

杨红遍, 刘然, 李炳华, 等. 引温济潮受水区地下水水文地球化学特征及水质变化趋势[J]. 南水北调与水利科技(中英文), 2023, 21(4): 689-699. YANG H B, LIU R, LI B H, et al. Hydrogeochemistry characteristics and groundwater quality change trend in the "from Wenyu River to Chaobai River" water diversion area[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2023, 21(4): 689-699. (in Chinese)

引温济潮受水区地下水水文地球化学特征 及水质变化趋势

杨红遍¹, 刘然², 李炳华³, 戈印新³

(1. 石家庄供水有限责任公司, 石家庄 050011; 2. 北京市朝阳区水土保持与科技管理中心, 北京 100024;
3. 北京市水科学技术研究院, 北京 100048)

摘要:为探讨河道生态补水对受水区地下水水质的影响, 收集引温济潮受水区 2007 年、2013 年和 2018 年不同含水层的地下水水质数据, 采用描述性统计分析水质参数的变化特征, 利用 Piper 三线图分析生态补水后受水区不同含水层地下水水化学相, 同时利用吉布斯(Gibbs)图与离子比值图分析地下水水化学特征的控制因素, 并通过改进的综合水质指数法(MIWQI)对受水区进行水质评价。结果表明: 不同含水层中阴阳离子分别以 HCO_3^- 和 Ca^{2+} 为主导; 水岩相互作用和人类活动是地下水中离子变化的主要驱动因素; 引温济潮生态补水后受水区地下水水质有所改善。其中: 2007 年较差水质点位占 4.4%, 2013 年河道生态补水 5 年后, 没有较差水质点位; 对评价方法所选水质指标进行敏感性分析, 其敏感性指标较小, 未超过 2.0%, 表明所选指标能较好表征水质评价结果。

关键词:引温济潮; 受水区; 水化学特征; 水质评价

中图分类号: TV211; X832 **文献标志码:** A **DOI:** 10.13476/j.cnki.nsbdqk.2023.0081

近年来为恢复潮白河流域生态环境^[1-2], 在流域内开展了一系列河道再生水利用工程, 如引温济潮一期及二期工程。随着再生水利用规模的提高^[3-4], 生态补水在改善潮白河生态环境的同时也对受水区地下水环境产生持续影响^[5]。在引温济潮受水区中, 由于地层岩性基本为渗透性能良好的砂砾石, 再生水长期入渗通过混合及水岩相互作用影响地下水中溶解盐类的浓度^[6-7], 可能会造成地表风险源中风险因子向地下含水层迁移^[6,8-9]。因此, 对于再生水作为生态水源补给地下水对地下水环境产生的影响日益受到人们的关注^[9]。

针对河道补水对地下水质量影响的问题, 国内外已开展了一些调查和研究。He 等^[4]开展再生水恢复下的冲积层地下水动态变化的研究, 分析补水后含水层的水质变化情况。孟庆义等^[5]分析了再生水回用于北京景观水体后地下水水质的变化。刘立才等^[10]结合南水北调工程调水契机, 开展动态含

水层模拟试验, 分析了南水北调水源进入含水层过程中地下水水质变化情况, 并利用溶质运移模型, 在不考虑吸附、降解等水岩相互作用等条件下, 模拟了试验土柱中各常规组分的水质变化。除此之外, 生态补水会导致地下水水位产生波动, 而随着地下水位的变化, 可能使包气带中的可溶解污染组分进入地下水, 造成一定程度的地下水污染。目前研究^[11-13]表明, 生态补水和当地地下水在水化学指标种类或指标含量存在差异, 但是补给到地下水后水质变化趋势难以准确预测。

以引温济潮受水区 2007 年、2013 年和 2018 年不同含水层的地下水数据为例, 采用描述性统计对研究区水质参数的变化特征进行分析, 通过 Piper 三线图分析地下水水化学相, 同时利用吉布斯(Gibbs)图与离子比值图分析地下水水化学特征的控制因素, 并利用改进的综合水质指数法对地下水水质进行评价并分析不同含水层综合水质指数的

收稿日期: 2023-03-02 修回日期: 2023-07-21 网络出版时间: 2023-08-02

网络出版地址: <https://link.cnki.net/urlid/13.1430.TV.20220801.1753.002>

基金项目: 国家自然科学基金项目(41730749)

作者简介: 杨红遍(1968—), 男, 河北石家庄人, 高级工程师, 主要从事给排水领域研究。E-mail: 1363545943@qq.com

通信作者: 李炳华(1975—), 男, 江西南昌人, 教授级高级工程师, 博士, 主要从事地下水污染和再生水安全利用研究。E-mail: libinghua@163.com

变化规律。研究结果可为河道生态补水后地下水水文地球化学特征及水质变化趋势提供科学参考及理论支撑,也为类似河道补水工程提供借鉴。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

潮白河自北部怀柔区进入顺义境内,由北向南纵贯整个顺义区,自南部出境进入通州区,其中顺义段全长约 35 km,流域面积 445.8 km²。引温济潮工程位于潮白河冲积平原区向阳闸以下潮白河河道。向阳闸至河南村橡胶坝河段全长约 7.3 km,河道宽度为 200~400 m。城北减河位于顺义城区北侧,全长约 4.0 km,在潮白河向阳闸下入潮白河^[14]。

引温济潮工程补水范围北起向阳闸,南至河南村橡胶坝。截至 2016 年底,引温济潮工程累计引水量 2.02 亿 m³。为研究河道受水以来,潮白河河道周围地下水环境,在河道外围布设了地下水水质监测井,监测井分布见图 1。监测井的监测层位主要为 30 m、50 m 深的含水层。监测井布设后,不仅监测了河道受水前的地下水背景水质,并在河道受水后持续监测地下水水质变化。由河道水文地质断面图(图 2)可知,自向阳闸至河南村橡胶坝,地层岩性层数由多变少。按照相对稳定的弱透土层,可以划分为 3 个含水层,按埋藏位置从上至下依次命名为

第一到第三含水层:第一含水层埋深<30 m;第二含水层埋深≥30~<50 m;第三含水层埋深≥50~<65 m,含水层岩性主要为砂卵石和粉质黏土。在地面以下 30 m 范围内,其主要岩性为砂砾石及粉质黏土,同时存在粉质黏土隔水层,最大厚度为 6 m。对于该层的粉质黏土隔水层来说,其特征对地下水化学组分具有较强的阻滞和吸附降解作用。而在 50 m 深的含水层中,其岩性以中细砂及粉质黏土为主,会进一步对地下水水化学组分产生阻滞和吸附降解作用。本文将监测井的监测层位布设在 30 m 及 50 m 含水层中,以探究生态补水经多层粉质黏土层后地下水水质的变化情况。

