

神木矿区土壤重金属含量特征及潜在风险评价

石占飞, 王 力*

(西北农林科技大学黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西 杨凌 712100)

摘要:通过对神府煤田开采区2个典型煤矿周围土壤0~60 cm土层镉(Cd)、铜(Cu)、锌(Zn)、铬(Cr)、铅(Pb)含量进行测定,分析了煤矿周围土壤重金属含量随深度的变化趋势,评价了煤矿开采对周围土壤的重金属污染程度和潜在生态风险。结果表明:(1)两个煤矿周围土壤重金属含量随深度变化的趋势基本相同,但变化幅度有明显差异,四道沟煤矿土壤中重金属含量大于凉水井煤矿;(2)凉水井和四道沟煤矿土壤中Cd含量平均值均超过国家一级标准土壤背景值,分别为 $0.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,四道沟煤矿的污染程度较凉水井煤矿严重,说明小型煤矿的开采对环境的污染更明显;(3)两个煤矿周围土壤综合污染程度在9.71~13.61之间,处于中等污染水平,其中凉水井煤矿平均值为10.11,四道沟煤矿平均值为11.39,单项重金属污染系数平均值从高到低顺序为 $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr}$,其中Cd的平均污染系数为5.43,处于高污染水平;(4)两个煤矿周围土壤生态风险指数值范围在104.83~144.75之间,其中凉水井煤矿平均值为115.51,四道沟煤矿平均值为133.53,均处于低风险水平,但最大值已经接近中等风险程度,从单种污染元素来看,Cd的生态风险系数范围为87.5~132.5,生态风险达到较高程度。研究结果可为矿区土壤环境质量评价工作及煤矿周围土壤重金属污染的综合治理提供科学依据。

关键词:土壤重金属;土壤污染;生态风险;神木矿区

中图分类号:X820.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)06-1150-09 doi:10.11654/jaes.2013.06.010

Contents of Soil Heavy Metals and Evaluation on the Potential Pollution Risk in Shenmu Mining Area

SHI Zhan-fei, WANG Li*

(State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming of Loess Plateau, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

Abstract: In recent years, considerable attention has been paid to the problem of soil contamination with heavy metals to prevent further environmental deterioration and to examine applicable methods of soil remediation. In this case study, the contents and vertical distribution of heavy metals (Cd, Cu, Zn, Cr, Pb) in soils around two collieries in Shenfu Coal Mine Area were analyzed, and the pollution degree and potential ecological risks of the heavy metals were evaluated by the Potential Ecological Risk Index. The results indicated that (1) The change trends of heavy metals in the 0~60 cm soil profile were similar between two collieries, and the content of soil heavy metals in Sidaogou Colliery was higher than that of Liangshuijing Colliery; (2) The average contents of cadmium in soils surrounding two Collieries were higher than the national soil background value ($0.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), which were $0.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in Liangshuijing Colliery and $0.47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in Sidaogou Colliery; (3) The values of (the comprehensive pollution degree) were 10.11 in Liangshuijing Colliery and 11.39 in Sidaogou Colliery respectively, indicating the comprehensive pollution degree was in middle-grade level. The single pollution index for different heavy metals had the following rule: $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cr}$, and the corresponding value for cadmium was 5.43, indicating cadmium pollution was relatively serious in the soils of two collieries; (4) The total potential ecological risk factors varied in the range of 104.83~144.75, with mean values of 115.51 in Liangshuijing Colliery and 133.53 in Sidaogou Colliery, respectively, indicating the risk grade was in relatively low level. From the analysis of the single heavy metal element, the cadmium had the highest contribution to the potential ecological risk. This study will contribute new information about the potential pollution risk of soil heavy metals in Shenmu Mining Area, and it is predictable that those results could be helpful to protection of soils surrounding the collieries.

Keywords: soil heavy metal; soil pollution; ecological risk; Shenmu Mining Area

收稿日期:2012-11-16

基金项目:国家自然科学基金项目(51239009;41271239);中国科学院“西部行动”计划项目(KZCX2-XB3-13)

作者简介:石占飞(1983—),男,河北宁晋人,硕士。研究方向为土壤物理与土壤生态。E-mail:shizhanfei0102@163.com

*通信作者:王 力 E-mail:wangli5208@nwsuaf.edu.cn

自然状态下,土壤重金属和土壤基本营养元素一样,都来源于成土母质和残落生物。在煤田开发区,随着煤炭资源的大规模开采,尤其是不合理的开发利用,矿区土壤重金属含量会明显增加,导致土壤环境发生污染^[1],严重制约着国民经济的良性发展。同时,以各种化学状态或化学形态存在的重金属,在进入环境或生态系统后就会存留、积累和迁移,经过食物链进入人体,产生食物链浓缩,威胁人类的健康和生命安全^[2-3]。煤矿周围土壤重金属污染主要来源于采煤和运煤过程中产生的废水、废渣、煤矸石以及粉煤灰的迁移和沉降。处在风蚀水蚀交错区的神木矿区,煤矿粉尘的迁移沉降作用尤其明显,在风力作用下,煤矿粉尘在煤矿周围土壤中重新分布,通过淋溶渗滤进入到土壤中,增加了对周围土壤的污染。

