

新疆叶尔羌河流域平原区浅层地下水咸化空间分布及成因

张杰^{1,2}, 周金龙^{1,2*}, 乃尉华³, 曾妍妍^{1,2}, 陈云飞^{1,2}, 魏兴^{1,2}

(1. 新疆农业大学水利与土木工程学院, 乌鲁木齐 830052; 2. 新疆水文水资源工程技术研究中心, 乌鲁木齐 830052;
3. 新疆地矿局第二水文地质工程地质大队, 昌吉 831100)

摘要: 为了解新疆叶尔羌河流域平原区地下水咸化特征及成因, 运用多元统计、地统计等方法并结合遥感技术和地球化学方法对浅层地下水(井深 ≤ 100 m)水质演化进行分析。结果表明, 研究区地下水呈中性或弱碱性, 水化学类型以 $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca-Mg}$ 、 $\text{SO}_4\text{-HCO}_3\text{-Na-Ca}$ 、 $\text{SO}_4\text{-Cl-Na-Ca (Mg)}$ 和 $\text{Cl-SO}_4\text{-Na}$ 型为主。咸化系数计算结果表明, 单一结构潜水咸化程度较高, 承压水区潜水咸化程度相对较低, 浅层承压水咸化程度最高。潜水和浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、溶解性总固体(TDS)半变异函数分析表明, 各指标的空间相关性较强; 沿地下水流向, 潜水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS总体呈现升高的趋势, 浅层承压水则呈现高低值相间分布的特征。因子分析和聚类分析表明, 地下水咸化的影响因素可分为水文地质条件控制(GW1)、地下水化学环境影响(GW2)和人为活动影响(GW3)3类。GW1类地下水分布范围较广, 离子浓度主要受蒸发岩矿物的溶解控制; GW2类地下水分布于草地, 地下水化学环境对地下水咸化影响相对较大; GW3类地下水主要分布于耕地和建设用地, 地下水咸化受人为活动的影响显著, 潜水受到农业灌溉、生活污水和工业污水影响较大, 浅层承压水受污染程度相对较低。

关键词: 因子分析; 聚类分析; 地统计; 地下水咸化; 叶尔羌河流域

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2019.23.016

中图分类号: P641

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2019)-23-0126-09

张杰, 周金龙, 乃尉华, 曾妍妍, 陈云飞, 魏兴. 新疆叶尔羌河流域平原区浅层地下水咸化空间分布及成因[J]. 农业工程学报, 2019, 35(23): 126—134. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2019.23.016 <http://www.tcsae.org>
Zhang Jie, Zhou Jinlong, Nai Weihua, Zeng Yanyan, Chen Yunfei, Wei Xing. Spatial distribution and cause of salinization of shallow groundwater in the plain of the Yarkant River Basin, Xinjiang[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2019, 35(23): 126—134. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2019.23.016 <http://www.tcsae.org>

0 引言

在内陆干旱半干旱地区, 地下水是最重要的供水水源^[1]。我国新疆^[2-4]、内蒙古河套平原^[5]、宁夏海原^[6]、甘肃敦煌^[1]等西北干旱地区已受到地下水咸化的影响, 成为地区经济发展的限制性因素。以往研究表明, 无论是自然过程还是人类活动都会导致地下水咸化。矿物溶解、蒸发蒸腾和深层卤水混合作用等是内陆干旱平原地区地下水咸化的主要机制^[2]。生活污水、工业废水及农业灌溉水的入渗等人为活动的影响也会导致地下水咸化^[7-8]。研究干旱区地下水咸化成因, 有助于深入了解干旱区地下水水质演化与生态环境的相互关系, 对合理规划、管理和利用地下水资源具有重要意义。

近年来, 主成分分析^[9-10]、层次分析^[11]、因子分析^[12-13]、聚类分析^[13-14]等多元统计方法和地统计方法^[15-16]逐渐应用于地下水咸化的研究。Abu-Alnaeem等对加沙沿海地下水咸化成因进行了分析, 地统计分析表明海水入侵对地

下水矿化度影响较大, 层次聚类分析结果表明地下水咸化特征可分为7类^[14]; Masoud等将因子分析和层次聚类分析与地统计学分析相结合, 分析了埃及Dakhla绿洲地下水化学性质及其空间格局, 结果表明蒸发和离子交换作用是地下水咸化的主要控制因素^[12]。目前, 地统计学是研究空间变异的主要方法^[17], 应用半变异函数分析地下水咸化特征, 能更好的描述地下水咸化的空间分布特性; 因子分析是将多变量降为少数几个综合变量的一种多元统计分析方法^[12], 聚类分析则是将样品或变量按其性质上的相似程度进行分类的方法^[18], 因子分析结合聚类分析可对地下水咸化进行定性分类, 为不同空间尺度的地下水咸化成因提供了更好的解释能力; 遥感技术具有提取大尺度土地利用数据的优势, 其解译结果与地下水咸化特征叠加分析, 可进一步探讨土地利用类型与地下水咸化的关系。

本文采用地统计学、多元统计分析及遥感等技术手段, 分析新疆叶尔羌河流域平原区浅层地下水咸化的空间分布特征及成因, 以期干旱地区防治地下水水质恶化提供理论依据, 同时对保障区域饮用水安全具有一定的现实意义。

1 研究区概况

叶尔羌河流域位于新疆塔里木盆地的西南边缘, 地

收稿日期: 2019-07-08 修订日期: 2019-10-30

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41662016)。

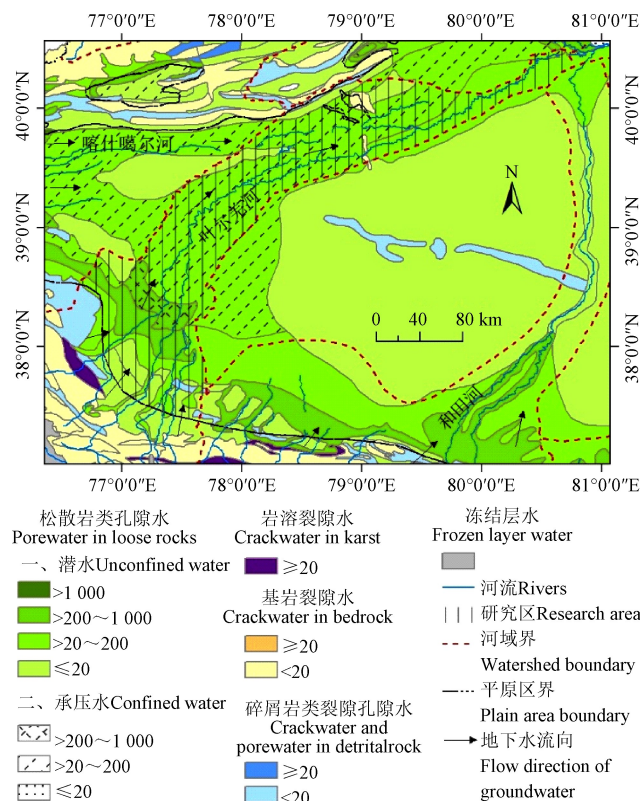
作者简介: 张杰, 博士生, 主要从事地下水资源与环境方面的研究。

Email: zj4537@126.com

*通信作者: 周金龙, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事干旱区地下水水质与水土环境地球化学等研究工作。Email: zjzhoujl@163.com

