

北汝河流域中游浅层地下水水化学特征及健康风险评估

曹 琼^{1,2}, 李玉嵩^{1,2}, 马令春^{1,2}, 屈婧祎^{1,2}, 罗伊琳^{1,2}, 郭朋亮^{1,2}

(1. 河南省地质局生态环境地质服务中心, 河南 郑州 450053;

2. 河南省自然资源科技创新中心(矿山开发利用与生态修复协同研究), 河南 郑州 450053)

摘要:为探究北汝河流域中游浅层地下水的水化学特征、主控因素及其对人体健康的潜在风险,采集了 52 组浅层地下水样品,通过统计分析和水化学图解法揭示了地下水水化学组成及其控制机制,采用熵权水质指数(EWQI)法评价了研究区浅层地下水的水质现状,并运用人类健康风险评估(HHRA)模型评估了 Mn^{2+} 的潜在健康风险。结果表明:研究区地下水阳离子以 Ca^{2+} 和 Na^+ 为主,阴离子以 HCO_3^- 和 SO_4^{2-} 为主,水化学类型以 $HCO_3-Mg \cdot Ca$ 型为主,其次为 $SO_4 \cdot Cl-Ca \cdot Mg$ 型,主要受碳酸盐岩风化作用的影响;研究区浅层地下水水质优、良、中和差等级占比分别为 9.62%、75.00%、9.62%和 5.77%,无极差等级,其中 Mn^{2+} 是影响水质的最显著因子;饮水和皮肤接触途径的非致癌风险值均低于 1,整体风险较低,但 Mn^{2+} 的长期饮水摄入风险仍需重点关注。

关键词:浅层地下水;水化学特征;熵权水质指数;健康风险;北汝河流域

中图分类号:P641.12; X820.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2025)04-0125-10

Hydrochemical characteristics and health risk assessment of shallow groundwater in middle reaches of the Beiru River Basin//CAO Qiong^{1,2}, LI Yusong^{1,2}, MA Lingchun^{1,2}, QU Jingyi^{1,2}, LUO Yilin^{1,2}, GUO Pengliang^{1,2}
(1. Ecological Environment Geo-Service Center of Henan Geological Bureau, Zhengzhou 450053, China; 2. Henan Province Scientific and Technological Innovation Center of Natural Resources (Synergistic Research on Mining Development and Utilization and Ecological Restoration), Zhengzhou 450053, China)

Abstract: To investigate the hydrochemical characteristics, controlling factors, and potential risks to human health of shallow groundwater in the middle reaches of the Beiru River Basin, 52 shallow groundwater samples were collected. Statistical analysis and hydrochemical graphical methods were employed to reveal the chemical composition of groundwater and its controlling mechanisms. The entropy-weighted water quality index (EWQI) method was used to evaluate the current groundwater quality status, and the human health risk assessment (HHRA) model was applied to assessing the potential health risks of Mn^{2+} . The results indicate that the main cations in groundwater are Ca^{2+} and Na^+ , while the main anions are HCO_3^- and SO_4^{2-} . The predominant hydrochemical type is $HCO_3-Mg \cdot Ca$, followed by $SO_4 \cdot Cl-Ca \cdot Mg$, mainly influenced by the carbonate mineral weathering. The proportions of shallow groundwater quality classified as excellent, good, medium, and poor are 9.62%, 75.00%, 9.62%, and 5.77%, respectively, with no samples categorized as very poor. Mn^{2+} is identified as the most significant factor affecting water quality. The non-carcinogenic risk values for both drinking water and dermal contact routes are both below 1, indicating an overall low risk. The long-term health risk of Mn^{2+} ingestion through drinking water requires continued attention.

Key words: shallow groundwater; hydrochemical characteristics; entropy-weighted water quality index (EWQI); health risks; the Beiru River Basin

地下水作为人类赖以生存的重要自然资源,在工农业生产及生活等各个领域发挥着不可替代的作用,是维系生态平衡和促进经济可持续发展的核心要素^[1-3]。地下水系统的水化学特征及控制因素研究对流域水资源可持续利用具有重要意义^[4-6]。地

下水水化学组分主要受自然因素(地形地貌、地层岩性、地下水补径排条件)和人为因素(土地利用、工业活动、农业活动)的影响^[7-10]。目前,国内外研究地下水水化学特征及其控制因素主要采用离子比值法、水化学图解法、饱和指数法、数理统计分析法、

作者简介:曹琼(1988—),女,工程师,硕士,主要从事水土污染防治与环境保护研究。E-mail:caoqiong1909@126.com

通信作者:李玉嵩(1983—),男,正高级工程师,博士,主要从事水土污染防治与环境保护研究。E-mail:25255376@qq.com

空间分析法、环境同位素和水文地球化学模拟等方法^[11-13]。综合多种研究手段是探究地下水形成和演化过程的有效方法,如童辉等^[14]运用统计学、Piper图、舒卡列夫分类、Gibbs图和离子比值等方法,研究了沂河流域地下水水化学特征及主控因素;王继华等^[15]利用水化学特征分析、离子比值法及水文地球化学模拟等手段,明确了潜水在南太行山前冲积平原地区的水化学类型以及研究区内潜水的主要控制因素。

地下水质量评价是科学管理地下水的依据,也是开展地下水人体健康风险评估的重要基础,常采用水质指数(water quality index, WQI)法来评价地下水水质,但 WQI 法在选择参数权重方面存在较大的主观性,评价结果不能全面反映实际水质状况^[16]。近年来,部分学者利用熵权法计算水质指标权重后,再进行水质指数计算,能有效消除主观因素对权重的影响,因而熵权水质指数 (entropy-weighted water quality index, EWQI) 能更准确、客观地评价地下水水质^[17]。此外,基于人类健康风险评估 (human health risk assessment, HHRA) 模型的地下水人体健康风险评估受到越来越多的关注,相关学者对此进行了广泛且深入的研究^[17-19],如刘楠等^[10]指出德阳市平原区浅层地下水存在 Mn 和 Fe 污染问题,其通过饮用水途径对儿童健康产生的累积性风险不可忽视。

北汝河流域中游是汝河、沙河、颍河等多流域交汇带,也是河南省重要的工农业生产区域,地下水利用率较高^[4]。已有的研究聚焦于北汝河流域地表水和地下水转化以及地下水资源量等方面,而对浅层地下水水化学探讨相对不足,尤其在水化学成因机制解析、综合水质评价及健康风险评估等方面尚未形成完整的研究体系。鉴于此,本文以北汝河流域中游浅层地下水为研究对象,采用统计学、水化学图解法、离子比值法等研究其水化学特征和主控因素,并建立基于 EWQI 的地下水水质综合评价体系,在此基础上开展基于关键水质指标的人体健康风险评估,以期为区域地下水资源管理及污染防治提供参考。

1 研究区概况

研究区位于河南省中西部,北汝河以南、沙河以北,范围为 33°47'N~34°02'N、112°43'E~113°18'E,属于低山丘陵区,主要地貌类型包括低山、岗地、平原以及河谷。其中,低山和岗地主要位于研究区西部和西北部,海拔 200~700 m,集中分布着洗煤厂、煤矿、铝土矿等工矿企业;东部平原及河谷地带以农业活动为主,海拔 150~200 m;河谷主要为西北部的

