

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2023.04.018

尤本胜, 杨黎明, 蔡健霞, 等. 衡水湖西湖区土壤重金属污染特征及退田还湖的生态风险初探. 土壤, 2023, 55(4): 838–847.

## 衡水湖西湖区土壤重金属污染特征及退田还湖的生态风险初探<sup>①</sup>

尤本胜<sup>1</sup>, 杨黎明<sup>2</sup>, 蔡健霞<sup>2</sup>, 童丞飞<sup>2</sup>, 周梓怡<sup>2</sup>, 马书占<sup>1</sup>, 陈开宁<sup>2</sup>, 古小治<sup>2\*</sup>

(1 江苏省环境科学研究院国家环境保护长江中下游水生生态健康重点实验室, 南京 210036; 2 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

**摘要:** 衡水湖西湖区作为衡水湖重要的生态系统服务供给区, 在开展生态补水和退田还湖的过程中, 现有西湖区大部分露滩在淹水后土壤中赋存的重金属释放会产生一定的生态风险。本文从土壤重金属赋存特征、生态风险评价及淹水释放通量风险估算等方面综合评估西湖区土壤生态安全。在调查区域内布设 9 断面 46 个样方, 以 0~60 cm 土壤为研究对象, 7 种管控重金属作为研究要素。采用地累积指数法和潜在生态危害指数法分析西湖区重金属空间分布特征和生态风险等级, 并通过室内柱样模拟的方法开展土壤淹水后重金属释放风险评估。西湖区土壤中 Zn 和 Cd 的平均含量显著高于河北省土壤背景值, 其中重金属 Cd 累积特征比较明显, 中度污染水平以上的区域占 97.83%, 各重金属含量在空间上呈现南北高中间低的分布规律, 西湖区土壤总体处于低风险等级。7 种重金属元素的生态风险贡献率依次为: Cd>As>Pb>Cu>Ni>Cr>Zn, 其中 37.71% 的生态风险来自 Cd 的贡献, 其次是 As(18.81%) 和 Pb(4.94%)。淹水后土壤中重金属的释放特征随土地利用类型变化差异显著, 其中菜地释放通量最高, 果园次之, 麦田最低, 不同土地利用方式造成的有机质累积可能是土壤重金属释放通量差异的主要原因。此外, 衡水湖周边主要以石灰性土壤为主(土壤表层浸出液 pH≈9; Ca<sup>2+</sup> 含量为 1.135~1.143 mg/g), 这些以碳酸盐结合态为主要赋存形式的重金属相对稳定, 淹水之后, 经跟踪监测发现各重金属水溶态浸出浓度均未超标。因此, 西湖区退田还湖后整体的水生态安全风险为低风险。

**关键词:** 衡水湖西湖区; 重金属分布特征; 土壤淹水; 释放通量; 生态风险

**中图分类号:** S511; X53 **文献标志码:** A

### Pollution Characteristics of Heavy Metals in Soils and Ecological Risk with Returning Farmland to Lake in West Lake Area of Hengshui Lake

YOU Bensheng<sup>1</sup>, YANG Liming<sup>2</sup>, CAI Jianxia<sup>2</sup>, TONG Chengfei<sup>2</sup>, ZHOU Ziyi<sup>2</sup>, MA Shuzhan<sup>1</sup>, CHEN Kaining<sup>2</sup>, GU Xiaozhi<sup>2\*</sup>

(1 State Environmental Protection Key Laboratory of Aquatic Ecosystem Health in the Middle and Lower Reaches of Yangtze River, Jiangsu Provincial Academy of Environmental Science, Nanjing 210036, China; 2 State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract:** The West Lake area of Hengshui Lake is an important ecosystem service supply area, part of the soil would be flooded in the process of ecological water replenishment and returning farmland to the lake. This paper scientifically evaluated the ecological risk of soils in the West Lake area from the following three aspects: the distribution characteristics of soil heavy metals, the assessment of ecological risk, and the risk estimation of flood release flux, in which 46 quadrats of 9 sections were arranged, 0–60 cm soils were sampled, and 7 types of controlled heavy metals were determined, the spatial distribution characteristics of heavy metals and ecological risk levels were assessed using the methods of geo-accumulation index and potential ecological hazard index, the risk of heavy metal release of flooded soils were evaluated by indoor simulation method. The results showed that the average contents of Zn and Cd in the soil of the West Lake area was significantly higher than the background values in Hebei Province, Cd accumulation was relatively obvious, with 97.83% of the area above the moderate pollution level. The contents of all heavy metals were higher in the south and north but lower in the middle, the soil was at a low risk level as a whole. The contribution rates of heavy metals to ecological risk were as follows: Cd>As>Pb>Cu>Ni>Cr>Zn, 37.71% of the ecological

①基金项目: 国家自然科学基金面上项目(42177227)、江苏省社会发展项目(BE2022858)和江苏省属公益类科研院所自主科研经费项目(GYYS2021207)资助。

\* 通讯作者(guxiaozhi@163.com)

作者简介: 尤本胜(1977—), 男, 安徽宿州人, 博士, 高级工程师, 主要从事湖泊污染治理与修复研究工作。E-mail: 729789623@qq.com

risk was from Cd, followed by As (18.81%) and Pb (4.94%). The release characteristics of heavy metals in flooded soil varied significantly with land use types, in which the vegetable fields had the highest release flux, followed by the orchards, while the wheat fields were the lowest. The accumulation of organic matter caused by different land use types may be the main reason for the difference in heavy metal release flux in soils. The surrounding area of Hengshui Lake is dominated by calcareous soil (soil surface leaching solution pH $\approx$ 9; Ca<sup>2+</sup> content was 1.135–1.143 mg/g), these heavy metals mainly occurred in carbonate binding state are relatively stable, the leaching concentrations of all heavy metals in water soluble state did not exceed the standard after being flooded. Thus, the overall risk of water ecological security is low after returning farmland to lake in the West Lake area of Hengshui Lake.

