doi:10.3969/j.issn.1007-7545.2023.04.016

不同植物组合对中小河道水体及底泥重金属与营养盐净化评估

陆明华[1],马存琛[2],张骏[1]

(1. 南京旅游职业学院 旅游管理学院,南京 211100;
2. 江苏开放大学 环境生态学院,南京 210017)

摘要:为探究乡村旅游业及其周边生活废水对水体及底泥中重金属和营养盐影响,以及不同植物能否缓解产生的污染,以黄龙岘村为研究对象,分析了当地 6 条河流水体及底泥中重金属和营养盐含量,利用健康风险评价和潜在生态风险指数法分别评估了当地水体和底泥对人体的潜在危害,采用冗余分析和相关性热图揭露水体中重金属和营养盐之间的内在关系,利用不同植物组合的河流探究污染缓解情况。结果显示,研究区内 6 条河流的上、中及下游总体符合国家地表水环境Ⅴ类标准(GB 3838—2002)。健康风险评价表明,除对照河流外,其它河流均处于可接受范围内,重金属暴露的致癌风险值为儿童大于成人,且饮水途径是引起风险的主要原因。沉积物中重金属潜在生态风险值依次为上游、中游和下游。沉积物中 Cd 的单项污染物风险值最高,且 Cu 可能会与水体中营养盐协同作用,进而诱导水质环境恶化。应加强对水体中 Cd 和 Cu 的治理及修复,并及时排查周边可能造成高重金属污染的源头。水杉、构树和小蜡可优先作为研究区河流中生态修复重金属的先行植物。

关键词:乡村旅游业;重金属;Cu;Cd;营养盐;健康风险评价;冗余分析
中图分类号:X52;X53　　**文献标志码**:A　　**文章编号**:1007-7545(2023)04-0119-12

Assessment on Purification Capabilities of Heavy Metals and Nutrients by Different Plant Combinations in Medium and Small Rivers Water and Sediment

LU Ming-hua[1], MA Cun-chen[2], ZHANG Jun[1]

(1. School of Tourism Management, Nanjing Institute of Tourism & Hospitality, Nanjing 211100, China;
2. School of Environment and Ecology, Jiangsu Open University, Nanjing 210017, China)

Abstract: In order to explore the impact of rural tourism and its surrounding domestic wastewater on heavy metals and nutrients in water and sediment, and whether different plants can alleviate the pollution, taking Huanglongjian village as research object, the contents of heavy metals and nutrients in the water and sediment of 6 local rivers were analyzed. The potential hazards of the local water and sediment to human body were assessed by health risk assessment and potential ecological risk index methods. Redundancy analysis and correlation heat map were used to reveal the internal relationship between heavy metals and nutrients in the water. The rivers with different plant combinations were used to explore pollution

收稿日期:2022-11-27
基金项目:2022 年文旅部大学生团队扶持项目(2022WMYC001);江苏省高校哲学社会科学重点研究基地"新时代应用型旅游人才研究中心"项目(2020YJJD009)
作者简介:陆明华(1984-),男,硕士,副教授;**通信作者**:马存琛(1985-),女,硕士,实验师

mitigation. The results show that the upstream, midstream and downstream of 6 rivers in the study area generally meet the National Standard Class Ⅴ for Surface Water Environment of China (GB 3838—2002). Health risk assessment shows that all rivers in Huanglongjian village are within the acceptable range except the control rivers. The carcinogenic risk values of heavy metal exposure are higher for children than for adults, and the drinking water route is the main cause of the risk. The potential ecological risk values of heavy metals in sediment are in the order of upstream, midstream and downstream. The single pollutant risk value of Cd in the sediment is the highest, and Cu may cooperate with the nutrients in the water body to induce the deterioration of the water quality environment. It is necessary to strengthen the treatment and restoration of Cd and Cu in water, and timely investigate the surrounding sources that may cause high heavy metal pollution. *Metasequoia glyptostroboides*, *Broussonetia papyrifera* and *Paraffin* can be the first plants for ecological restoration of heavy metals in rivers in the study area.

Key words: rural tourism; heavy metals; Cu; Cd; nutrients; health risk assessment; redundancy analysis

重金属具有较强的生态毒性和持久性,并且能够沿着食物链富集[1],因此被世界卫生组织及许多国家列入了致癌污染物。由于重金属在环境中不可降解,水体及底泥中重金属的积累会对环境和人类健康构成风险[2]。在湿地及河流中,重金属存在于水体、底部沉积物、植物和其他生物体中。由于湿地有较多的水生物,如各种鱼类和无脊椎动物,它们是人类重要的食物和水源,这些产品中的重金属含量最终会危害人类健康[3],可能通过日常使用直接发生,也可能通过食物链中积累的长期效应间接发生。鉴于此,对河流中这些污染物的分布、转移和转化进行研究具有重要意义。

植物吸收和积累重金属可能遵循两条不同的路径,即通过根系和通过叶面,且植物种类对重金属具有多种清除和积累能力[4]。王艳等[5]研究表明,芦竹具有较强的铬积累、耐受和适应力,可作为铬污染水体或土壤的修复植物。余婷等[6]认为水生植物中金鱼藻+黄菖蒲+凤眼莲和穗花狐尾藻+美人蕉+凤眼莲的组合对 Cd 净化具有较好效果,可以将上述植物作为 Cd 污染修复的潜在物种。JEPKOECH 等[7]从肯尼亚 Sosiani 河沿岸选定的采样点采集了水、沉积物和植物样本,其研究表明,植物对锌金属有优先吸收,并可能导致暴露植物中的锌积累,从而对食物链造成 Zn 暴露风险。MASINIRE 等[8]考察了香根草对废水中六价铬的修复作用,在 5 和 10 mg/L 浓度下,根部对铬的吸收高于叶片,而在 30 和 70 mg/L 浓度下叶片对铬的吸附高于根部。结果表明香根草在植物提取 Cr 方面的潜力及其对其他重金属的超积累潜力。

黄龙岘茶文化村处于南京市江宁区江宁街道牌坊社区,以旅游业发达而著称,而长期的旅游发展及周边工业废水排放使得上游河水水质受到一定程度影响。因此,景区内开展了一些修复措施,特别是结合当地不同特色植物对河水及湿地中水体和底泥进行治理,但是治理后重金属净化能力未知。因此,本研究以黄龙岘茶文化村 5 条小河中不同植物组合及 1 条无植物河流进行对照,探讨对该村小河上、中、下游水体及底泥的重金属风险进行评估。采用冗余分析及相关性相结合探究重金属与理化指标之间的联系。利用富集系数评估不同植物组合对重金属的净化能力,以期为黄龙岘茶文化村旅游业的可持续发展提供参考。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

黄龙岘村属丘陵山地,海拔高度 200 m 左右,一年四季分明,年平均气温 20 ℃,雨水充沛,土壤肥沃,呈酸性,非常适宜茶叶生长和发育。该村位于江宁街道东南部,紧邻西部旅游道路联一线,南边连接汤铜公路,东邻战备水库、西接牌坊水库,四周茶山、竹林环绕。本文选取的 A 组河流植物组合主要为美人蕉和黄菖蒲;B 组河流为榉树、柳树、金叶苔草和狗牙根;C 组河流为水杉、构树、六月雪、山茶、红叶石楠、龟甲冬青和小蜡;D 组河流为水杉、珍珠杜鹃、再力花和铜钱草;E 组河流为细叶芒、鸢尾、菖蒲、金叶苔草、小蓬草和稗草。无植物区作为对照组。

