

苏南地区典型城镇河道底泥资源化潜力及环境风险评估^①

李溪文^{1,2,3}, 唐圻^{1,2,3}, 王一柳^{1,3}, 薛龙国⁴, 王亚飞⁴, 翁祖增⁴, 卢殿君¹, 陈小琴^{1*}, 王火焰^{1,2,3}

(1 土壤与农业可持续发展全国重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 211135; 2 中国科学院大学中丹学院, 北京 100190; 3 中国科学院大学, 北京 100049; 4 江苏绿威环保科技股份有限公司, 江苏苏州 215000)

摘要: 河道底泥总体性质类似于土壤, 但可能含有一定的污染物, 因此对其进行资源化潜力和环境风险评估具有重要的实践意义。本文以苏南某典型城镇河道底泥为研究对象, 通过系统布点采集代表性样本, 分析其肥力指标与重金属含量, 对照国家有关标准, 并通过多种污染指数法, 对底泥的资源化潜力和环境风险进行了评估。结果表明: 研究区底泥整体呈弱碱性, 养分含量较高, 其中有效磷与速效钾含量均达第二次全国土壤普查养分分级标准中的Ⅰ级(极丰富)水平, 有机质含量达Ⅱ级(丰富)水平。底泥中主要重金属 As、Zn、Pb、Cd、Ni、Hg、Cr、Cu 的含量均值分别为 8.64、60.69、1.86、0.01、30.59、0.11、91.01、33.24 mg/kg, 基本低于国家相关标准中碱性土壤污染风险筛选值。基于内梅罗综合污染指数与污染负荷指数的综合评估结果显示, 该区域河道底泥整体处于无污染或轻度污染状态; 地累积指数和潜在生态风险指数的单因素指标解析结果显示, 该区域河道底泥存在一定的空间异质性污染特征, 部分样点呈现 Cd、Cu 和 Hg 元素局部污染现象。综上, 研究区河道底泥重金属含量基本符合国家相关标准, 养分含量较高, 具备农用资源化潜力。但样点空间异质性显著, 个别样点处于轻度污染水平, 需加以关注并探索农用以外的其他资源化途径。

关键词: 底泥; 重金属污染; 资源化潜力; 环境风险评估

中图分类号: S158.3 **文献标志码:** A

Assessment of Resource Utilization Potential and Environmental Risks of River Sediments in a Typical Town, Southern Jiangsu Province

LI Xiwen^{1,2,3}, TANG Qi^{1,2,3}, WANG Yiliu^{1,3}, XUE Longguo⁴, WANG Yafei⁴, WENG Zuzeng⁴, LU Dianjun¹, CHEN Xiaoqin^{1*}, WANG Huoyan^{1,2,3}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China; 2 Sino-Danish College, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China; 3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4 Jiangsu Lvwei Environmental Protection Technology Co., Ltd., Suzhou, Jiangsu 215000, China)

Abstract: The overall properties of river sediment are similar to soil, while it may also contain some pollutants at the same time. Therefore, assessing its resource utilization potential and environmental risks is of great significance. This study investigated the river sediment samples systematically collected from a typical town in southern Jiangsu Province. The fertility characteristics and heavy metal contents were analyzed. By referencing relevant national standards and employing multiple pollution index methods, the sediment's resource utilization potential and environmental risks were evaluated. The results showed that the sediments in the study area exhibited generally weak alkalinity and high nutrient contents. Specifically, the available phosphorus and rapidly available potassium contents both reached Grade I (extremely abundant), according to the nutrient classification standards of the Second National Soil Survey, while the organic matter content reached Grade II (abundant). The average contents (mg/kg) of major heavy metals in the sediments were: As (8.64), Zn (60.69), Pb (1.86), Cd (0.01), Ni (30.59), Hg (0.11), Cr (91.01), and Cu (33.24), which were generally below the pollution risk screening thresholds for alkaline soils specified in relevant national

①基金项目: 江苏绿威环保科技股份有限公司“河道淤泥资源化研究”项目资助。

* 通信作者(xqchen@issas.ac.cn)

作者简介: 李溪文(2001—), 女, 山西长治人, 硕士研究生, 主要研究方向为农业资源化利用与食品健康。E-mail: lixiwen22@mails.ucas.ac.cn

standards. Comprehensive assessment using the Nemerow index (NPI) and pollution load index (PLI) indicated that the sediments in the study area were overall in a non-polluted or slightly polluted state. Analysis using single-factor indices, specifically the geo-accumulation index (I_{geo}) and potential ecological risk index, showed the presence of spatially heterogeneous contamination characteristics. Localized pollution by Cd, Cu, and Hg was observed at some sampling points. In conclusion, the heavy metal contents in the investigated sediments generally comply with national standards, and the high nutrient contents suggest potential for resource utilization in agriculture. However, significant spatial heterogeneity exists among sampling points, with individual points exhibiting slight pollution levels, which requires attention and exploration of resource utilization pathways beyond agricultural application.

Key words: Sediments; Heavy metal pollution; Resource utilization potential; Environmental risk evaluation

在我国南方水系发达、人口密度大的地区,河道底泥的产生量远大于处置量,给生态环境带来较大压力与挑战。河道疏浚出来的底泥在早期多采用堆置填埋方式处理,然而在城镇人口稠密、土地面积有限的地区,堆置填埋最终将面临无处可堆、无处可埋的困境,且可能带来二次污染^[1]。资源化利用是当前解决疏浚产生底泥的重要途径,主要包括作为农用地土壤^[2]、农用污泥堆肥^[3]、园林绿化土壤^[4]等土地利用,及制砖^[5]、制陶粒^[6]等筑基或建材利用^[7]。

