



环境工程

Environmental Engineering

ISSN 1000-8942, CN 11-2097/X

《环境工程》网络首发论文

题目：不同方式处置的疏浚沉积物重金属生态风险评价对比
作者：马涛，宋江敏，刘群群，盛彦清
收稿日期：2019-11-12
网络首发日期：2020-06-09
引用格式：马涛，宋江敏，刘群群，盛彦清. 不同方式处置的疏浚沉积物重金属生态风险评价对比. 环境工程.
kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.X.20200608.1813.036.html



网络首发：在编辑部工作流程中，稿件从录用到出版要经历录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿等阶段。录用定稿指内容已经确定，且通过同行评议、主编终审同意刊用的稿件。排版定稿指录用定稿按照期刊特定版式（包括网络呈现版式）排版后的稿件，可暂不确定出版年、卷、期和页码。整期汇编定稿指出版年、卷、期、页码均已确定的印刷或数字出版的整期汇编稿件。录用定稿网络首发稿件内容必须符合《出版管理条例》和《期刊出版管理规定》的有关规定；学术研究成果具有创新性、科学性和先进性，符合编辑部对刊文的录用要求，不存在学术不端行为及其他侵权行为；稿件内容应基本符合国家有关书刊编辑、出版的技术标准，正确使用和统一规范语言文字、符号、数字、外文字母、法定计量单位及地图标注等。为确保录用定稿网络首发的严肃性，录用定稿一经发布，不得修改论文题目、作者、机构名称和学术内容，只可基于编辑规范进行少量文字的修改。

出版确认：纸质期刊编辑部通过与《中国学术期刊（光盘版）》电子杂志社有限公司签约，在《中国学术期刊（网络版）》出版传播平台上创办与纸质期刊内容一致的网络版，以单篇或整期出版形式，在印刷出版之前刊发论文的录用定稿、排版定稿、整期汇编定稿。因为《中国学术期刊（网络版）》是国家新闻出版广电总局批准的网络连续型出版物（ISSN 2096-4188，CN 11-6037/Z），所以签约期刊的网络版上网络首发论文视为正式出版。

不同方式处置的疏浚沉积物重金属生态风险评价对比

马涛^{1,2} 宋江敏^{1,2} 刘群群^{1,2} 盛彦清^{1*}

(1. 中国科学院烟台海岸带研究所, 烟台 264003; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 本研究以山东沂河沉积物处置示范工程为例, 对经土工管袋填埋和减量化隔离处置 3 年后的沉积物生态风险进行跟踪评价, 以探究不同处置方式对沉积物重金属安全性的影响。对两种处置方式下沉积物中 Cr、As、Zn、Cu、Cd、Pb 和 Hg 的总量及赋存形态进行分析, 并采用浸出毒性法、风险评价编码法 (RAC) 和潜在生态风险指数法 (PERI) 进行生态风险和安全性评估。结果表明: 两种沉积物处置场地内沉积物 As、Cd 和 Hg 总量超过《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准 (GB 15618—2018)》的风险筛选值; 两种场地内沉积物中 Zn 和 Hg 的形态分布存在较大差异; 浸出毒性实验表明, 土工管袋填埋处置 Cr、As 和 Cu 浸出毒性高于减量化隔离处置, 而 Zn 则相反。综合浸出毒性法、RAC 和 PERI 的结果, 经土工管袋填埋处置后沉积物重金属的生态风险相对较高。在选择何种方式对疏浚沉积物进行异位处理时, 应综合权衡各个方面的因素, 以确保环境效益和经济效益的最大化。

关键词: 疏浚; 沉积物; 重金属; 生态风险; 土工管袋填埋; 减量化处置

Comparison of ecological risk assessment of heavy metals in dredged sediment treated by different methods

Ma Tao^{1,2}, Song Jiangmin^{1,2}, Liu Qunqun^{1,2}, Sheng Yanqing^{1*}

(1. Yantai Institute of Coastal Zone Research, CAS, Yantai 264003, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Taking the sediment disposal demonstration project of Yihe River in Shandong Province as an example, the ecological risks of sediment after three years of geo-textile tube landfill and reduction disposal were tracked to explore the effects of different disposal methods on the safety of heavy metals in sediments. The total concentrations and geochemical fractions of Cr, As, Zn, Cu, Cd, Pb, and Hg in sediments under the two disposal methods were analyzed, meanwhile, their ecological risks and environmental safety were assessed by leaching toxicity method, risk assessment code (RAC), and potential ecological risk index method (PERI). The obtained results showed total concentrations of As, Cd, and Hg in sediments from two different disposal sites exceeded the risk screening value of the Soil Environmental Quality Risk Control Standard for Soil Contamination of Agricultural Land (GB 15618-2018). The geochemical

