

# 辽宁省铁法矿区土壤重金属污染 健康风险评价

刘珍<sup>1</sup>, 赵萍<sup>2</sup>, 董张玉<sup>1</sup>, 胡文亮<sup>1</sup>

(1. 安徽师范大学 国土资源与旅游学院, 安徽芜湖 241003;

2. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽合肥 230009)

**摘要:**在辽宁省铁法矿区采集了33个土壤样品,对样品中重金属含量进行了测定。根据测试结果,分析了铁法矿区土壤中重金属含量分布特征。采用化学致癌物和躯体毒物质健康危害风险模型进行健康风险评价,并引用重金属评价等级体系分别对成人和儿童健康风险水平进行具体分析,得出以下结论:铁法矿区土壤中各种重金属元素均属于强变异,表明人类活动对该矿区土壤重金属含量产生了较大影响。矿区土壤中Cd含量超过国家一级标准值,但是并未造成较高的年均风险值。开采时间越长的矿区,年均风险值越大。致癌重金属的年均风险值较大,三种致癌重金属风险大小依次为 $Cr^{6+}>As>Cd$ ;成人年均风险值处于两个等级,在同一矿区儿童年均风险值要比成人年均风险值普遍高出两个等级,表明土壤中重金属元素对成人身体影响不大,对儿童影响较严重。

**关键词:**铁法矿区;土壤重金属;分布特征;健康风险评价;评价等级体系;

中图分类号:C922 文献标识码:B 文章编号:1006-8759(2011)02-0052-05

## HEALTH RISK ASSESSMENT OF SOIL HEAVY METALS POLLUTION IN TIEFA MINING IN LIAONING PROVINCE

LIU Zhen<sup>1</sup>, ZHAO Ping<sup>2</sup>, DONG Zhang-yu<sup>1</sup>, HU Wen-liang<sup>1</sup>

(1. College of Territorial Resources and Tourism, Anhui Normal University, Wuhu 241003, China;

2. College of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

**Abstract:** 33 soil samples are collected in Tiefa coal-mining and heavy metals content are determined. According to the test result, the distribution of soil heavy metals in Tiefa coal-mining is analyzed. Using health risk assessment model of chemical carcinogens and body toxic substances the heavy metals' health risk is estimated, and citing heavy metal rating system, the risk levels for adults and children's health are analyzed respectively. Some conclusions are drawn as follows: Heavy metal elements in soil of Tiefa mining belong to strong variation, it means that human activities have serious influence on the distribution of heavy metals content in soil of the mining; Cd content in soil exceeds national 1th level standard, but it dose not result in high health hazard; Mining time is longer, with an higher average risk value;

the person-years risk of carcinogenic heavy metals is more serious than non-carcinogens', the health risk of three kinds carcinogenic heavy metals in turn is  $Cr^{6+}>As>Cd$ ;

收稿日期:2011-01-18

基金项目:合肥工业大学博士学位专项资助基金和合肥工业大学科学研究发展基金 GDBJ2009-044

第一作者简介:刘珍(1981~),女,硕士研究生,研究方向为环境地球化学与人体健康。

The values of average health risk for adult belong to 、 two grades, in same district the levels of average risk for children is higher two grades than adult generally, which shows that the impact of soil heavy metals on adult body is mild ,but the health harm to children is serious.

**Keywords:** Tiefa coal-minging; heavy metals in soil;distribution;assessment of health risk ; heavy metal rating system;

## 0 引言

随着工业的迅速发展和矿产资源开发规模的不断扩大,矿区重金属污染问题日益严重,对周围人群产生大量危害。土壤是重金属对人体健康造成危害的一个重要途径,土壤中重金属可以经作物吸收后进入食物链,或者通过某种方式进入水和大气中,对人类健康和其他生物生长造成一定危害<sup>[1-3]</sup>;且土壤中的重金属比较难迁移,残留时间长、隐蔽性强、毒性大,所以对人体的危害持续时间较长<sup>[4]</sup>,因此对土壤重金属污染及其健康风险进行研究具有非常重要的意义。

