

DOI: 10.5846/stxb201606231230

张金婷, 孙华, 谢丽, 侯大伟. 典型棕地修复前后土壤重金属生态风险变化——以江西贵溪冶炼厂为例. 生态学报, 2017, 37(18): 6128-6137.

Zhang J T, Sun H, Xie L, Hou D W. Changes in the ecological risk of heavy metals after soil remediation in a typical Brownfield: A case study of Guixi smelter in Jiangxi Province. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(18): 6128-6137.

## 典型棕地修复前后土壤重金属生态风险变化 ——以江西贵溪冶炼厂为例

张金婷, 孙 华\*, 谢 丽, 侯大伟

南京农业大学资源环境与城乡规划系, 南京 210095

**摘要:** 目前, 我国对于棕(褐)地周边区域生态风险的研究较少, 且主要是针对风险源带来的潜在危害进行评价, 没有考虑风险受体能够承受生态风险能力的大小, 生态风险评价研究不全面。在棕(褐)地周边区域的生态风险评价中加入风险受体的相关研究, 主要从风险源的危害分析和风险受体的生态脆弱性两方面对生态风险进行评价, 使评价更加全面, 另外, 现有研究少对生态风险在时间上的变化研究, 考虑了生态风险时间上的变化, 对贵溪冶炼厂周边两个时期的生态风险进行评价并分析其变化, 利用 GIS 软件对评价结果进行空间表达, 对研究区域存在的生态风险空间差异进行分析。结果表明: 修复前苏门区、九牛岗、水泉区、串山垅等地区存在很强生态风险, 沈家-林家区和长塘周家区的生态风险相对较小, 处于中等风险水平, 修复后研究区的生态风险大大降低, 很强风险降为强风险水平, 中等风险降为低风险, 说明修复方式比较有效, 但仍有小范围区域存在较强风险, 应加强修复, 研究区域中耕地的生态脆弱性最大。对于生态脆弱性较大且生态风险较大的区域应进一步进行修复治理, 生态脆弱性大而生态风险较低的地区应加强监测防范, 防止再次发生较强风险。

**关键词:** 棕(褐)地; 生态风险; 重金属

## Changes in the ecological risk of heavy metals after soil remediation in a typical Brownfield: A case study of Guixi smelter in Jiangxi Province

ZHANG Jinting, SUN Hua\*, XIE Li, HOU Dawei

Department of Resource Environment and Urban Planning, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China

**Abstract:** To date, few studies have addressed the ecological risk around brownfield areas in China, and most of these studies have only evaluated the potential harm of the risk source, without considering whether the risk receptor can withstand the ecological risk. Therefore, in order to conduct a more comprehensive ecological risk assessment, this paper added the risk receptor analysis in the ecological risk assessment of the area surrounding a brownfield area and ecological risk assessment of the surrounding areas included both hazard analysis of the risk sources and ecological vulnerability analysis of the risk receptors. In addition, few studies have examined the change of ecological risk over time. Therefore, the present study measured ecological risk at two time points. GIS spatial analysis, which was used to determine spatial differences in ecological, indicated that, before remediation, the Sumen area, Jiuniugang, the Shuiquan area, and Chuanshanlong posed a very strong ecological risk, whereas the Shenjia-Linjia and Changtangzhoujia areas posed a medium risk. The ecological risk was greatly reduced following remediation, and the previously very strong-risk areas were reduced to the strong risk level, whereas the medium-risk areas were reduced to the low risk level. This demonstrated the effectiveness of remediation while there were still some regions, even though only a small part, were in strong-risk levels and they should

基金项目: 国家自然科学基金项目(41371484); 教育部云数融合科教创新基金课题(2017A10051)

收稿日期: 2016-06-23; 网络出版日期: 2017-01-16

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sh@njau.edu.cn

be strengthened to restore in the future. In the present study, the ecological vulnerability of cultivated land was the largest. It is necessary to further remediate some regions which have the strong vulnerability and large risk to improve the ecological levels. Therefore, areas with large ecological vulnerability and low ecological risk should be targeted for improved monitoring and prevention measures, in order to avoid the occurrence of strong risk.

**Key Words:** brownfield; ecological risk; heavy metals

随着城镇化、工业化的快速发展,城市的产业结构与功能布局部分发生了大规模调整,形成了许多棕(褐)地<sup>[1-2]</sup>。棕(褐)地是指被利用过的工业或商业用地,被以前生产所污染,大多存在于城市内部,可能存在污染并会对周围环境和人类造成潜在危害,效益低下,需要重新利用或改进目前利用状态,但不强调直观上完全废弃、闲置的状态。棕(褐)地的存在给周边区域生态系统带来的危害可以概括为其存在的生态风险<sup>[3]</sup>。科学地对棕(褐)地周边治理前后存在的生态风险进行评价,对实现棕(褐)地的治理和再利用有十分重要的意义。