收稿日期: 2019-11-12

基金项目: 国家自然科学基金 (41373100); 山东省重点研发计划 (2019GSF109002)

第一作者: 马涛 (1982-), 男, 在读博士研究生, 主要研究方向为沉积物重金属污染修复及生态风险评价。68146032@qq.com

* 通信作者: 盛彦清 (1974-), 男, 博士, 研究员, 主要研究方向为硫地球化学循环和海岸带污染环境修复。yqsheng@yic.ac.cn

fraction distribution of Zn and Hg in the sediments of the two sites was quite different, and the difference was mainly related to the differences of two disposal methods. The leaching toxicity test showed that the leaching toxicity of Cr, As, and Cu in geo-textile tube landfill was higher than that in reduction disposal, while that of Zn was contrary. According to the results of leaching toxicity, RAC, and PERI, the ecological risk of geo-textile tube landfill was relatively higher. In order to maximize the environmental and economic benefits, it is necessary to weigh all aspects of factors when choosing which way to treat the dredged sediments.

Key words: dredging; sediment; heavy metal; ecological risk; geo-textile tube landfill; reduction disposal

0 引言

沉积物重金属污染是水生态系统最严重的环境问题之一^[1]。重金属因具有高毒性、持久性、生物蓄积性和不可降解性等特点,会对水体生态环境造成较高的生态风险^[2, 3]。对于重金属污染严重的沉积物,最常用的修复处理技术是物理疏浚^[4]。疏浚后的沉积物一方面可以经过筛分、脱水等过程后进行填埋;另一种方式是将疏浚后的沉积物经过预处理后泵入土工管袋中,再进行填埋。但是,如果沉积物处置不当,这些填埋后的疏浚沉积物在经雨水淋滤的作用下可能会对地下水等环境造成二次污染^[4]。因此,对于填埋后沉积物重金属的生态风险进行跟踪评价非常必要,这决定着沉积物疏浚修复是否成功;同时,评价结果也可以为填埋场地下水环境污染的预防提供科学依据。目前,大多数研究主要集中在探究市政固废填埋场地土壤和地下水中重金属的生态风险。例如, Krcmar 等^[5]进行了市政垃圾填埋场内土壤以及地下水污染程度的相关调查,发现填埋场地内地下水质量出现了逐年恶化的现象, Hg、Pb、Cr 和 Cu 是填埋场地内土壤的主要重金属污染物。但是,有关填埋后疏浚沉积物重金属后续生态风险评价的研究则鲜有报道^[6]。

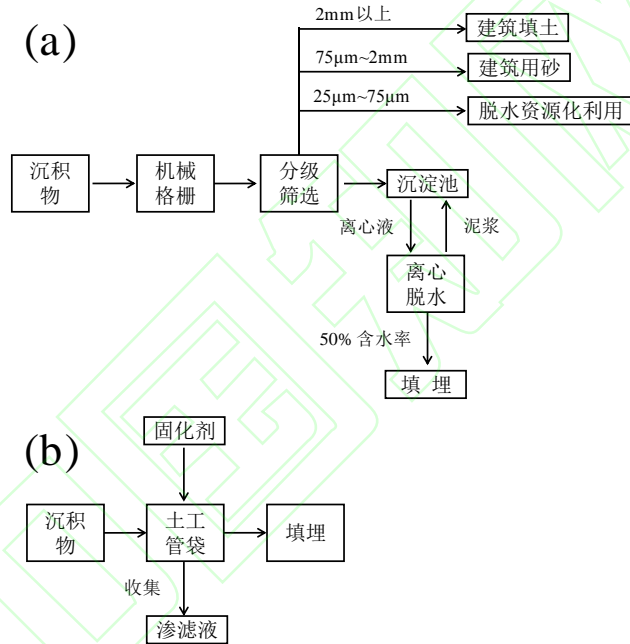
沉积物重金属生态风险评价的方法目前已有许多,且研究已经较为成熟^[3]。沉积物重金属的评价方法依据原理的不同可以划分为不同的种类,在对某一地区沉积物的重金属污染状况进行评价时,多种不同类型评价方法的联合运用可以从不同角度评价沉积物重金属的生态风险,往往能够达到较好的效果^[7, 8]。王辉等^[2]采用重金属富集系数法和潜在生态风险指数法对辽河干流沉积物重金属的潜在生态风险进行评价,发现辽河干流沉积物中重金属污染处于低风险状态,但部分站位的 As 存在中度风险。张茜等^[9]利用地质累积指数法和潜在生态危害指数法评价了漳泽水库沉积物重金属生态风险,结果表明沉积物中 Cd 和 Hg 污染最严重。

