

拉萨河流域重金属污染及健康风险评价*

刘 凤 李 梅 张荣飞 崔益斌**

(污染控制与资源化研究国家重点实验室,南京大学环境学院,南京,210046)

摘 要 在分析拉萨河水体重金属污染现状以及水质理化参数的基础上,对重金属含量进行 Pearson 相关性分析,并运用水环境健康风险评价模型对其进行了健康风险的初步评价.结果表明 Cd、Pb、Cu、Mn、Ni 和 Zn 未超过我国生活饮用水卫生标准(GB 5749—2006)的限值,As 和 Fe 严重超标.8 种重金属含量与 pH 值间均不存在显著相关性,其中 Zn、Ni 与 Pb 污染存在一定的同源性,而 Ni 与 Cd 来源不同,As、Mn、Fe、Cu 之间污染具有多源性.污染物通过皮肤接触途径所造成的危害要远小于饮水途径,致癌物风险比非致癌物高 2—8 个数量级.其中 As 对总风险贡献率为 99.60%,成为主要的风险污染物.拉萨河水体中污染物引起的总健康风险高于 EPA 推荐的标准值,具有显著的风险,应引起环境监测和环境管理部门的关注.

关键词 拉萨河, 重金属, 健康风险评价.

水体中微量的重金属即可产生生物毒性效应,且其具有生物富集和生物放大效应,它的污染严重影响着人体健康和生态安全.因此,监测和评价河流水体中重金属元素对于水质安全控制具有重要意义.拉萨河水质质量直接影响流域经济社会的可持续发展和广大居民的生命安全,甚至影响拉萨河流域乃至整个西藏地区的社会稳定.目前国内外对于拉萨河水质及重金属污染现状的研究非常有限^[1-2],对重金属健康风险评价几乎是空白.我国学者应用美国环保局推荐的健康风险评价模型,对地表水污染进行评价^[3-7],取得了较多成果.目前,水环境健康风险评价研究主要是针对某一地区或河段开展,而对整个河流进行水环境健康风险评价的还较少.对于水环境健康风险评价的研究大多只考虑饮水途径带来的危害而未考虑皮肤接触途径.并且在参数选取时,仅按照美国环保局推荐的人类平均水平来计算,而很少考虑饮用水源所在地的人群状况.

本文运用 SPSS 对重金属元素含量、盐度及 pH 值进行了 Pearson 相关性分析,同时对 8 种重金属含量的相关性进行了显著性检验,并在此基础上运用美国环保局推荐的饮水途径健康风险评价模型以及 Streng 等提出的皮肤接触途径计算模型^[8],对拉萨河水体重金属污染进行评价,研究结果旨在为评价河流水体中重金属元素提供基础数据支持,为拉萨河流域的水质安全控制和环境质量的综合评价提供科学依据.

1 材料和方法

1.1 样品采集

根据拉萨河干流及主要支流的环境与水文基本特征,课题组于 2010 年 4 月使用全球卫星定位系统(GPS)在拉萨河流域共布设了 5 个监测断面进行定位采样,具体地点分别为:玉年曲选矿厂下(S1)、唐加大桥(S2)、扎雪乡(S3)、曲果朵曲(S4)、乌鲁龙藏布墨穷(S5),并将羊八井作为参照断面(S0).每个采样点用清洗干净的直立式采样器在水面以下 0.5 m 处采集 3 个平行水样,储存于聚乙烯瓶中,加 HNO₃(优级纯)溶液酸化到 pH < 2,密封保存,用于主要重金属和总氮、总磷的分析测定.同时使用便携式检测仪对拉萨河流域水样的温度、pH 值、DO、色度、浊度和盐度进行现场测定.

2011 年 9 月 21 日收稿.

* 国家自然科学基金(31072217);西藏自治区自然科学基金;中国科学院生态环境研究中心环境化学与生态毒理学国家重点实验室开放基金资助项目(KF2009-19)资助.

