

赵志忠,叶心媛,朱敏捷,等.海口市美舍河城区段沉积物中重金属的分布特征及其污染评价[J].江苏农业科学,2014,42(4):303-307.

海口市美舍河城区段沉积物中重金属的分布特征及其污染评价

赵志忠,叶心媛,朱敏捷,何雨琪,王雅昕

(海南师范大学地理与旅游学院,海南海口 570100)

摘要:选择海口市美舍河城区段的 11 个沉积物样本进行分析,结果表明:沉积物中的重金属元素 Cr、Ni、As、Cd 的含量较高,城区居民的生产、生活可能导致 Cr、Ni、Cd、Cu、Zn 在河流沉积物中发生叠加富集,而 As 与城区周边地区农业活动密切相关。通过利用 Hakanson 的潜在风险指数法进行美舍河河底沉积物重金属综合污染的研究,结果表明:该研究区主要重金属污染因子是 Cr,重金属影响因子的顺序由大到小为 $Cr > As > Cd > Ni > Pb > Cu > Zn$;各种重金属潜在生态危害系数由大到小为 $Cd > As > Cr > Ni > Pb > Cu > Zn$;该研究区潜在生态风险指数平均为 51.04,属于轻微生态危害。

关键词:美舍河;沉积物;重金属元素;污染评价

中图分类号:X522 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2014)04-0303-05

近年来,由于城市化进程加快和人类活动加剧,城市工业废水、生活污水大量排入河流,并导致河流沉积物中发生重金属元素积累。现在,国内部分河流沉积物重金属污染越来越严重,并通过食物链成为威胁人类健康的重要环境问题之一^[1-6]。已有研究表明,重金属元素是自然条件下不能被降解而成为水系统中最持久的污染物之一^[7],只有极少部分重金属元素可以以溶解态停留在水体中,大部分重金属元素会

通过吸附和积聚以残渣态等其他形态长期贮存在底部沉积物中^[8],而一旦河流沉积物发生重金属污染,就会对水生生物产生长期而严重的危害^[9]。正因为如此,城市河流沉积物重金属污染已成为人们普遍关注的焦点^[10-14]。

本研究选择的美舍河为贯穿海口市的一条外流河,该河流从沙坡水库流经城区而入海,是海口市内流域面积最大、流经途径最长、与居民生活最密切的一条河流。近 20 年来,由于海口市城市化进程加快,而城市基础设置建设滞后,城市居民生活污水、城市垃圾无序排放,使美舍河成为了一条名副其实的“臭水沟”,虽经多次整治与清淤工作,但效果并不明显,其环境污染严重影响了周围居民的生产和生活以及海口市的城市形象。本研究探讨美舍河海口市城区段沉积物中重

收稿日期:2013-08-09

基金项目:国家自然科学基金(编号:41261062);海南省重点科技计划(编号:ZDXM20130021);海南省地理学重点(培育)学科项目。

作者简介:赵志忠(1965—),男,湖南邵东人,博士,教授,主要研究自然地理学。E-mail:zhizhong@hainnu.edu.cn。

明,13 个菌株均能在较高浓度的砷培养液中生存,主要通过还原砷达到对砷的高抗性作用,其中,菌株 SM-T1 对 As(III) 和 As(V) 的抗性分别达到了 60 mmol/L 和 100 mmol/L。

对典型抗性菌株 SM-T1 研究表明,菌株 SM-T1 能在 pH 值 5.0~9.0、温度 15~35℃ 范围内生长,最适生长 pH 值为 7.0~8.0、最适生长温度为 20℃。在砷浓度未达到致死浓度时,砷浓度对 SM-T1 生长影响较大,对其最终的生长状况影响较小,细菌可以进行正常旺盛的细胞分裂。这为进一步利用砷抗性菌开展含砷环境的生物修复奠定了良好基础。

参考文献:

- [1] Cullen W R, Reimer K J. Arsenic speciation in the environment[J]. Chemical Review, 1989, 89(4): 713-764.
- [2] Chen M, Ma L Q, Harris W G. Arsenic concentrations in florida surface soils: influence of soil type and properties[J]. Soil Sci Soc J, 2002, 66: 632-640.
- [3] 王薇,徐炎华. 水体中砷污染和治理概况[J]. 微量元素与健康研究, 2005, 22(5): 59-61.
- [4] Gomez-Caminero A, Howe P, Hughes M, et al. Environmental health

criteria 224 arsenic and arsenic compounds [R]. Geneva: World Health Organization, 2001.

