

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2023053006

CSTR:32061.14.hjhx.2023053006

和永贤, 许鸿, 王健康, 等. 新疆典型地区地表水与地下水重金属分布特征及健康风险评估[J]. 环境化学, 2024, 43(11): 3716-3732.

HE Yongxian, XU Hong, WANG Jiankang, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in surface water and groundwater in typical areas of Xinjiang[J]. Environmental Chemistry, 2024, 43 (11): 3716-3732.

新疆典型地区地表水与地下水重金属分布特征 及健康风险评估*

和永贤¹ 许 鸿¹ 王健康^{1,2**} 李俊峰¹ 孙志华¹
薛海斌¹ 陈翠忠¹ 蓝明菊¹ 吴心蓉¹

(1. 石河子大学水利建筑工程学院, 石河子, 832000; 2. 石河子大学干旱区水资源高效利用重点实验室, 石河子, 832000)

摘 要 水源水质是影响社会稳定和经济发展的主要因素. 为综合分析评价新疆典型地区地表水和地下水中重金属的分布特征及对人体的健康风险, 本研究选取了 8 处典型流域地表水 (404 组水环境样品) 和 7 处典型流域地下水 (552 组水环境样品) 中的 7 种典型重金属元素 (As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn) 进行统计, 分别运用多元统计分析、健康风险评估及其不确定性分析以揭示新疆典型地区地表水和地下水重金属的分布状况和对人体产生的健康风险. 结果表明, 新疆各研究区域地表水和地下水重金属的平均含量均符合我国现行的饮用水卫生标准. 各重金属的含量分布在地表水源中并未表现出明显的地域特征, 但在地下水源中主要表现为塔里木盆地 As 和 Cd 富集的特点; 健康风险评估结果表明, 健康风险主要来源于摄入途径且儿童的健康风险较高. 非致癌健康风险 (HI) 主要由金属元素 As 引起, 具体体现在地表水源的博斯腾湖流域和地下水源的奎屯垦区、吐尔羌河流域. 其中, 地表水源中各重金属对人体非致癌风险的排序为: As > Cr > Cd > Ni > Pb > Cu > Zn; 地下水源中的排序为: As > Cd > Cr > Pb > Ni > Cu > Zn. 致癌风险评估结果显示, As 和 Cr 是新疆各水源中影响人体健康的主要重金属元素, 尤其是地下水源. 因此, 当地政府在饮用水源的选取过程中, 应同时加强对水体中 As 和 Cr 的监管和控制.

关键词 地表水, 地下水, 重金属, 健康风险评估.

中图分类号 X-1; O6 **文献标识码** A

Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in surface water and groundwater in typical areas of Xinjiang

HE Yongxian¹ XU Hong¹ WANG Jiankang^{1,2**} LI Junfeng¹ SUN Zhihua¹
XUE Haibin¹ CHEN Cuizhong¹ LAN Mingju¹ WU Xinrong¹

(1. College of Water Conservancy & Architectural Engineering, Shihezi University, Shihezi, 832000, China; 2. Key Laboratory of Water Resources Efficient Utilization in Arid Areas, Shihezi University, Shihezi, 832000, China)

Abstract Water quality of source water is an important factor, which affects the social stability and economic development. In order to comprehensive analyze and evaluate the distribution characteristics and health risk to humans of heavy metals in surface water and groundwater in typical

2023年5月30日收稿(Received: May 30, 2023).

* 国家自然科学基金(42107414), 石河子大学高层次人才科研项目(RCZK202024)和石河子大学大型贵重仪器设备共享测试基金(2021gx254)资助.

Supported by the National Natural Science Foundation of China (42107414), High-level Talent Scientific Research Project of Shihezi University (RCZK202024) and Large Valuable Instruments and Equipment Sharing Test Fund of Shihezi University (2021gx254).

** 通信联系人 **Corresponding author**, E-mail: shuibenerban@126.com

areas of Xinjiang, seven typical heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) were selected from eight typical catchment surface water (404 groups of water environment samples) and seven typical catchment groundwater (552 groups of water environment samples) in the research, and used Multivariate statistical analysis, health risk assessment and uncertainty analysis to reveal the distribution and health risk of heavy metals in surface water and groundwater in typical areas of Xinjiang. The results revealed that: The average concentrations of heavy metals in surface water and groundwater of various research areas in Xinjiang were coincided the current drinking water hygienic standard. The content distribution of heavy metals in surface water show unobvious regional characteristics, but it mainly manifested as As and Cd were enriched in Tarim Basin in groundwater; The health risk assessment showed that the health risks were mainly from ingestion routes, and the health risks to children was higher than that to adults. The non-carcinogenic health risk(HI) was mainly caused by As, and were specific reflected in the Bosten Lake basin of surface water and the Kuitun Reclamation area、the Yerqiang River basin of groundwater. the non-carcinogenic health risk of heavy metals in surface water were in order: $As > Cr > Cd > Ni > Pb > Cu > Zn$; in groundwater were in order: $As > Cd > Cr > Pb > Ni > Cu > Zn$; Carcinogenic health risk assessment results show that As and Cr were the main heavy metal element affecting human health in water sources in Xinjiang, especially in groundwater. Therefore, the local government should strengthen the supervision and control of As and Cr in water during the selection of drinking water sources.

Keywords surface water, groundwater, heavy metals, health risk assessment.

随着经济社会和城市工业化的发展,水源污染问题日益显著^[1].地表水作为我国主要的地表水源,其水质受人类活动、地质构造等因素的影响有所下降^[2-4].从流域分布情况来看,我国各地表水环境受污染的程度有所不同,且主要表现为重金属含量超标,其中海河流域和珠江流域污染较为严重,长江流域污染最轻^[5-8].从重金属污染情况来看,不同水源的主要污染物存在一定的差异,如黄河^[5]、松花江^[6]、海河^[3]和珠江^[7]主要污染物为 As 和 Cd,淮河干流水系^[4]主要污染物为 Cd,而辽河、长江^[8]主要污染物为 Hg.受地质高背景值及水岩相互作用等自然因素的影响,地下水源同样存在重金属污染现象^[9].Guo 等^[10]在对我国河套盆地和呼和浩特盆地地下水的研究中发现,受 As 和 Cr 含量的影响,地下水水质较差;Bian 等^[11]研究发现,松嫩平原地下水 Cr 和 Cd 含量超标;师环环等^[12]认为雷州半岛地下水主要污染物为 Mn 和 As.而地表水和地下水作为我国主要的饮用水水源,摄入是重金属进入人体的重要途径之一,相较其他污染物,重金属污染物具有高毒性、持久性和不可降解等特点,伴随生物富集效应,会对人体健康造成不利影响,如出现肾脏损伤、皮肤癌和食道癌等疾病^[13-14].因此,对地表水和地下水重金属进行健康风险评价是十分必要的.但由于不同重金属的毒性存在差异,将重金属含量与指导值进行单一比较不足以评估其对人体产生的潜在健康风险.目前相关学者对重金属的健康风险评价通常采用美国国家环保署(US EPA)的水环境健康风险评价模型^[15],该模型是以重金属的平均含量为指标,基于对日平均剂量和暴露水平的评估,科学地表征重金属对人体所产生的潜在健康风险.此外,再通过蒙特卡洛模拟的概率分析来量化评价过程中产生的不确定性,可以更真实地反映重金属的风险状况^[16].

新疆地处中国西北内陆,受降水季节分布不均和蒸发量大的影响,水资源相对缺乏^[17-18].在“一带一路”背景下,新疆城镇化进程不断推进,经济得到了快速发展,但同时也带来了一系列水源重金属污染问题^[19-20].目前,相关学者对新疆地区不同水体(地表水或地下水)或不同区域水源的重金属污染情况已进行了相关研究,如吴丽娜等^[19]在对乌鲁木齐周边地表水调查中发现,受工农业活动的影响,其地表水源存在一定的 As 和 Cd 污染;王楠等^[21]和魏兴等^[22]的研究发现,石河子和喀什地区地下水存在一定的 Mn 和 As 污染,且具有空间异质性;韩芹芹等^[23]对乌鲁木齐主要饮用水源地水质进行了研究,发现乌鲁木齐地表水和地下水均存在重金属污染现象.但由于新疆地区地表水和地下水具有同源性,

在水循环过程中存在一定的交互过程^[24],而这种交互过程是否会对地表水和地下水中重金属含量的再分布产生影响尚不清晰.因此,全面而系统地分析和评价新疆主要水源的水质对于了解新疆地区地表水和地下水中重金属的分布特征和对人体的健康风险进行评价是十分必要的.

本研究主要收集了近 16 年(2007—2023)国内外已发表的学术论文,以新疆地区不同流域地表水和地下水中重金属的平均含量为基准,探究其空间分布特征及健康风险,旨在明晰新疆各流域地表水和地下水中重金属空间分布和污染程度,以期为保障新疆地区居民的饮水安全及水资源的科学利用提供理论依据.

1 材料与方法(Materials and methods)

1.1 研究区域概况

如图 1 所示,研究区位于新疆中部和南部,四季分明,降水稀少,气候干燥,年平均降水量为 162.2 mm,属于典型的温带大陆性干旱气候.研究区中部饮用水水源主要分布在由山区降水和冰川融雪水汇聚形成的河流和湖泊,以地表水为主,包括博斯腾湖(86°5′N—87°3′N、41°5′E—42°E)、巩乃斯河、乌拉泊水库、天山地表水、博尔塔拉河等流域,其中博斯腾湖是我国最大的内陆淡水湖;而地下水水源则主要分布在南部绿洲平原区,包括喀什地区、叶尔羌河流域、焉耆盆地、若羌-且末、塔里木盆地(37°N—42°N、75°E—90°E)等地,属典型干旱区,其中塔里木盆地是我国面积最大的内陆盆地.