健康风险评价是 20 世纪 80 年代后发展起来的,狭义健康风险评价主要是把环境污染与人体健康联系起来,定量地描述环境污染对人体健康产生的危害风险<sup>[5]</sup>。而土壤健康风险评价是狭义健康风险评价的重点<sup>[6]</sup>,相关领域的专家和学者进行了大量研究。如吴春发、朱成对城市土壤的健康风险进行评价<sup>[7-8]</sup>;李静对铅锌矿区土壤中重金属污染进行健康风险评价<sup>[9]</sup>;张素娟、车飞对土壤重金属通过摄食途径所引起的健康风险做了评价<sup>[10-11]</sup>;郭广慧等评价了宜宾市城市街道土壤重金属对儿童的健康风险<sup>[12]</sup>。以上学者虽然对不同污染源的土壤重金属健康风险进行分析评价,但是由于没有对评价标准进行等级划分,所以无法对评价结果进行归类。为了使健康风险评价结果更加直观、更具有可比性,本文对辽宁省铁法矿区土壤重金属进行健康风险评估,并在前人建立的重金属评价等级体系的基础上,分别对成人和儿童的健康风险水平的评价结果进行具体分析。

## 1 材料和方法

### 1.1 土壤样品的采集和处理

铁法矿区是由六个矿井区构成,按照投产时间先后依次是:大明矿、小明矿、大隆矿、小南矿、小青矿、大兴矿。大明矿、小明矿 20 世纪 60 年代开采,大隆矿 70 年代投产,小青矿、小南矿 80 年代开采,大兴矿 90 年代开始开采,供试土壤样品

采自这六个矿井区。由于煤炭开采和运输是该矿区土壤重金属污染的根源,河流是重金属地表淋滤的最终汇集区,所以采样点主要位于采煤井口附近或沿公路线和河流分布。样品采集按常规标准方法进行,利用 GPS 定位,封装在样品袋中,标号,封口,并附照片。采样点分布如图 1 所示。

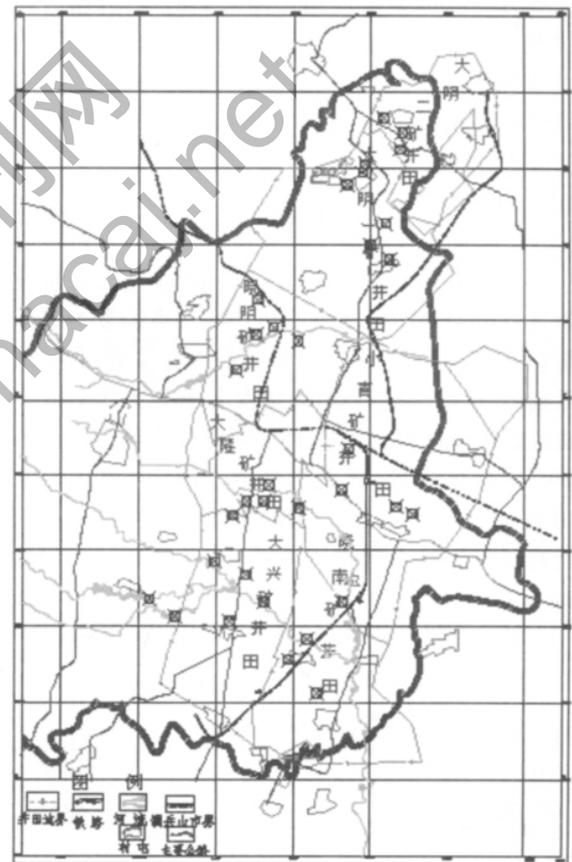


图 1 研究区土壤采样点分布图

### 1.1.1 重金属测试方法

样品测试分析在合肥市环境监测中心完成其中元素镉(Cd)、铬(Cr)、铜(Cu)、锌(Zn)采用PEAA800原子吸收光谱仪测定,铜(Cu)、铬(Cr)、锌(Zn)采用火焰法,镉采用石墨炉法,砷(As)采用AFS-2201型原子荧光光谱仪测定(测试灯电流40 mA,负高压300 V,载气流量500 mL/min,屏蔽气流量1 000 mL/min),测试过程中带入标准物质

