

# 滨海开发带土壤重金属分布特征及来源分析<sup>①</sup>

崔闪闪<sup>1</sup>, 刘庆<sup>1\*</sup>, 王静<sup>2</sup>

(1 青岛农业大学资源与环境学院, 山东青岛 266109; 2 中国土地勘测规划院, 北京 100035)

**摘要:**以江苏省大丰市为例,研究了土壤中8种重金属的空间分布特征及其与土地利用的关系,并通过主成分分析方法,对其可能的来源进行了探讨。结果表明:研究区8种土壤重金属Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、As、Hg、Ni平均含量分别为17.40、74.38、18.14、0.105、55.58、8.33、0.074、25.73 mg/kg,不同采样点之间变异不大。沿垂直海岸线方向,随距海岸线距离增加,Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6种重金属含量逐渐升高,As含量逐渐降低,Cd含量则先升高、后降低。Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6种重金属均在水田土壤中含量最高,Cd在旱地土壤中含量最高,As则在滩涂土壤中含量最高。相关分析表明,土壤As含量与其他重金属元素含量的相关性均不显著,土壤Cd含量与Zn、Pb、Hg、Cr含量的相关性显著,与Cu、As、Ni含量的相关性不显著,其他各元素间相关性均达极显著水平。基于主成分分析结果,认为研究区土壤Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6种重金属元素含量受土壤母质影响较大,Cd含量与农业生产中磷肥施用关系密切,As含量的累积受磷肥施用的影响,但以水稻种植为主的耕作土壤As含量总体上呈下降趋势。本研究可为滨海开发带土地利用规划提供指导。

**关键词:**重金属;含量与分布;滨海开发带;大丰市;主成分分析

**中图分类号:**X821 **文献标识码:**A

随着我国城镇化、工业化和农业现代化进程的加快,人类活动对土地系统的干扰加剧,使得沿海地区土壤重金属污染的风险加大。重金属污染不仅直接影响了土壤的物理和化学性质,对作物生长产生抑制或毒害作用,而且可通过食物链进入人体,危害人体健康<sup>[1-3]</sup>。滨海开发带作为我国工业化快速发展过程中的一个复合地理单元,是陆地与海洋圈层界面的过渡地带,具有资源丰富、环境敏感、变化过程复杂的特点<sup>[4]</sup>。人类活动对其生态系统的影响导致诸多生态与环境问题,土壤污染由局部向整体蔓延,最终危及人类的生存环境<sup>[5]</sup>。滨海开发带作为沿海快速发展地区土地资源开发的主体,必将承接更多人类活动带来的对生态系统的重要影响<sup>[6]</sup>,其土地利用与土壤污染问题也将受到更多的关注。前人基于滨海地区土壤重金属污染的研究案例已有很多报道,研究内容多集中于滩涂区沉积物中重金属的污染水平及其生态风险评价<sup>[7-8]</sup>、沿海地区农田土壤重金属富集特征与环境质量<sup>[9]</sup>、滩涂沉积物中重金属与持久性有机污染物的关系<sup>[10]</sup>等,针对滨海开发带土壤重金属空间分布特征

及其与土地利用关系的研究较少,这对于人们了解滨海地区土地开发对环境的影响是十分不利的。

大丰市位于江苏省东部、黄海之滨,属典型的滨海开发地区,经济的快速发展与土地利用方式的改变,必将对当地环境产生一定的影响。本研究以大丰市为研究对象,由沿海到内陆采集了表层土壤样品162个,涉及旱地、水田、林地、荒草地、滩涂地等5种土地利用类型,分析了土壤Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、As、Hg、Ni共8种重金属含量及其空间分布特征,并结合土地利用特点与土壤养分状况,利用主成分分析方法对其可能的产生原因进行了探讨,以为当地的土地利用规划提供指导。

## 1 研究区概况与研究方法

### 1.1 研究区概况

大丰市位于江苏省东部沿海地区,盐城市东南,地处32°56'~33°36' N, 120°13'~120°56' E,东连黄海。研究区为冲击平原,地形北部狭长南部宽广,海岸线长112 km,土地总面积3 059 km<sup>2</sup>,其中滩涂面

基金项目:国家自然科学基金重点项目(41330750)资助。

\* 通讯作者(qy7271@163.com)

作者简介:崔闪闪(1989—),女,山东菏泽人,硕士研究生,研究方向为农业环境保护。E-mail: cuiss1989@163.com

积逾 1 100 km<sup>2</sup>；拥有耕地 9.21 万 hm<sup>2</sup>，人均占有耕地 0.126 hm<sup>2</sup>，农业上多种植水稻、玉米、棉花、蔬菜等作物。该区属于亚热带季风气候区，年平均降水量为 1 010.59 mm，年平均气温 14.1 。

