许浩瀚，蔡忠丽，丁佳雨，等. 某肥料厂地块土壤重金属污染分布及风险研究[J]. 环境科学与技术，2024，47(S1)：181-188. Xu Haohan，Cai Zhongli，Ding Jiayu，et al. Study on the distribution characteristics and health risks of heavy metal pollution in the soil of a fertilizer factory legacy site[J]. Environmental Science & Technology，2024，47(S1)：181-188.

某肥料厂地块土壤重金属污染分布及风险研究

许浩瀚[1]，蔡忠丽[1]，丁佳雨[1]，李虹呈[1]，
屈弋雯[2]，余晶晶[3]

（1.湖北省生态环境科学研究院(省生态环境工程评估中心)，湖北 武汉 430072；
2.江汉大学环境与健康学院，湖北 武汉 430056；
3.武汉市黄陂区农业检验检测所，湖北 武汉 430030）

摘 要：为揭示肥料生产场地土壤重金属污染状况及分布特征，该研究以湖北某肥料厂遗留地块为对象，对23个点位共计80份土壤样品进行检测分析。结果表明：该地块能检出As、Cd、Cu、Pb、Hg、Ni及Cr^{6+}等7种重金属，其中As浓度区间为18.9~176 mg/kg，超过《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600-2018)标准中第二类用地筛选值的样品率达56.25%；受检土壤样品中As的最大单因子污染指数、地质累积指数和潜在生态危害指数分别为2.93、3.14和132.33，被归类为中度污染、偏重度污染和较强生态风险；典型点位As垂直污染深度超过5.4 m，这与地块表层素填土不利于As的截留，使其以溶解态的形式随雨水径流向深层迁移有关；对地块土壤进行人体健康风险评估，得到As的总致癌风险为1.2E-04，非致癌风险危害商为2.10，远超过人体可接受水平，建议使用水泥窑协同处置技术进行治理修复。

关键词：肥料厂； 遗留地块； 土壤污染； 重金属； 人体健康风险

中图分类号：X53 **文献标志码**：A **doi**：10.19672/j.cnki.1003-6504.1148.23.338 **文章编号**：1003-6504(2024)S1-0181-08

Study on the Distribution Characteristics and Health Risks of Heavy Metal Pollution in the Soil of a Fertilizer Factory Legacy Site

XU Haohan[1]， CAI Zhongli[1]， DING Jiayu[1]， LI Hongcheng[1]，
QU Yiwen[2]， YU Jingjing[3]

（1. Hubei Provincial Academy of Eco-environmental Science (Provincial Ecological Environment Engineering Assessment Center), Wuhan 430072, China;
2. School of Environment and Health, Jianghan University, Wuhan 430056, China;
3. Wuhan Huangpi District Agricultural Inspection and Testing Institute, Wuhan 430030, China）

Abstract: To reveal the status and distribution characteristics of heavy metal pollution in the soil of fertilizer production sites, this study focused on the legacy site of a fertilizer factory in Hubei, and detected and analyzed a total of 80 soil samples from 23 locations. The results show that 7 heavy metals could be detected on the site, including As, Cd, Cu, Pb, Hg, Ni, and Cr^{6+}. The concentration range of As was between 18.9~176 mg/kg, which exceeded the second type of land screening value of the *Soil Environmental Quality*: *Risk Control Standard for Soil Contamination of Development Land* (GB 36600-2018), with a sample rate of 56.25%. The maximum single factor pollution index, geo-accumulation index, and potential ecological risk index of As among the tested soil samples were 2.93, 3.14, and 132.33, respectively, which were classified as moderate pollution, near-heavy pollution, and near-strong ecological risk, respectively. The vertical As pollution depth of typical sites exceeded 5.4 m, which was related to the reason that the surface plain fill of the site was not conducive to the interception of As, causing it to migrate in a dissolved state with the rainwater runoff towards the deep layer. A human health risk assessment was conducted on the soil of the site, and it was found that the total carcinogenic risk of As was 1.2E-04, and the non-carcinogenic risk hazard quotient was 2.10, which far exceeded the acceptable levels for human health. The cement kiln collaborative disposal technology was recommended to use for this site remediation.

Key words: fertilizer plant; legacy site; soil pollution; heavy metals; human health risk

《环境科学与技术》编辑部：(网址)http://fjks.chinajournal.net.cn(电话)027-87643502(电子信箱)hjkxyjs@vip.126.com
收稿日期：2023-08-27；修回2023-10-24
作者简介：许浩瀚(1987-)，男，工程师，硕士，研究方向为污染场地土壤修复，(电子信箱)xuhaohan2000@foxmail.com。

20世纪末以来,在我国经济快速腾飞的同时,大量土地资源被开发利用[1]。随着城镇化进程的加快,大量坐落于城市人口密集区域、效率低、污染重的化工企业逐渐停产或搬迁,以保护城市环境及居民健康[2]。鉴于早年间不规范的生产和管理模式,诸多遗留地块存在不同程度的土壤及地下水污染风险。2019年,在国务院颁布的《中华人民共和国土壤污染防治法》中已明确指出:“用途变更为住宅、公共管理与公共服务用地的,变更前应当按照规定进行土壤污染状况调查。”[3]面对严峻的土壤污染形势,对遗留地块开展土壤调查和风险评估,确定用地污染物类型、污染程度及健康风险至关重要[4]。