** 通讯联系人, Tel:13915991470; E-mail:cuiyb@nju.edu.cn

1.2 样品测定与分析

用电感耦合等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)测定 Ca、Mg、Cu、Zn、Pb、Cd、Mn、Fe、Ni 和 As 共 10 种金属含量,其检测限分别为 6.7、20、3.6、1.2、28、2.3、0.93、4.1、10 和 35 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (USEPA 6010). 总磷和总氮含量测定参考国家标准规定的钼酸氨分光光度法(GB 11893-89)和紫外分光光度法(GB 11894—89). 采用国家标准中心提供的标准物质进行质量控制,结果表明所有待测元素的 RSD(相对标准偏差)均低于 10%,数据的精度和准确度均符合要求. 实验所用玻璃、塑料器皿均在硝酸溶液(浓硝酸与水体积比 1:3)中浸泡 24 h 以上,并用蒸馏水和超纯水洗净后烘干. 样品测定设定空白对照,分析过程所用试剂均为分析纯,实验用水为超纯水.

1.3 水环境健康风险评价模型

饮水途径健康风险评价模型:

$$R_i^c = [1 - \exp(-D_i q_i)]/L \quad (1)$$

$$R_i^n = (D_i/\text{RFD}_i) \times 10^{-6}/L \quad (2)$$

式(1)为饮水途径致癌风险的评价模型. R_i^c 为化学致癌物质 i 经饮水途径的平均个人致癌年风险, a^{-1} ; D_i 为化学致癌物质 i 经饮水途径的单位体重日均暴露剂量, $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$; q_i 为化学致癌物质 i 的饮水途径致癌强度系数, $\text{kg}\cdot\text{d}\cdot\text{mg}^{-1}$; L 为人均寿命, a .

式(2)为饮水途径非致癌风险的评价模型. R_i^n 为非致癌物 i 经饮水途径所致健康危害的个人平均年风险, a^{-1} ; RFD_i 为非致癌物 i 的饮水途径参考剂量, $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$; L 为人均寿命, a .

饮水途径的单位体重日均暴露剂量 D_i 为:

$$D_i = 2.2 C_i/W \quad (3)$$

式(3)中 2.2 为成人每日平均饮水量, L ; C_i 为化学致癌物质或非致癌物质的质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; W 为人均体重, kg .

皮肤接触途径健康风险评价模型:本文参考杨全锁^[8]的相关研究,对于不挥发和半挥发的无机物,去掉了原模型中的 TF 项(经煮沸后污染物的残留比)和 $e^{-\lambda \times \text{TH}}$ 项(自然衰减过程中的损耗). 计算模型如下:

$$R_i^p = [1 - \exp(-\text{CDI} \times q_i)]/L \quad (4)$$

$$R_i^f = (\text{CDI} \times 10^{-6}/\text{RFD}_i)/L \quad (5)$$

式(4)为皮肤接触途径致癌风险的评价模型. R_i^p 为化学致癌物质 i 经皮肤接触途径所致健康危害的个人平均年风险, a^{-1} ; CDI 为每日单位体重的摄入剂量, $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$.

式(5)为皮肤接触途径非致癌风险的评价模型. R_i^f 为非致癌物质 i 经皮肤接触途径所致健康危害的个人平均年风险, a^{-1} .

皮肤接触途径单位体重日均暴露剂量 CDI 可按式计算:

$$\text{CDI} = I \times A_{\text{sd}} \times \text{FE} \times \text{EF} \times \text{ED}/(W \times \text{AT} \times f) \quad (6)$$

$$I = 2 \times 10^{-3} \times k \times C_i \times \sqrt{(6 \times \tau \times \text{TE}/\pi)} \quad (7)$$

式(6)中, I 为每次洗澡单位面积对污染物的吸附量, $\text{mg}\cdot(\text{cm}^2\cdot\text{次})^{-1}$; A_{sd} 为人体表面积, cm^2 ; FE 为洗澡频率, $\text{次}\cdot\text{d}^{-1}$; EF 为暴露频率, $\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$; ED 为暴露延时, a ; W 为平均体重, kg ; AT 为平均暴露时间, d ; f 为肠道吸附比率; k 为皮肤吸附参数, $\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$; τ 为延滞时间, h ; TE 为洗澡时间, h .