## 1.2 样品采集与测定

土壤样品全部采集自江苏省大丰市不同用地类型的表层土壤，采样时间为 2014 年 10 月至 11 月。采样时利用 GPS 进行精确定位，所有采样点沿垂直海岸线方向呈带状分布，每个采样点均采集半径在 10 m 内的 3~5 个点的土样混合成一个土壤样品，采样深度 0~20 cm。每个采样点采集土样约 1 kg，用四分法取约 500 g 装入样品袋，带回室内分析土壤重金属含量。采样同时，记录采样点周围的环境、地貌与植被名称。采集的土壤样品，剔除植物残余根茎、昆虫、石块等非土壤成分，风干、磨细、过筛、装袋备用。本研究共采集土壤样品 162 个，土壤采样点分布见图 1。

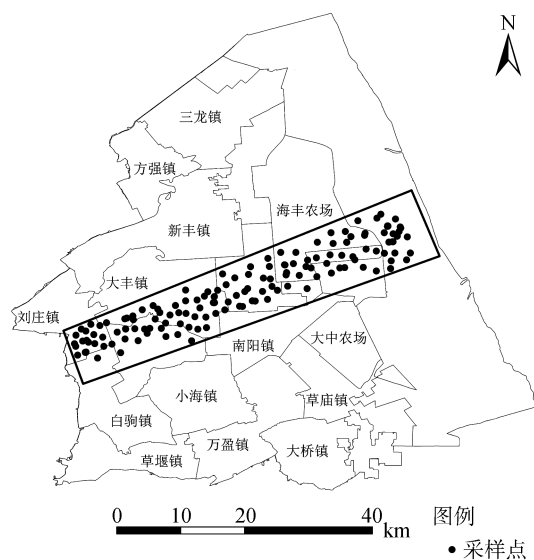


图 1 大丰市土壤采样点分布图  
Fig. 1 Soil sampling sites in Dafeng City

土壤 As、Hg 含量测定采用 1:1 王水消解-原子荧光光谱法，土壤 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 的测定采用硝酸-高氯酸联合消解，电感耦合等离子体发射光谱法<sup>[13]</sup>。所有样品的消解及测定过程均采用标准物质(GBW-07419)、平行样和空白样进行质量控制，标准土样 3 次重复测定的相对标准偏差控制在 10% 以内。土壤 pH、有机质、全氮、碱解氮、全磷、有效磷、全钾、速效钾的测定方法参见文献<sup>[11]</sup>。

## 1.3 数据处理与分析

主成分分析法是一种将多维因子纳入同一系统中进行定量化研究的多元统计分析方法<sup>[12]</sup>，它能够

将原始因素或变量线性组合为若干个彼此独立的、且包含原始因素信息的新的综合因素或变量<sup>[13]</sup>，从而将多个分析变量构成的数据矩阵在多维空间的变异分别与几个潜在的影响因子建立相关关系<sup>[14]</sup>。主成分分析方法在判断土壤污染元素的主要来源方面，不需要对元素进行细致的形态分析，也不需要与历史数据的对比，即可根据综合变量与潜在影响因子的关系，判断出土壤元素含量变化是否受到人为因素的影响<sup>[15]</sup>。因此，这种方法在地球化学领域和土壤污染研究中得到越来越广泛的应用<sup>[16-19]</sup>。

主成分分析大致包括以下基本步骤：原始数据的标准化；计算各指标相关系数矩阵；计算特征值和特征向量；计算特征值的贡献率和累积贡献率，并提取主成分<sup>[20]</sup>。

本研究所有数据处理采用 Microsoft Excel 2010 软件，主成分分析与其他统计分析采用 IBM SPSS Statistic 19 完成。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤中重金属含量的描述性统计

由表 1 可以看出，与国家土壤环境质量标准<sup>[21]</sup>相比，研究区表层土壤 8 种重金属含量的均值均低于国家环境质量标准的一级标准值，而其最大值超出一级标准的有 Cu、Zn、Cd、Ni 4 种元素，说明研究区土壤重金属含量整体水平不高，属于清洁或较清洁的标准。从超标的样点数统计来看，Cu、Zn、Cd、Ni 4 种元素超标样点数分别占总样点数的 1.23%、6.17%、2.47%、1.23%，所占比例均较小。