我国是农业大国,随着农业技术的快速发展,化肥在提升农作物产量和质量上具有举足轻重的作用。同时,我国还是肥料生产和消费大国,氮、磷、钾肥年产量由2000年约3 186万t增至2015年约7 431万t[5]。此后,政府部门大力发展化肥减量提质节能减排,并开展化肥用量零增长行动[6]。截至2018年,我国化肥生产单位3 000余家,2019年全国氮、磷、钾肥年产量降至约5 730万t,湖北省产量最高,约占9.94%[5,7]。肥料生产各环节中从原料运输到加工合成,会产生氨氮、重金属及有机物等有毒有害污染物[8-10]。其中,化肥生产常用原料硫酸和磷矿石中含有的Cd、Hg、As、Pb和Cr等重金属元素,在被引入化肥产品的同时,还有可能向生产区域泄漏,对厂区土壤和地下水造成不同程度污染[11]。依据农业行业标准对水溶肥料中相关重金属的限定要求,范珊珊等[12]和闫湘等[13]分别对北京地区和全国范围内水溶肥重金属含量和来源进行了分析评价,结果表明超标现象主要集中在As和Cd两种元素,且污染来源主要在磷肥、微量元素肥和腐殖酸肥。

然而,目前有关肥料厂遗留地块氨氮污染的研究较多[14],对重金属污染特征的报道多集中在矿场或冶炼厂[15]。Zeng等[16]在某锌冶炼遗留地块土壤重金属污染调查中发现Pb、As、Cd和Hg等污染热点呈现集中分布模式,主要集中于原料储存和沸腾炉工艺段。Zhang等[17]研究了某铅锌冶炼遗留地块重金属空间分布特性,结果表明Cd富集于0~6 m深度土壤,As和Pb主要沉积在0~4 m深度土壤,且重金属空间分布与不同功能区污染源呈现显著相关性。Xue等[18]以锑冶炼厂土壤中潜在毒性元素(PTEs)为研究对象,深入分析其生态和健康风险,结果表明该场地Sb和As的平均浓度约为440 mg/kg和411 mg/kg,超过《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600-2018),As的生态风险等级最高,其次为Sb>Pb>Zn>Ni>Cu。此外,As、Pb、Sb对儿童健康存在非致癌性风险,As、Ni对儿童和成人均存在致癌风险[18]。另有国内外学者对废弃电子垃圾拆除点等地块具有潜在毒性的重金属污染情况进行了研究报道[19],但仍然缺少针对肥料厂遗留地块重金属分布特征、污染识别和风险评估的系统性研究。

基于此,本文选取我国产肥大省——湖北省内某肥料厂遗留地块为研究对象,依据GB 36600-2018要求,对地块内土壤样品中7种重金属进行调查分析,综合单因子污染指数法(single factor pollution index,SFPI)、地质累积指数法(geological accumulation index,GAI)和潜在生态危害指数法(potential ecological risk index,PERI)分析评价土壤重金属水平和垂直质量分布。进一步结合生态环境部土壤污染风险评估推荐C-RAG模型[15],评估污染物人体健康风险,提出土壤修复建议。本研究为我国典型涉肥企业遗留地块重金属污染研究提供了案例参考,为相关地块风险管控和规划利用提供了科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

该地块位于湖北省宜都市,水资源极为丰富,长江、清江、渔洋河是流经该市的三大水系。研究地块总占地面积约6 500 m^2,区域河流交错,地表径流较好,长江和白水河分别位于其东、西两侧。研究区域属亚热带季风气候,四季分明、雨热同季、季风气候明显,年平均气温16.7 ℃,年平均降雨量1 235.4 mm,夏季多暴雨,主要灾害性天气为大暴雨强寒潮。该肥料厂自2007年投入生产,主要产品为各类复混肥,年产量约20万t,涉及原料包括褐煤、氯化钾、过磷酸钙、磷酸一铵、氯化铵、酵母液、草木灰和尿素等,2018年企业全面停产,2021年完成生产相关构筑物拆除工作,2022年采样期间地块已平整。

1.2 样品采集和测定

本研究采用系统布点法布设土壤样品采样点位,将研究地块分成不大于20 m×20 m的子地块,每个子地块内设置一个监测点,共计23个土壤采样点位,各采样点按表层0~0.5 m、0.5~1.5 m、1.5~3.0 m、3.0~4.5 m至无污染深度垂直取样,并根据地块实际土壤岩性和污染情况对涉污区域增加采样,共采集80份土壤样品。厂区平面布置和采样点布设如图1所示。本研究选取的7种重金属污染物分别为As、Hg、Cd、Pb、Cr^{6+}、Cu和Ni,样品测定参照GB 36600-2018中推荐的分析方法。土壤NH_4^+和TP的测定分别参照《土壤 氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮的测定 氯化钾溶液提取-分光光度法》(HJ 634-2012)和《土壤 总磷的测定 碱熔-钼锑抗分光光度法》(HJ 632-2011)进行。检测中控制平行样品间相对偏差在20%以内。

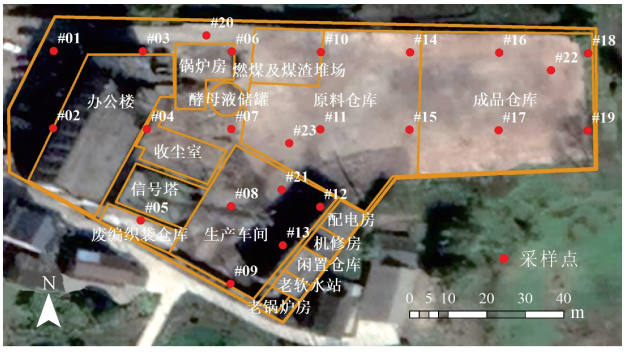


图1 地块平面布置及采样点布设图

1.3　地块土壤重金属污染等级评价

本研究通过SFPI、GAI和PERI模型综合评价该肥料厂遗留地块土壤重金属污染情况,计算公式见式(1)~(3)。SFPI(P_i)用于评价本区域土壤水平方向受单一重金属污染的程度,是较为简便的场地污染评价方法[20];GAI(I_{geo})由德国学者Muller提出,该模型不仅考虑重金属的地球化学背景值及自然分布特征,还涉及人类活动对污染程度的影响[21];PERI(E_i)则由瑞典学者Hakanson提出,结合重金属浓度、毒性及环境敏感程度综合评价土壤重金属的负面生态及健康效应[22]。

