

DOI: 10.5846/stxb202002240326

张振佳, 曹银贵, 王舒菲, 郭春燕, 王翔, 卢宁, 周伟, 白中科. 平朔黄土露天矿区复垦地表层土壤微生物与酶活性分析. 生态学报, 2021, 41(1): 110-123.

Zhang Z J, Cao Y G, Wang S F, Guo C Y, Wang X, Lu N, Zhou W, Bai Z K. Characteristics and differences of surface soil microbial population and enzyme activities in opencast mining area of Pingshuo. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(1): 110-123.

## 平朔黄土露天矿区复垦地表层土壤微生物与酶活性分析

张振佳<sup>1</sup>, 曹银贵<sup>1,2,\*</sup>, 王舒菲<sup>1</sup>, 郭春燕<sup>3</sup>, 王翔<sup>3</sup>, 卢宁<sup>3</sup>, 周伟<sup>1,2</sup>, 白中科<sup>1,2</sup>

1 中国地质大学(北京)土地科学技术学院, 北京 100083

2 自然资源部土地整治重点实验室, 北京 100035

3 山西省生物研究院有限公司, 太原 030006

**摘要:** 矿区是当今世界陆地生态系统被破坏和退化最严重的区域之一, 在进行露天煤矿土地复垦与生态重建时不仅要恢复地表植被和生物, 还应重视地下土壤微生物生态系统的构建, 而国内外相关研究多集中在植被重建及土壤理化性质监测方面, 利用土壤微生物及酶活性揭示矿区重构土壤状况的研究尚不多见。通过 8 个样地 24 个土壤剖面的采样分析, 采用时空替代法和单因素方差分析法对平朔矿区不同复垦年限的排土场和原地貌 0—20 cm 表层土壤中细菌、真菌、放线菌的数量及蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性及变化进行研究, 旨在分析其特征及差异。研究结果表明: (1) 从微生物数量及酶活性特征来看, 无论复垦年限的时间长短, 细菌数量在 3 类微生物中占有绝对优势, 占微生物总数的 99.20% 以上, 其次是放线菌, 真菌的数量最少; 脲酶活性在 3 种酶中活性最大, 其次是蔗糖酶活性, 磷酸酶活性最低。(2) 从微生物数量和酶活性的变化状况来看, 3 类微生物数量和 3 种酶活性在 0—20 cm 土层随复垦年限的变化趋势相一致, 均随复垦年限的变化先增长后降低, 而后又随着复垦年限的增长不断增加。(3) 在 0—20 cm 土层, 复垦 27 年的南排土场的土壤细菌、放线菌和真菌数量在复垦后达到了  $189.3333 \times 10^5$  cfu/g、 $0.1312 \times 10^5$  cfu/g 和  $1.1463 \times 10^5$  cfu/g, 复垦效果达到原地貌 3 类土壤微生物数量的 65.88%、66.46% 和 67.74%; 蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性分别达到  $1.9600 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 、 $6.3600 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  和  $1.4533 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , 复垦效果分别达到原地貌 83.40%、86.30% 和 86.85%。因此开展矿区土地复垦后土壤微生物及酶活性的相关研究, 能够在一定程度上及时反映土地复垦后的土壤质量以及生态系统的恢复状况, 以便采取更加合理的复垦方法来提高矿区生态恢复的速度和效果。

**关键词:** 土地复垦; 重构土壤; 土壤微生物; 酶活性; 复垦年限; 露天矿

## Characteristics and differences of surface soil microbial population and enzyme activities in opencast mining area of Pingshuo

ZHANG Zhenjia<sup>1</sup>, CAO Yingui<sup>1,2,\*</sup>, WANG Shufei<sup>1</sup>, GUO Chunyan<sup>3</sup>, WANG Xiang<sup>3</sup>, LU Ning<sup>3</sup>, ZHOU Wei<sup>1,2</sup>, BAI Zhongke<sup>1,2</sup>

1 School of Land Science and Technology, China University of Geosciences, Beijing 100083, China

2 Land Consolidation and Rehabilitation Center, Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China

3 Shanxi Biological Research Institute Co.Ltd, Taiyuan 030006, China

**Abstract:** The mining area is one of the most severely damaged and degraded regions in the world. In the process of land reclamation and ecological reconstruction of opencast coal mine, not only should the surface vegetation and organisms be restored, but also the construction of underground soil microbial ecosystems should be paid attention to. However, the

基金项目: 国家自然科学基金(U1810107, 41701607); 中央高校基本科研业务费项目(2-9-2018-025, 2-9-2019-307)

收稿日期: 2020-02-24; 网络出版日期: 2020-11-18

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: caoyingui1982@126.com

related researches at domestic and abroad are mainly focused on vegetation reconstruction and soil physical and chemical property monitoring. There are few studies on the use of soil microorganism and enzyme activities to reveal the status of soil reconstruction in mining areas. Through the sampling analysis of 24 soil profiles in 8 plots, the number of bacteria, actinomycetes, and fungus and the activity changes of sucrase, urease and phosphatase in the dump and 0—20 cm topsoil of Pingshuo mining area were studied by spatio-temporal substitution method and one-way analysis of variance, to analyze their characteristics and differences. The results showed that (1) From the microorganism population and enzyme activity characteristic, regardless of the time of reclamation, the number of bacteria was absolutely dominant among the three types of microorganisms, accounting for more than 99.20% of the total microorganisms, followed by actinomycetes. The number of fungus was the least; the urease activity was the highest among the three enzyme activities, followed by sucrase activity, and phosphatase one the lowest. (2) From the point of view of the changes of the number of microorganisms population and the density of enzyme activity, the change trend of the number of three kinds of microorganisms and the activity of three enzymes in 0—20 cm topsoil was consistent with the reclamation years, which followed an up-down manner in line with time changes in reclamation and then kept going upward as reclamation years increases. (3) In the 0—20 cm soil layer, the microbial numbers in the southern dump after 27 years of reclamation reached  $189.33 \times 10^5$  cfu/g,  $0.1312 \times 10^5$  cfu/g and  $1.1463 \times 10^5$  cfu/g, and the reclamation effect reached 65.88%, 66.46% and 67.74% of the microbial numbers in the original landform, respectively. The activities of sucrase, urease and phosphatase reached  $1.96 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ,  $6.36 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  and  $1.45 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , respectively, and the reclamation effects reached 83.40%, 86.30% and 86.85% of that from the original landform, respectively. Therefore, the relevant research on soil microorganisms and enzyme activities after land reclamation in mining area could reflect the soil quality and ecosystem restoration status in time to a certain extent, so as to adopt more reasonable reclamation methods to improve the speed and effect of ecological restoration in mining area.

**Key Words:** land reclamation; reconstructing soil; soil microorganisms; enzyme activity; reclamation years; opencast mine

煤炭开采为社会基础建设和经济发展提供了动力资源保障,但同时也对地区的生态环境造成了严重破坏<sup>[1]</sup>,带来了一系列的社会发展问题<sup>[2-3]</sup>,使得矿区生态系统成为了世界上退化最为严重的生态系统之一<sup>[4-5]</sup>。当前,由于煤炭开采而引发的系列生态退化问题已经上升为全球问题,土地复垦研究工作也因此受到了国内外学术界和政府部门的重视,国外许多发达国家如美国、德国等较早地开展了矿区土地复垦的相关研究和工作<sup>[6]</sup>,而中国的露天煤矿多集中在生态环境比较脆弱的地区且在矿区土地复垦与土壤重构方面的研究起步相对较晚,且损毁土地的复垦治理率远远低于国外欧美等发达国家,煤矿开采活动已经严重威胁到区域内的生态和居住环境安全<sup>[7-8]</sup>。排土场是露天煤矿开采形成土地损毁的主要类型之一,是矿区高生态风险区,占压了大量土地,破坏动植物的生存环境,造成土壤功能的严重退化,对矿区生态系统形成严重的威胁<sup>[9]</sup>。因此,对矿区排土场进行生态系统恢复与重建已经成为矿区土地复垦研究的热点,同时对矿区的可持续发展具有重要意义。

