

典型岩溶槽谷区地下河水质变化对农业活动的响应 ——以重庆市青木关地下河为例

贾鹏¹, 蒋勇军^{1,2}, 杨平恒¹

(1. 西南大学 地理科学学院, 重庆 400715; 2. 西南大学 岩溶环境与石漠化治理研究所, 重庆 400715)

摘要: 为探明人类农业生产活动对岩溶区地下河水质的影响, 于2008年5月期间在重庆市青木关地下河上游入口、下游出口以及地下河上游入口附近水田共采集102个水样进行分析。根据监测期间上、下游岩溶地下河与监测水田的阴阳离子变化以及地下河中钠离子、硫酸根离子和硝酸根离子对氯离子的离子摩尔比率关系研究结果, 监测期间青木关地下河水质变化与地下河上游的人类农业生产活动密切相关, 地下水中的硫酸根、硝酸根和氯离子对地下河上游的农业施肥活动表现出良好的响应关系。该时期的水质变化研究对以青木关地下河下游泉水为主要生活、生产用水来源的居民用水安全有一定的指导作用。

关键词: 岩溶区地下河; 施肥; 水质; 青木关镇

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2010)01-0205-05

中图分类号: K903

Water Quality Change of Underground River Against Agricultural Activities in the Typical Karst Valley Area

—Taking Qingmuguan Underground River as an Example

JIA Peng¹, JIANG Yong-jun^{1,2}, YANG Ping-heng¹

(1. College of Geographical Sciences, Southwest University, Chongqing 400715, China;

2. Institute of Karst Environment and Rock Desert Control, Southwest University, Chongqing 400715, China)

Abstract: In order to investigate the effects of farming and anthropogenic activities on underground river during fertilization period in karst area, we collected 102 water samples in the upriver, downriver, and paddy fields of Qingmuguan underground river in Chongqing in May, 2008. According to the ions change in the upriver, downriver, and paddy fields of the underground river in the monitoring period and the molar ratios of Na^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- to Cl^- , the water quality in the upper and lower reaches of the underground river is closely related to agricultural and industrial activities and SO_4^{2-} , NO_3^- and Cl^- in the underground river respond well to the fertilization activity. The springs in the downriver are the main water resource of living and production for local residents, so, study of the water quality in the period may have a certain role and significance in the guidance of water security.

Keywords: underground river in karst area; fertilization; water quality; Qingmuguan Township

西南岩溶区由于特殊的岩溶地质环境, 地表、地下双层结构的水文地质普遍发育, 地表水与地下水的相互转化迅速。随着岩溶区人口的膨胀及社会、经济的迅速发展, 区域内人口、资源、环境相互矛盾日益增加, 不合理的土地利用和缺乏环境保护意识等人为因素加速了其脆弱性^[1-7], 导致地下水十分容易遭受污染^[8-15], 水质恶化。重庆市青木关地下河^[16]是岩溶区地下河的典型代表, 其地下河水是当地岩溶槽谷区和青木关镇几千人的供水水源, 流域内的人类活动以农业活动为主, 工业有煤矿开采, 根据已有的水质监测,

地下水中的硝酸根、硫酸根以及重金属等离子超标, 作为岩溶区重要的人类利用水源——青木关地下河水质已经受到严重威胁。

由此, 本文通过探索人类农业活动对岩溶区地下水水质的影响, 为地下水的合理利用和污染防治提供决策依据。

1 研究区概况及水文地质背景

青木关地下河位于重庆市北碚区、沙坪坝区和璧山县的交界处, 地理坐标为东经 $106^\circ 17' 35''$ — $106^\circ 19'$

收稿日期: 2009-06-17

修回日期: 2009-07-15

资助项目: 高等学校博士学科点专项科研基金(200806350008); 国家重点基础研究发展计划(2008CB417208); 重庆市科委院士基金(CSTC, 2007BC7001); 国家自然科学基金(40672165); 岩溶动力学重点实验室(kd2008-06, 桂科能 0842008); 西南大学研究生科技创新基金项目(ky2008001)

作者简介: 贾鹏(1985—), 男(回族), 陕西省西安市人, 在读硕士研究生, 从事岩溶区水化学方面的研究。E-mail: jiapeng-1985@163.com.