处喀什地区东部, 由叶尔羌河、提孜那甫河、柯克亚河和乌鲁克河 4 条主要河流组成^[19]。流域地貌可分为南部山区和北部平原区 2 大单元。本区年均气温为 11.9℃, 降水稀少, 时空分布不均, 年降水量 52.7 mm, 年蒸发量 2 454 mm^[20]。平原区以农业生产为主, 是新疆最大的灌区之一, 灌溉面积约 50 万 hm²。随着人口的增长以及灌区面积的增大, 导致地区生态环境恶化, 进而影响地区水资源。

研究区水文地质条件见图 1。平原区地下水受微弱的大气降水补给, 主要接受侧向补给、河流与水库渗漏补给、灌溉水和渠系水入渗等补给; 地下水由水平径流至下游细土平原区; 泉溪排泄、蒸发蒸腾与人工开采为地下水主要排泄方式。



注: 地下水富水性为降深 5 m 时的单井涌水量, m³·d⁻¹。

Note: Water yield property of groundwater is single well yield amount with 5 m drawdown, m³·d⁻¹

图 1 叶尔羌河流域平原区区域水文地质图

Fig.1 Regional hydrogeological map of plain area of Yarkant River Basin

山前平原区主要分布于叶城县北部至莎车县, 为单一结构潜水区, 含水层岩性由南向北为中粗砂、中细砂和细砂, 之间夹有薄层粉质粘土, 厚度较大^[21]; 该区域含水层汛期接受冰雪融水补给, 较为富水, 水交替条件良好。下游为冲湖积平原, 分布多层结构的潜水-承压水, 弱透水层位于地下 15~20 m, 其上为潜水, 以下为承压水; 冲湖积平原含水层介质颗粒较细, 主要以粉细砂、粉砂、亚砂土和亚粘土组成的含水系统, 其渗透性和导水性较差, 水力坡降平缓, 地下水径流不畅, 矿化度较高^[22]。

2 材料与方法

2.1 地下水采样与测试

2014 年 6-7 月在叶尔羌河流域平原区采集浅层地下水水样 72 组 (采样点见图 2), 井深≤100 m。其中潜水水样 39 组 (单一结构潜水 17 组, 承压水区潜水 22 组), 浅层承压水水样 33 组。现场测定地下水的 pH、水温、溶解氧 (DO)、氧化还原电位 (Eh)、电导率 (EC), pH、Eh 由哈纳 (HANNA) HI98121 笔式测定仪测定。取样前, 用所取水样润洗聚乙烯塑料瓶 3 次, 用 0.45 μm 的醋酸纤维滤膜过滤, 阳离子分析的水样加硝酸酸化至 pH<2, 贴好标签密封保存。

指标测试在中国地质科学院水文地质环境地质研究所矿泉水检测中心完成。K⁺和 Na⁺采用火焰原子吸收分光光度法测定, Ca²⁺、Mg²⁺、HCO₃⁻、CO₃²⁻和总硬度 (TH, 以 CaCO₃ 计) 采用乙二胺四乙酸二钠滴定法, Cl⁻为硝酸银容量法, SO₄²⁻为硫酸钡比浊法测定, 检测下限均为 0.05 mg/L; NO₃⁻采用紫外分光光度法进行测定, 检测下限为 0.02 mg/L; 溶解性总固体 (total dissolved solids, TDS) 使用电子天平 MP8-1 测定, 检出限为 0.10 mg/L。水样严格按照《地下水环境监测技术规范》(HJ/T164-2004) 进行采集、保存、测试。所有水样阴阳离子平衡误差绝对值小于 5%, 均可用于分析。

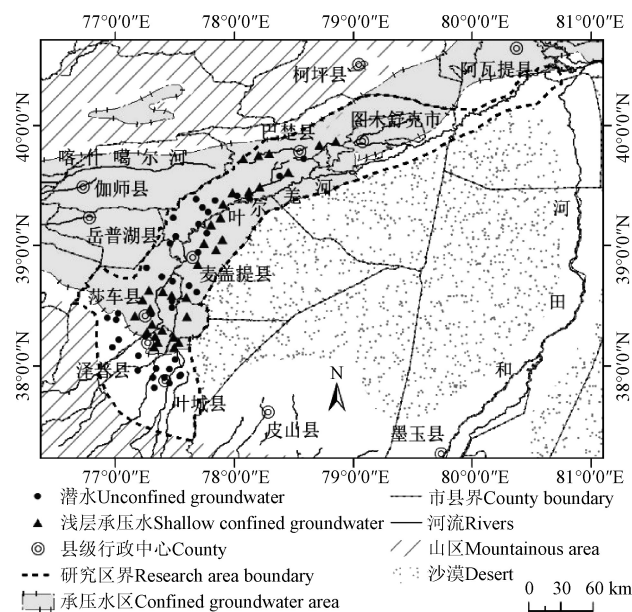


图 2 地下水取样点分布图

Fig.2 Location map of groundwater sampling points

2.2 遥感数据来源

采用遥感技术解译研究区土地利用类型, 分析土地利用类型与地下水咸化的关系。2015 年研究区遥感数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn>)。土地利用类型基于 Landsat8 遥感影像数据, 通过人工目视解译生成, 一级、二级土地利用类型综合评价精度分别达到 94.3%和 91.2%, 符合制图精度要求^[23]。参照《土地利用现状分类国家标准》(GBT21010-2017), 结合研究区土地利用特点, 将土地

利用类型重分类为耕地、林地、草地、水域、建设用地和其他用地共 6 种类型。

2.3 数据处理方法

通过计算咸化系数 (salinization coefficient, SC) 确定地下水咸化的程度^[4], 其值越大表示地下水咸化程度越高, 公式如下

$$SC = \frac{C_{Cl^-}}{C_{HCO_3^-} + C_{CO_3^{2-}}} \quad (1)$$

式中 SC 为地下水咸化系数; C_{Cl^-} 、 $C_{HCO_3^-}$ 、 $C_{CO_3^{2-}}$ 分别为地下水水样中的 Cl^- 、 HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 浓度, mg/L。

以 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 含量为指标, 应用地统计学中的半变异函数分析地下水咸化的空间特征。半变异函数的计算要求数据符合正态分布^[24-25], 对指标进行正态性 K-S (kolmogorov-smirnov) 检验后, 采用 GS+9.0 分别计算潜水和浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 的变异函数及相关参数, 分析各指标的空间相关性。由 ArcGIS10.2 地统计模块的克里金插值完成各指标的空间分布图, 采用交叉验证的方法对克里金插值精度进行评价, 以保证估计的无偏性。

运用 SPSS 软件进行数据统计分析、因子分析和聚类分析。因子分析前, 对水化学指标的相关性程度进行 KMO (kaiser-meyer-olkin) 检验和 Bartlett 球形检验 (bartlett test of sphericity), 采用主成分分析法提取特征值, 选取特征值大于 1 的因子作为主因子^[13]。采用回归法 (技术简单、应用方便^[26]) 计算地下水样品的主因子得分, 对因子得分进行 K-means 聚类分析 (具有预先确定集群的数量的优势^[13]), 结合遥感解译图分析地下水咸化的主要控制因素。