土壤是地球表层的自然资源和环境的的重要组成部分,露天煤矿的开采对土壤系统的损毁极为严重。土壤微生物作为土壤的重要组成部分,参与了土壤系统内的许多生物化学反应,对土壤中的有机质、腐殖质以及养分的分解、形成、循环和转化起到了关键性驱动作用<sup>[10]</sup>,在一定程度上保障着生态服务的可持续提供<sup>[11]</sup>。虽然微生物在土壤生态系统的占比较少,但其对土壤环境的变化状况十分敏感,能够及时反应土壤质量和土壤生态系统功能的变化<sup>[12]</sup>。土壤酶活性是表征土壤中生物活性的综合指标,是土壤系统中各种生物化学反应的催化剂,能够及时反映土壤养分转化及土壤环境变化状况<sup>[13]</sup>,已经成为研究土壤系统变化的重要生物指标之一并被广泛应用<sup>[14]</sup>。矿区重构土壤性质和结构与普通土壤存在很大区别<sup>[15]</sup>,特别是复垦年限较少的土壤,以土壤理化性质作为指标评价其质量状况的敏感性不够,而土壤微生物及酶活性作为反应土壤环境质量

变化的敏感因子受到国内外研究学者的广泛重视<sup>[16]</sup>。捷克西北部煤矿的有关研究通过对比复垦草地和未复垦草地土壤微生物特性随时间变化的特点,表明复垦地的微生物生物量显著高于未开垦地,并强调对采矿后场地不同植被类型下土壤化学和微生物特性的变化开展研究是制定管理措施以增强生态系统功能的重要步骤<sup>[17]</sup>。对南非富煤地区露天煤矿的研究表明,表层土壤微生物群落受土壤性质的影响不显著,而底层土壤微生物群落受 pH 值、有机碳、总氮和总磷的影响显著,采矿区微生物群落受损可能对微生物驱动的土壤生物过程产生负面影响,进而可能会影响矿区土壤开采后的土地利用<sup>[18]</sup>。美国 Wyoming 州东北部矿区的研究揭示了不同植被类型和不同复垦时间段的土壤微生物浓度及群落结构的变化,结果表明植被与微生物群落之间存在着显著关系<sup>[19]</sup>。有关研究对比分析了澳大利亚 Queensland 中部矿区不同农艺措施下煤矿废弃地土壤微生物群落的功能多样性、微生物活性及其理化性质,表明连作等农艺处理不仅能提高微生物活性,而且对增加土壤微生物群落的功能多样性具有建设性作用<sup>[20]</sup>。夏品华等<sup>[21]</sup>认为通过利用土壤微生物群落和酶活性这些具有早期预警作用的生物学指标能够敏感地反应复垦土壤质量变化情况;王翔等<sup>[22]</sup>对安太堡露天矿不同植被恢复类型复垦地的土壤养分和酶活性进行差异性分析,以养分含量和酶活性权重计算复垦土壤综合肥力指标值,综合评价不同植被类型对复垦地土壤肥力的恢复效果;于亚军等<sup>[23]</sup>分析了山西曹村矿复垦煤矸山的 3 种不同的植被复垦模式下 0—20 cm 土壤微生物及酶活性的差异,认为土壤有机质和含水量不同是造成 3 种复垦模式土壤微生物和酶活性差异的主要原因,乔木模式和灌木模式相比草本模式更有利于提高煤矸山复垦土壤质量;赵中秋等<sup>[24]</sup>研究了不同植物种类和复垦时间对土壤发育的影响,利用平板计数法检测了不同复垦年限和复垦模式下的各类微生物数量,研究认为复垦时间和树种选择会对微生物数量和结构造成重要影响。大量相关研究已经证实土壤微生物及酶活性对于采矿后植被重建过程和景观的成功恢复具有重大意义,被广泛认可为评价土壤肥力和生态环境质量的重要指标<sup>[25-26]</sup>。

综上,针对矿区复垦土壤的相关研究国内外已经开展,但研究大多集中在复垦模式比较、植被的重建、土壤理化性质监测及土壤质量的评估方面<sup>[20,24,27]</sup>,对矿区重构土壤的微生物生态研究存在明显不足。其次由于植物物种多样性评估可能受到了人工种植时间因素的严重影响<sup>[28]</sup>,在短期内可能具有误导性缺陷,不能准确反应重构土壤的早期恢复状况,相关研究已经表明复垦年限对土壤性质有显著影响<sup>[29]</sup>,并且土壤微生物群落可以更准确和及时地反映退化土地的恢复情况,能够作为矿区复垦地成功恢复的早期指标<sup>[30]</sup>。本文以中国平朔矿区不同复垦年限的排土场为研究对象,采用空间序列代替时间演替的方法,旨在探索矿复垦地表层土壤微生物数量及酶活性的特征、差异及其动态变化规律,以为矿区重构土壤的生态系统恢复和重建提供一定的理论依据。

## 1 研究区概况

中国平朔矿区地处黄土高原晋陕蒙接壤地带,煤炭资源丰富,矿区土地利用格局复杂多样,如图 1 所示。该地区属于典型的温带半干旱大陆性季风气候,降雨量较少并且在时间上分布差异较大。本区地带性土壤主要以黄棉土、栗钙土和红黏土为主,呈微碱性和碱性,土壤有机质含量低、结构差、抗蚀能力弱,该矿区 1985 年开始进行初级的土地复垦工作,迄今为止已经持续 30 余年。露天煤矿的开采活动对矿区土壤形成了严重损毁,破坏土壤系统,致使矿区生态环境恶化。为了恢复矿区生态环境,保障矿区生态和经济的协调可持续发展,平朔矿区开展了矿区生态恢复与重建工作。作为本文研究区的 7 个复垦排土场,在 1992 年、1994 年、2003 年、2004 年、2012 年和 2014 年相继开展了土地复垦与植被重建工作,主要复垦为草地与林地,种植植物为刺槐、榆树、油松等。

## 2 材料与方法

### 2.1 样品采集

根据复垦年限结合现场踏勘,2019 年 7 月平朔煤矿的东露天外排土场、安太堡内排场、南寺沟排土场、



像绘制。不同年限复垦地土壤微生物数量及土壤酶活性差异显著性采用最小显著差数法(LSD)单因素方差分析(one-way ANOVA)检验。对不同复垦年限的排土场的土壤微生物数量及酶活性进行差异显著性分析, sig 值小于 0.05 时,认为 2 组数据之间存在显著性差异。

表 1 采样地基本信息

Table 1 Basic information of sampling site

编号 Number	剖面编号 Section number	样地地域 Sample area regional	复垦时间 Reclamation time	备注 Remarks
R-0a	S7-1	东露天外排土场		
	S7-2		排土未复垦	外排土场未复垦
	S7-3			
R-6a	S3-1			
	S3-2	安太堡内排场	2013 年	植物以刺槐、小叶杨、卫矛、紫苜蓿为主
	S3-3			
R-7a	S6-1			
	S6-2	南寺沟排土场	2012 年	植物以小叶杨为主
	S6-3			
R-15a	S1-1			
	S1-2	安太堡西扩排土场	2004 年	植物以紫苜蓿为主
	S1-3			
R-16a	S5-1			
	S5-2	安家岭内排土场	2003 年	荒草地(种过黄氏)
	S5-3			
R-25a	S2-1			
	S2-2	安太堡西排土场	1994 年	植物以刺槐、青杆、白杆、油松、旱柳和榆树为主
	S2-3			
R-27a	S4-1			
	S4-2	安太堡南排土场	1992 年	植物以刺槐、榆树、油松为主
	S4-3			
OL	S8-1			
	S8-2	非矿区北部	—	原地貌,山前平原,玉米地
	S8-3			

R:复垦,Reclamation;a:年限,Age;OL:原地貌 Original landscape

### 3 结果与分析

#### 3.1 复垦地重构土壤微生物数量特征

##### 3.1.1 复垦地重构土壤微生物特征

复垦地表层土壤微生物数量总体特征如表 2 所示,不同复垦年限的复垦地各类土壤微生物数量在 0—10 cm 和 10—20 cm 显示出不同的分布特征。从各类微生物数量的均值来看,除原地貌之外,土壤微生物数量最多是样地 R-6a,其 0—10 cm 和 10—20 cm 深度的土壤细菌、真菌和放线菌的数量均值分别达到  $114.5000 \times 10^5$  cfu/g、 $0.0790 \times 10^5$  cfu/g、 $0.0490 \times 10^5$  cfu/g 和  $120.4000 \times 10^5$  cfu/g、 $0.0830 \times 10^5$  cfu/g、 $0.7167 \times 10^5$  cfu/g,而样地 R-0a 排土完毕而未进行复垦的东露天排土场的微生物数量最少。另外,复垦时间较短的 R-7a 样地的各类微生物数量含量也相对较高。

