

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2014.02.018

恢复措施对排土场土壤酶活性和微生物量的影响^{*}

闫 晗¹ 葛 蕊¹ 潘胜凯¹ 郭璐璐¹ 范 君¹ 吴祥云^{1**} 张 洋²

(1. 辽宁工程技术大学理学院, 阜新, 123000; 2. 本溪市食品药品检验所, 本溪, 117000)

摘 要 以海州露天矿排土场为研究对象,选取工程复垦、人工种植林地(榆树、刺槐和紫穗槐)和天然草地 3 种恢复措施作为修复地,以荒裸地作为对照,研究恢复措施对土壤酶活性和土壤微生物量的影响,探讨生态恢复措施对排土场土壤质量的改善情况.结果表明,在同一土层中,修复地土壤脲酶、蛋白酶、蔗糖酶、碱性磷酸酶的活性和土壤微生物量显著高于荒裸地($P<0.05$),人工林地和天然草地在提高上述 4 种土壤酶活性方面显著高于工程复垦地($P<0.05$),工程复垦能够显著提高土壤过氧化氢酶活性($P<0.05$),却不能显著提高土壤微生物量($P<0.05$).表层土壤中,微生物量 C/N 比值表现为人工林地和天然草地显著高于其他土壤($P<0.05$),深层土壤则为荒裸地最高.从垂直分布上看,土壤酶活性和土壤微生物量 C、N 随着土壤深度的增加而降低.相关分析表明,土壤酶活性和微生物量与土壤养分含量之间密切相关,说明土壤酶活性和微生物量可以作为评价排土场土壤质量的生物学指标.3 种恢复措施对土壤质量的改善能力依次为人工林地>天然草地>工程复垦地,在林种的选择上为乔木>灌木.

关键词 煤矿排土场, 土壤酶活性, 土壤微生物量, 恢复措施.

Effects of restoration measures on soil enzyme activities and microbial biomass in the coalmine dump

YAN Han¹ GE Rui¹ PAN Shengkai¹ GUO Lulu¹ FAN Jun¹
WU Xiangyun^{1**} ZHANG Yang²

(1. College of Science, Liaoning Technical University, Fuxin, 123000, China;
2. Benxi Institute for Food and Drug Control, Benxi, 117000, China)

Abstract: Engineering reclamation, planted forests (*Ulmus pumila*, *Robinia pseudoacacia* and *Amorpha fruticosa*) and natural grassland were selected as restoration lands, while bare land was regarded as reference land in Haizhou opencast coalmine dump. In order to find out the best restoration measure, the effects of ecological restoration measures on soil enzyme activities and microbial biomass were studied in coalmine dump. The results showed that the activities of urease, protease, invertase, alkaline phosphatase and soil microbial biomass in the restored lands were significantly higher than in the bare land in the same layer ($P<0.05$). The activities of those four soil enzymes were significantly higher in planted forests and natural grassland than in engineering reclamation. The activity of catalase was significantly higher in engineering reclamation than in other soils. But soil microbial biomass in engineering reclamation was not higher than in other soils. In the top soil, microbial biomass C/N was in planted forests and natural grassland significantly higher than in other soils. In the deep soil, microbial biomass C/N was highest in bare land. For the vertical distribution, soil enzyme activities and microbial biomass decreased with the increase of soil depth. The correlation analysis showed that soil enzyme activities and soil microbial biomass were

2013 年 4 月 10 日收稿.

^{*} 辽宁省教育厅科研基金资助项目(20060391)资助.

^{**} 通讯联系人, Tel:13898540012; E-mail:xiangyun06@163.com

significantly correlated with soil nutrients. Soil enzyme activities and microbial biomass could be used as biological indicators for evaluating soil quality. The effectiveness of restoration measures on soil ecological environment was planted forests > natural grassland > engineering reclamation, and trees were better than shrubs in coalmine dump.

Keywords: coalmine dump, soil enzyme activity, soil microbial biomass, restoration measures.