北汝河河谷,海拔 100~150 m,整体地势西北高东南低。研究区为大陆性季风气候,四季分明,年平均气温 14.2~15.2℃;多年平均降水量 806.52 mm,6—8 月降水量最大,占全年降水量的 51.3%~53.5%,年平均蒸发量 1488.6 mm。研究区境内河流属淮河水系,最大河流为北汝河,研究区内流程长 25 km,河床平均宽 2 km,流域面积 603 km²,洪枯流量变化悬殊,最大流量 5920 m³/s。

研究区浅层地下水类型为松散岩类孔隙水,富水性自西向东增强,中部岗地区富水性较弱,含水层岩性主要为砂质黏土、亚黏土、砂砾石等,上层潜水水量极微。北汝河及支流沿线河谷区域富水性较强,含水层岩性主要为砂砾石、砂、亚砂土等。平原区富水性介于两者之间,含水层岩性主要为砂砾石、砂、亚砂土、亚黏土等。河谷一带地下水水位埋深 0.67~2.00 m,其他地区水位埋深 3.81~6.10 m,局部承压区自流水头高+0.96~+2.05 m(以井口处地面高程为基准)。地下水动态类型为降雨入渗-蒸发径流型和降雨入渗-开采蒸发型(图 1)。

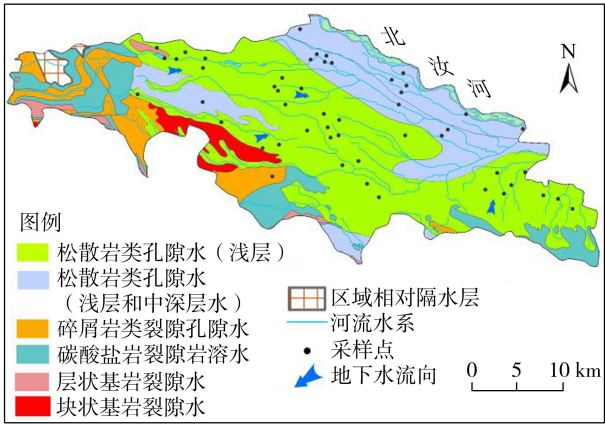


图 1 研究区水文地质概况

Fig. 1 Overview of hydrogeology of study area

浅层地下水主要补给源为大气降水的垂向补给和周边基岩裂隙水的侧向径流补给,此外,还有北汝河水系和沙河灌溉干渠的渗漏及深层承压水的顶托补给。丰水期北汝河和沙河河水对研究区东部平原发生垂向和侧向的正向补给,枯水期局部地段发生反向补给。地下水流向和河谷阶地坡向一致,自阶地上游流向阶地下游,阶地后缘流向前缘,水力坡度 1.5‰~5.9‰,地下径流条件较好。地下水的排泄方式主要为垂向蒸发排泄和枯水期河流排泄。

2 样品采集与研究方法

2.1 样品采集

共采集 52 组浅层地下水样品,采样时段为 2022 年 11—12 月,采样点均匀布设于区内浅层水

赋存区域。采样前洗井至关键参数溶解氧、电导率和 pH 值稳定,确保所采水样具有代表性。所有采样容器用地下水清洗 3 次,以减少外部杂质混入。样品采集好后贴好标签,置于 4℃ 恒温箱避光保存,24 h 内送至实验室进行检测分析。分析测试项目包括 pH 值、K⁺、Ca²⁺、Na⁺、Mg²⁺、SO₄²⁻、Cl⁻、HCO₃⁻、NO₃⁻、F⁻、Mn²⁺、Fe²⁺、COD_{Mn}、总溶解固体 (total dissolved solids, TDS)、总硬度 (total hardness, TH)。pH 值采用水质多参数分析仪现场测定, K⁺、Ca²⁺、Na⁺、Mg²⁺ 通过电感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP Avio 500) 测定, SO₄²⁻、Cl⁻、HCO₃⁻、NO₃⁻、F⁻ 等无机阴离子使用离子色谱仪 (CIC-D120) 分析, Mn²⁺、Fe²⁺ 采用火焰原子吸收分光光度计 (AA900T) 测定, COD_{Mn} 通过酸性高锰酸钾滴定法测定, TDS 采用重量法测定, TH 通过酸碱滴定法测定。

2.2 研究方法

2.2.1 数据统计与分析

使用 Excel2017 进行数据整理和描述性统计,采用 Origin2024 绘制研究区浅层地下水 Piper 图、Gibbs 图、主要离子浓度比值图及相关性热图。

2.2.2 EWQI

EWQI 与传统的 WQI 相比,指标的权重由数据本身的客观性决定,而非由专家经验主观赋予,从而避免了人为判断造成的信息丢失和误差,提高了评价的客观性和可靠性^[20-22]。EWQI 的计算方法参考刘楠等^[10]的研究。本文根据 EWQI 值将水质分为 5 个等级^[23], I ~ V 等级对应的 EWQI 值分别为 <50、50~<100、100~<150、150~<200、≥200,分别对应优、良、中、差和极差水质等级。其中 I、II 等级水质适合饮用, III ~ V 等级水质不可作为饮用水。

2.2.3 健康风险评估

美国国家环境保护局开发的 HHRA 模型可量化潜在健康风险,已成为评估水质与人类健康风险的重要工具^[23-25]。污染源通过多种途径威胁人类健康,以饮水摄入和皮肤接触摄入最为直接。本文采用 HHRA 模型对地下水健康风险进行评估^[26],计算公式为

$$H_{oi} = I_{oi}/F_{oi} \tag{1}$$

$$H_{di} = I_{di}/F_{di} \tag{2}$$

$$H_i = H_{oi} + H_{di} \tag{3}$$

其中

$$I_{oi} = \rho_i RED/(WT)$$
$$I_{di} = \rho_i PJEDS/(WT)$$

式中: H_{oi} 、 I_{oi} 、 F_{oi} 分别为饮水摄入途径下第 i 种污染物不同人群 (成人或儿童) 摄入的潜在非致癌风险值、日均暴露剂量和日摄入参考剂量; H_{di} 、 I_{di} 、 F_{di} 分别为皮肤接触地下水途径下第 i 种污染物不同人群 (成人或儿童) 摄入的潜在非致癌风险值、日均暴露剂量和日摄入参考剂量; ρ_i 为地下水中第 i 种污染物质量浓度; R 为饮水摄入途径下不同人群 (成人或儿童) 饮水摄入量; P 为皮肤接触地下水途径下不同人群 (成人或儿童) 的皮肤渗透系数; W 、 S 、 E 、 D 、 J 、 T 分别为不同人群 (成人或儿童) 平均体重、暴露皮肤表面积、暴露频率、暴露持续时间、日暴露时间和非致癌平均暴露时间; H_i 为两种途径下第 i 种污染物总潜在非致癌风险值。

考虑到成人与儿童身体状态特征的差异,本文分别对两者开展健康风险评估。健康风险模型参数见表 1。通常, H_i 的参考界限值为 1, $H_i < 1$ 表示污染导致的非致癌风险在可控范围内; $H_i = 1$ 时触发风险管理响应; $H_i > 1$ 表示风险不可控,随 H_i 值的增大,风险增大^[10,27]。

