

西部矿区地下水系统水化学过程及其采动激发效应

梅傲霜^{1,5}, 曾一凡^{1,5,6}, 武强^{1,5,6}, 刘志超², 苗彦平³,
王嗣桐⁴, 崔雅帅^{1,5}, 魏华铭^{1,5}, 任帅锋⁴, 杨磊³

(1. 中国矿业大学(北京)国家煤矿水害防治工程技术研究中心,北京 100083; 2. 鄂尔多斯市国能神东监理有限责任公司,内蒙古鄂尔多斯 017000; 3. 陕煤集团神木红柳林矿业有限公司,陕西 神木 719300; 4. 陕西陕煤曹家滩矿业有限公司,陕西 榆林 719000; 5. 矿山水害防治国家矿山安全监察局重点实验室,北京 100083; 6. 矿业大学(北京)内蒙古研究院,内蒙古鄂尔多斯 017000)

摘要:煤炭资源开采会破坏含水层结构,扰动地下水系统,产生新的水循环模式。作为煤炭保供生产重心的西部矿区,高强度、规模化的开采加剧了这一扰动,使水岩作用等水化学过程更加剧烈。其背后所蕴含的地下水系统水化学的煤矿开采激发效应,是关系到煤矿安全开采预测预报精度,以及绿色开采地下水环境保护的关键科学问题。鉴于此,以西部榆神矿区曹家滩煤矿为研究实例,利用水文地球化学的原理和方法,从“是什么”、“为什么”和“怎么变”的角度,开展激发效应结果、激发效应过程以及水化学演化趋势3个方面系统性的研究。结果发现:研究区的地下水可以被分为5个聚类,聚类1代表煤矿开采后井田西翼第四系与风化基岩含水层为主的浅层地下水,聚类2代表开采前后地下水的混合,聚类3代表开采前的地下水,聚类4和聚类5主要代表开采后的延安组地下水;煤矿开采后,直罗组、延安组第4段和第5段含水层水样中 $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ 和 $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ 占比上升,井田西翼开采后的浅层地下水水质整体最优,各含水层水质有向好演变的趋势且对煤矿开采的响应不敏感;研究区地下水整体受控于阳离子交替吸附作用,煤矿开采前延安组第4段及以上含水层地下水受控于碳酸盐岩和硅酸盐岩的溶解作用;煤矿开采后的井田西翼浅层地下水受控于碳酸盐岩的溶解作用,直罗组、延安组第4段和第5段含水层地下水主要受控于硅酸盐岩的溶解和 FeS_2 的氧化作用,延安组第1~3段含水层地下水主要受控于蒸发盐的溶解作用;煤矿开采加速了地下水的循环速度、加强了含水层间的水力联系,由此产生的稀释作用与矿井水处理后综合利用的措施是延安组第4段及以上各含水层水化学特征和水质演化的原因;未来应当继续做好矿井水处理后综合利用的工作,并注意直罗组和延安组第5段地下水特征有向浅层地下水演变的趋势,避免今后的涌水水源结果产生误判。

关键词:地下水水化学;自组织映射神经网络(SOM);熵权水质指数(EWQI);矿山复杂地下水系统;榆神矿区;侏罗纪煤田

中图分类号: TD745 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253-9993(2024)06-2769-16

Hydrogeochemical processes of groundwater system and its mining-motivated effect in mining areas of Western China

MEI Aoshuang^{1,5}, ZENG Yifan^{1,5,6}, WU Qiang^{1,5,6}, LIU Zhichao², MIAO Yanping³, WANG Sitong⁴, CUI Yashuai^{1,5}, WEI Huaming^{1,5}, REN Shuaifeng⁴, YANG Lei³

收稿日期:2023-05-28 修回日期:2023-08-23 责任编辑:韩晋平 DOI: [10.13225/j.cnki.jccs.2023.0669](https://doi.org/10.13225/j.cnki.jccs.2023.0669)

基金项目:国家自然科学基金资助项目(42027801, 42072284, 42372297)

作者简介:梅傲霜(1995—),男,河南南阳人,博士研究生。E-mail: mei_aoshuang@foxmail.com

通讯作者:曾一凡(1984—),男,湖北咸宁人,教授。E-mail: zengyf@cumtb.edu.cn

引用格式:梅傲霜,曾一凡,武强,等.西部矿区地下水系统水化学过程及其采动激发效应[J].煤炭学报,2024,49(6):2769-2784.

MEI Aoshuang, ZENG Yifan, WU Qiang, et al. Hydrogeochemical processes of groundwater system and its mining-motivated effect in mining areas of Western China[J]. Journal of China Coal Society, 2024, 49(6): 2769-2784.



移动阅读

(1. National Engineering Research Center of Coal Mine Water Hazard Controlling, China University of Mining and Technology-Beijing, Beijing 100083, China; 2. Erdos City Guoneng Shendong Supervision Co., Ltd., Ordos 017000, China; 3. Shenmu Hongliulin Mining Co. Ltd. of Shaanxi Coal Group, Shenmu 719300, China; 4. Shaanxi Shammei Caojitan Mining Co., Ltd., Yulin 719000, China; 5. Key Laboratory of Mine Water Hazard Controlling, National Mine Safety Administration, Beijing 100083, China; 6. University of Mining and Technology (Beijing) Inner Mongolia Research Institute, Ordos 017000, China)

Abstract: The exploitation of coal resources will destroy the aquifer structure, disturb the groundwater system and produce a new water cycle model. As the focus of coal supply and production, the western mining area is short of water resources and fragile in ecology. High-intensity and large-scale mining aggravates this disturbance and makes the hydrochemical process such as water-rock interaction more intense. The coal mining-motivated effect of groundwater system hydrochemistry behind it is a key scientific problem related to the prediction accuracy of coal mine safety mining and the protection of groundwater environment in green mining. In view of this, taking the Caojitan coal mine in western Yushen mining area as an example, using the principles and methods of hydrogeochemistry, from the perspective of 'what it is', 'why it is' and 'how it changes', the results of mining-motivated effect, the process of mining-motivated effect, and the evolution trend of hydrochemistry are systematically studied. The results show that the groundwater in the study area can be divided into five clusters. Cluster I represents the shallow groundwater dominated by Quaternary and weathered bedrock aquifers in the west wing of the mine field after coal mining. Cluster II represents the mixing of groundwater before and after mining. Cluster III represents the groundwater before mining. Cluster IV and Cluster V mainly represent the groundwater of Yan'an Formation after mining. After coal mining, the proportion of $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ and $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ in the groundwater samples of the fourth and fifth sections of Zhiluo Formation and Yan'an Formation increased, the shallow groundwater quality after mining in the west wing of the mine field was the best as a whole, and the water quality of each aquifer has a tendency to evolve well and is not sensitive to the response of coal mining. The groundwater in the study area is controlled by the ion exchange, and the groundwater in the fourth and above aquifers of Yan'an Formation before coal mining is controlled by the dissolution of carbonate and silicate rocks. The shallow groundwater in the west wing of the mine field after coal mining is controlled by the dissolution of carbonate rocks. The groundwater in the aquifers of the Zhiluo Formation and the fourth and fifth sections of the Yan'an Formation is mainly controlled by the dissolution of silicate rocks and the oxidation of FeS_2 . The groundwater in the aquifers of the third and lower sections of the Yan'an Formation is mainly controlled by the dissolution of evaporated salt. Coal mining accelerates the circulation speed of groundwater and the hydraulic connection between aquifers. The resulting dilution effect and the discharge measures after mine water treatment are the reasons for the hydrochemical characteristics and water quality evolution of the aquifers in the fourth section of Yan'an Formation and above. In the future, we should continue to do a good job in the discharge of mine water after treatment, and pay attention to the trend of groundwater characteristics in the fifth section of Zhiluo Formation and Yan'an Formation evolving to shallow groundwater, so as to avoid misjudgment of the results of water inrush sources.

Key words: groundwater hydrochemistry; self-organizing maps (SOM); entropy-weighted water quality index (EWQI); complex groundwater system in mines; Yushen mining area; Jurassic coalfield

煤炭资源的开采导致了含水层结构破坏,改变了地下水的循环状态,产生了诸如地下水的水质变差和水生态环境恶化等问题^[1-2]。针对矿区地下水水环境,当前学者研究主要集中在以煤矿防治水“预测预报”为目的的涌水水源判识,以及以“绿色开采”为目的的地下水水化学特征及成因识别等方面的研究。比如,范立民等^[3]利用了统计分析、Piper 三线图等方法,对榆神府矿区的地下水水化学特征和形成作用开展了研究;陈陆望等^[4]利用主成分分析方法,研究了淮北矿区地下水水化学成分的演化过程;孙亚军等^[5]通过矿井水水质形成的多场作用研究和文献调研,阐明了我

国3种典型矿井水水质形成的水文地质结构模型及主控因素;靳德武等^[6]借助 Piper 三线图等方法对宁东煤田高矿化度地下水的形成机制进行了分析;王心义等^[7]利用了熵权-模糊可变集理论,构建识别矿井突水水源的数学模型,对水样进行了突水水源识别;杨建等^[8]利用有机水化学的方法,开展了矿井水水质特征的研究。但当前的研究集中于自然条件对矿区地下水水化学形成作用的分析,忽略了矿区地下水系统水化学的煤矿高强度开采激发效应,导致了矿区水化学场演化机制不清,研究结果不能很好地为“煤-水”双资源的安全高效开采提供支持。

矿区地下水系统水化学的激发,指的是引起矿区地下水系统中水化学演变的人为作用部分。矿区地下水系统中水化学的演变包括2个部分:一部分是天然条件下的地下水水化学的演变,如水岩作用、阳离子交替吸附作用等;另一部分是人为作用影响下的地下水水化学的演变,主要是开采扰动造成的水化学作用发生变化。对于矿区地下水系统水化学的演变来说,煤矿开采扰动就是一种激发。因此,地下水系统水化学的煤矿开采激发效应,就是指由于煤炭资源的开采而引起的地下水系统中水化学输出的变化,及其与此相关的环境影响。针对当前地下水系统水化学的煤矿开采激发效应系统性研究不足、认识不清这一问题,笔者选取西北榆神矿区侏罗纪煤田曹家滩煤矿的顶板复杂地下水系统为研究实例,借助水文地球化学的原理和方法,通过对煤矿开采前后水化学的演化、水化学的煤矿开采激发效应、水化学演化趋势预测3个方面的研究,解决在煤矿高强度开采激发下,煤矿水化学特征和水质等级“是什么”“为什么”和“怎么变”的问题。为提升煤矿开采水害预测预报精度,以及地下水资源的持续开采利用和保护提供依据。

1 研究区概况

曹家滩煤矿位于陕西省榆林市,自含煤地层以上分布有:三叠系中统延安组(J_2y)、直罗组(J_2z)、安定

组(J_2a)、新近系上新统保德组(N_2b)、第四系中更新统离石组(Q_2l)、上更新统萨拉乌素组(Q_3s)、全新统风积沙(Q_4eol)。其中,延安组可自下而上分为5个中级旋回(编号第1~5段)。其中,延安组第1段(J_2y^1)自延安组底部至 5^{-2} 煤层顶面;延安组第2段(J_2y^2)自 5^{-2} 煤层顶面至 4^{-1} 煤层顶面;延安组第3段(J_2y^3)自 4^{-1} 煤层顶面至 3^{-1} 煤层顶面;延安组第4段(J_2y^4)自 3^{-1} 煤层顶面至 2^{-2} 煤层顶面,延安组第5段(J_2y^5)自 2^{-2} 煤层顶面至延安组地层顶界(图1)。当前主采 2^{-2} 煤层,平均煤厚约为10 m,自2018年7月开始开采,采用长臂综采放顶煤开采方法,垮落法管理顶板。截至2023年1月,曹家滩煤矿已完成122106、122108、122109工作面的回采,正在对122107和122110工作面进行回采。此外,曹家滩煤矿勘探、建矿至今没有发现大中型断层,地质构造复杂程度属简单型。