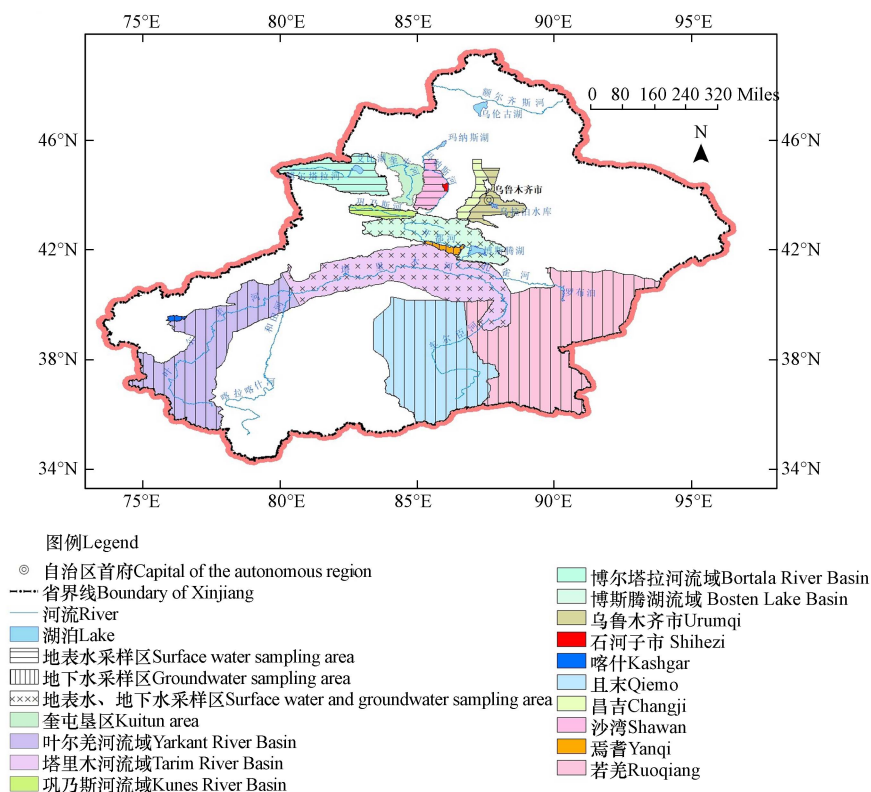


图 1 研究区域地表水及地下水样品流域示意图

Fig.1 Schematic diagram of surface water and ground water Sampling watershed in the study area

1.2 数据收集和整理

本研究从公开发表的文献中,收集了 2007—2023 年新疆典型流域水体重金属含量统计数据,共计 404 组地表水和 552 组地下水水样.样品点主要分布在博斯腾湖、博尔塔拉河、塔里木河、叶儿羌河和巩乃斯河等流域,除新疆奎屯垦区地下水为承压水($H > 200$ m)外,其余均为地表水或浅层地下水,样品点的流域具体分布如图 1 所示.本研究根据流域特点和样品点的平均检测周期(地表水和地下水样品点的平均监测周期分别为半年和一年),选择具有代表性的若干样品点并统计其相关数据,人工剔

除数据中重金属含量明显超出其附近值的样本(可能受工农业活动等因素的影响而导致高值),并将重金属含量的平均值作为分析值.根据相关文献显示,每个样品点均采集3个平行样品,并用浓硝酸酸化(pH < 2),运回实验室置于4℃冰箱密封保存.其中,Cu、Pb、Zn、Cd、Cr和Ni的含量采用等离子体质谱法(ICP-MS 7500,美国)测定;As和Hg的含量采用原子荧光光谱法(AFS 8330,北京)进行测定.测定过程中重金属的测试准确度和精密度均在国家标准参比物质的允许范围内.

1.3 健康风险评价模型与方法

一般而言,重金属可通过直接摄入、皮肤入渗和呼吸方式进入人体,其中直接摄入及皮肤入渗是水源重金属进入人体的主要方式^[15,25].本研究采用美国环保署(US EPA)推荐的健康风险评价模型,主要通过非致癌风险(Pb、Cu、Ni和Zn)和致癌风险(Cr、As和Cd)两种评价方式进行评价.

根据US EPA(2012)^[15]推荐的修正公式计算直接摄入(ADD_{ingestion})和皮肤入渗(ADD_{dermal})的平均日剂量(ADD):

$$ADD_{ingestion} = \frac{C_w \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

$$ADD_{dermal} = \frac{C_w \times SA \times PC \times ET \times ED \times 10^{-3}}{BW \times AT} \quad (2)$$

其中,ADD_{ingestion}和ADD_{dermal}分别是摄入量和皮肤入渗日平均剂量($\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$);BW为平均体重(kg)(成人和儿童分别取70、15 kg);AT为平均暴露时间(d)(成人和儿童均为25550 d);C_w为水中重金属的平均含量($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$);IR为摄食率(L·d⁻¹)(成人和儿童分别取2、0.64 L·d⁻¹);EF表示金属元素的暴露频率(d·a⁻¹)(成人和儿童均为350 d·a⁻¹);ED为暴露持续时间(a)(成人和儿童分别为30、6 a);SA为暴露的皮肤面积(cm²)(成人和儿童分别为18000、6600 cm²);PC表示水体金属元素在皮肤上的渗透常数(cm·h⁻¹),参数取值见表1;ET为暴露时间(h·d⁻¹)(成人和儿童分别为0.58、1 h·d⁻¹).

表1 水体中重金属元素在皮肤上的渗透常数和参考剂量

Table 1 Permeability constant and reference dose of heavy metals on skin in water

重金属 Metals	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
渗透常数PC/(cm·h ⁻¹)	1×10 ⁻³	1×10 ⁻³	2×10 ⁻³	1×10 ⁻³	1×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	6×10 ⁻⁴
参考剂量RfD/($\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$)	RfD _{ingestion}	0.3	0.5	3	40	1.4	20
	RfD _{dermal}	0.285	0.025	0.075	12	0.42	0.8

1.3.1 水体非致癌健康风险评价

非致癌风险评价采用危险商(HQ)进行量化,HQ为各个途径的暴露量与参考剂量(RfD)的比率,危害指数(HI)是所有重金属危害商之和,表示所有重金属潜在的非致癌风险.HQ和HI的计算方法如下:

$$HQ = \frac{ADD}{RfD} \quad (3)$$

$$HI = \sum (HQ_{ingestion} + HQ_{dermal}) \quad (4)$$

其中RfD是重金属的摄入毒性参考剂量和皮肤吸附参考剂量($\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$),参数取值见表1.当HI < 1时,不存在有害影响;当HI > 1时,可能会对健康产生有害影响.

1.3.2 水体致癌健康风险评价模型与方法

$$CR = ADD \times SF \quad (5)$$

式中,CR是人体暴露于导致癌症的元素的概率;SF为本研究中污染物致癌强度系数的参考剂量($\mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{d})^{-1}$)(见表2).中华人民共和国环境保护部推荐的可接受范围CR < 1.0×10⁻⁶,美国环保局推荐的可接受或可容忍的致癌风险范围在10⁻⁶—10⁻⁴之间.

1.4 蒙特卡洛模拟分析

采用蒙特卡洛法进行整体的不确定分析及各参数的敏感度分析,敏感度的绝对值越大则其对风险结果的影响越大,且敏感度为正值,则表示与风险结果正相关^[26].蒙特卡洛法是根据变量的分布函数,

采用内置于 Excel 的 Oracle Crystal Ball 软件进行数据处理,并输出仿真结果的概率分布,每次运行迭代次数设置为 100000,置信水平确定为 95%,求出风险评价的近似解.相关参数含义、分布类型见表 3.

表 2 水体中重金属通过直接摄入和皮肤入渗的致癌强度系数

Table 2 Carcinogenic intensity coefficient through direct ingestion and skin penetration of heavy metals in water

重金属 Metals		As	Cd	Cr
SF/($\mu\text{g}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$)	SF _{ingestion}	1.5	6.1	0.5
	SF _{dermal}	3.66	0.38	0.5

表 3 基于蒙特卡洛法不确定参数的分布类型

Table 3 Distribution types of uncertain parameters based on Monte Carlo method

参数 Parameters	C _w	IR	EF	ED	BW	AT
含义	重金属平均含量	摄食率	暴露频率	暴露持续时间	平均体重	平均暴露时间
分布类型	Gamma分布	正态分布	三角分布	对数正态分布	对数正态分布	三角分布
参考文献	[27]	[27]	[28]	[29]	[27]	[28]

2 结果与讨论(Results and discussion)

2.1 地表水重金属元素空间分布特征

新疆各主要地表水中重金属的含量统计见表 4.从表 4 可见,各地表水源重金属的平均含量与法国塞纳河、美国密西西比河等主要流域重金属含量接近,普遍高于世界平均水平(Cd、Pb 除外),但整体属于我国《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) I 类地表水(博尔塔拉河除外).从水质上来看,除博斯腾湖中 As、博尔塔拉河中 Pb 外,其他各地表水重金属的平均含量整体符合我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749-2022)、WHO 和 US EPA 要求的饮用水标准.具体而言,博斯腾湖中 As 的平均含量为 $21.13 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、博尔塔拉河中 Pb 的平均含量为 $45 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,分别是我国饮用水标准规定值的 2.1 倍和 4.5 倍.其中博尔塔拉河中各重金属的含量主要受人为因素的影响(如工农业污水及交通运输)^[34,46],而博斯腾湖及其他水体则主要源于自然背景值^[30-33,35-37].此外,受高蒸发、少降雨等自然因素的影响,加之水库水体更新周期缓慢等原因,地表水源各重金属的含量整体表现为湖库水略高于河流水(博尔塔拉河除外).

从空间分布来看,各重金属的平均含量在各流域水体中未表现出明显的地域差异性.新疆各主要地表水重金属的含量主要受人为和自然因素的共同影响^[30-37].受沿岸工业生产、城镇生活、交通运输及农业生产中污染物排放的影响,博尔塔拉河中 Cd、Cr 和 Pb 的含量明显高于其他流域^[34,46];而受自然背景值(高砷富集地质和水热条件)的影响,As 在博斯腾湖中的含量显著高于其他流域^[47].

表 4 新疆典型地区地表水重金属含量统计

Table 4 The concentration statistics of heavy metals for surface water in typical areas of Xinjiang

地区 Regions		重金属元素含量/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) Contents of heavy metals							参考文献 References
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
博斯腾湖 (N=34)	Min	3.55	0.04	3.19	5.48	24.31	0.02	2.10	[30]
	Max	39.18	0.29	12.56	32.45	64.22	0.19	24.59	
	Avg	21.13	0.12	4.97	17.03	33.54	0.09	11.16	
巩乃斯河 (N=10)	Min	—	0.024	0.27	0.56	6.48	0.029	1.56	[31]
	Max	—	0.081	1.37	1.47	11.96	0.23	10.96	
	Avg	—	0.048	0.59	0.77	8.48	0.057	5.20	
乌拉泊水库 (N=5)	Min	1.70	0.07	2.70	1.20	—	0.80	7.00	[32]
	Max	3.50	0.12	6.20	1.70	—	1.40	13.00	
	Avg	2.20	0.10	4.30	1.50	—	1.10	9.00	

续表 4

地区 Regions		重金属元素含量/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) Contents of heavy metals							参考文献 References
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
天山地表水 ($N=25$)	Min	0.71	—	0.46	0.27	5.38	—	0.085	[33]
	Max	22.67	0.28	4.34	11.41	91.88	0.061	4.90	
	Avg	5.37	0.062	1.17	2.11	24.48	0.007	1.33	
博尔塔拉河 ($N=21$)	Min	—	—	—	—	—	—	8.70	[34]
	Max	8.70	14.0	150.00	7.90	—	81.00	47.00	
	Avg	4.20	7.50	59.00	3.90	—	45.00	28.00	
昌吉沙湾融雪水 ($N=180$)	Min	0.52	0.013	0.78	—	0.72	0.007	0.39	[35]
	Max	5.73	0.13	2.13	—	1.73	0.466	449.05	
	Avg	1.58	0.034	1.44	—	0.95	0.072	56.23	
塔里木河 ($N=56$)	Min	0.40	0.01	0.07	0.14	0.11	0.02	0.12	[36]
	Max	14.24	0.17	2.36	11.44	44.80	2.18	43.52	
	Avg	3.07	0.02	0.43	1.22	1.79	0.45	7.11	
乌鲁木齐地表水 ($N=73$)	Min	—	—	0.40	0.20	—	0.00	—	[37]
	Max	—	0.30	31.70	51.60	—	49.00	—	
	Avg	—	0.10	4.80	7.20	—	2.70	—	
Mississippi River, USA	Avg	11	—	—	—	—	—	15	[38]
Seine River, France	Avg	0.075	0.031	—	2.23	—	0.354	—	[39]
Nile River	Avg	2.4	0.8	3.3	8	3.3	22	13	[40]
Tigris River	Avg	0.63	0.044	25.41	17.1	24.52	2.82	12.01	[41]
Ganga River, India	Avg	—	5	—	600	140	120	—	[42]
World average	Avg	0.62	0.08	0.7	1.48	0.8	0.079	0.6	[43]
地表水环境质量标准I类 (GB 3838—2002)		50	1	10	10	—	10	50	[43]
生活饮用水卫生标准(GB 5749—2022)		10	5	50	1000	—	10	1000	[44]
WHO, 2011		10	3	50	2000	70	10	—	[45]
US EPA, 2012		10	5	100	1300	—	—	—	[15]

注:表中“—”代表未检出。Note:The“—”represents not detected in the table.