**Key words:** West Lake area of Hengshui Lake; Distribution characteristics of heavy metals; Soil flooding; Release flux; Ecological risk

衡水湖作为国家级自然保护区，是北方重要的淡水湖泊<sup>[1]</sup>，具有防洪蓄水、涵养水源、局部气候调节、改善生态环境、维护生物多样性等多种重要的生态服务功能<sup>[2]</sup>，在水生态安全方面具有重要意义。衡水湖主要分为东、西 2 个湖区。目前主要靠东湖常年蓄水，西湖区主要由沼泽、滩地和农田构成<sup>[3]</sup>。衡水湖没有自然入径河流，水源主要来自西南部汇水、引蓄卫运河及黄河水，满足景观用水和灌溉需求，以维持其湿地生态系统的结构和功能<sup>[4]</sup>。目前，衡水湖经过大规模排水造田，从事农业生产后，使得水资源短缺和用水矛盾十分突出，近年来又开始重新蓄水，恢复湖泊湿地生态功能<sup>[5]</sup>。实施退田还湖可大幅增强衡水湖的蓄水功能，打通衡水湖与周围水系之间的联系，对打造京津冀生态环境支撑区具有重大意义<sup>[6]</sup>。另一方面，在西湖区开展生态补水和退田还湖的过程中，应充分考虑经过农业生产和人类活动后的土壤实施淹水处理可能产生的生态安全性问题，其中被重金属污染的土壤经过淹水处理后因土壤环境条件改变可能会发生重金属再释放过程，从而加重湖库的生态风险等级<sup>[7-9]</sup>，根据环保部调查数据显示，我国大约有 80% 以上的水体沉积物受到不同程度的重金属污染<sup>[10]</sup>，重金属作为典型的累积性污染物，具有持久性和生物毒性，对生态环境和人类健康造成严重的威胁<sup>[11]</sup>。而湖库作为人类主要的饮用水源地，其重金属污染已成湖库用水安全的重大威胁之一。

西湖区以景观用水为主，区域内无工业污染，周围居民以农业生产为主，主要考虑农业生产过程中土壤重金属输入的风险评估。目前关于衡水湖水体和沉积物中重金属污染特征及生态风险评价等方面的研究报道较多<sup>[12]</sup>，而关于衡水湖保护区开展退田还湖后生态安全性评估的研究较少，因此开展衡水湖西湖

区土壤重金属污染特征分析及淹水后生态安全性评估，对衡水湖水生态安全保护有着重要的意义。本文以衡水湖西湖区土壤为研究对象，通过野外调研的手段对研究区域内土壤中 7 种管控重金属进行分析，利用地累积指数法和潜在生态风险指数法来评价土壤重金属的污染特征和空间分布规律。此外，通过室内原位土柱模拟淹水现象考查淹水过程对土壤重金属浸出释放的影响，分析上覆水体中重金属含量变化和释放通量，对淹水土壤重金属短期释放风险进行初步分析。本研究为西湖区开展退田还湖工程中土壤重金属污染释放风险评估提供理论依据，有助于评价西湖区土壤重金属对衡水湖土壤重金属污染的贡献率，为衡水湖土壤重金属污染的有效控制和科学管理提供理论支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

调查区域范围为衡水湖西湖区，囊括桃城区和冀州区部分村庄，调查总面积为 45.79 km<sup>2</sup>。调查区域内主要为农作物种植区以及衡水湖森林公园用地，土地利用类型为种植业和林地用地，农业生产方式主要以种植业为主。该区域成土母质为河流沉积物，沙、壤、黏质俱全，湖区及东部以亚黏土和黏土为主；中隔堤及湖区西部以亚黏土及砂土为主；湖区围堤以亚黏土为主。保护区土壤大体可归纳为两个土类：潮土和盐土。湖东岸以中壤质潮土和轻壤质潮土为主，有少量盐化潮土。湖西岸以沙壤质潮土为主，有部分沙壤质轻盐化潮土。潮土是自然保护区的主要土壤类型，潮土母质主要是由黄河携带的泥沙沉积形成，土壤颜色以棕色为主，沉积层理清楚明显。此外，地下水直接参与成土过程，表土、底土有潜育化现象。土壤有机质含量湖区大部分为 II 类(0.7%~1.0%)，少量为 IV 类(<0.6%)。

## 1.2 样品采集与处理

根据土地利用类型、池塘分布、村庄及点源分布特征,本研究沿东湖区湖滨带环湖公路至西湖区纵深 7 km 范围内布设调查断面,共布设 9 个调查断面,共计 46 个采样点(图 1)。每个采样点利用铁铲或螺旋取土钻进行样品采集,为了保证样品的准确性,本研究选取同一区域内的混合样品作为该区域的土壤样品。具体采样步骤为:在 5 m 对角线上采集 5 个分样组成混合样,充分混合后选取 3 kg 土壤样品装入自封袋,并运回实验室进行冷冻干燥处理,去除样品中的沙石和动植物残体后,研磨过

200 目筛后装入自封袋中备用。制备完成后的土壤样品放入干燥器内保存并送至中国科学院南京地理与湖泊研究所级公共技术服务中心进行重金属指标测定。此外,池塘、麦田、果园和菜地等不同类型的区域分别采集沉积物柱状样品,沉积物柱状样品使用柱状采样器( $\phi 90\text{ mm} \times 500\text{ mm}$ , Rigo 公司,日本)进行原位无扰动采集,每个区域采集 3 根原位柱状样品,泥层厚度不少于 20 cm,每个柱状样品采集后立即用橡胶塞和密封膜密封后运至实验室。同时,每个区域采集 10 L 上覆水用于沉积物重金属释放试验。