河道湖泊底泥的 pH、粒径组成及氮磷钾等养分的含量与土壤较为相似或接近^[8],因此作为农用地土壤、园林绿化土壤等土地利用是底泥快速、大量消纳的有效手段之一^[9]。在资源化利用之前,通常需要对底泥进行环境生态风险评估。评估方法根据污染物类型一般分为有机物污染评估与重金属污染评估。底泥的重金属污染环境风险主要采用污染指数法进行评估。目前较为普遍的方法有内梅罗综合污染指数(Nemerow index, NPI)法^[10]、污染负荷指数(Pollution load index, PLI)法^[11]、地累积指数(Geo-accumulation Index, I_{geo})法^[12]和潜在生态风险指数(Potential ecological risk index, RI)法^[13]等。其中,内梅罗综合污染指数法与污染负荷指数法关注多元素协同作用,通过综合多因子污染水平对环境风险进行评估;地累积指数法与潜在生态风险指数法侧重单一污染物风险,可定量关键单因子污染物的污染水平。

在我国长江经济带多区域曾存在不同程度的环境污染问题,导致居民健康存在潜在风险。“十四五”规划实施以来,江苏省深入打好蓝天、碧水、净土保卫战,全面加强自然生态环境的治理与保护。作为长三角经济高地的苏南地区,产业结构密集,河道沿线人口高负荷分布,近年来持续开展河道清淤疏浚、截污纳管和土壤修复工程,环境质量得到持续改善^[14],但同时也产生了河道底泥处置问题。苏南地区某典型

城镇水系发达,河网密布,主要依托吴淞江及其支流构成完整的水系网络,总水域面积约占镇域面积的 12%,年河道清淤量达数十万立方米^[15]。其河道底泥养分含量较高^[16],重金属沉积较为普遍^[17],大多数区域有机物含量较低^[18]。因此,本文以该地区河道底泥为研究对象,采用多点调查取样的方法,分析样点养分、重金属等的含量,对照国家标准,并采用多种污染指数法,对样点底泥的资源化潜力和环境风险进行评估,本着“变废为宝”原则,根据评估结果对不同情况底泥的利用提出合适的建议,为底泥的合理处置和“无废城市”建设提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

苏南地区地处长三角核心腹地,被誉为“江南鱼米之乡”,是千年农耕文明的传统沃土,同时该地区也是区域产业升级的新兴工商业枢纽。研究区地处江苏与上海交界之处,属亚热带季风海洋性气候,降水量为 1 407 mm,平均气温为 18 ℃,总面积约 50.7 km²,人口密集,土地面积有限,河网密布,是长三角一体化发展的核心区域之一。

1.2 样品采集

选取研究区代表性河道采集底泥样品,采样时间为 2022 年 9 月 21—24 日。采样点的布设依据河流的地理分布、流经区域(如生活区、工业区、农业区等)及清淤情况(近两年清淤过或未清淤过)等,最终,选择代表性河道 15~30 条,每条河道设样点 2~3 个,共 50 个样点(图 1)。使用抓斗式采样器采集 0~30 cm 表层底泥,去除杂质后,放入聚乙烯袋密封带回实验室备用。

1.3 测定指标与方法

参考《土壤农业化学分析方法》^[19],对底泥样品的 pH、主要养分及重金属含量等进行分析。其中,pH 采用电位法测定,水土质量比为 2.5 : 1;有机质

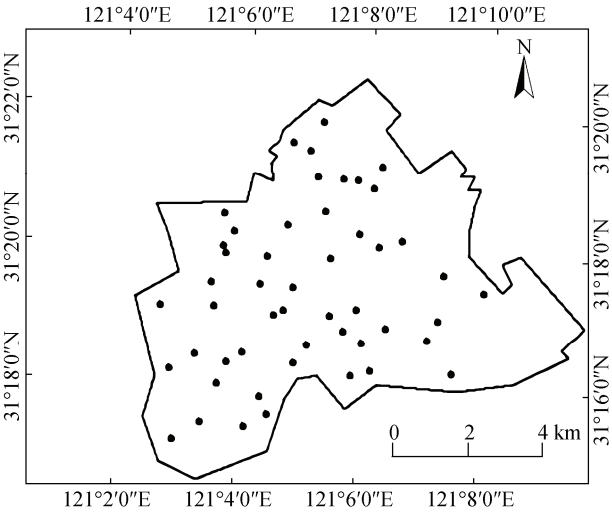


图 1 河道底泥样点分布
Fig. 1 River sediment sampling sites

采用重铬酸钾氧化-容量法测定；铵态氮和硝态氮采用 2 mol/L KCl 溶液浸提、流动分析仪(SMART-CHEM 200, Westco)测定，铵态氮与硝态氮之和为速效氮；有效磷通过碳酸氢钠浸提、酶标仪(Epoch, BioTek)测定；速效钾通过乙酸铵浸提、火焰光度计(M410, Sherwood)测定；全 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 和 As 通过氢氟酸-硝酸-高氯酸-盐酸消解，采用电感耦合等离子发射光谱仪(ICP-AES, Avio200, PerkinElmer)测定；全 Hg 通过硝酸-盐酸消解、硼氢化钾还原，采用原子荧光光谱仪(AFS, AFS-8520, 北京科创海光仪器有限公司)测定。

1.4 土壤重金属环境风险评价方法

1.4.1 内梅罗综合污染指数法 内梅罗综合污染指数 (NPI) 法是建立在单因子污染指数评价方法上的一种综合评价方法，突出了高浓度重金属污染物对环境的影响，能全面反映底泥中各污染物的平均污染水平。该指数对应污染等级与环境意义如表 1 所示^[10]，其计算公式为：

$$PI_i = \frac{C_i}{S_i} \tag{1}$$

$$NPI = \sqrt{\frac{I_{\max}^2 + \bar{I}^2}{2}} \tag{2}$$

式中：PI_i 为第 i 种污染物的单因子污染指数；C_i 为测得的污染物浓度；S_i 为第 i 种污染物的环境标准值，本文采用 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》^[2]中对应元素的农用地土壤污染风险筛选值；I_{max} 为 i 种污染物单项污染指数中的最大值； $\bar{I}$ 为 i 种污染物单项污染指数的平均值。

