

王建, 张军强, 衣伟虹, 等. 莱州湾以南表层土壤重金属分布与生态风险[J]. 海洋地质前沿, 2022, 38(9): 37-47.

WANG Jian, ZHANG Junqiang, YI Weihong, et al. Distribution and ecological risks assessment of heavy metals in surface soils in the areas south of Laizhou Bay[J]. Marine Geology Frontiers, 2022, 38(9): 37-47.

莱州湾以南表层土壤重金属分布与生态风险

王建^{1,3}, 张军强^{2*}, 衣伟虹¹, 王松涛¹, 徐树建², 李亚蒙²

(1 山东省地质矿产勘查开发局第四地质大队, 潍坊 261021; 2 临沂大学地质与古生物研究所, 临沂 276000;

3 山东省地质矿产勘查开发局海岸带地质环境保护重点实验室, 潍坊 261021)

摘要:基于莱州湾以南地区 1 600 个点位表层土壤样品调查数据, 分析其 8 种重金属元素的分布特征、来源、生态风险及污染状况。研究表明: 莱州湾以南表层土壤 8 种重金属平均质量浓度由大到小依次为 Cr>Zn>Ni>Pb>Cu>As>Cd>Hg; 重金属高值区主要分布于中西部、西部和西南部地区, 东部、东南部和东北部地区相对较低, 北部地区含量最低; 土壤 pH 值展示出从南向北升高的趋势。单因子平均污染指数大小顺序为 Ni>As>Cr>Zn>Cu>Cd>Pb>Hg; 重金属元素的单因子平均污染指数均<0.7, 污染水平属于清洁。单因子潜在生态危害指数依次为 Hg>Cd>As>Pb>Cu>Ni>Cr>Zn。研究区大部分区域为低潜在生态风险程度区, 中、重及严重潜在生态风险程度区则呈点状、零星分布。土壤重金属元素主要受地质背景控制; 其次, 人类活动, 包括农业生产中化肥和农药的使用, 化工、矿山等行业排放的污水以及汽车尾气、轮胎磨损等, 也是重金属重要来源。必须加强对莱州湾南部重点地区重金属元素的监测和预警, 制定出针对性的治理和修复措施, 保证该地区不受重金属污染的威胁。

关键词:土壤; 重金属; 生态评价; 莱州湾以南

中图分类号: P736.4

文献标识码: A

DOI: 10.16028/j.1009-2722.2021.223

0 引言

重金属一般指密度>5 g/cm³的金属元素, 如铅、锌、镉、汞和铬等。但是一些准金属, 如砷等, 其化学性质和环境效益与重金属的相似性, 一般也归为重金属进行研究^[1]。重金属具有毒性、持续性、生物累积性等特点, 是一类难以消除的富集性和高风险污染物^[2-4]。土壤重金属来源、分布和生态风险程度评价等受到了广泛的关注, 前人已开展了大量的相关研究工作^[5-14]。土壤重金属是影响土壤环境

质量重要因素, 也会对农产品质量和人体健康造成影响^[11-14]。

中国土壤重金属污染越来越严重且广泛分布^[5-6], 日益成为一个严峻的问题^[8-9]。目前, 一些学者对莱州湾及其南部地区土壤进行了研究, 取得了许多重要进展^[15-18]。莱州湾沉积物重金属元素浓度分布为 Cr>Zn>Pb>Cu>As>Cd>Hg^[14], 重金属生态危害程度一般^[15]。除了南部和西南部海域受到广利河与潍河-弥河三角洲的影响外, 莱州湾沉积物主要来自于黄河, 黄土和山东省土壤对莱州湾沉积物的贡献很少^[14]。总体来说, 关于莱州湾以南地区表层土壤重金属元素来源及其生态风险的综合研究还很少。土壤重金属分布、来源以及潜在生态风险研究可以为区域经济开发、工农业发展、环境保护和生态环境的可持续发展提供理论基础。本文选择莱州湾以南地区表层土壤进行综合分析, 目的是查明研究区土壤重金属的含量特征及分布规律, 评价土壤重金属的污染水平和生态风险, 并探究土壤重金属的主要来源。

收稿日期: 2021-08-30

资助项目: 山东省地矿局海岸带地质环境保护重点实验室开放基金(SYS202109); 国家自然科学基金(41606059, 41977262); 山东省自然科学基金联合专项(ZR2016DL04); 临沂大学科研启动基金(LYDX2016BS084)

作者简介: 王建(1983—), 男, 硕士, 工程师, 主要从事水文地质与海洋地质方面的研究工作。E-mail: 56798617@qq.com

* 通讯作者: 张军强(1983—), 男, 博士, 副教授, 主要从事沉积学与矿物学方面的研究工作。E-mail: zhangjunqiang@lyu.edu.cn

1 区域概况

研究区位于莱州湾以南, 山东半岛中部北段(118°10'E—120°01'E, 35°32'N—37°26'N), 总面积约 $1.6 \times 10^4 \text{ km}^2$ (图 1A)。研究区地势南高北低, 由南至北分别为山区丘陵、冲淤积平原和沿海平原。研究区春、秋、冬季少雨干旱, 降水主要集中在夏季, 年

平均降水量为 602.8 mm ^[19]。在北部滨海区降水量相对较高, 多年平均降水量为 660 mm (1971—2010年)^[20]。研究区水系发育, 由东至西分别为胶莱河、潍河、白浪河、弥河和小清河, 这些水系均由南至北流入莱州湾; 其他数百条河流及溪流均为上述河流的支流(图 1B)。潍坊市地貌大体上分为低地、平原及低山丘陵 3 种地貌区及 18 种地貌类型(图 1B)。

