“十三五”期间滇池外海底泥重金属污染特征分析及生态风险评价

张国涵[1]，解 倩[2]，闫 琨[1]，李振宇[1]，苏 涛[1]，杨耀雷[1]

（1.云南省生态环境厅驻昆明市生态环境监测站，昆明 650228；2.山东省日照生态环境监测中心，山东 日照 276800）

摘要：基于“十三五”期间（2016—2020 年）滇池外海晖湾中、罗家营、观音山东、观音山中、观音山西、白鱼口、海口西和滇池南等 8 个采样点位底泥中 7 种重金属监测值，利用地质累计指数法及潜在生态危害指数法等评价方法，对重金属进行污染特征分析及生态风险评价。结果表明，As、Hg、Cr、Pb、Cd、Cu 和 Zn 平均含量对比云南省土壤背景值分别超标 0.46，4.70，0.47，0.73，3.47，1.17，1.13 倍，且时空分布存在差异性。时间变化上，As、Cd、Cu、Zn 含量总体呈下降趋势。空间分布上，As、Hg、Cr 和 Pb 含量高值集中在滇池外海南部水域，Cd 和 Cu 在东部水域较高，Zn 含量则呈现北高南低的趋势。地质累计指数法和潜在生态危害指数法评价表明，8 个点位中滇池南、晖湾中和观音山西重金属污染程度较高，潜在生态风险也较高，引起污染累积以及潜在生态风险的指标主要为 Hg、Cd 和 Cu。重金属来源分析结果显示，As、Hg、Cr、Pb 具有相似的污染来源，初步推断为工业污染源；Cu 和 Cd 主要来自农业污染源。

关键词：滇池外海底泥；重金属；污染特征；生态风险评价

中图分类号：X824 **文献标识码**：A **文章编号**：1009-2242(2023)03-0240-08

DOI：10.13870/j.cnki.stbcxb.2023.03.031

Pollution Characteristics and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Dianchi Outer Lake During the ‘13th Five-Year Plan Period’

ZHANG Guohan[1], XIE Qian[2], YAN Kun[1], LI Zhenyu[1], SU Tao[1], YANG Yaolei[1]

(1.*The Ecological and Environmental Monitoring Station of DEEY in Kunming, Kunming* 650228;
2.*Shandong Rizhao Ecological Environmental Monitoring Center, Rizhao, Shandong* 276800)

Abstract: Based on the monitoring values of seven heavy metals in the sediment of 8 State-controlled Sampling Sites in Huiwanzhong, Luojiaying, Guanyinshandong, Guanyinshanzhong, Guanyinshanxi, Baiyukou, Haikouxi and Dianchinan of Dianchi outer Lake during the‘13th Five-Year Plan period’(2016—2020), the pollution characteristics and ecological risk assessment of heavy metals were carried out by using the methods of geoaccumulation index and potential ecological risk index, with Origin, ArcGIS, SPSS and other software. The results showed that the average contents of As, Hg, Cr, Pb, Cd, Cu and Zn exceeded the soil background values of Yunnan Province by 0.46, 4.70, 0.47, 0.73, 3.47, 1.17 and 1.13 times respectively, and the spatial and temporal distribution was different. In terms of time variation, the contents of As, Cd, Cu and Zn showed a general downward trend, among which As decreased significantly and showed a linear decreasing trend. In spatial distribution, the high contents of As, Hg, Cr and Pb were concentrated in the southern part of Dianchi outer Lake. Cd and Cu were higher in the eastern waters, while Zn showed a trend of higher in the north and south. The results of geo-accumulation index method and potential ecological risk index method showed that the heavy metal pollution degree and potential ecological risk were high in Dianchinan, Huiwanzhong and Guanyinshanxi of 8 sites, Hg, Cd and Cu were the main indicators of pollution accumulation and potential ecological risk. The results of heavy metal source analysis showed that As, Hg, Cr and Pb were similar pollution sources, preliminary inference as industrial pollution source; Cu and Cd were mainly from agricultural pollution sources.

收稿日期：2022-10-12
资助项目：国家水质监测网例行监测任务
第一作者：张国涵（1989—），男，本科，工程师，主要从事环境监测和环境保护研究。E-mail：13987133241@139.com
通信作者：解倩（1988—），女，硕士，工程师，主要从事环境监测和环境保护研究。E-mail：xieq321@163.com

Keywords: Dianchi outer Lake; sediment; heavy metals; pollution characteristics; potential ecological risk assessment

近年来,随着工农业的迅速发展,大量含有重金属的工农业废水通过多种途径进入水体,大部分通过沉降作用从水体沉降到底泥中[1]。当外界条件发生改变时,底泥中的沉积物又通过一系列物理、化学和生物过程,作为“源”将重金属释放到水体中,造成二次污染[2]。重金属作为典型的累积性污染物,其显著的生物毒性和持久性对湖泊水体生态系统完整性造成破坏,特别是对底栖生物生命构成严重威胁[3]。湖泊底泥是重金属、营养盐等污染物质的蓄积地。底泥中重金属含量能够较好地反映水体污染状态,一直以来都是国内外研究的重点对象[4-7]。

