

<https://doi.org/10.3799/dqkx.2023.152>



新疆东部平原区地下水无机污染物 空间分布、源解析及健康风险评价

丁启振^{1,2,3},周殷竹⁴,周金龙^{1,2,3*},曾妍妍^{1,2,3},孙英^{1,2,3},韩双宝⁴,刘江涛⁴

1. 新疆农业大学水利与土木工程学院,新疆乌鲁木齐 830052
2. 新疆水文水资源工程技术研究中心,新疆乌鲁木齐 830052
3. 新疆水利工程安全与水灾害防治重点实验室,新疆乌鲁木齐 830052
4. 中国地质调查局水文地质环境地质调查中心,天津 300304

摘要:地下水是新疆东部平原区主要的、甚至唯一的饮用水源,地下水中无机组分的污染情况及其对人体健康的负面影响尚不明晰。对该区域183组地下水样品中常见无机组分浓度进行测定,运用GIS技术揭示污染物空间分布特征,以正定矩阵分解模型(PMF)进行源解析,基于USEPA健康风险评价模型的蒙特卡洛模拟(MCS)和PMF耦合量化潜在来源的健康风险。新疆东部平原区地下水水质主要受 SO_4^{2-} 和 Cl^- 的影响,分别有30.60%和17.49%的地下水超过国家生活饮用水标准限值($250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),高值点集中位于巴里坤县三塘湖镇、高昌区东南部和鄯善县东部。PMF解析出溶滤-蒸发浓缩作用、含水层岩性、农业活动、生物地球化学作用、氧化还原环境和地质环境背景6个地下水无机组分的潜在来源,贡献率分别为82.43%、7.64%、6.87%、1.96%、0.80%和0.30%。健康风险评价结果表明: Cl^- 是危害人体健康的主要无机污染物,成人和儿童的非致癌风险可忽略不计,溶滤-蒸发浓缩作用对区内成人和儿童非致癌风险的贡献率均 $>95.00\%$,考虑饮用水安全,应选择 Cl^- 地下水高值区为主要污染管理区。

关键词:地下水;无机污染物;空间分布;蒙特卡洛;源解析;健康风险评价;新疆东部平原区;水文地质;环境地质。

中图分类号: P641

文章编号: 1000-2383(2024)11-4008-14

收稿日期:2023-07-04

Spatial Distribution, Source Apportionment and Health Risk Assessment of Inorganic Pollutant in Groundwater in Eastern Plain of Xinjiang

Ding Qizhen^{1,2,3}, Zhou Yinzhu⁴, Zhou Jinlong^{1,2,3*}, Zeng Yanyan^{1,2,3}, Sun Ying^{1,2,3}, Han Shuangbao⁴, Liu Jiangtao⁴

1. College of Hydraulic and Civil Engineering, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China
2. Xinjiang Hydrology and Water Resources Engineering Research Center, Urumqi 830052, China
3. Xinjiang Key Laboratory of Hydraulic Engineering Security and Water Disasters Prevention, Urumqi 830052, China
4. Center for Hydrogeology and Environmental Geology, China Geological Survey, Tianjin 300304, China

Abstract: Groundwater is the main or even the only source of drinking water in the eastern plain of Xinjiang. The pollution status of inorganic components in groundwater and their negative effects on human health are still unclear. The concentrations of common

基金项目:国家科技基础资源调查专项“第三次新疆综合科学考察”项目“吐哈盆地水资源调查和承载力评估”(No.2021xjkk1000)。

作者简介:丁启振(1998—),男,博士研究生,主要研究方向为干旱区地下水水质演化。ORCID: 0000-0003-4304-3628. E-mail: 1650655141@qq.com

* 通讯作者:周金龙,ORCID:0000-0001-5055-0252. E-mail:zjzhoujl@163.com

引用格式:丁启振,周殷竹,周金龙,曾妍妍,孙英,韩双宝,刘江涛,2024.新疆东部平原区地下水无机污染物空间分布、源解析及健康风险评价.地球科学,49(11):4008—4021.

Citation: Ding Qizhen, Zhou Yinzhu, Zhou Jinlong, Zeng Yanyan, Sun Ying, Han Shuangbao, Liu Jiangtao, 2024. Spatial Distribution, Source Apportionment and Health Risk Assessment of Inorganic Pollutant in Groundwater in Eastern Plain of Xinjiang. *Earth Science*, 49(11):4008—4021.

inorganic components in 183 groundwater samples were determined, and the spatial distribution characteristics of pollutants were revealed by GIS technology, positive matrix factorization (PMF) model was used for source apportionment, and the health risks of potential sources were quantified by coupling Monte Carlo simulation (MCS) and PMF based on USEPA health risk assessment model. The groundwater quality in the eastern plain of Xinjiang was mainly affected by SO_4^{2-} and Cl^- , and 30.60% and 17.49% of the groundwater exceeded the limit of national drinking water standard ($250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), respectively, the high value points are concentrated in Santanghu Town of Balikun County, the southeast of Gaochang District and the east of Shanshan County. PMF analyzed six potential sources of inorganic components in groundwater, including leaching and evaporation concentration, aquifer lithology, agricultural activity, biogeochemical process, redox environment and geological environment background, the contribution rates were 82.43%, 7.64%, 6.87%, 1.96%, 0.80% and 0.30% respectively. The results of health risk assessment show that Cl^- was the main inorganic pollutant harmful to human health, and the non-carcinogenic risk of adults and children could be neglected. The contribution rate of leaching and evaporation concentration to the non-carcinogenic risk of adults and children were more than 95.00%. Considering the safety of drinking water, the high value area of Cl^- should be selected as the main pollution management area.

Key words: groundwater; inorganic pollutant; spatial distribution; Monte Carlo; source resolution; health risk; eastern plain of Xinjiang; hydrogeology; environmental geology.

0 引言

在降水和地表水匮乏的干旱和半干旱地区,地下水成为主要的、甚至唯一的饮用水源(Liu *et al.*, 2022).据2012–2021年《中国生态环境状况公报》可知,近10年内地下水中溶解性总固体(TDS)、总硬度(TH)、氯化物、硫酸盐、氟化物、铁和“三氮”等无机组分超标频次出现较高,不容忽视.地下水中的无机污染物具有隐蔽性、持久性和毒性等特征,一旦被人类通过饮用等途径长期摄入,将严重威胁人体健康(Raza *et al.*, 2017).因此,识别无机污染物的来源及评价潜在健康风险对保障区域地下水安全及保护人类健康具有重要意义.

受体模型不需考虑准确的污染源排放信息以及污染物的迁移转化路径,便可得到潜在污染源和贡献率.近些年,绝对主成分得分-多元线性回归(APCS-MLR)(Yu *et al.*, 2022)、正定矩阵分解(PMF)(Guo *et al.*, 2017)和UNMIX被用于地下水污染源定量解析.相比APCA-MLR,PMF在区分相似来源、处理缺失和低于检出限(MDL)的数据(Yang *et al.*, 2023)以及模型结果拟合方面优势明显(Zhang *et al.*, 2020).PMF与UNMIX均为美国国家环境保护局(USEPA)推荐使用的方法,但UNMIX对数据的质量高度敏感,实际运行时会忽略边缘因子(Gulgundi and Shetty, 2019).为克服PMF过度依赖对数据的解释,可进一步结合PMF和Pearson相关性分析提高对地下水无机组分来源的识别精度.地下水健康风险评价(HRA)一直是

人们关注的焦点.传统的健康风险模型主要是确定性评价而缺乏统计意义上的概率风险评估.由于暴露参数的不确定性,导致评估结果出现一些误差(Ramesh *et al.*, 2021).基于蒙特卡洛模拟(MCS)的概率方法,不仅量化了风险评价中的不确定性,而且识别了参数对风险的影响程度.为进一步研究不同地下水无机组分来源对健康风险的贡献,可基于PMF和HRA耦合量化得到.