目前,煤炭资源开采引发的重金属污染受到国内外学者的广泛重视。Teixeira等^[4]对巴西煤矿开采区河流底部沉积物中的重金属进行了研究,结果表明该区受到了明显的Cu、Fe、Ni、Pb、Zn等重金属污染;Clark等^[5]对澳大利亚德雷克矿区地表水的研究表明该区存在很高的Cd、Cu、Zn等元素的累积。Yenilmez等^[6]利用GIS技术研究了土耳其废弃煤矿区重金属的污染行为和空间分布,发现Cr、Ni、Cu等高污染元素浓度与矿区径流通道紧密相关。张理等^[7]对兰州红古矿区土壤重金属的污染进行了研究,表明该矿区土壤均不同程度地受到重金属Cr、Cd、Co、Cu、Mn、Pb、Zn的污染。近年来,国内学者针对矿区土壤污染的研究评价工作已经较为普遍,但多集中在煤矸石对土壤环境效应方面^[8],而对矿区土壤重金属含量变化和潜在破坏力方面的研究还不多见,特别是对位于风蚀水蚀区的特大型能源基地——神木矿区,该方面研究仅有零星报道^[9]。本文以神木矿区作为研究区域,选择典型煤矿为研究对象,主要研究了煤矿周围土壤重金属含量分布状况,利用单因子指数法和内梅罗综合指数法进行土壤重金属现状污染评价,并用生态风险指数法分析了煤矿周围土壤潜在的生态危害,以期为区域土壤环境质量评价工作及煤矿周围土壤重金属污染的综合治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

神木县位于陕北黄土高原向内蒙古高原的过渡地带^[10],北纬38°12′~39°27′,东经109°40′~110°30′。县境内海拔738.7~1 448.7 m,总体呈现西北高、东南

低的趋势。地貌类型主要分为两种:以明长城为界,长城以北为风沙草滩地貌,面积约占全县总面积的51%;长城以南为黄土丘陵沟壑地貌,面积约占全县总面积的49%。县域内水资源比较丰富,流经境内的河流有黄河、窟野河、秃尾河和流入红碱淖(为我国最大的沙漠淡水湖)的几条河流组成的内陆水系。神木县煤炭资源丰富,现已探明储煤面积约为4500 km²,占全县总面积的59%,总储量约为500亿t,是目前我国重要的煤炭供应基地。神木矿区煤层地质构造简单,埋层浅,容易开采,煤质优良,燃烧过程中化学性质和热稳定性良好,是动力能源、化学工业和居民用煤的理想资源。20世纪90年代末以来,在西部大开发的背景下,该区采煤业迅猛发展,煤炭业已成为该县支柱产业,“十一五”末煤炭产量已达1亿t^[11]。本文所选研究样区为凉水井煤矿和四道沟煤矿,均位于神木县城西南部。凉水井煤矿隶属国有大型煤田,东距神木县城25 km,井田东西长10.89 km,南北宽5~10 km,面积68.1 km²,年生产能力约400万t,服务年限70年;四道沟煤矿为地方小型煤田,东距神木县城15 km,年产10万t,因要求当地煤矿区年产量必须达到30万t,已于2004年停产废弃(距样品采集时间为5年)。2个煤矿相距约10 km,气候条件一致,多年平均降水量430 mm,4—9月降水量占全年的94%,年均干燥度为1.8,年蒸发量1400 mm左右,属半干旱地区。年均气温7~9℃,绝对温差高达60~76℃。年均大风日数4~87 d,年均沙尘暴日数多在4 d以上。研究区沙壤质砂黄土占较大比例。2个煤矿周围均没有其他工矿企业。

1.2 研究方法

1.2.1 样点设置和土样采集

土壤样品采集于2009年9月。采样点根据当地主要风向和地表植被状况设置,在煤矿生产区(储煤场附近)及四周距煤矿生产区约150 m处各设一个采样点,共设样点10个(凉水井煤矿采样点设为A1、A2、A3、A4、A5,四道沟煤矿设为B1、B2、B3、B4、B5),在每个采样点以“S”形法多点混合取样,采集0~10、10~20、20~40、40~60 cm层土样(均为约1 kg),密封带回实验室,用于测定土壤重金属含量。各样点基本理化性质见表1。

1.2.2 土壤中重金属元素的测定

将土样在实验室自然风干,剔除杂物,研磨过0.15 mm筛。取2.0 g制备好的土样放置于瓷坩埚内,在900℃的高温电阻炉内加热20~30 min,待冷却后

表 1 各采样点基本情况描述
Table 1 Basic descriptions of sampling sites

样点 Sampling site	位置 Location	主要植物种 Main species	容重/g·cm ⁻³ Bulk density	土壤质地 Soil texture	土壤类型 Soil type	pH 值
A1	凉水井煤矿生产区	茵陈蒿+沙蒿	1.47	砂壤	风沙土	9.13
A2	生产区东面 150 m	沙打旺+阿尔泰狗娃花	1.43	砂壤	风沙土	9.13
A3	生产区北面 150 m	柠条+沙蒿	1.48	砂壤	风沙土	9.13
A4	生产区南面 150 m	早熟禾+白草	1.38	粉壤	新黄土	9.13
A5	生产区西面 150 m	油松+小叶杨	1.45	壤土	绵沙土	9.13
B1	四道沟煤矿生产区	茵陈蒿+猪毛蒿	1.54	砂壤	风沙土	9.12
B2	生产区东面 150 m	沙打旺	1.38	粉壤	新黄土	9.12
B3	生产区西面 150 m	柠条+沙蒿	1.45	砂壤	风沙土	9.12
B4	生产区北面 150 m	长芒草+白草	1.49	壤土	绵沙土	9.12
B5	生产区南面 150 m	山枣	1.40	粉壤	新黄土	9.12

