

黄河三角洲不同土地利用方式下 土壤重金属分析评价

贾少宁, 申发, 颜宁, 王若菲, 刘苏慧, 于洋, 栗云召, 杨继松, 于君宝

(鲁东大学 a. 资源与环境工程学院; b. 滨海生态高等研究院, 山东 烟台 264039)

摘要: 为研究河口三角洲不同土地利用方式下土壤中重金属的分布规律, 选取黄河三角洲为研究对象, 对湿地、退耕还湿、林地、农田 4 种不同土地利用方式下 28 个样点的 0~60 cm 土壤进行分层取样, 测定土壤 pH、粒径、有机质以及 8 种重金属的含量(As、Cd、Cr、Ni、Cu、Pb、Zn、Mn)。结果表明: 土壤中 As、Cd、Cr、Ni、Cu、Pb、Zn、Mn 的平均含量分别为 9.86、0.13、55.49、25.81、12.63、16.59、55.94、498.80 mg·kg⁻¹, 其中 Cd 是超标最严重的金属, As、Cd、Ni、Pb、Mn 的含量在不同用地类型间差异显著, 可能由于受海水影响, As 元素在东部沿海区域含量较高, Cd、Cr、Ni、Zn、Mn 含量分布南高北低, 湿地和退耕还湿土壤中 As 含量明显高于同一深度的林地和农田, 除 As 和 Cd 外, 其他重金属在农田的含量显著高于其他用地类型。相关性分析表明: Cr、Ni、Cu、Zn、Cd、Mn、Pb 的来源相同或相似, As 与它们的来源不同; 颗粒物粒径越小越易吸附重金属。内梅罗综合污染指数表明, 研究区存在不同程度的污染, 且污染程度随深度增加而减小。

关键词: 重金属; 用地类型; 内梅罗综合污染指数; 黄河三角洲

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-8020(2023)03-0193-10

河口三角洲是海陆交互作用的产物, 是典型的环境脆弱带和敏感带。工业开发(油气、盐业等)、农业围垦、大型水利工程建设以及渔业资源开发利用等工农业活动产生的重金属污染物随潮汐和河流等进入河口三角洲区域, 并在沉积物中累积^[1-2]。河口三角洲重金属的积累已在世界范围内被广为发现。埃及^[3]、新加坡^[4]等国均在河口三角洲沉积物中发现重金属污染, 中国沿海三角洲沉积物中 Cd、Cu、Pb、Zn 的含量均值超出背景值最高可达 4 倍^[5-6]。重金属作为持久性有毒物质, 在生态环境中具有长期性、隐蔽性、富集性、不可逆性以及不可降解性等特征, 频繁引起河口三角洲区域的生态问题, 如高浓度重金属抑制红树林生长^[7]、铜污染导致鸥嘴噪鸥的卵孵化失败^[8]等。因此, 加强河口三角洲重金属的研究, 是保护河口三角洲生态环境的前提, 也是开展重金属污染修复的基础。

河口三角洲重金属的分布受土壤理化性质、土地利用方式、人类活动等多种因素共同影响。如高有机质含量为重金属在土壤颗粒中的吸附提

供更多机会, 因此高金属浓度通常与高有机质含量呈现出显著的正相关^[9]; 具有更大比表面积的细颗粒能够吸附更多的重金属, 导致重金属富集^[10]; 土地利用方式会影响植物对重金属的吸收和转移, 影响土壤地表凋落物的含量以及微生物丰度等土壤环境, 是影响土壤中重金属含量的关键因素^[11-12]; 不同的土地利用方式也会影响人类活动, 农田中化肥农药的使用增加了土壤中重金属的含量, 同时也改变了土壤理化性质^[13]; 退耕还湿等行为减少重金属输入的同时改变了土壤理化性质。因此, 阐明河口三角洲重金属在不同土地利用方式下的分布特征, 将为土地利用方式的变更提供重要指导, 为重金属生态风险防控提供依据。

黄河三角洲是中国最年轻、最具特色、也是暖温带保存最完整的河口三角洲, 为野生动物提供栖息、繁衍、迁徙和越冬的场所, 是东北亚内陆和环西太平洋鸟类迁徙重要的中转站、越冬栖息地和繁殖地, 具有十分重要的生态地位^[11, 14]。鉴于此, 本研究以黄河三角洲为研究区, 选取湿地、退耕还湿、林

收稿日期: 2022-11-22; 修回日期: 2023-02-20

基金项目: 国家自然科学基金(U1806218, 41871087, 42201061), 山东省自然科学基金(ZR2022QD093)

通信作者简介: 于洋(1989—), 女, 副教授, 硕士研究生导师, 博士, 研究方向为重金属污染、生态修复。E-mail: yuyang@ldu.edu.cn

地、农田4种主要用地类型的土壤作为研究对象,分析不同土地利用方式下重金属的分布特征,阐明其影响因素,以期为黄河三角洲生态保护及土壤重金属污染治理提供科学依据和数据支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

黄河三角洲(37.5°N~38.2°N,118.5°E~119.3°E)位于山东省北部,是指黄河入海口携带泥沙在渤海凹陷处沉积形成的冲积平原,东临渤海,南依莱州湾。属于温带大陆性季风气候,年均蒸发量1962 mm,年均气温11.7~12.6℃,年降水量约530~630 mm,主要集中在夏秋两

季^[15-16]。地下水位高度为0.2~3.0 m^[17]。

1.2 样品采集

根据对黄河三角洲的实地考察,选取湿地(S1、S2、S7、S22、S26、S27、S28)、退耕还湿(S3、S4、S5、S9、S10、S11、S13、S14、S25)、林地(S19、S21、S23)、农田(S6、S8、S12、S15、S16、S17、S18、S20、S24)4种典型的土地利用类型为研究对象,共设置28个采样点(图1)。采样时,去除表面的植物残体以及杂物碎屑之后,采集0~10 cm、>10~20 cm、>20~30 cm、>30~40 cm、>40~50 cm、>50~60 cm 6个深度的土壤样品,现场剔除植物根系和凋落物,土样装密封袋密封并做好编号,带回实验室置于通风干燥处风干,风干后的土样一部分直接装袋备用,一部分研磨过100目筛子装袋备用。