- [5] Turpeinen R, Panssar-Kallio M, Häggblom M, et al. Influence of microbes on the mobilization, toxicity and biomethylation of arsenic in soil[J]. Science of the Total Environment, 1999, 236(1/3): 173-180.
- [6] Silver S, Phung L T. Genes and enzymes involved in bacterial oxidation and reduction of inorganic arsenic[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, 71(2): 599-608.
- [7] Kashyap D R, Botero L M, Franck W L, et al. Complex regulation of arsenite oxidation in *Agrobacterium tumefaciens*[J]. Journal of Bacteriology, 2006, 188(3): 1081-1088.
- [8] Han F X, Su Y, Monts D L, et al. Assessment of global industrial-age anthropogenic arsenic contamination[J]. Naturwissenschaften, 2003, 90(9): 395-401.
- [9] 孙青,邢辉,何斌,等. 安徽铜陵狮子山硫化物矿山酸矿水中微生物功能群的研究[J]. 岩石矿物学杂志, 2009, 28(6): 547-552.
- [10] 东秀珠,蔡妙英. 常见细菌系统鉴定手册[M]. 北京:科学出版社, 2001: 370-398.

金属的组成特征、变化规律及形成原因,并探讨城市居民的生产污水、生活污水及生活垃圾的排放对美舍河沉积物重金属污染的影响,在此基础上,对现阶段城区河段沉积物中的污染情况进行科学评价,为该区域开展河流环境治理提供科学依据^[15-16]。

1 研究区概况

美舍河是纵贯海口市南北的一条主要河流,也被称为府城地区的母亲河。美舍河地处低纬度热带北缘,其所在区域具有热带海洋性季风气候,流域内年均气温为 23.8℃,年均降水量为 1 684 mm,4—10 月为丰水期,河流流量较大。

美舍河发源于海口市南部羊山地区,呈圆弧状流经永兴、城西、府城、白龙等 4 个乡镇及街道,在和平北路桥东侧流入海甸溪,最终从新港码头归入琼州海峡,其城区段全长 23.86 km,流域面积为 50.16 km²,是海口市生态环境建设的重要组成部分。

近年来,由于海口城市化进程加快,城市污水处理及排污措施力度不够,导致城市生活污水及部分工厂生产废水大量排入美舍河下游,在河流周边到处可见排污口,反映出河流受附近居民生产和生活的影响较大,河流水质一直在 IV ~ V 级之间。所以对美舍河的治理也成为海口市城市建设的重要内容之一。

2 样品采集及研究方法

本研究主要选择海口市美舍河城区段河底沉积物进行研究,并在不同区段进行采样分析。采样时间为 2012 年 11 月,共采集 11 个样品(各样品点分布如图 1 所示),11 个样点沿河段均匀分布,可信度较好。在室内又将采到的河底沉积物样品经自然晾干及烘干→人工压碎→砾石及动植物残体剔除→混匀碾磨→过筛(150 目)等步骤处理,选取 0.1 g 用于 Cr、Ni、Cu、As、Cd、Pb 等 6 种重金属并测定含量。沉积物重金属元素成分采用 ICP-MS 方法进行分析测定。