ESS-4 检测分析过程的可靠性,分析结果和标准物质吻合。

### 1.1.2 六价铬的测试方法

在消解管中加入 50 mL 消解剂、0.4 gMgCl<sub>2</sub> 和 0.5 mL 磷酸缓冲溶液作为温度空白,调节加热装置,保持加热温度为 95 ℃左右。然后称取(2.5±0.1) g 混合均匀的土壤样品放入消解管中,加入 50 mL 消解剂、0.4 gMgCl<sub>2</sub> 和 0.5 mL 磷酸缓冲溶液。在室温下用搅棒持续搅拌样品至少 5 min,然后加热 1 h,保持温度为 95 ℃,并持续搅拌,避免样品溅出、沸腾或蒸干。待溶液冷却至室温,用去离子水定容至 50 mL,离心 3 min,移去上清液。持续搅拌,向烧杯中缓慢滴加浓硝酸(该过程会有 CO<sub>2</sub> 逸出,在通风橱中进行)。移去搅棒,用去离子水将消解液定容至 100 mL,然后利用 722 型光栅分光光度计进行测定。

## 1.2 评价方法

### 1.2.1 土壤重金属健康风险评价模型

国际癌症研究机构(IARC)通过全面评价化学有毒污染物的可靠性程度,将污染物分为基因毒物质(包括化学致癌物和放射性污染物)和躯体毒物质(非化学致癌物)两类参考丁昊天等对水环境健康风险评价模型,对个别参数进行了调整即 BW(人均体质量)成人仍然取 70 kg,儿童由原来 10 kg 改为 16 kg;IR 土壤的摄取速率,参考前人已有研究,成人确定为 100 mg·d<sup>-1</sup>,儿童为 200 mg·d<sup>-1</sup>。

基于化学致癌物的健康危害(R<sup>c</sup>)风险模型

$$D_{ig} = IR \times C_i / BW \quad (1)$$

$$R_{ig}^c = [1 - \exp(-D_{ig} Q_{ig})] / AT \quad (2)$$

$$R^c = \sum_{i=1}^k R_{ig}^c \quad (3)$$

式中,R<sub>ig</sub><sup>c</sup>表示化学致癌物*i*(共*k*种)经暴露途径所致健康危害的个人年均风险值,a<sup>-1</sup>;Q<sub>ig</sub>为化学致癌物*i*经暴露途径的致癌强度系数,mg/(kg·d);D<sub>ig</sub>为化学致癌或躯体毒物质*i*单位体质量日慢性摄取量,mg/(kg·d);AT表示平均接触时间,a;IR为摄取速率,mg/d;C<sub>i</sub>为(水、土壤、大气等)污染物*i*中的质量浓度,mg/Kg;BW表示人均体质量。基于躯体毒物质的健康危害(R<sub>n</sub>)风险模型:

$$R_{ig}^n = (D_{ig} \times 10^{-6} / RfD_{ig}) / AT \quad (4)$$

$$R^n = \sum_{j=1}^m R_{ig}^n \quad (5)$$

R<sub>ig</sub><sup>n</sup>为躯体毒物质*j*(共*m*种)经暴露途径所致健康危害的个人年均风险值,a<sup>-1</sup>;RfD<sub>ig</sub>为躯体毒物质*j*暴露途径的参考剂量,mg/(kg·d);D<sub>ig</sub>为躯体毒物质经暴露途径的单位体质量日均暴露剂量,mg/(kg·d)。

土壤中化学有毒污染物总的健康危害(R<sub>总</sub>)风险模型:

$$R_{总} = R^c + R^n \quad (6)$$

式中,R<sub>总</sub>为化学致癌物健康危害和躯体毒物质健康危害的总和,a<sup>-1</sup>。

### 1.2.2 评价因子和模型参数

在健康风险评价中,评价被重金属污染土壤周围居民的健康风险时,需考虑人体通过呼吸、接触等途径摄取土壤中污染物。综合前人的研究成果并结合辽宁省铁法矿区的实际情况,来确定暴露评价参数。有关参数的确定见表1。