表 1 内梅罗指数评价标准^[10]
Table 1 Description of Nemerow index

单因子污染指数	污染等级	综合污染指数	污染等级
PI≤1	无污染	NPI<0.7	清洁
1<PI≤2	轻度污染	0.7≤NPI<1	尚清洁
2<PI≤3	中度污染	1≤NPI<2	轻度污染
PI>3	重度污染	2≤NPI<3	中度污染
		NPI≥3	重度污染

1.4.2 污染负荷指数法 污染负荷指数(PLI)法通过计算多种污染物浓度与环境背景值的比值定量评价区域污染程度，是用于量化环境中多种污染物累积程度的综合指标。该指数对应污染等级与环境意义如表 2 所示^[11]，计算公式为：

$$PLI = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n CF_i} \tag{3}$$

式中：CF_i 为污染系数，是污染物 i 的实测浓度与污染物的背景值的比值；n 为污染物种类数。本文根据中国南方地区水系沉积物中元素丰度，以文中水系沉积物各元素含量的平均值作为背景值^[20]。

表 2 污染负荷指数评价标准^[11]
Table 2 Description of pollution load index

指数范围	污染等级	环境意义
PLI<1	无污染	污染物浓度低于背景值，环境安全
1≤PLI<2	轻度污染	需关注潜在累积效应
2≤PLI<3	中度污染	可能存在生态风险，建议定期监测
3≤PLI<5	重度污染	需采取修复措施，限制人类活动
PLI≥5	极重度污染	生态系统严重受损，紧急治理必要

1.4.3 地累积指数法 地累积指数 (I_{geo})法早期被用于水体重金属污染评价，倾向于各重金属元素间的比较，可较为充分地体现人类活动对单个重金属污染的影响。该指数对应污染程度如表 3 所示^[12]，其计算公式为：

$$I_{geo} = \log_2 \left(C_i / (1.5 \times B_n) \right) \tag{4}$$

式中：C_i 为重金属 i 的测试浓度(mg/kg)；B_n 为该重金属在土壤中的化学背景值(mg/kg)，因各地母岩差异可能会引起背景值的不同，本文选取校正系数 1.5 进行修正。

1.4.4 潜在生态风险指数法 潜在生态风险指数法是从沉积学角度对重金属污染进行评价。该方法通过计算单一污染物对生态系统的潜在生态风险系数(E_r)及多项污染物的综合潜在生态风险指数(RI)，从而对环境潜在生态风险进行评估。该方法将底泥重金属含量、种类、毒性水平与水体对重金属污染物的敏感性结合起来，采用等价属性指数分级法进行评价分析，表征底泥土地利用后的环境风险。相应指数对应污染物生态风险程度如表 4 所示^[13]，计算公式为：

表 3 地累积指数评价标准^[12]
Table 3 Description of geo-accumulation index

污染水平	无污染	轻微污染	轻微至中度污染	中度污染	中度至重度污染	重度污染	严重污染
级别	1	2	3	4	5	6	7
I_{geo}	≤ 0	0~1	1~2	2~3	3~4	4~5	≥ 5

$$C_f^i = \frac{C_s^i}{C_n^i} \tag{5}$$

$$E_r^i = T_r^i \times C_f^i \tag{6}$$

$$RI = \sum E_r^i = \sum T_r^i \times C_f^i \tag{7}$$

式中： C_f^i 为重金属单项污染系数； C_s^i 为土壤重金属 i 的实测值； C_n^i 为重金属 i 的背景值，本文中背景值参考中国南方地区水系沉积物各元素含量的平均值^[20]； E_r^i 为重金属 i 的单项潜在生态风险系数； T_r^i 为重金属 i 的毒性系数，本文中 Hg、Cd、As、Pb、Ni、Cu、Cr、Zn 的毒性系数分别为 40、30、10、5、5、5、2 和 1^[13]。

表 4 潜在生态风险指数评价标准^[13]
Table 4 Description of potential ecological risk index

单项潜在生态 风险系数	生态风险 水平	综合潜在生态 风险指数	生态风险水平
<40	低风险	RI<150	轻度生态风险
$40 \leq E_r^i < 80$	中风险	$150 \leq RI < 300$	中度生态风险
$80 \leq E_r^i < 160$	强风险	$300 \leq RI < 600$	强生态风险
$160 \leq E_r^i < 320$	很强风险	$RI \geq 600$	很强生态风险
$E_r^i \geq 320$	极强风险		

1.5 数据处理与统计分析

采用 Excel 2019 与 SPSS 27 进行相关数据处理与描述性统计，应用 ArcGIS Pro 绘制底泥采样点分布图，使用 OriginPro 2024 软件绘制数据关系图。

2 结果与分析

2.1 底泥养分含量特征

由表 5 可知，研究区河道底泥 50 个样本的 pH 在 7.28~7.85，整体偏碱性；速效氮含量为 12.1~

165.6 mg/kg，平均值为 73.6 mg/kg；有效磷含量范围为 7.7~495.0 mg/kg，平均值为 201.5 mg/kg；速效钾含量范围为 96.2~402.1 mg/kg，平均值为 214.3 mg/kg；有机质含量为 24.2~73.2 g/kg，平均值为 38.5 g/kg。样点肥力指标分布直方图(图 2)显示，速效氮含量低于 40 mg/kg 的样点占比 18%，超过 160 mg/kg 的样点占比为 2%，80% 的样点含量为 40~140 mg/kg。有效磷含量低于 50 mg/kg 的样点仅有 2 个，72% 的样点含量在 100~300 mg/kg。速效钾含量低于 100 mg/kg 的样点仅有 1 个，92% 的样点含量在 100~300 mg/kg。所有样点有机质含量均大于 20 g/kg，其中 96% 的样点含量在 20~60 g/kg。

