

艾比湖流域农田土壤重金属的环境风险及化学形态研究

张兆永^{1,2}, 吉力力·阿不都外力¹, 姜逢清¹, 艾尼瓦尔·买买提³

(1. 中国科学院新疆生态与地理研究所荒漠与绿洲生态国家重点实验室, 新疆 乌鲁木齐 830011;

2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 新疆大学化学化工学院, 新疆 乌鲁木齐 830046)

摘要:采集土壤样品,测定8种重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn)的总量及各形态含量,然后采用多种方法并结合土壤背景值进行分析。结果表明:艾比湖流域农田土壤中8种重金属的含量值均未超过国家土壤质量二级标准的限值,8种重金属可以辨识为2个主成分,重金属Cd、Hg、Pb和Zn的较高风险区主要分布在研究区的中部,重金属As、Cr、Cu和Ni的较高风险区主要分布在研究区南部靠近荒漠、山地以及研究区边缘区域,重金属As、Cr和Ni均以残渣态为主,其他形态含量较低。农田土壤中重金属的生物毒性以Cb为最大,Pb和Hg次之。

关键词:农田土壤;重金属;来源解析;环境风险;化学组成;艾比湖流域

中图分类号:X53 **文献标识码:**A **文章编号:**1000-0690(2015)09-1198-09

重金属含量是表征农田土壤环境质量的重要指标,农田土壤一旦遭受重金属污染不仅会直接影响农产品质量,还会通过食物链对人体健康产生危害^[1,2]。随着经济的发展,土壤中重金属含量受人类活动如汽车尾气排放、工业污染、农业生产中化肥和农药的施用影响日益明显。目前,土壤中重金属污染已经成为区域生态系统健康的重要威胁因素^[3-6]。重金属不同的形态对其生物吸收有不同的贡献,重金属生物毒性的大小与它们的赋存形态直接相关。除此之外,重金属在土壤、水环境中迁移能力的强弱也主要受重金属不同形态含量的影响^[7,8]。因此测定重金属形态含量对于揭示其生物毒性及其在环境中的迁移特性具有重要意义^[9,10]。

艾比湖流域是新欧亚大陆桥中国段的西桥头堡,是国家重要的能源通道,也是新疆近几年经济增长较快的地区之一^[11]。近年来随着该区域开发活动的不断增加,人类活动对自然环境的污染越来越严重^[12,13]。但目前对于艾比湖流域农田土壤中重金属分布、来源以及污染状况的研究还较少。本文以艾比湖流域多年耕作农田为研究区,

通过采集土壤样品,测定8种重金属(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn)的总含量及各形态含量,然后采用多元统计分析方法来识别其来源、采用地统计学方法分析重金属的环境风险及空间分布特征;在此基础上通过测取各重金属的形态含量分析重金属的形态组成特征及生物有效性。研究结果可以为艾比湖流域目前经济不断发展背景下,农田土壤重金属污染的防治以及农田土壤质量的保持提供科学依据,同时也可以为干旱区绿洲农田质量的保护及污染防治提供综合参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

艾比湖流域地处准噶尔盆地西部(43°38'~45°52'N, 79°53'~85°2'E),南、西、北三面环山(图1),总面积 $5.06 \times 10^4 \text{ km}^2$,其中山地面积 $2.43 \times 10^4 \text{ km}^2$,平原面积 $2.58 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。由于地处干旱区内陆,艾比湖流域属于典型的温带大陆性气候,干燥少雨,年均降水量仅100~200 mm,潜在蒸发量为1 500~2 000 mm。艾比湖流域植物区系受中亚和蒙古植物区系的影响,植被过渡性明显,有各类植物385