转入盛有聚四氟乙烯的烧杯内,然后在通风柜橱内 200~250 ℃范围内低温加热消解,并使样品蒸发至干,最后用 2%的 HNO₃ 溶液溶解所得残渣,待温度降至室温后定容至 50 mL 摇匀待测。用等离子光谱仪(ICP)测定上述待测液中待测元素的质量浓度(mg·kg⁻¹)。测定的土壤重金属元素包括镉(Cd)、铜(Cu)、锌(Zn)、铬(Cr)、铅(Pb)。

1.2.3 单因子评价法和内梅罗综合指数评价方法

当前土壤重金属污染评价的方法主要有单因子指数法和内梅罗综合污染指数法。单因子指数法主要评价单项污染元素在土壤中的残留危害程度;内梅罗综合指数则在单因子法的基础上,对环境主要污染物进行综合污染评价,突出了高浓度物质在土壤环境中的影响,找出环境污染中应重视和防范的元素。这两种评价法的计算公式如下:

单因子指数法: $P_i=C_i/S_i$ (1)

内梅罗综合指数法: $I=\{[(P_{i_{\text{Max}}})^2+(P_{i_{\text{Ave}}})^2]/2\}^{1/2}$ (2)

式中: P_i 为土壤中污染物*i*的污染指数; C_i 为*i*种污染物实际所测定的浓度,mg·kg⁻¹; S_i 为所测土壤中污染物*i*的标准值(可按实际评级需要选择合适标准值); $P_{i_{\text{Max}}}$ 为各单项污染因子中环境质量污染指数中最大值; $P_{i_{\text{Ave}}}$ 为各单因子环境质量指数的平均值。

本文以国家土壤环境质量标准^[12](表 2)和土壤污染分级标准(表 3)为依据,比较说明研究区土壤环境重金属污染现状。

表 3 内梅罗指数评价等级^[13]
Table 3 Grading standard of Nemerow index

等级 Grade	内梅罗综合污染指数 Nemerow comprehensive index	污染等级描述 Grade description
I	$I \leq 0.7$	清洁(安全)
II	$0.7 < I \leq 1.0$	尚清洁(警戒线)
III	$1.0 < I \leq 2.0$	轻度污染
IV	$2.0 < I \leq 3.0$	中度污染
V	$I > 3.0$	重度污染

1.2.4 潜在风险评价方法

(1)潜在生态风险指数法

土壤重金属污染风险评价方法主要有潜在生态风险指数法和地质累积指数法^[14],本文采用潜在生态风险指数法(The Potential Ecological Risk Index)^[15],该方法为瑞典科学家 Hakanson 根据重金属元素对环境作用的特点和影响大小不同而提出的评价方法,综合考虑了重金属含量及其生态环境效应,并且与毒理学原理联系起来,指出了环境污染物中应该特别注意的

表 2 土壤重金属含量标准(GB 15618—1995)
Table 2 Standard of soil heavy metals

项目 Item	陕北土壤背景值(风沙土) Background value of soil in Northern Shaanxi	国家一级标准自然背景值 National first standard	国家二级标准 National second standard		
			pH<6.5	6.5<pH<7.5	pH>7.5
Cd	0.08	0.20	0.30	0.60	1.00
Pb	16.75	35	250	300	350
Cr	33.30	90	150	200	250
Cu	14.06	35	50	100	100
Zn	43.35	100	200	250	300

物质, 定量的划分出重金属对生态环境的危害潜力, 对土壤环境污染的预控有重要意义。其计算公式为:

$$C_f = C_i / C_n \quad (3)$$

$$C_p = \sum C_f \quad (4)$$

$$E_i = T_i \times C_f \quad (5)$$

$$RI = \sum E_i = \sum T_i \times C_f \quad (6)$$

式中: C_f 为某单项重金属元素的污染系数; C_i 为重金属元素实际含量; C_n 为原始母质或生物沉积物中污染物含量(计算所需的参照值); C_p 为综合污染程度, 即多种污染物的污染系数之和; E_i 为某单项污染物的潜在生态风险参数; T_i 为某单项污染物的毒性响应系数; RI 为多因子潜在生态风险参数^[16-17]。 C_f 、 E_i 、 C_p 和 RI 值所对应的具体评价标准见表 4^[18]。

(2) 参照值和毒性响应系数的确定

参照值的确定: 目前对参照值的选择有多种思路, 有的学者以全球重金属沉积物平均值为参照值, 有的以当地重金属沉积物平均值为参照值, 有的以国家土壤自然背景值为参照值。考虑神木矿区风蚀水蚀交错带成土母质和地球化学元素原始含量较低的实际, 有针对性的反映该区土壤重金属对环境的影响, 本次研究土壤背景值的设置参照国家一级标准土壤自然背景值(表 2)^[19-20]。

元素毒性响应系数的确定: 重金属的毒性响应系数揭示了其对人体、动植物的危害程度和毒性水平。以 Hakanson 制定的重金属毒性系数为依据, 同时参照近年来国内外学者对该领域的研究进展^[1, 21], 采用了所评价元素的毒性响应系数, 即元素 Cd、Pb、Cr、Cu、Zn 的毒性响应系数分别为 20、5、2、5、1。