2.2 地下水重金属元素空间分布特征

新疆各主要流域地下水中重金属的含量统计见表 5。由表 5 可知,各地下水源重金属的平均含量远低于世界绝大部分典型流域地下水源(如巴基斯坦和印度旁遮普邦),且整体符合我国《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017) III 类地下水标准(奎屯垦区 As 除外);从饮水安全来看,除奎屯垦区的 As(平均含量为 $210.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)和塔里木地中的 Cd(平均含量为 $20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)外,新疆各流域地下水中所考察的重金属的整体含量亦符合《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)、WHO 和 US EPA 规定的标准限值。但由于地下水环境的空间异质性,重金属的平均含量并不能代表整个流域地下水的水质情况,如叶尔羌河流域地下水中 As 的平均含量虽然满足我国饮用水标准,但最大值达 $136 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (约为规定值的 14 倍);此外,奎屯垦区地下水 As 含量也明显高于其他流域,其主要原因为该水样为深层承压水($H > 200 \text{ m}$),且该地区地下水具有碱性和还原性^[57]、地下径流更替缓慢和相对封闭的水文地质条件^[50, 58-59]。

受新疆原生地下水的影 响,地下水中镉污染一直是学者关注的重点。但令人意想不到的是,塔里木盆地中的浓度相对突出,其 Cd 的含量远高于其他流域,其最大值为 $1340 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,约为饮用水规定值的 268 倍。Fan^[52] 的研究认为含镉岩石的地质侵蚀、风化作用和入渗等自然因素是造成塔里木盆地地下水 Cd 富集的主因,其次,农业灌溉的淋滤作用是造成地下水 Cd 富集的主要人为因素^[60]。受缓慢的地下水径流和相对封闭的水文地质环境的影响,塔里木盆地地下水重金属含量约高出地表水 1—3 个数量级。因此,本地区在饮用水水源选取过程中,应尽量避免选用地下水作为饮用水源。

表 5 新疆典型地区地下水重金属含量统计

Table 5 The concentration statistics of heavy metals for groundwater in typical areas of Xinjiang

地区Regions		重金属元素含量/($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)							参考文献 References
		Contents of heavy metals							
		As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
喀什地区 (N=68)	Min	—	—	—	—	—	—	—	
	Max	34.00	16.00	—	—	132.00	—	684.00	[48]
	Avg	7.00	3.00	—	—	62.00	—	35.00	
博斯腾湖流域 (N=67)	Min	—	2.00	5.00	9.00	—	—	5.00	
	Max	—	11.00	42.00	108.00	109.00	—	454.00	[49]
	Avg	—	7.00	12.00	27.00	22.00	—	65.00	
奎屯垦区 (N=16)	Min	45.00	—	—	—	—	—	—	
	Max	381.00	3.50	3.50	2.80	—	42.50	—	[50]
	Avg	210.20	2.10	2.00	1.50	—	28.20	—	
叶尔羌河流域 (N=75)	Min	—	—	—	—	—	—	—	
	Max	136.00	4.00	5.00	—	—	2.00	2435.00	
	Avg	9.00	1.00	2.00	—	—	1.00	65.00	
焉耆盆地 (N=42)	Min	—	—	—	—	—	—	—	
	Max	10	—	25.00	—	—	3.00	613.00	[51]
	Avg	2.00	—	4.00	—	—	1.00	18.00	
若羌-且末 (N=18)	Min	—	—	—	—	—	—	—	
	Max	6.00	—	14.00	2.00	—	2.00	4.00	
	Avg	1.00	—	3.00	1.00	—	1.00	1.00	
塔里木盆地 (N=266)	Min	1.00	2.00	4.00	10.00	—	1.00	2.00	
	Max	91.00	1340.00	25.00	670.00	—	50.00	800.00	[52]
	Avg	5.00	20.00	20.00	30.00	—	4.00	40.00	
Southern Italy	Min	0.78	0.53	—	0.83	0.61	0.90	0.85	
	Max	145.3	6.2	—	85.9	263.8	7.5	786.2	[53]
	Avg	3.56	2.14	—	3.87	3.66	1.22	12.8	
Pakistan	Avg	—	10	—	310	90	140	610	[54]
Ropar wetland, Punjab, India	Avg	—	3	5	10	—	40	580	[55]
地下水质量标准(GB/T 14848—2017) III类		10	5	50	1000	20	10	1000	[56]
生活饮用水卫生标准(GB 5749—2022)		10	5	50	1000	—	10	1000	[44]
WHO, 2011		10	3	50	2000	70	10	—	[45]
US EPA, 2012		10	5	100	1300	—	—	—	[15]

注:表中“—”代表未检出。 Note:The“—”represents not detected in the table.

2.3 水体非致癌健康风险评价

2.3.1 地表水非致癌健康风险评价

根据美国环保署(US EPA)推荐的健康风险评价模型和参数,计算出新疆各地地表水中重金属分别通过摄入途径和皮肤入渗途径对成人和儿童暴露的非致癌健康风险,见表 6。整体而言,新疆各主要地表水中由重金属引起的非致癌风险指数大部分在安全范围之内($HI < 1$),说明地表水中重金属含量对人体无显著的健康影响。但是,博斯腾湖中 As(成人和儿童的 HI 分别为 1.94 和 2.88)和博尔塔拉河中 Pb(成人和儿童的 HI 分别为 0.88 和 1.32)的风险危害指数较高,对人体存在较高的潜在非致癌健康风险。除上述地区 As 和 Pb,各重金属在所研究流域对人体的非致癌健康风险整体排序为: $As > Cr > Cd > Ni > Pb > Cu > Zn$ 。从非致癌健康风险排序中可以看出,As 是新疆地区引起人体健康危害的主要重金

属元素,特别是在博斯腾湖流域;此外,在博尔塔拉河流域,除 Pb 外,As、Cd 和 Cr 均表现出较高的非致癌风险,表明该地区存在一定的重金属污染,需格外关注饮用水源水质的安全。

除博斯腾湖中 As 和博尔塔拉河中 Pb 之外,通过不同途径进入人体所产生的健康风险不同.从摄入途径来看,成人和儿童的 $HQ_{\text{ingestion}}$ 范围值分别为 $1.22 \times 10^{-4} - 5.40 \times 10^{-1}$ 和 $1.82 \times 10^{-4} - 8.05 \times 10^{-1}$;从皮肤入渗途径来看,成人和儿童的 HQ_{dermal} 范围值分别为 $6.83 \times 10^{-10} - 6.45 \times 10^{-4}$ 和 $2.01 \times 10^{-9} - 1.90 \times 10^{-3}$.虽然重金属通过两种途径对人体的非致癌健康风险均处于安全阈值内,但摄入途径的 HQ 值约高于皮肤入渗途径 2—4 个数量级,说明摄入途径是引起人体非致癌风险的主要途径^[61].而对于同一流域而言,受儿童免疫能力和行为习惯的影响^[62-63],地表水中重金属对儿童产生的健康风险明显高于成人($HI_{\text{儿童}} > HI_{\text{成人}}$),同样需要引起一定的关注。

2.3.2 地下水非致癌健康风险评价

新疆各主要流域地下水中各重金属通过不同途径对成人和儿童的非致癌健康风险见表 7.从表中可以看出,奎屯垦区地下水中 As 的 HI 值异常高,成人和儿童的 HI 值分别高达 19.25 和 28.67,远远超出美国环保署(US EPA)规定的风险阈值.究其原因主要是奎屯垦区属于典型的新疆原生高砷地下水区域,且采集的地下水样本为深层地下水^[59,64].除奎屯垦区以外,其他流域各重金属对成人和儿童的 HI 值范围分别为 $9.16 \times 10^{-5} - 1.1$ 和 $1.36 \times 10^{-4} - 1.64$,说明地下水对成人和儿童均存在一定的健康风险.具体来讲,在塔里木盆地南缘地下水中,Cd 对成人和儿童的 HI 值分别为 1.1 和 1.64,表明当地地下水存在一定的健康风险.而叶尔羌河流域地下水 As 对儿童的 HI 值为 1.23,说明该流域地下水中 As 可能对儿童产生较高的健康风险.因此,若以上两地区居民在以地下水作为饮用水源时,需警惕其对人体带来的健康风险。

在所研究的地下水区域中,各重金属对人体的非致癌风险整体排序为:As > Cd > Cr > Pb > Ni > Cu > Zn.与地表水相比,地下水中 Cd 对人体的 HI 值约高出地表水 1 个数量级,As 的 HI 值也整体略高于地表水,说明新疆地区地下水重金属产生的非致癌健康风险较地表水略高,这可能是因为新疆地区属于干旱内陆盆地典型的高砷地下水分布区域,同时受地质源和水文地球化学双重作用的影响,造成重金属 As 在地下水中富集^[65,66].综上所述,无论地下水还是地表水,由 As 引起的健康风险需格外引起关注。