基于地球化学理论, 运用 PHREEQC 软件计算矿物饱和指数 (saturation index, SI), 判断矿物沉淀溶解作用。当 $SI < 0$ 时, 表示该矿物处于不饱和状态; $SI > 0$, 表

示该矿物处于饱和状态; $SI = 0$, 表示水溶液与矿物正好处于平衡状态^[27-28]。SI 计算如下

$$SI = \lg \frac{IAP}{K} \quad (2)$$

式中 SI 为矿物饱和指数; IAP (ion activity product) 为矿物溶解反应中相关离子的活度积; K 为矿物溶解反应的平衡常数。

钠吸附比 (sodium adsorption ration, SAR) 可以反映地下水中 Na^+ 与含水介质中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 发生离子交换作用, 其值越大, 则阳离子交换作用越明显。SAR 计算如下^[29]

$$SAR = \frac{C_{Na^+}}{C_{Mg^{2+}} + C_{Ca^{2+}}} \quad (3)$$

式中 SAR 为钠吸附比; C_{Na^+} 、 $C_{Mg^{2+}}$ 、 $C_{Ca^{2+}}$ 分别为地下水水样中的 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 浓度, mg/L。

采用 Origin9.1 软件绘制离子比图等, 利用矿物饱和指数和离子比结合因子分析和聚类分析结果, 探讨叶尔羌河流域平原区浅层地下水咸化成因。

3 结果与分析

3.1 地下水化学特征

叶尔羌河流域平原区地下水化学特征如表 1。地下水 pH 值为 6.91~8.07, 呈中性或弱碱性。单一结构潜水 TDS 范围为 366.70~2 688.00 mg/L, 均值为 1 252.42 mg/L; 承压水区潜水 TDS 范围 633.40~6 384.00 mg/L, 均值为 3 132.60 mg/L; 浅层承压水 TDS 范围为 522.60~8 910.00 mg/L, 均值为 3 014.98 mg/L。不同含水层地下水化学类型存在差异, 单一结构潜水以 $HCO_3^- \cdot SO_4^{2-} \cdot Ca \cdot Mg$ 和 $SO_4^{2-} \cdot HCO_3^- \cdot Na \cdot Ca$ 型为主; 承压水区潜水则以 $SO_4^{2-} \cdot Cl^- \cdot Na \cdot Ca$ 和 $SO_4^{2-} \cdot Cl^- \cdot Na \cdot Mg$ 型为主; 浅层承压水水化学类型主要有 $Cl^- \cdot SO_4^{2-} \cdot Na$ 、 $SO_4^{2-} \cdot Cl^- \cdot Na \cdot Ca$ 以及 $HCO_3^- \cdot SO_4^{2-} \cdot Ca \cdot Mg$ 型。

表 1 叶尔羌河流域平原区地下水化学指标统计表

Table 1 Statistical of hydrochemistry parameters of groundwater in plain area of Yarkant River Basin

指标 Parameters	单一结构潜水 (N=17) Single structure unconfined groundwater			承压水区潜水 (N=22) Unconfined groundwater in confined area			浅层承压水 (N=33) Shallow confined groundwater		
	均值 Mean	极小值 Minimum	极大值 Maximum	均值 Mean	极小值 Minimum	极大值 Maximum	均值 Mean	极小值 Minimum	极大值 Maximum
pH	7.67	7.05	8.07	7.40	6.91	7.99	7.54	7.01	7.84
K ⁺	10.67	5.61	20.14	40.59	8.92	101.60	20.41	6.48	85.60
Na ⁺	160.52	28.60	389.10	508.30	73.02	1 432.00	604.17	43.81	2 069.00
Ca ²⁺	163.25	60.83	437.00	282.54	69.20	565.50	234.73	63.78	589.20
Mg ²⁺	63.74	18.16	149.60	168.87	41.85	360.20	138.57	35.56	401.40
Cl ⁻	197.05	36.95	431.10	566.07	83.40	1 636.00	734.02	51.03	2 595.00
SO ₄ ²⁻	520.39	97.91	1 666.00	1 309.35	194.20	2 656.00	1 098.77	130.80	3 353.00
HCO ₃ ⁻	222.64	78.93	370.70	464.10	267.40	680.70	327.85	145.90	522.70
NO ₃ ⁻	13.99	0.88	35.48	2.33	0.20	31.72	2.59	0.20	14.80
TDS	1 252.42	366.70	2 688.00	3 132.60	633.40	6 384.00	3 014.98	522.60	8 910.00
TH	670.41	226.70	1 671.00	1 400.93	362.80	2 670.00	1 156.06	345.30	2 960.00
DO	4.46	1.40	7.19	1.81	0.57	4.65	2.90	0.80	5.51
EC	1 840.82	573.00	3 030.00	4 071.36	1 040.00	8 680.00	4 264.33	827.00	12 030.00
Eh	178.94	103.00	262.00	74.64	-72.00	189.00	111.52	-58.00	240.00

注: N 为水样数; TDS、TH、DO、EC、Eh 分别为溶解性总固体、总硬度、溶解氧、电导率、氧化还原电位; pH 为无量纲, EC 和 Eh 单位分别为 $mS \cdot cm^{-1}$ 和 mv, 其余指标单位为 $mg \cdot L^{-1}$ 。

Note: N is groundwater sample number; TDS, TH, DO, EC, Eh, are total dissolved solids, total hardness, dissolved oxygen, electrical conductance, and the electrochemical potential relative to the standard H electrode, respectively; pH is dimensionless; the units of EC and Eh are $mS \cdot cm^{-1}$ and mv, respectively; units of other parameter are $mg \cdot L^{-1}$.

3.2 地下水咸化程度

地下水 SC 范围为 ≤ 1 、 $>1\sim 2$ 、 >2 ，分别表示未咸化水、微咸化水、咸化水。由表 2 可知，全水样中未咸化水比例最高（45.83%），其次为咸化水（29.17%），微咸化水比例较低（25.00%）。单一结构潜水中未咸化水比例为 47.06%，微咸化水、咸化

水比例分别为 29.41%和 23.53%，咸化程度相对较高。承压水区潜水中未咸化水比例较高（50.00%），微咸化水比例为 36.36%，咸化水比例为 13.64%，咸化程度相对较低；浅层承压水微咸化水比例为 15.14%，未咸化水比例为 42.43%，咸化水比例高达 42.43%，咸化程度最高。

表 2 地下水咸化系数
Table 2 Salinization coefficient of groundwater

咸化系数 Salinization coefficient	全水样 All sample		单一结构潜水 Single structure unconfined groundwater		承压水区潜水 Unconfined groundwater in confined area		浅层承压水 Shallow confined groundwater	
	样本数 Sample number	比例 Ratio%	样本数 Sample number	比例 Ratio%	样本数 Sample number	比例 Ratio%	样本数 Sample number	比例 Ratio%
≤ 1	33	45.83	8	47.06	11	50.00	14	42.43
$>1\sim 2$	18	25.00	5	29.41	8	36.36	5	15.14
>2	21	29.17	4	23.53	3	13.64	14	42.43

