#### 2018,37(5):992-1000

徐 斌,张 艳. 基于 GIS 的泾惠渠灌区地下水污染人体健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(5): 992-1000. XU Bin, ZHANG Yan. GIS-based human health risk assessment of groundwater contamination in the Jinghuiqu irrigation district of China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(5): 992-1000.

## 基于 GIS 的泾惠渠灌区地下水污染人体健康风险评价

徐斌<sup>1,2</sup>,张艳3

(1.长安大学环境科学与工程学院,西安 710054; 2.长安大学旱区地下水文与生态效应教育部重点实验室,西安 710054; 3.长安大学地球科学与资源学院,西安 710054)

**摘 要:**为了评价陕西省泾惠渠灌区地下水污染物对人体健康的潜在危害,探讨 GIS 在人体健康风险评价中的作用,通过采集地下水样品进行分析测定,运用单因子指数法进行污染评价,利用 GIS 空间分析工具和人体健康风险评价模型对灌区地下水污染物的人体健康风险做出评价,对不同暴露人群的风险空间分布特征进行可视化展示和统计分析。污染评价结果表明,研究区地下水中As、Cr(VI)、NO<sub>5</sub>-N 的含量均超出标准值。健康风险评价结果显示:As 对成年男性的致癌风险高于成年女性,其最高值分别为 3.73×10<sup>4</sup> 和 3.26×10<sup>4</sup>,明显超出限值 1.00×10<sup>4</sup>,长期暴露对当地居民带来的罹患癌症的超额风险较高;非致癌风险值按大小排序为 Cr(VI)>NO<sub>5</sub>-N>As,其中 Cr(VI)对儿童的非致癌风险最高达 8.6937,远超限值 1,其危害性最大。空间分布特征方面,As 的致癌风险区域面积比例最高为 45.82%,As、Cr(VI)、NO<sub>5</sub>-N 的非致癌风险区域面积比例高达 69.19%、69.06%和 66.55%,非致癌总风险区域几乎覆盖整个研究区,建议加强地下水污染的预防与治理。研究同时表明,GIS 能较好地应用于人体健康风险评价的风险空间分布特征获取、信息可视化和暴露风险统计分析。

关键词:地下水;污染;人体健康;风险评价;泾惠渠灌区;GIS

中图分类号:X820.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)05-0992-09 doi:10.11654/jaes.2017-1257

# GIS-based human health risk assessment of groundwater contamination in the Jinghuiqu irrigation district of China

XU Bin<sup>1,2</sup>, ZHANG Yan<sup>3</sup>

(1.School of Environmental Science and Engineering, Chang'an University, Xi'an 710054, China; 2.Key Laboratory of Subsurface Hydrology and Ecological Effects in Arid Region, Ministry of Education, Chang'an University, Xi'an 710054, China; 3. School of Earth Science and Re-sources, Chang'an University, Xi'an 710054, China)

**Abstract**: This study was carried out to assess the potential hazards of groundwater contamination in the Jinghuiqu irrigation district of China and discuss the role of GIS in human health risk assessment. Samples of groundwater were collected, and their physical and chemical characteristics were analyzed via laboratory testing. Their contamination was evaluated using the single factor index method. Considering the age, sex, and exposure pathways of residents, health risks were estimated using the models recommended by the United States Environmental Protection Agency. The statistical and spatial distribution characteristics of health risk of different populations were analyzed and visualized using GIS. The results showed that the concentrations of As, Cr(VI), and  $NO_3^--N$  in the groundwater of the study area exceeded their limits. The carcinogenic risk of As was higher for male adults than for female adults, at  $3.73 \times 10^{-4}$  and  $3.26 \times 10^{-4}$ , respectively, and significantly exceeded the limit of  $1.00 \times 10^{-4}$ . The long-term exposure to As led to the exceeded risk of getting cancer. The noncarcinogenic hazard indices

**基金项目**:高等学校学科创新引智计划项目(B08039);国家自然科学基金项目(41273104);中央高校基本科研业务费专项资金项目(310829171005, 310827171006)

收稿日期:2017-09-14 录用日期:2017-12-13

作者简介:徐 斌(1978—),男,河北保定人,博士,工程师,主要从事地下水科学与工程、水文水资源方面研究。E-mail:xubin@chd.edu.en

Project supported : The Programme of Introducing Talents of Discipline to Universities (B08039); The National Natural Science Foundation of China (41273104); The Fundamental Research Funds for the Central Universities (310829171005, 310827171006)

#### 2018 年 5 月 徐 斌,等:基于 GIS 的泾惠渠灌区地下水污染人体健康风险评价

of As, Cr(VI), and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N decreased in the order of Cr(VI) > NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N > As, and the noncarcinogenic hazard indices of Cr(VI) for effects to children reached 8.693 7, significantly exceeding the limit of 1. The carcinogenic risk caused by As covers 45.82% of the total study area. The area ratios of the noncarcinogenic risk caused by As, Cr(VI), and NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N were 69.19%, 69.06%, and 66.55%. Thus, the area of total noncarcinogenic risk covered most of the study area, indicating that problems with water safety are outstanding. The study proved that GIS was applicable and useful in the acquisition of risk spatial distribution, information visualization, and statistical analysis of exposure risk for human health risk assessment.