曹家滩煤矿不同地层对应的主要含水层包括延安组 $2^{-2} \sim 5^{-3}$ 煤含水岩段孔隙裂隙承压水 (J_2y^{1-4})、延安组第 5 段孔隙裂隙承压含水层 (J_2y^5)、直罗组孔隙裂隙承压含水层 (J_2z)、风化岩基岩裂隙承压水含水层 (J_2a)、离石组黄土弱含水层 (Q_2l)、萨拉乌苏组孔隙潜水含水层 (Q_3s)。隔水层主要是新近系保德组红土 (N_2b)，其次为基岩中的泥岩、粉砂岩和煤层。其中，保德组红土为研究区隔水性能较好且较稳定的隔水层，其沿 NW—SE 向分水岭两侧最厚，自东向西、西南逐

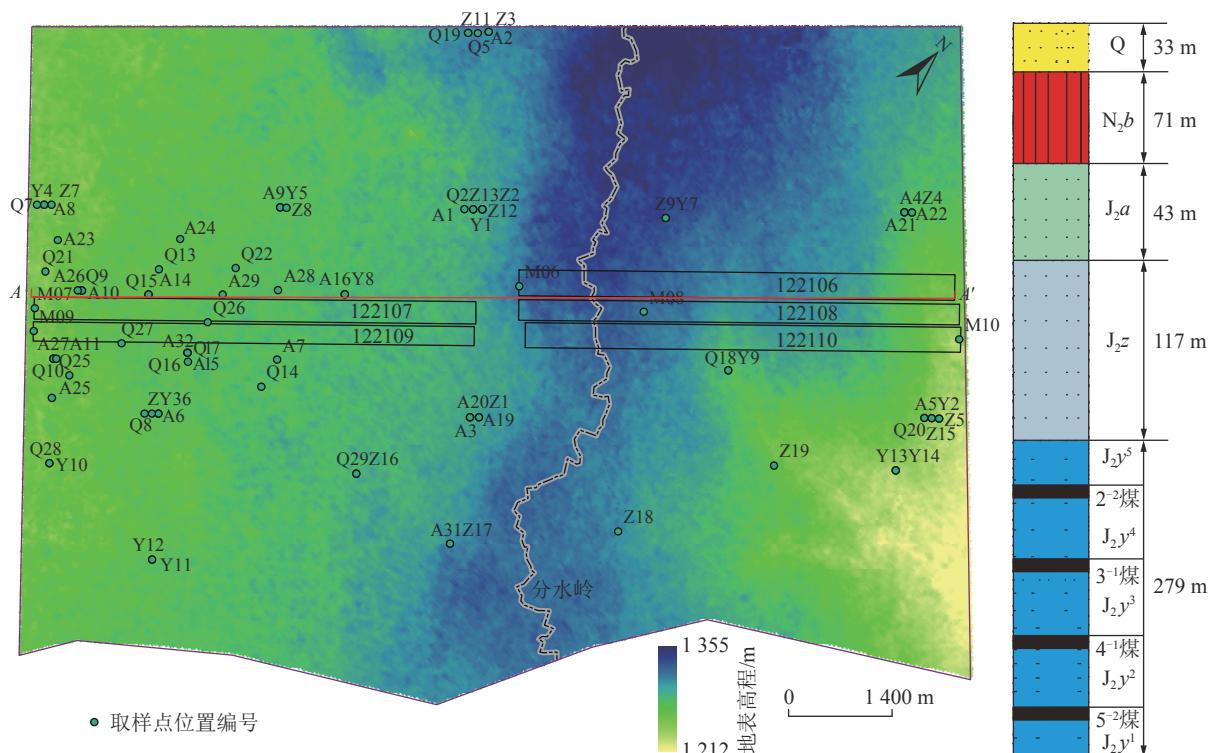


图 1 取样点位置与地层示意

Fig.1 Schematic diagram of sampling location and geological strata

渐变薄,在井田西翼存在缺失区。研究区第四系地下水(萨拉乌苏组地下水和砾石组地下水)主要沿NW—SE向分水岭向两侧径流,第四系下部含水层基本顺岩层倾向由东向西南方向径流。

本次共搜集到曹家滩井田从煤炭补充勘探至今一共88个地下水水样,时间跨度为2012—2022年(图1和表1)。其中第四系含水层水样测试数据26组(“Q+数字”方式命名),风化基岩含水层水样测试

表1 取样时间、聚类结果、水化学类型和水质等级信息

Table 1 Sampling time, clustering results, hydrochemical types, and water quality grades information

聚类	编号	层位	取样日期	水化学类型	EWQI	等级	聚类	编号	层位	取样日期	水化学类型	EWQI	等级
聚类1	Q7		2020年7月	HCO ₃ —Ca	11.31	I	聚类2	A7		2020年8月	HCO ₃ —Na	16.36	I
	Q8		2020年8月	HCO ₃ —Ca	9.12	I		A9		2020年8月	HCO ₃ —Na	14.58	I
	Q9		2021年7月	HCO ₃ —Ca	10.54	I		A16	J _{2a}	2012年5月	HCO ₃ —Na	27.75	II
	Q10		2021年7月	HCO ₃ —Ca	8.49	I		A28		2022年3月	HCO ₃ —Na	16.95	I
	Q13		2022年1月	HCO ₃ —Ca	12.35	I		A29		2022年3月	HCO ₃ —Mg	13.92	I
	Q14		2022年1月	HCO ₃ —Ca	10.68	I		A31		2022年8月	HCO ₃ —Mg	12.78	I
	Q15		2022年1月	HCO ₃ —Ca	11.78	I		Z7		2020年7月	HCO ₃ —Na	21.35	I
	Q16	Q	2022年1月	HCO ₃ —Ca	9.87	I		Z8		2020年8月	HCO ₃ —Na	15.31	I
	Q21		2022年2月	HCO ₃ —Ca	11.29	I		Z17	J _{2z}	2022年8月	HCO ₃ —Mg	11.99	I
	Q23		2022年3月	HCO ₃ —Ca	9.14	I		Z18		2022年8月	HCO ₃ —Na	16.19	I
	Q24		2022年3月	HCO ₃ —Ca	7.93	I		Z19		2022年8月	HCO ₃ —Ca	16.76	I
	Q25		2022年3月	HCO ₃ —Ca	11.41	I		Y1	J _{2y} ⁵	2018年4月	HCO ₃ —Na	20.67	I
	Q26		2022年3月	HCO ₃ —Ca	11.02	I		Y8	J _{2y} ⁴	2012年5月	HCO ₃ —Na	19.71	I
	Q27		2022年3月	HCO ₃ —Ca	8.62	I		Y12	J _{2y} ⁴⁻⁵	2022年8月	Cl—Na	40.73	II
	Q28		2022年8月	HCO ₃ —Ca	15.35	I		Q19	Q	2018年6月	HCO ₃ —Na	24.08	I
	Q29		2022年8月	HCO ₃ —Ca	12.47	I		Q20		2018年6月	HCO ₃ —Mg	14.36	I
	A6		2020年8月	HCO ₃ —Na	15.41	I		A4		2018年4月	HCO ₃ —Ca	15.08	I
	A8		2020年8月	HCO ₃ —Ca	13.57	I		A5		2018年4月	HCO ₃ —Na	21.39	I
	A10		2021年7月	HCO ₃ —Ca	15.49	I		A19	J _{2a}	2018年6月	HCO ₃ —Mg	14.43	I
	A11		2021年8月	HCO ₃ —Ca	16.05	I		A20		2018年12月	HCO ₃ —Mg	19.07	I
	A14		2022年1月	HCO ₃ —Ca	13.62	I		A21		2018年6月	HCO ₃ —Mg	15.67	I
	A15	J _{2a}	2022年1月	HCO ₃ —Mg	12.68	I		A22		2018年12月	HCO ₃ —Na	18.19	I
	A23		2022年3月	HCO ₃ —Ca	14.78	I		Z2		2018年3月	HCO ₃ —Na	27.92	II
	A24		2022年3月	HCO ₃ —Ca	14.43	I		Z3		2018年4月	HCO ₃ —Na	22.20	I
	A25		2022年3月	HCO ₃ —Ca	10.38	I		Z4		2018年4月	HCO ₃ —Na	12.85	I
	A26		2022年3月	HCO ₃ —Ca	14.72	I		Z5		2018年4月	HCO ₃ —Na	13.94	I
	A27		2022年3月	HCO ₃ —Ca	13.44	I		Z9	J _{2z}	2012年6月	HCO ₃ —Na	24.30	I
	A32		2022年3月	HCO ₃ —Mg	12.93	I		Z11		2018年12月	Cl—Na	42.32	II
	Z6	J _{2z}	2020年9月	HCO ₃ —Ca	12.12	I		Z12		2018年6月	HCO ₃ —Na	25.22	II
	Z16		2022年8月	HCO ₃ —Na	15.25	I		Z13		2018年12月	HCO ₃ —Na	14.05	I
	Y4	J _{2y} ⁵	2020年8月	HCO ₃ —Ca	15.93	I		Z15		2018年12月	HCO ₃ —Na	22.03	I
	M07	矿井水	2022年4月	HCO ₃ —Na	47.65	II		Y2	J _{2y} ⁵	2018年5月	HCO ₃ —Na	64.60	III
	M09		2021年7月	HCO ₃ —Na	29.97	II		Y7		2012年6月	HCO ₃ —Na	57.31	III
	Q2		2018年3月	HCO ₃ —Ca	10.29	I		Y9	J _{2y} ⁴	2012年5月	Cl—Na	80.98	III
	Q3		2018年3月	HCO ₃ —Ca	12.92	I		Z1	J _{2z}	2018年3月	HCO ₃ —Na	21.69	I
	Q4		2018年3月	HCO ₃ —Ca	17.40	I		Y3	J _{2y} ⁵	2020年8月	HCO ₃ —Na	68.72	III
	Q5	Q	2018年3月	HCO ₃ —Ca	10.73	I		Y5		2020年8月	HCO ₃ —Na	48.75	II
	Q6		2018年4月	HCO ₃ —Ca	15.91	I		Y14	J _{2y} ⁴⁻⁵	2022年8月	HCO ₃ —Na	54.88	III
	Q17		2012年5月	HCO ₃ —Ca	14.88	I		M06		2021年7月	HCO ₃ —Na	72.45	III
	Q18		2012年6月	HCO ₃ —Ca	12.40	I		M08	矿井水	2021年7月	HCO ₃ —Na	83.98	III
	Q22		2022年3月	HCO ₃ —Ca	18.61	I		M10		2022年6月	HCO ₃ —Na	78.13	III
	A1		2018年3月	HCO ₃ —Mg	20.16	I		Y10	J _{2y} ¹⁻³	2022年8月	Cl—Na	192.97	V
	A2	J _{2a}	2018年3月	HCO ₃ —Mg	11.09	I		Y11	J _{2y} ²⁻³	2022年8月	Cl—Na	519.41	V
	A3		2018年4月	HCO ₃ —Mg	12.78	I		Y13		2022年8月	Cl—Na	643.82	V