$$P_i = C_i / L_i \tag{1}$$

$$I_{geo} = \log_2\left(\frac{C_i}{1.5 \times B_i}\right) \tag{2}$$

$$E_i = T_i \cdot P_i \tag{3}$$

式中,C_i为金属指标实测浓度,mg/kg;L_i为金属指标评价标准浓度,mg/kg,此处参考GB 36600−2018中第二类用地筛选值;B_i为金属指标地球化学背景值,mg/kg,此处参考湖北省C层土壤元素背景算数平均值[23];T_i为金属指标生物毒性系数[24]。

1.4　地块人体健康风险评估方法

本研究选用C−RAG风险评估模型(参考HJ 25.3−2019)[15]。该地块土地用途规划为城市建设用地中的工业用地、物流仓储用地,污染物的主要受体为成人,其暴露途径主要有以下3种:经口摄入含污染物的土壤、经皮肤直接接触污染土壤、吸入含污染土壤的粉尘。基于上述地块用途规划和主要受体类型,经口摄入、皮肤接触、吸入土壤颗粒物3种暴露途径的致癌和非致癌效应下的暴露量计算公式如式(4)~(9)。其中,$OISER_{ca/nc}$分别为致癌/非致癌效应下经口摄入土壤暴露量,$DCSER_{ca/nc}$分别为致癌/非致癌效应下皮肤接触土壤暴露量,$PISER_{ca/nc}$分别为致癌/非致癌效应下吸入土壤颗粒物土壤暴露量,单位为kg土壤/(kg体重·d),其余参数如表1所示。

$$OISER_{ca} = \frac{OSIR_a \times ED_a \times EF_a \times ABS_o}{BW_a \times AT_{ca}} \times 10^{-6} \tag{4}$$

$$OISER_{nc} = \frac{OSIR_a \times ED_a \times EF_a \times ABS_o}{BW_a \times AT_{nc}} \times 10^{-6} \tag{5}$$

$$DCSER_{ca} = \frac{SAE_a \times SSAR_a \times EF_a \times ED_a \times E_v \times ABS_d}{BW_a \times AT_{ca}} \times 10^{-6} \tag{6}$$

$$DCSER_{nc} = \frac{SAE_a \times SSAR_a \times EF_a \times ED_a \times E_v \times ABS_d}{BW_a \times AT_{nc}} \times 10^{-6} \tag{7}$$

$$PISER_{ca} = \frac{PM_{10} \times DAIR_a \times ED_a \times PIAF \times (f_{spo} \times EFO_a + f_{spi} \times EFI_a)}{BW_a \times AT_{ca}} \times 10^{-6} \tag{8}$$

$$PISER_{nc} = \frac{PM_{10} \times DAIR_a \times ED_a \times PIAF \times (f_{spo} \times EFO_a + f_{spi} \times EFI_a)}{BW_a \times AT_{nc}} \times 10^{-6} \tag{9}$$