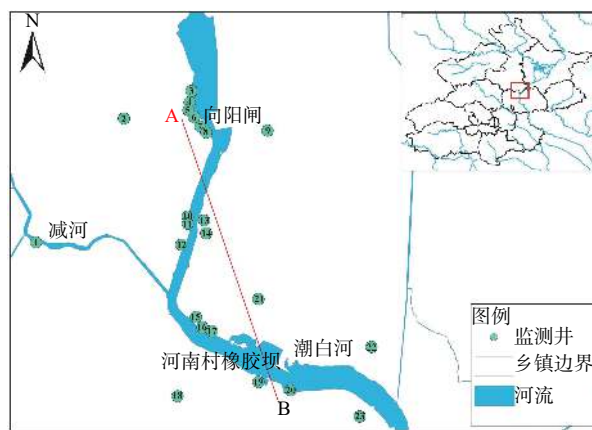


图 1 引温济潮受水区地下水监测井分布

Fig. 1 Distribution of groundwater monitoring wells in the water-receiving area of water diversion project

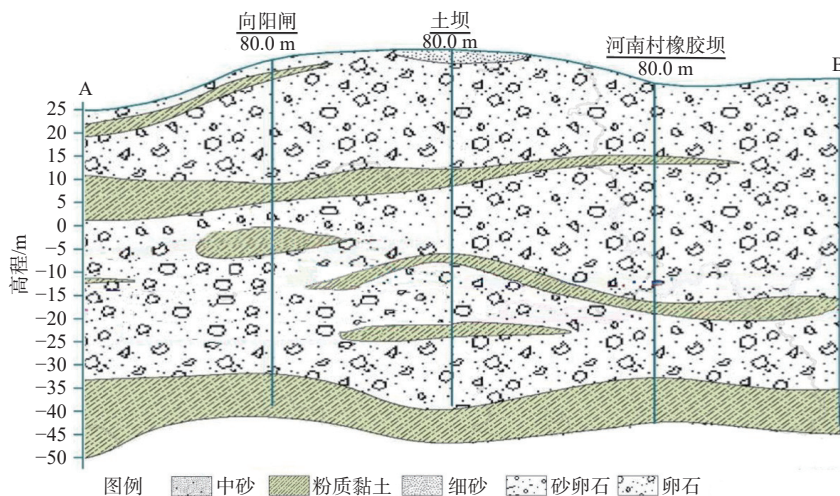


图 2 引温济潮受水区水文地质断面

Fig. 2 Hydrogeological profile in the water-receiving area of water diversion project

1.2 样品采集与分析

考虑水文地质条件及河道周边机井分布,分别在 2007 年 10 月、2013 年 5 月和 2018 年 4 月采集 30 m、50 m 含水层地下水水样各 23 个。在水样采

集前,先抽取地下水约 10 min,以准确反映当地地下水情况。然后将地下水样本储存在预先清洗过的 500 mL 聚乙烯瓶中,贴上标签并储存于 4 ℃ 下的培养箱中,直到实验室分析。分析测试的指标包

括 TDS (溶解性总固体)、TH (总硬度)、pH 值及 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的质量浓度。地下水样品的采集、储存、运输和分析严格按照 HJ/T 16—2004《地下水环境监测技术规范》执行^[15]。其中 TDS、TH 和 pH 值采用多参数水质分析仪 (HACH-HQ40D) 检测。主要阳离子 (Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Na^+) 的质量浓度采用电感耦合等离子体发射光谱法 (ICP-6300) 测定, 主要阴离子 (Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 HCO_3^- 、 CO_3^{2-}) 的质量浓度采用离子色谱法 (ICS-3000) 测定, $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的质量浓度采用气相分子吸收光谱法 (GMA—3376) 测定。

为验证样品测试的准确性, 只接受电荷平衡误差小于 $\pm 5\%$ 的水样^[16]。电荷平衡误差表示为

$$E_{\text{CB}} = \frac{\sum N_c - \sum N_a}{\sum N_c + \sum N_a} \times 100\% \quad (1)$$

式中: E_{CB} 为电荷平衡误差, %; $\sum N_c$ 和 $\sum N_a$ 为所有阳离子和所有阴离子的当量浓度, meq/L (1 meq/L = 1 mmol/L × 离子价态)。 E_{CB} 在 5% 以内被认为是最合适进行理化分析的, 本研究中最高的 E_{CB} 为 4.83%。

1.3 研究方法

采用描述性统计分析地下水化学的一般特征。利用 Piper 三线图^[17] 阐明地下水水化学相, 利用吉布斯 (Gibbs) 图和离子比值图对主要离子源进行分析^[18], 揭示不同含水层地下水水化学特征的控制因素; 通过改进的综合水质指数法对地下水水质进行评价^[12,19]。

1.3.1 水文地球化学分析

Piper 三线图是由 Piper^[17] 提出的, 它由中心菱形场和两个三角形图组成, 一对三角形分别表示阴离子图和阳离子图。阳离子当量浓度百分数与阴离子当量浓度百分数形成的单点, 两个单点以三角形外边线作射线, 在菱形区域内相交于一点, 这一点可代表地下水化学相和类型。因此, 通过三线图可以归纳出研究区地下水的水化学类型。

Gibbs 图是根据 $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 和 $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ 与 TDS 的比值阐述地下水化学的控制因素。一般将 Gibbs 图分为 3 个区域: 岩石优势区、蒸发优势区和降水优势区。因此, Gibbs 图可用于揭示了岩石风化、蒸发和降水对地下水的影响以及主要离子源^[18]。

离子比值图是根据 Na^+ 和 Cl^- 、 $(\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^-)$ 和

$(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ 、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 、 $(\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- - \text{Mg}^{2+} - \text{Ca}^{2+})$ 和 $(\text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{Cl}^-)$ 当量浓度的比值确定控制地下水化学主要因素。一般借助 $y=x$ 关系线确定水样指标分布位置, 以此判断驱动地下水化学特征的主要因素。

1.3.2 改进的综合水质指数法 (MIWQI)

对于多因子复杂环境的地下水水质状况, 采用 MIWQI 法能够定量且直观地评价。计算步骤如下:

构造初始矩阵, 表达式为

$$X = \begin{bmatrix} C_{11} & C_{12} & \cdots & C_{1n} \\ C_{21} & C_{22} & \cdots & C_{2n} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ C_{m1} & C_{m2} & \cdots & C_{mn} \end{bmatrix} \quad (2)$$

式中: C_{ij} 为 i 水样 j 指标的质量浓度, mg/L, $i=1, 2, \dots, m$ 为样品的个数, $j=1, 2, \dots, n$ 为指标的个数。

归一化初始矩阵, 标准矩阵 $R (r_{ij})$ 可以表示为

$$R = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1j} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2j} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ r_{i1} & r_{i2} & \cdots & r_{ij} \end{bmatrix} \quad (3)$$

$$r_{ij} = \frac{C_{ij} - C_{ij,\text{min}}}{C_{ij,\text{max}} - C_{ij,\text{min}}} \quad (4)$$

式中: r_{ij} 为 i 水样 j 指标的标准值; $C_{ij,\text{max}}$ 为 i 水样 j 指标质量浓度的最大值, mg/L; $C_{ij,\text{min}}$ 为 i 水样 j 指标质量浓度的最小值, mg/L。