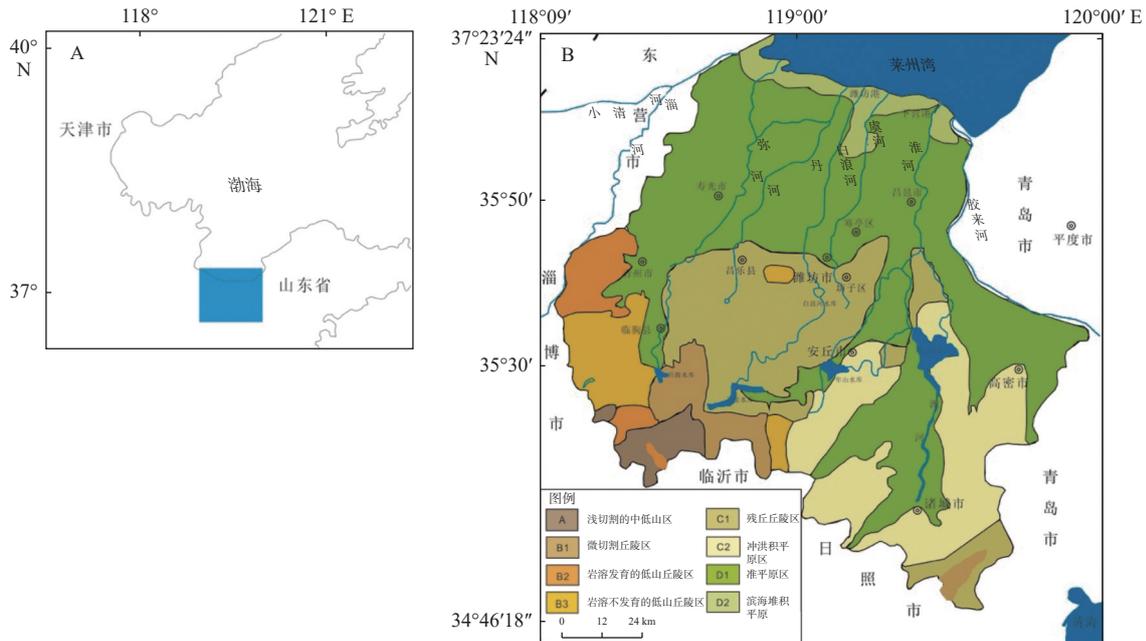


图 1 研究区地貌分区及入海河流

Fig. 1 Geomorphology and land streams of the study area

2 材料与方法

2.1 样品采集

山东省第四地质矿产勘查院于 2016 年 4—7 月对莱州湾以南表层土壤样品进行采集, 采集样品 1 600 件。采样间隔为(2~4) km×(2~4) km, 采集深度为 0~20 cm。每个样品在采样点周围进行多点采集子样组合成一个样品, 野外原始样品每件不小于 0.5 kg; 将采集的样品自然晾干并破碎, 使用 40 目尼龙筛筛取<40 目的颗粒进行后续分析测试。采用最新的 1:5 万地形图(1980 西安坐标系, 1985 国家高程基准)作为底图, 采样点使用手持 GPS 进行定位。

2.2 测试方法

1 600 件表层样品的分析测试工作由山东省地

质矿产勘查开发局第四地质大队(山东省第四地质矿产勘查院)的实验测试中心完成, 实验室具备实验测试甲级资质。土壤样品的分析项目为总砷(As)、总镉(Cd)、总铬(Cr)、总铜(Cu)、总汞(Hg)、总镍(Ni)、总铅(Pb)、总锌(Zn)共 8 种重金属元素和土壤酸碱度(pH)。Cu、Pb、Zn、Ni、Cr 元素的检测方法为 X 射线荧光光谱法(XRF), 检测仪器为 X 荧光光谱仪(ZETIUM); Cd 元素的检测方法为电感耦合等离子体质谱法(ICP-MS), 检测仪器为电感耦合等离子体质谱仪(iCAPRQ), As、Hg 元素的检测仪器为原子荧光光度计(PF53), 其中 As 元素的检测方法为原子荧光光谱法(AFS), Hg 元素的检测方法为蒸气发生-冷原子荧光光谱法(AFS)。pH 分析方法为电位法(POT), 检测仪器为 pH 计。分析检测的合格率均>97%。

2.3 分析方法

本研究采用《土壤环境质量标准》(GB 15618—

1995)及污染分级标准,利用单因子污染指数法、内梅罗综合污染指数法和潜在生态危害指数法对莱州湾以南表层土壤样品的 Pb、Zn、Cd、Hg、As、Cr、Cu、Ni 等 8 种重金属元素进行分析。本次土壤样品采集地主要为一般农田、蔬菜地、果园等地区,属于《土壤环境质量标准》(GB 15618—1995)中 II 类土壤环境质量,执行二级标准。

2.3.1 单因子污染指数

通过计算土壤中重金属元素单因子的污染指数,来确定其在土壤中的污染程度。计算方法为:

$$P_i = \frac{C_i}{S_i}$$

式中: P_i 为 i 污染物的单项污染指数;

C_i 为 i 污染物的实测值;

S_i 为 i 污染物的标准值。

当 $P_i \leq 0.7$ 时,说明为清洁土壤区,当 $0.7 < P_i \leq 1$ 时,说明为尚清洁土壤区,当 $P_i > 1$ 时,说明土壤已经受到了不同程度的污染。 $1 < P_i \leq 2$ 时,土壤为轻度污染, $2 < P_i \leq 3$ 时,土壤为中度污染, $P_i > 3$ 时,土壤为重度污染。

2.3.2 综合污染指数

综合评价采用内梅罗(N.L.Nemerow)污染指数式^[21],它反映了各污染物对土壤的作用,同时突出了高浓度污染物对土壤环境质量的影响,计算模型

$$P = \sqrt{\frac{\bar{P}^2 + P_{\max}^2}{2}} \quad \text{和} \quad \bar{P} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_i$$

式中: P 为土壤污染物指数;

\bar{P} 为土壤中各污染物分值 P_i 的平均值;

P_{\max} 为土壤中各污染物分值 P_i 的最大值;

n 为土壤中污染物的种类。

2.3.3 重金属潜在生态危害指数法

采用 Hakanson 潜在生态危害指数法对重金属污染的生态风险进行评价^[22],计算公式如下:单个重金属污染系数: $C_f^i = C^i/C_n^i$; 重金属的潜在生态危害系数: $E_r^i = T_r^i \cdot C_f^i$;

$$\text{多种重金属的潜在生态危害指数 } E_{RI}: E_{RI} = \sum_i^m E_r^i = \sum_i^m T_r^i \cdot C_f^i = \sum_i^m T_r^i \cdot \frac{C^i}{C_n^i}$$

其中: C_f^i 为单重金属 i 的污染系数; C^i 为重金属 i 的实测浓度; C_n^i 为重金属 i 的评价参比值,一般采用工业化以前的沉积物中重金属最高背景; T_r^i 为重金属毒性响应系数,反映重金属的毒性水平及生物对重金属的敏感程度(表 1)。 E_r^i 为单个重金属 i 的潜在生态危害系数, E_r^i 指示的土壤潜在生态危害程度划分为 5 个等级(表 2); E_{RI} 等于所有重金属潜在生态危害系数的总和, E_{RI} 指示的土壤潜在生态危害程度划分为 4 个等级^[23](表 2)。本文所有计算采用的标准值均为潍坊市背景值(表 1),更好地排除区域地质环境对重金属含量的影响。

表 1 重金属的背景参考值和毒性系数^[24]

Table 1 Background values and toxicity coefficient of the heavy minerals^[24]

	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	As	Cd	Hg
$C_n^i/10^{-6}$	21.2	22.9	58.4	26.8	65.2	7.7	0.114	0.032
T_r^i	5	5	1	5	2	10	30	40

表 2 污染程度和潜在生态危害程度的评价指标

Table 2 The evaluation index to the degree of pollution and potential ecological risks

