采煤沉陷复垦区重金属污染与土壤酶活性的关系

张文影[1]，姚多喜[1,3]，孟 俊[2]，张治国[1]，安士凯[3]，杨 清[1]，赵 魁[1]

（1.安徽理工大学地球与环境学院，安徽 淮南 232001；
2.浙江大学 环境与资源学院，浙江 杭州 310029；3.煤矿生态环境保护国家工程实验室，安徽 淮南 232001）

摘 要：以淮南新庄孜矿采煤沉陷复垦区为研究区域，对脲酶、磷酸酶、蔗糖酶、蛋白酶、纤维素酶、过氧化氢酶、多酚氧化酶 7 种土壤酶进行了测试分析。结果发现，该区域土壤酶活性受到不同程度的抑制，且 7 种土壤酶对重金属的敏感性不一致。采用因子分析技术提取主成分，建立了复合污染土壤总体酶活性评价指标，评价了该地区土壤重金属污染程度，并与通过灰色聚类法分析得到的土壤重金属污染等级进行了比对分析，研究了采煤沉陷区土壤酶活性与重金属污染之间的赋存关系，进一步证明在采煤沉陷复垦区这一特殊土地利用条件下，采用土壤酶活性综合指标评价土壤重金属污染是可行的。研究表明，土壤酶总体活性评价指标作为一种简单易行的评价手段，为新庄孜采煤沉陷复垦区及相似矿区复垦地的重金属污染修复提供参考和理论依据。

关键词：采煤沉陷复垦区；土壤酶；重金属；因子分析；灰色聚类法

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2014)02-0020-05 **中图分类号**：X825

DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2014.02.005

Relationship Between Soil Enzymes and Heavy Metals in Reclaimed Area of Coal Mining

ZHANG Wen-ying[1], YAO Duo-xi[1,3], MENG Jun[2], ZHANG Zhi-guo[1], AN Shi-kai[3], YANG Qing[1], ZHAO Kui[1]

(1. *School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan, Anhui* 232001, *China*; 2. *College of Resources and Environmental Science, Zhejiang University, Hangzhou, Anhui* 310029, *China*; 3. *National Engineering Laboratory for Ecological Protection in Coal Mine, Huainan, Anhui* 232001, *China*)

Abstract: Xinzhuangzi mining reclamation area, which located in Huainan City, was selected as the research area and seven soil enzyme activities(urease, phosphatase, invertase, protease, cellulose enzyme, hydrogen peroxide enzyme, polyphenol oxidase) were measured. The results showed significant differences among heavy metals pollution to seven soil enzyme activities. It was found that the seven soil enzyme activities were inhibited in different degrees, and the sensitivity of soil enzymes to heavy metals were not consistent. Factor analysis method was used to extract the principal component and establish evaluation index of the compound soil pollution of total enzyme activities which intended to evaluate the pollution degree of soil heavy metals in this area. The level of soil heavy metals pollution was obtained by grey clustering method. The relationship between soil enzyme activity and the heavy metal pollution in mining subsidence area were analyzed, which further proved it was feasible using the comprehensive index of soil enzyme activity to evaluate soil heavy metal pollution in special case of mining subsidence area. The overall evaluation index of soil enzyme activities, as a simple means of evaluation, will finally provide reference and theoretical basis to heavy metals pollution repairing in Xinzhuangzi reclamation area and similar coal mining area.