根据对研究区土壤重金属元素的调查和重金属毒理性特征的分析,选择重金属镉、铬、铜、锌、砷五种元素作为风险评价因子。由于铬的生物学性质、生物毒性与其价态有关,Cr<sup>3+</sup>很少通过细胞膜,所以毒性较小,Cr<sup>6+</sup>对细胞膜有很强的穿透力,所以毒性较大,比三价铬几乎大100倍,平时发生的铬中毒主要是指六价铬<sup>[13]</sup>,所以用六价铬代替全量铬作为污染评价因子。根据国际癌症研究机构(IARC)和世界卫生组织(WHO)编制的权衡化学物质的致癌性可靠程度体系,其中Cd、Cr<sup>6+</sup>、As为化学致癌物,其致癌物强度系数见表2,Cu、Zn为非化学致癌物,其参考剂量(RfD<sub>ig</sub>)见表3

表1 健康风险评价模型暴露参数

暴露系数	成人参考值	儿童参考值	参考值
IR/(mg·d <sup>-1</sup> )	100	200	/
BW/kg	70	16	/
AT/a	/	/	70

表2 化学致癌物的致癌强度系数

化学致癌物	Cd	As	Cr <sup>6+</sup>
Q <sub>ig</sub> /(mg(kg·d) <sup>-1</sup> )	6.1	15	41

表3 非化学致癌物参考剂量

非化学致癌物	Zn	Cu	Mn
RfD/(mg(kg·d) <sup>-1</sup> )	0.3	0.04	0.14

### 1.2.3 风险评价标准分级

健康风险评价一般采用ICRP和US EPA的评价标准,这两个组织推荐的最大可接受风险值

分别为  $5.0 \times 10^{-5} a^{-1}$  和  $10^{-4} a^{-1}$ , 根据此数据标准, 借鉴已有的划分方法<sup>[14]</sup>, 将风险评价分为六个等级, 划分方法如表 4 所示:

表 4 评价标准的等级与分值

风险等级		评价标准区间
I 级	低风险	$[1.0 \times 10^{-6}, 1.0 \times 10^{-5}]$
II 级	低~中风险	$[1.0 \times 10^{-5}, 5.0 \times 10^{-5}]$
III 级	中风险	$[5.0 \times 10^{-5}, 1.0 \times 10^{-4}]$
IV 级	中~高风险	$[1.0 \times 10^{-4}, 5.0 \times 10^{-4}]$
V 级	高风险	$[5.0 \times 10^{-4}, 1.0 \times 10^{-3}]$
VI 级	极高风险	$[1.0 \times 10^{-3}, 5.0 \times 10^{-3}]$

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤重金属含量及分布特征

辽宁省铁法矿区土壤重金属含量统计特征见表 5, 表中列出了研究区 33 个土壤样点的 5 种重金属含量状况。通过与辽宁省土壤背景值和国家一级标准值的对比可以看出: 矿区内土壤中 Cd 含量高于辽宁省背景值和国家一级标准值, 污染情况较为严重; As、Cr 含量高于辽宁省背景值, 已经很接近国家一级标准值, 大约有 20% 的土壤采样点含量超过了国家一级标准, 这表明矿区土壤已经受到一定污染。与同类国际标准对比发现中国所执行的土壤环境质量标准中 Cd 的限量较为严格<sup>[15]</sup>, 这可能是造成铁法矿区 Cd 含量普遍超标的主要原因。大明矿土壤中 As 含量明显过高, 这与大明矿煤层中 As 含量较高相对应<sup>[16]</sup>, 其主要原因可能为煤炭开采过程中裸露的矿石风化, 释放大量的 As 等重金属元素。依据变异系数大小粗略分级规律: 变异系数小于 0.1 为弱变异, 变异系数在 0.1~0.3 之间为中等变异, 变异系数大于 0.3 为强变异。矿区土壤中各种重金属元素变异系数在 0.41~0.77 之间, 由此看出铁法矿区土壤中重金属含量均属于强变异, 表明人类活动对该矿区土壤中重金属含量产生了较大的影响。尽管该矿区土壤中 Cu、Zn 含量均低于辽宁省背景值, 但是变异系数非常高, 分别为 0.53 和 0.66, 这表明铁法矿区土壤中 Cu、Zn 受人类活动干扰较为显著。根据实地调查发现: 这两种元素在铁路和公路沿线的土壤中含量较高, 由此可知这两种元素分布受交通方面的影响较大。