3 结果与分析

3.1 地下水水化学特征

3.1.1 水化学基本特征

研究区浅层地下水水化学指标统计结果见表 2。从表 2 可以看出,地下水 pH 值为 6.80~8.60,均值为 7.20,以中性水为主,局部区域为弱碱性水。 ρ_{TH} 为 266.00~1 750.00 mg/L,均值为 618.73 mg/L,以硬水和极硬水为主。 ρ_{TDS} 为 317.00~1 930.00 mg/L,均值为 783.19 mg/L,以淡水为主,局部区域为微咸水。地下水中阳离子质量浓度由高到低顺序为 $\rho(Ca^{2+}) > \rho(Na^{+}) > \rho(Mg^{2+}) > \rho(K^{+}) > \rho(Mn^{2+}) > \rho(Fe^{2+})$,阴离子质量浓度由高到低顺序为 $\rho(HCO_3^{-}) > \rho(SO_4^{2-}) > \rho(Cl^{-}) > \rho(NO_3^{-}) > \rho(F^{-})$ 。化学组分存在空间差异,以 $\rho(Mn^{2+})$ 、 $\rho(Fe^{2+})$ 、 $\rho(K^{+})$ 、 $\rho(SO_4^{2-})$ 分异性最大,变异系数为 0.83~3.41,离子局部质量浓度高,变化大,与局部地质条件、地下水径流路径和人为活动的影响有关。

表 1 健康风险模型参数

Table 1 Parameters of health risk model

人群	$R/(L/d)$	D/a	$E/(d/a)$	W/kg	T/d	$P/(cm/h)$	S/cm^2	$J/(h/d)$	日摄入 Mn ²⁺ 参考剂量/(mg/(kg·d))	
									饮水	接触
成人	1.5	30	32	57	10 950	0.001	16 000	0.633 3	0.14	0.009 8
儿童	0.7	12	12	24	4 380	0.001	9 700	0.416 7	0.14	0.009 8

注:本文选取 Mn²⁺ 进行人类健康风险评价。

表 2 浅层地下水水化学指标统计结果

Table 2 Statistical results of shallow groundwater hydrochemical indicators

特征值	pH 值	$\rho(\text{K}^+)/$ (mg/L)	$\rho(\text{Na}^+)/$ (mg/L)	$\rho(\text{Ca}^{2+})/$ (mg/L)	$\rho(\text{Mg}^{2+})/$ (mg/L)	$\rho(\text{SO}_4^{2-})/$ (mg/L)	$\rho(\text{Cl}^-)/$ (mg/L)	$\rho(\text{HCO}_3^-)/$ (mg/L)
最小值	6.80	0.00	7.92	62.80	5.22	15.60	6.74	196.00
最大值	8.60	20.70	61.30	615.00	47.20	695.00	229.00	796.00
平均值	7.20	2.45	31.54	208.76	22.64	143.97	83.19	435.08
中值	7.20	0.89	29.25	212.50	21.90	130.50	73.80	424.00
标准差	0.30	4.07	13.82	90.33	10.43	119.94	49.74	112.93
变异系数	0.05	1.66	0.44	0.43	0.46	0.83	0.60	0.26

特征值	$\rho(\text{NO}_3^-)/$ (mg/L)	$\rho(\text{F}^-)/$ (mg/L)	$\rho(\text{Fe}^{2+})/$ (mg/L)	$\rho(\text{Mn}^{2+})/$ (mg/L)	$\rho_{\text{TH}}/(\text{mg/L})$	$\rho_{\text{TDS}}/$ (mg/L)	$\rho_{\text{COD}_{\text{Mn}}}/$ (mg/L)
最小值	0.18	0.13	0.00	0.00	266.00	317.00	0.17
最大值	62.50	1.69	1.34	1.78	1 750.00	1 930.00	2.60
平均值	16.07	0.35	0.06	0.10	618.73	783.19	0.69
中值	15.45	0.29	0.025	0.00	616.50	752.50	0.57
标准差	11.81	0.24	0.19	0.35	249.98	287.39	0.52
变异系数	0.74	0.67	3.06	3.41	0.40	0.37	0.75

3.1.2 地下水水化学类型

Piper 图被广泛用于地下水水化学成分的分类,能定性判断水化学性质及控制因素^[28]。由图 2 可知,研究区地下水阳离子以 Ca^{2+} 为主,其次为 Mg^{2+} ,阴离子主要为 HCO_3^- , SO_4^{2-} 和 Cl^- 次之。根据舒卡列夫水化学分类,研究区地下水主要为 $\text{HCO}_3\text{-Mg}\cdot\text{Ca}$ 型,其次为 $\text{SO}_4\cdot\text{Cl-Ca}\cdot\text{Mg}$ 型,在一定程度上表明碳酸盐岩的风化作用是控制地下水水化学特征的主要因素,硫酸盐岩的溶解作用也参与了演化过程^[29],指示研究区浅层地下水主要由大气降水入渗形成,伴随碳酸盐岩和硫酸盐岩的溶解作用。

下水水化学演化的自然因素分为岩石风化作用、蒸发结晶作用和大气降水 3 个端元^[30],从而直观判断地下水水化学演化的主要控制因素^[31]。研究区浅层地下水 $c(\text{Na}^+)/[c(\text{Na}^+)+2c(\text{Ca}^{2+})]$ 值在 0.04~0.30 之间, $c(\text{Cl}^-)/[c(\text{Cl}^-)+c(\text{HCO}_3^-)]$ 值在 0.02~0.38 之间,样品分布范围整体较为集中,均在岩石风化作用范围内,说明研究区浅层地下水主要受岩石风化作用的影响。

为进一步探索地下水演化过程中的控制因素,采用离子浓度比值关系探讨蒸发盐岩、硅酸盐岩和碳酸盐岩风化、溶解作用的影响^[32]。如图 3(c)(d) 所示,研究区浅层地下水样品位于硅酸盐岩与碳酸盐岩端元之间,表明研究区地下水水化学组成同时受到硅酸盐岩与碳酸盐岩两种类型岩石风化、溶解作用的影响。此外,地下水样品均偏离蒸发盐岩端元,表明蒸发盐岩对研究区地下水水化学组成的贡献较小。

3.2.2 主要离子水文地球化学过程

离子比值法以电荷平衡为基础,采用浓度比值揭示地下水的物质来源、水岩相互作用和化学演化过程^[8]。研究表明,大气降水、硅酸盐岩和蒸发盐岩的溶解作用是地下水中 Na^+ 、 K^+ 的主要来源。若 $[c(\text{Na}^+)+c(\text{K}^+)]/c(\text{Cl}^-)=1$,说明地下水中 Na^+ 、 K^+ 主要来源于蒸发盐岩的溶解作用;若 $[c(\text{Na}^+)+c(\text{K}^+)]/c(\text{Cl}^-)>1$,说明 Na^+ 、 K^+ 主要来源于硅酸盐岩的溶解作用或阳离子交换等其他作用;若 $[c(\text{Na}^+)+c(\text{K}^+)]/c(\text{Cl}^-)<1$,说明阳离子交换、溶滤等作用使得 $[c(\text{Na}^+)+c(\text{K}^+)]$ 降低,或者人类活动使地下水中 $c(\text{Cl}^-)$ 升高^[33]。由图 4(a) 可以看出,研究区大部分地下水样品都位于 1:1 线的下方,即 $[c(\text{Na}^+)+c(\text{K}^+)]/c(\text{Cl}^-)<1$,说明研究区地