变异系数的大小可以反映元素在土壤中含量的均匀性和变异性，即该元素在不同采样点的分布情况。由表 1 可以看出，8 种重金属元素的变异系数均在 50% 以下，其大小顺序为 Cd > Cu > As > Cr > Hg > Zn > Pb > Ni，属于中等偏下的变异。偏度和峰度分别反映了元素含量正态分布双尾特征和集中程度，一般认为，标准正态分布的偏度系数为 0，峰度系数为 3。如果重金属元素受人为因素的影响而在土壤中富集或累积，则易造成概率分布的右偏，即偏度系数大于 0，意味着含量在平均值以上的样点数多于平均值以下的样点数。本研究中，除 As 元素外，其他 7 种元素的偏度系数均为正，说明存在人类活动和工业化过程使得重金属元素不断富集的现象，但从偏度系数大小来看，人类活动对当地土壤重金属累积的影响并不显著。从峰度系数来看，Cu、Cd 和 Ni 峰度系数均大于 3，说明这 3 种元素的数据分布较为集

中,而 Zn、Pb、Cr、As 和 Hg 的峰度系数较小,说明其数据较为分散。

表 1 土壤重金属的统计特征值  
Table 1 Statistical parameters of soil heavy metals

重金属	样本数	最小值(mg/kg)	最大值(mg/kg)	均值(mg/kg)	标准差(mg/kg)	变异系数(%)	偏度	峰度	标准值 <sup>[21]</sup> (mg/kg)
Cu	162	6.82	49.62	17.40	5.22	29.99	1.84	9.57	35
Zn	162	44.01	126.65	74.38	15.23	20.48	0.53	0.44	100
Pb	162	11.36	33.21	18.14	3.56	19.61	0.83	1.38	35
Cd	162	0.001	0.305	0.105	0.04	38.2	1.02	4.02	0.2
Cr	12	29.27	88.84	55.58	12.64	22.73	0.12	-0.45	90
As	162	3.56	14.62	8.33	2.11	25.33	-0.03	0.19	15
Hg	162	0.052	0.139	0.074	0.016	21.16	1.03	1.14	0.15
Ni	162	16.93	50.75	25.73	4.68	18.19	1.26	5.09	40

注:表中“标准值”是指《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)<sup>[21]</sup>中的一级标准值。

## 2.2 不同空间位置土壤重金属分布

本研究沿垂直于海岸线方向,分别按照距海岸线 0~15、15~30、30~45 km 将采样带划分为 3 个区域,每个区域样本数分别为 48、53 和 61 个,分别统计不同区域土壤中重金属含量及变异情况,结果见表 2。

由表 2 可以看出,研究区表层土壤中 Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6 种重金属元素的含量沿垂直海岸线方向由沿海向内陆均呈现出逐渐升高的趋势,As 含量呈现出逐渐降低的趋势,而 Cd 含量则呈现先升

高、后降低的趋势。统计分析显示,8 种重金属在 3 个区域含量的差异达到显著水平( $P<0.05$ )。从 8 种重金属含量在 3 个区域的变异系数看,Cu、Zn、Pb、As、Hg、Ni 6 种元素在距海岸线 30~45 km 区域内变异最大,Cd 在距海岸线 15~30 km 区域内变异最大,而 Cr 在距海岸线 0~15 km 区域变异最大。Zn、Pb、Cd、Cr 含量在距海岸线 0~15 km 和 30~45 km 区域的变异系数差异不显著,但各重金属元素在距海岸线 15~30 km 区域的变异系数与距海岸线 0~15 km 和 30~45 km 区域的差异均达到显著水平( $P<0.05$ )。

表 2 沿垂直海岸线不同距离区域土壤重金属含量特征  
Table 2 Concentrations of soil heavy metals in different areas perpendicular to coastline

重金属	距海岸线 0~15 km			距海岸线 15~30 km			距海岸线 30~45 km		
	含量范围(mg/kg)	均值(mg/kg)	变异系数(%)	含量范围(mg/kg)	均值(mg/kg)	变异系数(%)	含量范围(mg/kg)	均值(mg/kg)	变异系数(%)
Cu	7.91~31.48	15.42 c	27.21	13.08~24.46	19.59 b	13.00	6.82~49.62	20.73 a	33.39
Zn	44.01~106.56	67.44 c	17.02	59.68~111.37	80.64 b	13.80	62.57~126.65	87.38 a	18.31
Pb	11.36~29.22	16.23 c	16.81	14.44~22.58	18.97 b	10.79	13.51~33.21	21.85 a	16.48
Cd	0.001~0.172	0.096 b	34.69	0.059~0.305	0.130 a	39.21	0.036~0.208	0.104 b	34.06
Cr	29.68~80.36	50.72 c	21.15	40.55~75.32	59.06 b	15.40	29.27~88.84	65.64 a	20.77
As	4.11~14.62	8.93 a	20.15	4.15~12.74	8.85 a	15.99	3.56~14.57	6.20 b	33.97
Hg	0.052~0.091	0.064 b	10.76	0.070~0.114	0.086 a	13.51	0.061~0.139	0.090 a	16.02
Ni	16.93~39.01	23.98 c	16.08	20.89~31.32	26.70 b	7.15	17.96~50.75	29.58 a	20.06