收稿日期:2014-06-19;修订日期:2014-10-10

基金项目:国家自然科学基金(41471098)、国家自然科学基金-新疆联合基金(U1138301)资助。

作者简介:张兆永(1985-),男,山东临沂人,博士研究生,主要从事干旱区资源与环境研究。E-mail:baigangdian313@163.com

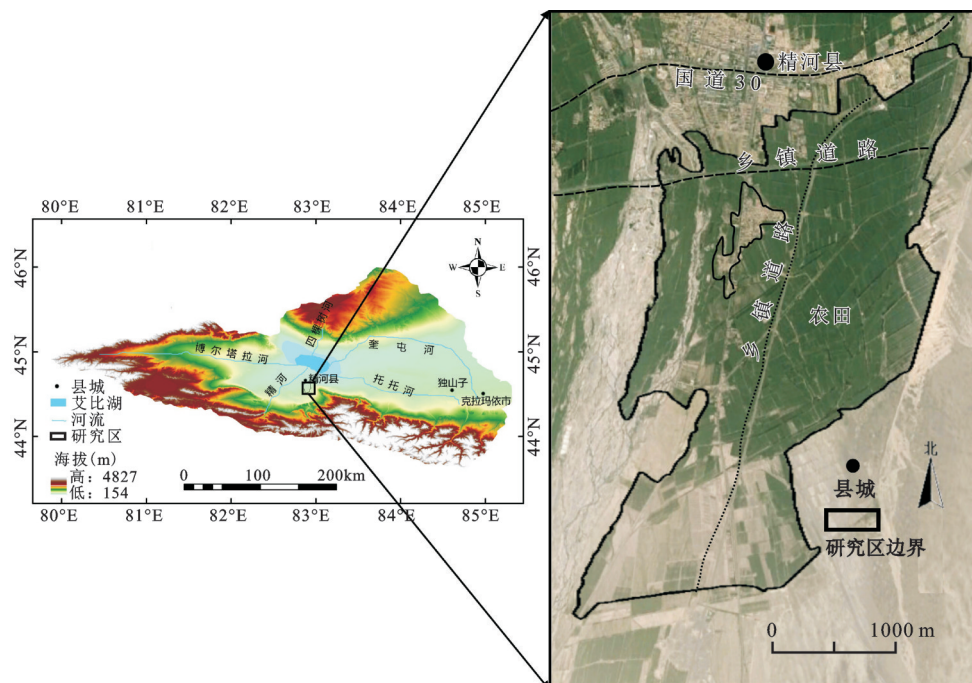


图1 研究区位置

Fig. 1 Location of the study area in Ebinur Basin

种,隶属53科191属^[14,15]。湖南北两侧山麓发育砾质、石膏质荒漠土,植被为梭梭荒漠、麻黄荒漠;湖滨盐土上植被以盐节木、盐穗木为主;河流下游新老河道、河叉处发育胡杨林、芦苇和低地草甸;平原盐化土壤上发育琵琶柴荒漠。在各种土壤类型中风沙土是艾比湖流域分布范围最广、面积最大的土壤类型。20世纪60年代以来由于该流域耕地面积扩大,大量的引水灌溉导致艾比湖的入湖水量迅速减少,湖面积不断缩小,湖区沙尘暴等灾害频发,对流域生态环境造成严重的威胁^[16]。与此同时,随着该流域人类活动的不断增多,特别是工、农业生产以及城镇生活污染物质的排放,导致该区域土壤及地表水体重金属的含量增多^[17,18]。

1.2 样品采集

在室内分析艾比湖流域遥感影像资料的基础上,将研究区设置在艾比湖西南部,精河县南侧的多年耕作农田,耕作年限15 a,种植作物为棉花、玉米,土壤质地为棕漠土,pH平均值为8.35,土壤平均含盐量为2.57 g/kg。土壤采样点的布设采用网格法结合3S技术进行,共布设样点74个,采样间距为近600 m,在实际采样过程中结合采样地点的实际状况进行调整,最终生成土壤样点分布图(图2)。所有土壤样品均采自0~20 cm表层土壤,每个

样点采集土壤样品500 g,然后装入聚乙烯样品袋,多余样品采用四分法舍去。在采样的同时记录样点的编号,取样位置、取样日期、土壤颜色、样点植被以及周围的环境状况以备后续分析。

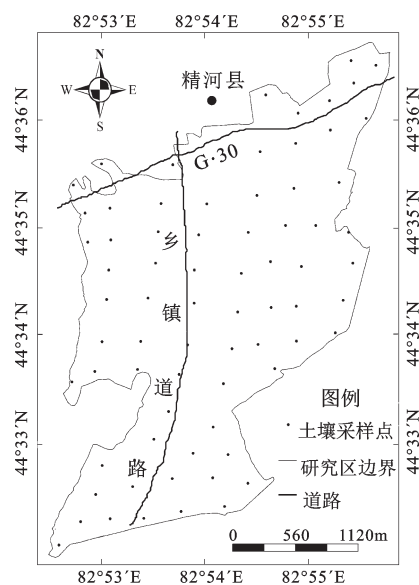


图2 土壤采样点分布

Fig. 2 Location of soil sampling sites in Ebinur basin

1.3 样品测试

土壤样品带回实验室,经室温风干后、剔除其

中的植物残体和石块,然后磨碎过 100 目筛,保存于塑料瓶中。样品中重金属的测定在中国科学院新疆生态与地理研究所中心实验室进行,按如下步骤:首先称取 0.5 g 试样于 Anton PVC 消解罐,消化后,封严置于消解仪中,升温 170℃ 后维持 30 min,冷却取后取出并收集试样,过滤定容。待测溶液中 8 种重金属元素(As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb、Zn)的含量测试按照如下方法进行。重金属 Cu、Zn、Ni、Pb、Cr 和 Cd 的含量采用等离子体质谱法(Inductively Coupled Plasma-mass Spectrometry, ICP-MS)测定;As 和 Hg 的含量采用原子荧光光谱法(Atomic Fluorescence Spectrometry, AFS)测定。重金属化学形态测试在新疆大学化学化工学院进行,采用目前常用的,欧共体参比司提出的 BCR 连续提取法^[19,20]。测试仪器各元素的检出限均低于 0.01 mg/kg,测试所用试剂均为优级纯,分析方法的准确度和精密度采用国家一级土壤标准物质(GBW 系列)进行检验,回收率介于 96.41%~103.15%之间,并按比例随机检查和异常点检查进行严格的质量控制。为了避免样品测试中的污染,所有玻璃器皿、消解罐扎在使用之前均使用浓度为 5%的硝酸浸泡 24 h,冲洗干净后烘干。

1.4 研究方法

1) 描述性与多元统计分析。采用描述性统计分析艾比湖流域农田土壤中重金属的含量范围、均值、标准差、变异系数、峰度和偏度等指标。采用多元统计方法(相关性分析、主成分分析)解析土壤中重金属的来源,以上分析过程均在 SPSS 19.0 软件中实现。采用地统计分析中的单元指示克里格分析土壤中各重金属的环境风险。重金属变异函数模型的计算和选取,采用 GS+9.0 软件进行;环境概率风险空间分布制图采用 ArcGIS 10.0 软件完成。