从变异系数来看,在 0—10 cm 土层中,变异系数最大的为样地 R-16a,细菌、真菌和放线菌的变异系数达到 12.23%、11.73%和 11.01%,属于中等变异程度,其余属于弱变异程度。在 10—20 cm 土层中,变异系数最大的为样地 R-15a,细菌、真菌和放线菌的变异系数达到 18.41%、17.60%和 16.01%,与样地 R-6a 和 R-25a 样

地共同属于中等变异程度,其余样地在 10—20 cm 土层中各类微生物数量变化属于弱变异程度。在 0—20 cm 土层中,0—10 cm 土层与 10—20 cm 土层的微生物数量在不同复垦年限呈现出数量相当的特征,但在 10—20 cm 土层不同复垦年限的各类微生物数量的变异程度总体上呈现出高于 0—10 cm 土层的特征。

表 2 各剖面不同复垦年限土壤微生物数量及总体特征/( $10^5$  cfu/g)

Table 2 Soil microbial quantity and overall characteristics of different reclamation years in each section

土层深度 Soil depth/cm	项目 Category	参数 Parameter	R-0a	R-6a	R-7a	R-15a	R-16a	R-25a	R-27a	OL
0—10	细菌	均值	52.3667	114.5000	93.7000	54.3000	71.2000	76.7000	92.4000	135.1000
		标准偏差 SD	1.9553	8.7504	4.9487	3.6346	8.7109	0.0000	9.0017	11.6568
		变异系数 CV/%	3.73	7.64	5.28	6.69	12.23	0.00	9.74	8.63
	真菌	均值	0.0370	0.0790	0.0649	0.0384	0.0498	0.0535	0.0641	0.0929
		标准偏差 SD	0.0013	0.0059	0.0033	0.0025	0.0058	0.0000	0.0061	0.0079
		变异系数 CV/%	3.54	7.47	5.13	6.44	11.73	0.00	9.52	8.46
	放线菌	均值	0.3377	0.6837	0.5677	0.3483	0.4423	0.4730	0.5607	0.7983
		标准偏差 SD	0.0110	0.0490	0.0273	0.0205	0.0487	0.0000	0.0500	0.0649
		变异系数 CV/%	3.26	7.17	4.81	5.89	11.01	0.00	8.92	8.13
10—20	细菌	均值	51.9667	120.4000	90.4333	52.7667	61.7667	67.2333	96.9333	152.3000
		标准偏差 SD	1.0599	13.3652	2.9485	9.7167	1.5822	11.9601	9.6728	16.6406
		变异系数 CV/%	2.04	11.10	3.26	18.41	2.56	17.79	9.98	10.93
	真菌	均值	0.0368	0.0830	0.0628	0.0373	0.0434	0.0471	0.0671	0.1045
		标准偏差 SD	0.0007	0.0090	0.0020	0.0066	0.0011	0.0081	0.0065	0.0112
		变异系数 CV/%	1.91	10.88	3.19	17.60	2.49	17.22	9.70	10.75
	放线菌	均值	0.3353	0.7167	0.5497	0.3400	0.3897	0.4203	0.5857	0.8940
		标准偏差 SD	0.0061	0.0746	0.0164	0.0544	0.0086	0.0666	0.0536	0.0930
		变异系数 CV/%	1.82	10.41	2.99	16.01	2.21	15.84	9.16	10.41

### 3.1.2 复垦地土壤酶活性特征

不同复垦年限的复垦地各类土壤酶活性在 0—10 cm 和 10—20 cm 显示出不同的分布特征如表 3 所示。首先比较各类酶活性的均值最大值在 0—10 cm 土层,蔗糖酶、脲酶和磷酸酶 3 种土壤酶活性均值的最大值为 R-6a 样地,蔗糖酶活性为  $1.0567 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ,脲酶活性为  $3.3800 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  以及磷酸酶活性为  $0.7700 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ,而未复垦的东露天土壤酶活性最低;在 10—20 cm 土层,与 0—10 cm 土层的特征相似,R-6a 样地的酶活性最大,蔗糖酶活性达  $0.8100 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ;脲酶和磷酸酶活性分别达  $2.7367 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$  和  $0.6333 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 。

从变异系数角度看,在 0—10 cm 土层中,样地 R-27a 变异系数值最大,蔗糖酶、脲酶和磷酸酶的变异系数达到 4.12%、3.01% 和 2.78%,属于弱变异程度,所有研究样地的变异系数在 0—10 cm 土层均小于 10%,都属于弱变异程度。在 0—10 cm 土层中,样地 R-25a 的变异系数最大,蔗糖酶、脲酶和磷酸酶的变异系数分别为 5.75%、4.15% 和 3.78%,仍属于弱变异程度,所有其余样地均为弱变异程度。

### 3.1.3 土壤微生物数量及酶活性随复垦时间的变化特征

不同复垦年限复垦样地和原地貌样地 0—10、10—20、0—20 cm 土层各类土壤微生物数量随复垦年限的变化趋势如图 2 所示,不同种类的微生物数量随复垦年限的增加均有不同程度变化。不论复垦年限的时间长短,细菌数量在 3 类微生物中占有绝对优势,其次是放线菌,真菌的数量最少;其中细菌、真菌和放线菌的数量随复垦年限的增加的变化趋势在 0—10、10—20、0—20 cm 的变化趋势相一致;各类微生物数量的随复垦时间的变化趋势为先增长,后降低,而后又随着复垦年限的增长不断增加的规律,这与于亚军<sup>[22]</sup>研究复垦果园的土壤微生物浓度随时间变化的结果存在一定差异,主要是受到矿区排土场土壤生态系统的复杂性以及样地选择等因素的影响。在 0—10 cm 土层,在复垦 6 年的样地 R-6a,由于复垦时间较短且受到人为管护因素影响较

大且样地的表层覆土较好,此时土壤细菌数量达到 1 个峰值;在复垦 6 年之后 0—10 cm 土层中的细菌数量开始下降,并在复垦 15 年时达到最小数值,但此时土壤细菌数量仍高于复垦年限为 0 的东露天排土场 0—10 cm 土层的细菌数量;在复垦 15 年之后,复垦土壤 0—10 cm 土层中细菌数量开始逐渐稳定增长,涨幅也逐渐增大。在 10—20 cm 土层中,土壤细菌数量随复垦年限的变化趋势与在 0—10 cm 土层的变化趋势一致,真菌和放线菌数量在 0—10 cm 与 10—20 cm 土层的变化趋势也与细菌在 0—10 cm 和 10—20 cm 土层的变化趋势相一致。

表 3 各剖面不同复垦年限土壤酶活性及总体特征/(mg 100 g<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>)

Table 3 Soil enzyme activity and overall characteristics of different reclamation years in each profile

