminated soil profiles (S1, S2 and S3) as a function of depth

侵入尾矿库周缘土壤中的 5 个尾矿库源重金属元素 As、Pb、Sb、Cd、U 中,As、Pb、Cd 为我国

《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018)<sup>[33]</sup>中的基本项目,并设置了

不同 pH 条件下的风险筛选值,其指农用地土壤中污染物含量等于或者低于该值的,对农产品质量安全、农作物生长或土壤生态环境的风险可忽略;若超过该值,农用地污染物会对农产品质量安全、农作物生长或土壤生态环境存在风险,应当加强土壤环境监测和农产品协同监测,并采取一定的安全利用措施。而 Sb、U,则以中国南方某尾矿库所在省份元素背景值<sup>[34]</sup>作为是否污染的评价标准。

对比不同土壤剖面尾矿库源重金属元素的特征,并与三个尾砂样元素平均值、中国南方元素背景值、农用土壤污染风险筛选值进行比较(图 8),发现近源潜在污染剖面(S1、S2)样品中重金属元素 As、Cd、Pb 均远超过农用土壤污染风险筛选值,而 Sb、U 亦远高于中国南方元素背景值,因此就含量而言,尾矿库近源土壤中 As、Pb、Sb、Cd、U 已至污染浓度,并已贯穿至整个农田土壤剖面。背景剖面(B1、B2)和远源潜在污染剖面(S3)无明显的污染特征。近源潜在污染剖面(S1、S2)重金属元素含量明显高于背景剖面(B1、B2)和远源潜在污染剖面(S3),并有进一步升高的趋势。

综上,尾矿库周缘近源土壤(距尾矿库 30m 左右)已全面遭受到铀尾砂中 As、Pb、Sb、Cd、U 的显著输入,以致环境污染,且污染集中分布在近地表土壤表层,各金属元素对人体危害大<sup>[37-44]</sup>,故需要相关部门及时对该区域环境污染进行防护及修复。

### 3 结论

3.1 相较于背景剖面,邻近铀尾矿库周缘土壤主、微量组分呈显著外源输入特征。

3.2 应用主成分法分析铀尾矿库周缘土壤外源重金属元素来源,发现尾矿库是该地区土壤重金属污染的直接来源,并向周缘土壤输送 As、Pb、Sb、Cd、U 等重金属污染元素。

3.3 分析铀尾矿库周缘土壤中尾矿库源重金属元素(As、Pb、Sb、Cd、U)同主、微量组分与理化参数的关系,发现潜在污染土壤中各金属元素与 LOI(烧失量)、K、P 呈较密切相关,与 Na、Ca、Mn、pH、Fe 存在次等相关性;由重金属淋溶迁移程度可知,重金属在潜在污染剖面(S1、S2)呈显著富集特征;各重金属横向迁出特征表明,其迁移至铀尾矿库周缘土壤具有不同的迁移方式。

3.4 铀尾矿库周缘近源土壤(距尾矿库 30m 左右)As、Pb、Sb、Cd、U 呈显著污染,含量远大于国家农用地土壤环境质量标准,应对该尾矿库潜在风险进行及时管控。

