微生物菌肥对草原矿区排土场土壤微生物与土壤酶活性的影响

珊 丹，何京丽，邢恩德，荣 浩，刘艳萍

（水利部 牧区水利科学研究所，内蒙古 呼和浩特 010020）

摘 要：[目的] 研究施入微生物菌肥对土壤微生物数量及主要土壤酶活性的影响，为利用微生物菌肥改良草原矿区排土场恶劣土壤环境提供理论依据。[方法] 采用完全随机区组设计，设微生物菌肥 2 种施用方法、3 种施用量，对不同施肥处理后土壤中可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量进行测定，分析土壤过氧化氢酶活性、蔗糖酶活性、脲酶活性、碱性磷酸酶活性变化。[结果] 施用微生物菌肥土壤中可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量均显著高于未施肥处理（$p<0.05$）；施用微生物菌肥土壤中脲酶、蔗糖酶、碱性磷酸酶、过氧化氢酶活性比未施肥样地分别增加 29.0%，92.6%，25.7%，75.7%；土壤可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量与土壤酶活性之间有一定的相关性；在微生物菌肥沟施法与较大的菌肥施用量作用下土壤可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量较高，土壤酶活性较强。[结论] 微生物菌肥添加使草原矿区排土场土壤中微生物菌落数量增加、土壤酶活性增强，施用微生物菌肥改善了原状土壤环境，增加了土壤肥力。

关键词：微生物菌肥；施用方法；施用量；土壤微生物；酶活性

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2017)03-0081-05 **中图分类号**：S154.2，S156.2

文献参数：珊 丹，何京丽，邢恩德，等. 微生物菌肥对草原矿区排土场土壤微生物与土壤酶活性的影响[J]. 水土保持通报，2017，37(3)：81-85. DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.2017.03.014；Shan Dan，He Jingli，Xing Ende，et al. Effects of microbial fertilizer on microorganism and soil enzyme activity in coal mine dump of typical steppe[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation，2017，37(3)：81-85. DOI：10.13961/j.cnki.stbctb.2017.03.014

Effects of Microbial Fertilizer on Microorganism and Soil Enzyme Activity in Coal Mine Dump of Typical Steppe

SHAN Dan，HE Jingli，XING Ende，RONG Hao，LIU Yanping

（*Institute of Water Resources for Pastoral Area，Ministry of Water Resources of China，Hohhot，Inner Mongolia* 010020，*China*）

Abstract：[Objective] To explore the effects of microbial fertilizers on soil microorganism numbers and soil enzyme activities，and provide theoretical basis for improving soil environment on coal mine dump of typical steppe. [Methods] With a randomized complete block design on coal mine dump of typical steppe，two application methods and three fertilizing amounts of microbial fertilizer were set. Numbers of cultured bacteria，fungi and actinomycetes colonies were measured. Soil enzyme activity changes of urease，invertase，alkaline phosphatase and catalase were analyzed. [Results] Beneficial micro floras in soil increased to large number with the addition of microbial fertilizer. Numbers of cultured bacteria，fungi and actinomycetes colonies were all significantly higher than those of CK（$p<0.05$）. Soil enzyme activities were improved with the application of microbial fertilizer. Soil enzyme activities of urease，invertase，alkaline phosphatase and catalase increased by 29%，92.6%，25.7% and 75.7%，respectively，as compared to no microbial fertilizer. There was certain correlation between numbers of bacteria，fungi，actinomycetes colonies and soil enzyme activities. Numbers of cultured bacteria，fungi and actinomycetes colonies were higher than those of other combination and soil

收稿日期：2016-09-27 **修回日期**：2016-10-28

资助项目：内蒙古自治区科技计划项目“草原矿区生态修复重建关键技术研究与示范”(20140713)；中国水利水电科学研究院基本科研业务费专项“草原矿区生态修复配合施肥土壤保育研究”(MK2016J23)

第一作者：珊丹(1978—)，女(蒙古族)，内蒙古自治区赤峰市人，博士，高级工程师，主要从事草地生态与水土保持方面的研究。E-mail：mksshd@126.com。

enzyme activities were enhanced under ditching and fertilizing with larger application amount. [Conclusion] The study proved that addition of microbial fertilizer increased microorganism and soil enzyme activities significantly on coal mine dump of typical steppe, meanwhile it also improved the undisturbed soil environment and increased soil fertility.

