京杭大运河江南城镇段表层沉积物重金属 富集水平及潜在生态风险评价*

余广彬^{1,2} 刘 义^{1,2} 俞 慎^{1**} 李桂林¹

(1. 中国科学院城市环境研究所,中国科学院城市环境与健康重点实验室,厦门,361021; 2. 中国科学院研究生院,北京,100049)

摘 要 以京杭大运河9个江南城镇段表层沉积物为研究对象,研究具城镇源特征的重金属(Cu、Pb、Zn、Cd和Cr)在表层沉积物中的富集水平及其潜在生态风险.结果表明,Cu、Pb、Zn和Cd在大运河城镇段表层沉积物中显著富集,分别为所属长江沉积物相应背景值的1.2—6.4、1.8—5.8、2.6—18.7和7.1—22.7倍,Cr与背景值接近,属轻微富集.潜在生态风险评价进一步表明,城镇段大运河表层沉积物重金属(Cu、Pb、Zn、Cd和Cr)含量已达到"强"富集水平,属污染水平,其中Cd的生态风险指数最高.根据国家土壤环境质量标准(GB15618—1995),城镇段大运河表层沉积物的传统农田堆肥可能存在生态风险.表层沉积物重金属富集水平对大运河水环境质量、农业生产和生态环境健康已构成威胁,必要的环境保护和管理措施迫在眉睫,尤其是对Cd污染的修复.

关键词 表层沉积物,重金属,富集水平,潜在生态危害指数,京杭大运河江南城镇段.

沉积物是环境污染物的天然汇^[1-2],受污染表层沉积物中的重金属也可通过各种方式进入水体^[3-5],导致水环境质量退化^[6],并通过食物链威胁人类健康^[7-9].已有相关研究报道人类活动,尤其在人口密集的城镇,与沉积物重金属的富集水平密切关联^[10].但城市化对流域或水体沉积物重金属富集及其生态风险效应的研究尚未系统开展.

京杭大运河江南段(江南运河)地处太湖流域,是长江三角洲地区重要的运输航道,其沿岸城镇人口约1.3千万,并作为沿线约94万公顷农田的灌溉水源.沿岸农村有用河泥作为农业堆肥、改良土壤的传统,并有食用鱼、螺等大运河水产品的习惯.近年,伴随着快速的城市化和经济的高速发展,大运河成为沿岸城镇的排污水道,大量含有污染物(氮磷和重金属)的污水未经处理排入运河水体,导致其水环境质量不断恶化^[11].因此,对京杭大运河表层沉积物的重金属富集研究具有十分重要的社会意义,但至今对其重金属的潜在生态风险研究很少^[12-14].朱广伟等^[12]、匡俊和顾凤祥^[13]及戴秀丽等^[14]分别发现杭州、苏州和无锡城市段表层沉积物重金属污染状况已经相当严重,其中 Cu、Zn 和 Cd 为主要的污染金属.但上述研究大多基于全量与地质背景值的变动情况阐述重金属的富集水平,缺乏基于毒性响应和复合污染的生态风险评价;研究尺度也仅局限于单一城市段,并未对作为整体的京杭大运河江南段进行系统的研究.因此,开展京杭大运河江南城镇段表层沉积物重金属富集水平和潜在生态风险的研究,具有重要的现实意义.

本研究以京杭大运河9个江南城镇段为研究对象,研究表层沉积物中具有城市污染特征的重金属 (Cu、Pb、Zn、Cd和Cr)富集状况,采用潜在生态风险指数评价其重金属富集水平和特征以及潜在生态风 险,以期为大运河城镇段水质管理和环境保护提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 样品采集与前处理

选取京杭大运河江南段沿岸9个城镇段,包括3个乡镇(平望、石门和崇福),2个县级市(丹阳和吴

²⁰¹¹年2月28日收稿.

^{*}国家自然科学基金面上项目(40871244)和中国科学院"百人计划"项目(A0815)资助.

^{* *} 通讯联系人, Tel:0592-6190778; E-mail: syu@iue.ac. cn

江),3个地级市(常州、无锡和苏州)和1个省会城市(杭州),并在丹阳所辖的乡村区域选取一段农田 作为参照.在每个采样段每隔500m设定一个采样点,为保证样品对采样段的代表性,在每个采样段至 少采集4个表层沉积物样品,总计采集87个样品.各样段样品采集信息,见表1.

