

崔亚丰,何江涛,王曼丽,等. 岩溶地区地下水污染风险评价方法探究——以地苏地下河系流域为例[J]. 中国岩溶, 2016, 35(4): 372—383.
DOI:10.11932/karst20160404

岩溶地区地下水污染风险评价方法探究 ——以地苏地下河系流域为例

崔亚丰^{1,2}, 何江涛¹, 王曼丽¹, 赵阅坤¹, 王菲¹

(1. 中国地质大学(北京)水资源与环境学院/水资源与环境工程北京市重点实验室, 北京 100083;

2. 中煤科工集团唐山研究院有限公司矿山测量研究所, 河北 唐山 063012)

摘 要:岩溶地下水污染风险评价对岩溶地下水的保护、管理和合理利用具有重要意义。文章总结了近年来国内外地下水污染风险评价方面的研究进展,针对目前评价体系存在的不足,构建了适合岩溶区地下水污染风险评价体系。该方法基于欧洲模式,实现地下水防污性能评价;污染负荷评价则考虑污染物在覆盖层中的衰减过程,利用折减系数实现污染负荷量化;最后,基于 GIS 空间叠加分析耦合防污性能与污染负荷评价,实现区域地下水污染风险评价。文章以地苏地下河系流域为例,开展岩溶区域地下水污染风险评价,结果表明:区域整体地下水污染风险偏低,地下水中等及以上污染风险区域面积 424.41 km²,占研究区总面积的 39.03%,主要分布在研究区中东部地苏乡、东庙乡、六也乡局部等人类活动频繁与地苏地下河干流中下游段。地下水污染风险空间分布特征不仅显示了岩性、坡度、岩溶网络发育等自然条件对评价结果的影响,同时也反映了人类活动的影响。地势平缓,岩溶发育程度强烈,加之人类活动频繁是导致区域地下水污染风险较高的原因所在。

关键词:地下水防污性能;污染负荷;折减系数;地下水污染风险评价;地苏地下河流域

中图分类号:X824

文献标识码:A

文章编号:1001-4810(2016)04-0372-12

0 引 言

地下水作为一种重要的自然资源,在我国社会经济发展中发挥着重要的作用^[1]。随着城市化、工业化和农业现代化的快速发展,各类有毒有害废弃物排放量不断增加,加之人们环保意识薄弱,致使大量污染物以各种途径进入地下水,对地下水造成不同程度污染。地下水资源具有隐蔽性、难恢复性与持久性等特点^[2-3],一旦遭受污染,其后果难以消除^[4]。岩溶水是我国一种主要的地下水类型,岩溶区水文地质和生态环境具有地上地下双层结构的空间介质、可溶岩造壤能力低、岩溶水空间分布不均、地表水和地下水关系密切、水源容易漏失的特点,生态环境脆弱^[5-6],外

部污染物较易随地表水通过孔隙、裂隙与落水洞等方式快速进入岩溶地下水系统,造成地下水污染。因此,对于岩溶地区地下水污染的防治与有效监管就显得尤为重要。开展地下水污染风险评价正是区域地下水资源保护的重要手段^[7]。对于地下水水源地的选取及保护区的划分、地下水污染防控方案与土地利用规划都具有一定的理论指导意义^[8-10]。

英国水文地质学家 Brian Morris 等^[11]指出:地下水污染风险是指含水层中地下水由于其上的人类活动而遭受污染到不可接受的水平的可能性。早期的评价结果基本是地下水污染固有防污性能与土地利用类型之间简单的叠加关系。目前的地下水污染风险评价体系主要概括以下三个方面:固有防污性

资助项目:环境保护公益性行业科研专项(201409029-2)

第一作者简介:崔亚丰(1990-),男,硕士研究生,地下水科学与工程专业。E-mail: 18813181433@163.com。

通讯作者:何江涛(1974-),男,副教授,硕士生导师,地下水科学与工程专业。E-mail: jthe@cugb.edu.cn。

收稿日期:2016-01-27

能、污染负荷和地下水价值功能的变化^[12-14]。

近年来,国外学者已经提出了叠代指数法、统计方法、模糊数学法和过程数学模拟法等^[15-16]污染风险评价方法。有些国家和地区已基于这些方法进行了应用研究,得到了广泛的认可与关注^[17-18]。国内学者在国外现有研究基础上以叠代指数法为主,考虑不同的场地类型与水文地质条件之间的差异,分别对平原区^[19]、岩溶区^[20-21]、水源地^[22]、流域^[23]、城市^[24-26]及特殊场地^[27]等地区开展了地下水污染风险评价,并取得了一定的成果。同时,发现还存在一系列问题:①国内外防污性能评价过程中 DRASTIC 法较通用,但对含水层类型与包气带介质考虑不够全面,在评价过程中有些因子较难获得;②国内外针对岩溶地区地下水污染风险评价方法研究相对欠缺;③在防污性能评价研究的基础上,部分考虑了人类活动污染负荷因素对评价结果的影响,但多为定性指标,而忽略了污染物在土壤—包气带—地下水系统中进行迁移转化的行为特征;④各因子之间分级标准与权重多靠经验获取,客观性和科学性较差。

针对现阶段研究中存在的不足,本文尝试对岩溶地区地下水污染风险评价进行探索性研究,建立一套适合岩溶区的更简便、准确、合理的地下水污染风险评价体系。

1 研究思路与方法

地下水污染风险是指地下水污染事件发生的概率与可能危害后果的乘积^[28]。即:

$$R = P \times D \quad (1)$$

式中: R 为风险水平(值); P 为地下水污染事件发生概率(或机率); D 为事件发生后可能危害后果。

迄今为止,对地下水污染风险的概念尚未形成统一认识,不同的学者从不同的角度定义着地下水污染风险。地下水污染风险评价经历了由地下水固有防污性能评价→叠加土地利用的特殊防污性能评价→地下水污染风险评价过程^[13]。地下水污染风险综合考虑了含水层防污性能(含水系统抵御污染的能力)、人类活动对地下水产生的污染负荷(包括污染物的类型、污染途径和污染富集)以及地下水遭受污染后价值功能的变化三个方面。

1.1 地下水防污性能评价

目前,国外常用的地下水环境防污性能评价方法有 GOD 指标法^[29]、DIVERSITY 法和 DRASTIC

法^[30],其中 DRASTIC 法应用最为广泛。现阶段欧洲模式是适用于岩溶区的一种评价方法且比较成熟,该模式是对地下水防污性评价的概念性模型,评价过程中主要考虑 4 个方面因子:即径流特征(C)、覆盖层(O)、降雨条件(P)和岩溶发育程度(K)。运用该模式,国内外已进行了一些岩溶地下水防污性能评价试验,并取得了良好的效果^[31-32]。本文尝试采用欧洲模式,沿污染源一路径一目标的思路,结合受人类活动影响的土地利用类型等指标,实现岩溶地下水防污性能评价。