土层深度 Soil depth/cm	项目 Category	参数 Parameter	R-0a	R-6a	R-7a	R-15a	R-16a	R-25a	R-27a	OL
0—10	蔗糖酶	均值 Mean value	0.8100	1.0567	0.9767	0.8233	0.8867	0.9100	0.9700	1.1400
		标准偏差 SD	0.0100	0.0351	0.0208	0.0153	0.0306	0.0000	0.0400	0.0458
		变异系数 CV/%	1.24	3.32	2.13	1.86	3.45	0.00	4.12	4.02
	脲酶	均值 Mean value	2.7400	3.3800	3.1667	2.7600	2.9333	2.9900	3.1567	1.1400
		标准偏差 SD	0.0200	0.0900	0.0503	0.0361	0.0874	0.0000	0.0950	0.0458
		变异系数 CV/%	0.73	2.66	1.59	1.31	2.98	0.00	3.01	4.02
	磷酸酶	均值 Mean value	0.6333	0.7700	0.7267	0.6400	0.6767	0.6900	0.7200	0.8167
		标准偏差 SD	0.0058	0.0200	0.0116	0.0100	0.0208	0.0000	0.0200	0.0252
		变异系数 CV/%	0.92	2.60	1.59	1.56	3.08	0.00	2.78	3.08
10—20	蔗糖酶	均值 Mean value	0.8100	1.0800	0.9633	0.8133	0.8500	0.8700	0.9900	1.2100
		标准偏差 SD	0.0000	0.0529	0.0116	0.0379	0.0100	0.0500	0.0400	0.0656
		变异系数 CV/%	0.00	4.90	1.20	4.66	1.18	5.75	4.04	5.42
	脲酶	均值 Mean value	2.7367	3.4433	3.1333	2.7433	2.8333	2.8933	3.2033	3.7733
		标准偏差 SD	0.0116	0.1365	0.0306	0.1002	0.0153	0.1201	0.1002	0.1716
		变异系数 CV/%	0.42	3.96	0.98	3.65	0.54	4.15	3.13	4.55
	磷酸酶	均值 Mean value	0.6333	0.7867	0.7167	0.6333	0.6533	0.6667	0.7333	0.8567
		标准偏差 SD	0.0058	0.0289	0.0058	0.0208	0.0058	0.0252	0.0208	0.0351
		变异系数 CV/%	0.91	3.67	0.81	3.29	0.88	3.78	2.84	4.10

蔗糖酶、脲酶和磷酸酶 3 种土壤酶活性在 0—10、10—20、0—20 cm 土层中随复垦年限的变化趋势如图 3 所示。3 种酶活性在 0—10、10—20、0—20 cm 土层中的变化趋势相一致,同时与微生物数量在各个土层的变化趋势也呈现出一致的规律性,即 3 种酶活性随复垦时间的变化趋势为先增长,在复垦 6 年时酶活性达到 1 个峰值,随后逐渐降低,在复垦时间 15 年时达到最小值,而后又随着复垦年限的增长不断的增加的规律。此外,对于同一复垦年限的 3 种酶活性,无论是在 0—10、10—20、0—20 cm 土层中,脲酶活性始终最大,其次是蔗糖酶、磷酸酶最低。

### 3.2 不同复垦年限复垦地重构土壤微生物数量及酶活性差异性分析

#### 3.2.1 不同复垦年限下土壤微生物数量差异性分析

如图 4 和表 4 所示,在 0—10、10—20、0—20 cm 土层,不同复垦年限样地的 3 类微生物总数分布情况存在明显的差异性。不同复垦年限研究样地的微生物总数量均显著少于原地貌的微生物数量,因为土壤微生物生存所需营养物质的主要来源是植物残体,微生物的数量与土壤有机质的含量具有显著相关关系<sup>[31]</sup>,而露天煤矿开采之后,排土场经过地貌重塑,表层覆盖的是经过很大扰动的土壤,破坏了原有土壤结构,复垦土壤的理化条件难以满足微生物及植被生长的要求,这使得微生物缺少生存繁衍所必需的营养物质等系列条件,在很大程度上限制了微生物数量的增多。由图 2 可知,在土层深度为 0—20 cm 的原地貌(OL) 3 类土壤微生物总数量显著高于不同年限复垦地土壤的 3 类微生物总数量。在 0—10 cm 土层,原地貌(OL)的 3 类土壤微生物总数量为  $135.99 \times 10^5$  cfu/g,复垦排土场的 3 类微生物总数量在  $52.74 \times 10^5$  cfu/g— $5.26 \times 10^5$  cfu/g;在 10—20 cm 的土层中,原地貌(OL) 3 类土壤微生物总数量为  $153.30.96 \times 10^5$  cfu/g,复垦地 3 类微生物总数量范围在

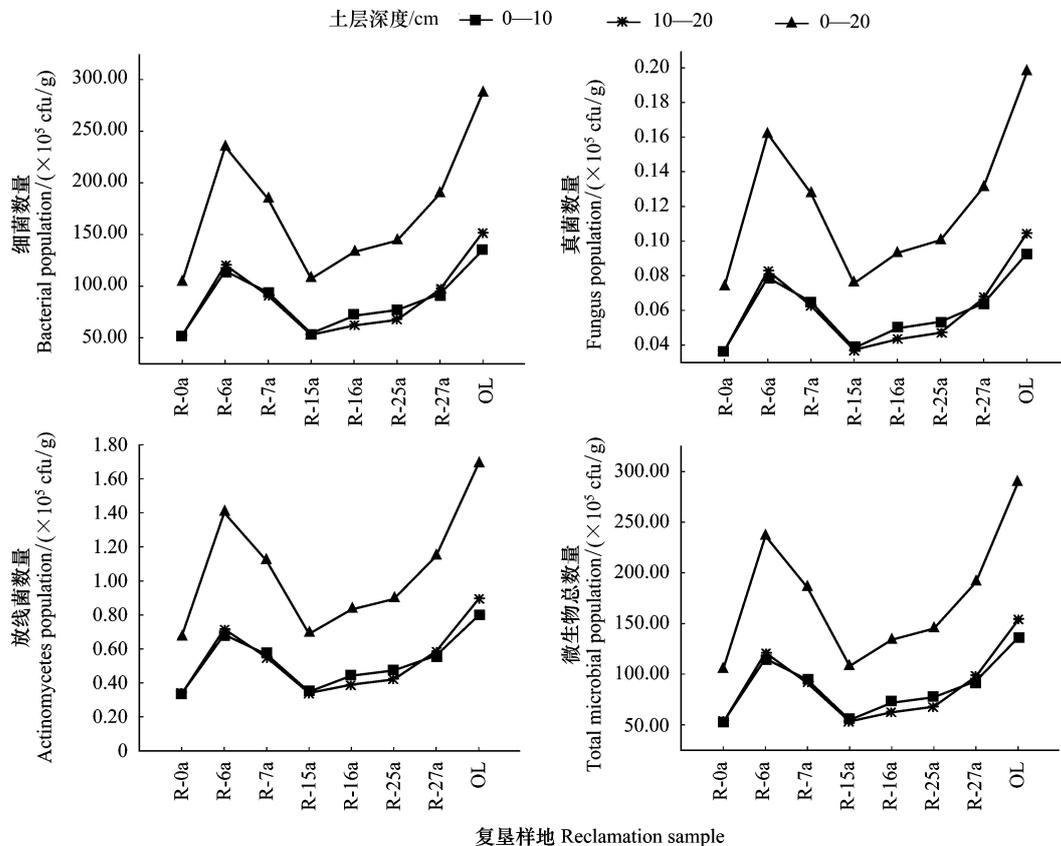


图2 各类微生物数量随复垦年限的变化趋势

Fig.2 Variation trend of microbial quantity with the years of reclamation

R:复垦, Reclamation; a:年限, Age; OL: 原地貌 Original landscape

$32.10 \times 10^5$  cfu/g— $100.15 \times 10^5$  cfu/g。

由图4可见已复垦排土场的微生物数量要高于排土完毕未复垦地。东露天(R-0a)排土场属于排土完毕尚未复垦地,其表层土微生物数量最低,在0—10 cm和10—20 cm土层的3类土壤微生物总数量分别为 $52.74 \times 10^5$  cfu/g和 $52.34 \times 10^5$  cfu/g,而复垦16年的安家岭(R-16a)排土场0—10 cm与10—20 cm土层的3类土壤微生物总数量分别达到 $71.69 \times 10^5$  cfu/g和 $62.20 \times 10^5$  cfu/g,与东露天(R-0a)未复垦地相比,分别增加了35.93%和18.84%,复垦16年后的排土场土壤微生物的数量明显增加,与排土完毕而未复垦的东露天(R-0a)排土场(R-0a)差异明显。而复垦27年的南排(R-27a)的3类土壤微生物总数量在0—10 cm和10—20 cm分别达到了 $93.02 \times 10^5$  cfu/g和 $97.59 \times 10^5$  cfu/g,达到原地貌3类土壤微生物总数量的68.40%和63.66%,但仍与原地貌(OL)3类土壤微生物总数量存在显著性差异。