Keywords: mining subsidence area; soil enzyme; heavy metal; factor analysis; grey clustering method

随着煤炭资源的大量开采，采空区和地面沉陷区大面积形成，对生态环境造成一定恶化，不利于土地资源的利用和地区经济的可持续发展。煤矸石充填技术的应用，既解决了煤矸石山占地面积大、污染环境的缺陷，又能保证塌陷区通过覆土造地实现二次利用，具有一定的经济效益和环境效益。但由此造成的

收稿日期：2013-06-22 **修回日期**：2013-08-04

资助项目：淮南矿业集团 2011 年科学技术项目“采煤沉陷区生态环境动态监测与再造技术研究”

作者简介：张文影(1989—)，女(汉族)，安徽省宿州市人，硕士研究生，研究方向为矿区土壤环境生态修复研究。E-mail:zhangwenying_good@126.com。

通信作者：姚多喜(1960—)，男(汉族)，安徽省淮南市人，教授，博士生导师，主要从事矿山土壤生态研究。E-mail:dxyao@aust.cn。

重金属污染等环境问题也越来越引起人们的关注[1-2]。采煤沉陷复垦区一方面由于煤矸石充填技术的应用,使得煤矸石中的重金属元素进入土壤;另一方面,附近煤矸石山的堆积,有害气体及飘尘随着雨水的降落[3-4],导致土壤环境的重金属污染日趋严重。近年来,大量学者[5-9]的研究表明煤矸石大量堆存和以煤矸石作为充填介质的采煤沉陷复垦区均造成了一定程度的重金属污染。重金属元素进入土壤后的转移与生态风险是当前关注的热点。国内外学者曾提出多种重金属污染指标,如有效量指标、综合指标,来表征和预报土壤的污染程度,但由于种种原因都较难推广应用[10]。土壤酶是土壤新陈代谢的重要因素,参与包括土壤生物化学过程在内的自然界物质循环,重金属通过淋溶、地表径流等途径进入土壤后,与土壤酶产生相互作用,直接影响到土壤环境质量[11-13]。国内外学者对土壤酶与重金属的研究都比较多,但对采煤沉陷复垦区这一特殊条件下的土壤酶与重金属之间的耦合赋存关系研究较少。因此,本研究试图分析采煤沉陷复垦区土壤酶与重金属之间的相关关系,并讨论在复垦区用土壤酶综合指标来表征土壤重金属污染状况的可行性。

1　研究区域概况

新庄孜矿采煤沉陷区位于安徽省淮南市煤田西翼,属于淮南采煤塌陷区综合整治示范工程项目。该区自 2003 年开始复垦,采用煤矸石充填复垦技术,覆土深度约为 60 cm,治理塌陷地 22.87 hm^2。经过长时间的沉降和复垦作用,新庄孜采煤沉陷复垦区已基本达到稳定状态。研究区域属于暖温带半湿润季风气候,四季分明,气候特征显著,年平均气温为 15.3 ℃,年平均降水量 926 mm,夏季降雨量较多,春秋次之,冬季较少。研究区域大致划分为 7 个采样单元,分别为 A 区、B 区、C 区、D 区、E 区、F 区和 G 区。总体来看,东部地势略高于西部,每部分地形比较平坦,标高 +18.6 m,农作物以小麦、桃树为主。研究区域和采样分区概况如图 1 所示。

2　材料与方法

2.1　样品采集与制备

采用梅花布点法,根据地理面积大小在每个分区均匀布设采样点,混合均匀后四分法采集土壤样品装入采样袋中保存,应保证每个采样单元的土壤尽可能均匀一致。采样时先剥除表面浮土,用塑料锹或采样器采集 0—20 cm 土样,混匀后装入采样袋中,带回实验室及时风干处理。

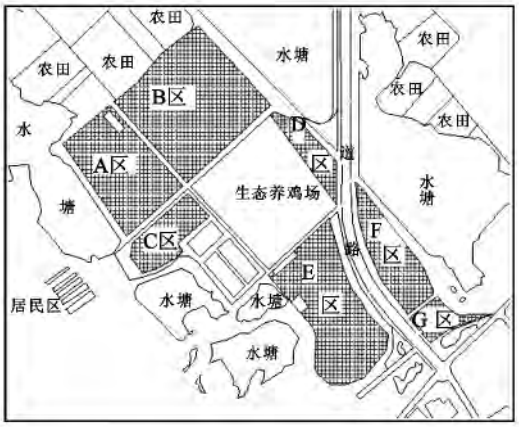


图 1　新庄孜复垦区地理和采样分区概况

为保证样品的代表性和更好地控制采样误差,要保证一定量的采样点,然后混均,使之能充分代表采样单元的土壤特性。另采集一个未受煤矸石污染的农田土壤样品作为对照。采样点用手持式 GPS 定位(32° 38′ 37. 3″—32° 38′ 46. 9″ N, 116° 51′ 04. 2″—116°51′41. 3″E)。