1.2 水体及底泥样品采集和分析

2021 年 10 月,共采集了 5 条岸边不同植物组合的不同河流及 1 个无植物河流共计 18 个河心地表水样品。同时,采集了地表水下对应 18 个不同类型的底泥样品。采集后,所有样本均储存在冰箱中,并运送至专用实验室。根据中国地表水环境质量标

准(GB 3838—2002),测定了 pH、溶解氧(DO)、化学需氧量(COD_{Mn})、氨氮(NH_4^+-N)、总氮(TN)、总磷(TP)和硝酸盐氮(NO_3-N)等环境参数。用 10 mL 硝酸消化 300 mL 水样 2 h,然后用电热板浓缩至 2 mL。使用 0.45 μm 纤维过滤器过滤消化后的样品,并将最终体积与 0.5%硝酸混合至 25 mL。通过原子荧光光谱法测量 Hg 和 As 的浓度,使用电感耦合等离子体发射光谱仪以经认证的标准物质为标准(GNM-M 145860—2013)测量 Cr、Cd、Pb、Cu 和 Zn 含量。

对采集的沉积物中重金属含量进行测定。首先,粗沉积物样品被冷冻干燥,细磨,均质和筛分。将制备好的 0.05 g 样品置于在聚四氟乙烯罐中用混合酸(比例为 5 mL HCl、3 mL HNO_3、7 mL HF 和 0.25 mL $HClO_4$)消解。样品消解完毕,用 2%的 HNO_3 稀释,采用电感耦合等离子体质谱分析重金属浓度。根据土壤分析标准方法测定沉积物中有机质含量。沉淀物分析中使用的所有试剂和溶剂均为分析纯。采用水系沉积物成分分析标准物质 GBWO7309 进行对照,样品结果处于标准物质参考值的可接受范围内。

1.3　重金属健康风险评价和潜在生态风险评价

根据美国环境保护局(2010 年)的《风险评估指南》,确定了研究区域内儿童和成人因持续接触水而面临的风险[9]。水中金属摄入量的计算公式均参考文献[9],其中 CDI 为每日慢性摄入量($mg \cdot kg^{-1} \cdot d^{-1}$)。危险系数($HQ$)和危险指数($HI$)分别是单一和多种有毒金属接触量。$HI>1$ 表明摄入和皮肤接触水可能对人体健康产生不利影响。CR 为致癌风险,TCR 为所有参评重金属致癌风险值加和。引入潜在生态风险来评价底泥中有害元素的污染程度,用于计算的公式参考文献[10]。

2　结果与讨论

2.1　重金属和环境因子含量和分布

表 1 对上、中及下游结果进行统计分析,除一些位点 pH 外,其余均符合国家地表水环境治理Ⅴ类标准。Ⅴ类主要适应于农业用水区及一般景观要求水域。可以看出,经过治理后,黄龙岘村附近河流水质达到国家要求。但是水体 pH 仍处于偏弱碱性,这可能是周边居民及附近轻工业所排放的废水所致。卢金涛[11]研究表明,生活污水 pH 平均值为 6.29,生活污水 COD、TN 和 TP 浓度平均值分别为 1 360.91、62.51 和 6.66 mg/L。大量研究表明,生活污水一般呈弱碱性,工业废水一般呈强酸或强碱性,表明了黄龙岘村附近轻工业对周边河流酸性影响并不大。尽管黄龙岘村附近溶解氧符合水质标准,上、中及下游的溶解氧含量分别为 8.76±0.51,9.00±0.75 和 8.90±0.31 mg/L,表明经过不同组合的植物略微提高了溶解氧含量,但改善效果并不明显,且主要变化在上游至中游一段。赵研等[12]研究表明,水芹对污水中 DO 的改善最佳,达到 262.22%。在洋铁酸模、一年蓬、桃叶蓼和水芹组合下对 COD 的净化及提高 DO 具有较好的效果。李睿华等[13]研究表明,芦苇、茭白、香蒲带对河水中污染物的去除和改善水环境条件等方面表现了不同的特点,在河岸带修复时应尽可能保证水生植物的多样性。上游的高锰酸盐指数为 2.23±0.96 mg/L,中游为 2.61±1.37 mg/L,下游为 1.81±0.58 mg/L,高锰酸盐指数反映了水体中有机及无机可氧化物质污染,有研究表明,水体中高锰酸盐指数的升高会使得水体中溶解氧得到增加[14],这与本研究结果相符。上、中、下游的氨氮含量分别为 0.16±0.08、0.18±0.13 及 0.10±0.03 mg/L,这可能是由于上游至中游段植物种类相较于中游至下游单一。张旭等[15]也同样认为,多种植物组合相较于单一植物对水质净化能力更强,即使同种植物不同的组合对水质净化也存在较大差异,故而在实地水质改善时应兼顾不同植物组合方式以提高水质。上游的水体总磷含量为 0.10±0.03 mg/L、中游的水体总磷含量为 0.12±0.05 mg/L,下游水体总磷含量为 0.11±0.11 mg/L,有研究认为,水体中总磷含量除了受污染源影响较大外,主要与水文周期有关,因此本研究中三处总磷含量差异较小。所研究的河流中,总氮较高且超过了国家Ⅴ类标准水质,上、中、下游总氮含量分别为 4.60±1.72、3.80±1.32 和 4.59±1.00 mg/L。任武昂[16]研究认为,污水中至少 70%的氮元素来源于整体污水不到 1%的尿液,其中粪便中氮含量占全部生活污水的 14%,以尿素和有机氮为主。结合当地实际,总氮来源很可能与牲畜、人为活动及轻工业废水有关。总体而言,相对于上游至中游而言,中游至下游对水质净化效果更好。

表 1 黄龙岘村水体中上、中及下游理化指标

Table 1 The values of physical and chemical parameters in upstream, middle and downstream in river in Huanglongjian village

/(μg·L^{-1})

	名称	pH*	溶解氧	高锰酸盐指数	氨氮	总磷	总氮	硝氮
上游	最小值	8.36	7.84	1.51	0.08	0.05	1.49	3.43
	最大值	9.12	9.36	4.10	0.34	0.12	6.55	4.76
	平均值	8.61	8.76	2.23	0.16	0.10	4.60	4.33
	变异系数*	0.24	0.51	0.96	0.08	0.03	1.72	0.42
	相对标准偏差**	2.82	5.82	42.89	51.31	31.78	37.50	9.81
中游	最小值	8.23	7.72	1.06	0.08	0.06	2.69	2.01
	最大值	8.79	9.91	5.37	0.46	0.20	6.62	4.63
	平均值	8.53	9.00	2.61	0.18	0.12	3.80	3.29
	变异系数*	0.18	0.75	1.37	0.13	0.05	1.32	1.17
	相对标准偏差**	2.17	8.32	52.61	71.44	43.22	34.77	35.56
下游	最小值	8.45	8.49	1.22	0.06	0.04	3.33	2.37
	最大值	8.67	9.52	2.73	0.16	0.35	6.60	5.11
	平均值	8.54	8.90	1.81	0.10	0.11	4.59	3.86
	变异系数*	0.09	0.31	0.58	0.03	0.11	1.00	0.96
	相对标准偏差**	1.01	3.50	31.79	30.45	93.57	21.79	24.96
GB 3838—2002 Ⅴ类水质		6～9	2	15	2.0	0.2(湖,库)	2.0	—