滇池是我国西南地区最大的浅水湖泊,位于昆明市主城区下游,以北部一天然沙堤为界,分为北部的草海与南部外海(为主体),海拔 1 887.5 m,全湖平均水深为 5 m,最大水深 11.3 m,占地 330 km^2,外海 290 km^2,兼有城市供水、工农业用水、旅游、航运、水产养殖、气候调节等诸多功能,在当地的经济和社会发展中具有极重要的作用。20 世纪 80 年代以来,滇池水生态环境逐渐遭到破坏,水体富营养化严重,氮、磷、重金属及砷大量沉积于湖底,致使底质污染严重,已被国家列为重点治理的湖泊之一[8]。“十三五”以来,昆明市重点围绕《滇池流域水环境保护治理“十三五”规划(2016—2020 年)》,在滇池外海北部水域及主要入湖河口实施底泥疏浚 200 万 m^3,使滇池底泥疏浚累计达到 1 213 万 m^3,有效控制滇池外海底泥重金属的内源性污染。选取滇池南部的外海作为研究区域,水面面积约占总面积的 97.3%。基于 2016—2020 年连续 5 年滇池外海底泥重金属监测数据,对 As、Pb、Cd、Cr、Cu、Zn、Hg 等 7 种典型重金属的含量、污染程度、时空分布特征等进行分析研究,旨在为滇池底泥重金属污染防治和疏浚底泥资源化利用提供一定的参考依据。

1　材料与方法

1.1　采样点位布设与样品采集

生态环境部根据地表水监测断面布设原则[9],并结合滇池外海(102°38′56″—102°40′01″E,24°41′42″—24°51′50″N)地理位置特征所制定的国控断面监测点位(图 1),选取 8 个采样点位,分别为晖湾中(S1)、罗家营(S2)、观音山东(S3)、观音山中(S4)、观音山西(S5)、白鱼口(S6)、海口西(S7)与滇池南(S8)。

底泥样品是由云南省生态环境监测厅驻昆明市生态环境监测站负责采集于 2016—2020 年(采样时间为每年 3 月),利用抓斗式采泥器采集各点位 0—20 cm 表层底泥,分别装入聚乙烯自封袋密封保存,标注编号,在避光条件下运送至实验室。

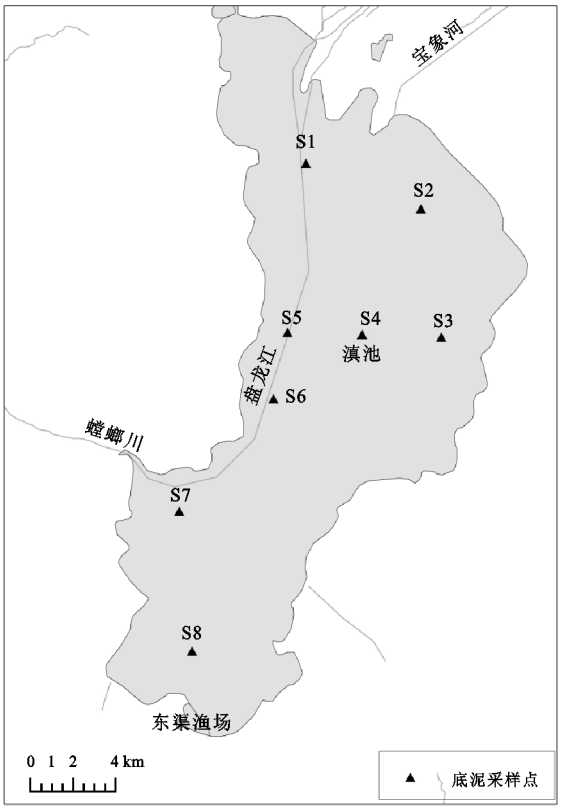

图 1　滇池外海采样点示意

1.2　样品分析与质量控制

按照《国家地表水环境质量监测网监测任务作业指导书(试行)》[10],将所采底泥样品剔除石头、植物等杂质,研磨后过 100 目尼龙筛,采用四分法准确称取 0.4 g,依次加入一定量的盐酸、硝酸、氢氟酸和高氯酸在电热板上进行消解,待消解完全后加超纯水定容,Hg、As 采用原子荧光光度计分析检测[11],Cu、Pb、Zn、Cd 和 Cr 则采用石墨炉原子吸收光谱仪分析检测[12]。

为保证试验数据的准确性,样品测定过程中均使用优级纯(GR)试剂,试验用水均按照相应技术规范的要求制备。所有样品重复分析 3 次,每批样品均测定空白样,并按样品总数 10%进行平行样和加标样的测定,在满足实验室分析质控要求的前提下,将 3 次分析数据的均值作为最终测定结果。

1.3　数据统计

采用 Origin 2021 软件分析重金属含量的时间变化特征,采用 ArcGIS 10.2 软件中的反转距离权重法插值分析重金属含量的空间分布特征,采用 SPSS 22.0 软件对各重金属指标进行 Pearson 相关性分析及主成分分析。

1.4 分析与评价方法

1.4.1 反转距离权重法 反转距离权重法(inverse distance weighted,IDW),又被称为距离反比加权法,实质是一种加权移动平均方法。以内插点与样本点之间的距离作为权重参数的内插方法,属于确定性的内插方法[13]。反转距离权重法的通用公式为:

$$v_0=\frac{\sum_{i=1}^{n}\frac{v_i}{d_i^K}}{\sum_{i=1}^{n}\frac{1}{d_i^K}},i=1,2,3,\cdots,n \quad (1)$$

式中:v_0为未知点的估计值(mg/kg);v_i为采样点i的测定值(mg/kg);d_i为采样点i与未知点之间的距离(km);n为估算中用到的采样点数量(个);K为距离的幂(无量纲),显著影响内插的结果,选择标准是最小平均绝对误差。