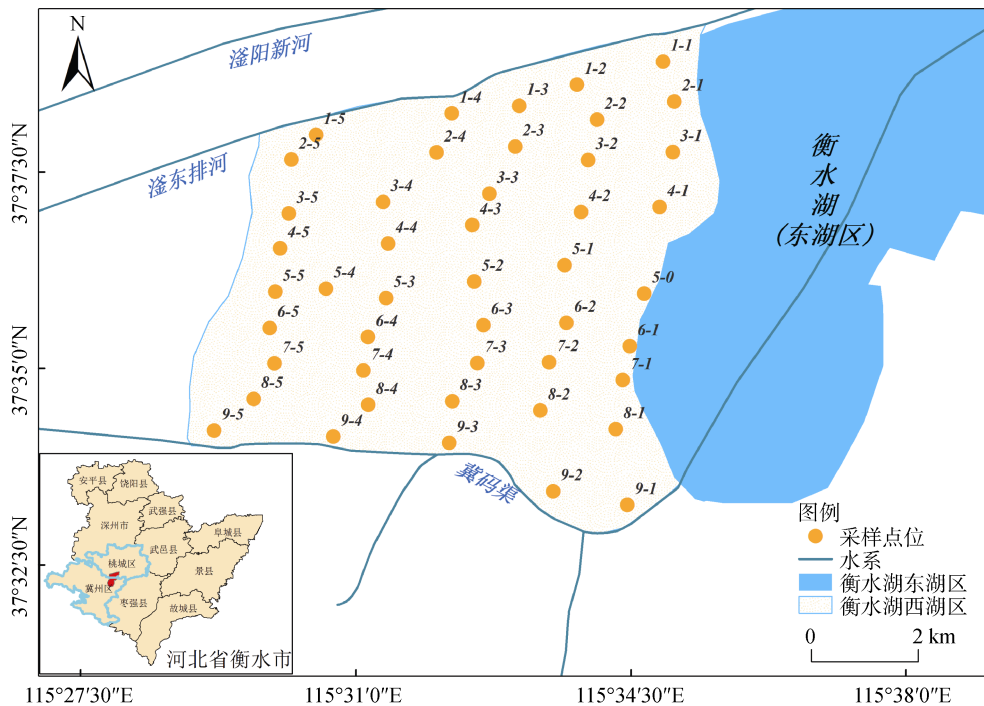


图 1 衡水湖西湖区土壤样品采集点分布图

Fig.1 Soil sampling sites in West Lake area of Hengshui Lake

## 1.3 室内模拟土壤淹水静态释放试验设计

所有柱状样品转运至实验室后,立即使用 400 目筛绢过滤原位采集的上覆水样,以去除水样中  $40\ \mu\text{m}$  粒径以上的颗粒物及一些浮游动物,以避免对柱内水样和泥水界面的扰动,便于开展静态释放培养试验。所有样品按照编号顺序整齐排列,采用虹吸的方法,使用乳胶管引流排出柱状泥样的上覆水,避免搅动沉积物-水界面,随后沿壁缓慢加入过滤后的水样至界面以上 20 cm 处并做标记。释放试验开始后,分别于 0、12、24、36、48、60、72、108 h 以及 20、30 和 43 d 在上覆水中抽取 100 mL 水样,使用  $0.45\ \mu\text{m}$  玻璃纤维膜过滤并检测水样中的重金属含量,取样后添加原水样至 20 cm 刻度线标记处。

## 1.4 样品分析测试

土壤分析指标包括 7 种有害重金属(As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb、Zn)元素含量测定及浸出毒性测定。重金属的测定参考《土壤环境监测技术规范》<sup>[13]</sup>;底泥浸出毒性的测试采用 HJ/T 299—2007《固体废物浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法》中的方法<sup>[14]</sup>,测定浸出液中重金属含量。其中 16 种重金属的测定使用 7700X 型电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)。重金属释放通量计算方法参考杜奕衡等<sup>[15]</sup>研究方法。

## 1.5 重金属污染生态风险评价

本次所调查衡水湖西湖区土壤为碱性(土壤表层浸出液  $\text{pH} \approx 9$ ),依据 GB 15618—2018《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》<sup>[16]</sup>

确定调查区域农用地土壤污染风险筛选值，表 1 为河北省土壤重金属背景值与农用地土壤重金属污染管控风险筛选值参照表。同时采用地积累指数( $I_{geo}$ )和潜在生态风险指数法(RI)，评价衡水湖保护区西湖区地块土壤重金属污染状况。表 2 为农用地土壤重金属风险评价参照表，若地积累指数法结果为正值说明土壤被污染，结果为负数说明土壤未被污染。

$$I_{geo} = \log_2 \left( \frac{C_n}{1.5B_n} \right) \tag{1}$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i = \sum_{i=1}^n T_r^i \times C_D^i / C_R^i \tag{2}$$

式中： $C_n$  为所测的重金属含量(mg/kg)； $B_n$  为河北省土壤重金属背景值(mg/kg)； $C_D^i$  为土壤重金属  $i$  的含量(mg/kg)； $C_R^i$  为计算所需参比值； $T_r^i$  为重金属  $i$  的毒性响应因子； $E_r^i$  为重金属  $i$  潜在危害指数。

表 1 河北省土壤重金属背景值与农用地土壤重金属污染风险筛选值参照表(mg/kg)

Table 1 Background values of soil heavy metals and risk screening values of heavy metals in agricultural soil in Hebei Province

重金属	河北省土壤背景值	农用地土壤污染风险筛选值	执行标准
Cr	68.3	350	河北省土壤背景值的选取参考《中国土壤元素背景值》 <sup>[17]</sup> ；农用地土壤重金属污染风险筛选值执行 GB15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》 <sup>[16]</sup>
Ni	30.8	190	
Cu	21.8	200	
Zn	78.4	300	
As	13.6	20	
Cd	0.094	0.8	
Pb	21.5	240	
Be	1.98	—	
V	73.2	—	
Mn	608	—	
Sr	179	—	
Mo	0.7	—	
Sb	1.22	—	
Co	12.4	—	
Ba	497	—	
Tl	0.447	—	

表 2 农用地土壤重金属风险评价参照表

Table 2 Risk assessment of heavy metals in agricultural soil

分级	$I_{geo}$	潜在生态风险评价		
		$E_r^i$	RI	潜在生态危害程度
I 级	$I_{geo} \leq 0$ 未污染	$E_r^i < 40$ 低风险	$RI \leq 150$ 低风险	轻度生态危害
II 级	$0 < I_{geo} \leq 1$ 未污染-中度污染	$40 \leq E_r^i < 80$ 中等风险	$150 < RI \leq 300$ 中等风险	中度生态危害
III 级	$1 < I_{geo} \leq 2$ 中度污染	$80 \leq E_r^i < 160$ 可接受风险	$300 < RI \leq 600$ 可接受风险	强度生态危害
IV 级	$2 < I_{geo} \leq 3$ 中度-重度污染	$160 \leq E_r^i < 320$ 高风险	$RI > 600$ 高风险	很强生态危害
V 级	$3 < I_{geo} \leq 4$ 重度污染	$E_r^i > 320$ 极高风险		极强生态危害
VI 级	$4 < I_{geo} \leq 5$ 重度-极重污染			
VII 级	$I_{geo} > 5$ 极重污染			

### 1.6 数据处理

采用 Excel 2016 软件处理试验数据，并利用多个指数进行重金属污染程度评价。衡水湖西湖区土壤点位图利用 Suffer 软件进行绘制；数据图的绘制使用 Origin9.0 软件完成；各指标差异性分析使用单因素方差检验(ANOVA)方法，数据相关性使用 Pearson 相关性分析，上述分析方法使用 SPSS 19.0 软件完成。

## 2 结果与分析

### 2.1 衡水湖西湖区土壤重金属空间分布特征

衡水湖西湖区土壤中 7 种管控重金属元素 As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量范围分别为 6.55 ~ 17.81、0.11 ~ 1.61、44.43 ~ 243.34、9.68 ~ 67.36、18.34 ~ 46.72、12.60 ~ 155.22 和 40.40 ~ 4 565.84 mg/kg(图 2)。与河北省土壤背景值相比，在 46 个采样点中，所调查的 7 种管控重金属均有采样点超过河北省土壤背景值的情况。其中，重金属元素 Cd 含量均超过河北