注:* 无单位;** 单位为%

图 1 中上、中和下游河水中的 As 含量分别为 0.71±0.38、0.46±0.22、0.37±0.15 μg/L,下游的 As 含量明显低于上游和中游。Cr 含量趋势与 As 相似,其含量在上、中、下游分别为 4.13±1.55、2.82±0.49 和 2.35±1.35 μg/L。Cd 含量规律与上述不一致,中游为最大值,达到 0.75±0.88 μg/L。上、中、下游的 Pb 含量分别为 2.54±1.43、1.48±0.97 和 1.91±1.78 μg/L。Cu、Hg 和 Zn 含量在上中下游一致,均是依次降低。总体而言,除 Pb 和 Cd 外,As、Cr、Cu、Hg 及 Zn 均表现出了相同的规律。下游的采样点大多靠近公路,下游水体中 Pb 可能主要来源与汽车尾气。

底泥中,As 含量在上、中及下游分别为 12.80±3.20、12.21±3.09 及 11.67±3.74 mg/kg,下游含量略低于上游及中游(图 2)。同时,上游的底泥中 Cr、Cd、Pb、Cu、Hg 及 Zn 浓度均高于上游及中游。贾斌等[17]研究表明,上游底泥 Pb、As 含量平均值大于下游,而 Cr、Ni、Cu、Zn、Cd、Hg 含量低于下游,下游的污染程度大于下游。研究结论与本文不完全一致,这可能与当地环境条件有关,其研究河塘位于海口市龙华区新坡镇下寺村境内,该地岸边并无植物。何松等[18]研究表明,全氮和全磷含量以及铜、铅和锌含量整体上由上游至下游呈增加的趋势,其研究区域同样未提及岸边植物情况,但上游底泥及周边人为活动类型与本研究类似,研究结论与本文有差异,除了环保机构对研究区的处理有关,很有可能还与本研究岸边植物对重金属净化有关。

2.2 环境因子对水体重金属影响及重金属健康风险评价

尽管研究区内 5 条小河 *HQ* 值均未超过 1(除对照外),但有部分值已经接近限定值(表 2)。对于成人而言,对照组的 *HQ* 值的最大(0.33),其余 5 组不同岸边植物组合 *HQ* 值相近,但 A 组的最小(0.14)。对儿童而言,对照组的 *THQ* 值仍为最大且大于 1(1.21),其次为 E(0.80)≈D(0.79)>C(0.74)>B(0.57)>A(0.51)。对比饮水摄入和皮肤接触的 *HQ* 值,明显是前者远大于后者,说明当地河流中,重金属暴露主要是由饮水摄入引起的,且对儿童的危害远大于成人。同时,结果也表明了岸边不同的植物组合也不同程度地减缓了水体中重金属暴露对当地居民的危害。

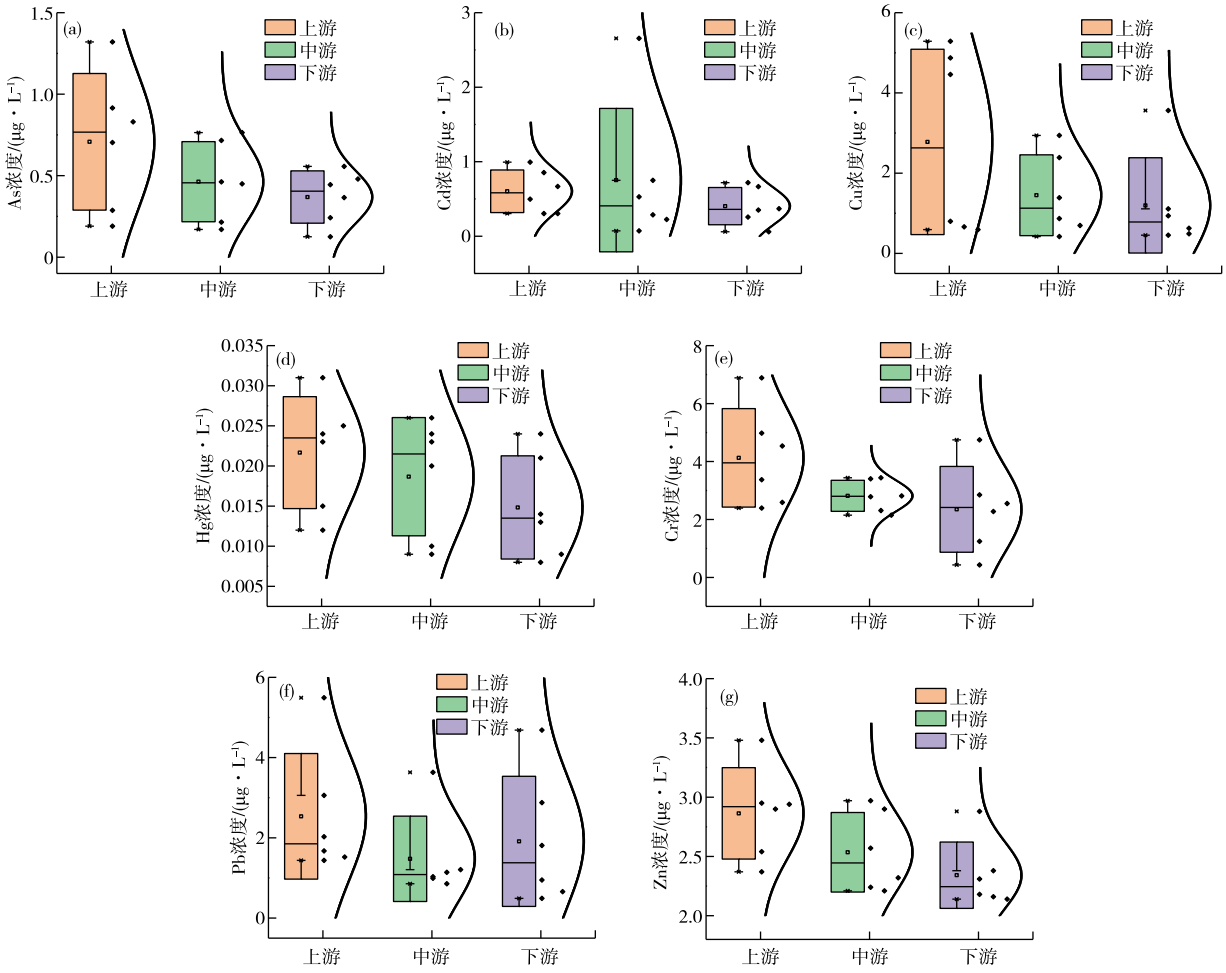

图 1　黄龙岘村水体中上、中及下游重金属含量

Fig. 1　The concentrations of heavy metals in upstream, middle and downstream in river in Huanglongjian village

对当地水体重金属暴露产生的非致癌风险进行评估发现，黄龙岘村 *TCR* 值除对照组外，均处于可接收范围内，同样发现了重金属暴露的非致癌风险值为儿童大于成人，且饮水途径是引起非致癌风险的主要原因(表 3)。TAO 等[19]研究也发现了儿童的 Sb 健康风险显著高于成人，但男女之间的风险没有显著差异。YU 等[20]基于蒙特卡洛模拟的评估表明，成人和儿童的非致癌风险在可接受范围内($HI<1$)，儿童和成人的致癌风险值的概率分别为 95.03%和 38.96%，超过了由美国环境保护局推荐可接受范围。约 30.75%的农业来源重金属对儿童的致癌风险值超过可接受范围。CUI 等[21]研究表明，As、Cr、Hg 和 Sb 造成的健康风险以及与 Ni、Cu、Cr、Zn、Cd、Co、Hg 和 Sn 相关的生态风险需要得到关注。