各有毒物质对人体健康产生危害的累积效应呈相加关系、协同关系或拮抗关系. 一般水体中,各有毒物质浓度很低,因此,可以假定每种化学物质的作用是独立的,即各有毒物质危害人体健康的累积效应呈相加关系. 则水环境总体健康危害风险 R 可表示为:

$$R = R^c + R^n + R^p + R^f \quad (8)$$

1.4 参数选择

根据国际癌症研究机构(IARC)和世界卫生组织(WHO)编制的分类系统,以及美国 EPA 推荐值,本研究所测定的重金属中,化学致癌物有 Cd、As,非化学致癌物有 Pb、Cu、Zn,其致癌强度系数和非致癌物质参考剂量见表 1^[9].

饮用水源地水环境健康风险评价的评价对象为特定人群,根据中国卫生统计资料,西藏人均预期寿命为 64.37 a,成人人均体重为 57.6 kg^[10]. 本文所使用的参数参考杨全锁^[8]的相关研究成果,具体为:人体表面积 A_{sd} 取 16600 cm²;洗澡频率 FE 取 0.3 次·d⁻¹;暴露频率 EF 取 365 d·a⁻¹;暴露延时 ED 对于非致癌物取 35 a,致癌物取 77.10 a;平均暴露时间 AT 对于非致癌物取 35 a,即 12775 d,对于致癌物取 77.10 a,即 28142 d;肠道吸附比率 f 取 1;皮肤吸附参数 k 取 0.001 cm·h⁻¹;每种污染物的延滞时间 τ 均取 1 h;洗澡时间 TE 取 0.4 h.

表 1 致癌物质的致癌强度系数和非致癌物质参考剂量
Table 1 The values of q_i and RFD_i of model parameters

化学致癌物质	$q_i/(mg^{-1}\cdot kg\cdot d)$	非致癌物质	RFD _i /(mg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹)
Cd	6.1	Pb	1.4×10^{-3}
As	15	Cu	5.0×10^{-3}
		Zn	3.0×10^{-1}

2 结果与讨论

2.1 拉萨河流域水质理化参数分析

拉萨河流域各采样点水质理化参数见表 2,由表 2 可见,河水水温处于 7.4—11.3 ℃,平均水温 9.7 ℃,由于采样时间不同,早晚温差大,因此水温变化较大. 河水 pH 值为 8.03—8.27,平均 pH 值为 8.17,结果显示拉萨河水体的酸碱度变化不大,均呈现为微碱性. 色度和浊度分别为 35.41—114.34 和 7.50—25.90,不同河段、不同支流之间色度和浊度的含量差异比较大,但变化趋势基本呈正相关,其中 S2 点(唐加大桥)人为干扰较小,杂质较少,颗粒物很少,因此浊度较低. DO 优于《地表水环境质量标准(GB 3838—2002)》Ⅱ类水质要求,TP 含量极低,优于Ⅰ类水质要求,TN 的浓度范围为 0.464—0.691 mg·L⁻¹,低于Ⅲ类总氮(湖、库,以 N 计)限定标准,表明水体受到 N 轻微污染. 羊八井分布着丰富的地热资源,水质受到地壳活动的影响,除盐度和 TN 外,拉萨河水的其它水质理化参数均低于羊八井温泉.

表 2 拉萨河流域水质理化参数
Table 2 Water quality parameters in Lhasa River

断面	水温 /℃	pH 值	色度	浊度	盐度 /‰	DO /(mg·L ⁻¹)	TP /(mg·L ⁻¹)	TN /(mg·L ⁻¹)
S0	16.6	8.96	496.03	131.87	1.0	7.00	1.011	0.145
S1	10.0	8.03	35.41	15.77	1.5	7.64	n. d.	0.620
S2	10.3	8.26	69.84	7.50	0	6.53	n. d.	0.691
S3	11.3	8.27	79.73	16.18	1.0	8.65	0.058	0.609
S4	7.4	8.21	79.49	18.40	0.5	8.73	0.004	0.464
S5	9.6	8.08	114.34	25.90	0.5	7.49	0.017	0.682

注:n. d. 为未检出.