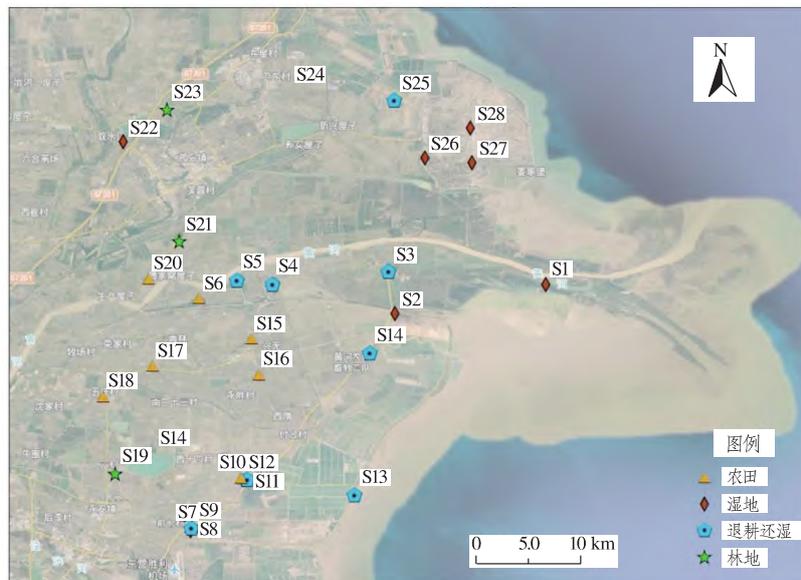


图1 黄河三角洲采样点分布

Fig. 1 Distribution of sampling points in the Yellow River Delta

1.3 实验室分析

根据《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618—2018),采用浓硝酸、氢氟酸和高氯酸对风干过筛后的土壤加热消解,待土样消解完进行赶酸定容,使用电感耦合等离子体质谱(ICPMS, Nexion 350D, 美国)对As、Cd、Cr、Ni、Cu、Pb、Zn的含量进行测定,采用电感耦合等离子发射光谱仪(ICP-AES, ICPS-7500, 日本)测定Mn含量;pH值($m_{\text{水}}:m_{\text{土}}=5:1$)采用pH计(PHBJ-260, INESA, 中国)测定;利用粒径分析仪

(Mastersizer 3000, Malvern Panalytical, 中国)测定未研磨土壤的粒径,并按照粘粒(0~4 μm)、粉砂(4~63 μm)和砂粒(63~2000 μm)进行分级;有机质的测定采用高温外热重铬酸钾氧化-容量法。

1.4 内梅罗综合污染指数法

内梅罗综合污染指数法能够反映出各元素对土壤环境的综合作用,同时强调了污染指数最大的元素对整个土壤环境的影响和作用,该方法的结果将土壤环境质量视为一个整体,便于对其进行分析和对比。其综合污染指数的计算方法

如下:

$$P_{\text{综}} = \sqrt{\frac{\bar{P}^2 + P_{i\text{max}}^2}{2}}$$

式中: $P_{\text{综}}$ 是采样点的综合污染指数; $P_{i\text{max}}$ 为 i 采样点重金属污染物单项污染指数中的最大值; \bar{P} 为单因子指数平均值, 计算公式为 $\bar{P} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_i$,

$P_i = \frac{C_i}{S_i}$ P_i 为重金属元素 i 的污染指数, C_i 为重金属含量实测值, S_i 为土壤环境质量标准。

本研究选用山东省土壤背景值作为土壤环境质量标准 S_i [18], 土壤综合污染程度分级标准见表 1。

表 1 土壤综合污染程度分级标准

Tab. 1 Classification standard of comprehensive pollution degree of soil

土壤综合污染等级	土壤综合污染指数	污染程度
1	$P_{\text{综}} \leq 0.7$	安全
2	$0.7 < P_{\text{综}} \leq 1.0$	警戒线
3	$1.0 < P_{\text{综}} \leq 2.0$	轻度污染
4	$2.0 < P_{\text{综}} \leq 3.0$	中度污染
5	$P_{\text{综}} > 3.0$	重度污染

1.5 数据分析

采用 Excel 2010 和 SPSS 22 进行数据处理, 采用多因素方差分析研究不同植被类型和深度以及二者相互作用对土壤重金属含量分布的影响; 用 Spearman 相关性分析研究重金属含量的自相关性及其与其他影响因子之间的相关性; 采用

origin2017、surfer11 和 R 软件进行绘图。

2 结果与讨论

2.1 黄河三角洲土壤中重金属含量与理化性质

黄河三角洲不同用地类型下 0 ~ 60 cm 土壤中 As、Cd、Cr、Ni、Cu、Pb、Zn、Mn 的含量范围分别为 4.42 ~ 29.9 mg · kg⁻¹, 0.06 ~ 0.28 mg · kg⁻¹, 42.13 ~ 123.61 mg · kg⁻¹, 17.78 ~ 40.63 mg · kg⁻¹, 7.05 ~ 32.00 mg · kg⁻¹, 12.29 ~ 26.21 mg · kg⁻¹, 36.97 ~ 91.68 mg · kg⁻¹, 316.26 ~ 1326.22 mg · kg⁻¹ (表 2)。土壤中所有金属的最大值均超过山东省土壤背景值 [18], 其中 As、Cd、Ni 的平均含量高于山东背景值。45.57% 土壤样品中 As 的含量超过山东省土壤背景值, 且 As 具有高变异系数 (CV = 0.39), 表明黄河三角洲土壤中 As 含量的分布具有明显的空间差异性, 说明其污染与样点环境密切相关。Cd 的超标率为 93.67%, 在本研究中是超标最严重的金属, 鉴于 Cd 的高毒性、高迁移性、易富集性等特点, 需严格关注黄河三角洲土壤中 Cd 的浓度变化。相关研究表明, 北大港滨海湿地、闽东滨海湿地、天津宝坻人工湿地、长江口盐沼湿地等区域均存在高浓度的 Cd 含量, 具有较高的生态风险 [19]。Ni 的超标样品数为 59, 最大值位于农田 (S6)。其他重金属只有部分样点超过山东省背景值, 且变异系数为中等变异 (CV 范围为 0.15 ~ 0.35), 成土母质和样点周边环境可能是这些金属的主要来源 [20]。