注:同行不同小写字母表示不同区域重金属含量差异在  $P<0.05$  水平显著。

## 2.3 不同土地利用类型土壤重金属分布

结合研究区土地利用状况,将所有采样点按土地利用划分为旱地、水田、林地、荒草地、滩涂地等 5 种土地利用类型。其中旱地主要种植小麦、玉米、棉花、大豆、大蒜等作物;水田主要种植作物为水稻;林地包括经济林、防护林、苗圃等;荒草地主要指因土壤盐渍化而未进行农业耕作的荒地、杂草地等;滩

涂地指距海较近仅生长米草、芦苇、碱蓬等盐生植被的滩涂湿地。不同土地利用类型土壤中重金属含量特征见表 3。由表 3 可以看出,8 种重金属元素含量在 5 种不同地类之间均存在较显著差异。其中 Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6 种元素含量均在水田最高,旱地次之,其他地类相对较低;Cd 元素在不同地类含量高低的顺序为旱地>林地>水田>滩涂地>荒草地;As

元素在不同地类含量高低的顺序为滩涂地>荒草地>旱地>林地>水田。

表 3 不同土地利用类型土壤重金属含量(mg/kg)  
Table 3 Concentrations of soil heavy metals in different land use types

用地类型	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	As	Hg	Ni
旱地	18.63 ± 4.94 b	77.11 ± 15.22 b	19.10 ± 3.53 b	0.121 ± 0.052 a	57.82 ± 11.57 b	8.52 ± 2.08 a	0.079 ± 0.015 a	26.59 ± 5.33 b
水田	20.17 ± 5.94 a	84.40 ± 14.16 a	20.70 ± 3.28 a	0.103 ± 0.033 c	63.03 ± 13.74 a	6.90 ± 2.33 b	0.081 ± 0.016 a	28.43 ± 4.60 a
林地	15.96 ± 4.67 c	73.72 ± 14.88 c	17.12 ± 2.80 c	0.112 ± 0.039 b	51.18 ± 12.37 c	8.34 ± 1.44 a	0.078 ± 0.018 a	23.88 ± 3.47 c
荒草地	15.95 ± 3.5 c	68.69 ± 12.36 d	16.78 ± 2.47 c	0.094 ± 0.035 d	53.19 ± 11.55 c	8.74 ± 1.52 a	0.065 ± 0.008 b	24.71 ± 3.76 c
滩涂地	15.87 ± 5.55 c	67.08 ± 14.06 d	16.66 ± 3.89 c	0.096 ± 0.033 cd	51.13 ± 10.21 c	9.30 ± 2.19 a	0.064 ± 0.007 b	24.46 ± 4.66 c

注：同列不同小写字母表示不同土地利用类型间重金属含量差异在  $P < 0.05$  水平显著。

## 2.4 土壤中重金属元素间的相关性

元素间相关性可从一个侧面反映各元素在来源方面是否有共同的影响因素。相关性显著和极显著，说明元素间一般具有同源关系或者可能存在复合污染的情况；相关性不显著，说明元素间的来源存在差异<sup>[22]</sup>。研究区土壤重金属 Pearson 相关分析结果见表 4。由表 4 可以看出，研究区表层土壤 As 含量与其

他元素含量的相关性均不显著；土壤 Cd 含量与 Cu、As、Ni 含量的相关性不显著，与 Zn、Pb、Hg、Cr 含量的相关性虽达显著水平，但其相关系数较小；其他各元素间相关性均达极显著水平，除 Cr 与 Hg 的相关系数为 0.450 外，其余各相关系数值均在 0.5 以上，说明影响这些重金属元素在土壤中累积的因素存在或多或少的共性。

表 4 研究区表层土壤重金属 Pearson 相关系数  
Table 4 Pearson's correlation coefficients of soil heavy metals in study area

	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	As	Hg	Ni
Cu	1							
Zn	0.795**	1						
Pb	0.816**	0.851**	1					
Cd	0.165	0.364**	0.252**	1				
Cr	0.683**	0.713**	0.684**	0.244**	1			
As	0.135	-0.044	-0.004	0.026	-0.074	1		
Hg	0.538**	0.577**	0.649**	0.278**	0.450**	-0.151	1	
Ni	0.913**	0.827**	0.873**	0.138	0.748**	0.099	0.539**	1