C_f^i	单因子污染程度	E_r^i	单因子生态危害程度	E_{RI}	综合潜在生态风险程度
< 1	低	< 40	低	< 150	低
$1 \sim 3$	中等	$40 \sim 80$	中等	$150 \sim 300$	中等
$3 \sim 6$	重	$80 \sim 160$	较重	$300 \sim 600$	重
≥ 6	严重	$160 \sim 320$ ≥ 320	重 严重	≥ 600	严重

3 结果

3.1 土壤重金属含量统计特征

莱州湾以南表层土壤重金属 Cu、Pb、Zn、Ni、Cr、As、Cd、Hg 和 pH 含量的统计特征如表 3 所示。表层土壤中重金属 Cu、Pb、Zn、Ni、Cr、As、

Cd、Hg 质量浓度(单位为 10^{-6})分别介于 0.30~149.50、11.00~254.30、13.30~4271.20、8.10~227.70、30.10~413.20、2.41~21.65、0.04~4.05、2.91~1604.30,平均质量浓度由大到小依次为 Cr(75.55) > Zn(67.71) > Ni(25.51) > Pb(24.69) > Cu(21.07) > As(9.75) > Cd(0.09) > Hg(0.026)。

莱州湾以南土壤重金属元素均值与全国土壤元素背景值相比,Zn、Cu、As 和 Hg 元素偏低,Ni、

表3 莱州湾以南表层土壤重金属元素含量统计表及背景值

Table 3 Statistics and background values of heavy metals concentration in soils of the areas south of the Laizhou Bay

指标	最大值	最小值	平均值	标准偏差	变异系数	表层土壤背景值		
						潍坊市	山东省	全国
Cu	149.50	0.30	21.1	7.79	0.37	21.2	24	24
Pb	245.30	11.00	24.7	4.47	0.18	22.9	25.8	23
Zn	4271.20	13.30	67.7	20.71	0.31	58.4	63.5	68
Ni	227.70	8.10	25.5	6.20	0.24	26.8	25.8	26
Cr	413.20	30.10	75.6	13.89	0.18	65.2	66	65
As	21.65	2.41	9.8	2.47	0.25	7.7	9.3	10
Cd	4.05	0.04	0.09	0.02	0.22	0.114	0.084	0.09
Hg	1604.30	2.91	0.026	11.73	0.46	0.032	0.019	0.04
pH	9.85	4.00	7.57	0.69	0.09	7.43	7.7	/

注: / 为无数据, 表中元素含量单位均为 $\times 10^{-6}$, pH无量纲。潍坊市背景值引自^[24]; 山东省背景值引自^[25]; 全国背景值引自^[26]。

Cd 与全国土壤背景值较为接近, Pb、Cr 元素明显偏高, 表明 Pb、Cr 元素具有不同程度的积累; 与山东省土壤元素背景值相比, 偏低的元素有 Cu、Pb、As、Zn、Ni 与山东省土壤背景值较为接近, Cr、Cd、Hg 偏高, 表明 Cr、Cd、Hg 元素具有不同程度的积累, 研究区重金属含量与山东省背景值接近, 表明其主要受区域环境和地质背景控制。研究区 Pb、Zn、Cr、As 与潍坊市背景值相比, 均高于背景值, 说明存在积累的过程, Cu、Cd 与潍坊市背景值相比差异不大, Ni、Hg 略低于潍坊市背景值。土壤 pH 值变化范围介于 4.00~9.85, 平均值为 7.57, 未超出山东省土壤背景值。

变异系数能反映研究区各点位重金属含量的平均变异程度, 变异系数越大, 说明重金属含量分布不均匀, 局部地区存在外源物质导致污染的可能性越大。除了 Hg 元素外, 研究区土壤重金属变异系数均 <0.5 , 重金属含量整体受到外界影响较小。Hg 的变异系数为 0.46, 呈现中等变异, 表明人为因素对其积累影响明显。土壤 pH 值变异系数为 0.09, 分布均匀。

3.2 表层土壤重金属含量分布

Cu 元素 高值主要分布在研究区的西南部片状分布, 零星状分布于北部和东南部地区(图 2-Cu)。Cu 元素超标点分布于临朐县柳山镇后疃村、西河疃村、昌乐县鄌郚镇青上村、高密市呼家庄镇安家屯村、诸城市石桥子镇小苏家庄、舜王街道金鸡埠村、临朐县九山镇豁口鞍村、昌乐市卜庄镇小韩家村; 其潜在污染源可能为采矿及工业厂房、农药的使用、养殖场排放的废弃物等。

Pb 元素 高值主要分布在西南及中部偏南地区, 在北部也有较小区域片状分布(图 2-Pb)。

Zn 元素 高值区呈大面积分布于潍坊市及其周边、研究区南部, 呈小板块状分布于研究区西部地区; 高值区主要分布在研究区的西部和西南部、以及异常高值区的外围; 低值区主要位于研究区北部与东部区域(图 2-Zn)。Zn 元素超标点位主要分布于诸城市舜王街道无忌村、彭家箭口村、临朐县沂山镇谭家沟村、潍城区尧里王村、昌乐市龙池镇西邓家庄村、寿光市冯家庄子村、青州市高柳镇陈家东马村等; 潜在污染源可能为石油化工和化学工业的厂房、农药的使用、养殖场排放的废弃物等。

Ni 元素 高值区在研究区的中西部和西南部、南部地区呈现大面积的分布(图 2-Ni)。Ni 元素超标点位主要分布于临朐县上林镇、沂山镇, 昌乐县城南街道、乔官镇, 诸城市石桥子镇、积沟镇、安丘市石埠子镇、柘山镇、辉渠镇等地区。Ni 元素潜在污染源可能为工业厂房、土壤污灌、废旧电池的随意丢弃和养殖场排放的废弃物等。

Cr 元素 高值区主要呈大面积状分布于研究区的中西部及西南部, 以及小斑块状分布于北部(图 2-Cr)。Cr 元素点位分布于安丘市大盛镇中丁家沟村、临朐县寺头镇宝蚌台村、滨海经济开发区大家洼街道老大营村、临朐县白塔镇郭家官庄村、辛寨镇西双沟村、蒋峪镇羊家哨村、田峪村、潘家板峪村等。Cr 元素潜在污染源可能为工业厂房、养殖场排放的废弃物等。