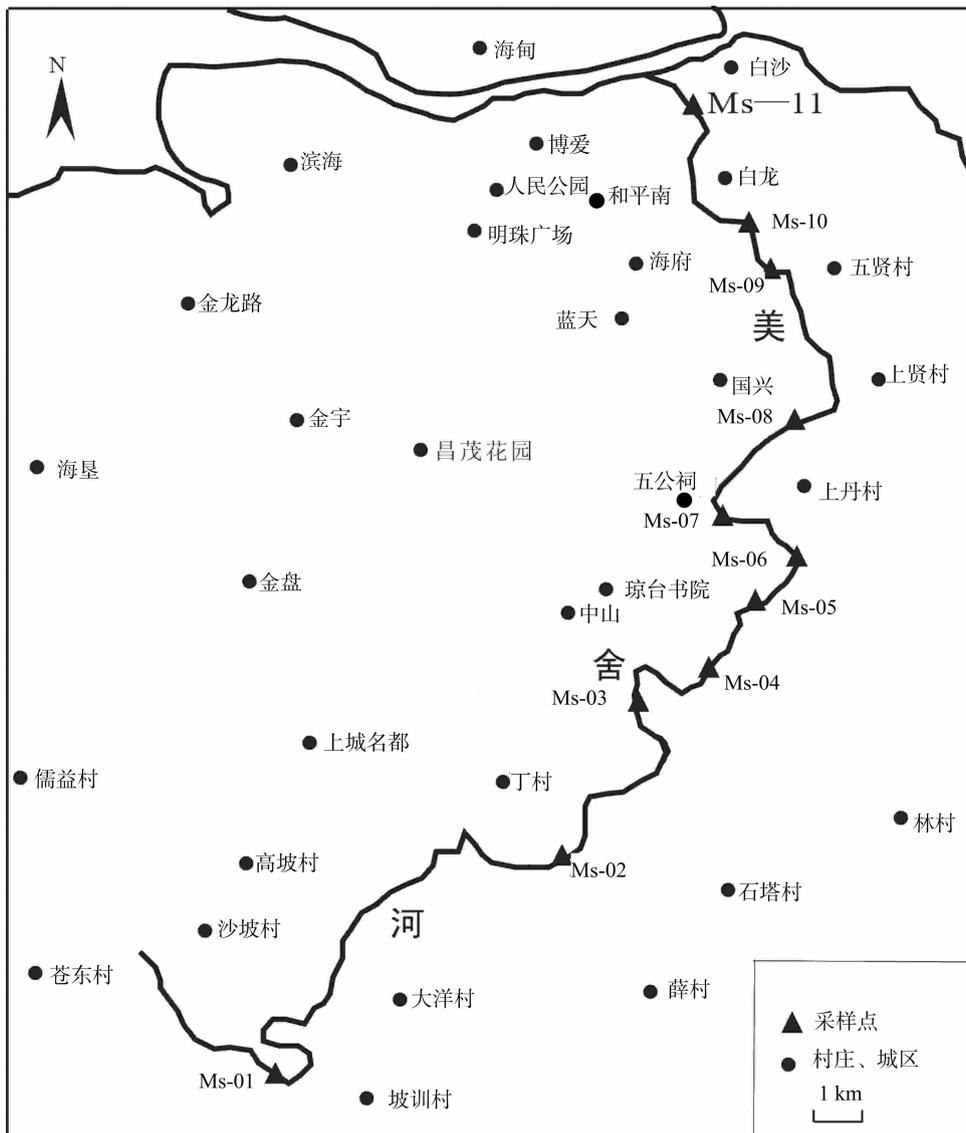


图1 研究区域及采样点分布情况

3 美舍河城区河段中重金属元素的组成特征

由表1可知,研究区内重金属元素分布存在如下特点:

(1)在整个美舍河城区河段内,沉积物重金属元素 Cr、As、Cd 的平均含量明显高于中国南方砖红壤与中国土壤,其

表1 美舍河不同采样点重金属元素的组成情况

样品号	重金属元素的含量(mg/kg)						
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
MS-01	113.48	82.00	12.59	20.59	23.25	0.429	13.80
MS-02	119.03	19.17	7.29	9.45	19.20	1.009	9.88
MS-03	137.37	28.01	10.41	17.47	19.30	0.844	14.83
MS-04	162.98	31.11	10.66	27.15	18.10	0.610	14.39
MS-05	170.51	38.78	9.48	15.59	19.47	0.798	13.56
MS-06	181.86	36.62	15.22	33.18	13.23	0.221	19.20
MS-07	128.64	23.07	8.09	21.06	17.41	0.047	18.69
MS-08	106.94	19.55	6.50	16.03	19.27	0.169	19.56
MS-09	91.43	17.44	6.04	17.49	15.34	0.351	20.00
MS-10	80.99	15.06	5.55	17.52	9.20	0.260	14.68
MS-11	42.30	7.10	3.59	10.67	12.133	0.249	19.23
平均值	121.41	28.90	8.68	18.75	16.90	0.453	16.17
中国南方砖红壤平均值 ^[17]	64.60	27.60	20.00	39.60	6.70	0.058	28.70
中国土壤平均值 ^[17]	61.00	26.90	22.60	74.20	11.20	0.097	26.00