本研究基于对沂河沂水段重金属污染沉积物处置示范工程的后续跟踪,通过测定 3 年后两种不同处置方式下疏浚沉积物重金属 (Cr、As、Zn、Cu、Cd、Pb 和 Hg) 的总量及赋存形态,计算其浸出毒性和生态风险,进而对两种不同处置场地内沉积物重金属的安全性和生态风险进行综合评价,以便为后续疏浚沉积物处置的方法选择提供科学依据。

1 材料与amp;方法

1.1 工程概况

沂河发源于山东鲁山，全长 574 km，流域面积 17325 km²，年径流量为 35.1 亿 m³。沂河沂水段沉积物处置总方量约 40000 m³（水下方），主要处理目标是河段沉积物的重金属污染。在工程实施过程中，首先对沉积物进行疏浚，然后将其混合均匀。采用两种不同的方法对混合后的沉积物进行处置：（1）减量化处置法：该法在基于沉积物筛分资源化、减量化的基础上，将浓缩固化后剩余的沉积物进行隔离处理，技术路线见图 1（a）；（2）土工管袋隔离处置法：如图 1（b）所示，先将加入凝固剂的沉积物泵入预先置于地下的土工管袋（高强度且可渗透的土工织物）中，直到达到袋体的容许高度，最后加盖 1.5 m 左右的覆土；覆土结束后，土工织物自身的细小孔洞可截留泥浆中的固体物而沥滤出泥浆中的水分。为防止对环境造成二次污染，在两种处置方式下的填埋场地均进行了防水、防渗处理以及覆土处理。



注：（a）减量化处置法；（b）土工管袋隔离处置法

图 1 两种不同的沉积物处置技术路线图

Fig.1 Technology roadmaps of two different sediment disposal

1.2 样品采集及处理

两个沉积物的处置场地均位于沂河流域附近的沂水国家湿地公园内，本课题组分别对土工管袋填埋和减量隔离处置场地内的沉积物进行样品采集，根据场地范围每个场地均匀设定 3 个采样点。如图 2 所示，土工管袋隔离处置场地（T 场地）的采样点分别为 T1、T2 和 T3；减量沉积物隔离处置场地（J 场地）分别为 J1、J2 和 J3。每个采样点用土壤动力采样器采集沉积物样品，两个填埋场地样品采集深度均为 2.0 m，将采集的沉积物样品装入聚乙烯袋中密封，置于冰盒中保存。带回实验室后，将样品进行冷冻干燥处理，过 100 目筛后保存备用。

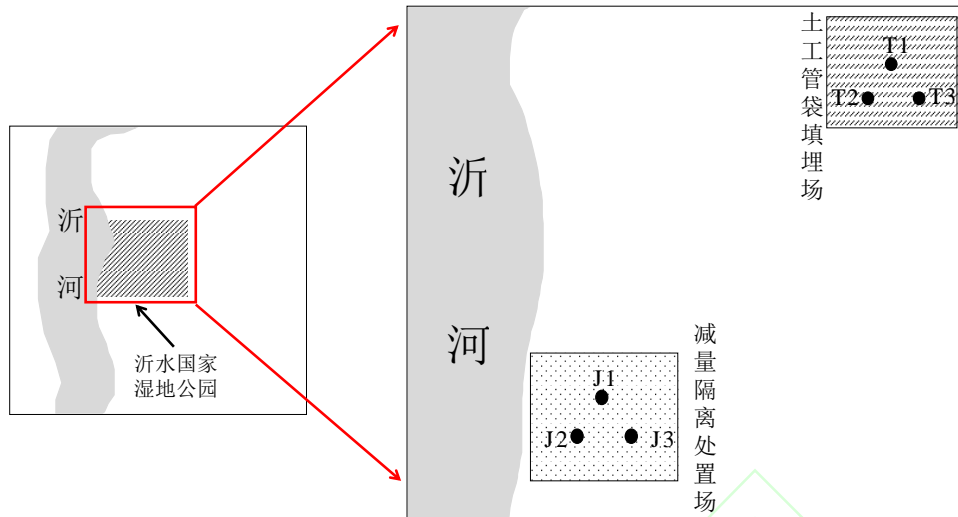


图 2 沉积物采样站位图

Fig. 2 The sampling locations of sediments

1.3 样品分析

沉积物重金属形态的浸提采用改进的 BCR 顺序提取法^[10]，该方法将重金属形态分为弱酸提取态（可交换及碳酸盐结合态，F1），可还原态（Fe/Mn 氧化物结合态，F2），可氧化态（有机物及硫化物结合态，F3）以及残渣态（F4），具体操作步骤如表 1 所示。

表 1 改进的 BCR 法提取沉积物重金属的步骤
Table 1 Sequential extraction scheme of the modified BCR method