通过增加信息熵的计算改进综合指数法, 信息熵计算公式为

$$e_j = -\frac{1}{\ln m} \sum_{i=1}^m f_{ij} \ln f_{ij} \quad (5)$$

$$f_{ij} = (r_{ij} + 10^{-4}) / \sum_{i=1}^m (r_{ij} + 10^{-4}) \quad (6)$$

式中: e_j 为 j 指标的信息熵; 10^{-4} 用来确保公式有意义。

基于 MIWQI 的地下水水质评价, 公式为

$$w_j = \frac{1 - e_j}{n - \sum_{j=1}^n (1 - e_j)} \quad (7)$$

$$\begin{cases} q_{ij} = \frac{C_{ij}}{S_j} \times 100 \\ q_{\text{pH}} = \frac{C_{\text{pH}} - 7}{8.5 - 7} \times 100 \end{cases} \quad (8)$$

$$I_{\text{WQ}} = \sum_{j=1}^n w_j \times q_{ij} \quad (9)$$

式中: w_j 为 j 指标的权重; q_{ij} 为 i 水样 j 指标的指数值; S_j 为 j 指标的在 WHO (2011)^[20] 中的限值; q_{pH} 为 i 水样 pH 指标的指数值; I_{IWQ} 为改进的综合水质指数值。

根据 I_{IWQ} , 地下水水质可以分为 5 类, 从水质优良到水质极差。基于 MIWQI 的地下水水质分类见表 1^[21-23]。

表 1 水质指数分类
Tab. 1 Water quality index classification

水质类别	优良	较好	中等	较差	极差
I_{IWQ}	<25	≥25~<50	≥50~<75	≥75~<100	≥100

敏感性分析。敏感性分析可以量化模型参数或驱动变量对模型输出的影响^[24-25]。开展模型变量敏感性分析, 获得各模型参数属性的敏感性系数, 不仅能够识别影响模型不确定性的关键因素, 同时还是在模型数据获取过程存在局限性的情况下, 模型变量优先筛选的依据^[26]。一般而言, 敏感度越高, 评价结果越不稳定。根据公式 (10) 进行敏感性分析, 考察各输入参数对 I_{IWQ} 的影响。

$$S_k = \frac{|(V_k/N) - (v_k/n)|}{V_k} \times 100\% \quad (10)$$

式中: S_k 为第 k 个输入参数的敏感度; V_k 为第 i 个评

价单元的 I_{IWQ} ; v_k 为去掉第 k 个输入参数 (化学成分) 后的 I_{IWQ} ; N 和 n 分别为计算 V_k 和 v_k 时的参数个数。

2 结果与讨论

2.1 地下水水质变化特征

通过描述性统计分析水质参数的变化特征, 其描述性统计结果见表 2。结果表明: 在 30 m 含水层中, 年平均 pH 值均大于 7.60。其中: 2018 年 pH 最大, 为 9.56; 2007 年 pH 最小, 为 7.05, 即地下水呈中性至微碱性。TDS 的年平均值都低于 WHO 标准^[20] 且呈下降趋势。TH 的年平均值均大于 264.56 mg/L 也呈下降趋势。根据水化学参数的统计分析, 地下水常规阳离子平均质量浓度排序为 $Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+} > K^+$, 以 Ca^{2+} 为主导, 分别占阳离子总质量浓度的 63.8%、46.7%、44.0%。地下水常规阴离子平均质量浓度排序为 $HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^- > CO_3^{2-}$, 以 HCO_3^- 为主导, 分别占阴离子总质量浓度的 74.1%、71.6%、68.8%。在 2007 年和 2013 年, NH_4-N 的年平均质量浓度均高于 WHO 标准, 而 2018 年的 NH_4-N 的年平均质量浓度低于 WHO 标准。然而, NO_3-N 和 NO_2-N 的年平均质量浓度在研究时段都低于 WHO 标准。

表 2 地下水样品水化学参数统计分析

Tab. 2 Statistical analysis of hydrochemical parameters of groundwater samples

水质指标	WHO标准 (2011)	2007年			2013年			2018年		
		Avg±S.D.	max	min	Avg±S.D.	max	min	Avg±S.D.	max	min
TDS	1000.0	601.39±136.53	875.00	338.00	548.43±189.49	917.00	273.00	489.96±165.69	953.00	192.00
TH	450.0	438.48±95.50	609.00	278.00	327.57±151.09	640.00	113.00	264.56±137.48	552.00	65.30
pH	6.5~8.5	7.60±0.27	8.12	7.05	7.74±0.25	8.25	7.26	8.02±0.42	9.56	7.26
Ca^{2+}	200.0	110.55±65.83	270.00	0	80.06±36.43	163.00	21.60	66.74±41.30	171.00	10.90
Mg^{2+}	150.0	28.39±16.70	57.80	0	29.78±14.21	66.00	11.20	23.85±9.94	41.20	2.72
K^+	—	2.48±1.98	9.60	0	2.78±1.86	9.41	0.69	3.53±2.39	11.80	1.46
Na^+	200.0	31.92±20.87	93.30	0	58.64±17.04	99.20	30.30	57.71±17.75	96.40	20.60
Cl^-	250.0	49.27±28.75	141.00	15.00	73.20±26.33	136.00	30.40	76.96±21.88	125.00	31.90
SO_4^{2-}	250.0	84.91±48.13	179.00	11.00	70.16±41.58	151.00	9.99	59.13±42.23	169.00	0.13
HCO_3^-	250.0	386.43±192.11	634.00	0	363.83±162.31	674.00	102.00	303.10±150.38	640.00	48.60
CO_3^{2-}	—	0.58±1.65	7.82	0	0.89±1.64	5.44	0.15	1.13±4.60	22.70	0.15
NH_4-N	0.5	0.85±0.96	4.63	0.02	0.58±0.67	2.74	0.03	0.45±0.68	3.10	0.03
NO_3-N	20.0	1.00±1.63	5.22	0.03	3.02±7.49	36.40	0.03	1.21±2.16	9.38	0.03
NO_2-N	1.0	0.01±0.02	0.07	0.00	0.02±0.08	0.42	0	0.03±0.06	0.23	0.00

表 2(续)
Tab. 2 (Continued)

水质指标	WHO标准 (2011)	2007年			2013年			2018年		
		Avg±S.D.	max	min	Avg±S.D.	max	min	Avg±S.D.	max	min
TDS	1000.0	453.22±126.88	780.00	273.00	475.65±95.33	669.00	311.00	440.96±151.89	704.00	128.00
TH	450.0	334.65±100.21	646.00	208.00	295.65±74.85	427.00	137.00	269.26±115.10	499.00	48.00
pH	6.5-8.5	7.77±0.18	8.16	7.41	7.85±0.17	8.22	7.59	7.93±0.24	8.26	7.43
Ca ²⁺	200.0	85.08±35.20	156.00	0	69.61±26.50	126.00	25.80	64.33±34.05	135.00	11.60
Mg ²⁺	150.0	27.53±9.33	43.90	0	29.67±7.96	49.50	16.30	26.85±8.68	38.00	5.78
K ⁺	—	2.17±0.85	3.68	0	1.84±0.59	3.10	0.61	2.03±1.25	6.52	0.33
Na ⁺	200.0	33.76±11.48	52.00	0	49.15±15.21	80.10	27.10	43.06±17.46	78.80	7.02
Cl ⁻	250.0	33.19±24.39	114.00	3.49	59.22±26.83	104.00	14.10	61.28±32.99	151.00	2.00
SO ₄ ²⁻	250.0	48.28±32.79	124.00	1.28	49.69±30.75	109.00	2.91	44.02±36.56	123.00	0.13
HCO ₃ ⁻	250.0	379.39±108.16	622.00	0	343.61±99.82	536.00	149.00	302.11±107.65	474.00	90.50
CO ₃ ²⁻	—	1.18±2.48	9.20	0	0.85±1.42	5.44	0.15	0.15±0.00	0.15	0.15
NH ₄ -N	0.5	0.32±0.31	1.20	0.02	0.56±1.01	3.76	0.02	0.33±0.72	2.78	0.03
NO ₃ -N	20.0	1.42±2.82	12.40	0.03	0.87±1.38	4.48	0.03	0.89±1.30	5.03	0.03
NO ₂ -N	1.0	0.01±0.01	0.05	0	0.01±0.03	0.15	0	0.02±0.06	0.28	0

