

doi:10.3799/dqkx.2017.116

地震高概率区域潜在重金属面源污染风险评价

杨 妍

武汉大学资源与环境科学学院,湖北武汉 430079

摘要: 地震的不易预见性易导致突发性环境污染,目前的相关研究多侧重于地灾发生后的调研评价,对高概率地震灾害区域潜在重金属面源污染风险预评价的研究尚有限,而预风险评价能为制定有效措施以降低灾害污染程度提供重要参考信息.为初探地震所致突发性重金属面源污染的风险预评估方法,基于地震峰值加速度因素结合建筑破损因素、潜在重金属污染物负荷值以四川省和重庆市为例构建潜在重金属面源污染及人口暴露风险评价模型.结果表明,研究区域的 11 个子流域受到潜在重金属面源污染风险,其中六价铬涉及子流域最多.不考虑人口暴露时,六价铬引发风险主要分布于研究区域东北角、中部及中南部,其他 9 种重金属污染物的潜在面源污染区主要分布于四川中南部.考虑人口暴露因素时,则六价铬引发风险主要分布于子流域 W1 和 W2 的东南部,其他重金属污染物则集中于子流域 W4 的北部.以四川省和重庆市为例初探性地建立了基于地震峰值加速度因素的地震引发潜在重金属污染及人口暴露预风险模型.

关键词: 地震;面源污染;重金属;四川省;重庆市;工程地质.

中图分类号: P65

文章编号: 1000-2383(2017)10-1842-09

收稿日期: 2017-01-25

Evaluation on High Probabilistic Seismic-Led Heavy Metal Non-Point Source Pollution

Yang Yan

School of Resource and Environmental Sciences, Wuhan University, Wuhan 430079, China

Abstract: To minimize the unexpected seismic damage, it is significant to evaluate the potential seismic risk in the high probabilistic seismic hazard zones and take effective precautionary measures. This paper aims to evaluate the risk of heavy metal non-point source pollution caused by seismic-led industrial building collapse. It is based on the seismic hazard of 10-percent probability of exceedance in 50 years, and the minimum value of the water quality standard in Sichuan, China. The method of Soil Conservation Service (SCS) curve number (CN) was used to compute the daily runoff depth, and to estimate the potential risk state of non-point source heavy metal pollution combined with the seismic damage index and population index. The results indicate: (1) eleven sub-basins are under the potential risk of seismic-led non-point source heavy metal pollution; (2) Compared to other heavy metal pollutants, more sub-basins are under the risk of Cr^{6+} pollution, and are mainly distributed in the northeast, central and south central of Sichuan province, whereas high risk subbasins of other heavy metal pollutants are most located in the south central areas of Sichuan province; (3) considering the population index, the high risk areas of Cr^{6+} pollution are mainly in the southeast of sub-basins W1 and W2, while those subjected to pollution of other heavy metals are mostly in the north of sub-basin W4.

Key words: earthquake; non-point; heavy metal; Sichuan; Chongqing; engineering geology.

突发性灾害引起的环境污染事件具有发生紧急、不易预见、规模较大,易导致区域内突发性的环境恶化,对人类及其他生物造成重大影响(Ni *et al.*, 2015).地震灾害是最严重的自然灾害之一,极

易引起突发性的环境污染事件,一旦发生需紧急处理,如日本 3.11 大地震引发的福岛核辐射污染并间接引发的水污染事件.因此,自 20 世纪末起,地震灾害与环境污染之间的关联和影响逐渐受到越来越多

基金项目: 国家自然科学基金项目(No.41301585).

作者简介: 杨妍(1983-),女,讲师,博士,从事地理信息科学研究和相关教学工作,主要从事灾害、环境及 GIS 大数据研究.

ORCID: 0000-0002-9137-3456. E-mail: yangyan5290@foxmail.com

引用格式: 杨妍,2017.地震高概率区域潜在重金属面源污染风险评价.地球科学,42(10): 1842-1850.

的关注.在国内,如吴建华(2000)对地震与生态环境关系进行了初探研究,吴瑾冰和郭安红(2001)讨论了地震灾害对环境生态破坏的影响,许向宁和王兰生(2002)针对岷江上游松平沟地震提出了地震灾害与生态环境保护的关系,李世成等(2003)利用近 40 年的现场调查记录分析了云南地震地质灾害与资源环境破坏之间的影响,反演了云南近百年间的地震地质灾害与环境效应问题,总结了其群体分区特征以及多侧面、长时效和渐微影响等特征,徐新良等(2008)评估了汶川地震灾害核心区生态环境影响等,胡宝荣等(2009)通过遥感与地理信息技术对汶川县地震前后生态环境质量进行了评价,刘德等(2010)针对地震引起的大气污染提出了应急气象保障思路,Wang *et al.*(2013)研究了 2008 汶川地震引发的生态环境变化以及 Lu and Liu(2015)调查分析了地震引发的地热温泉中的化学物质变化.国际上,Gotoh *et al.*(2002)研究了阪神大地震引发的房屋断塌所产生的空气粉尘污染,Morkoc *et al.*(2007)探讨了 1999 大地震对伊兹米特湾海域特征及污染的影响,Yamazaki *et al.*(2015)通过对日本沿海水质进行 3 年采样分析评估了日本 3.11 大地震所引发的全氟烷基(PFASs)污染风险,等等.

