

刘伟威, 贾龙, 刘昶, 等. 河池市金城江区城西岩溶水源地砷污染来源及途径[J]. 中国岩溶, 2024, 43(4): 854-862, 875.

DOI: 10.11932/karst20240405

河池市金城江区城西岩溶水源地砷污染来源及途径

刘伟威¹, 贾龙^{2,3}, 刘昶¹, 周富彪^{2,3}

(1. 广西壮族自治区地质环境监测站, 广西南宁 530022; 2. 中国地质科学院岩溶地质研究所/
自然资源部、广西岩溶动力学重点实验室, 广西桂林 541004; 3. 中国地质调查局
岩溶塌陷防治技术创新中心, 广西桂林 541004)

摘要: 为研究岩溶水源地污染物来源和运移途径, 以河池市金城江区城西水厂岩溶水源地为研究区, 依据水文地质学分析方法, 开展城西水厂砷异常原因调查, 利用示踪试验和取样检测等手段, 查明砷污染源处于城西水厂水源地准保护区范围外, 为三境村砷霜厂旧址及其东面岩溶洼地, 并评估出砷污染土层方量为 55 742.5 m³, 其污染途径长 12.25 km, 主要通过岩溶管道, 经欧洞地下河污染城西水厂, 这进而证实欧洞地下河的另一水源方向。建议调整城西水厂水源地准保护区南部边界, 以地下水分水岭为界, 并适当增设水质长期监测点, 以实施污染源风险管控。

关键词: 岩溶区; 地下水; 水源地; 污染成因; 示踪试验

创新点: 查明河池市城西水厂砷污染来源位于水源地准保护区范围外, 为河池市金城江区五圩镇三境村砷霜厂旧址及其东面岩溶洼地; 通过两次地下水示踪试验, 查明污染物通过地下岩溶通道径流至城西水厂, 路径为三境村砷霜厂东面岩溶洼地→六圩镇兴洞村兴洞→凡洞→欧洞→那龙水库(地下径流带)→城西水厂, 其为欧洞地下河的另一水源方向。

中图分类号: X523 文献标识码: A

文章编号: 1001-4810(2024)04-0854-09

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



0 引言

岩溶地下水是中国乃至世界岩溶区重要的水资源, 在居民生活、工农业生产中具有举足轻重的地位。岩溶含水层主要是由相互连通的岩溶孔隙、裂隙、洞穴、管道等多重介质组成的, 具有极强的汇水、蓄水和排水能力^[1-3]。岩溶区土层普遍较薄, 污染物可通过土壤层、岩溶裂隙和岩溶孔洞直接进入地下含水层, 使得岩溶地下水极易受到污染^[4-5]。2007年, 中国水文地质界数位院士认为由于岩溶系统本身的脆弱性, 中国西南岩溶地区 13919 km 的地下河面临

着变成“下水道”的实际威胁^[6]。

由于历史原因, 有些老工业渣堆场建设于溶洞、裂隙之上, 未采取有效的防渗措施, 因此国内发生过多起因渣堆渗漏导致的污染岩溶地下水事件^[7]。陈舟等^[8]指出中国西南岩溶区磷石膏堆场渗漏屡有发生, 其具有快速、污染严重和渗漏量大的特点; 高旭波等^[9]指出北方地区煤矸石的积存量超过 25 亿吨, 且主要堆放在岩溶区, 在降雨持续淋滤下产生的污水对岩溶水造成污染。以往研究表明: 岩溶含水层中污染物的扩散、迁移具有较为明确的方向, 相应导致污染具有长距离传播特性^[10-11], 使岩溶污染源头

资助项目: 广西重点研发计划项目(桂科 AB23026028); 中国地质科学院基本科研业务费项目(2021010, 2020005, JKYQN 202369); 中国地质调查项目(DD20230441, 1212011014007/1212011220192)

第一作者简介: 刘伟威(1987—), 男, 本科, 工程师, 主要从事水文地质、工程地质、环境地质方面工作。E-mail: 334042613@qq.com。

通信作者: 贾龙(1985—), 男, 博士, 硕士研究生导师, 副研究员, 主要从事岩溶工程地质安全方面研究。E-mail: jialong12@foxmail.com。

收稿日期: 2023-07-03

和途径的判断非常困难。目前应用示踪技术(根据示踪剂浓度连续变化的形态特征分析含水介质的空间形态特征,以获取水文地质参数的技术^[12-14])已成为当今确定岩溶地下水系统连通性和岩溶污染途径的最有效方法,并作为岩溶水文地质研究的重要方向和趋势^[15-18]。何师意等^[19]在不同岩溶地区的示踪试验查明了地下水的运动规律,为隧道岩溶用水水害及水环境治理等提供了依据。王寿昌等^[20]通过示踪试验查明基坑涌水源头,避免施工作业污染周围水域,保证了周围环境安全。吴玉梅等^[21]在西南地区岩溶地貌条件下,针对养殖排废引起的疑似水体污染问题进行示踪试验研究,以此为地下水污染源提供证据。

本文以广西壮族自治区河池市金城江区城西水厂岩溶水源地为研究对象,通过对城西水厂砷异常原因调查,先采用水文地质学分析方法,排查污染源,再对污染场地取样验证和评估砷污染源。开展 2 次示踪试验,以查明污染场地地下径流方向以及与接

收点之间的水力联系,还原砷异常发生的过程。

1 研究区概况

城西水厂位于六圩小河与欧洞沟的交汇处,属于六圩小河中上游,地面高程 203.89 m(图 1)。其处于云贵高原与广西盆地的过渡地带,属亚热带山区型气候,多年平均降雨量为 1512 mm。区内地表水系主要为六圩小河,其为珠江流域西江水系柳江支流龙江河一级支流。