2) 指示克里格。指示克里格方法(Indicator Kriging, IK)是一种非参数估计方法,它不要求数据服从正态分布,且不受特异值的影响。它是将对区域化变量的研究而转化为对其指示函数的研究,可以用来估计超出规定阈值的概率^[21,22]。其具体步骤如下:首先根据问题的要求确定评价指标的阈值;然后为评价指标确定指示函数,根据指示函数将相应的采样点数据进行二态指示变换,得到指示变换值(即 1 或 0),然后评价属性值的高低(0~1 之间)^[23,24]。指示克里格法的预测精度超过普

通克里格法。目前指示克里格方法广泛应用于地下水、土壤盐渍化及环境中重金属含量分布的研究^[21~24]。在本研究中,采用指示变换值进行土壤中重金属变异函数模型的计算和选取,相关过程在 GS+9.0 软件中实现;计算完成后将所求取的变异函数模型参数输入到 ArcGIS 10.0 软件中进行普通克里格空间插值分析,以此得到土壤重金属环境风险概率的空间分布图。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属的描述性统计特征

描述性统计结果表明(表 1),艾比湖流域农田土壤中 8 种重金属的含量范围均未超过国家二级标准值(pH 大于 7.5,铜为农田标准)^[25],表明土壤中重金属的含量较低;其中重金属 Zn、Pb、Cu、Hg、Ni、As、Cd 和 Cr 的平均值分别为 107.91、34.81、35.87、0.037、29.28、15.57、0.16、74.51 mg/kg,均超过新疆土壤背景值^[26],超标率分别为 46.49%、25.57%、31.82%、75.12%、15.19%、30.51%、61.57%和 18.15%,表明经济发展背景下,艾比湖流域农田土壤中重金属元素含量受人类活动的影响较大。从变异系数来看^[27],艾比湖流域土壤中重金属 Cu、Ni、As 和 Cr 变异系数分别为 34.74%、19.96%、32.81%和 25.62%,均为中等变异($15\% < C_v < 35\%$),而土壤中重金属 Cd、Hg、Pb 和 Zn 的变异系数分别为 75.57%、86.49%、45.69%和 42.87%,均为高度变异($C_v > 36\%$)。从偏度上看,土壤中 8 种重金属的大小顺序为 $Hg > Cd > Ni > Cr > Pb > Cu > Zn > As$ 。

2.2 土壤重金属的多元统计分析

1) 相关分析。相关分析表明(表 2),艾比湖农田土壤中 8 种重金属之间的相关关系复杂,其中重金属 Hg-Zn-Pb 之间具有较强的相关性。重金属 Pb-Hg、Pb-Zn 和 Pb-Cd 在 $p < 0.01$ 水平上相关系数分别为 0.812、0.771 和 0.793,均为极显著相关;重金属 Zn-Hg、Zn-Cu 和 Zn-Cd 在 $p < 0.05$ 水平上相关系数为 0.672、0.686 和 0.712,为显著相关;重金属 Ni-As 和 Ni-Cr 在 $p < 0.01$ 水平上相关系数分别为 0.456 和 0.557,为极显著相关。重金属 As-Cr 和 As-Cu 在 $p < 0.05$ 水平上相关系数为 0.521 和 0.475,为显著相关。

2) 主成分分析。主成分分析是判别土壤中重金属来源的有效方法^[5,22],主成分分析结果表明(图 3),艾比湖流域农田土壤中 8 种重金属可以辨

表1 土壤重金属的描述性统计

Table 1 Descriptive statistics of (class) heavy elements contents in surface soil of fields

元素	范围 (mg/kg)	均值 (mg/kg)	标准差	变异系数 (%)	超标率 (%)	峰度	偏度	背景值 (mg/kg)	国家二级标准 (mg/kg)
Zn	52.11~272.8	107.91	11.28	42.87	46.49	18.1	15.8	68.8	300
Pb	15.31~71.43	34.81	3.92	45.69	25.57	22.5	18.5	19.4	350
Cu	11.54~98.54	35.87	4.57	34.74	31.82	21.5	17.6	26.7	100
Hg	0.01~0.76	0.037	0.01	86.49	75.12	37.6	35.1	0.017	1.0
Ni	12.7~58.06	29.28	5.61	19.96	15.19	27.7	21.5	26.6	60
As	7.3~19.54	15.57	2.19	32.81	30.51	15.2	11.8	11.2	25
Cd	0.01~0.58	0.16	0.011	75.57	61.57	35.9	33.3	0.12	0.6
Cr	25.4~216.24	74.51	3.84	25.62	18.15	23.7	18.6	49.3	250

表2 土壤重金属的相关关系矩阵

Table 2 Correlation matrix of heavy metals in surface soil of fields

	Zn	Pb	Cu	Hg	Ni	As	Cd	Cr
Zn	1.000							
Pb	0.771**	1.000						
Cu	0.686*	0.181	1.000					
Hg	0.672*	0.812**	-0.221	1.000				
Ni	-0.417	-0.288	0.441	-0.358	1.000			
As	-0.375	-0.367	0.475*	-0.229	0.456*	1.000		
Cd	0.712*	0.793**	-0.317	-0.427	-0.377	-0.219	1.000	
Cr	-0.208	-0.118	0.396	0.314	0.557**	0.521*	0.191	1.000

