

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2019.02.003

北运河流域土沟段地下水水力截获效果评估

李炳华¹, 郝仲勇¹, 黄俊雄¹, 张家铭²

(1. 北京市水科学技术研究院非常规水资源开发利用与节水工程研究中心, 北京 100048;
2. 中国地质大学(北京)水资源与环境学院, 北京 100083)

摘要:选择北运河流域土沟段于2016年开展为期69d的水力截获试验。结果表明:20m含水层降深为2m,影响半径为80.2m;60m含水层降深为1.54m,影响半径为150.6m。试验期间,多数地下水水质指标浓度呈下降趋势,其中硫酸盐浓度下降幅度达57.9%,痕量有机污染物—邻苯二甲酸(2-乙基己基)酯的最大下降幅度达96.3%。污染物浓度的变化与其所在含水层介质中发生的稀释作用、阳离子交换吸附及黏土矿物的吸附作用等密不可分。试验结果表明水力截获试验可有效控制和修复地下水污染。

关键词:地下水;水力截获;痕量有机物;阳离子交换;北运河流域

中图分类号:TV138

文献标志码:A

文章编号:1004-6933(2019)02-0018-07

Evaluation of groundwater hydraulic capture effect in Tugou Section of Beiyun River Basin // LI Binghua¹, HAO Zhongyong¹, HUANG Junxiong¹, ZHANG Jiaming² (1. Research Center for Exploration and Utilization of Non-conventional Water Resources and Water Saving, Beijing Water Science and Technology Institute, Beijing 100048, China; 2. School of Water Resources & Environment, China University of Geoscience (Beijing), Beijing 100083, China)

Abstract: A 69-day hydraulic capture test was conducted in Tugou section of the Beiyun River Basin. The results showed that the groundwater level drawdown and influence radius of 20 m aquifers were 2 m and 80.2 m, while those of 60 m aquifers were 1.54 m and 150.6 m. During the test period, the concentration of most groundwater quality indicators showed a downward trend, of which sulfate concentration decreased by 57.9%, and the concentration of trace organic pollutant, phthalate ester (2-ethylhexyl), decreased by 96.3%. The change of pollutant concentration was closely related to dilution, cation exchange adsorption and clay mineral adsorption in aquifer media. The test results show that the hydraulic capture test can effectively control and remedy groundwater pollution.

Key words: groundwater; hydraulic capture; trace organic pollutant; cation exchange; Beiyun River Basin

地下水是北京市水资源的重要组成部分,占全市饮用水供水总量近70%。作为地下水的重要补给来源之一,地表水在入渗补给地下水的过程中,所携带的无机污染组分及部分有毒有害的有机污染物也会同时进入地下水^[1-2],对地下水安全造成极大威胁。历年资料表明,北京市的诸多污染河流已对当地地下水水质产生了负面影响。北运河流域(北京段)作为典型污染河流,是北京市地表水环境质量最差的水系,附近地下水已遭受不同程度污染。

目前,在实际工程中广泛应用的地下水污染修复技术有水力截获技术、原位生物处理法和渗透反应墙技术等^[3-4]。其中,水力截获技术是通过设置一

系列抽(注)水井,形成人工流场,最大限度地抽取受污染地下水,以达到抑制污染羽扩散并修复受污染含水层的目的^[5]。该技术实施过程简单,见效快且显著,适用于常规和应急修复^[6]。本文选取北运河流域土沟段作为试验区,通过开展不同深度含水层的水力截获试验,探讨水力截获技术在傍河场地的实际应用效果,以期为北运河流域地下水污染防治提供技术支撑。

1 研究区概况

北运河水系共有温榆河、清河等13条一级支流,总长度达300 km,流域面积4 423 km²,是北京市

基金项目:国家重点研发计划(2016YFC0401405);北京市自然科学基金(8162021);国家自然科学基金(41730749)

作者简介:李炳华(1975—),男,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:libinghua75@163.com

人口最集中、产业最聚集、城市化水平最高的流域。但由于其承担着中心城区 90% 的排水任务,北运河流域地表水污染十分严重^[7]。北运河流域土沟段位于温榆河水文地质单元内。根据土沟段新建井的岩性资料,靠近温榆河的地层表现为黏砂与细砂互层,其中厚度 0~10 m、15~30 m、35~40 m 和 65~75 m 为黏砂层,其他均为细砂层;而远离河道的第四系岩性与近河段相比则显得较为单一,15 m 以上为细砂层,15~25 m 为黏砂层,以下为细砂层(图 1)。土沟段 20 m 含水层地下水位平均埋深 13.53 m,地下水整体流向为由西北流向东南,主要接受大气降水、农田灌溉入渗和河流入渗等补给。