研究区出露地层有泥盆系(D)、石炭系(C)、二叠系(P)、第四系(Q),基岩岩性以碳酸盐岩为主,第四系坡残积层以黄色粉质黏土为主,普遍分布于山坡表层,厚度 2~6 m, C₂、C₃ 地层上部有大量基岩出露,土层缺失;冲积层以卵石、砂、砾石为主,分布于地表河流及两岸一至二级阶地平坦地带,土层厚度 3~25 m 不等。

城西水厂岩溶水源地位于龙江岩溶地下水系统

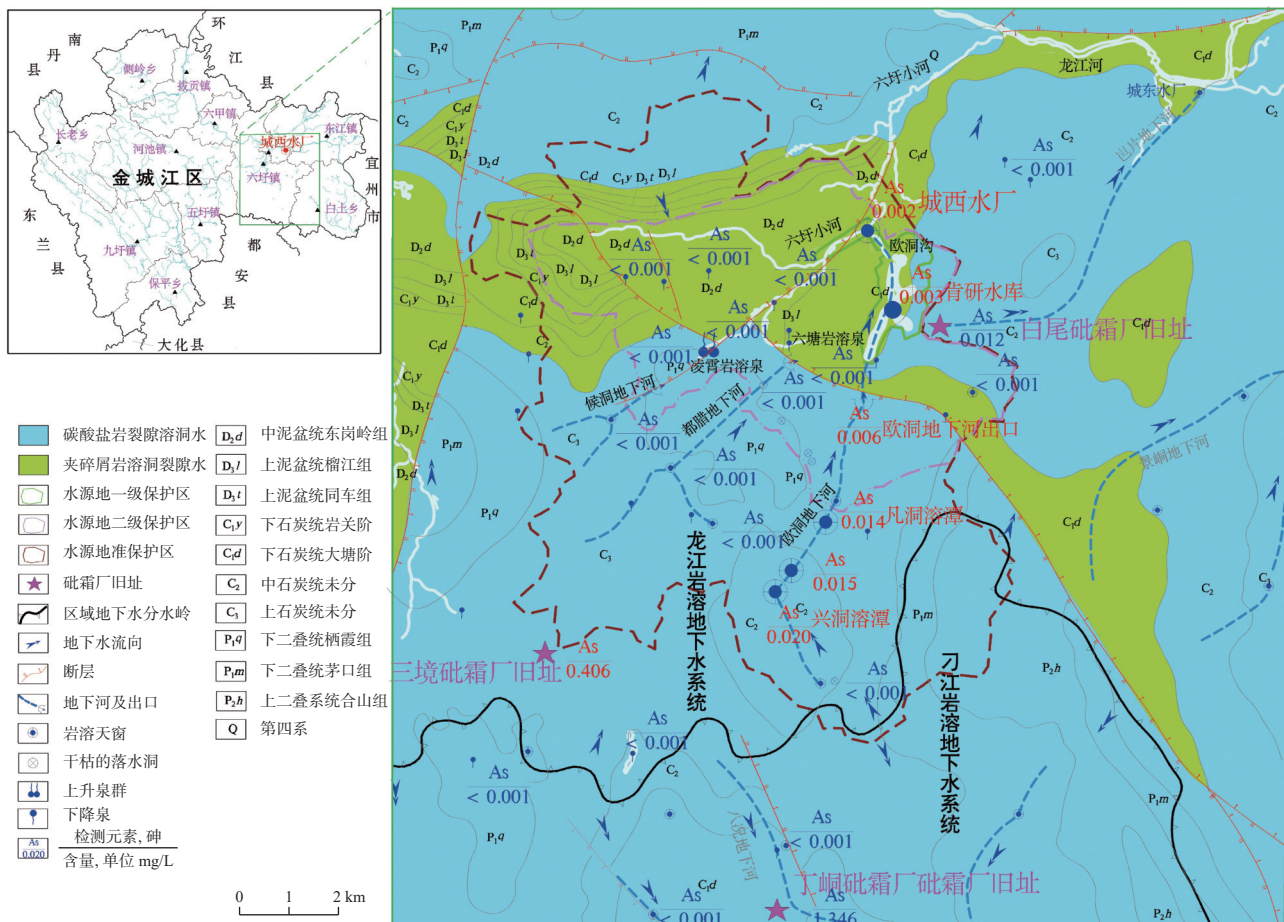


Fig. 1 Hydrogeological map of the study area

(图 1)。城西水厂水源地没有其他外部来源,由都腊地下河、候洞地下河、欧洞地下河、凌霄岩溶泉及六塘岩溶泉 5 个次级地下水系统范围内的降雨补给。5 个次级地下水系统接受降雨补给,除蒸发外,全部转化为地下水,再以集中径流方式,一部分排泄到地表后经六圩小河排入龙江,一部分通过岩溶管道地下径流并最终向龙江排泄。城西水厂的地下水来源于地下径流。

根据广西壮族自治区人民政府《关于河池市市区饮用水水源保护区划定方案的批复》(桂政函[2012]98 号,2012 年 5 月 2 日),城西水厂饮用水水源保护区分为一级保护区(面积 2.50 km²)、二级保护区(面积 30.33 km²)和准保护区(面积 67.14 km²,包括都腊地下河、候洞地下河、欧洞地下河、凌霄岩溶泉及六塘岩溶泉的补给区)(表 1)。

2 污染源分析

根据历史水质监测结果,2018 年二季度以来河池市城西水厂地下水水源砷含量有增大趋势,其中第一季度砷含量为 0.001 mg·L⁻¹,第二季度砷含量为 0.003 mg·L⁻¹,第三季度砷含量为 0.005 mg·L⁻¹,接近《地下水质量标准》(GB/T-14848-2017)中Ⅲ类水标准极限值(0.01 mg·L⁻¹)。采样化验汇入城西水厂的地表水和地下水支流进行排查,结果显示:异常支流为“兴洞溶潭→凡洞溶潭→欧洞地下河出口→肯研