煤矿资源的大量开采给环境带来了诸多不良影响,排土场不仅侵占了大量的土地,而且会对土壤、水体等造成污染,选用合理的生态恢复措施以改善该地区的土壤质量、恢复生态环境得到了政府的高度重视。目前,国内外关于排土场恢复措施是否可行的研究主要集中在土壤理化性质、人工种植树木的长势、草本植物的种类和水土流失的防治效果等方面^[1-3],而关于利用生物学指标评价排土场恢复过程中土壤质量的报道较少。

土壤酶是土壤中具有生物活性的蛋白质,土壤的利用和管理方式、植被覆盖量以及植物根系的分泌物等均会对土壤酶活性产生影响。众多研究表明土壤酶的变化能够在一定程度上反映土壤的肥力状况及土壤环境状况的变化^[4-5]。土壤微生物是土壤碳、氮循环的主要介质,部分有机碳、有机态氮和营养库被称作微生物量^[6]。土壤微生物量与土壤有机质含量密切相关,土壤微生物量已被看作是可以评价土壤质量的指示计^[7]。

本文对海州露天煤矿排土场生态恢复过程中,不同恢复措施下土壤酶活性和土壤微生物量 C、N 的变化特征及其与土壤养分的相关性进行研究,通过土壤酶活性和土壤微生物量对土壤生态改变的指示作用,选取合理的生态恢复措施,为煤矿排土场选取最佳的恢复模式和矿区生态环境的治理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区为辽宁省海州露天矿排土场,位于阜新市区西南部,年均降水量 539 mm,蒸发量达 1800 mm,是典型的北温带半干旱大陆性季风气候区。所处地理位置为东经 121°41',北纬 41°58',东西长 7 km,南北宽 3 km,占地面积约 14 km²,平面呈弧形条带,地势东高西低,最高海拔 +320 m,排土场相对标高 +32 m—+200 m。排土场有不同年限的排放层形成了十几个梯田平台,平台间由陡坡相连,相对高差在 3 m—60 m 之间,边坡较陡(>30°),平盘较为平坦,其土质由排出的页岩、砂岩构成,部分土地得到了良好的风化^[8]。

排土场存在的时间较长,一些耐旱、耐碱、耐地表高温的草本植物“入侵”了排土场,如荆条、白茅、菅草、野谷草等,覆盖率达 50%,相对高度约 40 cm。为了改善排土场的生态环境,采用人工种植林地和工程复垦进行生态恢复,树种主要由榆树和刺槐及少量的紫穗槐组成,树木间生长少量的草本植物。工程复垦的目的是建立有利于植物生长的表层和生根层,采取了客土回填的方式,在排放层上覆土 35 cm,覆土后分布着旱生草本植物相对高度约 50 cm,盖度达到 75%,无林地覆盖。

1.2 样品采集

本研究选取了工程复垦、人工种植林地、天然草地等 3 种恢复措施作为修复地,以荒裸地作为对照。于 2008 年 5 月 7 日进行取样,每个样地按“之”型取 5 个样点,5 点土样混匀后作为该取样小区的样品。每个样地分别取距离地表 0—10 cm 和 10—20 cm 处土样。其中,工程复垦为覆土 2 年,人工林地选择乔木——榆树和刺槐以及灌木——紫穗槐;天然草地为排土年限在 15—25 年之间,“入侵”的草本植物种类较多,荒裸地为排土年限在 8—15 年之间,植被稀少。修复地均在平盘取样,荒裸地在边坡取样。榆树为 5 年龄,密度为每公顷 825 株,平均胸径为 7.41 cm,平均树高 6.25 m;刺槐为 5 年龄,密度为每公顷 1700 株,平均胸径为 8.94 cm,平均树高为 7.65 m,紫穗槐为 4 年龄,密度为每公顷 950 株,平均胸径为 2.14 cm,平均树高 2.68 m。

将新鲜土样打碎、混匀,去除杂质、石砾等,过筛(2 mm),一部分装入无菌塑料袋内,贮存于 4 ℃ 的

冰箱中备用,并尽快进行土壤酶活性和微生物量测定,另一部分于室内自然风干,研磨、过筛,供土壤养分的测定.