2 水力截获试验设计

结合研究区钻孔资料可知,研究区岩性主要以细砂、粉细砂和粉质黏土为主,因此,在垂向上将研究区概化为 4 个含水层和 3 个弱透水层,其中第 1、3、5、7 层为含水层,岩性主要为细砂、粉细砂,个别含水层夹有砂砾石;第 2、4、6 层为弱透水层,岩性主要为粉质黏土。在抽水井实际成井过程中,分别在 20 m、60 m 的开采层位处安装孔径为 13 mm、高度为 5~8 m 的滤水管,并在外围回填 4~7 mm 的石英砂滤料,管井其余部分则均由黏土颗粒包裹 UPVC 井管。为保证水力截获试验设计的科学性、可靠性,利用土沟段已有监测井进行为期 10 d 的抽水试验,抽水流量为 10~40 m³/d,并在抽水前和抽水停止时分别采集了 20 m、60 m 层位的地下水样

品。地下水水质结果表明:抽水后的地下水水质各指标浓度较抽水前的浓度明显降低。以 60 m 处含水层抽水试验为例,氨氮、氯化物、硫酸盐、钾、钠等指标质量浓度都有不同程度的下降,其中氨氮下降幅度最大,达到 81% (表 1)。这与地下含水层氧化还原环境变化,地下水在岩性互层的地质结构中运移速率慢,滞留时间长,其水质变化与吸附作用、降解作用、水-岩相互作用以及地下水物理稀释作用有着极大关系^[8-10]。

根据土沟段监测井所在的含水层埋藏条件,该区域试验场区可概化为含水层岩性较均匀,厚度较稳定,地下水运动为层流,符合裘布依方程的使用条件。采用承压水稳定流完整井公式计算渗透系数:

$$K = \frac{0.366Qlg \frac{R}{r}}{MS} \quad (1)$$

式中: K 为渗透系数,m/d; Q 为抽水井涌水量,m³/d; R 为抽水影响半径,m; r 为抽水井半径,m; M 为承压水含水层厚度,m; S 为抽水井水位降深值,m。

研究区埋深在 30 m 以内的浅层地下水基本不被利用,60 m 深含水层主要为农业井开采。总体上看,浅层地下水开发利用程度相对较小,地下水流动缓慢,水力坡度小于 1‰。本研究于 2016 年新建 7 眼地下水水井,开展水力截获试验,使浅层地下水具有适当的流动速度,从而充分利用埋深 60 m 以内的粉质黏土层的吸附作用和土著微生物的降解作用等净化来自上游受污染的地下水^[11-13]。同时,抽水试

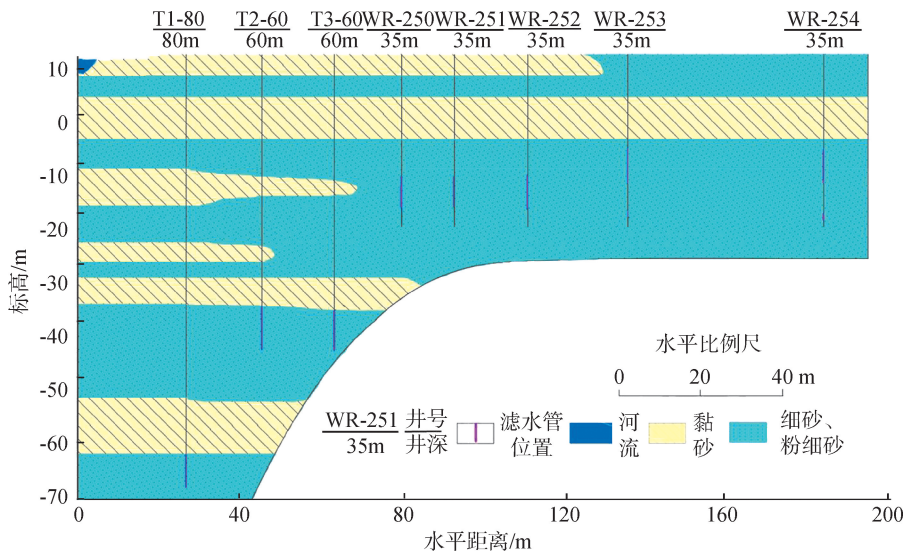


图 1 土沟段地质剖面

表 1 60 m 含水层抽水前后水质指标质量浓度

	mg/L								
时间	氯化物	硫酸盐	总硬度	氨氮	溶解性总固体	COD _{Mn}	TOC	钾	钠
抽水前	58.5	36.2	290.1	10.3	520	6.4	1.4	12.4	81.4
抽水后	37.3	17.6	280.3	1.95	472	1.19	0.7	2.64	74.4

验结果表明:20 m 含水层的渗透系数为 7.33 m/d, 60 m 含水层的渗透系数为 0.54 m/d, 而 80 m 含水层厚度薄且渗透系数较小。因此,选择 20 m 和 60 m 含水层作为水力截获的含水层具有一定的可行性和可操作性。为使水力截获试验满足既不疏干含水层,又能持续抽水的条件,其具体方案见表 2。

表 2 水力截获试验方案

截获层位	井号	流量/(m ³ ·d ⁻¹)
20 m 含水层	T1-20	40
	T2-20	33
	T3-20	27
60 m 含水层	T1-60	20
	T2-60	19
	T3-60	15
	T4-60	10