注: Avg代表指标的平均值; SD代表指标的标准差; max代表指标的最大值; min代表指标的最小值; 除pH为无量纲外, 其余单位均为 mg/L。

在 50 m 含水层中, 年平均 pH 值均大于 7.77。其中: 2018 年 pH 最大值, 为 8.26; 2007 年 pH 最小值, 为 8.16, 即地下水呈中性至微碱性。TDS 的年平均均值都低于 WHO 标准, 其质量浓度呈先上升后下降的趋势。年平均 TH 值均大于 269.26 mg/L 呈下降趋势。地下水常规阳离子平均浓度排序为 Ca²⁺>Na⁺>Mg²⁺>K⁺, 以 Ca²⁺ 为主导, 分别占阳离子总质量浓度的 57.3%、46.3%、47.2%。地下水常规阴离子平均质量浓度排序为 HCO₃⁻>SO₄²⁻>Cl⁻>CO₃²⁻, 以 HCO₃⁻ 为主导, 分别占阴离子总质量浓度的 82.1%、75.8%、74.1%。在 2007 年和 2018 年, NH₄-N 的年平均质量浓度均低于 WHO 标准, 而 2013 年, NH₄-N 的年平均质量浓度高于 WHO 标准, 然而, NO₃-N 和 NO₂-N 的年平均质量浓度在研究时段都低于 WHO 标准。

2.2 地下水水化学相

本研究采用 Piper 三线图揭示地下水化学相, 结果见图 3。不同含水层中阳离子主要分布在三角区的底部偏向 Ca²⁺ 轴线, 阴离子分布在三角区的 E 区, 表明 HCO₃⁻ 占主导地位。对于 30 m 含水层: 2007 年地下水的阳离子 Na⁺+K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 分别占阳离子总量的 20.12%、49.84%、30.04%, 阴离子 Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻ 分别占阴离子总量的 18.39%、22.79%、58.81%, 水化学类型主要为 HCO₃⁻-Ca•Mg 型。2013

年地下水的阳离子 Na⁺+K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 分别占阳离子总量的 30.94%、42.62%、26.43%, 阴离子 Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻ 分别占阴离子总量的 11.46%、13.57%、74.97%, 水化学类型主要为 HCO₃⁻-Ca•Mg 型。2018 年地下水的阳离子 Na⁺+K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 分别占阳离子总量的 35.77%、39.57%、24.66%, 阴离子 Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻ 分别占阴离子总量的 29.72%、13.60%、56.46%, 水化学类型主要为 Cl•HCO₃⁻-Na•Ca•Mg 型。

对于 50 m 含水层: 2007 年地下水的阳离子 Na⁺+K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 分别占阳离子总量的 22.39%、49.68%、27.58%, 阴离子 Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻ 分别占阴离子总量的 11.46%、13.57%、74.97%, 水化学类型主要为 HCO₃⁻-Na•Ca•Mg 型。2013 年地下水的阳离子 Na⁺+K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 分别占阳离子总量的 27.58%、41.76%、30.66%, 阴离子 Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻ 分别占阴离子总量的 20.63%、11.99%、67.38%, 水化学类型主要为 HCO₃⁻-Na•Ca•Mg 型。2018 年地下水的阳离子 Na⁺+K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 分别占阳离子总量的 27.35%、41.61%、31.04%, 阴离子 Cl⁻、SO₄²⁻、HCO₃⁻ 分别占阴离子总量的 23.40%、10.62%、65.98%, 水化学类型主要为 HCO₃⁻-Na•Ca•Mg 型。研究表明对于同一含水层, 在 2007 年、2013 年和 2018 年的地下水化学

类型基本相同,而对于不同含水层,地下水化学类型从 30 m 含水层的 HCO_3^- -Ca•Mg 型向 50 m 含水层的 HCO_3^- -Na•Ca•Mg 型转变。