新疆维吾尔自治区(以下简称“新疆”)东部地区包括吐鲁番市、哈密市,矿产资源丰富,是丝绸之路经济带的重要组成部分.因地处极端干旱区,地表水匮乏,地下水为主要的饮用水源.在该地区,地下水水质安全引起人们广泛关注.地方性氟中毒、碘缺乏病医学地质遗迹在区内零星分布(李廷栋和刘勇, 2022),高硝酸盐地下水被报道(Jiang *et al.*, 2016),氯化物、硫酸盐等无机组分存在超标(栾凤娇等, 2016).2022年7~8月实地调查发现,该地区不少农村人口仍饮用未经处理的地下水.目前,针对新疆东部地区地下水水质的研究多侧重于水化学特征(Chen *et al.*, 2014)、水质评价等方面,涉及无机污染物空间分布特征、来源量化的研究较少,且有关地下水人类健康风险评价的研究尚未见报道.本文基于课题组2011–2022年新疆东部平原区的183组地下水水质检测数据,运用GIS技术研究无机污染物空间分布特征,将PMF和Pearson相关性分析结合以识别和量化潜在的地下水无机组分来源,耦合PMF和MCS方法评估无机污染物对成人和儿童产生的健康风险,以期为新疆东部地区居民的健康与

地下水的合理开发利用提供科学依据。

1 研究区概况

研究区位于新疆东部地区,东邻甘肃省酒泉市,南接新疆巴音郭楞蒙古自治州,西邻新疆乌鲁木齐市和昌吉回族自治州,北与蒙古国接壤,国界线长 577.6 km. 四周山地环抱,东天山横穿中部,形成诸多封闭、半封闭的山间盆地. 地势整体呈中部高、南北两侧低的趋势,平均海拔为 1 142.7 m. 研究区地处 $87^{\circ}16' \sim 96^{\circ}23'E$, $42^{\circ}00' \sim 45^{\circ}05'N$, 面积为 $64 786.7 \text{ km}^2$. 行政区包括吐鲁番市的高昌区、托克逊县、鄯善县和哈密市的伊州区、巴里坤县和伊吾县(图 1).

该区属温带大陆性干旱气候,具有干燥少雨、昼夜温差大等特点. 多年平均气温为 9.7°C , 多年平均降水量为 55.3 mm , 年蒸发量高达 $3 000 \text{ mm}$. 区内河流均主要发源于东天山冰川,如伊吾河、白杨河、柳条河. 其中伊吾河为常流河,其余河流均为季节性河流.

研究区属于哈萨克斯坦-准噶尔板块一级构造单元(卢苗安, 2007). 平原区第四系分布最为广泛, 东南方向局部分布古近系. 第四系松散堆积物主要由冲积平原、湖积平原的砾石、砂和粘土构成, 为区内地下水的赋存提供了良好的储水空间. 在巴里坤县和伊吾县第四系下伏的厚度 $100 \sim 150 \text{ m}$ 的古近系-新近系砂岩和泥质砂岩为主要供水目的层. 研究区主要开采浅层地下水, 开采层包括单一结构潜水含水层和潜水-承压水区的浅层承压水含水层.

平原区地下水主要接受山前侧向补给和地表水体转化补给. 河流出山口后, 通过河道渗漏、渠系渗漏和田间入渗的方式补给地下水. 地下水径流方向同地形大致吻合, 由山前至盆地中心汇聚, 径流条件逐渐变差. 在地下水浅埋区, 地下水通过潜水蒸发排泄; 局部区域因地下水径流受阻, 以泉水的形式溢出; 人工开采为主要的排泄方式.

2 材料与方法

2.1 样品采集与分析

2011年8月至2022年8月课题组在新疆东部平原区共采集、收集183组浅层地下水样品(井深5~300 m), 总控制面积为 $16 054.8 \text{ km}^2$. 采样点布设密度为 $1.1 \text{ 眼}/10^3 \text{ km}^2$, 符合《地下水监测规范》

(SL183-2005)中内陆盆地平原区超采区地下水水质监测站布设密度为 $1 \sim 1.6 \text{ 眼}/10^3 \text{ km}^2$ 的要求.

现场取样前, 先抽井 30 min 以上直至流动水样的参数稳定, 再用待取水样润洗 3 次取样瓶. 所有水样使用 $0.45 \mu\text{m}$ 的醋酸纤维滤膜过滤, 将用于主要阳离子和微量元素分析的水样收集在 250 mL 聚乙烯瓶中, 用浓 HNO_3 维持样品的 $\text{pH} < 2$. 每组水样取现场空白样、空白加标样和平行样 3 个样本, 后密封、标记、便携式冰箱中冷藏保存(4°C)并最后送检. 采用多参数分析仪(HANNA, HI9828)对水温($\pm 0.15^{\circ}\text{C}$)、 pH (± 0.02)、电导率(EC, $\pm 1\%$)、氧化还原电位(Eh, $\pm 1 \text{ mv}$, 经 ORP 换算得到)等指标进行现场测定. 取样点地理位置采用 RTK(Real Time Kinematic, HCE320)定位, 精度为 0.001 m .

由新疆地矿局第二水文地质工程地质大队化验室完成余下组分测定工作, 所有检测水样的阴阳离子平衡误差(CBE)均 $< \pm 5\%$. 采用火焰原子吸收分光光度法测定 K^+ 和 Na^+ ; Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 使用乙二胺四乙酸二钠滴定法测定; HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 采用酸碱滴定法测定; 溶解性总固体(TDS)、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 分别采用 105°C 干燥重量法、硝酸银容量法和硫酸钡比浊法测定; NO_3^- (以 N 计)、 NH_4^+ (以 N 计)、 NO_2^- (以 N 计)采用紫外分光光度计 UV2550 测定; Fe 采用电感耦合等离子体原子发射光谱仪 iCAP6300 测定; F^- 采用离子选择电极法(PHS-3D)测定; 各组分检出限参见表 2.

2.2 数据来源与处理

分辨率为 $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ 的 2020 年土地利用类型数据来源网站 <http://www.globalland-cover.com/>. 采用 IBM SPSS Statistics 26 对数据进行描述性统计. 按照检出率介于 $80\% \sim 100\%$, 取其检出下限的 0.7 倍, 检出率为 $50\% \sim 80\%$, 取其检出下限的 0.5 倍, 计算统计参数(张英等, 2011).

2.3 研究方法

2.3.1 源解析方法 本文使用正定矩阵分解模型(PMF)对地下水无机组分进行来源解析, 借助 EPA-PMF 5.0 软件实现. PMF 在 1994 年由 Paatero 和 Tapper(1994)提出, 将组分浓度分解为因子贡献、因子分布和残差 3 个部分, 原理如下:

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} \times f_{kj} + e_{ij}, \quad (1)$$