2.2 拉萨河流域金属含量

各采样点水体中金属元素含量分布情况见表 3. 由表 3 可见,拉萨河金属元素以 Ca 和 Mg 为主,若以 Ca²⁺ 和 Mg²⁺ 含量作为水体硬度指标,则 5 个监测断面水体硬度为 96.13—107.79 mg·L⁻¹,属于软水水质. 综合拉萨河干流和支流的结果来看,重金属在水体中平均含量顺序为 Fe > Zn > As > Cu > Pb > Ni > Cd. 除 Zn 外,河水中其它重金属平均含量明显低于羊八井温泉. 与国内同类型河流如巩乃斯河、汉江、洪河、细河以及墨江河相比^[11-15],拉萨河水体中 Cd、As、Cu、Pb 和 Zn 含量高于细河水体中这几种重金属的含量均值,但低于墨江河水体含量,其中,Cu 和 Cd 平均含量同时也低于汉江水体含量均值,Pb 和 Zn 的含量低于洪河水体平均含量,Ni 的含量低于巩乃斯河水含量均值,但 Fe 和 Mn 的含量明显比巩乃斯河平均含量高. 从空间分布来看,As、Mn 和 Fe 含量最大值均出现在 S5,Cd 和 Cu 含量最高点位均

为 S4,S5 和 S4 两个监测断面位于拉萨河中上游. Zn、Ni 和 Pb 在 S1 含量最高. 各个采样点水体的重金属元素含量差异显著,这可能是由于不同河段的重金属污染往往受污染源(矿山)的制约,而且相对于下游,上游的重金属污染程度较强所致. 与生活饮用水卫生标准(GB 5749—2006)相比较,除 As 和 Fe 的含量超过国家饮用水限定值之外,其它 6 种重金属含量均在国家饮用水规定范围内. 根据地表水环境质量标准(GB 3838—2002),Cd、Pb、As 优于Ⅰ类水质要求,Cu、Zn 达到Ⅱ类水质标准,而 Fe 在 S3、S4、S5 监测断面的浓度均超过了国家标准限值.

在拉萨河 5 个监测断面中,S5 重金属浓度最高,其次是 S3,S2 浓度最低,S1 和 S4 相差不多. S5 监测断面设在靠近青藏公路的乌龙曲,S3 采样点设在墨竹工卡县扎雪乡,这两个采样断面重金属复合污染较严重. 拉萨河流域重点污染企业主要是矿山和冶炼厂,大量的选矿废水直接排入;同时拉萨河流域特别是拉萨市人口的大量增加促使生活“三废”产量的增长,这可能是造成它们重金属浓度较高的原因.

表 3 拉萨河流域金属元素含量(μg·L⁻¹)
Table 3 Concentration of metals in Lhasa River (μg·L⁻¹)

断面	As	Ni	Ca	Mn	Fe	Cu	Mg	Zn	Cd	Pb
S0	3049.500	2.795	5001.500	38.470	675.600	15.597	242.000	27.885	0.098	3.510
S1	26.500	2.368	31095.000	23.415	299.750	6.066	5183.000	241.100	0.048	3.229
S2	32.000	1.438	29030.000	16.090	257.450	6.214	5753.000	54.325	0.059	2.617
S3	23.000	1.787	31585.000	47.345	563.000	5.210	6460.000	131.250	0.058	2.647
S4	21.500	1.355	32190.000	16.710	467.100	11.008	6665.000	135.650	0.066	2.674
S5	35.500	1.620	28515.000	52.025	714.900	8.449	6063.000	85.290	0.065	2.695
均值	27.700	1.714	30483.000	31.117	460.440	7.389	6024.800	129.523	0.059	2.772

2.3 重金属、盐度和 pH 相关性分析

对拉萨河流域重金属含量、盐度及 pH 值进行 Pearson 相关性分析,得到偏相关矩阵见表 4. 由表 4 可知,Ni 含量与 Pb 含量及盐度间存在显著正相关 ($P < 0.05$),与 Cd 含量间存在显著负相关 ($P < 0.05$),Zn 含量与 Pb 含量及盐度间存在显著正相关 ($P < 0.05$),表明 Zn、Ni 与 Pb 污染存在一定的同源性,而 Ni 与 Cd 来源不同. 有研究指出,酸性废水会引起固体废弃物中的重金属元素的活化及迁移,而拉萨河水体呈现微碱性,这可能是 8 种重金属含量与 pH 值间均不存在显著相关性的原因. As、Mn、Fe、Cu 间均不存在显著相关性,表明污染具有多源性. 拉萨河水体 Cd、Pb、As 含量低于环境质量标准(GB 3838—2002)Ⅰ类限定值,表明 3 种重金属的含量为自然本底值.