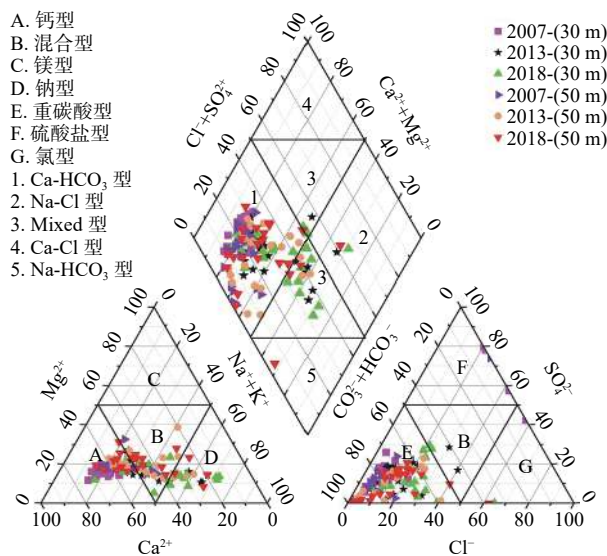


图 3 地下水水化学 Piper 三线图

Fig. 3 Piper diagram of groundwater hydrochemistry

2.3 地下水水化学特征的控制因素

Gibbs 图分析。地下水化学的主导因素一般受

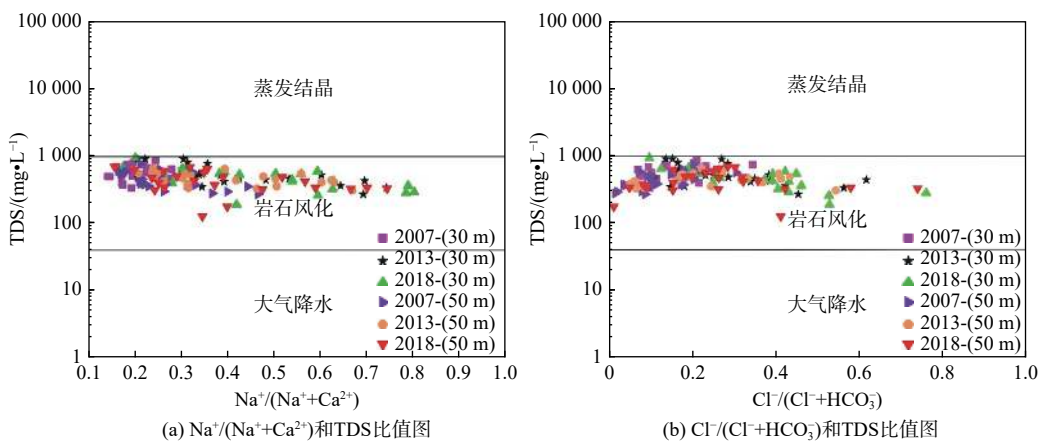
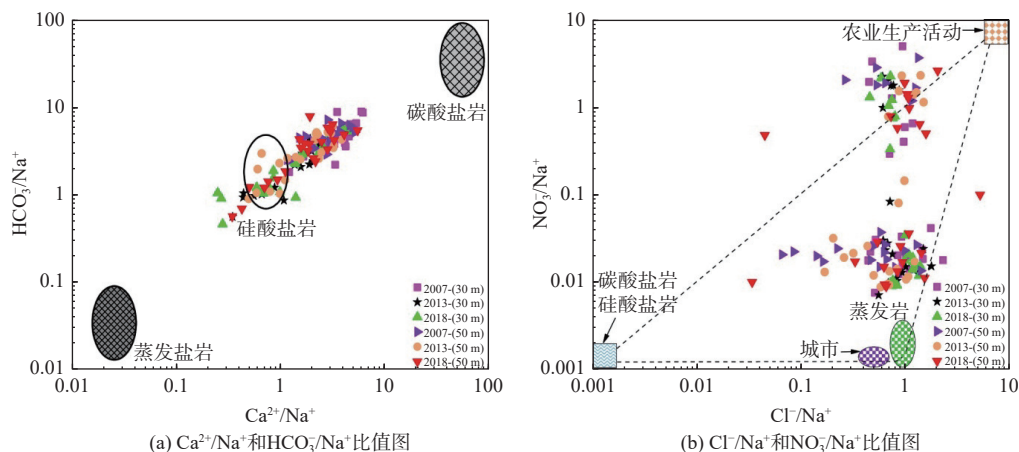


图 4 地下水 Gibbs 图

Fig. 4 Gibbs diagram of groundwater



大气降水、水-岩相互作用和蒸发控制。本研究利用 Gibbs 图揭示地下水化学特征的控制因素,其结果见图 4(a)和 4(b)。含水层地下水样品的 $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 比值在 0.15~0.85, $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ 范围为 0.01~0.80, 含水层的样品大都落入了水-岩作用主导区,说明水-岩相互作用在地下水化学演化中起着重要作用。蒸发和降水对地下水化学组分的影响作用远不及水-岩相互作用。

离子比值图分析。地下水中主要离子的比值可以进一步确定控制地下水化学的主要因素。利用 $\text{Ca}^{2+} / \text{Na}^+$ 和 $\text{HCO}_3^- / \text{Na}^+$ 、 $\text{Cl}^- / \text{Ca}^{2+}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N} / \text{Na}^+$ 揭示岩石风化溶解作用,结果见图 5(a)。地下水主要分布于硅酸盐岩和碳酸盐岩之间,表明地下水化学离子主要受硅酸盐岩和碳酸盐岩风化水解影响,蒸发盐岩的溶解对其影响较小。从图 5(b)可以看出,不同时段不同层位含水层的地下水都受到农业活动的影响,50 m 含水层环境相较于 30 m 含水层环境更为封闭,说明 50 m 含水层比 30 m 含水层受到人类活动形成的污染物影响更小。因此,建议将 30 m 含水层作为地下水污染控制及地下水管理的重点。

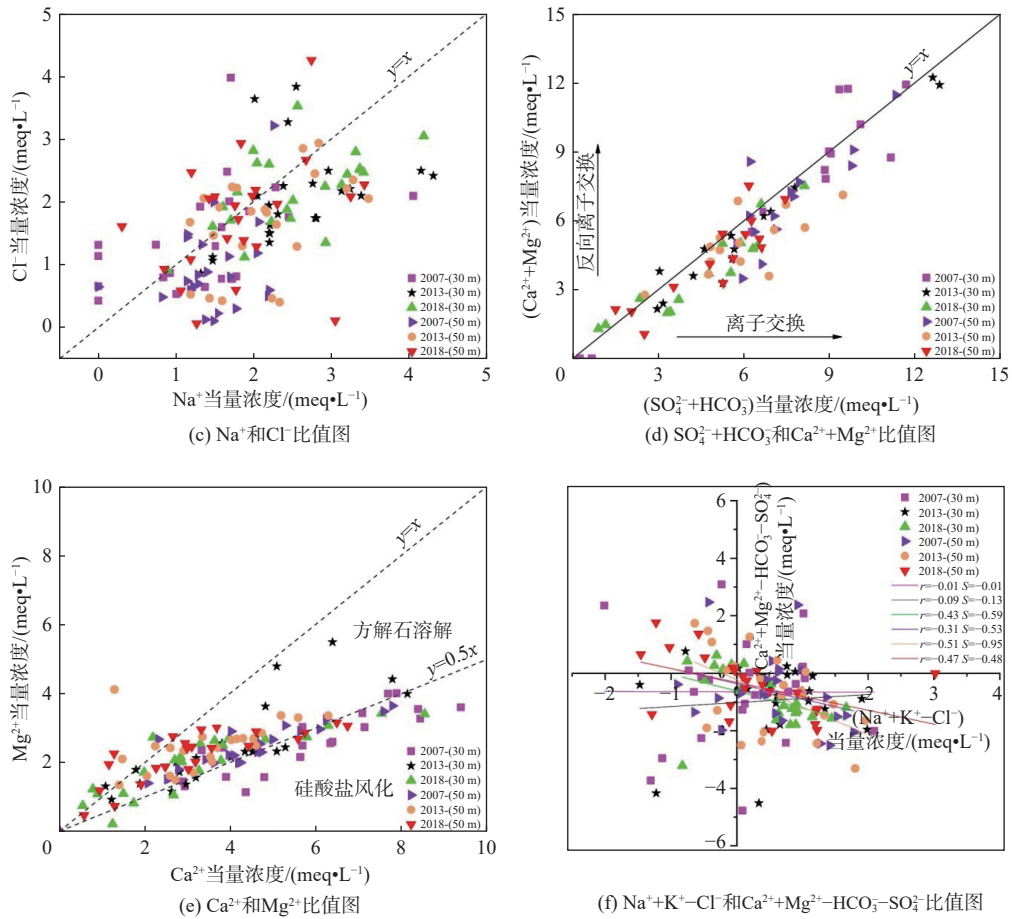


图5 地下水中主要离子之间的关系

Fig. 5 The relationships between major ions in the groundwater

一般情况下,岩盐溶解会释放出等量的 Na^+ 和 Cl^- , 即 Na^+ 与 Cl^- 的比值应等于 1 : 1^[27]。如图 5(c) 所示,大部分水样落在 $y=x$ 关系线的上下两侧,表明岩盐的溶蚀作用不是影响地下水化学成分的主要因素。此外,地下水中的 Na^+ 可能来源于硅酸盐岩石的风化或阳离子交换过程。在图 5(d) 中,水样主要分布在 $y=x$ 关系线附近或下侧,说明阳离子交换和硅酸盐的风化作用是驱动地下水水化学特征的主要因素。