1.4.2 地质累计指数法 地质累积指数(index of geoaccumulation,I_{geo})由 Muller[14]提出的评价方法。计算公式为:

$$I_{geo}=\log_2[C_n/(K\times B_n)] \quad (2)$$

式中:C_n为沉积物中重金属n的实测浓度(mg/kg);K为造岩运动可能引起背景值波动而设定的常数(一般取1.5);B_n为普通页岩中重金属元素的地球化学背景值(以云南省土壤背景值参与计算)。

1.4.3 潜在生态危害指数法 对底泥潜在生态风险评价,采用 Hakanson 潜在生态危害指数法[15]。潜在生态危害指数法计算公式为:

$$RI=\sum_{i=1}^{n}E_r^i=\sum_{i=1}^{n}T_r^i\times C_f^i=\sum_{i=1}^{n}T_r^i\times(C_s^i/C_n^i) \quad (3)$$

式中:C_f^i为重金属i相对于背景值的污染系数($C_f^i=C_s^i/C_n^i$);C_s^i为重金属i的环境实测值(mg/kg);C_n^i为重金属i的背景值(mg/kg)。选取云南省土壤背景值作为重金属的C_n^i值;T_r^i为重金属i的生态毒性响应系数;E_r^i为重金属i的潜在生态危害系数;RI为潜在生态危害指数,是几种重金属潜在生态危害系数加合。

潜在生态危害系数(E_r^i)描述某重金属污染物的污染程度,从低到高可分为5个等级;而潜在生态危害指数(RI)为描述某点多个污染物潜在生态危害系数的综合值,分为4个等级,两者的关系见表1。根据 Hakanson[15]提出的全球工业化以前土壤中重金属背景值,重金属的背景(C_n^i)和重金属的生态毒性响应系数(T_r^i)取值见表2。

表1 潜在生态危害系数、潜在生态危害指数与危害程度的关系

危害程度	轻微	中等	强	很强	极强
E_r^i	<40	40~80	80~160	160~320	≥320
RI	<150	150~300	300~600	≥600	/

表2 重金属的背景值和生态毒性响应系数取值

指标	As	Hg	Cr	Pb	Cd	Cu	Zn
C_n^i/(mg·kg^{-1})	18.4	0.058	65.2	40.6	0.218	46.3	89.7
T_r^i	10	40	2	5	30	5	1

1.4.4 重金属源解析方法 主成分分析、相关性分析是底泥重金属来源分析常用的方法[3]。同一水域中,底泥重金属元素含量一般具有相对稳定的比率,通过各元素含量之间的相关性分析,可推断底泥中金属是否具有相似或相同的来源,并进一步反映不同元素受人为影响程度的强弱以及沉积环境的相似性。主成分分析通常采用数学降维、特征提取等方式,从大量原始数据提取出有代表性的重要变量,以较少因子解释大量变量中的主要信息,从而推测有关污染源的信息。使用 SPSS 22.0 软件对 2016—2020 年滇池外海底泥重金属进行主成分分析和相关性分析。

2 结果与分析

2.1 “十三五”期间滇池外海底泥重金属含量及时空分布特征

2.1.1 重金属含量均值特征 根据“十三五”期间(2016—2020年)滇池外海底泥重金属含量(表3)可知,As、Hg、Cr、Pb、Cd、Cu和Zn的5年平均含量分别为26.90,0.33,95.90,70.10,0.98,101.00,191.00 mg/kg,均高于云南省土壤背景值[16]。对照背景值,7种重金属分别超过0.46,4.70,0.47,0.73,3.47,1.17,1.13倍;Hg和Cd在滇池外海底泥中的污染程度较高。滇池外海底泥重金属的变异系数计算结果均>20.0%,表明重金属时空分布存在一定的差异性。变异系数最大的为Cd(60.76%),Hg(51.33%)次之,随后是Zn(39.86%)和As(30.73%),可以推断其在底泥中的离散程度较大,时空分布极不均匀;Cr、Pb、Cu的变异系数均<30%,表明其离散程度较小,时空分布相对均匀。

2.1.2 重金属含量的时间变化特征 由 Spearman 秩相关系数计算结果(表3)可知,2016—2020年滇池外海底泥中As、Cd、Cu、Zn总体呈下降趋势,其中As为显著下降;Hg、Cr、Pb总体呈上升趋势,但均不显著。时间变化趋势表明,As含量的时间变化趋势在95%的置信区间内呈线性递减规律(图2),将变化散点图经线性拟合得到关系式:

$$Y=8\ 429.3-4.16X(R^2=0.895\ 8) \quad (4)$$

式中:Y为As含量(mg/kg);X为年份。

除As以外,其余6种重金属的时间变化趋势均未呈现明显规律(表4)。Hg含量在2017年和2019年较高,其余3年较低;Cr含量从2016—2019年一直呈升高趋势,其中,2018—2019年大幅(58.43%)上升至最高值,2020年又下降至略低于2018年的含量水平;Cd和Cu

整体呈现出相同的变化趋势但变化幅度上存在差异,两者均在 2016—2017 年呈下降趋势,2017—2018 年上升至最高值,之后连续呈下降趋势;Pb 含量从 2016—2017 年呈下降趋势,之后连续上升至 2019 年,2019—2020 年又呈下降趋势;Zn 含量在 2017 年最高,2019 年最低,整体波动较小。