整体来看,随着复垦年限的增加复垦后排土场的微生物数量相比未复垦地均有一定程度的增加。在0—10 cm土层,内排土场(R-6a)和南寺沟(R-7a)细菌、真菌和放线菌数量较东露天(R-0a)具有显著增加;西扩(R-15a)细菌数量与东露天(R-0a)差异不显著;安家岭(R-16a)、西排(R-25a)、南排(R-27a)的微生物数量均显著高于东露天(R-0a)。在10—20 cm土层中,东露天(R-0a)与内排土场(R-6a)、南寺沟(R-7a)、南排(R-27a)和原地貌(OL)细菌数量差异性显著;东露天(R-0a)和西扩(R-15a)、安家岭(R-16a)、西排(R-25a)的细菌数量差异不显著;内排土场(R-6a)细菌数量显著高于除对照原地貌(OL)之外所有其他复垦年限的排土场;原地貌(OL)显著高于其他复垦年限的排土场。此外,0—10 cm和10—20 cm土层的真菌和放线菌数量,其不同复垦年限样地之间的差异性与细菌数量在0—10 cm和10—20 cm土层的差异性规律相一致。

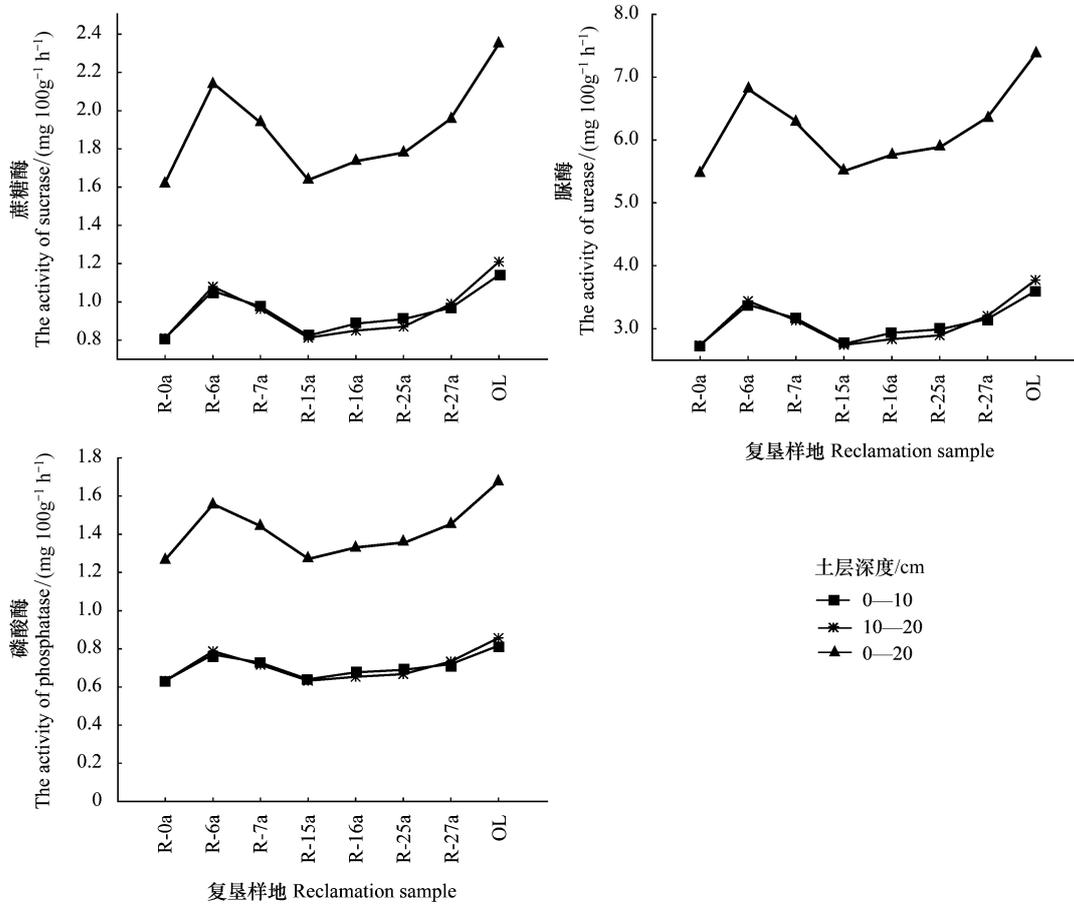


图 3 各类土壤酶活性随复垦年限的变化趋势图

Fig.3 Variation trend of soil enzyme activity with the years of reclamation

由图 4 可得 0—10 cm 和 10—20 cm 土层的各类土壤微生物数量差异不显著,故对 0—20 cm 土层的土壤微生物的类别进行统计分析。由表 4 可知,在 0—20 cm 土层中,细菌数量随复垦时间的变化趋势与微生物总数的变化趋势是一致的,这是由于无论复垦时间的长短还是原地貌以及土壤构成、植被类型的存在差异,在土壤微生物 3 大类群中,细菌数量都占据着绝对优势,而真菌、放线菌的数量相对较少。结合采样数据分析,3 类微生物群落占比存在明显差异性,细菌在不同年限复垦的土壤的数量中均占到微生物总数的 99.20% 以上,其次是放线菌,占微生物总量 0.06% 以上;微生物数量中占比最小的是真菌。经过复垦之后,复垦土壤的真菌、放线菌的相对数量均超过了原地貌。

表 4 0—20 cm 不同复垦年限土壤微生物种类变化表

Table 4 Soil microbial species changes in different reclamation years at 0—20 cm soil

样地编号 Sample number	细菌 Bacteria		真菌 Fungus		放线菌 Actinomycetes		微生物总数 Microbial population/ (10 <sup>5</sup> cfu/g)
	数量 Quality/ (10 <sup>5</sup> cfu/g)	占比/% Proportion	数量 Quality/ (10 <sup>5</sup> cfu/g)	占比/% Proportion	数量 Quality/ (10 <sup>5</sup> cfu/g)	占比/% Proportion	
R-0a	104.3333±2.7791	99.2893	0.0738±0.0018	0.0702	0.6730±0.0159	0.6405	105.0801±2.7968
R-6a	234.9000±16.8380	99.3393	0.1619±0.0114	0.0685	1.4003±0.0941	0.5922	236.4623±16.9440
R-7a	184.1333±7.7035	99.3284	0.1277±0.0052	0.0689	1.1173±0.0425	0.6027	185.3784±7.7512
R-15a	107.0667±6.6891	99.2915	0.0756±0.0045	0.0701	0.6883±0.0372	0.6383	107.8306±6.7307
R-16a	132.9667±8.0649	99.3090	0.0932±0.0054	0.0696	0.832±0.0454	0.6214	133.8918±8.1157
R-25a	143.9333±11.9600	99.3142	0.1006±0.0081	0.0694	0.8933±0.0666	0.6164	144.9273±12.0350

