

左锐, 石榕涛, 王腴, 等. 地下水型水源地水质安全预警技术体系研究[J]. 环境科学研究, 2018, 31(3): 409-418.

ZUO Rui, SHI Rongtao, WANG Bin, et al. Technological system of early warning for groundwater quality in a groundwater source area [J]. Research of Environmental Sciences, 2018, 31(3): 409-418.

地下水型水源地水质安全预警技术体系研究

左锐^{1,2}, 石榕涛^{1,2}, 王腴³, 孟利^{1,2}, 滕彦国^{1,2}, 王金生^{1,2}, 翟远征^{1,2}

1. 北京师范大学水科学研究院, 北京 100875

2. 地下水污染控制与修复教育部工程研究中心, 北京 100875

3. 环境保护部环境规划院环境风险与损害鉴定研究中心, 北京 100012

摘要: 地下水型水源地水质安全预警是城镇集中供水的地下水资源保护和管理的重要依据。为了提高地下水型水源地水质安全预警功能, 提出了包括基于水质长序列监测预警、基于污染动态模拟预警及基于区域污染风险评价预警的技术体系。其中, 基于水质长序列监测的预警是通过因子分析筛选水源地特征污染物, 分析水质数据变幅以确定水源地水质的预警级别, 可实现针对水源井的开关控制作用; 基于污染动态模拟的预警是在水源地外围污染源特征基础上, 模拟其动态迁移过程, 进而确定其影响水源地水质的预警级别, 可实现对水源地水质变化趋势的预判; 基于区域污染风险评价的预警着重于水源地受区域污染风险控制与水源地保护区的耦合效应, 同时结合其他预警影响因子作用以确定预警级别, 可实现对水源地所在区域的宏观管控。该技术在哈尔滨市利民水源地进行了综合应用, 结果显示, 基于水质长序列监测预警中, COD_{Mn} 及 NH_4^+ 的最大变幅指数均在 1~2 之间, 预警级别确定为一; 根据污染动态模拟的结果得知, 位于水源地开采井流场上游较高 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的范围在迁移 20 a 后, 污染晕前段尚未到达水源地, 确定预警级别为零; 基于区域污染风险评价的预警确定水源地所在区域为零级预警区。综合分析可以确定利民水源地地下水水质存在污染风险, 应采取相应的管控措施。

关键词: 地下水; 水源地; 预警; 水质监测; 迁移模拟; 污染风险

中图分类号: X523

文章编号: 1001-6929(2018)03-0409-10

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2017.03.90

Technological System of Early Warning for Groundwater Quality in a Groundwater Source Area

ZUO Rui^{1,2}, SHI Rongtao^{1,2}, WANG Bin³, MENG Li^{1,2}, TENG Yanguo^{1,2}, WANG Jinsheng^{1,2}, ZHAI Yuanzheng^{1,2}

1. College of Water Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China

2. Engineering Research Center of Groundwater Pollution Control and Remediation of Ministry of Education, Beijing 100875, China

3. Center for Environmental Risk and Damage Assessment, Chinese Academy for Environmental Planning, Beijing 100012, China

Abstract: Having access to timely information about groundwater quality in groundwater source areas could be helpful for protection and management of groundwater resources that supply centralized urban water systems. We propose a new advanced early warning system that combines three aspects: analysis of long term groundwater quality monitoring data, simulations of pollutant transport, and a risk assessment of regional pollution. Through factor analysis of long-term water quality data, the main pollutants in the source water were identified. Threshold concentrations that could be used as alerts or thresholds within the early warning system were identified from the concentration ranges of the main pollutants. The characteristics of the external pollution sources were investigated and the transport of the main pollutants into the water source was simulated to determine the water quality warning levels of the source water. The quality of the source groundwater was also predicted. The regional pollution risk assessment examined the effect of coupling controls on the regional pollution risk with protection of the water source area, and considered the effect of early warning factors, how to determine the warning level, and how to control the groundwater source area at the macro level. Analysis of the monitoring data showed that the index of COD_{Mn} and NH_4^+ concentrations were within the ranges of levels 1 and 2, and the warning level was level 1. From the simulation results, NH_4^+

收稿日期: 2017-07-11 修订日期: 2017-11-07

作者简介: 左锐(1981-) 男, 安徽枞阳人, 高级工程师, 博士, 博导, 主要从事地下水污染控制与修复研究, zr@bnu.edu.cn.

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(No.2014ZX07201-010); 国家自然科学基金项目(No.41402211, 41672228)

Supported by National Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment, China (No.2014ZX07201-010); National Natural Science Foundation of China (No.41402211, 41672228)

concentrations were highest in the upstream of the water source area and that, even after 20 years of migration, the high concentrations had not reached the water source area, and the warning level was zero. Based on the regional pollution risk assessment and analysis of the water quality monitoring data, the water source area was classed at level zero. The above results showed that it is possible to determine the risk of pollution of groundwater in the Lim in Water Source, and that control measures should be implemented in line with the actual risk.

Keywords: groundwater; water source area; early warning; monitoring; migration simulation; pollution risk

地下水型水源地水质安全预警, 目的在于确保水质安全, 通过提出预警措施降低水源地受到危害的可能性或通过提前制定可能对水源地造成危害的事故应对方案以实现水源地水质安全的管控^[1], 是保障水源地安全供水的重要举措. 水质监测是早期水源地水质安全预警技术的核心^[2]. 随着研究的深入, 单纯的水质监测不足以满足对于水源地预警的全面支撑, 水质模拟^[3-6]、风险评估^[7-9]、ArcGIS 耦合计算方法^[10-14]被引入到水质安全预警中, 形成了适用于不同目标的预警方法, 全面提升了预警的针对性和有效性. 其中, 常见的应用方法包括数理统计法^[15]、人工神经网络法^[16-21]、灰色系统法^[22-26]、水质模拟模型法^[27-29]及决策树法^[30]等, 上述方法的综合应用一方面促进了多学科的交叉融合, 也丰富和完善了地下水型水源地水质安全预警体系. 然而各单项预警技术也存在各自的不足. 例如, 数理统计法可根据预测因子的数量分为单因素预测和多因素预测. 其中单因素预测法数学理论完善、数据需求小, 缺点是准确性差、应用性较差; 而多因素预测法考虑了水质指标与其影响因素间的相互关系, 缺点则是所需的资料信息量大、建模困难. 因此, 可以认为全面客观的预警研究应是几种预警技术的集成综合, 在实际应用中更具科学性^[31]. 该研究选取哈尔滨市利民开发区水源地为研究对象, 提出了基于水质长序列监测、污染动态模拟和区域污染风险评价综合预警技术体系, 为地下水型水源地的水质安全预警研究提供可借鉴的方法.