水库→城西水厂”,砷含量分别为 0.02 mg·L⁻¹、0.014 mg·L⁻¹、0.006 mg·L⁻¹、0.003 mg·L⁻¹和 0.002 mg·L⁻¹(图 1)。从地下水上游至下游,砷含量逐步降低,推测为水流量增大逐步稀释。虽然排查出了异常支流,但其污染源仍需进一步确定。

城西水厂准保护区内无工业区、冶炼厂、化工厂、重金属矿山等,但有三处历史遗留砷霜厂,即都安县三只羊乡丁峒砷霜厂(以下简称“丁峒砷霜厂”)、金城江区六圩镇白尾砷霜厂(以下简称“白尾砷霜厂”)和金城江区五圩镇三境村砷霜厂(以下简称“三境砷霜厂”)(表 2)。

从前人已有勘测资料和本次实测地下水流向判断,丁峒砷霜厂址地表水和地下水流向南东方向,白尾砷霜厂地下水总体径流方向为北东向,都与城西水厂存在地下分水岭,结合已查明的异常支流情况可排除嫌疑。三境砷霜厂场址,厂址地表水和地下水流向北东方向(城西水厂水文地质单元方向),地下水有可能经地下河管道进入城西水厂二级保护区。厂址在异常支流上游方向,初步分析为污染场地。

据调查,2013 年至 2016 年河池市城西水厂地下水砷含量小于 0.0025 mg·L⁻¹;2017 年至 2019 年二季度,砷含量在 0.001~0.007 mg·L⁻¹ 之间。第二、三季度丰水期时,砷含量上升,但未超过《地下水质量标准》(GB/T- 14848-2017)中Ⅲ类水界限值(0.01 mg·L⁻¹)。三境村砷霜厂旧址废渣与污染土壤治理工程 2017

表 1 城西水厂岩溶水源地系统
Table 1 System of karst water source area of Chengxi water plant

城西水厂岩溶水源地	次级系统	介绍
	都腊地下河	发源于内丈一带,从都腊地下河出口排出地表
	候洞地下河	发源于勒从、铭润山庄一带,从候洞屯排出地表汇入凌霄泉地表水流
	欧洞地下河	发源于兴洞村外塘屯一带,向北径流,主要通过外塘屯、兴洞屯、凡洞屯;水位高时从欧洞屯排出地表,水位低时则通过地下岩溶管道向北径流到达城西水厂溶潭
	凌霄岩溶泉	在凌霄村廷榄屯遇阻水断层后,以上升泉的形式出露地表
	六塘岩溶泉	发源于凉水坳一带,流量较小

表 2 历史遗留砷霜厂信息
Table 2 Information of the arsenic factory

厂名	地理位置	地下水流向分析
丁峒砷霜厂	都安县三只羊乡丁峒	厂址地表水和地下水流向南东方向,可排除丁峒砷霜厂为城西水厂污染源的可能性
白尾砷霜厂	金城江区六圩镇白尾	厂址地下水总体径流方向为北东向,可排除白尾砷霜厂为城西水厂污染源的可能性
三境砷霜厂	金城江区五圩镇三境村	厂址地表水和地下水流向北东方向(城西水厂水文地质单元方向)

年开始施工,2018 年上半年因实施方案变更停工,2018 年下半年复工,至 2019 年 1 月项目完工。而城西水厂地下水源砷含量自 2017 年二季度开始出现异常升高现象,与三境村砷霜厂旧址废渣与污染土壤治理工程项目实施时间耦合(图 2),据此推断污染源头与三境村砷霜厂旧址治理工程翻动高风险污染物有关。

3 污染场地调查

3.1 污染场地概况

三境砷霜厂位于金城江区五圩镇三境村下枧屯东面约 2.5 km 的岩溶山坳偏东部位,高程 540 m。三境砷霜厂建于 1990 年,1993 年关停。截至 2019 年 1 月,金城江区五圩三境砷霜厂旧址废渣与污染土壤治理工程已完成施工。该厂 1993 年被关停,至 2019 年 1 月完成工程治理,期间有 25 年的空白期。三境砷霜厂场址处于山坳顶部,高程 540 m,东面为自然冲沟,冲沟底部为岩溶洼地,高程 383 m。现场调查发现,场址东面自然冲沟和底部洼地堆积有砷霜厂弃渣,主要为淡黄色的雌黄矿石,形成原因为堆放在三境砷霜厂场址上的弃渣随洪水冲积,散落在冲沟和底部洼地。

三境砷霜厂东面岩溶洼地呈“三角形”,东西方

向长 330 m,南北方向长 275 m。据调查,1960—1980 年,当地村民在洼地上种植玉米等农作物,1990 年三境砷霜厂投产后丢荒。砷霜厂停产后,村民将洼地两处落水洞堵塞,形成两处水塘养鱼,期间还发生过牛喝水塘的水后中毒死亡事件。目前洼地东测仍留有一处落水洞(图 3)。该洼地属覆盖型岩溶区,上部土层为冲洪积和残坡积成因的碎石、含碎石粉土、粉质黏土;下伏基岩为石炭系上统(C_3)灰岩夹白云岩、硅质岩。

3.2 场地污染程度调查

为查明污染场地——三境砷霜厂东面岩溶洼地的具体污染范围和深度,布置取土样点,分为槽探 13 处(TC1~TC13)、浅钻 2 处(ZK1、ZK2)、塘底 6 处(ST1~ST6)、洼地淹没区内 28 处(YMQ1~YMQ28)和周边山体 6 处(DB1~DB6),具体位置详见图 3。共采取 115 个土样(表 3)进行检测,测试砷含量。

3.3 调查监测结果分析与评价

(1)115 个样品中,砷浓度超过其他农用地风险筛选值($30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的有 109 个,超标率 94.8%;砷浓度超过其他农用地风险管制值($120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的有 84 个,超标率 73.0%。砷浓度最大的点为 TC5-②号土样,取样深度 30~50 cm,砷浓度 $25\,200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,超过其他农用地风险管制值的 209 倍。