Keywords: groundwater; contamination; human health; risk assessment; Jinghuiqu irrigation district; GIS

地下水是地球上最丰富且分布最广泛的淡水资 源,对于人类的生产生活、社会经济发展具有重要的 意义。在我国北方地区,地下水是工农业生产和人民 生活的主要水源,在一些干旱地区甚至是唯一的可利 用水源。随着人类活动的增强,地下水水质已遭受不 同程度的污染,评价地下水中污染物的人体健康风 险,对于地下水污染防治、保障饮水安全至关重要。关 于人体健康风险评价,国内外众多学者从原理、方法 等角度开展了一系列的研究,为地下水污染的人体健 康风险评价奠定了基础[1-9]。传统的人体健康风险评价 方法中,研究对象通常为点源污染,或抽象为均质同 性的面源污染,对于污染物在随地下水流动弥散而导 致的空间异质性缺乏考虑,评价结果缺乏预测性,且 无法获得区域范围内健康风险的空间分布特征,不利 于地下水污染的防治研究。GIS 技术在人体健康风险 评价领域的应用实现了从点状数据向面状信息的表 达,在传统评价方法的基础上增强了风险空间变异性 和空间分布特征提取的研究能力[10-12]。

泾惠渠灌区是陕西省重要的粮食、蔬菜生产基 地,地下水在灌区的工、农业生产以及居民生活中占 有重要地位。截至2016年,灌区农村自来水普及率为 82.5%,农村集中供水率为86.2%,部分居民仍以未经 处理的浅层地下水作为主要生活用水。近年来灌区在 高效发展农业生产的同时,以化肥、农药的残留物为 主的污染物对灌区土壤及浅层地下水造成了不同程 度的污染,这对当地的居民健康造成一定的风险<sup>[13]</sup>。 针对上述问题,本文在调查泾惠渠灌区农业生态环境 状况的基础上,通过采集地下水样品进行分析测定, 利用 GIS 和美国环境保护署(The United States Environmental Protection Agency, U.S.EPA)的人体健康风 险评价模型对灌区地下水污染物的人体健康风险做 出评价,分析污染物的人体健康风险空间分布特征和 对不同人群的健康影响情况,以期为灌区地下水污染 防治、保障居民健康提供科学依据。

## 1 材料与方法

#### 1.1 研究区概况

泾惠渠灌区位于关中平原中部,西有泾河,南有 渭河,东有石川河,北接渭北黄土台塬。灌区总面积约 为1300 km²,灌溉设计面积903.3 km²,有效灌溉面积 839.3 km²,包括泾阳、三原、高陵、临潼、阎良、富平等 县(区)。灌区总体地势由西北向东南倾斜,海拔350~ 450 m之间,全区大部地势平坦(图1)。灌区属于大陆 性半干旱气候区,夏季气温高,雨量多而集中;冬季寒 冷干燥,雨量稀少,蒸发作用较强烈。灌区属于大型井 渠双灌灌区,是陕西省粮食主要产区之一,地下水利 用超过区域水资源利用总量的50%<sup>[14-15]</sup>。





#### 1.2 样品采集与分析

## 1.2.1 样品采集

样品采集共选取 47 个采样点(图 1),采样点用 GPS 精准定位,有效覆盖整个灌区。采样过程按照《水 质采样样品的保存和管理技术规定》(GB 12999— 1991)和《环境水质质量保证手册》进行。采样时间为 11 月冬季停灌期,所取水样为灌溉井、居民水井抽取 的浅层地下水,每个采样点采集 3 瓶样品,共 141 个 样品。 994

#### 1.2.2 样品处理与分析

对水质样品进行的分析项目主要有常规离子、 pH、CO<sub>2</sub>、总固体、Mn<sup>2+</sup>、Pb<sup>2+</sup>、Zn<sup>2+</sup>、As、Cr(VI)、Cd<sup>2+</sup>、 Cu<sup>2+</sup>、Hg、NH<sup>2</sup>-N、NO<sup>5</sup>-N、NO<sup>5</sup>-N、色度、浊度。样品的 分析测定由陕西省饮用水产品质量监督检测站完成。 检测分析方法为原子吸收分光光度法、离子色谱法、 氧化镁浸提扩散法、滴定法等。

## 1.3 污染评价

为明确具体污染物类型,以《生活饮用水卫生标 准》(GB 5479—2006)中规定的各项指标作为标准值, 利用单因子指数法进行污染评价,水质指数 I<sub>i</sub>的计算 公式如下:

 $I_i = C_i / C_0$  (1) 式中:  $C_i$  为第 i 项污染物实测值, mg·L<sup>-1</sup>;  $C_0$  为第 i 项 污染物的评价标准, mg·L<sup>-1</sup>。

当 *I*<sub>i</sub>≤1 时,表示水体未污染;当 *I*>1 时,表示水体污染。

#### 1.4 人体健康风险评价

环境污染物可以通过呼吸道、消化道、皮肤等途 径进入体内,地下水污染物则主要以经口暴露途径(饮水、食物)和经皮暴露途径(洗澡、游泳)进入人体<sup>16</sup>。

1.4.1 经口暴露途径健康风险评价

对于经口暴露途径主要考虑饮水方式摄入污染物,致癌风险计算公式如下<sup>16</sup>:

exp 为指数函数;*CDI* 为单位体重日均暴露剂量,mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>;*SF* 为致癌强度系数,mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>。