1 预警评价技术体系

地下水型水源地水质安全预警技术体系主要包括以下3种技术: 基于水质长序列监测的预警、基于污染动态模拟的预警以及基于区域污染风险评价的预警. 基于水质长序列监测的预警是运用因子分析法对水源地潜在污染物进行筛选分析, 以构建特征污染物的长序列监测体系, 进而根据其组分分布规律确定预警级别, 该技术可实现对水源井水质安全的开关控制作用. 基于污染动态模拟的预警是根据对水源地外围调查确定污染源状况, 模拟目标污染物的动态迁移过程以获取在既定时间尺度上污染物的最终分布状况, 确定其对水源地水质的影响等级, 该技术侧

重在区域上确定污染源可能对水源地造成污染影响的状况模拟, 实现对地下水水源地水质变化的预判作用. 基于区域污染风险评价的预警是以区域污染风险评价为基础, 根据风险分布特征, 以水源地保护区为受体, 并考虑其他预警影响因子的作用, 利用 ArcGIS 10.1 进行叠加耦合从而确定水源地的预警等级, 该技术着重考虑水源地受区域污染风险控制, 对水源地保护区的耦合效应, 适合区域宏观以更好地服务于水源地保护区. 3种预警方法可形成良好的互补, 能在了解水源地及其周边区域环境状况的前提下, 更科学、合理、全面有效地保障水源地的水质安全.

1.1 基于水质长序列监测的预警

1.1.1 监测指标筛选

因子分析是对多变量降维、聚类的过程, 通过分析多个变量间的相关性, 根据相关性分析结果对变量分组, 每组变量之间的相关性较低, 组内变量相关性较高, 每组变量代表一种基本结构, 可以用潜在公因子表示. 因子分析的数学模型:

$$\begin{cases} X_1 = a_{11}F_1 + a_{12}F_2 + \cdots + a_{1m}F_m + a_1\varepsilon_1 \\ X_2 = a_{21}F_1 + a_{22}F_2 + \cdots + a_{2m}F_m + a_2\varepsilon_2 \\ \vdots \\ X_p = a_{p1}F_1 + a_{p2}F_2 + \cdots + a_{pm}F_m + a_p\varepsilon_p \end{cases} \quad (1)$$

式中 X_i ($i=1, 2, \cdots, p$) 为原有变量, F_j ($j=1, 2, \cdots, m$) 为经标准化转换及降维处理的因子变量, a_{ij} 为第 i 个原有变量在第 j 个因子变量上的负荷, ε_i ($i=1, 2, \cdots, p$) 为残差.

1.1.2 基于特征组分分布规律进行预警

根据因子分析所得的长序列监测结果对水质组分的分布规律进行分析. 若发现水质超标则直接启动相应级别的预警. 其使用先决条件为: $M_i < M_k$ (M_k 为相应预警启动浓度值). 两类组分分布规律是判定预警级别的重点, 一是某项指标浓度有不断上升的趋势; 二是指标的浓度呈大幅波动的规律. 第一类情景可通过计算任意两期的监测数据获取, 第二类情景则需要对高点水质组分分布规律进行计算, 采用斜率判断法判定水质趋势. 预警级别判断公式如下:

$$K_i = M_i / M_{i-1} \quad (2)$$

式中 K_i 为某一项监测指标的变幅指数, M_i 为某一项监测指标的实际监测值, M_{i-1} 为某一项监测指标在 M_i 前一次取样时的实际监测值。

1.1.3 预警等级划分标准

预警级别的划分参考《国家突发环境事件应急预案》(国办函〔2014〕119号),将水质安全预警的级别划分为5级,分别为 $K_i < 1$, $M_i < M_k$, 零级预警; $2 > K_i \geq 1$, $M_i < M_k$, 一级预警; $3 > K_i \geq 2$, $M_i < M_k$, 二级预警; $5 > K_i \geq 3$, $M_i < M_k$, 三级预警; $K_i \geq 5$, $M_i < M_k$, 四级预警。预警等级划分的依据为 GB/T 14848—1993《地下水质量标准》和 GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》中的限定标准。

1.2 基于污染动态模拟的预警

首先通过搜集前期资料及实地调查掌握水源地

污染源分布和目标污染物的初始浓度,并根据调查结果来设置监测井的位置。继而根据水源地所在区域水文地质条件构建特征污染物迁移模型,实现对污染组分的过程模拟,获取在水源地开采条件下的污染物迁移的时空过程及影响范围。主要包括:概念模型的建立、边界的确定、含水层的划分、参数的率定、水源地开采井的设定、水流模型的校正、污染源强的确定、污染物时空迁移模拟等。通过数值模拟计算获取在既定时间尺度上污染物的最终分布状况,以此作为实现动态预警的判断依据。通过以上的数值模拟计算获取目标污染物不同时间步长的输出结果(即目标污染物在既定时间尺度上的浓度分布),进而确定相应的预警级别。判断预警级别的原则为从劣不从优。基于污染动态模拟预警等级划分见表1。

表1 预警等级划分界限
Table 1 Warning level division

项目	预警等级划分				
	零级	一级	二级	三级	四级
污染物浓度划分	≤ II类	III类	III~IV类	III~V类	≥ V类
污染物到达取水井时间/d	≥ 1 000	> 100~1 000	> 50~100	> 30~50	≤ 30

1.3 基于区域污染风险评价的预警

基于水质长序列监测及污染动态模拟的预警虽然可实现对水源地水质安全的监管及调控作用,但难以从整个水源地的汇水区到排泄区起到综合防控的目的。借助区域污染风险评价体系,通过将区域环境风险与开采条件下地下水水质的动态变化在水源地保护区利用 ArcGIS 10.1 进行叠加耦合,获得预警分区,达到综合防控的目的。

基于区域污染风险评价的预警主要包括地下水污染风险及水源地荷载两个重要属性。污染风险评价系统主要涉及风险源、暴露途径和受体。结合傍河水源地特征,可选取土地利用类型作为风险源;选取地质介质防污性能为暴露途径,并利用 DRASTIC 模型为基础对地下水的脆弱性进行评价;而地下水水质状况则作为风险受体,可通过地下水质量评估获取。通过风险计算可以获得地下水污染风险分区^[32]。