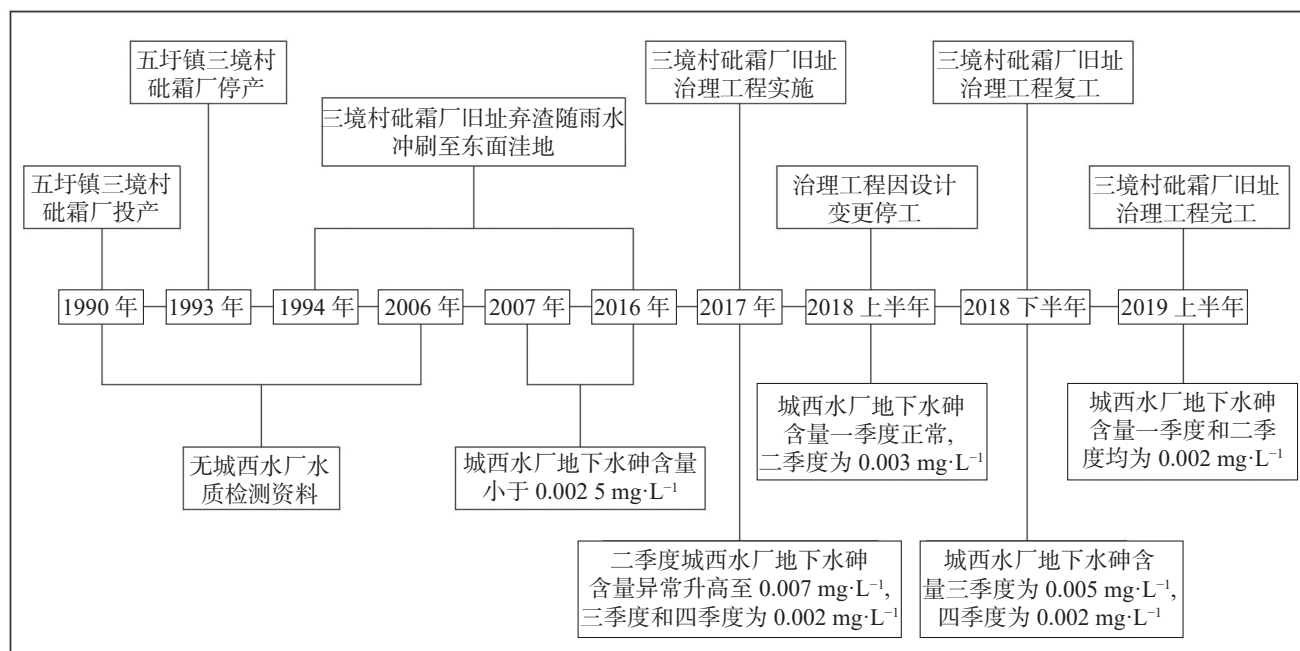


图 2 城西水厂地下水砷污染事件时间轴示意图

Fig. 2 Time axis of arsenic pollution events in groundwater of Chengxi water plant

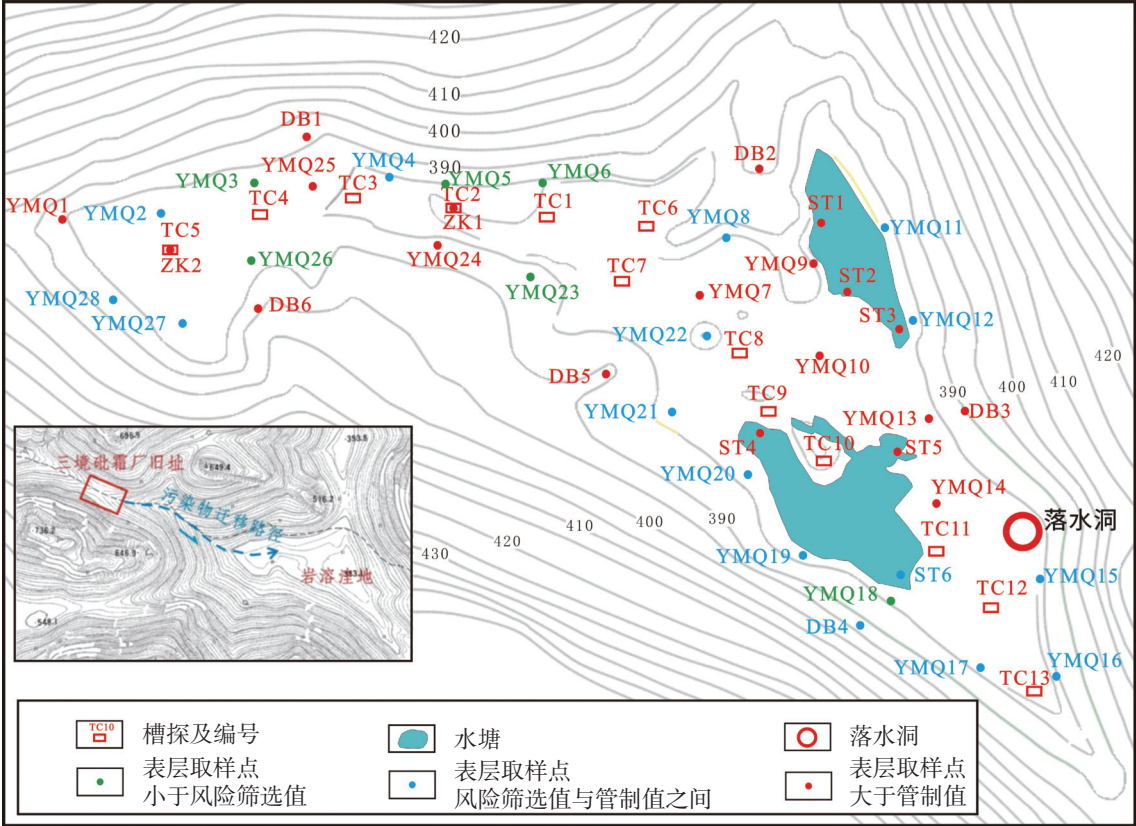


图 3 三境砷霜厂东面岩溶洼地采样布置及结果分布图

Fig. 3 Layout and distribution of sampling in the karst depression in the east of Sanjing arsenic factory