形态	提取剂	浸提条件
F1	40 mL 0.11 mol/L 乙酸溶液	25℃ 下恒温振荡 16h, 3000g 下离心 20min
F2	40 mL 0.5 mol/L NH ₂ OH-HCl 溶液	25℃ 下恒温振荡 16h, 3000g 下离心 20min
F3	1) 10 mL H ₂ O ₂ ,	1) 25℃ 下振荡 1h 后, 85±2℃ 水浴振荡 1h
	2) 10 mL H ₂ O ₂ ,	2) 85℃ 下恒温振荡 1h
	3) 50 mL 1.0 mol/L NH ₄ Ac 溶液	3) 25℃ 下恒温整夜振荡, 3000g 下离心 20min
F4	HNO ₃ -HF-HClO ₄ (7: 4: 1, v/v)	微波消解

沉积物中 Cd、Cr、Cu、Zn、Pb 和 As 总量测定的处理方法与残渣态（表 1）一样，浸提液和消解液中重金属的浓度用电感耦合等离子体质谱仪（ICP-MS，ELAN DRC II 型，美国）测定。Hg 采用 H₂SO₄-HNO₃-K₂CrO₇ 法进行消解，消解液采用原子荧光光谱仪（AFS930，北京吉天）进行测定^[11]。

实验中所用试剂均为优级纯。测定过程中使用的所有器皿均使用 5% 硝酸浸泡 24 h。重金属形态含量测定采用意大利沉积物重金属形态标准样品 BCR-701 控制，其回收率为 90.1%~112.3%；重金属总量的测定采用水系沉积物成分分析标准物质（GBW 07311）进行控制，其回收率为 97.2%~109.4%。

1.4 风险评价方法

1.4.1 浸出毒性风险分析

由于经过处置后的沉积物均可能受到地表水的浸沥，从而会对填埋场周围环境造成危

害。因而，本研究采用《固体废物 浸出毒性浸出方法 水平振荡法》（HJ 557—2009）^[12]对 T、J 场地内沉积物中重金属进行浸提，从而对两种不同处置方式下沉积物重金属的浸出毒性进行评价。具体操作方法：准确称取 5.0000 g 冷冻干燥后的沉积物样品，按照液-固比 1: 10 (mL/g) 加入相应的超纯水；盖紧瓶盖后垂直固定在水平振荡装置上，调节振荡频率为(110±10)次/min、振幅为 40 mm，在室温下振荡 8h 后取下提取瓶，静置 16h；然后通过离心（4000 r/min，20 min）回收上清液用于重金属含量的分析。

1.4.2 风险评价编码法

沉积物重金属的生物有效性主要取决于重金属的形态，其中，弱酸提取态（F1 态）重金属与沉积物中有机质、络合物或者胶体颗粒等的结合能力相对较弱，具有最高的生物有效性^[13]。风险评价编码法（RAC）通过计算 F1 态含量占总量的比例来评价沉积物中重金属的生态风险，能更真实地反映出当前重金属毒性风险状态。RAC 数值越高则相应的环境风险亦越大，RAC 的等级标准划分见表 2^[14]。

1.4.3 潜在生态风险指数法

潜在生态风险指数法（PERI）是由 Hakanson^[15]于 1980 年提出的重金属污染及风险评价方法。该方法同时考虑了沉积物中重金属种类、含量、毒性水平、环境对重金属的敏感程度以及空间差异性等方面的影响因素，因而被广泛用于沉积物中重金属的潜在生态风险评价^[2]。其计算方法如下：

$$PERI = \sum E_r^i = \sum T_r^i C_f^i = \sum T_r^i (C_n^i / C_r^i)$$

式中：PERI 为所有重金属潜在生态风险指数的总和， E_r^i 为单个重金属的潜在风险指数， C_n^i 为沉积物中特定重金属的实测浓度（mg/kg）， C_r^i 为特定重金属的环境背景值（mg/kg），本研究选用山东省土壤元素背景值^[16]； T_r^i 为特定重金属的毒性响应因子，根据重金属毒性等因素的不同，Cr、As、Zn、Cu、Cd、Pb 和 Hg 的 T_r^i 值分别设定为 2.0、10.0、1.0、5.0、30.0、5.0 和 40.0^[11]。PERI 法中在确定风险判定标准时包括了一种有机物（PCBs），本文中仅探究 7 种重金属的污染和风险评价，因此采用了改进的风险划分等级^[11]，改进的 E_r^i 和 PERI 的风险等级划分如表 2 所示。