**表示在0.01的水平上显著; *表示在0.05的水平上显著。

识为2个主成分,分别解释总变量信息的57.65%和29.38%,累计贡献率达到86.94%,表明可以解释土壤中8种重金属来源大部分信息。与此同时两个主成分因子的变异系数分别为65.51%和57.31%,表明其差异性较大。第1主成分上,重金属Cd、Pb、Hg和Zn具有较大载荷,结合样点采集背景及文献分析,4种重金属含量较高的样点大多分布于研究区北部靠近县城和国道30(G30)的农田土壤中(图1)。城镇生活、工农业生产污染物质的排放以及道路运输废弃物污染均会造成4种重金属含量增高^[5,9,21,23,28-30],其应主要受人为污染的影响;第2主成分上重金属Cu、Ni、Cr和As具有较高的载荷。结合样点采集背景及相关文献分析,4种重金属含量较高的样点大多分布于研究区南部靠近荒漠、草地区域的农田土壤中,较偏僻,人类活动较少。土壤中较高重金属含量应主要受自然地质背景的影响包括山地母岩矿物的风化及成土母质的因素^[24,31-34],其主要受自然地质背景的影响。与此同时,重金属As在第1和第2主成分上均具有相

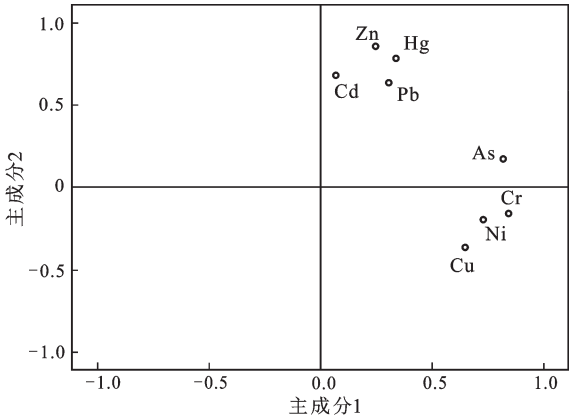


图3 土壤重金属的主成分因子载荷
Fig.3 Factors matrix of heavy elements of soil

当的载荷。结合样点背景及相关文献分析,重金属As含量较高的土壤样点在研究区北部城靠近城镇区域和南部靠近荒漠和草地区域均有相当的分布,未呈现明显的聚集现象,其应受人为污染排放如农业生产中农药使用以及自然地质背景因素如成土母质因素的共同作用^[4,24,31,34]。

2.3 土壤重金属环境风险的空间分布特征

1) 半方差函数理论模型。半方差函数理论模型主要参数包括块金常数(C_0)、基台值(C_0+C)、变程(Range)、决定系数(R^2)等^[21,22]。其中块金常数(C_0)是由试验测量误差和小于最小采样尺度的非连续性变异引起。决定系数(R^2)表示理论模型的拟合精度。基台值(C_0+C)表示系统总的变异性,包括随机性变异与结构性变异总和。块金常数和基台值的比值 $[C_0/(C_0+C)]$ 则代表空间的自相关性,表示系统的空间异质性,可以反映出结构性和随机性因素的综合作用^[23,24]。当 $C_0/(C_0+C)<0.25$ 时,表示变量的空间变异以结构性变异为主,具有强烈空间相关性;当 $C_0/(C_0+C)\geq 0.75$ 时,表示其空间变异已随机性因素主,其空间相关性较弱;当 $0.25\leq C_0/(C_0+C)<0.75$ 时,表示其受结构性因素和随机性因素的共同影响,为中等程度的空间相关^[22-24]。

由半方差函数理论模型的拟合结果可知(表3),艾比湖流域农田土壤中重金属As和Pb的变异函数理论模型均符合球状模型,重金属Zn符合高斯模型,其余变量符合指数模型。研究表明,各变量的有效变程介于1 892~6 100 m之间,所有元素的决定系数(R^2)均大于0.878,而RSS较小,说明本研究中理论模型的选取符合要求,本研究中选取的变异函数的拟合模型可以较好的反映土壤中重金属的空间结构特性。重金属As、Cr、Cu和Ni的块金值/基台值 $[C_0/(C_0+C)]$ 均小于0.25,表明这些元素的空间变异性以土壤母质、地形等结构性变异为主。在本研究中重金属Zn、Pb、Hg和Cd的块金值/基台值均大于0.75,表明艾比湖流域农田土壤中4种重金属元素的空间分布均以城镇生产、生活污染等随机性因素引起的空间变异为主。