表 3 采取土样信息表

Table 3 Sampling information

采样布置	编号	样品数	备注
槽探取样	TC1~TC13	65	采集深度为25 cm、50 cm、100 cm、150 cm和200 cm
浅钻取样	ZK1、ZK2	10	采样深度为300 cm、400 cm、500 cm、600 cm和650 cm
塘底取样	ST1~ST6	6	洼地水塘底部土样
洼地淹没区取样	YMQ1~YMQ28	28	布置在洼地边缘至1.5 m高的范围内周边山体, 主要为控制污染源经洪水浸泡后污染物浸出的二次污染情况
周边山体取样	DB1~DB6	6	布置在洼地边缘以上6 m, 主要为检测未受污染土壤砷浓度的背景值, 以及控制污染范围

(2)砷浓度平面分布特征: 越靠近三境村砷霜厂的槽探土样砷浓度越高, 越远的砷浓度越低, 符合污染物通过季节性冲沟搬运的特征。砷浓度大于其他农用地风险管制值的面积约 22 297 m²。

(3)砷浓度垂向分布特征: 本次布置的 12 个槽探, 所取的 70 个样品砷浓度均超过其他农用地风险筛选值。在槽探垂直方向上砷浓度自上而下急剧下降, 浓度最大的集中在 0~50 cm 土壤层中, 砷浓度普遍超过 1 000 mg·kg⁻¹; 0~200 cm 深度砷浓度普遍超过其他农用地风险管制值, 仅 TC6、TC11 和 TC12 超

标层厚度小于 200 cm。以 TC5 作为典型分析, TC5 槽探处于冲沟底部, 深度 2.1 m, 挖完槽探后继续进行浅钻施工, 钻探至 6.5 m 深度, 共采取 10 个样品进行检测。从结果中可见, 0~50 cm 层土样的砷浓度较高, 0~400 cm 深度的土样砷浓度均大于 120 mg·kg⁻¹, 至 400 cm 深度以后, 砷浓度小于风险管制值。因此, 砷浓度大于其他农用地风险管制值的平均厚度按 2.5 m 计算。

(4)计算砷污染土层方量为 55 742.5 m³(砷含量大于其他农用地风险管制值)。

4 污染物地下运移途径

4.1 试验方法与过程

为证实三境砒霜厂东面岩溶洼地与城西水厂砷元素的关联性,进行了两次地下水示踪试验。

示踪试验的示踪剂选用氯离子化合物(食用级氯化钠)。现场检验方法采用便携式氯离子检测仪检验(检测误差 $\pm 3\%$),每个接收点每天留一个样或现场检测数据异常变动时留样送至实验室检测,检测方法为硝酸银滴定法。

第一次示踪试验时间为2019年2月20日至3月8日,持续时间15 d。投放点和各个接收点氯离子背景浓度值范围为 $1.14\sim 4.57\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。投放前气象

背景为连续中雨过后第二天,区域有效降雨量 36.9 mm (根据广西水利信息网),兴洞溶潭和凡洞溶潭水位上升约 5 m ,欧洞地下河出口有水流出。投放点为三境砒霜厂东面岩溶洼地落水洞,投放食盐总重 300 kg ,混合 20 m^3 水充分溶解后一次性流入落水洞(投放点氯离子浓度为 $15813.61\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。在投放点的东、南、西、北四个方向均布置有接收点(图4),其中东北方向砷元素异常的支流为重点监测对象,布置有兴洞溶潭、凡洞溶潭、欧洞地下河出口、肯研水库和城西水厂共5个接收点;南面布置鸡洞水库、田洞泉水点2个接收点;西面在三境村下枧地下河出口布置接收点;北面布置有内丈①号溶潭、内丈②号溶潭、铭润溶潭、凌霄泉群、都腊地下河出口共5个接收点。重点接收点兴洞溶潭每隔 2 h 取一次样,其



图4 示踪试验采样点及运移途径图

Fig. 4 Sampling points of tracer tests and transporting paths

余接收点每隔 3~4 h 取样。

第二次示踪试验时间为 2019 年 3 月 22 日至 4 月 12 日, 监测历时 21 d。投放点和各个接收点氯离子背景浓度为 $1.09\sim 4.78\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。投放前气象背景为阴转小雨, 区域有效降雨量 4.9 mm(根据广西水利信息网), 欧洞地下河出口无水流出, 气象和水文条件一般。投放地点为兴洞溶潭, 投放食盐总重 1000 kg。第二次示踪试验接收点在凡洞溶潭、欧洞地下河出口、拉乾泉点、肯研水库、城西水厂和都腊地下河出口, 每隔 3~4 h 取一次样。

4.2 结果与分析

第一次示踪试验仅北东方向接收点兴洞溶潭、凡洞溶潭和欧洞地下河出口氯离子浓度出现成倍增长现象, 城西水厂氯离子浓度有一定波动, 其余接收点氯离子浓度变化平稳(图 5)。第一次示踪试验证明三境砒霜厂东面岩溶洼地地下水流向为北东方向, 并进入城西水厂二级保护区范围内, 到达欧洞地下河出口。