对照第二次全国土壤普查养分分级标准^[21]可知，研究区底泥样品中，98% 的样点有效磷含量 >40 mg/kg，达 I 级(极丰富)水平；62% 的样点速效钾含量 >200 mg/kg，达 I 级(极丰富)水平；86% 的样点有机质含量 >30 g/kg，达 II 级(丰富)水平。

2.2 底泥重金属环境风险

研究区河道底泥重金属含量结果如表 6 所示。各重金属的变异系数为 0.20~5.00，变异范围较大。全 As 含量范围为 0.00~32.07 mg/kg，平均值为 8.64 mg/kg；全 Zn 含量范围为 0.00~238.10 mg/kg，平均值为 60.69 mg/kg；全 Pb 含量范围为 0.00~ 16.34 mg/kg，平均值为 1.86 mg/kg；全 Cd 含量范围为 0.00~ 0.34 mg/kg，平均值为 0.01 mg/kg；全 Ni 含量范围为 14.00~81.50 mg/kg，平均值为 30.59 mg/kg；全 Hg 含量范围为 0.04~0.28 mg/kg，平均值为 0.11 mg/kg；全 Cr 含量范围为 65.71~179.50 mg/kg，平均值为 91.01 mg/kg；全 Cu 含量范围为 0.00~112.81 mg/kg，平均值为 33.24 mg/kg。

表 5 河道底泥肥力指标描述性统计($n=50$)
Table 5 Descriptive statistics of fertility indices in river sediments

指标	最大值	最小值	平均值	标准差	变异系数
pH	7.85	7.28	7.54	0.13	0.02
速效氮 (mg/kg)	165.6	12.1	73.6	36.0	0.50
有效磷 (mg/kg)	495.0	7.7	201.5	92.7	0.50
速效钾 (mg/kg)	402.1	96.2	214.3	57.2	0.30
有机质 (g/kg)	73.2	24.2	38.5	9.7	0.25

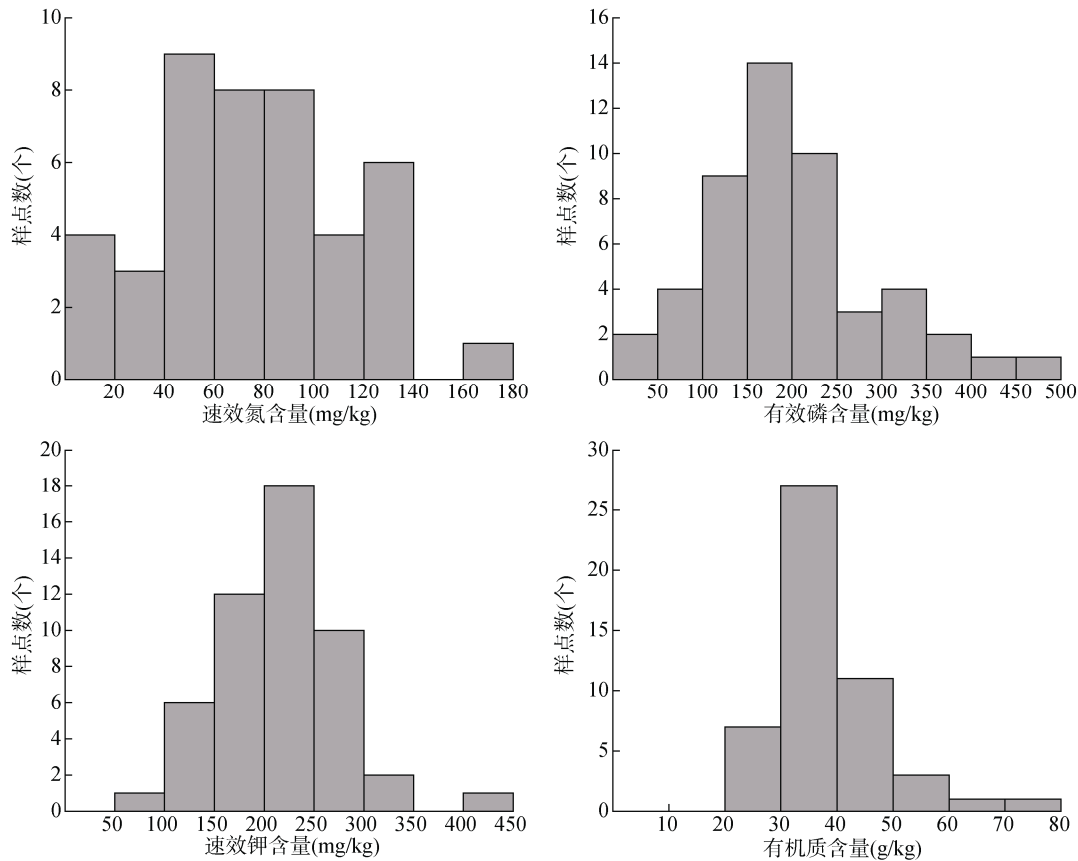


图 2 河道底泥速效氮、有效磷、速效钾和有机质含量分布直方图

Fig. 2 Histograms of available nitrogen, phosphorus and potassium and organic matter contents in river sediments

表 6 河道底泥重金属全量($n=50$)