表 3　“十三五”期间滇池外海底泥重金属含量平均值　　单位:mg/kg

监测点位	As	Hg	Cr	Pb	Cd	Cu	Zn
白鱼口	25.12±5.62	0.39±0.28	95.48±30.37	77.72±16.83	0.85±0.48	92.96±13.05	141.32±39.51
滇池南	32.64±7.67	0.39±0.24	98.72±29.50	90.20±12.85	0.99±0.72	90.46±10.11	178.20±16.93
观音山东	24.78±7.36	0.28±0.10	100.76±18.48	66.86±6.08	1.21±0.84	104.46±6.98	168.60±27.81
观音山西	26.10±9.88	0.37±0.15	96.22±31.11	75.10±9.18	0.94±0.56	92.32±7.06	185.60±39.02
观音山中	27.12±8.75	0.25±0.09	96.80±27.77	57.26±15.69	0.94±0.54	124.32±55.40	189.00±15.57
海口西	25.52±6.44	0.31±0.11	100.10±32.53	82.42±6.52	0.96±0.57	94.10±9.78	170.40±15.88
晖湾中	23.50±7.20	0.35±0.20	91.68±22.39	60.14±13.03	1.08±0.73	100.06±9.57	255.40±113.18
罗家营	30.04±13.08	0.32±0.19	87.70±23.42	51.26±6.97	0.83±0.61	106.56±9.04	238.00±162.89
平均值	26.90±8.25	0.33±0.17	95.90±25.12	70.10±16.53	0.98±0.59	101.00±22.22	191.00±76.07
变异系数/%	30.73	51.33	26.18	23.57	60.76	22.08	39.86
Spearman 秩相关系数	−0.90*	0.10	0.70	0.20	−0.70	−0.20	−0.20
云南省土壤背景值	18.40	0.06	65.20	40.60	0.22	46.30	89.70

注:表中数据为平均值±标准差;* 表示 $p<0.05$。下同。

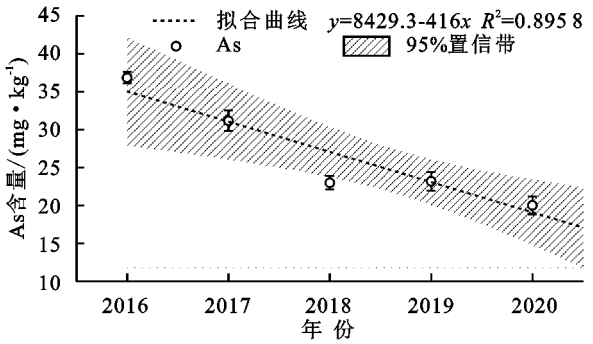

图 2　滇池外海底泥 As 含量时间变化趋势

2.1.3　重金属含量的空间分布特征　运用 ArcGIS 中的反转距离权重法对重金属空间分布规律进行研究(图 3),As 含量最高值出现在滇池外海南部的滇池南区域,东北部的罗家营区域次之,含量最低值为西北部的晖湾中附近,其余区域含量居中;Hg 含量在南部的滇池南和西部的白鱼口 2 个区域最高,北部的晖湾中区域次之,其余区域含量相当;Cr 含量最高值出现在西南部的海口西区域以及东部观音山东区域,北部的罗家营和晖湾中区域最低,其余区域含量居中;Pb 含量从西南到东北,呈现出逐渐下降的趋势;Cd 含量最高值出现在东部的观音山东区域,西北部的晖湾中和南部的滇池南次之,最低值为东北部的罗家营区域和西部的白鱼口区域;Cu 含量最高值出现在外海中部的观音山中,东北部的罗家营区域次之,最低值为南部的滇池南区域,其余位置含量居中;Zn 在北部区域含量最高,中部以西区域含量最低,滇池南部含量居中。

表 4　“十三五”期间滇池外海底泥重金属含量平均值时间变化　　单位:mg/kg

重金属指标	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年	2020 年
As	36.85±4.76	31.19±9.67	23.00±4.88	23.20±2.24	20.03±3.65
Hg	0.26±0.03	0.56±0.22	0.17±0.03	0.39±0.04	0.27±0.04
Cr	78.74±12.19	84.39±8.77	89.03±12.67	141.13±11.58	86.39±3.36
Pb	74.25±13.36	62.65±16.72	68.18±14.82	74.75±21.71	70.78±16.12
Cd	1.24±0.35	0.93±0.47	1.64±0.48	0.85±0.32	0.22±0.11
Cu	101.44±8.43	86.39±10.02	118.56±42.62	98.63±7.58	98.26±9.78
Zn	186.13±64.17	230.33±150.19	178.75±33.29	155.63±14.78	203.25±25.86

2.2　“十三五”期间滇池外海底泥重金属污染和风险评价

2.2.1　地质累计指数法评价　由表 5 可知,“十三五”期间(2016—2020 年)滇池外海底泥 As 的 I_{geo} 值为−0.23～0.24,按污染等级划分,滇池南和罗家营为“轻度”污染($0\leqslant I_{geo}<1$),其余 6 个点位为“清洁”($I_{geo}<0$);Hg 的 I_{geo} 值为 1.50～2.16,白鱼口、滇池南、观音山西和晖湾中 4 个点位为“中度”污染($2\leqslant I_{geo}<3$),其余 4 个点位为“偏中度”污染($1\leqslant I_{geo}<2$);Cr 的 I_{geo} 值为−0.16～0.04,滇池南、观音山东和海口西为“轻度”污染($0\leqslant I_{geo}<1$),其余 5 个点位为“清洁”($I_{geo}<0$);Pb 的 I_{geo} 值为−0.25～0.57,晖湾