1.2.5 数据处理

试验数据用 SPSS(18.0) for Windows 统计软件相应程序进行分析。

2 结果分析

2.1 土壤重金属垂直分布特征

图 1 显示了各样点重金属含量随土层深度的变

化状况。可以看出, 2 个煤矿周围土壤重金属含量随深度变化的趋势基本相同, 但变化幅度有明显差异, 镉(Cd)、铬(Cr)含量随深度增加含量呈先减小后增大趋势, 到 60 cm 深度含量又与表土接近; 铜(Cu)、锌(Zn)含量随深度的增加呈减小趋势, 锌含量在 0~20 cm 内随深度急剧减小。四道沟煤矿土壤铜含量随深度变化幅度较大, 而凉水井煤矿则变化不明显; 铅含量在 0~60 cm 深度内变化不明显, 处于一个较稳定状态。总体看, 四道沟煤矿土壤中重金属含量大于凉水井煤矿, 尤其铬含量差异明显($P < 0.01$)。

2.2 土壤重金属现状污染评价

土壤重金属污染一般从表层开始逐渐向下延伸, 因此对土壤重金属的评价一般采用表层 0~20 cm 土样进行。将所测 0~10 cm 和 10~20 cm 土样重金属含量取平均值, 即为 0~20 cm 土层重金属含量。根据各样点土壤 0~20 cm 重金属含量测定结果可知(表 5), 凉水井和四道沟煤矿土壤中 Cd 含量介于 0.35~0.53 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值分别为 0.40、0.47 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 超过国家一级标准自然土壤背景值 (0.20 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); Zn 含量在 70.42~129.60 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 88.02 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其中四道沟煤矿有 2 个样点超过了背景值; Cr 含量在 13.69~41.69 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 27.58 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 远小于国家一级标准自然背景值(90 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 也低于陕北土壤自然背景值 (33.30 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); Pb 含量在 14.26~19.74 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 16.47 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 没有样点超过国家一级标准自然土壤背景值; Cu 含量在 11.71~34.13 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 平均值为 20.86 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 各样点含量差异较大。

国内多数学者对土壤中重金属元素污染评级时多根据当地土壤背景值选择评价指标, 由于神木矿区土壤主要为风沙土和绵沙土, 土壤自然背景值较低^[19], 且土壤 pH 高于 7.5; 同时, 矿区地处黄土高原水蚀风蚀交错带, 属于半干旱草原地带, 植被稀疏, 风蚀水蚀强烈, 为典型的生态环境脆弱区, 当前生态环境的恢复和保护区域自然生态是区域的首要课题, 也是国家

表 4 污染物污染程度及潜在风险程度评价分级标准

Table 4 Standard of pollution degree and potential ecological risk index

综合污染程度 Degree of pollution		潜在生态污染参数 Potential ecological risk factor		潜在生态污染指数 Potential ecological risk index	
$C_p < 8$	轻微污染	$E_i < 40$	轻微生态危害	$RI < 150$	轻微生态危害
$8 \leq C_p < 16$	中等污染	$40 \leq E_i < 80$	中等生态危害	$150 \leq RI < 300$	中等生态危害
$16 \leq C_p < 32$	较强污染	$80 \leq E_i < 160$	强生态危害	$300 \leq RI < 600$	强生态危害
$C_p \geq 32$	很强污染	$160 \leq E_i < 320$	很强生态危害	$RI \geq 600$	很强生态危害
		$E_i \geq 320$	极强生态危害		