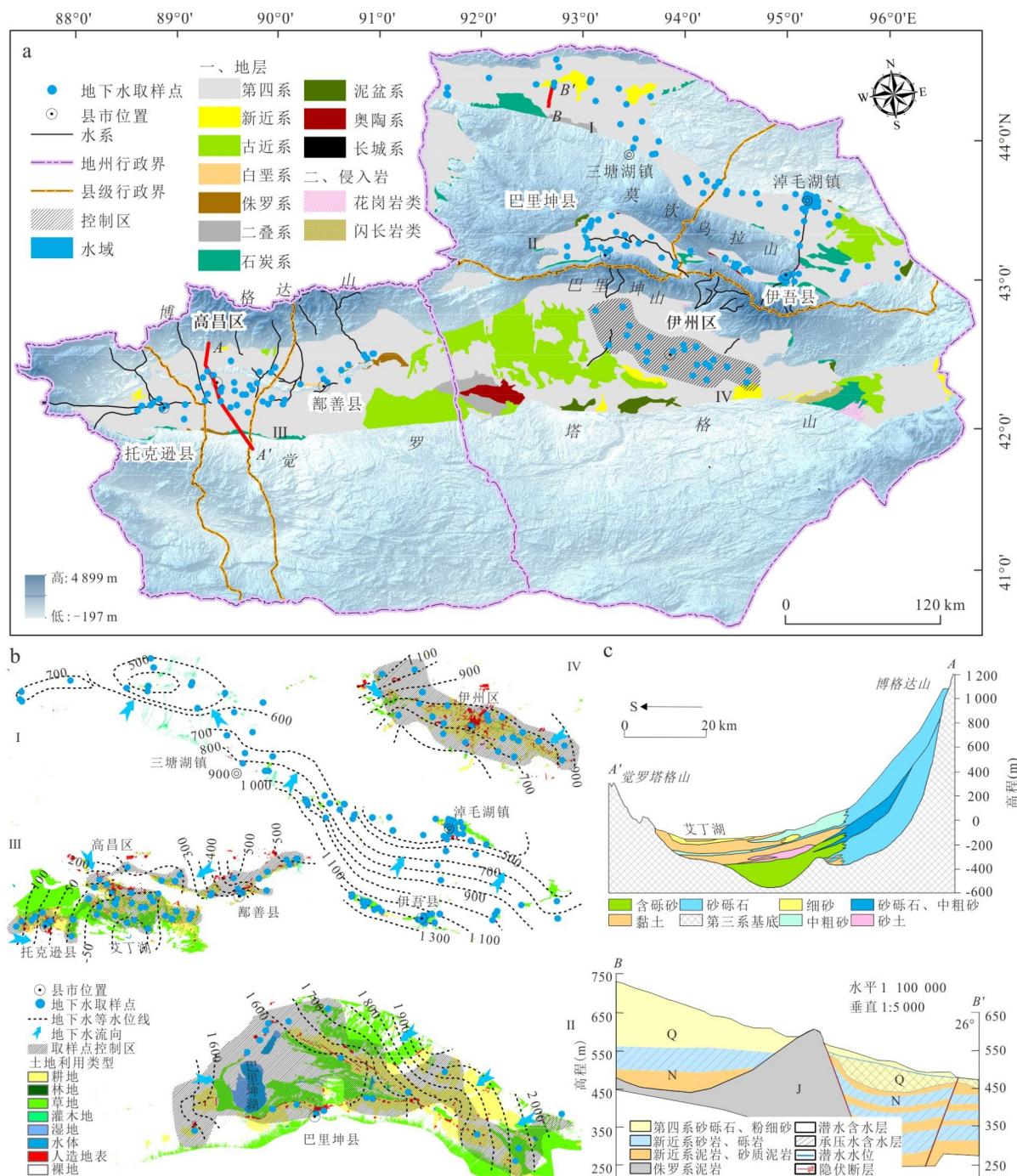


图1 新疆东部平原区地理位置、地层分布(a), 2020年的土地利用类型、地下水等水位线、取样点分布(b), 水文地质剖面(c. 改自陈鲁, 2014; 白铭等, 2015)

Fig.1 Geographical location and stratigraphic distribution of the eastern Xinjiang plain (a), land use types, groundwater contour and sampling points distribution in 2020 (b), hydrogeological profile (c. modified from Chen (2014) and Bai *et al.*(2015))

式中: X_{ij} 代表样品 i 中组分 j 的浓度, g_{ik} 代表 k 源对样品 i 的贡献, f_{ij} 代表来源 k 中组分 j 的浓度, e_{ij} 代表残差, p 代表来源个数。

PMF 的最优解是使目标函数 Q 逼近自由度, 然后确定 G 和 F 的值, 如下式所示:

$$Q = \sum_{i=1}^p \sum_{j=1}^m \left[\frac{x_{ij} - \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj}}{u_{ij}} \right]^2, \quad (2)$$

表 1 风险评估模型中的暴露因子参数

Table 1 Exposure factor parameters in risk assessment model

暴露因素	类型	人群		参考文献
		成人	儿童	
$BW(\text{kg})$	对数正态	LN(57.03, 1.10)	LN(16.68, 1.48)	(Mukherjee <i>et al.</i> , 2022)
$IR(\text{L/d})$	对数正态	LN(1.23, 0.27)	(1.12, 0.27)	(Soleimani <i>et al.</i> , 2022)
$L(\text{a})$	均匀分布	U(0, 70)	U(0, 10)	(Lei <i>et al.</i> , 2022)
$R_f D[\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})]$	点	$F^- (0.06)^1, NO_3^- (1.6)^1, NO_2^- (0.1)^1, Cl^- (0.1)^1,$ $SO_4^{2-} (120)^1, Fe (0.3)^1, NH_4^+ (1.0)^2$		1(Lei <i>et al.</i> , 2022) 2(赵政阳, 2021)

式中: u_{ij} 表示样品 i 中组分 j 的不确定度, 计算公式如下, 其中 MDL 为指标 j 的检出限.

$$u_{ij} = \sqrt{(0.05 \times X_{ij})^2 + MDL_j^2} \quad (X_{ij} > MDL_j), \quad (3)$$

$$u_{ij} = \frac{5}{6} MDL_j \quad (X_{ij} \leq MDL_j). \quad (4)$$

2.3.2 健康风险评价 美国国家环境保护局推荐的健康风险评价(HRA)方法可用于评估无机污染物潜在的健康风险. 考虑到研究区地下水的主要用途、个体指标差异和资料搜集等情况, 本研究仅从饮用途径入手, 分别对成人和儿童两大人群进行非致癌化学物质(Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 Fe 、 NH_4^+ 、 NO_3^- 、 NO_2^- 和 F^-)风险评估, 评估模型如下(Yu *et al.*, 2019):

$$HQ_i = \frac{10^{-6} \times C_i \times IR}{BW \times L \times R_f D_i} \quad (5)$$

$$HI = \sum_{i=1}^m HQ_i \quad (6)$$

式中: HQ_i 是由第 i 个非致癌污染物对饮用途径引起的危险系数; C_i 为单个地下水无机污染物浓度(mg/L); IR 为饮水速率(L/d); BW 为人体体重(kg); L 为人口平均预期寿命(a); $R_f D_i$ 为污染物 i 经饮用途径参考剂量 [$\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{d})$].

假设地下水中各污染物对人体健康危害无协同作用和拮抗关系, 仅呈相加关系, 非致癌危险指数(HI)为 m 个污染物的危险商之和. 若 $HI > 1$, 非致癌污染物对人体健康有负面影响(Khan *et al.*, 2008).

2.3.3 蒙特卡洛模拟 MCS 是一种被广泛采用的分析数值模型不确定性的统计试验方法, 与贝叶斯网络和人工神经网络相比, MCS 需要更小的数据量, 可以最大限度地减少健康风险评估过程中的不确定性(Morisset *et al.*, 2013). 本文基于 Oracle Crystal Ball(11.1.2.4.850) 软件实现概率健康风险评估, 根据每个变量服从的分布函数, 通过生成随机数来计算非致癌风险,

模型迭代 10 000 次. 计算中涉及的参数见表 1.

此外, 结合 PMF 模型的结果可量化不同来源对健康风险的贡献. 即通过将单个污染物的健康风险值乘以已识别来源的贡献率, 然后获得由不同分配来源引起的健康风险(Ma *et al.*, 2018).

3 结果与讨论

3.1 无机组分浓度分布

3.1.1 描述性统计特征 地下水各无机组分浓度的描述性统计见表 2. 考虑到个别极高值的存在, 采用中间值反映区域整体情况. 研究区地下水 pH 介于 6.85~8.93, 中间值为 7.89, TDS 介于 90.17~6 499.88 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 中间值为 428.60 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 主要为中性至偏碱性的淡水. 同时, 一些 TDS 高的样品中含有高浓度的 SO_4^{2-} 和 Cl^- , 表明具有较强的蒸发浓缩效应和水岩相互作用.

各组分浓度中间值降序排列为 TDS、 TH 、 SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 F^- 、 NH_4^+ 、 Fe 、 NO_2^- . 上述各组分最大值均大于《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017) 的 III 类限值, 而最小值均小于限值, 表明存在局部超标区域或超标点. 由于研究区地下水环境背景值难以确定, 故将上述超标无机组分判定为污染物. 在这些无机污染物中, SO_4^{2-} 、 Cl^- 、 F^- 和 NO_3^- 的超标率分别为 30.60%、17.49%、15.30% 和 7.65%.

除 pH 和 F^- 外, 其余污染物的变异系数均大于 100.0%, 表明具有较强的空间变异性. NO_2^- 、 NH_4^+ 和 NO_3^- 的变异系数分别为 430.8%、370.4% 和 180.4%, 这表明某些区域地下水 NO_2^- 、 NH_4^+ 和 NO_3^- 浓度相对较高, 可能存在点源污染. Fe 的变异系数为 223.6%, 与高背景值有关.