O 因子的评价需要考虑影响地下水在土层和岩石中运移速度、各个地层的厚度和渗透性。其中土层的保护能力取决于土壤厚度、土壤质地和土壤结构,包气带的保护能力取决于岩性特征和厚度、与地质断层发育程度等,这些因素都可以影响水文地质特征、水力传导系数与孔隙度。C 因子为 O 因子的修正因子,表示在降水集中的区域容易发生快速渗透,汇流程度取决于控制地表径流或潜流发生的要素,包括坡度、补给类型与植被等。P 因子指降雨对于防污性能的影响,降雨总量、持续时间、降雨频率、极端降雨事件的强度和频率等都会影响污染物的入渗量及其在地层中的运移时间和稀释效果,从而影响地下水的防污性能。K 因子刻画了岩溶含水层状态,从含有粒间孔隙的非岩溶化碳酸盐岩到岩溶管道极为发育的岩溶含水层等一系列可能性。

COPK 模型隶属于欧洲模式。本文综合考虑 COPK 模型中覆岩层、径流特征、大气降水和岩溶网络发育特征等 4 个自然因素,结合人类活动对防污性能的影响,选取土壤类型、坡度、岩性、补给类型、降雨强度、岩溶发育度及土地利用类型 7 个评价指标。由于本文所建立的污染风险评价方法在后期污染负荷计算时需考虑表层土壤厚度指标,故在防污性能评价阶段暂不考虑此指标。然后利用层次分析法^[33]对各因子进行权重赋值,并通过利用 ArcGIS 空间叠加分析功能对各因子图层进行叠加,实现研究区地下水防污性能评价。各因子叠加过程依照公式(2)展开。

$$F = \alpha \times \alpha_i + \beta \times \beta_i + \gamma \times \gamma_i + \delta \times \delta_i + \epsilon \times \epsilon_i + \zeta \times \zeta_i + \eta \times \eta_i \quad (2)$$

其中, $\alpha, \beta, \gamma, \delta, \epsilon, \zeta$ 与 η 分别是各评价因子所对应的权重; $\alpha_i, \beta_i, \gamma_i, \delta_i, \epsilon_i, \zeta_i$ 与 η_i 分别代表各因子对应赋值。

1.2 污染负荷评价

地下水污染来源复杂,是各类污染源共同影响的结果。生活污水、工业废水以及农业化肥农药的施用

等所排放的污染物是区域地下水污染的主要来源,其通过大气降水淋滤以及地表水入渗穿透包气带进入地下水。故本方法体系对于污染负荷模块,依照污染源类型的不同进行分类量化处理。假设每种类型污染源中污染物都是均匀散布在该污染源分布范围内,依据公式(3)计算得到不同类型污染源单位面积特征污染物的排放量^[2]。

$$M=L \times d \times \beta \div S \quad (3)$$

式中: M 代表单位面积区域污染物排放量; L 代表某污染源污水排放量; d 代表实测污水中污染物浓度; β 代表入渗系数; S 代表该污染源覆盖面积。

利用 ArcGIS 软件将研究区不同的潜在污染源区域进行单位面积栅格化,将计算出的不同污染源单位面积特征污染物的排放量赋值在每个栅格内,实现特征污染物在区域内的栅格量化过程。污染物在研究区地表的排放量是每一种类型污染源中该污染物排放量的叠加之和。利用 ArcGIS 9.3 软件分别对某一种污染物在五类污染源类型中的排放量进行矢量图绘制,并利用软件中的栅格叠加功能将该类污染物在每一种污染源类型中的排放量进行叠加计算,最终得到该种污染物在研究区地表排放量空间分布情况。

地表污染物随着下渗水流进入包气带介质,并可能与土壤水发生扩散、吸附、解析、降解等反应,使土壤介质的质量发生改变,流出包气带介质的污染物的量也有所变化。流出包气带介质的污染物质量与进入包气带介质的污染物质量之比,即为污染物穿透包气带介质时的折减系数^[34]。折减系数是利用 Multi-cell 模型结合推流效应而提出的概念,参照质量守恒定理,综合考虑自地表向下进入包气带每一个单元过程中,溶液中的污染组分与包气带介质产生的吸附分配作用和降解作用,且计算过程简单。本研究考虑污染物在覆盖层土壤中所发生的衰减过程,将覆盖层土壤类型与厚度指标放入污染负荷模块考虑。

由于覆盖层厚度、结构、岩性特征和污染物物化性质的不同,特征污染物在不同覆盖层中所发生的迁移转化过程存在差异,故依照覆盖层土壤的类型与厚度进行分区概化,分别计算每种污染物在对应区域的折减系数,可以实现精确刻画污染物穿透覆盖层进入岩溶系统的量。由于地下岩溶管道错综复杂,将穿透覆盖层垂向补给的污染物作为该区域地下水污染负荷,而并无过多考虑地下河道内的稀释效应。由于岩溶含水层具有空隙、裂隙、管道的三重介质的特性,故

污染物在岩溶系统中与含水层的反应过程有限,因此污染物在穿透覆盖层后进入岩溶系统过程中的衰减作用经常是无效的,所以污染物在该过程中的迁移转化作用不予考虑。

由于不同的污染物对人体的危害程度不同,污染物所具备毒性的大小参考《生活饮用水卫生标准》^[35]中的污染物浓度限值。污染物浓度限值越小,说明其毒性越大,其浓度较高区域污染风险也就越大。利用层次分析法对各种污染物依照毒性大小分别赋予不同的权重,利用 ArcGIS 的空间叠加功能,将污染物进入地下岩溶管道的量与其毒性权重相乘之后进行叠加,采用数据自然断点法绘制出区域污染负荷分布图,实现区域污染负荷评价。

1.3 地下水价值评价

在 20 世纪 80 年代,Varnes^[36]提出“风险为防污性能与灾害性的乘积”风险评价模式之后,地下水污染风险评价进入了高级模式,在考虑地下水污染事件发生可能性的同时,也逐渐考虑地下水价值在地下水污染风险评价系统中的作用。本文考虑地下水价值的评价方法主要参照研究区地下水水质和水量状况两个方面。在地下水资源供给中,水量大小是决定地下水价值的一个重要因素,水量的大小可以通过含水层的富水性来反映,而地下水的质量决定了地下水的可利用价值。

基于地下水水质状况与地下水存储量的地下水价值评价方法,计算公式为:

$$V=GQ \times GS \quad (4)$$

式中: V 为地下水价值量; GQ 为地下水水质状况; GS 为地下水存储量。

根据研究区地下水富水性进行分区,将含水层分别赋予分值,其中地下水富水性越好,分值越高。基于地下水质量评价结果,可以将地下水的水质划分为五个等级,分别是优良、良好、一般、较差和差,并分别进行赋值,水质越好,分值越高。将地下水的水量、水质两个要素进行叠加,根据五级分级标准,将地下水等级划分地下水价值低区、较低区、中区、较高区与高区,实现区域地下水价值评价。

综上所述,对研究区地下水主要影响因素(防污性能、污染负荷、地下水价值),分别进行单独评价,利用 GIS 平台图层叠加功能将三个模块评价结果进行耦合,实现岩溶区地下水污染风险评价。该方法体系框架如图 1 所示:

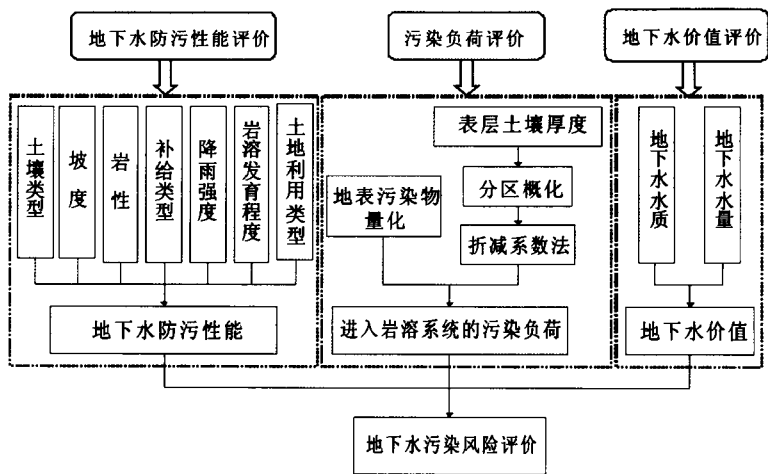


图 1 地下水污染风险评价框架

Fig. 1 Framework of groundwater pollution risk assessment

2 典型案例分析

2.1 研究区及数据采集

研究区位于广西壮族自治区都安瑶族自治县的中西部,具体地处东经 105°29′~108°41′,北纬 23°41′~24°34′之间,坐落在云贵高原向广西盆地过度的胁迫地带,地势自西北向东南逐渐降低,地形总坡降为 8‰。幅员面积 1 087.5 km²。属热雨同季的亚热带季风气候区,雨量充沛,多年平均降雨量达 1 737.9 mm,为岩溶地貌的形成提供了有利外部条件,多年平均气温 21.3℃。研究区内地表水系很不发育,无常年性地表河,只有数量很少的季节性河流。但地下河发育强烈,地苏地下河为目前已知的、广西最大的、发育完整的地下河系。研究区出露地层除缺侏罗系外,自中泥盆统至白垩系均有分布。其中,石炭系与二叠系分布最广^[37]。研究区岩溶个体形态地表、地下发育齐全,地层岩性以厚层块状纯灰岩为主,夹白云岩及含燧石灰岩,分布面积 6 176 km²,占全县面积 91.5%,为大型地下河的发育提供了有利的物质基础^[38]。

本次研究主要数据有:研究区 1:5 万地形图;1:30 万地苏地区地质图;都安县植被类型图;各类工业企业、养殖场、垃圾填埋场等污染源分布图及污水排放量相关资料。为便于空间运算,所有数据进行了栅格化处理。此外,于 2015 年 6 月对研究区内不同类型污染源与地苏地下河出口处进行了采样,共计采样点 39 个。其中,地下河排泄口 19 个;地表污染源 20 个。污染源类型包括工业、农业、居民区废水与地下河出露口补给源。采样点分布如图 2 所示。样品

依照《地下水污染地质调查评价规范》^[39]中重点区调查水样测试指标要求进行测试。样品测试工作由中国地质科学院岩溶地质研究所实验测试中心完成。

2.2 区域地下水污染风险评价

2.2.1 区域地下水防污性能评价

采用欧洲模式,沿污染源—路径—目标的思路实现区域浅层岩溶地下水防污性能评价。由于研究区面积较小,区域内表层土壤类型、降雨强度、降雨频率无明显差异,故在防污性能评价阶段对于土壤类型与大气降水因素不予考虑。结合都安实际的水文地质条件,选取岩性分布、地形坡度、土地利用类型、补给类型与岩溶发育程度 5 个评价指标。

2.2.1.1 岩性防污性能因子分级评价

岩性是决定地下岩溶发育的关键因子,同时也是影响地下水防污性的根本因素^[40],岩性和含水层介质类型的不同导致地下水连通性存在差异。研究区碳酸盐岩广泛分布,岩溶形态发育完全,为地下岩溶系统发育提供了有利物质基础。根据 1:30 万地质图岩层矢量化结果,并参阅以往地下水防污性能评价研究成果进行分级赋值^[41-42],其结果见表 1。

2.2.1.2 地形坡度因子防污性分级评价

地形在某种程度控制着污染物被冲走或留在一定的地表区域,且有足够时间入渗进入地下水。一般来说,坡度越大,地表越容易产生径流,渗漏量越小,相反,坡度越缓,渗漏量越大。运用 ArcGIS 软件对研究区 1:5 万地形图进行处理,得到研究区数字高程模型图,再通过空间分析模块对研究区地形坡度进行分级^[43],其结果见表 1。

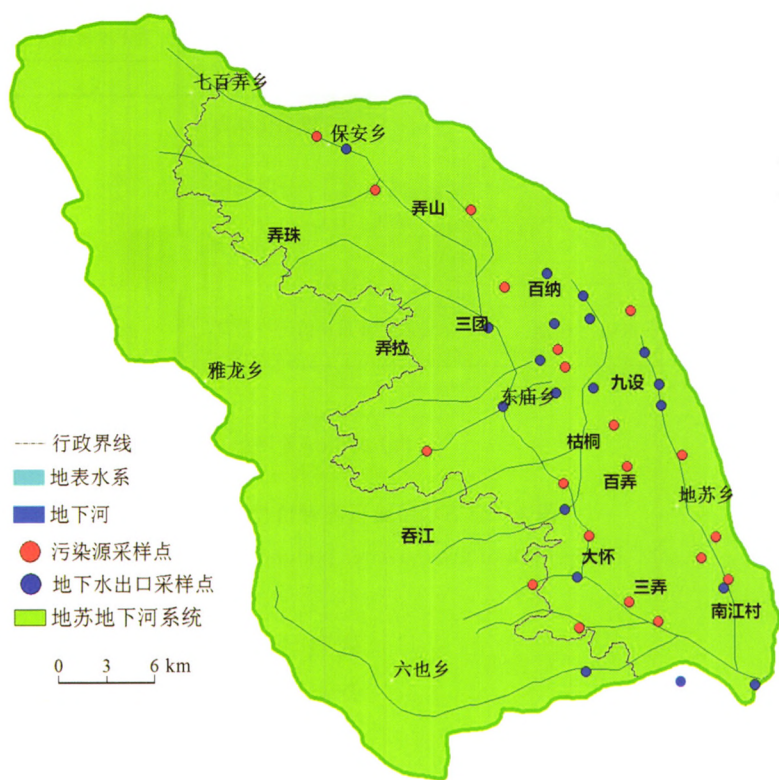


图 2 研究区采样点分布示意图

Fig. 2 Distribution of sampling sites in the research area

2.2.1.3 土地利用防污性分级评价

地下水的污染程度取决于污染源的属性,而污染源主要来源人类居住和经济活动。土地利用类型的

变化会对地下水防污性能产生影响。根据人类活动的强度,并参照已有研究成果^[44]对不同的土地利用类型进行分级,其结果见表 1。

表 1 地下水防污性能评级指标分级标准

Table 1 The groundwater vulnerability index classification standard

指标分级	岩性	地形坡度	土地利用类型	补给类型	岩溶发育程度	赋值
防污性好	泥岩、粘土岩、泥灰岩	>50%	阔叶林、高覆盖草地	无集中补给	无岩溶发育或发育不明显	1
防污性较好	层状砂岩、页岩	15%~25%	稀疏林地、中低覆盖草地、耕地	落水洞或漏斗 1~1.5 km 之间,坡度>10%	岩溶微弱发育	2
防污性中度	玄武岩、多孔砂岩	15%~25%	耕地、低密度居民区	落水洞或漏斗 500~1 000 m 之间,坡度<10%	岩溶中度发育	3
防污性较差	互层状碳酸盐、多孔火山岩	5%~15%	中密度居民区	落水洞或漏斗 500~1 000 m 之间,坡度>10%	岩溶较发育	4
防污性差	纯灰岩、白云岩	<5%	高密度居民区与工业区	落水洞或漏斗周围 500 m 内	岩溶高度发育	5