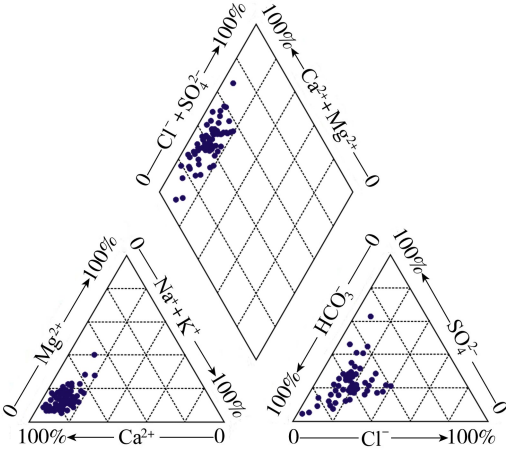


图 2 浅层地下水水化学 Piper 图

Fig.2 Hydrochemical Piper diagram of shallow groundwater

3.2 控制因素分析

3.2.1 水岩相互作用

地下水水化学演化受水岩相互作用、蒸发浓缩和大气降水的影响。Gibbs 图(图 3(a)(b))以 ρ_{TDS} 的对数为纵坐标,以 $c(\text{Na}^+)/[c(\text{Na}^+)+2c(\text{Ca}^{2+})]$ 或 $c(\text{Cl}^-)/[c(\text{Cl}^-)+c(\text{HCO}_3^-)]$ 为横坐标,将控制地

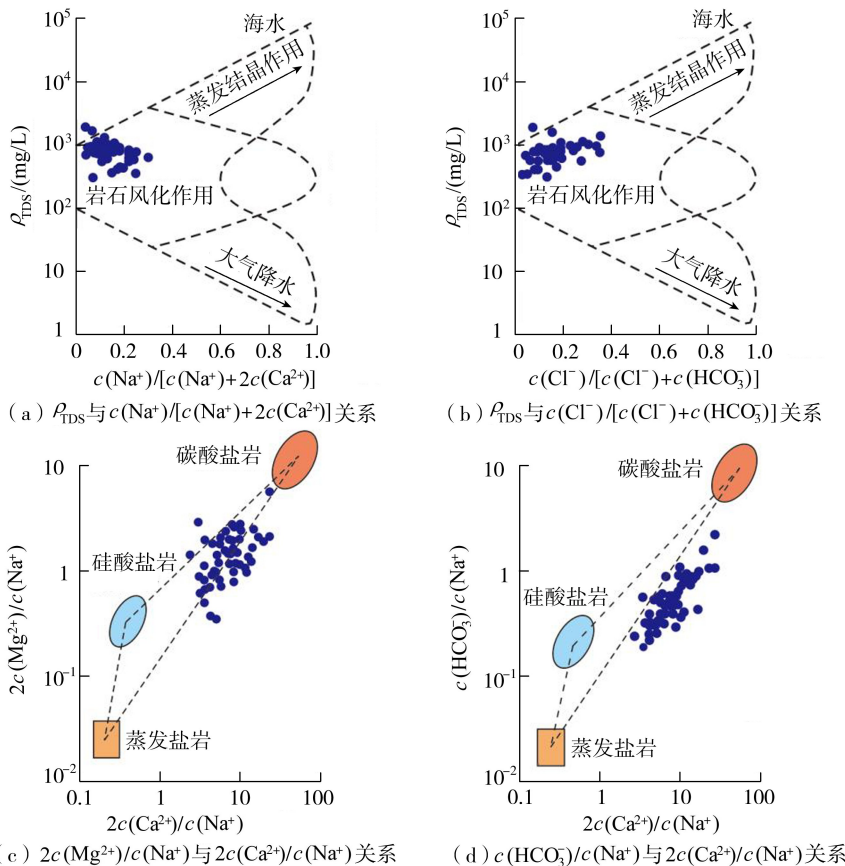


图 3 浅层地下水端元图
Fig. 3 End-member diagram of shallow groundwater

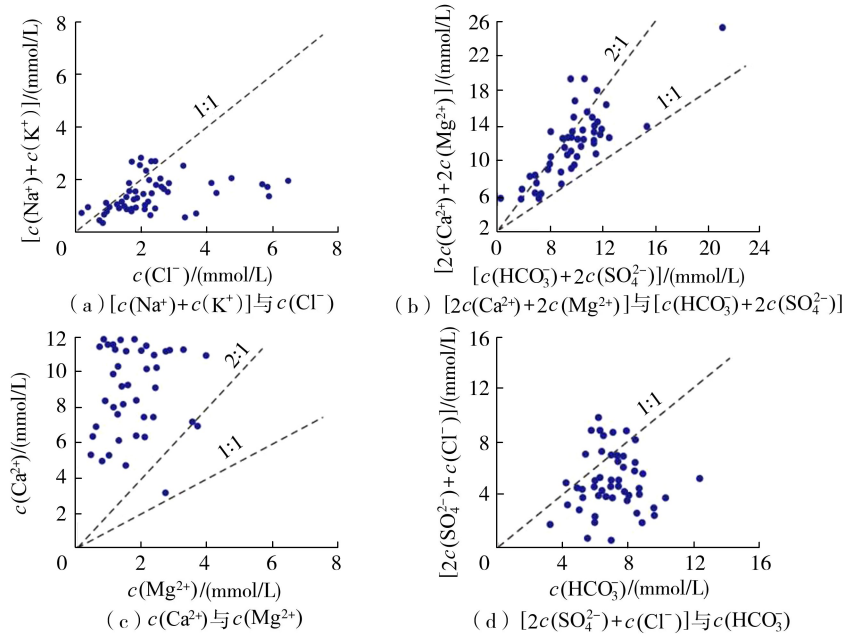


图 4 主要离子相互关系
Fig. 4 Relationships between major ions

下水中 Na^+ 、 K^+ 的来源与阳离子交换、溶滤作用或人类活动有关。

地下水中的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 主要与岩石风化、溶解作用有关,不同岩石风化、溶解作用会导致地下水中离子浓度比值不同。若 $[2c(\text{Ca}^{2+})+2c(\text{Mg}^{2+})]/[c(\text{HCO}_3^-)+2c(\text{SO}_4^{2-})]$

$[c(\text{HCO}_3^-)+2c(\text{SO}_4^{2-})]=1$, 说明地下水中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 主要来自方解石、白云石和石膏的溶解作用;若 $[2c(\text{Ca}^{2+})+2c(\text{Mg}^{2+})]/[c(\text{HCO}_3^-)+2c(\text{SO}_4^{2-})]>1$, 说明存在碳酸盐岩的溶解作用或者其他水岩作用(反阳离子交换、溶滤作用),使得 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量

升高;若 $[2c(\text{Ca}^{2+})+2c(\text{Mg}^{2+})]/[c(\text{HCO}_3^-)+2c(\text{SO}_4^{2-})]<1$,说明 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 主要来自蒸发盐岩、硅酸盐岩的溶解作用或存在其他作用(阳离子交换),使 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量降低^[34]。由图 4(b)可以看出,研究区大部分地下水样品位于 1:1 线的上方,即 $[2c(\text{Ca}^{2+})+2c(\text{Mg}^{2+})]/[c(\text{HCO}_3^-)+2c(\text{SO}_4^{2-})]>1$,说明研究区地下水中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 主要来源于碳酸盐岩的溶解作用。