2.4 水体致癌健康风险评价

2.4.1 地表水致癌健康风险评价

为探究地表水中重金属对人体的致癌风险,本研究选取对人体有致癌风险的 3 种重金属元素(As、Cd 和 Cr)进行分析,其 CR 计算结果见图 2.成人和儿童在各流域中由 As 引起的 CR 值排序为博斯腾湖(成人: 3.72×10^{-4} , 儿童: 1.11×10^{-4}) > 天山地表水(成人: 9.46×10^{-5} , 儿童: 2.82×10^{-5}) > 博尔塔拉河(成人: 7.40×10^{-5} , 儿童: 2.21×10^{-5}) > 塔里木河(成人: 5.41×10^{-5} , 儿童: 1.61×10^{-5}) > 乌拉泊水库(成人: 3.87×10^{-5} , 儿童: 21.161×10^{-5}) > 昌吉沙湾融雪水(成人: 2.78×10^{-5} , 儿童: 8.30×10^{-6});由 Cd 引起的 CR 值排序为博尔塔拉河(成人: 5.37×10^{-4} , 儿童: 1.60×10^{-4}) > 巩乃斯河(成人: 2.44×10^{-5} , 儿童: 7.29×10^{-6}) > 博斯腾湖(成人: 8.59×10^{-6} , 儿童: 2.57×10^{-6}) > 乌拉泊水库(成人: 7.16×10^{-6} , 儿童: 2.14×10^{-6}) > 乌鲁木齐地表水(成人: 7.16×10^{-6} , 儿童: 2.14×10^{-6}) > 天山地表水(成人: 4.44×10^{-6} , 儿童: 1.33×10^{-6}) > 昌吉沙湾融雪水(成人: 2.44×10^{-6} , 儿童: 7.27×10^{-7}) > 塔里木河(成人: 1.43×10^{-6} , 儿童: 4.28×10^{-7});由 Cr 引起的 CR 值排序为博尔塔拉河(成人: 2.84×10^{-2} , 儿童: 8.48×10^{-3}) > 博斯腾湖(成人: 2.39×10^{-3} , 儿童: 7.15×10^{-4}) > 乌鲁木齐地表水(成人: 2.31×10^{-3} , 儿童: 6.90×10^{-4}) > 乌拉泊水库(成人: 2.07×10^{-3} , 儿童: 6.18×10^{-4}) > 巩乃斯河(成人: 7.40×10^{-3} , 儿童: 2.21×10^{-4}) > 昌吉沙湾融雪水(成人: 6.92×10^{-4} , 儿童: 2.07×10^{-4}) > 塔里木河(成人: 2.07×10^{-4} , 儿童: 6.18×10^{-5}).As、Cd 和 Cr 等 3 种重金属通过摄入途径引起的 CR 值均高于皮肤入渗途径 4 个数量级以上,而通过皮肤入渗引起的 CR 值在安全范围内(1.0×10^{-6}),引起的致癌健康风险较小.相反,3 种重金属元素通过摄入途径引起的 CR 值均高于我国规定限值(1.0×10^{-6}),其中,As 和 Cd 引起的 CR 值尚在 US EPA 推荐的可接受范围($10^{-6} - 10^{-4}$)^[15],而 Cr 的 CR 值明显超出了 US EPA 的推荐值,表明 As、Cd 和 Cr 均可通过饮用水摄入对成人和儿童构成健康风险,在未来研究和监管中应侧重对 Cr 的监测和评估。

表 6 新疆典型地区地表水重金属评价
Table 6 Evaluation of heavy metals for surface water in typical areas of Xinjiang

	博斯腾湖 Bosten Lake		巩乃斯河 Kunes River		乌拉泊水库 Wulabo Reservoir		天山地表水 Surface water of Tianshan Mountains		博尔塔拉河 Bortala River		昌吉沙湾融雪水 Snowmelt water in Changji and Shawan		塔里木河 Tarim River		乌鲁木齐地表水 Surface water of Urumqi		
	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	
HQ _{ingestion}	As	1.94	2.88	—	—	2.01×10 ⁻¹	3.00×10 ⁻¹	4.92×10 ⁻¹	7.32×10 ⁻¹	3.85×10 ⁻¹	5.73×10 ⁻¹	1.45×10 ⁻¹	2.15×10 ⁻¹	2.81×10 ⁻¹	4.19×10 ⁻¹	—	
	Cd	6.59×10 ⁻³	9.82×10 ⁻³	1.87×10 ⁻²	2.79×10 ⁻²	5.49×10 ⁻³	8.18×10 ⁻³	3.41×10 ⁻³	5.07×10 ⁻³	4.12×10 ⁻³	6.14×10 ⁻³	1.87×10 ⁻³	2.78×10 ⁻³	1.10×10 ⁻³	1.63×10 ⁻³	5.49×10 ⁻³	8.18×10 ⁻³
	Cr	4.55×10 ⁻²	6.78×10 ⁻²	1.41×10 ⁻²	2.10×10 ⁻²	3.94×10 ⁻²	5.86×10 ⁻²	1.07×10 ⁻²	1.59×10 ⁻²	5.40×10 ⁻²	8.05×10 ⁻²	1.32×10 ⁻²	1.96×10 ⁻²	3.94×10 ⁻³	5.86×10 ⁻³	4.40×10 ⁻²	6.55×10 ⁻²
	Cu	1.17×10 ⁻²	1.74×10 ⁻²	1.52×10 ⁻³	2.27×10 ⁻³	1.03×10 ⁻³	1.53×10 ⁻³	1.45×10 ⁻³	2.16×10 ⁻³	3.12×10 ⁻³	3.99×10 ⁻³	—	—	8.38×10 ⁻⁴	1.25×10 ⁻³	4.95×10 ⁻³	7.36×10 ⁻³
	Ni	4.61×10 ⁻²	6.86×10 ⁻²	1.58×10 ⁻²	2.35×10 ⁻²	—	—	3.36×10 ⁻²	5.01×10 ⁻²	—	—	1.30×10 ⁻³	1.94×10 ⁻³	2.46×10 ⁻³	3.66×10 ⁻³	—	—
	Pb	1.77×10 ⁻³	2.63×10 ⁻³	3.30×10 ⁻³	4.91×10 ⁻³	2.16×10 ⁻²	3.21×10 ⁻²	1.37×10 ⁻⁴	2.05×10 ⁻⁴	8.83×10 ⁻¹	1.32	1.41×10 ⁻³	2.10×10 ⁻³	8.83×10 ⁻³	1.32×10 ⁻²	5.30×10 ⁻²	7.89×10 ⁻²
HQ _{dermal}	Zn	1.02×10 ⁻³	1.52×10 ⁻³	1.12×10 ⁻³	1.66×10 ⁻³	8.24×10 ⁻⁴	1.23×10 ⁻³	1.22×10 ⁻⁴	1.82×10 ⁻⁴	2.56×10 ⁻³	3.82×10 ⁻³	5.15×10 ⁻³	7.67×10 ⁻³	6.51×10 ⁻⁴	9.70×10 ⁻⁴	—	—
	As	3.04×10 ⁻⁵	8.94×10 ⁻⁵	—	—	3.16×10 ⁻⁶	9.31×10 ⁻⁶	7.72×10 ⁻⁶	2.27×10 ⁻⁵	6.04×10 ⁻⁶	1.78×10 ⁻⁵	2.27×10 ⁻⁶	6.68×10 ⁻⁶	4.41×10 ⁻⁶	1.30×10 ⁻⁵	—	—
	Cd	1.97×10 ⁻⁶	5.79×10 ⁻⁶	5.59×10 ⁻⁶	1.64×10 ⁻⁵	1.64×10 ⁻⁶	4.82×10 ⁻⁶	1.02×10 ⁻⁶	2.99×10 ⁻⁶	1.23×10 ⁻⁴	3.62×10 ⁻⁴	5.57×10 ⁻⁷	1.64×10 ⁻⁶	3.28×10 ⁻⁷	9.64×10 ⁻⁷	1.64×10 ⁻⁶	4.82×10 ⁻⁶
	Cr	5.43×10 ⁻⁵	1.60×10 ⁻⁴	1.68×10 ⁻⁵	4.94×10 ⁻⁵	4.70×10 ⁻⁵	1.38×10 ⁻⁴	1.28×10 ⁻⁵	3.76×10 ⁻⁵	6.45×10 ⁻⁴	1.90×10 ⁻³	1.57×10 ⁻⁵	4.62×10 ⁻⁵	4.70×10 ⁻⁶	1.38×10 ⁻⁵	5.25×10 ⁻⁵	1.54×10 ⁻⁴
	Cu	5.82×10 ⁻⁷	1.71×10 ⁻⁶	7.57×10 ⁻⁸	2.23×10 ⁻⁷	5.12×10 ⁻⁸	1.51×10 ⁻⁷	7.22×10 ⁻⁸	2.12×10 ⁻⁷	1.33×10 ⁻⁷	3.92×10 ⁻⁷	—	—	4.17×10 ⁻⁸	1.23×10 ⁻⁷	2.46×10 ⁻⁷	7.23×10 ⁻⁷
	Ni	3.44×10 ⁻⁶	1.01×10 ⁻⁵	1.18×10 ⁻⁶	3.47×10 ⁻⁶	—	—	2.51×10 ⁻⁶	7.38×10 ⁻⁶	—	—	9.73×10 ⁻⁸	2.86×10 ⁻⁷	1.83×10 ⁻⁷	5.39×10 ⁻⁷	—	—
HI	Pb	8.78×10 ⁻⁹	2.58×10 ⁻⁸	1.64×10 ⁻⁸	4.82×10 ⁻⁸	1.07×10 ⁻⁷	3.16×10 ⁻⁷	6.83×10 ⁻¹⁰	2.01×10 ⁻⁹	4.39×10 ⁻⁶	1.29×10 ⁻⁵	7.02×10 ⁻⁹	2.07×10 ⁻⁸	4.39×10 ⁻⁸	1.29×10 ⁻⁷	2.63×10 ⁻⁷	7.75×10 ⁻⁷
	Zn	4.57×10 ⁻⁸	1.35×10 ⁻⁷	4.99×10 ⁻⁸	1.47×10 ⁻⁷	3.69×10 ⁻⁸	1.08×10 ⁻⁷	5.46×10 ⁻⁹	1.61×10 ⁻⁸	1.15×10 ⁻⁷	3.37×10 ⁻⁷	2.30×10 ⁻⁷	6.78×10 ⁻⁷	2.91×10 ⁻⁸	8.57×10 ⁻⁸	—	—
	As	1.94	2.88	—	—	2.01×10 ⁻¹	3.00×10 ⁻¹	4.92×10 ⁻¹	7.32×10 ⁻¹	3.85×10 ⁻¹	5.73×10 ⁻¹	1.45×10 ⁻¹	2.15×10 ⁻¹	2.81×10 ⁻¹	4.19×10 ⁻¹	—	—
	Cd	6.59×10 ⁻³	9.83×10 ⁻³	1.87×10 ⁻²	2.79×10 ⁻²	5.50×10 ⁻³	8.19×10 ⁻³	3.41×10 ⁻³	5.08×10 ⁻³	4.12×10 ⁻¹	6.14×10 ⁻¹	1.87×10 ⁻³	2.78×10 ⁻³	1.10×10 ⁻³	1.64×10 ⁻³	5.50×10 ⁻³	8.19×10 ⁻³
	Cr	4.56×10 ⁻²	6.79×10 ⁻²	1.41×10 ⁻²	2.10×10 ⁻²	3.94×10 ⁻²	5.88×10 ⁻²	1.07×10 ⁻²	1.60×10 ⁻²	5.41×10 ⁻¹	8.06×10 ⁻¹	1.32×10 ⁻²	1.97×10 ⁻²	3.94×10 ⁻³	5.88×10 ⁻³	4.40×10 ⁻²	6.55×10 ⁻²
	Cu	1.17×10 ⁻²	1.74×10 ⁻²	1.52×10 ⁻³	2.27×10 ⁻³	1.03×10 ⁻³	1.53×10 ⁻³	1.45×10 ⁻³	2.16×10 ⁻³	2.68×10 ⁻³	3.99×10 ⁻³	—	—	8.38×10 ⁻⁴	1.25×10 ⁻³	4.95×10 ⁻³	7.37×10 ⁻³
HI	Ni	4.61×10 ⁻²	6.86×10 ⁻²	1.58×10 ⁻²	2.35×10 ⁻²	—	—	3.36×10 ⁻²	5.01×10 ⁻²	—	—	1.30×10 ⁻³	1.94×10 ⁻³	2.45×10 ⁻³	3.66×10 ⁻³	—	—
	Pb	1.77×10 ⁻³	2.63×10 ⁻³	3.30×10 ⁻³	4.91×10 ⁻³	2.16×10 ⁻²	3.21×10 ⁻²	1.37×10 ⁻⁴	2.05×10 ⁻⁴	8.83×10 ⁻¹	1.32	1.41×10 ⁻³	2.10×10 ⁻³	8.83×10 ⁻³	1.32×10 ⁻²	5.3×10 ⁻²	7.89×10 ⁻²
	Zn	1.02×10 ⁻³	1.52×10 ⁻³	1.12×10 ⁻³	1.66×10 ⁻³	8.24×10 ⁻⁴	1.23×10 ⁻³	1.22×10 ⁻⁴	1.82×10 ⁻⁴	2.56×10 ⁻³	3.82×10 ⁻³	5.15×10 ⁻³	7.67×10 ⁻³	6.51×10 ⁻⁴	9.70×10 ⁻⁴	—	—