### 参考文献:

- [1] 张欣,彭小勇,黄帅.铀尾矿库滩面植被分布对尾矿砂大气迁移影响的数值模拟[J].安全与环境学报,2013,13(6):269-273.  
Zhang X, Peng X Y, Huang S. Simulation for the impact of vegetation distribution on the migration of the tailing sands on the uranium tailings impoundment beach [J]. Journal of Safety and Environment, 2013,13(6):269-273.
- [2] 万芬.铀尾矿库颗粒物大气迁移数值模拟与环境效应分析[D].衡阳:南华大学,2013.  
Wan F. Numerical simulation on the atmospheric migration of particles of uranium tailings impoundment and environmental effect [D]. Hengyang: University of South China, 2013.
- [3] 欧阳双龙.酸雨条件下铀尾矿库中U(VI)的迁移模拟研究[D].衡阳:南华大学,2014.  
Ouyang S L. Simulation study on U(VI) migration in uranium tailings pond under acid rain [D]. Hengyang: University of South China, 2014.
- [4] 林达.某铀尾矿(库)地域浅层地下水中铀迁移的随机模拟研究[D].衡阳:南华大学,2008.  
Lin D. Stochastic simulation research of uranium migration in shallow groundwater at uranium mill-tailing sites [D]. Hengyang: University of South China, 2008.
- [5] 周书葵,曾光明,许仕荣.铀尾矿库核素对地下水环境污染风险评价方法的研究[M].北京航空航天大学出版社,2009:272-277.  
Zhou S K, Z G M, Xu S R. Study on the risk assessment method of uranium tailings pond nuclides to groundwater environmental pollution [M]. Beihang University Press, 2009:272-277.
- [6] 张学礼,徐乐昌,张辉.某铀尾矿库周围农田土壤重金属污染潜在生态风险评价[J].中国环境监测,2016,32(6):76-83.  
Zhang X L, Xu L C, Z H. Potential ecological risk assessment of heavy metals contamination in farmland soils near an uranium tailings pond [J]. China Environmental Monitoring, 2016,32(6):76-83.
- [7] 潘英杰.我国铀矿冶设施退役环境治理现状及应采取的对策[J].铀矿冶,1997,16(4):227-236.  
Pan Y J. Status quo of environmental treatment and countermeasures ought to be taken during installations decommissioning of uranium mining and metallurgy in china [J]. Uranium Mining and Metallurgy, 1997,16(4):227-236.
- [8] 潘英杰,李玉成,薛建新,等.我国铀矿冶设施退役环境治理现状及对策[J].辐射防护,2009,29(3):167-171,198.  
Pan Y J, Li Y C, Xue J X, et al. Status and countermeasures for decommissioning of uranium mine and mill facilities in china [J]. Radiation Protection, 2009,29(3):167-171,198.
- [9] Abdelouas A. Uranium mill tailings: geochemistry, mineralogy and environmental impact [J]. Elements, 2006,2(6):335-341.
- [10] Nriagu J, Nam D-H, Ayanwola T A, et al. High levels of uranium in groundwater of Ulaanbaatar, Mongolia [J]. Science of the Total Environment, 2012,(414):722-726.