非致癌物质的风险量化使用非致癌危害商数 (Noncancer Hazard Quotient, NCHQ)表示,其计算公式 如下<sup>[16]</sup>:

$$NCHQ_{\text{Oral}} = CDI/RfD \tag{3}$$

式中:NCHQ<sub>0ml</sub>为经口暴露非致癌危害商数;CDI为 单位体重日均暴露剂量,mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>;RfD为非致癌物 质参考剂量,mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>。

#### CDI采用以下公式进行计算<sup>[16]</sup>:

$$CDI = \frac{C_{w} \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$
(4)

式中:*CDI*为目标个体通过饮水摄取特定化学物质的 单位体重日均暴露剂量,mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>;*C*<sub>w</sub>为水中特定 化学物质的浓度,mg·L<sup>-1</sup>;*IR*为摄食率,目标个体每日 饮水的总量,L·d<sup>-1</sup>;*EF*为暴露频率,目标个体一年中 饮水的天数,d·a<sup>-1</sup>;*ED*为暴露时长,表示目标个体一 生中摄取包含特定化学物质饮用水的年数,a;BW为目标个体的体重,kg;AT为平均暴露剂量时间参数,d,用于计算平均暴露剂量,对于非致癌效应AT=ED×365,对于致癌效应AT=74.68×365,74.68为第六次人

口普查给出的陕西省人均期望寿命。

1.4.2 经皮暴露途径健康风险评价

皮肤接触暴露主要是通过游泳、沐浴途径发生, 致癌风险计算公式如下<sup>116</sup>:

$$Risk_{\text{Dermal}} = 1 - \exp(-DAD \times SF)$$
(5)

式中:*Risk*<sub>Dernal</sub>为经皮暴露个体发生癌症的健康风险;*DAD*为经皮暴露单位体重日均暴露剂量,mg·kg<sup>-1</sup>·d<sup>-1</sup>。

非致癌危害商数计算公式如下<sup>116</sup>:

$$NCHQ_{\text{Dermal}} = DAD/RfD$$
 (6)

式中:NCHQ<sub>Dermal</sub> 为经皮暴露非致癌危害商数。

DAD 计算公式如下[17-18]:

$$DAD = \frac{DA_{\text{event}} \times EV \times ED \times EF \times SA}{BW \times AT}$$
(7)

式中:DA<sub>event</sub> 为单次接触的单位面积皮肤上的化学物 质吸收剂量,mg·cm<sup>-2</sup>;EV 为单日内接触事件的发生 次数;ED 为暴露时长,表示目标个体一生中皮肤接触 特定化学物质的年数,a;EF 为平均每年发生的暴露 频率,d·a<sup>-1</sup>;SA 为发生接触的皮肤表面积,cm<sup>2</sup>。

对于无机化学物质的 DA event 使用如下公式进行 计算<sup>[17-18]</sup>:

 $DA_{\text{event}} = K_{\text{p}} \times C_{\text{w}} \times t_{\text{event}}$ (8)

式中: $K_p$ 为水中特定化学物质的皮肤渗透系数,cm·h<sup>-1</sup>; $C_w$ 为水中特定化学物质的浓度,mg·cm<sup>-3</sup>; $t_{event}$ 为单次接触事件的时间,h。

暴露剂量计算参数见表 1,取值根据中国实际情况和研究区居民生活习惯进行了相应的调整<sup>[18-24]</sup>。其中 *IR* 对应的平均饮水量根据左娇蕾<sup>[22]</sup>研究成果进行调整,均低于 U.S.EPA 默认值;经皮暴露途径中,*EF* 按照中国北方人洗澡、游泳和日常洗漱的生活习惯,结合不同部位皮肤表面积,计算取值为200 d·a<sup>-1</sup>;对于致癌效应 *AT*,采用 2010 年第六次人口普查给出的陕西省人均期望寿命值计算;*SA* 值根据王喆等<sup>[24]</sup>研究成果计算;对暴露阶段,按照 0~17 岁划分为儿童,18 岁及以上划分为成人。

U.S.EPA 在综合危险信息系统(Integrated Risk Information System, IRIS)中公布了不同暴露途径下各类物质的毒理学特性参数。其中,经口暴露途径中, As 为典型致癌物, NO<sub>3</sub>-N 的致癌性则无明确的实验

#### 农业环境科学学报 第 37 卷第 5 期

	表1 暴露剂量计算参数
Table 1	Parameters of daily dose calculation models

参数	含义	单位	项目	儿童取值	成年男性取值	成年女性取值	参考文献			
IR	摄食率	$L \boldsymbol{\cdot} d^{\scriptscriptstyle -1}$	经口	0.85	1.67	1.33	[22]			
BW	平均体重	kg	经口/经皮	15	66.20	57.30	[18,23]			
EF	年暴露频率	$\mathrm{d}\boldsymbol{\cdot}a^{-1}$	经口	365	365	365	[18]			
			经皮	200	200	200	[18,24]			
ED	暴露年限	a	经口/经皮	6	30	30	[18]			
A T	暴露时间	d	致癌	74.68×365	72.84×365	76.74×365	[21]			
			非致癌	6×365	30×365	30×365	[18]			
SA	皮肤表面积	$\mathrm{cm}^2$	经皮	8650	16 940	15 280	[24]			
EV	日暴露事件频率	无量纲	经皮	1	1	1	[18]			
$K_{ m p}$	皮肤渗透系数	$\mathrm{cm} \cdot \mathrm{h}^{-1}$	As	0.001	0.001	0.001	[18-20]			
			Cr(VI)	0.002	0.002	0.002	[18-20]			
			NO <sub>3</sub> -N	0.001	0.001	0.001	[18-20]			
$t_{\mathrm{event}}$	皮肤接触时间	h	经皮	0.33	0.25	0.25	[18]			