2.2　分析测试方法

脲酶、磷酸酶、蔗糖酶、蛋白酶、纤维素酶采用比色法,过氧化氢酶和多酚氧化酶采用滴定法[14-15]。比色法所用仪器为 TU-1901 紫外可见分光光度计。脲酶和蔗糖酶活性分别以 24 h 后 1 g 土壤中 NH_3—N,葡萄糖的毫克数表示;磷酸酶活性以 12 h 后每克土壤的酚毫克数表示;以每克土壤在30 ℃下 48 h 内酶解蛋白质释放的酪氨酸量表示蛋白酶活性;纤维素酶活性以 72 h,10 g 土壤生成葡萄糖毫克数表示;过氧化氢酶活性以单位土重消耗的 0.002 mol/L 高锰酸钾毫克数表示;多酚氧化酶活性,以用于滴定相当于 1 g 土壤的滤液的 0.01 N I_2 的毫克数表示。6 种重金属测定方法为:Hg 含量采用原子荧光光谱仪(LUMINA 3300)测定,Cd 和 Pb 采用石墨炉原子吸收分光光度法,Cu,Cr,Zn 采用火焰原子吸收分光光度法,所使用的设备为 TAS-986 型原子吸收分光光度计。

2.3　数据处理

原始数据利用 SPSS 16.0,Excel,Matlab 7.0 软件进行统计分析,制图用 MapGIS 6.5 完成。

2.4　质量控制

为保证样品预处理及仪器分析质量,选用了国家标准物质土壤标准参考(土壤 GBW-07403)作为标准参考物,以评价分析过程的精确性。结果表明,各元素回收率均达到 90% 以上,符合美国 EPA 标准要求,分析质量得到有效控制。

3 结果与分析

3.1 煤矿塌陷复垦区土壤酶活性分析

3.1.1 采煤复垦区土壤酶活性 从监测所得 7 种土壤酶活性数据(表 1)可以看出,与对照区土壤酶活性相比,采煤复垦区的 7 个采样点土壤酶活性均受到不同程度的抑制,且 7 种土壤酶对重金属污染的敏感性不一致。如脲酶活性最小值出现在 S_7 号采样点,酶活性比对照土壤减小了 94%,比最大值减小了 36.97%;与对照相比,磷酸酶的减小量在 35.3%～49.5% ;蔗糖酶在 2.19%～73.6%,过氧化氢酶活性的最小值和最大值分别出现在 S_2 和 S_1 号样点,抑制程度为 36.78%～55.64%,由此可见,不同的土壤酶对重金属的抑制程度表现不一致。

土壤酶主成分分析全部计算成果在 SPSS 16.0 上完成。将表 1 中的土壤酶数据,导入 SPSS 16.0,利用因子分析中的主成分分析方法,提取主成分,得到相关系数的特征根和方差贡献率(表 2)。

表 1 各采样点土壤酶标准化监测数据 mg/g

采样点	脲酶	磷酸酶	蔗糖酶	蛋白酶	纤维素酶	过氧化氢酶	多酚氧化酶
S_1	0.676	0.319	18.530	19.129	0.387	0.932	0.229
S_2	0.253	0.232	11.875	9.653	0.278	0.616	0.406
S_3	0.948	0.324	25.132	29.516	0.452	0.822	0.305
S_4	0.171	0.235	8.889	6.584	0.430	0.695	0.356
S_5	0.364	0.289	17.215	13.928	0.452	0.727	0.254
S_6	0.401	0.297	17.478	17.145	0.648	0.774	0.229
S_7	0.090	0.199	6.772	7.535	0.518	0.790	0.254
FC	1.504	0.492	25.695	26.798	0.701	1.675	0.302