As 元素 高值区主要在研究区的西南部有较小区域片状分布(图 2-As)。

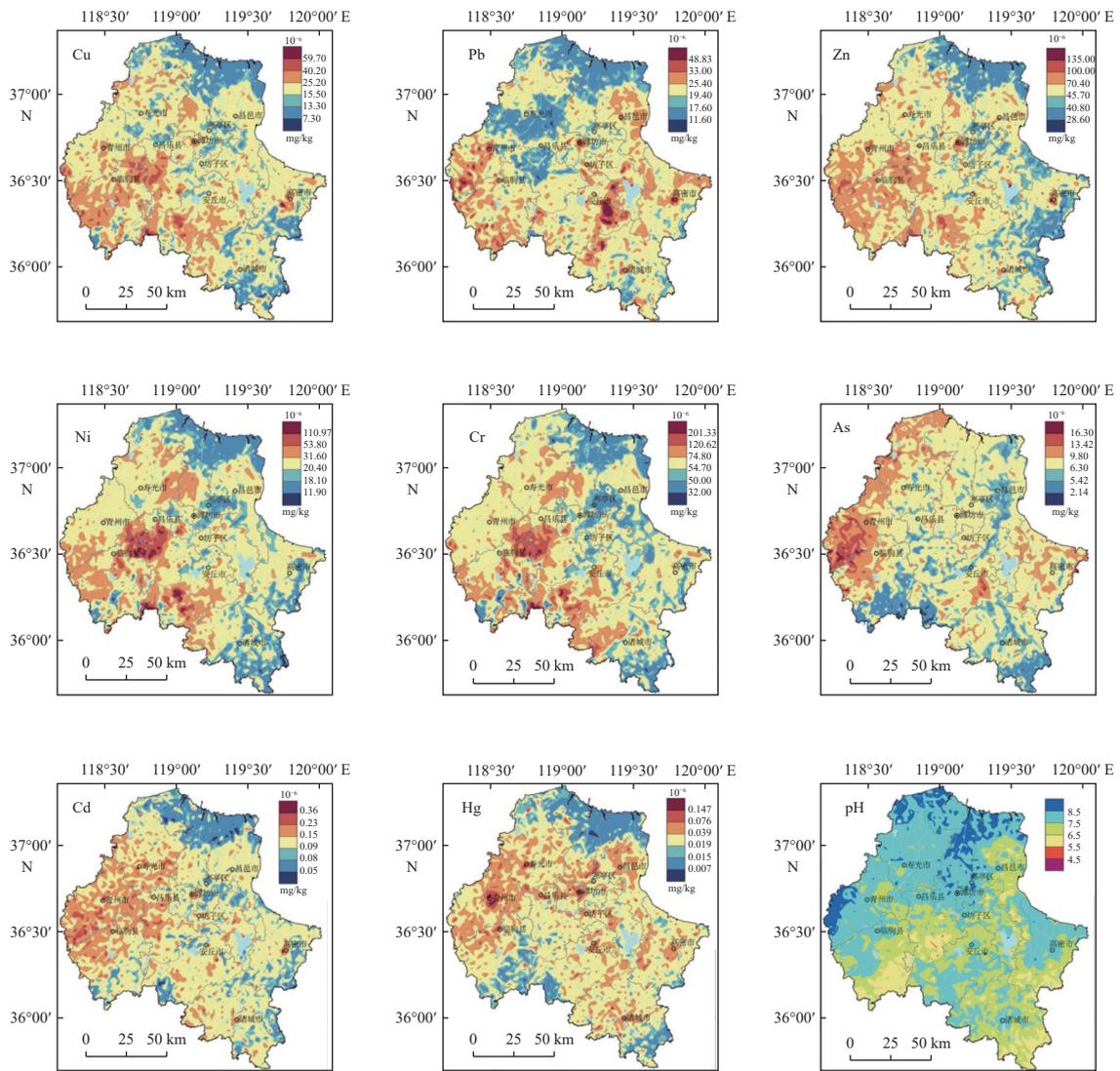


图 2 莱州湾以南地区表层土壤重金属元素及 pH 分布图

Fig.2 Distribution of heavy metals and pH value in soils of the areas south of the Laizhou Bay

Cd 元素 高值区主要以零星斑块状分布于研究区中北部和南部地区, 在西部有较小区域片状分布(图 2-Cd)。Cd 元素点位分布于诸城市舜王街道金鸡埠村、彭家箭口村, 临朐县沂山镇谭家沟村。Cd 元素潜在污染来源可能为采矿及工业厂房、化肥地膜的使用、养殖场排放的废弃物等。

Hg 元素 高值区呈大面积片状分布于研究区的中北部和西部地区, 在西南部有较小区域片状分布(图 2-Hg)。Hg 元素点位分布于青州市高柳镇廉颇村、昌邑市柳疃镇高隆盛村、诸城市桃林镇桃林村。Hg 元素潜在污染来源可能为化学工业厂房、农药的使用、电镀、冶炼等。

pH 莱州湾以南地区表层土壤中 pH 的平均值为 7.57。采用强酸性、酸性、中性、碱性和强碱性的土壤酸碱度五级划分方案, 根据土壤样品 pH

测定值对莱州湾以南土壤进行酸碱度分区(表 2)。研究区分布主要为广泛分布中性和碱性土壤, 分别占 44% 和 28%, 其中中性土壤主要分布于研究区的中部, 并以舌状分别向东北侧和西北侧延伸; 碱性土壤主要研究区的北部和西部, 并以斑块状分布于研究区东部地区。强酸性和酸性土壤分布趋势一致, 强酸性土壤分布于酸性土壤的内部, 主要位于研究区西南和西北部, 并以零星斑块状分布于中部和北部地区。强碱性土壤总体很少, 主要分布于研究区东北部沿海地区(图 2-pH)。

总体来说, 莱州湾以南地区表层土壤重金属高值区主要分布于中西部、西部和西南部地区, 东部、东南部和东北部地区相对较低, 北部地区含量最低; 土壤 pH 值展示出从南向北升高的趋势, 平均 pH 值相对于潍坊市背景值呈碱性。

3.3 重金属相关性及来源分析

相关分析法一般可以用来解析土壤中重金属的来源,通过对莱州湾以南土壤重金属含量进行相关性分析可以发现,重金属之间存在一定的相关性。金属 Cd 与 Zn, Cr 与 Ni 在 α 为 0.01 水平上,表现出极强的正相关性。金属 Cu 与 Pb、Zn、Ni、Cr、As、Cd、Pb 与 Cu、As、Cd、Zn 在 α 为 0.01 水平上,

表现出显著的正相关关系,金属 Cu 与 pH 表现出显著的负相关关系。Hg 与 Zn、Ni、Cr、Cd 之间未达到显著相关,表现出一定的异源特征,pH 与 As、Zn、Cd、Hg 元素之间均无明显相关性(表 4)。由此,可以初步推断,研究区土壤 Cd 与 Zn, Cr 与 Ni 的来源可能相同,而 Cu、Pb 与 As 的来源途径相似度也较大;Cu 和 Zn 与其他元素具有较高的相关性,呈现复合污染现象;Hg 与其他元素的来源均差距较大。

表 4 莱州湾以南表层土壤重金属含量相关性分析

Table 4 Correlation in heavy metal concentration in soils of the areas south of the Laizhou Bay