表 2 黄河三角洲表层沉积物重金属及其影响因子含量分布

Tab. 2 Distribution of heavy metals and their influencing factors in surface sediments of the Yellow River Delta

重金属及影响因子	最小值	最大值	平均值	标准差	变异系数	偏度	山东省土壤背景值	黄土背景值
$\omega_{\text{As}} / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	4.42	29.90	9.86	3.81	0.39	1.36	9.30	12.40
$\omega_{\text{Cd}} / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	0.06	0.28	0.13	0.04	0.33	1.28	0.08	0.08
$\omega_{\text{Cr}} / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	42.13	123.61	55.49	10.12	0.18	2.82	66.00	55.50
$\omega_{\text{Ni}} / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	17.78	40.63	25.81	4.44	0.17	1.04	25.80	25.30
$\omega_{\text{Cu}} / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	7.05	32.00	12.63	3.53	0.28	1.69	24.00	21.40
$\omega_{\text{Pb}} / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	12.29	26.21	16.59	3.09	0.19	1.07	25.80	29.40
$\omega_{\text{Zn}} / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	36.97	91.68	55.94	10.92	0.20	0.72	63.50	79.20
$\omega_{\text{Mn}} / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	316.26	1326.22	498.80	128.45	0.26	2.41	644.00	446.00
pH	6.89	9.77	8.07	0.45	17.96	0.61		
$\omega_{\text{粘粒}} / \%$	4.60	35.32	13.00	7.14	0.56	1.14		
$\omega_{\text{粉砂}} / \%$	62.38	90.61	78.00	6.11	0.08	-0.24		
$\omega_{\text{砂粒}} / \%$	0.60	27.19	9.00	6.25	0.67	0.90		
$\omega_{\text{有机质}} / \%$	0.12	2.71	0.81	0.48	0.59	1.38		

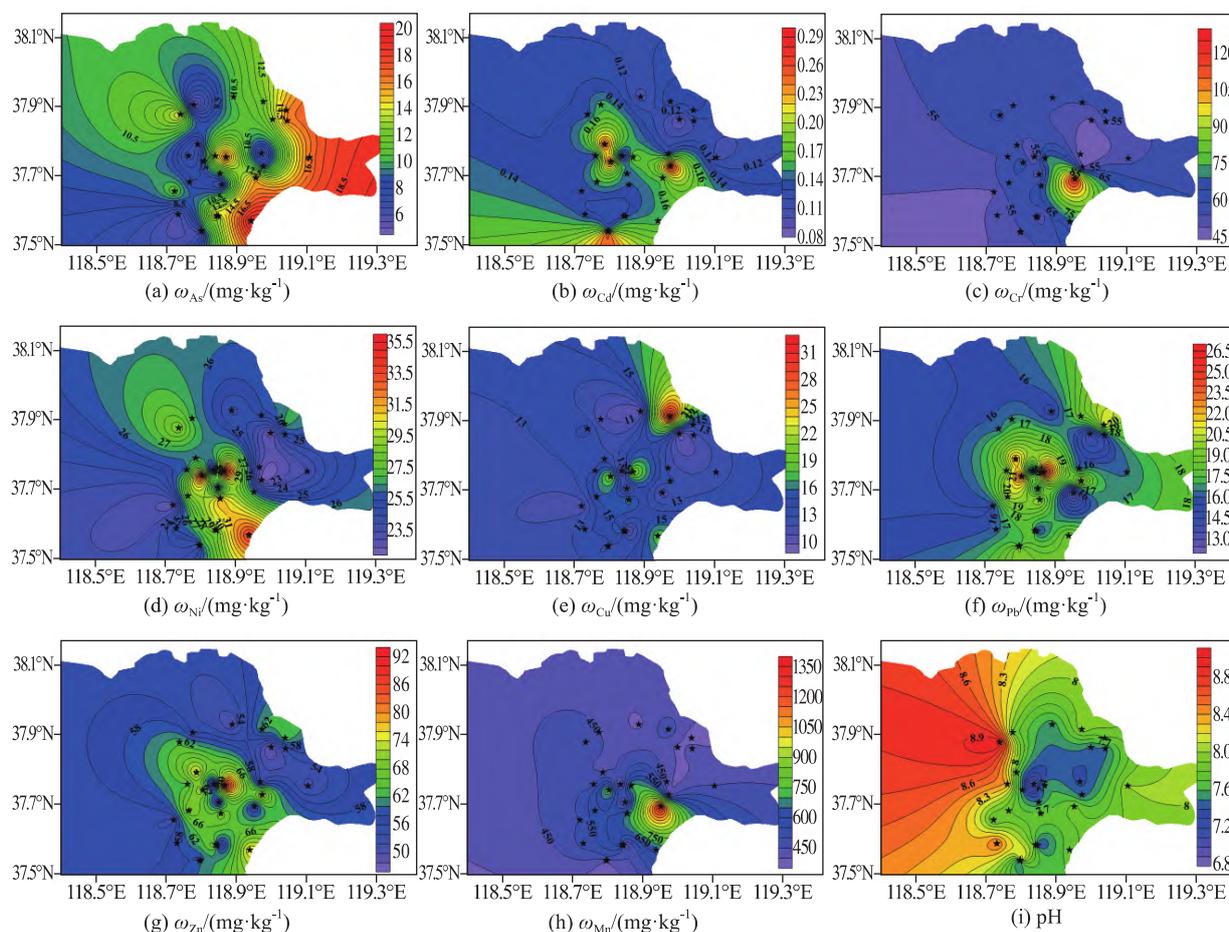
研究区土壤的 pH 值在 6.89 和 9.77 之间,平均值为 8.07,属于碱性土壤^[21]。其中 pH 值大于 8.5(强碱性)的样品有 21 个,最高值发生在林地,证实了林地具有适应较高 pH 值的能力^[22]。影响因子中 pH 值的变异系数为 17.96,说明 pH 值具有显著的区域性特征。土壤粒径为 0~4 μm (粘粒)、4~63 μm (粉砂)和 63~2000 μm (砂粒)的平均质量分数分别为 13%、78%和 9%,表明 4~63 μm 粒径(粉砂)颗粒物为黄河三角洲土壤的主要组分。受三角洲区域潮汐和河流的影响,粘粒和砂粒具有高变异系数(0.56、0.67),说明土壤颗粒物粒径区域性差异显著^[23-24]。土壤有机质平均含量为 0.81%,其中林地 0.9%,农田 0.92%,湿地 0.63%,退耕还湿 0.79%,远低于三江平原退耕还湿地有机质含量 $5.50\% \pm 1.78\%$,农田为 $4.85\% \pm 0.43\%$ ^[25]。

