DOI:10. 3880/j. issn. 1004 - 6933. 2019. 04. 009

平原河网区地下水污染风险评价体系及其应用

吴建强[1],王 敏[1],黄沈发[1],龚静香[2],郭晋川[3],陈建国[3],阮俊杰[1],蔡卓尔[4],鄢忠纯[1]

(1. 上海市环境科学研究院,上海 200233; 2. 上海市城市建设工程学校(上海市园林学校),上海 200232; 3. 广西壮族自治区水利科学研究院广西水工程材料与结构重点实验室,广西 南宁 530023; 4. 华东理工大学中德工学院,上海 200237)

摘要:针对平原河网地区特征,结合地下水污染影响因素及途径分析,建立了包含地下水本质脆弱性、地表水系和地下工程特殊脆弱性以及污染源荷载 3 个部分 16 个指标的地下水污染风险评价体系,并以上海市金山区为例进行案例解析。结果表明:金山区地下水脆弱性较高,中等脆弱以上级别面积达到 449. 80 km^2,占评价区面积的 70. 67%,主要受本质脆弱性和地表水系特殊脆弱性较高影响叠加而成;地下水污染源荷载评价“中”级别以下风险区面积达到 555. 44 km^2,面积占比达 87. 27%,其主要潜在污染源为化工类工业园区及加油站;金山区地下水污染风险整体处于较低级别状态,“中”以下级别风险区面积为 553. 38 km^2,“低”级别风险区面积为 231. 13 km^2,“高”级别风险区主要集中在金山南部,是该区域较高的地下水脆弱性、密集的工业区等多因素综合叠加的结果。

关键词:平原河网区;地下水污染;风险评价体系;脆弱性;污染源荷载

中图分类号:TV212. 5$^+$1;X523 **文献标志码**:A **文章编号**:1004 - 6933(2019)04 - 0055 - 08

Risk assessment system of groundwater pollution in plain river network area and its application // WU Jianqiang[1], WANG Min[1], HUANG Shenfa[1], GONG Jingxiang[2], GUO Jingchuan[3], CHEN Jianguo[3], RUAN Junjie[1], CAI Zhuoer[4], YAN Zhongchun[1] (1. *Shanghai Academy of Environmental Sciences*, *Shanghai* 200233, *China*; 2. *Shanghai Urban Construction Engineering School* (*Shanghai Gardening School*), *Shanghai* 200232, *China*; 3. *Guangxi Key Laboratory of Water Engineering Materials and Structures*, *Guangxi Hydraulic Research Institute*, *Nanning* 530023, *China*; 4. *Sino-German College of Technology*, *East China University of Science and Technology*, *Shanghai* 200237, *China*)

Abstract: According to the characteristics of plain river network area, combined with the analysis of influencing factors and ways of groundwater pollution, a groundwater pollution risk assessment system including 3 parts and 16 indexes of groundwater intrinsic vulnerability, special vulnerability of surface water system and underground engineering, and pollution source load was established. A case study was carried out in Jinshan District of Shanghai. The results show that the vulnerability of groundwater in Jinshan District is relatively high, with the area of medium and above level reaching 449. 80 km^2, accounting for 70. 67% of the area of the evaluation area, which is mainly caused by the superposition of intrinsic vulnerability and the special vulnerability of surface water system. The area below the medium level of groundwater pollution source load assessment reaches 555. 44 km^2, accounting for 87. 27% of the total area. The main potential pollution sources are chemical industry parks and gas stations. The risk of groundwater pollution in Jinshan District is in a lower level. The area of the middle and below level is 553. 38 km^2, the area of the low level is 231. 13 km^2, and the area of the high level is mainly concentrated in the south of Jinshan District, which is the result of the superposition of many factors, such as the high vulnerability of groundwater and the intensive industrial zones.

Key words: plain river network area; groundwater pollution; risk assessment system; vulnerability; pollution source load

我国有 400 多个城市以地下水为饮用水源[1],然而随着工农业生产、社会经济和城市化的高度发展,地下水环境压力逐渐增大,污染形势日益严峻。据统计,我国 80% 的浅层地下水和 30% 的深层地下

基金项目:国家自然科学基金(51679141);上海市科委科技攻关项目(15DZ1205802);上海市环保局重大科研项目(沪环科 2016-6)

作者简介:吴建强(1977—),男,高级工程师,硕士,主要从事水体污染控制与修复研究。E-mail:wujq@ saes. sh. cn

通信作者:黄沈发,教授级高级工程师。E-mail:huangsf@ saes. sh. cn

水已受到不同程度的污染[2]。由于地下含水介质的隐蔽性和埋藏分布的复杂性,要解决不断出现的地下水污染问题,很多国家采取“以防为主、防治结合、防重于治”的方针。地下水污染风险的识别及评价是预防地下水污染最有效的方法之一[3-4]。