2.2.1.4 补给类型防污性分级评价

补给类型包括岩溶含水层的补给类型和补给强度。本研究区为覆盖层型,以面状入渗补给为主,同

时存在落水洞等点状集中入渗补给,利用 ArcGIS 对区域内存在集中补给的落水洞等完成可视化表达并分级^[45],结果见表 1。

2.2.1.5 岩溶发育程度防污性分级评价

将岩溶含水系统管道信息分为管道清晰、管道和裂隙均有或者未知、只有裂隙三种类型并分别赋值；将地下河水运移时间按照小于等于 1 d、1~10 d 和大于 10 d 进行赋值。将两者相乘得到的值作为岩溶发育程度表征依据^[46]。以指标计算出的最值作为防

污性差和防污性好的标准值,上下浮动 20%作为较差和防污性较好能标准值,防污性较差和防污性较好标准值上下浮动 20%并进行调整作为防污性中度标准值^[47]。分级结果见表 2。

各因子的防污性能分级结果如图 3 所示。

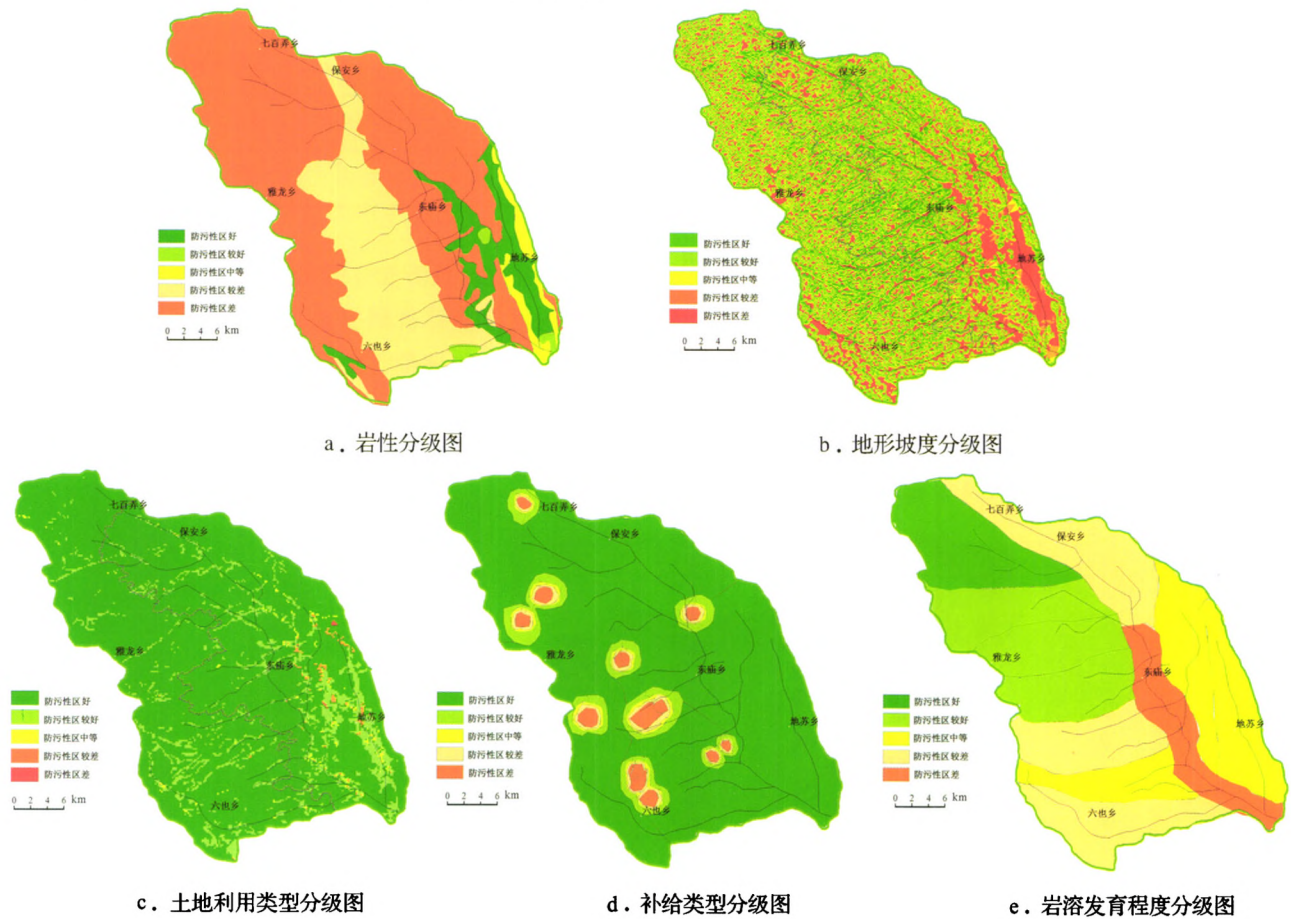


图 3 区域地下水防污性能评价因子分级图

Fig. 3 Classification of groundwater vulnerability evaluation factor in the research area

表 2 区域地下水防污性能评价因子评价结果

Table 2 The result of groundwater vulnerability evaluation factors

等级 评价 因子	防污性差		防污性较差		防污性中等		防污性较好		防污性好	
	面积/ km ²	百分比/ %	面积/ km ²	百分比/ %	面积/ km ²	百分比/ %	面积/ km ²	百分比/ %	面积/ km ²	百分比/ %
岩性	675.32	62.10	378.87	25.64	29.41	2.70	9.70	0.89	94.20	8.7
坡度	237.55	21.84	117.02	10.76	120.34	11.07	503.51	46.30	109.08	10.03
土地利用类型	3.54	0.33	8.08	0.74	9.41	0.86	109.34	10.05	957.14	88.01
补给类型	33.56	3.09	22.88	2.10	20.11	1.85	74.79	6.88	936.17	86.08
岩溶发育程度	101.60	9.34	329.89	30.33	254.35	23.34	260.87	23.99	140.79	12.95

由表 2 可以看出:①根据岩性分级防污性较差区域主要分布于区域的西部山区地段,出露地层自中泥

盆统至上二叠统,岩性以纯质的厚层石灰岩为主。东南部第四系分布区防污性能偏高。②从地形坡度看,

防污性较好区域主要分布在区域西部山区,这里峰丛、石林广泛分布,坡度变化较大,易形成地表径流在洼地汇集。防污性较低能区域主要分布在地苏乡与百弄等地势平缓区域。③从土地利用类型来看,大部分区域为林地覆盖,人类活动影响较小。而防污性较差及以下区域主要分布于东庙乡与地苏乡附近及中东部工业区域。④从补给类型来看,防污性较差及以下程度区域主要分布在中西部山区地段,岩溶地貌发育强烈,分布较多的落水洞、漏斗等集中入渗补给的岩溶形态。⑤从岩溶发育程度来说,防污性差区域主要分布于地苏地下河系统干流区域,该区域汇集地下河各分支汇水,地下岩溶管道发育完全,宽和高都可达数十米,且消水时间快。