2.2 土壤中重金属的空间分布特征

黄河三角洲土壤重金属的空间分布(图 2)表

明,高含量的 As 主要分布在东部沿海区域,具体表现为沿海区域采样点 S1、S13、S14、S27、S28 土壤中 As 含量完全超过山东省土壤背景值,海水入侵可能是 As 含量较高的主要影响因素^[26-27]。一方面,海水入侵时带来丰富的 As,另一方面,海水中丰富的硫可以与 As 发生反应形成 As-S 相的沉淀并吸附在沉积物表面上,使土壤 As 含量升高。

重金属 Cd、Cr、Ni、Zn、Mn 含量呈现出南高北低的空间分布特征,可能与南部人类活动较多有关。Cr、Ni、Zn、Mn 在研究区中部及东南部农田、退耕还湿土壤中含量较高,主要原因是农业生产过程中为保证作物正常生长,需要添加各种化肥,Cr、Ni、Zn、Mn 是植物生长所必须的微量元素,过量投加化肥导致土壤中重金属的累积^[28-30]。Cu 含量超标的点主要集中在北部水产养殖区域,原因可能是水产养殖过程中会不断投加铜元素保证水产生物正常生长的同时改善水质^[31]。Pb 元素除研究区中部含量较高,其余均在背景值以下,大气沉降可能是其主要来源。



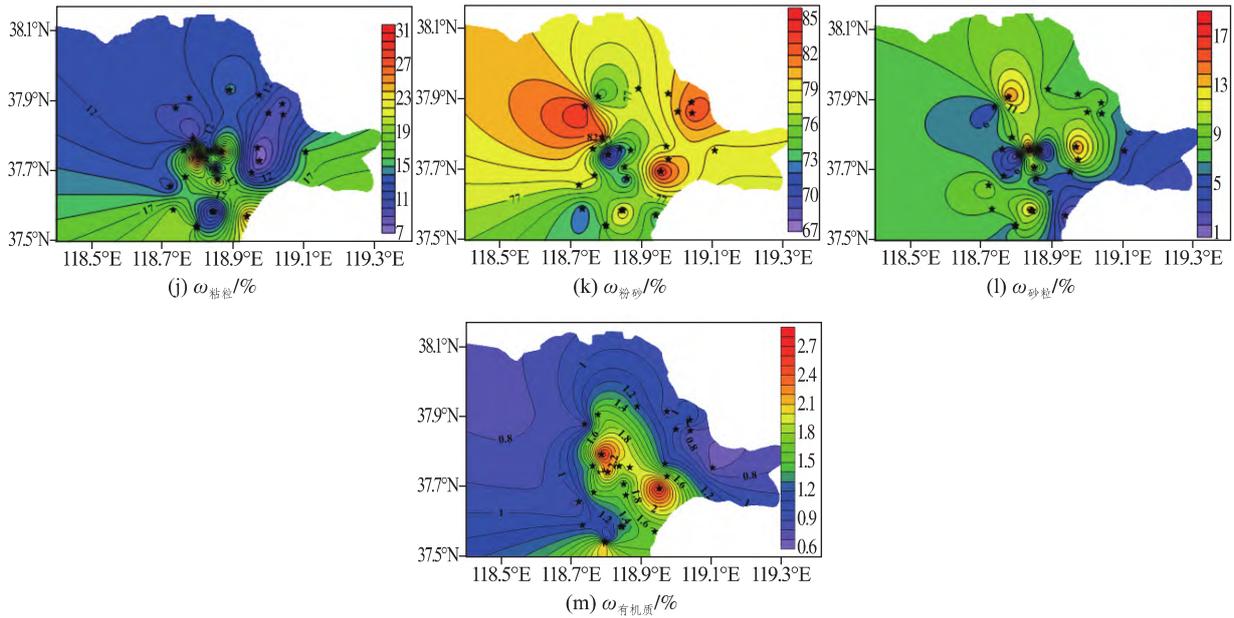


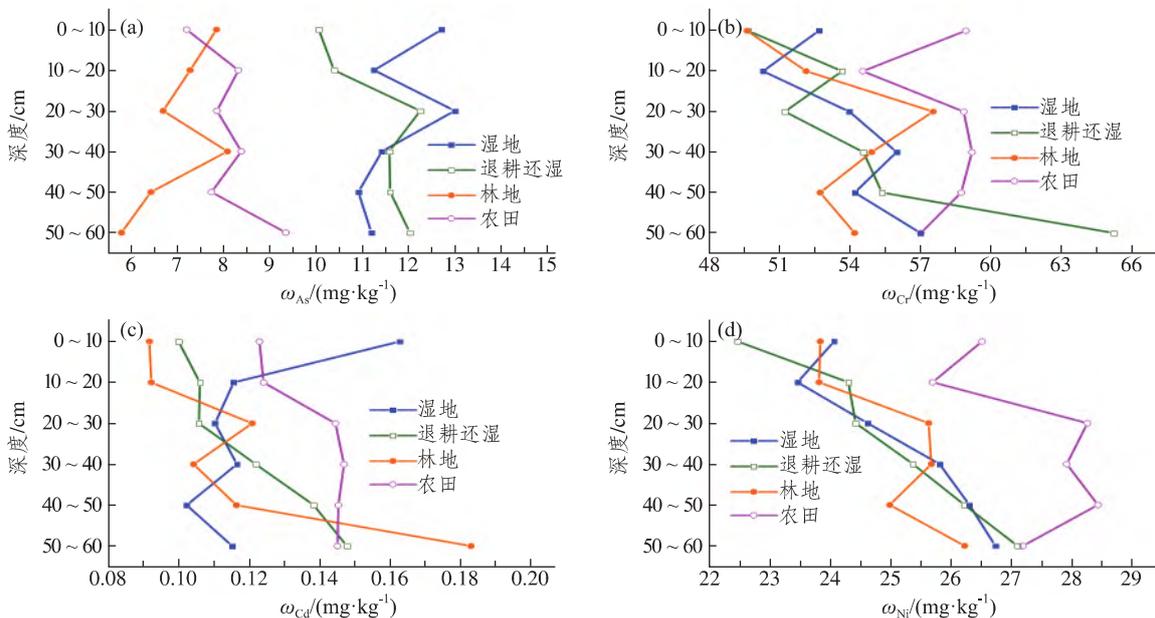
图 2 黄河三角洲重金属元素及其影响因子水平空间分布特征

Fig. 2 Horizontal spatial distribution characteristics of heavy metal elements and their influencing factors in the Yellow River Delta