3.1.2 空间分布特征 TDS、 TH 、 Cl^- 和 SO_4^{2-} 的空间分布相似, 高值分布范围广, 普遍位于巴里坤县北部三塘湖镇、巴里坤湖北侧、高昌区东南部和鄯善县东部(图 2a, 2b, 2d, 2e). 高 pH 地下水普遍在井

表2 地下水无机组分的描述性统计($N=183$)
Table 2 Descriptive statistics of inorganic components in groundwater ($N=183$)

指标	最小值	最大值	平均值	标准差	中间值	变异系数 (%)	检出限	检出率 (%)	Ⅲ类 限值 ^a	超标率 (%)
pH	6.85	8.93	7.83	0.39	7.89	5.0	0.01	100.00	$6.5 \leq pH \leq 8.5$	2.19
TDS	90.17	6 499.88	895.90	1 194.55	428.60	133.3	0.1	100.00	1 000	25.14
TH	38.67	3 542.80	328.88	419.26	192.00	127.5	0.1	100.00	450	18.03
Cl ⁻	5.22	2 637.50	193.06	383.63	49.60	198.7	0.1	100.00	250	17.49
SO ₄ ²⁻	3.07	2 302.38	302.69	432.35	96.10	142.8	0.1	100.00	250	30.60
F ⁻	<0.01	3.46	0.56	0.54	0.37	96.5	0.01	98.91	1	15.30
Fe	<0.01	1.57	0.09	0.21	0.03	223.6	0.01	98.91	0.3	6.56
NO ₃ ⁻ -N	<0.2	57.48	3.94	7.11	1.57	180.4	0.2	92.35	20/10 ^a	3.83/7.65
NH ₄ ⁺ -N	<0.02	7.88	0.19	0.69	0.04	370.4	0.02	73.77	0.5	4.92
NO ₂ ⁻ -N	<0.002	2.00	0.04	0.19	0.01	430.8	0.002	87.43	1	1.09

注:除pH外,其余组分单位均为 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;限值来自《地下水质量标准》(GB/T 14848-2017),^a限值来自《生活饮用水卫生标准》(GB/T 5749-2022)。

深100~200 m处被观测到,主要分布在伊州区和伊吾县境内(图2c).Fe高值点在空间上具有明显的分带特征,多分布在平原区地下水径流散失地带,主要位于高昌区南部、鄯善县北部、伊州区东部、巴里坤县北部(图2f).在水资源最为贫乏的三塘湖镇普遍观测到高氟地下水($\text{F}^- > 1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),而吐鲁番市和伊州区 F^- 超标并不明显(图2g).高 NO_3^- 监测井零星分布在耕地、灌木丛中,可能与氮肥的施用、人畜粪便的排放有关,位于巴里坤县北部、鄯善县东部和伊吾县东部(图2h).在巴里坤县北部和伊吾县境内观测到高 NH_4^+ 地下水(图2i).高 NO_2^- 监测井均位于伊吾县西部和北部(图2j),呈岛状分布在草地中。

总体而言,地下水组分超标点位数量在空间上表现出明显差异性.以天山为界,除pH外,TDS、TH、Cl⁻、SO₄²⁻、F⁻、NO₃⁻、NH₄⁺、NO₂⁻整体均呈北部多于南部的分带特征,对于Fe则相反.

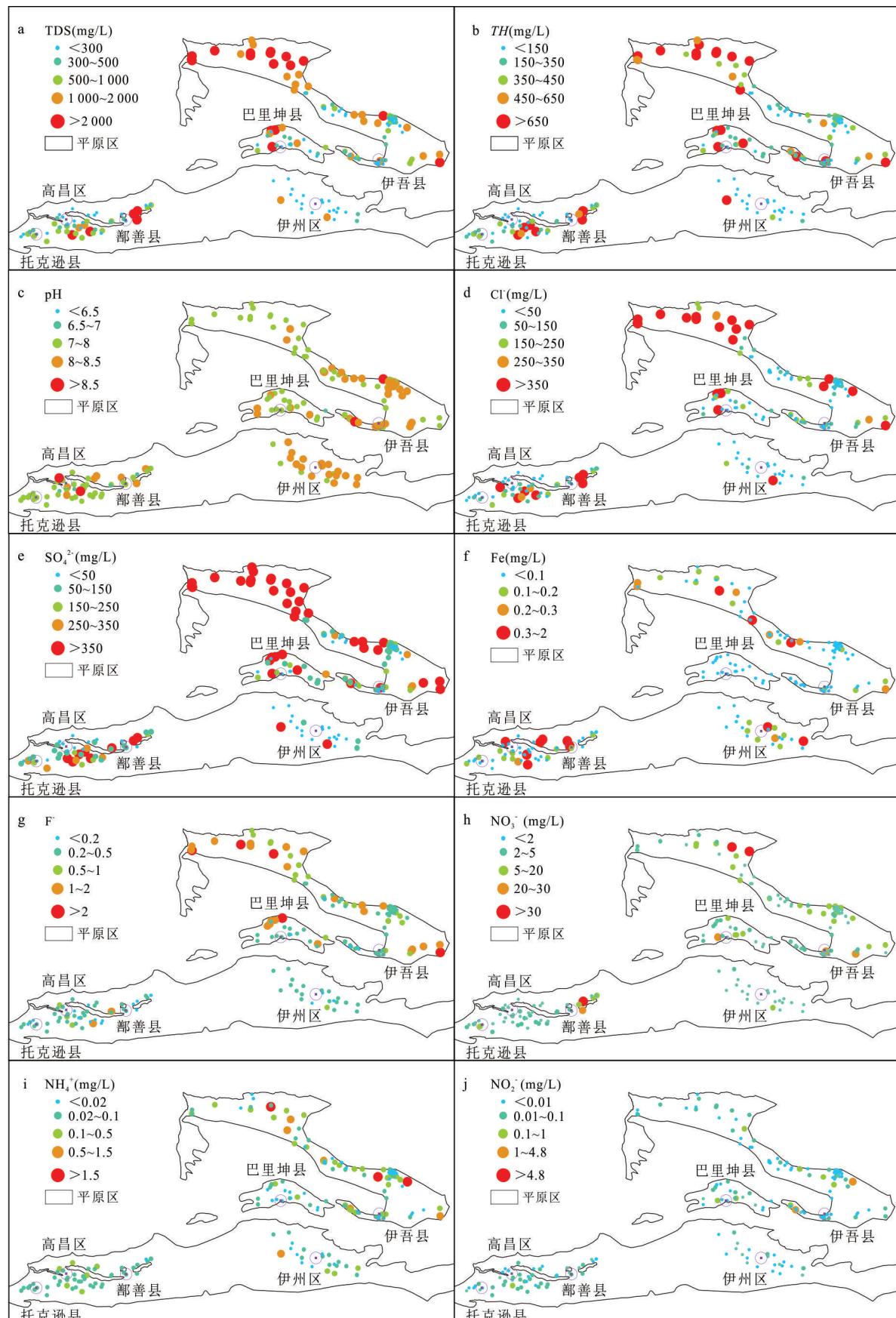
3.2 地下水无机组分的来源解析

PMF模型限于以浓度表示的数据,而pH等指标不能直接输入(Zanotti *et al.*, 2019),最终选取8个无机组分进行源解析.在随机种子模型下运行模型100次,检测了3~7个因子,以确保全局Q达到最小值.根据提供的指南(Huston *et al.*, 2012; Leong *et al.*, 2017),确定了6个因子(图3).模型中的 $Q_{\text{robust}}/Q_{\text{true}}$ 比值为0.99(>0.95),浓度预测值与观测值相关性良好,表明因子数量合适.

PMF模型解析出的因子1中,主要受控组分为TDS(76.06%)、Cl⁻(96.86%)和SO₄²⁻(96.99%),无

机组分间呈显著正相关($P \leq 0.05$),见图3.已有研究表明,研究区地下水化学成分主要来源岩盐(NaCl)、硫酸盐(CaSO₄、Na₂SO₄•10H₂O)等蒸发盐岩的溶解,少部分来自硅酸盐岩溶解(栾风娇等,2017;白凡等,2022).巴里坤县三塘湖镇高TDS($> 1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)地下水均落在 $1 < \gamma(\text{Na})/\gamma(\text{Cl}) < 4.5$ 处,表明排除了来自于海相沉积的可能,同时也说明Cl⁻和SO₄²⁻分别主要来自岩盐、硫酸盐的溶解.北部洪积平原第四系厚度较小(10~30 m),第四系松散岩类孔隙水下赋存有古近系-新近系碎屑岩类孔隙裂隙承压水(白铭等,2015),成井深度 $\geq 30 \text{ m}$.因此,认为古近系-新近系含盐地层的溶滤作用是产生上述现象的主要原因.而高昌区、鄯善县地处地下水超采区,较好的水动力条件利于盐岩(Cl⁻)、石膏(SO₄²⁻)等矿物的溶解、迁移和富集.此外,巴里坤湖北部地下水埋深一般 $< 6 \text{ m}$,径流条件差,蒸发浓缩作用占主导地位,致使产生上述类似现象.总之,因子1与溶滤和蒸发浓缩作用均有关.命名因子1为溶滤-蒸发浓缩作用,其贡献率最大为82.43%.