表 4 拉萨河流域重金属含量与 pH、盐度偏相关矩阵
Table 4 Partial correlation matrix of heavy metal, pH and salinity in Lhasa River

	As	Ni	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Pb	pH 值	盐度
As	1									
Ni	-0.086	1								
Mn	0.294	0.126	1							
Fe	0.174	-0.224	0.858	1						
Cu	-0.132	-0.555	-0.231	0.294	1					
Zn	-0.503	0.840	-0.146	-0.256	-0.132	1				
Cd	0.125	-0.894 *	0.187	0.597	0.716	-0.712	1			
Pb	-0.102	0.907 *	-0.193	-0.387	-0.243	0.895 *	-0.819	1		
pH	-0.334	-0.657	-0.148	-0.099	-0.087	-0.583	0.377	-0.781	1	
盐度	-0.421	0.904 *	0.201	-0.018	-0.341	0.928 *	-0.714	0.805	-0.544	1

注: * 为 95% 置信区间.

2.4 拉萨河流域重金属健康风险评价

根据健康风险评价模型和参数,可以计算出 2010 年拉萨河流域各污染物通过饮水和皮肤接触途径所致的健康风险,计算结果见表 5 和表 6. 从表 5 和表 6 可以看出,在所研究的重金属污染物中,污染物通过皮肤接触途径对人体健康所造成的危害要远小于通过饮水途径所造成的危害,致癌物对人体健康

危害的个人年风险比非致癌物的年风险水平高 2—8 个数量级. 5 种重金属洗浴总风险为 $4.88 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, 超过了荷兰建设和环境部以及英国皇家协会最大可接受风险水平 $1 \times 10^{-6} \text{ a}^{-1}$, 但低于美国环境保护署 ($1 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$) 和国际辐射防护委员会 (ICRP) 最大可接受风险 ($5 \times 10^{-5} \text{ a}^{-1}$), 而饮水总健康危害程度为 $1.22 \times 10^{-3} \text{ a}^{-1}$, 是 ICRP 推荐的最大可接受风险水平的 24.4 倍, 达到瑞典环保局、荷兰建设和环境部推荐的最大可接受水平的 1220 倍. 其中化学致癌物 Cd 洗浴风险在 $\times 10^{-7}$ 数量级, 略高于英国皇家协会可忽略风险水平 ($1 \times 10^{-7} \text{ a}^{-1}$), 洗浴风险近乎等于零, 而 As 的健康风险水平在 1.90×10^{-4} — $3.13 \times 10^{-4} \text{ a}^{-1}$, 高于上述可接受风险阈值, 且对人体健康危害的总风险贡献率为 99.60%, 成为风险决策管理的重点对象. 在本研究中, 饮用水中的化学致癌物 As 和 Cd 所引起的健康风险以 As 为大, 为主要污染物, 这与前人的研究结果一致^[3, 8, 9]. 非致癌物质的健康危害程度以 Pb 最大, 其次为 Cu, 它们分别占该类年人均风险的 41.19% 和 30.91%, Zn 在各监测断面所引起的洗浴风险和健康风险均可忽略. 与其它研究工作相比较^[3-8], Cu 的健康风险低于毛村和宁波市, 同时略高于陈行水库. Pb 的平均个人年风险与长江、嘉陵江和湘江基本处于同一数量级别, 但明显高于陈行水库、天津市和青岛 5 个水库. 所以 Pb 和 Cu 所引起的健康风险也不能忽视, 特别是 Pb 的污染.

表 5 致癌物质和非致癌物质所致健康危害的个人年风险 (a^{-1})
Table 5 Health risk induced by chemical carcinogens and non-carcinogens for one person (a^{-1})