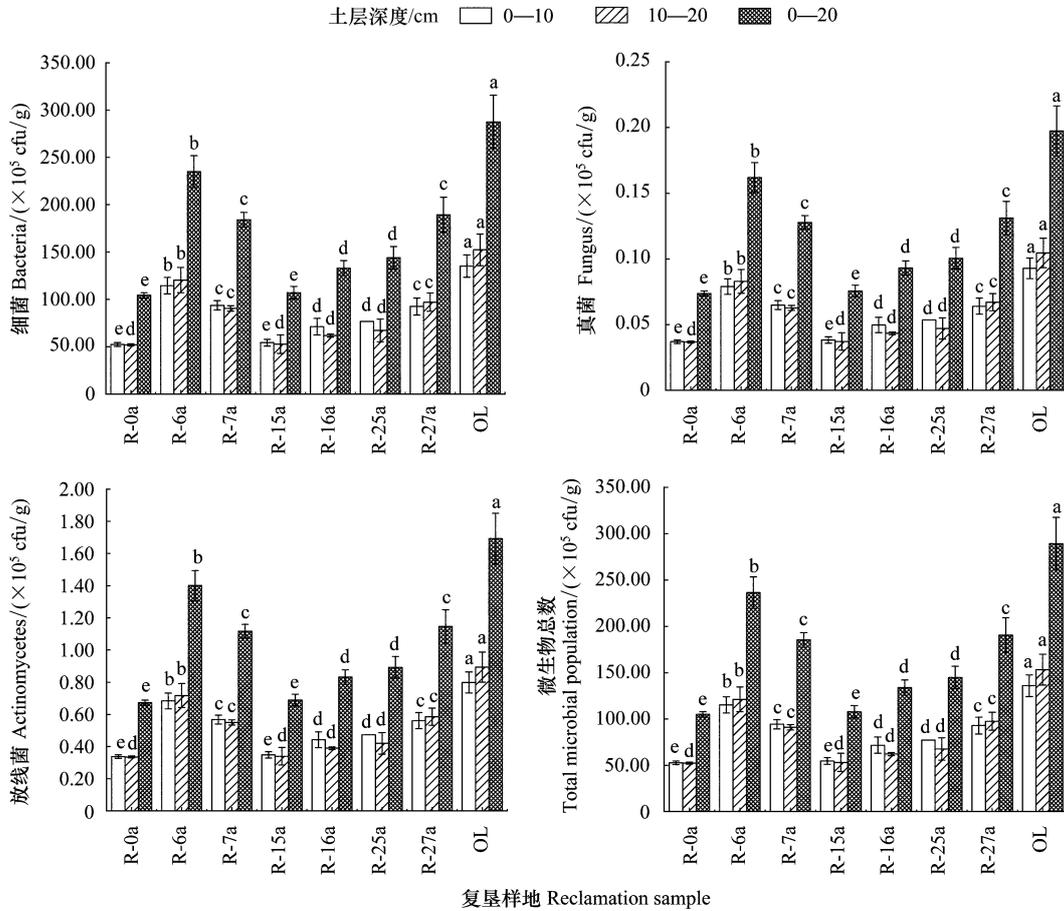


图 4 不同复垦年限的样地土壤微生物总量对比

Fig.4 Comparison of soil microbial amount in sample land with different reclamation years

不同小写字母表示同一土层不同年限数据差异显著 ( $P < 0.05$ )

续表

样地编号 Sample number	细菌 Bacteria		真菌 Fungus		放线菌 Actinomycetes		微生物总数 Microbial population/ (10 <sup>5</sup> cfu/g)
	数量 Quantity/ (10 <sup>5</sup> cfu/g)	占比/% Proportion	数量 Quantity/ (10 <sup>5</sup> cfu/g)	占比/% Proportion	数量 Quantity/ (10 <sup>5</sup> cfu/g)	占比/% Proportion	
R-27a	189.3333±18.6690	99.3298	0.1312±0.0126	0.0688	1.1463±0.1036	0.6014	190.6109±18.7850
OL	287.4000±28.2970	99.3468	0.1974±0.0190	0.0682	1.6923±0.1580	0.5850	289.2897±28.4740

表 1 中复垦年限 0, 代表的是排土完毕未进行复垦的东露天排土场; 数据均为样本平均值 ± 标准偏差

### 3.2.2 不同复垦年限下土壤酶活性差异性分析

不同复垦年限下 3 种土壤酶活性差异状况如图 5 所示, 单因素方差分析表明蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性在土层深度为 0—10 cm 和 10—20 cm 这 2 层之间并无显著差异。在 0—10 cm 土层, 东露天 (R-0a) 与内排土场 (R-6a)、南寺沟 (R-7a)、安家岭 (R-16a)、西排 (R-25a) 南排 (R-27a) 的蔗糖酶活性差异性显著, 东露天 (R-0a) 与西扩 (R-15a) 的蔗糖酶活性差异性不显著; 南寺沟 (R-7a) 和南排 (R-27a) 蔗糖酶活性差异性不显著; 安家岭 (R-16a) 和西排 (R-25a) 蔗糖酶活性差异性不显著。其次, 在 0—10 cm 土层中的脲酶和磷酸酶活性表现出与蔗糖酶在不同复垦样地之间的差异性一致。在 10—20 cm 土层, 东露天 (R-0a) 与西扩 (R-15a)、安家岭 (R-16a) 和西排 (R-25a) 之间的脲酶活性差异性不显著; 东露天 (R-0a) 与内排土场 (R-6a)、南寺沟 (R-7a) 和南排 (R-27a) 之间的脲酶活性差异性显著; 内排土场 (R-6a)、南寺沟 (R-7a) 和南排 (R-27a) 之间的脲酶活性

差异性显著。

在 3 种酶活性中,脲酶活性最高,其次是蔗糖酶活性,磷酸酶活性最低。其次,不同复垦年限的重构土壤酶活性均低于原地貌的土壤酶活性。与原地貌相比,在采矿扰动进行土壤重构后,0—20 cm 土层的酶活性与微生物数量在不同复垦年限下的变化规律相似,在排土完毕后土壤酶活性随着复垦年限的先升高后降低,而后再逐渐增高。在 0—20 cm 土层,未复垦的东露天的蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性相较于原地貌分别下降 31.06%、25.69% 和 24.31%,两者差异性显著,同时间接证明了重构土壤生态系统的碳、氮、磷循环在煤矿开采后受到了严重破坏。复垦 27 年的南排土场的蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性相较于未复垦地分别增加 45.06%、34.57% 和 32.12%,两者差异性显著。

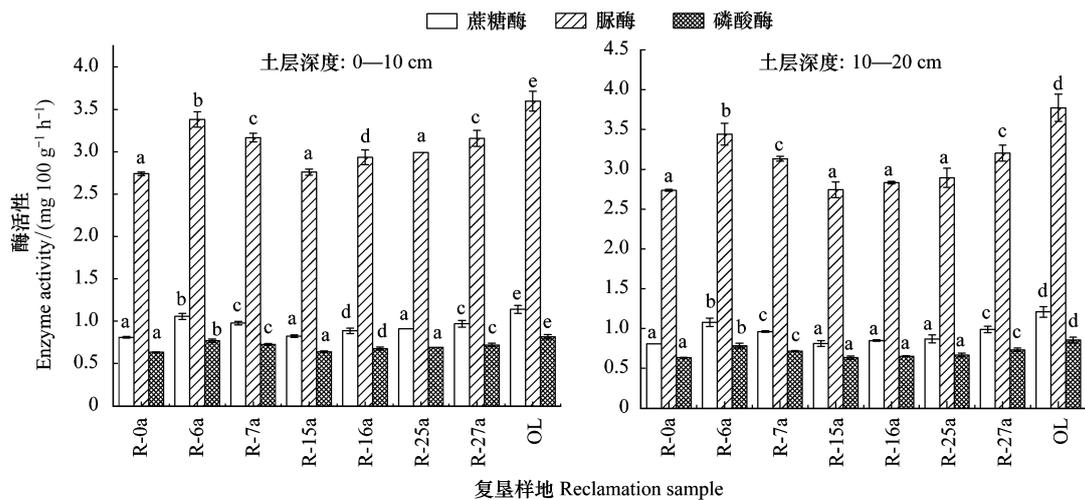


图 5 不同复垦年限的样地 0—20 cm 土层土壤酶活性差异

Fig. 5 Difference of soil enzyme activity in 0—20 cm soil layer of sample land with different reclamation years

## 4 讨论

### 4.1 不同复垦年限重构土壤微生物数量及酶活性特征及差异性

土壤的形成是矿区土地生态功能能够恢复最重要因素之一,而矿区开采后的重构土壤的理化性质往往较差<sup>[31]</sup>。但土壤微生物及土壤酶活性能够在一定程度上迅速地反应复垦过程中土壤生物学质量状况的变化,同时与其发挥的生态功能密切相关<sup>[32-33]</sup>。本文研究表明不论复垦年限的时间长短,细菌数量在 3 类微生物中占有绝对优势,其次是放线菌,真菌的数量最少。本文这一结论与谭宏伟<sup>[34]</sup>和王理德<sup>[13]</sup>的研究结论相一致,这是由于平朔矿区各个样地的土壤偏碱性,此环境适宜细菌、放线菌的生长繁殖而对真菌的生存不利,因此在一定程度上造成了细菌数量要远远高于真菌数量。其次,本研究发现 3 类微生物数量和 3 种酶活性随复垦年限的增加的变化趋势在 0—10、10—20、0—20 cm 的变化趋势相一致,微生物数量和酶活性随复垦时间的变化趋势为先增长后降低,而后再随着复垦年限增长不断增加的规律,这与 Dangi<sup>[19]</sup>、于亚军<sup>[23]</sup>、Kumar<sup>[29]</sup>、王继萍<sup>[34]</sup>的研究结论相近,但同时存在一定差异。王继萍等<sup>[35]</sup>对山西省曹村煤矿的土壤微生物研究表明,复垦果园土壤微生物总浓度和群落浓度均随复垦年限增加而有不同程度的增加,表明随年限增加煤矸山复垦土壤质量状况总体有所改善以及土壤中水肥条件和土壤 pH 值等微生物生存环境也随之明显改善,但在最大复垦年限 7a 内,土壤质量仍难达到与普通果园相当的状况。Kumar 等<sup>[29]</sup>对印度煤矿已复垦 2、5、9、15、21 a 煤矸山进行了研究与附近的天然林进行比较,对比不同恢复阶段土壤性质、微生物活性和生物群落结构的变化,结果表明复垦年限是生态恢复过程中土壤和植被组成变化的主要驱动力。研究结果的差异性是因为土壤微生物数量与其所处土壤各相关因子的变化密不可分,由于研究区域和所选样地的不同、复垦后期管护措施不