研究区水文地质条件复杂,但各指标异质性大,对各因子采用求和形式进行耦合。各项因子的权重尽量参考 B. Kattaa 的设置原则^[43]。由于考虑了土地利用类型评价因子,且该因子在近期防污性能评价

研究中所占比重逐渐增加^[40],故权重设置原则为:坡度>土地利用类型>补给类型=岩溶发育程度>岩性。运用层次分析法得到各因子最终权重设置,结果如表 3 所示。

表 3 基于层次分析法的区域地下水防污性能评价的指标权重
Table 3 The index weight of groundwater vulnerability in research area on AHP method

指标名称	坡度	土地利用类型	补给类型	岩溶发育度	岩性
权重 W_i	0.30	0.25	0.175	0.175	0.1

利用 ArcGIS 9.3 的栅格空间叠加分析模块,将各个防污性能评价因子进行空间叠加,实现研究区地下水防污性能评价。按照自然断点法,将评价结果分为 5 级,即得到岩溶区域地下水防污性评价分级图,如图 4 所示。

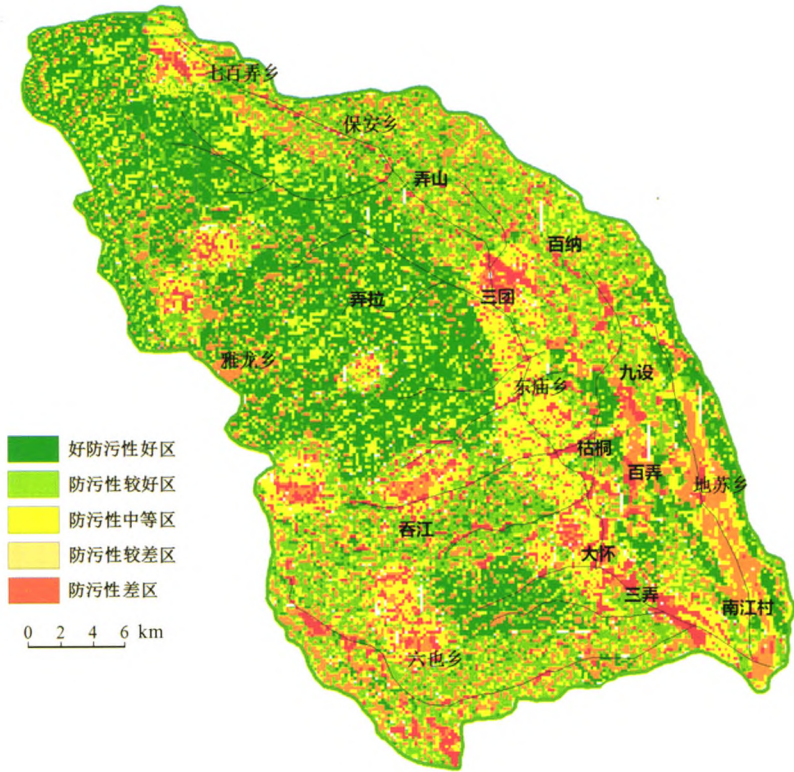


图 4 区域地下水防污性能空间分布图

Fig. 4 The distribution of groundwater vulnerability in the research area

表 4 为研究区各防污性能等级区域面积与所占比例。从分布区域看,由于研究区内峰丛洼地广泛分布于北部、中部及西部地区。山峰多呈锥形、塔形,呈族状分布,地势变化迅速,与洼地交替出现。携带污

染物的大气降水会迅速在山峰形成地表径流,汇集于洼地,通过洼地入渗进入地下水系统。故在峰丛分布区域,可见到防污性较好与防污性较差区域交替出现现象。防污性较差及以下区域主要分布于地苏乡、六

也乡局部、三团、百纳、百弄等地与地苏地下河干流中、下游段及存在集中入渗补给区。区内岩性以块状细晶灰岩与碎屑灰岩为主,岩溶地貌发育强烈,分布大量的落水洞和地下河天窗。旱季阶段,大气降水和人类活动产生的各类污水都会经过区域东南部地下河下游天窗补给地下河,造成地下河污染。该段地下河为干流中、下游段,汇集周边大面积区域降水,地下岩溶管道发育完全,加之该区域人类活动相对频繁,导致区域地下水防污性较差。

表 4 区域地下水防污性能评价结果
Table 4 The results of groundwater vulnerability of the research area

分布面积	防污性差	防污性较差	防污性中等	防污性较好	防污性好
面积/km ²	70.07	209.26	230.22	299.38	278.57
百分比/%	6.44	19.24	21.17	27.53	25.62

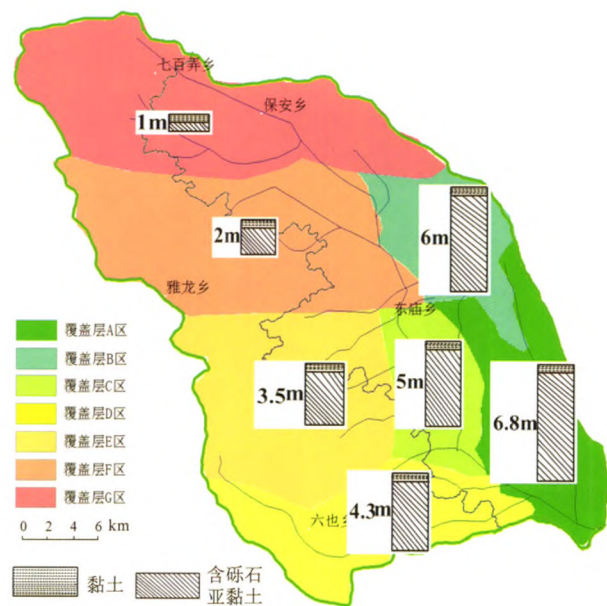


图 5(a) 研究区不同厚度覆盖层分区及岩性
Fig. 5(a) The different thickness of covering layer partition and stratigraphic lithology in the research area

表 5b 为研究区各等级污染负荷区域面积与所占比例。由于研究区地处偏远山区,人类活动影响较小,居民区比较零散,工业企业相对较少,故区域整体潜在污染以低负荷为主。从空间分布特征来看,高风险负荷区主要集中在地苏乡与东庙乡的工业企业与

2.2.2 区域污染负荷评价

本文只考虑人类活动区域污染负荷,重点结合污染源调查资料,针对研究区内污染源特点,将工业污染、居民污染源、农业污染源等作为污染负荷评价的研究对象。依据前述公式(3)计算得到不同类型污染源污染物的排放量。通过 ArcGIS 作为工作平台完成排放量可视化表达,并对不同类型污染源污染物排放量进行叠加,得到污染物排放量空间分布特征。