3.3 地下水咸化空间分布特征

3.3.1 地下水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 的空间变异性

对潜水（为保证空间插值的连续性，空间分析时将单一结构潜水和承压水区潜水合并分析）和浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 数据进行正态性检验，除潜水 TDS 外，其余指标均不服从正态分布，经对数转换后，其 P （K-S 检验）值均大于给定的显著性水平 0.05，服从正态分布，符合半变异函数的计算要求。由表 3 可知，浅层承压水除 Cl^- 采用球状模型外，其余指标均采用高斯模型，在各

向异性条件下，指标拟合度 R^2 （决定系数）和 RSS（最小残差平方和）分别接近 1 和 0，表明模型拟合效果相对较好^[30]。

块金效应，即块金值与基台值的比值，表明变量的空间相关性程度。块金效应 ≤ 0.25 时，空间自相关性较强； $>0.25\sim 0.75$ ，呈中等强度的空间相关性； >0.75 时，空间相关性较弱^[17,31]。潜水和浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 块金效应均小于 0.25，表明潜水和浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 具有较强的空间相关性。

表 3 潜水和浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 的半变异函数模型及相关参数
Table 3 Semi-variation and related parameters of Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS of shallow unconfined and confined groundwater

类型 Type	指标 Parameter	理论模型 Semivariogra model	块金值 Nugget (C_0)	基台值 Sill (C_0+C)	块金效应 $C_0/(C_0+C)$	变程 Range (A_0)/km	R^2	RSS
潜水 Unconfined groundwater	Cl^-	高斯模型	0.019	0.169	0.112	40.704	0.741	0.009
	SO_4^{2-}	高斯模型	0.023	0.137	0.168	34.540	0.722	0.006
	TDS	高斯模型	0.018	0.097	0.186	41.086	0.814	0.002
浅层承压水 Shallow confined groundwater	Cl^-	球状模型	0.042	0.304	0.138	62.003	0.855	0.013
	SO_4^{2-}	高斯模型	0.020	0.161	0.124	42.950	0.844	0.005
	TDS	高斯模型	0.029	0.162	0.179	60.533	0.803	0.007

3.3.2 地下水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 空间分布特征

ArcGIS10.2 克里金插值交叉验证参数的均方根误差（root mean square error, RMSE）越趋于 0，标准均方根误差（root mean square standardized error, RMSSE）越接近 1 时，插值精度越高^[15]。潜水和浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 插值精度的检验参数 RMSE 和 RMSSE 分别介于 $-0.073\sim -0.032$ 和 $0.931\sim 0.999$ ，RMSE 均接近 0，RMSSE 均接近于 1，表明插值结果精度较高，可反映指标的空间分布状况。

叶尔羌河流域平原区潜水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 空间分布较为相似（图 3a），总体呈现南低北高的趋势，即沿地下水径流方向， Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 逐渐增加；泽普县地下水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 分别小于 100、500、1 000 mg/L，同属于单一结构潜水区叶城县北部则相对较高，这可能与径流相对较大的叶尔羌河对泽普县附近地下水补给较

大有关。承压水区潜水受地表水补给有限，地下水径流不畅，蒸发浓缩作用等导致 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 相对南部单一结构潜水较高；此外，研究区中部的巴楚县西南和麦盖提县西部地下水的 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 相对较高，可能是受到农业灌溉等人类活动的影响。

浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 呈现高低值相间分布的特征（图 3b）。浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 整体上较承压水区潜水高，由于承压水处于一个较封闭的环境中，水岩作用时间长，含水介质中的矿物溶解使得地下水离子浓度升高。承压水区南部的 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 相对较低，这与单一结构潜水对其补给有关；巴楚县南部也有 1 个低值区，这可能是深层承压淡水（喀什地区深层承压水 TDS $<1\ 000\ \text{mg/L}$ ^[4]）越流补给所致；巴楚县西部和麦盖提县城附近出现高值区，这可能与人类活动有关。

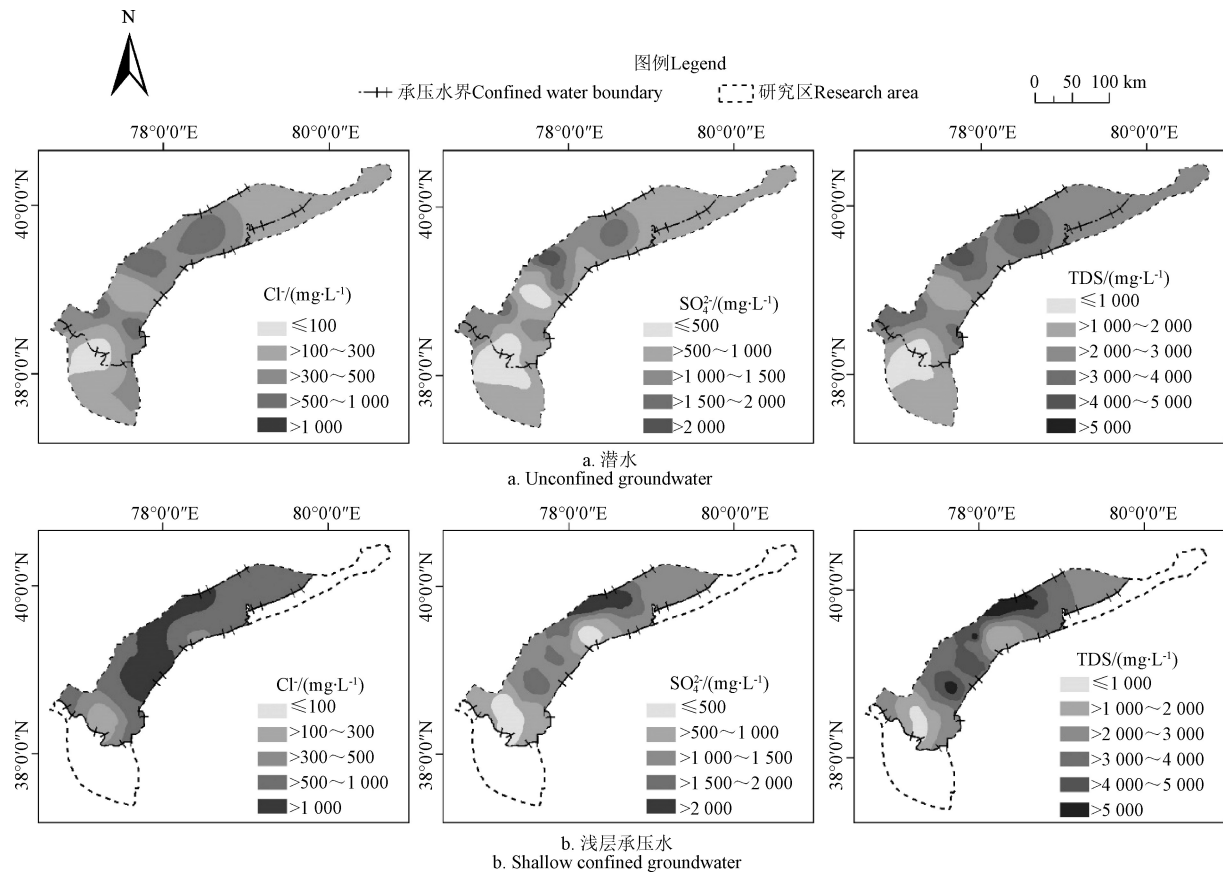


图 3 潜水和浅层承压水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 空间分布图

Fig.3 Distribution of Cl^- , SO_4^{2-} , TDS of unconfined and shallow confined groundwater