Keywords: microbial fertilizer; application methods; application amount; soil microorganism; enzyme activity

内蒙古自治区煤炭资源富集,优势突出,已成为国家重要的能源基地之一。由于煤炭资源大多集中于生态环境相对脆弱的草原区,煤炭大量开发不可避免的给草原生态系统及当地农牧民的生产生活带来负面影响,其中以露天开采最为明显[1]。草原露天采煤产生的损毁土地主要为排土场[2],排土场大量弃土弃渣的堆放,改变了土壤原有机械组成和结构,土壤贫瘠、水分条件差、生物活性低等特点严重制约草原矿区生态恢复与植被重建[3-4]。

土壤微生物是生态系统中重要的组成部分,也是土壤生态系统中最为活跃的部分,同时也是土壤系统中极其重要的分解者,因而在土壤养分的转化、抵御外界干扰、维护系统稳定性,以及土壤的可持续发展方面占据着主导地位[5]。运用自生固氮菌、磷细菌、钾细菌肥料及复合菌肥、菌根等现代微生物技术进行煤矿废弃地土壤的综合治理和改良,可通过微生物的接种优势,重新建立失去微生物活性的土壤,恢复土壤微生物体系,促进生土熟化,缩短生态修复周期[6]。目前,国内外在利用微生物技术恢复煤矿受损土地方面已有研究成果,微生物对土壤的修复机制也较明确[7-9],但由于微生物自身特性、环境因子变化等因素的限制,微生物技术的实际应用并不是很理想[10-11]。中国北方干旱半干旱草原区,受自然气候恶劣、草原煤炭业关注度相对低等因素影响,微生物技术在草原矿区生态修复中的应用研究相对较少。本研究拟针对内蒙古草原自然气候特点,以具有代表性的锡林郭勒典型草原矿区为研究对象,在草原露天煤矿排土场植被重建过程中开展微生物菌肥应用研究,以期通过微生物菌肥无毒害、无污染、增加土壤肥力、增强植物对养分的吸收等自身特性,改善排土场贫瘠的土壤条件,为植物正常生长发育构建一个良好的土壤环境,为草原露天矿生态修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

内蒙古大唐国际锡林浩特矿业有限公司胜利东 2 号露天煤矿位于内蒙古锡林郭勒盟锡林浩特市境内,露天矿呈北东—南西走向不规则的四边形,面积 49.88 km^2,开采规模 $6.00\times10^7\sim7.00\times10^7$ t/a。试验区位于胜利东 2 号露天煤矿南排土场,南排土场位于矿区东南部,占地面积 13.66 km^2,为平台、边坡相间分布的阶梯式地形,相对高度 100 m,每级台阶坡面高度约 20 m,排土场为煤矸石与土混排后覆土,覆土深度 50—80 cm[12]。试验区为排土场阳坡平台,根据土壤理化性质试验,试验区土壤容重为 1.36 g/cm^3,土壤粒径以>0.05 mm 的细砂为主,土壤质量较差,养分含量较低,0—20 cm 土层的土壤全氮含量为 0.18 g/kg,全磷为 0.29 g/kg,全钾为 40.43 g/kg,有机质为 6.30 g/kg,pH 值为 8.96。

试验区地处内蒙古高原中部,属中温带干旱半干旱气候,多年平均降水量 289 mm,集中分布在 6—8 月,多年平均蒸发量 1 830.8 mm,年平均气温 1.7 ℃;胜利东 2 号露天煤矿所处草原区域土壤为典型栗钙土,隐域性土壤发育,由于栗钙土的成土母质主要是黄土状沉积物、各种岩石风化物、河流冲积物、风沙沉积物等,风蚀严重[13-14]。草原矿区原地表植被属典型草原植被,以克氏针茅(*Stipa krylovii*)、羊草(*Leymus chinense*)为主要建群种,植被盖度 35%~50%。

