

基于模糊综合优化模型的水质评价与 重金属污染健康风险分析

——以贵州省铜仁市碧江区饮用水源地为例

窦小涵¹, 潘叶¹, 王腊春¹, 陈睿东¹, 祝晓彬², 马小雪³

(1. 南京大学 地理与海洋科学学院, 江苏 南京 210023; 2. 南京大学 地球科学与
工程学院, 江苏 南京 210023; 3. 江苏第二师范学院 城市与资源环境学院, 江苏 南京 210013)

摘要: [目的] 明确富矿岩溶区饮用水源地水质情况和重金属元素健康危害程度, 完善水源地环境管控措施, 为当地饮用水健康管理提供理论依据, 为水体重金属防治提供参考。[方法] 以贵州省铜仁市碧江区饮用水源地为例, 监测了 2018 年 1 月至 2020 年 6 月的水质常规指标和重金属 Fe, Mn, Cu, Zn, As, Pb 的含量, 结合单一熵权法和聚类权法, 引入相对隶属度和级别特征值对水体进行水质模糊评价, 并采用美国环境保护署 (Environmental Protection Agency) 推荐的健康风险评价模型对丰枯两季水体中重金属的含量特征及其健康风险进行评估。[结果] 水源地水质总体达到模糊综合优化模型评价结果的Ⅲ类, 总氮和总大肠菌群为主要超标因子, 地表水水源地中 Fe, Pb 最大值超过Ⅲ类水标准。Fe, Zn 和 Pb 主要来源于采矿业和工业, Mn 和 As 主要来源于农业, Cu 主要来源于农业和交通污染。[结论] 基于组合权和模糊综合优化模型的水质评价结果较单一权重的常规模型更加可信合理, 致癌重金属 As 是产生健康风险的主要元素, 儿童较成人更易受到重金属危害, 需加强对重金属健康风险的管控与治理。

关键词: 模糊综合评价; 组合权重法; 饮用水源地; 重金属; 健康风险评价

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2022)01-0173-11

中图分类号: X824, X820.4

文献参数: 窦小涵, 潘叶, 王腊春, 等. 基于模糊综合优化模型的水质评价与重金属污染健康风险分析[J]. 水土保持通报, 2022, 42(1): 173-183. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2022.01.024; Dou Xiaohan, Pan Ye, Wang Lachun, et al. Water quality assessment and health risk of heavy metal analysis based on optimization of fuzzy synthetic evaluation [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(1): 173-183.

Water Quality Assessment and Health Risk of Heavy Metal Analysis Based on Optimization of Fuzzy Synthetic Evaluation

—A Case Study of Drinking Water Source Areas in Bijiang District, Tongren City, Guizhou Province

Dou Xiaohan¹, Pan Ye¹, Wang Lachun¹, Chen Ruidong¹, Zhu Xiaobin², Ma Xiaoxue³

(1. School of Geographic and Ocean Science, Nanjing University, Nanjing, Jiangsu 210023, China;

2. School of Earth Sciences and Engineering, Nanjing University, Nanjing, Jiangsu 210023, China;

3. College of Urban Resources and Environment, Jiangsu Second Normal University, Nanjing, Jiangsu 210013, China)

Abstract: [Objective] The water quality and health hazards regarding heavy metals in drinking water sources in rich ore karst areas were studied in order to improve environmental control measures of water sources, thereby providing a theoretical basis for local drinking water health risk management and a reference for controlling and preventing accumulations of heavy metals in water. [Methods] Drinking water sources in Bijiang District, Tongren City, Guizhou Province were taken as an example. Conventional water quality indicators and the content of heavy metals (Fe, Mn, Cu, Zn, As, and Pb) were monitored from January 2018 to June 2020. In addition, a water quality fuzzy evaluation was carried out by using the relative membership degree and grade eigenvalue, and the single entropy weight method with the clustering weight method. The

收稿日期: 2021-07-27

修回日期: 2021-09-09

资助项目: 国家自然科学基金项目“喀斯特地区人类活动主导下的生态环境变化与流域水循环相应耦合机理研究”(41371045)

第一作者: 窦小涵(1997—), 女(汉族), 山东省临朐县人, 硕士研究生, 研究方向为水资源与水环境。Email: mg1927110@smail.nju.edu.cn。

通信作者: 王腊春(1963—), 男(汉族), 江苏省金坛市人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事水水文水资源方面的研究。Email: wang6312@nju.edu.cn。

content characteristics of heavy metals and health risks in wet and dry seasons were evaluated by using the health risk assessment model recommended by the U.S. EPA. [Results] Water quality of drinking water source areas had reached class III of improved fuzzy synthetic evaluation. The main excess factors were total nitrogen and total coliforms. The maximum values of Fe and Pb in the surface water sources had exceeded the class III water standards. Fe, Zn, and Pb mainly came from mining and industry, Mn and As mainly came from agriculture, and Cu mainly came from agriculture and traffic pollution. [Conclusion] The water quality evaluation results based on the combined weight and optimization of fuzzy synthetic evaluation were more credible and reasonable than the conventional model with a single weight. The carcinogenic heavy metal As was the main element causing health risks. Children are more susceptible to heavy metal hazards than adults. It is necessary to strengthen control and governance of health risks from heavy metals.

Keywords: fuzzy comprehensive evaluation; combined weight method; drinking water source area; heavy metals; health risk assessment

贵州省铜仁市是中国西南典型的岩溶区,铅锌矿、汞矿开采历史悠久,其环境中重金属含量易受区域地球化学的内源影响和采矿、工业等带来的外源影响,地表污染物极易在地下水与地表水之间迅速转化,对原本脆弱的岩溶生态系统和人体健康造成危害。近年来铜仁市虽因资源消耗过大关停部分矿洞,但是因开矿遗留下来的土壤、水体等环境问题仍然存在。据相关报道,铜仁市重金属污染问题突出,云场坪镇和瓦屋河存在区域性历史遗留汞污染问题,且大量历史遗留汞渣库和锰渣库存在防渗疏漏^[1];已有研究表明,铜仁市矿区附近土壤呈重金属轻微污染状态^[2-3],威胁饮用水源地水体安全。根据野外调查,铜仁市区和碧江区乡镇居民的大量饮用水由碧江区饮用水源地供给,而重金属易通过饮水途径在人体内逐渐富集,长期饮用重金属含量超标的水体会破坏人体内正常生理机能和基因的表达^[4]。但近年来,对铜仁市重金属的研究主要集中于采矿区、农田等区域的土壤和蔬菜^[5-6],对水源地水体水质与重金属的健康风险评价研究鲜有报道。此外,已有的饮用水源地重金属相关研究往往建立在短期的监测数据上^[7-8],在时间连续性方面有所欠缺。因此,明确碧江区饮用水源地水质、重金属污染和健康风险情况对完善其水体重金属污染的预警机制、制定水环境管控措施具有重要意义。

水质评价通过监测和分析评价指标,识别水质的时空变化特征,为环境治理和污染风险预警提供数据支撑。国内外学者提出了许多水质评价模型和方法,如神经网络法、贝叶斯法、密切值法、模糊综合评价法等^[9-12],为水资源的保护提供了科学依据。水质的分类标准以及水体受污染程度存在客观上的模糊性,因此相较于其他水质评价方法,模糊综合评价法能量化边界模糊不清的因素,客观准确地反映水质与评价标准之间的关系。然而,模糊综合评价法在水质评价应用方面还存在许多不足,如常用的最大隶属度方法

主要强调某一因子对水质标准的作用,在超标因子较多且等级隶属度接近时,水质类别的模糊性难以体现,评价结果容易失真;常规的模糊综合评价法需要人为设定各个评价指标的权重,存在一定的主观性。许多学者在实践中不断对模糊综合评价法进行优化^[13-15]。例如,以评价区间极值作为分级标准、以评价区间中值作为级别标准值等,但仍存在模糊综合评价模型与评价标准兼容性差、隶属度过于绝对化、同等级水体的优劣难以体现、指标权重的赋予存在主观性和不确定性、极少关注岩溶区域水体评价等问题。