2.3 不同土地利用方式下土壤重金属的垂直分布特征

对比黄河三角洲不同土地利用方式下以及不同深度土壤中金属的含量发现,As、Cd、Ni、Pb、Mn 在不同用地类型间差异显著 ($P < 0.05$),不同深度土壤中的 Cd、Pb、Zn 含量存在显著性差异 ($P < 0.05$),重金属含量随用地类型和深度的变化如图 3 所示。对于同一深度的土壤,湿地和退耕还湿的 As 含量高于林地和农田。除 As 和 Cd 外,其他重金属在农田的含量显著高于其他用地类型,灌溉水源、肥料以及除草剂等的使用可能是农

田重金属含量高于其他植被类型的原因之一^[30]。在 0~10 cm 土壤中的含量明显高于在 10~20 cm 中的含量,这可能与植被根系的吸附作用、人类浅层施加化肥以及表层喷洒农药有关;在 20~30 cm 土层中重金属含量明显增加,可能是因为翻耕、灌溉等农业活动导致重金属由表层向深层土壤迁移^[32]。Cr 和 Pb 随深度变化波动较大。Cu 元素随深度的增加,农田和林地具有相同的含量变化趋势。Mn 元素在湿地中的含量随深度增加呈现先增后减,在 30~40 cm 处出现最大值,在退耕还湿中随深度增加而增加。



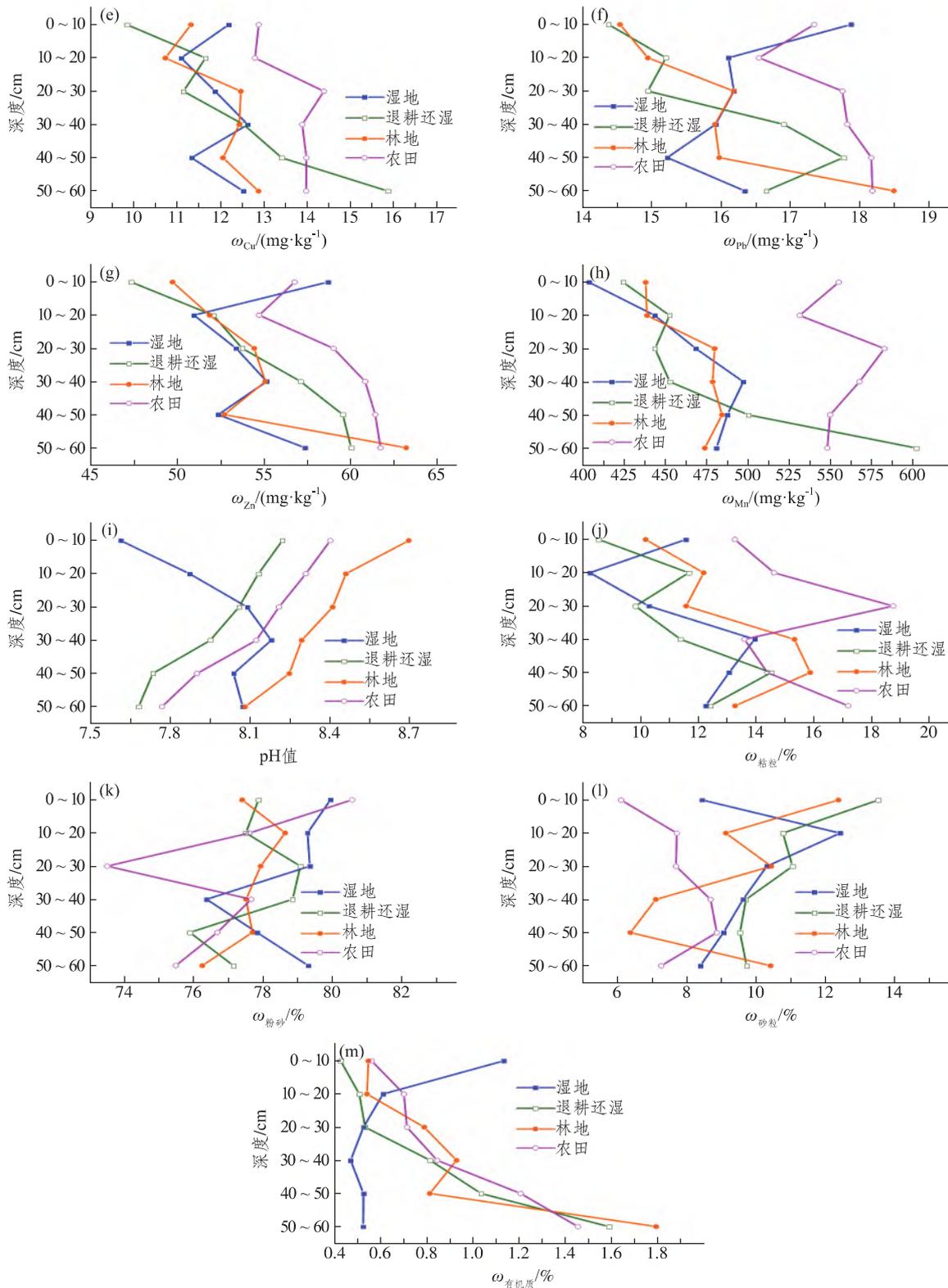


图 3 黄河三角洲重金属及其影响因子的垂直分布特征

Fig. 3 Vertical distribution characteristics of heavy metals and their influencing factors in the Yellow River Delta