中、罗家营和观音山中为“清洁”(I_{geo}<0),其余 5 个点位为“轻度”污染(0≤I_{geo}<1);Cd、Cu、Zn 的 I_{geo} 值分别为 1.34～1.89,0.38～0.84,0.07～0.92,3 种重金属在 8 个点位均为“轻度”污染(0≤I_{geo}<1)。底泥重金属累积程度点位排序为滇池南>晖湾中>观音山西>海口西>观音山东>罗家营>观音山中>白鱼口。7 种重金属累积程度顺序为 Hg>Cd>Cu>Zn>Pb>Cr>As。

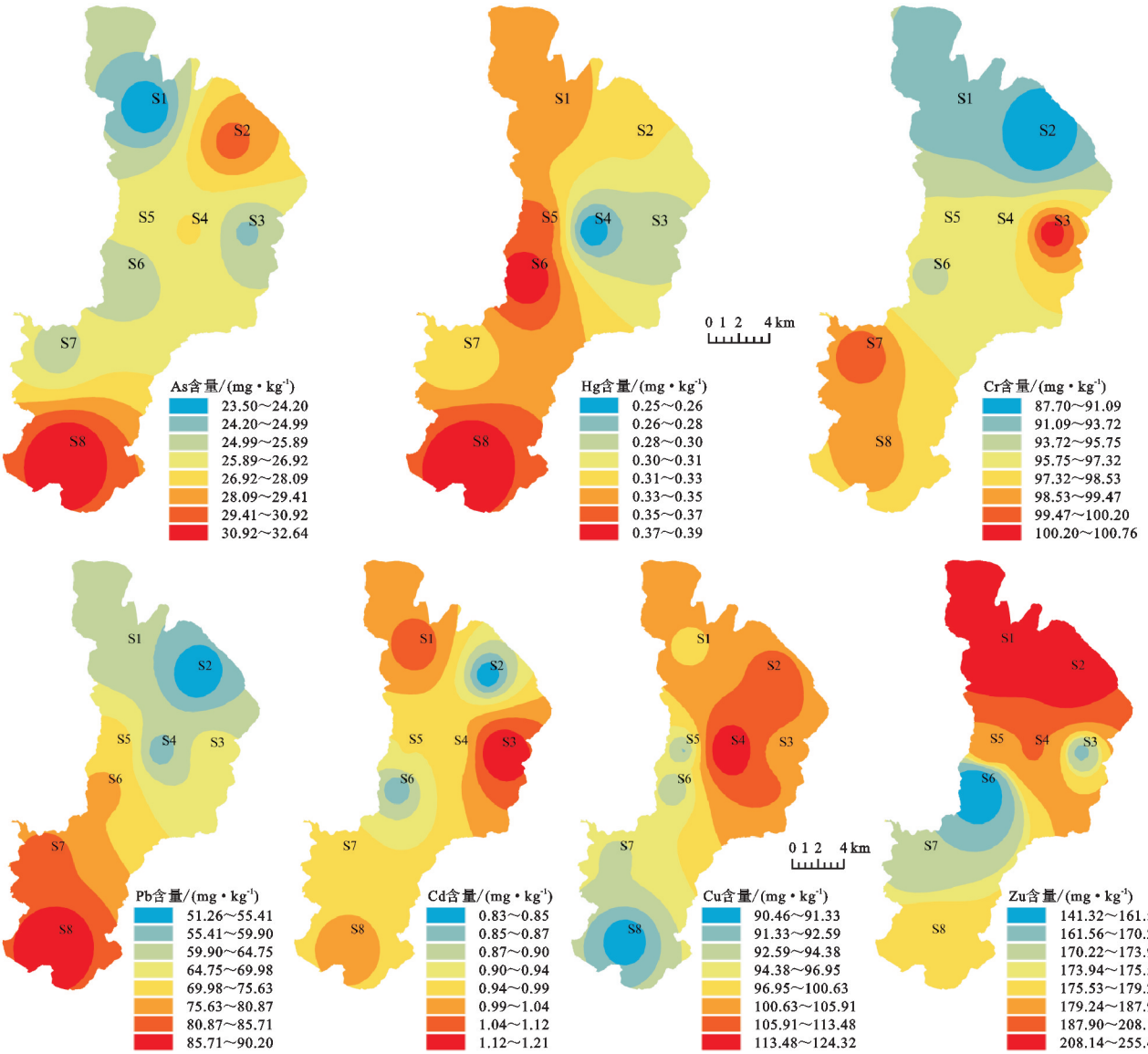

图 3 滇池外海底泥重金属含量反转距离权重法插值

表 5 “十三五”期间滇池外海底泥重金属地质累计指数和等级

监测点位	As		Hg		Cr		Pb		Cd		Cu		Zn	
	I_{geo}	等级	I_{geo}	等级	I_{geo}	等级	I_{geo}	等级	I_{geo}	等级	I_{geo}	等级	I_{geo}	等级
白鱼口	−0.14	0	2.16	3	−0.03	0	0.35	1	1.38	1	0.42	1	0.07	1
滇池南	0.24	1	2.15	3	0.01	1	0.57	1	1.60	1	0.38	1	0.41	1
观音山东	−0.16	0	1.69	2	0.04	1	0.13	1	1.89	1	0.59	1	0.33	1
观音山西	−0.08	0	2.08	3	−0.02	0	0.30	1	1.52	1	0.41	1	0.46	1
观音山中	−0.03	0	1.50	2	−0.01	0	−0.09	0	1.52	1	0.84	1	0.49	1
海口西	−0.11	0	1.85	2	0.03	1	0.44	1	1.55	1	0.44	1	0.34	1
晖湾中	−0.23	0	2.00	3	−0.09	0	−0.02	0	1.72	1	0.53	1	0.92	1
罗家营	0.12	1	1.86	2	−0.16	0	−0.25	0	1.34	1	0.62	1	0.82	1
均值	−0.05	0	1.91	2	−0.03	0	0.18	1	1.57	1	0.53	1	0.48	1