1.2 试验设计

微生物液体菌肥为“E-2001 微生物肥”,产地:美国,美国 ART 公司(Agricultural Research Technologies, Ltd.),E-2001 微生物肥是一种纯天然微生物菌剂,包含芽孢杆菌、放线菌、浸麻菌、固氮菌、促生根际细菌等十几种有益微生物,能产生使土壤恢复活力的各种营养菌和酶,有效活性微生物菌每毫升 10 亿以上。2001 经农业部肥料登记评审委员会审定获中华人民共和国肥料登记证。供试植物为紫花苜蓿(*Medicago sativa*)、披碱草(*Elymus dahuricus*);紫花苜蓿、披碱草间作条播种植,种植行距 50 cm,紫花苜蓿、披碱草播种量均为 1 g/m^2。试验区设置在排土场平台,设 2 种微生物肥施用方法(A 因素)、3 种微生物肥施用量(B 因素)和一个对照处理(CK,不施肥小区),每个处理 3 次重复;微生物菌肥的 2 种施用方法主要为撒施法(A_1,即将激活稀释后的微生物菌肥均匀喷洒于植物根部附近的土壤中)和沟施法(A_2,即在靠近植物根部开沟,将微生物菌肥施入沟内后覆土);3 种微生物肥施用量(ml/m^2)分别为 0.12(B_1),0.24(B_2),0.36(B_3);采用完全随机区组设计,分为 3 个区组,每个区组设 7 个小区,小区规格为 2 m×3 m,小区间距 0.5 m。

1.3　土壤样品采集与测定

植物生长末期(9 月初)在每个试验小区供试植物根际周边随机选取 0—30 cm 土壤样品,每小区 3 次重复。土样采集后过 2 mm 土壤分析筛,4 ℃冰箱保存备用。土壤中可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量测定采用平板计数法[15];细菌采用牛肉膏蛋白胨培养基,放线菌采用改良高氏 1 号培养基,真菌采用马丁氏孟加拉红培养基。土壤过氧化氢酶活性采用高锰酸钾滴定法测定,结果以 0.1 N $KMnO_4$ ml/g 表示;蔗糖酶活性采用二硝基水杨酸比色法测定,结果以葡萄糖 mg/g(37 ℃,24 h)表示;脲酶活性采用靛酚蓝比色法测定,结果用 NH_3 －N mg/g(37 ℃,24 h)表示;碱性磷酸酶活性采用磷酸苯二钠比色法测定,结果以酚 mg/g(37 ℃,24 h)表示[16]。

2　结果与分析

2.1　微生物菌肥施用后土壤微生物菌落的变化

试验区各类土壤微生物菌落数量由多到少依次为:细菌＞放线菌＞真菌(表 1)。从可培养的细菌菌落数量上看,微生物菌肥施用处理下土壤可培养细菌菌落数量均高于未施肥处理的土壤,沟施法＋0.36 ml/m^2 施用量(A_2B_3)处理下壤中的可培养细菌菌落数量最高,其次为 A_1B_3 处理,A_2B_3 处理与 CK 处理之间的变化差异达到显著水平($p<0.05$),其他处理间变化差异不显著。在土壤可培养真菌方面,不施肥处理(CK)的真菌菌落数量非常少,微生物菌肥处理样地土壤可培养真菌菌落总数要显著高于未施肥处理的土壤($p<0.05$)(除 A_1B_1 处理外),A_2B_2(沟施法＋0.24 ml/m^2 施用量)处理下土壤可培养的真菌菌落总数较高,A_2B_2 与 A_1B_1,CK 之间的变化差异显著($p<0.05$)。不同施肥处理的土壤可培养放线菌数量与可培养的细菌菌落数量具有相似的变化规律,除 A_1B_1 处理外,其他施加微生物肥组合的菌落数量均显著高于未施肥处理(CK)($p<0.05$)。

表 1　不同施肥处理土壤微生物菌落数量变化

处理	细菌/(10^6 cfu·g^{-1})	放线菌/(10^5 cfu·g^{-1})	真菌/(10^3 cfu·g^{-1})
CK	10.67^{b}	10.00^{b}	2.11^{c}
A_1B_1	19.22^{ab}	17.72^{ab}	9.22^{bc}
A_1B_2	23.28^{ab}	20.44^{a}	18.22^{ab}
A_1B_3	19.61^{ab}	27.33^{a}	17.00^{ab}
A_2B_1	21.22^{ab}	22.67^{a}	16.00^{ab}
A_2B_2	20.56^{ab}	24.67^{a}	23.33^{a}
A_2B_3	24.50^{a}	26.11^{a}	19.33^{ab}