目前地下水污染风险尚无统一、严格的定义,学者从不同的角度给出了地下水污染风险的概念。Hanen 等[5]将地下水污染风险定义为地下水环境中污染发生的可能性;刘增超等[6]认为地下水污染风险是指含水层中地下水由于其上人类活动而遭受到不可接受水平的可能性,是含水层污染脆弱性与人类活动造成的污染负荷相互作用的结果;滕彦国等[7]将地下水污染风险定义为地下水污染概率与污染后果之乘积。然而,不管何种定义,都是将地下水作为受体,表征受体自身的敏感性与外来污染源共同作用的结果,其中自身敏感性即为含水层的脆弱性。1993 年美国环保局(U. S. Environmental Protection Agency, EPA)和国际水文地质协会(International Association of Hydrology, IAH)将地下水脆弱性分为两类:一类是本质脆弱性,即只考虑水文地质内部固有因素的脆弱性;另一类是特殊脆弱性,即地下水对特定的污染物或人类活动所表现出的敏感性[8]。脆弱性评价方法主要有迭置指数法、过程数学模拟法、统计方法以及模糊数学方法等[9-11]。其中指数法中的 DRASTIC 模型应用较多,后常与 GIS 技术结合,被世界多国广泛使用[12-13]。然而 DRASTIC 模型的 7 个指标主要还是以固有水文地质条件为主,缺少对研究区域内影响水文地质条件特殊性的考虑,即地下水的特殊脆弱性,因而在实际应用中对于地下水脆弱性的评价不够全面,需要根据区域的特殊性质对其修正[14]。左海凤等[15]指出 DRASTIC 指标法在地下水脆弱性评价中缺乏人类活动影响的缺点并对其进行了改进,增加了土地利用变化影响等因素。罗婷等[16]对成都青白江地区的地下水脆弱性评价中,将三氮污染物及其来源作为特殊脆弱性因子进行评价。虽然脆弱性评价能反映地下水系统对污染物的敏感程度和抗污能力,但不能体现污染源对地下水的影响。随后更多学者考虑人为活动污染对地下水的影响,如英国在地下水污染风险评价中增加了污染载荷影响评价,包括人为污染源的类型、位置、规模以及污染物的迁移转化规律等[17-18]。卞建民等[19]在 DRASTIC 模型的基础上增加了地下水开采强度、土地利用等因素;刘香等[20]在 DRASTIC 基础上增加了污染源影响作为参考指标;江剑等[21]综合考虑含水层脆弱性及污染源灾害分级对北京市海淀区进行地下水污染风险评价。然而,这些研究中地下水抗污能力的评价都是基于 DRASTIC 模型,且其关于地表污染源的评价也较为简单,缺乏系统的地下水污染风险评价指标体系,不能全面反映区域地下水污染风险。

平原河网地区河流密布,城市化程度高。一方面地表水体水质较差,与地下水补给交换会影响浅层地下水水质;另一方面大量的地下工程会直接或间接地改变地下含水层特性及水文地质条件。常规的 DRASTIC 模型难以准确评价这些区域地下水的脆弱性,应综合考虑区域水文地质条件、地表水系、地下工程,并叠加地表污染源开展地下水污染风险评价,目前尚无相关研究报道。本文针对平原河网地区特征,建立包含地下水本质脆弱性、地表水系和地下工程特殊脆弱性以及污染源荷载的地下水污染风险评价体系,以期为区域地下水污染的有效防控提供参考。

1 地下水污染影响因素

地下水污染主要受地表污染源、土壤、包气带、含水层以及人类活动等影响,污染源通过降雨淋溶、水体交换、入渗等途径,经土壤、包气带后进入地下含水层,表现为自然因素和人为活动共同影响地下水的脆弱性和污染风险。具体影响因素及关键表征见表 1[22-23]。

表 1 地下水污染影响因素及其表征

类 别	项 目	主要影响表征
自然因素	地 表	地形坡度、河网密度、地表水和地下水的水力联系及交换
	气 候	年降水量、年蒸发量、降水入渗系数、大气湿度、大气温度
	土 壤	性状、结构、厚度、含水量、渗透性
	包气带	结构、渗透性、水运移时间、黏土层厚度
	含水层	水位埋深、给水度、渗透性、单井出水量、厚度、分布连续性
人为因素	土地利用	植物覆盖程度、土地利用类型
	人类活动强度	人口密度、河流水质、产业结构布局
	地下工程	地下工程数量、地下工程建设深度、地下工程建设时间
	人为污染源	污染物种类与性质、污染排放强度、污染源迁移转化规律

2 平原河网地区地下水风险评价体系

2.1 指标体系构建

整个地下水污染风险评价体系分为地下水脆弱性评价和污染源荷载评价两部分(图 1)。其中,脆弱性评价包括 7 个本质脆弱性指标(DRASTIC 模型)和 6 个特殊脆弱性指标,特殊脆弱性指标重点考虑地表水系和地下工程。污染源荷载选取污染物毒性、污染源释放可能性和可能释放量 3 个指标来进行评价。

本质脆弱性综合指数由地下水埋深、净补给量、含水层厚度、土壤带介质、地形、包气带介质和水力传导系数的指标值加权求和得到。特殊脆弱性综合指数的计算方法与本质脆弱性方法相同,由河流水质、河网密度、河流等级、建设时间、建设深度、防渗等级的指标值加权求和得到。区域综合脆弱性指数由本质脆弱性综合指数和特殊脆弱性综合指数加权求和得到。单个污染源荷载指数为污染物毒性、污染源释放可能性和污染物可能释放量的乘积。综合污染源荷载指数由不同污染源荷载指数加权求和得到。叠加地下水综合脆弱性、综合污染源荷载指数得到地下水污染风险防控值,即地下水污染风险防控值等于区域综合脆弱性指数乘以综合污染源荷载指数。

2.2 指标等级划分和赋值方法及权重确定

本质、特殊脆弱性指标等级划分及赋值应根据评价区域水文地质条件确定。污染源载荷指标等级划分及赋值主要依据污染源类型及其生产规模确定,评价区主要的地下水污染源及指标评分见表 2。

采用层次分析法结合专家打分法确定地下水脆弱性评价指标的权重值并进行归一化处理,得到地下水埋深、净补给量、含水层厚度、土壤带介质、地形、包气带介质和水力传导系数的本质脆弱性评价指标权重分别为 0.217、0.174、0.131、0.087、0.043、0.217、0.131;地表水系河流水质、河网密度、河流等级、地下工程建设时间、建设深度、防渗等级的特殊脆弱性评价指标权重分别为 0.485、0.333、0.182、0.292、0.184、0.524。重点污染源中工业、垃圾填埋场、石油销售、畜禽养殖场的指标权重分别为 0.333、0.199、0.286、0.182。