在关于棕(褐)地区域的生态风险研究中,国外学者 Boyd 等指出了棕(褐)地潜在的环境责任和环境风险阻碍了棕(褐)地的再利用<sup>[4]</sup>。Tedd 等指出棕(褐)地存在多种潜在风险,必须识别其中重要的问题及带来的风险,指出污染物带来的健康风险是最主要的问题,但也不可忽略其他风险<sup>[5]</sup>。涂常青等对硫化铜矿厂周边农田土壤的重金属污染状况进行了分析,对其生态危害进行了评价,得出土壤重金属元素的污染程度存在差异,不同污染物对土壤构成的生态危害不同<sup>[6]</sup>。孙华等引入层次分析法和灰色评价法对棕(褐)地再利用的环境风险评价方法进行了研究<sup>[7]</sup>。林佳佳等采用 NAS 四步法和潜在生态危害指数法对棕(褐)地周边存在的环境风险进行了评价<sup>[8]</sup>。贾亚琪等针对煤矿开采对周边农田土壤重金属性质的影响做了研究,对农田区与矿区不同距离进行采样,分析了土壤重金属含量和分布特征,对其污染程度和生态风险进行评价,探讨了距离远近与重金属污染程度和生态风险大小的关系<sup>[9]</sup>。目前,我国对于棕(褐)地周边区域生态风险的研究较少,还没有建立有针对性、完善的评价体系,并且大多是对风险源带来的潜在危害进行评价,没有考虑风险受体的脆弱性大小,评价不全面。通过对现有研究的总结,本文对风险源的潜在危害进行分析的同时加入风险受体的承受生态风险能力的分析,利用潜在生态危害指数法对研究区域的棕(褐)地区域土壤修复前后的重金属风险源的风险危害进行评价,并从生态脆弱度角度对风险受体承受风险的能力进行分析,结合 GIS 技术,对生态风险评价结果进行空间上的描述,然后分析存在的生态风险空间差异。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究区域

江西铜业贵溪冶炼厂自建厂以来,周边地区受到堆渣场及其积水和贵溪冶炼厂排污废水的污染,主要污染物为重金属 Cu 和 Cd,土壤污染重,且面积较广,已严重影响了当地生态环境。贵溪冶炼厂周边经过了一系列的修复工作,但该厂在生产制造过程中仍会产生重金属等,对于该厂以及与修复示范区之间未修复的地区,仍会给周边带来危害,本文将该厂生产制造产生污染危害的地区和该厂周围未修复的地带视为棕(褐)地地区。贵溪冶炼厂周边区域九牛岗土壤修复示范项目监测的地区共分 6 个区块,包括苏门区、沈家-林家区、九牛岗、水泉区、长塘周家区、串山垅水库部分老灌区,其修复方式主要为植物修复,种植的植物主要是巨菌草、樟树、香根草、海州香薷和伴矿景天等。对其监测的时间是在种植植物前后,修复前监测时间为 2012 年 3 月,修复后是种植植物一段时间后,监测时间为 2013 年 10 月。研究区域如图 1。

### 1.2 样点选取

根据《江铜贵冶周边区域九牛岗土壤修复示范项目实施方 案》中确定的项目修复范围作为监测范围,为评估该项目土壤修复效果,样品是在项目实施前后采集,根据各修复区的地形地貌等特点进行采样,采样区面

积为 1.38 km<sup>2</sup>, 采样点为 98 个。监测采集表层土壤采样深度为 0—20 cm, 土壤采用采集混合样的方案, 单个采样区样品各分点混匀后用四分法取 1 kg 土样装入样品袋, 多余部分弃去。

土壤样品铜有效态、镉有效态的提取采用 0.1 mol/L CaCl<sub>2</sub> 溶液按照土液比 1:5 的比例浸提后分别采用火焰原子吸收分光光度法、石墨炉原子吸收分光光度法进行检测。为了保证现场调查与评价的准确性, 所有的采样工作及实验室分析工作, 包括样品采集容器的材质、采样工具的清洗、仪器设备的校准与使用、现场采样记录、样品的保存和运输、实验室分析质量控制(包括方法空白、仪器空白、质控样品、加标平行样和平行样)等均严格按照《环境监测分析方法》和《土壤环境监测技术规范》中规定的质量控制要求进行。

### 1.3 研究方法

#### 1.3.1 潜在生态危害指数法

现有的土壤重金属污染评价方法有单因子指数法、内梅罗指数法、地累积指数法以及潜在生态危害指数法, 本文采用的是潜在生态危害指数法来对研究区域的重金属污染进行生态风险分析。潜在生态危害指数法是瑞典学者 Hakanson 提出的, 该方法综合考虑了重金属毒性、在土壤中的迁移规律和评价区域对重金属污染的敏感性, 以及重金属区域背景值的差异, 消除了区域差异影响, 体现了生物有效性、相对贡献、地理空间等特点, 是综合反映重金属对生态环境影响潜力的指标<sup>[10-14]</sup>。

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i; E_r^i = T_r^i \times C_f^i; C_f^i = C_{\text{表层}}^i / C_n^i \quad (1)$$

式中,  $RI$  为重金属综合潜在生态危害指数,  $E_r^i$  为潜在生态危害参数,  $T_r^i$  为单个污染物毒性响应参数,  $C_f^i$  为单项污染系数,  $C_{\text{表层}}^i$  为表层重金属浓度实测值,  $C_n^i$  为参照值。现有的研究中主要以国家土壤环境标准值或当地的土壤质量背景值为参照值, 本文参照相关的文献研究<sup>[11-14]</sup>以及中国土壤元素背景值等资料来选取研究区背景值作为参照值, 重金属毒性响应系数参照 Hakanson 提出毒性响应系数(表 1)。

表 1 重金属参照值和毒性响应系数

Table 1 Reference value and toxicity coefficients of heavy metals

重金属元素 Heavy metal elements	重金属背景值/(mg/kg) Heavy metal background values	毒性响应系数 Toxic response coefficient
Cd	0.108	30
Cu	20.3	5