省土壤背景值，重金属元素 Pb 含量超过背景值的采样点数量占有所有采样点位的 50% 以上。

与农用地土壤污染风险筛选值相比，所有采样点重金属元素 As、Cr、Cu、Ni 和 Pb 含量均低于土壤风险筛选值，仅有重金属元素 Cd 和 Zn 存在超过土壤风险筛选值的点位，含量分别达到 1.61 mg/kg 和 4 565.84 mg/kg，是河北省重金属含量背景值的 17.1 倍和 58.2 倍。从 46 个采样点的重金属元素平均含量来看，7 种管控重金属的平均含量均未超过农用地土壤污染风险筛选值，而 Zn 和 Cd 含量平均值分别为河北省土壤背景值的 2.12 倍和 2.34 倍。

从重金属空间分布情况来看，西湖区区域土壤各重金属含量空间分布差别较大，南部土壤重金属累积污染特征较为显著并呈现不同程度的重金属累积，总体表现为南北高中间低的分布规律；其次，西湖区区域北部与衡水湖湿地毗邻区域的土壤存在 Ni 和 As 累积污染特征。

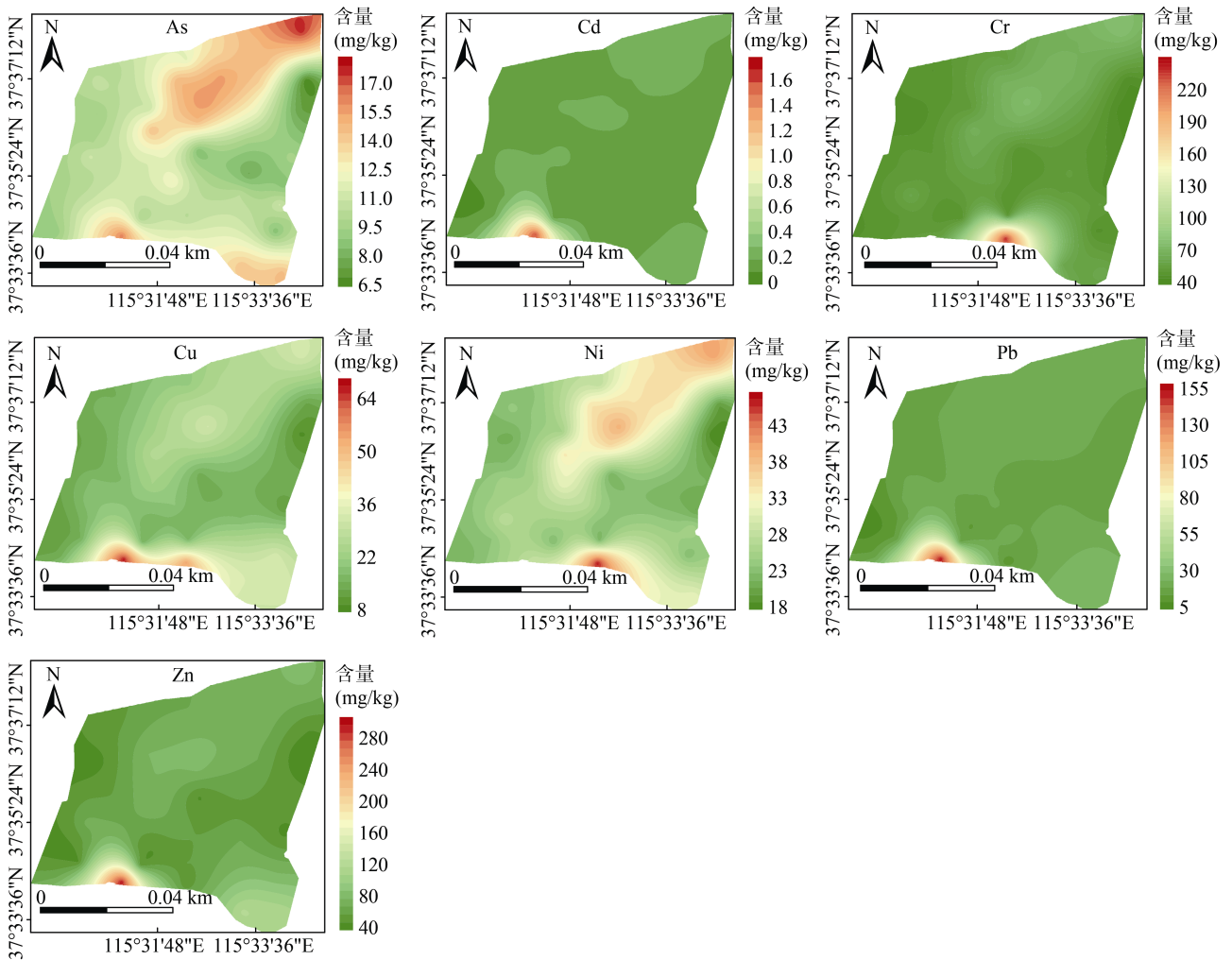


图 2 衡水湖西湖区土壤 7 种管控重金属含量空间分布  
Fig. 2 Spatial distribution of 7 controlled heavy metals contents in soils of West Lake area of Hengshui Lake

2.2 土壤重金属与理化参数的相互关系

对土壤中不同重金属进行相关性分析可大致推测重金属元素的来源<sup>[18]</sup>。由表 3 可知，土壤中 Cr 与 Cu、Ni、TN 和有机质呈极显著正相关关系( $n=46$ ,  $P<0.01$ )，与 As、Cd、Pb、Zn、TP 之间无显著相关性，这表明土壤中 Cr、Cu、Ni、TN 和有机质具有相

似的污染源或由同一污染源扩散而来，而与土壤中 As、Cd、Pb、Zn、TP 的污染来源不同。土壤中 Zn 与 Cd、Cu、Pb 之间存在极显著正相关关系( $n=46$ ,  $P<0.01$ )，这说明土壤中 Zn 与 Cd、Cu、Pb 具有较为一致的污染来源。土壤中 As 与 Cd、Cu、Ni、Pb 和有机质之间存在显著的正相关关系( $n=46$ ,  $P<0.05$ )。

表 3 土壤重金属含量与 TN、TP、有机质的相关性分析  
Table 3 Correlation analysis of soil heavy metal contents with TN, TP and organic matter

	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	TP	TN	有机质
Cr	1									
Ni	0.705**	1								
Cu	0.594**	0.677**	1							
Zn	-0.024	0.026	0.655**	1						
As	0.272	0.819**	0.630**	0.287	1					
Cd	-0.021	0.091	0.688**	0.982**	0.334*	1				
Pb	-0.044	0.089	0.695**	0.989**	0.368*	0.990**	1			
TP	0.045	-0.041	0.154	-0.092	-0.124	-0.047	-0.038	1		
TN	0.377**	0.468**	0.369*	-0.136	0.275	-0.062	-0.61	0.247	1	
有机质	0.505**	0.573**	0.534**	0.034	0.374*	0.086	0.083	0.355*	0.511**	1