Table 6 Contents of heavy metals in river sediment

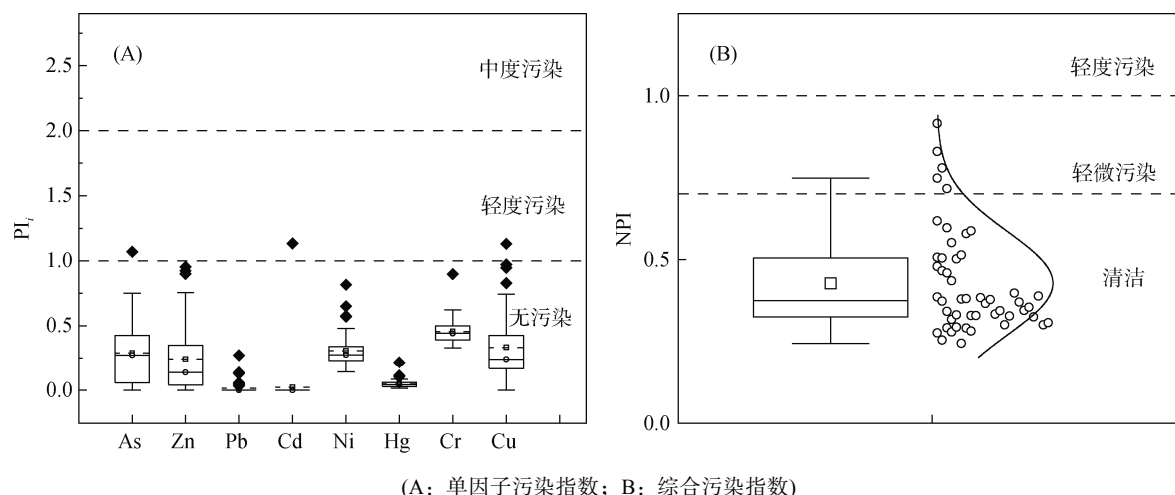
指标	最大值 (mg/kg)	最小值 (mg/kg)	平均值 (mg/kg)	标准差 (mg/kg)	变异系数
全 As	32.07	0.00	8.64	7.20	0.83
全 Zn	238.10	0.00	60.69	65.61	1.08
全 Pb	16.34	0.00	1.86	5.57	3.00
全 Cd	0.34	0.00	0.01	0.05	5.00
全 Ni	81.50	14.00	30.59	12.63	0.41
全 Hg	0.28	0.04	0.11	0.06	0.53
全 Cr	179.50	65.71	91.01	18.59	0.20
全 Cu	112.81	0.00	33.24	24.52	0.74

2.2.1 内梅罗综合污染指数 研究区河道底泥中 8 种重金属的单因子污染评价结果如图 3 所示。可见, 各重金属单因子污染指数平均值大小为: Cr(0.46)>Cu(0.33)>Ni(0.31)>As(0.29)>Zn(0.24)>Hg(0.05)>Cd(0.02)=Pb(0.02)。根据表 1 标准, 其中, Pb、Ni、Hg 和 Cr 均为无污染水平, As、Cd 和 Cu 均有 1 个样点处于轻度污染水平, 无样点处于中度及以上污染水平。研究区各样点内梅罗综合污染指数(NPI)在 0.24~0.92, 平均值为 0.43, 处于清洁状态、轻微污染的样点占比分别为 90% 和 10%。总体上, 单因子污

染指数显示, 研究区少数样点存在 As、Cd 和 Cu 轻度污染; 综合污染指数显示, 研究区重金属综合污染程度主要处于无污染水平, 仅有 5 个样点处于轻微污染水平。

2.2.2 污染负荷指数 研究区河道底泥中 8 种重金属的污染负荷指数(PLI)评价结果如图 4 所示。可见, 各样点 PLI 在 0.24~1.99, 平均值为 0.98。研究区 60% 的样点 PLI<1, 处于无污染水平, 40% 的样点 PLI 在 1~2, 处于轻度污染水平。总体上, 研究区河道底泥存在轻度污染, 但无样点处于中度及以上污染等级。

2.2.3 地累积指数 研究区河道底泥中 8 种重金属的地累积指数(I_{geo})评价结果如图 5 所示。可见, 各重金属 I_{geo} 平均值大小为: Cd (0.00)>Cr (-0.17) >Hg (-0.25)>Pb (-0.39)>Cu (-0.46)>Ni (-0.60)>As (-1.06)>Zn (-1.68)。其中, 各样点底泥 Pb 和 Cd 均处于无污染水平, 但 Cd 存在局部样点累积现象; 绝大部分样点 As、Zn、Ni 和 Cr 均处于无污染水平, 无污染样点占比分别为 92%、82%、88% 和 82%; 仅有 2 个样点的 Hg 和 3 个样点的 Cu 处于轻微至中度污染水平。总体上, 本次采样点基本处于无污染或轻度污染



(A: 单因子污染指数; B: 综合污染指数)

图 3 内梅罗指数评价结果

Fig. 3 Results of Nemerow pollution index

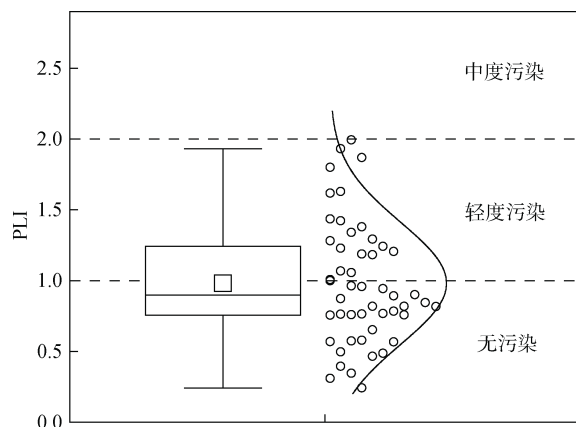
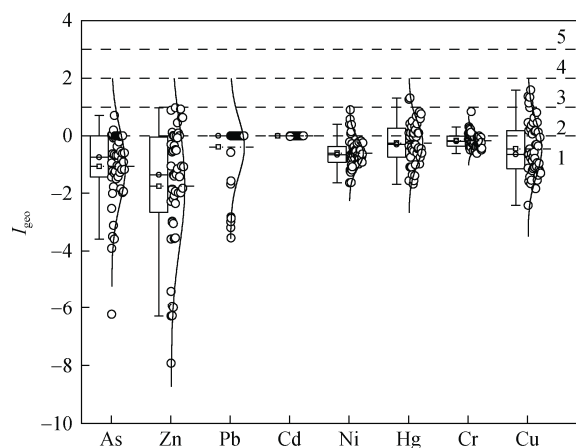