注:表中“—”代表未检出,无法计算相应数据。
Note:The“—”represents not detected in the table, and the corresponding data cannot be calculated.

表 7 新疆典型地区地下水重金属评价
Table 7 Evaluation of heavy metals for groundwater in typical areas of Xinjiang

	喀什地区 Kashgar Region		博斯腾湖流域 Bosten Lake Basin		奎屯垦区 Kuitun Region		叶尔羌河流域 Yarkant River Basin		焉耆盆地 Yanqi Basin		若羌-且末地区 Ruoqiang-Qiemo Basin		塔里木盆地南缘 The southern margin of the Tarim Basin	
	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
As	6.41×10^{-1}	9.55×10^{-1}	—	—	19.25	28.67	8.24×10^{-1}	1.23	1.83×10^{-1}	2.73×10^{-1}	9.16×10^{-2}	1.36×10^{-1}	4.57×10^{-1}	6.82×10^{-1}
Cd	1.65×10^{-1}	2.45×10^{-1}	3.85×10^{-1}	5.73×10^{-1}	1.15×10^{-1}	1.72×10^{-1}	5.49×10^{-2}	8.18×10^{-2}	—	—	—	—	1.09	1.64
Cr	—	—	1.10×10^{-1}	1.64×10^{-1}	1.83×10^{-2}	2.73×10^{-2}	1.83×10^{-2}	2.73×10^{-2}	3.67×10^{-2}	5.45×10^{-2}	2.75×10^{-2}	4.09×10^{-2}	1.83×10^{-1}	2.73×10^{-2}
Cu	—	—	1.85×10^{-2}	2.76×10^{-2}	1.03×10^{-3}	1.53×10^{-3}	—	—	—	—	6.87×10^{-4}	1.02×10^{-3}	2.06×10^{-2}	3.07×10^{-2}
Ni	8.52×10^{-2}	1.27×10^{-1}	3.02×10^{-2}	4.50×10^{-2}	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Pb	—	—	—	—	5.53×10^{-1}	8.24×10^{-1}	1.96×10^{-2}	2.92×10^{-2}	1.96×10^{-2}	2.92×10^{-2}	1.96×10^{-2}	2.92×10^{-2}	7.85×10^{-2}	1.17×10^{-1}
Zn	3.20×10^{-3}	4.77×10^{-3}	5.95×10^{-3}	8.86×10^{-3}	—	—	5.95×10^{-3}	8.86×10^{-3}	1.65×10^{-3}	2.45×10^{-3}	9.16×10^{-5}	1.36×10^{-4}	3.66×10^{-3}	5.46×10^{-3}
As	1.01×10^{-5}	2.96×10^{-5}	0	0	3.02×10^{-4}	8.89×10^{-4}	1.29×10^{-5}	3.81×10^{-5}	2.88×10^{-6}	8.46×10^{-6}	1.44×10^{-6}	4.23×10^{-6}	7.19×10^{-6}	2.12×10^{-5}
Cd	4.92×10^{-5}	1.45×10^{-4}	1.15×10^{-4}	3.37×10^{-4}	3.44×10^{-5}	1.01×10^{-4}	1.64×10^{-5}	4.82×10^{-5}	—	—	—	—	3.28×10^{-4}	9.64×10^{-4}
Cr	—	—	1.31×10^{-4}	3.86×10^{-4}	2.19×10^{-5}	6.43×10^{-5}	2.19×10^{-5}	6.43×10^{-5}	4.37×10^{-5}	1.29×10^{-4}	3.28×10^{-5}	9.64×10^{-5}	2.18×10^{-4}	6.43×10^{-4}
Cu	—	—	9.22×10^{-7}	2.71×10^{-6}	5.12×10^{-8}	1.51×10^{-7}	—	—	—	—	3.41×10^{-8}	1.01×10^{-7}	1.02×10^{-6}	3.01×10^{-6}
Ni	6.35×10^{-6}	1.868×10^{-5}	2.254×10^{-6}	6.63×10^{-6}	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Pb	—	—	—	—	2.75×10^{-6}	8.09×10^{-6}	9.76×10^{-8}	2.87×10^{-7}	9.76×10^{-8}	2.87×10^{-7}	9.76×10^{-8}	2.87×10^{-7}	3.90×10^{-7}	1.15×10^{-6}
Zn	1.43×10^{-7}	4.22×10^{-7}	2.66×10^{-7}	7.84×10^{-7}	—	—	2.66×10^{-7}	7.84×10^{-7}	7.37×10^{-8}	2.17×10^{-7}	4.10×10^{-9}	1.21×10^{-8}	1.64×10^{-7}	4.82×10^{-7}
As	6.41×10^{-1}	9.55×10^{-1}	—	—	19.25	28.67	8.24×10^{-1}	1.23	1.83×10^{-1}	2.73×10^{-1}	9.16×10^{-2}	1.36×10^{-1}	4.57×10^{-1}	6.82×10^{-1}
Cd	1.65×10^{-1}	2.46×10^{-1}	3.85×10^{-1}	5.73×10^{-1}	1.15×10^{-1}	1.72×10^{-1}	5.49×10^{-2}	8.18×10^{-2}	—	—	—	—	1.10	1.64
Cr	—	—	1.10×10^{-1}	1.64×10^{-1}	1.83×10^{-2}	2.73×10^{-2}	1.83×10^{-2}	2.73×10^{-2}	3.67×10^{-2}	5.47×10^{-2}	2.75×10^{-2}	4.10×10^{-2}	1.83×10^{-1}	2.73×10^{-1}
Cu	—	—	1.85×10^{-2}	2.76×10^{-2}	1.03×10^{-3}	1.53×10^{-3}	—	—	—	—	6.87×10^{-4}	1.02×10^{-3}	2.06×10^{-2}	3.07×10^{-2}
Ni	8.52×10^{-2}	1.27×10^{-1}	3.02×10^{-2}	4.50×10^{-2}	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Pb	—	—	—	—	5.53×10^{-1}	8.24×10^{-1}	1.96×10^{-2}	2.92×10^{-2}	1.96×10^{-2}	2.92×10^{-2}	1.96×10^{-2}	2.92×10^{-2}	7.85×10^{-2}	1.17×10^{-1}
Zn	3.21×10^{-3}	4.77×10^{-3}	5.95×10^{-3}	8.86×10^{-3}	—	—	5.95×10^{-3}	8.86×10^{-3}	1.65×10^{-3}	2.45×10^{-3}	9.16×10^{-5}	1.36×10^{-4}	3.66×10^{-3}	5.46×10^{-3}

注:表中“—”代表未检出,无法计算相应数据。Note: The “—” represents not detected in the table, and the corresponding data cannot be calculated.

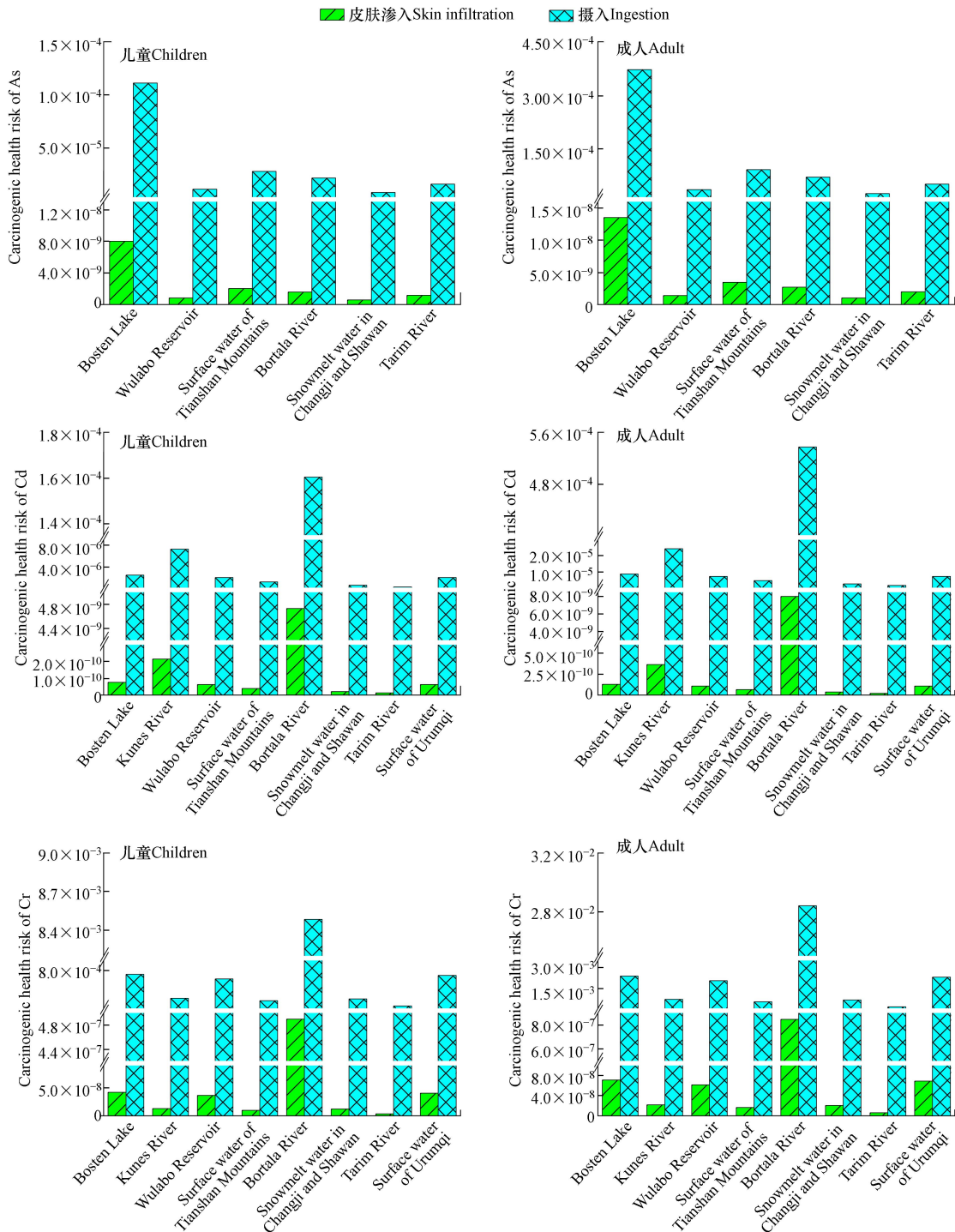


图2 地表水中As、Cd和Cr通过皮肤入渗和摄入途径对成人和儿童引起的癌症风险值
 Fig.2 Cancer risk values caused by As、Cd and Cr in surface water to adults and children through skin infiltration and ingestion routes