3.4 地下水咸化成因分析

3.4.1 因子分析

对研究区 72 组水样的 14 项水化学指标进行检验。其 KMO 检验值为 0.594, Bartlett 球形检验显著性水平小于 0.01, 表明数据具有一定的相关性, 可以做因子分析^[9]。利用方差最大旋转法计算成分矩阵的旋转因子荷载矩阵, 结果见表 4。主因子 F1、F2 和 F3 的贡献率分别为 49.38%、19.53%和 13.52%, 其累计方差的贡献率为 82.43%。主因子与成分的相关性强弱, 以荷载的绝对值表示, 荷载绝对值 $>0.30\sim 0.50$ 、 $>0.50\sim 0.75$ 和 >0.75 分别表示相关性弱、中、强^[26]。

因子 F1 主要荷载包括 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS、TH 及 EC, 表明地下水咸化主要受水文地质条件控制, 地下水流动过程中矿物溶解等过程对地下水咸化影响较大, 如盐岩 (Na^+ 、 Cl^-)、方解石 (Ca^{2+} 、 HCO_3^-)、石膏 (Ca^{2+} 、 SO_4^{2-})、钾长石 (K^+)、菱镁矿 (Mg^{2+}) 等矿物的溶解^[9,13,26]。

因子 F2 中, HCO_3^- 为主要荷载, K^+ 的相关性较强 (荷载为 0.686), 表明地下水受碳酸盐和含钾岩类溶解影响, 或者来源于淡水补给。此外, pH 具有较强的负相关性 (荷载为 -0.739), 表明水环境酸碱度对地下水咸化影响较大。

因子 F3 与 NO_3^- 具有强相关性, Eh 和 DO 的相关性较强 (荷载分别为 0.700 和 0.628)。 NO_3^- 浓度反映地下水是否受到人类活动的影响^[18,32], Eh 反映氧化还原能力

的相对强弱程度, DO 是衡量水体自净能力的重要指标。因此, F3 表示人为污染对地下水咸化的影响。

表 4 地下水水化学指标的旋转因子荷载矩阵

Table 4 Rotation factor loading matrix of groundwater hydrochemical parameters

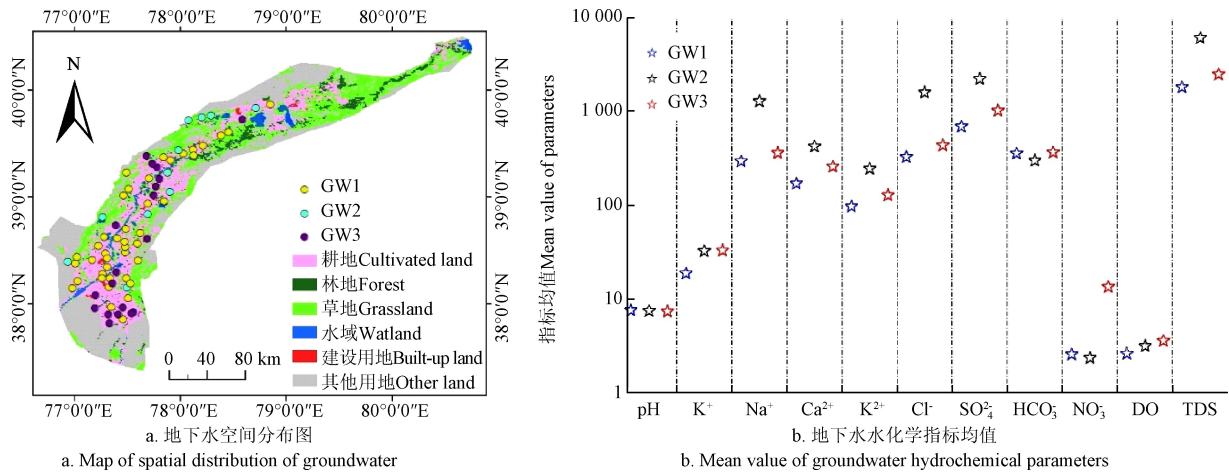
指标 Parameters	因子荷载 Factor loadings		
	F1	F2	F3
K^+	0.443	0.686	-0.070
Na^+	0.937	0.025	-0.211
Ca^{2+}	0.825	0.397	-0.077
Mg^{2+}	0.838	0.440	-0.187
Cl^-	0.933	-0.011	-0.196
SO_4^{2-}	0.903	0.323	-0.143
HCO_3^-	0.012	0.814	-0.305
NO_3^-	-0.182	-0.048	0.812
pH	-0.325	-0.739	0.132
TDS	0.956	0.218	-0.186
TH	0.858	0.432	-0.137
EC	0.956	0.153	-0.189
Eh	-0.248	-0.246	0.700
DO	-0.079	-0.525	0.628
贡献率 Percent of variance/%	49.383	19.528	13.520
累计贡献率 Cumulative percent of variance/%	49.383	68.911	82.431

3.4.2 聚类分析

对地下水水样的主因子得分进行聚类分析, 聚类结果为水文地质条件控制 (GW1)、地下水化学环境影响 (GW2) 和人为活动影响 (GW3) 3 类。

GW1 类地下水有 42 组 (单一结构潜水、承压水区潜

水和浅层承压水分别有 8 组、14 组和 20 组), 占总水样的 58.33%。GW1 类地下水在各类土地利用类型中均有分布 (图 4a), 其主要离子 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 及 TDS 均值低于 GW2 和 GW3 (图 4b), 表明地下水咸化受溶滤作用等自然过程影响, 其咸化程度相对较低。



注: GW1、GW2 和 GW3 为地下水水样聚类的类型, pH 为无量纲, 其余指标单位为 $mg \cdot L^{-1}$ 。

Note: GW1, GW2 and GW3 are clustering types of groundwater samples; the pH is dimensionless; units of other parameters are $mg \cdot L^{-1}$.

图 4 各类地下水空间分布图及离子均值图

Fig.4 Map of spatial distribution of groundwater and mean value of groundwater parameters

图 5a 显示, 大多数地下水样的碳酸盐岩如白云石、方解石饱和指数 ($SI_{Dolomite}$ 、 $SI_{Calcite}$) 大于零, 说明白云石、方解石已达饱和状态, 矿物溶解微弱, 趋于形成方解石、白云石沉淀。局部地区, 碳酸盐达饱和状态可能是由于硅酸盐风化过程中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 输入过量造成的^[29]。盐岩、石膏的饱和指数 (SI_{Halite} 、 SI_{Gypsum}) 小于零, 且随 TDS 增加饱和指数呈指数上升 (图 5b), 表明水体中 TDS 的增加可能是受盐岩和石膏等蒸发岩矿物的溶解控制。