表 2 风险评价编码法和潜在生态风险指数等级划分
Table 2 Classification of RAC and PERI

风险评价编码法		潜在生态风险指数法			
RAC 值	风险等级	E_r^i 值	风险等级	PERI 值	潜在生态危害
<1%	无风险	$E_r < 40$	轻微	$RI < 100$	轻微
1%~10%	低风险	$40 \leq E_r < 80$	中等	$100 \leq RI < 200$	中等
11%~30%	中等风险	$80 \leq E_r < 160$	强	$200 \leq RI < 400$	强
30%~50%	高风险	$160 \leq E_r < 320$	很强	$RI \geq 400$	很强

1.5 数据处理与统计

所有沉积物样品均进行 3 次重复测定，测定结果取平均值。数据处理分析以及图片的制作采用 MS-Excel[®]2010 和 Origin 9.0 软件。

2 结果与讨论

2.1 不同场地内沉积物中重金属的总量

T 场地和 J 场地中沉积物重金属总量统计结果列于表 3。在 T 场地，各金属平均总量从高到低依为：As>Zn>Cr>Cu>Pb>Hg>Cd；在 J 场地，排列顺序为：Zn>Cr>As>Cu>Pb>Cd>Hg。对比 T 和 J 场地内填埋沉积物中的 7 种重金属的平均总量，除 Cu 外，两个场地的重金属浓度均存在差异。其中，J 场地的 Cr、Zn、Cd 和 Pb 均高于 T 场地，由于未处置之前的沉积物重金属含量相同，所以造成这种差异的主要原因是两个场地填埋沉积物的处理方式不同。有研究表明，不同粒径颗粒对重金属结合能力不同，粒径较小的颗粒对重金属的结合能力明显大于粒度较大的颗粒^[17]。减量处置过程中需要对沉积物进行粒度筛分，所填埋的沉积物粒径较小，而土工管袋填埋处置过程中没有对沉积物进行粒度筛分，这也就导致 J 场地的 Cr、Zn、Cd 和 Pb 均高于 T 场地。而 As 和 Hg 则呈现出相反的趋势，这主要是由于 As 和 Hg 的赋存形态以残渣态为主（表 4），因而大部分的 Hg 和 As 以稳定形态存在于较大颗粒的矿物晶格中^[4]；在进行沉积物筛分的过程中，大部分的 Hg 和 As 随着大颗粒物被移除，从而致使 T 场地 As 和 Hg 的浓度高于 J 场地。

由表 3 可见，两个处置场地内沉积物重金属含量均远远高于山东土壤背景值，其中，T2 采样点的 As、J1 采样点的 Cd 和 T2 采样点的 Hg 含量分别是对应背景值的 50.8、23.94、58.5 倍。与《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准（GB 15618—2018）》^[18]的风险筛选值相比，T 场地内沉积物 As 含量超过风险筛选值 11.6 倍，其余金属均低于相应的风险筛选值；J 场地内沉积物 Cr、As、Zn、Cd、Hg 平均含量分别超过风险筛选值 0.2、5.2、0.6 倍，其余重金属均低于风险筛选值。这表明沉积物中部分重金属会对生态环境造成危害。

表 3 两种处置方式场地内沉积物重金属总量

Table 3 Total concentrations of heavy metal in sediments in two disposal sites 单位：mg/kg

	Cr	As	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg
T1	51.06	441.09	194.26	67.56	0.80	39.30	1.28
T2	116.91	445.12	224.78	79.26	0.98	42.25	1.85
T3	157.64	61.81	171.88	95.28	1.10	35.83	0.53
平均值	108.53	316.01	196.97	80.70	0.96	39.13	1.22
J1	246.81	170.63	307.28	66.52	3.29	28.54	1.21
J2	278.07	170.23	465.81	102.48	1.72	103.49	0.31
J3	210.87	121.61	416.30	59.50	0.83	31.74	0.20
平均值	245.25	154.16	396.46	76.16	1.95	54.59	0.57
土壤背景值	62.0	8.6	63.3	22.6	0.13	23.6	0.03
风险筛选值*	200	25	250	100	3.0	120	0.6

注：*风险筛选值：农用地土壤中污染物等于或低于该值，对土壤环境风险较低；超过该值，可能会对土壤环境造成风险。

2.2 不同场地内沉积物中重金属赋存形态分布

沉积物中重金属可分为弱酸提取态 (F1)、可还原态 (F2)、可氧化态 (F3) 和残渣态 (F4)。其中, 前 3 种赋存形态被视为生物有效态, 在周围环境条件改变下会释放出来, 从而对环境造成危害; F4 态主要存在于矿物晶格中, 只有在强酸、高温、高压下才能被提取, 难以直接被生物吸收利用, 一般认为其对生态环境影响极小^[3, 11]。