研究区覆盖层土类型类似,主要由表层 50 cm 的亚粘土与下部含砾石亚粘土构成。基于已获取的水文地质资料与野外表层土壤厚度调查结果,利用以点带面的方法,将覆盖层厚度相近的区域归为一类。共概化为 7 个覆盖层区,各区厚度与岩性如图 5(a)所示。七个覆盖层对应每种污染物具有相应的折减系数,即可得到区域污染物穿透覆盖层后进入地下岩溶管道污染物的量。将进入地下岩溶管道的量与其毒性权重相乘之后进行叠加,采用数据自然断点法绘制出区域污染负荷分布图,如图 5(b)所示。其中,对于没有人类活动影响的区域按照无负荷处理。

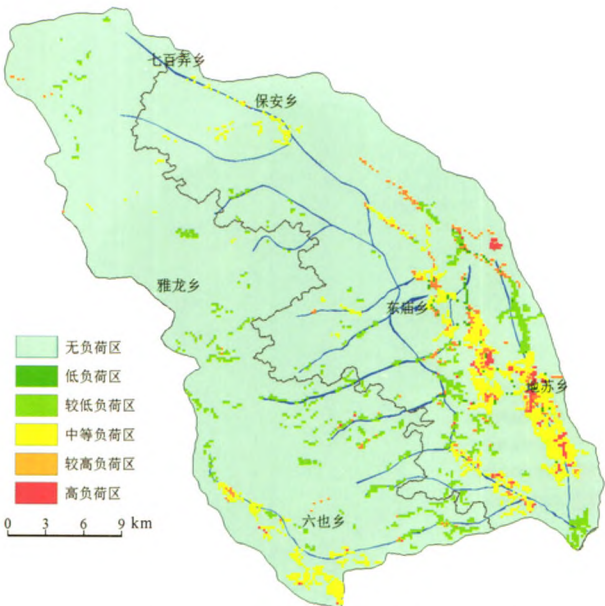


图 5(b) 区域地下水污染负荷分布图
(b) The distribution of groundwater contamination load in the research area

密集居民区,该区域分布一些茧丝厂以及早期的砒霜厂废渣堆,乡镇很多居民在此集中居住,工厂废水与居民生活污水的排放及雨水淋滤工业、生活垃圾是区域高负荷的主要原因,另外农业区的农药化肥施用也是某些污染物负荷较高的一个原因。

表 5 研究区污染负荷评价等级百分比统计

Table 5 The contamination load assessment statistics of the research area

区域		高污染负荷	较高负荷	中等负荷	较低负荷	低或无负荷
研究区	面积/km ²	12.68	14.89	58.32	41.52	960.08
	百分比/%	1.17	1.37	5.36	3.81	88.29
其中:人类	面积/km ²	12.68	14.89	58.32	41.52	2.94
活动区域	占人类活动区/%	9.73	11.42	44.75	31.85	2.25

2.2.3 区域地下水污染风险评价

区域地下水价值评价多指地下水资源开发利用价值^[48],但岩溶地下水开发工程量大,投资多,经济效益低。地苏地下河流域地处岩溶强烈发育区,水文地质条件特殊,埋藏深度较大,且地形崎岖,交通不便,人口少且分布不集中,地区经济相对落后,因此,目前地下水资源开发利用价值优势不明显。该区域地下水整体水质较好,空间分布差异不大。且由于研究区区域特殊性,年地下河的排泄量与年补给量相当,地下水储存量更新快且不稳定。故针对地苏地下河流域,不考虑地下水价值评价模块。

本文认为地下水防污性能评价结果与穿透覆盖层污染物负荷同等重要,故设置两个模块权重分别为 0.5 与 0.5。为保证两个图层在同一数量级叠加,首先需对污染负荷图层进行归一化处理,即进行重分类再赋值归一化后再开展计算过程。利用 ArcGIS 9.3 的空间叠加功能,耦合区域地下水防污性与污染源负荷得到研究区地下水污染风险结果(图 6(a))。利用 ArcGIS 的反距离加权插值法(IDW)对地下河排泄口样品污染物的总浓度进行处理,得到研究区地下水污染物空间分布特征图(图 6(b))。

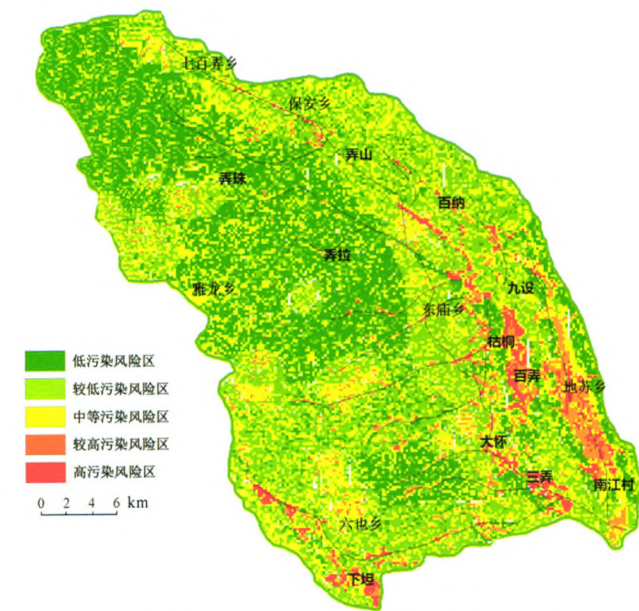


图 6(a) 研究区地下水污染风险分布图

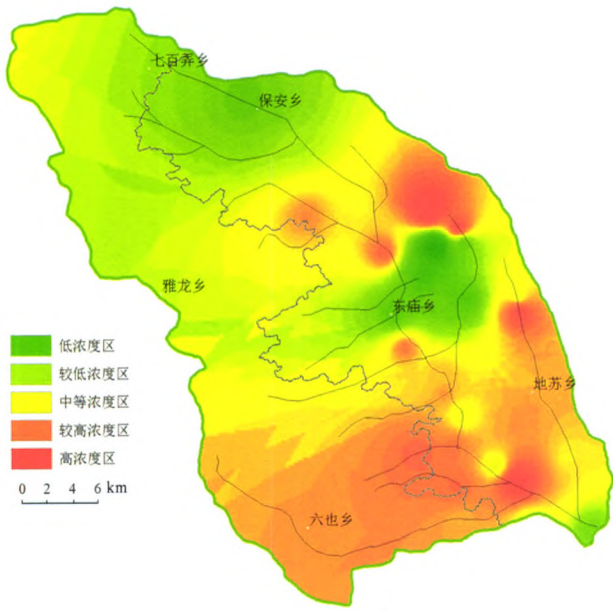


图 6(b) 研究区地下水污染物空间分布图

Fig. 6(a) The groundwater contamination risk map in the research area (b) The spatial distribution of groundwater contamination in the research area

研究区各等级污染风险区域面积与所占比例如表 6 所示。整体来看,地苏地下河系区域地下水污染风险较低,较高及以上污染风险区域只占研究区总面积的 8.84%。评价结果与整体区域人口少且分布分散、工业及经济欠发达密切相关。从分布区域来看,

地下水污染风险较高及以上区主要分布在地苏乡、百弄、枯桐、六也乡局部等人类活动频繁、地势较为平缓区域以及地苏地下河中、下游段。该段区域以纯碳酸盐岩为主,岩溶地貌发育强烈,地下岩溶管道规模宏大,极易汇集大气降水和地表水。尤其在地苏乡西