本文针对模糊综合评价模型中单一赋权存在的不足,构建基于熵权和聚类权的组合权,针对隶属度绝对化和评价标准不兼容问题,选取模糊综合优化模型,引入相对隶属度概念,避免评价标准与评价方法不兼容,以碧江饮用水源地水体为研究对象,评价富矿岩溶区高敏感环境受体的水质情况。此外,分析饮用水源地水体中的Fe, Mn, Cu, Zn, As和Pb这6种重金属在丰枯两季的分布特征(Hg, Cd, Cr均低于检出限),并利用美国环境保护署(EPA)健康风险评价模型针对成人和儿童进行健康风险评价,以期在当地饮用水健康风险管理提供理论依据,为水体重金属防治提供参考。

1 研究区概况

研究区位于贵州省东北部的铜仁市碧江区,地理位置为东经108°56′13″—109°28′20″,北纬27°32′18″—27°52′40″,所处区域属亚热带季风气候,年平均气温为16.9℃,年降雨量1250~1400mm。研究区地处武陵山脉南缘、贵州高原向湘西丘陵过渡的斜坡地,在区域地质构造单元上属于扬子准地台贵阳复杂变形区的东缘,出露地层以寒武系中上统娄山关群和下统清虚洞组的白云岩、灰岩为主,岩溶地貌明显,多发育有峰丛、洞穴、洼地、裂隙、峡谷等,地下水总体上由

北往南沿溶蚀裂隙汇集,寒武系中上统娄山关群地层为主要含水层。研究区特殊的岩溶“二元”水环境系统与破碎的地表导致地表水与地下水连通性强,大大提高了地下水被地表污染源污染的风险。

研究区总面积为 1 009.32 km²,土地利用类型主要为森林、耕地、草地、水系和建成区(图 1),面积比例分别为 57.59%,25.88%,7.69%,1.85%,6.99%。区内分锦江、车坝河两流域,其中锦江自西向东横跨研究区,是区内最大地表河流,多年平均流量 112 m³/s,其支流有小江、卜口河、德胜屯河、瓮慢河等,是区内饮用水源地的主要水源。杭瑞高速、铜怀高速、铁路准渝线和准渝二线沿锦江及其支流分布,交通便利。矿产资源以铅锌矿和汞矿为主,其中,铅锌矿主要分布在云场坪、漾头、瓦屋、桐木坪和坝黄区域,汞矿主要分布在云场坪区域。

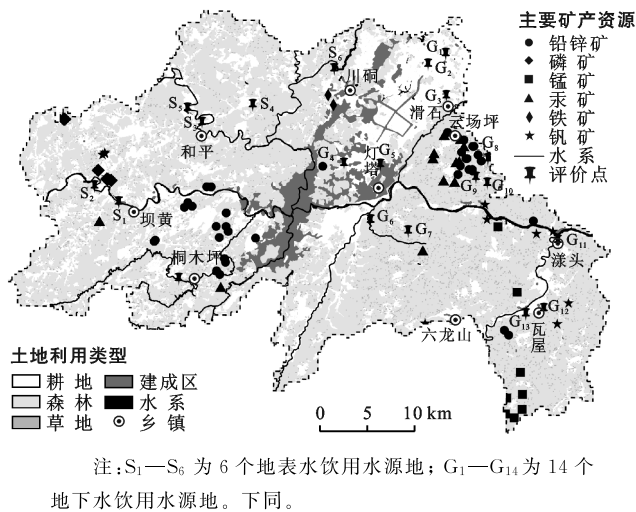


图 1 碧江区土地利用类型和矿产分布

2 研究方法

2.1 数据收集与处理

于 2018 年 1 月到 2020 年 6 月从铜仁市生态环境局碧江分局提供的碧江区千人以上饮用水源地水质监测数据中选取溶解氧(DO)、高锰酸钾指数(COD_{Mn})、总磷(TP)、总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)、粪大肠菌群、Fe、Mn、Cu、Zn、As、Pb 这 12 项指标作为地表水水源地评价指标,COD_{Mn}、总硬度、NH₄⁺-N、总大肠菌群、溶解性总固体(TDS)、氯化物、Fe、Mn、Cu、Zn、As、Pb 这 12 项指标作为地下水水源地评价指标,进行水质综合模糊评价和重金属健康风险分析。其中地表水水源地评价点主要分布在和平、坝黄、川碕等区域的 6 处(S₁—S₆),地下水水源地评价点主要分布在剩余区域的 14 处(G₁—G₁₄)(图 1)。土地利用数据来源于 2020 年的 GlobeLand 30 全球

地表覆盖数据(<http://www.globallandcover.com>),矿产分布数据来源于全国矿产地数据库 2021 版(<http://data.ngac.org.cn/mineralresource/>)。

逐月收集水质监测数据,采用 Excel 2019 和 Matlab 2020 年完成水质模糊评价的数据处理,采用 ArcGIS 10.6 完成研究区概况图和重金属浓度分布图的绘制,采用 Origin 2019 b 完成丰枯两季重金属离子浓度和健康风险贡献比的图像绘制,采用 SPSS 22.0 完成原始数据的相关性分析和主成分分析。

2.2 水质模糊综合优化模型

虽然模糊综合评价模型可解决水质边界难以定量化的问题,但是常用的最大隶属度方法主要强调某一因子对水质标准的作用,评价结果容易失真,且存在评价标准与指标数据不兼容以及同等级水体的水质无法区分的问题。基于此,本文采用了水质模糊综合优化模型^[16],引入相对隶属度和级别特征值。

指标权重的确定关系着评价结果的准确性,然而常规的模糊综合评价法需要人为设定各评价指标的权重,存在一定的主观性,容易增大评价结果的误差。熵权法是一种应用广泛的客观赋权法,根据指标数据的离散程度确定指标权重,离散程度越大,说明指标对综合评价的影响越大,但是存在容易忽视实际中更加重要但是变化较小的指标的缺点。而另外一种赋权法——聚类权法,则是通过实测值和标准值之比确定指标的权重,既考虑了评价指标各个等级的标准值,又考虑了实测值超过标准值的显著程度,弥补了熵权法的缺点,在水质评价的权重选择研究中被认为具有很强的合理性^[17-18]。本文改进了评价模型的赋权方法,采用组合权重,在客观依据数据离散程度的熵权法基础上,配合聚类权法,使每一个指标的每一个评价等级都有与之相对应的指标权重,在确保指标权重可信度、精确度、客观性和区分度的基础上,降低指标权重对样本的依赖性。熵权法权重^[19]和聚类权重^[17]的计算在此不加赘述。设 W_{aij} , W_{bij} 分别为熵权法和聚类权法的权重,则认为可同时体现两种赋权方法特征的组合权重 W_{ij} 为:

$$w_{ij} = \frac{\sqrt{w_{aij} \cdot w_{bij}}}{\sum_{i=1}^n \sqrt{w_{aij} \cdot w_{bij}}} \quad (1)$$

2.3 重金属健康风险评价模型

通过饮水途径进入人体中的重金属有害物可分为化学致癌物和非化学致癌物,一般采用 EPA 推荐的风险评价模型进行水体中重金属健康风险的定量评价。根据风险评价模型对有害物质的分类,本研究中的 As 为化学致癌物,其余重金属为非化学致癌

物。通过饮水方式进入人体的化学致癌物的致癌风险评价模型^[20]为:

$$R_i = \frac{D_i \cdot q_i}{74} \quad (2)$$

当 $R_i > 0.01$ 时,满足高剂量暴露条件,其计算公式为:

$$R_i = \frac{1 - \exp(-D_i \cdot q_i)}{74} \quad (3)$$

通过饮水方式进入人体的非化学致癌物的健康风险评价模型^[20]为:

$$H_i = \frac{(D_i / \text{RDF}_i) \times 10^{-6}}{74} \quad (4)$$

$$D_i = \begin{cases} \frac{2.2c_i}{64.3} & (\text{成人}) \\ \frac{1.0c_i}{22.9} & (\text{儿童}) \end{cases} \quad (5)$$