同和矿区生态系统的复杂性所致。同时,依据 R-6a、R-7a、R-15a、R-16a、R-25a、R-27a 样地微生物总数和酶活性均低于原地貌,也说明在最大复垦年限 27 年内,重构土壤质量仍难恢复到与原地貌普通农地土壤水平相当的状况,与 Dangi 的研究结果复垦土壤微生物群落在 5—14 年就基本可以恢复到正常水平存在一定差异,同时证明矿区土地复垦和生态系统的恢复是 1 个复杂而长期的过程,这也需要今后继续深入持续地开展相关研究。

研究结果显示在复垦年限为 6 年时,各类土壤微生物数量及酶活性达到 1 个峰值,根据文献资料和已有数据分析如下。首先样地 R-6a 为内排土场,2013 年开始进行土地复垦,复垦工作的开展相较于其他排土场较晚,在进行土壤重构时具有一定的技术优势;且样地 R-6a 土壤表层的覆土类型较优,表层覆土较厚,表层土壤状况整体优于其他不同复垦年限的样地;在矿区复垦过程中恰恰是由于土壤基质破坏了地表植被层,对土壤剖面进行重构使排土地表物质成为深层土<sup>[36]</sup>,从而造成了复垦地表层土壤的理化性质发生了重大变化,导致土壤生态环境恶化,造成土壤为土壤微生物生命活动提供的能源和营养变得匮乏,土壤微生物数量和土壤酶活性也因此受到破坏性影响。其次,不同的土壤(包括不同的复垦年限、植被等)具有不同的理化性质,而不同的理化性质无疑明显影响土壤中的各类微生物数量和酶活性;相关研究也已表明土壤微生物及酶活性不仅与养分有关,还与土壤容重、土壤质地、水分及地表的植被覆盖等因素相关<sup>[37-38]</sup>。正是由于矿区重构土壤的特殊性,不同排土工艺及覆土情况均会对复垦地土壤的理化性质和土壤肥力状况产生影响,进而影响到复垦地微生物数量及酶活性。因此分析不同复垦年限的复垦样地之间的土壤微生物及酶活性的特征和差异性,进一步开展复垦地土壤微生物及酶活性影响因素探究显得十分必要。

#### 4.2 对矿区土地复垦研究的启示与不足

矿区是当今世界陆地生态系统被破坏和退化最严重的区域之一,在进行露天煤矿土地复垦与生态重建时不仅要恢复地表植被和生物,还应重视地下土壤微生物生态系统的构建。土壤重构是土地复垦的核心内容,但矿区重构土壤性质和结构与普通土壤存在很大区别,特别是复垦年限较少的土壤,单以其土壤理化性质作为指标评价其质量状况的敏感性不够,有关研究已经证实物种多样性、土壤微生物群落的生化和代谢特征的变化反映了生态系统的土壤质量状况<sup>[39]</sup>,有助于评估生态系统恢复的效果。其次植被生长状况及其多样性也常常被用来表征矿区土地复垦与生态恢复的效果,但由于植物物种多样性评估可能受到了人工种植时间因素的严重影响<sup>[27]</sup>,在短期内可能具有误导性缺陷,不能准确反应重构土壤的早期恢复状况。相关研究已经表明复垦年限对土壤性质有显著影响<sup>[29]</sup>,并且土壤微生物可以更准确和及时地反映退化土地的恢复情况,能作为矿区复垦地成功恢复的早期指标<sup>[30]</sup>。同时土壤微生物数量的增加有利于保持土壤在复垦土地生态系统对压力或干扰的稳定性、抵抗力和恢复力<sup>[40]</sup>,因此,开展相关研究能够在短时间内及时反应复垦地重构土壤的变化,及时采取有效措施提高土壤质量,保证重构土壤的稳定健康发展变化,为下一步开展植被重建、生物多样性保护奠定基础。

本研究采用时空替代法研究了平朔黄土露天矿区复垦地表层土壤微生物数量及酶活性的特征及差异,研究存在以下不足与局限性。首先研究土壤微生物数量随复垦时间变化的特征与差异性规律,应当控制其他变量一致,只考虑复垦时间的变化,但在大型露天煤矿经过剧烈扰动的复垦土壤中要做变量的一致是十分困难的。其次影响土壤微生物的因素是很复杂的,本研究只是分别选取不同复垦年限的复垦样地作为研究样地,同时存在样地样本数量相对较少的缺陷,可能造成本研究存在一些误差。总体而言,随着复垦时间的延长,土壤微生物及酶活性的总体变化趋势是随着复垦年限的增加而增长的,在复垦 6 年后出现了微生物数量和酶活性降低的情况,这可能是因为在较短的时间内土壤环境和植被的变化可能会增加微生物种类,但复垦 6 年之后随着露天矿排土场自然演替的进行,会出现生物竞争逐渐导致筛选更加合适的物种来稳定复垦的生态环境。

## 5 结论

(1)从微生物数量及酶活性的特征来看,无论复垦年限的时间长短,细菌数量在 3 类微生物数量中占有

绝对优势,其次是放线菌,真菌数量最少;不同年限复垦研究样地的土壤细菌数量均占到微生物总数的99.20%以上,其次是放线菌,占微生物总量0.06%以上;微生物数量中占比最小的是真菌。经过复垦之后,复垦地重构土壤的真菌、放线菌的相对数量均超过了原地貌。脲酶活性在3种酶活性最大,其次是蔗糖酶活性,磷酸酶活性最低。

(2)从微生物数量和酶活性的变化状况来看,3类微生物数量和3种酶活性在0—10、10—20、0—20 cm土层随复垦年限的变化趋势相一致,均随复垦时间的变化趋势为先增长后降低,而后又随着复垦年限的增长不断增加,同时表明随年限增加复垦地的土壤质量状况总体有所改良。

(3)差异性分析表明,复垦地土壤微生物和酶活性相较于未复垦均有不同程度的增加。复垦27a的南排土场的微生物数量在0—20 cm土层复垦后达到了 $189.3333 \times 10^5$  cfu/g、 $0.1312 \times 10^5$  cfu/g和 $1.1463 \times 10^5$  cfu/g,复垦效果达到原地貌微生物数量的65.88%、66.46%和67.74%,显著高于未复垦地但仍与原地貌土壤的各类微生物数量存在显著性差异。而复垦27a的南排土场在0—20 cm土层的蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性分别达到 $1.9600 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 、 $6.3600 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 和 $1.4533 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ,复垦效果分别达到农用地原地貌83.40%、86.30%和86.85%,较未复垦地的各类酶活性浓度显著增加。