	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	As	Cd	Hg	pH
Cu	1								
Pb	0.300**	1							
Zn	0.254**	0.253**	1						
Ni	0.471**	0.109**	0.096**	1					
Cr	0.399**	0.143**	0.112**	0.741**	1				
As	0.248**	0.219**	0.084**	0.092**	0.054*	1			
Cd	0.243**	0.238**	0.995**	0.073**	0.093**	0.074**	1		
Hg	0.125**	0.084**	0.045	0.029	0.030	0.095**	0.048	1	
pH	-0.070**	-0.103**	-0.011	-0.130**	-0.096**	0.024	-0.013	0.007	1

注:**表示 0.01 水平(双侧)上显著相关,*表示 0.05 水平(双侧)上显著相关。

3.4 单因子及综合污染指数评价

研究区表层土壤 8 种重金属元素的单因子平均污染指数大小顺序为 Ni > As > Cr > Zn > Cu > Cd > Pb > Hg; 8 种重金属元素的单因子平均污染指数均 < 0.7, 污染水平属于清洁(图 3、表 5)。研究区重金属污染主要集中在 Zn、Ni 2 种元素, Ni 元素污染个数最多,达到 69 个点位,占总研究点位的 4.31%; Zn 元素污染最严重,中、重度污染点位 3 个,占总研究点位的 0.18%,最大污染指数达到 14.24(表 5)。

土壤 Ni 污染程度面积较大,主要为 2 块面状区域,污染区域主要位于昌乐县乔官镇、临朐县柳山镇、辛寨镇、沂山镇、安丘市大盛镇、辉渠镇、柘山镇和诸城市贾悦镇(图 3)。

土壤 Cu、Zn、Cr、Cd、Hg 污染程度均较低,主要为零星点状分布。Cu 污染区域主要位于临朐县柳山镇; Zn 污染区域主要位于诸城市舜王街道; Cr 污染区域主要位于滨海经济开发区大家洼街道、昌乐县乔官镇; Cd 污染区域主要位于诸城市舜王街道; Hg 污染区域主要位于诸城市桃林镇(图 3)。此外,土壤 Pb 和 As 没有污染(图 3)。

研究区综合污染指数平均值为 0.44,总体上土

壤环境质量属于清洁;在 1 600 个采样点中,共有 93% 的样点属于清洁级别,3.4% 的样点属于尚清洁级别,3.2% 样点属轻度污染,0.2% 样点属中度污染,0.1% 样点属重度污染,表明研究区土壤质量在整体上属于清洁未受污染(图 4、表 6))。轻度污染区域主要位于研究区中西部、西南部和南部地区,主要污染因素为 Cu、Zn、Ni、Cr、Cd 元素。研究区中度和重污染分布比较集中,中度污染区域主要位于中西部和南部地区,轻度污染区域内部,主要污染因素为 Zn、Ni、Cd 元素。重污染区域主要位于研究区南部,主要污染因素为 Zn、Cd 元素。污染多为自然矿产资源集中区域,矿产资源的开采是污染的主要诱发因素;其次可能为石油化工、工业厂房、土壤污灌、废旧电池的随意丢弃和养殖场排放的废弃物等。

3.5 潜在生态危害指数

研究区表层土壤重金属单因子潜在生态危害指数表明(表 7), 8 种重金属单因子潜在生态危害指数依次为: Hg > Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn。Cu、Cr、As 等 3 种元素的单因子潜在生态危害指数最低,均处于低潜在生态危害水平。Pb、Zn、Ni 等 3 种元素土壤中 99.9% 的样点处于低潜在生态

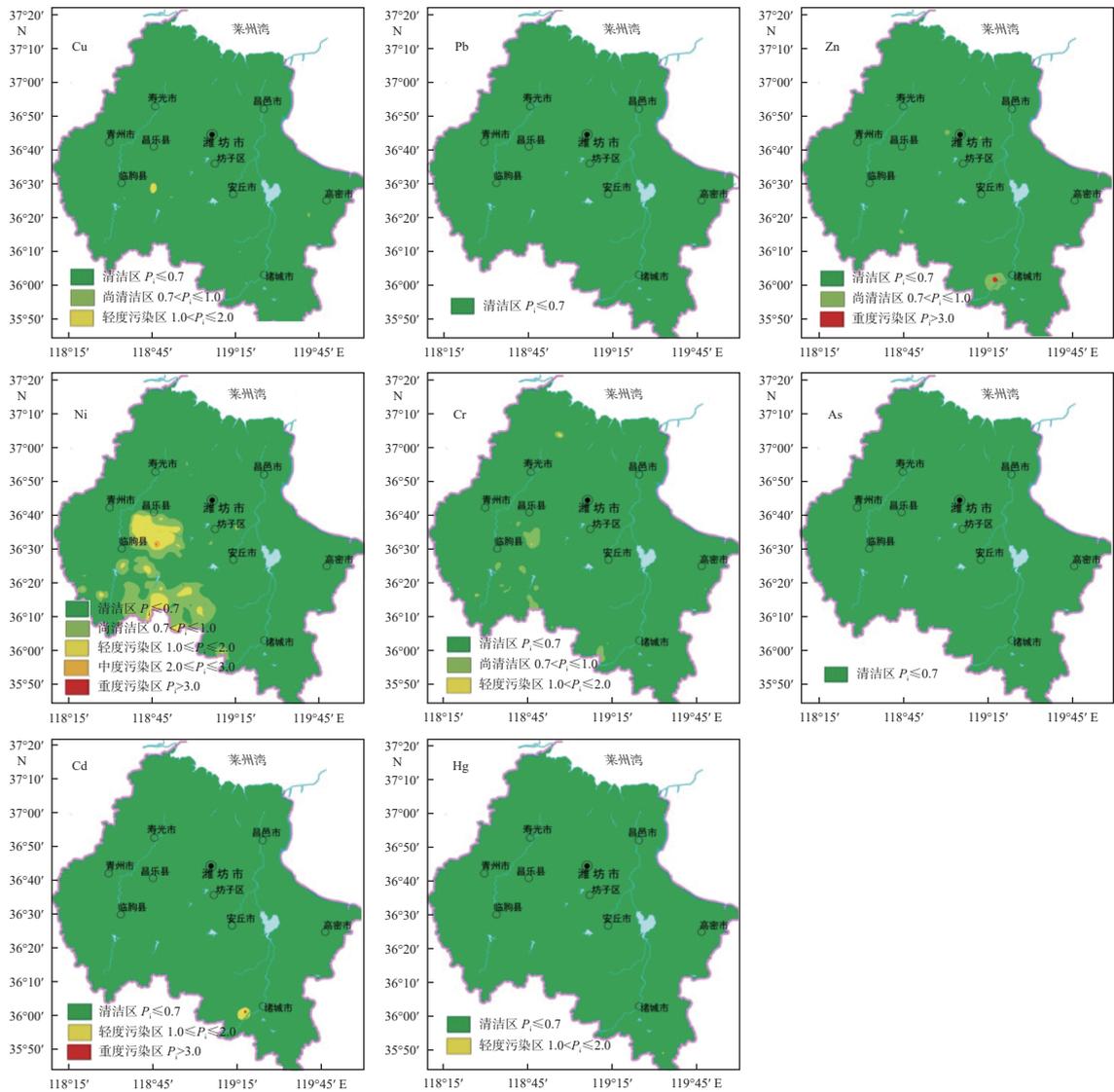


图 3 莱州湾以南表层土壤重金属单因子污染指数

Fig.3 Single-factor pollution index of heavy metal in soils of the areas south of the Laizhou Bay