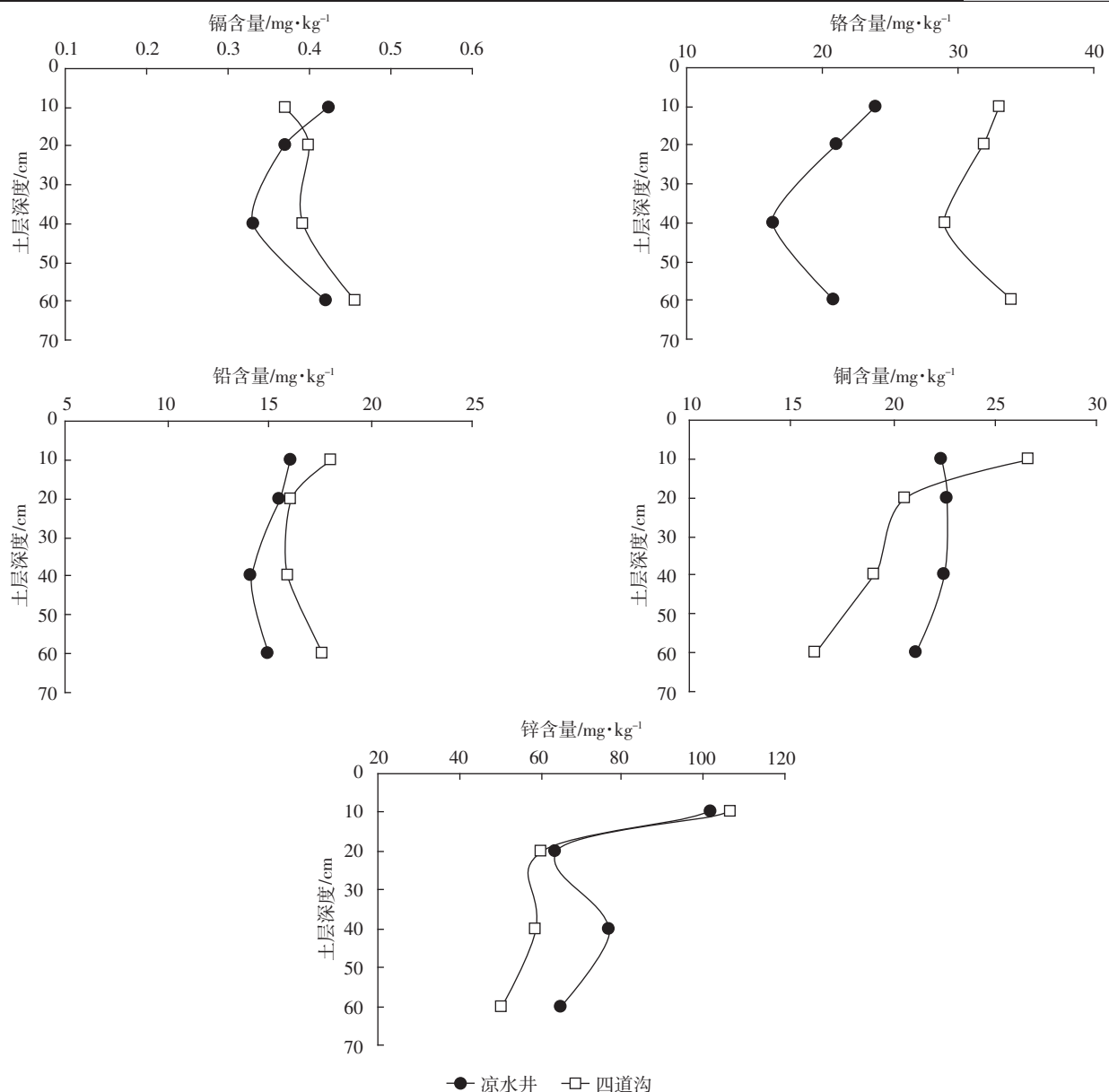


图1 土壤重金属含量垂直分布特征

Figure 1 Vertical distribution of soil heavy metals in the 0~60 cm soil profile

退耕还林还草工程的重点实施区域。基于此,选用国家一级标准即自然背景值作为标准值进行评级,评价结果见表6。可以看出,Cd元素污染指数最高,其中凉水井煤矿有3个样点达到中度污染水平,2个样点达到轻度污染水平,四道沟煤矿5个样点全部达到中度污染水平;Zn元素的含量也均达到了警戒水平,其中四道沟煤矿有2个样点达到轻度污染水平;Cu元素含量有3个样点达到警戒水平,其中凉水井煤矿2个样点,四道沟煤矿1个样点;其余元素含量均为安全等级。内梅罗综合污染指数结果表明,2个煤矿周围有9个样点土壤污染程度达到了轻度污染水平,1

个样点为警戒水平。主要原因为土壤中镉含量相对较高,对内梅罗综合污染指数的贡献最大。相对而言,四道沟煤矿的污染程度较凉水井煤矿严重,原因可能是小型煤矿的不合理开采或管理对环境的污染更明显,即使经过5年时间自然恢复,重金属含量依然较高,说明需要较长时间才可能恢复到低污染状态。

2.3 土壤重金属潜在生态风险评价

2.3.1 单项污染系数及综合污染系数

土壤重金属单项污染系数及综合污染程度评价结果见表7。可以看出,两个煤矿周围土壤综合污染程度在9.71~13.61之间,平均值为10.75,处于中等污

表 5 土壤重金属测定结果($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Table 5 The contents of soil heavy metals

样点 Sampling site		Cr	Pb	Cd	Cu	Zn
凉水井 Liangshuijing Colliery	A1	13.69	16.03	0.44	23.50	93.20
	A2	16.34	15.05	0.41	16.90	66.41
	A3	30.72	16.01	0.38	20.16	71.62
	A4	17.21	15.30	0.35	27.04	91.66
	A5	34.79	16.77	0.41	25.18	90.84
	均值 Mean	22.55	15.83	0.40	22.56	82.75
	变异系数 CV	0.42	0.04	0.09	0.18	0.15
四道沟 Sidaogou Colliery	B1	41.96	19.74	0.46	34.13	129.60
	B2	40.19	17.62	0.52	14.62	81.21
	B3	24.39	14.26	0.53	11.71	70.42
	B4	27.55	15.57	0.44	15.24	108.03
	B5	28.95	18.36	0.40	20.10	77.20
	均值 Mean	32.61	17.11	0.47	19.16	93.29
	变异系数 CV	0.24	0.13	0.12	0.46	0.27
国家一级标准		90.00	35.00	0.20	35.00	100.00

表 6 土壤重金属污染指数
Table 6 The pollution index of soil heavy metals

样点 Sampling site		Cr	Pb	Cd	Cu	Zn	内梅罗综合污染指数(<i>I</i>) Comprehensive pollution index	污染程度 Pollution grade
凉水井 Liangshuijing Colliery	A1	0.15	0.46	2.20	0.67	0.93	1.19	轻度污染
	A2	0.18	0.43	2.05	0.48	0.66	1.09	轻度污染
	A3	0.34	0.46	1.90	0.58	0.72	1.03	轻度污染
	A4	0.19	0.44	1.75	0.77	0.92	0.96	警戒
	A5	0.39	0.48	2.05	0.72	0.91	1.12	轻度污染
	均值 Mean	0.25	0.45	2.00	0.64	0.83	—	—
四道沟 Sidaogou Colliery	B1	0.47	0.56	2.30	0.98	1.30	1.28	轻度污染
	B2	0.45	0.50	2.60	0.42	0.81	1.39	轻度污染
	B3	0.27	0.41	2.65	0.33	0.70	1.40	轻度污染
	B4	0.31	0.44	2.20	0.44	1.08	1.19	轻度污染
	B5	0.32	0.52	2.00	0.57	0.77	1.08	轻度污染
	均值 Mean	0.36	0.49	2.35	0.55	0.93	—	—