然而,当前的相关研究主要为地震发生后对受灾区域的环境污染调查评价,通常从水文、空气以及生态平衡等几个方面进行风险评价,对于震后恢复具有一定意义,但针对地震灾害与环境污染两者关联的特殊性做预测评估的研究尚不多,如果能做到灾前风险预测评价,将其纳入政府及相关部门的防灾减灾工作的一部分,对于减少灾情规模具有重要意义.特别是地震灾害所引起的重金属污水污染,具有突发性、强度大、区域性等特性,并且对人类的生产生活带来重大影响,因此根据这些特性,本文特别对地震引发的工厂破坏从而引发的潜在重金属面源污染风险以及人口暴露风险进行了方法初探.

1 研究区域

四川省位于中国大陆西部,地处长江上游,介于 $92^{\circ}21'E$ 到 $108^{\circ}12'E$ 和 $26^{\circ}03'N$ 到 $34^{\circ}19'N$ 之间,东西长约 1 075 km,南北宽约 900 多千米.辖区面积约 $48.6 \times 10^4 \text{ km}^2$,居中国第 5 位,辖 21 个市(州),183 个县(市、区),是我国的资源、人口和经济大省,是中西部地区的重要结合区域.

四川省地貌东西差异较大、地形复杂多样,高差

悬殊,西高东低的特点显著.西部海拔多在 4 000 m 以上,为高原和山地;东部海拔则多为 1 000 ~ 3 000 m,为盆地和丘陵.四川省处于我国重要地震断裂带上,自 1950 年起,已发生过 4.0 级以上地震超过 500 起.其中,有 31 起地震事件超过 6.0 级以上.而四川省作为国家工业发展的重要大省,地震事件引发的工业厂房倒塌不仅仅会造成财产上的大量损失,更会间接引发环境污染,破坏生态平衡和引发人类疾病等.由于重庆市也地处四川盆地,是四川盆地的重要直辖市,同样受到四川盆地地震断裂带产生的潜在地震灾害影响,因此本研究区域涵盖重庆直辖市.

2 数据及处理

本文主要涉及以下几项基本数据(图 1):

(1)基础地理信息数据,包括(i)四川省和重庆市数字高程模型(Digital Elevation Model,简称 DEM)栅格图,来源于地理空间数据云,分辨率为 30 m,用于对研究区域内子流域的划分计算(图 1a);(ii)研究区域内土地利用矢量分布图(图 1c)及研究区域内水系矢量分布(图 1d),分别用于计算地表径流深作为面源特征重金属污染风险计算以及考虑人口暴露情况下风险分布计算的基础数据;(iii)人口密度分布图(2010 年)(图 1f)用于计算最终污染风险等级.由于本文侧重于方法框架的初探且部分数据年份获取受限,故而暂用本节介绍的数据进行研究,后期研究中将进一步调整数据匹配度以精准化分析结果.

(2)降雨量日值数据,来源于中国气象科学数据共享服务网,涵盖了 1951—2007 年的研究区域及附近主要降雨监测站点(图 1e)的降雨量日值数据,单位为 0.1 mm.用于计算最大概率日降雨值,并结合研究区域各类土地利用类型所针对的不同土壤湿度分布,计算各工厂所在点的地表日径流深值.

(3)中国地震动峰值加速度(Peak Ground Acceleration,PGA)分布图(GB 18306-2001)(图 1b),该数据表达了中国 50 年内发生超越概率为 10%的地震动峰值加速度,单位为 g.

(4)依据中华人民共和国环境保护部一数据中心提供的四川省和重庆市内 38 个国家重点监控水污染源排放工厂站点(图 1e).这些工厂所涉及的金属有毒物质有总银、总铍、总镉、总铬、六价铬、总铜、总汞、总镍、总铅、总锌,以上每种水质污染物过量排放均会对生态平衡和人类健康带来严重危害.