表 5 莱州湾以南表层土壤重金属单因子污染指数

Table 5 Single-factor pollution index of heavy metal in soils of the study area south of the Laizhou Bay

	Cu	Pb	Zn	Ni	Cr	As	Cd	Hg
平均值	0.25	0.08	0.27	0.51	0.36	0.37	0.20	0.05
最大值	2.04	0.98	14.24	4.55	1.80	0.87	6.75	1.60
最小值	0.00	0.03	0.05	0.14	0.12	0.06	0.06	0.00
标准差	0.15	0.04	0.38	0.29	0.16	0.11	0.20	0.09

表 6 土壤重金属综合污染指数评价^[27]

Table 6 The evaluation index of composite pollution index of heavy metals in soil^[27]

等级	内梅罗指数	污染等级	样点数	比例/%
I	$P \leq 0.7$	清洁(安全)	1 489	93.0
II	$0.7 < P \leq 1.0$	尚清洁(警戒线)	55	3.4
III	$1.0 < P \leq 2.0$	轻度污染	52	3.2
IV	$2.0 < P \leq 3.0$	中度污染	3	0.2
V	$P > 3.0$	重污染	2	0.1

危害水平, 0.1% 的样点处于中等潜在生态危害水平。Cd 元素 95.9% 处于低潜在生态危害级别以上, 有 0.1% 的样点处于高危害水平, 有 0.1% 的样点处于极高危害水平; Hg 元素的潜在生态危害指数最高, 有 1.3% 的样点处于高潜在生态危害水平, 甚至有 0.8% 的样点处于极高潜在生态危害水平。

研究区大部分区域为低潜在生态风险程度区 (表 8), 占 92.38%, 样点数量为 1 478 件; 中等潜在生态风险程度区, 占 6.25%, 样品数量为 100 件, 主要在研究区西部、中北部等地呈小范围片状分布; 重潜在生态危害风险程度区占 0.81%, 样品数量为 13 件, 主要在研究区西部、西南、南部和中北部等

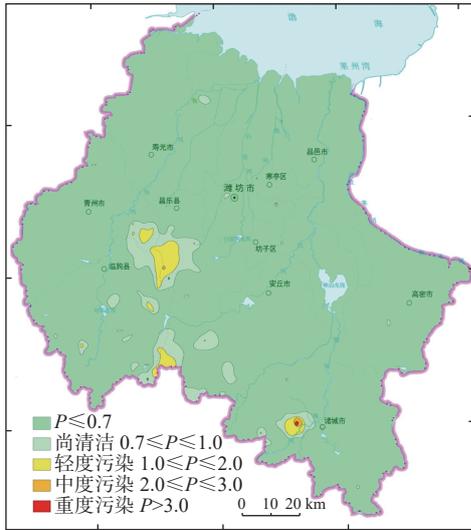


图4 莱州湾以南表层土壤综合污染指数分布

Fig.4 Distribution of composite pollution index of heavy metals in soils of the areas south of the Laizhou Bay

地呈点状,零星分布,严重潜在生态危害风险程度面积占0.56%,样品数量为9件,主要在重潜在生态危害风险程度区内部呈点状,零星分布(图5)。

4 讨论

土壤中重金属来源因素一般分为2类:一类是

自然因素,主要受到土壤母质的影响;另一类是人为因素,主要包括人类工业、农业活动和日常活动的影响。具有同源关系或者存在复合污染的重金属元素具有较高的相关关系^[28]。人为因素产生的重金属污染具有较高的活性,容易被植物吸收,危害性相对较大^[29]。莱州湾以南表层土壤8种重金属含量高值在研究区均有分布,是潜在的污染点,未来会有扩散的可能性(图4)。Pb、Zn、Cr、As元素含量平均值均高于潍坊市背景值,Cu、Cd与背景值相比差异不大,Ni、Hg略低于背景值。8种重金属单因子潜在生态危害平均指数依次为Hg>Cd>As>Pb>Cu>Ni>Cr>Zn。研究区大部分区域为低潜在生态风险程度区,中、重及严重潜在生态风险程度区则呈点状、零星分布。研究区重金属元素的潜在生态风险程度结果表明,Hg和Cd存在重及严重潜在生态风险程度区,可能超越了环境自净能力,将其净化至中、低风险水平,需要引起重视。

研究区土壤酸碱度的分布与我国北方地区寒冷干燥、少雨的气候条件有关,风化以物理风化为,化学风化作用很少,碱性离子很少受到淋滤作用,保存在土壤中,因而土壤多呈碱性^[30]。作物生长受到土壤酸碱度的明显影响,强酸或者强碱性的土壤不利于大多数植物的生长。相对于酸性土壤,碱性土壤环境会降低重金属活动性和生物有效性,并降低重金属溶解度、增强土壤对重金属离子的吸

表7 莱州湾以南表层土壤重金属单因子潜在生态危害指数

Table 7 Potential ecological risks indicated by heavy metal single-factor indices in soils of the areas south of the Laizhou Bay

重金属	平均值	最大值	最小值	样点分布比例/%				
				$E_r^i < 40$	$40 \leq E_r^i < 80$	$80 \leq E_r^i < 160$	$160 \leq E_r^i < 320$	$E_r^i > 320$
				低危害	中等危害	较高危害	高危害	极高危害
Cu	5.35	35.26	0.07	100	0	0	0	0
Pb	5.76	53.56	2.40	99.9	0.1	0	0	0
Zn	1.31	73.14	0.23	99.9	0.1	0	0	0
Ni	5.31	42.48	1.51	99.9	0.1	0	0	0
Cr	2.54	12.67	0.92	100	0	0	0	0
As	12.72	28.12	3.13	100	0	0	0	0
Cd	25.69	1 066.51	9.79	95.9	3.6	0.4	0.1	0.1
Hg	43.55	2 005.37	3.63	69.6	23.4	4.9	1.3	0.8

表8 土壤重金属综合潜在生态风险指数

Table 8 Synthesis potential ecological risks of heavy metal indices in the soil

等级	综合潜在生态危害指数	危害程度	样点数/n	比例	主要污染元素
I	$E_{RI} < 150$	低	1478	92.38	Hg, Cd
II	$150 \leq E_{RI} < 300$	中等	100	6.25	Pb, Zn, Ni, Hg, Cd
III	$300 \leq E_{RI} < 600$	重	13	0.81	Hg, Cd
IV	$E_{RI} \geq 600$	严重	9	0.56	Hg, Cd