因子2的主控组分主要为F⁻(87.20%).由图2g可知,巴里坤县和伊吾县是新疆东部平原区的地下水高氟区,该区以开采古近系-新近系的承压水为主.尽管高氟地下水点主要落在蒸发浓缩区域,但因为井深大,蒸发影响较小,不认为蒸发浓缩作用促进了F⁻富集.承压含水层构成主要为砂岩和泥质砂岩(图1c).在西北干旱区,古近系-新近系的砂岩和泥质砂岩中地下水F⁻浓度介于1.5~2.64 mg·L⁻¹,处于较高水平(王根绪和程国栋,2000),初步

图 2 地下水中 TDS(a)、TH(b)、pH(c)、Cl(d)、 SO_4^{2-} (e)、Fe(f)、F⁻(g)、 NO_3^- (h)、 NH_4^+ (i)、 NO_2^- (j) 空间分布Fig.2 Horizontal distribution of TDS(a), TH(b), pH(c), Cl(d), SO_4^{2-} (e), Fe(f), F⁻(g), NO_3^- (h), NH_4^+ (i), NO_2^- (j) in groundwater

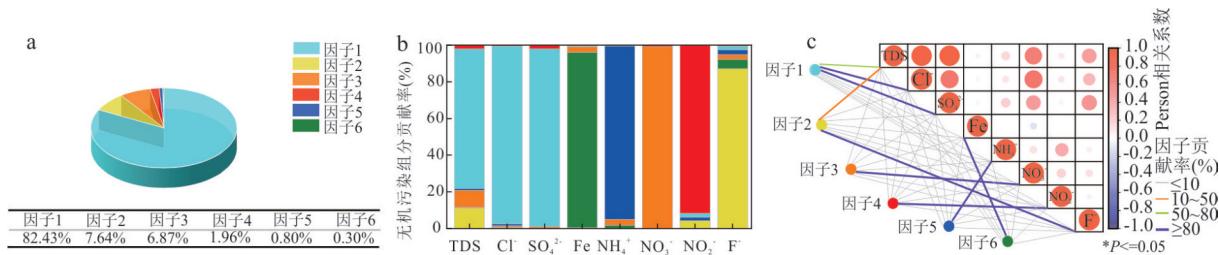
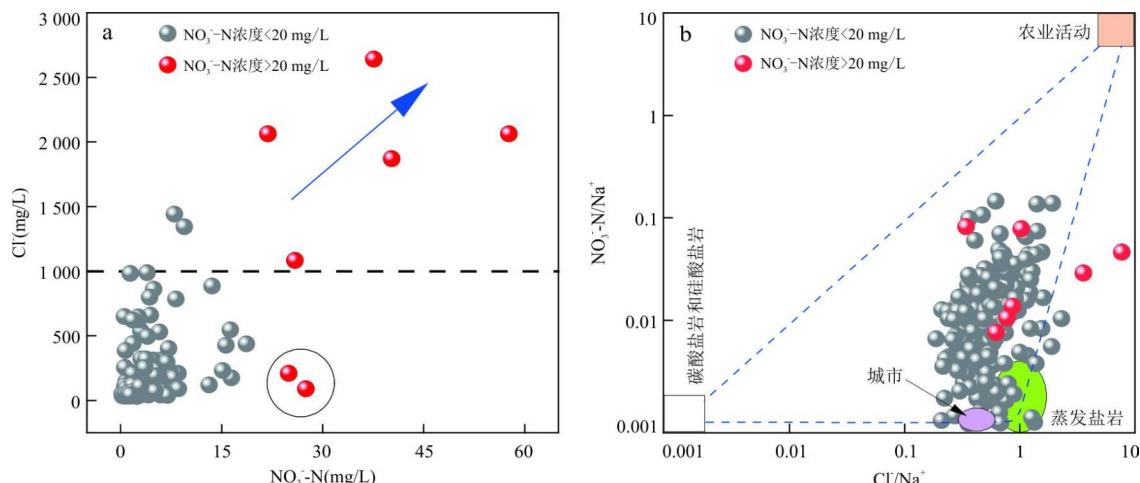


图3 地下水无机组分的来源解析

Fig.3 Source apportionment of inorganic components in groundwater

模型中各因素的贡献率(a)、各组分对因素的贡献率(b)、因素贡献率与Pearson相关分析(c)

图4 地下水 NO_3^- 与 Cl^- (a)、 $(\text{NO}_3^-)/(\text{Na}^+)$ 与 $(\text{Cl}^-)/(\text{Na}^+)$ (b) 的关系Fig.4 Relation diagrams of NO_3^- and Cl^- (a), $(\text{NO}_3^-)/(\text{Na}^+)$ and $(\text{Cl}^-)/(\text{Na}^+)$ (b) in groundwater

推断该区高氟地下水的形成可能与含水层中含氟矿物溶解有关(陈占强等, 2021). 而对于吐鲁番市和伊州区地下水低氟区, 含水层岩性主要为砂砾石和粉质粘土(图1c), 上部砂砾石具有较高的孔隙率, 透水能力强, 不利于氟的富集; 下部黏土固氟能力较强, 一定程度上降低地下水氟含量. 另外, 通过计算发现 F^- 与 pH 、 HCO_3^- 均无相关性, 表明在该研究区 F^- 富集可能不是阴离子吸附与解析的结果(Li *et al.*, 2018). 上述表明, 研究区高氟地下水的形成与含水层岩性有很大关联, 因此命名为含水层岩性, 其贡献率为 7.64%.

因子3的主控组分为 NO_3^- (99.19%), 地下水硝酸盐污染通常归因于人类活动. 图4a显示, 当 NO_3^- 浓度大于地下水Ⅲ类限值($20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)时, 除圆圈之外的其他水样点 Cl^- 浓度均在 $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上, 同时 NO_3^- 与 Cl^- 呈显著正相关(图3c), 二者大致呈同步增长关系, 可初步判断 NO_3^- 污染主要来源于农业活动(Rodvang *et al.*, 2004). 进一步通过 $(\text{NO}_3^-)/(\text{Na}^+)$ 和 $(\text{Cl}^-)/(\text{Na}^+)$ /

(Na^+) 的关系鉴别地下水 NO_3^- 来源(Liu *et al.*, 2021), 图4b显示, 受污染的地下水表现出高的 $(\text{NO}_3^-)/(\text{Na}^+)$ 和 $(\text{Cl}^-)/(\text{Na}^+)$, 偏右上方农业活动端元. 同时 NO_3^- 与 K^+ 呈中度正相关, 相关系数为 $0.52 (P \leq 0.01)$, 认为一部分 NO_3^- 来自于化肥施用. 最终命名为农业活动, 贡献率为 6.87%.

因子4的主控组分为 NO_2^- (91.76%), 区内地下水 NO_2^- 浓度最高为 $2.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 超出饮用水水质Ⅲ类限值2倍, 位于淖毛湖工业园区东侧约20 km处, 结合地下水流场(图1b), 基本排除工业污染的影响. 地下水 NO_2^- 超标点的总 Fe 浓度低于检出限, 认为 Fe^{2+} 对其转化影响不大, 见公式7(梁秀娟等, 2007). 此外, 超标点位于细土平原区, 土地利用类型为草地. 动物排泄物经包气带淋溶进入含水层, 含水层中较强的还原环境易发生反硝化作用(公式8), 促进地下水 NO_2^- 富集. 因此, 命名为生物地球化学作用, 贡献率为 1.96%.

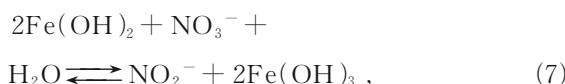
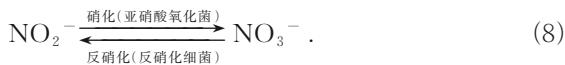


表 3 基于蒙特卡罗模拟的非致癌健康风险参数统计

Table 3 Statistics of non-carcinogenic health risk parameters based on Monte Carlo simulation

风险	指 标	均值(中位数)		标准偏差		95% 置信区间	
		成人	儿童	成人	儿童	成人	儿童
HQ	Cl ⁻	7.78E-06(6.39E-07)	1.69E-04(1.48E-05)	1.88E-04	5.32E-03	(4.09E-06, 1.15E-05)	(6.47E-05, 2.73E-04)
	SO ₄ ²⁻	1.56E-08(1.06E-09)	1.49E-07(2.20E-08)	9.85E-07	1.63E-06	(-3.72E-09, 3.49E-08)	(1.17E-07, 1.81E-07)
	Fe	1.44E-09(9.83E-11)	2.77E-08(2.13E-09)	4.90E-08	6.17E-07	(4.80E-10, 2.40E-09)	(1.56E-08, 3.98E-08)
	NH ₄ ⁺	9.36E-10(4.90E-11)	1.37E-08(1.05E-09)	4.02E-08	2.71E-07	(1.48E-10, 1.72E-09)	(8.43E-09, 1.09E-08)
	NO ₃ ⁻	7.86E-08(3.99E-09)	7.39E-07(8.49E-08)	3.85E-06	1.45E-05	(3.28E-09, 1.54E-07)	(4.56E-07, 1.02E-06)
	NO ₂ ⁻	2.70E-10(1.54E-11)	1.12E-07(5.47E-09)	5.28E-09	3.33E-06	(1.66E-10, 3.73E-10)	(4.66E-08, 1.77E-07)
	F ⁻	2.83E-08(4.80E-09)	5.79E-07(1.02E-07)	5.09E-07	9.55E-06	(1.83E-08, 3.82E-08)	(3.92E-07, 7.66E-07)
HI	总 HQ	7.91E-06(6.49E-07)	1.71E-04(1.50E-05)	1.93E-04	5.35E-03	(4.11E-06, 1.17E-05)	(6.57E-05, 2.75E-04)