在图 5(e) 中,地下水水样主要落在方解石溶解和硅酸盐风化控制的区域,说明碳酸盐岩和硅酸盐风化是影响地下水水化学特征的主要原因^[28]。此外,更多的水样落在 $y=0.5x$ 关系线上部,说明更多的水样受到了碳酸盐岩风化作用的影响。如图 5(f) 所示, $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- - \text{Mg}^{2+} - \text{Ca}^{2+}$ 与 $\text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{Cl}^-$ 的比值用于识别含水层中阳离子交换发生的情况。 $\text{SO}_4^{2-} + \text{HCO}_3^- - \text{Mg}^{2+} - \text{Ca}^{2+}$ 表示含水层中除石膏、方解石、白云石贡献外, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的增加量和减少量, $\text{Na}^+ + \text{K}^+ - \text{Cl}^-$ 表示除氯盐外, Na^+ 增加或减少的量。斜率(s)越接近-1 意味着含水层 Na^+ 、 Mg^{2+} 和 Ca^{2+} 的阳离子交换作用越显著。在 30 m 含水层: 2007 年、

2013 年和 2018 年阳离子交换的相关系数(r)分别为-0.01(s 为-0.01)、-0.09(s 为-0.13)和-0.43(s 为-0.59)。在 50 m 含水层: 2007 年、2013 年和 2018 年阳离子交换的 r 分别为-0.31(s 为-0.53)、-0.51(s 为-0.95)和-0.47(s 为-0.48)。结果表明: 50 m 含水层阳离子交换比 30 m 含水层更为显著。

2.4 地下水水质综合评价

本研究采用改进的综合水质指数评价地下水水质。水质指标权重利用熵权法确定,权重结果见表 3。经过计算发现水质指标的权重值没有明显差异,表明每个水质指标均在水质评价过程中起作用。

如图 6 所示,对于 30 m 含水层 2007 年、2013 年和 2018 年地下水 I_{WQ} 范围分别为 27.82 ~ 81.27、27.06 ~ 106.29 和 15.49 ~ 65.92; 2007 年的 23 个地下水样品中,只有 1 个水质较差的样品,占总样品的 4.4%,其他 95.6% 的样品为中等、较好和优良水质; 2013 年的 23 个地下水样品中,水质较差和水质极差的样品各有 1 个,占总样品的 8.70%,其他 91.30% 的样品为中等、较好和优良水质; 2018 年地下水样品全部为中等、较好和优良水质。

表 3 地下水水质指标的确定
Tab. 3 Determination of groundwater quality index

水质指标	2007年		2013年		2018年	
	30 m	50 m	30 m	50 m	30 m	50 m
TDS	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
TH	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
pH	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Ca ²⁺	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Mg ²⁺	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
K ⁺	0.08	0.08	0.08	0.08	0.07	0.08
Na ⁺	0.08	0.08	0.08	0.08	0.09	0.08
Cl ⁻	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
SO ₄ ²⁻	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.07
HCO ₃ ⁻	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
CO ₃ ²⁻	0.04	0.05	0.04	0.04	0.00	0.08
NH ₄ -N	0.07	0.07	0.07	0.05	0.06	0.05
NO ₃ -N	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06
NO ₂ -N	0.06	0.05	0.03	0.04	0.05	0.02

注: 除pH为无量纲外,其余单位均为 mg/L。

对于 50 m 含水层 2007 年、2013 年和 2018 年地下水 I_{IWQ} 范围分别为 26.12 ~ 55.75、23.50 ~ 73.88 和 13.78 ~ 63.58。2007 年、2013 年和 2018 年地下水样品全部为中等、较好和优良水质。可以看出,对于不同年份同一层位的含水层,2007 年、2013 年和 2018 年总体上 I_{IWQ} 有逐步变小的趋势,地下水水质随着时间推移逐渐变好。对于同一年份不同深度的含水层,2007 年、2013 年和 2018 年从浅层到深层, I_{IWQ} 逐渐减小,地下水水质从浅层到深层水质越来越好。

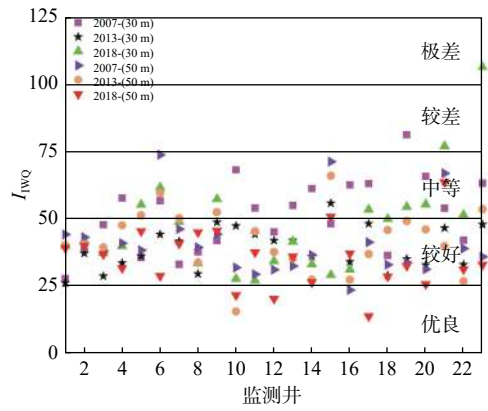
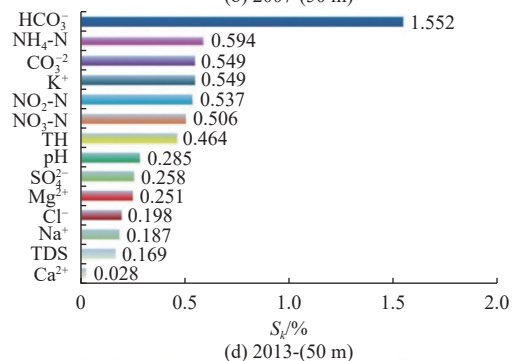
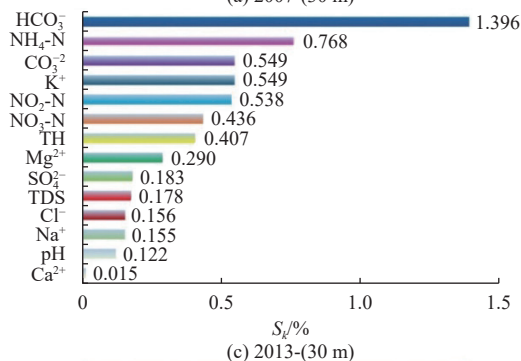
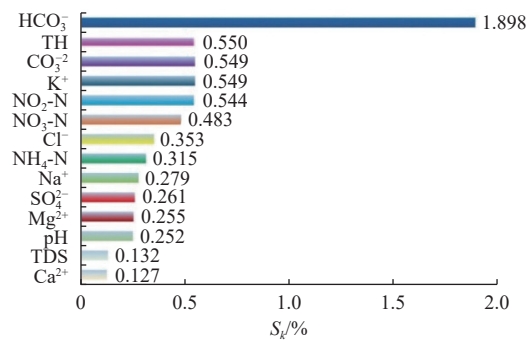
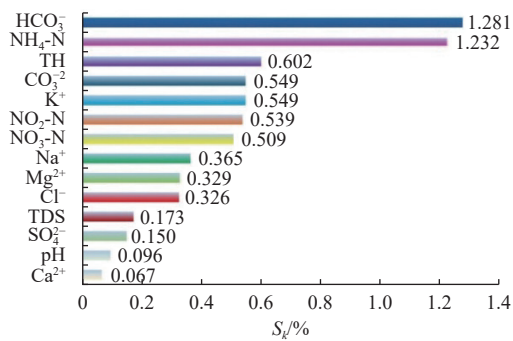