辽宁省铁法矿区和陕西省大柳塔矿区都是我国重要的动力煤生产基地, 年产煤量都在 2 000

表 5 铁法矿区土壤重金属元素统计特征值

项目	Cd	Cr	As	Cu	Zn
样品数/n	33	33	33	33	33
范围	0.11~0.81	17.6~205.7	4.55~17.7	6.17~30.93	9.86~16.94
平均值	0.32	85.07	11.16	14.04	51.99
标准差	0.13	61.29	5.58	8.00	37.35
变异系数	0.41	0.77	0.48	0.53	0.66
辽宁背景值	0.11	57.9	8.80	19.8	63.51
国家一级					
标准值	0.2	90	35	100	15

万 t 左右, 煤层埋藏条件相似, 主要煤种都以长焰煤和不粘煤为主<sup>[17]</sup>。鉴于以上共同特点, 将这两个矿区土壤中重金属含量相比较见表 6。通过对比可以看出: 铁法矿区土壤中的 Cd、Cr、Cu、Zn、As 的含量均比大柳塔矿区土壤中含量高, 而铁法矿区所在的辽宁省土壤背景值基本均低于大柳塔矿区所在的陕西省土壤背景值, 因此铁法矿区中煤矿对土壤的影响要比大柳塔矿区严重。比较两者始建时间, 铁法矿区建于 1958 年, 而大柳塔矿区建于 1985 年, 说明煤矿区开采时间越长对当地土壤影响越深, 且这种影响是长期的、缓慢的。

表 6 铁法矿区与大柳塔矿区土壤中部分重金属含量比较

项目	Cd	Cr	Cu	Zn	As
铁法矿区平均值	0.32	85.07	14.04	51.99	11.16
大柳塔平均值	0.034	37.43	9.3	33.87	4.31
辽宁省背景值	0.11	57.9	19.8	63.51	8.8
陕西省背景值	0.094	62.5	21.4	69.4	11.1

### 2.2 土壤重金属健康风险水平分析

表 7 铁法矿区土壤重金属含量测量数据

矿区	Cd	Cr <sup>6+</sup>	Cu	Zn	As
大明矿	0.315 ±0.085	8.559 ±4.335	9.792 ±7.89	40.274 ±3.33	22.061 ±13.68
小明矿	0.351 ±0.140	11.868 ±3.980	19.986 ±5.800	125.961 ±71.800	6.308 ±2.650
大隆矿	0.347 ±0.110	13.163 ±6.756	11.205 ±4.930	41.379 ±15.310	9.333 ±4.850
小南矿	0.361 ±0.173	11.162 ±2.584	12.435 ±3.230	58.137 ±17.440	10.588 ±4.871
小青矿	0.343 ±0.127	4.775 ±0.548	9.857 ±2.460	15.825 ±5.380	8.043 ±2.170
大兴矿	0.350 ±0.133	4.483 ±1.134	16.208 ±6.807	56.826 ±30.120	10.976 ±5.600

利用各样点重金属含量值算出各个矿井区土壤重金属平均含量, 所得数据如表 7 所示。根据表

7 中土壤重金属测量数据,采用化学致癌物的健康危害 ( $R^c$ ) 风险模型和躯体毒物质的健康危害 ( $R^n$ ) 风险模型计算出各种重金属对人体所致健康危害的个人年均风险值。由于统计的元素种类较多,为了便于比较各种元素和各种元素总汇的个人年均风险值,将计算结果绘成折线图(如图2所示)。