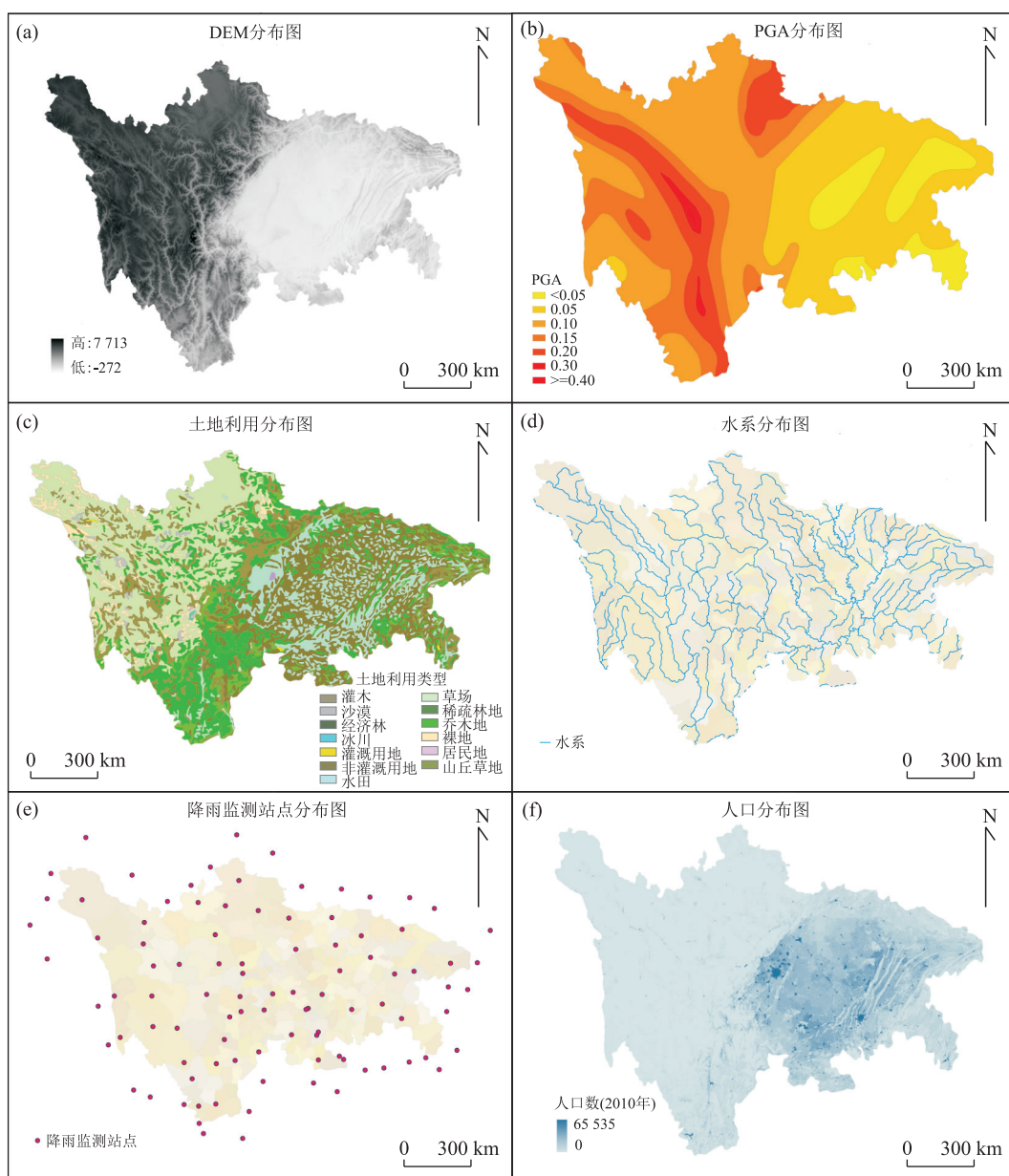


图 1 四川省及重庆市 DEM、PGA、土地利用、水系分布、降雨监测站点分布及人口分布等研究数据示意图

Fig.1 Collected data maps of DEM, PGA, landuse, rivers, rain falls and population

本文假设每种重金属污染物非正常排放产生的污染物浓度均为国家水污染排放标准中的最低要求值,并以此值作为计算面源污染物浓度的基本值.对于不同的工厂类型和污染物,文中采用了不同的浓度值,本研究中所涉及到的所有 22 个工厂排放标准(来源于中国环境标准网),涉及的工业类别包括:中药类制药工业、火工药剂工业、制浆造纸工业、化学类合成制药工业、杂环类农药工业、合成氨工业、弹药装药工业、淀粉工业、炼焦化学工业、烧碱和聚氯乙烯工业、煤炭工业、硫酸工业、磷肥工业、稀土工业、纺织染整工业、肉类加工工业、钢铁工业、铁合金

工业、铁矿采选工业、铜、镍、钴工业、镁和钛工业及麻纺工业.

3 研究方法

地震导致工厂毁坏从而引发的潜在重金属面源污染中,产生污染的过程是地震发生后,对工厂建筑物所在地表处产生强烈震动,引发工厂建筑物破坏甚至毁塌,从而导致工厂污水非正常泄漏到地表,并随地表降雨径流冲刷,从而对流经之地产生污染,呈现面源污染特征.本文基于该特征将模型分为地震

危害因子计算、污染物负荷计算、重金属面源污染风险和人口暴露风险四个部分。

3.1 地震引发潜在地震危害因子

震灾中的工厂毁坏通常受到两个重要因素的影响:(1)地震波在工厂点所产生的震动强度;(2)研究区域的工厂建筑物倒塌率。本文综合地震灾害因素和工厂破坏损失率共同构建地震危害因子。

地震强度通常用地震烈度来反应,但由于烈度是定性用多种因素描述地震引起的振动和破坏程度,虽可以作为度量破坏程度的一个描述指标以地震烈度区划图的形式实现其在空间上变化,但却不能定量地衡量地震作用带来的破坏性,因此现在又更多用地震动幅值即地震动峰值(即地表振动的幅度的最大值)来反映地震引起的地表振动在某一时刻的最大强度,常用的地震动参数如地震动峰值加速度(Peak Ground Acceleration,PGA)、峰值速度等等(尹得余和刘启,2016)。其中,地震动峰值加速度又更能直接反映地震的振动力和振动能量及其所引起的地表物体结构变形,定量地建立起地表振动与地表附着物之间的物理联系,并侧重于反映地表振动对地面附着物的物理影响,可用于地震灾害引起的物体综合性破坏的评估和分析。在进行工程抗震设防时,对于用烈度作为基础的工程抗震设防标准,需要依据地震烈度与地震动峰值加速度所对应的关系将其转化为地震动峰值加速度值。且地震烈度与地震动之间的关系复杂,随着记录数据的增加其统计离散性还将更加明显,故而对于地震烈度与地震动参数之间的转换关系也存在很大争议。因此,许多国家不再采用地震烈度区划,而直接使用地震动参数所绘制的地震动参数区划图,地震动参数区划也逐步成为地震灾害分析的主要发展方向,我国于 2001 年采用概率性地震灾害分析法也绘制了中国地震动区划图。本文也将直接采用地震动峰值加速度概率分布反应地震高概率区域,即依据《建筑抗震设计规范》中的“第二水准烈度”(基本烈度),反映 50 年超越概率约为 10% 的地震烈度,也是新版的地震动参数区划图所规定的地震动峰值加速度所对应的地震烈度。表 1 中显示了我国 2008 年修订版的国家标准《建筑工程抗震设防分类标准》(GB50223)中给出的基于抗震设防设计的地震烈度与地震动峰值加速度之间的对应关系,通过地震动峰值加速度与地震烈度之间的对应关系来反映建筑物在不同地震烈度下的抗震性能。