断面		S1		S2		S3		S4		S5	
		饮水风险	洗浴风险	饮水风险	洗浴风险	饮水风险	洗浴风险	饮水风险	洗浴风险	饮水风险	洗浴风险
致癌物	As	2.34×10^{-4}	9.34×10^{-7}	2.82×10^{-4}	1.13×10^{-6}	2.03×10^{-4}	8.10×10^{-7}	1.90×10^{-4}	7.58×10^{-7}	3.13×10^{-4}	1.25×10^{-6}
	Cd	1.74×10^{-7}	0	2.14×10^{-7}	0	2.10×10^{-7}	0	2.39×10^{-7}	0	2.35×10^{-7}	0
非致癌物	Cu	7.22×10^{-10}	2.85×10^{-12}	7.39×10^{-10}	2.92×10^{-12}	6.20×10^{-10}	2.45×10^{-12}	1.31×10^{-9}	5.17×10^{-12}	1.01×10^{-9}	3.97×10^{-12}
	Zn	4.77×10^{-10}	1.89×10^{-12}	1.08×10^{-10}	4.25×10^{-13}	2.60×10^{-10}	1.03×10^{-12}	2.69×10^{-10}	1.06×10^{-12}	1.69×10^{-10}	6.68×10^{-13}
	Pb	1.37×10^{-9}	5.42×10^{-12}	1.11×10^{-9}	4.40×10^{-12}	1.12×10^{-9}	4.45×10^{-12}	1.13×10^{-9}	4.49×10^{-12}	1.14×10^{-9}	4.53×10^{-12}

从表 6 可以看出, 各监测断面由有毒污染物所致健康危害的总风险按从大到小排列为: $S5 > S2 > S1 > S3 > S4$, 与重金属总浓度顺序不一致, 其健康危害总风险变化趋势与基因毒物质的年风险变化趋势相一致, 即水环境健康危害的总风险主要由 As 这种基因毒物质产生. 按 EPA 对致癌物质可接受的风险水平来衡量, 5 个监测断面都检测到基因毒物质, 且风险度高于 $\times 10^{-4}$, 均具有显著的风险, 应引起环境监测和环境治理部门的关注.

表 6 有毒污染物所致健康危害的总个人年风险 (a^{-1})
Table 6 Total health risk induced by both chemical carcinogens and non-carcinogens for one person (a^{-1})

断面	致癌物		非致癌物		饮水风险	洗浴风险	总风险
	饮水风险	洗浴风险	饮水风险	洗浴风险			
S1	2.34×10^{-4}	9.34×10^{-7}	2.57×10^{-9}	1.02×10^{-11}	2.34×10^{-4}	9.34×10^{-7}	2.35×10^{-4}
S2	2.82×10^{-4}	1.13×10^{-6}	1.96×10^{-9}	7.75×10^{-12}	2.82×10^{-4}	1.13×10^{-6}	2.83×10^{-4}
S3	2.03×10^{-4}	8.10×10^{-7}	2.00×10^{-9}	7.93×10^{-12}	2.03×10^{-4}	8.10×10^{-7}	2.04×10^{-4}
S4	1.90×10^{-4}	7.58×10^{-7}	2.71×10^{-9}	1.07×10^{-11}	1.90×10^{-4}	7.58×10^{-7}	1.91×10^{-4}
S5	3.13×10^{-4}	1.25×10^{-6}	2.32×10^{-9}	9.17×10^{-11}	3.13×10^{-4}	1.25×10^{-6}	3.14×10^{-4}
总计	1.22×10^{-3}	4.88×10^{-6}	1.43×10^{-8}	5.65×10^{-11}	1.22×10^{-3}	4.88×10^{-6}	

需要指出的是, 环境健康风险评价是一种新的评价方法, 但由于健康风险评价本身存在较大的不确定性, 如致癌物强度系数、参考剂量的选取、各有毒物质对人体健康危害的累积效应分析等, 许多方面尚待深入研究.

3 结论

(1) 拉萨河流域水体呈微碱性, 属软水水质, 受到 N 轻微污染. Cd、Pb、As、TP 含量优于《地表水环境质量标准 (GB 3838—2002)》Ⅰ类水质要求, Cu、Zn、DO 含量优于Ⅱ类水质要求.

(2)通过 Pearson 相关性分析可知,8 种重金属含量与 pH 值间均不存在显著相关性,Zn、Ni 与 Pb 污染存在一定的同源性,而 Ni 与 Cd 来源不同. As、Mn、Fe、Cu 间均不存在显著相关性,表明污染具有多源性.

(3)污染物通过皮肤接触途径对人体健康所造成的危害要远小于通过饮水途径所造成的危害,致癌物对人体健康危害的个人年风险比非致癌物的年风险水平高 2—8 个数量级. 其中致癌物 Cd 健康风险为可忽略风险水平,而 As 对总风险贡献率为 99.60%,成为风险决策管理的重点对象. 非致癌物 Pb 和 Cu 所引起的健康风险也不能忽视,其它 4 种重金属贡献较小. 拉萨河水体中污染物引起的健康风险度均高于 EPA 推荐的标准值,具有显著的风险,应引起环境监测和环境管理部门的关注.