注: 阴阳离子以毫克当量百分数50%作为划分依据。

数据27组(“A+数字”方式命名),直罗组含水层测试数据17组(“Z+数字”方式命名),延安组含水层测试数据13组(“Y+数字”方式命名),2²煤层矿井水测试数据5组(“M+数字”方式命名)(表1)。上述数据共包含 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 、 NO_3^- 、TDS和pH等10项水化学指标以及取样点空间位置和取样时间等信息。

2 水样聚类分析

聚类分析是水文地球化学中常用的分析方法。通过对地下水水化学的组成成分进行统计意义上的分析,完成不同水化学样品的分类,进而对水化学指标或样品间的内在联系进行揭示^[9]。笔者首先对收集到的水化学样本进行聚类分析,尝试对开采前后不同时间、不同空间位置的地下水进行分类,进而揭示不同时空位置地下水水化学的煤矿开采激发效应。

自组织映射神经网络(Self-Organizing Maps, SOM)作为一种基于无监督学习方法的神经网络^[10],一方面不同于传统方法需要待分析数据满足正态性或线性,另一方面具有同时降低数据维数并显示数据结构的特点^[11-12]。SOM通过非线性变换将复杂的多维数据空间映射到低维空间显示的同时,仍可对原始数据最重要的拓扑结构和度量关系进行保留。SOM计算主要分为竞争、合作、自适应和聚类4个过程^[13-14]。合适的神经元数量是关乎SOM聚类效果的关键^[15]。经验公式 $m=5\sqrt{n}$ 常被用来确定SOM神经元个数,其中 m 为SOM神经元个数, n 为输入的待分析数据数量^[16]。然而,该方法并不能对不同神经元数量效果进行定量判别证明。在本研究中,量化误差(Quantization Error, QE)和拓扑误差(Topographic Error, TE)被用来评估选择SOM最优神经元数量^[17-18]。其中,QE代表每一个输入的权值向量与最佳匹配神经元(Best Matching Unit, BMU)的平均距离,用来衡量SOM的解析度;TE代表第1个和第2个BMU不相邻的所有输入向量的比例,用来通过衡量映射过程中拓扑结构的精度来衡量拓扑保存的优劣。因此,根据QE和TE在其可能的取值范围内取到最小时,可以得到最优的神经元数量。SOM使用K-means算法对完成低维空间映射的数据进行聚类,使用DBI(Davies-Bouldin Index, DBI)对最优聚类簇数进行选择^[19]。DBI小,表示同簇内部的点相似程度好,但与其他簇中的点差异大。根据这一原则,选取DBI最小值为最优簇数。笔者利用Matlab,通过加载赫尔辛基大学SOM Toolbox实现对上述参数的选取和SOM结果的生成^[20],将时间序列的煤矿不同生产阶段的多期地下

水水质监测信息输入SOM模型,实现各含水层地下水与矿井涌水的聚类,进而实现矿山开采激发效应的研究。

为了更好地分析研究区地下水时空四维分布演化规律,揭示矿区局部水循环系统的开采激发效应,SOM的输入数据为研究区4层含水层和工作面涌水共88个地下水水样的10个水化学指标,包括 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 、 NO_3^- 、TDS和pH,以及取样空间位置、取样时间等信息。经计算,QE和TE分别为1.8522和0.0361时,确定神经元最佳行数和列数分别为7和8。计算1~10个簇数时的DBI结果如图2所示,可以看出,最优簇数为5时,可得到最小的DBI为0.6359。通过SOM进行训练,得到上述10个水化学指标的SOM神经元和聚类(图3)。

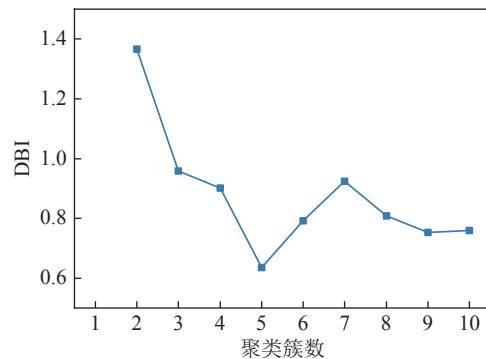


图2 DBI随聚类簇数变化

Fig.2 Change of DBI value with the number of clusters

各神经元之间的拓扑距离使用矩阵图的尺寸表示,水化学指标和水样通过降维映射装载进对应的神经元中。因此,神经元之间的距离就是降维后水化学指标和水样之间相似性的判别标准。每个水化学指标的SOM矩阵表示该指标降维后所获得的指标值,用由蓝到红的颜色深浅来直观表示其大小(图3中色带)。水样的SOM矩阵表示完成低维映射后水样在矩阵中的分布情况。水化学指标和水样经过SOM呈现后,其所对应的颜色深浅和神经元距离,可以表明各水化学指标之间和水样之间的信息和半定量关系,进一步通过聚类阐述水样之间的水化学特征与成因方面的相似性。由图3可以看出, Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 和TDS几个指标具有相似的SOM矩阵图,即色彩变化趋势一致,说明上述4种离子之间具有很强的正相关关系,受控于相同的水化学过程,如岩盐的溶解,且 Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 对TDS的贡献最大^[21]。 CO_3^{2-} 、pH具有颜色变化趋势相似的SOM矩阵图,与 Ca^{2+} 具有颜色变化趋势相反的SOM矩阵图,反映了 CO_3^{2-} 、pH之间强正相关关系,而与 Ca^{2+} 有负相关关系,表明可

能存在阳离子交换。而 Mg^{2+} 、 HCO_3^- 和 NO_3^- 三个水化学指标的 SOM 矩阵图和其他水化学指标之间没有相近的变化趋势, 可能反映了各含水层地下水中 Mg^{2+} 、 HCO_3^- 和 NO_3^- 有着不同于其他离子的水化学来源^[22]。

为了验证 SOM 的计算结果, 使用上述水样水化学指标的原始数据绘制相关性热图进行定量相关性分析。图 4 表明, 这些参数之间的定量相关性与 SOM 图显示的关系一致。

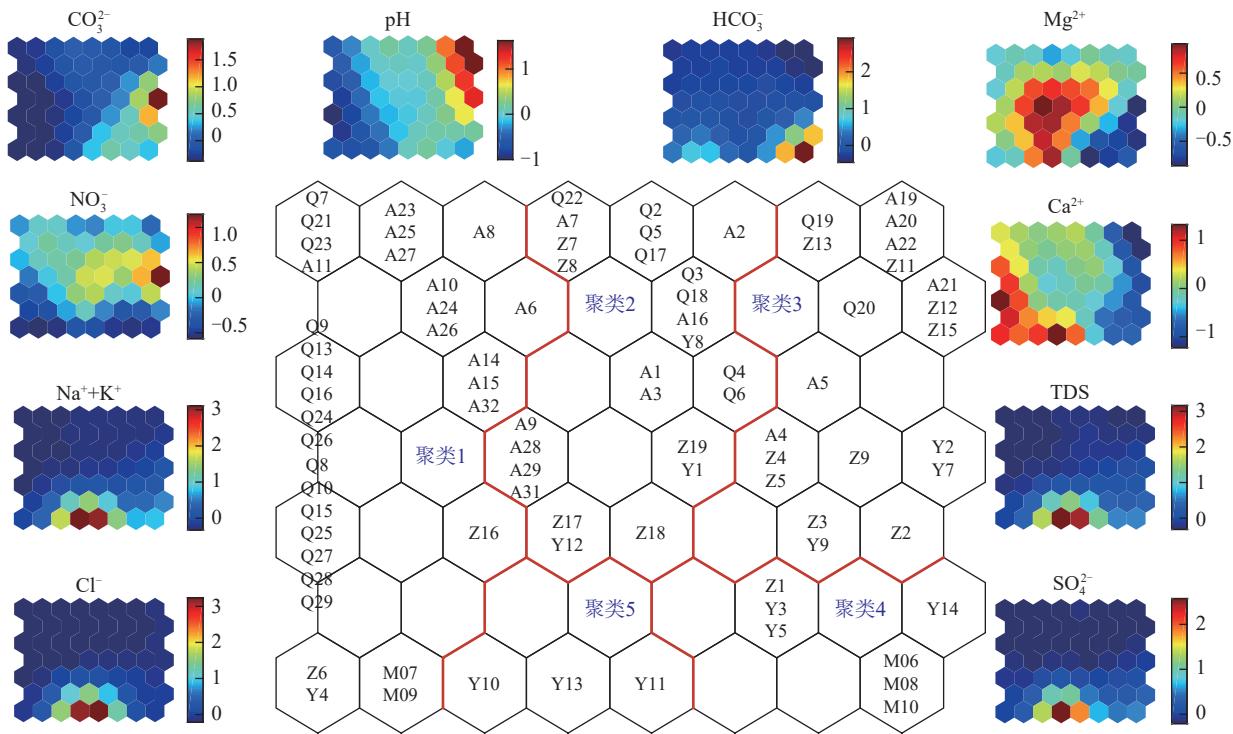


图 3 水化学指标神经元和水样聚类

Fig.3 Neural network diagram of hydrochemical indicators and cluster diagram of water samples

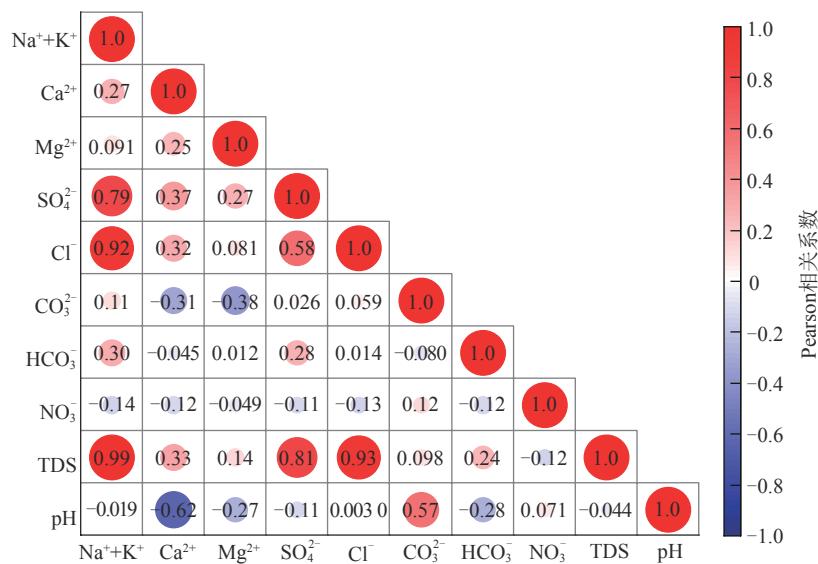


图 4 水化学指标相关性热图

Fig.4 Heat map of correlation among hydrochemical indicators

根据图3结合各个样本取样时间和点位可以看出,聚类1代表了煤矿开采后井田西翼第四系与风化基岩含水层为主的浅层地下水,聚类2代表了开采前后4类地下水的混合特征,聚类3代表研究区开采前