染水平^[18],其中凉水井煤矿平值为 10.11,四道沟煤矿平值为 11.39。单项重金属污染系数平均值从高到低顺序为 $\text{Cd}>\text{Zn}>\text{Cu}>\text{Pb}>\text{Cr}$,其中 Cd 的平均污染系数值为 5.43,处于高污染水平,且远大于其他元素;Cr 和 Pb 的平均污染系数值 <1 ,对环境基本不构成影响;Zn 和 Cu 的平均污染系数值分别为 2.03 和 1.48 处于中等污染水平。

2.3.2 单项元素潜在生态风险系数和生态风险指数

土壤重金属元素生态风险系数和生态风险指数评价结果见表 8。两个煤矿周围土壤生态风险指数值范围在 104.83~144.75 之间,平均值为 124.52,其中凉

水井煤矿平均值为 115.51,四道沟煤矿平均值为 133.53,均处于低风险水平,但最大值已经接近中等风险程度。从单种污染元素来看,Cd 的生态风险系数范围为 87.5~132.5,平均值为 108.5,生态风险达到了较高程度,其他元素的风险系数处于较低水平。各单项元素的生态风险影响程度由大到小顺序为 $\text{Cd}>\text{Cu}>\text{Pb}>\text{Zn}>\text{Cr}$ 。从以上数据可以看出,Cd 为神木矿区土壤环境中最主要的污染元素和潜在风险元素,其污染和生态风险贡献比例分别达到了 50%和 87.13%,造成这一结果的原因是该区 Cd 含量明显高于土壤背景值和 Cd 的生物毒性系数较高所致。

3 讨论

以国家一级土壤环境质量为标准,研究区 Cd 污染已达中等程度,Zn 已达警戒水平,Cu 接近警戒水平;重金属潜在风险指数位于 104.83~144.75 之间,平均值为 124.52,最大值接近中等风险程度,说明本区煤炭资源开发活动对土壤环境造成了一定程度的累积污染。而以国家二级土壤环境质量为标准,研究区 5 种重金属元素含量均低于二级标准限值,整体符合国家二级标准要求,并且还有较大的重金属环境容量。国家一级标准为保护区域自然生态,维持自然背景的土壤环境质量的限制值;二级标准为保障农业生产,维护人体健康的土壤限制值^[12]。神木矿区地处黄土高原水蚀风蚀交错带,属于半干旱草原地带,年降

水量低(430 mm),风沙地貌和流水侵蚀地貌交错分布,形成农牧交错和水蚀风蚀交错的特殊地区。本区气候变化剧烈,植被稀疏,春季风蚀强烈,夏季暴雨侵蚀频繁,侵蚀模数超过 $10\,000\text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 的面积达 8%,为典型的生态环境脆弱区^[10]。由于本区气候变化的剧烈性,地形和产沙层的复杂性,植被退化和沙化的严重性,加之不合理的开垦、放牧及对矿产资源掠夺式开发等因素,煤田开发区演变为强烈的侵蚀中心,黄土高原最大侵蚀模数和最大含沙量均出现在本区域内,成为黄河下游河床粗泥沙的主要来源区,在增加入黄泥沙的同时,又加剧了生态环境的恶化^[22]。鉴于环境治理和煤田开发的迫切需要,黄土高原水蚀风蚀交错带煤田开发区生态环境的恢复和保护区域自然生态是当前区域的首要课题,也是国家退耕还林还

表 7 土壤重金属单项污染系数及综合污染程度

Table 7 Single pollution indexes and integrated pollution extent of soil heavy metals

样点 Sampling site		单项污染系数(C_i)Single pollution index					综合污染程度(C_p) Degree of pollution	污染程度 Pollution grade
		Cr	Pb	Cd	Cu	Zn		
凉水井 Liangshuijing Colliery	A1	0.41	0.96	5.50	1.67	2.15	10.69	中
	A2	0.49	0.90	5.13	1.20	1.53	9.25	中
	A3	0.92	0.96	4.75	1.43	1.65	9.71	中
	A4	0.52	0.91	4.38	1.92	2.11	9.84	中
	A5	1.04	1.00	5.13	1.79	2.10	11.06	中
四道沟 Sidaogou Colliery	B1	1.26	1.18	5.75	2.43	2.99	13.61	中
	B2	1.21	1.05	6.50	1.04	1.87	11.67	中
	B3	0.73	0.85	6.63	0.83	1.62	10.67	中
	B4	0.83	0.93	5.50	1.08	2.49	10.83	中
	B5	0.87	1.10	5.00	1.43	1.78	10.18	中
均值 Mean		0.83	0.98	5.43	1.48	2.03	10.75	—