注:前 7 个采样点与采样单元 A－G 相对应,FC 为对照采样点。

表 2 相关系数的特征根和方差贡献率

成分	初始特征值			提取平方和载入			旋转平方和载入		
	特征值	方差贡献率/%	累计贡献率/%	特征值	方差贡献率/%	累计贡献率/%	特征值	方差贡献率/%	累计贡献率/%
1	4.812	68.739	68.739	4.812	68.739	68.739	4.439	63.412	63.412
2	1.186	16.942	85.681	1.186	16.942	85.681	1.559	22.269	85.681
3	0.725	10.356	96.037						
4	0.217	3.100	99.137						
5	0.059	0.836	99.973						
6	0.002	0.022	99.996						
7	0.000	0.004	100.000						

3.1.2 计算主成分特征向量 从表 2 可以看出,在旋转之前,第一个因子的特征值是 4.812,与第 7 个因子相比,解释的部分大约为总体方差的 68.739%,第二个因子的特征值是 1.186,解释了原变量的 16.942%。两个因子合计解释了总变量的85.681%。旋转之后,两个因子的特征值之和为 5.998,解释了原变量的 85.681%。

根据主成分分析原理[16]及成分数—特征值碎石图可以得出,前两个因子解释了总方差的大部分,提取这两个因子作为主因子是合理的,能够比较好的保留原有变量所包含的信息。

由初始因子载荷矩阵计算得到 2 个主成分特征向量值及这 2 个主成分与各个变量的线性组合为:

$$F_1 = 0.255x_1 + 0.218x_2 - 0.02x_3 + 0.177x_4 \quad (1)$$

$$F_2 = -0.122x_1 - 0.063x_2 + 0.493x_3 - 0.710x_4 \quad (2)$$

式中,$F_{1,2}$——总体酶活性;x_1——脲酶活性;x_2——磷酸酶活性;x_3——蔗糖酶活性;x_4——过氧化氢酶活性。

3.1.3 计算主成分得分及综合得分 采用因子加权总和计算各采样点的综合评价值,将各变量的标准化数据代入方程,计算出 2 个主成分得分 F_1,F_2 以及综合得分 F 并排序。以各主成分的贡献率为权数进行加权求和,计算其综合得分并排序详见表 3,计算综合得分表达式为:

$$F = 0.687\ F_1 + 0.169\ F_2 \quad (3)$$

由主成分的定义及 2 个主成分的线性组合与综合得分公式,求得 8 个采样点的综合得分(表 3)。综合得分越高说明该采样点的重金属污染程度越低。

表 3　主成分得分及排序

采样点	F_1	排序	F_2	排序	F	排序
S_1	0.036	4	8.371	3	1.443	3
S_2	−0.014	5	5.371	6	0.901	6
S_3	−0.046	6	11.671	1	1.946	2
S_4	0.040	3	3.853	7	0.680	7
S_5	−0.060	8	7.908	5	1.298	5
S_6	−0.046	7	7.999	4	1.324	4
S_7	0.071	2	2.754	8	0.515	8
FK	0.272	1	11.264	2	2.095	1

由主成分分析算得 F 值(表 3)。由表 3 可以看出,F 值大小顺序为:FK>S_3>S_1>S_6>S_5>S_2>S_4>S_7。

由 F 值及样品聚类分析结果,显示出土壤样品 FK 的值最高,表明其代表的土壤受到重金属污染,采样点 S_3,S_1,S_6,S_5,S_2 土样次之,污染程度较轻;采样点 S_4 和 S_7 土壤样品 F 值最小,污染较严重。