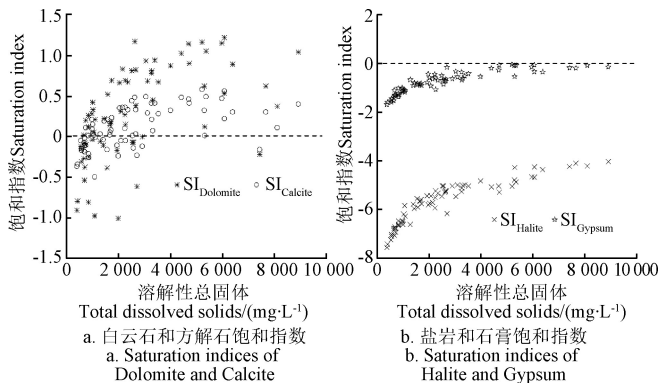


图 5 地下水矿物饱和指数与 TDS 关系

Fig.5 Relationship between saturation indices and TDS in groundwater

GW2 类地下水有 11 组, 占总水样的 15.28%。 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 指标均值在 3 类地下水中最高, 主要分布于草地, 表明 GW2 类地下水咸化程度较高, 受人类活动影响相对较小。GW2 中的 82.82% 的水样属于浅层承压水 (浅层承压水有 9 组, 单一结构潜水和承压潜水各有 1 组), 因承压水处于相对封闭的环境,

该环境对地下水咸化影响程度相对较大。分析特定的离子关系, 可以判别含水层中发生的主要水化学过程。图 6a 显示, 大多数水样位于盐岩溶解线以上, 说明 Na^+ 来源于盐岩溶解作用外, 还存在阳离子交换等的影响^[33]。

图 6b 显示, SAR 与 TDS 成正相关关系 ($R^2=0.773$), 即, TDS 越高其 SAR 值越大, 离子交换作用越明显。GW2 类地下水的 SAR 高于 GW1 和 GW3, 因 GW2 中绝大部分水样属于承压水, 其地下水径流条件差, 水岩作用时间长, 沉积物颗粒较细, 比表面积大, 使得 Na^+ 与 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 之间的交替吸附作用更加明显。沉积物富含的吸附性 Na^+ 发生阳离子交替吸附作用, Ca^{2+} 便置换岩土所吸附的一部分 Na^+ , 导致水中 Na^+ 升高, 使地下水趋于咸化。

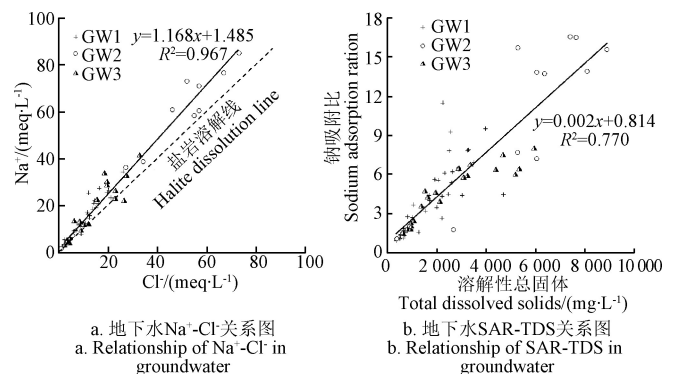


图 6 地下水中 Na^+ - Cl^- 和 SAR-TDS 关系图

Fig.6 Relationship of Na^+ - Cl^- and SAR-TDS in groundwater

19 组水样属于 GW3 类地下水 (单一结构潜水 8 组、承压潜水 7 组、浅层承压水 4 组), 占总水样的 26.39%。 NO_3^- 均值是 3 类地下水中最高的, 主要离子 Na^+ 、 Ca^{2+} 、

Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、及 TDS 均值较 GW1 类高, 低于 GW2。主要分布于耕地和建设用地, 受人类活动的影响较大。

研究区地下水 NO_3^- 浓度为 0.20~35.48 mg/L, 根据《地下水质量标准》(GB/T14848-2017) 分类, I 类 (≤ 2.00 mg/L, 39 组)、II 类 ($> 2.00 \sim 5.00$ mg/L, 14 组)、III 类 ($> 5.00 \sim 20.00$ mg/L, 14 组)、IV 类 ($> 20.00 \sim 30.00$ mg/L, 3 组)、V 类 (> 30.00 mg/L, 2 组) 地下水分别占总水样的 54.17%、19.44%、19.44%、4.17% 和 2.78%, IV 类和 V 类地下水为 6.95%, 说明地下水受到人类活动影响。由表 1 可以看出, 潜水中 NO_3^- 浓度极大值较浅层承压水高, 表明潜水受人为污染程度较浅层承压水大。因潜水与地表联系密切, 直接受人为污染影响较大, 农业施用化肥随灌溉水下渗对地下水形成污染, 生活污水与工业废水未经处理排入河流沿地下水通道入渗污染地下水, 导致地下水咸化^[18]。由于隔水顶板的存在, 浅层承压水受人为污染影响较小, 但一些成井工艺不规范和劣质井的使用, 使得隔水层遭到破坏, 受污染的高矿化度地下水沿井壁下渗, 导致部分浅层承压水受污染^[3,29]。

4 结 论

1) 叶尔羌河流域平原区地下水 pH 范围为 6.91~8.07, 呈中性或弱碱性。水化学类型以 $HCO_3^- \cdot SO_4^{2-} \cdot Ca \cdot Mg$ 、 $SO_4^{2-} \cdot HCO_3^- \cdot Na \cdot Ca$ 、 $SO_4^{2-} \cdot Cl^- \cdot Na \cdot Ca (Mg)$ 和 $Cl^- \cdot SO_4^{2-} \cdot Na$ 型为主。单一结构潜水中未咸化水比例为 47.06%, 微咸化水、咸化水比例分别为 29.41% 和 23.53%, 咸化程度相对较高; 承压水区潜水中未咸化水、微咸化水、咸化水比例分别为 50.00%、36.36% 和 13.64%, 咸化程度相对较低; 浅层承压水中未咸化水比例为 42.42%, 微咸化水、咸化水比例分别为 15.15% 和 42.42%, 咸化程度最高。

2) 潜水和浅层承压水地下水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 对数转换后, 服从正态分布。变异函数计算结果表明各指标空间相关性较强。潜水 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 的空间分布较为相似, 总体呈南低北高的趋势; 浅层承压水的 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、TDS 呈高低值相间分布的特征, 由于承压水环境较封闭, 水岩作用时间长, 离子浓度较承压水区潜山高。

3) 因子分析表明地下水咸化受水文地质条件、水化学环境和人为污染因素控制。聚类分析表明: GW1 (水文地质条件控制) 占总水样的 58.33%, 各类土地利用类型均有分布, 水文地质过程对地下水咸化影响较大; 15.28% 的水样属于 GW2 (地下水化学环境影响), 主要分布于草地, 地下水咸化受水化学环境影响较大; 26.39% 的水样属于 GW3 (人为活动影响), 分布于耕地和建设用地, 受人为活动的影响较大。

[参 考 文 献]