水源地地下水污染风险(R)由下式计算:

$$R = P_1 W_1 + P_2 W_2 + P_3 W_3 + \cdots + P_i W_i \quad (3)$$

式中 P_i 为风险评价体系参与指标的评分值, W_i 为指标相应权重。

水源地荷载作为水源地预警影响因子主要包括水源地属性(水源地保护区的分布)、河流污染物在开采条件下带来的动态影响。

傍河水源地水质安全预警分区计算公式为

$$P = RW' + N_1 W_1' + N_2 W_2' + \cdots + N_i W_i' \quad (4)$$

式中 P 为预警分区的评分结果, R 为区域地下水污染风险评价结果, W' 为风险权重, N_i 为预警因子, W_i' 为预警因子权重。

根据综合预警区计算方法,基于 ArcGIS 10.1 平台的栅格计算功能实现预警因子与污染风险评价结果的耦合叠加,利用自然打断点“natural breaks”功能对计算结果分级,最后运用 ArcGIS 10.1 平台实现结果的可视化,得到最终的综合预警分区。

利用式(4)得到研究区各点的污染风险评价价值,以总分值的 20%、40%、60%、80% 为界,将整个研究区的污染风险评定为零级、一级、二级、三级、四级 5 个相应级别^[33]。

2 地下水型水源地水质安全预警技术应用

2.1 研究区概况

哈尔滨市利民经济开发区位于哈尔滨市区北部、松嫩平原东部,松花江中游地段,西接肇东市,北临呼兰河,南临松花江与哈尔滨市道里区隔江相望(见图1)。研究区气候类型属于典型的中温带大陆性季风气候,多年平均气温为 3.6℃,多年平均降水量为 547.5 mm,主要集中在 6—9 月,地区多年平均蒸发量为 1 314.3 mm,全年无霜期为 140 d,冰冻期为每年 11 月中旬至翌年 4 月中旬,冻土最大深度达 1.95 m。研究区水系主要有松花江及其支流呼兰河。

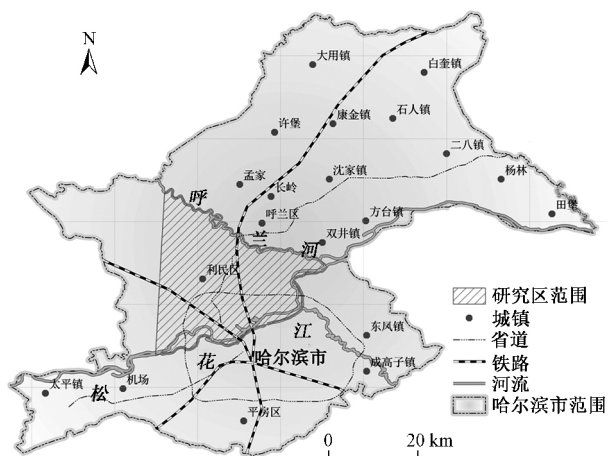


图 1 研究区所在区域位置
Fig.1 Location of the study area

松花江从研究区南缘自西向东,呼兰河由研究区东北缘外侧,自西北向东南流经,最终汇入松花江。呼兰河枯水期一般为每年 10 月至翌年 6 月,河水水位低于地下水水位,河流接受地下水的侧向补给,7—9 月为呼兰河丰水期,河水补给漫滩区潜水含水层。

利民水源地属松花江漫滩区,主要有两个含水层,分别为全新统中砂-砾石含水层和下更新统猓獾组中粗砂-砾石含水层。研究区地下水的补给来源主要有大气降水、丰水期松花江江右侧向渗入补给、地下水侧向径流补给。地下水主要径流带位于研究区中部,自西北向东南排入松花江(见图 2)。根据污染源调查结果,利民地区地下水潜在污染源的类型主要为生物制药基地污水排放、垃圾堆放和农田种植等类型。

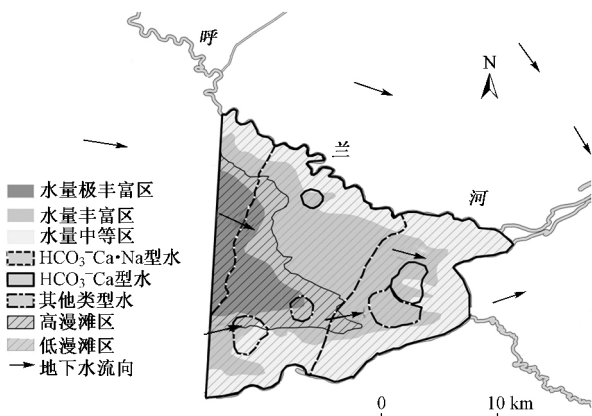


图 2 研究区综合水文地质
Fig.2 Hydrogeological map of the study area

2.2 基于水质长序列监测的预警

根据当地污染源调查结果、河流水质及地下水水质分析结果、水源地水质监测结果,对照 GB/T 14848—1993 及 GB 5749—2006,研究区水源地主要潜在超标物质为 Fe、Mn、 NH_4^+ 、 COD_{Mn} 。

2.2.1 因子分析筛选监测指标

选取 2006 年 6 月—2007 年 9 月研究区 42 个采样点的地下水水质监测数据。选取 $\rho(\text{K}^+)$ 、 $\rho(\text{Na}^+)$ 、 $\rho(\text{Ca}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Mg}^{2+})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{Cl}^-)$ 、 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\rho(\text{F}^-)$ 、 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 、 $\rho(\text{TDS})$ (溶解性总固体)、总硬度、 $\rho(\text{HCO}_3^-)$ 、 $\rho(\text{Fe})$ 、 $\rho(\text{Mn})$ 共 16 个水质参数做因子分析,各水质组分的描述性统计见表 2。

对上述 42 个水质样品中 16 个典型组分建立相关系数矩阵(见表 3)并进行相关性分析,从表 3 可以

表 2 水质指标描述性统计

Table 2 Water quality statistics

水质指标	$\rho/(\text{mg/L})$				方差
	最小值	最大值	平均值	标准差	
$\rho(\text{K}^+)$	0.660	2.720	1.665	0.486	0.236
$\rho(\text{Na}^+)$	11.330	256.800	45.384	40.992	1 680.352
$\rho(\text{Ca}^{2+})$	8.800	98.780	54.530	19.627	385.213
$\rho(\text{Mg}^{2+})$	1.770	23.730	12.425	4.531	20.527
$\rho(\text{NH}_4^+)$	0.020	1.680	0.651	0.414	0.172
$\rho(\text{Cl}^-)$	2.590	217.110	22.251	49.543	2 454.557
$\rho(\text{SO}_4^{2-})$	0.500	147.500	9.267	24.671	608.657
$\rho(\text{NO}_3^-)$	0.580	18.060	3.889	3.448	11.890
$\rho(\text{NO}_2^-)$	0.004	0.220	0.019	0.042	0.002
$\rho(\text{F}^-)$	0.050	0.590	0.150	0.169	0.029
$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$	0.683	3.265	1.990	0.954	0.910
$\rho(\text{TDS})$	153.530	661.100	326.482	117.787	13 873.779
总硬度	31.730	337.000	186.565	65.523	4 293.257
$\rho(\text{HCO}_3^-)$	133.690	434.500	294.529	82.474	6 802.001
$\rho(\text{Fe})$	0.080	21.960	5.387	5.982	35.783
$\rho(\text{Mn})$	0.880	4.350	2.490	0.892	0.796