- [11] 杨巍,杨亚新,曹龙生,等.某铀尾矿库中放射性核素对环境的影响[J]. 华东理工大学学报(自然科学版), 2011,34(2):155-159.  
Yang W, Yang Y X, C L S, et al. Environmental impact of radionuclides from uranium tailings [J]. Journal of east China University of Science and Technology (natural science edition), 2011, 34(2):155-159.
- [12] 张学礼,徐乐昌,魏广芝,等.铀矿冶放射性固体废物最小化[J]. 铀矿冶, 2010,29(4):204-209.  
Zhang X L, Xu L C, Wei G Z, et al. Minimization of radioactive solid wastes from uranium mining and metallurgy [J]. Uranium Mining and Metallurgy, 2010,29(4):204-209.
- [13] 杜洋,朱晓杰,高柏,等.铀矿山尾矿库区典型场地中铀的分布特征[J]. 有色金属(矿山部分), 2014,66(1):5-9.  
Du Y, Zhu X J, Gao B, et al. Distribution characteristics of uranium in typical sites of tailings pond in uranium mine [J]. Nonferrous Metals (part of mine), 2014,66(1):5-9.
- [14] 向龙,刘平辉,张淑梅.华东某铀矿区地表水中放射性核素铀含量特征分析[J]. 地球与环境, 2016,44(4):455-461.  
Xiang L, Liu P G, Zhang S M. Characteristics of Uranium Content in Surface Water of a Uranium Mine in Eastern China [J]. Earth and Environment, 2016,44(4):455-461.
- [15] 李国辉,刘永,招国栋,等.退役铀尾矿库环境稳定性分析及应用[J]. 工业安全与环保, 2016,42(9):74-77.  
Li G H, Liu Y, Zhao G D, et al. Analysis and application of environmental stability of decommissioned uranium tailings ponds [J]. Industrial Safety and Environmental Protection, 2016,42(9):74-77.
- [16] 李俊.272厂铀尾矿库放射性核素迁移模拟研究[D]. 南昌:东华理工大学, 2013.  
Li J. 272 mill uranium tailings simulation study of radionuclide migration [D]. Nanchang: Donghua University of Technology, 2013.
- [17] 梁连东,冯志刚,马强,等.中国南方某铀尾矿库中铀的赋存形态及其活性研究[J]. 环境污染与防治, 2014,36(2):11-14.  
Liang L D, Feng Z G, Ma Q, et al. Study on the occurrence form and activity of uranium in Hunan uranium tailings [J]. Environmental Pollution and Control, 2014,36(2):11-14.
- [18] 孔秋梅,冯志刚,马强,等.中国南方某铀尾矿库周边土壤外源铀输入机制的研究[J]. 地球与环境, 2017,45(2):135-144.  
Kong Q M, Feng Z G, Ma Q, et al. Input mechanisms of exotic uranium in soils around a uranium mill tailings pond in Hunan Province, China [J]. Earth and Environment, 2017,45(2):135-144.
- [19] 裴晶晶,胡南,张辉,等.铀尾矿中不同形态铀释放的影响因素及其相关性[J]. 中国环境科学, 2019,39(7):3073-3080.  
Pei J J, Hu N, Zhang H, et al. Factors influencing the release of different forms of uranium in uranium tailings and their correlation [J]. Chinese journal of environmental sciences, 2019,39(7):3073-3080.
- [20] 魏浩,薛清波,张国瑞,等.某铀尾矿库下游农田土壤重金属污染程度及其风险评价[J]. 矿产保护与利用, 2018,(6):132-139.  
Wei H, Xue Q P, Zhang G R, et al. Heavy Metal Pollution Degree and Its Risk Assessment of Farmland Soil in the Downstream of a Uranium Tailings Pond [J]. Mineral Protection and Utilization, 2018,(6):132-139.
- [21] 曾雨.某铀尾矿库周边土壤重金属污染评价[D]. 绵阳:西南科技大学, 2018.  
Zeng Y. Heavy metal pollution assessments of soil around a uranium tailings pond [D]. Mianyang: Southwest University of Science and Technology, 2018.
- [22] 曾雨,王卫红,王哲.某铀尾矿库区周边土壤重金属污染的评价与空间分布特征[J]. 科技资讯, 2017,15(34):101-104.  
Zeng Yu, Wang W H, Wang Z. Evaluation and spatial distribution characteristics of heavy metal pollution in the soil surrounding a uranium tailings pond [J]. Science and Technology Information, 2017, 15(34):101-104.
- [23] 张学礼,徐乐昌,张辉.某铀尾矿库周围农田土壤重金属污染与评价[J]. 环境科学与技术, 2015,38(6):221-226.  
Zhang X L, Xu L C, Zhang H. Heavy metal pollution and evaluation of farmland soil around a uranium tailings pond [J]. Environmental Science and Technology, 2015,38(6):221-226.
- [24] 马腾,王焰新.U(VI)在浅层地下水系统中迁移的反应-输运耦合模拟——以我国南方核工业某尾矿库为例[J]. 地球科学——中国地质大学学报, 2000,25(5):456-461.  
Ma T, Wang Y N. Coupled reaction-transport modeling of migration of uranium (VI) in shallow groundwater system: A case study of uranium gangue site in southern china [J]. Journal of Earth Science, China University of Geosciences, 2000,25(5):456-461.
- [25] 李先杰,蔡振民,何文星,等.铀尾矿库滩面含水量分布与氡析出率预测[J]. 铀矿冶, 2005,24(3):145-148.  
Li X J, Cai Z M, He W X, et al. Prediction of water content distribution and radon exudation rate on beach surface of uranium tailings pond [J]. Uranium Mining & Metallurgy, 2005,24(3):145-148.
- [26] 吴迪,唐晓先,杨柳,等.巢湖柘皋河沉积物重金属分布特征与风险评价[J]. 安徽农业大学学报, 2017,44(3):448-457.  
Wu D, Tang X X, Yang L, et al. Distribution characteristics and risk assessment of sedimentary heavy metals in Zhegao River of Chaohu Lake [J]. Journal of anhui agricultural university, 2017,44(3):448-457.
- [27] Raul P. Quezada-Hinojosa, Karl B, et al. Speciation and multivariable analyses of geogenic cadmium in soils at Le Gurnigel, Swiss Jura Mountains [J]. catena, 2015,125:10-32.
- [28] 尚桢.黄河上游典型区域底泥重金属的含量分析与污染评价[D]. 兰州:兰州交通大学, 2016.  
Shang Z. Content analysis and pollution evaluation of heavy metals in sediment in typical areas of the upper reaches of the Yellow River [D]. Lanzhou: lanzhou Jiaotong university, 2016.
- [29] Nesbitt H W, Young G M. Early Proterozoic climates and plate motions inferred from major element chemistry of lutite [J]. Nature, 1982,299:715-717.
- [30] McLennan S M. Weathering and global denudation [J]. Journal of Geology, 1993,101(2):295-303.
- [31] 黄昌勇.土壤学[M]. 北京:中国农业出版社, 2005.  
Huang C Y. Soil Science [M]. Beijing: China Agricultural Press, 2005.
- [32] 朱鹤键,何宜庚.土壤地理学[M]. 北京:高等教育出版社, 1992.  
Zhu H J, He Y G. Soil Geography [M]. Beijing: Higher Education Press, 1992.
- [33] GB 15618-2018 中国环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].  
GB 15618-2018 China standards for the control of soil pollution risks in agricultural land of environmental quality (trial) [S].