(2)在美舍河城区河段不同区段内,沉积物中 Cu、Zn、Pb 的平均含量明显低于中国南方砖红壤与中国土壤,说明在河流沉积物形成过程中,Cu、Zn、Pb 等重金属元素因其化学性质相对活跃,部分元素可能被溶解于水体并随水体迁移至海洋,从而导致3种重金属元素含量偏低。各河段 Ni 元素含量与中国南方砖红壤与中国土壤接近,说明其变化较小。

(3)在美舍河流域中,沉积物的重金属 Cr、Ni、Cu、Zn 随河流流入城区,沉积物含量逐步升高,到城区中部达到最高;其后河流逐步流向入海口,其含量又逐步降低,呈现出波动性变化。导致这一现象的原因可能是河流沉积物中 Cr、Ni、Cu、Zn 等重金属元素在河流进入城区后,由于人类生活污水与工业废水的排放增加,导致 Cr、Ni、Cu、Zn 等重金属元素发生了叠加富集;而在进入河口段时,由于该段经常发生海水倒灌,而海水溶解力较强,导致沉积物中部分 Cr、Ni、Cu、Zn 等重金属元素被溶解迁移,最终导致该段沉积物中的含量反而逐步降低。

(4)城区段沉积物中重金属元素 As 的含量沿河流流向总体逐步降低,说明城区生活污水与工业废水的排放并没有导致 As 含量增加,引起沉积物中 As 富集的主要原因可能是城区外的农业活动^[10]。事实上,农业活动中的农药与化肥含有大量的 As,农药随雨水进入河流后,可导致河流沉积物发生 As 元素富集,而随着河水往城区运移,农业活动减少,沉积物中的 As 含量也随之降低。这也说明城市居民生产、生活所产生的污水和垃圾对重金属元素 As 的含量变化影响不大。

(5)各河段沉积物中 Pb 含量变化最小,说明各段 Pb 的来源基本一致,区内沉积物 Pb 的来源基本可以认定为来自侵蚀土壤和城区各段的大气污染沉降(如汽车尾气),由于城区各地段大气中汽车尾气含量差异较小,因此各河段 Pb 含量变化也不大。

总之,美舍河城区段沉积物中重金属元素的分布特征为:Cr、Ni、Cu、Zn、Cd 的含量可能受到城市居民的影响较小,重金

属元素 As 的平均值为中国南方砖红壤平均值的 2.52 倍,Cr、Cd 为中国南方砖红壤平均值的 1.88、7.81 倍。对美舍河而言,河流周边以砖红壤为主的土壤侵蚀是其沉积物的主要来源,而 Cr、As、Cd 等 3 种重金属元素在河流沉积物中发生了一定程度的富集。

属元素 As 含量受上游的农业活动影响较大,而 Pb 含量与城市居民的生产、生活活动方式密切相关。

4 沉积物中重金属元素的污染评价

4.1 潜在生态评价方法

本研究采用瑞典学者 Hakanson 提出的潜在风险指数法^[11]对海口市美舍河河底沉积物重金属污染的潜在生态风险进行评价^[18-20]。潜在生态风险指数法是国际土壤/沉积物重金属研究方法之一,该方法不仅将河底沉积物重金属的含量考虑在内,而且将重金属的生态效应、环境效应与毒理学特征联系在一起,定量划分出重金属的潜在风险程度,目前该方法在此类研究中已得到了广泛的应用^[12-13]。

河底沉积物重金属元素的潜在风险指数 E_i^r 、综合潜在风险指数 RI 及河底沉积物重金属元素综合污染程度 C_d 的计算公式如下:

$$(1) \text{ 单个金属污染系数: } C_i^r = C_i^s / C_n^s;$$

$$(2) \text{ 河底沉积物中重金属综合污染程度: } C_d = \sum_i^n C_i^r;$$

$$(3) \text{ 某单个重金属的潜在生态危害系数: } E_i^r = T_i^* \times C_i^r;$$

$$(4) \text{ 河底沉积物多种重金属潜在生态风险指数:}$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_i^r = \sum_{i=1}^n T_i^* \times C_i^r = \sum_{i=1}^n T_i^* \times C_i^s / C_n^s;$$