注:A_1 为撒施法,A_2 为沟施法;B_1,B_2 和 B_3 表示微生物肥施用量分别为 0.12,0.24 和 0.36 mL/m^2;显著水平 $p<0.05$,不同小写字母表示各处理间差异显著。下同。

2.2　微生物菌肥对土壤酶活性的影响

由表 2 可知,土壤中脲酶活性随着微生物菌肥的添加而增高,其中 A_2B_2,A_2B_3 处理土壤中脲酶活性要显著高于未施用菌肥(CK)的样地($p<0.05$);从施用方法来看,沟施法处理下的土壤中脲酶活性要显著高于撒施法,从施用量来看,微生物菌肥施用量越大,脲酶活性越高,但经方差分析,变化差异未达到显著水平。

表 2　不同施肥处理土壤酶活性的变化

处理	脲酶(NH_3-N)/(mg·g^{-1})	蔗糖酶(葡萄糖)/(mg·g^{-1})	碱性磷酸酶(酚)/(mg·g^{-1})	过氧化氢酶(0.1 N $KMnO_4$)/(ml·g^{-1})
CK	1.064^{b}	1.068^{f}	235.17^{f}	0.510^{d}
A_1B_1	1.248^{ab}	1.764^{c}	304.45^{b}	0.663^{cd}
A_1B_2	1.283^{ab}	1.359^{d}	298.59^{c}	0.940^{b}
A_1B_3	1.375^{ab}	2.850^{b}	294.10^{d}	1.003^{ab}
A_2B_1	1.346^{ab}	1.196^{e}	242.80^{e}	0.683^{cd}
A_2B_2	1.557^{a}	1.768^{c}	328.69^{a}	0.870^{bc}
A_2B_3	1.429^{a}	3.413^{a}	304.36^{b}	1.217^{a}
A_1	1.302^{b}	1.991^{a}	299.05^{a}	0.869^{a}
A_2	1.444^{a}	2.121^{a}	291.95^{a}	0.923^{a}
B_1	1.297^{A}	1.480^{B}	273.63^{B}	0.673^{C}
B_2	1.420^{A}	1.556^{B}	313.64^{A}	0.905^{B}
B_3	1.402^{A}	3.132^{A}	299.23^{AB}	1.110^{A}

注:显著水平 $p<0.05$,施用方法间的比较采用小写字母表示,施用量间的比较采用大写字母表示。

不同微生物菌肥组合对土壤中蔗糖酶活性的影响较大,蔗糖酶活性由高到低的顺序依次为:A_2B_3＞A_1B_3＞A_2B_2＞A_1B_1＞A_1B_2＞A_2B_1＞CK;除了 A_2B_2 与 A_1B_1 处理之间的蔗糖酶活性变化不明显外,其他处理间的差异均达到显著水平($p<0.05$);从微生物菌肥施用方法与施用量的对比中发现(表 2),增大微生物菌肥施用量,蔗糖酶活性明显增强,说明施用剂量加大,微生物菌肥对土壤蔗糖酶活性的影响明显。

土壤磷酸酶可以分为酸性磷酸酶、中性磷酸酶和碱性磷酸酶 3 种,每种磷酸酶的活性因土壤条件而各异。在大多数情况下,土壤 pH 值为中性至碱性时,磷酸酶的活性最强[17]。因本研究供试土壤 pH 值在 8.84～8.92,所以我们仅选取土壤碱性磷酸酶的活性加以分析。根据试验结果(表 2)可知,微生物菌肥的添加增强了土壤碱性磷酸酶活性,不同施用方法与施用量组合之间的土壤碱性磷酸酶活性虽然有一定差异,但没有明显变化规律。从施用量来看(表 2),随着施用量增加,土壤碱性磷酸酶活性出现先增加后降低的趋势。过氧化氢酶是参与土壤中物质和能量转化的一种重要氧化还原酶,在一定程度上可以表征土壤生物氧化过程的强弱。从表 2 可以看出,不同微生