图 6 不同时间、含水层深度的地下水水质分类
Fig. 6 Classification of groundwater quality at different time and aquifer depth

2.5 敏感性分析

根据敏感性分析表明,在去除各输入参数对 I_{IWQ} 的影响下,各参数的平均敏感度较小,见图 7。在 2007 年、2013 年和 2018 年不同含水层中,去除 HCO_3^- 指标对 I_{IWQ} 影响最大,敏感度分别为 1.281%、1.898%、1.396%、1.552%、1.298%、1.557%。 Ca^{2+} 的影响最小,敏感度分别为 0.067%、0.127%、0.015%、0.028%、0.055%、0%。敏感度均较小未超过 2%,说明去除任意一个参数都不会影响水质评价的稳定性。因此, I_{IWQ} 对任意一个参数都不具有依赖性,不同含水层地下水数据的水质评价结果及敏感性分析,表明去除任何一个参数都不会影响水质评价的稳定性,同时,亦可说明指标选取合理,水质评价结果可靠。



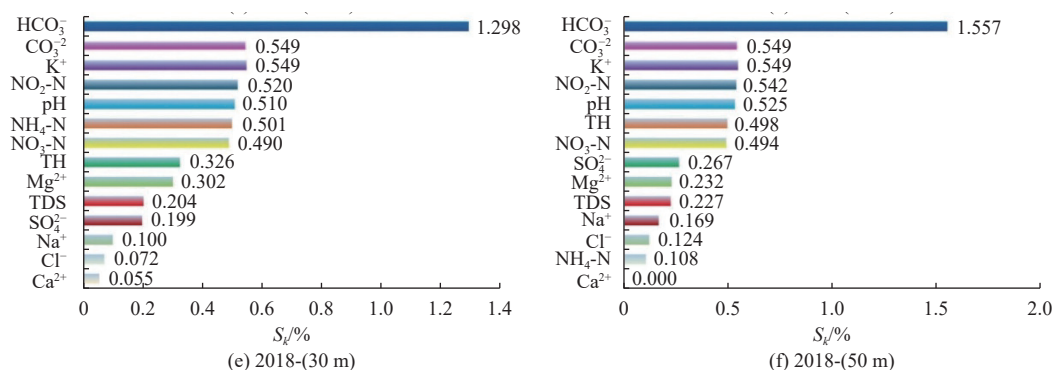


图7 去除各输入参数对 I_{IWQI} 影响的平均敏感度

Fig. 7 Average sensitivity of removing each index (parameter) on the MIWQI score

3 结论

本文先后采用描述性统计、Piper 三线图、吉布斯(Gibbs)图、离子比值图和改进的综合水质指数法对引温济潮受水区生态补水前后水质参数的变化特征、地下水水化学相、地下水水化学特征的控制因素和地下水水质评价进行了研究,主要结论如下:

研究区地下水呈中性至弱碱性,不同含水层中阳离子平均质量浓度排序为 Ca²⁺>Na⁺>Mg²⁺>K⁺,阴离子平均质量浓度排序为 HCO₃⁻>SO₄²⁻>Cl⁻>CO₃²⁻,占优势的阴、阳离子为 HCO₃⁻和 Ca²⁺。

引温济潮受水区 30 m 含水层地下水水化学相为 HCO₃⁻-Ca•Mg 型,50 m 含水层地下水水化学相为 HCO₃⁻-Na•Ca•Mg 型。

地下水化学特征受水-岩作用、阳离子交换和人类活动的共同影响,受蒸发和降水的影响小。水-岩作用以碳酸盐和硅酸盐的溶蚀为主。

水质评价结果表明:不同含水层中,50 m 含水层地下水水质优于 30 m 含水层地下水;同一含水层中,2018 年的水质优于 2013 年的水质,2013 年的水质优于 2007 年的水质。

参考文献:

[1] 张秀捷,张雪,柳德明,等.潮白河生态补水对通州区水环境的影响分析[J].北京水务,2021(S1):69-74. DOI: 10.19671/j.1673-4637.2021.S1.015.

[2] 李志强,王亚娟,温子希,等.潮白河春季生态补水及地下水响应[J].南水北调与水利科技(中英文),2022,20(2):375-384. DOI: 10.13476/j.cnki.nsbdkq.2022.0038.

[3] ZHANG C, DUAN Q Y, PAT J Y, et al. Sub-regional groundwater storage recovery in North China Plain af-

ter the South-to-North Water Diversion Project[J]. Journal of Hydrology, 2021, 597: 126156. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126156.

[4] HE Z K, HAN D M, SONG X F, et al. Variations of groundwater dynamics in alluvial aquifers with reclaimed water restoring the overlying river, Beijing, China[J]. Water, 2021, 13(6): 806. DOI: 10.3390/w13060806.

[5] 孟庆义,吴晓辉,赵立新,等.再生水回用于北京景观水体引起的水质变化及其改善措施[J].水资源保护,2011,27(1):51-54. DOI: 10.3969/j.issn.1004-6933.2011.01.012.

[6] FAKHREDDINE S, PROMMER H, SCANLON B R, et al. Mobilization of Arsenic and Other Naturally Occurring Contaminants during Managed Aquifer Recharge: A Critical Review[J]. Environmental Science and Technology, 2021, 55(4): 2208-2223. DOI: 10.1021/acs.est.0c07492.

[7] LI C Z, LI B H, BI E. Characteristics of hydrochemistry and nitrogen behavior under long-term managed aquifer recharge with reclaimed water: A case study in north China[J]. Science of The Total Environment, 2019, 668: 1030-1037. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.375.

[8] XIAN Y, JIN M G, ZHAN H B, et al. Reactive transport of nutrients and bioclogging during dynamic disconnection process of stream and groundwater[J]. Water Resources Research, 2019, 55(5): 3882-3903. DOI: 10.1029/2019WR024826.

[9] 靳孟贵,鲜阳,刘延锋.脱节型河流与地下水相互作用研究进展[J].水科学进展,2017,28(1):12. DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2017.01.017.