的地下水,聚类 4 和聚类 5 主要代表了开采后的延安组地下水。水化学指标的 SOM 矩阵图与水样 SOM 矩阵图对比发现,各含水层地下水, TDS 、 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 CO_3^{2-} 、 HCO_3^- 的质量浓度随着深度的增加有增加

的趋势, Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 的质量浓度随深度增加有减少的趋势, 这与深部地下水径流速度缓慢, 溶解性总固体高, 以溶解性高的 Na^+ 、 Cl^- 和 SO_4^{2-} 质量浓度高的特征相对应, 也可能与阳离子交替吸附作用有关。由于 SOM 方法本质是基于数学计算, 因此需要结合当地水文地质条件和水化学方法对结果进行进一步分析。

3 煤矿开采激发效应结果

借助 SOM 聚类结果, 利用 Piper 三线图和熵权水质指数 (Entropy-Weighted Water Quality Index, EWQI) 方法, 揭示不同类别的水样数据的水化学特征、水质等级, 进而分析煤矿开采前后不同时空的地下水的水化学特征和水质等级, 解决地下水系统水化学的煤矿开采激发效应结果“是什么”的问题。

3.1 水化学特征及其时空分布

研究区各含水层地下水的 Piper 三线图 (图 5) 显示, 从空间上来看, 研究区内各含水层地下水中阳离子主要成分变化较大, 聚类 1 主要以 Ca^{2+} 为主导, 聚类 2 分布在在 Ca^{2+} 主导、无主导和 Na^+/K^+ 主导 3 种情况, 聚类 3 分布在无主导和 Na^+/K^+ 主导 2 种情况, 聚类 4 和聚类 5 分布在 Na^+/K^+ 主导, 随着水样深度的增加, 阳离子呈现由 Ca^{2+} 为主导过渡到 Na^+/K^+ 为主导的趋势, 符合水文地球化学的垂向分带性^[23]。

根据研究区内收集到的 145 个钻孔数据, 并结合研究区西侧金鸡滩井田红土缺失情况, 生成研究区红

土厚度分布等值线。将不同聚类水样点投放至红土厚度分布等值线图中, 得到水样聚类结果分布位置示意 (图 6)。结合取样点的取样时间和水化学类型 (表 1) 可以看出, 聚类 1 为 2020—2022 年取样的水样, 分布在研究区西翼, 主要为第四系地下水 (45%) 和安定组风化基岩地下水 (36%), 水化学类型主要为 HCO_3-Ca 型 (82%), 可能与开采影响导致在红土缺失区和薄弱区第四系和风化基岩含水层地下水水力联系加强有关, 水化学特征符合浅层地下水与大气降水的关系较为密切, 补给径流循环交替积极的特点; 聚类 2 为 2012、2018 和 2022 年取样的水样, 比较均匀的分布在研究区内, 第四系地下水、安定组风化基岩地下水、直罗组地下水和延安组地下水所占比例分别为 32%、36%、20% 和 12%, HCO_3-Ca 型、 HCO_3-Mg 型、 HCO_3-Na 型和 $\text{Cl}-\text{Na}$ 型所占比例分别为 36%、24%、36% 和 4%, 没有明显主导水化学类型, 反映了高强度开采和自然状态等多重因素作用下较复杂的地下水化学成因; 聚类 3 为 2012 和 2018 年取样的水样, 主要分布在研究区东翼, 水化学类型主要为 HCO_3-Na 型 (50%), 可能与自然状态下, 阳离子交替吸附作用及长石等硅酸盐矿物的溶解有关; 聚类 4 和聚类 5 主要为 2020—2022 年取样的水样, 井田东西两翼均有分布, 以延安组地下水为主 (43% 和 100%), 水化学类型分别为 HCO_3-Na 型 (100%) 和 $\text{Cl}-\text{Na}$ 型 (100%), 可能和含水层中长石等硅酸盐岩和岩盐等蒸发岩的溶解

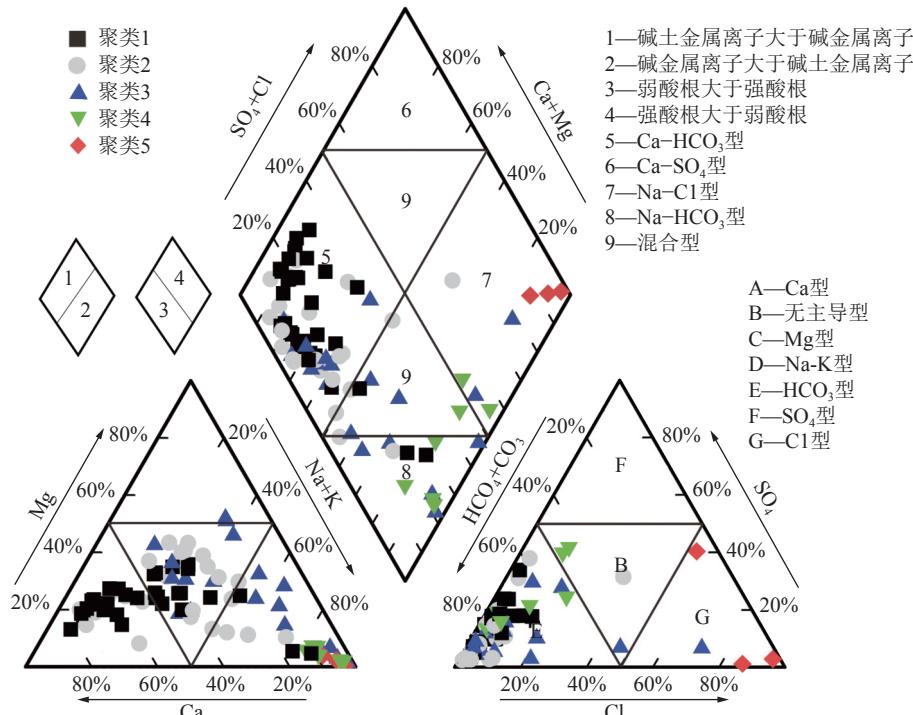


图 5 不同聚类地下水水样 Piper 三线图

Fig.5 Piper diagram of groundwater samples from different clusters

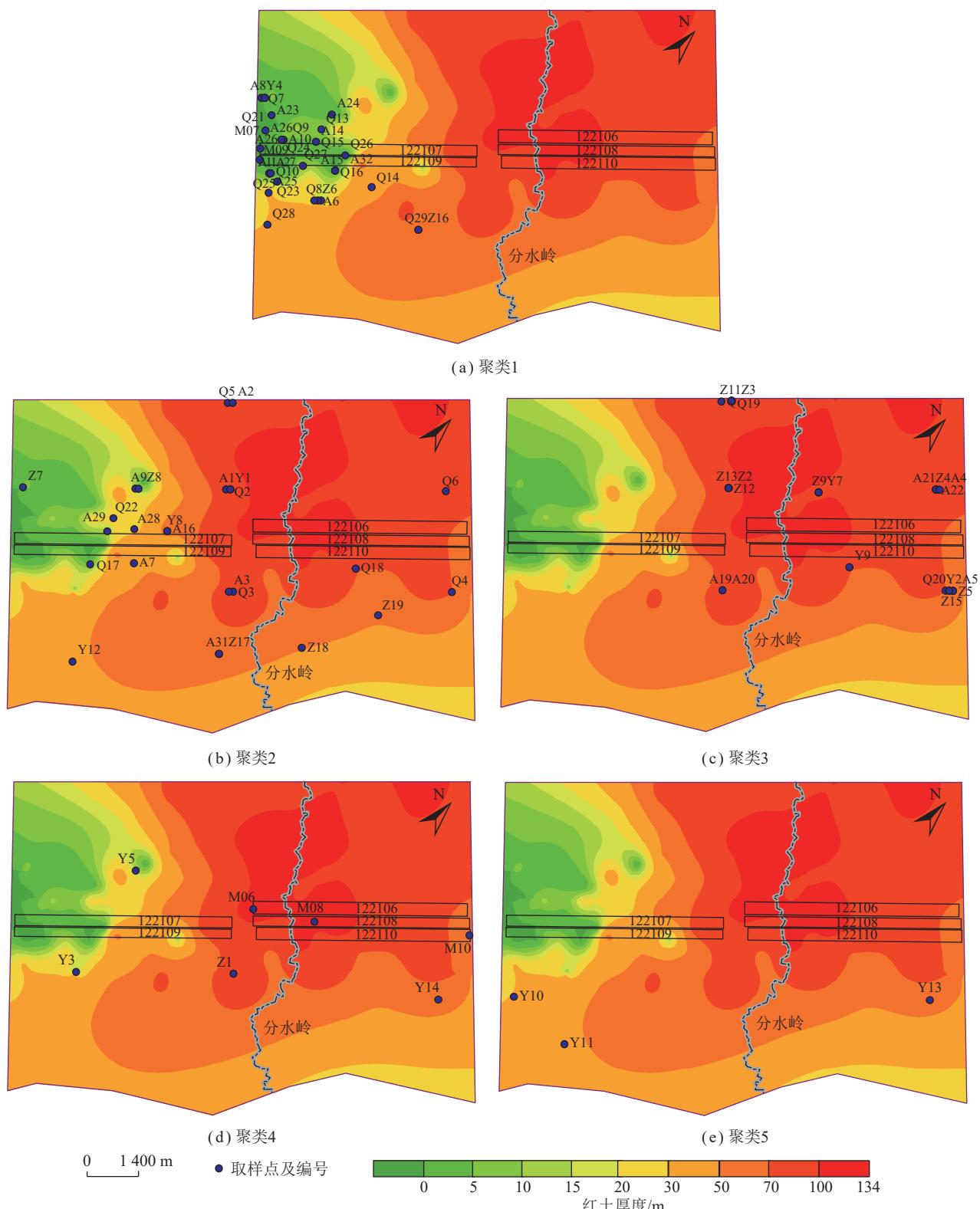


图 6 水样聚类结果分布位置

Fig.6 Distribution of clustering results for water samples

以及开采影响下直罗组和延安组地下垂向水水力联系加强有关。此外,对于延安组含水层,深部的延安组第1~3层段地下水单独存在于聚类5中,这可能代表了其与开采煤层2⁻²煤上下的延安组第5段和第4段地下水有不同的成因。整体来看,煤矿开采后,

第四系地下水水化学特征没有明显变化,井田西翼风化基岩地下水由HCO₃-Na和HCO₃-Mg(聚类2和聚类3)转变为了HCO₃-Ca为主(聚类1),直罗组含水层中HCO₃-Mg和HCO₃-Ca比例增大(聚类1和聚类2),延安组第4段和第5段含水层地下水HCO₃-Ca

比例增大(聚类1和聚类2)。

3.2 基于EWQI的地下水质量评价

相较于水质综合指数法(Water Quality Index, WQI)等传统方法,熵权水质指数(EWQI)基于信息熵理论确定各项指标的权重大小,克服了权重计算过程中人为因素导致的有效数据丢失与计算结果的主观性,可以完整地表达出地下水水质信息^[24]。所使用的EWQI对地下水质量进行评价的步骤如文献^[25-28]所述。其中,笔者使用GB/T 14848—2017《地下水质量标准》中的Ⅲ类值作为相关指标标准允许值^[29]。