注：样本数  $n=46$ ；\*\*表示相关性达  $P<0.01$  显著水平，\*表示相关性达  $P<0.05$  显著水平。

2.3 衡水湖西湖区土壤重金属生态风险评价

2.3.1 地累积指数评价法 西湖区土壤 7 种管控重金属地累积指数统计比例见图 3，除 As 以外，其他重金属元素均有不同程度的累积，其中重金属元素 Cd 的累积特征较为明显，是衡水湖保护区西湖区域土壤中富集的主要重金属元素，Cd 污染程度在中度污染水平以上的区域占 97.83%，平均污染等级为 1 级。其次是 Cu，中度污染水平以上占比约为 15%。此外，重金属元素 Cd、Pb 和 Zn 在部分区域累积程度达到了重度和极重污染水平，As 整体表现为无累积。

2.3.2 潜在生态风险指数评价法 衡水湖西湖区 46 个采样点的土壤重金属潜在生态风险评价结果统计见图 4，从  $E_i^p$  结果来看，所评价的 7 种管控有害重金属中，重金属 Cd 污染相对比较严重，达到中等生态风险水平的点位数为 7 个，另外 Cd 和 As 各有 1 处达到极高风险水平，两者的潜在生态风险相对较高。7 种重金属元素的生态风险贡献率依次为：Cd>As>Pb>Cu>Ni>Cr>Zn，其中 37.71% 的生态风险来自 Cd 的贡献，其次是 As(18.81%) 和 Pb(4.94%)。整体上，西湖区土壤重金属的潜在风险等级总体评价为低风险状态，危害程度为轻度生态危害。

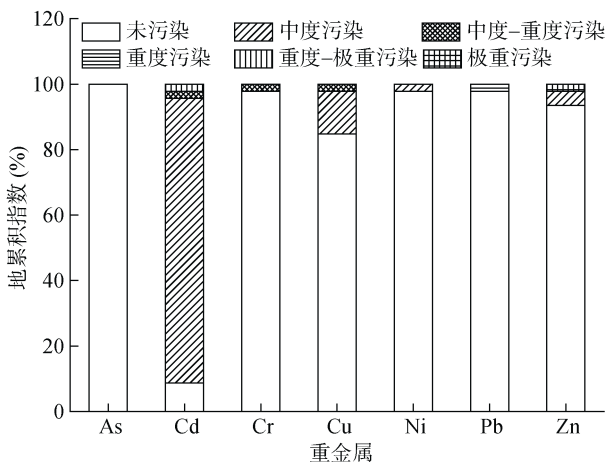


图 3 衡水湖西湖区土壤 7 种管控重金属累积程度  
Fig. 3 Accumulation degrees of 7 controlled heavy metals in soils of West Lake area of Hengshui Lake

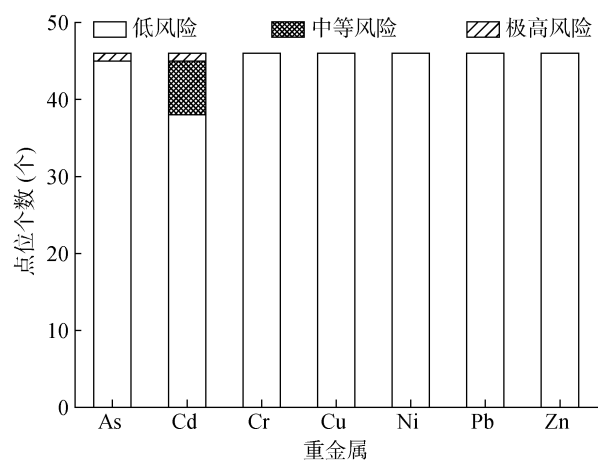


图 4 46 个采样点的重金属潜在生态风险评价等级  
Fig. 4 Potential ecological risk assessment grades of heavy metals at 46 sampling sites

西湖区土壤 7 种管控重金属元素潜在风险指数具有明显的空间分布差异(图 5), 潜在风险指数较高区域主要集中于西湖区南部地段, 存在高风险和可接受风险区域。总体表现为南部区域风险等级高于中部和北部区域的空间分布规律。南部区域土壤重金属潜在风险等级较高的原因主要是该区域人口较为密集, 经济比较发达。

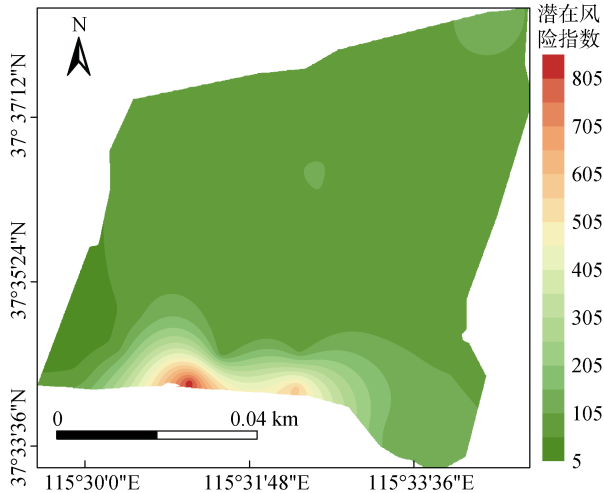


图 5 土壤重金属潜在风险指数空间分布  
Fig. 5 Spatial distribution of soil potential risk index

## 2.4 淹水后土壤重金属释放生态风险评估

### 2.4.1 不同土地利用类型土壤重金属静态释放特征

不同土地利用类型淹水处理后各重金属指标的静态释放特征存在明显的差异(图 6)。7 种重金属释放浓度大小具体表现为  $Zn > As > Cu > Ni > Cr > Pb > Cd$ 。对不同土地利用类型而言, 重金属元素 As、Cd、Ni 和 Zn 的静态释放特征具有较为相似的变化规律, 表现为麦田的释放量最高, 菜地的释放量次之, 果园的释放量最低; 重金属元素 Cr、Cu 和 Pb 的静态释放特征具有较为一致的变化趋势, 释放量大小表现为麦田 > 果园 > 菜地。图 7 为不同土地利用类型土壤淹水重金属释放通量对比结果, 从不同重金属来看, As 的释放通量最高, Zn 次之, Cd 最低; 从不同土地利用类型来看, 菜地释放通量最高, 果园次之, 麦田最低。