此次水力截获试验共持续 69 d,其中 20 m 含水层水力截获试验持续 33 d,总抽水量 1 489.2 m³; 60 m 含水层水力截获试验持续 36 d,总抽水量 1 869.8 m³;地下水位数据采集频率均为 12 次/h。当进行 20 m 含水层水力截获试验时,除了监测 3 眼 20 m 地下水井外的水位变化外,还对 T1-10 地下水井(井深 10 m)进行水位监测;当进行 60 m 含水层水力截获试验时,同时监测 1 眼 20 m 地下水井(T1-20),监测井分布见图 2。各地下水井中均采用 Levellogger Edge 记录仪监测地下水动态变化,地下水动力场采用 Feflow 6.2 模拟得出。

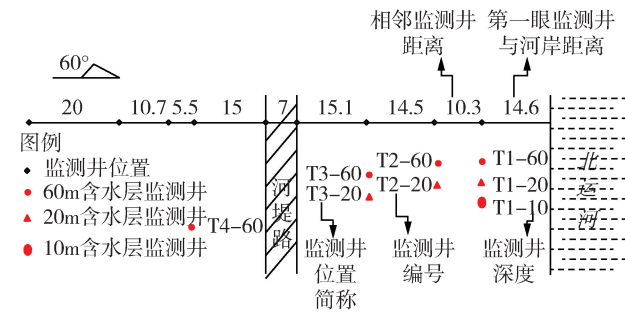


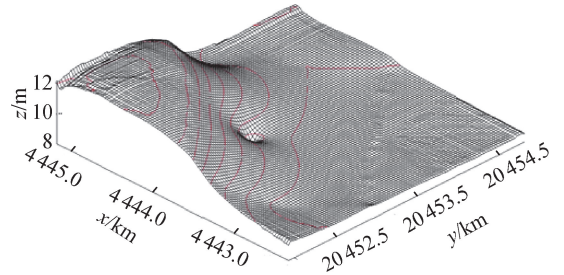
图 2 20 m、60 m 含水层试验监测井分布

监测的地下水水质指标分为两类,第一类为常规水化学指标,包括 13 种:pH、钾、钠、钙、镁、氯离子、硫酸根离子、硝酸盐氮、氨氮、碳酸氢根离子、总硬度、溶解性总固体、COD_{Mn};第二类为痕量有机污染物指标,包括 3 种:邻苯二甲酸酯、壬基酚、多环芳烃。常规水化学指标水样分别于试验前及试验开始后的第 5、10、15、20、25、30 天顺序取样。其中 20 m 含水层在停止抽水后的第 35、41、46 天各取样 1 次;60 m 含水层在停止抽水后的第 6 和第 11 天各取样 1 次。而痕量有机污染物均监测仅有 4 次,取样时间为试验开始前及试验开始后的第 5、15、30 天。

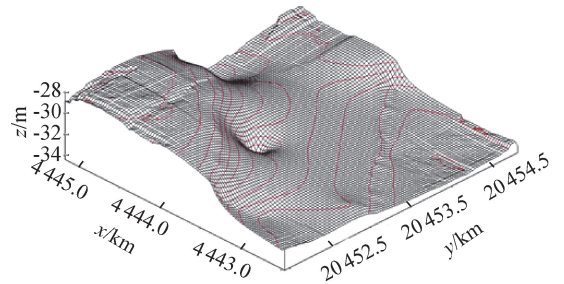
3 试验结果与讨论

3.1 含水层水动力场变化

试验分别对 20 m 含水层 3 眼地下水井(T1-20、T2-20、T3-20)和 60 m 含水层 4 眼地下水井(T1-60、T2-60、T3-60、T4-60)抽水,根据 Feflow 软件模拟结果,得出近似变化厚度水动力场,20 m 和 60 m 含水层抽水后水位等值线图见图 3。



(a) 20 m 含水层



(b) 60 m 含水层

图 3 20 m 和 60 m 含水层抽水后水位等值线

同时抽取 3 眼 20 m 含水层水井 33 d 后,地下水水位最大降深为 2 m,最大影响半径为 80.2 m;而同时抽取 4 眼 60 m 含水层水井 36 d 后,地下水水位最大降深为 1.54 m,最大影响半径为 150.6 m。地下水动力场条件发生变化,将引起地下含水层环境变化:首先,包气带厚度增加,地层内氧化还原条件发生改变,在原含水层转变为包气带的过程中,原含水层介质内的有机质可能被氧化,释放二氧化碳,促进碳酸岩盐的溶解,钙离子浓度会有所提升;其次,氧化环境会使微生物的硝化作用增强,部分氨氮会被转化为亚硝氮与硝氮,导致氨氮浓度有所降低^[14-16]。