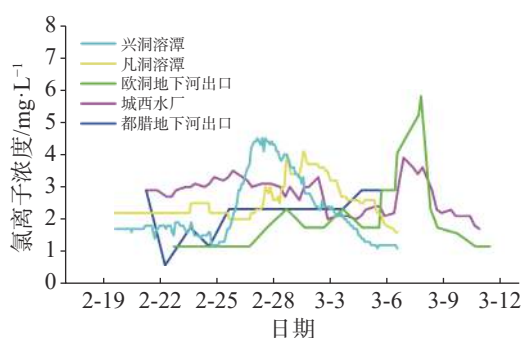


图 5 第一次示踪试验结果

Fig. 5 Results of the first tracer test

第二次示踪试验凡洞溶潭和城西水厂接收点氯离子浓度出现成倍增长现象(图 6), 表明示踪剂达到最终目标接收点(城西水厂溶潭)。欧洞地下河出口, 肯研水库氯离子浓度出现起伏波动, 据判断与局部强降雨有关, 其他监测点氯离子浓度变化平稳。据调查, 在肯研水库灌浆封堵施工时, 城西水厂溶潭出现浑浊现象, 据此判断肯研水库有地下水强径流带与城西水厂溶潭相通。第二次示踪试验证明兴洞溶潭处含砷污染的地下水可从欧洞地下河出口经过肯研水库下方岩溶管道, 汇入城西水厂溶潭。

通过两次地下水示踪试验查明城西水厂水源砷元素的来源为金城江区五圩镇三境村砒霜厂旧址。

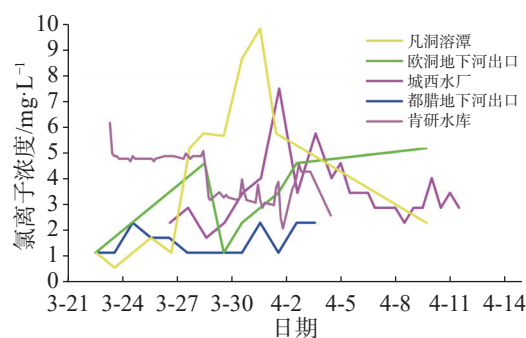


图 6 第二次示踪试验结果

Fig. 6 Results of the second tracer test

其运移方向上游为北东向, 中下游转为北向; 运移途径为三境砒霜厂→兴洞溶潭→凡洞溶潭→欧洞地下河出口→肯研水库→城西水厂, 运移途径总长 12.25 km。综合两次示踪试验结果, 污染物从三境砒霜厂旧址→兴洞溶潭需 124 h, 从兴洞溶潭→城西水厂需 218 h, 总历时 342 h(14.25 d), 地下水流速 $0.86\text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$ 。根据河池市自来水公司对城西水厂砷元素近一年的监测结果, 每逢连续大雨过后两周左右, 水源中的砷浓度就会上升。实测污染物到达的时间与试验结果大致相同。

5 结论与建议

(1) 查明河池市城西水厂砷污染来源于河池市金城江区五圩镇三境村砒霜厂, 其污染源主要为该砒霜厂东面的岩溶洼地堆积和浸出污染的土壤。堆放在三境砒霜厂场址上的弃渣随洪水冲积在冲沟和底部洼地。废渣在雨水、阳光、空气、微生物的长期作用下发生复杂的化学反应, 释放出重金属离子。其渗滤液会通过落水洞、岩溶裂隙、孔隙渗透入地下水, 形成污染源。该污染场地砷浓度在 $7.17\sim 25200\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间, 平均浓度 $1296.3\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。砷浓度大于其他农用地风险管制值 ($120\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) 的面积约 22297 m^2 , 平均厚度 2.5 m, 砷污染土壤方量 55742.5 m^3 。

(2) 利用两次地下水示踪试验, 查明砷污染源渗入地下水, 通过欧洞地下河径流至城西水厂, 路径为三境村砒霜厂东面岩溶洼地→六圩镇兴洞村兴洞→凡洞→欧洞→那龙水库(地下径流带)→城西水厂, 径流途径总长 12.25 km, 地下水流速 $0.86\text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$, 进而证实欧洞地下河的另一水源方向。

(3) 河池市城西水厂水在洪水季节砷含量有超

过Ⅲ类水界限值($0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的风险。因此,有必要对污染源(砒霜厂东面岩溶洼地)进行风险管控,并对径流区关键点设立长期水质监测点。

(4)本次污染源处于河池市城西水厂水源地准保护区范围外,考虑到水源地以岩溶水为主,地下水主要通过岩溶管道径流,污染物径流途径长,衰减慢,建议调整河池市城西水厂水源地准保护区范围,以岩溶地下水单位范围为依据,南部以龙江岩溶地下水系统和刁江岩溶地下水系统地下水分水岭为界。

(5)建议加强河池市城西水厂水源地地下水质量监测,建立地下水水质长期监测点。目前仅城西水厂作为水质长期监测点,凌霄泉和都腊地下河出口为水位统测点,应增加凌霄泉、都腊地下河出口、兴洞溶潭和凡洞溶潭作为水质监测点。