这里 PGA 作为地震灾害因素破坏因子的一个重要因素,表示未来 50 年内,在平均场地条件下超

表 1 抗震设防烈度和基本设计地震加速度的对应关系
Table 1 The relationship between seismic intensity and PGA

抗震设防烈度	6	7	8	9
设计基本地震加速度	0.05 g	0.10(0.15)g	0.20(0.30)g	0.40 g

越概率为 10% 的地震烈度区划。将其标准化得到地震动因子 PGA' ,

$$PGA' = PGA_i / \sum_i PGA_i, \quad (1)$$

其中, i 表示研究区内的第 i 个像素点, PGA_i 表示研究区域内第 i 个像素点上的 PGA 值。

除此之外,在地震危险性损失预测评估中,通常用破坏比和损失比来反映建筑物在地震中的破坏损失程度。破坏比是用于描述某类建筑结构类别在各种破坏等级下其破坏面积与该结构类别建筑物总面积之比。国家标准统一宣贯材料《灾害直接损失评估(GB/T 18208.4-2005)》(袁一凡,2007)中即采用震后实地调查得到的建筑物破坏比结合经济因素评算建筑物的直接经济损失。损失比是指某结构类建筑物在不同破坏等级下所需要的修复费用与其重置费用之间的比值,用百分比表示,且损失数值越大表示房屋修复或重建所需要的费用越高。建筑物的损失比与破坏等级密切相关,一般为破坏越严重,损失比越大,表 2 给出了国家标准中规定的建筑物破坏损失比(袁一凡,2007)。

在地震危险性损失评估中经常将损失比与破坏比相结合共同反映建筑物的破坏损失。本研究采用表 2 中的工厂建筑物破坏损失比值作为本模型的工厂建筑物破坏因素指标值,并以此获取每个破坏等级中的平均破坏损失比作为工厂建筑物破坏损失因子 $Damage_{avg}(j)$,

$$Damage_{avg}(j) = \sum_k^k Damage_k(j) / k, \quad (2)$$

其中, j 表示表 2 中所指示的第 j 个破坏等级, k 表示在第 j 种破坏等级区间内的第 k 个损失比取值。

结合地震动因子 PGA' 和工厂建筑物破坏损失因子 $Damage_{avg}(j)$,得到每一种(即第 j 种)破坏状态下的潜在地震破坏因子 $ED(j)$ 。

$$ED(j) = PGA' \cdot Damage_{avg}(j), \quad (3)$$

以上计算因子将作为下一步计算的基础。

这里地震动因子 PGA' 反映的地震强度和工厂建筑物破坏损失因子 $Damage_{avg}(j)$ 共同反映的建筑物脆弱性。

3.2 地震引发潜在工厂污水重金属污染物负荷

突发性废水重金属面源污染受到地表径流量直接影响,而地表径流量又受到土地利用类型和降雨

表 2 建筑物破坏损失比

Table 2 The damage ration of buildings in five damage states

结构类别	破坏等级(%)				
	基本完好	轻微破坏	中等破坏	严重破坏	毁坏
钢筋混凝土、砌体房屋	0~5	6~15	16~45	46~80	81~100
工业厂房	0~4	5~16	17~45	46~80	81~100
城镇平房、农村建筑	0~5	6~15	16~40	41~70	71~100

表 3 研究区域土地利用方式的 CN 值

Table 3 The CN of four hydrologic soil groups in different types of land use

土地利用	A	B	C	D
旱地	61	72	79	82
田地	55	69	78	83
林地	36	60	73	79
草地	45	65	75	80
居民区	62	75	83	87
水域(如冰川等)	98	98	98	98
湿地	77	86	91	94

表 4 AMC 等级划分

Table 4 Grade division of AMC

AMC	土壤湿度状态	近 5 日降水量(mm)	
		休眠期	生长期
I	干	<13	<36
II	中	13~28	36~53
III	湿	>28	>53

量等因素影响.美国土壤保持局(Soil Conservation Service,SCS)根据 3000 多份试验资料制定了计算降雨过程径流深度的经验公式,全年日径流深的和就是年径流深(本研究仅考虑日径流深),公式为:

$$\begin{cases} Q = \frac{(P - 0.2S)^2}{(P + 0.8S)} & P > 0.2S \\ Q = 0 & P \leq 0.2S \end{cases}, \quad (4)$$