式中: R_i, H_i 分别为化学致癌物质、非化学致癌物质通过饮水途径导致的个人致癌风险(1a); c_i 为物质的质量浓度(mg/L); D_i 为通过饮水方式每单位体重的日均暴露计量(mg/L); 2.2, 1.0 分别为成人和儿童的日均饮水量^[21](L); 64.3, 22.9 分别为成人和 7 岁儿童的平均体重^[21](kg); 74 为贵州省人均寿命^[22](a); q_i, RDF_i 分别为化学致癌物、非化学致癌物通过饮水摄入的单位体重日均暴露计量^[21], 致癌物质 As 的 q_i 取值为 15 [kg/(d · mg)], 非致癌物质 Fe, Cu, Zn, Pb 和 Mn 的 RDF_i 取值分别为 0.7, 5.00×10^{-3} , 0.3, 1.40×10^{-3} , 1.4 [mg/(kg · d)]。水体中重金属浓度较低,因此忽略复杂反应产生的二次健康风险,认为重金属总健康风险为每种重金属健康风险的总和。

3 结果与讨论

3.1 水质模糊综合优化模型的构建

首先,根据《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017)和《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002),兼顾不同乡镇和不同土地利用类型,选择对水质影响较大的水质评价指标,得到包括物理性指标、化学性指标、微生物指标在内的可综合反映水体污染物情况的指标体系。再由公式(1)确定各个评价指标的组合权重,形成权重矩阵 \mathbf{A} ,然后根据环境质量的 5 个水质等级,得到各个指标相对应的分级范围,再根据优化模型的相对隶属度计算方法^[16],建立每个水质样本的模糊关系矩阵 \mathbf{R} 。以评价点 G_1 为例,相对隶属度矩阵 \mathbf{R} 如公式(6)所示。

矩阵中每列的 5 个数字分别对应某一个指标对 5 个水质等级的相对隶属度,从左往右为 I 级到 V

级,每行代表不同的评价指标,从上到下为 COD_{Mn} , 总硬度, NH_4^+-N , 总大肠菌群, TDS, 氯化物, Fe, Mn, Cu, Zn, As, Pb。权重矩阵 \mathbf{A} 和相对隶属度矩阵 \mathbf{R} 经过复合运算后得到评价等级和级别特征值 \mathbf{H} , 其中, 级别特征值能反映同级评价对象的优劣。

$$\mathbf{R} = \begin{pmatrix} 0.665 & 0.370 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.000 & 0.310 & 0.998 & 0.190 & 0.000 \\ 0.155 & 0.838 & 0.345 & 0.000 & 0.000 \\ 0.000 & 0.000 & 1.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.340 & 0.984 & 0.160 & 0.000 & 0.000 \\ 0.817 & 0.063 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.772 & 0.057 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.730 & 0.051 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.908 & 0.123 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.659 & 0.035 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.588 & 0.035 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \\ 0.599 & 0.040 & 0.000 & 0.000 & 0.000 \end{pmatrix} \quad (6)$$

3.2 水质评价结果

本文分别运用了单一的熵权法、单一的聚类权法以及将两者相结合的组合权重法对研究区水质进行了评价(表 1),结果显示,组合权重法最为合适。聚类权法的评价结果相较于其他两种权重的结果,标准差较大,表示评价结果较易受到等级偏大或等级偏小的指标的影响。例如,评价点 G_1 仅总大肠菌群数这一指标处于Ⅲ类水标准,其余所有指标均不超过Ⅲ类水标准,但评价结果为Ⅲ类水。熵权法的评价结果相较于其他两种方法偏小,评价结果可信度存在一定偏差,例如 G_9, G_{12} 处的总大肠菌群含量和 S_1, S_2, S_3 处的总氮含量分别超过地下水、地表水环境质量的Ⅲ类和Ⅴ类标准,但评价结果仍为Ⅰ类和Ⅱ类。组合权重相较单一权重更能准确评价水质,以评价点 S_3 为例, S_3 的总氮浓度超过Ⅴ类标准, DO, COD_{Mn} , 总磷, NH_4^+-N , 粪大肠菌群的浓度介于Ⅲ类水范围内, Fe, Mn, Cu, Zn, As, Pb 的浓度均小于Ⅱ类等级上限,由于处在Ⅲ类的污染指标多、权重大,模糊综合优化模型评价 S_3 为Ⅲ类水是合理的。在重金属指标中, Fe 与 Pb 的最大值劣于Ⅲ类水标准,需要警惕其引起的健康风险。

根据模糊综合优化模型的评价结果(表 1), 源地以Ⅱ类水为主,Ⅱ类水比例为 70.0%,Ⅰ类水和Ⅲ类水均占总量的 15.0%,所有评价点水质均达到居民生活饮用水标准。但受农业和生活污染的影响,整个研究区的超标因子主要为总大肠菌群和总氮,集中在云场坪和坝黄区域。其中,云场坪评价点紧邻森林(图 1),牲畜、家禽通常在居民区内及临近村庄的森林区域养殖,且靠森林而建的自然村落卫生设施落

后,粪便与生活废水不经过处理,直接排放进入自然环境,导致云场坪评价点总大肠菌群超标,这与陈亚楠等^[23]对于总大肠菌群的来源研究相一致;坝黄区域的评价点分布于耕地间和高速公路附近,有研究表明,交通运输用地面积与周边土壤、水体环境氮含量呈

显著相关^[24]。此外,寇馨月等^[25]和李严等^[26]对青岛市农区、湖北京山泉水河流域农耕区的研究结果表明,农耕区的化肥和土壤有机氮对水体氮含量有很大程度的贡献,大量农药化肥的施用和机动车排放的含氮物质使水体中氮浓度升高,导致坝黄评价点总氮超标。

表 1 碧江区饮用水源地水质评价结果

评价点	区域	聚类权法		熵权法		组合权重法		超标因子 (劣于Ⅲ类水标准)
		级别特征值 <i>H</i>	评价等级	级别特征值 <i>H</i>	评价等级	级别特征值 <i>H</i>	评价等级	
G ₁	滑石	2.58	Ⅲ	1.72	Ⅱ	2.18	Ⅱ	总大肠菌群
G ₂		2.39	Ⅱ	1.63	Ⅱ	1.95	Ⅱ	无
G ₃		2.12	Ⅱ	1.71	Ⅱ	1.95	Ⅱ	无
G ₄		2.33	Ⅱ	1.57	Ⅱ	1.99	Ⅱ	无
G ₅	灯塔	2.41	Ⅱ	1.59	Ⅱ	1.83	Ⅱ	无
G ₆		2.02	Ⅱ	1.62	Ⅱ	1.84	Ⅱ	总大肠菌群
G ₇	六龙山	1.88	Ⅱ	1.36	Ⅰ	1.49	Ⅰ	无
G ₈	云场坪	2.57	Ⅲ	1.61	Ⅱ	2.04	Ⅱ	总大肠菌群
G ₉		1.96	Ⅱ	1.47	Ⅰ	1.65	Ⅱ	总大肠菌群
G ₁₀		2.53	Ⅲ	1.59	Ⅱ	2.08	Ⅱ	总大肠菌群
G ₁₁	漾头	1.80	Ⅱ	1.39	Ⅰ	1.50	Ⅰ	无
G ₁₂	瓦屋	1.91	Ⅱ	1.43	Ⅰ	1.62	Ⅱ	总大肠菌群
G ₁₃		1.80	Ⅱ	1.37	Ⅰ	1.47	Ⅰ	无
G ₁₄	桐木坪	2.57	Ⅲ	1.56	Ⅱ	1.63	Ⅱ	总大肠菌群
S ₁	坝黄	2.84	Ⅲ	1.72	Ⅱ	2.50	Ⅲ	总氮
S ₂		2.93	Ⅲ	1.93	Ⅱ	2.61	Ⅲ	总氮
S ₃		3.01	Ⅲ	1.75	Ⅱ	2.51	Ⅲ	总氮
S ₄	和平	2.75	Ⅲ	1.67	Ⅱ	2.43	Ⅱ	总氮
S ₅		2.68	Ⅲ	1.70	Ⅱ	2.41	Ⅱ	总氮
S ₆		川碛	2.78	Ⅲ	1.84	Ⅱ	2.45	Ⅱ