Hakanson 的潜在生态危害指数法分级标准是按其研究的 8 种重金属污染物进行分级的, 其  $E_r^i$  是多种重金属对应阈值区间。本文研究的是两种特征污染物, 即 Cu 和 Cd, 所以本文需要对潜在生态风险评价的分级标准进行调整。参照现有文献,  $E_r^i$  分级的最低标准是  $C_f^i$  最低上限与最大毒性系数  $T_r^i$  相乘得到, 其余级别依次加倍,  $RI$  分级的最低标准是评价的各个污染物的  $T_r^i$  值之和乘以  $C_f^i$  最低级别上限值(为 1)后取 10 位整数得到(如  $30+5=35 \approx 40$ ), 其余级别依次加倍<sup>[15-16]</sup>, 本文的分级标准如表 2。

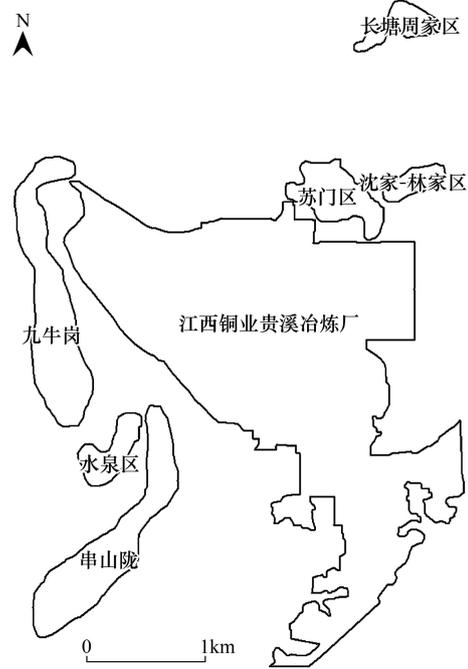


图 1 研究区示意图

Fig.1 Schematic diagram of the studied region

### 1.3.2 生态脆弱性评价方法

生态风险评价不仅需要对风险源的风险大小进行评价,还需要对研究区域的生态受体进行研究,本文利用生态脆弱性来表示研究区域生态受体能够承受生态风险的能力。生态脆弱性是指生态环境对一定区域内自然以及外界人为活动等干扰的抵抗能力或敏感程度<sup>[17]</sup>。生态脆弱性表示生态环境对外界干扰的响应程度,不同生态环境在被外界干扰后自我恢复能力不同,同样的外界干扰对于不同生态环境的影响不同,对于一般的生态环境也许可以承受,但是对于生态环境比较脆弱的来说也许是不能承受的<sup>[18]</sup>,所以本文加入生态脆弱性分析来体现风险受体的承受生态风险的能力。参考从景观角度进行生态风险评价的相关文献<sup>[19-25]</sup>,现有文献对于生态风险评价的研究,大多是对风险源的潜在危害评价或者是从景观脆弱度分析生态风险,没有将两者结合起来评价分析,本文利用生态脆弱性这一方面来探讨风险受体承受生态风险的能力,生态环境是连接风险源和风险受体的纽带,从土地利用景观方面来分析生态脆弱性,作为生态风险评价的一个参考因素。

表 2 潜在生态危害指标分级标准  
Table 2 Grading standard of E and RI

潜在生态危害参数 Potential ecological risk parameters	综合潜在生态危害指数 Integrated potential ecological risk index	生态风险等级 Ecological risk level
$E_r^i < 30$	$RI < 40$	低风险
$30 \leq E_r^i < 60$	$40 \leq RI < 80$	中等风险
$60 \leq E_r^i < 120$	$80 \leq RI < 160$	强风险
$120 \leq E_r^i < 240$	$RI \geq 160$	很强风险
$E_r^i \geq 240$	—	极强风险

$E_r^i$ : 重金属综合潜在生态危害指数 the potential ecological risk index;  $E_r^i$ : 潜在生态危害参数 the potential ecological risk index

本文在土地利用类型基础上将研究区域划分为 8 种景观类型:耕地、园地、林地、草地、水域、居民点及工矿用地、裸地、交通用地,将交通用地纳入临近的景观类型中。本文选取能够反映生态环境脆弱度的典型的景观指数来评价,选取斑块数(Numbers of Patches)、斑块密度(Patch Density)、边界密度(Edge Dendity)、景观形状指数(Landscape Shape Index)、分离度(Fragmentation Idex)和分维数倒数(Fractal Dimension)等指标来进行脆弱度评价。本文选用客观赋权法中的熵权法来确定评价指标权重,该方法综合考虑了各个因素提供的信息,在这些信息基础上计算得到一个综合指标<sup>[26-27]</sup>。求得权重之后,根据选取的景观格局指数的生态学意义以及与生态环境响应之间的关系,对选取的多个评价指标采用加权求和来实现土地利用景观类型脆弱度指数评价。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤重金属总体状况分析

修复前研究区重金属 Cu 和 Cd 的最大值和均值均超过国家土壤环境质量二级标准,样点中重金属 Cu 和 Cd 的含量超过二级标准的比例分别是 48.72% 和 58.97%,超标比例较多;重金属 Cu 和 Cd 的均值是国家土壤环境质量二级标准值的 1.36 倍和 2.08 倍以及国家土壤环境质量背景值的 1.94 倍和 3.12 倍。修复后:重金属 Cu 和 Cd 的最大值超过国家土壤环境质量二级标准值,超过二级标准值的比例分别是 12.82% 和 28.21%,相对于修复前明显下降;重金属 Cu 和 Cd 的均值未超过二级标准。经过修复,土壤中的重金属含量明显降低。修复后,重金属 Cu 的均值降幅为 68.12%,重金属 Cd 的均值降幅为 61.95%,样点中超过国家二级标准的比例降低了 30%(表 3)。