1.3 土壤养分测定

土壤含水量、pH(水:土=2.5:1)、有机质、全 N、全 P、全 K、碱解氮、速效磷和速效钾的测定方法参见《土壤农业化学分析方法》^[9]. 结果见表 1.

表 1 不同恢复措施下土壤养分特征
Table 1 Characteristics of soil nutrient under different restoration measures

土层深度	恢复措施	含水量/%	pH 值	有机质	全 N	全 P	全 K	碱解氮	速效磷	速效钾
0—10 cm	工程复垦	10.73	7.41	4.63	0.32	0.36	72.42	6.56	19.03	96.3
	种植榆树	15.53	8.07	15.30	1.47	0.39	72.23	15.12	23.35	556.3
	种植刺槐	20.06	7.23	16.28	2.49	0.43	70.36	29.87	22.50	916.5
	种植紫穗槐	14.30	8.10	15.48	1.43	0.40	69.31	15.50	23.42	388.0
	天然草地	13.71	7.78	15.42	1.59	0.44	75.19	17.83	21.29	383.0
	荒裸地	15.14	8.20	13.99	0.50	0.09	42.07	9.96	18.20	299.0
10—20 cm	工程复垦	10.94	7.69	3.85	0.21	0.29	68.30	2.39	18.70	71.0
	种植榆树	17.53	8.14	15.02	0.49	0.38	69.90	4.76	21.90	502.0
	种植刺槐	22.35	7.90	15.00	1.59	0.29	69.12	16.71	19.01	666.0
	种植紫穗槐	15.98	8.36	15.15	1.06	0.36	68.60	9.56	22.07	360.0
	天然草地	17.43	7.99	15.25	1.54	0.43	59.54	12.84	19.29	248.0
	荒裸地	18.09	8.47	11.72	0.34	0.08	39.13	3.28	15.15	244.0

注: 有机质、全 N、全 P、全 K 单位为 g·kg⁻¹; 碱解氮、速效磷、速效钾单位为 mg·kg⁻¹.

1.4 土壤酶活性测定

土壤脲酶的活性测定采用次氯酸钠比色,单位为 NH₃-N mg·g⁻¹·24 h⁻¹·37 ℃⁻¹;土壤蛋白酶活性测定采用酪蛋白酸钠比色法,单位为 NH₃-N μg·g⁻¹;土壤蔗糖酶活性测定采用二硝基水杨酸比色法,单位为酚 mg·g⁻¹·24 h⁻¹;土壤碱性磷酸酶活性测定采用磷酸苯二钠比色法,单位为酚 mg·g⁻¹·24 h⁻¹;土壤脱氢酶活性测定采用 TTC 比色法,单位为 TPF μg·g⁻¹;土壤过氧化氢酶活性的测定采用容量法,单位为 0.02 mol·L⁻¹ KMnO₄ mL·g⁻¹·20 min⁻¹,每个处理重复 3 次,取平均值,具体方法参见《生态学常用实验研究方法与技术》^[10].

1.5 土壤微生物量的测定

土壤微生物量碳(SMBC)采用氯仿熏蒸-K₂SO₄提取法,提取液中的有机碳用 TOC 动分析仪测定,氯仿熏蒸土壤和未熏蒸土壤提取的有机碳测定值之差,除以转换系数(0.35),即得微生物生物量碳含量.土壤微生物量氮(SMBN)采用氯仿熏蒸-K₂SO₄提取,凯氏定氮仪法测定,氯仿熏蒸土壤和未熏蒸土壤提取的土壤氮量测定值之差,除以转换系数(0.54),即得微生物生物量碳含量^[12]

1.6 数据统计

所得数据为 3 个重复的平均值,利用 Excel 软件进行图形处理,采用 SPSS 16.0 统计软件对数据进行单因素方差分析和相关性分析,并进行 LSD 检验(lowest standard deviation test, P = 0.05).