2.2.2 潜在生态危害指数评价 由表 6 可知,“十三五”期间(2016—2020 年)滇池外海底泥重金属的 E_r^i 平均值范围为 2.13～227.93。其中,Hg 风险最大,平均 E_r^i 值为 227.93,潜在生态危害程度达到“很强”(160≤E_r^i<

320);Cd 风险次之,E_r^i 平均值为 134.22,生态危害程度“强”(80≤E_r^i<160)。其余 5 种重金属的潜在生态危害程度均为“轻微”(E_r^i<40)。7 种重金属平均潜在生态危害程度为 Hg>Cd>As>Cu>Pb>Cr>Zn。8 个点位底泥重金属的 RI 值范围为 339.31~446.77,8 个点位潜在生态危害程度均为“强”(300≤RI<600)。按照风险程度排列为滇池南>晖湾中>白鱼口>观音山西>观音山东>海口西>罗家营>观音山中。

表 6　“十三五”期间滇池外海底泥重金属潜在生态危害指数评价

断面	E_i							RI	危害程度(RI 评价)
	As	Hg	Cr	Pb	Cd	Cu	Zn		
白鱼口	13.65	267.59	2.93	9.57	117.30	10.04	1.58	422.66	强
滇池南	17.74	266.34	3.03	11.11	136.79	9.77	1.99	446.77	强
观音山东	13.47	192.97	3.09	8.23	166.79	11.28	1.88	397.71	强
观音山西	14.18	253.66	2.95	9.25	129.36	9.97	2.07	421.44	强
观音山中	14.74	169.93	2.97	7.05	129.08	13.43	2.11	339.31	强
海口西	13.87	215.86	3.07	10.15	131.83	10.16	1.90	386.85	强
晖湾中	12.77	239.59	2.81	7.41	148.35	10.81	2.85	424.58	强
罗家营	16.33	217.52	2.69	6.31	114.25	11.51	2.65	371.25	强
均值	14.59	227.93	2.94	8.64	134.22	10.87	2.13		
危害程度(E_i 评价)	轻微	很强	轻微	轻微	强	轻微	轻微	/	

3　讨 论

3.1　“十三五”期间滇池外海底泥重金属含量时空分布变化

本研究表明,“十三五”期间(2016—2020 年)滇池外海底泥 7 种重金属的 5 年平均含量均高于云南省土壤背景值,其中,Hg 和 Cd 污染程度较高,可能是由滇池周边历史上长期存在的涉及 Hg 和 Cd 的农业及工业污染所引起。As、Cd、Cu、Zn 时间变化上总体呈下降趋势。与刘勇等[8]研究 2015 年以前滇池外海底泥重金属含量比较,As、Cd、Cu、Zn 含量明显降低,尤其是滇池外海北部区域,说明“十三五”期间对滇池实施的一系列污染防治措施,特别是滇池外海主要入湖河口及重点区域底泥疏浚工程对降低底泥重金属污染起到显著成效[17]。Hg、Pb 和 Cd 在时间变化上呈现非显著上升趋势,其原因可能是存在新的污染来源,如颗粒物(含以上重金属组分)的大气沉降,入滇河流的污染引入等[18]。

空间分布上,As、Hg、Cr、Pb 污染主要集中在滇池外海南部的滇池南区域。根据王心宇等[19]研究,滇池流域的重金属污染物具有显著的行业及重点工业特征,工业活动中产生的重金属污染物是流域重金属的主要来源,可造成湖泊底泥污染物含量变动;再结合云南省工业和信息化厅发布的《云南省第二批化工园区确认名单》可知,昆明市海口化工片区和晋宁二街化工片区集中分布在滇池南岸及西南岸,以磷化工和相关精细化工为主的工业生产过程在燃煤等环节产生重金属污染,之后通过大气沉降等途径[20],导致上述几种重金属元素在滇池外海南部底泥中的污染累积。Cd 和 Cu 污染主要集中在滇池东部区域。根据王双双[21]研究可知,滇池东部沿岸存在大量农业大棚,以花卉种植和蔬菜种植为主,而农业生产过程中使用的农药[22]、化肥、畜禽粪等有机肥[23]中含有较高的 Cd 和 Cu 等重金属元素,可通过农灌水、降雨过程等地表径流作用进入滇池,导致滇池外海东部区域底泥中 Cd、Cu 等元素的污染累积。Zn 含量呈现北高南低的趋势。根据郁亚娟等[24]的研究可知,滇池北部的草海上游历史上存在大量的造纸厂和冶炼厂,大量含锌废水进入滇池草海,并通过闸门进入滇池外海,导致外海北部底泥 Zn 的不断累积。