3.2 含水层水质变化

3.2.1 钾、钠、钙和镁离子

20 m 含水层中的钾、钠和镁离子质量浓度总体呈现下降趋势,而钙离子质量浓度呈现上升趋势(图 4)。T1-20 监测井钾离子质量浓度由初始的 6.5 mg/L 降低至抽水结束时的 1.6 mg/L;钠离子质量浓度由初始的 100.0 mg/L 降低至抽水结束时的 66.0 mg/L;镁离子质量浓度由初始的 46.0 mg/L 下降至 40.0 mg/L;而钙离子质量浓度由初始的 62 mg/L 上升至抽水结束时的 101.0 mg/L。抽水结束后,钾、

钠和镁离子质量浓度缓慢回升,而钙离子质量浓度呈下降趋势。T2-20 监测井的数据变化与前者相同。20 m 含水层钙离子质量浓度上升而钠离子浓度下降的原因,一方面是由于地下水动力场的改变,地层由还原环境转变为氧化环境,促使碳酸盐介质溶解进入地下水中;另一方面,可能是地下水-包气带介质发生阳离子交换吸附,地下水中钠离子、钾离子和介质中的钙离子相互交换,钙离子进入地下水中,而钠离子进入介质中^[17-19]。

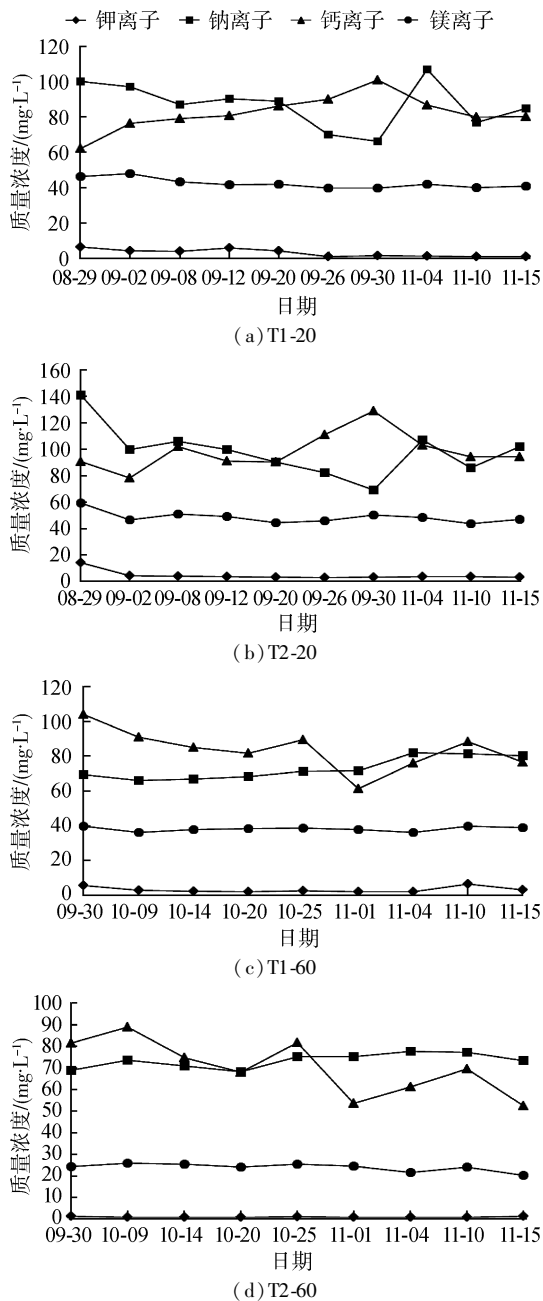


图4 2016年不同日期T1-20、T2-20、T1-60、T2-60监测井中钾、钠、钙和镁离子质量浓度变化

60 m 含水层中的钾、钙和镁离子质量浓度都呈现下降趋势,而钠离子质量浓度呈现上升趋势。T1-60 监测井钾离子质量浓度由初始的 5.8 mg/L 降低至抽水结束时的 2.0 mg/L;钙离子质量浓度由初

始的 104.0 mg/L 降低至抽水结束时的 76.0 mg/L;镁离子质量浓度由初始的 40.0 mg/L 降低至抽水结束时的 36 mg/L;而钠离子质量浓度由初始的 69.0 mg/L 上升至抽水结束时的 82.0 mg/L。抽水结束后,钾、钙、镁离子质量浓度缓慢回升。T2-60 监测井相应的数据变化与其相同,这可能是由于 60 m 含水层发生了与 20 m 含水层相反的阳离子交换吸附所导致的。

3.2.2 氯离子和硫酸盐

20 m、60 m 含水层氯离子和硫酸盐质量浓度均表现出随抽水时间而呈现下降的趋势(图 5)。其中 T2-20 监测井氯离子初始质量浓度为 65.0 mg/L,抽水结束时下降为 55.0 mg/L;硫酸盐质量浓度下降幅度较大,由初始质量浓度的 114.0 mg/L,下降至抽水结束时的 48.0 mg/L,降幅度达到 57.9%;T3-20 监测井中相应离子浓度变化与前者相同。