表 3 水质指标相关性矩阵
Table 3 Water quality index correlation matrix

项目	$\rho(\text{K}^+)$	$\rho(\text{Na}^+)$	$\rho(\text{Ca}^{2+})$	$\rho(\text{Mg}^{2+})$	$\rho(\text{NH}_4^+)$	$\rho(\text{Cl}^-)$	$\rho(\text{SO}_4^{2-})$	$\rho(\text{NO}_3^-)$	$\rho(\text{NO}_2^-)$	$\rho(\text{F}^-)$	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$	$\rho(\text{TDS})$	总硬度	$\rho(\text{HCO}_3^-)$	$\rho(\text{Fe})$	$\rho(\text{Mn})$
$\rho(\text{K}^+)$	1															
$\rho(\text{Na}^+)$	0.224**	1														
$\rho(\text{Ca}^{2+})$	0.370**	0.211**	1													
$\rho(\text{Mg}^{2+})$	0.478**	0.257**	0.904**	1												
$\rho(\text{NH}_4^+)$	-0.050	-0.101	-0.329**	-0.320**	1											
$\rho(\text{Cl}^-)$	0.425**	0.765**	0.417**	0.528**	-0.121	1										
$\rho(\text{SO}_4^{2-})$	0.613**	0.331**	0.538**	0.710**	-0.289	0.567**	1									
$\rho(\text{NO}_3^-)$	0.624**	0.234**	0.673**	0.796**	-0.333**	0.484**	0.728**	1								
$\rho(\text{NO}_2^-)$	-0.051	0.001	0.401**	0.508**	-0.159*	0.271**	0.254**	0.458**	1							
$\rho(\text{F}^-)$	-0.390**	-0.125*	0.295**	0.095	-0.261**	-0.194**	-0.195*	-0.130*	-0.032	1						
$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$	0.384**	-0.040	0.111*	0.140*	0.279**	0.149*	0.127*	0.277**	0.263**	-0.406**	1					
$\rho(\text{TDS})$	0.523**	0.673**	0.819**	0.858**	-0.299**	0.772**	0.713**	0.773**	0.365**	-0.001	0.147*	1				
总硬度	0.419**	0.235**	0.989**	0.955**	-0.341**	0.462**	0.614**	0.732**	0.440**	0.236**	0.121*	0.853**	1			
$\rho(\text{HCO}_3^-)$	-0.319**	0.195**	0.328**	0.074	0.009	-0.191**	-0.380**	-0.310**	-0.100	0.470**	-0.215**	0.128*	0.249**	1		
$\rho(\text{Fe})$	0.065	-0.270**	-0.294**	-0.220**	0.510**	-0.030	-0.137*	-0.205**	-0.083	-0.220**	0.143*	-0.317**	-0.287**	-0.330**	1	
$\rho(\text{Mn})$	0.065	-0.230**	-0.185**	-0.083	0.310**	0.027	0.133*	-0.036	-0.022	-0.182**	0.004	-0.183**	-0.161**	-0.428**	0.711**	1

注: **表示 99%置信区间显著; * 表示 95%置信区间显著.

看出 $\rho(\text{Ca}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Mg}^{2+})$ 、 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 、总硬度、 $\rho(\text{TDS})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 相关性较高,判定属于同一来源; $\rho(\text{Na}^+)$ 、 $\rho(\text{Cl}^-)$ 相关性较高,来源相同; $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 具有较高相关性,应属同一来源; $\rho(\text{Fe})$ 、 $\rho(\text{Mn})$ 相关性较高,来源可能相同;与其他水质参数呈负相关的因子理论上来源不同。

2.2.2 水质状况源解析

按照特征值大于 1 的原则,该研究共提取了 5 个公因子,解释了总方差的 83.70%,表明可以较好地代表原始水质数据的特征。5 个公因子分别解释了总方差的 31.75%、15.51%、13.35%、12.97%、10.12%。进行正交旋转后得到旋转成分矩阵(见表 4)。

表 4 旋转成分矩阵
Table 4 Rotation component matrix

水质指标	F1	F2	F3	F4	F5
$\rho(\text{K}^+)$	0.388	0.372	0.493	0.052	0.297
$\rho(\text{Na}^+)$	0.051	0.939	-0.068	-0.196	-0.010
$\rho(\text{Ca}^{2+})$	0.930	0.182	-0.187	-0.120	-0.070
$\rho(\text{Mg}^{2+})$	0.940	0.235	0.067	-0.056	-0.028
$\rho(\text{NH}_4^+)$	-0.304	0.046	-0.306	0.343	0.561
$\rho(\text{Cl}^-)$	0.307	0.798	0.204	0.069	0.053
$\rho(\text{SO}_4^{2-})$	0.610	-0.304	0.550	0.021	-0.083
$\rho(\text{NO}_3^-)$	0.779	0.371	0.450	-0.128	0.098
$\rho(\text{NO}_2^-)$	0.609	-0.188	0.053	-0.055	0.220
$\rho(\text{F}^-)$	0.224	-0.226	-0.541	-0.084	-0.592
$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$	0.219	-0.053	0.136	0.019	0.872
$\rho(\text{TDS})$	0.751	0.630	0.048	-0.162	0.013
总硬度	0.952	0.207	-0.100	-0.112	-0.062
$\rho(\text{HCO}_3^-)$	0.087	0.100	-0.896	-0.258	-0.099
$\rho(\text{Fe})$	-0.157	-0.094	0.076	0.889	0.158
$\rho(\text{Mn})$	-0.019	-0.077	0.274	0.880	-0.109