3.2　“十三五”期间滇池外海底泥重金属生态风险评价

滇池外海底泥 7 种重金属 E_r^i 平均值为 Hg>Cd>As>Cu>Pb>Cr>Zn,与李梁等[25]对滇池外海底泥重金属污染的危害评价结果基本一致。本研究表明,滇池外海底泥 Hg 和 Cd 生态风险最高,当其作为“源”释放到水中,对底栖生物造成严重威胁。已有研究[26]表明,滇池底泥中高含量 Hg 和 As 对鱼类尤其是对水体底层的鲫鱼暴露风险最高,通过食物链富集,可能对人体健康造成危害,须给予高度重视。8 个点位底泥重金属的 RI 值范围为 339.31~446.77,生态危害程度均为“强”,虽然,“十三五”期间对滇池实施的一系列污染防治措施取得一定成效,但仍需进一步加强防治力度。

3.3　“十三五”期间滇池外海底泥重金属来源解析

滇池外海底泥中 7 种重金属基于 Pearson 相关性分析(图 4)表明,在 p<0.01 水平上,Pb 与 Hg、Pb 与 Cr 和 Cd 与 Cr 均呈显著正相关,表明它们可能具

有相似的污染来源;Cu 与 Hg、Cu 与 Pb、Zn 与 Cr 和 Zn 与 Pb 呈显著负相关。再进一步通过主成分分析(表 7)表明,滇池外海底泥重金属主成分可以分为 3 个,其特征值分别为 3.13,1.91,1.15,三者累计方差贡献率达到 88.37%。第 1 主成分(PC1)Pb 和 Cu 占很大载荷,可以解释 44.72%的变量信息。王萌等[22]的研究表明,含 Cu 的杀真菌剂在农业生产中用途较多;杨敏等[23]在稻田施用低量和高量有机肥 30 年后,土壤 Cd、Zn 和 Cu 全量分别显著提高 35.00%～80.00%,63.91%～82.55%,118.41%～180.21%,而靠近农业生产较为集中的滇池东岸的水域底泥中 Cu 含量也相对较高,结合空间插值结果分析可推断,Cu 主要来自“农业污染源”;Pb 污染主要集中在滇池外海南部的滇池南区域(图 4),已有研究[27]发现,Pb 主要来自汽车尾气排放以及冶炼、制造和使用铅制品的工业企业,尤其以有色金属冶炼过程中产生的含铅废水、废气和废渣对铅污染贡献最大。王心宇等[19]研究发现,再结合 Pb 含量空间分布特征推断,Pb 可能来自工业生产活动。综上分析认为,PC1 可归纳为“农业污染源和工业污染源”。第 2 主成分(PC2)Cd 占很大载荷,可以解释 27.22%的变量信息。Cd 一般可作为农业污染源标识元素,施用有机肥是土壤 Cd 污染的关键来源之一[23],江南等[28]在研究268个北方菜田常用肥料样本发现,有机肥中 0.63%的样品存在 Cd 超标,最高含量为 4.54 mg/kg。结合空间插值分析来看,Cd 污染主要集中在滇池外海东部,故 PC2 可归纳为“农业污染源”。第 3 主成分(PC3)As 占很大载荷,可以解释 16.43%的变量信息。As 一般被认为是燃煤污染源[29]的标识元素,而滇池南岸存在多家磷化工厂、化肥厂等工业企业,生产过程中大量燃煤消耗产生的含 As 粉尘,经大气沉降会导致底泥 As 含量的累积;结合空间插值图来看,As 含量最高值分布在滇池外海南部区域,由此判断,PC3 可解释为“工业污染源”。

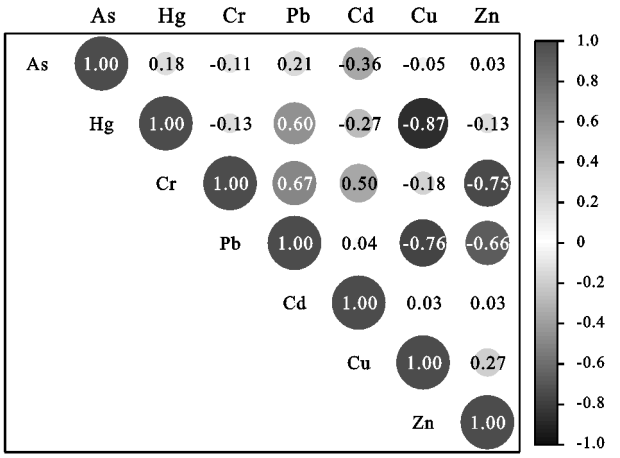

图 4 滇池外海底泥重金属含量 Pearson 相关性分析

表 7 滇池外海底泥重金属含量主成分分析结果

主成分	特征值	方差贡献率/%	累计方差贡献率/%	成分矩阵						
				As	Hg	Cr	Pb	Cd	Cu	Zn
PC1	3.13	44.72	44.72	−0.38	−0.79	0.44	0.72	0.34	0.83	−0.92
PC2	1.91	27.22	71.94	0.45	−0.42	−0.77	−0.33	0.73	0.48	0.26
PC3	1.15	16.43	88.37	0.77	0.31	0.24	0.35	0.38	−0.25	−0.27

4 结 论

(1)2016—2020 年滇池外海底泥中 As、Hg、Cr、Pb、Cd、Cu 和 Zn 的平均含量均高于云南省土壤背景值,Hg 和 Cd 污染较为严重。

(2)2016—2020 年滇池外海底泥中 As、Cd、Cu、Zn 含量总体呈下降趋势;Hg、Cr、Pb 总体呈上升趋势;As、Hg、Cr 和 Pb 含量高值集中在滇池外海南部区域;Cd 和 Cu 集中在滇池东部区域,Zn 含量则呈现北高南低的趋势。