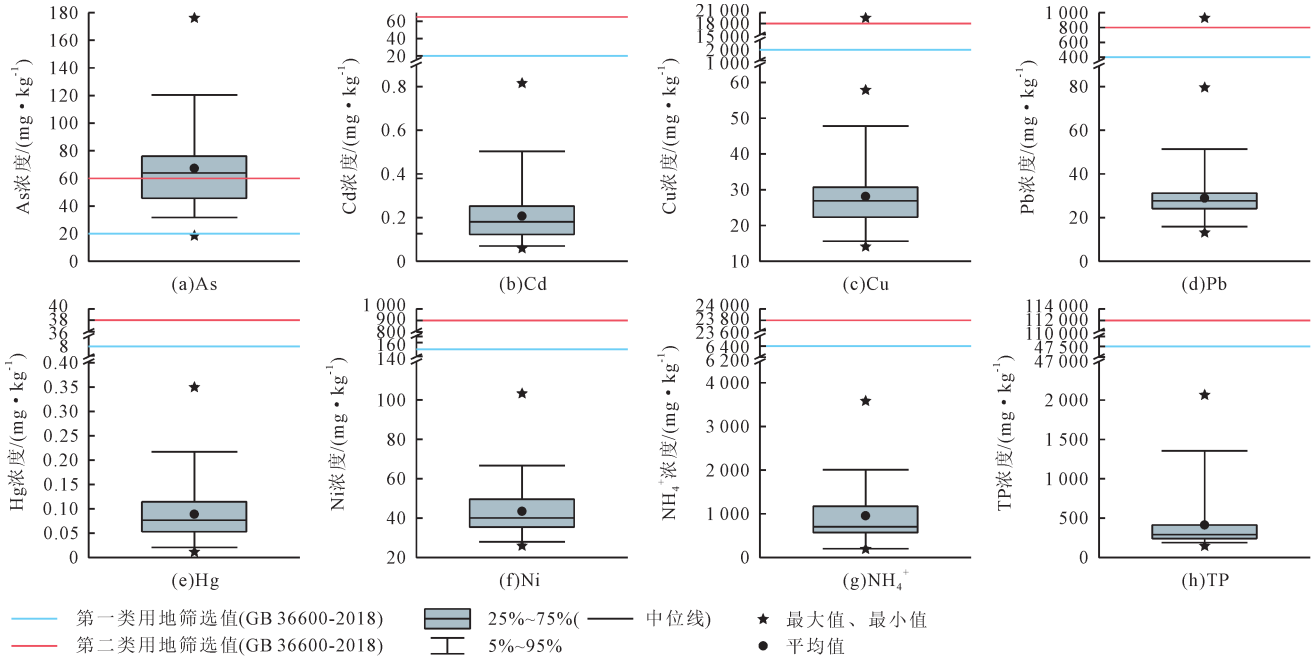
表1　人体健康风险评估模型参数

序号	参数	定义	单位	取值
1	$OSIR_a$	成人每日摄入土壤量	$mg \cdot d^{-1}$	100
2	ED_a	成人暴露期	a	25
3	EF_a	成人暴露频率	$d \cdot a^{-1}$	250
4	BW_a	成人平均体重	kg	61.8
5	ABS_o	经口摄入吸收效率因子	无量纲	1
6	$AT_{ca/nc}$	致癌/非致癌效应平均时间	d	27 740/9 125
7	SAE_a	成人暴露皮肤表面积	cm^2	3 022.869
8	$SSAR_a$	成人皮肤表面土壤黏附系数	$mg \cdot cm^{-2}$	0.2
9	E_v	每日皮肤接触事件频率	$次 \cdot d^{-1}$	1
10	ABS_d	皮肤接触吸收效率因子	无量纲	0.03
11	PM_{10}	空气中可吸入悬浮颗粒物含量	$mg \cdot m^{-3}$	0.119
12	$DAIR_a$	成人每日空气呼吸量	$m^3 \cdot d^{-1}$	14.5
13	PIAF	吸入土壤颗粒物在体内滞留比例	无量纲	0.75
14	f_{spo}	室外空气来自土壤颗粒物占比	无量纲	0.5
15	EFO_a	成人室外暴露频率	$d \cdot a^{-1}$	62.5
16	f_{spi}	室内空气来自土壤颗粒物占比	无量纲	0.8
17	EFI_a	成人室内暴露频率	$d \cdot a^{-1}$	187.5

2 结果与讨论

2.1 地块土壤重金属水平分布特征

地块土壤重金属、氨氮和总磷检测结果如图2所示，各点位样品中均可检出As、Cd、Cu、Pb、Hg、Ni等重金属指标，除As元素外，其余元素检出浓度均远小于GB 36600-2018标准中第一类用地筛选值。此外，在#16和#17点位还能检出Cr^{6+}，浓度范围分布在0.5~0.6 mg/kg，小于第一类用地筛选值3 mg/kg。结合该地块生产工艺及原料类别，另选定NH_4^+和TP为无机非金属特征污染物，其在样品中检出最大浓度分别为3 580 mg/kg及2 060 mg/kg，均未超过第一类用地筛选值（依据C-RAG模型推导得出限值分别为6 400 mg/kg和47 500 mg/kg）。然而，重金属As在各点位样品中存在着严重的超标现象，在#07点位1.5~1.8 m土壤样品中检出As浓度最低，略小于第一类用地筛选值20 mg/kg，其余79份样品均高于该限值，样品超标率达98.75%。该地块As检出浓度变化范围较大，跨度在18.9~176 mg/kg之间，平均值为67.1 mg/kg，已超过第二类用地筛选值60 mg/kg，样品超标率达56.25%。地块重金属As水平分布如图3所示。进一步通过变异系数表征数据变异性和离散性，以此反映地块土壤重金属含量受人为生产、活动影响的程度[24,25]。依据Wilding[26]对变异系数的定义和分级，当其小于15%时为轻度变异，介于15%~36%之间时为中度变异，大于36%时为高度变异。经计算，地块土壤样品重金属As的变异系数为43.07%，达到高度变异等级，表明该区域土壤As污染主要受厂区生产作业的影响。



注：NH_4^+、TP未列入《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600-2018)表1、表2中污染物，其土壤污染风险筛选值依据《建设用地土壤污染风险评估技术导则》(HJ 25.3-2019)规定的风险评估方法推导得出。

图2 土壤样品重金属、氨氮和总磷检测结果分析

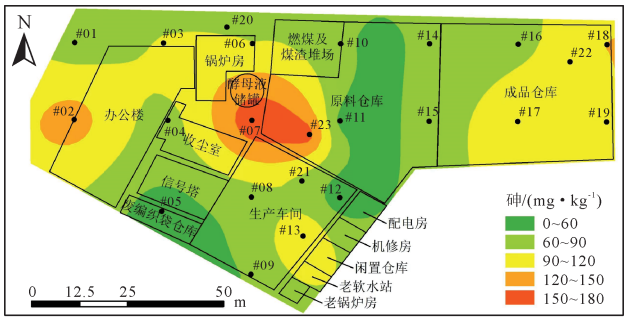


图3 地块重金属As水平分布图(以点位最高浓度计)

结合SFPI、GAI和PERI模型分析地块土壤重金属As水平分布特征。结果如表2所示，仅有#05、#11和#12点位各样品P_i指数不超过1，被认为是清洁土壤，同时其E_i值不大于40，属于轻微生态风险。包含以上3个点位在内的11个点位、55个样品I_{geo}分级为偏中度污染，在分级中占比最高，分别为47.83%和68.75%。依据SFPI和PERI的分层原则，其第二层级点位数及样品数占比均为最高，分别有16(69.57%)、13个(56.52%)点位被归类为轻度污染和中等生态风险。此外，#07点位4.5~4.8 m和#23点位4.2~4.5 m区间样品I_{geo}分别为3.14和3.07，属于偏重度污染，是调查区域内层级最高的2个点位样品。#02、#07、#18和#23点位各有1份土壤样品P_i分级处于中度污染，污染指数最高为2.93。除上述4个点位外，#13、#17和#19点位共计7份土壤样品存在较强生态风险，其