3 应用

3.1 金山区概况

金山区位于上海南端、杭州湾北沿,陆地面积 636.44 km^2,全境地势低平,地面高程 3.0 ~ 6.5 m(吴淞高程)。区内河网密布,工业企业和园区众多,尤其是杭州湾沿岸,集聚了上海市多个化工类工业园区。依据上海市水文地质分区,东侧小部为滨

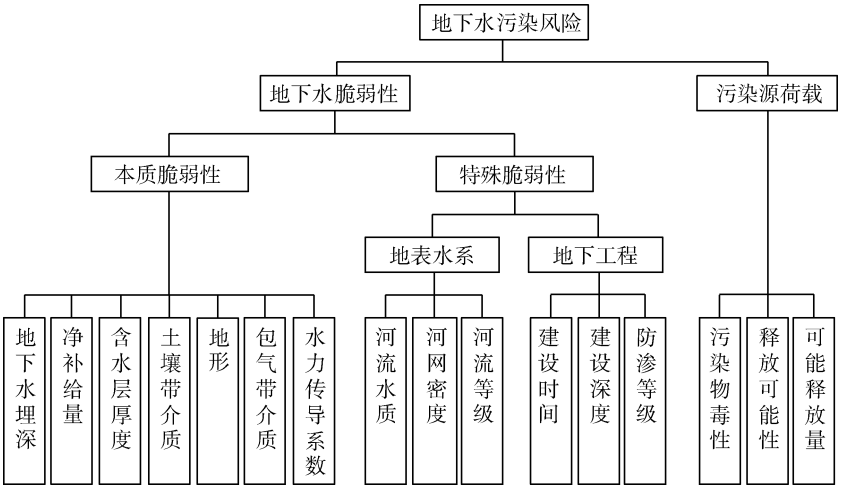


图 1 地下水污染风险评价指标体系

表 2 不同污染源类型荷载评分

污染源类型	内容	T 评分	L 评分	Q 评分
工业	石油、炼焦、金属冶炼及加工、皮革制品等	0.2 ~ 3.0 (依据原料及产品差异确定,毒性越高,分值越高)	0.2 ~ 1.0 (依据经营时间及有无防渗措施)	0.1 ~ 1.2 (依据废水排放量)
垃圾填埋场	生活垃圾、农业垃圾、建筑垃圾等	1.5	0.1 ~ 1.0 (依据建设时间及防护等级)	0.4 ~ 0.9 (依据填埋容量)
石油销售	加油站、储油库等	2.5	0.1 ~ 1.0 (依据建设时间及罐体类型)	0.6 (单个地下储油罐)
畜禽养殖场	鸡、牛、猪等规模化养殖场	1.0	0.3 ~ 1.0 (依据建设时间及有无防护措施)	0.1 ~ 1.0 (依据废水排放量)

注:T 评分为污染物毒性指标赋值;L 评分为污染源释放可能性指标赋值;Q 评分为污染物可能释放量指标赋值。

海平原和潮坪地貌Ⅰ区,中部大部为湖沼平原Ⅲ区,金山区西北角为湖沼平原Ⅳ区。Ⅰ区的浅部以粉性土、砂土为主,有利于污染物垂向、水平向迁移;Ⅲ区的浅部无粉性土、砂土分布,不利于污染物迁移;Ⅳ区的浅部有厚层硬黏性土分布,污染物无法向下穿越。

3.2 金山区地下水脆弱性评价

3.2.1 指标等级划分和赋值

结合文献[24]及指标数据分析,确定潜水含水层 DRASTIC 模型中地下水埋深、净补给量、含水层厚度、土壤带介质、地形坡度、包气带介质和水力传导系数 7 个本质脆弱性指标和地表水系、地下工程 6 个特殊脆弱性指标的等级划分,并给出相应评分值见表 3 和表 4。