表 8 土壤重金属潜在生态风险指数

Table 8 The potential ecological risk of soil heavy metals

样点 Sampling site		潜在生态风险系数(E_i)Potential ecological risk factor					生态风险指数(R/I)Potential ecological risk index	风险等级 Risk grade
		Cr	Pb	Cd	Cu	Zn		
凉水井 Liangshuijing Colliery	A1	0.82	4.79	110.00	8.36	2.15	126.11	低
	A2	0.98	4.49	102.50	6.01	1.53	115.52	低
	A3	1.85	4.78	95.00	7.17	1.65	110.45	低
	A4	1.03	4.57	87.50	9.62	2.11	104.83	低
	A5	2.09	5.01	102.50	8.95	2.10	120.65	低
四道沟 Sidaogou Colliery	B1	2.52	5.89	115.00	12.14	2.99	138.54	低
	B2	2.41	5.26	130.00	5.20	1.87	144.75	低
	B3	1.46	4.26	132.50	4.16	1.62	144.01	低
	B4	1.65	4.65	110.00	5.42	2.49	124.21	低
	B5	1.74	5.48	100.00	7.15	1.78	116.15	低
平均值 Mean		1.66	4.92	108.50	7.42	2.03	124.52	低

草工程的重点实施区域。基于这一背景以及矿区的经济主要依赖煤田开发,农业生产已居于极为次要地位,区内已不再强调农业生产,本文选用国家一级标准即自然背景值作为标准值进行土壤重金属污染评级。据徐友宁等^[9]研究,神木矿区煤矸石是以煤层夹石、伪顶、伪底岩石为主的黑矸,矸石中含有一定量的重金属元素,尽管含量低于国家土壤环境质量二级标准限值,但是长期随意堆排、大风扬尘、降水淋溶必对土壤环境造成污染。通过与未开采区土壤元素含量的比值发现,煤矸石中的Hg、Pb、Cd、Cu含量均升高,说明煤矸石长期堆置和排放对土壤Cd、Hg的累积影响明显,并进而污染地表水和地下水。

4 结论

通过对凉水井煤矿和四道沟煤矿周围土壤重金属现状评价与风险预测,得出了以下结论:

(1) 0~40 cm土层中土壤重金属含量随土层深度增加而减小。40 cm土层以下,不同元素含量变化规律不同,说明40 cm以下土壤重金属含量受地上矿区活动影响较小。

(2) 单因子指数法和内梅罗综合指数法对两个矿区土壤重金属污染评价结果显示,两个煤矿绝大多数样点综合污染指数已达轻度污染程度,单项因子污染指数由大到小顺序为Cd>Zn>Cu>Pb>Cr, Cd污染已达中等程度, Zn已达警戒水平, Cu接近警戒水平,而Pb和Cr为清洁水平。

(3) 重金属潜在风险指数在104.83~144.75之间,平均值为124.52,处于低风险水平,但最大值已经接近中等风险程度。凉水井煤矿生态风险程度小于四道沟煤矿, RI值分别为115.51和133.53, 单项元素的生态风险影响程度由大到小顺序为Cd>Cu>Pb>Zn>Cr, 其中Cd对RI值的贡献最大, 为神木矿区土壤环境中最主要的污染元素和潜在风险元素。

(4) 四道沟煤矿的污染程度较凉水井煤矿严重, 说明小型煤矿的开采对环境的污染更明显, 即使经过5年时间恢复, 重金属含量依然较高, 恢复需要较长时间。

由于本研究没有测定研究区煤炭中各种重金属的确切含量及化学形态, 因此还不能说明矿区土壤重金属污染的化学行为; 但神木矿区有关煤炭开采与土壤及水体重金属污染之间的关系已有公开报道^[7,9,23], 说明煤田开发应是矿区土壤重金属污染的重要因素。本研究表明矿区土壤中多种重金属含量已处于中度

污染水平, 因此在煤田开发过程中应加强重金属污染的预防和治理。

参考文献:

- [1] 李海霞, 胡振琪, 李 宁, 等. 淮南某废弃矿区污染场的土壤重金属污染风险评价[J]. 煤炭学报, 2008, 33(4): 423-426.
LI Hai-xia, HU Zhen-qi, LI Ning, et al. Integrate risk assessment of the heavy metal contamination in key regions of mining area in Huainan[J]. *Journal of China Coal Society*, 2008, 33(4): 423-426.
- [2] Giaccio L, Cicchella D, De Vivo B, et al. Does heavy metals pollution affects semen quality in men? A case of study in the metropolitan area of Naples (Italy) [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2012, 112: 218-225.
- [3] Olawoyin R, Oyewole S A, Grayson R L. Potential risk effect from elevated levels of soil heavy metals on human health in the Niger delta [J]. *E-cotoxicology and Environmental Safety*, 2012, 85: 120-130.
- [4] Teixeira E C, Ortiz I S, Alves M F C, et al. Distribution of selected heavy metals in fluvial sediments of coal mining region of Baixo Jacui, R S, Brazil [J]. *Environmental Geology*, 2001, 41(1): 145-154.
- [5] Clark M W, Walsh S R, Smith J V. The distribution of heavy metals in an abandoned mining area: A case study of Strauss Pit, the Drake mining area, Australia: Implications for the environmental management of mine sites [J]. *Environmental Geology*, 2001, 40(6): 655-663.
- [6] Yenilmez F, Kuter N, Emil M K, et al. Evaluation of pollution levels at an abandoned coal mine site in Turkey with the aid of GIS [J]. *International Journal of Coal Geology*, 2011, 86: 12-19.
- [7] 张 钊, 韩国才. 黄土高原煤矿区煤矸石中重金属对土壤污染的研究 [J]. 煤炭学报, 2008, 33(10): 1141-1146.
ZHANG Li, HAN Guo-cai. Study on heavy metal contaminants in soil come from coal mining spoil in the Loess Plateau [J]. *Journal of China Coal Society*, 2008, 33(10): 1141-1146.
- [8] 王心义, 杨 建, 郭慧霞. 矿区煤矸石堆放引起土壤重金属污染研究 [J]. 煤炭学报, 2006, 31(6): 808-812.
WANG Xin-yi, YANG Jian, GUO Hui-xia. Study on heavy metals in soil contaminated by coal waste rock pile [J]. *Journal of China Coal Society*, 2006, 31(6): 808-812.
- [9] 徐友宁, 陈社斌, 陈华清, 等. 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): 47-50, 54.
XU You-ning, CHEN She-bin, CHEN Hua-qing, et al. Study on soil heavy metals pollution in Daliuta coal mine area [J]. *China Mining Magazine*, 2007, 16(7): 47-50, 54.
- [10] 王 力, 张青峰, 卫三平, 等. 黄土高原水蚀风蚀交错带煤田开发区小流域植被恢复模式 [J]. 北京林业大学学报, 2009, 31(2): 36-43.
WANG Li, ZHANG Qing-feng, WEI San-ping, et al. Vegetation restoration model in a watershed of a coal mining area in the water and wind erosion crossing zone of the Loess Plateau [J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2009, 31(2): 36-43.
- [11] 神木县统计局. 神木县统计年鉴 [M]. 2010.
Statistical bureaus of Shenmu county. Shenmu Statistical Yearbook [M]. 2010.