致谢: 审稿专家提出了宝贵的修改建议,在此致以诚挚的感谢。并感谢河池市国土资源局对河池市城西水厂水文地质勘查项目的支持。

参考文献

- [1] 袁道先,朱德浩,翁金桃,朱学稳,韩行瑞,汪训一,蔡桂鸿,朱远峰,崔光中,邓自强.中国岩溶学[M].北京:地质出版社,1993.
- [2] 曹建文,夏日元.西南岩溶石山地区不同类型地下河开发利用模式探讨[J].中国岩溶,2017,36(5):609-617.
CAO Jianwen, XIA Riyuan. Exploitation models for different types of underground rivers in karst mountain areas of Southwestern China[J]. Carsologica Sinica, 2017, 36(5): 609-617.
- [3] 杨杨,赵良杰,夏日元,王莹.珠江流域岩溶地下河分布特征与影响因素研究[J].中国岩溶,2022,41(4):562-576.
YANG Yang, ZHAO Liangjie, XIA Riyuan, WANG Ying. Distribution and influencing factors of karst underground rivers in the Pearl River Basin[J]. Carsologica Sinica, 2022, 41(4): 562-576.
- [4] 张连凯,杨慧.岩溶地下河中砷迁移过程及其影响因素分析:以广西南丹县里湖地下河为例[J].中国岩溶,2013,32(4):377-383.
ZHANG Liankai, YANG Hui. Transport process of arsenic in karst subterranean stream and analysis on the influence factors: A case in Lihu subterranean stream of Nandan county, Guangxi[J]. Carsologica Sinica, 2013, 32(4): 377-383.
- [5] 唐伟,裴建国,殷建军,林玉石,蒲俊兵,汪智军,朱琴.桂林毛村岩溶地下河二十多来的水质演化趋势研究[J].中国岩溶,2010,29(3):331-336.
TANG Wei, PEI Jianguo, YIN Jianjun, LIN Yushi, PU Junbing, WANG Zhijun, ZHU Qin. Water quality evolution tendency in Maocun karst underground river in Guilin for the past more than 20 years[J]. Carsologica Sinica, 2010, 29(3): 331-336.
- [6] 袁道先,薛禹群,傅家谟,郑度,汪集旸,林学钰,陈梦熊.我西南岩溶地区地下河面临变成“下水道”威胁,加强保护和污染治理需从国家层面尽快做出决策[J].科学新闻,2007(14):7-9.
- [7] 覃霞,张超兰,黎承波,容群,梁蕊芬,韦仁棒,李雪,徐蒙蒙.某砒霜厂场地砷污染特征及风险评估[J].广西大学学报(自然科学版),2021,46(4):1101-1109.
QIN Xia, ZHANG Chaolan, LI Chengbo, RONG Qun, LIANG Ruifen, WEI Renbang, LI Xue, XU Mengmeng. Characteristics and risk assessment of soil arsenic pollution in an arsenic plant site[J]. Journal of Guangxi University (Natural Science Edition), 2021, 46(4): 1101-1109.
- [8] 陈舟,赵贵清,王志光,陈豪,张科正.岩溶区某磷石膏堆放场渗漏特征分析[J].水文地质工程地质,2017,44(2):144-150.
CHEN Zhou, ZHAO Guiqing, WANG Zhiguang, CHEN Hao, ZHANG Kezheng. Leakage characteristics of a phosphorus gypsum storage site in karst area[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2017, 44(2): 144-150.
- [9] 高旭波,王万洲,侯保俊,高列波,张建友,张松涛,李成城,姜春芳.中国北方岩溶地下水污染分析[J].中国岩溶,2020,39(3):287-298.
GAO Xubo, WANG Wanzhou, HOU Baojun, GAO Liebo, ZHANG Jianyou, ZHANG Songtao, LI Chengcheng, JIANG Chunfang. Analysis of karst groundwater pollution in Northern China[J]. Carsologica Sinica, 2020, 39(3): 287-298.
- [10] Zhou Changsong, Zou Shengzhang, Zhu Danni, Xie Hao, Chen Hongfeng, Wang Jia. Pollution pattern of underground river in karst area of the Southwest China[J]. Journal of Groundwater Science and Engineering, 2018, 6(2): 71-83.
- [11] Manuela Lasagna, Domenico Antonio De Luca, Laura Debernardi, Paolo Clemente. Effect of the dilution process on the attenuation of contaminants in aquifers[J]. Environmental Earth Sciences, 2013, 70(6): 2767-2784.
- [12] 郭永丽,吴佩艳,黄芬,孙平安,苗迎,刘绍华.环境同位素示踪的毛村地下河流域水流特征[J].中国岩溶,2022,41(4):577-587.
GUO Yongli, WU Peiyan, HUANG Fen, SUN Ping'an, MIAO Ying, LIU Shaohua. Water flow characteristics of Maocun underground river basin based on environmental isotopes[J]. Carsologica Sinica, 2022, 41(4): 577-587.
- [13] 程亚平,陈余道.岩溶地下河定量示踪研究方法综述[J].桂林理工大学学报,2016,36(2):242-246.
CHENG Yaping, CHEN Yudao. Review of quantitative tracing studies on karst underground river[J]. Journal of Guilin University of Technology, 2016, 36(2): 242-246.
- [14] 张劲松,杨玫.人工示踪试验方法在岩溶地下水调查中的应用[J].地质论评,2017,63(Suppl.1):335-336.
ZHANG Jinsong, YANG Mei. Applications of tracing test in karst groundwater investigation[J]. Geological Review, 2017, 63(Suppl.1): 335-336.
- [15] Nico Goldscheider. A new quantitative interpretation of the long-tail and plateau-like breakthrough curves from tracer tests in the artesian karst aquifer of Stuttgart, Germany[J]. Hydrogeology

- Journal, 2008, 16(7): 1311-1317.
- [16] Tanguy Robert, David Caterina, John Deceuster, Olivier Kaufmann, Frederic Nguyen. A salt tracer test monitored with surface ERT to detect preferential flow and transport paths in fractured/karstified limestones[J]. *Geophysics: Journal of the Society of Exploration Geophysicists*, 2012, 77(2): 55-67.
- [17] Brian G Katz, Tyler B Coplen, Thomas D Bullen, J Hal Davis. Use of chemical and isotopic tracers to characterize the interactions between ground water and surface water in mantled karst[J]. *Groundwater*, 2010, 35(6): 1014-1028.
- [18] Christopher Smart, Michiel Pronk, Joe Meiman, Nico Goldscheider. Tracer tests in karst hydrogeology and speleology[J]. *International Journal of Speleology*, 2008, 37(1): 27-40.
- [19] 何师意, L Michele, 章程, 汪进良, 李强. 高精度地下水示踪技术及其应用: 以毛村地下河流域为例[J]. *地球学报*, 2009, 30(5): 673-678.
- HE Shiyi, L Michele, ZHANG Cheng, WANG Jinliang, LI Qiang. A high precision underground water tracing test technique and its applications: A case study in Maocun karst system, Guilin, Guanxi[J]. *Acta Geoscientica Sinica*, 2009, 30(5): 673-678.
- [20] 王寿昌, 何羽玲, 韦增康. 某岩溶区临水基坑涌水封堵结合连通试验治理技术[J]. *施工技术*, 2019, 48(13): 33-35.
- WANG Shouchang, HE Yuling, WEI Zengkang. Technology of water gushing and plugging with connectivity test treatment of foundation excavation nearby waters in karst area[J]. *Construction Technology*, 2019, 48(13): 33-35.
- [21] 吴玉梅, 骆振华, 罗维, 宋晨, 张传良. 连通试验在西南某区岩溶地下水污染溯源中的应用[J]. *城市地质*, 2023, 18(1): 69-74.
- WU Yumei, LUO Zhenhua, LUO Wei, SONG Chen, ZHANG Chuanliang. Connectivity test to trace karst groundwater pollution sources in Southwest China[J]. *Urban Geology*, 2023, 18(1): 69-74.