45′和北纬 29°47′—29°40′40″。地下河全长约 8 km, 面积 17 km²。多年平均降水量为 1 250 mm, 平均气温为 16.5 ℃。区内发育地带性土壤黄壤和非地带性土壤石灰土, 土被分布不连续。植被主要为亚热带常绿阔叶林、灌木丛, 具有旱生特征, 性喜钙。青木关地下河为一发育于岩溶槽谷地貌区中的地下河, 槽谷中多串珠状落水洞, 岩溶槽谷及地下河系统均顺背斜延伸, 呈北东—南西走向, 背斜核部为三叠系嘉陵江组灰岩, 两翼为须家河组砂页岩, 为相对隔水层。区内背斜成山, 向斜成谷, 呈现“一山二岭一槽”式的典型岩溶槽谷景观。槽谷呈狭长带状, NNE 向展布, 山脉走向与构造

方向基本一致, 地势总体表现为北高南低, 山峰与谷地相对高差在 200~300 m 之间, 地势起伏不大(图 1)。槽谷区的山麓部位由于碳酸盐岩的条状展布及外侧具有相对隔水作用的须家河组砂岩和泥岩存在, 为岩溶槽谷及其地下岩溶水系统的发育创造了基本条件。地下河上游甘家槽洼地的农业灌溉回水主要通过岩口落水洞进入地下河, 地下河下游出口姜家泉为季节性泉, 洪水期暴涨暴落, 是附近居民的主要生活用水来源。已有资料表明, 上游岩口落水洞与下游姜家泉有直接的水力联系^[17]。地下河出露后到达下游出口姜家泉, 最后注入青木关盆地的青木溪。