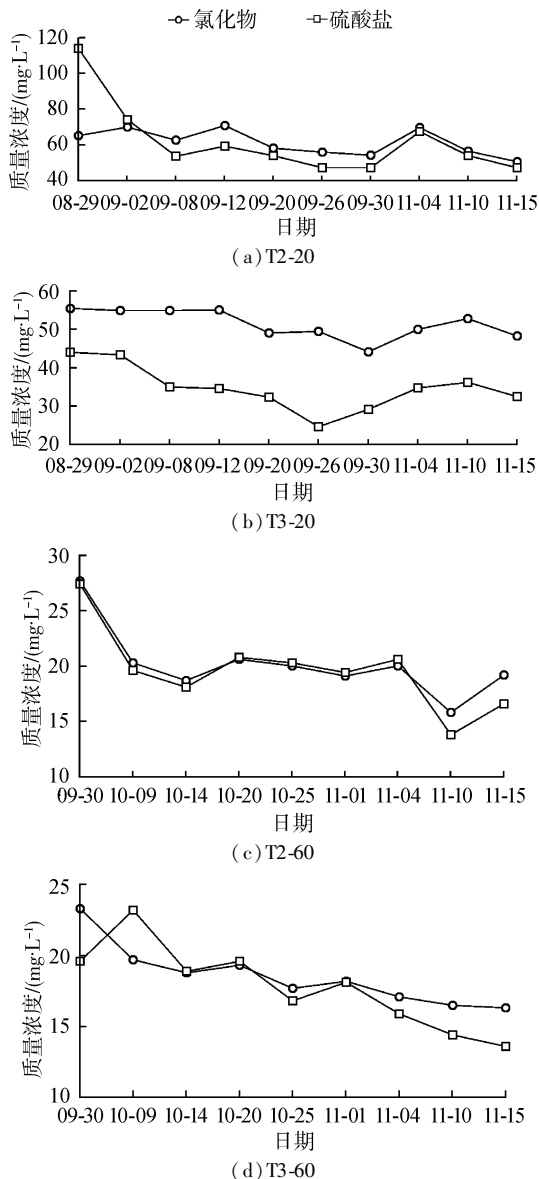


图5 2016年不同日期T2-20、T3-20、T2-60、T3-60监测井中氯离子和硫酸盐质量浓度变化

停止抽水 1 个月后,氯离子和硫酸盐离子质量浓度均有所回升。而 T2-60 监测井在停止抽水 6 d 后,氯离子和硫酸盐质量浓度仍然下降,11 d 后呈现上升趋势;T3-60 监测井则在停止抽水 11 d 后,两者浓度仍然呈现下降趋势,其极可能是由于周边未受污染的地下水受水力调控试验的影响,而对原场地受地下水氯离子和硫酸盐产生了物理稀释作用。

3.2.3 痕量有机污染物

监测了 6 种酞酸酯类污染物,选取地下水中的特征污染物邻苯二甲酸二丁酯(DBP)和邻苯二甲酸(2-乙基己基)酯(DEHP)的变化进行分析。20 m 和 60 m 含水层 DBP 和 DEHP 质量浓度总体呈现下降趋势(图 6)。20 m 含水层的 DBP 由初始质量浓度 1451.7 ng/L 下降至停止抽水时的 883.2 ng/L,DEHP 从初始质量浓度 4742.1 ng/L 下降至停止抽水时的 177.0 ng/L,降幅达到 96.3%。而 60 m 的含水层 DBP 和 DEHP 变化基本一致,DBP 由初始质量浓度 866.4 ng/L 下降至停止抽水时的 450.3 ng/L,DEHP 从初始质量浓度 464.1 ng/L 下降至停止抽水时的 33.1 ng/L,降幅达到 92.9%。

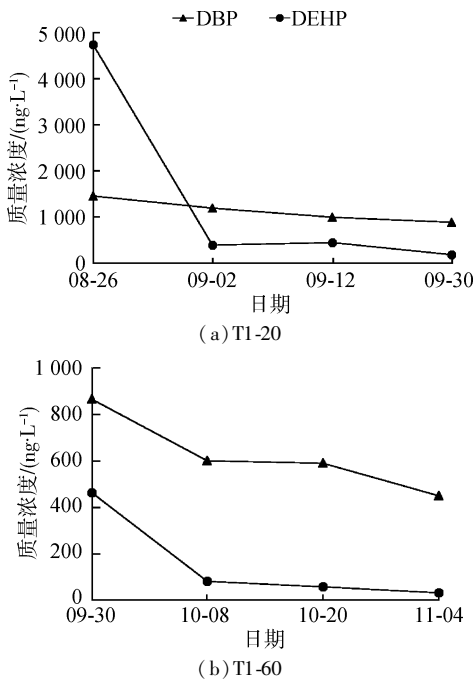


图 6 2016 年不同日期 T1-20、T1-60 监测井中 DBP 和 DEHP 质量浓度变化

对于多环芳烃类的特征污染物菲和苯并(K)荧蒹,在 20 m 和 60 m 含水层两者质量浓度总体呈现下降趋势(图 7)。其中,20 m 含水层中菲的质量浓度降幅极大,由初始的 171.7 ng/L 下降至停止抽水时的 15.0 ng/L;60 m 含水层的情况也与其相似,菲的浓度由初始的 65.7 ng/L 下降至停止抽水时的 9.6 ng/L。而酚类的特征污染物—— Σ 壬基酚质量浓度也总体呈现下降趋势(图 7)。20 m 含水层的 Σ