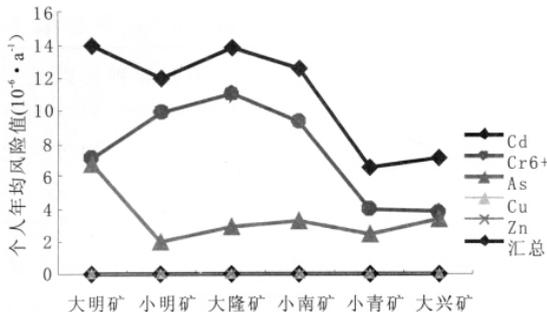


图2 铁法矿区土壤各种重金属所致的成人风险水平

由图2可见:汇总年均风险值曲线整体呈下降趋势,说明开采时间越长的矿区,汇总年均风险值越大。Cd、Cu、Zn 风险值曲线几乎与 X 轴重合,表明这三种重金属的年均风险值比较小,结合前面矿区土壤重金属含量分析可知:虽然土壤中 Cd 含量高于辽宁省背景值和国家一级标准值,但是 Cd 所造成的年均风险值并不高,进而也证明了中国所执行的土壤环境质量标准中,对 Cd 的限量较为严格。汇总年均风险值和 Cr<sup>6+</sup> 年均风险值整体趋势较吻合,数值也较为接近,这表明 Cr<sup>6+</sup> 风险值在汇总风险值中起着主导作用。Cr<sup>6+</sup> 和 As 年均风险值较高,表明这两种重金属元素对矿区周围居民健康影响较大,所以矿区环境治理的重点应该放在元素 Cr 和 As 上。由于儿童个人年均风险值的计算和成人相似,只是参数选择的差异,所以各元素分布状况和成人年均风险值是平行的。

表8 矿区土壤重金属所致健康危害的个人年均风险值及风险水平

矿区名称	成人		儿童	
	个人年均风险值/a	风险等级/级	个人年均风险值/a	风险等级/级
大明矿		II 级		级
小明矿		级		级
大隆矿		II 级		级
小南矿		II 级		级
小青矿		级		级
大兴矿		级		级

各矿井区土壤中重金属所致成人和儿童健康危害风险综合水平如表8所示,并根据风险评价标准值划分的等级对健康风险进行分级。

由表8可知:成人年均风险值处于 I、II 风险等级,表明土壤中重金属元素对成人身体健康没有造成太大威胁。在同样的环境条件下,儿童风险等级要比成人的普遍高出两个等级,处于中风险、中高风险等级,这是由于儿童对土壤的暴露程度偏高、摄取速率快以及自身特殊的身体状况造成的。

### 3 结论

通过上述研究,可以得出:

(1) 矿区土壤中各种重金属元素变异系数均处在 0.41~0.77 之间,属于强变异,表明人类活动对该矿区土壤重金属含量产生了较大的影响。

(2) 尽管矿区土壤中 Cd 含量高于辽宁省背景值和国家一级标准值,但是 Cd 所造成的年均风险值并不高,对人体健康威胁也不大。

(3) 开采时间越长的矿区,个人年均风险值越大,致癌重金属对人体产生的年均风险值较大,三种致癌重金属风险大小依次为 Cr<sup>6+</sup>>As>Cd,因此应将 Cr 作为首要的环境管理控制指标。

(4) 成人年均风险值处于 I、II 两个等级,同一矿区儿童年均风险值要比成人年均风险值高出两个等级,表明土壤中重金属元素对成人身体影响不大。儿童受土壤重金属的影响更应该引起有关管理部门和社会的重视。

### 参考文献

[1] 韩春梅, 王林山, 巩宗强等. 土壤中重金属形态分布及其环境学意义[J]. 生物学杂志, 2005, 24(12): 1499~1502.  
 [2] 周启星, 黄国宏. 环境生物地球及全球环境变化[M]. 北京: 科学出版社, 2001.  
 [3] 魏树和, 周启星. 重金属污染修复基本原理及强化措施探讨[J]. 生态学杂志, 2004, 23(1): 65~72.  
 [4] 王高辉. 矿区煤矸石山周围土壤重金属分布规律研究[J]. 能源环境保护, 2008, 22(2): 11~18.  
 [5] 孙树青, 胡国华, 王勇泽, 等. 湘江干流水环境健康风险评价[J]. 安全与环境学报, 2006, 6(2): 12~15.  
 [6] 王显炜, 徐友宁, 杨敏, 等. 国内外矿山土壤重金属污染风险评价方法综述[J]. 中国矿业, 2009, 18(10): 54~56.  
 [7] 吴春发. 复合污染土壤环境安全预测预警研究—以浙江省富阳市某污染场地为例[D]. 杭州: 浙江大学博士学位论文, 2008.4.  
 [8] 朱成. 重庆市典型搬迁企业土壤污染现状及健康风险评价[D]. 重庆: 西南大学硕士学位论文, 2008.7.