用彼得逊(Peterson)采泥器采集河床表层沉积物,将所采集的表层沉积物装入聚乙烯自封袋内,密封、标记,放入车载冰箱内-10℃冷冻保存;同时用 GPS 定位采样点经纬度.表层沉积物样品经真空冷冻干燥机(FD-1C-50,北京博医康实验仪器有限公司)干燥后,在玛瑙研钵内将表层沉积物样品磨细,并过 100 目尼龙筛,用于重金属含量的测定.

| | | Table 1 | 1 Basic information of each sampling section of the Grand Canal, China | | | | | |
|-----|------|---------|--|------|-----|--|--|--|
| 采样段 | 类型 | | 经纬度 | 水深/m | 样点数 | | | |
| 农田 | 农田 | | N31°58′43.26″E119°35′31.32″—N31°58′15.42″E119°36′18.18″ | | 4 | | | |
| 平望 | 乡镇 | | N30°58′07. 86″E120°37′30. 72″—N30°59′38. 40″E120°37′37. 44″ | | 4 | | | |
| 石门 | 乡镇 | | N30°37′45.24″E120°27′08.76″—N30°37′18.48″E120°25′51.00″ | | 4 | | | |
| 崇福 | 乡镇 | | N30°32′22.92″E120°25′51.00″—N30°31′21.60″E120°25′52.92″ | | 5 | | | |
| 丹阳 | 县级市 | | N32°00′51.18″E119°34′29.52″—N31°59′29.58″E119°35′04.20″ | 2—3 | 5 | | | |
| 吴江 | 县级市 | | N31°09'42. 42″E120°39'13. 62″—N31°11'29. 40″E120°39'40. 14″ | | 7 | | | |
| 常州 | 地级市 | | N31°47′29.70″E119°56′54.96″—N31°45′55.74″E119°58′49.86″ | | 11 | | | |
| 无锡 | 地级市 | | N31°35′34. 32″E120°16′38. 52″—N31°31′59. 04″E120°19′14. 34″ | | 17 | | | |
| 苏州 | 地级市 | | N31°15′43.44″E120°37′27.42″—N31°18′46.26″E120°33′40.38″ | | 16 | | | |
| 杭州 | 省会城市 | i | N30°19′12. 80″E120°08′04. 30″—N30°16′52. 20″E120°12′30. 93″ | | 14 | | | |

表1 京杭大运河江南采样段基本信息

1.2 重金属含量测定

准确称取 1.0 g 沉积物样品(过 100 目筛),用浓硝酸(国药,优级纯)和浓高氯酸(国药,优级纯)消 解,具体消解步骤参照文献[15].消解液经定容后过 0.45 µm 滤膜,滤液收集于聚乙烯瓶中,4 ℃冷藏保 存,待测.淡水沉积物标准样(GBW-07317,地球物理地球化学勘查研究所)用于质量控制,经同步消解, 与样品消解液一起测定.

消解液重金属浓度采用原子吸收光谱仪(Solaar M6, GF95 graphite furnace, Zeeman background correction, Thermo Electron Corp., Waltham, MA, USA)测定,其中,Cu和Zn采用火焰光度法测定,Pb、Cd和Cr采用石墨炉法测定.同时,每20个样品插入检查标准样(国家标准物质研究中心).本研究标准曲线拟合度均大于95%,淡水沉积物标准样品(GBW-07317,地球物理地球化学勘查研究所)重金属回收率分别为Cu:88.4%、Pb:104.8%、Zn:87.4%、Cd:86.9%和Cr:85.2%.所有平行样品间标准偏差均小于5%.本研究所有样品的测定工作均在中国科学院城市环境研究所城市生态健康与环境安全研究中心完成.

1.3 潜在生态风险指数

潜在生态风险指数(Potential ecological risk index)是广泛应用于污染物生态风险评价的方法之 一^[16-20].该指数包括单一污染物富集指数 Cⁱ_t、污染物复合污染指数 C_H、生物毒性以及指数灵敏度等复合 单元,可定量评价某一特定环境中的每种污染物的累积水平以及多种污染物的复合效应. 潜在生态风险 指数计算公式如下^[21]:

$$C_{\rm f}^i = C_i / B_i \tag{1}$$

$$C_{\rm H} = \sum_{i=1}^{m} C_{\rm f}^i \tag{2}$$

$$E_{\rm r}^i = T_{\rm r}^i \times C_{\rm f}^i \tag{3}$$

$$RI = \sum_{i=1}^{m} E_r^i$$
(4)