$c(\text{Ca}^{2+})/c(\text{Mg}^{2+})$ 可用于判断碳酸盐岩(白云石、方解石)的溶解作用对地下水水化学组分的贡献。若 $c(\text{Ca}^{2+})/c(\text{Mg}^{2+})=1$,说明地下水中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 主要来源于白云石的溶解作用;若 $c(\text{Ca}^{2+})/c(\text{Mg}^{2+})>1$,说明 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 主要来源于方解石的溶解作用;若 $c(\text{Ca}^{2+})/c(\text{Mg}^{2+})>2$,说明存在硅酸盐岩的溶解作用。由图 4(c)可以看出,研究区地下水样品均位于 1:1 线的上方,且 96.15% 的地下水样品位于 2:1 线的上方,说明研究区浅层地下水中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 主要来源于碳酸盐岩和硅酸盐岩的溶解作用。

蒸发盐岩和碳酸盐岩在溶解过程中,会对地下水水化学组成产生影响,通过 $[2c(\text{SO}_4^{2-})+c(\text{Cl}^-)]/c(\text{HCO}_3^-)$ 可确定两者对地下水水化学组成的影响程度。若 $[2c(\text{SO}_4^{2-})+c(\text{Cl}^-)]/c(\text{HCO}_3^-)>1$,说明地下水水化学组分主要来自蒸发盐岩的溶解作用;若 $[2c(\text{SO}_4^{2-})+c(\text{Cl}^-)]/c(\text{HCO}_3^-)<1$,说明地下水水化学组分主要来自碳酸盐岩的溶解作用^[35]。由图 4(d)可知,研究区 78.8% 的地下水样品位于 1:1 线的下方,说明研究区地下水水化学组分主要来自碳酸盐岩的溶解作用,21.1% 地下水样品位于 1:1 线的上方,说明蒸发盐岩对浅层地下水水化学组分有一定影响,但影响有限。

3.2.3 离子交换作用

$[2c(\text{Ca}^{2+})+2c(\text{Mg}^{2+})-c(\text{HCO}_3^-)-2c(\text{SO}_4^{2-})]$ 与 $[c(\text{Na}^+)+c(\text{K}^+)-c(\text{Cl}^-)]$ 关系图能有效判断地下水中阳离子的交换作用,由图 5(a)可以看出,研究区浅层地下水部分样品集中于 $y=-x$ 线周围,表明研究区浅层地下水存在阳离子交换作用。阳离子交换作用是地下水形成的重要过程,其离子交换方向可以通过氯碱指数(chloro-alkaline indices, CAI)判定,其中,CAI-I、CAI-II 分别为 $[c(\text{Cl}^-)-c(\text{Na}^+)-c(\text{K}^+)]/c(\text{Cl}^-)$ 和 $[c(\text{Cl}^-)-c(\text{Na}^+)-c(\text{K}^+)]/[c(\text{HCO}_3^-)+2c(\text{SO}_4^{2-})+2c(\text{CO}_3^{2-})+c(\text{NO}_3^-)]$ 。当 CAI-I、CAI-II 均为负值时,说明发生了正向离子交换作用,即地下水中的 Ca^{2+} 置换出岩土颗粒表面的 Na^+ ;反之则发生了反向离子交换作用。CAI-I、

CAI-II 绝对值大小表示阳离子交换的程度^[36]。由图 5(b)可以看出,研究区部分地下水样品表现为正向阳离子交换作用,大部分地下水样品表现为反向阳离子交换作用,这是由于浅层地下水埋深浅,同样条件下更易受到人类活动的影响。地下水中 Na^+ 、 K^+ 多数被 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 置换,以维持地下水的电中性和化学平衡,最终呈现出反向阳离子交换过程。图 4 反映出的地下水样品中 Na^+ 和 K^+ 亏损而 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 盈余与图 5 反映出的反向阳离子交换作用进一步印证了上述结果。

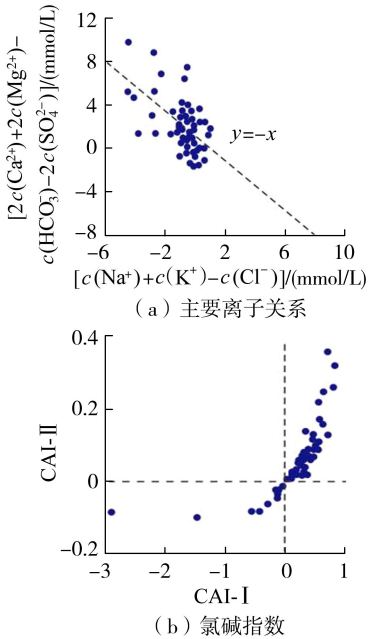


图 5 地下水阳离子交换作用和 CAI 分布
Fig.5 Cation exchange of groundwater and CAI distribution

3.2.4 人类活动影响

人类活动如农业施肥、生活污水及工矿活动产生的 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 NO_3^- 通常随雨水或地表径流进入浅层地下水,导致地下水中 $c(\text{Cl}^-)/c(\text{Na}^+)$ 与 $c(\text{NO}_3^-)/c(\text{Na}^+)$ 随人类活动影响而增大,通过 $c(\text{NO}_3^-)/c(\text{Na}^+)$ 与 $c(\text{Cl}^-)/c(\text{Na}^+)$ 关系可判断人类活动对地下水水化学特征的影响。从图 6 可以看

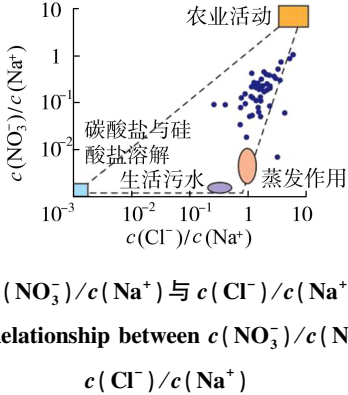


图 6 $c(\text{NO}_3^-)/c(\text{Na}^+)$ 与 $c(\text{Cl}^-)/c(\text{Na}^+)$ 关系
Fig.6 Relationship between $c(\text{NO}_3^-)/c(\text{Na}^+)$ and $c(\text{Cl}^-)/c(\text{Na}^+)$

出,研究区多数浅层地下水样品分布于农业活动与蒸发作用端元之间,表明浅层地下水水化学特征受到农业面源污染及蒸发作用的影响。

人类活动对地下水水化学特征的影响也常通过 $c(\text{NO}_3^-)/[2c(\text{Ca}^{2+})]$ 与 $c(\text{SO}_4^{2-})/c(\text{Ca}^{2+})$ 关系反映。若地下水中 $c(\text{NO}_3^-)/[2c(\text{Ca}^{2+})]$ 较高,指示硝酸盐的增加可能超过了自然风化过程中钙的释放,农业活动对地下水水化学特征影响较大;若 $c(\text{SO}_4^{2-})/c(\text{Ca}^{2+})$ 较高,可能由于矿山开采、矿物加工和工业废水排放等过程,释放 SO_4^{2-} 进入地下含水层^[37]。从图 7 可以看出,研究区地下水样品分布于农业活动及工矿活动的范围,指示研究区地下水水化学特征受农业活动和工矿活动共同影响,其中农业活动的影响稍强。

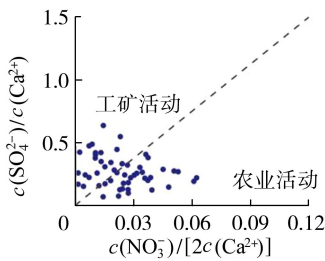


图 7 $c(\text{SO}_4^{2-})/c(\text{Ca}^{2+})$ 与 $c(\text{NO}_3^-)/[2c(\text{Ca}^{2+})]$ 关系
Fig. 7 Relationship between $c(\text{SO}_4^{2-})/c(\text{Ca}^{2+})$ and $c(\text{NO}_3^-)/[2c(\text{Ca}^{2+})]$