2) 重金属环境风险分布特征。以新疆土壤背景值为指示克里格阈值^[24],采用单元指示克里格方法分析艾比湖流域农田土壤中8种重金属的环境风险概率分布格局,相关计算过程在ArcGIS10.0中进行,其中变异函数模型的计算在GS+9.0软件中进行。分析结果表明(图4),总体看,研究区重金属Cd、Hg、Pb和Zn较高的风险区主要分布在中部和北部靠近城镇、交通干道附近的农田(图1),并呈先出点状和面状分布(图4b、g、e、f);重金属As、Cr、Cu和Ni的较高风险区域主要分布在研究区南部靠近荒漠、山地以及研究区边缘的农田(图1、图4a、c、d、h)。结合采样区实际状况分析,研究区北部靠近县城及交通干道(G30)、乡镇道路,该区域城镇生活,工业生产污染排放以及交通运输含重金属污染物排放是造成土壤中重金属的环境风险概率较高的主要原因^[21,23,24,29,30],这也与多元统计分析结果一致(图1)。与此同时,在研究区的南部和边缘区域主要为荒漠、山地等人类活动影响较少的土地利用类型,该区域土壤中较高的重金属环境风险概率应主要受较高的自然地质背景因素如山间母岩矿物风化以及成土母质等因素的影响(图1)^[4,24,34]。

2.4 土壤中重金属的化学形态分析

1) 重金属As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn的化学组成。土壤中重金属的分布和形态特征是重金属污染行为研究的重要内容^[9,10],特别是对于毒害性重金属Cd、Hg、Pb、Cr。此外,重金属元素在土壤中迁移能力的强弱也主要与它们的赋存形态密切相关^[8-10]。评价土壤中重金属形态特征,对了解土壤中重金属的迁移转化及其对作物质量的影响具有重要的意义。在分析艾比湖流域农田土壤

表3 土壤重金属的半方差函数模型

Table 3 Semivariogram models of heavy metals of soil

变量	理论模型	块金值 C_0	基台值 C_0+C	基底效应 $C_0/(C_0+C)$	有效变程 $R(m)$	残差平方 RSS	决定系数 R^2
As	球状	0.315	0.527	0.597	3750	0.0001	0.991
Cr	指数	0.098	0.651	0.151	6100	0.0004	0.899
Cd	指数	0.601	0.715	0.841	4971	0.0002	0.924
Hg	指数	0.725	0.827	0.876	5100	0.0002	0.928
Ni	指数	0.123	0.912	0.135	2145	0.0001	0.961
Pb	球状	0.509	0.567	0.897	4615	0.0003	0.957
Zn	高斯	0.040	0.495	0.081	1892	0.0003	0.981
Cu	指数	0.066	0.515	0.128	2800	0.0002	0.916