3.2　煤矿塌陷复垦区重金属污染分析

总结前人[17-20]对淮南矿区重金属污染的研究结果,选取新庄孜采煤复垦区中的 Hg,Cd,Pb,Cu,Cr 和 Zn 共 6 种重金属作为污染评价因子。重金属污染分析全部计算成果在 Matlab 7.0 上完成。通过对各种重金属污染评价方法及模型的优劣及适用范围[21-25]的综合比较,选择基于灰色理论的灰色聚类法进行本次重金属评价。

3.2.1　**构建空间特征矩阵 A**　8 个样品空间包含了 6 个聚类指标,构成了空间指标特性矩阵 $A_{8\times6}$。每一列代表一种重金属浓度,从左至右分别代表 Hg,Cd,Pb,Cu,Cr 和 Zn 这 6 种重金属,每一行代表每一采样点的一组重金属浓度数据。

$$A_{8\times6}=\begin{bmatrix}0.097&0.542&52.220&42.791&181.674&433.965\\0.167&0.611&37.139&35.817&165.565&647.268\\0.161&0.516&39.474&54.354&181.277&582.621\\0.421&0.598&54.508&42.461&165.142&526.319\\0.405&0.697&55.425&50.049&168.024&369.409\\0.312&0.475&41.648&43.542&249.009&307.783\\0.239&0.629&55.806&48.419&229.970&553.739\\0.041&0.059&30.470&24.160&64.900&80.810\end{bmatrix}$$

3.2.2　**划分污染级别**　根据研究区域的土壤背景值和临界值确定评价标准[26-28],将土壤等级从清洁至重污染划分为为 5 种级别,对应的指标标准值矩阵 $\beta_{6\times5}$:

$$\beta_{6\times5}=\begin{array}{c}\begin{bmatrix}0.092&0.259&0.450&1.050&1.500\\0.120&0.252&0.600&1.400&2.000\\23.350&36.090&150.000&350.000&500.000\\28.370&40.630&120.000&280.000&400.000\\74.880&99.540&150.000&350.000&500.000\\83.680&116.750&240.000&560.000&800.000\end{bmatrix}\\\text{Hg}\\\text{Cd}\\\text{Pb}\\\text{Cu}\\\text{Cr}\\\text{Zn}\end{array}$$

Ⅰ(清洁)　Ⅱ(尚清洁)　Ⅲ(轻污染)　Ⅳ(中污染)　Ⅴ(严重污染)

3.2.3　**初始指标的白化**　根据矩阵 $A_{8\times6}$ 和 $\beta_{6\times5}$,利用白化的基本计算公式,计算各样品的白化矩阵,得到白化矩阵,如样品 S_1 和样品 FK 的白化矩阵 D_1 及 D_8:

$$D_1=\begin{bmatrix}0.970&1.000&0.030&0&0\\0&0.167&1.000&0.833&0\\0&0.858&1.000&0.142&0\\0&0.973&1.000&0.027&0\\0&0&0.842&1.000&0.158\\0&0&0.394&1.000&0.606\end{bmatrix}$$

$$D_8=\begin{bmatrix}1.000&0.446&0&0&0\\1.000&0.490&0&0&0\\0.441&1.000&0.559&0&0\\1.000&0.852&0&0&0\\1.000&0.867&0&0&0\\1.000&0.966&0&0&\end{bmatrix}$$

将白化矩阵与矩阵 $A_{8\times6}$ 和 $\beta_{6\times5}$ 比对,可发现矩阵中的白化函数值,可以准确地反映重金属对不同污染等级的隶属关系。

3.2.4　**标定空间样品的权值矩阵 V**　根据权值计算公式,得到权值矩阵:

$$V_{8\times6}=\begin{array}{c}\begin{bmatrix}0.075&0.186&0.202&0.178&0.183&0.176\\0.121&0.198&0.136&0.140&0.158&0.247\\0.113&0.162&0.139&0.206&0.167&0.215\\0.250&0.159&0.163&0.136&0.128&0.164\\0.241&0.185&0.166&0.161&0.131&0.116\\0.214&0.146&0.144&0.161&0.224&0.111\\0.144&0.170&0.170&0.158&0.182&0.176\\0.086&0.055&0.320&0.272&0.178&0.089\end{bmatrix}\\1\\2\\3\\4\\5\\6\\7\\8\end{array}$$