两种处置方式下沉积物重金属的形态分布如表 4 所示。同一处置场地不同采样点的重金属形态分布大体相同, 但某些重金属的形态却存在一定差异 (T 场地的 Cr、J 场地的 Pb 和 Cd), 这可能是由于在处置过程中混合的不均匀性造成的。通过进一步对比两个填埋场地重金属的形态分布, 可以发现, Cr、As、Cu、Pb 和 Cd 的形态分布在两种处置方式是相似的, Cr 的主要形态为 F3 态 (>54%), 而其余重金属的优势态均为 F4 态 (>56%)。J 场地内 Zn 的 F4 态占比远高于 T 场地, 这主要是由于生物有效态重金属主要与粒径较小的颗粒物相结合^[4], 减量处置过程中的分级筛选将这些细颗粒物去除, 降低了生物有效态的含量, 从而导致 Zn 的生物可利用态 F4 态占比较高。相反, J 场地 Hg 的 F2 态含量占比明显低于 T 场地, 而 F3 态占比增加, 这主要是沉积物减量后悬浮有机质被絮凝沉淀, 可能促进了 F1、F2 态向 F3 态的转化。此外, 减量处置后 Pb 和 As 的 F3 态占比也有所增加。综上, 表明处置方式的不同在一定程度上会影响沉积物中重金属形态分布。

表 4 两种不同处置方式下沉积物重金属赋存形态分布

Table 4 Fraction distribution of heavy metals in sediments of the different disposal site

		单位: mg/kg							
形态	参数/%	Cr	As	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg	
T 场地	F1	平均值	1.06	1.77	12.69	0.17	0.01	0.14	0
		占比均值	1.16	1.18	6.92	0.21	0.98	0.36	0
	F2	平均值	14.06	2.51	69.18	10.23	0.28	11.95	0
		占比均值	18.72	1.12	35.32	12.43	28.47	30.94	0
	F3	平均值	67.47	1.96	19.21	18.89	0.05	4.92	0.13
		占比均值	54.70	1.93	9.54	22.30	5.27	12.54	15.25
	F4	平均值	25.85	309.68	95.86	51.28	0.62	22.13	1.09
		占比均值	25.32	95.71	48.20	64.90	65.14	56.16	84.42
J 场地	F1	平均值	0.70	0.58	22.56	0.17	0.06	0.03	0
		占比均值	0.28	0.38	6.10	0.23	4.22	0.10	0
	F2	平均值	16.92	3.96	68.13	3.07	0.25	8.11	0
		占比均值	7.18	2.72	17.05	4.71	19.50	20.92	0
	F3	平均值	170.93	4.67	26.90	23.40	0.07	10.24	0.14
		占比均值	69.50	2.91	6.70	31.00	4.60	22.29	34.16
	F4	平均值	56.63	144.87	278.80	49.43	1.57	36.20	0.43
		占比均值	23.01	93.93	70.12	63.93	71.60	56.68	65.42

2.3 两种处置方式下沉积物中重金属的风险评价

2.3.1 浸出毒性风险分析

两种不同处置方式下重金属浸出浓度见表 5。同一场地内, T 场地内沉积物中 Cu、As 和 Cr 的平均浸出浓度明显高于其余重金属, 而 J 场地 As、Zn 和 Cu 的平均浸出浓度较高;

而两个场地内 Pb 和 Cd 的平均浸出浓度均最低。不同场地间，T 场地内沉积物中 Cr 和 Cu 的平均浸出浓度明显高于 J 场地，而 Zn 的平均浸出浓度低于 J 场地，其余重金属的平均浸出浓度均基本一致。这主要与两个场地内沉积物重金属形态的分布情况有关，由表 4 可知，J 场地 Cr 的 F1 态含量少于 T 场地，Zn 的 F1 态浓度高于 T 场地；而本研究毒性浸出实验所用的浸提剂为水，其浸提出的重金属形态主要为 F1 态，不同重金属的 F1 态含量存在差异（表 4），从而导致不同重金属浸出浓度存在差异。特别地，两个场地 F1 态的 Cu 浓度一样，但是其浸提浓度却呈现出一定差异。这是因为 F1 态重金属并不仅仅包含水可溶态重金属，还包含了碳酸盐结合态重金属^[10]；经过两种不同的方式处置后，这两种形态的重金属的相对比例可能发生了变化，从而导致两个场地 Cu 的浸提浓度存在差异。

表 5 两种处置方式下沉积物重金属浸出浓度

Table 5 Leaching concentrations of heavy metals in sediments of two disposal sites 单位: mg/L