- [1] Lin Jingjing, Ma Rui, Hu Yalu, et al. Groundwater sustainability and groundwater/surface-water interaction in arid Dunhuang Basin, northwest China[J]. *Hydrogeology Journal*, 2018, 26(5): 1559—1572.
- [2] Huang Tianming, Pang Zhonghe. The role of deuterium excess in determining the water salinization mechanism: A case study of the arid Tarim River Basin, NW China[J]. *Applied Geochemistry*, 2012, 27(12): 2382—2388.
- [3] 林丽, 曾妍妍, 周金龙. 塔里木盆地平原区深层承压水咸化成因分析[J]. *人民黄河*, 2017, 39(5): 72—75.
- Lin Li, Zeng Yanyan, Zhou Jinlong. Cause analysis of salinization of deep confined groundwater in Tarim Basin Plain[J]. *Yellow River*, 2017, 39(5): 72—75. (in Chinese with English abstract)
- [4] Li Qiao, Zhou Jinlong, Zhou Yinzu, et al. Salinization of deep groundwater in plain areas of Xinjiang: Causes and countermeasures[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2014, 52(13/14/15): 2724—2733.
- [5] Jia Yongfeng, Guo Huaming, Xi Beidou, et al. Sources of groundwater salinity and potential impact on arsenic mobility in the western Hetao Basin, Inner Mongolia[J]. *Science of the Total Environment*, 2017(601/602): 691—702.
- [6] 王雨山, 李戌, 李海学, 等. 海原盆地地下水咸化特征和控制因素[J]. *水文地质工程地质*, 2019, 46(4): 10—17, 57.
- Wang Yushan, Li Shu, Li Haixue, et al. Groundwater salinization characteristics and controlling factors in the Haiyuan Basin[J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2019, 46(4): 10—17, 57. (in Chinese with English abstract)
- [7] Pulido-Bosch A, Rigol-Sanchez J P, Vallejos A, et al. Impacts of agricultural irrigation on groundwater salinity[J/OL]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(5): 197.
- [8] Li Qinghua, Zhang Yanpeng, Chen Wen, et al. The integrated impacts of natural processes and human activities on groundwater salinization in the coastal aquifers of Beihai, southern China[J]. *Hydrogeology Journal*, 2018, 26(5): 1513—1526.
- [9] Zhang Xuedi, Qian Hui, Wu Hao, et al. Multivariate analysis of confined groundwater hydrochemistry of a long-exploited sedimentary basin in Northwest China[J/OL]. *Journal of Chemistry*, 2016, 2016: 3812125.
- [10] Mohammed B, Driss O, Salah O. Characterization of mechanisms and processes controlling groundwater salinization in coastal semi-arid area using hydrochemical and isotopic investigations (Essaouira basin, Morocco)[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(25): 24992—25004.
- [11] 刘宏伟, 胡云壮, 马震, 等. 莱州湾南岸浅层地下水咸化特征及其指示意义[J]. *节水灌溉*, 2019(5): 71—76.
- Liu Hongwei, Hu Yunzhuang, Ma Zhen, et al. Characteristics of shallow groundwater salinization and its indication in southern Laizhou Bay Area[J]. *Water Saving Irrigation*, 2019(5): 71—76. (in Chinese with English abstract)
- [12] Masoud A A, El-Horiny M M, Atwia M G, et al. Assessment of groundwater and soil quality degradation using multivariate and geostatistical analyses, Dakhla Oasis, Egypt[J]. *Journal of African Earth Sciences*, 2018, 142: 64—81.
- [13] Kazakis N, Mattas C, Pavlou A, et al. Multivariate statistical analysis for the assessment of groundwater quality under different hydrogeological regimes[J/OL]. *Environmental Earth Sciences*, 2017, 76(9): 349.

- [14] Abu-Alnaeem M F, Yusoff I, Ng T F, et al. Assessment of groundwater salinity and quality in Gaza coastal aquifer, Gaza Strip, Palestine: An integrated statistical, geostatistical and hydrogeochemical approaches study[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 615: 972–989.
- [15] Arslan H. Spatial and temporal mapping of groundwater salinity using ordinary kriging and indicator kriging: The case of Bafra Plain, Turkey[J]. *Agricultural Water Management*, 2012, 113: 57–63.
- [16] 徐存东, 王荣荣, 程慧, 等. 基于遥感数据分析干旱区人工绿洲灌区的水盐时空分异特征[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(2): 80–89.
- Xu Cundong, Wang Rongrong, Cheng Hui, et al. Spatial-temporal distribution of water and salt in artificial oasis irrigation area in arid area based on remote sensing analysis[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2019, 35(2): 80–89. (in Chinese with English abstract)
- [17] 王全九, 毕磊, 张继红. 新疆包头湖灌区农田土壤水盐热特性空间变异特征[J]. *农业工程学报*, 2018, 34(18): 138–145.
- Wang Quanjiu, Bi Lei, Zhang Jihong. Spatial variability analysis of large-scale soil water, salt and heat characteristics in Baotou lake irrigation area of Xinjiang[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2018, 34(18): 138–145. (in Chinese with English abstract)
- [18] 张勇, 郭纯青, 朱彦光, 等. 云南荞麦地流域地下水水化学特征及物质来源分析[J]. *环境科学*, 2019, 40(6): 2686–2695.
- Zhang Yong, Guo Chunqing, Zhu Yanguang, et al. Chemical characteristics of groundwater and material sources analysis in Buckwheat field, Yunnan Province[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(6): 2686–2695. (in Chinese with English abstract)
- [19] Chang Jianxia, KanYanbin, Wang Yimin, et al. Conjunctive operation of reservoirs and ponds using a simulation-optimization model of irrigation systems[J]. *Water Resources Management*, 2017, 31(3): 995–1012.
- [20] Tang Hong, Yang Degang, Zhang Yufang. Food security and agricultural structural adjustment in Yarkant River Basin, northwest China[J]. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 2013, 11(1): 324–328.
- [21] 栾凤娇, 周金龙, 曾妍妍, 等. 新疆南部典型地区地下水中氟的分布特征及其富集因素分析[J]. *环境化学*, 2016, 35(6): 1203–1211.
- Luan Fengjiao, Zhou Jinlong, Zeng Yanyan, et al. Distribution characteristics and enrichment factors of fluorine in groundwater in typical areas of southern Xinjiang[J]. *Environmental Chemistry*, 2016, 35(6): 1203–1211. (in Chinese with English abstract)
- [22] 武倩倩, 任加国, 许模. 新疆叶尔羌河流域地下水同位素特征及其补给来源分析[J]. *中国地质*, 2008, 35(2): 331–336.
- Wu Qianqian, Ren Jiaguo, Xu Mo. Isotope features and supply sources of groundwater in the Yarkant River drainage area, Xinjiang[J]. *Geology in China*, 2008, 35(2): 331–336. (in Chinese with English abstract)
- [23] 刘纪远, 匡文慧, 张增祥, 等. 20 世纪 80 年代末以来中国土地利用变化的基本特征与空间格局[J]. *地理学报*, 2014, 69(1): 3–14.
- Liu Jiuyan, Kuang Wenhui, Zhang Zengxiang, et al. Spatiotemporal characteristics, patterns and causes of land use changes in China since the late 1980s[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2014, 69(1): 3–14. (in Chinese with English abstract)
- [24] 王贺, 谷洪彪, 迟宝明, 等. 柳江盆地浅层地下水硝酸盐分布特征及影响因素分析[J]. *环境科学*, 2016, 37(5): 1699–1706.
- Wang He, Gu Hongbiao, Chi Baoming, et al. Distribution characteristics and influencing factors of nitrate pollution in shallow groundwater of Liujiang Basin[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(5): 1699–1706. (in Chinese with English abstract)
- [25] 陈云飞, 曾妍妍, 周金龙, 等. 新疆于田县绿洲区土壤重金属空间分布特征与影响因素[J]. *农业机械学报*, 2019, 50(4): 263–273.
- Chen Yunfei, Zeng Yanyan, Zhou Jinlong, et al. Spatial distribution and influence factors of soil heavy metal contents in oasis area of Yutian County, Xinjiang [J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2019, 50(4): 263–273. (in Chinese with English abstract)
- [26] Cao Yingjie, Tang Changyuan, Song Xianfang, et al. Identifying the hydrochemical characteristics of rivers and groundwater by multivariate statistical analysis in the Sanjiang Plain, China[J]. *Applied Water Science*, 2016, 6(2): 169–178.
- [27] Luo Wenting, Gao Xubo, Zhang Xin. Geochemical processes controlling the groundwater chemistry and fluoride contamination in the Yuncheng Basin, China: An area with complex hydrogeochemical conditions[J]. *Plos One*, 2018, 13(7): 1–25.
- [28] 李霄, 林学钰, 都基众, 等. 齐齐哈尔市潜水水化学演化规律分析[J]. *水利学报*, 2014, 45(7): 815–827.
- Li Xiao, Lin Xueyu, Du Jizhong, et al. Analysis of hydrochemical evolution of phreatic water in Qiqihar City[J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2014, 45(7): 815–827. (in Chinese with English abstract)
- [29] Ferchichi H, Farhat B, Ben-Hamouda M F, et al. Understanding groundwater chemistry in Mediterranean semi-arid system using multivariate statistics techniques and GIS methods: Case of Manouba aquifer (Northeastern Tunisia)[J]. *Arabian Journal of Geosciences*, 2017, 10(23): 530.
- [30] Kaur L, Rishi M S. Integrated geospatial, geostatistical, and remote-sensing approach to estimate groundwater level in North-western India[J/OL]. *Environmental Earth Sciences*, 2018, 77(23): 786.
- [31] 徐英, 葛洲, 王娟, 等. 基于指示 Kriging 法的土壤盐渍化与地下水埋深关系研究[J]. *农业工程学报*, 2019, 35(1): 123–130.
- Xu Ying, Ge Zhou, Wang Juan, et al. Study on relationship between soil salinization and groundwater table depth based