2 结果与讨论

2.1 恢复措施对土壤酶活性的影响

土壤酶是土壤中具有生物活性的蛋白质,土壤的利用和管理方式、植被覆盖量以及植物根系的分泌物等均会对土壤酶活性产生影响.从表 2 可见,不同恢复措施下土壤酶活性存在一定的差异.结果表明(表 2),煤矿排土场不同恢复措施地土壤酶活性间存在一定的差异.在同一土壤深度中,除过氧化氢酶和 10—20 cm 土层的蛋白酶以外,修复地的土壤酶活性均显著高于荒裸地(P < 0.05).在 0—10 cm 土

层,修复地土壤的脲酶、蛋白酶、蔗糖酶和碱性磷酸酶活性分别是荒裸地的 1.92—9.05、1.83—6.00、6.06—113.54 和 1.99—5.70 倍,10—20 cm 土层分别为 4.80—31.78、0.97—2.05、5.68—133.74 和 1.97—5.92 倍.说明在排土场进行生态修复对提高土壤蔗糖酶活性最为显著.在修复地中,人工种植林地和自然恢复两种恢复措施在提高上述 4 种土壤酶活性方面强于工程复垦措施,过氧化氢酶活性则表现为工程复垦措施最强而人工林地较低.

表 2 不同恢复措施下的土壤酶活性
Table 2 Soil enzyme activities under different restoration measures

土层深度	恢复措施	脲酶/ (mg·g ⁻¹)	蛋白酶/ (μg·g ⁻¹)	蔗糖酶/ (mg·g ⁻¹)	碱性磷酸酶/ (mg·g ⁻¹)	过氧化氢酶/ (mL·g ⁻¹)
0—10 cm	工程复垦	0.405 ^c	67.540 ^c	0.964 ^c	131.380 ^c	2.150 ^a
	种植榆树	1.910 ^a	151.700 ^b	17.666 ^a	353.330 ^a	1.500 ^b
	种植刺槐	1.090 ^b	221.870 ^a	18.051 ^a	305.460 ^b	1.150 ^c
	种植紫穗槐	0.993 ^b	95.320 ^d	8.348 ^b	376.470 ^a	1.000 ^c
	天然草地	1.767 ^a	115.780 ^c	18.053 ^a	369.680 ^a	1.665 ^b
	荒裸地	0.211 ^d	36.970 ^f	0.159 ^d	66.100 ^d	1.850 ^b
10—20 cm	工程复垦	0.235 ^c	35.150 ^c	0.324 ^c	86.920 ^c	2.000 ^a
	种植榆树	1.557 ^a	67.670 ^a	2.584 ^b	153.270 ^b	0.650 ^d
	种植刺槐	0.993 ^b	54.410 ^b	0.219 ^c	156.080 ^b	1.000 ^c
	种植紫穗槐	0.731 ^b	56.060 ^b	7.623 ^a	261.520 ^a	0.600 ^d
	天然草地	1.300 ^a	74.410 ^a	1.583 ^b	236.180 ^a	1.500 ^b
	荒裸地	0.049 ^d	36.230 ^c	0.057 ^d	44.150 ^d	1.000 ^c

注:同列肩标字母不同者为差异显著,其中小写英文字母表示 $P < 0.05$ 水平差异显著.

在修复地中,人工种植榆树和天然草地的恢复措施利于提高土壤脲酶活性;人工种植刺槐在提高表层土壤蛋白酶活性方面最为突出;人工种植榆树、刺槐和天然草地显著提高表层土壤中的蔗糖酶活性;人工种植紫穗槐和天然草地能有效提高土壤碱性磷酸酶活性;工程复垦能有效提高土壤过氧化氢酶活性.

土壤酶来源于植物残体分解和微生物代谢所释放的酶,修复地的植被覆盖率及其土壤中的微生物数量高于荒裸地,因此修复地中与土壤中 N 素循环相关的脲酶和蛋白酶、反应土壤有机碳转化能力的蔗糖酶以及能够催化有机磷化合物矿化的磷酸酶的活性高于荒裸地.