3.2.2 脆弱性评价结果

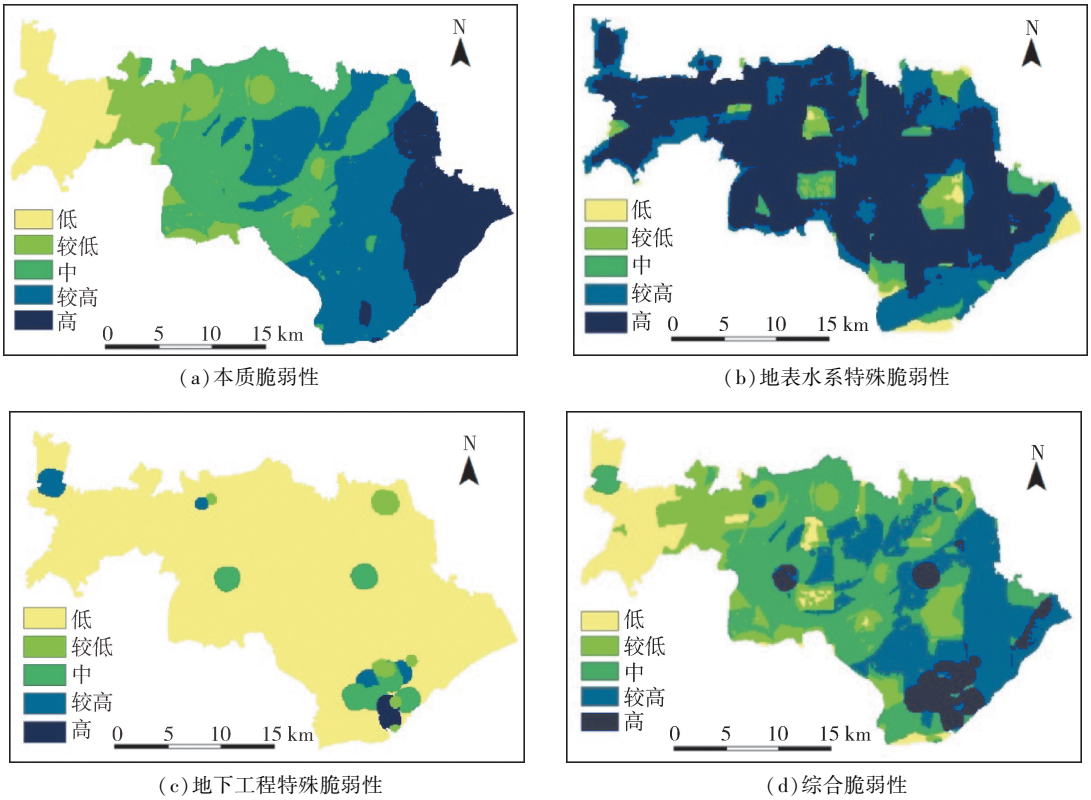
根据计算结果,采用 GIS 软件自动分级划分,可得到评价区的本质脆弱性、地表水系和地下工程特殊脆弱性及综合脆弱性分区结果,分为“低”“较低”“中等”“较高”和“高”5 级(图 2),并统计各等级脆弱性所占面积见表 5。

表 3 本质脆弱性评价指标等级划分和赋值

评分	地下水埋深/m	净补给量/(mm·a^{-1})	含水层厚度/m	土壤带介质	坡度/%	包气带介质	水力传导系数/(m·d^{-1})
1	>3.4	≤165	>60	非涨缩和非凝聚性黏土	>10	黏土	[0,0.4]
2	(3.0,3.4]	(165,175]	(55,60]	黏质壤土	(9,10]	亚黏土	(0.4,0.8]
3	(2.6,3.0]	(175,185]	(50,55]	粉质壤土	(8,9]	亚砂土	(0.8,1.2]
4	(2.2,2.6]	(185,195]	(45,50]	壤　土	(7,8]	粉砂	(1.2,1.6]
5	(1.8,2.2]	(195,205]	(40,45]	砂质壤土	(6,7]	粉细砂	(1.6,2.0]
6	(1.4,1.8]	(205,215]	(35,40]	胀缩或凝聚性黏土	(5,6]	细砂	(2.0,2.4]
7	(1.0,1.4]	(215,225]	(30,35]	粉砂、细砂	(4,5]	中砂	(2.4,2.8]
8	(0.6,1.0]	(225,235]	(25,30]	砾石/中砂、粗砂	(3,4]	粗砂	(2.8,3.2]
9	(0.2,0.6]	(235,245]	(20,25]	卵砾石	(2,3]	砂砾石	(3.2,3.6]
10	≤0.2	>245	≤20	薄或缺失	[0,2]	卵砾石	>3.6

表 4 特殊脆弱性指标分级和赋值

评分	地表水系			地下工程		
	河流水质	河网密度/(km·km^{-2})	河流等级	建设时间/a	建设深度/m	防渗等级
2	≤Ⅱ类	[0,1]	支二级	[0,5]	[0,2]	Ⅰ级
4	Ⅲ类	(1,2]	支一级	(5,10]	(2,5]	Ⅱ级
6	Ⅳ类	(2,3]	次　干	(10,20]	(5,10]	Ⅲ级
8	Ⅴ类	(3,4]	主　干	(20,30]	(10,20]	Ⅳ级
10	劣Ⅴ类	>4	湖　泊	>30	>20	无防渗



(a)本质脆弱性　(b)地表水系特殊脆弱性

(c)地下工程特殊脆弱性　(d)综合脆弱性

图 2 评价区地下水脆弱性评价分区

表 5　评价区各等级脆弱性所占面积

脆弱性等级	本质脆弱性		特殊脆弱性				综合脆弱性	
			地表水系		地下工程			
	面积/km^2	占评价区比例/%	面积/km^2	占评价区比例/%	面积/km^2	占评价区比例/%	面积/km^2	占评价区比例/%
低	72.56	11.40	14.09	2.21	582.82	91.57	74.23	11.66
较低	70.76	11.12	29.34	4.61	11.32	1.78	112.40	17.66
中	196.43	30.86	37.24	5.85	25.47	4.00	231.94	36.44
较高	197.79	31.08	136.75	21.49	11.74	1.84	171.89	27.01
高	98.90	15.54	419.03	65.84	5.09	0.80	45.97	7.22

由图 2(a)和表 5 可知,金山区地下水本质脆弱性呈现明显的由西向东逐渐增加的趋势。西部以“低和较低”级别为主,面积分别为 72.56 km^2 和 70.76 km^2,中部以“中”级别为主,面积达到 196.43 km^2;东部以“较高”和“高”级别为主,面积分别为 197.79 km^2 和 98.90 km^2。脆弱性东高西低的特征与金山区自西向东由湖沼平原向滨海平原过度相关。整体而言,金山区地下水脆弱性较高,“中”级别以上占全区面积的 77.48%。