以上研究表明，城市周边的市郊河流中出现了不同程度的重金属污染，这些重金属的暴露对人体健康造成了一定的威胁，但岸边植物可缓解水体中重金属暴露风险。需要强调的是，由于当地居民平时的饮水是经过自来水工厂净化后的纯净水，因此本研究实际上高估了重金属暴露通过饮水传递的风险值。但是，当地水体中重金属暴露可能会通过灌溉、渔业养殖、牲畜养殖等食物链途径富集到人体中，故仍需对当地重金属健康风险引起重视。

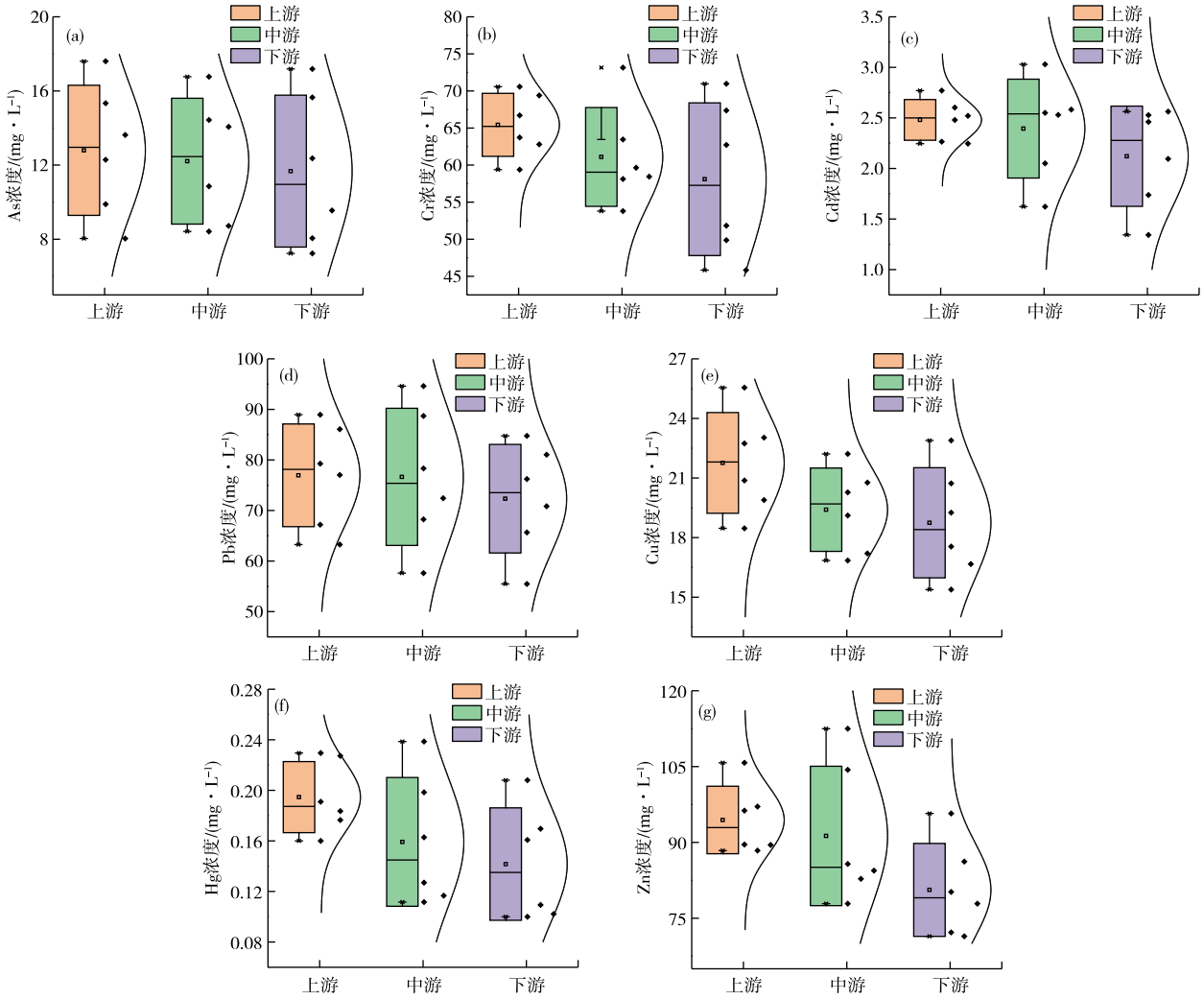

图 2 黄龙岘村底泥中上、中及下游重金属含量

Fig. 2 The concentrations of heavy metals in upstream, middle and downstream in sediment in Huanglongjian village

2.3 环境因子对沉积物重金属影响及重金属潜在生态风险评价

表 4 显示了沉积物中重金属潜在生态风险值依次为上游、中游和下游(除 B 组外),所有植物组合中沉积物均为低风险。综合比较,C 和 D 组较低,而对照组风险值相对较高。在所研究的重金属中,Cd 的单项污染物风险值最高,其次为 As。ZHUANG 等[22]探讨陕西省丹江河上游沉积物中 As、Co、Pb、Cu、Ni、Cr、V、Mn、Ba 和 Zn 等 10 种金属的含量、污染、风险和来源。确定了四种主要的金属来源途径:Cu、Ni、Mn 和 V 主要来源于农业和自然来源;As、Ba、Pb 和 Zn 受交通和工业来源的影响;Co 来源于建筑材料;Cr 主要来源于天然。YANG 等[23]研究了 8 种金属表明,沉积物中大多数样本点的 As、Cu 和 Pb 总浓度超过了沉积物质量指南的阈值效应浓度,但其潜在生态风险指数值较低,这对当地生态系统构成了较低的风险。KE 等[24]对辽河保护区 19 个地点的表层沉积物样品进行了重金属分析,以评估其潜在的生态风险,结果表明,7 种重金属的污染程度依次为:Cd>As>Cu>Ni>Pb>Cr>Zn。金属形态分析表明,Cd、Pb 和 Zn 以非残留组分为主,具有较高的迁移率和生物利用度,表明存在显著的人为来源。根据潜在生态风险指数、地质累积指数和风险评估结果,Cd 是最主要的贡献,在该研究区域确定了高到极高的潜在生态风险。此外,根据多元统计分析结果,他们认为 Cd 和 Zn 来源于辽河保护区内的农业,而 Cu、Cr 和 Ni 主要是自然来源。

综上所述,河流的 Cd 含量一般不会是重金属污染的主要因子,但在本研究 Cd 的单项污染物风

险值最高,这可能是 Cd 在潜在生态风险评价中毒性较大,且周边的小规模的农事活动以及生活废水排放造成的。同时,沉积物中重金属潜在生态风险值依次为上游、中游和下游,可能是植物对水体及底泥中重金属吸收,从某种程度上减缓了重金属从上游向下游迁移,使得下游潜在风险减少。

表 2　不同组合植物河流水体中重金属暴露危险系数值

Table 2　Risk factors of exposure to heavy metals in river water of different combinations of plants