由表 2 可知,人工林地和天然草地在提高土壤酶活性方面的效果显著,这是由于林地的落叶层丰富、根系发达,因此能够释放更多的酶,表现为土壤酶活性较高.另一方面,酶发挥其活性需要相应的激活剂,如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 Zn^{2+} 等,由于养分贫瘠的土壤中含有较少含量的酶激活剂,从而抑制了土壤酶的活性.人工种植林地的过氧化氢酶活性低于其他修复地,这是由于林地土壤养分含量较充分,微生物数量较高,使其土壤生态环境强于其他恢复措施土壤.由于植物、动物及微生物的生物特性在适宜的环境中抗逆性会降低,因此导致人工林地中分解土壤中有害物质的过氧化氢酶活性低于其他恢复措施土壤.

天然草地中土壤碱性磷酸酶和蔗糖酶活性甚至高于林地,这与王艳超^[13]的研究结果(土壤酶活性表现为人工林 > 自然恢复 > 新尾矿)略有差异,这种差异是由于不同的土壤条件造成的.植物根系代谢产物的成分、土壤微生物的生理特性和土壤养分的差异均会影响土壤的酶活性.天然草地属于自然恢复地,其植被为一年生草本植物,生长期短,与工程复垦和人工种植林地相比,天然草地能自主地适应煤矿排土场土壤的恶劣环境,能较早地使大量的枯枝落叶及腐败根系产生的腐殖质归还到土壤中,因此使天然草地中某些土壤酶活性较高.

2.2 土壤酶活性的垂直分布

排土场土壤酶活性在垂直分布上呈现出 0—10 cm 土层高于 10—20 cm 土层的规律,所研究的 5 种土壤酶的活性均随深度的增加而递减(表 2).这是因为 0—10 cm 土层中植物根系密集,植物残体以及土壤微生物数量较多,同时土壤养分含量高、酶作用的底物多,因此土壤酶活性较 10—20 cm 土层高,这与其他文献的研究结果相一致^[3,14].

各恢复措施地中土壤蔗糖酶、蛋白酶和碱性磷酸酶活性在土层间表现出的差异较脲酶和过氧化氢酶活性大. 土壤过氧化氢酶能够反映土壤生物的氧化强度,在排土场深层土壤和表层土壤中,土壤生物氧化作用的环境条件比较相似,导致这两种土壤酶活性受土壤深度的影响较小. 脲酶能够水解有机质,其活性受土壤深度的影响较小,是由于露天矿排土场植被覆盖率及其种类较健康土壤少,导致土壤中腐殖质含量贫乏,不同土壤深度中的有机质含量区别不大(表 1),从而使表层土壤中的脲酶活性与深层土壤相比没有显著提高.

2.3 恢复措施对土壤微生物量的影响

表 3 为排土场不同恢复措施下土壤微生物量 C、N 的变化. 在表层土壤和深层土壤中,人工林地和天然草地的土壤微生物量 C 和 N 均显著高于荒裸地,而工程复垦地与荒裸地间无显著差异,在垂直分布方面为微生物量 C、N 随着土壤深度的增加而显著降低. 在 0—10 cm 土层中,3 种林地和天然草地微生物量 C 是荒裸地的 2.46—3.85 倍,工程复垦仅为 0.95 倍,大小依次为人工林地 > 天然草地 > 荒裸地 > 工程复垦地,3 种林地间大小依次为榆树林地 > 刺槐林地 > 紫穗槐林地;林地和天然草地的微生物量 N 是荒裸地的 1.23—2.65 倍,工程复垦地为 1.19 倍,大小依次为人工林地 > 天然草地 > 工程复垦地 > 荒裸地. 在 10—20 cm 土层中,人工林地和天然草地的微生物量 C 和 N 分别是荒裸地的 1.73—2.37 倍和 3.83—7.67 倍,工程复垦为 1.03 和 1.52 倍. 大小均表现为人工林地 > 天然草地 > 工程复垦地 > 荒裸地. 在 3 种林型间表现为乔木(榆树和刺槐)在提高土壤微生物量 C、N 方面优于灌木(紫穗槐). 微生物量 C/N 比值在表层土中为工程复垦地和荒裸地显著低于其他修复地,在深层土壤中则表现为荒裸地显著高于修复地,在修复地中工程复垦高于天然草地和紫穗槐林地,而榆树和刺槐林地显著最低.