(3)地质累计指数法和潜在生态危害指数法评价表明,8 个点位中滇池南、晖湾中和观音山西重金属污染程度较高,潜在生态风险也较高;引起污染累积以及潜在生态风险的指标主要为 Hg、Cd 和 Cu。

(4)相关性分析和主成分分析表明,As、Hg、Cr、Pb 具有相似的污染来源,初步推断为“工业污染源”;Cu 和 Cd 主要来自“农业污染源”。为防治滇池重金属污染,建议减少农业污染源,完善农药、肥料重金属的限定标准值,科学使用农药、肥料,减少污染来源;加快推进滇池南工业园等工业区产业升级改造,减少“三废”排放引入的重金属污染。

参考文献:

[1] 曹伟,张雷,秦延文,等.云蒙湖表层沉积物重金属分布特征及风险评价[J].地学前缘,2021,28(5):448-455.

[2] Li X C, Bing J P, Zhang J H, et al. Ecological risk assessment and sources identification of heavy metals in surface sediments of a river-reservoir system[J].Science of the Total Environment,2022,842:e156683.

[3] 李亚瑾,孙志高,李晓,等.闽江大樟溪下游沿线湿地沉积物中重金属分布特征及生态风险评价[J].水土保持学报,2020,34(2):331-339.

[4] Feng D L, Chen X F, Qian Q, et al. Pollution characteristics and ecological risk of heavy metals in ballast tank sediment[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24: 3951-3958.

[5] 陆志华,蔡梅,王元元,等.太湖沿岸区浅层底泥重金属污染分析及生态风险评价[J].湖泊科学,2022,34(2):455-467.

[6] Yang J W, Sun F H, Su H L, et al. Multiple risk assessment of heavy metals in surface water and sediment in Taihu Lake, China[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19: e13120.

[7] Islam S, Hossain B, Matin A, et al. Assessment of heavy metal pollution, distribution and source apportionment in the sediment from Feni River estuary, Bangladesh[J]. Chemosphere, 2018, 202: 25-32.

[8] 刘勇,朱元荣,吴丰昌,等.滇池沉积物中重金属污染特征及其生态风险评估[J].生态环境学报,2014,23(7):1181-1186.

[9] 中华人民共和国环境保护总局.地表水和污水监测技术规范:HJ/T 91－2002[S].北京:中国环境科学出版社,2002.

[10] 中国环境监测总站.国家地表水环境质量监测网监测任务作业指导书(试行)[M].北京:中国环境出版社,2017:18-19.

[11] 中华人民共和国环境保护部.土壤和沉积物汞、砷、硒、铋、锑的测定微波消解/原子荧光法:HJ680－2013[S].北京:中国环境科学出版社,2013.

[12] 中华人民共和国环境保护部.土壤环境监测技术规范:HJ/T166－2004[S].北京:中国环境科学出版社,2004.

[13] 张子昕,周强波.空间插值算法在 GIS 中的应用[J].测绘与空间地理信息,2015,38(2):103-107.

[14] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. Geojournal, 1969, 2(3): 108-118.

[15] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sediment logical approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.

[16] 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,1990:330-485.

[17] 李中华,楚维国,舒畅,等.滇池环保清淤工程工艺技术创新[J].水运工程,2018(增刊 1):131-134,140.

[18] 岑言霸.滇池东大河湿地表层沉积物重金属特征及生态风险研究[D].昆明:云南师范大学,2022.

[19] 王心宇,周丰,伊旋,等.滇池沉积物中主要污染物含量时间分异特征研究[J].环境科学,2014,35(1):194-201.

[20] 李小平,高瑜,张蒙,等.城市土壤重金属空间分布污染与来源[J].环境科学与技术,2018,41(6):138-146.

[21] 王双双.滇池东岸大棚种植区农业非点源径流污染模拟研究[D].重庆:重庆大学,2014.

[22] 王萌,李杉杉,李晓越,等.我国土壤中铜的污染现状与修复研究进展[J].地学前缘,2018,25(5):305-313.

[23] 杨敏,何璐璐,饶中秀,等.长期施肥对稻田土壤镉锌铜积累及其有效性的影响[J].农业现代化研究,2021,42(2):302-310.

[24] 郁亚娟,王冬,王翔,等.滇池湖体及其主要入湖河流沉积物中重金属生态风险的时空分布特征评价[J].地球与环境,2013,41(3):311-318.

[25] 李梁,胡小珍,刘娉婷,等.滇池外海底泥重金属污染分布特征及风险评价[J].中国环境科学,2010,30(S1):46-51.

[26] Qian Y, Cheng C L, Feng H, et al. Assessment of metal mobility in sediment, commercial fish accumulation and impact on human health risk in a large shallow plateau lake in southwest of China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 194: e110346.

[27] Luo X H, Wu C, Lin Y C, et al. Soil heavy metal pollution from Pb/Zn smelting regions in China and the remediation potential of biomineralization[J]. Journal of Environmental Sciences, 2023, 125: 662-677.

[28] 江南,平令文,季晓慧,等.典型北方菜田常用肥料中重金属含量分析及污染风险评价[J].农业环境科学学报,2020,39(3):521-529.

[29] Zeng Y, Liu J, Li Y Q, et al. Accumulation and health implications of metals in topsoil of urban riparian zone adjacent to different functional areas in a subtropical city[J]. Journal of Environmental Quality, 2021, 50(3): 744-755.