注:提取方法采用主成分分析法;旋转法采用具有 Kaiser 标准化的正交旋转法。

结果显示,F1 主要由 $\rho(\text{Ca}^{2+})$ 、 $\rho(\text{Mg}^{2+})$ 、 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_2^-)$ 、 $\rho(\text{TDS})$ 、总硬度组成,是由于地下水开采引起的水岩相互作用与水力场变化造成的,并选取 $\rho(\text{TDS})$ 作为 F1 因子的代表性指标。F2 主要由 $\rho(\text{Na}^+)$ 、 $\rho(\text{Cl}^-)$ 组成,判定其为人类活动作用。F3 构成复杂,正向荷载较强的有 $\rho(\text{K}^+)$ 、 $\rho(\text{SO}_4^{2-})$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 结合实地情况 F3 归结为农业活动。F4 主要由 $\rho(\text{Fe})$ 、 $\rho(\text{Mn})$ 组成,根据研究区的地质环境背景 F4 归结为原生地质环境影响。F5 主要由 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 组成,结合当地的产业背景 F5 归结为工业活动。通过研究区水质状况源解析得知,

研究区地下水主要受地下水开采、人类活动污染、农业活动、原生地质环境及工业活动影响。通过因子荷载分析与主成分提取,将 $\rho(\text{TDS})$ 、 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 、 $\rho(\text{Cl}^-)$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 5 个水质指标作为典型监测指标。

2.2.3 基于特征组分分布规律判定预警级别

选用利民水源地二水厂 2016 年 1—8 月水源井在线源水监测数据,根据式(2)进行预警级别计算判定。经过分析计算 $\rho(\text{TDS})$ 、 $\rho(\text{Cl}^-)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 3 项指标的预警级别均为零级。 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 及 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的分布规律见图 3。用式(2)拟合计算 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 和 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的变幅指数分布变化,如图 4 所示。从图 4 可以看出 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 及 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的分布规律显示两项指标监测值最大波动变幅均在 1~2 之间,对照上述的预警级别划分标准 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 均为一级预警。基于保守角度考虑,研究区水质安全预警级别为一级,需采取相应的预警措施,加强对出现该级预警取水井的水质监测。

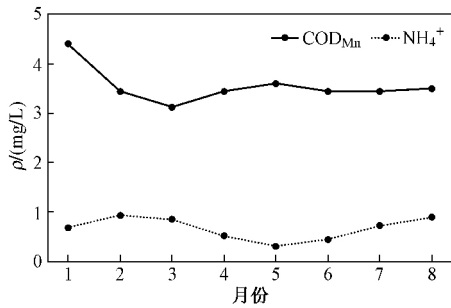


图 3 2016 年 1—8 月 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 及 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 动态趋势

Fig.3 Monitoring of COD_{Mn} and NH_4^+ from January to August in 2016

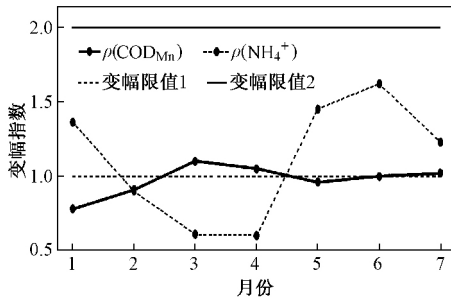


图 4 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 及 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 变幅指数趋势

Fig.4 Variable index trend of COD_{Mn} and NH_4^+

2.3 基于污染动态模拟的预警

根据研究区水质分析结果及污染源调查结果确定区内河流及地下水中 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 多处存在超标状

况,部分点位超标严重,并且研究区范围内农业活动频繁,选定 NH_4^+ 为模拟计算的目标污染物。在水流模型的基础上进行溶质运移模拟。根据调查及测试分析结果,研究区西部农业种植区为区域主要污染源,污染物为 NH_4^+ ,因此将西部农田区设置为面源污染。由于采样数据的局限性,为保证模型模拟精度及预警

结果的前瞻性,选取农田区 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 最大值对农田区 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 进行统一赋值,考虑入渗过程中污染物的衰减作用,设置补给浓度为 4 mg/L 。模拟时间为 20 a。对两个水源地分别设置 4 口开采井,单井抽水量为 $2500 \text{ m}^3/\text{d}$,分别获得 5、20 a 后 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 在研究区的迁移分布状况(见图 5)。

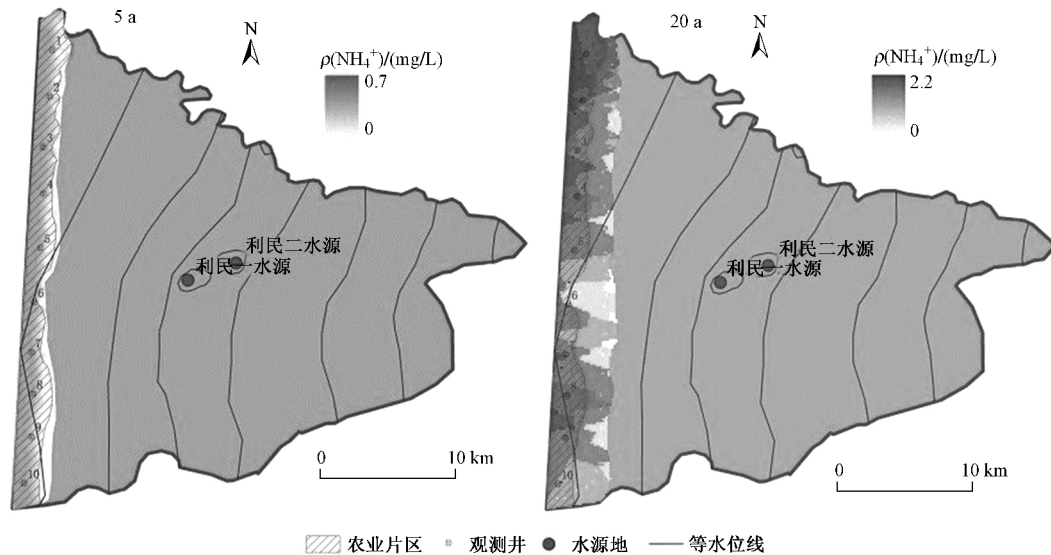


图 5 研究区 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 在迁移 5、20 a 后的分布状况

Fig.5 The simulated distribution of ammonia nitrogen after 5 and 20 years in the study area

可见,随着时间的增长,污染晕向下游水源地的方向扩散,并且扩散范围逐渐增大。这与污染物随水流的对流及弥散作用有关。根据模拟结果得知,位于水源地开采井流场上游方向较高 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 的范围在迁移 20 a 后,污染晕前段尚未到达水源地,水源地 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 也未超过相应标准值。按照预警级别划分方案,研究区预警级别为零级。