物菌肥处理下土壤过氧化氢酶活性的变化趋势与蔗糖酶活性变化趋势基本一致，由大到小的顺序为：$A_2B_3>A_1B_3>A_1B_2>A_2B_2>A_2B_1>A_1B_1>CK$，各个施肥处理间的变化差异达到显著水平，说明，土壤过氧化氢酶活性随着微生物菌肥施用量的增大而逐渐增强，3种菌肥施用量之间的变化差异显著($p<0.05$)。

2.3 土壤微生物数量与酶活性的相关性分析

通过对微生物菌肥作用下，土壤可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量与土壤酶活性之间的相关性分析可知(表3)，土壤中可培养细菌菌落数量与脲酶、蔗糖酶、过氧化氢酶均呈正相关关系，与碱性磷酸酶呈显著负相关；可培养真菌菌落数量与脲酶、蔗糖酶、碱性磷酸酶、过氧化氢酶均呈正相关关系，但相关性均未达到显著水平；土壤中可培养放线菌菌落数量与脲酶、碱性磷酸酶、蔗糖酶呈正相关，其中与脲酶、碱性磷酸酶的相关性达到显著水平($p<0.05$)，土壤中可培养的放线菌菌落数量与土壤过氧化氢酶之间无明显相关性。土壤酶在土壤发生发育、土壤肥力形成、土壤净化及生态系统的物质循环过程中起着重要作用[18]，它们参与催化土壤中发生的一系列复杂的生物化学反应[19]。有研究表明，土壤酶的活性与土壤微生物数量密切相关[16,20-21]。土壤中可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量与土壤酶活性之间相关关系说明，微生物菌肥施用增加了土壤中活体微生物数量，增强土壤生物活性和生化活性，土壤微生物的生长、繁殖过程促进各种酶的分泌，进而增强土壤酶活性。

表3 土壤微生物菌落数量与土壤酶活性的相关关系

微生物类型	菌落数量与土壤酶活性的相关系数			
	脲酶	蔗糖酶	碱性磷酸酶	过氧化氢酶
细 菌	0.159	0.135	−0.286*	0.101
真 菌	0.134	0.087	0.156	0.045
放线菌	0.483*	0.197	0.093*	0.000

注：* 表示在置信度(双侧)为0.05时，相关性显著。

3 讨 论

草原退化生态系统恢复过程中，随着恢复年限的延长，地上植被生物量增加，土壤微生物数量以及土壤酶活性的也随之增加，一般地上植被在短期的人工措施下得到恢复，然而土壤中的微生物要经过4～5 a以上的治理才可能有初步的效果[22]。对于气候条件、土壤环境更为恶劣的草原矿区排土场，建造一个良好的土壤结构和肥力条件，是生态系统恢复的关键，进而保证植被的可持续发展，微生物菌肥为构建一个稳定的、可循环的土壤微生物群落提供了有效途径，许多研究都表明，施用微生物菌肥能明显改善土壤环境，对植物生长也有促进作用[10,23-24]。本研究中，施用微生物菌肥后，草原露天煤矿形成的人工再塑地貌明显的变化就是土壤中细菌、放线菌、真菌数量增加。土壤真菌作为土壤微生物区系的重要成员，同其他微生物一起参与生态系统中的物质循环和能量流动，土壤真菌还参与土壤腐殖化和矿质化过程，对腐殖质和土壤团粒结构的形成起着十分重要的作用[25]，施用微生物菌肥使土壤可培养真菌数量增加，进而改善人工再塑地貌土壤团粒结构，提高土壤肥力。放线菌是广泛分布于土壤中的优势微生物类群，通过降解土壤中的各种不溶性有机物质以获得细胞代谢所需的各种营养，对有机物的矿化有着重要作用，从而参与自然界物质循环，净化环境、改良土壤。施用微生物菌肥后的土壤可培养细菌、放线菌、真菌菌落数量的明显增加，说明微生物菌肥中的外源微生物与土壤土著微生物共同参与了土壤中的物质循环和能量代谢，改善了原状土壤的微环境。