壬基酚由初始质量浓度 281.7 ng/L 下降至停止抽水时的 75.1 ng/L,降幅达到 73.4%。60 m 含水层的 Σ 壬基酚由初始质量浓度 154.3 ng/L 下降至停止抽水时的 50.7 ng/L,降幅达到 67.2%。这主要归功于粉质黏土及土壤有机质对特征污染物菲、苯并(K)荧蒹和 Σ 壬基酚的吸附作用,此外地下水流速的加快,周边受污染较轻的地下水流入,对含水层污染物的稀释也发挥一定作用。

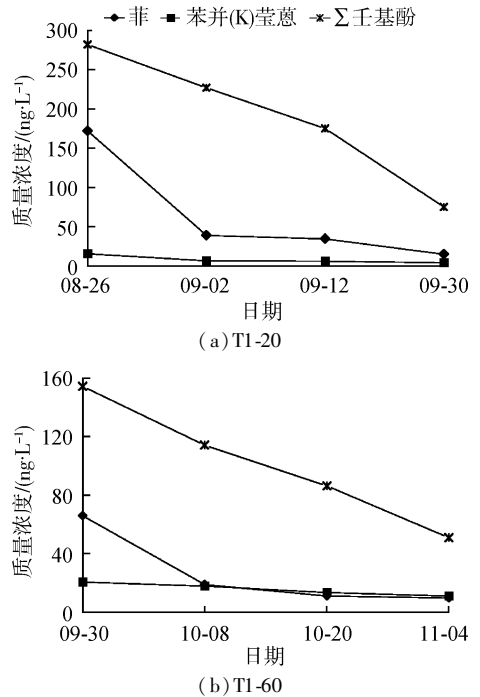


图 7 2016 年不同日期 T1-20、T1-60 监测井中菲、苯并(K)荧蒹和 Σ 壬基酚质量浓度变化

4 结论

a. 水力截获试验的地下水动力场变化为:20 m 含水层水位最大降深为 2.0 m,影响半径为 80.2 m;60 m 含水层的水位最大降深为 1.54 m,影响半径为 150.6 m。

b. 水力截获试验过程中 20 m 和 60 m 含水层中的氯离子、硫酸盐、钾离子和镁离子质量浓度呈现不同程度的下降;但 20 m 含水层中的钙离子和 60 m 含水层中的钠离子呈现相反的趋势,可能与 20 m 含水层和 60 m 含水层发生的阳离子交换吸附作用有关;检测的 3 种痕量有机污染也呈现下降趋势,其中 DEHP 下降幅度最大达到 96.3%。试验结束后,各含水层的地下水水质指标浓度随时间而缓慢回升。

c. 水力截获试验表明,浅层地下水在加速循环后,地下水水质呈现明显好转的趋势。地下水动力场的变化对地下水化学特征造成了一定影响。阳离子交换吸附、稀释作用、包气带的氧化还原条件及黏土矿物的吸附作用是影响研究区地下水水质变化的

内因。

尽管水力截获技术可以在短时间内达到修复地下水环境的效果,但根据本研究试验结果可知,地下水中的污染物会在水力截获试验结束后出现缓慢抬升的趋势。因此,要达到更好的修复效果,还需从源头消除和过程控制做起,开展河流污水排放口截流和河道减渗处理。

参考文献:

[1] 陆海燕,辛宝东,孙颖,等.北京市平原区地下水有机污染时空分布特征[J].水文地质工程地质,2014,41(1):34-40. (LU Haiyan,XIN Baodong,SUN Ying, et al. Temporal and spatial distribution characteristics of organic contamination in groundwater in the Beijing plain [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2014, 41 (1): 34-40. (in Chinese))

[2] 崔健,都基众,王晓光.浑河河水及其沿岸地下水污染特征[J].生态学报,2014,34(7):1860-1869. (CUI Jian, DU Jizhong, WANG Xiaoguang. Contamination characteristics in surface water and coastal groundwater of Hunhe River [J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34 (7): 1860-1869. (in Chinese))

[3] 张文静,董维红,苏小四,等.地下水污染修复技术综合评价[J].水资源保护,2006,22(5):1-4. (ZHANG Wenjing, DONG Weihong, SU Xiaosi, et al. Comprehensive evaluation of groundwater remediation technologies [J]. Water Resources Protection, 2006, 22 (5): 1-4. (in Chinese))

[4] 刘玲,徐文彬,甘树福. PRB 技术在地下水污染修复中的研究进展[J].水资源保护,2006,22(6):76-80. (LIU Ling, XU Wenbin, GAN Shufu. Study on permeable reactive barrier for remediation of groundwater contamination [J]. Water Resources Protection, 2006, 22 (6): 76-80. (in Chinese))