图 4 污染负荷指数评价结果

Fig. 4 Results of pollution load index



(1. 无污染, 2. 轻度污染, 3. 轻度至中度污染, 4. 中度污染, 5. 中度至重度污染)

图 5 地累积指数评价结果

Fig. 5 Results of geo-accumulation index

水平;但对于单个重金属,个别样点中的 Hg 或 Cu 存在一定的轻度或中度污染。

2.2.4 潜在生态风险指数 研究区河道底泥中 8

种重金属的潜在生态风险指数评价结果如图 6 所示。可见,各重金属单项潜在生态风险指数(E_r^i)平均值大小为: Hg (31.33)>As (5.76)>Cu (5.36)>Ni (3.82) >Cr (2.19)>Cd (1.46)>Zn (0.77)>Pb (0.40)。研究区河道底泥整体污染程度偏低,仅单个样点 Cd 和少数样点 Hg 表现为中等潜在生态风险,其余样点的 Cd、Hg 以及全部样点的 As、Zn、Pb、Ni、Cr、Cu 均处于低潜在生态风险水平,无样点达到强潜在生态风险程度。因此, Cd 和 Hg 可能是研究区河道底泥最主要的潜在生态风险因子。此外,研究区河道底泥的综合潜在生态风险指数(RI)在 14.61~123.47,平均值为 51.10,表明所有样点均处于轻度生态风险水平,无样点存在中度及以上生态风险。

2.3 底泥肥力与重金属的相关性

皮尔逊相关分析(表 7)显示,研究区河道底泥全 Zn 与速效氮、有效磷呈极显著正相关($r=0.676$, $P<0.01$; $r=0.607$, $P<0.01$),与有机质呈显著正相关($r=0.344$, $P<0.05$),这表明有机质可能是速效氮、有效磷和 Zn 的重要载体。全 Zn、全 Cu 和全 Ni 两两之间存在极显著($P<0.01$)的相关性, $r>0.5$,其中全 Zn 与全 Cu 的 r 为 0.786,全 Ni 与全 Cu 的 r 为 0.695,说明这 3 种元素可能具有相同或一致的来源。全 Pb 与全 Cd、全 Ni 与全 Cr、全 Pb 与全 Cr 和全 Cr 与全 Cu 之间的 r 均超过 0.5,具有极显著的相关性($P<0.01$)。

3 讨论

3.1 底泥重金属环境风险评价

研究区地处长三角地区,自 21 世纪初该区域通过产业结构升级,淘汰高能耗高污染传统工业,发展

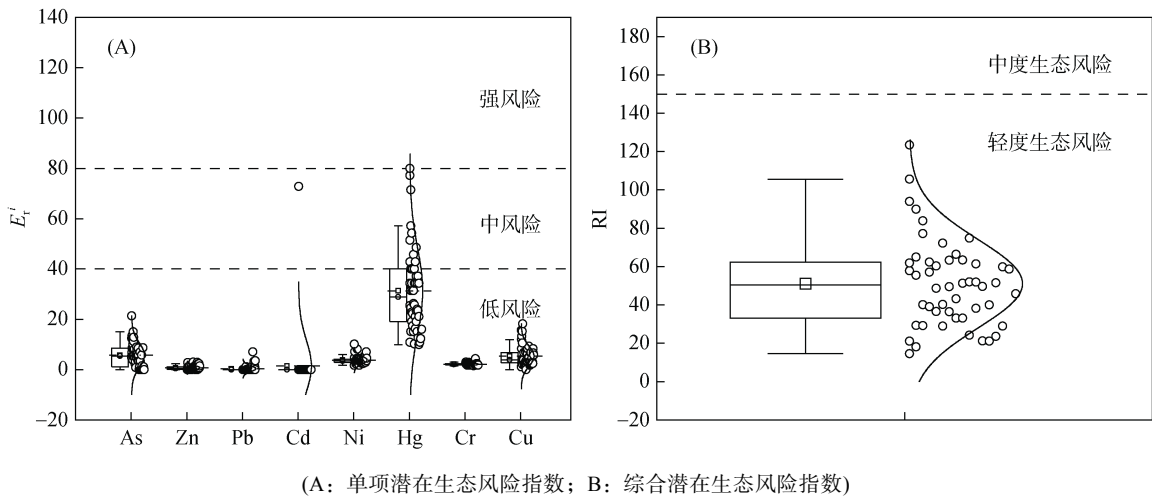


图 6 潜在生态风险指数评价结果
Fig. 6 Results of potential ecological risks

表 7 底泥养分与重金属间的皮尔逊相关系数
Table 7 Pearson correlation coefficients among nutrients and heavy metals in river sediment

	速效氮	有效磷	速效钾	有机质	全 As	全 Zn	全 Pb	全 Cd	全 Ni	全 Hg	全 Cr	全 Cu
速效氮	1											
有效磷	0.490**	1										
速效钾	0.264	0.279*	1									
有机质	0.212	0.281*	0.001									
全 As	0.111	0.024	-0.053	-0.154	1							
全 Zn	0.676**	0.607**	0.274	0.344*	0.050	1						
全 Pb	0.310*	0.382**	0.237	0.214	-0.259	0.554**	1					
全 Cd	0.100	0.452**	0.091	0.092	-0.171	0.370**	0.785**	1				
全 Ni	0.519**	0.552**	0.202	0.193	-0.028	0.668**	0.601**	0.576**	1			
全 Hg	0.482**	0.137	0.051	0.459**	0.070	0.341*	0.144	-0.176	0.189	1		
全 Cr	0.238	0.507**	0.268	0.193	0.006	0.413**	0.503**	0.680**	0.623**	-0.032	1	
全 Cu	0.536**	0.485**	0.184	0.315*	-0.062	0.786**	0.619**	0.357*	0.695**	0.292*	0.368**	1