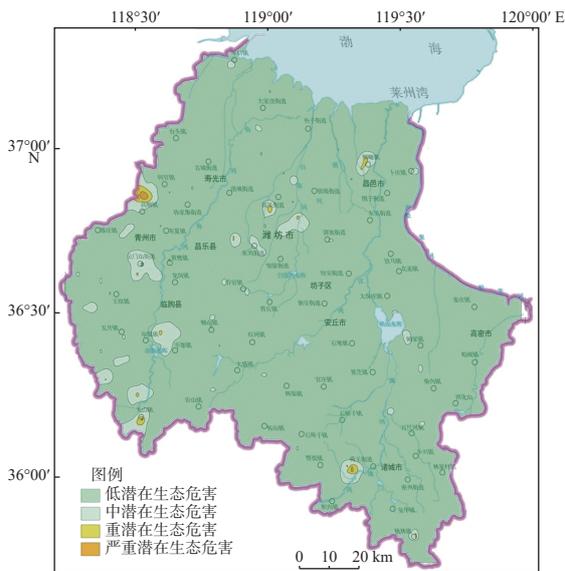


图 5 莱州湾以南表层土壤重金属潜在危害生态评价指数分布图

Fig.5 Distribution of potential ecological risks of heavy metal in soils of the areas south of the Laizhou Bay

附作用,可以相对缓解农作物中重金属超标风险^[31-33]。研究区重金属含量分布与区域土壤 pH 分布相关度都较低,重金属分布受到气候环境等影响较弱,而受到区域地质背景的控制,来源于自然状况下岩石碎屑物质的风化。

研究区内土壤化学成分的变化主要与自然因素(地质地貌、成土母岩岩性、水文地质条件等)相关;同时,人类的改造、开发利用也起着重要作用。土壤各种金属元素之间的相关性,在一定程度能够反映出其来源相关性。一般情况下,如果元素含量之间呈显著正相关,说明他们具有相同来源的可能比较大。这种来源可能是由自然成土母质长期演化而来,也可能是来自人类活动造成的复合污染。如,研究区 Cu、Zn、Cr、Ni、Cd 元素具有极强的正相关性,分布趋势相似,其来源具有极大的相似性,青州市、安丘市、昌乐县、临朐县以及诸城市地区广泛分布各种矿产资源,对矿产资源等开采可能是 Cu、Zn、Cr、Ni、Cd 元素含量高的主要因素。潜在污染来源可能为矿山开采、石油化工、化学及工业厂房污染物、农药的使用、化肥地膜的使用、养殖场排放的废弃物等;岩石以及土壤风化产物也是重要来源^[34]。Pb、Ni、Hg 元素潜在污染来源可能为化学工业厂房、土壤污灌、废旧电池的随意丢弃和农药的使用、电镀、冶炼以及大气沉降等^[34-35];土壤汞含量与大气汞浓度的相关系数为 0.741,大气汞对土壤汞污染的贡献较大^[36]。As 在自然环境中存

在极少,受农药和化肥的使用、煤渣排污等的影响较大。畜禽养殖中饲料添加剂含有较高的重金属 Cu、As 等,青州市、安丘市、昌乐县、临朐县畜禽养殖业较多,养殖场所产生的粪便、污水等废弃物未经处理用于农田施肥,引起土壤 Cu、As 污染。研究区南部处于潍河、渠河、汶河、弥河、流域的上游,中下游地区是潍坊市居民生活饮用水水源地,部分有害元素,如 As、Hg、Pb、Cd、Cr、Ni 等已经在一些区域形成聚集,对土壤形成一定污染。土壤中的重金属随大气降水或地表径流下渗会威胁污染地下水,地下水通过地下径流污染周边地下水或污染水源地,危害人类的身体健康。必须加强对莱州湾南部重点地区重金属元素的监测和预警,制定出针对性的治理和修复措施,保证该地区不受重金属污染的威胁。

5 结论

莱州湾以南表层土壤重金属平均质量浓度由大到小依次为 Cr > Zn > Ni > Pb > Cu > As > Cd > Hg; 高值区主要分布于中西部、西部和西南部地区,东部、东南部和东北部地区相对较低,北部地区含量最低;土壤 pH 值呈现出从南向北升高的趋势。

重金属单因子平均污染指数为 Ni > As > Cr > Zn > Cu > Cd > Pb > Hg; 单因子污染指数均 < 0.7, 污染水平属于清洁。重金属单因子平均潜在生态危害指数依次为 Hg > Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn; 研究区大部分区域为低潜在生态风险程度区,中、重及严重潜在生态风险程度区则呈点状、零星分布于研究区中部、西部、西南和南部。

研究区内土壤重金属的来源主要与自然因素(地质地貌、成土母岩岩性、水文地质条件等)相关,其次为人类活动因素。人为因素主要为农业生产中化肥和农药的使用、矿山开采排放的污水以及汽车尾气、轮胎磨损、大气中重金属沉降污染等。

参考文献:

- [1] ZAIDI A, WANI P, KHAN M. Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation[M]//OVES M, KHAN M S, ZAIDI A, et al. Soil contamination, nutritive value, and human health risk assessment of heavy metals: an overview. Vienna: Springer, 2012: 1-27.
- [2] WANG K S, CHIANG K Y, LIN K L, et al. Effects of a water-extraction process on heavy metal behavior in municipal solid waste