3.3 重金属的浓度变化和时空特征

研究区饮用水源地的水体重金属浓度变化见表 2。在地表水中,Fe, Mn, Cu, Zn, As, Pb 的平均含量排序为:Fe>Zn>Pb>Mn>As>Cu,平均浓度均低于Ⅲ类水标准,其中 Fe 与 Pb 的最大值劣于Ⅲ类水标准,需要引起警惕。标准差呈现:Zn>Pb>Fe>Mn>Cu>As 的大小关系,表明地表水中 Zn 和 Pb 受局部污染源与人为因素的影响较明显。在地下水中,Fe, Mn, Cu, Zn, As, Pb 的平均含量排序为:Zn>Fe>Mn>Pb>As>Cu,平均浓度和最大值均优于Ⅲ类水标准。标准差呈现:Pb>Mn>Zn>Fe>Cu>As 的大小关系,表明在地下水中 Mn 和 Pb 受局部污染源与人为因素的影响较明显。地表水评价点的 Fe, Mn, Cu, As 含量高于地下水评价点,而地下水评价点的 Zn, Pb 含量高于地表水评价点。相较于地表水,地下水更易受到地层岩性和土壤淋滤的影响,富含 Pb, Zn 的矿物经风化,在土壤层中发生了重金属富

集,加之铅锌矿开采带来的矿渣堆积,地下水中 Zn, Pb 含量较地表水含量高。相较于地下水,地表水能更快流动,连通性更强,更易受到来自工业废水和生活用水排放的影响,评价点周围居民区普遍为靠近山林的自然村落,生活用水不经处理直接排放进入地表水体,且地表水评价点周围有 G354 国道和 G56 杭瑞高速公路等交通要道,由交通产生的重金属污染种类更为复杂,因此地表水中 Fe, Mn 含量较高。

研究区水源地重金属浓度的时空变化见图 2—3。Zn, Pb 和 Fe 的空间分布具有相似性,绝大多数点位的浓度较低且平稳,浓度较高值集中于研究区东部的漾头区域周边。Mn 和 Cu 的空间分布相似,整体上从西北到东南递减,在和平、坝黄、桐木坪区域的浓度较高。As 的整体分布较平稳,从西北到东南整体呈现递减趋势,在和平和坝黄区域的浓度略高于其他点位。从季节变化看,Fe, Mn 和 Cu 在枯水期的浓度普遍高于在丰水期的浓度,主要是因为枯水期内的降

雨量和河流径流量小,自然水体循环速度减缓,水体自净能力下降,重金属在水体中积累,浓度升高。而 Zn、Pb 和 As 在丰水期的浓度高于在枯水期的浓度,主要是因为丰水期,铅锌矿的频繁开采等工业活动

使土壤中 Zn 和 Pb 含量大大升高,农业活动带来的农药和化肥使土壤中 As 的含量升高,较大的降雨量易造成水土流失,地表矿渣、冶炼废物、化肥等被降雨淋滤,导致 Zn、Pb 和 As 大量进入水体。

表 2 碧江区饮用水源地丰枯两季重金属监测值

水源地	取值	重金属含量/($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)					
		Fe	Mn	Cu	Zn	As	Pb
地表水	范围	6.59~337.00	3.76~48.00	0.30~1.45	0.71~35.60	0.29~2.23	0.15~56.60
	平均值	9.26	10.75	1.15	6.77	1.04	3.79
	标准差	0.004 4	0.002 8	0.000 8	0.006 6	0.000 5	0.005 9
	GB 3838-2002(Ⅲ)	≤ 300	≤ 100	$\leq 1\ 000$	$\leq 1\ 000$	≤ 50	≤ 50
地下水	范围	2.62~26.70	0.22~23.90	0.08~1.28	1.97~51.60	0.13~6.68	0.09~3.76
	平均值	8.18	2.25	0.31	11.73	0.78	1.47
	标准差	0.003 6	0.005 6	0.001 0	0.004 8	0.000 9	0.006 4
	GB/T 14848-2017(Ⅲ)	≤ 300	≤ 100	$\leq 1\ 000$	$\leq 1\ 000$	≤ 10	≤ 10

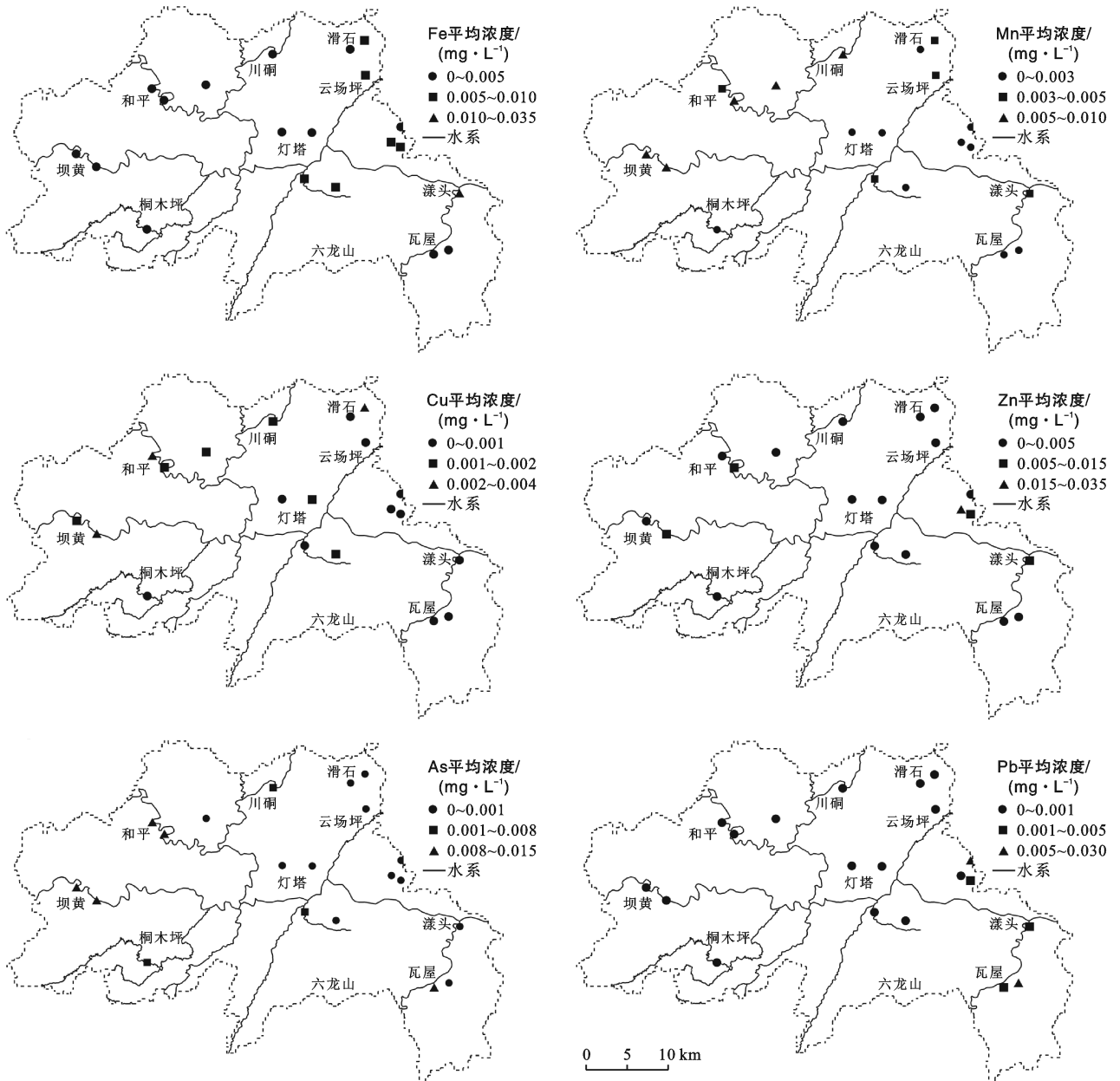


图 2 碧江区饮用水源地重金属浓度的空间分布特征

3.4 重金属来源分析

相关性可以反映物质之间联系,相关性越高的两种物质更可能具有相同的来源或迁移转化途径。对碧江区饮用水源地的丰枯两季重金属和环境指标 pH 值, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, COD_{Mn} 进行 Pearson 相关性分析和主成分分析,通过了 KMO 检验和 Bartlett 球性检验后,得到相关性矩阵(表 3 和表 4)和主成分因子载荷(表 5)。Pearson 相关性分析结果显示,在丰枯两季,Fe, Zn, Pb 和 pH 值之间均呈极显著相关性, Mn, Cu 和 As 之间均呈显著相关性, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与 COD_{Mn} 之间均