式中:Q 为地表日径流深(mm),P 为降雨量(mm),S 为滞留参数,由一个无量纲参数 CN 求得,

$$S = 25400/CN - 254, \quad (5)$$

其中,CN 是土壤性质、植被覆盖以及土壤湿度等参数的函数.根据区域土壤和土地覆盖类型,参照 SCS 曲线计算方法提供的取值条件确定不同土地利用方式的 CN 值(表 3).A、B、C、D 分别代表透水、较透水、较不透水和接近不透水 4 种土壤.表 3 中的数值是中等含水量时的 CN 值(AMC II).

$$AMC = \sum_{i=1}^5 P_i, \quad (6)$$

当土壤处于干旱或饱和含水量是,则需要按下面两式校正,干旱(AMC I):

$$CN_1 = \frac{4.2 \cdot CN_2}{10 - 0.058CN_2}, \quad (7)$$

饱和(AMC III):

$$CN_3 = \frac{23 \cdot CN_2}{10 + 0.13CN_2}, \quad (8)$$

本文土壤湿度依据实际降雨量情况,以休眠期和生长期分别取 3 种 CN 的加权值(表 4).

为了获取每个降雨监测站点处的最大可能性日径流量,按降雨量的最大权重概率分别计算生长期和降雨期时每类 CN 值所占的权重值 $W_h = (h = 1, 2, 3)$,

$$W_h =$$

$$\text{Max} \left(\sum_{i=1}^3 \left(\sum_{t=1}^5 (P_t \text{ in } (CN_h)) / \sum_{t=1}^5 (P_t) \right) \right), \quad (9)$$

其中, P_t 表示第 t 个降雨监测站处的降雨量值.

依据上面计算得到的权重计算分别计算生长期和休眠期的最大可能性 CN 值,并将 CN 代入日径流深度公式计算 Q,其中,降雨量 P 也分别按权重获取最大值,并将经过权重计算后得到的 CN 和 P 值代入地表日径流深 Q 计算公式获得研究区域的最大可能性日径流深度.

$$CN = \sum_{h=1}^3 (W_h \cdot CN_h), \quad (10)$$

$$P = \sum_{h=1}^3 (W_h \cdot P_h), \quad (11)$$

获得地表日径流深 Q 后,以此计算径流中的各重金属污染物负荷 L_m ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$) (Shi *et al.*, 2002):

$$L_m = 0.01 \cdot C_m \cdot Q, \quad (12)$$

式中, C_m 为径流中对应重金属污染物浓度,mg/L.

3.2 地震引发潜在工厂污水重金属面源污染风险与人口暴露风险

在地震危害因素和重金属污染物负荷的基础上,进一步计算地表重金属面源污染风险状态值和人口风险暴露风险值.某个工厂点产生的具有面源特征的水污染,因受到地形作用,其影响范围通常限于其所在流域之内.因此,笔者根据四川省和重庆市 DEM 分布特征将其划分为多个子流域,并针对每一

个子流域进行面源污染分析.考虑到工厂站点到水域内各像素点的距离不同,从而每个像素点受到污染的程度也会不同.距离越近时,受到面源污染的可能性越大,反之,距离越远被面源污染的可能性越小.因此,将工厂点到水域内各个像素点的距离取权重值 D_i ,则

$$D_i = 1 / (100 \cdot \text{Dis}_r) , \quad (13)$$

其中, Dis_r 是工厂点第 r 个像素的距离值.

其次,结合地震危害因子、污染物负荷值以及距离权重因子,分别计算和分析各个水域的潜在面源污染程度值 $P_{np}(j)(m)(i)$,

$$P_{np}(j)(m)(i) = ED(j) \cdot L_m \cdot D_i \cdot \text{DEM}_{\text{index}} , \quad (14)$$

其中, $\text{DEM}_{\text{index}}$ 为 DEM_i 标准化所得.

最后,结合人口标准化因子,获取地震引发潜在工厂污水重金属面源污染人口暴露风险,

$$R_{np}(j)(m)(i) = P_{np}(j)(m)(i) \cdot \text{POP}(i) , \quad (15)$$

$\text{POP}(i)$ 为各子流域内各像素点上标准化后的人口分布值.

4 结果及讨论

本研究所涉及的工厂点主要分布于四川省和重庆市的 11 个子流域(后面简称其为“重点受灾区域”)中,研究结果将主要基于这 11 个子流域进行展示和分析.图 2 描述了相关工厂点所在的每一个子