2.4 影响因素分析

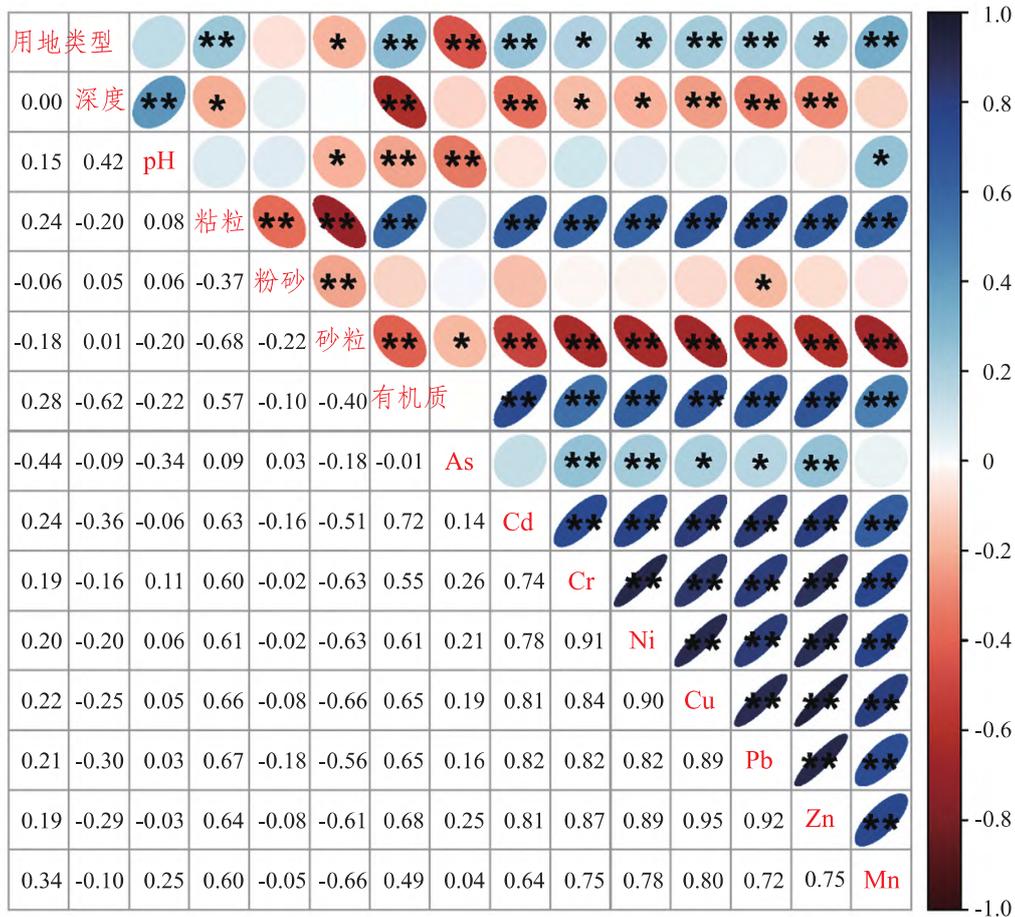
相关性分析结果(图 4)表明,用地类型与 8

种重金属均存在显著的相关性($P < 0.05$)。粘粒、有机质与除 As 之外的其他重金属显著正相关($P < 0.01$)。相关研究表明,土壤中有有机质可以与

重金属形成络合物从而影响土壤重金属的迁移转化和积累^[25 33],粘粒粒径小,具有更大的比表面积,更容易吸附重金属。砂粒与除 As 之外的其他重金属显著负相关($P < 0.01$),进一步证实了相比小颗粒,大颗粒不易吸附重金属。

此外,Cd、Cr、Ni、Cu、Pb、Zn、Mn 之间呈显著正相关($P < 0.01$)。As 与其他重金属的相关性相对较弱,可能由于其来源与其他重金属不同。对

于黄河三角洲金属的来源可包括大气沉降、潮汐、海水入侵、河水泥沙输入以及成土母质和人类活动等^[34-35]。结合表 2 和图 2,推测 As 元素的来源与海水入侵及成土母质有关。结合重金属的空间分布特征,其他金属含量在中南部人类活动较多的地方高,在人类活动少的地方含量低,可能受自然因素与人类活动的双重影响^[36-37]。



注: ** 表示双尾检验在 0.01 水平上显著相关; * 表示双尾检验在 0.05 水平(双侧)上显著相关。

图 4 重金属质量分数与环境因子的 Spearman 相关性分析

Fig. 4 Spearman correlation analysis between heavy metal content and environmental factors

2.5 不同用地类型下重金属污染评价

结合土壤综合污染程度分级标准(表 1)和内梅罗综合污染指数(图 5),发现所有用地类型下的土壤都受到了不同程度的重金属污染,且随深度的增加,总体污染程度有减小的趋势。在 0~10 cm 内湿地和林地部分地区受到了中度污染,其余为轻度污染,湿地受到的污染程度最重;在 10~20 cm 内,除农田部分地区为中污染外其余为轻度污染;

20~30 cm 内所有植被类型均为轻度污染;30~40 cm 内除湿地极少部分地区为中度污染,其余为轻度污染;40~50 cm 内为轻度污染且部分植被类型出现了安全值;50~60 cm 内所有植被类型为轻度污染。重金属在不同深度间的分布与土壤理化性质、有机质含量、土壤密度、自身性质等有关^[38],另外大气沉降、人类活动等外部因素也可使不同深度土壤污染程度不同。平时应注重加强对表层土壤的治理和对深层土壤的监测。