因子 5 的主控组分为 NH₄⁺ (94.65%). 我国西部一些地区, 地下水氮素主要来源于草地等天然氮, NH₄⁺ 主要来源于有机质矿化 (Han *et al.*, 2023). 在山前倾斜平原, 富氧环境中 NH₄⁺ 发生硝化作用, 使得 NH₄⁺ 超标并不明显. 在下游细土平原区, 地下水径流缓慢, 含水层颗粒变细, 溶解氧含量降低, 还原环境增强, 硝化作用受到抑制, 有效地驱动 NH₄⁺ 的积累, 这可能是导致巴里坤县、伊吾县地下水 NH₄⁺ 浓度较高的主要原因. 因此, 命名为氧化还原环境, 贡献率仅为 0.80%.

因子 6 的载荷主要为 Fe(95.59%). 周边山区含煤地层在水岩相互作用下, 地下水中含有 Fe, 沿地下水流向, 在山前富氧环境下, 使低价 Fe 被氧化成高价难溶 Fe 化合物, 而对于细土平原, 相对封闭的还原环境促使 Fe 富集于此 (张小文等, 2021). 因此, 命名为地质环境背景, 贡献率最小为 0.30%.

3.3 健康风险评估

3.3.1 概率风险评估 采用蒙特卡罗模拟方法开展研究区无机污染物对成人和儿童的非致癌风险评估. 使用 3 种不同方法的结果如表 3 所示. 地下水中成人和儿童的平均 HI 值小于 USEPA 的指导值 1, 表明无潜在非致癌风险. 根据概率分布曲线 (图 5) 可知, 儿童比成人具有更大的累积非致癌风险. 此外, 所有无机污染物的平均 HQ 值在儿童和成人中均小于 1, 表明这些无机污染物对人体健康几乎不构成非致癌风险. 就单个无机污染物而言, Cl⁻ 被确认为非致癌风险的主要组分. Cl⁻ 在人体的阴离子中含量最多, 是人体必不可少的元素, 但长期摄入高 Cl⁻ 地下水可导致人体肾损伤 (Veizis and Cotton, 2007).

3.3.2 敏感性分析 敏感性分析表明暴露途径和变量参数对健康风险的影响程度, 可为风险管理提供依据 (Ali *et al.*, 2022). 影响程度越大, 说明该变量参数的变化越容易对最终风险产生影响.

图 6 分别绘制了成人和儿童非致癌总风险中参数的敏感度. 结果表明, 非致癌总风险主要受污染物浓度 (C) 大小的影响, 其中 NO₂⁻ 对非致癌风险贡献度最大. 对于成人, NO₂⁻、NH₄⁺、Fe、Cl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻ 和 F⁻ 的敏感度分别为 79.90%、78.70%、71.20%、68.90%、68.00%、62.80% 和 48.50%; 对于儿童敏感度分别为 79.50%、77.70%、70.70%、67.80%、65.90%、61.30% 和 49.50%.

人类预期寿命 (L) 与健康风险呈负相关, 健康风险随预期寿命的延长而降低. 尽管成人和儿童的饮水量 (IR) 具有正敏感性, 体重 (BW) 具有负敏感性, 但这些因素的影响很小.

3.3.3 面向源头的健康风险评价 采用源导向健康风险评价方法 (PMF-HRA), 对研究区不同来源的健康风险进行定量分析 (图 7). 研究区溶滤-蒸发浓缩作用 (因子 1) 一直被认为是成人和儿童非致癌风险的主要自然来源, 分别占 95.53% 和 96.04%. 自然来源对人体健康风险有较大影响, 这可能主要与 Cl⁻ 的强负载有关. 因此, 选择 Cl⁻ 地下水高值区作为主要污染管理区.

特别注意的是, 地下水中的健康风险因素并不唯一, 可能存在其他污染物, 实际非致癌风险水平可能会更高. 本文假设各污染物对人体健康危害仅呈相加关系, 可能高估或低估总的非致癌健康风险水平, 有待进一步深入探究.

因缺乏致癌健康风险评价所需指标的数据资料, 仅对无机污染物进行非致癌健康风险评价, 但这并不影响结果的真实性和可靠性, 后续将开展致

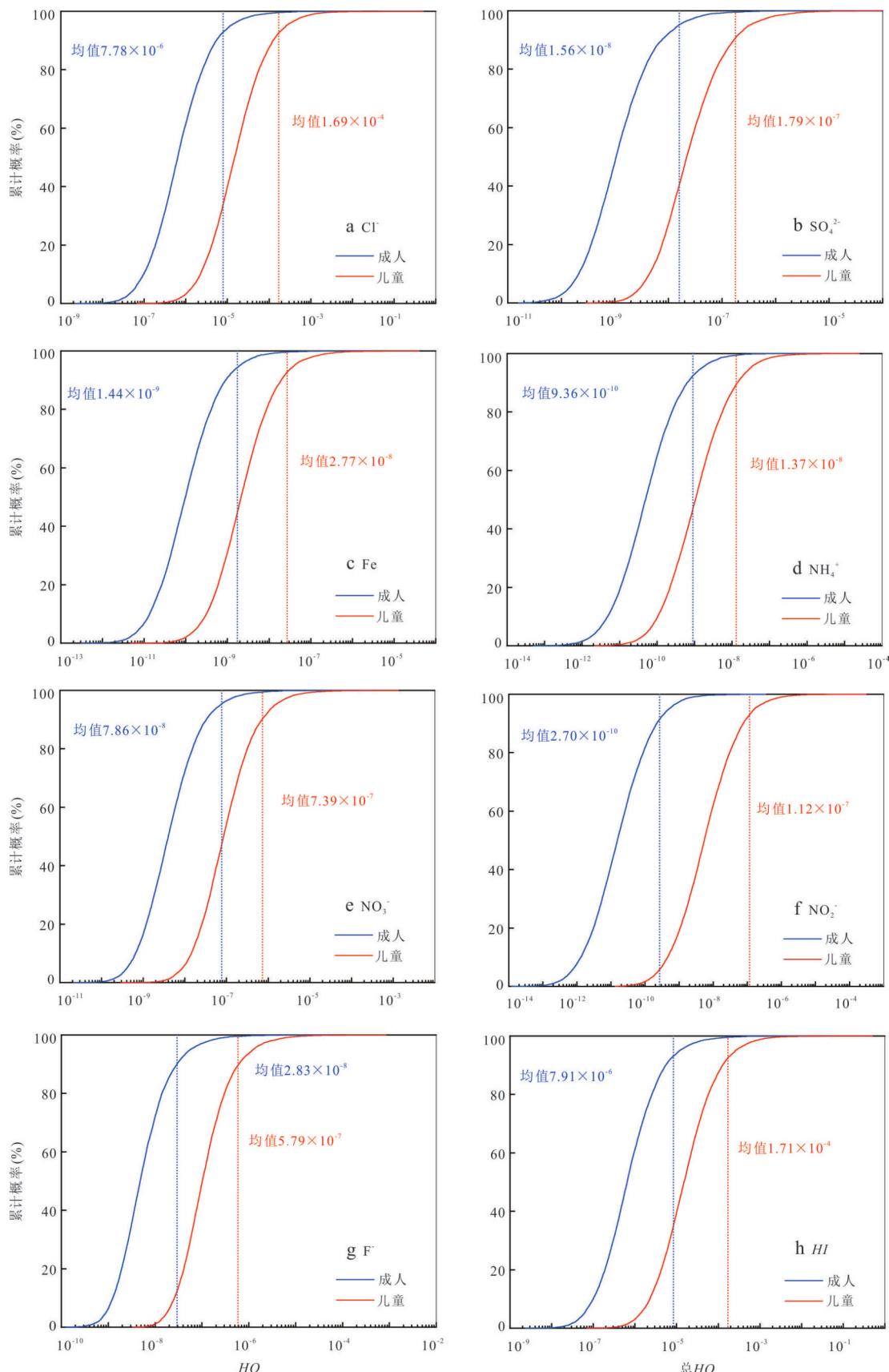


图5 地下水危险系数概率分布,包括Cl(a)、SO₄²⁻(b)、Fe(c)、NH₄⁺(d)、NO₃⁻(e)、NO₂⁻(f)、F⁻(g)、危险指数HI(h)