注：\*表示在  $P < 0.05$  水平显著相关；\*\*表示在  $P < 0.01$  水平显著相关。

## 2.5 土壤中重金属来源的主成分分析

为利用基于土壤学知识的主成分分析方法对研究区土壤中重金属来源进行分析，本研究同时测定了研究区表层土壤 pH、有机质(OM)、全氮(TN)、全磷(TP)、全钾(TK)、碱解氮(AN)、有效磷(AP)和速效钾(AK)等指标，与土壤重金属元素含量数据一起进行主成分分析。在进行主成分分析前，先对原始数据进行相关性检验。经检验，KMO 统计量为 0.833，Bartlett 的球形检验值  $< 0.001$ ，说明变量间存在相关关系，符合主成分分析要求<sup>[15]</sup>。按照特征根  $> 1$  的标准，共提取 4 个主成分，其累积贡献率达到 77.138%，反映了原有指标的大部分信息，结果符合要求。各主成分的特征根、方差贡献率、累计方差贡献率及因子载荷分别见表 5 和表 6。

通过主成分分析发现，土壤 TK 和重金属 Cu、

Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 在主成分 1 上有较大的正载荷，因为土壤全钾一般受土壤母质影响较大，所以主成分 1 可命名为土壤自然本底属性，主成分 1 上的重金属元素来源可认为主要受土壤母质的影响。主成分 2 上正载荷较大的土壤因子有 OM、TN，而 pH、AN 在主成分 2 上有较大的负载荷，这与当地水田土壤性质吻合，因此主成分 2 可命名为水田耕作因子。重金属 As 在该主成分上有较大的负载荷，说明土壤中 As 元素在水稻土壤中有所降低，这可能由于水田土壤氧化还原电位较低，As 元素易于从土壤解吸到水体中并随之流失；另一方面 As 元素生物可利用性增大，促进了水稻对砷元素的吸收，最终导致土壤中砷元素含量下降<sup>[23]</sup>。主成分 3 上载荷较大的土壤因子有 TP、AP，该主成分可归结为磷肥施用因子，在该主成分上载荷较大的重金属元素为 Cd，说明重金属元素 Cd

的来源与农业生产中磷肥的施用关系密切;同时土壤 As 在该主成分上也有一定的正载荷,说明元素 As 的来源在一定程度上也受到磷肥施用的影响。主成分 4 上具有较大正载荷的土壤因子为土壤 pH、OM、TN、AN, TP、TK、AP、AK 在该主成分上载荷较小或为负,该主成分主要反映了滩涂和荒草地的主要特征,该主成分上土壤重金属载荷均较小,说明沿海区域滩涂和荒草地受人类干扰较少,两种用地方式下人为活动对重金属累积的贡献不大。这与前节关于不同土地利用类型土壤重金属分布特征的结果一致。

表 5 各主成分的特征值、方差贡献率与累积贡献率  
Table 5 Eigenvalues, variance contribution and accumulated contribution rates in principal components

主成分	特征值	方差贡献率(%)	累积贡献率(%)
1	7.706	38.530	38.530
2	3.244	16.219	54.749
3	2.400	12.002	66.751
4	2.077	10.386	77.138

表 6 各因子在不同主成分上的载荷  
Table 6 Various factors loadings in principal components

因子	主成分 1	主成分 2	主成分 3	主成分 4
Cu	0.895	0.105	0.141	-0.026
Zn	0.840	0.243	0.213	-0.038
Pb	0.863	0.277	0.093	-0.059
Cd	0.179	0.013	0.703	0.090
Cr	0.830	0.182	0.108	0.037
As	0.170	-0.694	0.200	-0.211
Hg	0.539	0.434	0.244	0.066
Ni	0.949	0.112	0.022	-0.019
pH	-0.265	-0.811	-0.200	0.316
有机质(OM)	0.297	0.710	0.264	0.231
全氮(TN)	0.320	0.663	0.163	0.237
全磷(TP)	0.185	0.071	0.821	0.105
全钾(TK)	0.768	-0.044	0.110	0.005
速效氮(AN)	-0.265	-0.811	-0.200	0.317
速效磷(AP)	-0.004	0.316	0.649	-0.202
速效钾(AK)	0.016	-0.065	-0.057	-0.81