植物组合	暴露途径	人群	重金属							*HI*
			As	Cr	Cd	Pb	Cu	Hg	Zn	
A	饮水摄入	成人	5.03E—3	2.38 E—2	3.29E—2	2.47E—2	2.04E—2	4.83E—2	2.06E—4	0.14
		儿童	2.18E—2	1.05 E—1	9.41E—2	9.51E—2	8.26E—6	1.84E—1	8.74E—4	0.51
	皮肤接触	成人	5.25E—0	2.26 E—7	3.76E—7	5.52E—9	4.52E—10	1.26E—9	2.36E—10	6.15E—7
		儿童	9.31E—8	1.33E—7	2.26E—7	3.24E—9	2.60E—10	7.54E—9	1.37E—10	4.64E—7
	HQ	成人	5.03E—3	2.38R—2	3.30E—2	2.47E—2	2.04E—3	4.83E—2	2.06E—4	0.14
		儿童	2.19E—2	0.104 6	0.094 137	9.51E—2	8.26E—3	1.84E—1	8.74E—4	0.51
B	饮水摄入	成人	3.28E—3	2.29E—2	1.71E—2	4.92E—2	7.47E—4	5.67E—2	2.10E—4	0.15
		儿童	1.43E—2	1.01E—1	4.87E—2	1.89E—1	3.03E—3	2.15E—1	8.89E—4	0.57
	皮肤接触	成人	3.42E—9	2.17E—7	1.95E—7	1.10E—8	1.66E—10	1.47E—9	2.40E—10	4.28E—7
		儿童	6.06E—8	1.28E—7	1.17E—7	6.42E—9	9.55E—11	8.84E—9	1.40E—10	3.21E—7
	HQ	成人	3.28E—3	2.29E—2	1.71E—2	4.92E—2	7.47E—4	5.67E—2	2.10E—4	0.15
		儿童	1.43E—2	1.01E—1	4.87E—2	1.89E—1	3.03E—3	2.15E—1	8.89E—4	0.57
C	饮水摄入	成人	1.18E—2	2.08E—2	4.30E—2	3.08E—2	3.68E—4	9.33E—2	2.25E—4	0.20
		儿童	5.12E—2	9.14E—2	1.23E—1	1.18E—1	1.49E—3	3.55E—1	9.53E—4	0..74
	皮肤接触	成人	1.23E—8	1.97E—7	4.91E—7	6.87E—9	8.18E—11	2.43E—9	2.57E—10	7.11E—7
		儿童	2.18E—7	1.16E—7	2.95E—7	4.02E—9	4.70E—11	1.45E—8	1.50E—10	6.48E—7
	HQ	成人	1.18E—2	2.08E—2	4.30E—2	3.08E—2	3.68E—4	9.33E—2	2.25E—4	0.20
		儿童	5.12E—2	9.14E—2	1.23E—1	1.18E—1	1.49E—3	3.55E—1	9.53E—4	0..74
D	饮水摄入	成人	1.68E—2	3.11E—2	1.21E—2	2.40E—2	8.30E—4	1.18E—1	2.36E—4	0.20
		儿童	7.29E—2	1.37E—1	3.44E—2	9.23E—2	3.37E—3	4.50E—1	1.00E—3	0.79
	皮肤接触	成人	1.75E—8	2.95E—7	1.38E—7	5.35E—9	1.85E—10	3.08E—9	2.70E—10	4.59E—7
		儿童	3.10E—7	1.74E—7	8.26E—8	3.14E—9	1.06E—10	1.85E—8	1.57E—10	5.88E—7
	HQ	成人	1.68E—2	3.11E—2	1.21E—2	2.40E—2	8.30E—4	1.18E—1	2.36E—4	0.20
		儿童	7.29E—2	1.37E—1	3.44E—2	9.23E—2	3.37E—3	4.50E—1	1.00E—3	0.79
E	饮水摄入	成人	1.16E—2	3.24E—2	1.66E—2	3.07E—2	1.52E—3	1.13E—1	2.68E—4	0.21
		儿童	5.02E—2	1.42E—1	4.75E—2	1.18E—1	6.18E—3	4.31E—1	1.14E—3	0.80
	皮肤接触	成人	1.21E—8	3.08E—7	1.90E—7	6.86E—9	3.39E—10	2.95E—9	3.06E—10	5.20E—7
		儿童	2.13E—7	1.81E—7	1.14E—7	4.02E—9	1.95E—10	1.77E—8	1.78E—10	5.31E—7
	HQ	成人	1.16E—2	3.24E—2	1.66E—2	3.07E—2	1.52E—3	1.13E—1	2.68E—4	0.21
		儿童	5.02E—2	1.42E—1	4.75E—2	1.18E—1	6.18E—3	4.31E—1	1.14E—3	0.80
对照组	饮水摄入	成人	1.40E—2	3.43E—2	7.39E—2	8.13E—2	2.28E—3	1.22E—1	2.65E—4	0.33
		儿童	6.09E—2	1.51E—1	2.11E—1	3.13E—1	9.26E—3	4.62E—1	1.12E—3	1.21
	皮肤接触	成人	1.46E—8	3.25E—7	8.46E—7	1.81E—8	5.07E—10	3.16E—9	3.03E—10	1.21E—6
		儿童	2.59E—7	1.92E—7	5.06E—7	1.06E—8	2.92E—10	1.90E—8	1.76E—10	9.87E—7
	HQ	成人	1.40E—2	3.43E—2	7.39E—2	8.13E—2	2.28E—3	1.22E—1	2.65E—4	0.33
		儿童	6.09E—2	1.51E—1	2.11E—1	3.13E—1	9.26E—3	4.62E—1	1.12E—3	1.21

表 3 不同植物组合的河流水体中重金属暴露致癌风险值

Table 3 The carcinogenic risk values of heavy metals exposure in river water with different combinations of plants

植物组合	吸收途径	人群	重金属			*TCR*
			As	Cr	Cd	
A	饮水摄入	成人	4.48E—6	1.59E—5	4.33E—5	6.37E—5
		儿童	3.72E—6	1.33E—5	3.67E—5	5.37E—5
	皮肤接触	成人	1.01E—12	1.45E—11	1.98E—10	2.13E—10
		儿童	3.71E—12	1.71E—12	2.35E—11	2.90E—11
	总和	成人	4.48E—6	1.59E—5	4.33E—5	6.37E—5
		儿童	3.72E—6	1.33E—5	3.67E—5	5.37E—5
B	饮水摄入	成人	2.92E—6	1.53E—5	2.24E—5	4.06E—5
		儿童	2.42E—6	1.28E—5	1.90E—5	3.42E—5
	皮肤接触	成人	6.84E—13	1.39E—11	1.02E—10	1.17E—10
		儿童	2.42E—12	1.65E—12	1.22E—11	1.63E—11
	总和	成人	2.92E—6	1.53E—5	2.24E—5	4.06E—5
		儿童	2.42E—6	1.28E—5	1.90E—5	3.42E—5
C	饮水摄入	成人	1.04E—5	1.39E—5	5.65E—5	8.09E—5
		儿童	8.70E—6	1.16E—5	4.79E—5	6.83E—5
	皮肤接触	成人	2.46E—12	1.27E—11	2.58E—10	2.73E—10
		儿童	8.70E—12	1.50E—12	3.07E—11	4.09E—11
	总和	成人	1.05E—5	1.39E—5	5.65E—5	8.09E—5
		儿童	8.70E—6	1.16E—5	4.79E—5	6.83E—5
D	饮水摄入	成人	1.49E—5	2.08E—5	1.58E—5	5.16E—5
		儿童	1.23E—5	1.74E—5	1.34E—5	4.32E—5
	皮肤接触	成人	3.49E—12	1.89E—11	7.23E—11	9.48E—11
		儿童	1.23E—11	2.24E—12	8.61E—12	2.32E—11
	总和	成人	1.49E—5	2.08E—5	1.58E—5	5.16E—5
		儿童	1.23E—5	1.74E—5	1.34E—5	4.32E—5
E	饮水摄入	成人	1.02E—5	2.17E—5	2.19E—5	5.38E—5
		儿童	8.54E—6	1.81E—5	1.85E—5	4.52E—5
	皮肤接触	成人	2.41E—12	1.97E—11	9.98E—11	1.22E—10
		儿童	8.54E—12	2.33E—12	1.19E—11	2.27E—11
	总和	成人	1.03E—5	2.17E—5	2.19E—5	5.38E—5
		儿童	8.54E—6	1.81E—5	1.85E—5	4.52E—5
对照组	饮水摄入	成人	1.24E—5	2.30E—5	9.71E—5	1.33E—4
		儿童	1.03E—5	1.92E—5	8.23E—5	1.22E—4
	皮肤接触	成人	2.92E—12	2.09E—11	4.43E—10	4.67E—10
		儿童	1.03E—11	2.47E—12	5.28E—11	6.56E—11
	总和	成人	1.24E—5	2.30E—5	9.71E—5	1.33E—4
		儿童	1.03E—5	1.92E—5	8.23E—5	1.12E—4