[5] 郭高轩.地下水有机物污染修复标准探讨[J].水资源保护,2011,27(2):37-41. (GUO Gaoxuan. Discussion of establishment of remediation standards for organic-contaminated groundwater [J]. Water Resources Protection, 2011, 27 (2): 37-41. (in Chinese))

[6] 顾翔,杜鹏,单慧娟,等.水力截获技术在地下水污染修复中的应用:以某危险废物填埋场为例[J].安全与环境工程,2014,21(4):52-58. (GU Yi, DU Peng, SHAN Huimei, et al. Application of hydraulic intercept technology in groundwater contamination remediation: taking a hazardous waste landfill as an example [J]. Safety and Environmental Engineering, 2014, 21 (4): 52-58. (in Chinese))

[7] 荆红卫,张志刚,郭婧.北京北运河水系水质污染特征及污染来源分析[J].中国环境科学,2013,33(2):319-

327. (JING Hongwei, ZHANG Zhigang, GUO Jing. Water pollution characteristics and pollution sources of Bei Canal river system in Beijing [J]. China Environmental Science, 2013, 33 (2): 319-327. (in Chinese))

[8] 魏亮,郭华明,谢振华,等.北京平原包气带典型沉积物对 NH_4^+ -N 吸附特性研究[J].水文地质工程地质,2012,39(1):81-88. (WEI Liang, GUO Huaming, XIE Zhenhua, et al. Adsorption characteristics of typical sediments from unsaturated zone of Beijing Plain, China [J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2012, 39 (1): 81-88. (in Chinese))

[9] 杨悦锁,王园园,宋晓明,等.土壤和地下水环境中胶体与污染物共迁移研究进展[J].化工学报,2017,68(1):23-36. (YANG Yueqing, WANG Yuanyuan, SONG Xiaoming, et al. Co-transport of colloids and facilitated contaminants in subsurface environment [J]. Acta Chemical Industry, 2017, 68 (1): 23-36. (in Chinese))

[10] 张晶,何江涛,曲雪妍,等.包气带土壤组成对三氯乙烯的吸附影响研究[J].岩石矿物学杂志,2010,29(4):439-444. (ZHANG Jing, HE Jiangtao, QU Xueyan, et al. The influence of soil constitution on the sorption of trichloroethylene in the vadose zone [J]. Acta Petrologica Et Mineralogica, 2010, 29 (4): 439-444. (in Chinese))

[11] 张翠云,张胜,何泽,等.河北省石家庄市南部污灌区厚层包气带污染物自然衰减的微生物作用潜力评价[J].地球学报,2014,35(2):223-229. (ZHANG Cuiyun, ZHANG Sheng, HE Ze, et al. Assessment of microbial process potential for natural attenuation of contaminants in the thick vadose zone beneath the wastewater-irrigated area of southern Shijiazhuang City, Hebei Province [J]. Acta Geoscientica Sinica, 2014, 35 (2): 223-229. (in Chinese))

[12] JESSICA F C, BAGTZOGLU A, WILLIG M. The effect of soil texture on richness and diversity of bacterial communities [J]. Environmental Forensics, 2011, 12 (4): 333-341.

[13] KATHRYN M O, EDWARD J B. Biological removal of pharmaceuticals and personal care products during laboratory soil aquifer treatment simulation with different primary substrate concentrations [J]. Water Research, 2012, 46 (7): 2365-2375.

[14] 姜体胜,杨忠山,王明玉,等.北京市南口地区浅层地下水水化学时空变化特征分析[J].地球与环境,2011,39(2):203-208. (JIANG Tisheng, YANG Zhongshan, WANG Mingyu, et al. Analysis on the temporal and spatial variations of hydrochemical characteristics of shallow groundwater in Nankou, Beijing [J]. Earth and Environment, 2011, 39 (2): 203-208. (in Chinese))