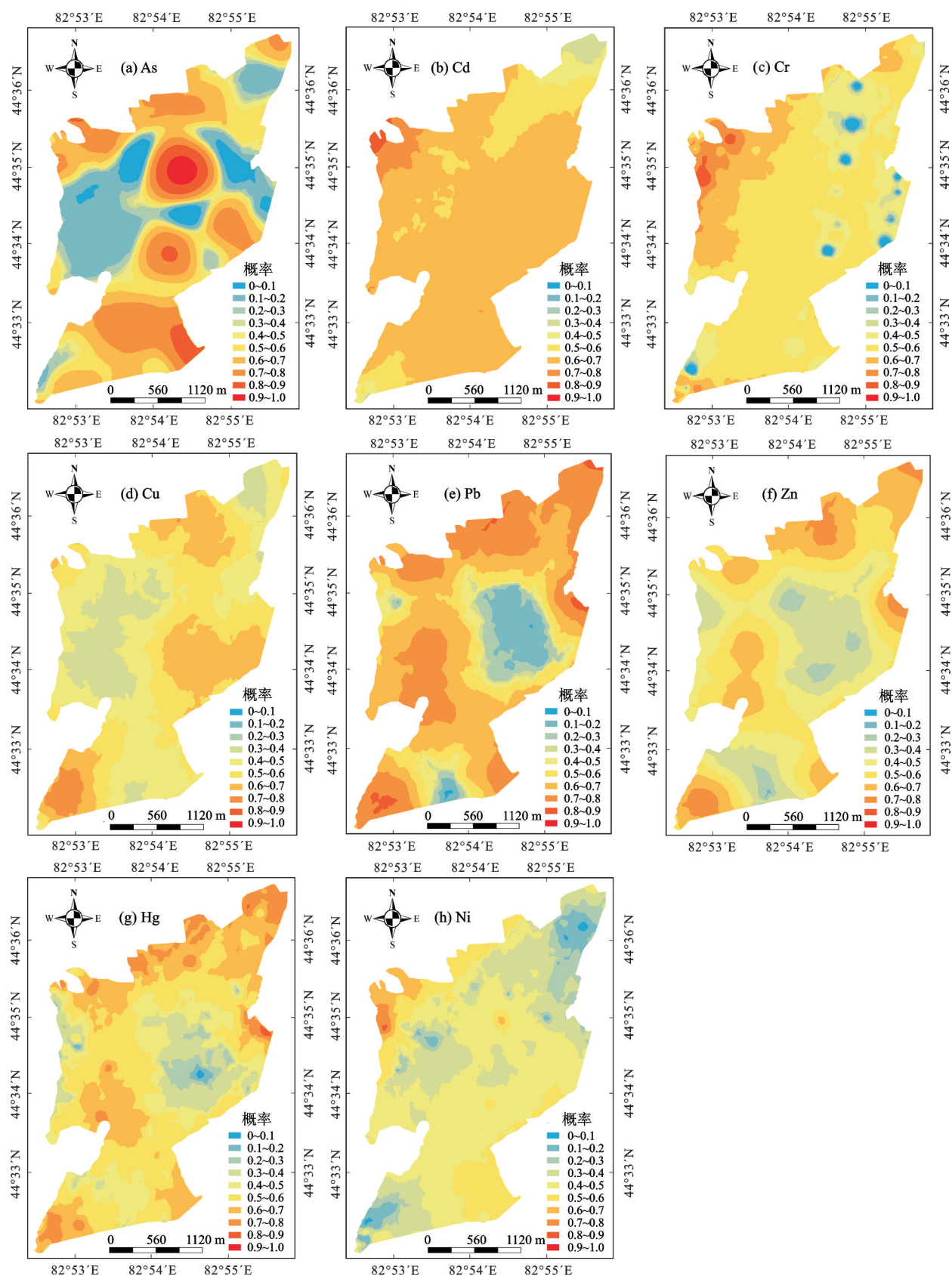


图4 土壤重金属的单因子环境风险概率格局

Fig.4 The probability of environment risks of single factor of heavy metals of soil

中重金属总量的基础上,进一步通过测定其各重金属的形态含量,分析其生物毒性。分析表明,艾比湖流域农田土壤中8种重金属元素的平均形态均以残渣态为主,其中重金属As、Cr、Cu、Ni和Zn的残渣态占其总量的比例均在60%以上,其他各形态含量均不超过20%。其中,8种重金属中残渣态所占总量比例大小顺序依次为 $Zn>Ni>Cr>As>Cu>Pb>Cd>Hg$,以Zn最高,达到75%以上;从酸提取态来看,8种重金属的所占总量的比例大小依次为 $Hg>Cd>Pb>Cu>Ni>Zn>As>Cr$,表明Hg的可移动形态在总量中的比例较高;从可还原态含量来看,8种重金属的所占其总量的比例大小顺序依次为 $Pb>Cd>Zn>Hg>Cu>As>Ni>Cr$,其中,Pb所占比例最大,占其总量的24.86%。从可氧化态来看,8种重金属的所占总量的比例大小依次为 $Cr>As>Ni>Cu>Cd>Pb>Hg>Zn$ 。

2) 重金属As、Cd、Cr、Cu、Hg、Ni、Pb和Zn生物有效性分析。酸提取态(可交换态和碳酸盐结合态)是植物最容易吸收的形态,可还原态(铁锰氧化物结合态)是植物较易利用的形态,可氧化态(有机物及硫化物结合态)是植物较难利用的形态,残渣态是植物几乎不能利用的形态,对植物而言几乎是无效的^[7,35]。在重金属形态测定的基础上,参考文献[7,35]并结合干旱区的实际,将重金属的酸提取态和可还原态作为艾比湖流域农田土壤中重金属的生物有效态含量,以此分析其生物毒性;将可氧化态和残渣态作为重金属的稳定态含量,以此分析其稳定性。

分析结果表明,艾比湖流域农田土壤中重金属Pb、Hg、Cd、Cu、As、Cr、Ni和Zn的平均有效态含量分别占总量的比例为39.05%,30.9%,35.43%,18.1%,10.26%,11.63%,11.06%和20.19%,其中以Cd生物毒性最高,Pb和Hg次之。相对于此,土壤中重金属Cu、Ni、Cr、As和Zn的稳定态含量较高,其平均含量占总量比重均大于80%,表明其生物毒性较低。结合相关文献分析^[36,37]艾比湖流域农田土壤中较高的Cd、Hg、Pb的有效态含量应与流域工、农业生产中人为污染物质的排放密切相关,对此应引起重视。

3 结 论

1) 统计分析表明艾比湖流域农田土壤中8种重金属的含量均未超过国家二级标准值。但其平

均值和最大值均高于新疆土壤背景值,表明该区域经济发展对农田土壤中重金属含量具有负面效应。

2) 多元统计分析表明,艾比湖流域农田土壤中8种重金属元素可以辨识为两个主成分。PC1(Cd、Pb、Hg和Zn)主要受人为污染因素的影响;PC2(Cu、Ni、Cr和As)主要受自然地质背景的影响,相关分析和主成分分析结果相对应。

3) 地统计分析表明8种重金属的环境风险分布各不相同,其中重金属Cd、Hg、Pb和Zn的高风险区主要分布在研究区北部靠近城镇、交通干道附近区域;重金属As、Cr、Cu和Ni的高风险区主要分布在研究区南部靠近荒漠、山地附近以及研究区的边缘区域。二者分别受人类污染和自然地质背景因素的控制,呈现点状和面状分布。

4) 化学形态分析表明艾比湖流域农田土壤中重金属As、Cr、Ni以残渣态和可氧化态为主,其余各形态所占比例不超过20%。生物有效性分析表明,艾比湖流域农田土壤中重金属的生物毒性以Cb最大,Pb和Hg次之,Cu、Zn、Ni、Cr和As较低。