式中, C_i 为污染物 i 在沉积物中的含量; B_i 为污染物 i 的背景值,为了更好地反映京杭大运河江南城镇段 表层沉积物重金属污染状况,本研究将长江沉积物背景值被作为参比值^[22]; T_i 为毒性响应系数,Cu、Pb、 Zn、Cd和Cr的毒性响应系数分别为5、5、1、30和2^[21]; C_{f} 为污染物*i*的富集指数,即沉积物中单一污染物*i*的富集水平; C_{H} 为复合污染指数,即沉积物中多个污染物的综合富集水平; E_{i} 为生态风险因子,即单个污染物*i*的生态风险程度;RI为生态风险指数,表征沉积物污染物的潜在生态风险程度.依据参考文献[23],将Cu、Pb、Zn、Cd和Cr的潜在生态风险指数等级划分列于表2.

| | | | | 1 | | | |
|--------------|----|------------|----|---------|----|---------|----|
| $C^i_{ m f}$ | | $C_{ m H}$ | | E^i_r | | RI | |
| 区间 | 等级 | 区间 | 等级 | 区间 | 等级 | 区间 | 等级 |
| < 1 | 轻微 | < 5 | 轻微 | < 30 | 轻微 | < 110 | 轻微 |
| 1—3 | 中等 | 5—10 | 中等 | 30—60 | 中等 | 110—220 | 中等 |
| 3—6 | 强 | 10—20 | 强 | 60—120 | 强 | 220—440 | 强 |
| 6 ≤ | 很强 | ≥ 20 | 很强 | 120—240 | 很强 | ≥ 440 | 很强 |
| | | | | ≥ 240 | 极强 | | |

表 2 修正的潜在生态风险指数评价等级划分 Table 2 Classification of modified potential ecological risk index

1.4 数据分析与统计

不同城镇段间各重金属富集水平和潜在生态风险指数差异采用单因素方差分析(One-way ANOVA)进行统计分析,相关统计分析由 SPSS(Ver.13.0)软件完成.

2 结果与讨论

2.1 各城镇段大运河表层沉积物重金属富集和复合污染水平

京杭大运河江南城镇段表层沉积物重金属的平均含量大致以 Cu、Pb 和 Zn 为主, Cr 和 Cd 含量较低 (表3),但是各重金属的富集水平(C_{f}^{i})则为Cd > Cu ≈ Pb ≈ Zn > Cr (图1),Cu \Pb \Zn 和 Cd 分别为 长江沉积物相应背景值的1.2—6.4、1.8—5.8、2.6—18.7 和7.1—22.7 倍. 所有城镇段大运河表层沉 积物的 Cu、Pb、Zn 和 Cd 都呈"中等"及以上富集水平,其中 Cd 的富集水平最高(Cf平均值大于 6),Cu、 Zn 和 Cd 的富集程度与其他学者在运河杭州^[12]、苏州^[13]和无锡^[14]城市段的研究结果基本一致,这表明 Cu、Zn和Cd存在较普遍的富集现象.不同城镇段中以崇福镇段表层沉积物Pb、Zn和Cr富集水平最高 (P<0.05),石门镇段表层沉积物 Cr为"中等"富集(图1).这可能与崇福镇和石门镇当地传统制革业 有关,Cr 经污水排放和大气沉降进入运河.同时,江南城镇段大运河表层沉积物重金属含量均显著高于 中国大陆沉积物背景值^[24],其中 Cd 的平均含量为背景值的 10—34 倍、Cu 为背景值的 1—7 倍、Pb 为背 景值的 1.5-5 倍、Zn 为背景值的 3-21 倍, Cr 含量除在崇福镇段和石门镇段外与中国大陆沉积物背景 值较为接近. 可见,Cu、Pb、Zn 和 Cd 在研究河段具有普遍的富集现象,这与已有的研究结果相吻合^[12]. 总体上,江南城镇段大运河表层沉积物 Cu、Pb、Zn 和 Cr 含量显著高于农田段(P<0.05),具有明显的城 镇源特征.但杭州段表层沉积物重金属含量与农田段较为接近,这可能与其完善的截污减排和定期清淤 措施有关^[12].同时,由于大运河水体由当地水网支持,水体交换能力较差,导致大运河表层沉积物重金 属含量高于我国其它主要河流沉积物(表3),如长江潮间带^[25]、黄河兰州段^[26-27]和珠江香港段^[28].此 外,调查的9个江南城镇段大运河表层沉积物 Zn 和 Cd 含量均高于我国土壤环境质量二级标准值 (GB15618—1995,表3),使得沿岸传统的沉积物堆肥改良土壤的农事操作可能导致重金属污染的风险.