### 2.4.2 西湖区土壤淹水重金属浸出风险评估

西湖区土壤经淹水 43 d 后, Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd 和 Pb 浓度均值分别为 0.80、5.09、2.86、30.08、12.13、0.04 和 0.41  $\mu\text{g/L}$ (表 4), 均未超过且远小于 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》<sup>[19]</sup> I 类水标准限值 and GB 5749—2022《生活饮用水卫生标准》<sup>[20]</sup> 限值。

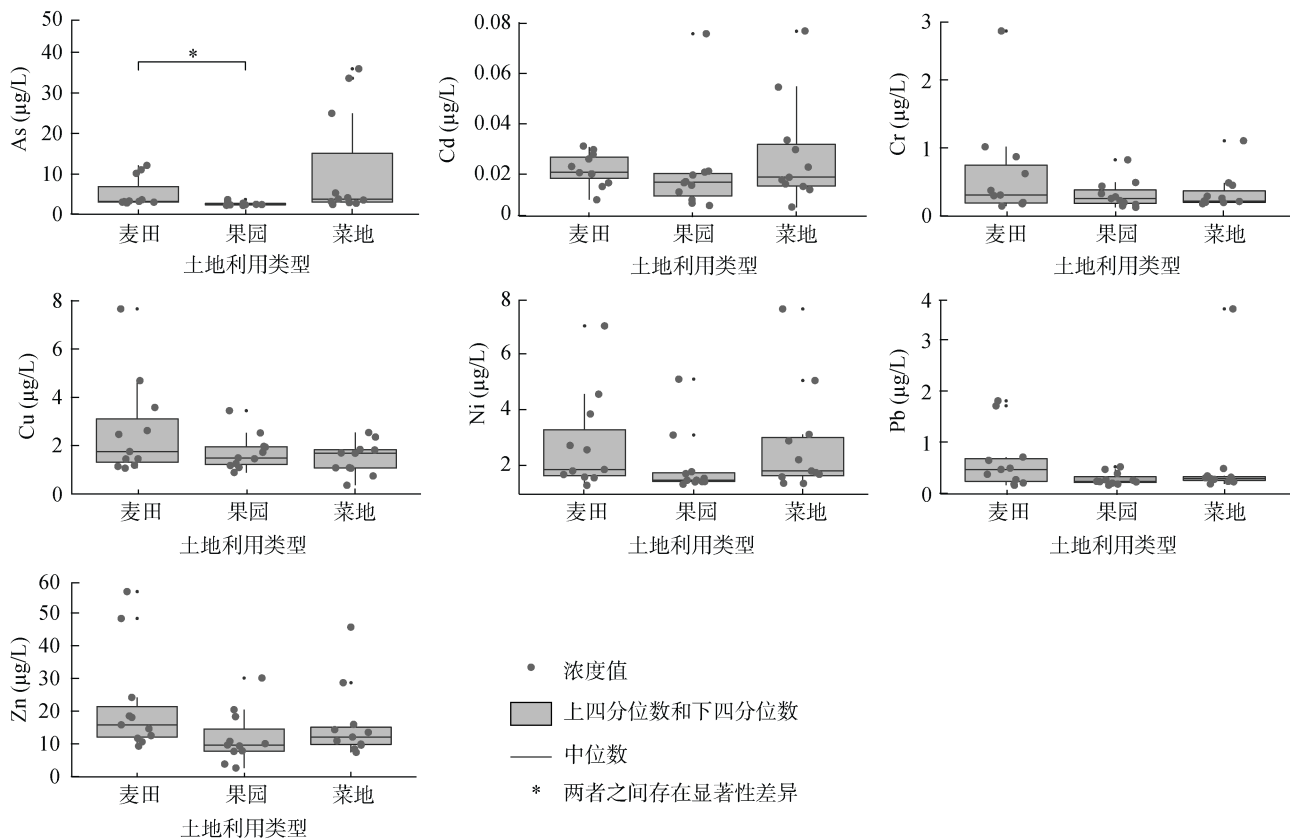


图 6 不同土地利用类型土壤淹水重金属释放浓度比较  
Fig. 6 Release concentrations of heavy metals in flooded soils under different land use types

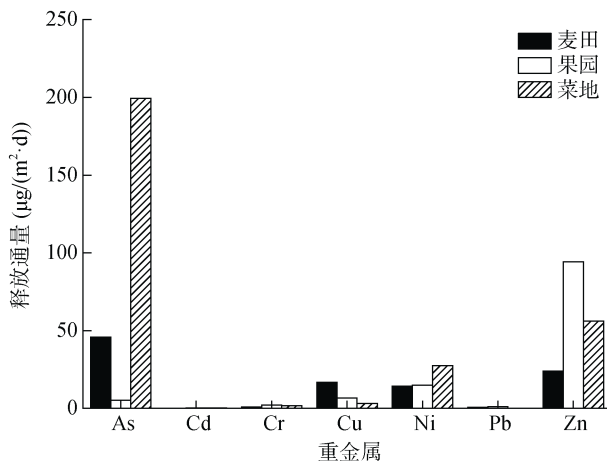


图7 不同土地利用类型土壤淹水重金属释放通量比较  
Fig. 7 Fluxes of heavy metal release in flooded soils under different land use types

因此,衡水湖西湖区土壤经淹水后水生态安全风险处于低风险水平。同时,采用 GB5085.3—2007《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》<sup>[21]</sup>的浸出毒性鉴别标准值对西湖区土壤重金属的浸出状况进行评判,评判结果表明西湖区土壤未达到危险废物的标准。

### 3 讨论

#### 3.1 衡水湖西湖区土壤重金属污染特征原因探讨

衡水湖西湖区重金属污染特征在空间上呈南北高中间低的分布规律,结合现场调查,发现西湖区北部和南部分别有溢东排河和冀码渠两条河道,南部污染严重地段人口比较集中,而中部区域主要是农作物种植区以及衡水湖森林公园用地。因此,生活污水以及农业活动应该是西湖区重金属污染的主要来源。这与赵向东<sup>[22]</sup>分析河北省土壤污染总体现状相一致,受人类活动影响为主,自然影响次之。王大安等<sup>[23]</sup>研究分析衡水湖周边岸带植被对道路径流污染物中重金属具有很好的截留效应,而西湖区南部植被分布相对较多,因此岸带植被分布差异也可能是造成西湖区土壤重金属空间分布差异的原因之一。此外衡水湖

西湖区土壤整体上呈现重金属 Cd 的富集,且分布较为均匀,根据相关研究报道表明重金属元素 Cd 是黄河水中的主要污染因子<sup>[24]</sup>,而黄河水是衡水湖主要引用水源,因此人类活动和生态补水可能是土壤中重金属元素 Cd 富集的主要原因。另外重金属 Cd 对人体的危害不容忽视, Cd 的环境容量比较小,土壤中富集的 Cd 会被农作物吸收,最终会通过食物链危害人类健康<sup>[25]</sup>。