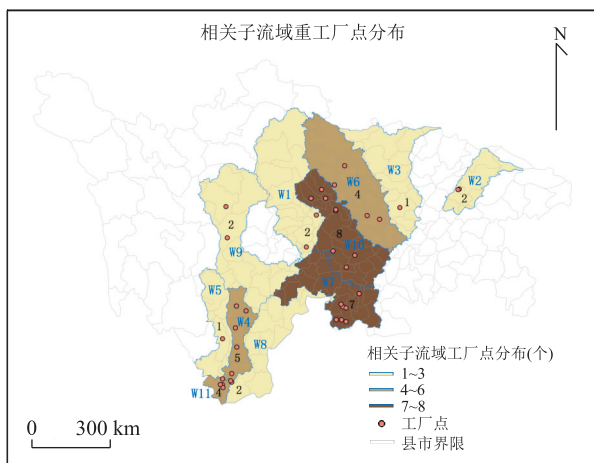


图 2 研究区域内相关子流域潜在重金属排放工厂站点分布及涉及县市区

Fig.2 Distribution of studied factories and counties in each sub-basin

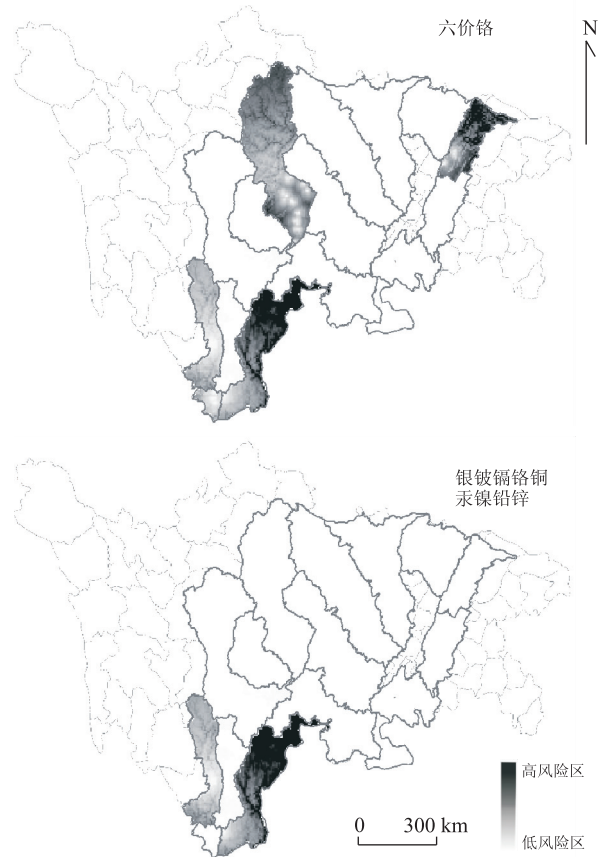


图 3 重点受灾流域的重金属污染物种类分布

Fig.3 Distribution of heavy metal categories in each sub-basin

流域内工厂点分布密度及每一个子流域所涉及县市(每个水域所涵盖县市个数可参见表 5).其中,用 W1 到 W11 分别代表四川省和重庆市内待研究工厂点所涉及的 11 个子流域.图中褐色越深表示工厂点分布密度越大,研究区域内大部分工厂点集中在研究区域中部,对应于水域 W10 和 W7 处,最多一个子流域 W10 涵盖了近 40 个县市,其总面积占到了研究区域总面积的 5%.

结合图 3 和表 5 可以看出子流域 W10 虽然具有最高的工厂站点密度,但它所遭受的重金属污染物种类并不是最多的.相比之下,虽然水域 W5 只有一个工厂站点,但是潜在存在 10 种重金属污染物质源,涵盖本研究所涉及到的所有重金属污染物种类,涉及到研究区域 10 个县市.类似情况的还有水域 W8、W9,各涉及 2 个工厂点,也潜在存在 10 种重金属污染物质源,分别涉及到 12 和 24 个县市.除此之外 W4 也潜在存在 10 种重金属污染物质源,并且 W4 在这些子流域中面积相对较小,仅次于 W6,但却因工厂密集度较高、类型较多,从而潜在存在较多种类重金属污染物质源,其污染物种类承载度仅次于 W6 达到了

表 5 相关工厂站点所在的 11 个子流域的面积、污染物种类个数、承载度以及涉及的县市个数

Table 5 Area size, pollutant categories, density index and number of corresponding counties in each sub-basin

子流域序号	研究区子流域			潜在受灾县(个)
	面积(m ²)	污染物(个)	承载度(%)	
W1	1 446 800	1	0.7	14
W2	968 800	1	1.0	11
W3	2 269 600	1	0.4	23
W4	960 900	10	10.4	11
W5	1 186 200	10	8.4	10
W6	451 200	6	13.3	5
W7	1 972 900	6	3.0	27
W8	1 029 800	10	9.7	12
W9	3 226 200	10	3.1	24
W10	2 470 100	8	3.2	40
W11	981 200	5	3.1	18

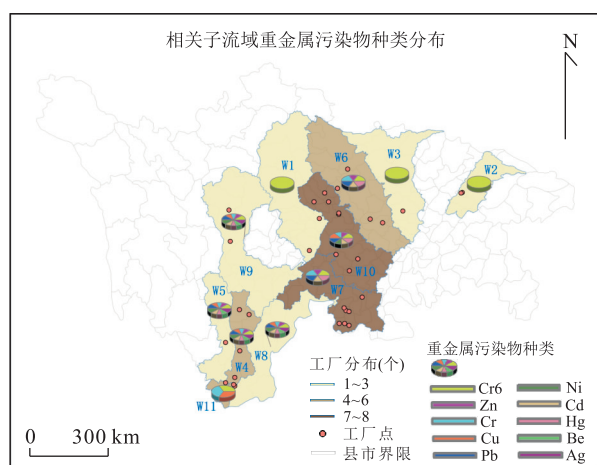


图 4 重点受灾区的每一种水质污染物在不同水域内的分布图(不考虑人口暴露风险)

Fig.4 The risk distribution (without population factor) of each heavy metal contaminant in study area

10.4%，涉及到 11 个县市。子流域 W10 的工厂密度最高，其潜在的重金属污染源种类也多达 8 种，涉及的县市最多达到 40 个。子流域 W6 的面积最小，涉及 5 个县市，其潜在重金属污染物种类却也达到了 6 种之多，其污染物种类承载度在 11 个子流域中相对最高，达到 13.3%。