数据<sup>[18-20]</sup>。对于 Cr( M ), 国际癌症研究机构 IARC 和 U.S.EPA 确定其为经呼吸途径的一级致癌物,但Cr (Ⅵ)经口途径致癌性尚不明确<sup>[25]</sup>。在经皮暴露途径 中,以上各物质对人体健康均有一定的危害。各污染 物的毒理学特性参数见表 2[18-20]。

表 2 污染物毒理学特性参数

Table 2 Toxicological characteristics parameters of contaminants

污染物	致癌强度系数 SF/ mg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup>	参考剂量 RfD <sub>经口</sub> /mg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup>	参考剂量 RfD <sub>经皮</sub> / mg·kg <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup>
As	1.5	3.0×10 <sup>-4</sup>	3.0×10 <sup>-4</sup>
Cr(M)	—	3.0×10 <sup>-3</sup>	7.5×10 <sup>-5</sup>
NO <sub>3</sub> -N	_	1.6	1.6

当风险被具体量化后,即可以对潜在风险进行分 析,主要是对风险程度和类型进行定性的描述。对于 致癌物风险程度,通常按照指定的人体健康可接受的 最大风险标准进行衡量,但目前国际上尚无统一的标 准值,不同机构均制定了可接受风险水平,范围在1x 10<sup>-6</sup>~1×10<sup>-4</sup>之间<sup>[26]</sup>。结合研究区污染情况,本研究选 择 1×10<sup>-4</sup> 作为最大可接受风险水平来评价风险程度, 即当致癌风险 Risk 大于 1×10<sup>-4</sup> 时, 受体承受的致癌 风险在不可接受范围内;反之,受体所承受的风险在 可接受范围内。

对于非致癌风险,U.S.EPA 给出的限值为1,当非致 癌危害商数 NCHQ 大于1 时认为存在一定的健康风险。 1.4.3 人体健康总风险

假设每种化学物质对人体健康的危害毒性作用 不存在协同或拮抗关系,而是呈现为简单的相加关 系,则致癌总风险可表示为<sup>[16]</sup>:

 $Risk_{T} = \Sigma Risk_{i}$ 

(9)

式中: $Risk_T$ 为致癌总风险: $Risk_i$ 为化学物质 i 的致癌 风险。

非致癌总风险可表示为:

$$HI=\Sigma NCHQ_i \tag{10}$$

式中:HI为危害指数(Hazard Index,HI),即非致癌总 风险:NCHO,为化学物质 i 的非致癌危害商数。

#### 1.5 GIS 空间分析与制图

1.5.1 水质数据处理

首先,利用 AreGIS9.3 AreCatalog 建立研究区空 间数据库及相应的要素集合;然后,在 ArcMap 中导 人采样点坐标数据并将水质分析结果作为属性数据 加入到图层;再次,采用 ArcGIS 的地统计分析(Geostatistical Analyst)模块 Kriging 方法插值,形成覆盖研 究区的水质数据,采用栅格数据格式存储,分辨率为  $100 \text{ mx} 100 \text{ m}_{\odot}$ 

#### 1.5.2 污染特征分析

在空间插值的基础上,以水质分析插值数据为输 入项,根据式(1)利用 ArcToolbox 地图代数工具计算 水质指数 I,获得水质指数空间分布特征数据,然后 利用重分类工具按照 I>1 确定污染范围,根据 I>1 对 应的像元个数计算超标面积百分比,并利用栅格统计 工具计算 I 的最小值、最大值和平均值,以便获得污 染情况的统计数据。

## 1.5.3 人体健康风险计算

将主要污染物的空间分布数据作为输入数据源, 根据式(2)~式(10),利用 ArcToolbox 地图代数工具分 别计算经皮暴露途径和经口暴露途径的人体健康风 险,计算结果以栅格数据格式存储。利用 ArcMap 在 人体健康风险图层上进行等值线分析,标示致癌物的 1×10<sup>4</sup> 致癌风险指示线,而对非致癌物则按照 1.0 为 间距绘制 NCHQ 等值线,从而绘制健康风险分布特 征图。

## 2 结果与讨论

## 2.1 污染评价

水质分析结果显示,研究区地下水中对人体健康 构成危害的 As、Cr( VI )、NO<sub>3</sub>-N 均有检出,通过单因 子污染评价与 GIS 分析可知,依据《生活饮用水卫生 标准》(GB 5479—2006),As、Cr( VI )和 NO<sub>3</sub>-N 存在不 同程度超标现象,三者的污染评价结果见表 3。

As高值区主要出现在高陵区的榆楚以北、阎良 区的武屯镇以南,其他地区也均有检出,含量超过标 准值 0.01 mg·L<sup>-1</sup>的面积比例为 2.58%。Cr(VI)高值区 出现在三原县的大程镇,含量超过标准值 0.05 mg·L<sup>-1</sup> 的面积比例为 38.99%。NO<sub>3</sub>-N含量超过标准值 10 mg·L<sup>-1</sup>的面积比例达 99.40%,全区浅层地下水硝酸 盐污染严重。根据污染评价结果,重点对 As、Cr(VI)、 NO<sub>3</sub>-N 存在的人体健康风险进行评价。