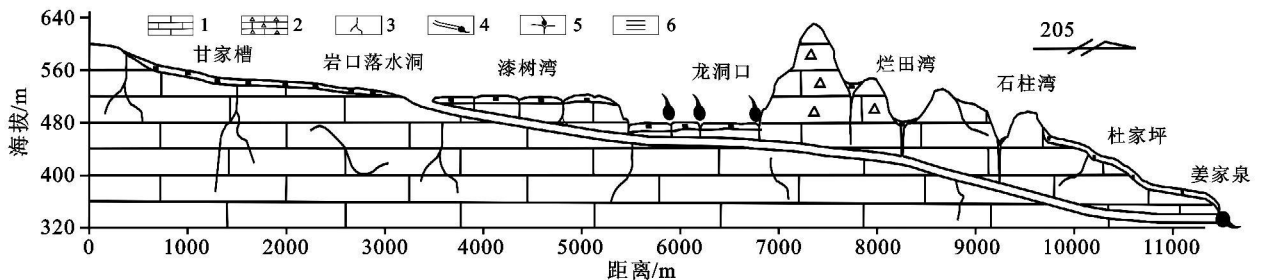


图 1 甘家槽—姜家泉纵剖面示意图

1 碳酸盐岩; 2 角砾状灰岩; 3 溶、裂隙; 4 地下河及其出口; 5 消溢洞; 6 土壤层

2 研究方法

2008 年 5 月 4 日至 2008 年 6 月 2 日在青木关地下河上游选取 2 个水田: 1 号和 2 号(其中测试水田 pH 本底 1 号呈碱性, 2 号呈酸性), 以及地下河入口岩口落水洞和地下河下游出口姜家泉以 2~3 d 间隔取样, 共取样 102 个。在采集水样的同时, 分别利用多参数水质分析仪(美国 HACH)以及碱度测试盒和 Ca²⁺ 测试盒进行野外现场测定地下水和水田水的水温, pH, 电导率(EC), Ca²⁺, HCO₃⁻。精度分别达到了 0.1 ℃, 0.01 个 pH 单位, 1 μS/cm, 4 mg/L 和 0.1 mmol/L(6.1 mg/L)。实验室中用 ICP-OES 测定水中的 Mg²⁺, K⁺, Na⁺ 等主要阳离子浓度。该方法测得的金属离子的检出限均小于 0.001 mg/L。SO₄²⁻ 和 NO₃⁻ 用日本生产的 UV2450 紫外可见分光光度计测定, Cl⁻ 用化学常规 AgNO₃ 滴定法测定。其检出限分别为: SO₄²⁻ 小于 0.05 mg/L, NO₃⁻ 小于 0.0046 mg/L, Cl⁻ 小于 0.01 mg/L。以上方法相对标准偏差优于 2%。

3 结果与分析

根据取样过程中的现场调查, 地下河上游监测 1 号水田于 5 月 18 日, 2 号水田于 20 日前后施肥, 所

使用肥料以尿素为主, 农家肥和有机肥料为辅。根据水田大小不同施肥, 平均施肥量为 100 kg/hm²。

3.1 硫酸根变化

从图 2 可以看出, 监测期间下游出口姜家泉检测到的 SO₄²⁻ 浓度 36.97~48.32 mg/L, 最大值出现在 5 月 30 日。地下河入口岩口落水洞 SO₄²⁻ 浓度 28.39~37.74 mg/L, 最大值出现在 5 月 29 日。SO₄²⁻ 浓度的增加和降低在地下河入口岩口落水洞与地下河出口姜家泉在施肥前后始终表现出一致性。1 号水田 SO₄²⁻ 浓度变化幅度较小, 为 11.00~21.66 mg/L, 最大值出现在 5 月 15 日。2 号水田在取样期间表现为酸性土壤, pH 在施肥期间在 4.04~6.72 间变化, 施肥前 2 号 SO₄²⁻ 浓度始终在 309.2~364.5 mg/L 间变化, 远大于 1 号水田和地下河上下游中的 SO₄²⁻ 浓度。20 日施肥后 2 号水田 SO₄²⁻ 逐渐减少至 279 mg/L, 22 日与 30 日的降水使 SO₄²⁻ 浓度迅速降低至 171.2 mg/L。整个监测期间青木关地下河 SO₄²⁻ 浓度的增加与水田 SO₄²⁻ 浓度增加保持相对一致性, 表明其有良好的水力输入关系。

3.2 硝酸根变化

下游出口姜家泉检测到的 NO₃⁻ 由 0.77~30.26 mg/L 之间, 平均 17.31 mg/L, 最大值出现在 5 月 31 日。地下河入口岩口落水洞的 NO₃⁻ 浓度 4.85~

13.76 mg/L, 平均值 7.90 mg/L, 最大值出现在 5 月 30 日。地下河入口岩口落水洞与出口姜家泉的 NO_3^- 浓度的增加与减少在监测期间始终保持一致性。1 号水田 NO_3^- 浓度在 5 月 15 日以前维持在 8 mg/L 以下, 5 月 18 日施肥达到最大值 21.37 mg/L 后逐渐恢复至施肥前水平。2 号水田 NO_3^- 浓度在 5 月 15 日以前维持在 2 mg/L 以下, 20 日达到最大值 29.96 mg/L 后逐渐恢复至施肥前水平。

整个监测期间青木关地下河 NO_3^- 浓度的增加与水田 NO_3^- 浓度增加保持相对一致性, 表明其有良好的水力输入关系。

3.3 氯离子变化

监测期间下游姜家泉的 Cl^- 浓度最小值 7.74 mg/L, 最大值 22.85 mg/L, 最大值出现在 5 月 30 日前后。岩口落水洞 Cl^- 浓度在 8.08 ~ 13.08 mg/L 之间, 最大值出现在 5 月 28 日前后。地下河入口岩口落水洞与出口姜家泉的 Cl^- 浓度的增加与减少在监测期间始终保持一致性。1 号水田和 2 号水田的 Cl^- 浓度在 7.90 ~ 20.04 mg/L 间变化, 峰值出现在施肥后的 18 日至 22 日间, 在 22 日有明显降水后开始逐渐减少。整个变化过程与 NO_3^- 浓度变化过程一致。