- [34] 魏复盛,陈静生,吴燕玉.中国土壤元素背景值 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990.  
Wei F S, Chen J S, Wu Y Y. Background values of soil elements in China [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990.
- [35] 罗春娥.急性砷中毒致神经损害电生理表现 1 例报道 [J]. 现代医药卫生, 2015,31(22):3526.  
Luo C Y. A case report of electrophysiological manifestations of nerve damage caused by acute arsenic poisoning [J]. Journal of Modern Medicine and Health, 2015,31(22):3526.
- [36] 陈 静,杨万里,胡 雪.砷中毒所致皮肤毒性的临床诊断及治疗 [J]. 中国现代医生, 2017,55(3):78-81.  
Chen J, Yang W L, Hu X. Clinical diagnosis and treatment of skin toxicity caused by arsenic poisoning [J]. Modern Chinese Physician, 2017,55(3):78-81.
- [37] 邵祥龙,朱效宁,成玉萍,柏品清.上海市 6 区县食用菌中铅含量测定及暴露评估 [J]. 中国卫生检验杂志, 2017,27(6):892-895.  
Shao X L, Zhu X N, Cheng Y P, B P Q. Lead content in edible fungi and the exposure assessment in 6 districts of Shanghai [J]. Chinese Journal of Health Inspection, 2017,27(6):892-895.
- [38] 张美娜.食品中铅含量测定的质量控制必要性 [J]. 广东蚕业, 2018,52(11):13-14.  
Zhang M N. The necessity of quality control for determination of lead in food [J]. Guangdong Silkworm Industry, 2008,52(11):13-14.
- [39] 刘 会,王 旭.环境损害致生活性镉中毒与肝损害因果关系分析 1 例 [J]. 法医学杂志, 2016,32(4):314-315.  
Liu H, Wang X. Analysis of cause-and-effect relationship between living cadmium poisoning caused by environmental damage and liver damage in 1 case [J]. Journal of Forensic Science, 2016,32(4):314-315.
- [40] 李 文,安飞云,高泽宣,等.三氧化二锑中毒性肝损害的实验研究 [J]. 职业医学, 1997,24(3):14-16.  
Li W, An F Y, Gao Z X, et al. Experimental study on toxic liver damage caused by antimony trioxide [J]. Occupational Medicine, 1997,24(3):14-16.
- [41] 王世俊.金属中毒.第二版 [M]. 北京:人民卫生出版社, 1988.  
Wang S J. Metal Poisoning (Second edition) [M]. Beijing: People's Medical Publishing House, 1988.
- [42] 张 珩,李积胜.铀对人体影响的机制及防治 [J]. 国外医学(卫生学分册), 2004,31(2):80-84.  
Zhang H, Li J S. Mechanism and prevention of uranium's influence on human body [J]. Foreign Medicine (health science), 2004,31(2):80-84.

**作者简介:** 景称心(1996-),男,甘肃渭源人,中国科学院地球化学研究所硕士研究生,主要研究方向表生环境地球化学。