根据EWQI计算值,可将水质从优至劣分为5个等级,其中0~25为Ⅰ类(极好),25~50为Ⅱ类(较好),50~100为Ⅲ类(一般),100~150为Ⅳ类(较差),大于150为Ⅴ类(极差)^[28]。表1显示,所有水样中,87.50%的采集样本被分类为极好或较好,表明地下水适合饮用,而9.09%的采集样本分类为中等水质,经额外处理后可作为饮用水源。此外,3.41%的样本被归类为极差,这表明这些样本不适合饮用。整体来看,除聚类5延安组深层地下水外,研究区地下水水质情况好,受煤矿开采影响程度较小。此外,聚类1、聚类2、聚类3、聚类4和聚类5的EWQI平均值分别为13.93、16.89、27.50、61.23和452.06,表明井田西翼开采后的浅层地下水整体最优。除去聚类5延安组深层地下水外,聚类1~4中,第四系、风化基岩、直罗组和延安组地下水,在2012年和2018年矿山开采未完全介入地下水循环时,EWQI平均值分别为14.77、17.56、22.65和48.66;在2020—2022年矿山高强度开采情况下,上述地下水EWQI平均值分别为11.18、14.24、15.56和45.80,各含水层水质有向好演变的趋势,但EWQI差别不大,水质等级没有变化,说明了各含水层地下水水质对煤矿开采的响应不敏感。

4 煤矿开采激发效应过程

根据上一节分析结果,地下水系统中水化学特征发生变化,煤矿开采是矿区地下水系统演变的主要驱动力^[30]。本节对煤矿开采激发于地下水系统水化学的过程开展研究,揭示产生地下水系统水化学的煤矿开采激发效应结果的原因,解决矿区地下水系统水化学“为什么”演化的问题。

4.1 水化学特征形成作用

4.1.1 Gibbs图和Gaillardet图法

将研究区不同聚类的水化学数据绘制Gibbs图如图7所示(ρ 为离子质量浓度,mg/L),从图7可以看出,研究区聚类1、聚类2、聚类3和聚类4的水样点主要落在水岩作用区间,聚类5的水样点主要落在蒸发浓

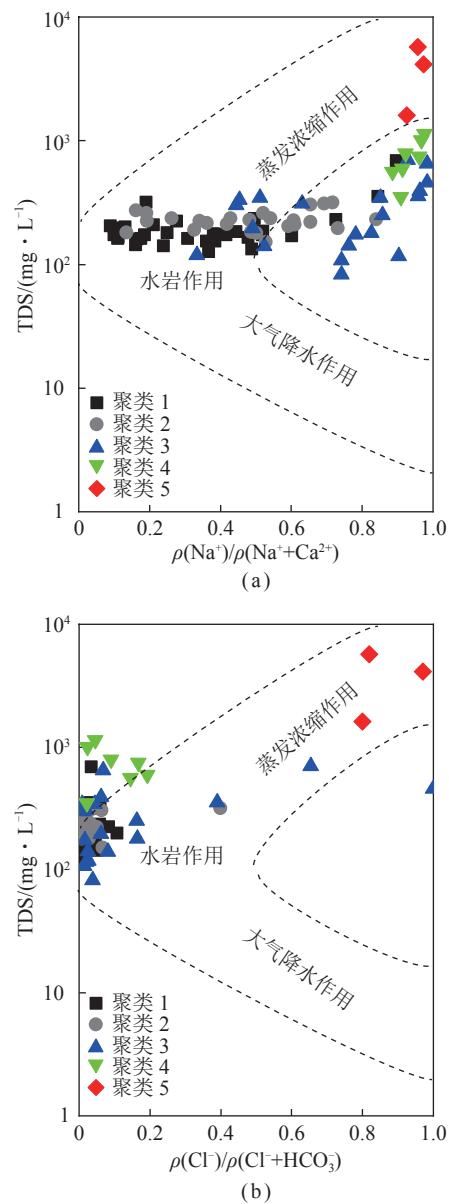


图7 不同聚类地下水 Gibbs 图

Fig.7 Gibbs diagrams of groundwater samples from different clusters

缩作用区间,代表水岩作用是研究区地下水形成的主控作用。一般来说,同一批水样在阴阳离子的Gibbs图中分布大体相似^[31]。图7中阴阳离子Gibbs图水样点分布位置稍有不同,且聚类3和聚类4水样点落在Gibbs图模型范围之外,这表明研究区地下水水化学特征的形成,可能还受到阳离子交替吸附作用等影响^[32]。Gibbs图只能说明研究区地下水水化学特征的形成主要受到水岩作用的影响,并不能揭示具体的水岩作用过程。因此,使用Gaillardet图(图8,c为离子浓度, mol/L)对碳酸盐岩、硅酸盐岩和蒸发岩的溶解情况进行分析^[33-34]。由图8可以看出,研究区水样点在碳酸盐岩、硅酸盐岩和蒸发岩区间均有分布,且从聚类1~5,随着水样深度的增加,溶解组分存在由碳

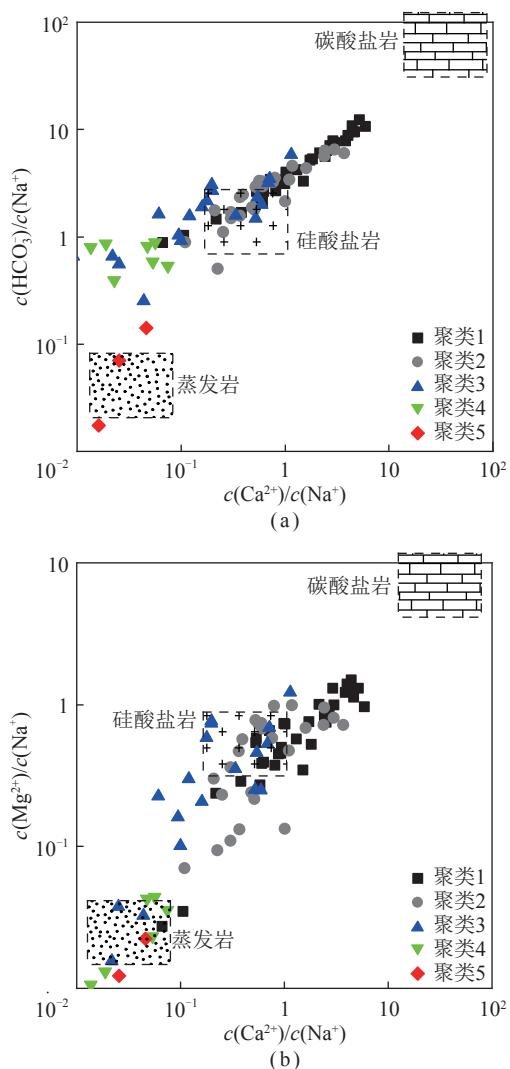


图 8 不同聚类地下水 Gaillardet 图

Fig.8 Gaillardet diagrams of groundwater samples from different clusters

酸盐岩转为硅酸盐岩继而变为蒸发盐岩的趋势。

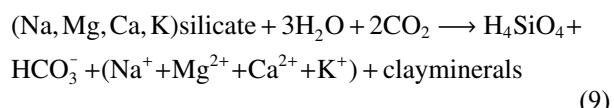
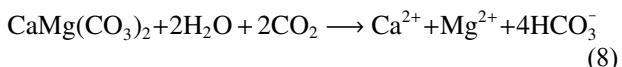
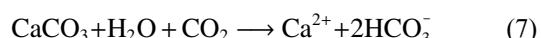
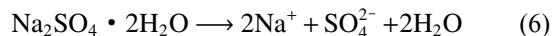
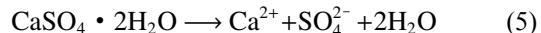
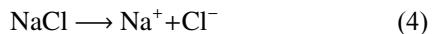
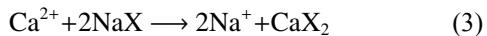
4.1.2 离子比例系数和氯碱指数法

Gibbs 图和 Gaillardet 图的分析表明研究区地下水可能存在阳离子交替吸附作用,而利用 $\gamma(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})-\gamma(\text{HCO}_3^-+\text{SO}_4^{2-})$ 与 $\gamma(\text{Na}^++\text{K}^+-\text{Cl}^-)$ 的毫克当量浓度比值关系可以对其存在与否进行确定,2者拟合直线斜率为-1时,代表地下水发生了阳离子交替吸附作用^[15]。图 9(a) 中拟合直线的斜率为-0.947 7,说明研究区地下水存在阳离子交替吸附作用。为进一步研究研究区地下水阳离子交替吸附作用的强度,采用氯碱指数法^[35](CAI1 和 CAI2);

$$\text{CAI1} = \frac{\gamma(\text{Cl}^-) - \gamma(\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{\gamma(\text{Cl}^-)} \quad (1)$$

$$\text{CAI2} = \frac{\gamma(\text{Cl}^-) - \gamma(\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{\gamma(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{CO}_3^{2-} + \text{NO}_3^-)} \quad (2)$$

当 CAI1 和 CAI2 均小于 0 时, 代表矿物岩石中的 Na^+ 和 K^+ 与地下水中的 Ca^{2+} 与 Mg^{2+} 发生阳离子交替吸附作用进入地下水中, 反之则代表含水介质中的 Ca^{2+} 与 Mg^{2+} 与地下水中的 Na^+ 和 K^+ 发生阳离子交替吸附作用进入地下水中。且 CAI1 和 CAI2 的绝对值越大, 代表阳离子交替吸附作用越强^[36]。由图 10 可以看出, 研究区地下水中发生了地下水中的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 交换了矿物岩石中的 Na^+ 、 K^+ (式(3))。



当 $\gamma(\text{Cl}^-)/\gamma(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ 近于 1 时, 说明地下水中的 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 和 Cl^- 主要来自于岩盐的溶解或大气降水 (式 (4)); $\gamma(\text{Cl}^-)/\gamma(\text{Na}^+ + \text{K}^+) < 1$ 时, 表明大气降水或岩盐的溶解不是地下水中的 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 的惟一来源, 还有可能来自于硅酸盐岩的风化或阳离子交替吸附作用 (式 (9) 和 (3))^[32, 37]。当 $\gamma(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})/\gamma(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ 接近于 1 时, 代表水中的 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 、 Cl^- 和 SO_4^{2-} 主要来源于岩盐和芒硝等蒸发盐的溶解 (式 (4)、(6))。由图 9(b) 可以看出, 聚类 1 的 $\gamma(\text{Cl}^-)/\gamma(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ 主要位于 1:1 直线附近, 说明大气降水或岩盐的溶解是 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 和 Cl^- 的主要来源。然而聚类 2、聚类 3、聚类 4 和聚类 5, $\gamma(\text{Cl}^-)/\gamma(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ 与 1:1 直线之间的距离逐渐增大, 表明 $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 的其他来源, 如钠长石等硅酸盐的溶解、芒硝等蒸发盐岩的溶解和阳离子交替吸附作用的影响逐渐增加。由图 9(c) 可以看出, 聚类 2、聚类 3 和聚类 4 距离 1:1 直线逐渐变远, 聚类 5 位于 1:1 直线附近, 对比图 9(b) 说明, 聚类 2、聚类 3、聚类 4 中的 Na^+ 受控于钠长石等硅酸盐岩溶解或阳离子交替吸附作用强度不断变大, 聚类 5 中 Na^+ 则受控于岩盐和芒硝