呈显著相关性;主成分分析结果显示,丰枯两季的累积方差分别为 79.063% 和 76.194%,第一主成分(PC_1)均为 Fe, Zn, Pb, pH 值,分别解释了总方差的 35.935% 和 30.266%,第二主成分(PC_2)均为 Mn, Cu 和 As,分别解释了总方差的 25.087% 和 26.035%,第三主成分(PC_3)均为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 COD_{Mn} ,分别解释了总方差的 18.041% 和 19.892%。

Pearson 相关性分析与主成分分析对重金属和环境指标的分析结果基本一致,可据此推测丰枯两季饮用水源地中重金属的来源。

表 3 碧江区丰水期重金属与环境指标的相关关系矩阵

指标	Fe	Mn	Cu	Zn	As	Pb	COD_{Mn}	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	pH 值
Fe	1	-0.099	-0.022	0.849**	-0.132	0.826**	0.042	-0.083	0.713**
Mn		1	0.614**	0.229	0.688**	0.001	0.176	0.209	-0.050
Cu			1	0.127	0.480*	-0.058	-0.210	-0.039	0.021
Zn				1	0.096	0.890**	0.260	-0.027	0.466*
As					1	-0.118	0.063	-0.070	-0.014
Pb						1	0.321	-0.060	0.356
COD_{Mn}							1	0.560*	-0.050
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$								1	0.119
pH 值									1

表 4 碧江区枯水期重金属与环境指标的相关关系矩阵

指标	Fe	Mn	Cu	Zn	As	Pb	COD_{Mn}	$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	pH 值
Fe	1	-0.086	-0.055	0.801**	-0.196	0.818**	-0.082	-0.106	0.734**
Mn		1	0.649**	0.179	0.550**	0.018	0.153	0.216	-0.028
Cu			1	0.117	0.465*	-0.052	-0.134	-0.087	-0.002
Zn				1	0.053	0.962**	0.251	-0.031	0.451*
As					1	-0.037	0.280	-0.008	0.018
Pb						1	0.303	-0.019	0.420
COD_{Mn}							1	0.550*	-0.053
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$								1	0.129
pH 值									1

注: * 表示达到显著性水平($p < 0.05$); ** 表示达到极显著性水平($p < 0.01$)。

表 5 碧江区丰枯两季重金属与环境指标的主成分因子载荷

指标	丰水期			枯水期		
	PC_1	PC_2	PC_3	PC_1	PC_2	PC_3
Fe	0.951	-0.134	-0.191	0.934	-0.226	-0.159
Mn	0.055	0.926	0.108	0.047	0.890	-0.236
Cu	0.006	0.774	-0.329	0.000	0.630	-0.584
Zn	0.938	0.178	-0.032	0.937	0.150	-0.043
As	-0.045	0.839	-0.109	-0.035	0.735	-0.084
Pb	0.911	-0.066	0.037	0.937	0.011	0.081
COD_{Mn}	0.266	0.122	0.865	0.195	0.451	0.774
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	0.041	0.140	0.827	0.028	0.343	0.738
pH 值	0.668	-0.053	-0.142	0.694	-0.077	-0.071

注:加粗字体表示每一主成分的影响组分。

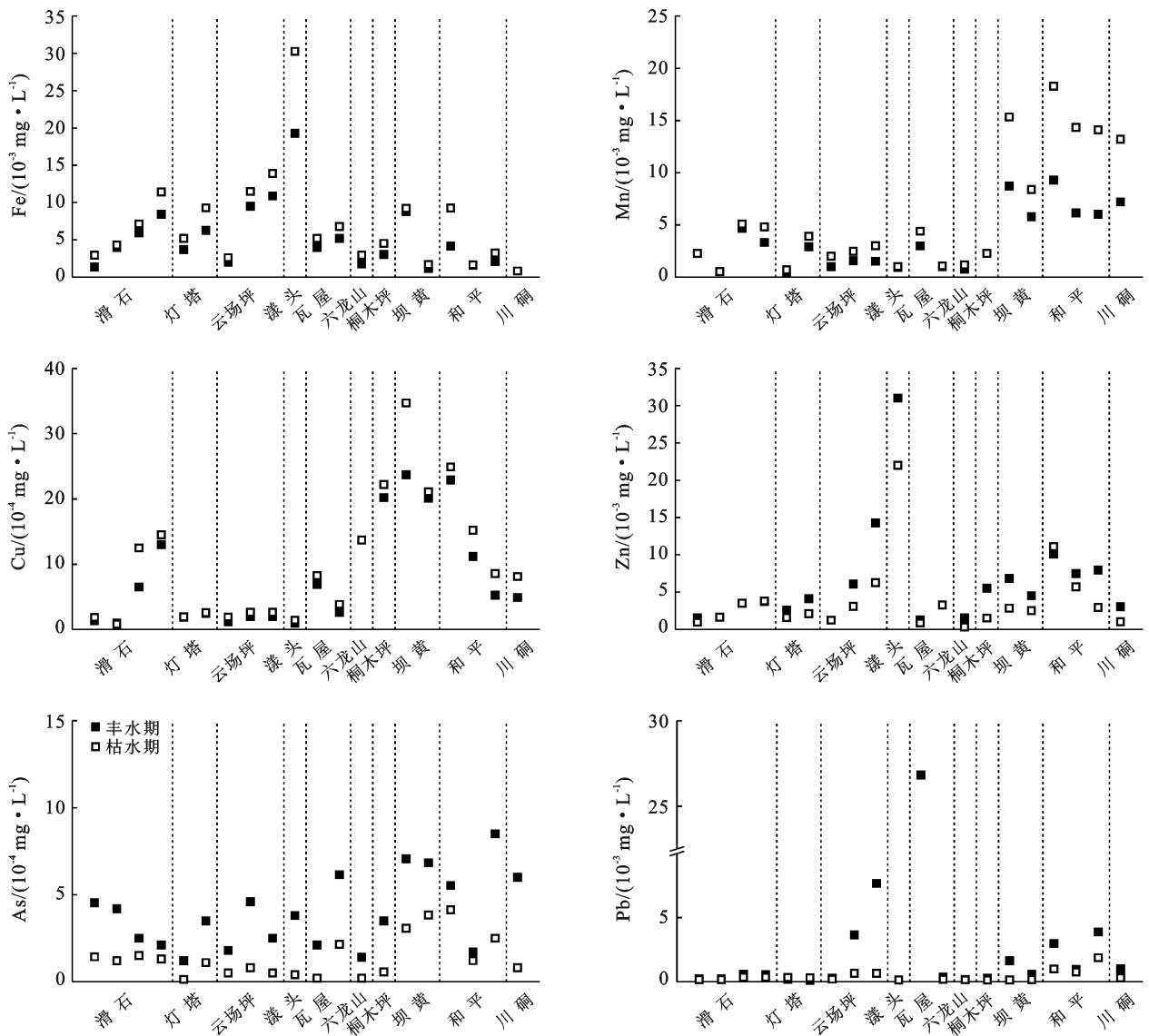


图3 碧江区饮用水源地重金属丰枯两季浓度分布特征

在第一成分 PC_1 中, Fe, Zn, Pb 和 pH 值在丰枯两季具有极显著相关性, 说明 Fe, Zn 和 Pb 在研究区内极有可能伴生或者具有类似的迁移转化规律, 且 pH 值很可能影响着 Fe, Zn 和 Pb 在水体中的迁移和富集行为。研究区内 Fe, Zn 和 Pb 的标准差相较于其他重金属偏大, 表明 Fe, Zn 和 Pb 分布较为不均匀, 结合 3 种重金属空间分布特征和评价点周边的实际情况(图 1), 高浓度的 Fe, Zn 和 Pb 集中分布于云场坪、漾头和瓦屋区域, 这些区域集中分布有铅锌矿, 伴生钒矿和磁铁矿, 为当地主要矿产资源。有研究表明, Fe, Zn 和 Pb 与工业活动密切相关^[27-28], 金属开采和冶炼中产生的矿渣等废弃物极易经降水渗入土壤和地下水, 且 Pb 的熔点较低, 在冶炼过程中更易进入水、气、土壤等周围环境, 如, 含有 Pb 的废气可通过