3.3 水质评价

为探讨不同指标的相关性,对研究区地下水进行水质评价,选取 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 HCO_3^- 、 NO_3^- 、 F^- 、 Mn^{2+} 、 Fe^{2+} 、 COD_{Mn} 、TDS、TH 共计 14 个指标的质量浓度进行分析。计算得出,研究区浅层地下水样品的 EWQI 值为 43.144~188.681,均值为 75.871。根据 EWQI 分级评价,研究区地下水

样品中优、良、中、差等级水质占比分别为 9.62%、75.00%、9.62%和 5.77%,无极差等级。

对各指标质量浓度与 EWQI 进行 Pearson 相关性分析,结果如图 8 所示,图中*表示 $p \leq 0.001$,在 0.001 水平上显著相关,**表示 $p \leq 0.0001$,在 0.0001 水平上显著相关,***表示 $p \leq 0.00001$,在 0.00001 水平上显著相关,无*表示相关性不显著。由图 8 可知, K^+ 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 COM_{Mn} 、 NO_3^- 、 F^- 、 Fe^{2+} 与其他指标的相关性普遍较弱,各指标质量浓度间相关系数大多低于 0.50,表明这些指标为相对独立的影响因素,能够从不同角度反映水体环境的质量状况。

ρ_{TDS} 、 ρ_{TH} 、 $\rho(\text{Ca}^{2+})$ 、 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 之间的相关系数普遍较高,多数超过 0.50,显示出对应指标之间存在较高的相关性,表明这些指标可能在某种程度上存在共同的影响因素或具有相似的来源。尤其是 Ca^{2+} 、TDS、TH 之间的相关性最高,表明研究区高硬度、高 ρ_{TDS} 的地下水主要由 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 引起,可能受区内碳酸盐岩和硫酸盐岩溶解作用控制。TDS、TH、 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 与 Mn^{2+} 和 EWQI 呈现出中等相关性,是影响水质的主要指标。此外, $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 与 EWQI 的相关系数为 0.80,表现出较强的正相关性,说明 Mn^{2+} 是影响水质的关键指标。 $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 变异系数为 3.41, $\rho(\text{Mn}^{2+})$ 变化大,高值主要出现在研究区西部和西北部,可能是含水层中含锰矿物的风化作用所导致,也可能受洗煤厂含 Mn^{2+} 的酸性淋滤液影响。

综合相关性分析结果认为,研究区地下水水质主要受原生地质背景影响,人类活动可能进一步加剧了这种影响。水体的 EWQI 主要受 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 、TH、 COD_{Mn} 、 Mn^{2+} 的控制,这些指标的变化在一定程度上直接或间接地反映了水质变化。

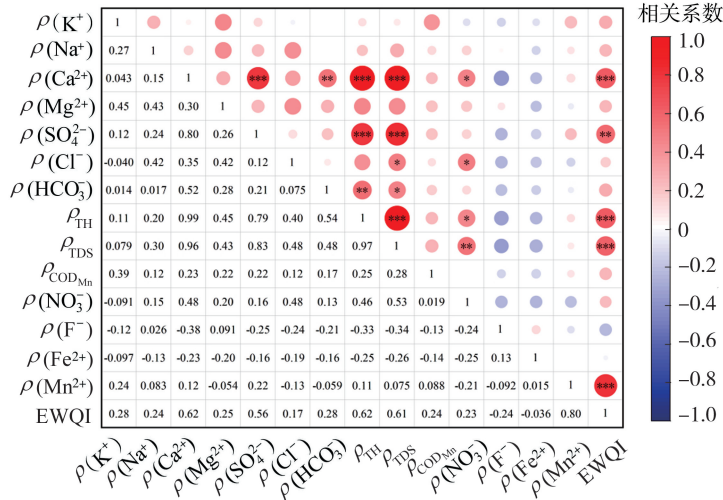


图 8 浅层地下水水化学组分和 EWQI 相关性热图
Fig. 8 Correlation heatmap of hydrochemical components and EWQI in shallow groundwater of study area

3.4 人体健康风险评估

依据 EWQI 评价结果, Mn^{2+} 是引起地下水水质变差的主控因素, 长期饮用含锰超标的水, 会影响人的中枢神经, 过量摄入对人的智力和生殖功能均有影响, 本文选取 Mn^{2+} 进行人类健康风险评价。大量研究表明, 通过饮水摄入和皮肤接触是 Mn^{2+} 对人体健康影响最大的暴露途径^[38-39]。 Mn^{2+} 在不同暴露途径下的非致癌风险计算结果如表 3 所示。研究区儿童、成人在皮肤接触地下水途径下的非致癌风险均值分别为 1.65×10^{-4} 、 1.74×10^{-4} , 均小于 1, 表明研究区地下水通过皮肤接触途径对人体产生的非致癌风险极低。儿童在饮水摄入途径下的非致癌风险值为 0~0.356, 均值为 0.020; 成人在饮水摄入途径下的非致癌风险值为 0~0.321, 均值为 0.018。饮水摄入途径导致的非致癌风险表现为儿童大于成年, 整体上研究区地下水在饮水摄入途径下非致癌风险较小。儿童、成人在两种暴露途径下的总潜在非致癌风险最大值分别为 0.359、0.324, 平均值分别为 0.020、0.018, 表现为儿童大于成人。研究区内所有地下水样品的总潜在非致癌风险值均小于 1, 表明研究区饮水摄入和皮肤接触途径下浅层地下水均处于安全状态。

表 3 Mn^{2+} 在不同暴露途径下的非致癌风险值
Table 3 Non-carcinogenic risk of Mn^{2+} via different exposure routes

暴露途径	人群	非致癌风险值		
		最大值	最小值	平均值
饮水摄入	儿童	0.356	0	0.020
	成人	0.321	0	0.018
皮肤接触	儿童	2.93×10^{-3}	0	1.65×10^{-4}
	成人	3.10×10^{-3}	0	1.74×10^{-4}

综上所述, 北汝河流域中游地下水潜在人体健康风险主要受到饮水摄入影响, 其影响程度为儿童大于成人, 研究区地下水中 Mn^{2+} 导致的健康风险整体较低, 对人体健康影响较小。饮水摄入途径最大非致癌风险值已接近 1, 慢性危害的影响较大, 尤其针对儿童的慢性神经毒性需重点关注, 今后工作中还应加强对研究区内工矿企业废水和农业面源污染的管控。

4 结 论

- a. 北汝河流域中游浅层地下水以中性、淡水、硬水为主。pH 值为 6.80~8.60, 均值为 7.20; ρ_{TDS} 为 317.00~1930.00 mg/L, 均值为 783.19 mg/L; ρ_{TH} 为 266.00~1750.00 mg/L, 均值为 618.73 mg/L。
- b. 研究区地下水中阳离子质量浓度由高到低顺序为: $\rho(Ca^{2+}) > \rho(Na^{+}) > \rho(Mg^{2+}) > \rho(K^{+}) >$