注：*、**分别表示相关性达 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 显著水平。

绿色产业，协同推进土壤污染治理，土壤重金属含量呈现持续下降趋势，实现了环境质量改善与居民健康风险防控^[22]。本研究采用多种方法评估显示，研究区重金属生态风险整体处于较低水平，但局部样点存在重金属累积。

根据 GB 15618—2018《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》^[2]，研究区 50 个样点河道底泥中重金属含量均低于标准中碱性土壤污染风险管控值，其中仅各有 1 个样点的 As、Cd 和 Cu 含量略高于风险筛选值。而根据 GB 4284—2018《农用污泥污染物控制标准》^[3]，98% 的样点均达到农用污泥 A 级标准，全部样点均达到农用污泥 B 级标准，这表明研究区河道底泥可用于耕地、园地、牧草地。同样，内梅罗综合指数(NPI)与污染负荷指数(PLI)评价结果也表明，研究区河道底泥整体上处于无污染至轻度污染水平，且单因子污染指数进一步揭示了导致底泥污染的主要重金属及其空间异质性。地累积指数

(I_{geo})评价结果表明，有个别样点存在 Cd、Hg 和 Cu 轻度污染。前人研究也发现，长江中下游城市群土壤中有一定的 Cu 累积^[17]。上海市典型圩区底泥监测结果显示，Cu 易通过点源输入进入河道，因其迁移性较弱而易滞留于沉积物中，导致局部点位 Cu 含量异常升高^[23]。潜在生态风险指数评价结果显示，研究区底泥重金属整体污染程度偏低，其中个别样点 Hg 和 Cd 生态风险水平相对偏高，这可能主要与其毒性系数($T_r^{Cd}=30$ ， $T_r^{Hg}=40$)远高于其他元素($T_r=1\sim10$)有关。邓晓茜等^[24]对江苏东南部近岸海域沉积物的研究以及刘玮晶等^[25]对江苏省中部城镇河流底泥的调查分析，均发现 Cd 和 Hg 是主要污染因子。此外，Cd 可能通过地表径流进入水体，导致底泥 Cd 污染^[26]。刘强等^[27]对江苏南京沿江底泥 Cd 的生态风险评估表明，5% 的区域出现 Cd 轻微超标和累积，Cd 存在局部点位的累积，这与本研究仅个别样点超标的结果相似。对比分析显示，珠江三角洲^[28-29]的底泥 Hg 污染也具

有显著空间异质性。本研究发现,底泥重金属含量的变异系数为 0.20~4.00,进一步表明样点重金属的空间异质性显著,这与苏州老城区河道底泥重金属的空间分布特征相似^[30],可能源于研究区河网的分散性。此外,研究区河道底泥多种重金属含量呈显著或极显著相关(表 7)。有研究表明,元素同源或伴生的可能性越大,元素间关联性越强^[31]。因此,研究区重金属元素间可能还存在一定的同源伴生关系。

3.2 底泥肥力状况及其资源化利用

研究区河道底泥有机质及氮、磷、钾等养分含量均较高,对照第二次全国土壤普查养分分级标准^[21]可知,86%的样点有机质含量达Ⅱ级(丰富)水平,98%的样点有效磷含量达Ⅰ级(极丰富)水平,62%的样点速效钾达Ⅰ级(极丰富)水平(表 5、图 2)。养分含量丰富的底泥与其上覆水体互为养分物质的“源”与“汇”,这也是底泥多采用疏浚、异位处置的重要原因。受限于处置场地、技术和经费等,我国主要河湖底泥的清淤需求每年数百万立方米至数千万立方米。据报道,2024 年新一轮太湖清淤工程拟完成 800 多万立方米底泥的清淤。底泥处置工作复杂且繁重,而直接利用则可能对粮食安全^[32]和人体健康^[33]造成潜在风险。因此,应对底泥进行系统分析和评估,并依据结果分类分级,对含有的重金属等污染物进行稳定化处理,对养分等有益成分进行合理化利用,从而通过“无害化”与“稳定化”技术实现污染控制,推动底泥“资源化”利用和“减量化”处置,将底泥变废为宝。

本次调查结果显示,研究区河道底泥养分含量整体较高,重金属含量均低于国家相关标准中碱性土壤污染风险筛选值(表 6)。基于内梅罗综合污染指数与污染负荷指数的综合评估结果表明,该区域河道底泥整体处于无污染或轻度污染状态(图 3、图 4)。但地累积指数和潜在生态风险指数的单因素指标解析表明,该区域存在空间异质性污染特征,个别样点呈现 Cd、Cu 和 Hg 元素局部富集现象(图 5、图 6)。因此,研究区底泥总体符合相关底泥农用的国家标准,具备土地利用的潜力,但对于有一定污染的局部样点,仍需重点关注相关重金属的迁移与生物累积效应,可尝试通过物理、化学或生物等手段进行处理,并作筑基或建材^[7]等其他途径的资源化利用。

4 结论与建议

1) 研究区河道底泥呈弱碱性且养分含量较高,98%的样点有效磷与 62%的样点速效钾均达Ⅰ级

(极丰富)水平,86%的样点有机质含量达Ⅱ级(丰富)水平,具备农用资源化利用潜力。

2) 研究区各样点河道底泥重金属含量均低于国家相关标准中碱性土壤污染风险筛选值。基于内梅罗综合污染指数与污染负荷指数的综合评估结果表明,该区域河道底泥整体处于无污染或轻度污染状态;而地累积指数和潜在生态风险指数的单因素指标解析结果显示,该区域河道底泥存在空间异质性污染特征,个别样点呈现 Cd、Cu 和 Hg 元素局部富集现象,需重点关注其迁移与生物累积效应。