### 3 讨论

#### 3.1 土壤重金属来源及其影响因素

从土壤重金属含量测试结果看,研究区整体处于清洁的水平,仅部分采样点重金属 Cu、Zn、Cd、Ni 超出国家环境质量一级标准;从多种元素频数分布的偏度系数大于 0 的结果看,人类活动或工业化过程使得土壤重金属元素已出现富集的现象。结合研究区经

济发展与农业生产情况,从自然来源和人为来源两个途径对土壤重金属来源进行分析,自然来源方面,该区域整体较低的重金属含量水平,说明土壤母质因素对土壤重金属的贡献相对较大,母质中较低的重金属含量是研究区土壤重金属含量偏低的主要原因;人为来源方面,由于研究区重金属超标样点以农田土壤为主,判断研究区土壤重金属累积可能由农业活动引起,农业生产中农药、化肥使用等均可能造成耕地重金属累积<sup>[24]</sup>。比如,氮肥施用可能会使土壤中 Pb 元素增加<sup>[25]</sup>,磷肥施用可能会将 Hg、Cd、As 等元素带入土壤,农药中则多含有 Cu、Zn、As 等元素<sup>[26]</sup>。虽然 2010 年以来研究区内相继建立多个生态工业园区和循环经济产业园区,但由于政府加强对环境污染的控制,完善工业集聚区污水收集配套管网及升级改造工程,实施工业固废综合利用项目等,很好地控制了污染源的扩散。同时经调查分析,和交通运输有关的 Cd、Zn、Pb 等元素并未以条带状分布于道路沿线区,工业发展和交通运输对该区土壤重金属影响较小<sup>[27]</sup>。要想避免重金属在土壤中的进一步富集和累积,今后仍需从人为因素方面加以控制,即加强农业生产的清洁化、标准化。

#### 3.2 土壤重金属空间分布及其与土地利用的关系

本研究沿垂直海岸线方向从沿海到内陆按样带进行采样,研究沿海开发带土壤重金属空间分布特征及其与土地利用的关系,土地利用类型涉及滩涂、荒地、林地、水田、旱地等。为避免条带状采样导致的克里格插值误差过大的问题,在水平方向上采用按固定距离分区域进行判断的方法对土壤重金属分布特征进行分析。从本研究结果看,不同土地利用类型土壤重金属含量存在显著差异,Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6 种元素含量均在水田最高,Cd 元素含量则在旱地土壤最高,As 元素含量则以滩涂土壤最高。从研究区土地利用类型的分布特点看,沿垂直海岸线方向土地利用类型从滩涂、荒地、林地、水田、旱地逐渐过渡,由此可以看出,As 元素的分布为离海岸线越近越高,而其他 7 种重金属元素分布则是离海岸线越远含量越高,这无疑对重金属污染物来源的判断具有积极的意义<sup>[28]</sup>,土地利用对土壤重金属的影响与不同用地类型在空间上分布关系密切。如不同用地类型中,农业用地因为化肥和农药施用等导致重金属含量升高,滩涂湿地多受人为影响较小,有的还建立了自然保护区,重金属含量相对较低<sup>[29]</sup>。因本研究带状采样未涉及城镇及工矿用地,同时区内果园和菜地面积也较少,故本研究仅比较了水田、旱地、林地、盐

碱荒地和滩涂地土壤重金属含量状况,至于城镇和工矿用地以及其他用地仍需有针对性地开展相关研究。

### 3.3 土壤重金属来源解析

地统计学和多元统计学方法在确定土壤重金属来源方面已得到广泛应用<sup>[30-31]</sup>,本研究利用多元统计分析(multivariate statistics)中的主成分分析方法,通过土壤 OM、pH、TN、TP、TK、AN、AP、AK 等属性指标分析土地利用与土壤重金属含量之间的关系,对土壤重金属的来源进行判断。从分析结果看,土壤重金属来源与土地利用类型对土壤重金属的影响具有很强的一致性,如 Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6 种重金属元素在水田最高,而主成分分析结果显示这些元素与 TK 在主成分 1 上有较大的正载荷,可以认为其受土壤母质影响较大;重金属 As 元素在水田含量最低,主成分分析其与 AN、pH 在第 2 主成分上均有较大的负载荷,同时 OM 和 TN 在该主成分上具有较大的正载荷,这与水田土壤特征相似;Cd 元素在旱地含量最高,对应的第 3 主成分载荷较高的土壤因子为 TP 和 AP,因此可初步推断土壤 Cd 来源受磷肥施用影响最大。本研究虽然利用该方法对多数重金属元素来源的判断与前人研究结果一致,但该方法假定了不同地区土壤理化因子对土地利用的响应是相同的,没有针对具体研究区对土壤理化因子与农业生产和人类活动等行为进行定量分析,可能会对土壤重金属来源的判断产生偏差。因此,基于土壤学知识的主成分分析方法判断土壤重金属来源,对土壤理化指标的选择及对土壤属性与土地利用关系认识至关重要。