#### 参考文献 (References):

- [1] 卞正富. 我国煤矿区土地复垦与生态重建研究. 资源·产业, 2005, 7(2): 18-24.
- [2] Cao Y G, Dallimer M, Stringer L C, Bai Z K, Siu Y L. Land expropriation compensation among multiple stakeholders in a mining area: explaining "skeleton house" compensation. Land Use Policy, 2018, 74: 97-110.
- [3] 黄雨晗, 况欣宇, 曹银贵, 罗古拜, 王舒菲, 杨庚, 白中科. 草原露天矿区复垦地与未损毁地土壤物理性质对比. 生态与农村环境学报, 2019, 35(7): 940-946.
- [4] Rooney R C, Bayley S E, Schindler D W. Oil sands mining and reclamation cause massive loss of peatland and stored carbon. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(13): 4933-4937.
- [5] Dong J H, Yu M, Bian Z F, Zhao Y D, Cheng W. The safety study of heavy metal pollution in wheat planted in reclaimed soil of mining areas in Xuzhou, China. Environmental Earth Sciences, 2012, 66(2): 673-682.
- [6] 王莉, 张和生. 国内外矿区土地复垦研究进展. 水土保持研究, 2013, 20(1): 294-300.
- [7] 胡振琪, 魏忠义, 秦萍. 矿山复垦土壤重构的概念与方法. 土壤, 2005, 37(1): 8-12.
- [8] 王金满, 郭凌俐, 白中科, 杨睿璇, 张萌. 黄土区露天煤矿排土场复垦后土壤与植被的演变规律. 农业工程学报, 2013, 29(21): 223-232.
- [9] 王杨扬, 赵中秋, 原野, 陈路明, 郭安宁. 黄土区露天煤矿不同复垦模式对土壤水稳性团聚体稳定性的影响. 农业环境科学学报, 2017, 36(5): 966-973.
- [10] Cheng L, Zhang N F, Yuan M T, Xiao J, Qin Y J, Deng Y, Tu Q C, Xue K, Van Nostrand J D, Wu L Y, He Z L, Zhou X H, Leigh M B, Konstantinidis K T, Schuur E A G, Luo Y Q, Tiedje J M, Zhou J Z. Warming enhances old organic carbon decomposition through altering functional microbial communities. The ISME Journal, 2017, 11(8): 1825-1835.
- [11] 林先贵, 胡君利. 土壤微生物多样性的科学内涵及其生态服务功能. 土壤学报, 2008(05): 892-900.
- [12] Caravaca F, Alguacil M M, Figueroa D, Barea J M, Roldán A. Re-establishment of *Retama sphaerocarpa* as a target species for reclamation of soil physical and biological properties in a semi-arid Mediterranean area. Forest Ecology and Management, 2003, 182(1/3): 49-58.
- [13] 王理德, 姚拓, 王方琳, 魏林源, 郭春秀, 吴春荣, 李发明. 石羊河下游退耕地土壤微生物变化及土壤酶活性. 生态学报, 2016, 36(15): 4769-4779.
- [14] Badiane N N Y, Chotte J L, Pate E, Masse D, Rouland C. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. Applied Soil Ecology, 2001, 18(3): 229-238.
- [15] Cao Y G, Wang J M, Bai Z K, Zhou W, Zhao Z Q, Ding X, Li Y N. Differentiation and mechanisms on physical properties of reconstructed soils on open-cast mine dump of loess area. Environmental Earth Sciences, 2015, 74(8): 6367-6380.
- [16] 邱东, 程争鸣, 张元明, 吴楠, 牟书勇, 齐晓玲, 潘惠霞. 寡营养细菌对古尔班通古特沙漠土壤环境的影响. 干旱区研究, 2012, 29(1): 148-154.
- [17] Čížková B, Woś B, Pietrzykowski M, Frouz J. Development of soil chemical and microbial properties in reclaimed and unreclaimed grasslands in heaps after opencast lignite mining. Ecological Engineering, 2018, 123: 103-111.

- [18] Ezeokoli O T, Mashigo S K, Paterson D G, Bezuidenhout C C, Adeleke R A. Microbial community structure and relationship with physicochemical properties of soil stockpiles in selected South African opencast coal mines. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2019, 65(4): 332-341.
- [19] Dangi S R, Stahl P D, Wick A F, Ingram L J, Buyer J S. Soil microbial community recovery in reclaimed soils on a surface coal mine site. *Soil Science Society of America Journal*, 2012, 76(3): 915-924.
- [20] Shrestha P, Gautam R, Ashwath N. Effects of agronomic treatments on functional diversity of soil microbial community and microbial activity in a revegetated coal mine spoil. *Geoderma*, 2019, 338: 40-47.
- [21] 夏品华, 喻理飞, 寇永珍, 邓欢, 刘金波, 郭光霞. 贵州高原草海湿地土壤有机碳分布特征及其与酶活性的关系. *环境科学学报*, 2017, 37(4): 1479-1485.
- [22] 王翔, 李晋川, 岳建英, 周小梅, 郭春燕, 卢宁, 王宇宏, 杨生权. 安太堡露天矿复垦地不同人工植被恢复下的土壤酶活性和肥力比较. *环境科学*, 2013, 34(9): 3601-3606.
- [23] 于亚军, 王继萍. 不同复垦年限煤矸山土壤微生物群落和酶活性及其影响因子. *生态学杂志*, 2018, 37(4): 1120-1126.
- [24] Zhao Z Q, Shahrour I, Bai Z K, Fan W X, Feng L R, Li H F. Soils development in opencast coal mine spoils reclaimed for 1-13 years in the West-Northern Loess Plateau of China. *European Journal of Soil Biology*, 2013, 55: 40-46.
- [25] Sheoran V, Sheoran A S, Poonia P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*, 2010, 3(2): 1-21.
- [26] Palmer M A, Bernhardt E S, Schlesinger W H, Eshleman K N, Fofoula-Georgiou E, Hendryx M S, Lemly A D, Likens G E, Loucks O L, Power M E, White P S, Wilcock P R. Mountaintop mining consequences. *Science*, 2010, 327(5962): 148-149.
- [27] Guo L L, Sun Z G, Ouyang Z, Han D R, Li F D. A comparison of soil quality evaluation methods for Fluvisol along the lower Yellow River. *CATENA*, 2017, 152: 135-143.
- [28] Harris J A. Measurements of the soil microbial community for estimating the success of restoration. *European Journal of Soil Science*, 2003, 54(4): 801-808.
- [29] Kumar S, Maiti S K, Chaudhuri S. Soil development in 2-21 years old coalmine reclaimed spoil with trees: a case study from Sonepur-Bazari opencast project, Raniganj Coalfield, India. *Ecological Engineering*, 2015, 84: 311-324.
- [30] Izquierdo I, Caravaca F, Alguacil M M, Hernández G, Roldán A. Use of microbiological indicators for evaluating success in soil restoration after revegetation of a mining area under subtropical conditions. *Applied Soil Ecology*, 2005, 30(1): 3-10.
- [31] 樊文华, 白中科, 李慧峰, 乔俊耀, 许建伟. 不同复垦模式及复垦年限对土壤微生物的影响. *农业工程学报*, 2011, 27(2): 330-336.
- [32] Wong M H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 2003, 50(6): 775-780.
- [33] Erwin A C, Geber M A, Agrawal A A. Specific impacts of two root herbivores and soil nutrients on plant performance and insect-insect interactions. *Oikos*, 2013, 122(12): 1746-1756.
- [34] 谭宏伟, 杨尚东, 吴俊, 刘永贤, 熊柳梅, 周柳强, 谢如林, 黄国勤, 赵其国. 红壤区桉树人工林与不同林分土壤微生物活性及细菌多样性的比较. *土壤学报*, 2014, 51(3): 575-584.
- [35] 王继萍, 庞碧琳, 于亚军. 不同复垦年限煤矸山土壤微生物群落特征及其指示作用. *干旱区资源与环境*, 2017, 31(9): 140-144.
- [36] 李智兰. 矿区复垦对土壤养分和酶活性以及微生物数量的影响. *水土保持通报*, 2015, 35(2): 6-13.
- [37] 刘爽, 王雅, 刘兵兵, 刘海龙, 刘勇. 晋西北不同土地管理方式对土壤碳氮、酶活性及微生物的影响. *生态学报*, 2019, 39(12): 4376-4389.
- [38] Lauber C L, Hamady M, Knight R, Fierer N. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. *Applied and Environmental Microbiology*, 2009, 75(15): 5111-5120.
- [39] Zhu Z Z, Wang Z L, Li J, Li Y, Zhang Z G, Zhang P. Distribution of rare earth elements in sewage-irrigated soil profiles in Tianjin, China. *Journal of Rare Earths*, 2012, 30(6): 609-613.
- [40] Degens B P, Schipper L A, Sparling G P, Vojvodic-Vukovic M. Decreases in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity of soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, 32(2): 189-196.