该公式中: C_i^r 是单一金属 i 的污染系数; C_i^s 为河底沉积物中金属 i 的实测含量(mg/kg); C_n^s 为计算选用的参比值(为了增强评价结果的可比性,重金属的背景值选用国际上常用的工业化以前沉积物中重金属的全球最高背景值)(mg/kg)(表2), C_d 为河底沉积物中重金属综合污染程度。 T_i^* 为单一金属 i 的毒性响应系数^[11](表2),反映重金属的毒性水平及土壤对重金属污染的敏感程度。

依据 Hakanson 的方法^[11],采用 C_i^r 来表征河底沉积物中单个污染物的污染程度: $C_i^r < 1$ 时为低污染, $1 \leq C_i^r < 3$ 时为中污染; $3 \leq C_i^r < 6$ 时为较高污染。由于本研究对海口市美舍河

表2 重金属的参比值和毒性响应系数

金属元素	T_r^i	C_n^i (mg/kg)
Cd	30	0.5
As	10	15
Ni	5	40
Cu	5	25
Pb	5	30
Cr	2	60
Zn	1	80

河底沉积物开展重金属污染评价所选用的各重金属要素(Cr、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Pb)少于 Hakanson 提出生态风险指数法时的 8 项^[21],因此,本研究将 C_d 表征的综合污染程度定义为: $C_d < 5$ 时为低污染, $5 \leq C_d < 10$ 时为中污染, $10 \leq C_d < 20$ 时为较高污染, $C_d \geq 20$ 时为很高污染,并在此基础上开展海口市美舍河河底沉积物中重金属污染进行评价。

此外,依据重金属潜在生态危害系数(E_r^i)将河底沉积物土壤重金属污染状况划分为 5 个等级;依据重金属的潜在生态风险指数(RI)可将河底沉积物重金属污染状况划分为 4 个等级。重金属潜在生态危害系数(E_r^i)、潜在生态风险指数(RI)与污染程度的关系见表 3。

4.2 潜在生态风险评价结果

采用 Hakanson 方法^[11],根据河底沉积物重金属含量特征(表 1)计算出海口市美舍河城区段河底沉积物重金属单因

表3 重金属潜在生态风险系数和风险指数与污染程度的关系

指标	范围	等级
E_r^i	$E_r^i < 40$	低
	$40 \leq E_r^i < 80$	中
	$80 \leq E_r^i < 160$	较重
	$160 \leq E_r^i < 320$	重
RI	≥ 320	严重
	$RI < 150$	低
	$150 \leq RI < 300$	等
	$300 \leq RI < 600$	重
	≥ 600	严重

子污染系数及综合污染指数(表 4)。

由表 4 可知,海口市美舍河河底沉积物中重金属的主要污染因子为 Cr,其次为 As,重金属影响因子的顺序为 $Cr > As > Cd > Ni > Pb > Cu > Zn$ 。相对而言,Cr 在河底沉积物中的富集程度最大,平均污染指数为 2.02;As 次之,平均污染指数为 1.13。根据 Hakanson 评价方法^[11],就美舍河城区段来看,河底沉积物中重金属 Cr 和 As 的单因子污染指数在 1~3 之间,属于中污染;其他重金属元素均为低污染水平。从综合污染指数来看,采样点 MS-09 至 MS-11 的重金属综合污染指数平均值都小于 5,属于低污染;其他采样点都在 5~10 之间,为中污染。各采样点污染程度排序为 MS-05 > MS-01 > MS-04 > MS-03 > MS-06 > MS-02 > MS-07 > MS-08 > MS-09 > MS-10 > MS-11。