#### 3.2 不同土地利用类型土壤重金属释放特征分析

衡水湖西湖区不同土地利用类型土壤淹水处理后各重金属元素呈现出不同的释放特征,土地利用方式不同可能是各重金属元素释放特征产生差异的主要原因<sup>[26]</sup>。陈建<sup>[27]</sup>的研究表明中国菜地土壤重金属的分布具有明显的区域特征。曾希柏等<sup>[28]</sup>发现菜地土壤重金属含量升高甚至超标均与不合理的农业灌溉有直接的关系,其次是农药、农膜等农用化学品的使用等;孟敏等人<sup>[29]</sup>的研究发现,山东和河北省市地区土壤重金属来源主要以肥料,尤其是畜禽粪便等有机肥为主,这是造成农田土壤重金属元素 Cr 和 Cu 等累积的主要原因,并随着种植年限的延长重金属均呈现不同程度的累积。陈学民等<sup>[30]</sup>研究发现天水果园土壤重金属含量的差异性主要来源于果园农艺措施、农药化肥使用种类及数量及灌溉水源等方面的因素影响。结合现场调查,西湖区土壤有机质含量范围为 1.7%~8.7%,均值为 4.1%,在空间分布上呈南北部高中部低,这与重金属累积分布特征相一致。表明土壤有机质对重金属具有吸附络合作用<sup>[31]</sup>,在一定程度上会造成土壤重金属的富集<sup>[32]</sup>。同时,不同土地利用类型有机质含量分布也存在差异,其中菜地有机质含量最高,其次为农田,果园含量最低。其原因可能是菜地和农田施用畜禽粪便等有机肥及存在有机农膜残留,致使菜地和农田土壤对有机质的累积效应较为明显,进而导致菜地和农田对重金属的富集作用较强。当土壤中吸附络合的重金属外界环境发生改变时,如淹水会使重金属出现浸出现象,进而释

表4 淹水后土壤重金属浸出毒性统计  
Table 4 Heavy metal leaching toxicity in flooded soils

重金属	最大值(μg/L)	最小值(μg/L)	平均值(μg/L)	浸出毒性鉴别标准限值(mg/L)	是否超标
Cr	2.70	0.49	0.80	15	否
Ni	7.60	2.70	5.09	5	否
Cu	7.99	2.48	2.86	100	否
Zn	56.48	18.08	30.08	100	否
As	35.94	3.72	12.13	5	否
Cd	0.08	0.03	0.04	1	否
Pb	1.68	0.39	0.41	5	否



放到水体中<sup>[33]</sup>,这可能是导致菜地和农田土壤中重金属释放通量较高的原因之一。因此,不同土地利用类型有机质累积特性可能会导致重金属释放通量的差异,适当地改变土地利用管理方式和调整土地利用结构,对土壤重金属污染防控有着重要的意义。

土地类型差异也是影响土壤重金属释放特征的原因之一,如地表粗糙度大会对大气沉降物质存在一定的截留阻滞作用<sup>[7]</sup>,使得重金属更容易进入土壤造成重金属富集现象。另外,不同土地类型的土壤其成土母质、耕种方式以及作物种植类型等对重金属含量与赋存形态、累积趋势特征产生明显的影响<sup>[34]</sup>,从而导致土壤淹水后重金属释放通量的差异。

### 3.3 西湖区土壤重金属淹水释放风险初步分析

本文重点从衡水湖西湖区底泥淹水后土壤重金属释放特征和释放强度来进行探讨,结合淹水后土壤重金属释放浓度,整体评价土壤的污染状况。西湖区以景观用水为主,区域内无工业生产,周围以农业生产为主,主要考虑农业生产过程中重金属输入的风险。土壤淹水后,西湖区域内土壤中 As 表现出的释放通量最高, Zn 次之, Cd 最低,这可能与大量使用含 As 农药有关。淹水后重金属释放浓度均未超过水生态安全风险限值,整体处于低风险水平,可满足当地灌溉用水及景观用水需求。此外,衡水湖西湖区本身存在丰富的芦苇湿地,在湿地根际及底泥表面氧化层溶解氧比较充足,对重金属固化效应强烈<sup>[12,35]</sup>。但局部土壤亚表层及非根际土壤形成的厌氧环境微区域,是重金属厌氧释放的高风险点,淹水后重金属浸出释放的潜在风险相对较高。

崔邢涛等人<sup>[35]</sup>的研究表明,河北中南部平原土壤中重金属赋存形态以重金属 Cd 的有效态含量最高,达 36.83%,其中碳酸盐态达到 17.82%;其次重金属 Pb 的有效态达 13.37%,其中碳酸盐态达到 12.38%。此外, Cu、Hg、Cr、As、Zn 主要以稳定态的形式存在,整体潜在危害性较小。衡水湖土壤主要以石灰性土壤为主,土壤表层浸出液 pH $\approx$ 9,土壤性质偏碱性<sup>[36]</sup>。此外,衡水湖周边土壤中含钙盐比较丰富,土壤中钙离子含量范围为 1.135 ~ 1.143 mg/g<sup>[37]</sup>,钙盐能够有效抑制特征重金属迁移转化<sup>[38]</sup>,可与某些重金属结合形成钙盐沉淀,降低重金属浸出风险<sup>[39]</sup>。同时土壤中的石灰性组分对重金属可能会产生一定的钝化作用,在某种程度上可减缓土壤中重金属再释放,从而降低环境风险<sup>[40]</sup>。因此,这些以碳酸盐结合态为主要赋存形式的重金属相对稳定,淹水之后经跟踪监测发现各重金属的水溶态浸出浓度

均未超标,西湖区退田还湖后整体的水生态安全为低风险。

## 4 结论

1) 衡水湖西湖区土壤重金属呈南北高中间低的空间分布规律,人类活动是土壤重金属产生空间分布差异的主要原因。土壤重金属元素 Cd 的累积特征较为明显,中度污染以上区域占 97.83%,应引起重视。西湖区土壤的潜在生态风险总体表现为低风险水平,危害程度为轻度生态危害。

2) 淹水后不同土地利用类型的 7 种重金属释放规律存在明显差异,各元素释放浓度大小具体表现为 Zn>As>Cu>Ni>Cr>Pb>Cd。不同土地类型的重金属释放通量也存在差异,其中菜地释放通量最高,果园次之,麦田最低,不同土地利用方式造成的有机质累积可能是土壤重金属释放通量差异的主要原因。

3) 淹水后各重金属静态释放浓度均未超过 GB3838—2002《地表水环境质量标准》I 类水标准和 GB5749—2006《生活饮用水卫生标准》,水生态安全风险为低风险,可满足当地灌溉用水及景观用水需求。