从图 2(b)和表 5 可看出,金山区地表水系特殊脆弱性主要是“高”级别,面积达到 419.03 km^2,其次是“较高”级别,面积为 136.75 km^2,其他级别面积都较小。对照金山区河网水系情况,水质较差,基本处于Ⅳ类 ~ 劣Ⅴ类;河网密度较高,大多处于 3 km/km^2以上,这些都是造成脆弱性较高的主要原因。而地下工程特殊脆弱性(图 2(c))评价结果主要“低”级别,面积达到 582.82 km^2,“较高”和“高”级别面积均很小,分别为 11.74 km^2 和 5.09 km^2,主要分布在东南部工业集聚区和西部零星区域。对照金山区地下工程情况,分布较少且集中,建设时间大多低于 10 年,防渗等级都处于Ⅱ级和Ⅰ级水平,使得区域地下工程特殊脆弱性较低。

由图 2(d)和表 5 可知,整个评价区地下水脆弱性以“中”和“较高”为主。其中,“中”级别广泛分布于评价区中部、东部和西部局部区域,面积达到 231.94 km^2。其次为“较高”级别,主要分布于东部和中部等地表水系比较集中的地区域,面积为 171.89 km^2。“高”等级区域面积最小,仅为 45.97 km^2,主要分布在南部和中部零星区域,与这些区域地下工程和河流密布一致,说明这些区域在地下水埋深、含水层厚度、补给量、地表水系和地下工程等因素的综合作用下,已经直接且显著影响了地下水的脆弱性。

3.3　金山区地下水污染源荷载评价

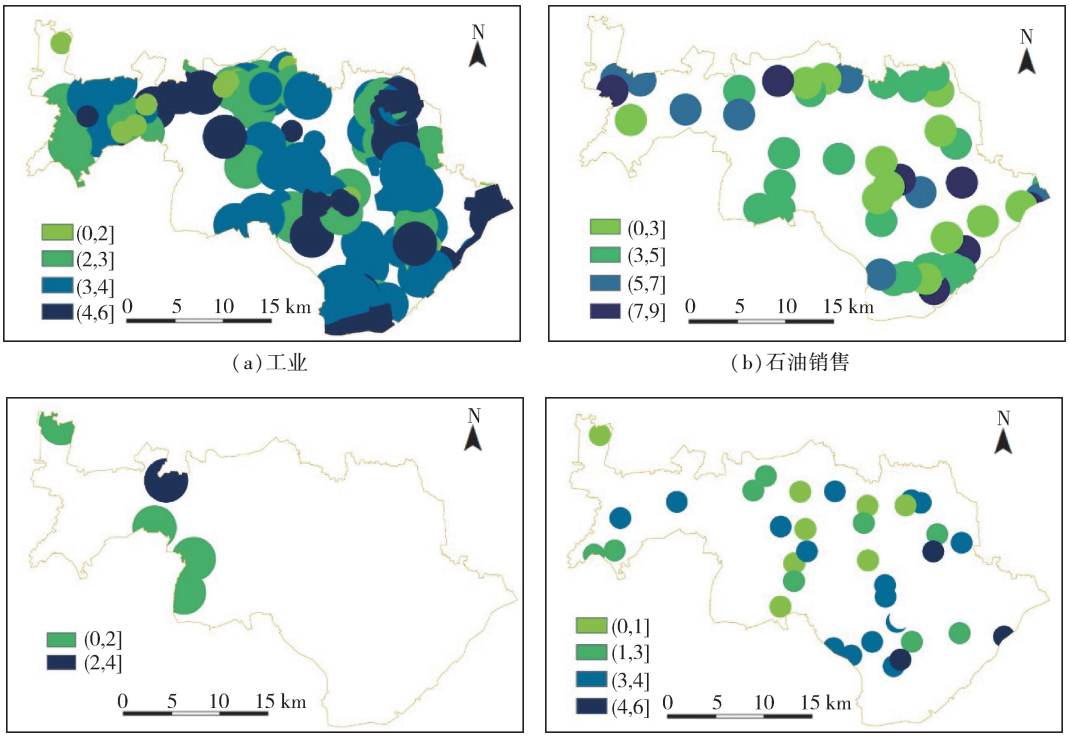
3.3.1　*污染源荷载统计*

梳理评价区 4 大类污染源信息,结合评价区水文地质背景及各类污染源特性设定影响半径(即以污染源场地边界向外延伸的距离)。得到评价区内拥有地埋式储油罐的石油销售共 54 个,推荐缓冲半径为 1.5 km;国家级、市级工业园区共 13 个,以化工类为主,推荐缓冲半径为 2.5 km;园区外工业企业类型主要包括石油、炼焦、金属冶炼及加工、皮革制品等,共 223 个,推荐缓冲半径为 1.5 km;正规及 200 t 以上的非正规垃圾填埋场 5 个,推荐缓冲半径 2.0 km;规模化养殖场 40 个,推荐缓冲半径 1.0 km。

3.3.2　*污染源荷载评价结果*

图 3 为评价区单项污染源荷载分布,表 6 为单项污染源荷载评分和各自所占面积。可见工业园区及企业广泛分布于整个评价区,其种污染荷载得分处于(3,4]的面积最大,占比为 33.84%;其次为(4,6],(0,2]面积最小。工业污染源荷载较高的区域主要在中部和东南部区域,这与金山区的工业集聚区分布密切相关。石油销售也广泛分布于评价区内,得分区间跨度较大,以(3,5]为主,占比为 16.69%,其他得分区间面积均小于 60 km^2。(7,9]为所有荷载评价的最高分,主要分布在西北角和东南部,是因为该区域加油站分布集中且地下储油罐数量均在 5 个及以上,较高的污染源毒性和可能释放量综合叠加导致。评价区正规及非正规垃圾填埋场共 5 个,都位于金山区西部,荷载评分分为(0,2]和(2,4]两级,占比较小。畜禽养殖场主要分布在评价区中部,(3,4]得分区间所占面积最大,占比 6.45%,(4,6]面积最小。整体而言,评价区内工业污染源分布最为广泛,荷载影响范围最大,评价分值也较高;加油站荷载评价受地下油罐数量的影响,其单个荷载评价得分最高。工业及加油站为评价区内地下水主要的潜在污染源,应重点防治。