## 4 结论

1)研究区土壤重金属平均含量均未超过国家土壤环境质量一级标准,部分采样点土壤重金属有所累积,但整体处于清洁水平,且不同采样点间重金属含量变异不大。空间上,沿垂直海岸线方向由沿海到内陆,Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6 种重金属元素含量逐渐升高,As 元素含量逐渐降低,Cd 元素含量则呈现先升高、后降低的特点。Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6 种元素含量在水田最高,旱地次之,其他地类相对较低;各土地利用类型土壤 Cd 含量高低的顺序为旱地>林地>水田>滩涂地>荒草地;As 为滩涂地>荒草地>旱地>林地>水田,土地利用对重金属元素分布的影响与各土地利用类型在空间上的分布规律具有相对一致性。

2)综合相关分析与主成分分析结果,研究区土壤

Cu、Zn、Pb、Cr、Hg、Ni 6 种重金属元素的含量主要受成土母质的影响,Cd 含量与农业生产中磷肥施用关系密切,As 含量的累积在一定程度上受到磷肥施用的影响,但以水稻种植为主的水田土壤 As 的生物活性与可利用性增强,在磷元素存在的条件下易于被水稻吸收从而导致水田土壤 As 含量下降。

### 参考文献:

- [1] Roychowdhury T, Uchino T, Tokunaga H, et al. Survey of arsenate in food composites from an arsenate-affected area of West Bengal, India[J]. Food and Chemical Toxicology, 2002, 40(11): 1611-1621
- [2] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量[M]. 北京: 科学出版社, 2002
- [3] Sahu S J, Nath B, Roy S, et al. A laboratory batch study on arsenic sorption and desorption on guava orchard soils of Baruipur, West Bengal, India[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2011, 108(2): 157-162
- [4] 王娜娜, 齐伟, 王丹, 等. 基于样带的滨海盐碱地土壤养分和盐分的空间变异[J]. 应用生态学报, 2012, 23(6): 1527-1532
- [5] 傅伯杰, 周国逸, 白永飞, 等. 中国主要陆地生态系统服务功能与生态安全[J]. 地球科学进展, 2009, 24(6): 571-576
- [6] 张利, 陈影, 王树涛, 等. 滨海快速城市化地区土地生态安全评价与预警——以曹妃甸新区为例[J]. 应用生态学报, 2015, 26(8): 2445-2454
- [7] 刘志杰, 李培英, 张晓龙, 等. 黄河三角洲滨海湿地表层沉积物重金属区域分布及生态风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(4): 1182-1188
- [8] 姚荣江, 杨劲松, 谢文萍, 等. 苏北滨海滩涂区土壤重金属含量及其时空变异研究[J]. 中国环境科学, 2016, 36(6): 1810-1820
- [9] 陈穗玲, 李锦文, 陈南, 等. 福建沿海地区农田土壤重金属 Hg、Pb、Cd 区域分布特征与污染评价[J]. 环境化学, 2013, 32(1): 162-163
- [10] 方杰. 浙江沿海沉积物和海洋生物中持久性有机污染物及重金属的分析与研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2007
- [11] 鲍士旦. 土壤农化分析(第 3 版)[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000
- [12] 徐建华. 现代地理学中的数学方法(第 2 版)[M]. 北京: 高等教育出版社, 2002
- [13] 伊元荣, 海米提·依米提, 王涛, 等. 主成分分析在城市河流水质评价中的应用[J]. 干旱区研究, 2008, 25(4): 497-501
- [14] 刘潇, 薛莹, 纪毓鹏, 等. 基于主成分分析法的黄河口及其邻近水域水质评价[J]. 中国环境科学, 2015, 35(10): 3187-3192
- [15] 赵彦锋, 郭恒亮, 孙志英, 等. 基于土壤学知识的主成分分析判断土壤重金属来源[J]. 地理科学, 2008, 28(1): 45-50