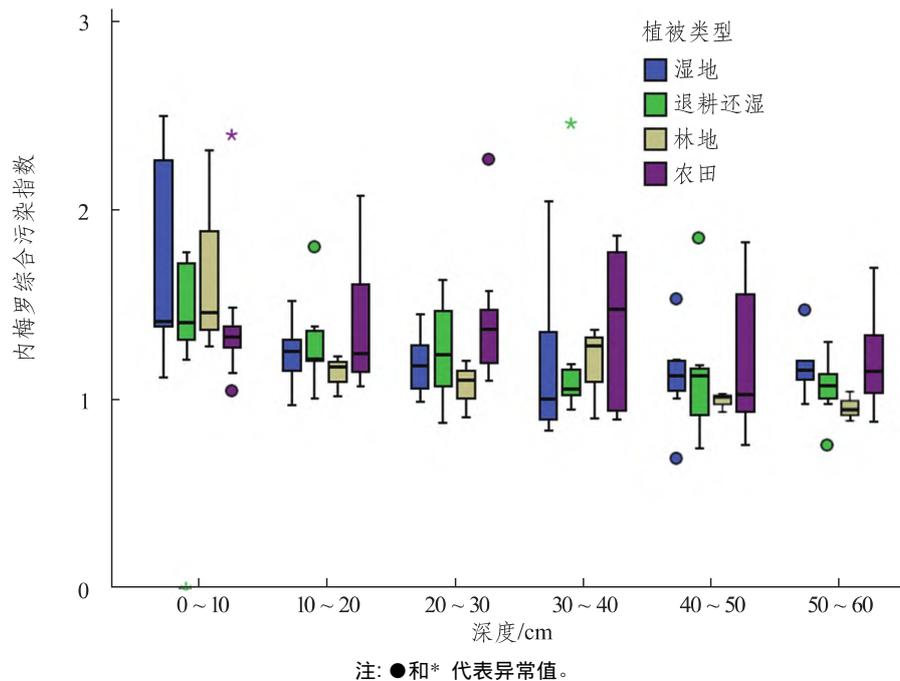


图 5 内梅罗综合污染指数箱图

Fig. 5 Box chart of Nemerow comprehensive pollution index

3 结论

黄河三角洲研究区土壤中 As、Cd、Ni 的平均含量高于山东省土壤背景值, Cd 是超标最严重的金属, 其次为 As。研究区土壤为碱性土壤, 粉砂为土壤颗粒物的主要组分。黄河三角洲不同土地利用方式下 8 种重金属的水平空间分布和垂直空间分布存在差异: As 元素的分布具有明显的不均匀性, 高含量的 As 主要集中在东部沿海区域; Cr、Ni、Zn、Mn 在研究区中部及东南部农田、退耕还湿土壤中含量较高; Cr、Ni、Cu、Pb、Zn、Mn 在农田中的含量显著高于其他用地类型, 且在 10~20 cm 处含量低于 0~10 cm 和 20~30 cm。Spearman 相关分析表明: Cd、Cr、Ni、Cu、Pb、Zn、Mn 呈显著正相关, 表明他们具有相同或相似的来源; 粘粒、有机质与除 As 之外的其他重金属显著正相关, 主要因为粘粒具有较大的比表面积, 容易吸附大量的重金属。内梅罗综合污染指数表明所有用地类型下的土壤都受到了不同程度的重金属污染, 随着深度的增加, 污染程度减小。

参考文献:

- [1] XIAO R, ZHANG M X, YAO X Y, et al. Heavy metal distribution in different soil aggregate size classes from restored brackish marsh, oil exploitation zone and tidal mud flat of the Yellow River Delta [J]. *Journal of Soils and Sediments* 2016, 16: 821-830.
- [2] CAO Z Q, WANG L, YANG L S, et al. Heavy metal pollution and the risk from tidal flat reclamation in coastal areas of Jiangsu, China [J]. *Marine Pollution Bulletin* 2020, 158: 111427.
- [3] MANDOUR A, EL-SAYED M K, EL-GAMAL A A, et al. Temporal distribution of trace metals pollution load index in the Nile Delta coastal surface sediments [J]. *Marine Pollution Bulletin* 2021, 167: 112290.
- [4] ESTRADA E S, JUHEL G, PING H, et al. Multi-tool assessment of trace metals in mangroves combining sediment and clam sampling, DGT passive samplers and caged mussels [J]. *Science of the Total Environment* 2017, 574: 847-857.
- [5] ZHAO M W, WANG E K, XIA P, et al. Distribution and pollution assessment of heavy metals in the intertidal zone environments of typical sea areas in China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 138: 397-406.
- [6] LIAO J B, QIAN X, LIU F, et al. Multiphase distribution and migration characteristics of heavy metals in typical sandy intertidal zones: insights from solid-liquid partitioning [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2021, ,