主要修复区内种植的超积累、耐性植物的产量及植物体内 Cu 和 Cd 含量监测结果如表 4。修复区内种植的超积累植物海州香和伴矿景天及耐性植物巨菌草、香根草,成熟期收割后都能带走土壤中的铜、镉,如苏门和水泉区域种植巨菌草,九牛岗区域种植巨菌草、香根草、海州香糯和伴矿景天等,能有效的吸收重金属,降低区域的污染风险,污染土壤重金属 Cu 和 Cd 在修复后最终满足国家土壤环境质量三级标准的要求,使土壤功

能得到逐步恢复。

表 3 土壤重金属含量分析

Table 3 Analysis of heavy metal content in soil

时期 Period	重金属元素 Heavy metals	含量范围/(mg/kg) Content range	中值/(mg/kg) Mid-value	均值/(mg/kg) Mean value	超国家二级标准值比例/% Percentage
修复前 Before restoration	Cu	2.35—247	45.25	67.76	48.72
	Cd	0.02—3.71	0.42	0.62	58.97
修复后 After restoration	Cu	0.70—67.90	14.35	21.61	12.82
	Cd	0.01—1.30	0.16	0.24	28.21

表 4 修复区主要修复植物吸收铜、镉的量一览表

Table 4 Grading standard of E and RI

修复区 Remediation region	植物 Plants	鲜重 Fesh weight/ (t/hm <sup>2</sup> )	干重 Dry weight/ (t/hm <sup>2</sup> )	Cu 含量 Content of Cu/ (mg/kg)	Cd 含量 Content of Cd/ (mg/kg)	Cu 总量 Total quantity of Cu/ (g/hm <sup>2</sup> )	Cd 总量 Total quantity of Cd/ (g/hm <sup>2</sup> )
苏门	巨菌草	531	178.5	499.5	8.4	5970	100.35
水泉	巨菌草	240	41.25	1159.5	39.75	3195	109.5
九牛岗	巨菌草	172.5	52.2	1950	41.1	6810	143.1
九牛岗	香根草	16.05	8.85	4110	39.45	2430	23.25
九牛岗	海州香糯	33.6	13.8	6165	54.75	5670	50.4
九牛岗	伴矿景天	39.45	4.2	1545	789	435	222

## 2.2 生态风险评价

利用潜在生态危害指数法对研究区域进行生态风险评价,得到的结果如表 5 所示,表中的数值为各区块采样点计算的均值。

表 5 各区块潜在生态风险评价结果

Table 5 The result of potential ecological risk of each regional

时期 Period	区块 Block	Cu 潜在生态 危害参数 Potential ecological risk parameters of Cu	Cd 潜在生态 危害参数 Potential ecological risk parameters of Cd	综合潜在生态 危害指数 Integrated potential ecological risk index	生态风险等级 Ecological risk level
修复前 Before restoration	苏门区	27.57	213.27	240.84	很强风险
	沈家-林家区	15.99	42.59	58.59	中等风险
	九牛岗	23.87	171.72	195.59	很强风险
	水泉区	9.21	215.28	224.49	很强风险
	长塘周家区	1.83	39.68	41.53	中等风险
	串山垅	5.77	184.97	190.74	很强风险
修复后 After restoration	苏门区	9.28	81.33	90.61	强风险
	沈家-林家区	5.52	19.44	24.96	低风险
	九牛岗	6.92	63.38	70.3	中等风险
	水泉区	3.75	92.01	95.77	强风险
	长塘周家区	0.74	19.44	20.19	低风险
	串山垅	1.62	65.85	67.47	中等风险

由表 5 可知,修复前苏门区、九牛岗、水泉区和串山垅的风险等级较高,属于很强风险,沈家-林家区和长塘周家区的风险相对较低,属于中等风险;重金属 Cd 的潜在生态危害指数相对于 Cu 的大,各区块重金属 Cu 的潜在生态危害参数都处于低风险水平,而各区块重金属 Cd 的潜在生态危害参数等级不同,导致各区块的

综合潜在生态风险指数存在较大差异,这说明重金属 Cd 对综合潜在生态风险的贡献率大。

修复后研究区域的生态风险降低,苏门区和水泉区由很强风险降低为强风险,九牛岗和串山垅由很强风险降低为中等风险,沈家-林家区以及长塘周家区由中等风险降低为低风险。修复后综合潜在生态风险指数较大的地区主要是由于该区重金属 Cd 的潜在生态危害参数较大导致的,修复后重金属 Cd 对最终的评价结果贡献较大,但各区块重金属 Cd 的潜在生态危害参数普遍大幅度下降。

### 2.3 生态风险等级分布

本文结合 GIS 技术给出了研究区修复前和修复后的综合潜在生态风险等级图,如图 2、图 3 可知:

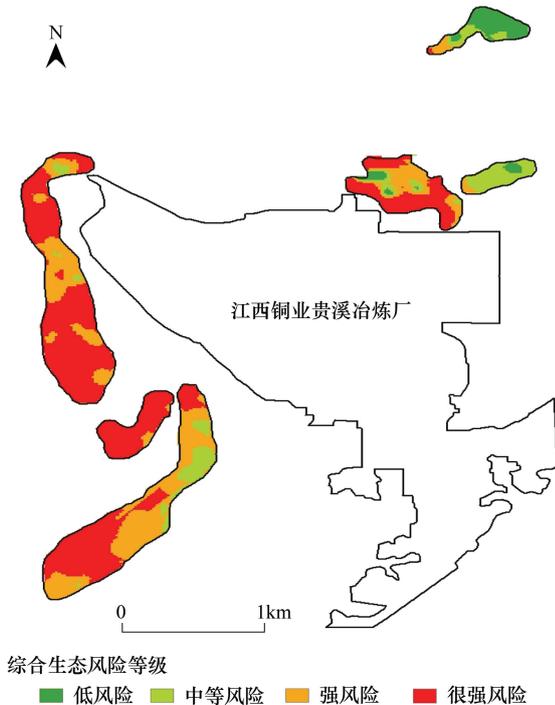


图 2 修复前潜在生态风险等级图

Fig.2 Potential ecological risk level map before remediation

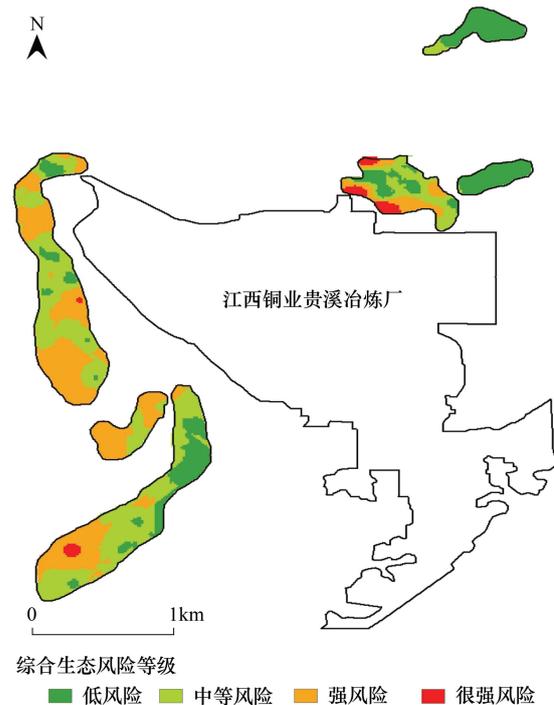


图 3 修复后潜在生态风险等级图

Fig.3 Potential ecological risk level map after remediation

(1) 苏门区北部、南部和西南部周边地区存在很强风险,其所占范围较大,苏门区中部和东部小范围地区为强风险,西部小范围地区的风险较低,处于中等风险水平以下。苏门区位于贵溪冶炼厂北门排污渠东北方向,北部有贵溪冶炼厂堆渣场,渣场积水溢出或渗滤流入农田,成为灌溉水源,该区受到这两个风险源的危害,导致该区南部周边以及北部地区的生态风险较大。

(2) 沈家-林家区的生态风险较低,大部分地区处于中等风险及以下水平,中等风险地区的面积比例较大,靠近苏门区的地区存在强风险,但其所占面积较小。该区位于贵溪冶炼厂东北,贵溪冶炼厂东南部,受到贵溪冶炼厂渣场渗漏水出的风险危害,但与苏门区相比,距离渣场远,所以存在的生态风险较低。另外,研究区主要风向为东南风和西北风,该区不在风向的影响范围内,所以该区的生态风险相比其他地区较低。

(3) 九牛岗南部和北部两块区域存在很强风险,所占范围较大,中部地区以及北部小范围地区的生态风险水平为强风险,该区的生态风险较大,基本在强风险水平以上。该区靠近贵溪冶炼厂西大门,区内有一条道路连接贵溪冶炼厂和贵溪化肥厂,有两厂内作业车辆来往,导致风险较大,且该区中部靠北和南部有河流沟渠,曾引用工业废水进行灌溉,致使生态风险较大。

(4) 水泉区整体的生态风险较大,基本处于很强风险水平,主要是由该区重金属 Cd 污染较重,带来的生态风险较大造成的。该区位于贵溪冶炼厂废水排污水库——串山垅水库南部下游,利用废水以及已被污染的

串山垅水库的进行灌溉,导致该区的生态风险较大。

(5)长塘周家区北部和东部地区处于低风险水平,西南部地区的风险相对于该区其他地区较大,存在强风险地区,其范围较小,存在很小一部分地区为很强风险。该区位于贵溪冶炼厂堆渣场的东北部,受贵溪冶炼厂渣场渗漏浸出水危害,导致该区西南部地区生态风险较大,距离贵溪冶炼厂和堆渣场较远,受到风险较低,研究区主要风向为东南风和西北风,该区不在风向的影响范围内,所以该区东部生态风险相比其他地区较低。

(6)串山垅西南部和北部存在综合生态风险为很强风险的地区,所占比例较大,中部向北延伸的地区主要为强风险,所占范围较大,中等风险地区面积较小。该区位于贵溪冶炼厂废水排污水库——串山垅水库下游,并且西南部有一河流,利用废水和被污染的河水进行灌溉,导致该区的生态风险变大。

图3为修复后的综合潜在生态风险等级示意图,修复后很强风险的地区大大缩减,风险等级基本处于强风险以下,对比可知,研究区域的生态风险等级降低大致符合由高到低依次下降的趋势,但存在不按此规律降低的小范围地区,仍存在小范围地区为很强风险。

(1)苏门区周边地区的生态风险原来很强风险基本降为强风险水平,存在很强风险地区但其所占范围较小,中部地区主要处于中等风险以下水平,所占面积较大。(2)沈家-林家区整体状况较好,由原来中等风险降为低风险水平。(3)九牛岗南部、中部以及北部地区由原来大部分很强风险地区降为强风险水平,较强风险范围减小,中部和北部地区生态风险水平由原来强风险降为中等风险水平,中部和北部存在低风险地区,但其范围较小。(4)水泉区整体生态风险水平由原来的很强风险降为强风险和中等风险,东北部和西南部地区主要处于强风险水平,所占范围较大,中部地区主要处于中等风险水平。(5)长塘周家区整体修复状况较好,西南部地区降为中等风险,且其范围较小,其他地区为低风险,所以该区的风险较小。(6)串山垅地区中等风险和低风险地区的范围较大,主要分布在北部和中部地区,西南部存在强风险地区,其范围较小。