表2　地块土壤重金属As污染评价分级及点位样品分布

Table 2　The soil pollution assessment grading and sample distribution of heavy metal As

	指数	分级	点位数(占比)	样品数(占比)
SFPI(L_i=60 mg·kg^{-1})	P_i∈(0, 1.0]	清洁(未受污染)	3(13.04%)	35(43.75%)
	P_i∈(1.0, 2.0]	轻度污染	16(69.57%)	41(51.25%)
	P_i∈(2.0, 3.0]	中度污染	4(17.39%)	4(5.00%)
	P_i∈(3.0, +∞)	重度污染	0(0)	0(0)
GAI(B_i=13.3 mg·kg^{-1})	I_{geo}∈(−∞, 0](0级)	无污染	0(0)	1(1.25%)
	I_{geo}∈(0, 1](1级)	轻度污染	0(0)	7(8.75%)
	I_{geo}∈(1, 2](2级)	偏中度污染	11(47.83%)	55(68.75%)
	I_{geo}∈(2, 3](3级)	中度污染	10(43.48%)	15(18.75%)
	I_{geo}∈(3, 4](4级)	偏重度污染	2(8.69%)	2(2.50%)
	I_{geo}∈(4, 5](5级)	重度污染	0(0)	0(0)
	I_{geo}∈(5, +∞)(6级)	严重污染	0(0)	0(0)
PERI(T_i=10)	E_i∈(0, 40)	轻微生态风险	3(13.04%)	27(33.75%)
	E_i∈[40, 80)	中等生态风险	13(56.52%)	46(57.50%)
	E_i∈[80, 160)	较强生态风险	7(30.44%)	7(8.75%)
	E_i∈[160, 320)	强生态风险	0(0)	0(0)
	E_i∈[320, +∞)	极强生态风险	0(0)	0(0)

E_i值介于84.96~132.33之间。总体而言,该地块土壤存在不同程度的重金属As污染,但未识别到重度污染或强生态风险及以上层级的土壤样品。

2.2　地块土壤重金属垂直分布特征

选取上述7个具有较强潜在生态危害风险的点位作为典型分析对象,深入探究该地块土壤重金属As垂直分布与迁移特征。如图4所示,As的浓度随着土层深度的增加并未表现出明显规律。#02点位靠近办公楼区域,呈现出表层As浓度高,深层浓度低的现象;#07、#13和#19点位分别靠近或处于原料仓库、生产车间和成品仓库,其中间层土壤As浓度高,表层和深层较低;#17、#18和#23点位则位于成品仓库和原料仓库,深层土壤As浓度明显高于表层和中层样品。由于肥料中重金属主要来源于原料和生产环节[13],在该地块肥料生产和成品堆放过程中,褐煤、含磷矿物等原料中含有的重金属As存在常年不定量向土壤暴露的风险,经雨水冲淋使得含As废水通过下渗等作用向深层土壤迁移[27]。在此过程中,外源进入土壤中的As多以含氧阴离子无机形态存在,其中部分以水溶态溶解在土壤溶液中,部分以交换态被黏土矿物、有机质或金属氧化物吸附,大部分则以难溶态砷酸盐存在[28-30],这使得地块土壤中的As不断累积。目前,对于土壤As垂直迁移的认识尚不统一,有研究者认为As在土壤中主要以$H_2AsO_4^-$和$H_2AsO_3^-$形式存在,易与金属氧化物形成Fe−As、Mn−As、Al−As或Ca−As等结合物,限制As在土壤垂直方向上的迁移[31];另有研究者认为As迁移性较强,易受耕作或径流等扰动由表层向深层土壤迁移[32]。然而本研究中,各典型点位中重金属As均表现出明显向下迁移的趋势,污染深度超过5.4 m,这可能与该厂生产原料含磷有关,P和As位于元素周期表中的同一主族,具有相同的核外电子和相似的化学特性,会与As竞争土壤中的结合位点,使As以溶解态的形式随雨水径流向深层迁移[33]。本地块As垂直分布特征与刘丽丽等[32]的研究结果类似,其研究发现在某生产硫酸、磷肥和钛白粉等化工产品的厂区污水处理工段As超标深度达13 m,且As浓度并未呈现出随土层深度的增加而下降的趋势,作者认为这还与该区域土壤表面附有较厚的回填土有关。以上7个典型点位第一层土壤样品均为素填土,富含植物残渣和砖渣石子等物质,结构松散,不利于As等重金属污染的防渗及机械截留[20]。

2.3　地块人体健康风险评价及修复建议

As对人体具有累积毒性,会引起消化系统病症及肝肾损害,长期暴露会导致皮肤、肺、膀胱等器官癌变,被国际癌症研究中心等机构确定为一类致癌物[34,35]。因此,对本地块开展人体健康风险评价十分必要。本研究中土壤单一污染物为As,以As最大浓度176 mg/kg作为最大暴露浓度评估其人体健康风险。依据HJ 25.3−2019,当污染物致癌风险超过可接受水平10^{-6}时,表征致癌风险不可接受;当污染物非致癌危害商超过1时,表征该污染物存在不可接受的非致癌危害。经计算,本地块土壤As的总致癌风险为1.2E−04,非致癌风险危害商为2.10,表明地块土壤中As的人体健康风险已超过可接受水平。进一步计算暴露途径贡献率,各暴露途径对地块土壤As致癌风险的贡献率为经口摄入(80.45%)>皮肤接触(14.59%)>吸入土壤颗粒物(4.96%),对非致癌危害商的贡献率为经口摄入(62.05%)>吸入土壤颗粒物