### 2.2 人体健康风险评价

#### 2.2.1 单因子健康风险评价

结合人体健康风险评价模型与 ArcGIS 空间分析,使用 IRIS 数据库提供的 As、Cr( VI )、NO<sub>3</sub>-N 的毒性数据进行分析计算,得到地下水污染物引起的平均健康风险数据(表 4)。

As 的人体健康风险空间分布特征如图 2 所示,

Table 3 Result of contamination assessment									
à二〉沖. ⊮m		水质指数 I <sub>i</sub>	标准值 C <sub>0</sub> /	超标面积/					
仍来初	最小值	最大值	平均值	$mg \cdot L^{-1}$	%				
As	0.118 4	1.899 0	0.544 2	0.01	2.58				
Cr(M)	0.108 3	5.194 4	0.941 6	0.05	38.99				
NO <sub>3</sub> -N	0.198 8	8.274 0	2.971 3	10	99.40				

表 3 污染物的污染评价结果 Table 3 Result of contamination assessmen

#### 农业环境科学学报 第 37 卷第 5 期

其人体健康风险高值区主要集中于阎良、高陵和三原 局部区域。综合表4的统计数据可知,研究区内成人 罹患癌症的风险水平平均值明显高于儿童,成年男性 承担风险高于成年女性,最高达3.73×10<sup>4</sup>,超出可接 受风险水平。从风险分布特征角度分析,对于致癌风 险大于1×10<sup>4</sup>的区域界定为暴露人群患癌潜在区域, 据此对研究区进行分类统计,结果显示成年男性和成 年女性患癌的潜在区域面积比例为0.99%。

对于 As 所造成的非致癌性危害,成年男性面临 的风险略高于成年女性,最高值分别为 1.887 1 和 1.737 4,儿童面临的风险明显高于成人,其 NCHQ 平 均值为 1.209 3,最高值则达到 4.220 0。从分布特征角 度分析,对于非致癌危害商数大于 1 的区域界定为暴 露人群患病潜在区域,统计结果显示儿童患病潜在区 域面积比例为 69.19%,成年男性和成年女性患病潜 在区域面积分别为 2.05%和 1.88%。

在暴露途径方面,As的致癌风险主要集中在经口暴露途径,平均高出经皮暴露途径2个数量级,非 致癌风险主要集中在经口暴露途径,其数值约为经皮 暴露途径的200倍。

Cr(W)的人体健康风险空间分布特征如图 3 所示,其人体健康风险高值区主要集中于三原县的大程 镇附近。综合表 4 的统计数据可知,与 As 的健康风险 类似,对于 Cr(W)所造成的非致癌性危害,成年男性 面临的风险略高于成年女性,最高值分别为 3.540 2 和 3.375 9,儿童面临的风险明显高于成人,其 NCHQ 平均值为 1.576 0,最高值则达到 8.693 7。在暴露途径 方面,Cr(W)经皮暴露途径与经口暴露途径带来的非 致癌风险比例约为 1/2.5,该数值远高于 As 和 NO<sub>5</sub>-N, 这说明与其他污染物相比,Cr(W)通过皮肤被人体吸 收的剂量更高,其经皮暴露风险以及带来的健康问题 应引起关注。从分布特征角度分析,儿童患病的潜在 区域面积比例为 69.06%,而成年男性和成年女性患 病的潜在区域面积分别为 12.74%和 12.14%。

#### 表 4 地下水污染物经口和皮肤接触途径引起的平均健康风险 Table 4 Average health risk caused by groundwater contaminants via oral and dermal pathways

	致癌风险			非致癌风险								
人群	As		As		Cr(VI)			NO <sub>3</sub> -N				
	经皮	经口	综合	经皮	经口	综合	经皮	经口	综合	经皮	经口	综合
成年男性	5.03×10 <sup>-7</sup>	10.64×10 <sup>-5</sup>	$1.07 \times 10^{-4}$	0.002 6	0.538 3	0.540 9	0.176 2	0.465 7	0.641 9	0.002 6	0.551 0	0.553 6
成年女性	4.97×10 <sup>-7</sup>	9.29×10 <sup>-5</sup>	0.93×10 <sup>-4</sup>	0.002 7	0.495 1	0.497 8	0.183 6	0.428 5	0.612 1	0.002 8	0.507 0	0.509 8
儿童	2.95×10 <sup>-7</sup>	4.66×10 <sup>-5</sup>	4.69×10 <sup>-5</sup>	1.53×10 <sup>-6</sup>	1.209 3	1.209 3	0.529 7	1.046 3	1.576 0	0.007 8	1.238 0	1.245 8





NO<sub>3</sub>-N的人体健康风险空间分布特征如图 4 所示,其人体健康风险高值区主要集中于三原县的渠岸、高陵区与临潼区交界处,呈西北至东南的条带状分布。通过表 4 的统计数据可知,对于 NO<sub>3</sub>-N 所造成的非致癌性危害,成年男性面临的风险略高于成年女性,最高值分别为 1.541 6 和 1.419 4,儿童面临的风险高于成人,其 NCHQ 平均值为 1.245 8。在暴露途径方面,NO<sub>3</sub>-N 经皮暴露途径与经口暴露途径带来的非致癌风险比例约为 1/200,经口暴露途径带来的非致癌风险比例约为 1/200,经口暴露途径是造成健康风险的主要途径。从分布特征角度分析,儿童患病的潜在区域面积比例为 66.55%,而成年男性和成年女性患病的潜在区域面积分别为 1.21%和 1.12%。