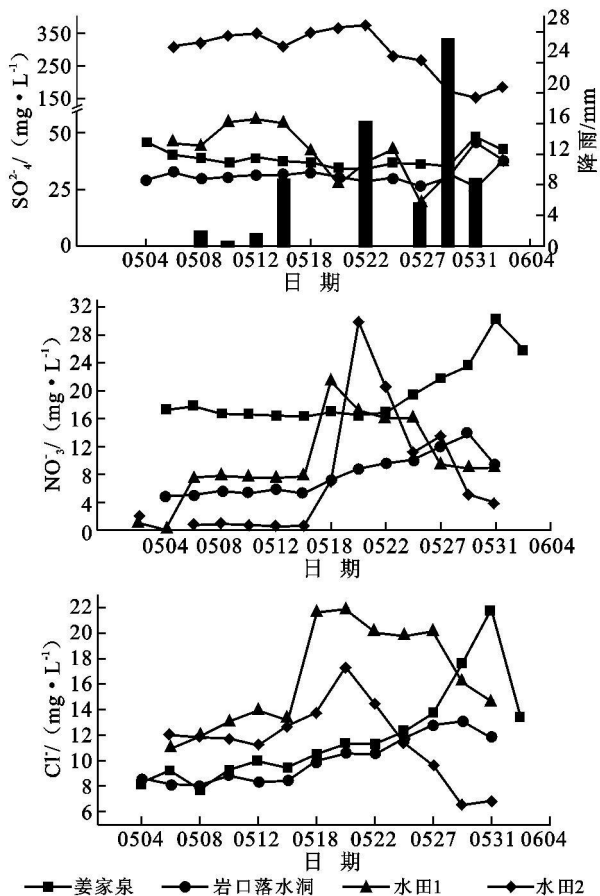
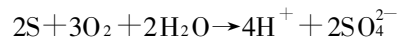
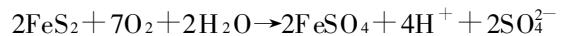


图2 2008年5月4日至6月2日各取样点 SO_4^{2-} , NO_3^- 与 Cl^- (单位 mg/L) 变化趋势图

3.4 离子变化及对地下水质的影响因素分析

岩口落水洞是青木关地下河的主要输入口, 已有资料证明上游水田灌溉回水通过岩口落水洞进入青木关地下河, 最终到达下游姜家泉。由于岩溶区特殊的岩溶地质环境, 地表、地下双层结构的水文地质普遍发育, 地表水与地下水的相互转化迅速, 所以周边水田水质直接影响到下游姜家泉地下水的水质。

在监测期间, 岩口落水洞与其所对应的姜家泉 SO_4^{2-} 浓度成正相关变化 (图 2), 而岩口落水洞的 SO_4^{2-} 浓度恒小于出口姜家泉的 SO_4^{2-} 浓度, 则一方面说明 SO_4^{2-} 进入青木关地下河后, 由于水岩相互作用, 硫酸盐沉积物的溶解导致 SO_4^{2-} 浓度的增加。另一方面从 SO_4^{2-} 的主要输入因素来讲, 1 号水田 SO_4^{2-} 浓度较低, 2 号水田的 SO_4^{2-} 浓度远高于 1 号水田, 但两者之间有较好的相关性, 1 号水田中 SO_4^{2-} 的变化来自 2 号水田中 SO_4^{2-} 的迁移。一般情况下, 除降水外, 高浓度 SO_4^{2-} 与天然硫、硫化矿物的氧化和分解有关。而青木关流域地层属川东平行岭谷煤系地层, 区内常年有工业煤矿开采。2 号水田附近的煤矿则是造成其 SO_4^{2-} 增加的主要原因^[8], 如:



煤矿中的天然硫和硫化矿物在降雨后顺地势而汇入水田, 并最终形成 SO_4^{2-} , 使得 SO_4^{2-} 增加, 也改变了水田的酸碱性质, 所以 2 号水田 pH 在监测期间始终低于 6.65, 施肥前最低值仅为 4.04。而 5 月 22 日的降水降低了 2 号水田的 SO_4^{2-} 浓度, 但与此同时使得 SO_4^{2-} 向 1 号水田与岩口落水洞迁移, 造成岩口落水洞在 5 月 30 日 SO_4^{2-} 浓度增加。28 日的强降水降低了部分岩口落水洞的 SO_4^{2-} 浓度, 并将 SO_4^{2-} 带入下游姜家泉, 而水岩作用的增强使下游姜家泉 SO_4^{2-} 浓度进一步增加。

1 号与 2 号水田的 NO_3^- 浓度在施肥期间经历了低—高一低的变化过程。水田水中的 NO_3^- 浓度随着施肥而增加, 表明有含氮肥料的输入。水田中的 NO_3^- 随着水田灌溉回水到达岩口落水洞造成其 NO_3^- 浓度的增加, 岩口落水洞的 NO_3^- 浓度随着水田中 NO_3^- 浓度在施肥中增加, 施肥后减少, 而岩口落水洞与下游姜家泉的 NO_3^- 浓度变化在监测期间始终保持良好的正相关关系, 说明地下河上游的水田施肥是造成 NO_3^- 增加的主要原因。下游姜家泉的 NO_3^- 变化则受到上游岩口落水洞 NO_3^- 浓度变化的影响, 整条地下河的 NO_3^- 浓度与农业施肥活动表现出良好的响应关系 (图 3)。