大气沉降进入地表水体中, 对水体产生污染, 所以推断 Fe, Zn 和 Pb 主要来源于采矿和工业活动, 这与蒲雅丽等^[29]的 Zn, Pb 主要来源于冶炼厂等工业污染源的研究结果一致。李军等^[30]对会仙岩溶湿地水体中重金属来源情况进行了研究, 结果发现 Pb 主要来源于硫铁矿的开采, 这与研究区 Pb 的来源相似, 而刘昭等^[27]对清江流域 Pb 的来源研究则表明 Pb 主要来源于汽车尾气和轮胎磨损带来的交通污染, 这主要是因为清江流域的宜万铁路等城镇要道均途径 Pb 浓度较高的采样断面附近, 且相关研究^[31]表明交通活动导致 Pb 的累积。

在第二主成分 PC_2 中, Mn, Cu 和 As 在丰枯两季具有显著相关性, 多集中于和平、坝黄、川碛区域, 经实地调查, 这些区域附近主要的活动有养殖、耕种, 有

研究表明,As 是除草剂和农业杀虫剂的主要成分,Mn 是水产养殖中所用消毒剂的主要成分^[27],Mn,Cu 和 As 的残留是农药和化肥施用的标志^[32],有机化肥的施用能有效增加土壤中 Mn,Cu 和 As 的有效态含量,含磷化肥和农药可有效促进 As 的累积。此外,杭瑞高速、铁路渝怀线和渝怀二线等交通要道均沿锦江分布,且沿高速公路分布有汽修厂,导致附近 Cu 积累现象明显。有研究表明,由尾气、轮胎和制动器的金属零件磨损等^[27-28,32]导致的含 Cu 的污染物通过大气干湿沉降进入地表水体中,致使水体中 Cu 浓度升高,因此推断 Mn 和 As 主要来源于农业活动,Cu 来源于农业活动和交通污染。和研究区相比,清江流域 As 的来源与研究区一致^[27],但是清江流域 Mn 主要来源于矿产开采,Cu 主要来源为自然来源,这主要是因为清江流域 Cu 的分布相对均匀且无明显规律,而当地锰矿多分布于采样点附近,导致采样点中 Mn 浓度多高于其地质背景值。

在第三主成分 PC₃ 中,COD_{Mn} 和 NH₄⁺-N 在丰枯两季具有显著相关性,有许多研究表明,COD_{Mn} 和 NH₄⁺-N 主要来源于生活排污^[33-34]。例如,马小雪等^[33-34]分别对温瑞塘河流域的 NH₄⁺-N 和秦淮河流域的 COD_{Mn} 来源进行解析,发现二者均主要来源于生产和生活废水。研究区内的 COD_{Mn} 和 NH₄⁺-N 在建成区及沿江附近区域分布较为集中,这些区域附近多为居民聚居区域,且锦江自进入铜仁市区后,市区生活排污很可能通过地表渗流进入水体。COD_{Mn} 和 NH₄⁺-N 与各重金属相关性不大,说明重金属来源于生活排污的可能性较小。

3.5 重金属的健康风险评价

有研究表明,研究区内土壤、农产品中重金属呈现轻微污染^[5-6],而根据水质监测数据,碧江区饮用水源地地表水体中 Fe,Pb 含量最大值超过《地表水环境质量标准》Ⅲ类水标准。饮用水中的部分重金属即

使含量甚微,也会通过饮水在人体内富集,对人体健康造成持久性、不可逆的伤害。因此,将重金属的含量与其对人体健康的影响程度相关联,以健康风险值作为衡量重金属对人体危害的指标,对于水质安全管理具有重要意义。本节计算了饮用水源地的水体重金属指标通过饮水途径带来的人均年非致癌风险和致癌风险,评价结果见图 4,表 6 和表 7。

由图 4 可知,非致癌重金属中 Zn,Fe 和 Mn 对健康风险的贡献程度较大,需要引起警戒。Zn,Fe 对滑石、灯塔、云场坪的健康风险贡献较大,在丰水期,Zn 对这 3 个区域的健康风险贡献比例分别约为 25%,35%,35%,Fe 的健康风险贡献比例分别约为 45%,50%,35%;在枯水期,Zn 对这 3 个区域的健康风险贡献比例分别约为 20%,20%,25%,Fe 的健康风险贡献比分别约为 50%,60%,60%,因此需加强治理这些区域采矿活动以及金属冶炼带来的重金属污染。Mn 对坝黄、和平、川硐的健康风险贡献较大,在丰水期,Mn 对这 3 个区域的健康风险贡献比分别约为 35%,35%,50%;在枯水期,Mn 对这 3 个区域的健康风险贡献比分别约为 50%,50%,75%,因此需注意管理此地区由农业活动带来的重金属污染。

根据表 6 可知,致癌重金属元素通过饮水途径引起的个人年均健康风险值介于 $10^{-6} \sim 10^{-5}/a$ 之间,非致癌重金属元素在 $10^{-12} \sim 10^{-10}/a$ 之间,非致癌重金属造成的人均年健康风险远远小于致癌重金属,与刘昭等^[21]的结果相一致。以荷兰建设环保局建议的最大可接受风险值 $1.00 \times 10^{-6}/a$ 和国际辐射防护委员会建议的最大可接受风险值 $5.00 \times 10^{-5}/a$ 为参照,研究区致癌物 As 在丰枯两季对成人和儿童的健康风险介于两参照风险值之间,约为较低参考风险值的 3~9 倍,而非致癌重金属在丰枯两季对两类人群的风险值远低于较低参考风险值,因此致癌物 As 可能对成人和儿童产生健康危害。

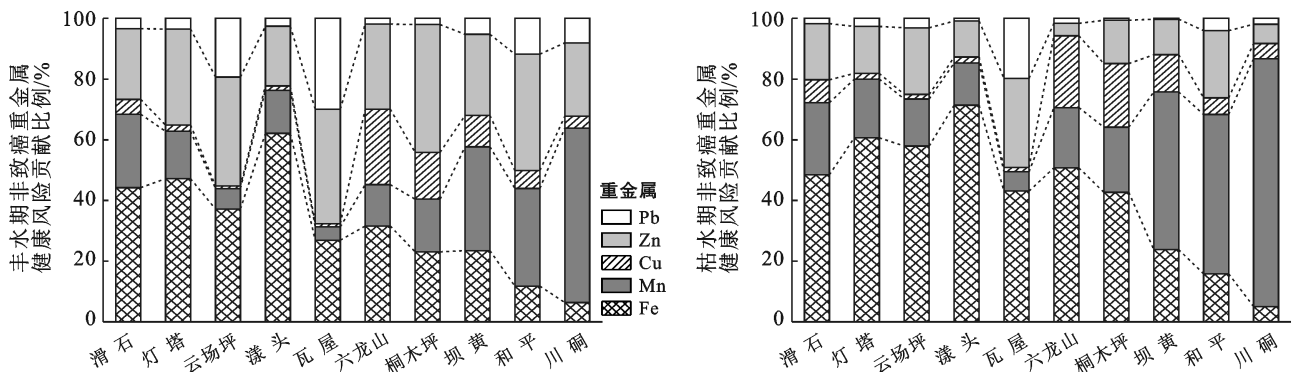


图 4 碧江区丰枯两季各区域非致癌重金属健康风险贡献比例/%

表 6 碧江区丰枯两季重金属年均健康风险值

时期	人群	重金属年均健康风险值					
		Fe/($10^{-10} \cdot a^{-1}$)	Mn/($10^{-10} \cdot a^{-1}$)	Cu/($10^{-12} \cdot a^{-1}$)	Zn/($10^{-11} \cdot a^{-1}$)	As/($10^{-6} \cdot a^{-1}$)	Pb/($10^{-12} \cdot a^{-1}$)
丰水期	成人	4.75	5.07	9.88	9.33	6.71	8.69
	儿童	6.06	6.47	12.61	11.91	8.56	11.09
枯水期	成人	3.43	2.96	7.56	6.01	3.39	4.01
	儿童	4.38	3.77	9.65	7.67	4.33	5.12