Figure 3 Spatial distribution of human health risks from Cr(VI)

#### 2.2.2 健康总风险评价

由于本次评价的致癌物只有 As,无需对致癌总风险进行分析,故健康总风险评价仅对非致癌总风险 进行讨论。经过 ArcGIS 叠加分析后的非致癌总风险 空间分布特征如图 5 所示。统计分析显示,成年男性 所承担的非致癌总风险最小值为 0.346 8,最大值为 5.193 0,平均值为 1.736 1,超过限值 1 的区域面积比 例达 98.60%;成年女性所承担的非致癌总风险最小 值为 0.323 8,最大值为 4.897 6,平均值为 1.619 5,超 过限值 1 的区域面积比例达 90.79%;儿童承担的非致 癌总风险最小值为 0.806 9,最大值为 12.405 1,平均 值为 4.031 1,超过限值 1 的区域面积比例达 99.99%。





Figure 4 Spatial distribution of human health risks from NO3-N

研究区地下水污染的非致癌总风险值较大,各类污染物对当地居民健康产生了一定的威胁。

综上所述,三种污染物的致癌风险方面,As具有 较为明显的危害性,三种污染物的非致癌风险 NCHQ 平均值大小排序为 Cr(VI)>NO<sub>3</sub>-N>As,危害面积排 序为 As>Cr(VI)>NO<sub>3</sub>-N,综合而言 Cr(VI)的非致癌 危害性最大。在两种暴露途径中,经口暴露是污染物 带来健康风险的最主要途径,但 Cr(VI)通过皮肤被 人体吸收的剂量比例要明显高于 As 和 NO<sub>3</sub>-N,其对 人体皮肤带来的健康危害应引起注意。

为了进一步制定合理的污染治理措施,达到改善环境质量、保障人体健康的目标,对三种污染物来源进行了简要分析:灌区地下水中的 As 主要来源于土



图 3 非政瘤志风险至间万市特征 Figure 5 Spatial distribution of total non-carcinogenics risk

壤,灌区土壤中As含量与土壤母质有关,在农业生产 过程中含As农药的施用在一定程度上增加了土壤中 As的含量,长期灌溉导致土壤中As通过淋滤向地下 水迁移,局部高含量区域可能是工业废水或含As农 药原液随降水入渗进入地下水含水层形成的点源污 染。工业废水的排放是造成地下水中Cr(VI)含量较高 的一个重要原因,灌区北部的清峪河流经Cr(VI)含 量较高的区域,跨越三原、阎良两区县,灌溉过程中引 用污染较严重的清峪河水,使含有Cr(VI)的污水经 地表入渗到地下水含水层,最终滞留在含水层中,致 使该区域Cr(VI)含量过高。化肥和农家肥施用形成 的农业面源污染是造成灌区浅层地下水NO<sub>3</sub>-N污染 的主要原因。此外,灌区工业发展迅速,食品业、饲料 加工业占有很大比例,生产中形成的含氮工业污水和 工业垃圾都会造成地下水 NO<sub>3</sub>-N 含量的增加,其中 三原县部分地区受工业污染较为严重,地下水中 NO<sub>3</sub> -N 含量较高。

从污染物来源分析,As、Cr(VI)以点源污染为主, 比较易于从根源上进行治理; 而 NO<sub>3</sub>-N 则主要来源 于化肥残留物、有机物分解,对于以农业、畜牧业为主 要产业的泾惠渠灌区而言,NO<sub>3</sub>-N 污染无论从时间 延续上和空间分布上都更具有普遍性,其长期健康风 险高于 As、Cr(VI),治理难度也较大。因此,应首先加 强 As、Cr(VI)的污染源治理,尽快降低 As、Cr(VI)污 染带来的超额健康风险,对 NO<sub>3</sub>-N 污染需要从农业 生产方式、灌溉施肥技术、产业结构等方面综合治理, 逐步降低 NO<sub>3</sub>-N 污染带来的健康风险。

评价结果显示,As、Cr(VI)均存在污染评价水质 指数较低但超额风险面积大、局部风险较高的情 况,对此从地下水污染情况与健康风险之间的相关性 分析。以As为例,依据《生活饮用水卫生标准》 (GB 5479—1985)阈值 0.05 mg·L<sup>-1</sup>,则 As 超标面 积为0%,依据《生活饮用水卫生标准》(GB 5479— 2006) 阈值 0.01 mg·L<sup>-1</sup>, As 的超标面积为 2.58%, 其 致癌最大超额风险面积为 45.82%, 以 1×10<sup>-4</sup> 临界风 险值统计评价结果中风险区域对应的水 As 含量约 为≥0.005 mg·L<sup>-1</sup>,该值均低于早期和现行标准阈值。 而相关研究表明长期饮用含 As 量为 0.005~0.010 mg·L<sup>-1</sup>的饮用水也会造成健康危害<sup>[27]</sup>。人体健康风险 基于不同人群的暴露参数和污染物毒理学特性参数 进行分析,污染物的评价标准也应该分区域分目标制 定。因此,随着评价标准的改变,其污染评价结果也发 生变化,单纯从污染情况来判断健康风险存在一定的 不确定性,对此相关文献也进行过论述<sup>[28]</sup>。此外,由表 4 可知,As、Cr(VI)的平均健康风险值均接近或低于 给定的风险阈值,从污染物来源分析来看其局部极高 风险均来源于点源污染。