参 考 文 献

- [1] 布多,罗文培,王燕飞,等. 拉萨河流域水体铅、锌含量的初步研究 [J]. 西藏大学学报(自然科学版),2010,25(2):17-23
- [2] Xiang H, Mika S, Egil T G, et al. Environmental impact of mining activities on the surface water quality in Tibet: Gyama valley [J]. Sci Total Environ, 2010,40(8):4177-4184
- [3] 孙树青,胡国华,王勇泽,等. 湘江干流水环境健康风险评价 [J]. 安全与环境学报,2006,6(2):12-15
- [4] 滕丽华. 宁波市饮用水中重金属铁锌铜健康风险度评价 [J]. 广东微量元素科学,2007,14(6):33-36
- [5] 胡英,祁士华,张俊鹏,等. 我国桂林毛村地下河重金属健康风险评价 [J]. 环境化学,2010,29(3):392-396
- [6] 张韵,李崇明,赵俊伟,等. 长江、嘉陵江重庆段饮用水源健康风险评价 [J]. 三峡环境与生态,2008,1(1):56-60
- [7] 王秋莲,张震,刘伟. 天津市饮用水源地水环境健康风险评价 [J]. 环境科学与技术,2009,32(5):187-190
- [8] 杨全锁,郑西来,许延营,等. 青岛市黄岛区饮用水源健康风险评价 [J]. 安全与环境学报,2008,8(2):83-86
- [9] 张超,陈振楼,张翠,等. 上海市主要饮用水源地水重金属健康风险评价 [J]. 环境科学研究,2009,22(1):60-65
- [10] MEPRC. Annual report of China health statistics. <http://www.moh.gov.cn/publicfiles/business/htmlfiles/zwgkzt/pjnjn/year20081/8.htm> [EB/OL]. [2008/8-10]
- [11] 李梅英,徐俊荣,刘志兴,等. 新疆巩乃斯河水中微量重金属元素的特征分析 [J]. 水资源保护,2009,25(5):44-48
- [12] 卜红梅,朱明勇,张全发,等. 汉江上游水中溶解性重金属的空间分布及来源分析 [J]. 中国给水排水,2010,26(9):58-64
- [13] 阎冬,李垒,张长松,等. 安阳市洪河水体中重金属污染研究 [J]. 广东化工,2010,37(5):159-162
- [14] 吴学丽,杨永亮,汤奇峰,等. 沈阳河水、地下水及沉积物中重金属的生态风险评价及来源辨析 [J]. 生态学杂志,2011,30(3):438-447
- [15] 曾能周. 采选矿废水对墨江河水体的污染及评价 [J]. 广东化工,2009,36(6):130-262

Pollution analysis and health risk assessment of heavy metals in Lhasa River

LIU Feng LI Mei ZHANG Rongfei CUI Yibin*

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, School of the Environment, Nanjing University, Nanjing, 210046, China)

ABSTRACT

Partial correlation was analyzed based on the concentrations of heavy metals and water quality parameters of Lhasa River. Health risks associated with heavy metals in drinking water were assessed primarily by health risk assessment models. The results evaluated using the limit values of drinking water health standards in China (GB 5749—2006) showed that Cd, Pb, Cu, Mn, Ni and Zn did not exceed the limit, while As and Fe were severely over the limit. Correlation analyses demonstrated that there were stronger associations among Zn, Ni and Pb, and their good correlation suggested common sources. Ni and Cd were from different sources, and As, Mn, Fe and Cu had multiple pollution sources. The correlation between concentrations of the eight heavy metals and pH was not significant. Compared with ingestion exposure route, the harm caused by contaminants exposure through dermal contact route was far less. And carcinogenic risks by carcinogens were 2—8 orders of magnitude higher than non-carcinogens. As was the main risk pollutant, since its contribution to total risk was 99.60%. It is suggested that Lhasa River should be of concern by the environmental monitoring and management departments, since its total health risk was severely over the reference value recommended by USEPA.

Keywords: Lhasa River, heavy metal, health risk assessment.