- [12] 国家环境保护总局. 土壤环境质量标准(GB 15618—1995)[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995.
State Environmental Protection Administration of China. Standard of soil environment quality(GB 15618—1995)[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1995.
- [13] 李建军, 冯慕华, 喻龙. 辽东湾浅水区水环境质量现状评价[J]. 海洋环境科学, 2001, 20(3): 42–45.
LI Jian-jun, FENG Mu-hua, YU Long. Assessment on the situation of water quality in Liaodong Bay shallow waters[J]. *Marine Environmental Science*, 2001, 20(3): 42–45.
- [14] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975–1001.
- [15] Muller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River[J]. *Geojournal*, 1969, 2: 108–118.
- [16] 陈峰, 胡振琪, 柏玉, 等. 研石山周围土壤重金属污染的生态风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(增刊): 575–578.
CHEN Feng, HU Zhen-qi, BAI Yu, et al. Ecological risk assessment of soils polluted by heavy metals a round coal wastes piles[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(Suppl): 575–578.
- [17] 贾振邦, 梁涛, 林健枝, 等. 香港河流重金属污染及潜在生态危害研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 1997, 33(4): 485–492.
JIA Zhen-bang, LIANG Tao, LIN Jian-zhi, et al. Study on heavy metal contamination and potential and ecological risk in Hong Kong rivers[J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 1997, 33(4): 485–492.
- [18] 王莹, 董霁红. 徐州矿区充填复垦地重金属污染的潜在生态风险评估[J]. 煤炭学报, 2009, 34(5): 650–655.
WANG Ying, DONG Ji-hong. Potential ecological risk assessment of filling reclaimed soils polluted by heavy metals in mining area[J]. *Journal of China Coal Society*, 2009, 34(5): 650–655.
- [19] 薛澄泽, 肖玲, 吴乾丰, 等. 陕西省主要农业土壤中十种元素背景值研究[J]. 西北农业大学学报, 1986, 14(3): 30–53.
XUE Cheng-ze, XIAO Ling, WU Qian-feng, et al. Studies of background values of ten chemical elements in major agricultural soils in Shaanxi Province[J]. *Acta Univ Agric Boreali-occidentalis*, 1986, 14(3): 30–53.
- [20] 潘爱芳, 赫英, 马润勇. 陕西省区域环境地球化学分区[J]. 地球科学进展, 2004, 19(增刊): 439–443.
PAN Ai-fang, HAO Ying, MA Run-yong. Zoning of environmental geochemistry in Shaanxi Province[J]. *Advance in Earth Sciences*, 2004, 19(S): 439–443.
- [21] 杨秀红, 胡振琪, 张学礼. 粉煤灰充填复垦土地风险评估及稳定化修复技术[J]. 科技导报, 2006, 24(3): 33–35.
YANG Xiu-hong, HU Zhen-qi, ZHANG Xue-li. Risk assessment of reclaimed land filled with fly ash and stabilization remediation technology[J]. *Science & Technology Review*, 2006, 24(3): 33–35.
- [22] Li M, Li Z B, Liu P L, et al. Using Cesium-137 technique to study the characteristics of different aspect of soil erosion in the wind-water erosion crisscross region on Loess Plateau of China[J]. *Applied Radiation and Isotopes*, 2005, 62, 109–113.
- [23] 徐友宁, 李智佩, 陈华清, 等. 生态环境脆弱区煤炭资源开发诱发的环境地质问题: 以陕西省神木县大柳塔煤矿区为例[J]. 地质通报, 2008, 27(8): 1344–1350.
XU You-ning, LI Zhi-pei, CHEN Hua-qing, et al. Environmental-geological problems of coal mine areas induced by coal exploitation in frangible eco-environment areas: A case study of the Daliuta coal mine area, Shenmu County, Shaanxi, China[J]. *Geological Bulletin of China*, 2008, 27(8): 1344–1350.