- [16] Boruvka L, Vacek O, Jehlicka J. Principal component analysis as a tool to indicate the origin of potentially toxic elements in soils[J]. *Geoderma*, 2005, 128(3): 289–300
- [17] 付传城, 王文勇, 潘剑君, 等. 城乡结合带土壤重金属时空变异特征与源解析——以南京市柘塘镇为例[J]. *土壤学报*, 2014, 51(5): 1066–1077
- [18] Korre A. Statistical and spatial assessment of soil heavy metal contamination in areas of poorly recorded, complex sources of pollution[J]. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 1999, 13(4): 260–287
- [19] Facchinelli A, Sacchi E, Mallen L. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils[J]. *Environmental Pollution*, 2001, 114(3): 313–324
- [20] 许仙菊, 马洪波, 陈杰, 等. 基于养分丰缺诊断和主成分分析相结合的桑园土壤肥力评价[J]. *土壤*, 2013, 45(3): 470–476
- [21] 国家环境保护总局. 土壤环境质量标准(GB 15618—1995). 北京: 中国环境科学出版社, 1995
- [22] 柴世伟, 温琰茂, 韦献革, 等. 珠江三角洲主要城市郊区农业土壤的重金属含量特征[J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 2004, 43(4): 90–94
- [23] 雷鸣, 曾敏, 廖柏寒, 等. 含磷物质对水稻吸收土壤磷的影响[J]. *环境科学*, 2014, 35(8): 3149–3154
- [24] 邱孟龙, 李芳柏, 王琦, 等. 工业发达城市区域耕地土壤重金属时空变异与来源变化[J]. *农业工程学报*, 2015, 32(2): 298–305
- [25] 徐明露, 方凤满, 林跃胜. 湿地土壤重金属污染特征、来源及风险评估研究进展[J]. *土壤通报*, 2015, 46(3): 762–768
- [26] Xie Z L, Zhao G S, Sun Z G. Comparison of arsenic and heavy metals contamination between existing wetlands and wetlands created by river diversion in the Yellow River estuary, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 65(5): 1459–1473
- [27] 王天巍, 蔡崇法, 李朝霞, 等. 道路边际土壤重金属分布格局的神经网络模拟——以现代黄河三角洲为例[J]. *生态学报*, 2009, 29(6): 3154–3162
- [28] 施加春. 浙北环太湖平原不同尺度土壤重金属污染评价与管理信息系统构建[D]. 杭州: 浙江大学, 2006
- [29] 郑袁明, 罗金发, 陈同斌, 等. 周建利. 北京市不同土地利用类型的土壤镉含量特征[J]. *地理研究*, 2005, 24(4): 542–548
- [30] 张慧, 郑志志, 杨欢, 等. 基于多元统计和地统计的肇源县表层土壤重金属来源辨析[J]. *土壤*, 2017, 49(4): 819–827
- [31] 宋金茜, 朱权, 姜小三, 等. 基于 GIS 的农业土壤重金属风险评估研究——以南京市八卦洲为例[J]. *土壤学报*, 2017, 54(1): 81–91

## Distribution and Source Analysis of Soil Heavy Metals in Coast Development Zone

CUI Shanshan<sup>1</sup>, LIU Qing<sup>1\*</sup>, WANG Jing<sup>2</sup>

(1 College of Resources and Environment, Qingdao Agricultural University, Qingdao, Shandong 266109, China;

2 China Land Surveying and Planning Institute, Beijing 100035, China)

**Abstract:** A case study of Dafeng City of Jiangsu Province was carried out to explore soil heavy metal pollution in the coast development zone. A total of 162 topsoil samples were collected in 2014, the contents of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, As, Hg and Ni were measured, the spatial distribution characteristics and the correlation of heavy metals with the land use were studied, and the possible sources of these heavy metals were discussed by the principal component analysis. The results showed that the average contents of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, As, Hg and Ni were 17.40, 74.38, 18.14, 0.105, 55.58, 8.33, 0.074 and 25.73 mg/kg, respectively, and with the little coefficient variation between the different sampling points. Cu, Zn, Pb, Cr, Hg and Ni gradually increased in three areas of 0–15 m, 15–30 km and 30–45 km from the coast to inland along the vertical direction of the coastline, while As gradually decreased and Cd first increased and then decreased. The highest contents of Cu, Zn, Pb, Cr, Hg and Ni were all in paddy soil, the highest content of Cd in dryland soil, and the highest content of As in beach land soil. As was not significantly correlated with the other heavy metals, Cd was extremely significantly correlated ( $P < 0.01$ ) with Zn, Pb, Hg and Cr, while Cd was not significantly correlated with Cu, As and Ni. The principal component analysis showed that the accumulation of Cu, Zn, Pb, Cr, Hg and Ni in soil were more affected by soil parent material, the accumulation of Cd affected by phosphate fertilization, the accumulation of As also affected a little by phosphate fertilization, while rice planting may decrease the content of soil As. The findings can provide guidance for land use planning of coastal development zone.

**Key words:** Heavy metals; Concentration and distribution; Coast development zone; Dafeng City; Principal component analysis