- incinerator fly ash[J]. *Hydrometallurgy*, 2001, 62(2): 73-81.
- [3] NABULO G, YOUNG S D, BLACK C R. Assessing risk to human health from tropical leafy vegetables grown on contaminated urban soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(22): 5338-5351.
- [4] DONG J, YANG Q W, SUN L N, et al. Assessing the concentration and potential dietary risk of heavy metals in vegetables at a Pb/Zn mine site, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2011, 64(5): 1317-1321.
- [5] 陈雅丽, 翁莉萍, 马杰, 等. 近十年中国土壤重金属污染源解析研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2019, 38(10): 2219-2238.
- [6] 骆永明, 滕应. 我国土壤污染的区域差异与分区治理修复策略[J]. *中国科学院院刊*, 2018, 33(2): 145-152.
- [7] 徐艳东, 魏潇, 夏斌, 等. 莱州湾东部海域表层沉积物重金属潜在生态风险评价[J]. *海洋科学进展*, 2015, 33(4): 520-528.
- [8] XU G, LIU J, PEI S F, et al. Sediment properties and trace metal pollution assessment in surface sediments of the Laizhou Bay, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(15): 11634-11647.
- [9] DOU Y G, LI J, ZHAO J T, et al. Distribution, enrichment and source of heavy metals in surface sediments of the eastern Beibu Bay, South China Sea[J]. *Marine pollution bulletin*, 2013, 67(1/2): 137-145.
- [10] WEI B G, YANG L S. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China[J]. *Microchemecal Journal*, 2010, 94(2): 99-107.
- [11] YANG P G, MAO R Z, SHAO H B, 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(1/3): 1246-1251.
- [12] 王美娥, 彭驰, 陈卫平. 宁夏干旱地区工业区对农田土壤重金属累积的影响[J]. *环境科学*, 2016, 37(9): 3532-3539.
- [13] HU B F, WANG J Y, JIN B, et al. Assessment of the potential health risks of heavy metals in soils in a coastal industrial region of the Yangtze River Delta[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24: 19816-19826.
- [14] JIANG Y F, GUO X. Multivariate and geostatistical analyses of heavy metal pollution from different sources among farmlands in the Poyang Lake region, China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, 19(5): 2472-2484.
- [15] 环境保护部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[EB/OL]. [2021-08-01]. http://www.gov.cn/govweb/foot/2014-04/17/content_2661768.htm
- [16] China State Council (CSC). Chinese gov't vows to curb soil pollution[EB/OL]. [2021-08-02]. http://www.china.org.cn/environment/2012-10/31/content_26964743.html.
- [17] 张怀志, 冀宏杰, 徐爱国, 等. 潍坊市菜地重金属调查与环境风险评价研究[J]. *生态环境学报*, 2017, 26(12): 156-162.
- [18] 曹文涛, 吴泉源, 王菲, 等. 基于野外实测光谱的淮北地区土壤全盐量监测研究[J]. *土壤通报*, 2016, 47(2): 265-271.
- [19] 苏莉莉, 李媛媛, 王晓立, 等. 近56年潍坊市降水量变化特征分析[J]. *安徽农业科学*, 2018, 46(1): 157-159.
- [20] 胡云壮, 李红, 李影, 等. 山东莱州湾南岸典型剖面海(咸)水入侵过程的水文地球化学识别[J]. *地质调查与研究*, 2015, 38(1): 41-50.
- [21] NEMEROW N L. Accelerated waste water oxidation pond pilot plant studies[J]. *Air and water pollution*, 1963, 7(2/4): 395-397.
- [22] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [23] LV J S, ZHANG Z L, LI S, et al. Assessing spatial distribution, sources, and potential ecological risk of heavy metals in surface sediments of the Nansi Lake, eastern China[J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2014, 299(3): 1671-1681.
- [24] 庞绪贵, 陈钰, 刘汉栋, 等. 山东半岛蓝色经济区土壤地球化学基准值与背景值[J]. *山东国土资源*, 2014(8): 21-26.
- [25] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [26] 鄢明才, 顾铁新, 迟清华, 等. 中国土壤化学元素丰度与表生地球化学特征[J]. *物探与化探*, 1997, 21(3): 19-97.
- [27] 国家环境保护总局. 土壤环境监测技术规范(HJ/T166—2004)[S]. 北京: 中国环境出版社, 2004: 22.
- [28] 秦鱼生, 喻华, 冯文强, 等. 成都平原北部水稻土重金属含量状况及其潜在生态风险评价[J]. *生态学报*, 2013, 33(19): 6335-6344.
- [29] BOLAN N, KUNHIKRISHNAN A, THANGARAJAN R, et al. Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils: to mobilize or to immobilize?[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 266: 141-166.
- [30] 范德江, 杨作升, 毛登, 等. 长江与黄河沉积物中粘土矿物及地化成分的组成[J]. *海洋地质与第四纪地质*, 2001, 21(4): 7-12.
- [31] 周国华. 土壤重金属生物有效性研究进展[J]. *物探与化探*, 2014, 38(6): 1097-1106.
- [32] VEGA F A, COVELO E F, ANDRADE M L. Competitive sorption and desorption of heavy metals in mine soils: influence of mine soil characteristics[J]. *Journal of Colloid and Interface Science*, 2006, 298(2): 582-592.
- [33] 徐仁扣. 酸化红壤的修复原理与技术[M]. 北京: 科学出版社, 2013: 32-33.
- [34] 胡宁静, 石学法, 黄朋, 等. 渤海辽东湾表层沉积物中金属元素分布特征[J]. *中国环境科学*, 2010, 30(3): 380-388.
- [35] 叶然, 江再昌, 郭清荣, 等. 洋山深水港区海域秋、冬季沉积物中重金属来源分析及生态风险评价[J]. *海洋通报*, 2015, 34(1): 76-82.
- [36] 王定勇, 石孝洪, 杨学春. 大气汞在土壤中转化及其与土壤汞富集的相关性[J]. *重庆环境科学*, 1998, 20(5): 22-25.

Distribution and ecological risks assessment of heavy metals in surface soils in the areas south of Laizhou Bay

WANG Jian^{1,3}, ZHANG Junqiang^{2*}, YI Weihong¹, WANG Songtao¹, XU Shujian², LI Yameng²

(1 NO.4 Institute of Geological and Mineral Survey, Shandong Provincial Bureau of Geology and Mineral Resources, Weifang, 261021, China; 2 Institute of Geology and Paleontology, Linyi University, Linyi 276000, China; 3 Key laboratory of Coastal Zone Geological Environment Protection, Shandong Geology and Mineral Exploration and Development Bureau, Weifang 261021, China)

Abstract: Based on the survey data of surface soil obtained from 1 600 sampling sites in the land areas south of the Laizhou Bay, we analyzed the spatial characteristics, sources, ecological risks, and pollution status of 8 heavy metals. Results show that, in terms of concentration, the 8 elements followed an order of Cr > Zn > Ni > Pb > Cu > As > Cd > Hg. The high-value of heavy metals distribute in the mid-west, west, and southwest of the studied area, and the values are lower in the east, southeast and northeast, and the lowest in the north. The pH value of the soil reveals a rising trend from south to north. Single-factor pollution index of the 8 elements followed an order of Ni > As > Cr > Zn > Cu > Cd > Pb > Hg. The average of single-factor pollution index of the 8 elements are all lower than 0.7, indicating the clean level in China's national standard of environmental pollution. In terms of the single-factor potential ecological risks, the 8 elements followed an order of Hg > Cd > As > Pb > Cu > Ni > Cr > Zn. Most of the studied areas are of low potential ecological risks. The areas of middle, heavy, and serious potential ecological risks are of punctate or sporadic distribution. The heavy metals in the surface soil were controlled by the geological background in the first place. Next, the heavy metals were brought in by human activities such as chemical fertilizers and agricultural chemicals from agricultural activities and from sewage of local chemical industry and mining, and automobile exhaustion and tire wear. Therefore, it is essential to intensify monitoring and early-warning of heavy metal pollution in the land areas south of Laizhou Bay, and work out case-specific control and remediation measures, to ensure the studied area free from heavy metal pollution.

Key words: soil; heavy metals; ecological risks assessment; south of Laizhou Bay