研究结果表明，不同施用方法中，沟施法处理下的土壤可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量均高于撒施法，说明开沟施用菌肥然后覆土的方式更易于微生物菌肥中有益菌群与土壤中的微生物协同作用，加快生土熟化；但另一方面，沟施法在人力、物力上的花费要明显高于撒施法，并且2种施肥方法之间土壤可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量的变化差异未达到显著水平，因此，综合考虑施肥效果和经济效益，何种施肥方法更胜一筹还需进一步研究。3种菌肥施用量中，微生物菌肥最大施用量(B_3)的土壤可培养细菌、放线菌菌落数量要高于其他两种施用量，而真菌菌落总数随着施用量增加，出现先增加后降低的趋势，可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量在3种施肥量之间的变化差异不显著。6种施用方法和施用量的组合中，沟施法与0.36 ml/m^{2}施用量(A_2B_3)更有利于微生物菌肥所含的特定有益微生物菌群发挥功效，促进土壤可培养细菌的生长。

从土壤酶活性来看，土壤脲酶、蔗糖酶、过氧化氢酶活性均随着微生物菌肥施用量的增大而逐渐增强，只有土壤碱性磷酸酶活性是随着施用量增加出现先增加后降低的趋势。于群英[26]研究也发现，碱性磷酸酶活性随着麦秸、猪粪的增加而增高，但当施用量达一定量时，碱性磷酸酶活性不再增高，而略微下降，产生这种变化的可能原因是土壤有机酸，有机酸是土壤中普遍存在的一类有机化合物，是土壤中有机物料分解产生一些有机酸而对土壤磷酸酶活性产生了一定的影响。土壤酶参与土壤中的生物化学过程，在生态系统有机物分解和营养元素循环中必不可少[27]。

Cardenas F 等[28]研究发现,土壤微生物、细菌及真菌的细胞死亡、胞壁崩溃等过程向土壤分泌释放酶。不同的土壤微生物种群,在代谢等过程中释放的酶种类、数量也不同。土壤中添加纯天然微生物菌剂势必会影响土壤微生物种群,改变土壤酶活性。张鹏等[29]研究发现,露天煤矿排土场植被重建显著提高了的土壤酶活性,但对于大部分土壤酶,18 a 的时间不足以使土壤酶活性恢复到天然植被区的水平,土壤酶活性的恢复需要一个漫长的过程。典型草原露天煤矿排土场植被恢复过程中添加微生物菌肥,可以使土壤中脲酶、蔗糖酶、磷酸酶、过氧化氢酶活性明显增强,提高土壤酶活性恢复速率。E-2001 微生物肥含有十余种活性有益微生物菌,适用于多种植物,具有广普性;另一方面,E-2001 微生物肥对环境温度有一定要求,周围温度控制在 18 ℃以上,菌肥中的微生物才能被全部激活。本试验区地处内蒙古高原中部,年平均气温 1.7 ℃,气候温度对施用微生物菌肥的有一定的限制作用,施用菌肥后土壤可培养细菌菌落数量(除 A2B3 处理外)与不施肥处理(CK)之间变化差异未达到显著水平是否与环境温度影响菌肥中微生物活性有关,还需更深入地研究。

4　结 论

微生物菌肥的添加促进土壤有益菌的大量繁殖,施加微生物肥处理下的土壤中可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量明显高于未施肥处理;沟施法 +0.36 ml/m^2 施用量组合土壤中可培养细菌、放线菌菌落数量较高,土壤中蔗糖酶、过氧化氢酶活性较强;土壤可培养细菌、真菌、放线菌菌落数量与土壤酶活性之间有一定的相关关系;施用微生物菌肥可改良草原矿区排土场土壤,土壤中微生物数量、土壤酶活性显著增加,促进了生土向熟土的转化,对缩短草原矿区生态恢复周期有重要作用。

[参 考 文 献]

[1] 白中科,左寻,郭青霞,等. 大型露天煤矿土地复垦规划案例研究[J]. 水土保持学报,2001,15(4):118-121.

[2] 黄丹勇. 矿区土地复垦与生态环境恢复综述[J]. 湖南有色金属,2011,27(6):45-49.