### 参考文献:

- [1] 王乃姗,张曼胤,崔丽娟,等.河北衡水湖湿地汞污染现状及生态风险评价[J].环境科学,2016,37(5):1754-1762.
- [2] 王悦,孙金旭,卢艳敏.衡水湖湖滨带底泥重金属检测及污染分析与评价[J].山东化工,2019,48(21):251-256.
- [3] Liang C, Li X W, Zhuge H J. The analysis and evaluation of wetland restoration scenarios in the Hengshui Lake national nature reserve, Hebei, China[J]. Advanced Materials Research, 2013, 864/865/866/867: 1121-1127.
- [4] 张浩,户超.引黄调水对衡水湖湿地水质水量影响研究[J].人民黄河,2012,34(10):86-88.
- [5] 郭子良,张余广,刘丽.河北衡水湖湿地生态补水策略的探讨[J].湿地科学与管理,2019,15(4):27-30.
- [6] 解莉.衡水湖湿地生态系统健康评价及恢复研究[D].保定:华北电力大学(河北),2007.
- [7] 陈春乐,田甜,郭孝玉,等.淋洗修复后残留土壤中重金属的再释放及环境风险[J].环境科学学报,2020,40(9):3405-3414.
- [8] Fisher-Power L M, Cheng T, Rastghalam Z S. Cu and Zn adsorption to a heterogeneous natural sediment: Influence of leached cations and natural organic matter[J]. Chemosphere, 2016, 144: 1973-1979.
- [9] 刘娟,张乃明,于泓,等.重金属污染对水稻土微生物及酶活性影响研究进展[J].土壤,2021,53(6):1152-1159.
- [10] 高丽娜.吉林省西部月亮湖重金属的环境地球化学研究[D].长春:吉林大学,2013.
- [11] 卢新哲,谷安庆,张言午,等.基于环境地球化学基线的农用地重金属累积特征及其潜在生态危害风险研究

- [J]. 土壤学报, 2019, 56(2): 408–419.
- [12] 张曼胤, 崔丽娟, 盛连喜, 等. 衡水湖湿地底泥重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 湿地科学, 2007, 5(4): 362–369.
- [13] 国家环境保护总局. 土壤环境监测技术规范: HJ/T 166—2004[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.
- [14] 国家环境保护总局. 固体废物浸出毒性浸出方法 硫酸硝酸法: HJ/T 299—2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [15] 杜奕衡, 刘成, 陈开宁, 等. 白洋淀沉积物氮磷赋存特征及其内源负荷[J]. 湖泊科学, 2018, 30(6): 1537–1551.
- [16] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB15618—2018[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2018.
- [17] 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: 330–380.
- [18] 王贺年, 张曼胤, 郭子良, 等. 衡水湖底泥中7种重金属元素含量的分布及其潜在生态风险评价[J]. 湿地科学, 2020, 18(2): 191–199.
- [19] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准: GB3838—2002[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [20] 国家市场监督管理总局, 国家标准化管理委员会. 生活饮用水卫生标准: GB5749—2022[S]. 北京: 中国标准出版社, 2022.
- [21] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别: GB5085.3—2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [22] 赵向东. 河北省典型区域土壤及果品中重金属含量与特征分析[D]. 保定: 河北农业大学, 2017.
- [23] 王大安, 张曼胤, 郭子良, 等. 衡水湖岸带重金属潜在生态风险评价及其对道路径流污染物的截留效应[J]. 湿地科学与管理, 2021, 17(3): 24–28, 35.
- [24] 李华栋, 宋颖, 王倩倩, 等. 黄河山东段水体重金属特征及生态风险评价[J]. 人民黄河, 2019, 41(4): 51–57.
- [25] 陈思奇, 杨雨薇, 杨其亮, 等. 国内土壤重金属镉污染修复技术应用现状与展望[J]. 安徽化工, 2020, 46(1): 8–12.
- [26] 刘雪松, 王雨山, 尹德超, 等. 白洋淀内不同土地利用类型土壤重金属分布特征与污染评价[J]. 土壤通报, 2022, 53(3): 710–717.
- [27] 陈健. 中国蔬菜土壤重金属含量和来源研究[J]. 科技创新与应用, 2014(33): 8–9.
- [28] 曾希柏, 李莲芳, 梅旭荣. 中国蔬菜土壤重金属含量及来源分析[J]. 中国农业科学, 2007, 40(11): 2507–2517.
- [29] 孟敏, 杨林生, 韦炳干, 等. 我国设施农田土壤重金属污染评价与空间分布特征[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(11): 1019–1026.
- [30] 周悦, 褚克坚, 苏良湖, 等. 农艺措施对土壤可溶性有机质的影响研究进展[J]. 土壤, 2022, 54(3): 437–445.
- [31] 李思民, 王豪吉, 朱曦, 等. 土壤 pH 和有机质含量对重金属可利用性的影响[J]. 云南师范大学学报(自然科学版), 2021, 41(1): 49–55.
- [32] 章明奎, 郑顺安, 王丽平. 土壤中颗粒状有机质对重金属的吸附作用[J]. 土壤通报, 2007, 38(6): 1100–1104.
- [33] 刘鹏, 胡文友, 黄标, 等. 大气沉降对土壤和作物中重金属富集的影响及其研究进展[J]. 土壤学报, 2019, 56(5): 1048–1059.
- [34] 杨硕, 阎秀兰, 冯依涛. 河北曹妃甸某农场农田土壤重金属空间分布特征及来源分析[J]. 环境科学学报, 2019, 39(9): 3064–3072.
- [35] 崔邢涛, 王学求, 栾文楼. 河北中南部平原土壤重金属元素存在形态及生物有效性分析[J]. 中国地质, 2015, 42(2): 655–663.
- [36] 张彩凤. 衡水市不同功能区土壤营养元素的比较[J]. 现代园艺, 2017(23): 21–22.
- [37] 高焕君. 衡水湖周边土壤中水溶性钙、镁离子的含量测定[J]. 安徽化工, 2020, 46(5): 119–120, 123.
- [38] 王虎, 吴永贵, 付天岭, 等. 不同类型伴随阴离子钙盐对风化煤矸石污染物释放的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(5): 3043–3050.
- [39] 胡立芳, 龙於洋, 沈东升, 等. 腐殖酸及钙盐对危险废物焚烧残渣中 Cu 的协同稳定化作用[J]. 科技通报, 2016, 32(2): 209–213, 217.
- [40] 邢金峰, 仓龙, 任静华. 重金属污染农田土壤化学钝化修复的稳定性研究进展[J]. 土壤, 2019, 51(2): 224–234.