近年来新疆绿洲经济得到迅速发展,但与此同时绿洲环境中重金属含量也在不断增高,在某些区域甚至造成污染:已有文献研究表明,艾比湖流域所在的天山地区的河流、湖泊等地表水体和沉积物中重金属含量均受到不同程度人为污染的影响,其中对乌鲁木齐-阿克苏区段一些河流、湖泊和水库等水体和沉积物中重金属含量的影响最为明显,包括流经乌鲁木齐市的水磨河、乌鲁木齐东部的柴窝堡湖和天山南坡的博斯腾湖水体和沉积物,绿洲工、农业生产和城镇生活造成的污染物排放是这些区域的主要污染源;从绿洲灌区农田土壤中重金属含量来看,近年来新疆绿洲农业生产的发展也对一些灌区农田土壤中重金属含量产生较大的负面影响,造成农田土壤中重金属元素超标,这些区域主要包括乌鲁木齐灌区、石河子灌区和奎屯灌区等;与此同时,绿洲工业生产、工业园区建设、交通运输发展和冬季燃煤污染物排放等也对绿洲城市、铁路和国道附近土壤以及大气降尘中重金属含量与健康风险来产生明显的影响,造成一些土壤和大气降尘中重金属含量增加、健康风险增大,如对乌鲁木齐市不同城市功能区土壤和大气降尘中重金属的研究。

相对于中、东部经济发达地区,新疆绿洲生态环境目前总体状况良好,重金属污染事件较少,主

要污染目前仅集中在一些较大绿洲城市和大型灌区,但随着近年来西部大开发进程的深入以及对口援疆政策的加快实施,新疆绿洲经济发展过程中含重金属污染物的排放正对一些区域生态环境产生明显的负面影响。今后随着国家“丝绸之路”经济带建设,新疆绿洲经济必将迎来快速发展的时期,而包括艾比湖流域在内的天山地区正处于这一经济带的核心和辐射区域,在此背景下如何实现艾比湖流域和天山地区绿洲经济的快速发展与生态环境保护的双赢,是事关各族人民福祉和社会良性发展的重大问题。

参考文献:

- [1] Chang C Y, Yu H Y, Chen J J, et al. Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China[J]. Environmental monitoring and assessment, 2014, **186**(3): 1547-1560.
- [2] Yang P, Mao R, Shao H, et al. An investigation on the distribution of eight hazardous heavy metals in the suburban farmland of China[J]. Journal of hazardous materials, 2009, **167**(1): 1246-1251.
- [3] Khan S, Cao Q, Zheng Y M, et al. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China[J]. Environmental Pollution, 2008, **152**(3): 686-692.
- [4] 师荣光, 蔡彦明, 郑向群, 等. 天津郊区农田降雨径流重金属的污染特征及来源分析[J]. 干旱区资源与环境, 2011, **25**(5): 213~217.
- [5] 穆叶赛尔·吐地, 吉力力·阿布都外力, 姜逢清, 等. 天山北坡土壤重金属含量的分布特征及其来源解释[J]. 中国生态农业学报, 2013, **21**(7): 883~890.
- [6] Chang C Y, Yu H Y, Chen J J, et al. Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China[J]. Environmental monitoring and assessment, 2014, **186**(3): 1547-1560.
- [7] 钟晓兰, 周生路, 李江涛, 等. 土壤有效态 Cd、Cu、Pb 的分布特征及影响因素研究[J]. 地理科学, 2010, **30**(2): 254~260.
- [8] Guo G L, Zhou Q X, Koval P V, et al. Speciation distribution of Cd, Pb, Cu, and Zn in contaminated Phaeozem in north-east China using single and sequential extraction procedures[J]. Soil Research, 2006, **44**(2): 135-142.
- [9] Pietrzykowski M, Socha J, van Doorn N, Gunawardana S. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas[J]. Science of the Total Environment, 2014, **470**: 501-510.
- [10] Gunawardana C, Goonetilleke A, Egodawatta P, et al. Source characterisation of road dust based on chemical and mineralogical composition[J]. Chemosphere, 2012, **87**(2): 163-170.
- [11] 新疆维吾尔自治区统计局. 新疆统计年鉴 2013[M]. 北京: 中国统计出版社, 2013.
- [12] 弥 艳, 常顺利, 师庆东, 等. 艾比湖流域 2008 年丰水期水环境质量现状评价[J]. 湖泊科学, 2009, **21**(6): 891~894.
- [13] 弥 艳, 常顺利, 师庆东, 等. 农业面源污染对丰水期艾比湖流域水环境的影响[J]. 干旱区研究, 2010, **27**(2): 278~283.
- [14] 袁 月, 傅德平, 吕光辉. 新疆艾比湖湿地植被优势种间关系研究[J]. 湿地科学, 2008, **6**(4): 486~491.
- [15] 杨晓东, 吕光辉, 田幼华, 等. 新疆艾比湖湿地自然保护区植物的生态分组[J]. 生态学杂志, 2009, **28**(12): 2489~2494.
- [16] 吉力力·阿不都外力, 徐俊荣, 穆桂金, 等. 艾比湖盐尘对周边地区土壤盐分及景观变化的影响[J]. 冰川冻土, 2007, **29**(6): 928~939.
- [17] Zhang Z, Abuduwaili J, Jiang F. Determination of occurrence characteristics of heavy metals in soil and water environments in Tianshan Mountains, Central Asia[J]. Analytical Letters, 2013, **46**(13): 2122-2131.
- [18] 何学敏, 吕光辉, 秦 璐, 等. 艾比湖地区典型乔灌群落水盐胁迫下土壤重金属对酶活性的影响[J]. 水土保持研究, 2012, **19**(6): 94~99.
- [19] 曹会聪, 王金达, 张学林. BCR 法在污染农田黑土重金属形态分布研究中的应用[J]. 水土保持学报, 2007, **20**(6): 163~166.
- [20] 章海波, 骆永明, 赵其国, 等. 香港土壤研究 VII. BCR 提取法研究重金属的形态及其潜在环境风险[J]. 土壤学报, 2010, **47**(5): 865~871.
- [21] 姜菲菲, 孙丹峰, 李 红, 等. 北京市农业土壤重金属污染环境风险等级评价[J]. 农业工程学报, 2011, **27**(8): 330~337.
- [22] 吕建树, 张祖陆, 刘 洋, 等. 日照市土壤重金属来源解析及环境风险评价[J]. 地理学报, 2012, **67**(7): 971~984.
- [23] 王彬武, 李 红, 蒋红群, 等. 北京市耕地土壤重金属时空变化特征初步研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, **33**(7): 1335~1344.
- [24] 张昌盛, 周杰, 荆治国, 等. 关中盆地表土重金属空间分布特征[J]. 水土保持学报, 2014, **28**(2): 210~214.
- [25] 夏家淇, 蔡道基, 夏增禄, 等. 中华人民共和国国家标准土壤环境质量标准(GB15618-1995) [S]. 北京: 国家环境保护局科技标准司, 1995.
- [26] 中国国家环境保护局. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [27] 曾丽婷, 陈永康, 王学松. 城市表层土壤重金属与磁化率的多尺度空间变异分析[J]. 环境科学学报, 2014, **34**(4): 987~995.
- [28] 全致琦, 陈太政, 段海静, 等. 不同耕作方式对路旁土壤重金属分布的影响——以黄淮平原国道 310 开封段为例[J]. 地理科学, 2014, **34**(3): 377~384.
- [29] 郭 平, 谢忠雷, 李 军, 等. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价[J]. 地理科学, 2005, **25**(1): 108~112.
- [30] 胡春华, 蒋建华, 周文斌. 环鄱阳湖区农家菜地土壤重金属风险评价及来源分析[J]. 地理科学, 2012, **32**(6): 771~776.
- [31] 李建国, 濮励杰, 廖启林, 等. 无锡市土壤重金属富集的梯度效应与来源差异[J]. 地理科学, 2014, **34**(4): 496~504.
- [32] 张鹏岩, 秦明周, 闫江虹, 等. 黄河下游滩区开封段土壤重金属空间分异规律[J]. 地理研究, 2013, **32**(3): 421~430.
- [33] 关 莹, 臧淑英, 肖海丰. 连环湖马圈泡沉积物重金属污染及潜