表 4　不同组合植物河流底泥中重金属潜在风险值

Table 4　Potential risk values of heavy metals in river sediment of different combinations of plants

植物组合	位置	E_r^i							RI
		As	Cr	Cd	Pb	Cu	Hg	Zn	
A	上游	4.95	0.38	103.88	1.65	1.14	4.80	0.32	117.11
	中游	4.21	0.33	95.63	1.63	1.01	3.35	0.29	106.45
	下游	4.03	0.30	92.27	1.59	0.96	3.00	0.27	102.42
B	上游	8.80	0.34	97.59	1.85	0.92	5.30	0.35	115.16
	中游	8.38	0.34	113.63	1.85	0.84	3.81	0.35	129.20
	下游	8.59	0.28	94.78	1.77	0.77	3.28	0.32	109.79
C	上游	4.02	0.36	84.94	1.40	0.99	5.73	0.30	97.74
	中游	4.36	0.33	76.88	1.42	0.86	5.95	0.26	90.06
	下游	3.62	0.36	78.56	1.37	0.88	4.82	0.24	89.85
D	上游	6.14	0.40	94.50	1.60	1.04	6.89	0.29	110.88
	中游	5.43	0.42	60.84	1.51	0.96	4.89	0.28	74.32
	下游	4.78	0.41	50.34	1.48	0.83	5.09	0.29	63.21
E	上游	7.67	0.40	93.00	1.32	1.15	5.51	0.30	109.34
	中游	7.22	0.31	94.88	1.20	1.04	3.50	0.28	108.42
	下游	6.18	0.26	65.16	1.16	1.04	3.06	0.24	77.09
对照组	上游	6.81	0.36	84.19	1.79	1.28	6.82	0.32	101.57
	中游	7.03	0.36	96.84	1.97	1.11	7.16	0.38	114.86
	下游	7.83	0.38	96.09	1.69	1.14	6.24	0.26	113.64

2.4　不同植物组合对中小河道水体及底泥重金属净化能力评估

通过比对上游和中游,中游和下游的含量(图 3),综合得出重金属含量为上游＞中游＞下游,这表明上游中重金属在向下游迁移时,受到一些外力的减缓。根据实地考查,除了水体中的重金属会沉降到底泥中,岸边植物对水体中重金属的吸收对减缓当地水体中重金属起到了一定程度的作用。由图 3 可以直观看到,对比无植物河流,五种植物组合对水体中重金属均有减缓作用,其中以 C 组对重金属综合减缓能力最强,其次为 D 组,但 B 组植物组合发现对 Cr 具有较高的减缓。C 组为乔灌木群落栽植,主要由水杉、构树、六月雪、山茶、红叶石楠、龟甲冬青及小蜡等植物。D 组为林带片植,主要为水杉、珍珠杜鹃、再力花及铜钱草。刘维涛[25]的研究也表明,水杉和构树能够大量富集重金属元素,可以作为修复重金属污染森林配置模式的骨干树种。李欣等[26]研究认为,水杉、黄山栾树和构树转移重金属的能力较大,这与本研究相符。胡星明等[27]对小蜡叶片对重金属富集进行的研究结果表明,在 4 月至 7 月的富集速度或富集增量高于 7 月至 10 月。除了水杉、构树及小蜡有报道对重金属具有较强的吸收外,其余植物未见有对重金属高富集的现象。因此,水杉、构树及小蜡可优先作为黄龙岘村植物生态修复重金属的组合植物。

同时,水体中重金属与理化因子会相互影响。从图 4a 和图 4b 中发现水体中理化因子对 Cu 和 Cd 影响较大。其中总氮、氨氮及硝氮与 Cu 呈正相关,鲁承秀等[28]认为,Cu 的可交换态与上覆水中总氮及总磷之间存在着极显著的正相关关系,碳酸盐结合态 Cu 与沉积物中营养盐呈现出显著的负相关性,说明水体的富营养化程度加剧可能会增强沉积物中 Cu 向水体释放的风险。因此,Cu 可能会与水体中营养盐协同作用,进而诱导当地水质环境恶劣。目前的研究中,没有发现水体中 Cd 会影响营养化现象。但是,根据之前健康风险评估,水体中 Cd 暴露对当地成人和儿童产生了一定威胁。综上所述,当地环保部门应加强对水体中 Cu 和 Cd 的治理及修复,并及时排查周边可能造成高重金属污染的源头。