[15] 陆海燕,杨帆,辛宝东,等.北京大兴迭隆起隐伏岩溶水

- 化学特征及水质变化原因[J]. 南水北调与水利科技, 2014(5): 155-159. (LU Haiyan, YANG Fan, XIN Baodong, et al. Hydrochemical characteristics and deterioration reasons of Karst groundwater in Daxing covered karst area of Beijing[J]. South-to-North Water Transfers and Water Science & Technology, 2014(5): 155-159. (in Chinese))
- [16] 左锐, 马丁山, 刘丽, 等. 傍河水源地氨氮分布特征及其影响因素分析[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2015, 51(6): 626-630. (ZUO Rui, MA Dingshan, LIU Li, et al. Distribution of ammonia nitrogen in riverside water source field and identification of influencing factors[J]. Journal of Beijing Normal University(Natural Science), 2015, 51(6): 626-630. (in Chinese))
- [17] 贾文飞, 杨洋, 赵阳, 等. 潮白河地下水调蓄区水岩作用过程模拟[J]. 南水北调与水利科技, 2016, 14(1): 143-148. (JIA Wenfei, YANG Yang, ZHAO Yang, et al. Construction of water-rock process in groundwater regulation area of Chaobai River[J]. South-to-North Water Diversion and Water Conservancy, 2016, 14(1): 143-148. (in Chinese))
- [18] 郑凡东, 刘立才, 杨牧骑, 等. 南水北调水源北京西郊回灌的水岩相互作用模拟[J]. 水文地质工程地质, 2012, 39(6): 22-28. (ZHENG Fandong, LIU Licai, YANG Muqi, et al. Simulation of water-rock interaction in the injection of water from the South-to-North Diversion Project to the aquifer in the western suburb of Beijing[J]. Hydrogeology and Engineering Geology, 2012, 39(6): 22-28. (in Chinese))
- [19] 李霄, 柴璐, 王红岩, 等. 辽西地下水化学影响指标的水岩作用分析[J]. 生态学杂志, 2016, 35(10): 2804-2813. (LI Xiao, CHAI Lu, WANG Hongyan, et al. Water-rock effect analysis on the impact factors of groundwater chemistry of Huludao City, West Liaoning Province[J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(10): 2804-2813. (in Chinese))

(收稿日期: 2018-06-25 编辑: 王芳)

(上接第 17 页)

- [14] 唐克旺. 海绵城市建设存在的误区[J]. 水资源保护, 2016, 32(4): 160. (TANG Kewang. The misunderstanding of sponge city construction [J]. Water Resources Protection, 2016, 32(4): 160. (in Chinese))
- [15] 王兴超. 地下水库在海绵城市建设中的应用[J]. 水利水电科技进展, 2018, 38(1): 83-87. (WANG Xingchao. Application of underground reservoirs in construction of sponge cities[J]. Advances in Science and Technology of Water Resources, 2018, 38(1): 83-87. (in Chinese))
- [16] 黄津辉, 段亭亭. 中国海绵城市开发与加拿大综合雨洪管理对比研究: 以多伦多为例[J]. 水资源保护, 2017, 33(5): 5-12. (HUANG Jinhui, DUAN Tingting. Comparative study on sponge city development in China and integrated stormwater management in Canada: a case study of Toronto[J]. Water Resources Protection, 2017, 33(5): 5-12. (in Chinese))
- [17] 张书涵. 基于城市雨洪资源综合利用的“海绵城市”建设[J]. 建设科技, 2015(1): 26-28. (ZHANG Shuhan. The construction of “sponge city” based on the comprehensive utilization of urban rain and flood resources [J]. Construction Science and Technology, 2015(1): 26-28. (in Chinese))
- [18] 俞孔坚. “海绵城市”解读[J]. 江苏建设, 2016(2): 13-23. (YU Kongjian. The Interpretation of “sponge city” [J]. Jiangsu Planning & Construction, 2016(2): 13-23. (in Chinese))
- [19] 刘昌明, 张永勇, 王中根, 等. 维护良性水循环的城镇化 LID 模式: 海绵城市规划方法与技术初步探讨[J]. 自然资源学报, 2016, 31(5): 719-731. (LIU Changmin, ZHANG Yongyong, WANG Zhonggen, et al. The LID pattern for maintaining virtuous water cycle in urbanized area: a preliminary study of planning and techniques for sponge city [J]. Journal of Natural Resources, 2016, 31(5): 719-731. (in Chinese))
- [20] 贾海峰, 姚海蓉, 唐颖, 等. 城市降雨径流控制 LID BMPs 规划方法及案例[J]. 水科学进展, 2014, 25(2): 260-267. (JIA Haifeng, YAO Hairong, TANG Ying, et al. LID-BMPs planning for urban runoff control and case study [J]. Advances in Water Science, 2014, 25(2): 260-267. (in Chinese))
- [21] 王婷, 刁秀媚, 刘俊, 等. 基于 SWMM 的老城区 LID 布设比例优化研究[J]. 南水北调与水利科技, 2017, 15(4): 29-43. (WANG Ting, DIAO Xiumei, LIU Jun, et al. Optimization of LID layout proportions in old city area based on SWMM [J]. South-to-North Water Transfer and Water Science and Technology, 2017, 15(4): 29-43. (in Chinese))
- [22] 湛忠宇, 陈星, 田传冲. 临海市海绵城市建设实施方案编制实践与思考[J]. 水资源保护, 2016, 32(2): 5-8. (ZHAN Zhongyu, CHEN Xing, TIAN Chuanchong. Practice and thoughts about implementation plan for sponge city construction in Linhai City [J]. Water Resources Protection, 2016, 32(2): 5-8. (in Chinese))
- [23] 姜月, 殷殷, 冯爽. 沈阳市海绵城市建设经验探讨[J]. 中国市政工程, 2016, 186(4): 32-36. (JIANG Yue, YIN Yin, FENG Shuang. Discussion on construction experience of sponge city in Shenyang [J]. China Municipal Engineering, 2016, 186(4): 32-36. (in Chinese))

(收稿日期: 2018-04-12 编辑: 熊水斌)