$\rho(Mn^{2+}) > \rho(Fe^{2+})$, 阴离子质量浓度由高到低顺序为: $\rho(HCO_3^{-}) > \rho(SO_4^{2-}) > \rho(Cl^{-}) > \rho(NO_3^{-}) > \rho(F^{-})$, 化学组分存在空间差异, 以 $\rho(Mn^{2+})$ 、 $\rho(Fe^{2+})$ 、 $\rho(K^{+})$ 、 $\rho(SO_4^{2-})$ 分异性最大, 变异系数为 0.83~3.41, 局部离子质量浓度高, 变化大。研究区内地下水水化学类型以 $HCO_3-Mg \cdot Ca$ 型为主, 其次为 $SO_4 \cdot Cl-Ca \cdot Mg$ 型, 碳酸盐岩的风化作用是控制地下水水化学特征的最重要因素, 硫酸盐岩的溶解作用也参与了演化过程, 区内浅层地下水主要来源于大气降水。

- c. 研究区浅层地下水样品水质优、良、中和差等级占比分别为 9.62%、75.00%、9.62%和 5.77%, 无极差等级。研究区地下水的 EWQI 主要受 Ca^{2+} 、 SO_4^{2-} 、TH、 COD_{Mn} 、 Mn^{2+} 的控制, 其中 Mn^{2+} 的影响最为显著。
- d. 区内浅层地下水主要通过饮水摄入和皮肤接触途径影响人类健康, 饮水摄入是主要危害途径。总的来说, 两种暴露途径的非致癌风险值均未超过 1, 对人体健康影响较小, 但对于慢性影响, 尤其是对生长发育期儿童的健康风险需引起重视。

参考文献:

[1] 徐腾, 王以鹏, 叶逾, 等. 地下水超采管控体系及水量-水位双控体系研究进展[J]. 水资源保护, 2024, 40(4): 27-35. (XU Teng, WANG Yipeng, YE Yu, et al. Research progress on groundwater overexploitation control system and dual control system of water quantity and water level[J]. Water Resources Protection, 2024, 40(4): 27-35. (in Chinese))

[2] 徐丽丽, 束龙仓, 李伟, 等. 2000—2020 年中国地下水开采时空演变特征[J]. 水资源保护, 2023, 39(4): 79-85. (XU Lili, SHU Longcang, LI Wei, et al. Spatial and temporal evolution characteristics of groundwater mining in China from 2000 to 2020 [J]. Water Resources Protection, 2023, 39(4): 79-85. (in Chinese))

[3] 曹先树, 王浩, 吴晨晨, 等. 淮河流域及山东半岛地下水超采原因与管理对策[J]. 水利水电科技进展, 2024, 44(5): 65-73. (CAO Xianshu, WANG Hao, WU Chenchen, et al. Causes and management measures of groundwater overexploitation in Huaihe River Basin and Shandong Peninsula [J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2024, 44(5): 65-73. (in Chinese))

[4] 王贵玲, 刘志明, 高业新, 等. 石羊河流域地下水资源及其保护战略对策研究[J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(4): 48-51. (WANG Guiling, LIU Zhiming, GAO Yexin, et al. Study on groundwater resources and the protective strategy in Shiyang River Basin [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2007, 21(4): 48-51. (in

- Chinese))
- [5] 张保祥,张超.水文地球化学方法在地下水研究中的应用综述[J]. 人民黄河,2019,41(10):135-142. (ZHANG Baoxiang, ZHANG Chao. Progress on hydrogeochemical method applied in groundwater study [J]. Yellow River, 2019,41(10):135-142. (in Chinese))
- [6] 张福初,吴彬,高凡,等.奎屯河流域平原区地下水水化学特征及成因分析[J]. 环境科学研究,2021,34(7):1663-1671. (ZHANG Fuchu, WU Bin, GAO Fan, et al. Hydrochemical characterization and cause of groundwater in plain area of Kuitun River Basin [J]. Research of Environmental Sciences, 2021, 34 (7): 1663-1671. (in Chinese))
- [7] LIN C Y, ABDULLAH M H, PRAVEENA S M, et al. Delineation of temporal variability and governing factors influencing the spatial variability of shallow groundwater chemistry in a tropical sedimentary island [J]. Journal of Hydrology, 2012, 432-433: 26-42.
- [8] 崔佳琪,李仙岳,史海滨,等.河套灌区地下水化学演变特征及形成机制[J]. 环境科学,2020,41(9):4011-4020. (CUI Jiaqi, LI Xian Yue, SHI Haibin, et al. Chemical evolution and formation mechanism of groundwater in Hetao Irrigation Area [J]. Environmental Science, 2020, 41(9):4011-4020. (in Chinese))
- [9] 刘江涛,蔡五田,曹月婷,等.沁河冲洪积扇地下水水化学特征及成因分析[J]. 环境科学,2018,39(12):5428-5439. (LIU Jiangtao, CAI Wutian, CAO Yueting, et al. Hydrochemical characteristics of groundwater and the origin in alluvial proluvial fan of Qinhe River [J]. Environmental Science, 2018, 39(12):5428-5439. (in Chinese))
- [10] 刘楠,陈盟,高东东,等.德阳市平原区浅层地下水水化学特征与健康风险评价[J]. 环境科学,2024,45(4):2129-2141. (LIU Nan, CHEN Meng, GAO Dongdong, et al. Hydrochemical characteristics and health risk assessment of shallow groundwater in the plain zone of Deyang City [J]. Environmental Science, 2024, 45 (4): 2129-2141. (in Chinese))
- [11] BALASUBRAMANIAN M, SRIDHAR S G D, AYYAMPERUMAL R, et al. Isotopic signatures, hydrochemical and multivariate statistical analysis of seawater intrusion in the coastal aquifers of Chennai and Tiruvallur District, Tamil Nadu, India [J]. Marine Pollution Bulletin, 2022, 174: 113232.
- [12] MAO Meng, WANG Xia, ZHU Xueqin. Hydrochemical characteristics and pollution source apportionment of the groundwater in the east foothill of the Taihang Mountains, Hebei Province [J]. Environmental Earth Sciences, 2021, 80(1):14.
- [13] JIANG Chunlu, CHENG Lili, LI Chang, et al. A hydrochemical and multi-isotopic study of groundwater sulfate origin and contribution in the coal mining area [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2022, 248: 114286.
- [14] 童辉,高宗军,高法生,等.沂河流域地下水水化学特征及水质评价[J]. 环境化学,2021,40(11):3443-3454. (TONG Hui, GAO Zongjun, GAO Fasheng, et al. Hydrochemical characteristics and water quality evaluation of groundwater in the west of Yi River Basin [J]. Environmental Chemistry, 2021, 40 (11): 3443-3454. (in Chinese))
- [15] 王继华,于福荣,田鹏州,等.南太行山前冲积平原潜水水化学特征及控制因素分析[J]. 干旱区资源与环境,2023,37(5):130-138. (WANG Jihua, YU Furong, TIAN Pengzhou, et al. Analysis on hydrochemical characteristics of groundwater in alluvial plain of southern Taihang Mountains [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2023, 37(5):130-138. (in Chinese))
- [16] 陆帅帅,周念清,蔡奕,等.洞庭湖湿地潜流带地下水中氮磷迁移转化过程及驱动机制分析[J]. 水资源保护,2024,40(5):122-130. (LU Shuaishuai, ZHOU Nianqing, CAI Yi, et al. Analysis of nitrogen and phosphorus migration and transformation and driving mechanism in hyporheic zone groundwater of Dongting Lake wetland [J]. Water Resources Protection, 2024, 40(5):122-130. (in Chinese))
- [17] 刚什婷,贾涛,邓英尔,等.基于熵权法的集对分析模型在蛤蟆通流域地下水水质评价中的应用[J]. 长江科学院院报,2018,35(9):23-27. (GANG Shenting, JIA Tao, DENG Yinger, et al. Assessment of groundwater quality in Hamatong Drainage Basin by using model of set pair analysis based on entropy weight method [J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2018, 35 (9):23-27. (in Chinese))
- [18] 狄宝生,戴争博,林文浩,等.浙北某化工园区地下水重金属来源解析及健康风险评价[J]. 环境生态学,2024,6(8):29-38. (DI Baosheng, DAI Zhengbo, LIN Wenhao, et al. Analysis of heavy metal sources in groundwater and assessment of health: an example from the chemical industrial park in northern Zhejiang [J]. Environmental Ecology, 2024, 6(8):29-38. (in Chinese))
- [19] RAHEJA H, GOEL A, PAL M. Assessment of groundwater quality and human health risk from nitrate contamination using a multivariate statistical analysis [J]. Journal of Water and Health, 2024, 22(2):350-366.
- [20] ADIMALLA N. Application of the entropy weighted water quality index (EWQI) and the pollution index of groundwater (PIG) to assess groundwater quality for drinking purposes: a case study in a rural area of Telangana State, India [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2021, 80(1):31-40.
- [21] LI Changsuo, GAO Zongjun, CHEN Huanliang, et al. Hydrochemical analysis and quality assessment of groundwater in southeast North China Plain using hydrochemical, entropy-weight water quality index, and