土壤微生物量 C 能够反映土壤有机质含量的变化. 林地的地上部枝繁叶茂,地下部根系发达,土壤有机质含量高,微生物可利用的营养物质的量大,因此,种植乔木和灌木在提高微生物量 C 方面的作用显著,这意味着种植林地能够促使土壤中更多的 C 素积累在微生物体内. 工程复垦地的土壤为生土,缺乏有机质,荒裸地土壤环境恶劣,有机质及其他养分匮乏,在这样的土壤环境中,微生物为了维持生长需要消耗更多的能量,导致土壤微生物对能源碳的利用率降低,土壤微生物量 C 低于其他恢复措施.

土壤微生物量 N 是微生物对土壤 N 素矿化与固持作用的综合反映,在排土场进行生态修复的几种措施均能显著提高微生物对 N 素的累积,人工种植林地和自然恢复两种修复措施的作用更强,其中种植榆树和刺槐的效果最显著.

表 3 不同恢复措施下的微生物量 C、N 含量
Table 3 Microbial biomass C and N under different restoration measures

恢复措施	0—10 cm 土层			恢复措施	10—20 cm 土层		
	微生物量 C/ (mg·kg ⁻¹)	微生物量 N/ (mg·kg ⁻¹)	微生物量 C/N 比值		微生物量 C/ (mg·kg ⁻¹)	微生物量 N/ (mg·kg ⁻¹)	微生物量 C/N 比值
工程复垦	88.56 ^d	29.12 ^b	3.04 ^d	工程复垦	44.17 ^c	3.73 ^d	11.83 ^b
种植榆树	357.95 ^a	61.40 ^a	5.83 ^c	种植榆树	100.95 ^a	18.87 ^a	5.35 ^d
种植刺槐	315.14 ^b	64.80 ^a	4.86 ^c	种植刺槐	101.57 ^a	18.15 ^a	5.60 ^d
种植紫穗槐	312.89 ^b	30.84 ^b	10.15 ^a	种植紫穗槐	99.69 ^a	13.36 ^b	7.46 ^c
天然草地	228.47 ^c	30.06 ^b	7.60 ^b	天然草地	74.38 ^b	9.42 ^c	7.90 ^c
荒裸地	92.94 ^d	24.43 ^c	3.80 ^d	荒裸地	42.88 ^c	2.46 ^d	17.43 ^a

注:同列肩标字母不同者为差异显著,其中小写英文字母表示 $P < 0.05$ 水平差异显著.

土壤微生物量 C/N 比值可以反映土壤中微生物群落结构的信息,能够反映土壤微生物的种类和区系^[15]. 排土场不同恢复措施地土壤微生物量 C/N 比值之间存在差异是由于各恢复措施土壤中微生物区系不同造成的^[16]. 不同种类的微生物对土壤 C 素和 N 素的累积水平存在差异,因此会造成土壤微生物量 C/N 比值的变化. 在所研究的恢复措施中,多数的恢复措施地均表现为深层土壤高于表层土壤,该结果与杨成德等^[17]人的研究结果一致. 榆树林地和紫穗槐林地 10—20 cm 土层中的土壤微生物量 C/N 比值低于 0—10 cm 土层,说明与其他恢复措施相比,榆树林地和紫穗槐林地的深层土壤中有较多的氮被微生物所固定.

2.4 土壤酶活性、微生物量与土壤养分的相关性分析

排土场不同生态恢复措施下土壤养分因子与土壤酶活性和微生物量 C、N 之间的相关性分析结果如表 4 所示.