Hg　Cd　Pb　Cu　Cr　Zn

3.2.5　**计算聚类系数 U**　对于聚类对象 A_k,根据聚类权值 V_k 和白化矩阵 D_k,按照下式计算其聚类系数矩阵 U_k:

$$U_k=V_k\cdot D_k$$

$$U_k=\begin{bmatrix}0.073&0.452&0.792&0.548&0.136\\0.122&0.396&0.514&0.616&0.262\\0.066&0.456&0.693&0.523&0.241\\0&0.175&0.692&0.843&0.157\\0&0.336&0.919&0.664&0.081\\0&0.500&0.866&0.501&0.135\\0.018&0.427&0.573&0.730&0.252\\0.621&0.858&0.179&0&0\end{bmatrix}$$

3.2.6　**划分污染等级**　由上聚类系数矩阵,依据择大原则,可得出各样品的污染级别(表 4)。

表 4　污染等级划分

采样点	S_1	S_2	S_3	S_4	S_5	S_6	S_7	FK
污染级别	Ⅲ	Ⅳ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅰ

4 结果讨论

对比两种分析结果可以看出，除 S_2 号样点外，其它样点分析结果基本一致。S_2 号样点用土壤酶信息得到的结果是轻污染，而利用灰色聚类法的重金属污染评价等级为中污染。可能原因是土壤具有保护土壤酶的能力，对重金属污染具有一定的缓冲能力，所以利用土壤酶信息得到的结果比直接利用重金属评价的结果略小一些。总体来看，土壤酶活性大小综合反映了土壤重金属污染程度的高低，采用主成分分析法得到的土壤酶信息来判别土壤样品受重金属污染状况是可行的。这与前人对非采煤沉陷区土壤的研究结论基本一致，说明该方法是可行的，具有一定的应用价值。

5 结 论

(1) 两种评价结果基本一致，说明用土壤酶综合评价指标判别采煤沉陷复垦区的重金属污染程度是可行的，土壤酶活性大小综合反映了土壤重金属污染程度的高低。评价结果和评价方法为新庄孜矿复垦区及相似矿区复垦地的土壤重金属污染治理对策的提出和重点治理区域的确定提供参考和理论依据。

(2) 评价结果表明采煤沉陷区植物修复表现出一定的成效。采煤复垦区土壤质量逐步由重污染等级向轻污染等级转化演变，最后趋于稳定的演变过程。这与众多研究者对新庄孜矿复垦区近几年的研究成果变化趋势相一致。

(3) 采用土壤酶作为采煤复垦区重金属污染评价的指标，可以解决实验仪器和技术要求较高、成本较大等缺陷，为重金属综合污染评价提供一种简单易行的手段，同时也为采煤复垦区的环境监测和生态修复保护提供了一种科学依据，具有重要的监测价值。

(4) 测定土壤酶活性不仅可以综合评价土壤重金属污染状况，同时土壤酶活性可以对土壤营养状况做出一定判别。如脲酶与土壤供氮能力密切相关，直接参与土壤中含氮化合物的转化，其活性大小可以表示土壤的氮素供应状况；磷酸酶促进土壤有机磷矿化分解，参与土壤磷循环，其活性大小可以作为土壤提供磷能力和土壤磷素有效化强度的重要指标；蔗糖酶参与土壤中物质转化，对增加土壤中易溶性营养物质起着关键作用，常用来表示土壤的熟化程度和肥力水平；过氧化氢酶活性可以表征土壤的腐殖化强度和有机质积累程度等等。

[参 考 文 献]

[1] 李小飞，陈志彪，张永贺，等. 稀土矿区土壤和蔬菜稀土元素含量及其健康风险评价[J]. 环境科学学报，2013，33(3)：835-843.