2.4 基于区域污染风险评价的预警

2.4.1 地下水固有脆弱性评价

该研究采用了 DASTIC 模型法进行地下水固有脆弱性评价分析,DASTIC 模型是在 DRASTIC 模型的评价指标基础上,去掉了区内几乎没有变化的含水层的净补给量(R)、地形坡度(T)两个参数,增加了充分反映水源地开采作用下的含水层厚度(T)这一重要参数。根据利民经济开发区 6 项指标的空间分布状况,获取评价区地下水脆弱性评价结果(见图 6)。其中,低脆弱性区主要分布在利民一水源地周边,面积占比最小;较高脆弱性分区及高脆弱性分区在研究区的西北和东南,区内大多区域为中等脆弱性。

2.4.2 风险源—土地利用类型

土地利用类型是指土地表面覆盖状况,不同利用类型的土地上会产生不同的污染物种类及其强度,同

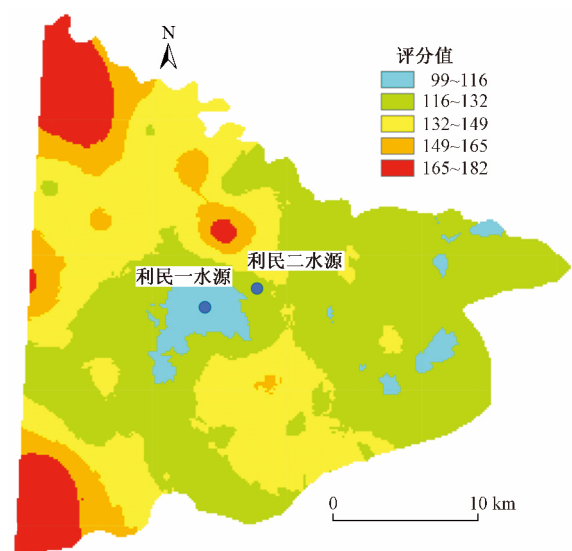


图 6 利民开发区地下水脆弱性分布

Fig.6 The distribution of groundwater vulnerability

时土地表面的松散程度不同,污染物进入地下水的难易程度也不同。研究区内主要有垃圾场、制药厂、住宅、农田、交通用地、商用用地、草地等 7 种土地利用类型,评分值分别为 10、9、6、5、4、3 和 2。根据研究区资料、研究区遥感解译及野外实际调查结果,获得利民地区土地利用类型分布(见图 7)。

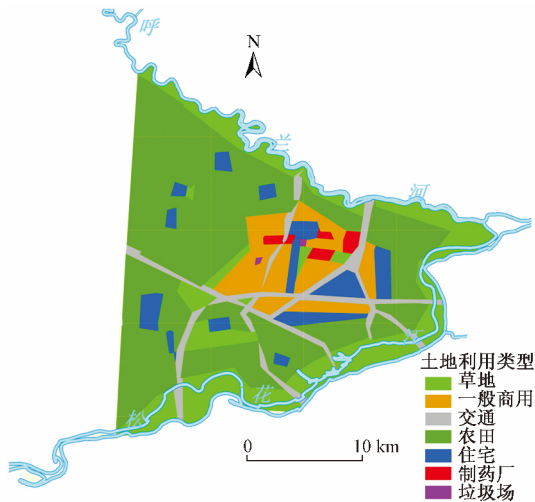


图7 研究区土地利用类型分布

Fig.7 The distribution of land use types in the study area

2.4.3 受体水质分布情况

根据区内采样点水质分布情况,采用内梅罗平均数法对地下水水质状况进行综合分析,结果如图8所示。从图8可以看出,区内水源地所在区域水质相对较好,水质较差区域主要分布于松花江和呼兰河沿岸,受地表水水质影响较大。

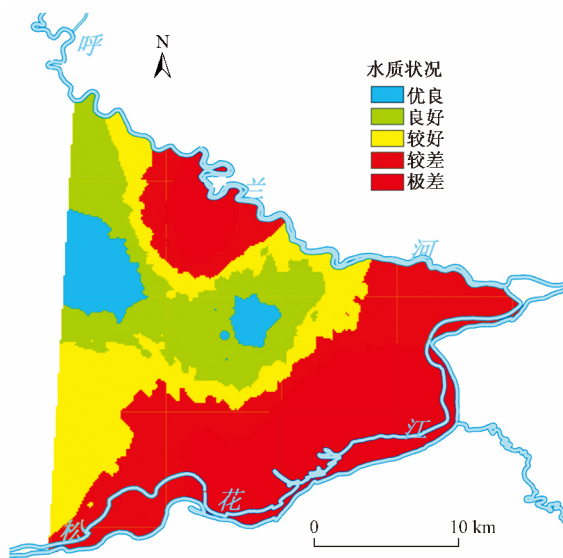


图8 研究区地下水水质分布

Fig.8 Distribution of groundwater quality in the study area

2.4.4 污染风险评价

根据建立的水源地污染风险评价体系及式(3)耦合计算土地利用类型(污染源)、地下水固有脆弱性(污染源途径)、地下水水质(风险受体),获取区内地下水污染风险区划分结果,如图9所示。从图9可以看出,高风险分布区主要位于呼兰河沿岸的西北到