不同的水体有毒污染物质对人体的危害不同，如癌症、畸形、基因突变等。因此，图 4 进一步展示了每一种重金属污染物质在主要潜在受灾水域的分布特征以及污染程度。从图 4 可以看出，除了六价铬，其他 9 类重金属污染物质均具有类似的分布特征，高风险区域主要分布于重点受灾区域的中南部，集中在水域 W8、W11 和 W5，重点分布于 W8 的北部区域。这 3 个区域的工厂分布主要为铁矿采选工业和 W11 镁、钛工业。六价铬则除了其他金属有毒污

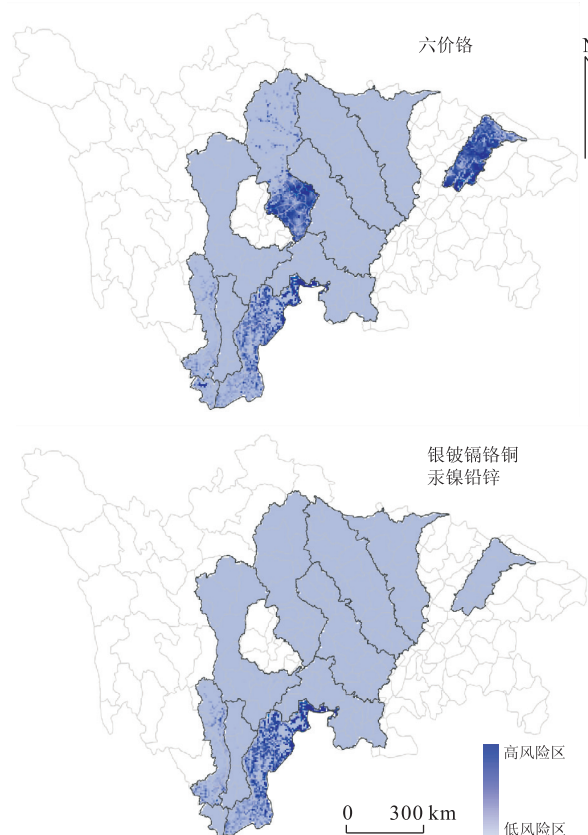


图 5 重点受灾区的每一种水质污染物在不同水域内的分布图(考虑人口暴露风险)

Fig.5 The risk distribution (with population factor) of each heavy metal contaminant in study area

染物具有的相似分布外，高风险区域还涵盖了中部的子流域 W1 和东北部的子流域 W2，W1 和 W2 主要涉及的工厂工业类型包括兵器工业、火工药剂、纺织染整工业以及钢铁工业，结合前面的污染物种类分析，高风险区域的分布情况与之前图 2 和图 3 所展示的工厂密度及污染物种类分布情况不完全相

同,产生这个现象主要受到 2 个原因的影响:一个重要原因是受到地形变化和土地利用类型的影响,不同地形的起伏及方向影响到地表径流的流速和方向,同时不同土地利用类型对应土壤所产生的透水性不同,从而影响污染物质在地表不同流径的浓度值;另一个原因是工厂工业类型,属于工厂用水中重金属含量较高区域。

各子流域产生的潜在重金属污染物面源污染会影响生活在该区域的居民健康,因此图 5 中结合人口因素进一步分析其对人员危害的风险性。比较图 4 和图 5 可以看到,其中变化比较明显的是六价铬在 W1 和 W2 子流域上的风险分布,高风险区域从 W1 的北部及西南区域移到了东南区域,西南区域部分保留,从 W2 的北部区域下移到了东南部区域。对于其他重金属污染物,W5 和 W11 相对减弱,在 W4 则重点集中到北部区域。这些区域都是潜在的重金属污染物面源污染重灾区域。

5 总结

高强度地震的突发易引发工厂破坏从而导致污染物质的泄漏,四川省和重庆市作为工业大省、市和地震高发区,对其非正常废水排泄导致的重金属面源污染进行风险预评估具有重要意义。本文结合标准中最小浓度要求值作为污染源浓度,评估在最小污水污染物浓度情况下四川地震高概率区域可能产生的潜在重金属面源风险,研究结果反映了四川省和重庆市潜在重金属面源污染高风险区域和人口暴露高风险区域的两种分布状态,以四川省和重庆市为例初探性地构建了基于地震峰值加速度因素的地震引发潜在重金属污染及人口暴露预风险模型,可用于防灾减灾前期决策及初步分析。

References

Gotoh, T., Nishimura, T., Nakata, M., et al., 2002. Air Pollution by Concrete Dust from the Great Hanshin Earthquake. *Journal of Environmental Quality*, 31 (3): 718—723.

Hu, B.R., Yang, W.N., Liu, H.H., et al., 2009. Method of Remote Sensing Evaluation on Eco-Environment before and after Wenchuan Earthquake. *Soil and Water Conservation in China*, 2009(3): 52—54 (in Chinese).

Li, S.C., Cui, J.W., Yang, R.H., et al., 2003. A Primary Research on Seimo-Geological Disaster and the Resource-Environment Effect Caused by the Historical Earthquakes

of Yunnan. *Yunnan Geographic Environment Research*, 15 (2): 9—18 (in Chinese with English abstract).

Liu, D., Zhou, G.B., Zhang, Y.P., et al., 2010. Seismic-Led Meteorological Emergency Security. *Meteorology Soft Sciences*, (6): 148—161 (in Chinese).