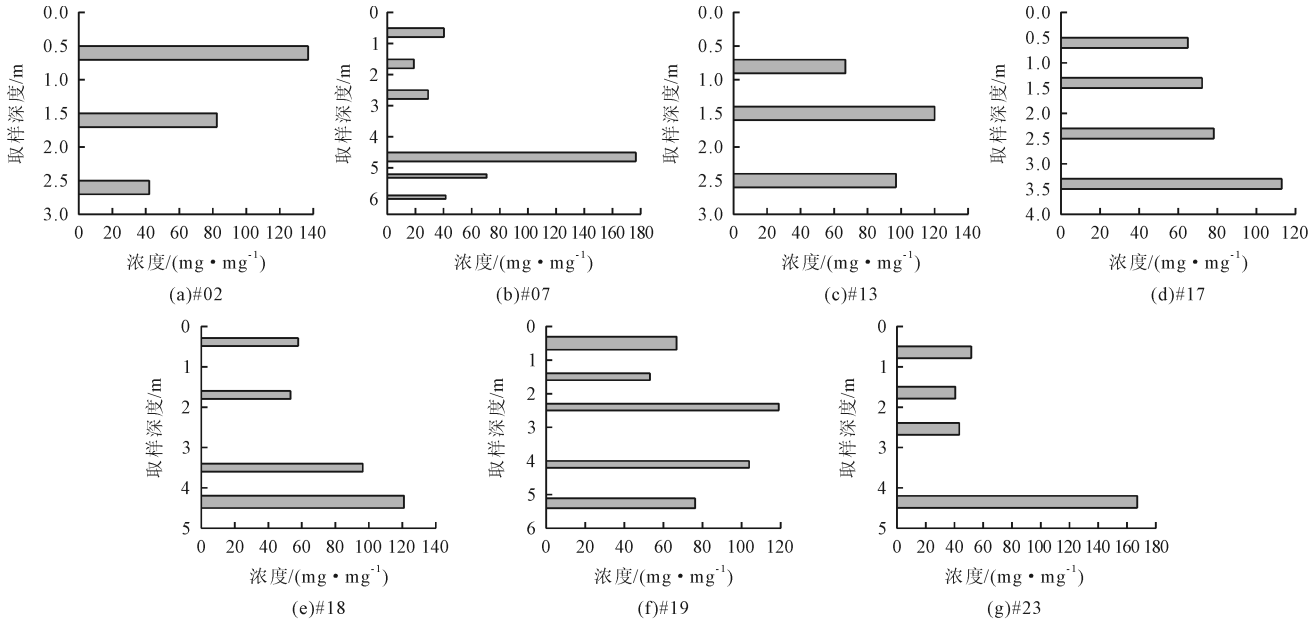


图4 地块典型点位土壤重金属As垂直分布特征

(26.69%)>皮肤接触(11.25%)。整体而言,土壤As致癌风险和非致癌危害商的主要暴露途径均为经口摄入,与Chen等[36]、马杰等[37]对场地重金属摄入途径的研究结论相似,后续实施风险管控和治理修复措施过程中,应加强对经口摄入风险的管控,降低人体健康风险。

鉴于土壤中As的人体健康风险已超过可接受水平,需对该地块开展治理修复。目前针对土壤重金属As污染,常见的修复技术有固化稳定化、土壤洗脱、水泥窑协同处置、土壤植物修复等[38-40]。固化稳定化属于风险管控技术,针对重金属一般考虑"固化稳定化+阻隔填埋"组合工艺。按照要求,风险管控工程完工后,需开展至少为期1 a长期监测,整体工期较长,且在本地块内一经设置阻隔填埋区,则禁止对该区域开发及扰动,若后期发生阻隔填埋措施失效,需探明失效的区域并采取补救措施,存在土地利用风险,严重影响土地利用价值,因此固化稳定化技术对本项目适用性较差。土壤洗脱技术需根据土壤机械组成及筛分效率选择合适的水土比,一般为5∶1到10∶1,增效洗脱单元的水土比根据可行性实验和中试的结果来设置,一般水土比为3∶1至20∶1之间,洗脱过程产生大量的洗脱废水,过程中使用的人工螯合剂价格昂贵,生物降解性差,且该地块离汉江较近,容易造成二次环境污染,同时本地块土壤以粉质黏土为主,使用土壤洗脱技术治理效率较低。植物修复主要用于表层土壤修复,本地块污染深度超过5 m,且植物修复技术周期较长,一般需3~8 a,目前主要用于农用地土壤修复,建设用地应用较少。而水泥窑协同处置技术使用新型干法水泥生产线,技术成熟,处理效率高,在生产水泥熟料的同时,能够同时将重金属固化,对污染土壤进行资源化利用,二次污染小。综合考虑,针对本地块推荐使用水泥窑协同处置技术开展污染土壤的治理修复,施工过程中应注意防止污染土壤转运及暂存过程中对环境的二次污染,合理确定污染土壤的掺烧量。

3 结论

本文以湖北省某肥料厂遗留场地为研究对象,系统分析了地块土壤重金属水平、垂直分布特征,并依据人体健康风险评估结果提出土壤修复建议,为完善我国化工污染场地土壤调查、修复和管理提供案例支撑。

(1)对23个点位80份土壤样品检测分析发现,该地块受重金属As污染严重,超过《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 36600-2018)第一类用地筛选值样品率达98.75%,超过第二类用地筛选值样品率达56.25%。

(2)结合各点位样品P_i、I_{geo}和E_i值分析土壤As污染水平分布特征,表明该地块分别有4个、2个和7个点位被识别为中度污染、偏重度污染和较强生态风险。

(3)地块典型点位As污染深度超过5.4 m,表明As易以溶解态的形式随雨水径流向土壤深层迁移。

(4)地块单一污染物As的致癌/非致癌风险均超过人体可接受水平,主要暴露途径均为经口摄入,建议使用水泥窑协同处置技术开展场地土壤修复。

[参考文献]

[1] 戎艳青,王林芳,肖艳艳,等. 不同模型在焦化厂PAHs健康风险评估中的应用[J]. 环境科学与技术, 2021,44(8):217-225.