由上文可知,修复后研究区域的生态风险大大降低,研究区域的修复方式主要为植物修复,种植的植物主要是巨菌草、樟树、香根草、海州香薷和伴矿景天等,说明这种种植能源草和观赏性花卉苗木等经济作物的修复效果较好,该修复方法可以再其他类似地区进行推广,另一方面,对河流沟渠中的废水以及堆渣场整治之后,切断了风险的直接来源,在一定程度上也使研究区的生态风险不会继续增加,再经过修复,研究区的生态风险降低。植物修复进行了一段时间,所以有些地区仍存在较大的生态风险,主要是受重金属 Cd 的影响,另外,由强风险所在地理位置分析,强风险地区靠近贵溪冶炼厂的西门和北门位置,有可能是由于工厂作业来往导致风险较强,对于仍存在强风险的地区应针对重金属 Cd 采取相关措施,进一步修复治理,并注意风险来源的管理控制。

## 2.4 生态脆弱性分析

通过 Fragstats 软件以及熵权法求得各个景观格局指数的权重,如表5所示。

表5 各景土地利用观类型的脆弱度指数

Table 5 Vulnerability index of each landscape type of land use

土地利用景观 Landscape type of land use	耕地 Cultivated land	裸地 Bare land	林地 Woodland	草地 Grassland	水域 Waters	居民点及工矿用地 Residential and industrial land	园地 Garden Plot
生态脆弱度指数 Ecological vulnerability index	0.6077	0.2157	0.4182	0.3414	0.4355	0.4358	0.4095

由表5可知,各土地利用景观的脆弱度指数由大到小依次为:耕地、居民点及工矿用地、水域、林地、园地、草地、裸地。将不同土地利用景观类型的生态脆弱性进行制图,得到如图4。由图可知,研究区域内大部分地区的生态脆弱度较大,其中,水泉区,沈家-林家区,苏门区,九牛岗南部及北部,串山垅北部以及西南部、长塘周家区大部分地区的生态脆弱度较大,由上文生态风险评价可知,苏门区、九牛岗、水泉区、串山垅等在修复后仍然存在重金属 Cd 的生态风险较大的地区,对比图4可知,存在生态脆弱度较大,并且生态风险较大的地区,

如苏门区南部周边、九牛岗南部、水泉区等区域,对这些地区存在的生态风险应该更加重视。沈家-林家区和长塘周家区的生态脆弱度较大,但在修复后两种重金属的生态风险相对较低,所以这两个区块的状况较好。

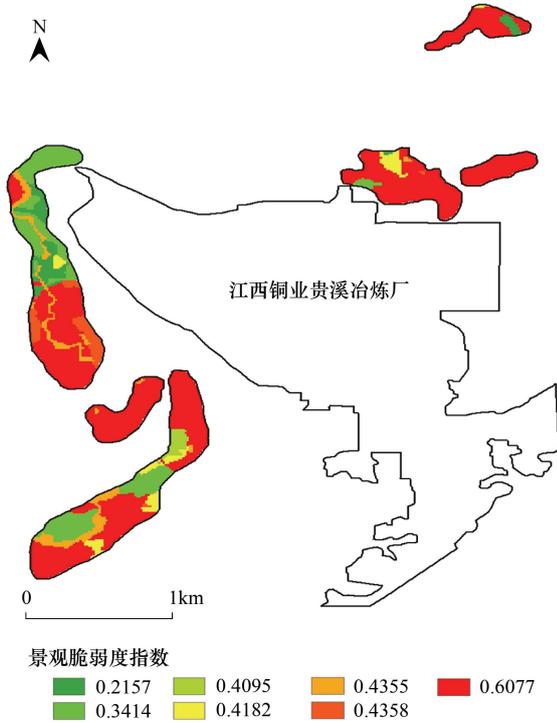


图 4 生态脆弱度指数示意图

Fig.4 Sketch map of ecological vulnerability index

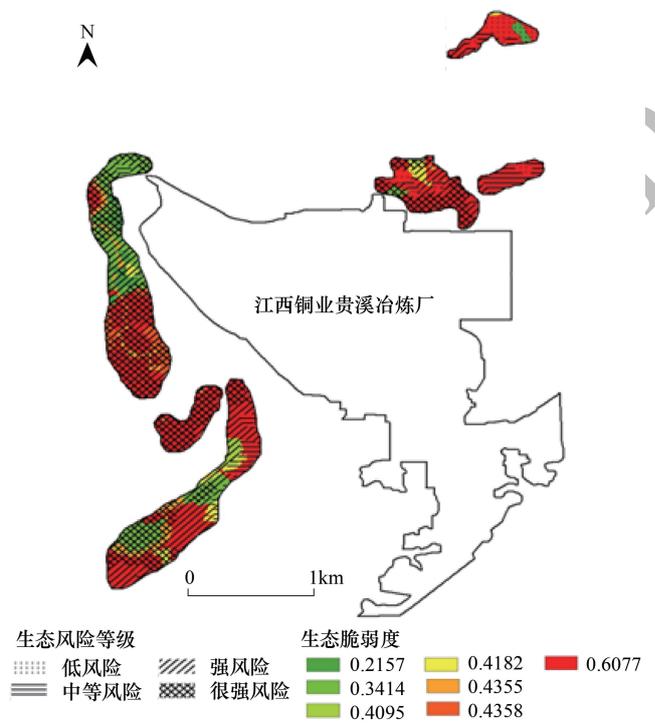


图 5 修复前不同土地利用景观的生态风险

Fig.5 Ecological risk in different landscape before restoration

### 2.5 生态风险及生态脆弱性综合分析

为研究区域不同土地利用景观受到的生态风险,本研究在 ArcGIS 中将景观生态脆弱度和生态风险结合分析并实现空间表达(图 5、图 6)。

图 5 表明,苏门区、九牛岗南部及北部耕地、水泉区、串山垅北部和西南部等生态脆弱度较大的耕地和部分水域地区受到的生态风险大多为很强风险和强风险,九牛岗北部和中部以及串山垅西南部和中部地区等生态脆弱度较小的草地和园地等地区也受到了较强的生态风险,沈家-林家区的生态脆弱度较大并且受到的生态风险主要为中等风险,长塘周家区大部分地区的生态脆弱度较大,受到的生态风险主要为中等风险和低风险,西南部小范围区域受到的生态风险较高,为强风险。