Lu, G.P., Liu, R.F., 2015. Aqueous Chemistry of Typical Geothermal Springs with Deep Faults in Xinyi and Fengshun in Guangdong Province, China. *Journal of Earth Science*, 26(1): 60—72.

Morkoc, E., Tarzan, L., Okay, O., et al., 2007. Changes of Oceanographic Characteristics and the State of Pollution in the Izmit Bay Following the Earthquake of 1999. *Environmental Geology*, 53(1): 103—112.

Ni, L.T., Zhong, J.H., Shao, Z.F., et al., 2015. Characteristics, Genesis, and Sedimentary Environment of Duplex-Like Structures in the Jurassic Sediments of Western Qaidam Basin, China. *Journal of Earth Science*, 26(5): 677—689.

Shi, Z.H., Cai, C.F., Ding, S.W., 2002. Research on Nitrogen and Phosphorus Load of Agricultural Non-Point Sources in Middle and Lower Reaches of Hanjiang River Based on GIS. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 22 (4): 473—477.

Wang, L., Tian, B.W., Masoud, A., et al., 2013. Relationship between Remotely Sensed Vegetation Change and Fracture Zones Induced by the 2008 Wenchuan Earthquake, China. *Journal of Earth Science*, 24(2): 282—296.

Wu, J.H., 2000. Preliminary Analysis on the Relationship between Earthquakes and Ecologic Environment. *Earthquake Research in Shanxi*, (4): 32—34 (in Chinese with English abstract).

Wu, J.B., Guo, A.H., 2001. A Discussion on Catastrophic Disaster Chains in the North China and Its Vicinity. *Journal of Natural Disasters*, 10(1): 12—16 (in Chinese with English abstract).

Xu, X.L., Jiang, D., Zhuang, D.F., et al., 2008. Assessment about the Impact of Wenchuan Earthquake on Ecological Environment. *Acta Ecologica Sinica*, 28 (12): 5899—5908 (in Chinese with English abstract).

Xu, X.N., Wang, L.S., 2002. Mountain Hazard Caused by Earthquake in Songping River Upper Minjiang and Its Controlling. *The Chinese Journal of Geological Hazard and Control*, 13(2): 31—35 (in Chinese with English abstract).

Yamazaki, E., Yamashita, N., Taniyasu, S., et al., 2015. Emission, Dynamics and Transport of Perfluoroalkyl Substances from Land to Ocean by the Great East Japan Earthquake in 2011. *Environmental Science & Technology*, 49(19): 11421—11428.

Yin, D. Y., Liu, Q., 2016. Estimation of High-Frequency Wave Radiation Areas of Wenchuan Earthquake by the Envelope Inversion of Acceleration Seismograms and Synthesis of Near-Field Accelerograms. *Earth Science*, 41 (10): 1781–1793 (in Chinese with English abstract).

Yuan, Y. F., 2007. Post-Earthquake Field Works—Part 4: Assessment of Direct Loss. Seismological Press, Beijing, 1–24 (in Chinese).

刘德, 周国兵, 张亚萍, 等, 2010. 地震引起的大气污染的应急气象保障. *气象软科学*, (6): 148–161.

吴建华, 2000. 地震与生态环境关系初探. *山西地震*, (4): 32–34.

吴瑾冰, 郭安红, 2001. 华北及邻近地区的巨灾链. *自然灾害学报*, 10(1): 12–16.

徐新良, 江东, 庄大方, 等, 2008. 汶川地震灾害核心区生态环境影响评估. *生态学报*, 28(12): 5899–5908.

许向宁, 王兰生, 2002. 岷江上游松坪沟地震山地灾害与生态环境保护. *中国地质灾害与防治学报*, 13(2): 31–35.

尹得余, 刘启, 2016. 基于包络的汶川大地震高频地震波辐射区域反演及近场加速度合成. *地球科学*, 41(10): 1781–1793.

袁一凡, 2007. 地震现场工作第 4 部分灾害直接损失评估 (GB/T18208.4-2005). 北京: 地震出版社, 1–24.

附中文参考文献

胡宝荣, 杨武年, 刘汉湖, 等, 2009. 汶川地震前后震区生态环境遥感评价方法研究. *中国水土保持*, (3): 52–54.

李世成, 崔建文, 杨润海, 等, 2003. 云南地震地质灾害与资源环境效应问题的初步研究. *云南地理环境研究*, 15(2): 9–18.

《地球科学》

2017 年 11 月 第 42 卷 第 11 期 要目预告

陆相盆地源—汇系统要素耦合研究进展	朱红涛等
沙垒田凸起西部断裂陡坡型源—汇系统	刘强虎等
渤海走滑断裂对古近系源—汇体系的控制作用	徐长贵等
深海浊积扇朵叶复合体的沉积构成特征与油气水系统:以尼日尔三角洲前缘深水 K 油田为例	赵鹏飞等
珠江口盆地白云凹陷恩平组物源转换及沉积充填演化	曾智伟等
基于碎屑锆石定年的饶阳凹陷蠡县斜坡沙河街组物源分析	陈贺贺等
石臼坨凸起东段围区沙一二段古物源恢复及其对储层的控制	杜晓峰等
沙垒田凸起古近系源—汇系统中有利储层评价与预测	李顺利等
沉积区—剥蚀区古地貌一体化恢复及古水系研究:以渤海湾盆地辽东东地区馆陶组为例	鲜本忠等