Rong Yanqing, Wang Linfang, Xiao Yanyan, et al. Evaluation on models applied to health risk assessment of PAHs in coking plant[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 44(8):217-225.

[2] 张焱鑫,孙佳薇,席劲瑛,等. 农药行业污染场地挥发性有机物释放能力及其评价方法研究[J]. 环境科学学报, 2022,42(3):450-456.
Zhang Yanxin, Sun Jiawei, Xi Jinying, et al. Study on release capacity of volatile organic compounds from contaminated sites in pesticide industry and its evaluation method [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(3):450-456.

[3] 姜登登,陈檣,周艳,等. 基于地下水入渗地下室情景的蒸气入侵暴露模型研究[J]. 环境科学研究, 2022,35(5):1297-1305.
Jiang Dengdeng, Chen Qiang, Zhou Yan, et al. Study on steam intrusion exposure model based on groundwater infiltration into basement scene[J]. Research of Environmental Sciences, 2022,35(5):1297-1305.

[4] Peng Y S, Yang R D, Jin T, et al. Risk assessment for potentially toxic metal(loid)s in potatoes in the indigenous zinc smelting area of northwestern Guizhou Province, China[J]. Food and Chemical Toxicology, 2018,120:328-339.

[5] 付博. 某化肥污染场地高氨氮污染土壤的化学氧化修复实验研究[D]. 徐州:中国矿业大学, 2021.
Fu Bo. Experimental Study on Chemical Oxidation Remediation of High Ammonia Nitrogen Contaminated Soil in A Chemical Fertilizer Contaminated Site[D]. Xuzhou: China University of Mining and Technology, 2021.

[6] 谢达,赵伟. 粮食产量和化肥用量"双增长"与土地质量和耕地地力"双下降"存在问题及对策建议[J]. 农村经济与科技, 2022,33(4):10-12.
Xie Da, Zhao Wei. Problems and countermeasures of "double growth" of grain yield and fertilizer consumption and "double decline" of land quality and cultivated land fertility [J]. Rural Economy and Science-Technology, 2022,33(4): 10-12.

[7] 国家统计局. 中国第三产业统计年鉴-2019[M]. 北京:中国统计出版社, 2020.

[8] 刘洋. 某化肥厂遗留场地土壤重金属污染及健康风险评估[D]. 合肥:安徽建筑大学, 2016.
Liu Yang. Pollution Analysis and Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Remaining Site of a Fertilizer Plant [D]. Hefei: Anhui Jianzhu University, 2016.

[9] Akopyan K, Petrosyan V, Grigoryan R, et al. Assessment of residential soil contamination with arsenic and lead in mining and smelting towns of northern Armenia[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2018,184:97-109.

[10] Tang J W, Liao Y P, Yang Z H, et al. Characterization of arsenic serious-contaminated soils from Shimen realgar mine area, the Asian largest realgar deposit in China[J]. Journal of Soils and Sediments, 2016,16(5):1519-1528.

[11] 黄河清,王露,杨桂兰,等. 便携式X射线荧光光谱法快速测定化肥中砷、镉、铅、铬、汞[J]. 中国无机分析化学, 2022,12(4):28-33.
Huang Heqing, Wang Lu, Yang Guilan, et al. Rapid determination of As, Cd, Pd, Cr, Hg in chemical fertilizer by portable X-ray fluorescence spectrometry[J]. Chinese Journal of Inorganic Analytical Chemistry, 2022,12(4):28-33.

[12] 范珊珊,刘继远,谭晓东,等. 北京市水溶肥料重金属元素分析与评价[J]. 生态环境学报, 2021,30(2):430-437.
Fan Shanshan, Liu Jiyuan, Tan Xiaodong, et al. Comment and degree of contamination of heavy metals in water-soluble fertilizers in Beijing[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2021,30(2):430-437.

[13] 闫湘,王旭,李秀英,等. 我国水溶肥料中重金属含量、来源及安全现状[J]. 植物营养与肥料学报, 2016,22(1):8-18.
Yan Xiang, Wang Xu, Li Xiuying, et al. Contents, source and safety status of major heavy metals in water-soluble fertilizers in China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2016,22(1):8-18.

[14] 谢雨呈. 典型肥料生产场地氨氮污染特征及风险控制目标确定[D]. 长沙:湖南师范大学, 2019.
Xie Yucheng. Characteristics of Ammonia-Nitrogen Pollution and Determination of Risk Control Targets in an Abandoned Fertilizer Production Site[D]. Changsha: Hunan Normal University, 2019.

[15] 雷城英,李玉进,王梦珂,等. C-RAG模型在砷污染场地中的修正及应用研究[J]. 生态毒理学报, 2021,16(1):147-154.
Lei Chengying, Li Yujin, Wang Mengke, et al. Study on modification and application of C-RAG model in arsenic contaminated site[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2021, 16(1):147-154.

[16] Zeng J Q, Ke W S, Deng M, et al. A practical method for identifying key factors in the distribution and formation of heavy metal pollution at a smelting site[J]. Journal of Environmental Sciences (China), 2023,127:552-563.