2.4.2 地下水致癌健康风险评价

地下水源中重金属(As、Cd和Cr)的CR计算结果见图3。成人和儿童在各流域中由As引起的CR值排序为:奎屯垦区(成人: 3.70×10^{-3} , 儿童: 1.11×10^{-3}) > 喀什地区(成人: 1.23×10^{-4} , 儿童: 3.68×10^{-5}) > 叶尔羌河流域(成人: 1.58×10^{-4} , 儿童: 4.7×10^{-5}) > 塔里木盆地(成人: 8.81×10^{-5} , 儿童: 2.63×10^{-5}) > 焉耆盆地(成人: 3.52×10^{-5} , 儿童: 1.05×10^{-5}) > 若羌-且末地区(成人: 1.76×10^{-5} , 儿童: 5.26×10^{-6}); 由Cd引起的CR值排序为塔里木盆地(成人: 1.43×10^{-3} , 儿童: 4.27×10^{-4}) > 博斯腾湖流域(成人: 5.01×10^{-4} , 儿童: 1.49×10^{-4}) > 喀什地区(成人: 2.15×10^{-4} , 儿童: 6.42×10^{-5}) > 奎屯垦区(成人: 1.50×10^{-4} , 儿童: 4.49×10^{-5}) > 叶尔羌河流域(成人: 7.16×10^{-5} , 儿童: 2.14×10^{-5}); 由Cr引起的CR值排序为塔里木盆地(成人:

9.63×10^{-3} , 儿童: 2.87×10^{-3}) > 博斯腾湖流域 (成人: 5.78×10^{-3} , 儿童: 1.73×10^{-3}) > 焉耆盆地 (成人: 9.63×10^{-4} , 儿童: 2.88×10^{-4}) > 若羌-且末地区 (成人: 1.44×10^{-3} , 儿童: 4.31×10^{-4}) > 奎屯垦区 (成人: 9.63×10^{-4} , 儿童: 2.87×10^{-4}) > 叶尔羌河流域 (成人: 9.63×10^{-4} , 儿童: 2.87×10^{-4}). As、Cd 和 Cr 经皮肤暴露引起的 CR 值在安全范围内 (1.0×10^{-6}), 由此引起的致癌健康风险相对较小, 这与地表水结果一致. 但在摄入途径方面, 所研究的重金属元素所引起的致癌风险却呈现出明显的地域差异性. 具体来讲, 受地质因素和深层地下水的影响, 奎屯垦区是我国典型的饮用水型地方性砷中毒地区, As 产生的致癌健康风险较高 (图 3); 而 Cd 和 Cr 在塔里木盆地地下水源地表现出较高的致癌风险. 因此, 在以地下水作为主要饮用水水源时, 需要同时对 As、Cd 和 Cr 进行监管和评估.

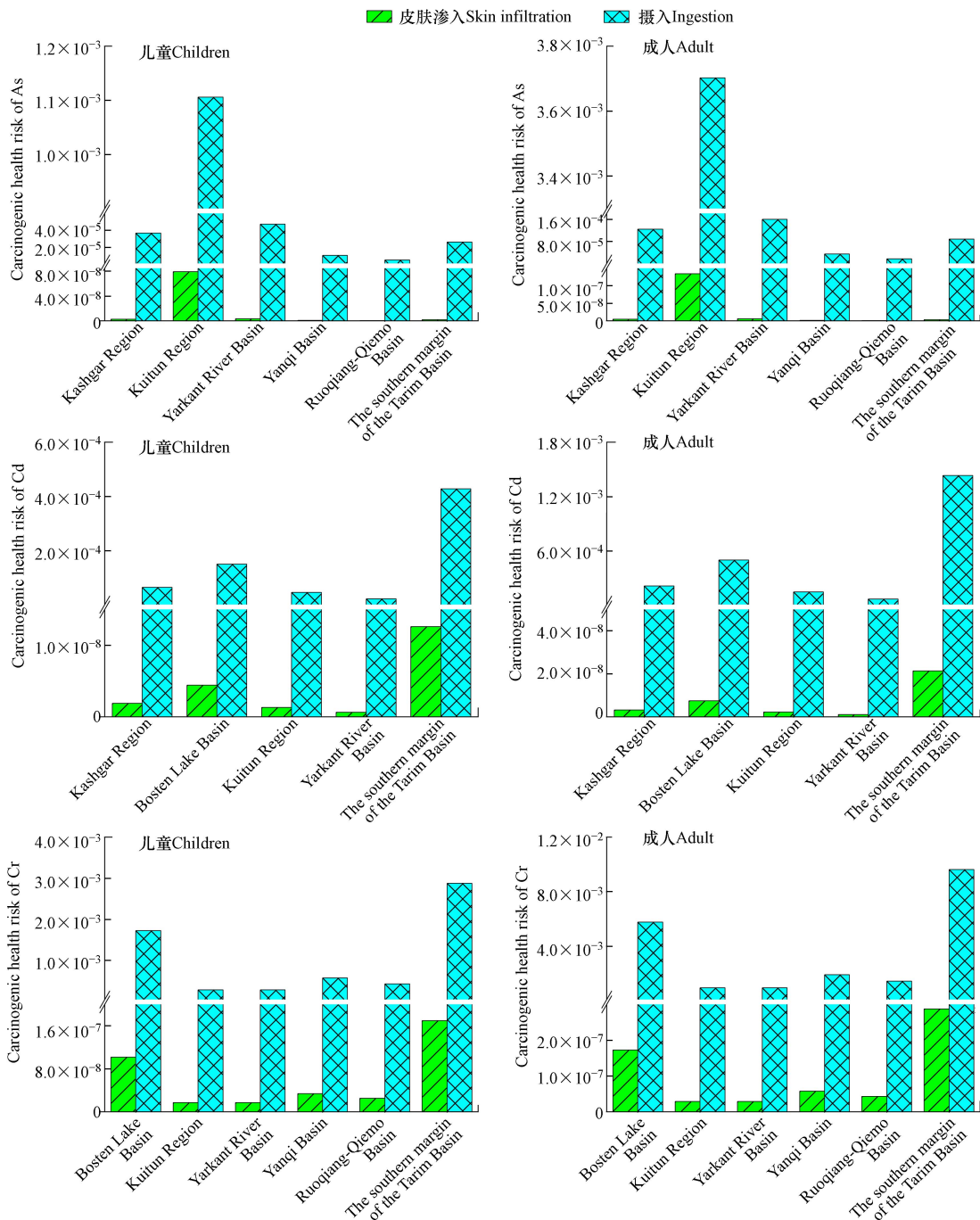


图 3 地下水中 As、Cd 和 Cr 通过皮肤渗入和摄入途径对成人和儿童引起的癌症风险值

Fig.3 Cancer risk values caused by As、Cd and Cr in groundwater to adults and children through skin infiltration and ingestion routes

2.5 不确定度和敏感性分析

在本研究中,主要的健康风险是奎屯垦区成人和儿童摄入砷的致癌风险.因此,采用蒙特卡洛法来量化健康风险评估中的不确定性,并对随机变量进行敏感性分析.在成人CR的计算中,90%的迭代概率范围为 3.103022×10^{-3} — 6.275147×10^{-3} (平均值: 4.492248×10^{-3});对于儿童,90%的迭代概率为 9.276690×10^{-4} — 1.877081×10^{-3} (平均值: 1.343122×10^{-3}).成人和儿童的CR值均高于我国规定的安全阈值($<1 \times 10^{-6}$)和美国环保署建议的最大可接受范围(10^{-6} — 10^{-4}),与致癌健康风险评估结果一致.因此,有必要对奎屯垦区地下水As进行优先调查和长期监测.而敏感性分析结果表明(图4),奎屯垦区As的平均含量在成人和儿童中的敏感度最高,是影响致癌风险水平的主要因素.其次,对成人影响最大的不确定因素是平均暴露时间AT和暴露频率EF,而儿童是暴露持续时间ED、平均体重BW和摄食率IR,儿童对地下水中As含量的变化更为敏感.

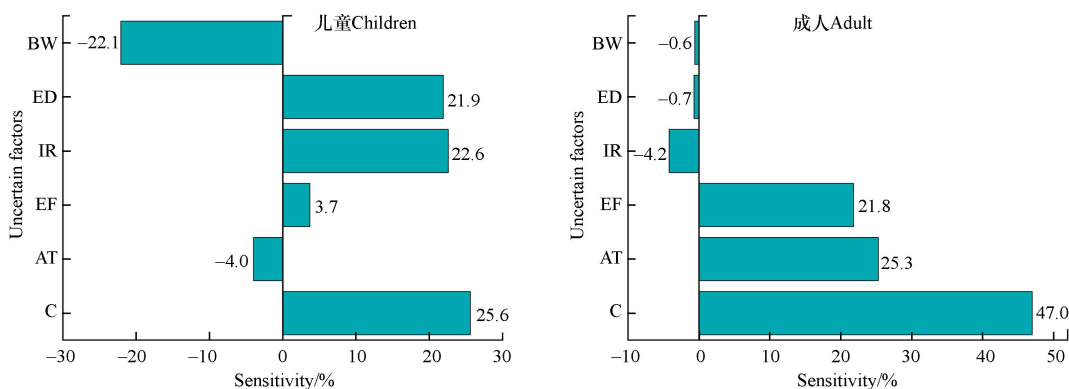


图4 奎屯垦区地下水中As对成人和儿童引起癌症风险的敏感性分析

Fig.4 Sensitivity Analysis of As in Groundwater of Kuitun Reclamation Area on Cancer Risk in Adults and Children

3 结论(Conclusion)

本研究通过对新疆各典型流域地表水和地下水中七种典型的重金属元素(As、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb和Zn)进行归纳分析,并采用美国环保署(US EPA)推荐的健康风险评估模型进行评价,得出以下结论:

1)研究区域内地表水及地下水中重金属元素的平均含量整体分别符合我国地表水质量标准I类水标准和地下水质量标准III类水标准.地表水中重金属含量主要受人为和自然因素的共同影响,而地下水则主要受自然因素的影响.