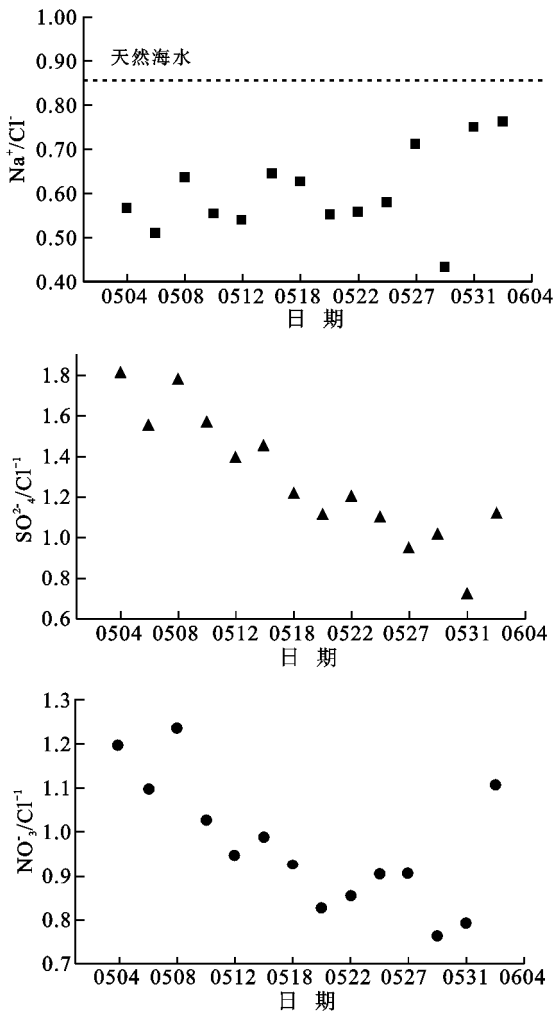


图3 2008年5月4日至6月2日地下河下游姜家泉的 Na^+ 、 SO_4^{2-} 与 NO_3^- 对 Cl^- 的离子摩尔比

化学离子摩尔比率分析是区别水化学离子天然来源的一种方法^[20]。地球化学中,氯化物一般认为是保守成分,一般情况下, Cl^- 在透水岩石中是不停留的,尤其是地下水的积极循环带,不会明显产生 Cl^- 。 Cl^- 浓度变化与其来源有关,含水层中大气输入、人类活动输入、水体混合或蒸发都会导致 Cl^- 含量的变化。天然状态下,岩溶地下水中的 Cl^- 主要来源于大气降水输入。从图3中看出姜家泉 Na^+/Cl^- 摩尔比值在监测期间恒小于天然海水 Na^+/Cl^- 摩尔比($\text{Na}^+/\text{Cl}^- = 0.86$),施肥前 SO_4^{2-} 与 NO_3^- 对 Cl^- 摩尔比值呈现出逐步降低趋势,说明 Cl^- 除自然大气沉降以外,有其他来源的输入,最有可能来自于人为污染^[19,24],包括施肥,动物排泄^[25]等;而施肥后 SO_4^{2-} 与 NO_3^- 对 Cl^- 的摩尔比值逐渐增大,实际 Cl^- 浓度相反并未减少,而是 SO_4^{2-} 与 NO_3^- 的浓度的持续增加导致摩尔比值增大,说明农业施肥是导致地下河 NO_3^- 变化的主要原因,地下河中的 NO_3^- 变化对农业施肥活动表现出良好的响应关系,而地下河 SO_4^{2-}

与 Cl^- 摩尔比值增加说明了 Cl^- 和 SO_4^{2-} 主要来自于人为输入影响。

4 结论

(1)通过对青木关地下河2008年5月上游入口岩口落水洞、下游出口姜家泉以及上游入口附近的1号和2号水田的集中监测发现,岩溶区由于特殊水文地质双层结构导致水田水与地下水转换迅速,使 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- 等离子迁移迅速,造成地下河下游 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 Cl^- 等离子浓度的增大。其中2号水田附近的煤矿中的 SO_4^{2-} 随水田水的迁移是造成地下河上游与下游 SO_4^{2-} 浓度的增加的主要原因,地下河上游的水田施肥是造成 NO_3^- 的增加的主要原因,下游姜家泉的 NO_3^- 的变化则受到上游岩口落水洞 NO_3^- 浓度的变化的影响,整条地下河的 NO_3^- 浓度与农业施肥活动表现出良好的响应关系。

(2)利用对地下河的水化学离子摩尔比率分析确定了岩口落水洞 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 以及 Cl^- 的来源主要为人为因素。

(3)由于青木关地下河周边水田面积广且零散,虽然各农户施肥时间基本一致但仍有短期不同步,且难以做到对水田的全面监测,岩溶区的水文地质条件复杂,水化学离子在岩溶管道中可能参与其他化学变化,对下游地下河水质的影响需进一步研究。

致谢:本文在野外取样过程中得到张典、扈志勇两位同学的细心帮助,本稿完成后承蒙李林力老师的审阅并提出了宝贵意见,在此表示衷心的感谢。

[参考文献]

- [1] Williams P W. Karst terranes, environmental changes and human impact[J]. Catena, 1993, 25(S): 268.
- [2] Yuan Daoxian. Environmental change and human impact on karst in southern China[J]. Catena, 1993, 25(S): 99-107.
- [3] 袁道先. 岩溶地区的地质环境和水文生态问题[J]. 南方国土资源, 2003(1): 21-25.
- [4] 蒋勇军, 袁道先, 章程, 等. 典型岩溶农业区土地利用变化对土壤性质的影响[J]. 地理学报, 2005, 60(5): 751-760.
- [5] 贾亚男, 袁道先. 土地利用变化对水城盆地岩溶水质的影响[J]. 地理学报, 2003, 58(6): 831-838.
- [6] 蒋勇军, 袁道先, 谢世友, 等. 典型岩溶农业区地下水水质与土地利用变化分析[J]. 地理学报, 2006, 61(5): 471-481.
- [7] Prohic E. Pollution assessment in carbonate terranes [M] // Lamoreaux P. Hydrology of Limestone Terranes.