需要指出,评价结果具有不确定性,GIS 空间插 值对数据的精确性有一定影响,评价是基于最大暴露 场景而设定的参数,因此实际风险与分析结果之间可 能存在一定的偏差,但仍应对其引起足够重视并制定 相应措施予以治理。针对以上不确定性问题,可通过 缩短采样时间间隔、增加采样点密度提高 GIS 空间插 值精确性,根据当地居民的生活习惯和个体特征划分 评价人群进行精准评价,以降低分析结果与实际风险 之间的偏差,提高健康风险评价的科学性与实用性。

### 3 结论

(1)泾惠渠灌区地下水的污染物主要为As、Cr(VI)、 NO<sub>3</sub>-N。As高值区主要出现在高陵区的榆楚以北、阎 良区的武屯镇以南,其他地区也均有检出;Cr(VI)高 值区出现在三原县的大程镇;NO<sub>3</sub>-N高值区主要集 中于三原县的渠岸、高陵区与临潼区交界处,全区浅 层地下水硝酸盐污染严重。

(2)人体健康风险评价结果表明,研究区地下水中As对成人的致癌风险最高达3.73×10<sup>4</sup>,明显超出限值1.00×10<sup>4</sup>,长期暴露对当地居民带来的罹患癌症的超额风险较高。As、Cr(VI)、NO<sub>3</sub>-N的长期暴露会对当地居民健康造成非致癌伤害,三种污染物的非致癌风险值按大小排序为Cr(VI)>NO<sub>3</sub>-N>As,其中Cr(VI)对儿童的非致癌风险最高达8.6937,远超限值1,危害性最大。

(3)空间分布特征方面,As的超额致癌风险区域 面积比例最高为45.82%,As、Cr(VI)、NO<sub>3</sub>-N的超额非 致癌风险区域面积比例达69.19%、69.06%和 66.55%,超额非致癌总风险区域几乎覆盖整个研究 区,对居民用水安全有一定影响,应加强对As、Cr(VI) 和NO<sub>3</sub>-N的污染防治。

(4)GIS 能较好地应用于人体健康风险评价的风险空间分布特征获取、信息可视化和暴露风险统计分析。

#### 参考文献:

- 余葱葱,赵委托,高小峰,等.电镀厂周边地表水中重金属分布特征及健康风险评价[J].环境科学,2017,38(3):993-1001.
   YU Cong-cong, ZHAO Wei-tuo, GAO Xiao-feng, et al. Distribution characteristics and health risk assessment of heavy metals in surface water around electroplating factories[J]. Environmental Science, 2017, 38(3):993-1001.
- [2] 张海锋,李晓玲,罗玉红,等. 宜昌近郊污水灌溉区水芹重金属污染 状况及健康风险评价[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(8):1470-1477.

ZHANG Hai-feng, LI Xiao-ling, LUO Yu-hong, et al. Heavy metal pollution and health risk assessment of *Oenanthe javanica* (Blume)DC. grown in sewage irrigated soils in Yichang suburbs[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(8): 1470–1477.

[3] 李莹莹, 张永江, 邓 茂, 等. 武陵山区域典型生态保护城市饮用水 源地水质人体健康风险评价[J]. 环境科学研究, 2017, 30(2):282-290.

LI Ying-ying, ZHANG Yong-jiang, DENG Mao, et al. Water quality health risk assessment in urban drinking water sources of typical ecological protection areas in Wuling Mountain[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2017, 30(2):282–290. 1000