Sources and pathways of arsenic pollution in the karst water source area in the west of Jinchengjiang district, Hechi City

LIU Weiwei¹, JIA Long^{2,3}, LIU Chang¹, ZHOU Fubiao^{2,3}

(1. Geological Environment Monitoring Station of Guangxi Zhuang Autonomous Region, Nanning, Guangxi 530022, China; 2. Institute of Karst Geology, CAGS/Key Laboratory of Karst Dynamics, MNR & GZAR, Guilin, Guangxi 541004, China; 3. Technology Innovation Center of Karst Collapse Prevention, CGS, Guilin, Guangxi 541004, China)

Abstract Karst groundwater is an important water resource in karst areas of China and even the world, which plays an important role in people's life and industrial and agricultural production. A karst aquifer is composed of interconnected karst pores, cracks, caves, pipelines and other multiple media, which has strong capabilities for water collection, storage and drainage. Because soil layers in karst areas are generally thin, pollutants can directly enter groundwater aquifers through soil layers, sinkholes and karst cracks, which makes karst groundwater extremely vulnerable to pollution. Due to several reasons in the past, some old industrial slag yards were built on karst caves and cracks, but no effective anti-seepage measures were taken. Many incidents of karst groundwater pollution caused by leakage of slag piles occurred in China.

In order to study the characteristics of sources and transporting routes of pollutants in karst underground water sources, this study took the karst water source of Chengxi water plant in Jinchengjiang district, Hechi City as a study area. By investigating the causes of arsenic anomalies in this plant and conducting hydrogeological analysis, this study identified pollution sources and sampled in the contaminated site to assess the arsenic pollution sources. The sources of arsenic pollution were found out, that is, the former site of arsenic factory and the karst depression to its east in Sanjing village, Wuxu town, Jinchengjiang district. The waste slag piled on the site of Sanjing arsenic factory was alluvial with the flood in the gully and bottom depression. Under the long-term action of rain, sunlight, air and microorganisms, the waste residue underwent complex chemical reactions, releasing heavy metal ions. Leachate seeped into groundwater through sinkholes and karst cracks, forming pollution sources. Arsenic concentrations in the contaminated site range between 7.17 and 25,200 mg·kg⁻¹, with an average concentration of 1,296.3 mg·kg⁻¹. The area where the arsenic

(下转第 875 页)

rock fractures affect the water balance, with dolomite gravel under the soil having a higher water retention capacity than limestone blocks, leading to higher evaporation losses and lower runoff. Lastly, the response of water balance and underground runoff to different rainfall patterns varies significantly with soil-rock structures. Low-fracture limestone blocks beneath the soil (fracture porosity of 8%) have high water conductivity, allowing small rainfall to easily infiltrate and form substantial peak flows. In contrast, dolomite gravel beneath the soil, with a higher water storage capacity (fracture porosity of 40%), facilitates the accumulation of infiltrated water during heavy rainfall, leading to larger peak flows.

Key words karst, soil-rock structure, subsurface stormflow, water balance, runoff response characteristics

(编辑 黄晨晖)

(上接第 862 页)

concentration is higher than the risk control value of other agricultural land ($120 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) covers about $22,297 \text{ m}^2$, with an average thickness of 2.5 m. The volume of arsenic contaminated soil is $55,742.5 \text{ m}^3$.

Two tracing tests of underground water found that arsenic flows to Chengxi water plant through underground karst runoff, and the pathway is as follows: karst depression in the east of Sanjingcun arsenic factory $\rightarrow$ Xingdong in Xingdong village of Liuwei town $\rightarrow$ Fandong $\rightarrow$ Oudong $\rightarrow$ Nalong reservoir (underground runoff zone) $\rightarrow$ Chengxi water plant. The runoff is 12.25 km long with a groundwater flow rate of $0.86 \text{ km} \cdot \text{d}^{-1}$ and a permeability coefficient of $0.995 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$.

The long-term monitoring of water quality shows that the arsenic content of Chengxi water plant is at risk of exceeding the permitted level of Class III ($0.01 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) during the flood season. Therefore, it is necessary to control the pollution source (karst depression in the east of the arsenic factory) and to strengthen the monitoring of groundwater quality in the water source area of Chengxi water plant by setting up monitoring points for long-term observation of water quality at key points in the runoff area. For example, new monitoring points can be established at Lingxiao spring, estuary of Dula underground river, Xingdong skylight and Fandong skylight.

The pollution source is located outside the quasi-protected area of the water source of Chengxi water plant. Considering that the water source mainly consists of karst water, and the groundwater primarily flows through karst pipelines, the pollutant runoff path is long and the attenuation is slow, it is suggested to expand the quasi-protected area of the water source of Chengxi water plant, with the southern boundary defined by groundwater divide of Longjiang karst groundwater system and Diaojiang karst groundwater system.

Key words karst area, groundwater, water source area, causes of pollution, tracer test

(编辑 黄晨晖)