2)从空间分布来看,地下水中重金属的含量明显高于地表水,且湖泊水略高于河流水.在地表水源中,局部流域呈现出一定程度的As、Pb超标;而地下水源中则呈现出一定的As、Cd超标,且主要集中在塔里木盆地.

3)在地表水源中,重金属元素通过摄入途径和皮肤入渗途径对成人和儿童引起的非致癌风险大小排序为:As > Cr > Cd > Ni > Pb > Cu > Zn;在地下水中的排序为:As > Cd > Cr > Pb > Ni > Cu > Zn.无论地表水还是地下水,As均是造成人体健康风险的主要元素,且儿童的健康风险高于成人,其健康风险主要源于摄入途径.

4)致癌风险评估结果显示,摄入是造成人体致癌风险的主要途径.新疆地区地表水中存在一定程度的Cr致癌风险,地下水源中则呈现出明显的地域差异性,如奎屯垦区表现为As致癌风险,而塔里木盆地表现出Cd和Cr致癌风险.不确定分析表明,奎屯垦区成人和儿童As的不确定分析结果与健康风险评估结果一致.总体而言,As的平均含量C、成人变量中EF、BW以及儿童变量中ED均需要在调节和管理方面给予额外的关注.

参考文献 (References)

- [1] LI P Y, QIAN H. Water resources research to support a sustainable China[J]. *International Journal of Water Resources Development*, 2018, 34(3): 327-336.
- [2] GAO B, GAO L, GAO J J, et al. Simultaneous evaluations of occurrence and probabilistic human health risk associated with trace elements in typical drinking water sources from major river basins in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 666: 139-146.
- [3] YANG T, LIU J L. Health risk assessment and spatial distribution characteristic on heavy metals pollution of Haihe River Basin[J]. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 2012, 2(6).
- [4] 朱青青, 王中良. 中国主要水系沉积物中重金属分布特征及来源分析 [J]. *地球与环境*, 2012, 40(3): 305-313.
ZHU Q Q, WANG Z L. Distribution characteristics and source analysis of heavy metals in sediments of the main river systems in China[J]. *Earth and Environment*, 2012, 40(3): 305-313 (in Chinese).
- [5] 曹占琪, 苟金明, 邱小琼, 等. 黄河宁夏段水体重金属时空分布特征及健康风险评价 [J]. *环境监测管理与技术*, 2022, 34(5): 33-38.
CAO Z Q, GOU J M, QIU X C, et al. Spatial and temporal distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in water of Ningxia section of the Yellow River[J]. *The Administration and Technique of Environmental Monitoring*, 2022, 34(5): 33-38 (in Chinese).
- [6] 苏伟, 刘景双, 李方. 第二松花江干流重金属污染物健康风险评价 [J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(6): 1611-1615.
SU W, LIU J S, LI F. Assessment on health risk of heavy metals in the second Songhua River[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(6): 1611-1615 (in Chinese).
- [7] 谢文平, 朱新平, 马丽莎, 等. 珠江三角洲 4 种淡水养殖鱼类重金属的残留及食用风险评价 [J]. *生态毒理学报*, 2017, 12(5): 294-303.
XIE W P, ZHU X P, MA L S, et al. Residues and safety evaluation of heavy metals in four species of freshwater fish from fish pond of Pearl River Delta[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2017, 12(5): 294-303 (in Chinese).
- [8] XIE H L, YANG X, XU J Q, et al. Heavy metals pollution and potential ecological health risk assessment in the Yangtze River reaches[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(2): 109489.
- [9] 刘朝发, 冯银炉, 方刘兵, 等. 皖北某矿沉陷区地表水与浅层地下水重金属含量特征及影响因素 [J]. *环境科技*, 2018, 31(4): 44-49.
LIU C F, FENG Y L, FANG L B, et al. Heavy metals characteristics and its influencing factors of surface water and shallow groundwater in mining subsidence area in the northern of Anhui Province[J]. *Environmental Science and Technology*, 2018, 31(4): 44-49 (in Chinese).
- [10] GUO H M, ZHANG B, ZHANG Y. Control of organic and iron colloids on arsenic partition and transport in high arsenic groundwaters in the Hetao Basin, Inner Mongolia[J]. *Applied Geochemistry*, 2011, 26(3): 360-370.
- [11] BIAN J M, TANG J, ZHANG L S, et al. Arsenic distribution and geological factors in the western Jilin Province, China[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2012, 112: 347-356.
- [12] 师环环, 潘羽杰, 曾敏, 等. 雷州半岛地下水重金属来源解析及健康风险评价 [J]. *环境科学*, 2021, 42(9): 4246-4256.
SHI H H, PAN Y J, ZENG M, et al. Source analysis and health risk assessment of Heavy metals in groundwater of Leizhou Peninsula[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(9): 4246-4256 (in Chinese).
- [13] HE S, WU J H. Hydrogeochemical characteristics, groundwater quality, and health risks from hexavalent chromium and nitrate in groundwater of huanhe formation in Wuqi County, northwest China[J]. *Exposure and Health*, 2019, 11(2): 125-137.
- [14] GUO H M, ZHANG D, NI P, et al. On the scalability of hydrogeochemical factors controlling arsenic mobility in three major inland basins of P. R. China[J]. *Applied Geochemistry*, 2017, 77: 15-23.
- [15] US EPA, 2012. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. U. S. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.
- [16] 王晓东, 田伟, 张雪艳. 宁夏地区地下水金属元素分布特征及健康风险评价 [J]. *环境科学*, 2022, 43(1): 329-338.
WANG X D, TIAN W, ZHANG X Y. Distribution characteristics and health risk assessment of metal elements for groundwater in the Ningxia region of China[J]. *Environmental Science*, 2022, 43(1): 329-338 (in Chinese).
- [17] 侯琨, 周金龙, 曾妍妍, 等. 新疆石河子地区地下水重(类)金属组分空间分布特征及影响因素 [J]. *新疆农业大学学报*, 2017, 40(1): 71-78.
HOU J, ZHOU J L, ZENG Y Y, et al. Spatial distribution characteristics and influence factors of heavy metal(metalloid)constituents in groundwater in Shihezi area, Xinjiang[J]. *Journal of Xinjiang Agricultural University*, 2017, 40(1): 71-78 (in Chinese).
- [18] LIU F Y, HE S H, TONG Y B, et al. Pollution characteristics and risk assessment of heavy metals in the water and surface sediments of Wulungu Lake, Xinjiang China[J]. *Soil and Sediment Contamination:an International Journal*, 2023, 32(1): 85-104.
- [19] 吴丽娜, 孙从建, 贺强, 等. 中天山典型内陆河流域水化学时空特征分析 [J]. *水土保持研究*, 2017, 24(5): 149-156.
WU L N, SUN C J, HE Q, et al. Analysis of temporal and spatial variation of hydrochemical characteristics of the typical inland river in

- the middle of Tianshan Mountains[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2017, 24(5): 149-156 (in Chinese).
- [20] 王文栋, 王鑫, 白志强, 等. 天山森林地表水污染及其与土壤重金属含量的关系 [J]. *森林与环境学报*, 2020, 40(4): 398-405.
WANG W D, WANG X, BAI Z Q, et al. Pollution characteristics of forest surface water and the relationship with the soil heavy metal content in Tianshan[J]. *Journal of Forest and Environment*, 2020, 40(4): 398-405 (in Chinese).
- [21] 王楠, 侯珺, 周金龙, 等. 石河子地区地下水重(类)金属污染及健康风险评估 [J]. *人民黄河*, 2022, 44(2): 94-99.
WANG N, HOU J, ZHOU J L, et al. Pollution and health risk assessment of heavy metals(metalloid)in groundwater in Shihezi area[J]. *Yellow River*, 2022, 44(2): 94-99 (in Chinese).
- [22] 魏兴, 周金龙, 曾妍妍, 等. 喀什地区西部地下水重金属空间分布特征及成因分析 [J]. *环境化学*, 2017, 36(8): 1802-1811.
WEI X, ZHOU J L, ZENG Y Y, et al. Spatial distribution and origin of heavy metals in groundwater in the western Kashgar Prefecture[J]. *Environmental Chemistry*, 2017, 36(8): 1802-1811 (in Chinese).
- [23] 韩芹芹, 王涛, 杨永红. 乌鲁木齐市主要饮用水源地水质健康风险评估 [J]. *中国环境监测*, 2015, 31(1): 57-63.
HAN Q Q, WANG T, YANG Y H. Environmental health risk assessment of the main drinking water sources of Urumqi[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2015, 31(1): 57-63 (in Chinese).
- [24] 李林. 塔里木河流域地表水和地下水的转化关系 [J]. *水土保持通报*, 2021, 41(6): 23-28.
LI L. Transformation relationship between surface water and groundwater in Tarim River Basin[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2021, 41(6): 23-28 (in Chinese).
- [25] FRYER M, COLLINS C D, FERRIER H, et al. Human exposure modelling for chemical risk assessment: A review of current approaches and research and policy implications[J]. *Environmental Science & Policy*, 2006, 9(3): 261-274.
- [26] 佟瑞鹏, 杨校毅. 基于蒙特卡罗模拟的土壤环境健康风险评估: 以 PAHs 为例 [J]. *环境科学*, 2017, 38(6): 2522-2529.
TONG R P, YANG X Y. Environmental health risk assessment of contaminated soil based on Monte Carlo method: A case of PAHs[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(6): 2522-2529 (in Chinese).
- [27] HUANG Y N, DANG F, LI M, et al. Environmental and human health risks from metal exposures nearby a Pb-Zn-Ag Mine, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 698: 134326.
- [28] CHEN R H, CHEN H Y, SONG L T, et al. Characterization and source apportionment of heavy metals in the sediments of Lake Tai (China) and its surrounding soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 694: 133819.
- [29] HUANG J L, WU Y Y, SUN J X, et al. Health risk assessment of heavy metal(loid)s in park soils of the largest megacity in China by using Monte Carlo simulation coupled with Positive matrix factorization model[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 415: 125629.
- [30] 周洪华, 李卫红. 新疆博斯腾湖湖水污染源空间分异分析 [J]. *中国环境科学学会 2016 年学术年会*, 2016: 918-925.
ZHOU H H, LI W B. Situation and development utilization of surface water in Xinjiang [J]. *Energy and Energy Conservation*, 2016: 918-925 (in Chinese).
- [31] 李梅英, 徐俊荣, 史志文. 浅析新疆巩乃斯河重金属时空分异特征 [J]. *环境化学*, 2009, 28(5): 716-720.
LI M Y, XU J R, SHI Z W. Seasonal and spatial distribution of heavy metals in kunes river, Xinjiang[J]. *Environmental Chemistry*, 2009, 28(5): 716-720 (in Chinese).
- [32] 王钢, 王灵, 郑春霞, 等. 乌鲁木齐齐拉泊水库水体中重金属健康风险评估 [J]. *干旱环境监测*, 2010, 24(1): 22-26,30.
WANG G, WANG L, ZHENG C X, et al. Health risk assessment of water quality at wulabo reservoir in Urumqi city[J]. *Arid Environmental Monitoring*, 2010, 24(1): 22-26,30 (in Chinese).
- [33] 张兆永, 吉力力·阿不都外力, 姜逢清, 等. 天山地表水重金属的赋存特征和来源分析 [J]. *中国环境科学*, 2012, 32(10): 1799-1806.
ZHANG Z Y, ABUDUWAILI J, JIANG F Q, et al. Contents and sources of heavy metals in surface water in the Tianshan Mountain[J]. *China Environmental Science*, 2012, 32(10): 1799-1806 (in Chinese).
- [34] 张兆永, 吉力力·阿不都外力, 姜逢清. 博尔塔拉河河水、表层底泥及河岸土壤重金属的污染和潜在危害评价 [J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2422-2429.
ZHANG Z Y, JILILI A, JIANG F Q. Pollution and potential ecology risk evaluation of heavy metals in river water, top sediments on bed and soils along banks of Bortala River, northwest China[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(7): 2422-2429 (in Chinese).
- [35] TURDI M, YANG L S. Trace elements contamination and human health risk assessment in drinking water from the agricultural and pastoral areas of Bay County, Xinjiang, China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2016, 13(10): 938.
- [36] XIAO J, JIN Z D, WANG J. Geochemistry of trace elements and water quality assessment of natural water within the Tarim River Basin in the extreme arid region, NW China[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, 136: 118-126.
- [37] WU T, LI X P, YANG T, et al. Multi-elements in source water (drinking and surface water) within five cities from the semi-arid and arid region, NW China: Occurrence, spatial distribution and risk assessment[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2017, 14(10): 1168.
- [38] REIMAN J H, XU Y J, HE S J, et al. Metals geochemistry and mass export from the Mississippi-Atchafalaya River system to the Northern Gulf of Mexico[J]. *Chemosphere*, 2018, 205: 559-569.