表 4 土壤酶活性和微生物量与土壤养分状况的相关系数

Table 4 Correlation coefficients between soil enzyme activities, soil microbial biomass and soil nutrient characteristics							
项目	脲酶	蛋白酶	蔗糖酶	碱性磷酸酶	过氧化氢酶	微生物量 C	微生物量 N
含水量	0.218	0.233	0.041	0.021	-0.660 *	0.072	0.116
pH 值	-0.101	-0.550	-0.301	-0.178	-0.490	-0.263	-0.482
有机质	0.607 *	0.435	0.484	0.567	-0.638 *	0.497	0.363
全 N	0.605 *	0.804 **	0.713 *	0.759 *	-0.266	0.703 *	0.650 *
全 P	0.747 **	0.601 *	0.588 *	0.785 **	-0.092	0.700 *	0.439
全 K	0.618 *	0.467	0.513	0.635 *	-0.016	0.536	0.529
碱解氮	0.492	0.849 **	0.726 **	0.685 *	-0.130	0.737 **	0.752 **
速效磷	0.721 **	0.652 *	0.721 **	0.848 **	-0.298	0.784 **	0.660 *
速效钾	0.516	0.734 *	0.577 *	0.456	-0.510	0.614 *	0.679 *

注: * 表示相关系数达到显著水平(2-tailed); * * 表示相关系数达到极显著水平(2-tailed).

所测定的 5 种土壤酶活性和微生物量 C、N 均与 pH 值呈负相关,其中过氧化氢酶和微生物量 N 与 pH 值的相关性较大,但仍未达到显著水平($P > 0.05$). 可见碱性土壤对土壤酶活性和微生物量 C、N 具有一定的抑制作用. 脲酶活性与土壤有机质、全 N 和全 K 含量之间呈现显著正相关($P < 0.05$),与全 P 和速效磷呈现极显著的正相关关系($P < 0.01$). 蛋白酶和蔗糖酶与土壤全 N、全 P、碱解氮、速效磷和速效 K 含量均呈现出显著或极显著的正相关关系. 碱性磷酸酶与土壤全 N、全 P、全 K、碱解氮和速效磷之间呈现显著或极显著正相关. 过氧化氢酶与含水量和有机质含量呈现显著负相关. 微生物量 C、N 与土壤全 N、碱解氮、速效磷和速效钾之间的相关性达到了显著或极显著水平.

土壤酶能够参与土壤中腐殖质及有机物的分解,参与土壤中养分的固定与释放及多种氧化还原反应等生化过程. 如脲酶能将有机质分子中的肽键水解成为植物可以直接吸收利用的氮素,蛋白酶参与土壤中蛋白质及含蛋白质有机物的转化,蔗糖酶参与碳水化合物的转化,磷酸酶参与磷化合物矿化,过氧化氢酶活性可以表征土壤生物氧化过程的强度. 从相关性分析的结果来看,土壤脲酶、蛋白酶、蔗糖酶和碱性磷酸酶的活性与土壤养分含量以及植物可吸收利用的碱解氮、速效磷和速效钾呈显著或极显著的关系,这与土壤酶能够酶促土壤中含氮化合物和碳水化合物等物质水解产生可供植物吸收的养分这一原理相吻合. 过氧化氢酶与土壤养分含量呈负相关,这是由于在土壤养分含量高的土壤中,对植物有害的过氧化氢量较少,因此以过氧化氢为底物的过氧化氢酶活性较低,该结果与刘梦云的研究结果相一致^[18]. 土壤微生物量 C、N 与植物可直接利用的碱解氮、速效磷和速效钾之间的相关性达到显著或极显著的水平,说明土壤微生物在土壤能量与物质循环中起到了巨大的作用.

从以上土壤酶活性和微生物量 C、N 与土壤养分的相关性分析结果来看,土壤酶活性和微生物量 C、N 能很好地反映露天矿排土场的土壤肥力状况,可以作为评价土壤质量的生物学指标.

3 结论

荒裸地相比,对露天矿排土场进行生态修复能够显著地提高土壤酶活性. 其中,工程复垦措施能显著提高过氧化氢酶活性,人工林地和天然草地则在提高脲酶、蛋白酶、蔗糖酶和碱性磷酸酶活性方面较为显著. 在垂直分布方面,土壤酶活性随土壤深度的增加而递减.