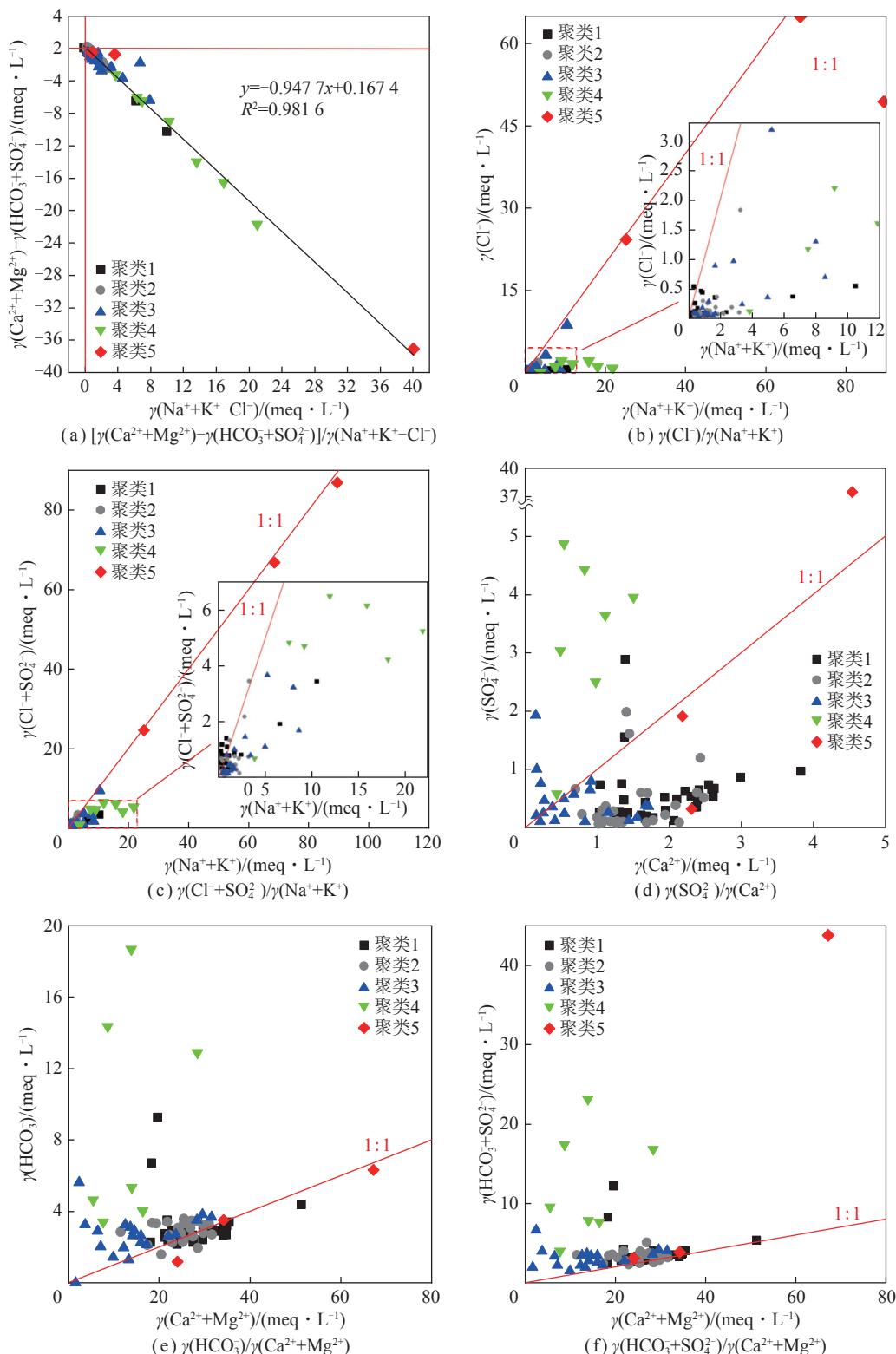


图9 地下水主要离子比值关系

Fig.9 Graph of the main ion ratios in groundwater

等蒸发盐的溶解。

当 $\gamma(\text{HCO}_3^-)/\gamma(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})$ 为 1 时, 代表地下水中的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 HCO_3^- 主要来自于方解石、白云石等碳酸盐岩的风化溶解 (式 (7)、(8)); 当 $\gamma(\text{HCO}_3^-)/\gamma(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})>1$ 时, 代表有钠长石、石英、云母等硅酸盐矿物溶解依托的是强酸而不是弱酸, 或 Ca^{2+} 和 Mg^{2+}

盐岩的溶解存在, 增加了 HCO_3^- 的毫克当量浓度 (式 (9)), 或阳离子交替吸附作用减少了 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的毫克当量浓度 (式 (3)); 当 $\gamma(\text{HCO}_3^-)/\gamma(\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+})<1$ 时, 代表方解石、白云石等碳酸盐矿物或钙镁长石等硅酸盐矿物溶解依托的是强酸而不是弱酸, 或 Ca^{2+} 和 Mg^{2+}

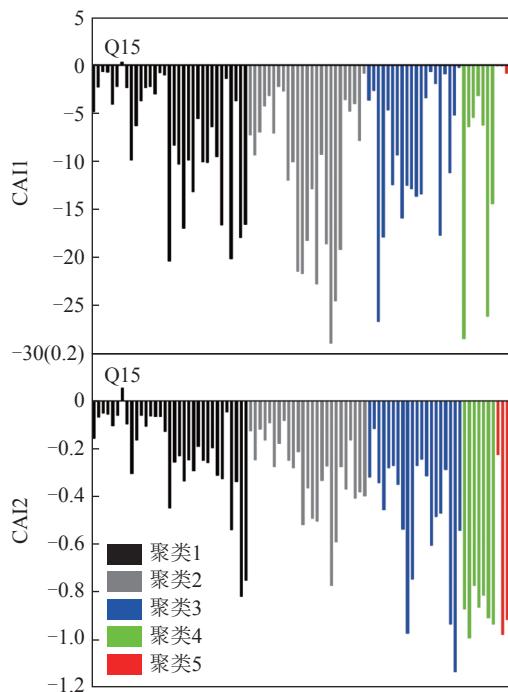


图 10 地下水氯碱指数

Fig.10 Chloro-alkaline index diagram of groundwater

有如石膏等其他来源(式(5))。当 $\gamma(\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})/\gamma(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) > 1$ 时, 表明地下水中的 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 HCO_3^- 和 SO_4^{2-} 主要来自于长石、石英、云母等硅酸盐岩和芒硝、石膏等蒸发盐的溶解(式(5)、(6)和(9)), 也可能受阳离子交替吸附作用影响(式(3)), 导致 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 毫克当量浓度减少; 反之, 则表明主要来自于方解石、白云石等碳酸盐岩的溶滤(式(7)、(8))。当 $\gamma(\text{SO}_4^{2-})/\gamma(\text{Ca}^{2+})$ 为 1 时, 代表地下水存在石膏的溶解(式(5))。由图 9(d)可以看出, 研究区地下水整体不存在石膏的溶解。由图 9(e)、(f)对比可以看出, 除聚类 5 外, 水样点整体在两图 1:1 直线上的相对位置分布没有明显差异, 聚类 1 和聚类 2 主要分布于 1:1 直线附近, 表明 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 HCO_3^- 主要来自于方解石和白云石等碳酸盐岩的溶解; 聚类 3 和聚类 4 分布在 1:1 直线上, 表明 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 HCO_3^- 受长石、石英、云母等硅酸盐岩溶解和阳离子交替吸附作用控制; 聚类 5 在图 9(e)、(f)分布位置中则表明了主要受控于芒硝等蒸发盐的溶解。此外, 聚类 3 和聚类 4 并不存在蒸发盐的溶解, 但仍有一定量的 SO_4^{2-} , 这可能与抽水导致煤系地层中 FeS_2 受氧化生成过量 SO_4^{2-} 有关(式(10)~(12))。

综上分析, 研究区地下水整体受控于阳离子交替吸附作用; 煤矿开采前延安组第 4 段及以上含水层地下水(聚类 2 和聚类 3)受控于碳酸盐岩和硅酸盐岩的溶解作用; 煤矿开采后的井田西翼第四系和风化基岩

地下水(聚类 1)受控于碳酸盐岩的溶解作用, 直罗组、延安组第 4 段和第 5 段含水层地下水(聚类 2 和聚类 4)主要受控于硅酸盐岩的溶解和 FeS_2 的氧化作用, 延安组第 3 段及以下含水层地下水(聚类 5)主要受控于蒸发盐的溶解作用。

4.1.3 水文因素

除了水岩作用、阳离子交替吸附作用等控制地下水化学特征和水质的内部因素外, 地下水滞留时间与含水层特性等水文因素也可能是控制水质等级的因素。滞留时间长的地下水通常含有更高质量浓度的溶质^[38]。在多含水层地下水系统中, 渗透系数可以作为地下水水流速的衡量指标, TDS 可以作为盐度危害的衡量指标, 因此渗透系数与 TDS 的关系来确定地下水停留时间^[39]。

研究区共进行了 73 次抽水试验, 得到了各含水层的渗透系数。如图 11 所示, 聚类 1、2、3 的渗透系数平均值分别为 2.283 00、0.659 79 和 0.348 19 m/d, TDS 平均值分别为 185.46、235.17 和 284.57 mg/L, 地下水流速较快。聚类 4、5 的渗透系数平均值分别为 0.01 658 和 0.01 467 m/d, TDS 平均值分别为 564.86 和 3 816.67 mg/L, 表明地下水水流速较慢。聚类 1、2、3 的 EWQI 平均值分别为 13.93、16.89 和 27.50, 属于极好和较好水质等级地下水, 聚类 4、5 的 EWQI 平均值分别为 61.23 和 452.06, 属于一般和极差水质等级地下水。这是因为流动快, 导致地下水在含水层中滞留时间短, 更新速度快; 反之流动慢, 对应地下水在含水层中滞留时间长, 循环较慢, 导致深层地下水水质较差。究其原因, 可能是地下水滞留时间越长, 水岩相互作用越明显, 进而导致地下水水质恶化, 水化学类型逐步由 HCO_3-Ca 型转化为 $\text{Cl}-\text{Na}$ 型。因此, 煤矿开采后各含水层地下水的 EWQI 值略小于开采前,

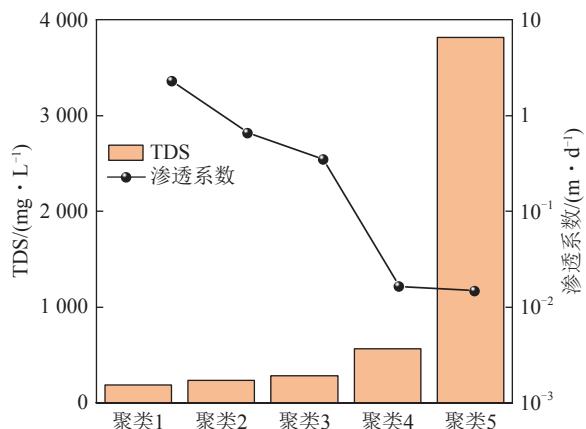


图 11 不同聚类地下水 TDS 与渗透系数关系

Fig.11 Relationship between TDS and hydraulic conductivity in different clusters of groundwater