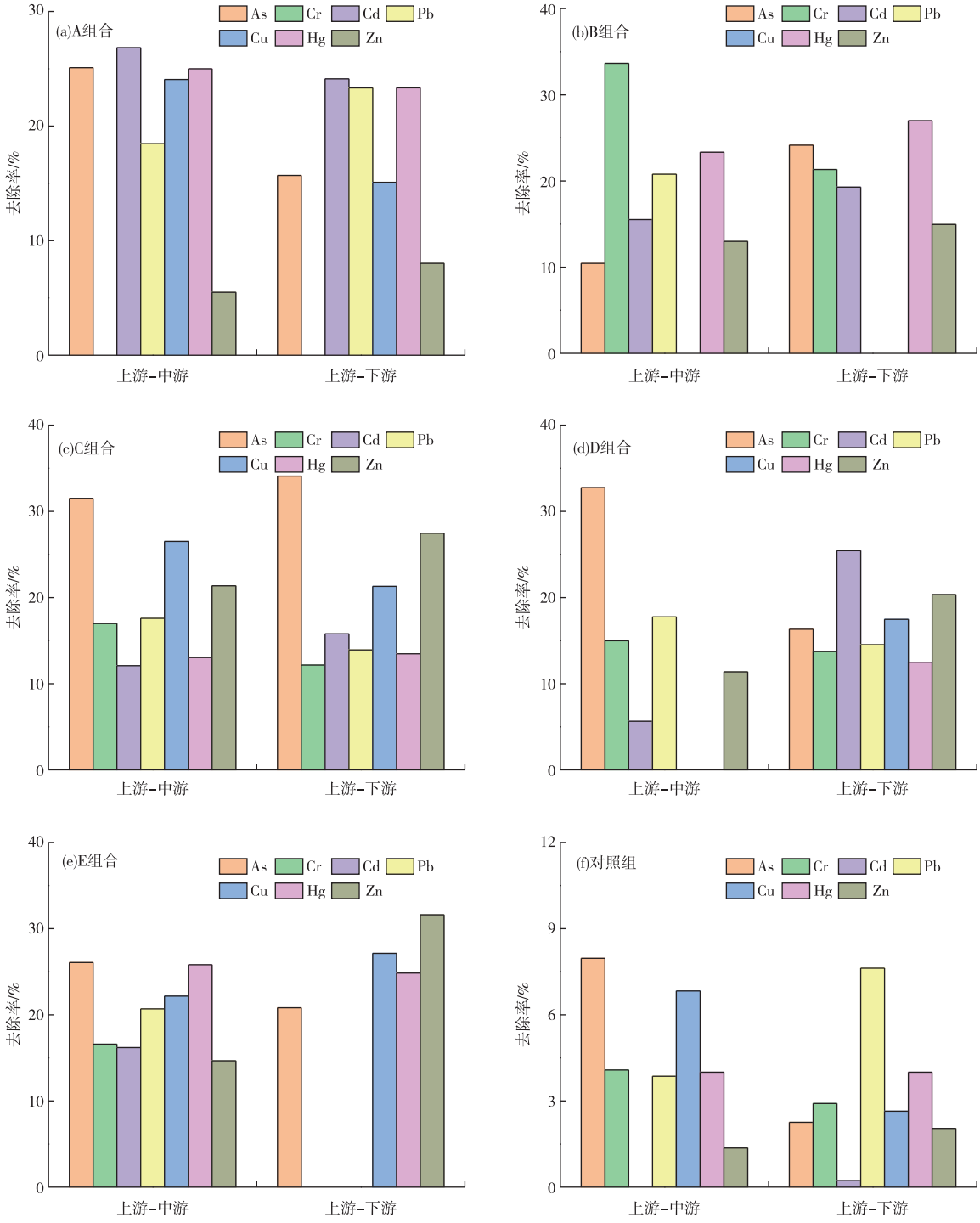

图 3 不同植物组合的河流在不同阶段减缓重金属效果

Fig. 3 The retarded effects of different plant group on heavy metals in rivers

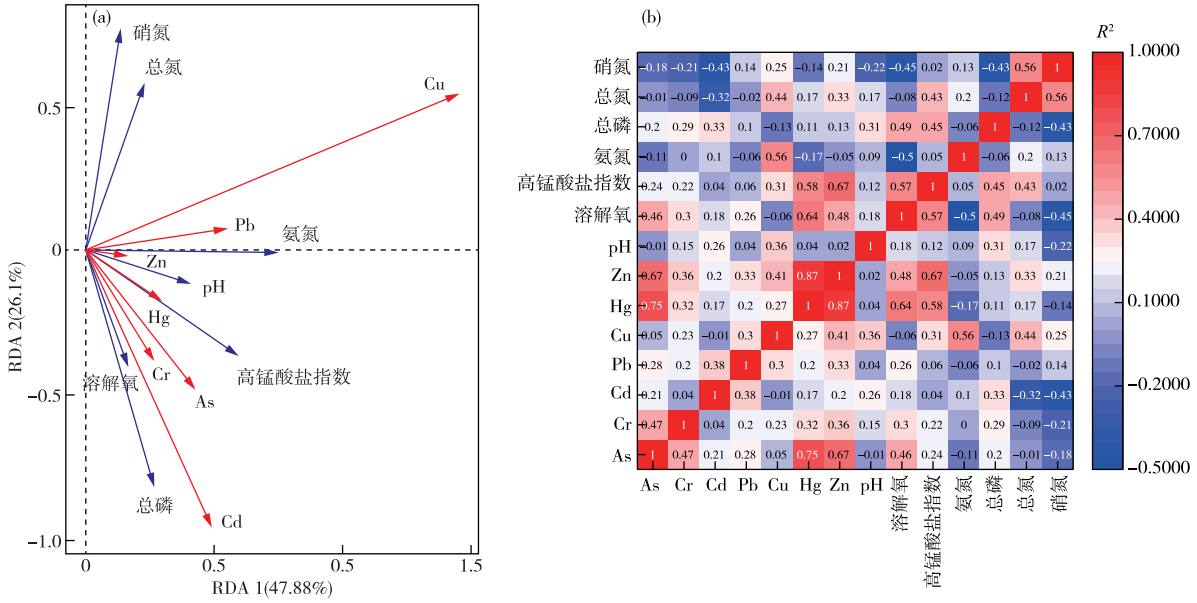

图 4　水体中重金属和营养盐的冗余分析(a)及相关性热图分析(b)

Fig. 4　Redundancy analysis (a) and correlation heat map (b) of heavy metals and nutrients in water

3　结论

1)除一些位点 pH 外,研究区内 6 条河流均符合国家地表水环境治理Ⅴ类标准。除 Pb 和 Cd 外,As、Cr、Cu、Hg 及 Zn 在上、中及下游水体依次降低。底泥中,上游的 Cr、Cd、Pb、Cu、Hg 及 Zn 浓度均高于下游及中游。

2)健康风险评价表明,除对照外,均处于可接受范围内,重金属暴露的致癌和非致癌风险值为儿童大于成人,且饮水途径是引起风险的主要原因。同时,沉积物中重金属潜在生态风险值依次为上游、中游和下游。沉积物中 Cd 的单项污染物风险值最高,且 Cu 可能会与水体中营养盐协同作用,进而诱导水质环境恶化。当地环保部门应加强对水体中 Cd 和 Cu 的治理及修复,并及时排查周边可能造成高重金属污染的源头。

3)水杉、构树和小蜡可优先作为研究区在河流中生态修复重金属的先行植物。

参考文献

[1] 叶海跃,熊星,谢伟芳. 南京生态科技岛海绵城市河道系统植物技术设施对水体重金属及营养盐净化能力评价[J]. 有色金属(冶炼部分),2021(3):162-173.
YE H Y,XIONG X,XIE W F. Evaluation on purification capacity of plant technology facilities for heavy metals and nutrients in river course of a sponge city of Nanjing Eco-technology Island[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy),2021(3):162-173.

[2] 马杰,张秀,刘今朝,等. 某铅锌尾矿库周边土壤重金属污染特征及其来源分析[J]. 有色金属(冶炼部分),2022(6):101-109.
MA J,ZHANG X,LIU J Z,et al. Pollution characteristics and source analysis of heavy metals in soils of a lead-zinc tailings pond[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy),2022(6):101-109.

[3] 徐承香,杨瑞泉,巴家文,等. 贵州省威宁草海主要野生鱼类重金属含量及健康风险评价[J]. 南方农业学报,2020,51(12):3040-3048.
XU C X,YANG R Q,BA J W,et al. Heavy metal contents and health risk assessment of wild fish species in Caohai Lake in Weining county,Guizhou province[J]. Journal of Southern Agriculture,2020,51(12):3040-3048.

[4] 韩承辉,谢伟芳. 基于体外模拟法评价南京某污灌区土壤及蔬菜重金属污染现状[J]. 有色金属(冶炼部分),2021(3):71-77.
HAN C H,XIE W F. Evaluating heavy metal pollution status of soil and vegetables in a sewage irrigation district of Nanjing with in-vitro simulation method[J]. Nonferrous Metals (Extractive Metallurgy),2021(3):71-77.

[5] 王艳,王彤,朱四喜,等. 芦竹中六价铬的富集,转运及其亚细胞的分布[J]. 安全与环境学报,2020,20(6):2295-2302.

WANG Y, WANG T, ZHU S X, et al. Accumulation, translocation and sub-cellular distribution of Cr(Ⅵ) in *Arundodonax*[J]. Journal of Safety and Environment, 2020, 20(6): 2295-2302.

[6] 余婷,郑永红,张治国. 重金属 Cd 胁迫条件下水生植物生长和吸收特征分析[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(1): 63-70.
YU T, ZHEN Y H, ZHANG Z G. Study on the growth and adsorption characteristics of aquatic plants under the stress of heavy metal Cd[J]. Environmental Science and Technology, 2020, 43(1): 63-70.

[7] JEPKOECH J K, SIMIYU G M, ARUSEI M. Selected heavy metals in water and sediments and their bioconcentrations in plant (*Polygonum pulchrum*) in Sosiani River, Uasin Gishu county, Kenya[J]. Journal of Environmental Protection, 2013, 4(8): 796-802.