从表 7 中可以看出,各乡镇在丰水期的健康风险值普遍大于枯水期,这与丰水期致癌物 As 浓度高于枯水期有关;各重金属对儿童的健康风险值为成人的 1.276 倍,表明儿童相较于成人更易受到重金属污染带来的健康影响,这与张清华等^[21]、刘昭等^[27]的评价结果一致,因此应加强儿童饮水安全管理。研究区年

均总健康风险值的区域分布存在差异,丰水期为:坝黄>和平>瓦屋>川硐>桐木坪>灯塔>云场坪>漾头>滑石>六龙山,枯水期为和平>坝黄>川硐>瓦屋>桐木坪>云场坪>漾头>灯塔>滑石>六龙山,因此和平、坝黄和川硐区域有较大的健康风险,经分析主要与致癌物质 As 浓度较大有关。

表 7 碧江区丰枯两季各区域年均总健康风险值

10⁻⁶/a

时期	人群	区域年均总健康风险值									
		滑石	灯塔	云场坪	漾头	瓦屋	六龙山	桐木坪	坝黄	和平	川硐
丰水期	成人	1.96	3.75	3.68	2.44	7.02	0.97	5.10	16.61	15.68	5.55
	儿童	2.50	4.79	4.70	3.11	8.96	1.24	6.51	21.19	20.01	7.08
枯水期	成人	0.91	1.59	2.05	1.94	4.50	0.83	2.33	5.51	7.87	5.41
	儿童	1.16	2.03	2.62	2.48	5.74	1.06	2.97	7.03	10.04	6.90

针对碧江饮用水源地的重金属健康风险评价工作仍需要进一步的完善。通过饮水途径造成的重金属健康风险远远大于皮肤接触和呼吸等其他途径^[35]。所以本研究的健康风险评价目标只涉及通过饮水途径可能造成健康风险的重金属,未包括皮肤接触和呼吸途径,也未包括有机化学污染物和微生物等带来的健康风险,因此所得总健康风险值偏低。受水化学作用的影响,不同类型的水体中重金属元素的分布也不均匀。另外,人群的种类似划分方式、职业、饮用水在饮食中所占的比例等因素^[36]在实际生活中均会影响到健康风险评价结果,个体在生活习惯、体重和劳动强度等方面也会呈现出一定的差异,影响评价结果。此外,饮用水源地的水一般经过自来水厂处理后再被饮用,其重金属浓度很可能低于天然水源地水体,以上原因都可能造成评价结果存在偏差,需要在今后进一步完善。

4 结论

(1) 本文采用组合权确定指标权重,引入区间形式的相对隶属度,建立了水质与评价指标间的模糊关系,通过级别特征值的大小确定水质等级,不仅使评价结果更加精确、有效,而且兼容了模糊评价方法中的指标数据和对应的国家标准。相较单一权重法,组合权法的评价结果有更高的可行性和准确度,对样本指标权重的依赖性更低。

(2) 研究区饮用水源地常规水质指标可达到Ⅲ类水标准,以Ⅱ类水为主,6种重金属元素平均浓度较低,Pb和Fe的最大值存在超标现象。导致水质恶化的因子主要有总氮和总大肠菌群,集中在云场坪和坝黄区域。

(3) 地表水评价点的Fe,Mn,Cu和As含量普遍高于地下水评价点,而地下水评价点的Zn,Pb含量普遍高于地表水评价点。Fe,Mn和Cu在枯水期的重金属浓度普遍高于在丰水期的重金属浓度,而Zn,Pb和As在丰水期的重金属浓度高于在枯水期的重金属浓度。丰枯两季重金属浓度和来源无显著差异性。Fe,Zn和Pb主要来源于矿产开采及其相关工业活动,As和Mn主要来源于农业活动,Cu主要来源于农业活动和交通活动。重金属来源于生活排污的可能性较小。

(4) 非致癌重金属健康风险值均小于 $1.00 \times 10^{-6}/a$,风险水平被认为可接受,滑石、灯塔、云场坪区域需优先控制管理Zn,Fe,坝黄、和平、川硐区域需优先控制管理Mn;致癌重金属As是主要产生健康风险的元素,其健康风险值是非致癌重金属的 $10^4 \sim 10^7$ 倍。儿童比成人更容易受到危害,应对儿童饮用水安全加强监督管理。丰枯两季水体重金属总健康风险值在区域间的大小顺序是,丰水期为:坝黄>和平>瓦屋>川硐>桐木坪>灯塔>云场坪>漾头>滑石>六龙山,枯水期为和平>坝黄>川硐>瓦屋>

桐木坪>云场坪>漾头>灯塔>滑石>六龙山,丰水期水体重金属产生的健康危害大于枯水期。

[参 考 文 献]

- [1] 人民网.中央环保督察组:贵州水环境问题比较突出 [EB/OL](2017-08-01)[2021-07-27]. <http://env.people.com.cn/n1/2017/0801/c1010-29442131.html>.
- [2] 蒋宗宏,陆凤,马先杰,等.贵州铜仁典型锰矿区土壤及蔬菜重金属污染特征及健康风险评估[J].农业资源与环境学报,2020,37(2):293-300.
- [3] 周浪,张云霞,徐启狮,等.铜仁市土壤—玉米重金属含量及其健康风险[J].环境化学,2021,40(1):213-222.
- [4] Liang Jing, Wu Haibing, Wang Xingxiang. Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals and PAHs in the soils of green spaces in Shanghai, China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2019,191(6):1-14.
- [5] 湛天丽,黄阳,何腾兵,等.贵州铜仁汞矿区主要农产品重金属污染及其健康风险评估[J].安全与环境学报,2017,17(4):1524-1529.
- [6] 夏吉成,胡平,王建旭,等.贵州省铜仁汞矿区汞污染特征研究[J].生态毒理学报,2016,11(1):231-238.
- [7] 耿雅妮,杨宁宁,董洁,等.宝鸡市饮用水源地重金属健康风险评价[J].水资源与水工程学报,2019,30(3):73-77,84.
- [8] 张思强,徐承香,杨惠琰,等.铜仁矿区农村地下饮用水重金属含量与健康风险评估[J].中国农村水利水电,2019(3):41-49.
- [9] 李韶慧,周忠发,但雨生,等.基于组合赋权贝叶斯模型的平寨水库水质评价[J].水土保持通报,2020,40(2):211-217.
- [10] 鲍广强,尹亮,余金龙,等.基于综合营养状态指数和BP神经网络的黑河富营养化评价[J].水土保持通报,2018,38(1):264-269.
- [11] 敖成欢,钟九生,赵梦,等.基于模糊综合法和灰色关联法的百花湖水水质评价[J].水土保持通报,2020,40(1):116-122,129.
- [12] 张继宇,王国重,李中原,等.嫡值密切值法在陆浑水库营养状况评估中的应用[J].水资源与水工程学报,2019,30(4):119-123.
- [13] Liu Yumin, Liu Dunyi, Zhang Wei, et al. Health risk assessment of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb, As and Cr) in wheat grain receiving repeated Zn fertilizers [J]. Environmental Pollution, 2020,257:113581.
- [14] Fang Yunhai, Zheng Xilai, Peng Hui, et al. A new method of the relative membership degree calculation in variable fuzzy sets for water quality assessment [J]. Ecological Indicators, 2019,98:515-522.
- [15] 孙小涛,周忠发,黄智灵,等.改进模糊综合评价模型对岩溶山区茶叶产地土壤重金属污染评判[J].中国岩溶,2016,35(3):282-290.
- [16] 方运海,郑西来,彭辉,等.基于模糊综合优化模型的地下水质量评价[J].地学前缘,2019,26(4):301-306.
- [17] 李录娟,邹胜章.不同权重确定方法对地下水质量评价的影响研究[J].人民长江,2014,45(23):98-102.
- [18] 张院,寇文杰.模糊数学综合评判法中指标权重和算法的优选[J].人民黄河,2015,37(7):64-67.
- [19] 王鹏,刘拓,段星星,等.基于熵权的土壤养分地球化学多级模糊综合评判:以陕西省关中地区为例[J].水土保持通报,2019,39(6):136-141.
- [20] USEPA, Available information on assessment exposure from pesticides in food [R]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency Office of Pesticide Programs, 2000.
- [21] 张清华,韦永著,曹建华,等.柳江流域饮用水源地重金属污染与健康风险评估[J].环境科学,2018,39(4):1598-1607.
- [22] 苏健婷,张一鸣,王莘,等.2015年中国31个省份与134个国家(地区)综合健康状况的对比分析[J].中华预防医学杂志,2020,4(2):165-168.
- [23] 陈亚楠,王亚炜,魏源送,等.不同功能地表水体中病原微生物指示物的标准比较[J].环境科学学报,2015,35(2):337-351.
- [24] 万柯均,邓欧平,邓良基,等.周边土地利用类型对川西平原西河氮素的影响[J].中国环境科学,2018,38(12):4669-4677.
- [25] 寇馨月,丁军军,李玉中,等.青岛市农区地下水硝态氮污染来源解析[J].环境科学,2021,42(7):3232-3241.
- [26] 李严,曹明达,靳孟贵,等.湖北泉水流域水化学特征和硝酸盐来源示踪[J].地球科学,2020,45(3):1061-1070.
- [27] 刘昭,周宏,曹文佳,等.清江流域地表水重金属季节性分布特征及健康风险评估[J].环境科学,2021,42(1):175-183.
- [28] 王锐,邓海,贾中民,等.汞矿区周边土壤重金属空间分布特征、污染与生态风险评估[J].环境科学,2021,42(6):3018-3027.
- [29] 蒲雅丽,涂耀仁,游镇烽,等. Pb-Zn 同位素在沉积物重金属污染源解析方面的应用:综述与展望[J].环境化学,2017,36(3):581-590.
- [30] 李军,赵一,邹胜章,等.会仙岩溶湿地丰平枯时期地下水金属元素污染与健康风险[J].环境科学,2021,42(1):184-194.
- [31] 袁宏林,李星宇,王晓昌.西安市雨水径流中重金属季节性污染特征及分析[J].环境科学,2014,35(11):4143-4147.
- [32] Ren Zhouqiao, Xiao Rui, Zhang Zhonghao, et al. Risk assessment and source identification of heavy metals in agricultural soil: A case study in the coastal city of Zhejiang Province, China [J]. Stochastic Environment Research and Risk Assessment, 2019, 33 (11/12): 2109-2118.