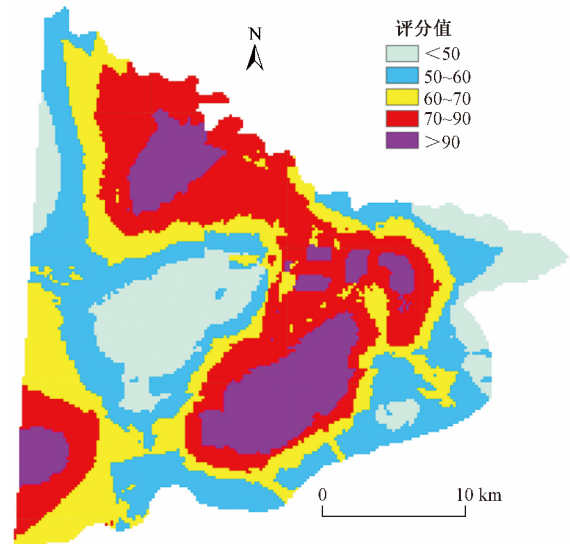


图9 研究区污染风险分布

Fig.9 Distribution of groundwater pollution risk in the study area

东北区域、松花江沿岸以及农业活动密集的西南地区。

2.4.5 预警区划分

由于地下水型水源地开采过程对水质的特殊要求,采用HJ/T 338—2007《饮用水水源地保护区划分技术方案》中大型水源地的保护划分技术要求对供水水源地进行了保护区划分,将划分的保护区按一级、二级保护区作为预警因子进行评价。根据松花江及呼兰河水质调查结果,结合研究区自身污染物状况,选定特征污染物为 NH_4^+ ,考虑开采条件作用于地下水中 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 分布的影响过程,结果作为另一预警影响因子。根据综合预警区计算方法,基于ArcGIS 10.1平台的栅格计算功能实现预警因子与污染风险评价结果的叠加计算,利用自然打断点“natural breaks”功能对计算结果分级,最后运用ArcGIS 10.1平台实现结果的可视化,获取研究区基于区域污染风险评价的预警分布(见图10)。从图10可以看出,利民水源地所在区域为零级预警区,区内地下水系统处于一个较良好状态,两个水源地取水安全性较高,目前尚无提高预警级别的需要。但由于水源地外围,尤其是西北部和西南部区域,预警级别均较高,水源地存在受污染威胁,尤其是研究区西北部靠近呼兰河的区域,必须采取地下水污染控制治理措施,加强点源和面源的污染防治措施,制定污染物总量控制方案,实施地表水体水质净化工程,从根本上降低水源地水质污染风险。

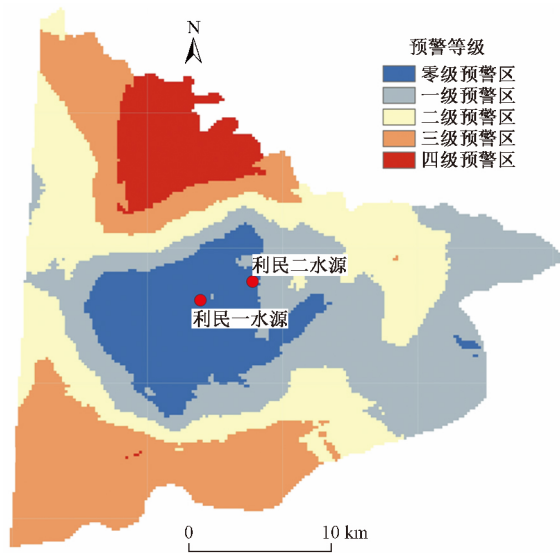


图 10 研究区综合预警区划分结果

Fig.10 The distribution of early warning zones

3 结论

a) 从水源地管理需求出发,提出了服务于水质安全保障的预警技术体系,主要包括基于水质长序列监测预警、基于污染动态模拟预警及基于区域污染风险评价预警3种关键技术。3种预警方式各自特点之间形成良好的互补,能在了解水源地及其周边区域环境状况的前提下,更科学、合理、全面有效地保障水源地的水质安全。

b) 利民经济技术开发区水源地为典型的地下水型饮用水源地,根据研究区水质状况调查结果及水源地水质监测资料进行监测指标筛选,将 $\rho(\text{TDS})$ 、 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 、 $\rho(\text{Cl}^-)$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 、 $\rho(\text{NO}_3^-)$ 作为典型污染监测指标。基于水质长序列监测的预警技术拟合计算出 $\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})$ 及 $\rho(\text{NH}_4^+)$ 两项指标监测值最大波动变幅均在1~2之间,研究区水质预警级别为一级。而基于污染动态模拟预警和基于区域污染风险评价预警分析水源地的预警级别均为零级。综合3种方法确定利民水源地的水质安全预警综合等级为一级(基于保守考虑)。水质呈现暂时性安全,但应采取地下水污染控制治理措施,加强点源和面源的污染防治措施,从根本上降低水源地水质污染风险。

参考文献(References):

- [1] WANG Yonggui, ZHANG Wanshun, ENGELB A, *et al.* A fast mobile early warning system for water quality emergency risk in ungauged river basins [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2015, 73: 76-89.
- [2] 周仰效, 李文鹏. 地下水水质监测与评价 [J]. *水文地质工程地质*, 2008, 35(1): 1-11.

- ZHOU Yangxiao, LI Wenpeng. Groundwater quality monitoring and assessment [J]. *Hydrogeology & Engineering Geology*, 2008, 35(1): 1-11.
- [3] NEUKUM C, AZZAM R. Quantitative assessment of intrinsic groundwater vulnerability to contamination using numerical simulations [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 408(2): 245-254.
- [4] ELCI A, MOLZ F J, WALDROP W R. Implications of observed and simulated ambient flow in monitoring wells [J]. *Groundwater*, 2001, 39(6): 853-862.
- [5] JAFARI F, JAVADI S, GOLMOHAMMADI G, *et al.* Numerical simulation of groundwater flow and aquifer-system compaction using simulation and InSAR technique: Saveh Basin, Iran [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(9): 833-842.
- [6] WAGNER F M, MOLLER M, SCHMIDT-HATTENBERGER C, *et al.* Monitoring freshwater salinization in analog transport models by time-lapse electrical resistivity tomography [J]. *Journal of Applied Geophysics*, 2013, 89: 84-95.
- [7] LI Jianbing, HUANG G H, ZENG Guangming, *et al.* An integrated fuzzy-stochastic modeling approach for risk assessment of groundwater contamination [J]. *Journal of Environmental Management*, 2007, 82(2): 173-188.
- [8] KAZAKIS N, VOUDOURIS K S. Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: modifying the DRASTIC method using quantitative parameters [J]. *Journal of Hydrology*, 2015, 525: 13-25.
- [9] PIZZOL L, ZABEO A, CRITTO A, *et al.* Risk-based prioritization methodology for the classification of groundwater pollution sources [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 506: 505-517.
- [10] 汤洁, 卞建民, 林年丰, 等. GIS-PModflow 联合系统在松嫩平原西部潜水环境预警中的应用 [J]. *水科学进展*, 2006, 17(4): 481-489.
- TANG Jie, BIAN Jianmin, LIN Nianfeng, *et al.* Application of integrated system of GIS-PModflow to water environment early warning in west of Songnen Plain [J]. *Advances in Water Science*, 2006, 17(4): 481-489.
- [11] DEMIREL Z, ÖZER Z, ÖZER O. Investigation and modeling of water quality of Göksu River (Cleados) in an international protected area by using GIS [J]. *Journal of Geographical Sciences*, 2011, 21(3): 429-440.
- [12] MANTZAFERI N, PSILOVIKOS A, BLANTA A. Water quality monitoring and modeling in Lake Kastoria, using GIS, assessment and management of pollution sources [J]. *Water Resources Management*, 2009, 23(15): 3221-3254.
- [13] BAALOUSHA H M. Mapping groundwater contamination risk using GIS and groundwater modelling, a case study from the Gaza Strip, Palestine [J]. *Arabian Journal of Geosciences*, 2011, 4(3): 483-494.
- [14] 邓昭明, 王俊. GIS技术在区域地下水资源信息系统中的应用研究 [J]. *水文地质工程地质*, 2004, 31(5): 106-108.
- DENG Zhaoming, WANG Jun. Application of GIS to the information system of regional groundwater resources [J]. *Hydrogeology &*