重金属复合污染指数(*C*_H)表明大运河城镇段表层沉积物受 Cu、Pb、Zn、Cd 和 Cr 的污染十分严重, 所有城镇段均达到或者超过"强"污染水平(*C*_H > 10),其中石门镇、崇福镇、丹阳市、吴江市和常州市等 城镇段超过了"很强"污染水平(*C*_H > 20)(图1).并且,农田段和苏州市段大运河表层沉积物重金属复 合污染指数已接近"很强"污染水平,这主要是由于 Cd 富集的贡献,达到重金属复合污染指数的 24%— 69%(图1).大运河农田段表层沉积物 Cd 富集水平高,可能来源于沿岸农业活动的农药和肥料的使用. 因此,作为研究河段目前主要的环境风险因子,Cd 对大运河江南段生态环境健康状况的影响已不容 忽视. 表3 大运河江南城镇段表层沉积物重金属全量(Mean ± SD, mg·kg⁻¹)

| Table 3 Total contents | s of selected heavy | metals in surface s | ediments from urban s | ections of the Gra | nd Canal, China |
|-------------------------------|---------------------|---------------------|-----------------------|--------------------|-------------------|
| 采样段 | Cu | Pb | Zn | Cd | Cr |
| 农田 | 34.2 ± 3.6 | 38.3 ±8.4 | 192.7 ± 20.1 | 2.1 ± 0.4 | 23.2 ±4.9 |
| 平望 | 26.0 ± 14.5 | 50.5 ± 11.5 | 300.8 ± 165.6 | 1.1 ± 0.4 | 45.4 ± 27.6 |
| 石门 | 77.4 ± 4.5 | 92.1 ± 37.0 | 255.6 ± 21.7 | 1.9 ± 1.1 | 98.6 ± 55.4 |
| 崇福 | 87.7±11.7 | 125.2 ± 8.9 | 1372.9 ± 209.2 | 1.9 ± 0.6 | 559.3 ± 249.6 |
| 丹阳 | 51.7 ± 7.6 | 59.4 ± 9.5 | 309.5 ± 57.1 | 3.4 ± 0.7 | 30.8 ± 7.0 |
| 吴江 | 125.5 ± 38.2 | 71.6 ± 4.1 | 301.2 ± 64.0 | 1.4 ± 0.4 | 48.6 ± 7.1 |
| 常州 | 137.4 ± 47.6 | 79.0 ± 19.8 | 300.9 ± 46.4 | 3.2 ± 0.9 | 54.2 ± 14.6 |
| 无锡 | 43.3 ± 20.6 | 87.0 ± 47.4 | 224.6 ± 117.9 | 1.1 ± 0.6 | 49.1 ± 15.3 |
| 苏州 | 58.8 ± 19.6 | 88.3 ±45.6 | 298.2 ± 80.0 | 1.3 ± 0.3 | 46.9 ± 12.1 |
| 杭州 | 38.3 ± 14.8 | 62.9 ± 16.2 | 213.1 ± 67.3 | 1.2 ± 0.8 | 32.5 ± 7.0 |
| 长江(潮间带) ^[25] | 30.7 | 27.3 | 94.3 | 0.26 | 78.9 |
| 黄河(兰州段) ^[26-27] | 17.5 | 32.2 | 74.8 | 0.48 | 52.4 |
| 珠江(香港段) ^[28] | 8.7—140 | 48—139 | 46.4—533 | 1.2-2.7 | 1.9-46.1 |
| 长江沉积物背景值[22] | 21.5 | 21.4 | 73.6 | 0.15 | 52.3 |
| 中国大陆沉积物背景值[24] | 20 | 25 | 66 | 0.1 | 70 |
| 土壤环境质量二级标准值 (GB15618—1995) | 100 | 350 | 300 | 0.6 | 350 |





Fig.1 Enrichment index $(C_{\rm f}^i)$, integrated pollution index $(C_{\rm H})$, ecological risk factor (E_r^i) , and ecological risk index (RI) of the heavy metals in surface sediments from the investigated urban sections of the Grand Canal, China (Mean ± SE)

2.2 城镇段大运河表层沉积物重金属潜在生态风险

沉积物重金属生态风险因子(E_r^i)再次表明 Cd 是江南各城镇段大运河表层沉积物的主要生态风险 因子($E_r^i > 120$,图1),而 Pb、Cu、Zn 和 Cr 的生态风险没有显著差异(E_r^i 基本在 30 以下,图1). Cd 在平 望镇、无锡市和杭州市段表层沉积物中的生态危害程度达到"很强"水平,而其它城镇和农田段 Cd 的生态危害程度达到"极强"水平($E_r^i > 240$). Cd 的高生态风险源于其在城镇段大运河表层沉积物中富集水平较高,并且其生态毒性响应系数在 5 种重金属中最高. Cu、Pb、Zn 和 Cr 的生态风险因子相对较低($E_r^i < 30$),为"轻微"生态风险程度.