使用气象预报降雨数据预警滑坡的效果。

(4) 本文讨论的是统计学上滑坡的经验性降雨阈值,地形地貌、地质构造、地层岩性、当日激发雨强等因素对滑坡的诱发作用体现在有效降雨量的系数中。黄山市各区县滑坡的降雨阈值曲线存在较大差异,可见经验性降雨阈值有的区域适用性。滑坡的 $I-D$ 阈值曲线应视为一项长期的研究活动,后续需增加滑坡案例来完善阈值曲线的时效性。同时今后将结合黄山市的地质环境条件和滑坡特征建立更精确的降雨阈值预警滑坡系统,并在时间和空间上对其预报准确率进行验证。

[参 考 文 献]

- [1] 申怀飞,杨清洁,魏亿鑫,等.基于 GIS 的湖南省滑坡灾害风险和损失评估[J].水土保持通报,2020,40(6):146-152,329.
- [2] 官清华,黄光庆.基于气象—地形—水文—地质—人文耦合的滑坡灾害空间预警研究[J].灾害学,2013,28(3):20-23.
- [3] Guzzetti F, Peruccacci S, Rossi M, et al. The rainfall intensity-duration control of shallow landslides and debris flows: An update [J]. Landslides, 2008,5(1):3-17.
- [4] Guzzetti F, Peruccacci S, Rossi M, et al. Rainfall thresholds for the initiation of landslides in central and Southern Europe [J]. Meteorology and Atmospheric Physics, 2007,98(3/4):239-267.
- [5] 李巍岳,刘春,Marco Scaioni,等.基于滑坡敏感性与降雨强度—历时的中国浅层降雨滑坡时空分析与模拟[J].中国科学:地球科学,2017,47(4):473-484.
- [6] 麻士华,李长江,孙乐玲,等.浙江地区引发滑坡的降雨强度—历时关系[J].中国地质灾害与防治学报,2011,22(2):20-25.
- [7] 赵衡,宋二祥.诱发区域性滑坡的降雨阈值[J].吉林大学学报(地球科学版),2011,41(5):1481-1487.
- [8] 丛佳伟.天水地区降雨型滑坡的降雨阈值研究[D].甘肃兰州:兰州大学,2020.
- [9] 燕晓莹,阎长虹,鄧泽郑.镇江地区降雨导致滑坡规律统计分析[J].高校地质学报,2019,25(5):772-778.
- [10] Li Changjiang, Ma Tuhua, Zhu Xingsheng. Ai Net and GIS based regional predictionsy stem for the spatial and temporal probability of rainfall-triggered landslides [J]. Natural Hazards, 2010,52(1):57-58.
- [11] 伍宇明,兰恒星,高星,等.台风暴雨型滑坡降雨阈值曲线研究:以福建地区为例[J].工程地质学报,2014,22(2):255-262.
- [12] 詹良通,李鹤,陈云敏,等.东南沿海残积土地区降雨诱发型滑坡预报雨强—历时曲线的影响因素分析[J].岩土力学,2012,33(3):872-880,886.
- [13] 林巍,李远耀,徐勇,等.湖南慈利县滑坡灾害的临界降雨量阈值研究[J].长江科学院院报,2020,37(2):48-54.
- [14] 盛逸凡,李远耀,徐勇,等.基于有效降雨强度和逻辑回归的降雨型滑坡预测模型[J].水文地质工程地质,2019,46(1):156-162,172.
- [15] 赵海燕,殷坤龙,陈丽霞,等.基于有效降雨阈值的澧源镇滑坡灾害危险性分析[J].地质科技通报,2020,39(4):85-93.
- [16] 潘国林,洪天求,林桂香.皖南山区滑坡分类及形成机制研究[J].合肥工业大学学报(自然科学版),2016,39(4):543-547.
- [17] 刘海知,马振峰,范广洲.四川省典型区域滑坡泥石流与降水的关系[J].水土保持通报,2016,36(6):73-77.
- [18] 费晓燕,柳锦宝,屈伯强,等.四川省降雨诱发滑坡灾害的气象预警模型[J].水土保持通报,2017,37(5):315-321,327.
- [19] 黄健敏,赵国红,廖芸婧,等.基于 Logistic 回归的降雨诱发区域地质灾害易发性区划及预报模型建立:以安徽歙县为例[J].中国地质灾害与防治学报,2016,27(3):98-105.
- [20] 王治兵.激发泥石流的前期降雨分割方法研究[D].四川成都:成都理工大学,2015.
- [21] 詹钱登,李明熹,黄婷卉.土石流发生降雨预警模式之研究[J].中华水土保持学报(中国台湾),2004,35(3):273-283.

(上接第 183 页)

- [33] 马小雪,王腊春,廖玲玲.温瑞塘河流域水体污染时空分异特征及污染源识别[J].环境科学,2015,36(1):64-71.
- [34] 马小雪,龚畅,郭加汛,等.长江下游快速城市化地区水污染特征及源解析:以秦淮河流域为例[J].环境科学,2021,42(7):3291-3303.
- [35] Kerger B D, Paustenbach D J, Corbett G E, et al. Absorption and elimination of trivalent and hexavalent chromium in humans following ingestion of a bolus dose in drinking water [J]. Toxicology and Applied Pharmacology, 1996,141(1):145-158.
- [36] 黄宏伟,肖河,王敦球,等.漓江流域水体中重金属污染特征及健康风险评价[J].环境科学,2021,42(4):1714-1723.