[8] MASINIRE F F, ADENUGA D, TICHAPONDWA S M. Remediation of chromium (Ⅵ) Containing wastewater using *Chrysopogon zizanioides* (*Vetiver grass*)[J]. Chemical Engineering Transactions, 2020, 79: 385-390.

[9] JIANG Y, MA J, RUAN X. Compound health risk assessment of cumulative heavy metal exposure: a case study of a village near a battery factory in Henan province, China[J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2020, 22, 1408-1422.

[10] ISIAM M S, AHMED M K, HABIBULLAH A M. Potential ecological risk of hazardous elements in different land-use urban soils of Bangladesh[J]. Science of the Total Environment, 2015, 512-513: 94-102.

[11] 卢金涛. 农村生活污水与垃圾调查及其处理技术选择[D]. 重庆: 重庆大学, 2013.
LU J T. Investigation of rural domestic sewage and garbage and selection of treatment technology[D]. Chongqing: Chongqing University, 2013.

[12] 赵妍,戚继忠,王旭和. 植物对生活污水中化学需氧量与溶解氧处理效果研究[J]. 北方园艺, 2013, 27(3): 70-73.
ZHAO Y, QI J Z, WANG X H. Study on purified efficiency of plants on COD removal from domestic sewage and the change of DO[J]. Northern Horticulture, 2013, 27(3): 70-73.

[13] 李睿华,管运涛,何苗. 河岸芦苇、茭白和香蒲植物带处理受污染河水中试研究[J]. 环境科学, 2006, 27(3): 493-497.
ZHAO R H, GUAN Y T, HE M. Pilot-scale study on riparian *Phragmites communis*, *Zizania latifolia* and *Typhaangustifolia* L. zones treating polluted river water[J]. Environmental Science, 2006, 27(3): 493-497.

[14] 吴伟,瞿建宏,王小娟. 水生植物微生物强化系统对日本沼虾养殖水体的生物净化[J]. 生态与农村环境学报, 2011, 27(5): 108-112.
WU W, QU J H, WANG X J. Effect of fortified aquatic plants-microorganisms system on purifying macrobrachium nipponense culturing water[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2011, 27(5): 108-112.

[15] 张旭,付子轼,陈桂发. 湖滨带不同植物群落对水体氮磷净化效果的研究[J]. 环境科学研究, 2021, 34(6), 1370-1374.
ZHAO X, FU Z S, CHEN G F. Purification effect of different plant communities on nitrogen and phosphorus in riparian zone[J]. Research of Environmental Science, 2021, 34(6), 1370-1374.

[16] 任武昂. 城市污水输送,处理过程中氮组分的迁变特性及转化规律研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2015.
REN W A. The study of migration characteristics and transforming discipline of nitrogen compounds in the transportation and treatment process of urban wastewater[D]. Xi′an: Xi′an University of Architecture and Technology, 2015.

[17] 贾斌,刘永兵,李翔. 海口市南渡江流域河塘底泥重金属污染特征及评价[J]. 海南师范大学学报(自然科学版), 2013, 26(4): 421-438.
JIA B, LIU Y B, LI X. The characteristic and assessment of the heavy metal pollution in ponds sediment of Nandu River in Haikou city[J]. Journal of Hainan Normal University (Natural Science), 2013, 26(4): 421-438.

[18] 何松,王小燕,薛杨. 海口美舍河沉积物化学性状时空分布特征[J]. 热带作物学报, 2021, 42(5): 1492-1498.
HE S, WANG X Y, XIE Y. Temporal-spatial distribution characteristics of chemical properties of Meishe River in Haikou, Hainan, China[J]. Journal of Tropical Crops, 2021, 42(5): 1492-1498.

[19] TAO Y, SU H, LI H, et al. Ecological and human health risk assessment of antimony (Sb) in surface and drinking water in China[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 318: 128514. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.128514.

[20] YU H, LIN M L, PENG W H, et al. Seasonal changes of heavy metals and health risk assessment based on Monte Carlo simulation in alternate water sources of the Xinbian River in Suzhou city, Huaibei plain, China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 236: 113445. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2022.113445.

(下转第 147 页)

[31] 王晨,曾祥英,于志强,等.湘江衡阳段沉积物中铊等重金属的污染特征及其生态风险评估[J].生态毒理学报,2013,8(1):16-22.
WANG C,ZENG X Y,YU Z Q,et al. Distribution and risk assessment of thallium and other metals in sediments from Hengyang section of Xiangjiang River[J]. Asian Journal of Ecotoxicology,2013,8(1):16-22.

[32] 王李鸿,角媛梅,明庆忠,等.云南省泸江流域水体重金属污染评价[J].环境科学研究,2009,22(5):595-600.
WANG L H,JIAO Y M,MING Q Z,et al. Evaluation of heavy metal pollution in Bijiang Basin in Yunnan province[J]. Research of Environmental Sciences,2009,22(5):595-600.

[33] 段维霞,宋云波,周取.铊对生态环境和人体健康危害的研究进展[J].环境与职业医学,2019,36(9):884-890.
DUAN W X,SONG Y B,ZHOU Q. Research progress on adverse impacts of thallium on ecological environment and human health[J]. Journal of Environmental and Occupational Medicine,2019,36(9):884-890.

(上接第 130 页)

[21] CUI L,WANG X N,LI J,et al. Ecological and health risk assessments and water quality criteria of heavy metals in the Haihe River[J]. Environmental Pollution,2021,290,117971. DOI:10.1016/j.envpol.2021.117971.

[22] ZHUANG S,LU X W,YU B,et al. Ascertaining the pollution,ecological risk and source of metal(loid)s in the upstream sediment of Danjiang River,China[J]. Ecological Indicators,2021,125:107502. DOI:10.1016/j.ecolind.2021.107502.

[23] YANG S N,ZHAO N,WANG D W,et al. Concentration and chemical speciation of metals in sediments from upstream of the Pearl River,China[J]. Nature Environment and Pollution Technology,2016,15(3):779-788.

[24] KE X,GUI S F,HUANG H,et al. Ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediment from the Liaohe River protected area,China[J]. Chemosphere,2017,175:473-481.

[25] 刘维涛.基于重金属污染修复的城市森林配置模式的初步研究[D].南京:南京林业大学,2006.
LIU W T. Primary study on urban forestry arranging mode for the remediation of the heavy metal contamination[D]. Nanjing:Nanjing Forestry University,2006.

[26] 李欣,孙文,金政.燃煤火电厂周边土壤重金属污染状况及绿化树种对重金属的积累特性[J].上海交通大学学报(农业科学版),2016,34(4):21-29.
LI X,SUN W,JIN Z. Heavy metal contamination of soil and accumulation in greening trees surrounding coal-fired power plant[J]. Journal of Shanghai Jiaotong University (Agricultural Science),2016,34(4):21-29.

[27] 胡星明,王丽平,杨坤,等.城市道路旁小蜡叶片对重金属的富集特征[J].环境化学,2009,28(1):89-93.
HU X M,WANG L P,YANG K,et al. Accumulation of atmospheric heavy metals by *Ligustrum Sinense* leaves in urban road[J]. Environmental Science,2009,28(1):89-93.

[28] 鲁成秀,成杰民.中国三个不同富营养化湖泊沉积物中Cu、Zn赋存特征及其与营养盐的相关性分析[J].生态环境学报,2014,23(2):277-282.
LU C X,CHENG J M. The chemical speciation of copper and zinc and their relationship with nutrients in the sediments from three eutrophic lakes in China[J]. Ecology and Environment Sciences,2014,23(2):277-282.