- Engineering Geology 2004 ,31(5) : 106-108.
- [15] YU Fengcun ,FANG Guohua ,SHEN Rui. Study on comprehensive early warning of drinking water sources for the Gucheng Lake in China [J]. Environmental Earth Sciences 2014 ,72(9) : 3401-3408.
- [16] NAGY H M ,WATANABE K ,HIRANO M. Prediction of sediment load concentration in rivers using artificial neural network model [J]. Journal of Hydraulic Engineering 2002 ,128(6) : 588-595.
- [17] 宋洪伟 ,刘继朝 ,石建省 ,等. ANN 技术在地下水含水量预测建模中的研究与应用 [J]. 中国地质 2012 ,39(4) : 1081-1086.
- SONG Hongwei ,LIU Jichao ,SHI Jiansheng ,et al. The study and application of ANN to the modeling of underground water content forecast [J]. Geology in China 2012 ,39(4) : 1081-1086.
- [18] NARENDRA K S ,PARTHASARATHY K. Gradient methods for the optimization of dynamical systems containing neural networks [J]. IEEE Transactions on Neural Networks ,1991 ,2(2) : 252-262.
- [19] MOLGA E ,CHERBANSKI R ,SZPYRKOWICZ L. Modeling of an industrial full-scale plant for biological treatment of textile wastewaters: application of neural networks [J]. Industrial & Engineering Chemistry Research 2006 ,45(3) : 1039-1046.
- [20] NASIR M F M ,ZALI M A ,JUAHIR H ,et al. Application of receptor models on water quality data in source apportionment in Kuantan River Basin [J]. Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering 2012 ,9(1) : 18-29.
- [21] DING Zhixiong ,CHEN Nanxiang ,SU Wanyi. Establishment and application of artificial neural network for groundwater resource system [J]. Geotechnical Investigation and Surveying ,1999 ,2: 42-45.
- [22] 胡惠彬. 灰色系统的 GM (1 ,1) 模型在地表水 COD 浓度预测中的应用 [J]. 中国环境监测 ,1993 ,9(4) : 45-46.
- [23] 刘思峰. 灰色系统理论及其应用 [M]. 北京: 科学出版社 2014.
- [24] 李扬 ,吉龙江 ,康凤新 ,等. 灰色模型在岩溶地下水水质预测中的应用研究 [J]. 环境监测管理与技术 2016 ,28(3) : 20-23.
- LI Yang ,JI Longjiang ,KANG Fengxin ,et al. Study of grey model and its application in karst groundwater quality prediction [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring 2016 ,28(3) : 20-23.
- [25] MA Dan ,BAI Haibo. Groundwater inflow prediction model of karst collapse pillar: a case study for mining-induced groundwater inrush risk [J]. Natural Hazards 2015 ,76(2) : 1319-1334.
- [26] YANG Qinchun ,WANG Yanli ,ZHANG Jianing ,et al. Stochastic simulation of groundwater dynamics based on grey theory and seasonal decomposition model in a coastal aquifer of South China [J]. Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA ,2015 ,34(8) : 947-957.
- [27] LIN Yan ,LARSEN T ,VOGT R D ,et al. Modelling transport and transformation of mercury fractions in heavily contaminated mountain streams by coupling a GIS-based hydrological model with a mercury chemistry model [J]. Science of the Total Environment ,2011 ,409(21) : 4596-4605.
- [28] 程军蕊 ,王侃 ,冯秀丽 ,等. 基于 GIS 的流域水质模拟及可视化应用研究 [J]. 水利学报 2014 ,45(11) : 1352-1360.
- CHENG Junrui ,WANG Kan ,FENG Xiuli ,et al. GIS-based water quality simulation and visualization applied in a watershed [J]. Journal of Hydraulic Engineering 2014 ,45(11) : 1352-1360.
- [29] 金春久 ,王超 ,范晓娜 ,等. 松花江干流水质模型在流域水资源保护管理中的应用 [J]. 水利学报 2010 ,41(1) : 86-92.
- JIN Chunjiu ,WANG Chao ,FAN Xiaona ,et al. Application of water quality model to the river basin water resources protection and management for the mainstream of the Songhua River [J]. Journal of Hydraulic Engineering 2010 ,41(1) : 86-92.
- [30] 薛冬梅 ,王中良. 决策树模型在水环境监测网络中选取代表性样点的应用 [J]. 中国环境监测 2014 ,30(1) : 172-175.
- XUE Dongmei ,WANG Zhongliang. A study of representative sampling point selection in water monitoring network via a decision tree model [J]. Environmental Monitoring in China 2014 ,30(1) : 172-175.
- [31] 张艳军 ,秦延文 ,张云怀 ,等. 三峡库区水环境风险评估与预警平台总体设计与应用 [J]. 环境科学研究 2016 ,29(3) : 391-396.
- ZHANG Yanjun ,QIN Yanwen ,ZHANG Yunhui ,et al. Overall design and implementation of a system for water environmental risk assessment and early warning in the Three Gorges Reservoir Region [J]. Research of Environmental Sciences 2016 ,29(3) : 391-396.
- [32] 滕彦国 ,左锐 ,苏小四 ,等. 区域地下水环境风险评估技术方法 [J]. 环境科学研究 2014 ,27(12) : 1532-1539.
- TENG Yanguo ,ZUO Rui ,SU Xiaosi ,et al. Technique for assessing environmental risk of regional groundwater [J]. Research of Environmental Sciences 2014 ,27(12) : 1532-1539.
- [33] 王红娜 ,何江涛 ,马文洁 ,等. 两种不同的地下水污染风险评估体系对比分析: 以北京市平原区为例 [J]. 环境科学 2015 ,36(1) : 186-193.
- WANG Hongna ,HE Jiangtao ,MA Wenjie ,et al. Comparative analysis of two different methods for risk assessment of groundwater pollution: a case study in Beijing Plain [J]. Environmental Science ,2015 ,36(1) : 186-193.

(责任编辑: 张蕊)