- [4] 刘海龙, 马小龙, 袁 欣, 等. 基于多元回归分析的铬污染地下水风 险评价方法[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2016, 46(6):1823-1829.
  - LIU Hai –long, MA Xiao –long, YUAN Xin, et al. Risk assessment method of chromium(VI) polluting groundwater based on multiple regression analysis[J]. *Journal of Jilin University(Earth Science Edition)*, 2016, 46(6):1823–1829.
- [5] Saha N, Rahman M S, Ahmed M B, et al. Industrial metal pollution in water and probabilistic assessment of human health risk[J]. Journal of Environmental Management, 2017, 185:70–78.
- [6] Shakoor M B, Nawaz R, Hussain F, et al. Human health implications, risk assessment and remediation of As-contaminated water: A critical review[J]. Science of the Total Environment, 2017, 601/602:756-769.
- [7] Zhai Y, Zhao X, Teng Y, et al. Groundwater nitrate pollution and human health risk assessment by using HHRA model in an agricultural area, NE China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 137:130– 142.
- [8] Zhang Y, Chen J, Shi W, et al. Establishing a human health risk assessment methodology for metal species and its application of Cr<sup>6+</sup> in ground-water environments[J]. *Chemosphere*, 2017, 189:525–537.
- [9] Magesh N S, Chandrasekar N, Elango L. Trace element concentrations in the groundwater of the Tamiraparani river basin, South India: Insights from human health risk and multivariate statistical techniques[J]. *Chemo-sphere*, 2017, 185:468–479.
- [10] Belkhiri L, Mouni L, Narany T S, et al. Evaluation of potential health risk of heavy metals in groundwater using the integration of indicator kriging and multivariate statistical methods[J]. Groundwater for Sustainable Development, 2017, 4:12–22.
- [11] Vopham T, Wilson J P, Ruddell D, et al. Linking pesticides and human health: A geographic information system (GIS) and Landsat remote sensing method to estimate agricultural pesticide exposure[J]. Applied Geography, 2015, 62:171–181.
- [12] 符 刚, 曾 强, 赵 亮, 等. 基于 GIS 的天津市饮用水水质健康风 险评价[J]. 环境科学, 2015, 36(12):4553-4560.
  FU Gang, ZENG Qiang, ZHAO Liang, et al. Health risk assessment of drinking water quality in Tianjin based on GIS[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(12):4553-4560.
- [13] 雷凌明, 喻大松, 陈玉鹏, 等. 陕西泾惠渠灌区土壤重金属空间分布特征及来源[J]. 农业工程学报, 2014, 30(6):88-96.
  LEI Ling-ming, YU Da-song, CHEN Yu-peng, et al. Spatial distribution and sources of heavy metals in soils of Jinghui irrigated area of Shaanxi, China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2014, 30(6):88-96.
- [14] 叶遇春. 泾惠渠志[M]. 西安:三秦出版社, 1991.YE Yu-chun. Records of Jinghuiqu[M]. Xi'an; Sanqin Press, 1991.
- [15] 刘秀花. 泾惠渠灌区地下水水质演化过程研究[R]. 西安:长安大学, 2016:31-47.
  - LIU Xiu-hua. Evolution process of groundwater quality in Jinghuiqu irrigation district[R]. Xi'an: Chang'an University, 2016:31–47.
- [16] U. S. EPA. Risk assessment guidance for superfund: Volume I –Human health evaluation manual (Part A)[R]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 1989.

- [17] U. S. EPA. Risk assessment guidance for superfund: Volume Ⅲ –Pro– cess for conducting probabilistic risk assessment(Part A)[R]. Wash– ington, DC:U. S. Environmental Protection Agency, 2001.
- [18] U. S. EPA. Risk assessment guidance for superfund Volume I :Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) final[R]. Washington, DC: U. S. Environmental Protection Agency, 2004.
- [19] U. S. EPA. Regional screening levels(RSLs)-user's guide(June 2017)
   [EB/OL].[2017-01-25]. https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide-june-2017.
- [20] U. S. EPA. Integrated risk information system(IRIS)[EB/OL].[2017-01-25]. http://www.epa.gov/iris/.
- [21] 周艳涛, 张楚怡. 陕西人均预期寿命排全国 21 位[N]. 华商报, 2010-08-10(A4).

ZHOU Yan-tao, ZHANG Chu-yi. Shaanxi's per capita life expectancy ranks 21 in the country[N]. Chinese Business View, 2010-08-10(A4).

[22] 左娇蕾. 我国四城市成年居民饮水现状的研究[D]. 北京:中国疾病 预防控制中心, 2011. ZUO Jiao-lei. Current status water intake of adults in four cities of China

[D]. Beijing: Chinese Center for Disease Control and Prevention, 2011.

[23] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会.疾病预防控制局中国居民营养与慢性病状况报告(2015年)[M].北京:人民卫生出版社,2015.

National Health and Family Planning Commission of the PRC. Report on the status of nutrition and chronic diseases among Chinese residents in the bureau of disease control and prevention(2015)[M]. Beijing: People's Medical Publishing House, 2015.

- [24] 王 喆,刘少卿,陈晓民,等. 健康风险评价中中国人皮肤暴露面积的估算[J]. 安全与环境学报, 2008, 8(4):152–156.
  WANG Zhe, LIU Shao-qing, CHEN Xiao-min, et al. Estimates of the exposed dermal surface area of Chinese in view of human health risk assessment[J]. Journal of Safety and Environment, 2008, 8(4):152–156.
- [25] IARC. Arsenic, metals, fibres, and dusts: Volume 100 C A review of human carcinogens[EB/OL].[2017-01-25]. http://monographs.iarc.fr/ ENG/Monographs/vol100C/mono100C.pdf: 147-167.
- [26] 张会兴,张 征,宋 莹. 地下水污染健康风险评价理论体系研究
  [J]. 环境保护科学, 2013, 39(3):59-63.
  ZHANG Hui-xing, ZHANG Zheng, SONG Ying. Theoretical system study on health risk assessment of groundwater pollution[J]. Environ-mental Protection Science, 2013, 39(3):59-63.
- [27] Yoshida T, Yamauchi H, Fan Sun G. Chronic health effects in people exposed to arsenic via the drinking water: Dose –response relationships in review[J]. *Toxicol Appl Pharmacol*, 2004, 198(3):243–252.
- [28]赵 娟,李育松,卞建民,等.吉林西部地区高砷地下水砷的阈值分析及风险评价[J].吉林大学学报(地球科学版),2013,43(1):251-258.
  - ZHAO Juan, LI Yu-song, BIAN Jian-min, et al. Threshold analysis and health risk assessment of arsenic in groundwater in western Jilin Province[J]. *Journal of Jilin University* (*Earth Science Edition*), 2013, 43(1):251–258.