图 6 表明,各土地利用景观受到的生态风险降低,苏门区周边、九牛岗南部和北部耕地、水泉区、串山垅北部和西南部等生态脆弱度较大的耕地、水域和居民点等地区受到的生态风险主要为强风险和中等风险,九牛岗北部和中部以及串山垅西南部和中部等生态脆弱度较小的地区受到的生态风险主要为中等风险和强风险,沈家-林家区和长塘周家区的生态脆弱度较大,在修复后受到的生态风险也降低至低风险。未来应对苏门区、水泉区、九牛岗以及串山垅等生态风险仍然较大的地区进一步修复治理,对于沈家-林家区和长塘周家区等生态脆弱度较大但生态风险较低的地区应加强监测,防止再次发生较强风险。

## 3 结论与讨论

### 3.1 结论

(1)修复前,苏门区、九牛岗、水泉区和串山垅等大部分地区的综合生态风险处于强风险和很强风险水平,沈家-林家区和长塘周家区综合生态风险大致处于中等风险和低风险水平;修复后苏门区、九牛岗、水泉区

和串山垅等大部分地区的综合生态风险降为强风险水平以下,沈家-林家区和长塘周家区大致降至低风险水平,整体来看,修复效果较好。研究区以植物修复为主,所采取的种植能源草和观赏性花卉苗木等经济作物的修复治理措施比较有效,该修复方法可在类似地区进行推广。同时,对于修复后仍然存在高风险的地区应进一步修复,降低风险。

(2)通过对研究区生态脆弱度计算表明,耕地的生态脆弱性最大,其次为居民点及工矿用地、水域,通过对不同土地利用景观受到的不同等级的生态风险的提取分析可知,修复前各土地利用景观受到的生态风险大多在强风险以上,修复后各土地利用景观受到的生态风险大多在强风险以下。耕地、水域等土地利用景观受到的生态风险仍较大,未来应对这些区域进一步修复治理,同时,对于生态脆弱度大但生态风险低的地区应加强监测,防止再次发生较强风险。

### 3.2 讨论

本研究对拟修复的污染区首先进行全面采样、监测,对污染较轻的区域施用土壤改良剂;对污染较重原来没有种植作物的,完善各项工程措施,复合施用改良剂,分别种植能源草和花卉苗木经济作物,实现了植物修复以经济效益换时间空间的模式;同时,在污染严重的区域种植重金属超积累植物如海州香薷(Cu)、伴矿景天(Cd),重金属耐性植物如香根草、黑麦草等,有效降低了生态风险。

由于各地区的土壤性质、气候条件、污染程度不尽相同,并且土壤污染具有复杂性、多样性及复合性等特点,因此现阶段还没有一种修复技术可以适用于所有污染土壤的修复。与物理修复及化学修复技术相比,植物修复技术具有操作简单、成本低、对环境扰动小等特点,可有效降低污染土地生态风险,未来可尝试植物修复与其他修复方法相结合,进一步降低生态风险,并在其基础上开展修复前后污染土地生态效益研究。

### 参考文献(References):

- [1] 曹康,金涛. 国外“棕地再开发”土地利用策略及对我国的启示. 中国人口·资源与环境, 2007, 17(6): 124-129.
- [2] 孙华,林佳佳,申树云,屈庆增. 国外棕(褐)色地块风险评价研究经验的借鉴与启示. 中国土地科学, 2011, 25(4): 84-89.
- [3] 林佳佳,王维,居婕,刘晓磊,孙华. 无锡市锡山区棕(褐)地环境风险评价研究. 中国环境科学, 2013, 33(4): 748-753.
- [4] Boyd J, Harrington W, Macauley M K. The effects of environmental liability on industrial real estate development. The Journal of Real Estate Economics and Finance, 1996, 12(1): 37-58.
- [5] Tedd P, Charles, Drisco R. Sustainable brownfield re-development-risk management. Engineering Geology, 2001, 60(1/4): 333-339.
- [6] 涂常青,温欣荣,张镜,杨期和,王开峰. 硫化铜矿区周边农田土壤重金属污染及其生态危害评价. 土壤通报, 2013, 44(4): 987-992.
- [7] 孙华,赵晶. 基于生命周期理论的无锡市锡山区棕(褐)地再利用环境风险综合评价. 中国土地科学, 2012, 26(7): 84-90.
- [8] 林佳佳. 棕(褐)地环境风险评价及其调控研究[D]. 南京:南京农业大学, 2012.
- [9] 贾亚琪,程志飞,刘品祯,杨珍,吴迪. 煤矿区周边农田土壤重金属积累特征及生态风险评价. 土壤通报, 2016, 47(2): 474-479.
- [10] Hunsaker C T, Graham R L, Suter G W II, O'Neill R V, Barnthouse L W, Gardner R H. Assessing ecological risk on regional scale. Environmental Management, 1990, 14(3): 325-332.
- [11] 祝慧娜,袁兴中,曾光明,蒋敏,梁婕,张长,尹娟,黄华军,刘智峰,江洪炜. 基于改进的潜在生态风险指数的霞湾港底泥重金属生态