	Cr	As	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg
T1	0.0947	0.0938	0.0198	0.1336	0.0012	0.0005	0.00025
T2	0.1004	0.0940	0.0309	0.1122	0.0014	0.0005	0.00018
T3	0.0802	0.0890	0.0617	0.1157	0.0016	0.0010	0.00027
平均	0.0918	0.0923	0.0375	0.1205	0.0014	0.0007	0.00023
J1	0.0779	0.0731	0.0992	0.0940	0.0016	0.0006	0.00028
J2	0.0976	0.1355	0.1082	0.1351	0.0025	0.0010	0.00019
J3	0.0339	0.0461	0.0370	0.0564	0.0007	0.0005	0.00018
平均	0.0698	0.0849	0.0814	0.0951	0.0016	0.0007	0.00022

2.3.2 风险评价编码法

两种处置方式下沉积物重金属的 RAC 评价结果如表 6 所示。在 T 场地内，RAC 值从大到小依次为 Zn>As>Cr>Cd>Pb>Cu>Hg。在 J 场地内，RAC 值从大到小依次为 Zn>Cd>As>Cr>Cu>Hg>Pb。根据 RAC 的风险等级划分，两个场地内沉积物中 Cu、Pb 和 Hg 均无风险；Cr 和 As 分别在 T1、T3 采样点处于低风险，其余采样点均处于无风险；Zn 在 T3 采样点处于中等风险，其余全部采样点处于低风险；Cd 在 J 场地内全部采样点和 T 场地内 T3 采样点均处于低风险，其余为中等风险。综合来看，T 场地存在 Cr、As、Zn 和 Cd 的多重水平的生态风险，且 Zn 处于中等风险程度；J 场地只有 Zn 和 Cd 存在低风险，其余重金属无风险。通过对比两个填埋场地沉积物重金属的 RAC 值后发现，T 场地大部分重金属（除 Cd 外）的生态风险均高于 J 场地，表明减量隔离处置法处置后的沉积物重金属生态风险较低。

表 6 两种处置方式下沉积物重金属风险评价编码法的评价结果

Table 6 Evaluation results of the risk assessment of heavy metals in sediments by RAC under two disposal methods

	Cr	As	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg
T1	1.92%	0.17%	4.14%	0.12%	0.34%	0.29%	0.15%
T2	0.67%	0.64%	2.71%	0.37%	0.41%	0.38%	0.09%
T3	0.90%	2.71%	13.93%	0.15%	2.18%	0.40%	0.30%
平均	1.16%	1.18%	6.92%	0.21%	0.98%	0.36%	0.18%

J1	0.42%	0.21%	9.26%	0.31%	2.62%	0.09%	0.10%
J2	0.21%	0.47%	3.08%	0.15%	1.35%	0.02%	0.17%
J3	0.23%	0.48%	5.98%	0.24%	8.68%	0.19%	0.24%
平均	0.28%	0.38%	6.10%	0.23%	4.22%	0.10%	0.17%

2.3.3 潜在生态风险评价

PERI 法综合考虑了重金属的绝对含量、毒性差异和综合毒性等因素。因此，本研究还采用 PERI 法对两个填埋场地沉积物重金属综合生态风险进行评价。表 7 为两种处置方式下沉积物样品的单个重金属潜在生态风险指数 (E_r^i) 和重金属的综合潜在生态风险指数

(PERI) 的统计结果。基于 E_r^i 的评价结果，两种沉积物处置方式下 As 和 Cd 的潜在生态危害程度基本处于很强到极强水平之间（除 T3 的 As），Hg 则全部处于极强水平，而 Cr、Zn、Cu 和 Pb 均处于轻微水平。另外，T 和 J 场地所有采样点的 PERI 值均 >400，表明这两个场地填埋沉积物中的重金属均具有很强程度的潜在生态风险；但是，J 场地的综合潜在生态风险明显低于 T 场地。

表 7 两种处置方式下沉积物重金属潜在生态风险指数
Table 7 Potential risk index of heavy metals in sediments of two disposal sites

	E_r^i							PERI
	Cr	As	Zn	Cu	Cd	Pb	Hg	
T1	1.65	512.89	3.07	14.95	182.35	8.33	1645.36	2368.59
T2	3.77	517.58	3.55	17.53	223.27	8.95	2382.03	3156.69
T3	5.09	71.87	2.72	21.08	249.68	7.59	692.22	1050.25
平均	3.50	367.45	3.11	17.85	218.43	8.29	1573.20	2191.85
J1	7.96	198.41	4.85	14.72	748.10	6.05	1564.78	2544.86
J2	8.97	197.94	7.36	22.67	391.58	21.93	397.76	1048.20
J3	6.80	141.40	6.58	13.16	188.62	6.72	255.82	619.11
平均	7.91	179.25	6.26	16.85	442.77	11.57	739.45	1404.06