[17] Zhang Y X, Li T S, Guo Z H, et al. Spatial heterogeneity and source apportionment of soil metal(loid)s in an abandoned lead/zinc smelter[J]. Journal of Environmental Sciences (China), 2023,127:519-529.

[18] Xue S G, Korna R, Fan J R, et al. Spatial distribution, environmental risks, and sources of potentially toxic elements in soils from a typical abandoned antimony smelting site[J]. Journal of Environmental Sciences (China), 2023,127:780-790.

[19] Liu J, Wang Y H, Wang Y N, et al. Novel insights into probabilistic health risk and source apportionment based on bioaccessible potentially toxic elements around an abandoned e-waste dismantling site[J]. Science of the Total Environ-

ment, 2022,838(Pt 3):156372.

[20] 章诗辞,罗泽娇. 某聚氯乙烯树脂厂退役场地土壤汞污染特征分析[J]. 环境工程学报, 2017,11(10):5771-5777.
Zhang Shici, Luo Zejiao. Analysis of mercury pollution characteristics in soil of retired site of a PVC resin factory [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017,11 (10):5771-5777.

[21] Muller G. Index of geoaccumulation in the sediments of the Rhine River[J]. Geojournal, 1969:108-118.

[22] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980,14(8):975-1001.

[23] 国家环境保护局主持, 中国环境监测总站主编. 中国土壤元素背景值[M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990.

[24] 路一帆. 苏州某重金属污染场地土壤中的污染物空间分布特征及健康风险评价[D]. 苏州:苏州科技大学, 2021.
Lu Yifan. Spatial Distribution Characteristics and Health Risk Assessment of Soil Pollutants in a Heavy Metal Contaminated Site in Suzhou[D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2021.

[25] 陈洁. 场地重金属健康风险评价:苏州市某电镀遗留场地重金属健康风险评价[D]. 苏州:苏州科技大学, 2018.
Chen Jie. Health Risk Assessment of Heavy Metals in the Site[D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2018.

[26] Wilding L. Spatial variability: its documentation, accommodation and implication to soil surveys[J]. Spatial Variations, 1985.

[27] 覃霞,张超兰,黎承波,等. 某砒霜厂场地砷污染特征及风险评估[J]. 广西大学学报:自然科学版, 2021,46(4):1101-1109.
Qin Xia, Zhang Chaolan, Li Chengbo, et al. Characteristics and risk assessment of arsenic pollution in a arsenic factory site[J]. Journal of Guangxi University: Natural Science Edition, 2021,46(4):1101-1109.

[28] Sadiq M. Arsenic chemistry in soils: an overview of thermodynamic predictions and field observations[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1997,93(1):117-136.

[29] Smedley P L, Kinniburgh D G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters[J]. Applied Geochemistry, 2002,17(5):517-568.

[30] 李思妍,史高玲,娄来清,等. P、Fe及水分对土壤砷有效性和小麦砷吸收的影响[J]. 农业环境科学学报, 2018,37(3):415-422.
Li Siyan, Shi Gaoling, Lou Laiqing, et al. Effects of P, Fe and water on soil arsenic availability and wheat arsenic absorption[J]. Journal of Agro-environment Science, 2018,37 (3):415-422.

[31] 汪花. 兴义市西南部喀斯特地区土壤砷的空间分布及迁移富集特征[D]. 贵阳:贵州大学, 2019.
Wang Hua. Spatial Distribution, Migration and Enrichment Characteristics of Soil Arsenic in Karst Area in Southwest Xingyi City[D]. Guiyang: Guizhou University, 2019.

[32] 刘丽丽,邓一荣,廖高明,等. 华南某污染场地土壤重金属污染健康风险评估与来源解析[J]. 环境污染与防治, 2021,43 (7):875-879.
Liu Lili, Deng Yirong, Liao Gaoming, et al. Health risk assessment and source analysis of heavy metal pollution in soil of a polluted site in South China[J]. Environmental Pollution & Control, 2021,43(7):875-879.

[33] Tao Y Q, Zhang S Z, Jian W, et al. Effects of oxalate and phosphate on the release of arsenic from contaminated soils and arsenic accumulation in wheat[J]. Chemosphere, 2006, 65(8):1281-1287.

[34] Zhou M, Liu Z S, Zhang B F, et al. Interaction between arsenic metabolism genes and arsenic leads to a lose-lose situation[J]. Environmental Pollution, 2022,312:119971.

[35] Abdul K S M, Jayasinghe S S, Chandana E P S, et al. Arsenic and human health effects: a review[J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 2015,40(3):828-846.

[36] Chen G Z, Wang X M, Wang R W, et al. Health risk assessment of potentially harmful elements in subsidence water bodies using a Monte Carlo approach: an example from the Huainan coal mining area, China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019,171:737-745.

[37] 马杰,佘泽蕾,王胜蓝,等. 基于蒙特卡罗模拟的煤矸山周边农用地土壤重金属健康风险评估[J]. 环境科学, 2023,44 (10):5666-5678.
Ma Jie, She Zelei, Wang Shenglan, et al. Health risk assessment of heavy metals in agricultural soil around gangue mountain based on Monte Carlo simulation[J]. Environmental Science, 2023,44(10):5666-5678.

[38] Chang J S, Cho Y C, Lin Y P. Regeneration of heavy metal contaminated soils for cement production by cement kiln co-processing[J]. Resources, Conservation and Recycling, 2022,176:105909.

[39] Wang L, Chen L, Guo B L, et al. Red mud-enhanced magnesium phosphate cement for remediation of Pb and As contaminated soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2020,400: 123317.

[40] Sharma S, Singh B, Manchanda V K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2015,22(2):946-962.