[2] Ioannis M，Dionisios K，Constantions E，et al. Total and available heavy metal concentrations in soils of the Thriassio plain(Greece) and assessment of soil pollution indexes[J]. Environmental Monitoring and Assessment，2013，185(8)：6751-6766.

[3] 袁新田，张春丽. 宿州市矿区与耕地土壤重金属含量及其潜在生态风险评价[J]. 土壤通报，2013，44(1)：232-235.

[4] 张锂，韩国才，陈慧，等. 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.

[5] 王兴明，刘桂建，董众兵，等. 淮南煤矸石山周边土壤中蚯蚓对重金属的富集特征[J]. 煤炭学报，2012，37(7)：1219-1226.

[6] Yao Duoxi，Meng Jun，Zhang Zhiguo. Heavy metal pollution and potential ecological risk in reclaimed soils in Huainan mining area [J]. Journal of Coal Science and Engineering (China)，2010，16(3)：316-319.

[7] 孟俊. 新庄孜矿复垦区土壤重金属污染评价及植物修复潜力研究[D]. 安徽 淮南：安徽理工大学，2010：12-15.

[8] 崔龙鹏，白建峰，史永红，等. 采矿活动对煤矿区土壤中重金属污染研究[J]. 土壤学报，2004，41(6)：896-904.

[9] Teixeira E C，Ortizl 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.

[10] 和文祥，陈会明，冯贵颖，等. 汞铬砷元素污染土壤的酶监测研究[J]. 环境科学学报，2000，20(3)：338-343.

[11] Dung J M，Edouard M，Philippe M，et al. Increased lead availability and enzyme activities in root-adhering soil of *Lantana camara* during phytoextraction in the presence of earthworms [J]. The Science of the Total Environment，2013，445/446：101-109.

[12] Gao Yang，Miao Chiyuan，Xia Jun，et al. Plant diversity reduces the effect of multiple heavy metal pollution on soil enzyme activities and microbial community structure [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering，2012，6(2)：213-223.

[13] Füsun Gülser，Esin Erdogan. The effects of heavy metal pollution on enzyme activities and basal soil respiration of roadside soils [J]. Environmental Monitoring and Assessment，2008，145(1/3)，127-133.

[14] 李振高，骆永明，滕应. 土壤与环境微生物研究法[M]. 北京：科学出版社，2008.

(下转第 29 页)

为主,会对施工人员的健康造成威胁,以及会对环境造成一定的影响。而风化砂具有一定的粒径组成,拌合相对较容易。

(4) 从经济性角度来看,水泥、石灰、粉煤灰单价较高,而此公路沿线分布有大量的风化砂,施工时可以就地取材,节约工程造价。

综合以上分析可以得出,对于此改建公路路段的膨胀土,用风化砂改良较水泥、石灰、粉煤灰要好,此时风化砂掺量为 10%。

4　结 论

(1) 养护龄期对以化学改良为主的水泥、石灰、粉煤灰改性土无侧限抗压强度有很大影响,但是对以物理改良为主的风化砂改性土效果不明显。

(2) 改性材料的掺量与改性土的抗压强度密切相关,水泥掺量较多时其增长速率较快;石灰要控制好最佳掺量才能使改良效果最好;对于粉煤灰改而言,其较多的掺量对改性土的抗压强度不敏感。

(3) 对于此改建公路路段的膨胀土,水泥、石灰、粉煤灰和风化砂 4 种改性材料均能有效的提高其无侧限抗压强度,使其达到路用标准。但是经过综合比较分析,风化砂效果优于其它 3 种改性材料。且通过本次实验可知,对于风化砂改良膨胀土,在养护龄期一定时,改性土的无侧限抗压强度随着掺砂量的增加会快增大后减小,当风化砂掺量为 10%时,抗压强度达到最大值,此时效果最佳。

[参 考 文 献]

[1] 李庆鸿,王炳龙,俞峰. 新建时速 200 公里铁路改良膨胀土路基施工技术[M]. 北京:中国铁道出版社,2007.