- on indicator Kriging[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2019, 35(1): 123—130. (in Chinese with English abstract)
- [32] Jalali M. Nitrate pollution of groundwater in Toyserkan, western Iran[J]. Environmental Earth Sciences, 2011, 62(5): 907—913.
- [33] Argamasilla M, Barberá J A, Andreo B. Factors controlling groundwater salinization and hydrogeochemical processes in coastal aquifers from southern Spain[J]. Science of the Total Environment, 2017, 580: 50—68.

Spatial distribution and cause of salinization of shallow groundwater in plain terrain of the Yarkant River Basin, Xinjiang

Zhang Jie^{1,2}, Zhou Jinlong^{1,2*}, Nai Weihua³, Zeng Yanyan^{1,2}, Chen Yunfei^{1,2}, Wei Xing^{1,2}

(1. College of Water Conservancy and Civil Engineering, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, China; 2. Xinjiang Hydrology and Water Resources Engineering Research Center, Urumqi 830052, China; 3. No.2 Hydrogeology and Engineering Geology Party of Xinjiang Bureau of Geology and Mineral Resources Exploration and Development, Changji 831100, China)

Abstract: In order to understand the characteristics and causes of groundwater salinization in the plain area of Yarkant River Basin, the water quality evolution of the shallow groundwater (buried depth ≤ 100 m) was analyzed by means of multivariate statistics, geostatistics, remote sensing technology and geochemical methods. The groundwater pH value ranged from 6.91 to 8.07, which mainly occurred under neutral to alkaline environment in the study area. Groundwater types in single structure unconfined groundwater were mainly $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca-Mg}$, $\text{SO}_4\text{-HCO}_3\text{-Na-Ca}$, and unconfined groundwater in unconfined area were $\text{SO}_4\text{-Cl-Na-Ca}$ and $\text{SO}_4\text{-Cl-Na-Mg}$, while $\text{Cl-SO}_4\text{-Na}$, $\text{SO}_4\text{-Cl-Na-Ca}$ and $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca-Mg}$ were dominant in shallow confined groundwater. The calculation results of salinization coefficient (SC) showed that the proportion of $\text{SC} \leq 1$, between >1 and >2 in the water samples with single structure unconfined groundwater (17 groups of groundwater samples) were 47.06%, 29.41% and 23.53%, respectively, and the degree of salinization was high. The proportion of $\text{SC} \leq 1$ in unconfined groundwater of unconfined area (22 groups of groundwater samples) was 50.00%. The proportion of SC between >1 and >2 was 36.36%, the proportion of $\text{SC} > 2$ was 13.64%, and the degree of salinization was low. The $\text{SC} \leq 1$, $>1-2$ and >2 of shallow confined groundwater (33 groups groundwater samples) was 42.42%, 15.15% and 42.42% respectively, which the salinization degree was the highest. Kolmogorov-Smirnov tests were carried out on Cl^- , SO_4^{2-} , TDS of unconfined and shallow confined groundwater, and the results obeyed normal distribution. To examine the degree of spatial correlation, the ratio of nugget to sill was advised generally. The nugget/sill ≤ 0.25 , $> 0.25 \sim 0.75$, and > 0.75 were the conditions in which spatial structures were supposed to be strong, moderate, and weak, respectively. In this study, the ratio of nugget to sill for all parameters of Cl^- , SO_4^{2-} , TDS of unconfined and shallow confined groundwater were < 0.25 , suggested the strong spatial correlation for the studied regionalized variable. The trend of Cl^- , SO_4^{2-} , TDS in unconfined groundwater was generally low in the South and high in the North, while that of shallow confined groundwater was characterized by the distribution of high and low values. Factor analysis was carried out on 14 hydrochemical indices of 72 groups of groundwater samples. The results showed that the contribution rates of main factors F1, F2 and F3 were 49.38%, 19.53% and 13.52% respectively, and the contribution rate of cumulative variance was 82.43%. Cluster analysis showed that GW1 (controlled by hydrogeological conditions) groundwater accounted for 58.33% of the all groundwater samples, which was widely distributed and mainly affected by natural processes. The saturation indices (SI) of carbonate minerals tended to be saturated, while the SI of evaporite minerals was unsaturated. The ion concentration was mainly controlled by the dissolution of evaporite minerals. GW2 (affected by groundwater chemical environment) groundwater accounted for 15.28%, mainly distributed in grassland, and hydrochemical environment had a relatively large impact on groundwater salinization. Sodium adsorption ratio (SAR) was positively correlated with total dissolved solids (TDS) ($R^2=0.773$), which showed that Na^+ in groundwater had obvious ion exchange with Ca^{2+} and Mg^{2+} in aquifer medium. 26.39% of the all groundwater samples belong to GW3 (affected by human activities), mainly distributed in cultivated land and construction land, and groundwater salinization was significantly affected by human activities. Unconfined groundwater was greatly affected by agricultural irrigation, domestic sewage and industrial sewage, however, the pollution degree of shallow confined groundwater was relatively low.

Keywords: factor analysis; cluster analysis; geostatistics; groundwater salinization; Yarkant River basin