(下转第 64 页)

部门批复文件等;

(5)企业环保管理制度

(6)环境管理体系管理手册、程序文件等。

### 3.4 清洁生产水平评估与节能减排潜力分析

通过污染减排对标判定企业现状清洁生产水平,结合企业实际情况发现的问题和潜力,并制定改进措施和实施规划,以期进一步提高指标水平。

冀中能源股份有限公司辖内煤炭采选企业于2010年开展了污染减排对标工作,依托较为先进的生产工艺技术与装备和完善的管理体系,公司辖内企业各类清洁生产指标均达到清洁生产标准二级以上水平,清洁生产综合水平达到国内先进水准。尽管如此,结合公司辖内各企业具体情况和冀中能源股份有限公司的综合实力,仍发现了一定的问题和节能减排潜力,详细内容见表2。

表2 存在的问题及节能减排潜力一览表

序号	所属单位	存在问题	改进方案	节能减排潜力	实施时间
1	邢台矿	原煤生产电耗虽达到清洁生产二级水平,但仍有进一步降低的潜力	西风井抽风机变频改造,提高抽风机电机运行的合理性和经济性	预计节电 55万 kWh/a	2011~2012年
2		中央抽风机及电机改造,更换中央抽风机及电机类型,采用高效、节能型设备,降低电能消耗,同时降低噪声污染	预计节电 90万 kWh/a	2011~2012年	
3	章村矿	矿井水废热和电厂冷却水余热未回收利用	采用水源热泵技术,回收矿井水废热和电厂冷却水余热,实现生活供热、井口保温、洗浴热水和夏季制冷的余热化,安装5套375kW高温热泵机组和8套137kW低温热泵机组。	减少蒸汽消耗和 空调电力消耗	2010~2011
4	葛泉矿	随着矿井开采年限的延长,矿井水涌水量逐年增多,按照现行矿井水的处理工艺和矿井水的回用范围,很难保证较高的矿井水回用率	对矿井水处理站进行改造,完善处理工艺,提高处理能力,满足逐年增加的矿井涌水的处理需要;同时,扩大矿井水的回用范围,铺设输水管网,将处理后的矿井水用于家属楼冲厕用水和井下生产用水	提高矿井水的利用率,减少新水消耗	2011~2015

## 4 结论

通过污染减排对标不仅能够判定煤炭生产企业现状清洁生产水平,更重要的是能够使企业发现自身存在的问题和与先进企业的差距,找到节

能减排的潜力,并提出针对性改进方案。通过改进方案的实施,能够进一步提高企业清洁生产水平、发展循环经济、实现可持续发展。

(上接第56页)

[9]李静,俞天明,周洁等.铅锌矿区及周边土壤铅、锌、镉、铜的污染健康风险评价[J].环境科学,2008,9(8):2327~2330.

[10]张素娟.蓝田冶炼厂周边农田土壤及小麦籽粒重金属污染分析俞评价[D].西安:陕西师范大学硕士学位论文,2009.6.

[11]车飞,于云江,胡成等.沈抚灌区土壤重金属污染健康风险初步评价[J].农业环境科学学报,2009,28(7):1439~1443.

[12]郭广慧,宋波等.城市土壤重金属含量及其对儿童健康风险的初步评价—以四川省宜宾市为例[J].长江流域资源与环境,2010,19(8):946~952.

[13]丁昊天,袁兴中,曾光明等.基于模糊化的长株潭地区地下水重金属健康风险评价[J].环境科学研究,2009,22(11):1323~1328.

[14]王丽慧,王翠红,叶丽丽,刘新亮.城郊蔬菜土壤铅和镉污染研究进展[J].湖南农业科学,2009.5:50~52,57.

[15]刘淑云,张国光.铁法矿区煤的基本特征及其微量元素[J].洁净煤技术,2006,12(4):64~66.

[16]徐友宁,陈社斌,陈华清,袁汉春.大柳塔煤矿开发土壤重金属污染响应研究[J].中国矿业,2007.16(7):47~54.

[17]胡二邦,姚仁太,任智强等.环境风险评价浅论[J].辐射防护通讯,2004,24(1):20~26.

[18]张鑫.安徽铜陵矿区重金属元素释放迁移地球化学特征及其环境效应研究[D].合肥:合肥工业大学博士学位论文,2005.