- GIS techniques[J]. Environmental Earth Sciences,2021, 80(16):523.
- [22] LATHA P S. Evaluation of groundwater quality for domestic and irrigation purposes in a coastal alluvial aquifer using multivariate statistics and entropy water quality index approach: a case study from west Godavari Delta, Andhra Pradesh (India) [J]. Environmental Earth Sciences,2022,81(10):275.
- [23] SINGH U K, RAMANATHAN A L, SUBRAMANIAN V. Groundwater chemistry and human health risk assessment in the mining region of East Singhbhum, Jharkhand, India [J]. Chemosphere,2018,204:501-513.
- [24] ZHAI Yuanzheng, ZHAO Xiaobing, TENG Yanguo, et al. Groundwater nitrate pollution and human health risk assessment by using HHRA model in an agricultural area, NE China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017,137:130-142.
- [25] BODRUD-DOZA M, ISLAM S M D U, RUMET, et al. Groundwater quality and human health risk assessment for safe and sustainable water supply of Dhaka City dwellers in Bangladesh [J]. Groundwater for Sustainable Development,2020,10:100374.
- [26] ZHOU Yahong, LI Peiyue, CHEN Meijing, et al. Groundwater quality for potable and irrigation uses and associated health risk in southern part of Gu'an County, North China Plain [J]. Environmental Geochemistry and Health,2021,43(2):813-835.
- [27] 陈雯,余绍文,廖金,等. 南昌东北部地下水重金属污染源解析及健康风险评价[J]. 环境科学,2025,46(2): 854-863. (CHEN Wen, YU Shaowen, LIAO Jin, et al. Source analysis and health risk assessment of heavy metals in groundwater in the northeast of Nanchang City [J]. Environmental Science, 2025, 46(2): 854-863. (in Chinese))
- [28] 彭红霞,侯清芹,曾敏,等. 雷州半岛地下水化学特征及控制因素分析[J]. 环境科学,2021,42(11):5375-5383. (PENG Hongxia, HOU Qingqin, ZENG Min, et al. Hydrochemical characteristics and controlling factors of groundwater in the Leizhou Peninsula [J]. Environmental Science,2021,42(11):5375-5383. (in Chinese))
- [29] WANG Yuanhang, LI Peiyue. Appraisal of shallow groundwater quality with human health risk assessment in different seasons in rural areas of the Guanzhong Plain (China) [J]. Environmental Research, 2022, 207: 112210.
- [30] FETH J H. Mechanisms controlling world water chemistry: evaporation-crystallization process [J]. Science,1971,172 (3985):870-871.
- [31] 张涛,蔡五田,李颖智,等. 尼洋河流域水化学特征及其控制因素[J]. 环境科学,2017,38(11):4537-4545. (ZHANG Tao, CAI Wutian, LI Yingzhi, et al. Major ionic features and their possible controls in the water of the Niyang River Basin [J]. Environmental Science,2017,38 (11):4537-4545. (in Chinese))
- [32] GAILLARDET J, DUPRÉ B, LOUVAT P, et al. Global silicate weathering and CO₂ consumption rates deduced from the chemistry of large rivers [J]. Chemical Geology, 1999,159(1/2/3/4):3-30.
- [33] 曾小仙,曾妍妍,周金龙,等. 石河子市浅层地下水化学特征及其成因分析[J]. 干旱区研究,2021,38(1):68-75. (ZENG Xiaoxian, ZENG Yanyan, ZHOU Jinlong, et al. Hydrochemical characteristics and cause analysis of the shallow groundwater in Shihezi City [J]. Arid Zone Research,2021,38(1):68-75. (in Chinese))
- [34] 孙岐发,杨柯,孙苗桀,等. 长春新区地下水水质特征及其对生态健康的评价[J]. 中国地质,2022,49(3):834-848. (SUN Qifa, YANG Ke, SUN Zhuo'an, et al. Characteristics of groundwater quality in Changchun New Area and its evaluation on ecological health [J]. Geology in China,2022,49(3):834-848. (in Chinese))
- [35] 邹嘉文,刘飞,张靖坤. 南水北调典型受水区浅层地下水水化学特征及成因[J]. 中国环境科学,2022,42(5):2260-2268. (ZOU Jiawen, LIU Fei, ZHANG Jingkun. Hydrochemical characteristics and formation mechanism of shallow groundwater in typical water-receiving areas of the South-to-North Water Diversion Project [J]. China Environmental Science,2022,42(5): 2260-2268. (in Chinese))
- [36] LI Jinlong, WANG Wei, WANG Dahao, et al. Hydrochemical and stable isotope characteristics of lake water and groundwater in the Beiluhe Basin, Qinghai-Tibet Plateau [J]. Water,2020,12(8):2269.
- [37] 杨艳林,靖晶,齐信,等. 赣州北部丘陵山区浅层地下水化学特征及成因分析[J]. 中国地质调查,2023,10(6):60-68. (YANG Yanlin, JING Jing, QI Xing, et al. Hydrochemical characteristics and formation mechanism analysis of shallow groundwater in the Northern Hilly Region of Ganzhou [J]. Geological Survey of China,2023, 10(6):60-68. (in Chinese))
- [38] 常帅,宋圆梦,陈慧,等. 华北典型区域地下水重金属来源解析及健康风险识别[J]. 中国环境监测,2024,40(4):172-182. (CHANG Shuai, SONG Yuanmeng, CHEN Hui, et al. Source apportionment and health risk identification of heavy metals in groundwater for typical district in North China [J]. Environmental Monitoring in China,2024,40(4):172-182. (in Chinese))
- [39] 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 Xiaodong, TIAN Wei, ZHANG Xueyan. 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))

(收稿日期:2025-02-09 编辑:施业)