表4 美舍河沉积物中重金属污染单因子污染系数及综合污染指数

样品号	C_f^i							C_d
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	
MS-01	1.89	2.05	0.42	0.26	1.55	0.86	0.55	7.58
MS-02	1.98	0.48	0.24	0.12	1.28	2.02	0.40	6.52
MS-03	2.29	0.70	0.35	0.22	1.29	1.69	0.59	7.12
MS-04	2.72	0.78	0.36	0.34	1.21	1.22	0.58	7.19
MS-05	2.84	0.97	0.32	0.19	1.30	1.60	0.54	7.76
MS-06	3.03	0.92	0.51	0.41	0.88	0.44	0.77	6.97
MS-07	2.14	0.58	0.27	0.26	1.16	0.09	0.75	5.26
MS-08	1.78	0.49	0.22	0.20	1.28	0.34	0.78	5.09
MS-09	1.52	0.43	0.20	0.22	1.02	0.70	0.80	4.9
MS-10	1.35	0.38	0.18	0.22	0.61	0.52	0.59	3.85
MS-11	0.71	0.18	0.12	0.13	0.81	0.50	0.77	3.21
平均值	2.02	0.72	0.29	0.23	1.13	0.91	0.65	5.95

由此可见,海口市美舍河河底沉积物中,Cr、As 达到了中污染水平,其余重金属元素均为低污染水平。就综合污染指数来看,美舍河的下半段处于低污染水平,而上半段处于中污染水平,如不加强治理,可能会加重污染程度,以致对周边居民影响加大。

根据表 4 中各重金属污染系数和表 2 中各重金属的毒性响应系数可计算得到美舍河河底沉积物中不同重金属的潜在生态危害系数和各部位的整体潜在生态风险指数(表 5)。由表 5 可看出,不同重金属元素的潜在生态危害系数由大到小为 $Cd > As > Cr > Ni > Pb > Cu > Zn$,7 种重金属的潜在生态危害系数平均值均小于 40,潜在生态风险指数 RI 也远小于 150,属于低危害生态范畴,表明区内 7 种重金属元素的潜在

生态危害系数和潜在生态风险指数均处于低污染水平,说明美舍河海口市城区段沉积物中重金属污染属于轻微污染。

5 结论

通过对海口市美舍河城区段河底沉积物中重金属元素含量特征及潜在生态风险进行研究,可以得出以下几点结论:(1)从总体上来看,海口市美舍河河底沉积物重金属元素 Cr、Ni、As、Cd 的平均含量都高于中国南方砖红壤和中国土壤。重金属元素 Cr 的平均含量是中国南方砖红壤的 1.88 倍,是中国土壤的 1.99 倍;重金属元素 Ni 与此两者相近;重金属元素 As 分别为此两者的 2.52 倍和 1.51 倍;而重金属元素 Cd 达到了 7.81 倍和 4.67 倍。说明重金属元素 Cr、Ni、As、Cd 含

表5 美舍河沉积物中各重金属的潜在生态危害系数和风险指数

样品号	E_r^i							RI
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb	
MS-01	3.78	10.25	2.10	0.26	15.50	25.74	2.76	60.39
MS-02	3.97	2.40	1.21	0.12	12.80	60.54	1.98	83.01
MS-03	4.58	3.50	1.74	0.22	12.87	50.64	2.97	76.51
MS-04	5.43	3.89	1.78	0.34	12.06	36.60	2.88	62.98
MS-05	5.68	4.85	1.58	0.19	12.98	47.88	2.71	75.88
MS-06	6.06	4.58	2.54	0.41	8.82	13.26	3.84	39.51
MS-07	4.29	2.89	1.35	0.26	11.61	2.82	3.74	26.95
MS-08	3.56	2.44	1.08	0.20	12.85	10.14	3.91	34.18
MS-09	3.05	2.18	1.01	0.22	10.23	21.06	4.00	41.74
MS-10	2.70	1.89	0.92	0.22	6.13	15.60	2.94	30.40
MS-11	1.41	0.89	0.60	0.13	8.09	14.94	3.85	29.91
平均值	4.05	3.61	1.45	0.23	11.27	27.20	3.23	51.04

量在美舍河偏高。

(2) 人类生活污水、工业废水与生活垃圾的排放可能导致 Cr、Ni、Cu、Zn、Cd 等重金属元素在河流沉积物中发生叠加富集, 而 As 的来源可能与城区外的农业活动相关, 与城区人类活动关系不大, 沉积物中 Pb 含量与沉积物源区和城区各段的大气污染沉降具有密切联系。

(3) 美舍河河底沉积物中主要的重金属污染因子为 Cr, 其次为 As, Cr 在河底沉积物中的富集程度最大, 平均污染指数为 2.02。As 次之, 平均污染指数为 1.13。重金属影响因子的顺序为 Cr > As > Cd > Ni > Pb > Cu > Zn。