2.3.4 两种不同处置方式下沉积物重金属的风险评价对比

通过对比 RAC 法和 PERI 法计算得到的两种不同处置方式下沉积物重金属的生态风险以及浸出毒性的评价结果后可以发现，J 场地沉积物大部分重金属的综合生态风险均明显低于 T 场地，这说明经土工管袋隔离处置后的沉积物重金属生态风险均高于减量隔离处置法。基于环境生态风险考量，筛分减量沉积物隔离处置法更适合疏浚沉积物的异位处理。特别地，相对于土工管袋隔离处置法，减量隔离处置法虽然可以实现沉积物的减量化和资源化，但工艺较为繁琐、占地面积较大且成本较高。因而，在选择何种方式对疏浚沉积物进行异位处理时，应综合权衡各个方面的因素，以确保环境效益和经济效益的双重体现。

3 结论

(1) 两种处置场地内沉积物中 As、Cd 和 Hg 均超出《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准》的风险筛选值，T 场地内 As 超出标准 11.6 倍之多。两种场地内沉积物中 Zn

和 Hg 的形态分布存在较大差异, 且这种差异主要与处置方式的不同有关。

(2) 基于重金属浸出毒性的评价, 减量沉积物隔离处置法浸出毒性较低; 基于 RAC 和 PERI 的评价结果, 土工管袋隔离处置方式下的沉积物具有更高的生态危害水平; 总之, 经土工管袋隔离处置后的沉积物重金属生态风险均高于减量隔离处置法。

参考文献

- [1] 张运, 许仕荣, 卢少勇. 新丰江水库表层沉积物重金属污染特征与评价[J]. 环境工程, 2018, 36 (1): 134-141.
- [2] 王辉, 赵悦铭, 刘春跃, 等. 辽河干流沉积物重金属污染特征及潜在生态风险评价[J]. 环境工程, 2019, 37 (11): 65-69.
- [3] 刘群群, 孟范平, 林怡辰, 等. 胶州湾沉积物重金属生物可利用性及生态风险评价[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2019, 49 (5): 35-44.
- [4] Ma T, Sheng Y, Meng Y, et al. Multistage remediation of heavy metal contaminated river sediments in a mining region based on particle size[J]. Chemosphere, 2019, 225: 83-92.
- [5] Krcmar D, Tenodi S, Grba N, et al. Preremedial assessment of the municipal landfill pollution impact on soil and shallow groundwater in Subotica, Serbia[J]. Science of The Total Environment, 2018, 615: 1341-1354.
- [6] 宋江敏. 山东半岛河流底泥重金属污染特征及填埋处置风险评估[D]. 烟台: 烟台海岸带研究所, 2018.
- [7] 蓝巧娟, 吴彦, 闫彬, 等. 三峡库区(万州段)消落区沉积物重金属污染评价及来源分析[J]. 环境工程, 2018, 36 (8): 193-197.
- [8] 刘群群, 孟范平, 王菲菲, 崔鸿武, 王曰杰. 东营市北部海域沉积物中重金属的分布、来源及生态风险评价[J]. 环境科学, 2017, 38 (9): 3635-3644.
- [9] 张茜, 冯民权, 郝晓燕. 漳泽水库沉积物重金属污染特征与生态风险评价[J]. 环境工程, 2019, 37 (1): 11-17.
- [10] Rauret G, Lopez-Sanchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials [J]. Journal of Environmental Monitoring, 1999, 1(1): 57-61.
- [11] Liu Q, Wang F, Meng F, et al. Assessment of metal contamination in estuarine surface sediments from Dongying City, China: Use of a modified ecological risk index [J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, 126: 293-303.
- [12] 环境保护部, 固体废物 浸出毒性浸出方法 水平振荡法: HJ 557-2009 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2010.
- [13] 张运, 许仕荣, 卢少勇. 新丰江水库表层沉积物重金属污染特征与评价[J]. 环境工程, 2018, 36 (1): 134-141.
- [14] Lin Y, Meng F, Du Y, et al. Distribution, speciation, and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of Jiaozhou Bay, China[J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2016, 22(5), 1253-1267.
- [15] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [16] 庞绪贵, 代杰瑞, 胡雪平, 等. 山东省土壤地球化学背景值[J]. 山东国土资源, 2018, 34(1): 39-43.
- [17] Liu Q, Sheng Y, Jiang M, et al. Attempt of basin-scale sediment quality standard establishment for heavy metals in coastal rivers[J]. Chemosphere, 2020, 245: 125596.
- [18] 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): GB 15618-2018 [S]. 2018.

第一作者: 马涛(1982-), 男, 博士研究生, 主要研究方向为沉积物重金属污染修复及生态风险评价。68146032@qq.com

通信作者: 盛彦清(1974-), 男, 博士, 研究员, 主要研究方向为硫地球化学循环和海岸带污染环境修复。yqsheng@yic.ac.cn