- Hanover, 1989; 61-82.
- [8] Libra R D, Hallberg G R, Hoyer B E. Impacts of agricultural chemicals on groundwater quality in Iowa[M]// In: Fairchild D M, Ground Water Quality and Agricultural Practices. Chelsea; Lewis Publishers, 1987; 185-217.
- [9] Libra R D, Hallberg G R, Hoyer. Agricultural impacts on groundwater quality: the Big Spring Basin study, Iowa[M]// Agricultural Impacts on Groundwater, National Water Well Association. Washington, 1986; 253-273.
- [10] Robert D Libra, George R Hallberg. Impacts of agriculture on water quality in the Big Spring Basin[J]. NE Iowa, U. S. A. Karst Hydrogeology and Human Activities. Australia, 1998, 1(20): 57-58.
- [11] Molerio León L F, Gutiérrez Díaz J. Agricultural impacts on Cuban karstic aquifers[J]. Karst Hydrogeology and Human Activities, 1998, 1(20): 58-60.
- [12] Ramón Aravena, Miguel A, Norberto B. Evaluation of the origin of groundwater nitrate in the city La Plata-Argentina, using isotope techniques[M]// Hydrogeology and Land Use Management. Bratislava, Slovak Republic, 1999; 323-327.
- [13] Pertti Lahermo, Birgitta Backman. Nitrates in groundwater in Finland; the most endangering quality problem[M]// Hydrogeology and Land Use Management. Bratislava, Slovak Republic, 1999; 329-333.
- [14] Alice F, AnóC, Jorge D. Relation between geomorphology, land use and water management in the gneissic and migmatitic aquifer system of Évora[M]// Hydrogeology & Land Use Management. Bratislava, Slovak Republic, 1999; 159-163.
- [15] Andrzej J Witkowski. Change of sulphates concentrations in groundwater of Katowice regional water management council[M]// Hydrogeology and Land Use Management. Bratislava, Slovak Republic, 1999; 575-580.
- [16] 蒲俊兵, 袁道先, 蒋勇军. 重庆市地下河的空间分布及水资源[J]. 水文地质工程地质, 2009(2): 34-36.
- [17] 杨平恒, 罗鉴银, 彭稳, 等. 在线技术在岩溶地下水示踪试验中的应用[J]. 中国岩溶, 2008, 27(3): 215-220.
- [18] 李昌静, 钟鼎. 地下水水质极其污染[M]. 河北: 中国建筑工业出版社, 1983; 58-60.
- [19] Katz B G, Catches J S, Bullen T D, et al. Changes in the isotopic and chemical composition of ground water resulting from a recharge pulse from a sinking stream[J]. Journal of Hydrology, 1998, 211: 178-207.
- [20] Meybeck M. Atmospheric inputs and river transport of dissolved substances[J]. IAHS Publication, 1983, 141: 173-192.
- [21] Meybeck M. Composition chimique des ruisseaux non-pollues de France[J]. Sciences Géologiques Bulletin, 1986, 39: 3-77.
- [22] Sarin M M, Krishnaswami S, Dilli K, et al. Major ion chemistry of the Ganga—Brahmaputra river system: weathering processes and fluxes to the Bay of Bengal[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1989, 53: 997-1009.
- [23] Ne'grel P. Geochemical study of a granitic area—the Margeride Mountains, France; chemical element behavior and $87\text{Sr}/86\text{Sr}$ constraints[J]. Aqueous Geochemistry, 1999, 5: 125-165.
- [24] Ne'grel P, Roy S. Rain chemistry in the Massif Central(France); A strontium isotopic and major elements study[J]. Applied Geochemistry, 1998, 13: 941-952.
- [25] Sherwood W C. Chloride loading in the South Fork of the Shenandoah River, Virginia, USA[J]. Environmental Geology, 1989, 14: 99-106.