与复合污染指数($C_{\rm H}$)相似,城镇段大运河表层沉积物重金属的生态风险指数均达到"强"生态风险程度(RI>220,图1),这同样是由于 Cd 的高生态风险因子($E_{\rm r}^i$)所致,其 $E_{\rm r}^i$ 大于 210(图1),再次表明 京杭大运河江南段城镇表层沉积物 Cd 的潜在生态风险很高并且具普遍性.这与其他学者在杭州段和苏 州段的类似研究结果一致^[12,13].并且 Cd 属于 IA 级致癌物^[29],在饮用水中含量超标可引发"骨痛 病"^[30].因此,本研究建议 Cd 应该作为京杭大运河表层沉积物重金属污染的优先控制因子,应采取有效 措施减少和防止其对人类健康的潜在风险.

3 结论

通过对京杭大运河江南9个城镇段表层沉积物重金属污染现状的系统研究发现,Cu、Pb、Zn、Cd在 沉积物中显著富集,而Cr轻微富集,城镇段Cu、Pb、Zn和Cr显著高于农田段,具有显著的城镇源特征. 除丹阳和常州外,城镇段的Cd均低于农田段.沉积物潜在生态风险指数法表明,Cd是江南城镇段大运 河表层沉积物重金属污染的优先控制因子,不但富集水平高,而且其潜在的生态风险极高.对大运河沉 积物Cd污染的防治和减少其对水体二次污染风险需要采取积极措施.同时,Cu、Pb和Zn在表层沉积物 中有较高的富集,但其潜在生态风险相对较低.此外,城市化过程对重金属在大运河城镇段表层沉积物 重金属污染和潜在生态风险的贡献不明确.

参考文献

- [1] Ghrefat H, Yusuf N. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan [J]. Chemosphere, 2006,65(11):2114-2121
- [2] Rentz R, Widerlund A, Viklander M, et al. Impact of urban storm water on sediment quality in an enclosed bay of the Lule River, northern Sweden[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2009, 73 (13): A1090
- [3] 俞慎,历红波. 沉积物再悬浮-重金属释放机制研究进展[J]. 生态环境学报,2010,19(7):1724-1731
- [4] Loska K, Wiechua D, Korus I. Metal contamination of farming soils affected by industry [J]. Environment International, 2004, 30(2):159-165
- [5] Rodríguez-Obeso O, Alvarez-Guerra M, Andrés A, et al. Monitoring and managing sediment quality and impact assessment in Spain in the past 10 years [J]. Trends in Analytical Chemistry, 2007, 26(3):252-260
- [6] Caeiro S, Costa M H, DelValls A, et al. Ecological risk assessment of sediment management areas: application to Sado Estuary, Portugal [J]. Ecotoxicology, 2009, 18(8):1165-1175
- [7] Lienesch L, Dumont J, Bantle J. The effect of cadmium on oogenesis in Xenopus laevis[J]. Chemosphere, 2000, 41:1651-1658
- [8] Rossman T, Molina M, Meyer L, et al. Performance of 133 compounds in the lambda prophage induction endpoint of the Microscreen assay and a comparison with S. typhimurium mutagenicity and rodent carcinogenicity assays [J]. Mutation Research/Genetic Toxicology, 1991, 260(4):349-367
- [9] Wong P. Mutagenicity of heavy metals [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1988, 40:597-603
- [10] Shi G, Chen Z, Bi C, et al. Comprehensive assessment of toxic metals in urban and suburban street deposited sediments (SDSs) in the biggest metropolitan area of China[J]. Environmental Pollution, 2010, 158:694-703
- [11] Wang X, Han J, Xu L, et al. Effects of anthropogenic activities on chemical contamination within the Grand Canal, China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2010, DOI:10.1007/s10661-010-1623-0
- [12] 朱广伟,王凤平,陈英旭,等. 运河(杭州段)沉积物中重金属分布特征及变化[J]. 中国环境科学,2001,21(1):65-69
- [13] 匡俊,顾凤祥. 京杭运河苏州段沉积物重金属污染现状及评价[J]. 海洋地质动态, 2008, 24(9):8-12
- [14] 戴秀丽,戚文炜,过伟.京杭大运河(无锡段)及其支流沉积物中重金属污染现状及分布特征[J].青海环境,2002,12(4):139-143
- [15] Li X D, Lee S L, Wong S C, et al. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach [J]. Environmental Pollution, 2004, 129:113-124
- [16] 马德毅,王菊英.中国主要河口沉积物污染及潜在生态风险评价[J].中国环境科学,2003,23(5):521-525
- [17] 乔胜英,蒋敬业,向武,等. 武汉地区湖泊沉积物重金属的分布及潜在生态效应评价[J]. 长江流域资源与环境,2005,14(3): 353-357