部,分布着包括东庙、百弄、大怀等大型天窗在内的大量地下河出(入)口。降雨期间,坡面形成的坡面漫流会携带着受侵蚀的土壤颗粒与地表污染物,通过天窗对地下河直接补给^[49]。土地覆被变化是人类对地下水环境改变的重要表现,发生于任何时空尺度^[50]。研究区人类活动对水质的影响主要是通过非点源污

染途径,在不同类型污染源污水不合理排放与各类污染物在降水和径流的冲刷作用下,通过径流过程汇入接纳水体而引起的地下岩溶水体污染。上述各类自然因素与人为因素都会削弱该区域岩溶地下水系统的防污能力,使地下水污染风险上升。

表 6 研究区地下水污染风险评价等级百分比统计
Table 6 The groundwater contamination risk statistics of the research area

区域		高风险	较高风险	中等风险	较低风险	低风险
地苏地下	面积/km ²	34.20	62.01	328.21	383.18	279.91
河系流域	百分比/%	3.14	5.70	30.18	35.24	25.74

对比研究区污染风险分级图与地下水污染物空间分布图可以看出,该评价结果与实际较为一致。高风险区域与污染物高含量分布区域大致吻合,基本都位于东庙乡东南区域、地苏乡大部分区域与六也乡局部地区,表明基于欧洲模式实现岩溶区域地下水防污性能评价耦合量化处理的污染负荷评价得到的地下水污染风险评价结果的方法体系在岩溶区是可行的。本方法体系在进行防污性能评价时,对人类活动影响的土地利用类型因子权重设置相对较大,表明特殊防污性能评价结果对地下水防污性的影响越来越大,人类活动对地下水的影响作用日益显著。与以往只是利用 ArcGIS 中的差值法对污染负荷进行绘图分级比较,本研究考虑了污染物在覆盖层中的迁移转化过程,对各种污染源排放的不同污染物进行分类计算叠加,通过计算区域不同地段的折减系数对进入地下水岩溶系统污染负荷进行了量化计算,且该模块在负荷叠加过程中还考虑了污染物的毒性因素,避免了某些浓度高但毒性小的污染物对评价结果的干扰,使得该模块评价更加准确和简洁,更具说服力。由于岩溶系统地下水补、径、排过程复杂,且区域地下水的生态价值不能忽略,更精确的地下水污染风险评价还有待深入研究。

3 结 论

(1)构建了耦合地下水防污性评价与污染负荷实现区域地下水污染风险评价体系。地下水防污性能评价采用欧洲模式,主要考虑岩性、径流、岩溶网络发育程度与土地利用类型四个方面的指标。污染负荷

模块特别将覆盖层土壤类型与厚度因子考虑在内,引入折减系数,对污染物在覆盖层的迁移转化过程进行量化计算,且考虑了不同污染物之间毒性的差异,简便准确地实现了进入岩溶系统污染负荷的量化过程,使评价结果更有说服力。

(2)都安地苏地下河系统污染风险评价结果与实际地下水污染程度基本吻合。区域地下水污染风险整体偏低,中等及以上污染风险区域面积 424.41 km²,占研究区总面积的 39.03%,主要分布在研究区中东部地苏乡、东庙乡、六也乡局部等人类活动频繁区域与地苏地下河干流中下游段。该区域整体岩溶地貌发育强烈,地势较平缓,山前形成的大量地表径流,且人类活动频繁,是导致区域地下水污染风险较高的主要原因。

致 谢:感谢中国环境科学研究院刘瑛副研究员团队与中国地质科学院水文地质环境地质研究所孙继朝教授团队对本研究的大力支持。

参考文献

[1] 郇托娅,王金生,王业耀,等.我国地下水污染风险评价方法研究进展[J].北京师范大学学报(自然科学版),2012,48(6):648—654.

[2] 陆燕,何江涛,王俊杰,等.北京平原区地下水污染源识别与危害性分级[J].环境科学,2012,33(5):1526—1531.

[3] 崔学慧,李炳华,陈鸿汉.太湖平原城近郊区浅层地下水中多环芳烃污染特征及污染源分析[J].环境科学,2008,29(7):1806—1810.

[4] 王大纯,张人权,史毅虹,等.水文地质学基础[M].北京地质出版社,1995.