- 208:111674.
- [7] WANG G ,SINGH M ,WANG J Q ,et al. Effects of marine pollution ,climate and tidal range on biomass and sediment organic carbon in Chinese mangrove forests [J]. CATENA 2021 202:105270.
- [8] 谢文羽. 黄河三角洲鸥嘴噪鸥羽毛和卵内重金属含量研究[D]. 曲阜: 曲阜师范大学 2020.
- [9] ZHANG Y ,MAO W ,LI R H ,et al. Distribution characteristics ,risk assessment ,and quantitative source apportionment of typical contaminants (HMs ,N ,P ,and TOC) in river sediment under rapid urbanization: a study case of Shenzhen river ,Pearl River Delta ,China [J]. Process Safety and Environmental Protection ,2022 ,162: 155-168.
- [10] HUANG B ,YUAN Z J ,LI D Q ,et al. Effects of soil particle size on the adsorption , distribution , and migration behaviors of heavy metal(loid) s in soil: a review [J]. Environmental Science: Processes & Impacts 2020 22: 1596-1615.
- [11] 曾淼 张厚勇. 黄河三角洲芦苇湿地不同水期土壤-植被重金属分布特征[J]. 水土保持研究 2016 23(4): 344-350.
- [12] 李珊 杨越超 姚媛媛,等. 不同土地利用方式对山东滨海盐碱土理化性质的影响[J]. 土壤学报, 2022 59(4): 1012-1024.
- [13] KARSTENS S ,BUCZKO U ,JURASINSKI G ,et al. Impact of adjacent land use on coastal wetland sediments [J]. Science of the Total Environment 2016 550: 337-348.
- [14] 刘月良. 加强黄河三角洲湿地保护努力建成国际重要湿地保护的典范[J]. 绿色中国 2013 (20): 36-41.
- [15] 齐月 李俊生 ,马艺文,等. 黄河三角洲滨海滩涂湿地沉积物重金属空间分布及生态风险评价[J]. 环境科学研究 2020 33(6): 1488-1496.
- [16] 孙德斌 栗云召 ,于君宝,等. 黄河三角洲湿地不同植被类型下土壤营养元素空间分布及其生态化学计量学特征[J]. 环境科学 ,2022 ,43(6): 3241-3252.
- [17] CUI B S ,YANG Q S ,ZHANG K J ,et al. Responses of saltcedar (*Tamarix chinensis*) to water table depth and soil salinity in the Yellow River Delta ,China [J]. Plant Ecology 2010 209(2): 279-290.
- [18] 国家环境保护局,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.
- [19] 马香菊 徐慧韬 ,王丽平. 天津临港滨海湿地公园重金属污染特征及风险评[J]. 环境工程技术学报 ,2021 11(5): 908-918.
- [20] 王昌宇 张素荣 ,刘继红,等. 雄安新区某金属冶炼区土壤重金属污染程度及风险评价[J]. 中国地质, 2021 48(6): 1697-1709.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社 2000.
- [22] 段梦琦 ,丁效东 ,李士美,等. 黄河三角洲典型区土壤 pH 值时空变化特征[J]. 灌溉排水学报 2020 39(S2): 9-13.
- [23] 刘淑民 姚庆祯 ,刘月良,等. 黄河口湿地表层沉积物中重金属的分布特征及其影响因素[J]. 中国环境科学 2012 32(9): 1625-1631.
- [24] 王维 周俊丽 ,裴淑玮,等. 辽河入海口及城市段柱状沉积物金属元素含量及分布特征[J]. 环境科学, 2016 37(1): 156-165.
- [25] 刘兆宁 王国栋 ,方玉龙,等. 三江平原洪河农场天然沼泽 退耕还湿地和农田表层土壤中 55 种元素的含量[J]. 湿地科学 2019 17(6): 713-717.
- [26] YAN K ,PLANER-FRIEDRICH B ,KNOBLOCH P V T ,et al. Effects of thiolation and methylation on arsenic sorption to geothermal sediments [J]. Science of the Total Environment 2022 827: 154016.
- [27] ZHAO QQ ,BAI J H ,GAO Y C ,et al. Heavy metal contamination in soils from freshwater wetlands to salt marshes in the Yellow River Estuary ,China [J]. Science of the Total Environment 2021 774: 145072.
- [28] 张继舟 王宏韬 ,倪红伟,等. 我国农田土壤重金属污染现状、成因与诊断方法分析[J]. 土壤与作物 ,2012 1(4): 212-218 .
- [29] 郑杰 王磊 ,喻理飞,等. 不同土地利用方式对土壤氮磷和重金属含量的影响[J]. 北方园艺 ,2019(4): 112-117.
- [30] 王春勇 夏龙 ,王鹏飞,等. 农田、退耕还湿地、天然草本沼泽土壤重金属和农药的分布及潜在生态风险评价: 以抚远市乌苏镇东兴村为例[J]. 湿地科学 2019 17(2): 222-227.
- [31] 卢欣. 闽东近海水产养殖区表层沉积物重金属元素分布特征及来源解析[D]. 福州: 福建师范大学 2020.
- [32] 王雪雯 刘鸿雁 ,顾小凤,等. 地质高背景与污染叠加区不同土地利用方式下土壤重金属分布特征[J]. 环境科学 2022 43(4): 2094-2103.
- [33] 缪雄谊 郝玉培 ,阳莲锦,等. 黄河三角洲表层土壤重金属元素的空间分布及其影响因素[J]. 海洋地质与第四纪地质 2016 36(1): 57-68.
- [34] 于君宝 董洪芳 ,王慧彬,等. 黄河三角洲新生湿地土壤金属元素空间分布特征[J]. 湿地科学 2011 9(4): 297-304.
- [35] 段云莹 裴绍峰 ,廖名稳,等. 莱州湾表层沉积物重

- 金属分布特征 污染评价与来源分析[J]. 海洋地质与第四纪地质 2021 41(6):67-81.
- [36] 崔瀚文 杨广斌 崔文刚. 贵阳市观山湖区喀斯特城乡交错区土壤重金属的分布特征及风险评价[J]. 云南农业大学学报(自然科学版) 2022 37(2):351-357.
- [37] 王颜昊 刘增辉 柳新伟,等. 黄河三角洲表层土壤重金属空间分布与潜在生态风险评价[J]. 水土保持学报 2019 33(3):305-311.
- [38] 窦韦强 安毅 秦莉,等. 农田土壤重金属垂直分布迁移特征及生态风险评价[J]. 环境工程 2021 39(2):166-172.

Analysis and Evaluation of Heavy Metals in Soils Under Different Land Use Patterns in the Yellow River Delta

JIA Shaoning SHEN Fa YAN Ning WANG Ruofei LIU Suhui YU Yang LI Yunzhao YANG Jisong YU Junbao

(a. School of Resources and Environmental Engineering; b. Institute for Advanced Study of Coastal Ecology, Ludong University, Yantai 264039, China)

Abstract: In order to understand the heavy metals distribution in soils of delta under different land use, the Yellow River Delta was selected as the study area. Four land use types were chosen, including wetlands, restored wetland, forest land and farmland. Soil cores were collected at the depth of 0-60 cm and broken six soil layers at 10 cm intervals in 28 sites. Concentrations of metals (i. e. As, Cd, Cr, Ni, Cu, Pb, Zn and Mn), pH, particle size and SOM were determined. The results showed that the mean concentration of As, Cd, Cr, Ni, Cu, Pb, Zn and Mn in soil were 9.86, 0.13, 55.49, 25.81, 12.63, 16.59, 55.94, 498.80 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. Among these metals, Cd was the metal with the highest concentration above the background values. Concentrations of As, Cd, Ni, Pb and Mn were significantly different among different land use types. The concentrations of As were higher in eastern coastal areas due to the influence of seawater. The spatial distribution of metals in the Yellow River Delta indicated that concentrations of Cd, Cr, Ni, Zn, Mn were higher in south part of study area. The concentrations of As in wetland and restored wetland were higher than that in forest land and farmland in the same soil depth. Except As and Cd, other metals were higher in farmland. The correlation analysis illustrated that the sources of Cd, Cr, Ni, Cu, Pb, Zn and Mn were similar, while there were different sources for As. Metal concentration were closely related to fine particles. Nemerow comprehensive pollution index clarified that there were metal pollution in the study area and the pollution level decreased with depth.

Keywords: heavy metal; land use type; Nemerow pollution index; the Yellow River Delta

(责任编辑 李维卫)