图 4 为评价区综合污染源荷载分布。叠加单项污染源荷载得到综合荷载指数,采用 GIS 软件自动分级划分,分为“低”“较低”“中等”“较高”和“高”5 级,其面积分别为 274.84、150.00、130.60、70.63、10.38 km^2,占评价区面积百分比分别为 43.18%、23.57%、20.52%、11.10%、1.63%。可见评价区污染源荷载以“低”等级为主,其次是“较低”和“中”等级,“高”等级面积最小。从分布来看,“低”“较低”和“中”3 个级别广泛分布于整个评价区,面积占



(a)工业　(b)石油销售

(c)垃圾填埋场　(d)畜禽养殖场

图3　评价区单项污染源荷载分布

表6　评价区单项污染源荷载评价结果

污染源类型	评分	面积/km^2	占评价区比例/%
工　业	(0,2]	20.04	3.15
	(2,3]	103.63	16.28
	(3,4]	215.38	33.84
	(4,6]	137.56	21.61
石油销售	(0,3]	50.49	7.93
	(3,5]	106.23	16.69
	(5,7]	58.73	9.23
	(7,9]	34.69	5.45
垃圾填埋场	(0,2]	35.78	5.62
	(2,4]	10.94	1.72
禽畜养殖场	(0,1]	25.43	4.00
	(1,3]	28.14	4.42
	(3,4]	41.02	6.45
	(4,6]	9.49	1.49

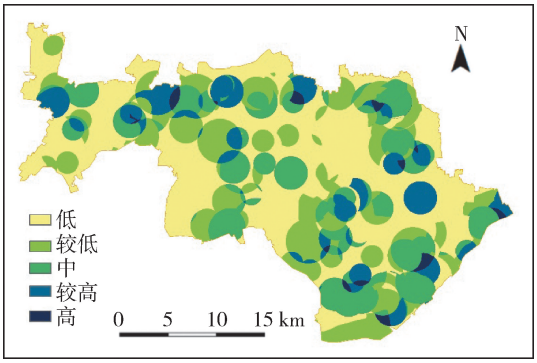


图4　综合污染源荷载分布

整个评价区的87.27%,而“较高”和“高”级别区域主要分布在金山区的西北部和东南部,均是由工业、加油站、垃圾填埋场等污染源叠加而成。

3.4　金山区地下水污染风险评价

叠加地下水综合脆弱性、污染源荷载得到地下水污染风险防控值(R)。评价区网格共3 023行,1 900列,5 743 700个像元,利用GIS软件将每个栅格单元的污染风险自动分级,得到“低”“较低”“中等”“较高”和“高”5个分区,其面积分别为231.13 km^2、183.02 km^2、138.59 km^2、77.14 km^2、6.56 km^2,占评价区面积百分比分别为36.31%、28.76%、21.78%、12.12%、1.03%。图5为评价区地下水污染风险分布。

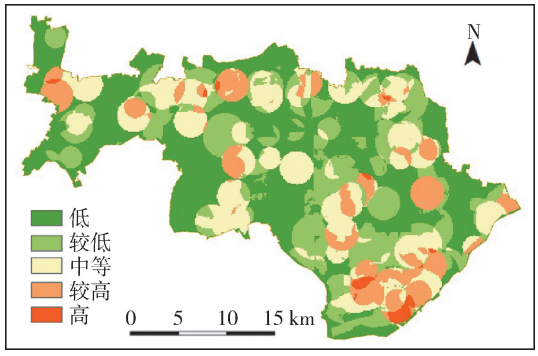


图5　评价区地下水污染风险分布

由图5可见,评价区内地下水污染风险“低”级别分布范围最广,“较低”级别次之,“高”级别区域面积最小。“较高”以上级别主要分布在金山南部及中部、西北部等零星区域。“高”风险区集中在金山南部的化工类工业园区及周边区域,主要是由于该区域属于高脆弱性分布区,地下水防污性能较差,

同时也是污染源密布、荷载较高、潜在风险较大的集中区,多因素叠加所致。总体而言,“低”、“较低”、“中”3 个级别地下水污染风险分区在金山区内均有广泛分布,三者面积之和达 553.38 km^2,占比为 86.95%,说明金山区地下水潜在的污染可能性较小。结合区域地下水环境质量调查结果,金山区的南部及西部边陲地下水污染问题较为突出,这与本次污染风险评价结果一致,说明构建的地下水污染风险评价体系能很好地应用于金山区及其他类似区域。

4 结 论

a. 构建了包含地下水本质脆弱性、地表水系和地下工程特殊脆弱性、地表污染源荷载的地下水污染风险评价体系,并以金山区为例进行评价,结果与该区域地下水环境现状相符。

b. 金山区地下水脆弱性较高,主要影响因素为本质脆弱性和地表水系特殊脆弱性。其中本质脆弱性以“中”和“较高”级别为主面积达 493.12 km^2,占比为 77.48%;地表水系特殊脆弱性主要是“高”级别,面积达 419.03 km^2,而地下工程特殊脆弱性主要是“低”级别,面积达 582.82 km^2。

c. 金山区地下水污染源综合荷载以“低”级别为主,面积达 274.84 km^2,占比 43.18%,“较高”和“高”级别主要分布在西北部和东南部的工业集聚区,化工类工业园区及加油站为评价区内地下水主要潜在污染源。

d. 金山区地下水污染风险整体较低,其潜在的污染可能性较小,“低”“较低”“中”3 个级别面积之和为 553.38 km^2,占比达 86.95%。

参考文献:

[1] 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. (GUO Gaoxuan, LI Yu, XU Liang, et al. Risk assessment of quaternary groundwater pollution in Beijing Plain [J]. Environmental Science,2014,35(2):562-568. (in Chinese))

[2] 米热古丽·麦麦提. 地下水污染现状调查及处理[J]. 水利规划与设计,2013(11):35-37. (MIRIHULI Maimaiti. Investigation and treatment of groundwater pollution[J]. Water Conservancy Planning and Design,2013(11):35-37. (in Chinese))

[3] MAHMOOD S N, KUMARS E. Groundwater vulnerability assessment in agricultural areas using a modified DRASTIC model [J]. Environmental Monitoring & Assessment,2016,188(1):19-36.

[4] 杜朝阳,钟华平. 我国地下水系统风险分析研究进展[J]. 水科学进展,2011,22(3):437-444. (DU Chaoyang, ZHONG Huaping. Advances in risk analysis of groundwater system [J]. Advances in Water Science, 2011,22(3):437-444. (in Chinese))

[5] HANEN J, MOUNIRA Z, MOHAMED O, et al. GIS based DRASTIC model for groundwater vulnerability assessment: case study of the shallow mio-plio-quaternary aquifer (Southeastern Tunisia) [J]. Water Resources, 2017, 44(4):595-603.

[6] 刘增超,董军,何连生,等. 基于过程模拟的地下水污染风险评价方法研究[J]. 中国环境科学,2013,33(6):1120-1126. (LIU Zengchao, DONG Jun, HE Liansheng, et al. The method study on groundwater pollution risk assessment based on process simulation [J]. China Environmental Science, 2013, 33(6): 1120-1126. (in Chinese))

[7] 滕彦国,苏洁,翟远征,等. 地下水污染风险评价的迭置指数法研究综述[J]. 地球科学进展,2012,27(10):1140-1147. (TENG Yanguo, SU Jie, ZHAI Yuanzheng, et al. A Review on the overlay and index method for groundwater pollution risk assessment [J]. Advances in Earth Science,2012,27(10):1140-1147. (in Chinese))

[8] 张珍,温忠辉,鲁程鹏,等. 改进的 DRASTIC 地下水脆弱性评价模型及应用[J]. 水资源保护,2014,30(6):13-18. (ZHENG Zhen, WEN Zhonghui, LU Chengpeng, et al. A modified DRASTIC model for assessment of groundwater vulnerability and its application [J]. Water Resources Protection,2013,33(6):1120-1126. (in Chinese))

[9] BAALOUSHA H M. Mapping groundwater contamination risk using GIS and groundwater modelling: a case study from the Gaza Srip, Palestine [J]. Arabian Journal of Geosciences,2011,4(3/4):483-494.

[10] FADLELMAWLA A A, FAYAD M, EI-GAMILY H, et al. A land surface zoning approach based on three-component risk criteria for groundwater quality protection[J]. Water Resource Manage,2011,25(6):1677-1697.

[11] 孙才志,潘俊. 地下水脆弱性的概念、评价方法与研究前景[J]. 水科学进展,1999,10(4):444-449. (SUN Caizhi, PAN Jun. The concept, evaluation method and prospect of groundwater vulnerability [J]. Advances in Water Science,1999,10(4):444-449. (in Chinese))

[12] AMBIGA K, ANNADURAI R. Drastic method and correlation with chromium level due to tannery industry in RANIPET area groundwater vulnerability assessment, Vellore district, Tamilnadu, India[J]. Applied Ecology & Environmental Research,2017,15(3):1393-1406.

[13] HAMZA M H, ADDED A, RODRIGUEZ R, et al. A GIS-based DRASTIC vulnerability and net recharge reassessment in an aquifer of a semi-arid region (Metline-Ras Jebel-Raf Raf aquifer, Northern Tunisia) [J]. Journal of Environmental Management,2007,84(1):12-19.

[14] 张保祥,万力,JADE Julawong. DRASTIC 地下水脆弱性评价方法及其应用:以泰国清迈盆地为例[J]. 水资源保护,2007,23(2):38-42. (ZHANG Baoxiang, WAN Li, JADE Julawong. Groundwater vulnerability assessment with DRASTIC method and its application in Chiangmai Basin in Thailand[J]. Water Resources Protection,2007, 23(2):38-42. (in Chinese))