[3] 王宝存,高永华. 草原区露天煤矿水土保持[J]. 露天采矿技术,2014(8):78-79.

[4] 水利部,中国科学院,中国工程院. 中国水土流失防治与生态安全,开发建设活动卷[M]. 北京:科学出版社,2010,78-80.

[5] 张薇,魏海雷,高洪文,等. 土壤微生物多样性及其环境影响因子研究进展[J]. 生态学杂志,2005,24(1):48-52.

[6] 王红新,李富平,张军. 矿区微生物复垦技术综述[J]. 金属矿山,2004,8(S1):96-99.

[7] 常勃,李建华,卢朝东,等. 微生物复垦技术在矿区生态重建中的应用[J]. 山西农业科学,2012,40(10):1071-1074.

[8] 金岚,王红芬,洪坚平. 生物菌肥对采煤沉陷区复垦土壤酶活性的影响[J]. 山西农业科学,2010,38(2):53-54.

[9] 杜善周,毕银丽,吴王燕,等. 丛枝菌根对矿区环境修复的生态效应[J]. 农业工程学报,2008,24(4):113-116.

[10] 许剑敏. 生物菌肥对矿区复垦土壤磷、有机质、微生物数量的影响[J]. 山西农业科学,2011,39(3):250-252.

[11] 崔树军,谷立坤,廉有轩,等. 煤矿废弃地的微生物修复技术[J]. 金属矿山,2010,406(4):76-79.

[12] 刘伟民,邢万昱. 胜利东二露天矿排土工艺研究[J]. 露天采矿技术,2009(4):14-16.

[13] 朱丽,秦富仓. 露天煤矿开采项目水土流失量预测[J]. 水土保持通报,2008,28(4):111-116.

[14] 刘春雷,王金满,白中科,等. 干旱区草原露天煤矿土地复垦技术分析[J]. 金属矿山,2011,419(5):154-157.

[15] 许光辉,郑洪元. 土壤微生物分析方法手册[M]. 北京:中国农业出版社,1986.

[16] 关松荫,郑洪元. 土壤酶及其研究法[M]. 北京:中国农业出版社,1986.

[17] 张小磊,安春华,马建华,等. 长期施肥对城市边缘区不同作物土壤酶活性的影响[J]. 土壤通报,2007,38(4):667-671.

[18] 周礼恺. 土壤酶学[M]. 北京:科学出版社,1987.

[19] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京:中国农业出版社,2000.

[20] 王彦武,柴强,欧阳雪芝,等. 民勤绿洲荒漠过渡带固沙林土壤微生物数量和酶活性研究[J]. 干旱区地理,2016,39(1):104-111.

[21] 虎德钰,毛桂莲,许兴. 不同草田轮作方式对土壤微生物和土壤酶活性的影响[J]. 西北农业学报,2014,23(9):106-113.

[22] 金晶,曹致中,曹毅. 人工恢复沙化草地的土壤微生物和酶活性的研究[J]. 草原与草坪,2011,31(1):84-88.

[23] 段淇斌,赵冬青,姚拓,等. 施用生物菌肥对饲用玉米生长和土壤微生物数量的影响[J]. 草原与草坪,2015,35(2):54-57.

[24] 权国玲,谢开云,仝宗永,等. 复合微生物肥料对羊草草原土壤理化性质及酶活性的影响[J]. 草业学报,2016,25(2):27-36.

[25] 张玉平. 有机无机肥配施对土壤微生物与养分动态及作物生产的影响研究[D]. 长沙:湖南农业大学,2011.

[26] 于群英. 土壤磷酸酶活性及其影响因素研究[J]. 安徽技术示范学院学报,2001,15(4):5-8.

[27] 段兴武,赵振,刘刚. 东北典型黑土区土壤理化性质的变化特征[J]. 土壤通报,2012,43(3):529-534.

[28] Cardenas F, de Castro M S, Sanchez-Montero J M, et al. Novel microbial lipases: Catalytic activity in ractions in organic media[J]. Enzyme and Microbial Technology, 2001,28(2/3):145-154.

[29] 张鹏,赵洋,黄磊,等. 植被重建对露天煤矿排土场土壤酶活性的影响[J]. 生态学报,2016,36(9):2716-2723.