这可能与煤矿开采导致地下水系统局部水循环速度加快,水质略微变优有关。

4.2 煤矿开采的激发效应

由于不同含水层间的水力联系控制着地下水之间的混合过程,所以除了水文特征外,含水层间的水力联系也是控制地下水质量的另一个外部因素。在煤矿开采过程中,导水裂隙带高度是评价地下开采活动是否会沟通不同含水层的重要评估标准。研究区西翼红土薄弱区122107工作面实施的“两带”发育实测项目,确定井田导水裂隙带发育最大高度约为182.69 m,已发育至风化基岩含水层。导水裂隙带的存在,使风化基岩含水层地下水、直罗组含水层地下水和延安组含水层地下水之间水力联系紧密。而研究区西翼红土缺失区的存在,也使第四系地下水与风化基岩地下水之间保持了一定的水力联系^[2,40]。研究区各煤层结构致密,是良好的隔水层,连续分布的2⁻²煤层和3⁻¹煤层可作为延安组煤系地层内稳定的隔水层。2⁻²煤层的开采,导致了其隔水性能的丧失,使J_{2y}⁵含水层与J_{2y}⁴含水层之间存在了水力联系。而3⁻¹煤层的尚未采动,也隔绝了J_{2y}⁴与J_{2y}¹⁻³之间的水力联系。如上所述,随着2⁻²煤层的开采,自延安组第4段及以上含水层间均可能存在水力联系,而其与下部的延安组第1~3段含水层之间水力联系不紧密,这可能是聚类1、聚类2、聚类3和聚类4水质相对较好,聚类5水质较差的原因(表1)。对于矿井水来说,西翼矿井水质(聚类1)略优于东翼矿井水质(聚类4),这可能与西翼红土缺失区的存在,导致大气降水与地下水水力联系较东翼更紧密。对于聚类3和聚类4,延安组第4段和第5段含水层地下水与东翼矿井水质一样差,这可能是由于开采活动使其与矿井水发生了混合,或者由于2者之间具有相同的来源。

煤矿开采同时也影响了不同时空分布位置的地下水的内部成因。由表1和图6可以看出,煤层开采前后第四系地下水在不同空间位置均以HCO₃⁻-Ca为主,受控于碳酸盐岩的溶解作用;风化基岩地下水在2012和2018年,水化学类型主要为HCO₃⁻-Na和HCO₃⁻-Mg(聚类2和聚类3),在2020—2022年,井田东翼的水化学类型仍以HCO₃⁻-Na和HCO₃⁻-Mg为主(聚类2和聚类3),而井田西翼则以HCO₃⁻-Ca为主(聚类1),开采后水化学特征与第四系地下水相似,代表了井田西翼红土缺失区和薄弱区存在的水力联系。从2012和2018年,到2020—2022年,直罗组地下水Na⁺-K⁺、Cl⁻和TDS的平均质量浓度分别由62.79、22.56和287.58 mg/L(聚类3和聚类4),减少为37.04、

4.41和202.71 mg/L(聚类1和聚类2);Ca²⁺的质量浓度平均值由15.56 mg/L(聚类3和聚类4)增加为了29.39 mg/L(聚类1和聚类2),其他离子质量浓度基本不变。虽然Na⁺-K⁺、Cl⁻的质量浓度在同步减少,但根据4.1.2节结果,排除了岩盐的沉淀作用;此外,2020—2022年直罗组地下水和风化基岩地下水Cl⁻平均质量浓度相近(分别为4.41 mg/L和3.01 mg/L),因此,开采后导水裂隙带内风化基岩地下水向直罗组地下水的汇入产生的稀释效应,导致了直罗组地下水水质的演变。从2012年和2018年,到2020—2022年,延安组第5段和第4段地下水Ca²⁺、SO₄²⁻平均质量浓度由16.13 mg/L和42.79 mg/L(聚类2和聚类3),分别增加至24.10 mg/L和126.38 mg/L(聚类1、聚类2和聚类4),而Cl⁻平均质量浓度由79.56 mg/L(聚类2和聚类3)减少至50.94 mg/L(聚类1、聚类2和聚类4),其他离子质量浓度基本不变,这与开采后以Ca²⁺为主的浅层地下水的稀释效应,以及含煤地层FeS₂的氧化作用有关(图12)。

5 水化学演化趋势预测及应用

基于前文对煤矿开采激发效应结果与过程的分析,尝试对研究区地下水系统水化学特征和水质等级今后的演化趋势进行预测,解决矿区地下水系统水化学“怎么变”的问题。进而为今后该地区的“煤-水”双资源安全高效开采提供参考。

聚类1代表了2020年煤矿开采以来受控于碳酸盐岩溶解作用的地下水成因,以及流动较快的更新速度带来的较优水质。聚类4代表了2018年煤矿开采以来受控于硅酸盐岩的溶解和FeS₂的氧化作用的地下水成因,以及相对较慢的更新速度带来的较劣水质。从122107和122109工作面的矿井水水样(M07和M09)被归类至聚类1,122106、122108和122110工作面的矿井水水样(M06、M08和M10)被归类至聚类4,这反应了前者可能是浅层第四系和风化基岩含水层地下水来源,后者可能是深层直罗组和延安组地下水来源。此外,M07和M09所在的聚类1中,水样点均为煤矿开始开采后的水样,而3个直罗组和延安组地下水水样的存在,反映了产生的导水裂隙带导致了含水层之间水的混合,一定程度上改变了深层地下水的水化学特征,也反映了相较于深层地下水,浅层地下水是122107和122109工作面矿井涌水的主要来源。这与先前的研究结果相一致^[40]。

由于煤矿开采导水裂隙带的发育加之井田西翼

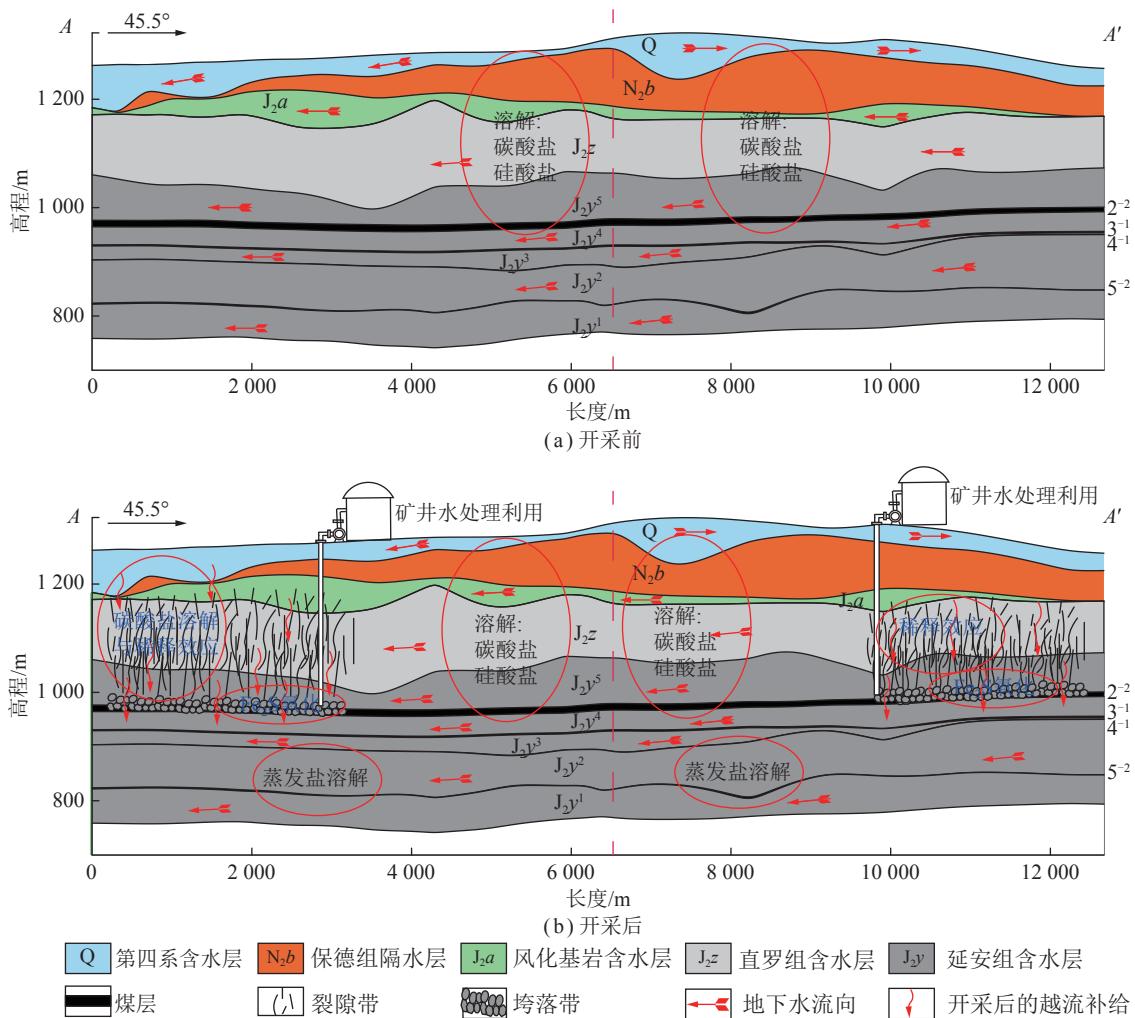


图 12 开采激发效应过程(以图 1 中 A—A剖面为例)

Fig.12 Process of mining-motivated effect (taking the $A-A'$ profile in Fig. 1 as an example)

红土缺失区的存在,加剧了顶板地下水水循环更新的速度,以及浅层水质较好第四系和风化基岩地下水,与顶板深层直罗组与延安组第5段地下水的混合;加之采取了矿井水处理后综合利用的措施,整体上煤矿开采并未对当地地下水水质产生明显负面影响。因此未来在当地地下水开发利用过程中应注意浅层地下水资源的保护,做好污染防控工作。此外,在未来矿井水水源判识过程中,应当注意直罗组和延安组第5段地下水特征有向浅层地下水演变的趋势,避免将直罗组和延安组第5段地下水的矿井涌水来源,误判为浅层第四系和风化基岩地下水来源。

6 结论

(1) SOM 针对不同水化学参数与样本之间的高维复杂数据, 可以很好地对其进行降维、展示与分类。计算结果显示, 研究区的地下水可以被分为 5 个聚类: 聚类 1 代表了煤矿开采后井田西翼第四系与风化基岩含水层为主的浅层地下水, 聚类 2 代表了开

采前后地下水的混合,聚类3代表研究区开采前的地下水,聚类4和聚类5主要代表了开采后的延安组地下水。

(2) Piper 三线图结果显示, 煤矿开采后直罗组、延安组第4段和第5段含水层水样中 $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ 和 $\text{HCO}_3\text{-Mg}$ 占比上升; EWQI 计算结果显示井田西翼开采后的浅层地下水整体最优, 各含水层水质有向好演变的趋势, 各含水层地下水水质整体对煤矿开采的响应不敏感。

(3) 水文地球化学方法分析发现,研究区地下水整体受控于阳离子交替吸附作用;煤矿开采前延安组第4段及以上含水层地下水受控于碳酸盐岩和硅酸盐岩的溶解作用;煤矿开采后的井田西翼浅层地下水受控于碳酸盐岩的溶解作用,直罗组、延安组第4段和第5段含水层地下水主要受控于硅酸盐岩的溶解和 FeS_2 的氧化作用,延安组第3段及以下含水层地下水主要受控于蒸发盐的溶解作用。

(4) 通过水文因素和煤矿开采因素的分析发现, 煤

矿开采加速了地下水的循环速度以及含水层间的水力联系,由此产生的稀释作用与矿井水处理后综合利用的措施是延安组第4段及以上各含水层水化学特征和水质演化的原因;未来在生产过程中,应当继续实行矿井水处理后综合利用的措施,做好防污工作,并注意直罗组和延安组第5段地下水特征有向浅层地下水演变的趋势,避免今后的涌水水源结果产生误判。