[15] 左海凤,魏加华,王光谦. DRASTIC 地下水防污性能评价因子赋权[J]. 水资源保护,2008,24(2):22-25. (ZUO Haifeng,WEI Jiahua,WANG Guangqian. Method of determining factor weights for groundwater vulnerability assessment[J]. Water Resources Protection,2008,24(2):22-25. (in Chinese))
[16] 罗婷,李晓,肖尧,等. 成都青白江地区地下水三氮特殊脆弱性评价[J]. 人民珠江,2016,37(1):80-84. (LUO Ting, LI Xiao, XIAO Yao, et al. Study on special vulnerability of three nitrogen in Qing Bai Jiang,Chendu[J]. Pearl River,2016,37(1):80-84. (in Chinese))
[17] 张博,李国秀,程品,等. 基于随机理论的地下水环境风险评价[J]. 水科学进展,2016,27(1):100-106. (ZHANG Bo, LI Guoxiu,CHENG Pin,et al. Groundwater environment risk assessment based on stochastic theory[J]. Advances in Water Science,2016,27(1):100-106. (in Chinese))
[18] KAUFMAN M M,ROGERS D T,MURRAY K S,et al. Using soil and contaminant properties to assess the potential for groundwater contamination to the lower Great Lakes,USA[J]. Environmental Geology,2000,56(5):1009-1021.
[19] 卞建民,李立军,杨坡. 吉林省通榆县地下水脆弱性研究[J]. 水资源保护,2008,24(3):4-7. (BIAN Jianming, LI Lijun, YANG Po. Vulnerability of the groundwater environment in Tongyu County of Jilin Province[J]. Water Resources Protection,2008,24(3):4-7. (in Chinese))
[20] 刘香,王洁,邵传青,等. 城市地下水脆弱性评价方法及应用[J]. 地下水,2007,29(5):90-92. (LIU Xiang, WANG Jie, SHAO Chuanqing, et al. Groundwater vulnerability assessment in urban area[J]. Groundwater,2007,29(5):90-92. (in Chinese))
[21] 江剑,董殿伟,杨冠宁,等. 北京市海淀区地下水污染风险性评价[J]. 城市地质,2010,5(2):14-18. (JIANG Jian, DONG Dianwei,YANG Guanning,et al. Risk assessment of groundwater pollution of Haidian District of Beijing[J]. Urban Geology,2010,5(2):14-18. (in Chinese))
[22] 蔡文静,张延平. 基于 ArcGIS 的 DRASTIC 法地下水脆弱性评价应用研究[J]. 地下水,2017,39(1):18-21. (CAI Wenjing, ZHANG Yanping. Application of DRASTIC method based on ArcGIS on evaluating groundwater vulnerability[J]. Groundwater,2017,39(1):18-21. (in Chinese))
[23] 孟素花,费宇红,张兆吉,等. 华北平原地下水脆弱性评价[J]. 中国地质,2011,38(6):1607-1613. (MENG Suhua,FEI Yuhong,ZHANG Zhaoji,et al. Evaluation of groundwater vulnerability in North China Plain[J]. Geology in China,2011,38(6):1607-1613. (in Chinese))
[24] 马天海,朱晓明,潘扎荣. 太湖流域典型平原地区浅层地下水脆弱性研究[J]. 地下水,2014,36(6):53-56. (MA Tianhai, ZHU Xiaoming, PAN Zharong. Study on vulnerability assessment of shallow groundwater in the typical plain area in the Taihu Basin[J]. Groundwater,2014,36(6):53-56. (in Chinese))

(收稿日期:2018-07-27 编辑:王 芳)

(上接第 16 页)

[13] 张晓晗,万甜,程文,等. 黑河水库非点源污染时空分布研究[J]. 水土保持通报,2018,38(4):324-330. (ZHANG Xiaohan, WAN Tian, CHENG Wen, et al. Temporal-spatial distribution of non-point source pollution research of Heihe Reservoir[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation,2018,38(4):324-330. (in Chinese))
[14] 刘吉开,万甜,程文,等. 未来气候情境下渭河流域陕西段非点源污染负荷响应[J]. 水土保持通报,2018,38(4):82-86. (LIU Jikai,WAN Tian,CHENG Wen,et al. Effects of climate change scenarios on non-point source pollution load on Shaanxi section of Weihe River Basin[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation,2018,38(4):82-86. (in Chinese))
[15] 赖格英,易姝琨,刘维,等. 基于修正 SWAT 模型的岩溶地区非点源污染模拟初探:以横港河流域为例[J]. 湖泊科学,2018,30(6):1560-1575. (LAI Geying, YI Shukun, LIU Wei, et. al. Non-point source pollution simulation in karst region based on modified SWAT Model-A case study in Henggang River Basin[J]. Journal of Lake Sciences,2018,30(6):1560-1575. (in Chinese))
[16] 冯麒宇,胡海英,黄国如. 潭江泗合水流域降雨径流非点源污染特征分析[J]. 水资源保护,2016,32(3):143-148. (FENG Qiyu,HU Haiying,HUANG Guoru. Analysis of characteristics of non-point source pollution in rainfall-runoff process in Siheshui Watershed of Tanjiang Valley[J]. Water Resources Protection,2016,32(3):143-148. (in Chinese))
[17] 代丹,于涛,雷坤,等. 北京市清河水体非点源污染特征[J]. 环境科学研究,2018,31(6):1068-1077. (DAI Dan,YU Tao,LEI Kun,et al. Characteristics of non-point source pollution of Qinghe River in Beijing City[J]. Research of Environmental Sciences,2018,31(6):1068-1077. (in Chinese))
[18] 赖格英,吴敦银,钟业喜,等. SWAT 模型的开发与应用进展[J]. 河海大学学报(自然科学版),2012,40(3):243-251. (LAI Geying,WU Dunying,ZHONG Yexi,et al. Progress in development and development and applications of SWAT model[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences),2012,40(3):243-251. (in Chinese))
[19] 张皓天,张弛,周惠成,等. 基于 SWAT 模型的流域非点源污染模拟[J]. 河海大学学报(自然科学版),2010,38(6):644-650. (ZHANG Haotian,ZHANG Chi,ZHOU Huicheng,et al. Simulation of non-point pollution in watershed based on SWAT model[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences),2010,38(6):644-650. (in Chinese))
[20] 陈晓丽,黄国如. 基于 SWAT 模型的北江飞来峡流域径流模拟[J]. 水资源与水工程学报,2017,28(5):1-7. (CHEN Xiaoli, HUANG Guoru. Runoff simulation of Feilaixia watershed of Beijiang River based on SWAT Model[J]. Journal of Water Resources & Water Engineering,2017,28(5):1-7. (in Chinese))

(收稿日期:2018-12-18 编辑:彭桃英)