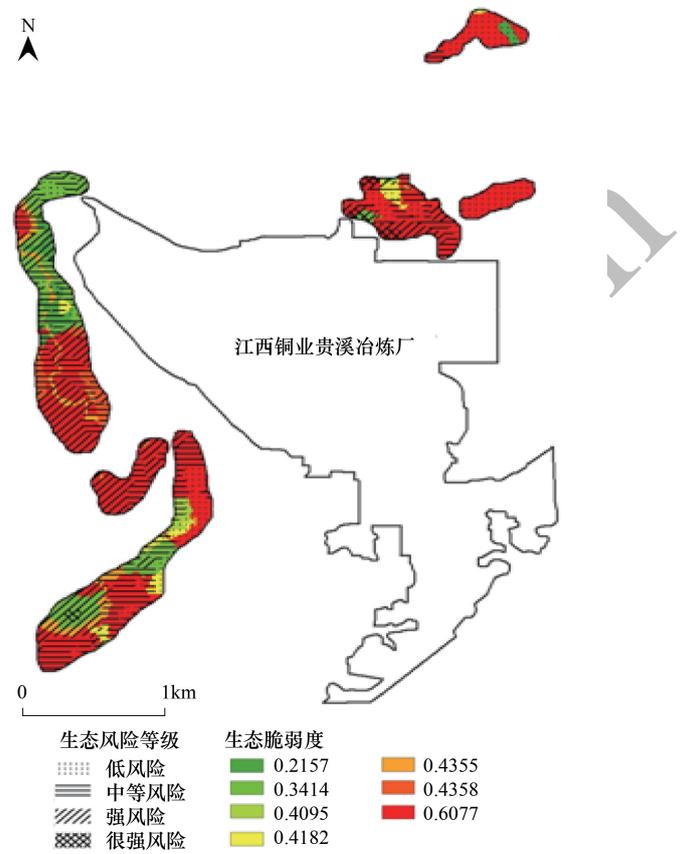


图6 修复后不同土地利用景观的生态  
Fig.6 Ecological risk in different landscape after restoration

- 风险评价. 中国有色金属学报(英文版), 2012, 22(6): 1470-1477.
- [12] 陆泗进, 王业耀, 何立环. 会泽某铅锌矿周边农田土壤重金属生态风险评价. 生态环境学报, 2014, 23(11): 1832-1838.
- [13] 李泽琴, 侯佳渝, 王奖臻. 矿山环境土壤重金属污染潜在生态风险评价模型探讨. 地球科学进展, 2008, 23(5): 509-516.
- [14] 樊文华, 白中科, 李慧峰, 乔俊耀, 许建伟, 李霞. 复垦土壤重金属污染潜在生态风险评价. 农业工程学报, 2011, 27(1): 348-354.
- [15] 侯千, 马建华, 王晓云, 段海静. 开封市幼儿园土壤重金属生物活性及潜在生态风险. 环境科学, 2011, 32(6): 1764-1771.
- [16] 李如忠, 潘成荣, 徐晶晶, 丁贵珍, 邹阳. 基于 Monte Carlo 模拟的潜在生态危害指数模型及其应用. 环境科学研究, 2012, 25(12): 1336-1343.
- [17] 乔青, 高吉喜, 王维, 田美荣, 吕世海. 生态脆弱性综合评价方法与应用. 环境科学研究, 2008, 21(5): 117-123.
- [18] 宋晓龙, 李晓文, 白军红, 黎聪, 郑钰, 焦松松. 黄河三角洲国家级自然保护区生态敏感性评价. 生态学报, 2009, 29(9): 4836-4846.
- [19] 谢花林. 基于景观结构和空间统计学的区域生态风险分析. 生态学报, 2008, 28(10): 5020-5026.
- [20] 李昭阳, 张楠, 汤洁, 籍瑶, 刘继莉. 吉林省煤矿区景观生态风险分析. 吉林大学学报(地球科学版), 2011, 41(1): 207-214.
- [21] 高宾, 李小玉, 李志刚, 陈玮, 何兴元, 齐善忠. 基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析. 生态学报, 2011, 31(12): 3441-3450.
- [22] 巩杰, 赵彩霞, 谢余初, 高彦净. 基于景观格局的甘肃白龙江流域生态风险评价与管理. 应用生态学报, 2014, 25(7): 2041-2048.
- [23] 邱彭华, 徐颂军, 谢跟踪, 唐本安, 毕华, 余龙师. 基于景观格局和生态敏感性的海南西部地区生态脆弱性分析. 生态学报, 2007, 27(4): 1257-1264.
- [24] 吴健生, 乔娜, 彭建, 黄秀兰, 刘建政, 潘雅婧. 露天矿区景观生态风险空间分异. 生态学报, 2013, 33(12): 3816-3824.
- [25] 王丽婧, 席春燕, 付青, 苏一兵. 基于景观格局的三峡库区生态脆弱性评价. 环境科学研究, 2010, 23(10): 1268-1273.
- [26] 邹志红, 孙靖南, 任广平. 模糊评价因子的熵权法赋权及其在水质评价中的应用. 环境科学学报, 2005, 25(4): 552-556.
- [27] 贾艳红, 赵军, 南忠仁, 赵传燕, 王胜利. 基于熵权法的草原生态安全评价——以甘肃牧区为例. 生态学杂志, 2006, 25(8): 1003-1008.