- 在生态风险[J].地理科学,2014,34(4):505~512
- [34] 解文艳,樊贵盛,周怀平,等.太原市污灌区土壤重金属污染现状评价[J].农业环境科学学报,2011,30(8):1553~1560.
- [35] 铁梅,宋琳琳,惠秀娟,等.施污土壤重金属有效态分布及生物有效性[J].生态学报,2013,33(7):2173~2181.
- [36] 江培龙,方凤满,张杰琼,等.淮南煤矿复垦区土壤重金属形态分布及污染评价[J].水土保持学报,2013,27(5):178~182,187.
- [37] 钟晓兰,周生路,赵其国,等.长三角典型区土壤重金属有效态的协同区域化分析、空间相关分析与空间主成分分析[J].环境科学,2007,28(12):2758~2765.

Environment Risk and Chemical Forms of Heavy Metals in Farmland of Ebinur Basin

ZHANG Zhao-yong^{1,2}, JILILI•Abuduwaitil¹, JIANG Feng-qing¹, ANWAR•Mohammed³

(1. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi, Xinjiang 830011, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Chemistry and Chemical Engineering, Xinjiang University, Urumqi, Xinjiang 830046, China)

Abstract: In order to investigate the sources, distribution characters, hazardous risks and the chemical fractions of heavy metals in the soil of farmland of Ebinur Basin which is under the rapid economy development, this article collected soils samples, and tested the total contents and chemical forms of 8 heavy metals including As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn. Then we used multiple analysis methods, combined with the background values of China and Xinjiang, to analyze the values. The results show that: 1) The ranges of heavy metals As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn in all the samples were lower than those of the National Soil Quality Standards (2nd)(GB15618-1995), but the mean values were all higher than the background values of Xinjiang. 2) Multivariate statistical analysis shows that 8 heavy metals can be classified into two principal components, among which PC1 (Cd, Pb, Hg, and Zn) was mainly influenced by the anthropogenic pollution, and PC2 (Cu, Ni, Cr, and As) was mainly influenced by the natural geological background. 3) Geo-statistical analysis shows that the high assessment risk regions of Cd, Hg, Pb, and Zn mainly distributed in the central and northern parts of the research area close to the townships and traffic routes. They all showed distribution characters with dot and facial shape, and they were mainly influenced by the strong human activities in these regions. While the high assessment risk regions of As, Cr, Cu, and Ni mainly distributed in the southern and the surrounding of the research area close to the desert and mountain, and they were mainly influenced by the relatively high natural geological background of this area. 4) Chemical fraction analysis shows that the main fractions of heavy metals As, Cr, and Ni were in residue states, but there were also low proportions of other states. The biological validity analysis shows that in the farmland of Ebinur Lake Basin, the biotoxicity of heavy metal Cb was the maximum, followed by Pb and Hg, and the biotoxicity of As was the minimum.

Key words: farmland; heavy metals; sources identification; environmental risk; chemical fraction; Ebinur Basin