Fig.5 Probability distribution of hazard quotient (HQ), including Cl (a), SO₄²⁻ (b), Fe (c), NH₄⁺ (d), NO₃⁻ (e), NO₂⁻ (f), F⁻ (g), hazard index HI (h)

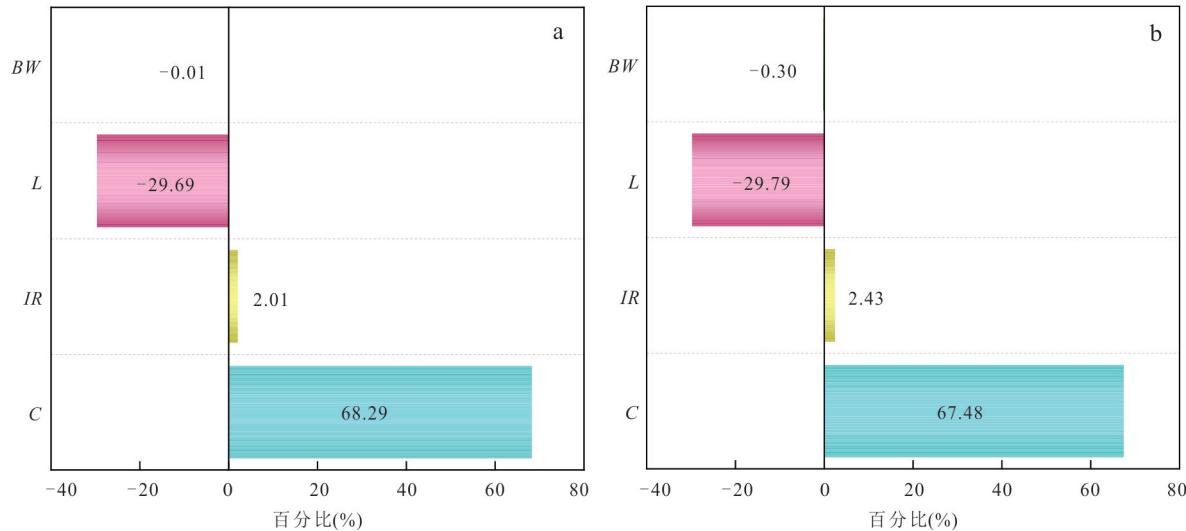
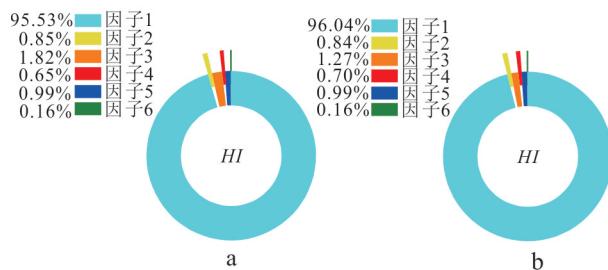


图 6 成人(a)和儿童(b)饮水暴露途径下健康风险参数敏感性

Fig.6 Sensitivity of health risk parameters in adults (a) and children (b) by water exposure routes

图 7 潜在污染源对成人(a)和儿童(b)健康风险的贡献
Fig.7 Contribution of potential sources of pollution to health risks for adults (a) and children (b)

癌风险评价工作。

4 结论

以新疆东部平原区为研究区,研究了地下水无机污染物的空间分布、来源及潜在健康风险。得出以下结论:

(1)新疆东部平原区地下水无机组分浓度总体较低,局部超标,超标点位数量在空间上多大致呈北多南少的分布特征; SO_4^{2-} 和 Cl^- 是影响地下水质量的主要污染物,高值点集中位于巴里坤县三塘湖镇、高昌区东南部和鄯善县东部。

(2)在源解析中,确定了影响地下水无机组分浓度的 6 个因子。除农业活动 (6.87%) 为人为源外,溶滤-蒸发浓缩作用、生物地球化学作用、含水层岩性、氧化还原环境和地质环境背景均为自然源,贡献率为 93.13%。

(3)对于儿童和成人,非致癌风险可忽略不计。

地下水中的 Cl^- 是威胁人体健康的主要无机污染物。成人和儿童的敏感性分析表明: BW 和 L 对风险评价结果均具有负敏感性,而 IR 和 C 对风险评价结果表现为正敏感性,且 C 对风险评价结果的敏感性最强。自然因素中溶滤-蒸发浓缩作用是人群非致癌风险的主要决定因素,对成人和儿童非致癌风险贡献率均 $>95\%$ 。从饮用水安全角度考虑,应选择 Cl^- 地下水高值区为主要污染管理区。

References

- Ali, S., Ali, H., Pakdel, M., et al., 2022. Spatial Analysis and Probabilistic Risk Assessment of Exposure to Fluoride in Drinking Water Using GIS and Monte Carlo Simulation. *Environmental Science and Pollution Research International*, 29(4): 5881–5890. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16075-8>
- Bai, F., Zhou, J. L., Zeng, Y. Y., 2022. Hydrochemical Characteristics and Quality of Groundwater in the Plains of the Turpan Basin. *Arid Zone Research*, 39(2): 419–428 (in Chinese with English abstract).
- Bai, M., Zhang, J., Li, X. X., et al., 2015. Distribution Characteristic of Groundwater Storage in Santanghu Basin of Balikun County, Xinjiang. *Xinjiang Geology*, 33 (2): 270–274 (in Chinese with English abstract).
- Chen, L., 2014. The Study of Regional Hydrogeological Conditions and Groundwater Circulation in Turpan Basin (Dissertation). China University of Geosciences, Beijing (in Chinese with English abstract).
- Chen, L., Wang, G. C., Hu, F. S., et al., 2014. Groundwater Hydrochemistry and Isotope Geochemistry in the

- Turpan Basin, North Western China. *Journal of Arid Land*, 6(4): 378—388. <https://doi.org/10.1007/s40333-013-0249-9>
- Chen, Z. Q., Ma, T., Chen, L. Z., et al., 2023. Distribution and Formation of Shallow Groundwater with High Fluoride in Houtao Plain. *Earth Science*, 48(10): 3856—3865 (in Chinese with English abstract).
- Gulgundi, M. S., Shetty, A., 2019. Source Apportionment of Groundwater Pollution Using Unmix and Positive Matrix Factorization. *Environmental Processes*, 6(2): 457—473. <https://doi.org/10.1007/s40710-019-00373-y>
- Guo, X. R., Zuo, R., Shan, D., et al., 2017. Source Apportionment of Pollution in Groundwater Source Area Using Factor Analysis and Positive Matrix Factorization Methods. *Human and Ecological Risk Assessment*, 23(6): 1417—1436. <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1322894>
- Han, L. L., Wang, H. L., Ge, L. H., et al., 2023. Transition of Source/Sink Processes and Fate of Ammonium in Groundwater along with Redox Gradients. *Water Research*, 231: 119600. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119600>
- Huston, R., Chan, Y. C., Chapman, H., et al., 2012. Source Apportionment of Heavy Metals and Ionic Contaminants in Rainwater Tanks in a Subtropical Urban Area in Australia. *Water Research*, 46(4): 1121—1132. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.008>
- Jiang, W. J., Wang, G. C., Sheng, Y. Z., et al., 2016. Enrichment and Sources of Nitrogen in Groundwater in the Turpan-Hami Area, North Western China. *Exposure and Health*, 8(3): 389—400. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0209-7>
- Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y. M., et al., 2008. Health Risks of Heavy Metals in Contaminated Soils and Food Crops Irrigated with Wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 152(3): 686—692. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.056>
- Lei, M., Zhou, J. L., Zhou, Y. Z., et al., 2022. Spatial Distribution, Source Apportionment and Health Risk Assessment of Inorganic Pollutants of Surface Water and Groundwater in the Southern Margin of Junggar Basin, Xinjiang, China. *Journal of Environmental Management*, 319: 115757. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115757>
- Leong, J. Y. C., Chong, M. N., Poh, P. E., et al., 2017. Longitudinal Assessment of Rainwater Quality under Tropical Climatic Conditions in Enabling Effective Rainwater Harvesting and Reuse Schemes. *Journal of Clean-er Production*, 143: 64—75. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.149>
- Li, D. N., Gao, X. B., Wang, Y. X., et al., 2018. Diverse Mechanisms Drive Fluoride Enrichment in Groundwater in Two Neighboring Sites in Northern China. *Environmental Pollution*, 237: 430—441. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.072>
- Li, T. D., Liu, Y., 2022. Optimize Ecological Environment and Ensure People's Health. *Earth Science*, 47(10): 3477—3490 (in Chinese with English abstract).
- Liang, X. J., Xiao, C. L., Sheng, H. X., et al., 2007. Migration and Transformation of Ammonia-Nitrite-Nitrates in Groundwater in the City of Jilin. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 37(2): 335—340, 345 (in Chinese with English abstract).
- Liu, J. T., Peng, Y. M., Li, C. S., et al., 2021. An Investigation into the Hydrochemistry, Quality and Risk to Human Health of Groundwater in the Central Region of Shandong Province, North China. *Journal of Cleaner Production*, 282: 125416. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125416>
- Liu, L. N., Wu, J. H., He, S., et al., 2022. Occurrence and Distribution of Groundwater Fluoride and Manganese in the Weining Plain (China) and Their Probabilistic Health Risk Quantification. *Exposure and Health*, 14(2): 263—279. <https://doi.org/10.1007/s12403-021-00434-4>
- Lu, M. A., 2007. Multistage Evolution of the Basin-and-Range Structure of the Eastern Section of the Tianshan Mountains (Dissertation). Institute of Geology, China Earthquake Administration, Beijing (in Chinese with English abstract).
- Luan, F. J., Zhou, J. L., Jia, R. L., et al., 2016. Analysis and Evaluation of Groundwater Quality in the Plain Areas of Barkol-Yiwu Basin, Xinjiang. *Journal of Xinjiang Agricultural University*, 39(3): 253—258 (in Chinese with English abstract).
- Luan, F. J., Zhou, J. L., Jia, R. L., et al., 2017. Hydrochemical Characteristics and Formation Mechanism of Groundwater in Plain Areas of Barkol-Yiwu Basin, Xinjiang. *Environmental Chemistry*, 36(2): 380—389 (in Chinese with English abstract).
- Ma, W. C., Tai, L. Y., Qiao, Z., et al., 2018. Contamination Source Apportionment and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Soil around Municipal Solid Waste Incinerator: A Case Study in North China. *Science of the Total Environment*, 631: 348—357. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.011>
- Morisset, T., Ramirez-Martinez, A., Wesolek, N., et al.,