参考文献:

- [1] 李彪,华绍广,裴德健,等.河道底泥处置与资源化利用的研究进展[J].资源节约与环保,2023(1):131-134.
- [2] 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].北京:标准出版社,2018.
- [3] 国家市场监督管理总局,中国国家标准化管理委员会.农用污泥污染物控制标准:GB 4284—2018[S].北京:标准出版社,2018.
- [4] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会.城镇污水处理厂污泥处置 园林绿化用泥质:GB/T 23486—2009[S].北京:标准出版社,2009.
- [5] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会.城镇污水处理厂污泥处置 制砖用泥质:GB/T 25031—2010[S].北京:标准出版社,2010.
- [6] 高鹏,徐悦清,曹云,等.淤泥基免烧陶粒的制备及性能影响因素[J].硅酸盐通报,2021,40(3):889-899.
- [7] 何怀光,陈星佑,张聪,等.洞庭湖淤泥烧结轻质骨料制备驳岸砌块设计与配合比优化研究[J].水利与建筑工程学报,2022,20(2):153-157,162.
- [8] 薄录吉,王德建,冉景,等.苏南村镇河道疏浚底泥农用对水稻生长、产量及品质的影响[J].土壤,2014,46(4):644-650.
- [9] 胡如意,周佩佩,梅琨,等.清淤底泥资源化利用可行性研究——以浙江温瑞塘河为例[J].中国农村水利水电,2020(10):121-125,130.
- [10] Nemerow N L. Scientific stream pollution analysis[M]. Washington, New York: Scripta Book Co., McGraw-Hill, 1974.
- [11] Tomlinson D L, Wilson J G, Harris C R, et al. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index[J]. Helgoländer Meeresuntersuchungen, 1980, 33(1): 566-575.
- [12] Müller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine river[J]. GeoJournal, 1969, 2(3): 108-118.
- [13] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [14] 梁宗正,胡碧峰,谢模典,等.长江经济带土壤重金属污染分布特征及影响因素[J].经济地理,2023,43(9):

- 148–159, 171.
- [15] 苏州市人民政府. 苏州“治太”, 交出亮眼成绩单[N]. 苏州日报, (2025-01-24)
- [16] 白莉萍, 徐国庆. 污泥生物质炭对杨树人工林土壤环境质量的影响[J]. 土壤, 2024, 56(2): 433–438.
- [17] 刘玮晶, 许伟伟, 任静华, 等. 长三角城市群典型区土壤重金属时空变异及源解析[J]. 环境工程学报, 2025, 19(2): 414–425.
- [18] Chen Y L, Tan Y, Feng Y Y, et al. Selected legacy and emerging organic contaminants in sediments of China's Yangtze—the world's third longest river: Response to anthropogenic activities[J]. Environmental Pollution, 2024, 346: 123608.
- [19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [20] 程志中, 谢学锦, 潘含江, 等. 中国南方地区水系沉积物中元素丰度[J]. 地学前缘, 2011, 18(5): 289–295.
- [21] 全国土壤普查办公室. 全国第二次土壤普查养分分级标准. 中国土壤[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [22] She S F, Hu B F, Zhang X L, et al. Current status and temporal trend of potentially toxic elements pollution in agricultural soil in the Yangtze River Delta Region: A meta-analysis[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2021, 18(3): 1033.
- [23] 刘逸竹. 上海市典型圩区底泥重金属污染风险与空间特征[J]. 中国农业信息, 2021, 33(6): 34–43.
- [24] 邓晓茜, 毛龙江, 彭模, 等. 江苏如东近岸海域沉积物重金属污染特征与来源研究[J]. 湿地科学, 2025, 23(1): 48–58.
- [25] 刘玮晶, 黄顺生, 金洋, 等. 江苏省中部城镇河流底泥重金属污染评价及来源分析[J]. 水资源与水工程学报, 2021, 32(2): 97–102.
- [26] 米雅竹, 梁家妮, 周俊, 等. 典型冶炼厂大气沉降区农田耕层土壤重金属(Cd、Cu、Pb)输入输出平衡研究[J]. 土壤学报, 2024, 61(5): 1339–1348.
- [27] 刘强, 胡建, 宫少军, 等. 江苏南京沿江地区土壤-底泥重金属 Cd 富集特征及风险评价[J]. 地质通报, 2024, 43(5): 756–765.
- [28] 孙阔凯, 侯青叶, 杨忠芳, 等. 珠江三角洲水系沉积物重金属元素分布特征及风险评价[J]. 生态学杂志, 2025, 44(1): 175–184.
- [29] Yu X J, Li H X, Pan K, et al. Mercury distribution, speciation and bioavailability in sediments from the Pearl River Estuary, Southern China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2012, 64(8): 1699–1704.
- [30] 白冬锐, 张涛, 包峻松, 等. 苏州古城区域河道底泥的重金属污染分布及生态风险评价[J]. 环境科学, 2021, 42(7): 3206–3214.
- [31] 姚世厅, 农冬灵, 赵峰华. 多元统计学理论在矿区土壤重金属溯源分析中的应用[J]. 中国资源综合利用, 2018, 36(9): 152–155, 158.
- [32] 余琼阳, 李婉怡, 张宁, 等. 农田土壤重金属污染现状与安全利用技术研究进展[J]. 土壤, 2024, 56(2): 229–241.
- [33] 龙新宪, 刘文晶, 仇荣亮. 中国农田土壤重金属污染的人体健康风险评估: 研究进展与展望[J]. 土壤学报, 2024, 61(5): 1188–1200.

(责任编辑: 于 飞)