人工林地和天然草地能显著地提高土壤微生物量 C、N,其中人工林地的能力最强,天然草地次之,而工程复垦则与荒裸地相差无异. 3 种林地中,榆树在提高微生物量碳方面的能力优于刺槐和紫穗槐,而刺槐则在提高微生物量氮方面效果最佳. 微生物量 C/N 比值在表层土中为人工林地和天然草地显著高于其他恢复措施土壤,在深层土壤中则表现为荒裸地最高. 土壤微生物量随着土壤深度的增加而降低.

相关性分析表明,所测定的土壤酶活性和土壤微生物量与土壤养分之间呈显著或极显著的相关关系.可以推断,土壤酶活性和微生物量 C、N 能够敏感地反映土壤的养分水平,可以作为评价土壤质量的生物学指标.综合土壤酶活性和微生物量 C、N 的测定结果来看,3 种恢复措施对于土壤环境的改善能力依次为人工林地 > 天然草地 > 工程复垦地,在人工林地的树种选择上为乔木优于灌木.

参 考 文 献

[1] 郭祥云,李道亮. 阜新海州露天煤矿排土场植被与土壤环境关系[J]. 辽宁工程技术大学学报, 2009,28(5): 823-826

[2] Cheng J L, Lu Z H. Natural vegetation recovery on waste dump in opencast coalmine area [J]. Journal of Forestry Research, 2005,16(1): 55-57

[3] 陈来红,马万里. 霍林河露天煤矿排土场植被恢复与重建技术探讨[J]. 中国水土保持科学, 2011,9(4): 117-120

[4] 方晰,田大伦,武丽花,等. 植被修复对锰矿渣废弃地土壤微生物数量与酶活性的影响[J]. 水土保持学报,2009, 23(4):221-226

[5] 王海英,宫渊波,陈林武. 嘉陵江上游不同植被恢复模式土壤微生物及土壤酶活性的研究[J]. 水土保持学报,2008,22(3): 172-177

[6] Zogg G P, Zak D R, Pregitzer K S, et al. Microbial immobilization and the retention of anthropogenic nitrate in a northern hardwood forest [J]. Ecology, 2001, 87(7): 1858-1866

[7] Pankhurst C E, Hawke B G, McDonald H J, et al. Evaluation of soil biological properties as potential bioindicators of soil health[J]. Australian Journal of Experimental Agriculture, 1995, 35(7): 1015-1028

[8] 吴祥云,孙广树,卢慧,等. 阜新矿区矸石废弃地立地质量的研究[J]. 辽宁工程技术大学学报,2006,25(2): 42-47

[9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社,2000;13,108;146-195

[10] 章家恩. 生态学常用实验研究方法与技术[M]. 北京:化学工业出版社,2006:162-170

[11] Sparling G P, West A W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration in situ using microbial respiration and ¹⁴C labelled cells[J]. Soil Biology and Biochemistry,1988,20(3): 337-343

[12] Brookes P C, Landman A, Pruden G, et al. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1985,17(6): 837-842

[13] 王艳超,李玉灵,王辉,等. 不同植被恢复模式对铁尾矿微生物和酶活性的影响[J]. 生态学杂志, 2008,27(10):1826-1829

[14] Omid H, Tahmasebi Z, Torabi H, et al. Soil enzymatic activities and available P and Zn as affected by tillage practices, canola (*Brassica napus* L.) cultivars and planting dates[J]. European Journal of Soil Biology, 2008,44:443-450

[15] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京:中国农业出版社,2000,32:50-64

[16] 闫晗,吴祥云,黄静,等. 排土场不同恢复措施下土壤微生物数量特征初探[J]. 黑龙江农业科学, 2010, (11): 30-34

[17] 杨成德,龙瑞军,陈秀蓉,等. 东祁连山高寒草甸土壤微生物量及其与土壤物理因子相关性特征[J]. 草业学报, 2007, 16(4): 62-68

[18] 刘梦云,常庆瑞,齐雁冰,等. 宁南山区不同土地利用方式土壤酶活性特征研究[J]. 中国生态农业学报,2006,14(3): 67-70