2013. Probabilistic Mercury Multimedia Exposure Assessment in Small Children and Risk Assessment. *Environment International*, 59: 431–441. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.003>
- Mukherjee, I., Singh, U. K., 2022. Environmental Fate and Health Exposures of the Geogenic and Anthropogenic Contaminants in Potable Groundwater of Lower Ganga Basin, India. *Geoscience Frontiers*, 13(3): 101365. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2022.101365>
- Paatero, P., Tapper, U., 1994. Positive Matrix Factorization: A Non-Negative Factor Model with Optimal Utilization of Error Estimates of Data Values. *Environmetrics*, 5(2): 111–126. <https://doi.org/10.1002/env.3170050203>
- Ramesh, R., Subramanian, M., Lakshmanan, E., et al., 2021. Human Health Risk Assessment Using Monte Carlo Simulations for Groundwater with Uranium in Southern India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 226: 112781. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112781>
- Raza, M., Hussain, F., Lee, J. Y., et al., 2017. Groundwater Status in Pakistan: A Review of Contamination, Health Risks, and Potential Needs. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(18): 1713–1762. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1400852>
- Rodvang, S. J., Mikalson, D. M., Ryan, M. C., 2004. Changes in Ground Water Quality in an Irrigated Area of Southern Alberta. *Journal of Environmental Quality*, 33(2): 476–487. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.4760>
- Soleimani, H., Nasri, O., Ghoochani, M., et al., 2022. Groundwater Quality Evaluation and Risk Assessment of Nitrate Using Monte Carlo Simulation and Sensitivity Analysis in Rural Areas of Divandarreh County, Kurdistan Province, Iran. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 102(10): 2213–2231. <https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1751147>
- Veizis, I. E., Cotton, C. U., 2007. Role of Kidney Chloride Channels in Health and Disease. *Pediatric Nephrology*, 22(6): 770–777. <https://doi.org/10.1007/s00467-006-0355-4>
- Wang, G.X., Cheng, G.D., 2000. The Distributing Regularity of Fluorine and Its Environmental Characteristics in Arid Area of Northwest China. *Scientia Geographica Sinica*, 20(2): 153–159 (in Chinese with English abstract).
- Yang, M. R., Li, F. X., Huang, C. Y., et al., 2023. VOC Characteristics and Their Source Apportionment in a Coastal Industrial Area in the Yangtze River Delta, China. *Journal of Environmental Sciences*, 127: 483–494. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.05.041>
- Yu, J. W., Zhou, J. L., Long, A. H., et al., 2019. A Comparative Study of Water Quality and Human Health Risk Assessment in Longevity Area and Adjacent Non-Longevity Area. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(19): 3737. <https://doi.org/10.3390/ijerph16193737>
- Yu, L., Zheng, T. Y., Yuan, R. Y., et al., 2022. APCS-MLR Model: A Convenient and Fast Method for Quantitative Identification of Nitrate Pollution Sources in Groundwater. *Journal of Environmental Management*, 314: 115101. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115101>
- Zanotti, C., Rotiroti, M., Fumagalli, L., et al., 2019. Groundwater and Surface Water Quality Characterization through Positive Matrix Factorization Combined with GIS Approach. *Water Research*, 159: 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.058>
- Zhang, H., Cheng, S. Q., Li, H. F., et al., 2020. Groundwater Pollution Source Identification and Apportionment Using PMF and PCA-APCA-MLR Receptor Models in a Typical Mixed Land-Use Area in Southwestern China. *Science of the Total Environment*, 741: 140383. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140383>
- Zhang, X. W., He, J. T., Huang, G. X., 2021. Iron and Manganese in Shallow Groundwater in Shijiazhuang: Distribution Characteristics and a Cause Analysis. *Earth Science Frontiers*, 28(4): 206–218 (in Chinese with English abstract).
- Zhang, Y., Sun, J.C., Huang, G.X., et al., 2011. A Preliminary Study of Natural Background Levels of Groundwater in the Zhujiang River Delta. *Geology in China*, 38(1): 190–196 (in Chinese with English abstract).
- Zhao, Z. Y., 2021. Water Quality Investigation and Risk Assessment of Rural Water Sources in Northeast China (Dissertation). Harbin Institute of Technology, Harbin (in Chinese with English abstract).

中文参考文献

- 白凡, 周金龙, 曾妍妍, 2022. 吐鲁番盆地平原区地下水水化学特征及水质评价. 干旱区研究, 39(2): 419–428.
- 白铭, 张静, 李续续, 等, 2015. 新疆巴里坤三塘湖盆地地下水赋存分布特征. 新疆地质, 33(2): 270–274.
- 陈鲁, 2014. 吐鲁番盆地区域水文地质条件及地下水循环研究(博士学位论文). 北京:中国地质大学.
- 陈占强, 马腾, 陈柳竹, 等, 2023. 后套平原浅层高氟地下水分布及成因. 地球科学, 48(10): 3856–3865.
- 李廷栋, 刘勇, 2022. 优化生态环境保障人民健康. 地球科

- 学, 47(10): 3477—3490.
- 梁秀娟, 肖长来, 盛洪勋, 等, 2007. 吉林市地下水中“三氮”迁移转化规律. 吉林大学学报(地球科学版), 37(2): 335—340, 345.
- 卢苗安, 2007. 天山东段盆山构造格局的多期演变(博士学位论文). 北京: 中国地震局地质研究所.
- 栾风娇, 周金龙, 贾瑞亮, 等, 2016. 新疆巴里坤-伊吾盆地平原区地下水质量评价及分析. 新疆农业大学学报, 39(3): 253—258.
- 栾风娇, 周金龙, 贾瑞亮, 等, 2017. 新疆巴里坤-伊吾盆地地下水水化学特征及成因. 环境化学, 36(2): 380—389.
- 王根绪, 程国栋, 2000. 西北干旱区水中氟的分布规律及环境特征. 地理科学, 20(2): 153—159.
- 张小文, 何江涛, 黄冠星, 2021. 石家庄地区浅层地下水铁锰分布特征及影响因素分析. 地学前缘, 28(4): 206—218.
- 张英, 孙继朝, 黄冠星, 等, 2011. 珠江三角洲地区地下水环境背景值初步研究. 中国地质, 38(1): 190—196.
- 赵政阳, 2021. 东北某地区村镇水质调查与健康风险评价(硕士学位论文). 哈尔滨: 哈尔滨工业大学.