[10] 刘立才,郑凡东,李炳华,等.南水北调水源在密怀

- 顺水源地回灌的地下水水质变化试验[J]. *水文地质工程地质*, 2015, 42(4): 18-22. DOI: [10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.2015.04.04](https://doi.org/10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.2015.04.04).
- [11] YU Y L, MA M Y, ZHENG F D, et al. Spatio-temporal variation and controlling factors of water quality in Yongding River replenished by reclaimed water in Beijing, north China[J]. *Water*, 2017, 9(7): 453. DOI: [10.3390/w9070453](https://doi.org/10.3390/w9070453).
- [12] LI S L, BIAN R, LI B H, et al. Hyporheic zone geochemistry of a multi-aquifer system used for managed aquifer recharge in Beijing, China[J]. *Applied Geochemistry*, 2021, 131: 105032. DOI: [10.1016/j.apgeochem.2021.105032](https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2021.105032).
- [13] ZHANG Y X, JIA R T, WU J, et al. Evaluation of groundwater using an integrated approach of entropy weight and stochastic simulation: A case study in east region of Beijing[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, 18(14): 7703. DOI: [10.3390/ijerph18147703](https://doi.org/10.3390/ijerph18147703).
- [14] 杨明权, 吴晓辉, 陈英硕, 等. 引温济潮工程运行以来受水河道水质变化过程分析[J]. *北京水务*, 2015(2): 13-17. DOI: [10.19671/j.1673-4637.2015.02.008](https://doi.org/10.19671/j.1673-4637.2015.02.008).
- [15] 中华人民共和国生态环境部, 地下水环境监测技术规范: HJ 164—2020[S]. 北京: 中国环境出版集团.
- [16] 张杰, 周金龙, 乃尉华, 等. 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): 135-143. DOI: [10.11975/j.issn.1002-6819.2019.23.016](https://doi.org/10.11975/j.issn.1002-6819.2019.23.016).
- [17] PIPER A M. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses[J]. *Eos Transactions American Geophysical Union*, 1944, 25(6): 914-928. DOI: [10.1029/TR025i006p00914](https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914).
- [18] PIPER A M. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses[J]. *Eos Transactions American Geophysical Union*, 1944, 25(6): 914-928. DOI: [10.1029/TR025i006p00914](https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914).
- [19] GIBBS R J. Mechanisms controlling world water chemistry[J]. *Science*, 1970, 170(3962): 1088-1090. DOI: [10.1126/science.170.3962.1088](https://doi.org/10.1126/science.170.3962.1088).
- [20] GAO Y Y, QIAN H, WANG H K, et al. Assessment of background levels and pollution sources for arsenic and fluoride in the phreatic and confined groundwater of Xi'an City, Shaanxi, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(28): 34702-34714. DOI: [10.1007/s11356-019-06791-7](https://doi.org/10.1007/s11356-019-06791-7).
- [21] WHO (2011) World health organisation, guidelines for drinking water quality, WHO chronicle 92(4): 154815.
- [22] HURLEY T, SADIQ R, MAZUMDER A. Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality[J]. *Water Research*, 2012, 46(11): 3544-3552. DOI: [10.1016/j.watres.2012.03.061](https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.061).
- [23] MUZENDA F, MASOCHA M, MISI S N. Groundwater quality assessment using a water quality index and GIS: A case of Ushewokunze Settlement, Harare, Zimbabwe-ScienceDirect[J]. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2019, 112: 134-140. DOI: [10.1016/j.pce.2019.02.011](https://doi.org/10.1016/j.pce.2019.02.011).
- [24] CAMPOLONGO F, SALTELLI A, TARANTOLA S. Sensitivity analysis as an ingredient of modeling[J]. *Statistical Science*, 2000, 15(4): 377-395. DOI: [10.1214/ss/1009213004](https://doi.org/10.1214/ss/1009213004).
- [25] 陈卫平, 涂宏志, 彭驰, 等. 环境模型中敏感性分析方法评述[J]. *环境科学*, 2017, 38(11): 4889-4896. DOI: [10.13227/j.hjcx.201704121](https://doi.org/10.13227/j.hjcx.201704121).
- [26] 吴劲, 滕彦国, 李娇, 等. 基于PMF模型的土壤重金属源解析中变量敏感性研究[J]. *中国环境科学*, 2019, 39(07): 2960-2969. DOI: [10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2019.0350](https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.2019.0350).
- [27] YANG Q C, LI Z J, MA H Y, et al. Identification of the hydrogeochemical processes and assessment of groundwater quality using classic integrated geochemical methods in the Southeastern part of Ordos basin, China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 218: 879-888. DOI: [10.1016/j.envpol.2016.08.017](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.017).
- [28] REZAEI M, NIKBAKHT M, SHAKERI A. Geochemistry and sources of fluoride and nitrate contamination of groundwater in Lar area, south Iran[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2017, 24(18): 15471-15487. DOI: [10.1007/s11356-017-9108-0](https://doi.org/10.1007/s11356-017-9108-0).

Hydrogeochemistry characteristics and groundwater quality change trend in the “from Wenyu River to Chaobai River” water diversion area

YANG Hongbian¹, LIU Ran², LI Binghua³, GE Yinxin³

(1. Shijiazhuang Water Supply Co., Ltd, Shijiazhuang 050011, China; 2. Beijing Chaoyang District Water and Soil Conservation and Science and Technology Management Center, Beijing 100024, China; 3. Beijing Water Science and Technology Institute, Beijing 100048, China)

Abstract: With the acceleration of urbanization, groundwater has been overexploited for a long time in order to support the development of Beijing, groundwater recharge and drainage are seriously unbalanced, and groundwater level has been greatly reduced. Dry years have resulted in a sharp decrease in the amount of surface water resources. The good infiltration conditions of the piedmont alluvial fan have made the river with a sudden decrease in flow rapidly infiltrate and replenish the groundwater, resulting in the interruption of the river flow. Artificial recharge engineering is the most convenient and effective means to solve the shortage of water resources. However, once the shallow groundwater quality tends to deteriorate due to the infiltration of surface pollution components, the affected shallow groundwater will continue to advance to the deep layer, and the potential pollution risk of groundwater will intensify.

Based on the groundwater data of “from Wenyu River to Chaobai River” project in 2007, 2013 and 2018, descriptive statistics were used to analyze the variation characteristics of water quality parameters, Piper trigram was used to analyze the groundwater hydrochemical phases of different aquifers in the water receiving area after ecological water replenishing, and Gibbs diagram and ion ratio diagram were used to analyze the controlling factors of groundwater hydrochemical characteristics. The water quality of the receiving area was evaluated by the improved comprehensive water quality Index method (MIWQI).

The results show that the pH values of different aquifers are neutral to weakly alkaline, and the main cations and anions are Ca^{2+} and HCO_3^- . The groundwater chemical type changes from HCO_3^- -Ca·Mg in 30 m aquifer to HCO_3^- -Na·Ca·Mg in 50 m aquifer. The samples of different aquifers mainly fall in the dominant rock zone. The overall quality of groundwater is good, with medium, good and excellent water quality accounting for more than 90% of the total number of samples. Sensitivity analysis showed that HCO_3^- index had the greatest influence on the score of MIWQI, and Ca^{2+} index had the least impact on the score of MIWQI, but their sensitivity values were not exceeded 2%. It was verified that MIWQI did not overly dependent on one or several parameters, and all parameters play a role in water quality evaluation.

The index concentration of 50 m aquifer is basically lower than 30 m aquifer. The dissolution of rock salt and silicate, cation exchange and human activities are the driving factors of the change of main ions in the water body. Water quality index method based on entropy weight (MIWQI) method could describe the overall water quality reliably, accurately and stably. These findings can provide reference for groundwater management and sustainable development of water resources.

Key words: from Wenyu River to Chaobai River; water-receiving area; hydrochemical characteristics; water quality assessment