参考文献(References):

- [1] 武强,涂坤,曾一凡,等.打造我国主体能源(煤炭)升级版面临的主要问题与对策探讨[J].煤炭学报,2019,44(6):1625-1636.
WU Qiang, TU Kun, ZENG Yifan, et al. Discussion on the main problems and countermeasures for building an upgrade version of main energy(coal) industry in China[J]. Journal of China Coal Society, 2019, 44(6): 1625-1636.
- [2] 曾一凡,孟世豪,吕扬,等.基于矿井安全与生态水资源保护等多目标约束的超前疏放水技术[J].煤炭学报,2022,47(8):3091-3100.
ZENG Yifan, MENG Shihao, LÜ Yang, et al. Advanced drainage technology based on multi-objective constraint of mine safety and water resources protection[J]. Journal of China Coal Society, 2022, 47(8): 3091-3100.
- [3] 范立民,马万超,常波峰,等.榆神府矿区地下水水化学特征及形成机理[J].煤炭科学技术,2023,51(1):383-394.
FAN Limin, MA Wanchao, CHANG Bofeng, et al. Hydrochemical characteristics and formation mechanism of groundwater in Yushenfu Mining Area[J]. Coal Science and Technology, 2023, 51(1): 383-394.
- [4] 陈陆望,刘鑫,殷晓曦,等.采动影响下井田主要充水含水层水化学环境演化分析[J].煤炭学报,2012,37(S2):362-367.
CHEN Luwang, LIU Xin, YIN Xiaoxi, et al. Analysis of hydrochemical environment evolution in main discharge aquifers under mining disturbance in the coal mine[J]. Journal of China Coal Society, 2012, 37(S2): 362-367.
- [5] 孙亚军,张莉,徐智敏,等.煤矿区矿井水水质形成与演化的多场作用机制及研究进展[J].煤炭学报,2022,47(1):423-437.
SUN Yajun, ZHANG Li, XU Zhimin, et al. Multi-field action mechanism and research progress of coal mine water quality formation and evolution[J]. Journal of China Coal Society, 2022, 47(1): 423-437.
- [6] 靳德武,王甜甜,赵宝峰,等.宁东煤田东北部高矿化度地下水分布特征及形成机制[J].煤田地质与勘探,2022,50(7):118-127.
JIN Dewu, WANG Tiantian, ZHAO Baofeng, et al. Distribution characteristics and formation mechanism of high salinity groundwater in Northeast Ningdong Coalfield[J]. Coal Geology & Exploration, 2022, 50(7): 118-127.
- [7] 王心义,赵伟,刘小满,等.基于熵权-模糊可变集理论的煤矿井突水水源识别[J].煤炭学报,2017,42(9):2433-2439.
WANG Xinyi, ZHAO Wei, LIU Xiaoman, et al. Identification of water inrush source from coalfield based on entropy weight-fuzzy variable set theory[J]. Journal of China Coal Society, 2017, 42(9): 2433-2439.
- [8] 杨建,王强民,刘基,等.煤矿井下不同区域矿井水中有害物质特征[J].煤炭学报,2018,43(S2): 546-552.
YANG Jian, WANG Qiangmin, LIU Ji, et al. Fluorescence characteristics of dissolved organic matter in underground different position of coal mine[J]. Journal of China Coal Society, 2018, 43(S2): 546-552.
- [9] 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.
- [10] KOHONEN T. Self-organized formation of topologically correct feature maps[J]. Biological Cybernetics, 1982, 43(1): 59-69.
- [11] TSAKOVSKI S, ASTEL A, SIMEONOV V. Assessment of the water quality of a river catchment by chemometric expertise[J]. Journal of Chemometrics, 2010, 24(11-12): 694-702.
- [12] WU C, FANG C, WU X, et al. Hydrogeochemical characterization and quality assessment of groundwater using self-organizing maps in the Hangjinqi gasfield area, Ordos Basin, NW China[J]. Geoscience Frontiers, 2021, 12(2): 781-790.
- [13] 李伟,姚笑颜,梁志伟,等.基于自组织映射与哈斯图方法的地表水水质评价研究[J].环境科学学报,2013,33(3):893-903.
LI Wei, YAO Xiaoyan, LIANG Zhiwei, et al. Assessment of surface water quality using self-organizing map and Hasse diagram technique[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, 33(3): 893-903.
- [14] 朱阁.安徽铜陵典型金属矿山地下水环境特征与重金属迁移规律研究[D].北京:中国地质大学(北京),2022.
ZHU Ge. Characteristics of groundwater environment and heavy metals transport in A typical metal mine in Tongling, Anhui Province[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2022.
- [15] 吴初.红碱淖流域地下水循环机理及湖水位动态预测研究[D].北京:中国地质大学(北京),2020.
WU Chu. Study on groundwater circulation mechanism and dynamic prediction of lake level in Hongjiannao Basin[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2020.
- [16] NGUYEN T T, KAWAMURA A, TONG T N, et al. Clustering spatio-seasonal hydrogeochemical data using self-organizing maps for groundwater quality assessment in the Red River Delta, Vietnam[J]. Journal of Hydrology, 2015, 522: 661-673.
- [17] PARK Y S, CÉRÉGHINO R, COMPIN A, et al. Applications of artificial neural networks for patterning and predicting aquatic insect species richness in running waters[J]. Ecological Modelling, 2003, 160(3): 265-280.
- [18] CÉRÉGHINO R, PARK Y S. Review of the self-organizing map (SOM) approach in water resources: Commentary[J]. Environmental Modelling & Software, 2009, 24(8): 945-947.
- [19] HENTATI A, KAWAMURA A, AMAGUCHI H, et al. Evaluation of sedimentation vulnerability at small hillside reservoirs in the semi-arid region of Tunisia using the Self-Organizing Map[J]. Geomorphology, 2010, 122(1-2): 56-64.
- [20] VATANEN T, OSMALA M, RAIKO T, et al. Self-organization and missing values in SOM and GTM[J]. Neurocomputing, 2015, 147: 60-70.
- [21] NGUYEN T T, KAWAMURA A, TONG T N, et al. Identification

- of spatio-seasonal hydrogeochemical characteristics of the unconfined groundwater in the Red River Delta, Vietnam[J]. *Applied Geochemistry*, 2015, 63: 10–21.
- [22] 梅傲霜. 铜陵金属矿山地下水环境特征及污染物运移数值模拟[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2020.
- MEI Aoshuang. Characteristics of groundwater environment and numerical simulation of contaminant transport in A metal mine in Tongling[D]. Beijing: China University of Geosciences, 2020.
- [23] 梁向阳, 方刚, 黄浩. 榆神矿区曹家滩井田水文地球化学特征研究[J]. 干旱区资源与环境, 2020, 34(5): 102–108.
- LIANG Xiangyang, FANG Gang, HUANG Hao. Research on hydrogeochemical characteristics of Caojiatan coal field in Yushen mining area[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2020, 34(5): 102–108.
- [24] VASANTHAVIGAR M, SRINIVASAMOORTHY K, VIJAYARAGAVAN K, et al. Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 171(1–4): 595–609.
- [25] ISLAM A R M T, AHMED N, BODRUD-DOZA M, et al. Characterizing groundwater quality ranks for drinking purposes in Sylhet district, Bangladesh, using entropy method, spatial autocorrelation index, and geostatistics[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2017, 24(34): 26350–26374.
- [26] 郑紫吟, 储小东, 徐金英, 等. 南昌市浅层地下水水质评价及监测指标优化[J]. 环境科学, 2023, 44(7): 3846–3854.
- ZHENG Ziyin, CHU Xiaodong, XU Jinying, et al. Evaluation of shallow groundwater quality and optimization of monitoring indicators in Nanchang[J]. *Environmental Science*, 2023, 44(7): 3846–3854.
- [27] TIAN R, WU J H. Groundwater quality appraisal by improved set pair analysis with game theory weightage and health risk estimation of contaminants for Xuecha drinking water source in a loess area in Northwest China[J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2019, 25(1–2): 132–157.
- [28] JI Y J, WU J H, WANG Y H, et al. Seasonal variation of drinking water quality and human health risk assessment in Hancheng City of Guanzhong Plain, China[J]. *Exposure and Health*, 2020, 12(3): 469–485.
- [29] 中国地质调查局, 水利部水文局, 中国地质科学院水文地质环境地质研究所, 等. 地下水质量标准[S]. 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会, 2017.
- [30] 陈绪慧. 高强度煤炭开采区水储量遥感监测及驱动因素分析[D]. 北京: 中国矿业大学(北京), 2021.
- CHEN Xuhui. Remote sensing monitoring and driving factor analysis of water storage in high intensity coal mining areas[D]. Beijing: China University of Mining & Technology-Beijing, 2021.
- [31] GIBBS R J. Mechanisms controlling world water chemistry[J]. *Science*, 1970, 170(3962): 1088–1090.
- [32] 孙英, 周金龙, 魏兴, 等. 巴楚县平原区地下水水化学特征及成因分析[J]. 环境化学, 2019, 38(11): 2601–2609.
- SUN Ying, ZHOU Jinlong, WEI Xing, et al. Hydrochemical characteristics and cause analysis of groundwater in the plain area of Bachu County[J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(11): 2601–2609.
- [33] MU W P, WU X, WU C, et al. Hydrochemical and environmental isotope characteristics of groundwater in the Hongjiannao Lake Basin, Northwestern China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2021, 80(2): 51.
- [34] 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(1–4): 3–30.
- [35] SCHOELLER H. Qualitative evaluation of groundwater resources: methods and techniques of groundwater investigation and development[J]. *Water Research*, 1967, 33: 44–52.
- [36] 吴初, 武雄, 张艳帅, 等. 秦皇岛牛心山高氟地下水分布特征及成因[J]. 地学前沿, 2018, 25(4): 307–315.
- WU Chu, WU Xiong, ZHANG Yanshuai, et al. Distribution characteristics and genesis of high-fluoride groundwater in the Niuxin Mountain, Qinhuangdao[J]. *Earth Science Frontiers*, 2018, 25(4): 307–315.
- [37] ZHANG X, ZHAO R, WU X, et al. Hydrogeochemistry, identification of hydrogeochemical evolution mechanisms, and assessment of groundwater quality in the Southwestern Ordos Basin, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(1): 901–921.
- [38] QU S, SHI Z M, LIANG X Y, et al. Multiple factors control groundwater chemistry and quality of multi-layer groundwater system in Northwest China Coalfield—Using self-organizing maps (SOM)[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2021, 227: 106795.
- [39] NORDSTROM D K, BALL J W, DONAHOE R J, et al. Groundwater chemistry and water-rock interactions at Stripa[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1989, 53(8): 1727–1740.
- [40] 曾一凡, 梅傲霜, 武强, 等. 基于水化学场与水动力场示踪模拟耦合的矿井涌(突)水水源判识[J]. 煤炭学报, 2022, 47(12): 4482–4494.
- ZENG Yifan, MEI Aoshuang, WU Qiang, et al. Source discrimination of mine water inflow or inrush using hydrochemical field and hydrodynamic field tracer simulation coupling[J]. *Journal of China Coal Society*, 2022, 47(12): 4482–4494.