[2] 贾厚华. 化学改良土无侧限抗压强度的试验研究[J]. 土工基础,2010,24(3):84-87.

[3] 游波,王保田,李治朋,等. 水泥土无侧限抗压强度影响因素试验研究[J]. 现代交通技术,2010,7(5):4-7.

[4] 张铁军,洪振舜,邓东升,等. 水泥固化粉质土的无侧限抗压强度预测[J]. 东南大学学报:自然科学版,2008,38(5):839-843.

[5] 陈涛,顾强,郭院成. 石灰、水泥、粉煤灰改良膨胀土对比试验[J]. 公路,2008(6):164-167.

[6] 郭灿辉. 石灰粉煤灰混合料无侧限抗压强度试验研究[J]. 中国市政工程,2010(6):11-13.

[7] 肖杰,王保田,孙衣春,等. 水泥石灰复合改良膨胀土试验[J]. 南水北调与水利科技,2012,10(2):9-13.

[8] 查甫生,刘松玉,杜延军. 石灰—粉煤灰改良膨胀土试验[J]. 东南大学学报:自然科学版,2007,37(2):339-344.

[9] 陈爱军,张家生. 石灰改良膨胀土的强度特性试验研究[J]. 湖南工程学院学报,2010,20(2):63-67.

[10] 黄辉. 红黏土无侧限抗压强度试验影响因素研究[J]. 湖南工业大学学报,2010,24(4):22-26.

[11] 陈爱军,张家生,刘君. 石灰改良膨胀土无侧限抗压强度试验[J]. 桂林理工大学学报,2011,31(1):91-95.

(上接第 25 页)

[15] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京:农业出版社,1986.

[16] 袁志发, 孟德顺. 多元统计分析[M]. 陕西 西安:天则出版社,1993:133-220.

[17] 张治国,姚多喜,郑永红,等. 煤矿塌陷复垦区 6 种菊科植物土壤重金属污染修复潜力研究[J]. 煤炭学报,2010,35(10):1741-1747.

[18] 刘慧力,崔龙鹏. 淮南矿区水体沉积物中金属污染及环境现状评价[J]. 环境科学研究,2009,22(5):601-606.

[19] 蔡峰,刘泽功,林柏泉,等. 淮南矿区煤矸石中微量元素的研究[J]. 煤炭学报,2008,33(8):892-897.

[20] 王兴明,董众兵,刘桂建,等. Zn,Pb,Cd,Cu 在淮南新庄孜煤矿矸石山附近土壤和作物中分布特征[J]. 中国科学技术大学学报,2012,42(1):17-25.

[21] 范拴喜, 甘卓亭, 李美娟, 等. 土壤重金属污染评价方法进展[J]. 中国农学通报, 2010,26(17):310-315.

[22] 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.

[23] 王学军,席爽. 北京东郊污灌土壤重金属含量的克立格插值及重金属污染评价[J]. 中国环境科学,1997,17(3):225-228.

[24] 杨芳,张江山,王菲凤. 基于熵权的属性识别模型在土壤重金属污染评价中的应用[J]. 环境保护科学,2008,34(6):57-60.

[25] 王从陆,吴超,段瑜. 基于主成分综合模型的矿区农田重金属污染评价[J]. 中国工程科学,2008,10(7):180-183.

[26] 何厅厅,赵艳玲,李建华,等. 基于 GCM_CB 模型的土壤重金属污染评价[J]. 环境工程学报,2012,6(10):3781-3786.

[27] 彭再德. 模糊综合评判法在区域土壤环境重金属污染评价中的应用[J]. 化工环保,1993,15(4):235-238.

[28] 孔健健,张阳,张江山. 属性识别理论模型应用于土壤重金属评价评价[J]. 环境工程,2012,30(1):100-102.