- [18] 于瑞莲,胡恭任,栖红璐,等.泉州市不同功能区大气沉降重金属污染及生态风险评价[J].环境化学,2010,29(6):1086-1090
- [19] Zhang F Y, Yan B X, Lu Y Z, et al. Distribution and potential ecological risk of Pb, As, Cr in Songhua River sediments [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(2):726-730
- [20] Hu J W, Liu F, Huang X F, et al. Potential ecological risk assessment of heavy metals in sediments from Hongfeng Lake, China [J]. Advanced Materials Research, 2010, 113/114:1591-1596
- [21] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach [J]. Water Research, 1980, 14 (8): 975-1001
- [22] Guo Z, Song J, Xiao X, et al. Spatial distribution and environmental characterization of sediment-associated metals from middle-downstream of Xiangjiang River, southern China[J]. Journal of Central South University of Technology, 2010, 17(1):68-78
- [23] 胡三邦.环境风险评价[M].北京:中国环境科学出版社,2000
- [24] 赵一阳,鄢明才.中国浅海沉积物地球化学[M].北京:科学出版社,1994
- [25] Zhang W, Feng H, Chang J, et al. Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: An assessment from different indexes[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(5):1533-1543
- [26] Feng J, Wang G, Sun J, et al. Metals in water and surface sediments from Henan reaches of the Yellow River, China [J]. Science China, 2010,53(5):1217-1224
- [27] Wang Y, Chen P, Cui R, et al. Heavy metal concentrations in water, sediment, and tissues of two fish species (*Triplohysa pappenheimi*, *Gobio hwanghensis*) from the Lanzhou section of the Yellow River, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2010, 165:97-102
- [28] Cheung K C, Poon B H T, Lan C Y, et al. Assessment of metal and nutrient concentrations in river water and sediment collected from the cities in the Pearl River Delta, South China[J]. Chemosphere, 2003, 52(9):1431-1440
- [29] 黄宝圣. 镉的生物毒性及其防治策略[J]. 生物学通报, 2005, 40(11): 26-28
- [30] 夏运生,王凯荣,张格丽.土壤镉生物毒性的影响因素研究进展[J].农业环境保护,2002,21(3);272-275

ENRICHMENT AND POTENTIAL ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF HEAVY METALS IN SURFACE SEDIMENT FROM URBAN SECTIONS ALONG THE GRAND CANAL OF CHINA

YU Guangbin^{1,2} LIU Yi^{1,2} YU Shen¹ LI Guilin¹

Key Lab of Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Sciences, Xiamen, 361021, China;
 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049, China)

ABSTRACT

Enrichment levels of urban derived heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd, and Cr) and their potential ecological risks were investigated in surface sediments from 9 urban sections along the Grand Canal. Results indicated that Cu, Cd, Pb, and Zn were heavily enriched in the urban section sediments. Their concentrations were 1. 2—6. 4 (Cu), 1.8—5.8 (Pb), 2.6—18.7 (Zn) and 7.1—22.7 (Cd) times the background values of the surface sediment in the Yangtze River Delta, respectively. The potential ecological risk assessment pointed out that the enrichment levels of selected heavy metals reached the "highly polluted" level in the urban surface sediments, and Cd had the greatest potential ecological risk. Following the National Soil Environmental Quality Guidelines (GB15618—1995), the traditional agricultural use of surface sediments as manure would cause secondary pollution risk by heavy metals. In short, the enrichment of heavy metals in urban sediments resulted in threats to water quality, agricultural production, and ecosystem health in the regions of the Grand Canal. Environmental protection measures and proper management should be taken for the Grand Canal.

Keywords: surface sediment, heavy metal, enrichment level, potential ecological risk index, urban sections of the Grand Canal.