- [39] ELBAZ-POULICHET F, SEIDEL J L, CASIOT C, et al. Short-term variability of dissolved trace element concentrations in the Marne and Seine Rivers near Paris[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 367(1): 278-287.
- [40] DEKOV V M, KOMY Z, ARAÚJO F, et al. Chemical composition of sediments, suspended matter, river water and ground water of the Nile (Aswan-Sohag traverse)[J]. *Science of the Total Environment*, 1997, 201(3): 195-210.
- [41] VAROL M, GÖKOT B, BEKLEYEN A. Dissolved heavy metals in the Tigris River (Turkey): Spatial and temporal variations[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20(9): 6096-6108.
- [42] PHAN K, KIM K W. Health risk assessment of trace elements in the Tonle Sap Great Lake and the Tonle Sap River in Cambodia during the rainy season[J]. *Journal of Water and Health*, 2023, 21(5): 547-559.
- [43] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. 地表水环境质量标准: GB 3838—2002[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. State Environmental Protection Administration of the People's Republic of China, General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. Environmental quality standards for surface water: GB 3838—2002[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002(in Chinese).
- [44] 国家市场监督管理总局, 国家标准化管理委员会. 生活饮用水卫生标准: GB 5749—2022[S]. 北京: 中国标准出版社, 2022. State Administration for Market Regulation, Standardization Administration of the People's Republic of China. Standards for drinking water quality: GB 5749—2022[S]. Beijing: Standards Press of China, 2022(in Chinese).
- [45] World Health Organization, 2011. Guidelines for Drinking-water quality. Fourth edition. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- [46] 张伟燕, 马龙, 吉力力·阿不都外力, 等. 博尔塔拉河地表水重金属来源分析及其污染评价[J]. 干旱区资源与环境, 2019, 33(7): 100-106.
ZHANG W Y, MA L, JILILI A, et al. Source analysis and pollution assessment of heavy metals in surface water of Bortala River, Northwest China[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2019, 33(7): 100-106 (in Chinese).
- [47] 杜恒文. 基于氢氧同位素技术对博斯腾湖流域水体补给关系分析[D]. 乌鲁木齐: 新疆师范大学, 2020.
DU H W. Analysis of water supply relationship in the Bosten Lake basin based on hydrogen and oxygen isotopes[D]. Urumqi: Xinjiang Normal University, 2020 (in Chinese).
- [48] 林丽, 范薇, 周金龙, 等. 喀什地区浅层地下水重金属污染健康风险评价[J]. 节水灌溉, 2020(5): 93-98.
LIN L, FAN W, ZHOU J L, et al. Health risk assessment of heavy metals in shallow groundwater in Kashgar region of Xinjiang[J]. *Water Saving Irrigation*, 2020(5): 93-98 (in Chinese).
- [49] 艾提业古丽·热西提, 麦麦提吐尔逊·艾则孜, 王维维, 等. 博斯腾湖流域地下水重金属污染的人体健康风险评估[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(2): 251-259.
ATIYAGUL R, MAMATTURSUN E, WANG W W, et al. The human health risk assessment of heavy metal pollution of groundwater in Bosten Lake basin[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2019, 14(2): 251-259 (in Chinese).
- [50] 罗艳丽, 郑春霞, 余艳华, 等. 新疆奎屯垦区地下水重金属污染健康风险初步评价[J]. 陕西农业科学, 2011, 57(3): 93-96.
LUO Y L, ZHENG C X, YU Y H, et al. Preliminary assessment of health risk of heavy metal pollution in groundwater in Kuitun reclamation area of Xinjiang[J]. *Shaanxi Journal of Agricultural Sciences*, 2011, 57(3): 93-96 (in Chinese).
- [51] 曾妍妍, 周殷竹, 周金龙, 等. 新疆南部典型地区地下水重金属空间分布特征[J]. 环境化学, 2015, 34(12): 2310-2312.
ZENG Y Y, ZHOU Y Z, ZHOU J L, et al. Spatial distribution characteristics of heavy metals in groundwater in typical areas of southern Xinjiang[J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 34(12): 2310-2312 (in Chinese).
- [52] FAN W, ZHOU J L, ZHOU Y Z, et al. Water quality and health risk assessment of shallow groundwater in the southern margin of the Tarim Basin in Xinjiang, P. R. China[J]. *Human and Ecological Risk Assessment: an International Journal*, 2021, 27(2): 483-503.
- [53] Di DUCA F, MONTUORI P, TRAMA U, et al. Health risk assessment of PAHs from estuarine sediments in the south of Italy[J]. *Toxics*, 2023, 11(2): 172.
- [54] SARWAR T, SHAHID M, Natasha, et al. Quantification and risk assessment of heavy metal build-up in soil-plant system after irrigation with untreated city wastewater in Vehari, Pakistan[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2020, 42(12): 4281-4297.
- [55] SHARMA S, NAGPAL A K, KAUR I. Appraisal of heavy metal contents in groundwater and associated health hazards posed to human population of Ropar wetland, Punjab, India and its environs[J]. *Chemosphere*, 2019, 227: 179-190.
- [56] 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 地下水质量标准: GB/T 14848—2017[S]. 北京: 中国标准出版社, 2017.
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. Standard for groundwater quality: GB/T 14848—2017[S]. Beijing: Standards Press of China, 2017(in Chinese).
- [57] 戴志鹏, 罗艳丽, 王翔. 新疆奎屯河流域高砷、高氟地下水的分布特征[J]. 环境保护科学, 2019, 45(4): 81-86.
DAI Z P, LUO Y L, WANG X. Distribution characteristics of high arsenic and fluorine in groundwater of Kuitun River Basin in Xinjiang[J]. *Environmental Protection Science*, 2019, 45(4): 81-86 (in Chinese).

- [58] 袁翰卿, 李巧, 陶洪飞, 等. 新疆奎屯河流域地下水砷富集因素 [J]. *环境化学*, 2020, 39(2): 524-530.
YUAN H Q, LI Q, TAO H F, et al. Groundwater arsenic enrichment factors of Kuitun River Basin, Xinjiang[J]. *Environmental Chemistry*, 2020, 39(2): 524-530 (in Chinese).
- [59] 罗艳丽, 李晶, 蒋平安, 等. 新疆奎屯原生高砷地下水的分布、类型及成因分析 [J]. *环境科学学报*, 2017, 37(8): 2897-2903.
LUO Y L, LI J, JIANG P A, et al. Distribution, classification and cause analysis of geogenic high-arsenic groundwater in Kuitun, Xinjiang[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, 37(8): 2897-2903 (in Chinese).
- [60] 钱建平, 李伟, 张力, 等. 地下水中重金属污染来源及研究方法综析 [J]. *地球与环境*, 2018, 46(6): 613-620.
QIAN J P, LI W, ZHANG L, et al. Source and research status of heavy metal pollution in groundwater: A review[J]. *Earth and Environment*, 2018, 46(6): 613-620 (in Chinese).
- [61] 任丽江, 张妍, 张鑫, 等. 渭河流域关中段地表水重金属的污染特征与健康风险评价 [J]. *生态环境学报*, 2022, 31(1): 131-141.
REN L J, ZHANG Y, ZHANG X, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in surface water in Guanzhong section of the Weihe River Basin[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2022, 31(1): 131-141 (in Chinese).
- [62] 刘昭, 周宏, 刘伟, 等. 清江流域地下水重金属含量特征及健康风险初步评价 [J]. *环境工程*, 2021, 39(5): 196-203.
LIU Z, ZHOU H, LIU W, et al. Heavy metal concentration properties analysis and primary health risk assessment in groundwater in the Qingjiang River[J]. *Environmental Engineering*, 2021, 39(5): 196-203 (in Chinese).
- [63] 尹伊梦, 赵委托, 黄庭, 等. 电子垃圾拆解区土壤-水稻系统重金属分布特征及健康风险评价 [J]. *环境科学*, 2018, 39(2): 916-926.
YIN Y M, ZHAO W T, HUANG T, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in a soil-rice system in an E-waste dismantling area[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(2): 916-926 (in Chinese).
- [64] SMEDLEY P L, KINNIBURGH D G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters[J]. *Applied Geochemistry*, 2002, 17(5): 517-568.
- [65] ZHOU Y Z, ZENG Y Y, ZHOU J L, et al. Distribution of groundwater arsenic in Xinjiang, P. R. China[J]. *Applied Geochemistry*, 2017, 77: 116-125.
- [66] JIA Y F, XI B D, JIANG Y H, et al. Distribution, formation and human-induced evolution of geogenic contaminated groundwater in China: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 643: 967-993.