(4) 单个重金属的潜在生态危害系数和多个重金属的潜在生态风险系数的评价结果表明: 美舍河的重金属危害轻微, 各种重金属潜在生态危害系数由大到小为 Cd > As > Cr > Ni > Pb > Cu > Zn。

(5) 整个美舍河城区段潜在生态风险指数 RI 平均均为 51.04, 属于轻微生态危害, 但也必须引起足够重视, 避免生态进一步恶化。

参考文献:

- [1] Mielke H W, Gonzales C R, Smith M K, et al. The urban environment and children's health; soils as an integrator of lead, zinc, and cadmium in New Orleans, Louisiana, U. S. A [J]. Environmental Research, 1999, 81(2): 117-129.
- [2] 李海华, 刘建武, 李树人, 等. 土壤——植物系统中重金属污染及作物富集研究进展[J]. 河南农业大学学报, 2000, 34(1): 30-34.
- [3] Banat K M, Howari F M, Al-Hamad A A. Heavy metals in urban soils of central Jordan; should we worry about their environmental risks? [J]. Environmental Research, 2005, 97(3): 258-273.
- [4] 吴新民, 李恋卿, 潘根兴, 等. 南京市不同功能城区土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的污染特征[J]. 环境科学, 2003, 24(3): 105-111.
- [5] 赵志忠, 毕华, 刘强. 海南岛西部地区砖红壤中稀土元素含量的空间分异特征[J]. 土壤, 2005, 37(5): 44-49.
- [6] 郭跃品, 吴国爱, 付杨荣, 等. 海南省胡椒种植基地土壤中重金属

元素污染评价[J]. 地质科技情报, 2007, 26(4): 91-96.

- [7] Arnason J G, Fletcher B A. A 40 year record of Cd, Hg, Pb, and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA [J]. Environmental Pollution, 2003, 123(3): 383-391.
- [8] Moore J W, Ramamoorthy S. Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment [M]. New York: Springer, 1984.
- [9] 杜晓丽, 曲久辉, 刘会娟, 等. 温榆河水体中重金属含量分布及赋存状态解析[J]. 环境科学学报, 2012, 32(1): 37-42.
- [10] 林肇信, 刘天齐, 刘逸农. 环境保护概论 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2011: 158-162.
- [11] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sediment logical approach [J]. Water Research, 1980, 14(8): 975-1001.
- [12] 丁海霞, 南忠仁, 刘晓文, 等. 金昌市郊农田土壤重金属的污染特征[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(6): 2183-2188.
- [13] 曹会聪, 王金达, 张学林. 吉林黑土中 Cd、Pb、As 的空间分布及潜在生态风险[J]. 中国环境科学, 2007, 27(1): 89-92.
- [14] 周国华, 马生明, 喻劲松, 等. 土壤剖面元素分布及其地质、环境意义[J]. 地质与勘探, 2002, 38(6): 70-75.
- [15] 唐晓娇, 黄瑾辉, 李飞, 等. 基于盲数理论的水体沉积物重金属污染评价模型[J]. 环境科学学报, 2012, 32(5): 1104-1112.
- [16] 孟翊, 刘苍宇, 程江. 长江口沉积物重金属元素地球化学特征及其底质环境评价[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2003, 23(3): 37-43.
- [17] 陈怀满, 郑春荣, 周东美, 等. 土壤中化学物质的行为与环境质量 [M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- [18] 王鹏, 赵志忠, 王军广, 等. 海南岛砖红壤重金属污染特征及其风险评价[J]. 江苏农业科学, 2011, 39(5): 461-463.
- [19] 于万辉, 王俊杰, 臧淑英. 松嫩平原湖泊底泥重金属空间变异特征及其风险评价[J]. 地理科学, 2012, 32(8): 1000-1005.
- [20] 王鹏, 赵志忠, 王军广, 等. 海南岛西部地区砖红壤中重金属分布特征及潜在生态风险评价[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(9): 5210-5212, 5339.
- [21] 丁喜桂, 叶思源, 高宗军. 近海沉积物重金属污染评价方法[J]. 海洋地质动态, 2005, 21(8): 31-36.