[5] 袁道先.对南方岩溶石山地区地下水资源及生态环境地质调查

- 的一些意见[J]. 中国岩溶, 2000, 19(2): 103—108.
- [6] 袁道先. 我国岩溶资源环境领域的创新问题[J]. 中国岩溶, 2015, 34(2): 98—100.
- [7] 李志萍, 谢振华, 林健. 地下水污染风险评价指标体系及方法探讨[J]. 黑龙江水专学报, 2010, 37(3): 115—117.
- [8] Burkart M R, Kolpin D W, James D E. Assessing groundwater vulnerability to agrichemical contamination in the Midwest US [J]. Water Science and Technology, 1999, 39(3): 103—112.
- [9] Thainta A, Hudak P F. Use of geographic information systems for assessing groundwater pollution potential by pesticides in Central Thailand[J]. Environment International, 2003, 29(1): 87—93.
- [10] 李晨, 程星. 岩溶地区不同地貌类型地下水抗污染风险评价: 以贵州清镇地区为例[J]. 贵阳学院学报, 2015, 10(1): 55—60.
- [11] Brian Morris, Stephen forter. Assessment of Groundwater Pollution risk [M/OL]. (2006—05—06). <http://www.in-web18.worldbank.org/essd/essd.nsf>.
- [12] 申丽娜, 李广贺. 地下水污染风险区划方法研究[J]. 环境科学, 2010, 31(4): 918—923.
- [13] Rabie E B, Kamal T, Khadija A. A contribution of GIS methods to assess the aquifer vulnerability to contamination; a case study of the Cealcareous Dorsal (Northern Rif, Morocco) [J]. Journal of Water Resource and Protection, 2015, 7(6): 485—495.
- [14] Mohamed O A, Ahmed R. An integrated GIS and hydrochemical approach to assess groundwater contamination in West Ismailia Area, Egypt [J]. Arabian Journal of Geosciences, 2013, 6(8): 2829—2842.
- [15] Bartolome A, Nico G, Inaki V, et al. Karst groundwater protection; First application of a Pan-European Approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Li bar (Southern Spain) [J]. Science of the Total Environment, 2006, 357(1—3): 54—73.
- [16] 孙才志, 陈相涛, 陈雪姣. 地下水污染风险评价研究[J]. 进展水利水电科学进展, 2015, 35(5): 152—161.
- [17] Pedreira R, Kallooras A, Pliakas F, et al. Groundwater vulnerability assessment of a coastal aquifer system at River Nestos Eastern Delta, Greece [J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 73(10): 6387—6415.
- [18] Recinos N, Kallioras A, Pliaka S, et al. Application of GALDIT index to assess the intrinsic vulnerability to seawater intrusion of coastal granular aquifers [J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 73(3): 1017—1032.
- [19] 郭高轩, 李宇, 许亮, 等. 北京平原区第四系地下水污染风险评价[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 562—568.
- [20] 张强, 蒋勇军, 林玉石, 等. 基于欧洲模型的岩溶地下水防污性能风险性评价[J]. 人民长江, 2009, 40(13): 51—54.
- [21] 蓝家程, 孙玉川, 田萍, 等. 岩溶地下河流域水中多环芳烃污染特征及生态风险评价[J]. 环境科学, 2014, 35(10): 3722—3730.
- [22] 杨庆, 陈忠荣, 张伟红, 等. 典型水源地地下水污染风险评价[J]. 中国环境监测, 2013, 29(5): 22—25.
- [23] 罗庆, 孙丽娜, 张耀华. 细河流域地下水中多环芳烃污染健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(5): 959—964.
- [24] 李志萍, 谢振华, 邵景力, 等. 北京平原区浅层地下水污染风险评价[J]. 评价应用, 2013, 8(1): 43—46.
- [25] 俞光明, 刘红樱, 张泰丽, 等. 杭州市浅层地下水有机污染及其风险初步评价[J]. 资源调查与环境, 2007, 28(3): 198—204.
- [26] 张昕, 何江涛, 王俊杰, 等. 淮北市岩溶地下水防污性能评价[J]. 中国岩溶, 2010, 29(4): 372—377.
- [27] 刘增超, 何连生, 董军, 等. 简易垃圾填埋场地下水污染风险评价[J]. 环境科学研究, 2012, 25(7): 833—839.
- [28] 胡二邦. 环境风险评价实用技术和方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2000.
- [29] Foster S S D. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy [A]. van Duijvenbouden W, van Waegenng H G, Vulnerability of soil and groundwater to pollutions TNO Committee on Hydrogeological Research, Proceedings and Information NO. 38 [C]. The Hague, 1987: 69—86.
- [30] Aller L, Bennet T, Lehr J H, et al. Drasitc: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings [J]. Journal of the Geological Society of India, 1987, 29(1).
- [31] Doerfliger N, Jeannin P Y, Zwahlen F. Water vulnerability assessment in karst environments; a new method of defining protection areas a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method) [J]. Environmental Geology, 1999, 39(2): 165—176.
- [32] 章程, 蒋勇军, Michèle Lettingue, 等. 岩溶地下水脆弱性评价“二元法”及其在重庆金佛山的应用 [J]. 中国岩溶, 2009, 26(4): 334—340.
- [33] 郭金玉, 张忠彬, 孙庆云. 层次分析法的研究与应用 [J]. 中国安全科学学报, 2008, 18(5): 148—153.
- [34] 王红娜. 北京市平原区地下水中优先控制污染物筛选方法研究 [D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2015.
- [35] 国家卫生部. GB5749—2006, 生活饮用水卫生标准 [S]. 北京: 国家标准出版社, 2007.
- [36] Varnes D J. Commission on landslides and other mass-movement-IADE landslide hazard zonation: a review of principles and practices [M]. Paris: UNESCO, 1984.
- [37] 陈文俊. 地苏岩溶地下河系研究 [J]. 中国岩溶, 1988, 7(3): 223—227.
- [38] 陈文俊. 广西地苏地下河系 [M]. 北京: 地质出版社, 1989.
- [39] 中国地质调查局. DD2008—01, 地下水污染地质调查评价规范 [S]. 2008.
- [40] 魏兴萍, 蒲俊兵, 赵纯勇. 基于修正 RISKE 模型的重庆岩溶地区地下水防污性能评价 [J]. 生态学报, 2014, 34(3): 589—596.
- [41] 王万金, 陈登齐. 西南岩溶区典型地下河流域地下水脆弱性评价 [J]. 水资源保护, 2012, 8(4): 45—49.
- [42] 潘晓东, 尹学灵, 唐建生, 等. 寨底地下河系统脆弱性评价指标

- 体系及方法[J]. 广西师范大学学报:自然科学版, 2014, 32(2): 168—174.
- [43] Kattaa B, Al-Fares W, Al Charideh A R. Groundwater vulnerability assessment for the Banyas Catchment of the Syrian coastal area using GIS and the RISKE method[J]. *Journal of Environmental Management*, 2010, 91(5): 1103—1110.
- [44] Van Beynen P E, Niedzielski M A, Bialkowska-Jelinska E, et al. Comparative study of specific groundwater vulnerability of a karst aquifer in central Florida[J]. *Applied Geography*, 2012, 32(2): 868—877.
- [45] 邹胜章, 李录娟, 卢海平, 等. 岩溶地下水系统防污性能评价方法[J]. *地球学报*, 2014, 35(2): 262—268.
- [46] 张强. 青木关岩溶槽谷地下水水源地固有脆弱性评价[J]. *中国岩溶*, 2012, 31(1): 67—73.
- [47] 官东杰, 苏维词, 王海军. 重庆市岩溶地区生态环境脆弱性评价研究[J]. *农业现代化研究*, 2006, 27(6): 432—435.
- [48] 王俊杰, 何江涛, 陆燕, 等. 地下水污染防治区划体系构建研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(9): 3111—3117.
- [49] 杨平恒, 袁道先, 叶许春. 降雨期间岩溶地下水化学组分的来源及运移路径[J]. *科学通报*, 2013, 58: 1755—1763.
- [50] Liu J Y, Liu M L, Tian H Q, et al. Spatial and temporal patterns of China's cropland during 1990—2000: An analysis based on Landsat TM data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2005, 98(4): 442—456.

Exploration of risk assessment method towards groundwater contamination in karst region: A case study in Disu underground river system basin

CUI Ya-feng^{1,2}, HE Jiang-tao¹, WANG Man-li¹, ZHAO Yue-kun¹, WANG Fei¹

(1. *Beijing Key Laboratory of Water Resources and Environmental Engineering / School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences, Beijing 10083, China;*

2. *Mine Surveying Research Institute, China Coal Technology and Engineering Group Tangshan Research Institute Co., Ltd, Tangshan, Hebei 063012, China*)

Abstract Groundwater contamination risk assessment is of great significance in protecting, managing and reasonably utilizing karst groundwater. In this paper, various methods in regards with groundwater contamination risk assessment were comparatively reviewed. As a result, a new groundwater contamination risk assessment method which is suitable for small karst area was proposed, in view of the disadvantage of the current methods and based on European model which has often been used to assess the groundwater vulnerability in a research area. By considering the contaminant attenuation effect, this research focused on the quantification of the reduction coefficient of contaminant load. Moreover, based on GIS spatial analysis, the assessment of the environmental risk of groundwater contamination in a research area was performed. To verify the suitability of the method developed, a case study was conducted in Disu karst underground river system. The results show that risk of groundwater contamination in the research area is relatively low. The areal size with moderate and high groundwater contamination risk is 424.41 km², accounting for 39.03% of the total research area. The high-risk areas include Disu town, Dongmiao town, Liuye town, with frequent human activities, and the middle and lower reaches of Disu underground main river stream. Furthermore, for this research it is suggested that the spatial characteristics of the groundwater contamination risk in the areas is affected not only by the natural factors such as lithology, gradient, development degree of karst and etc., but also by human activities. High groundwater contamination risk of the region is mainly attributed to the gentle terrain slope, dense karst network and strong human activities

Key words groundwater vulnerability, contamination load, reduced coefficient, groundwater contamination risk assessment, Disu underground river system basin

(编辑 张玲)