

藏中矿区重金属污染对土壤微生物学特性的影响

张涪平^{1,2}, 曹凑贵¹, 李 苹³, 次仁央金³, 通乐嘎¹, 李成芳¹

(1.农业部华中作物生理生态与栽培重点开放实验室, 华中农业大学植物科技学院, 武汉 430070; 2.西藏农牧学院资源环境学院, 西藏 林芝 860000; 3.西藏农牧学院植物科技学院, 西藏 林芝 860000)

摘要 土壤微生物对土壤重金属污染反应敏感,是探讨矿区土壤重金属污染生态效应的有效指标之一。通过野外调查与采样和室内分析,研究了藏中矿区重金属污染对土壤蔗糖酶、脲酶、脱氢酶和酸性磷酸酶活性、微生物生物量 C(MBC)、N(MBN)和 P(MBP)、土壤基础呼吸、代谢商(qCO_2)及可矿化 N 的影响。研究表明,矿区土壤重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 全量和有效含量均高于对照土壤,随着矿区土壤重金属含量增加,土壤酶活性、微生物量 C、N 和 P、可矿化 N 均逐渐降低,土壤基础呼吸和 qCO_2 则逐渐升高;土壤重金属与土壤蔗糖酶活性、脲酶活性、脱氢酶活性、酸性磷酸酶活性、MBC、MBN、土壤基础呼吸、 qCO_2 及可矿化 N 具有显著的线性相关,脱氢酶活性对土壤重金属污染最为敏感,表明脱氢酶活性可作为藏中矿区土壤环境质量变化的有效指标。

关键词 重金属污染; 酶活性; 微生物生物量; 微生物活性; 藏中

中图分类号: X172 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2010)04-0698-07

Effects of Heavy Metal Pollution on Microbial Characteristics of Mine Soils in Central Tibet

ZHANG Fu-ping^{1,2}, CAO Cou-gui¹, LI Ping³, CIREN Yang-jin³, TONG Le-ga¹, LI Cheng-fang¹

(1.Key Laboratory of Huazhong Crop Physiology, Ecology and Production, Ministry of Agriculture, College of Plant Science and Technology, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China; 2.College of Resources and Environment, Tibet Agriculture and Animal Husbandry College, Nyingchi 860000, China; 3.College of Plant Science and Technology, Tibet Agriculture and Animal Husbandry College, Nyingchi 860000, China)

Abstract Soil microbial activity plays a crucial role in soil biochemistry processes, which can be used as a useful indicator to discuss ecological effects of heavy metal pollution. Field investigation and sampling analysis of polluted mining soil were conducted to discuss effects of heavy metal pollution on soil enzyme activity, microbial biomass C, N and P, basal respiration, metabolic quotients(qCO_2), and potential mineral N in Lawu mine, central Tibet. The results showed that total and available contents of heavy metals were significantly higher in mining soils than in CK. Soil enzyme activities, microbial biomass C, N and P, potential mineral N decreased with increasing contents of heavy metals, but basal respiration and qCO_2 increased with increasing contents of heavy metals. There were significant and linear correlations between soil heavy metal contents with enzyme activity, microbial biomass, basal respiration, qCO_2 , and potential mineral N. Dehydrogenase activity was the most sensitive to reflect changes in soil environmental quality affected by heavy metals, indicating that dehydrogenase activity might be a useful indicator for assessing change in soil environmental quality in metal mine of central Tibet.

Keywords heavy metal pollution; enzyme activity; microbial biomass; microbial activity; central Tibet

西藏中部主要是指雅鲁藏布江河谷地带,包括拉萨、日喀则、泽当等地市,是西藏自治区主要农区和工业矿区。由于特殊的地理环境使得西藏中部成为我国生态环境极为脆弱的典型区域,同时由于人类生存对

自然资源的开发,加剧了生态环境的恶化。因此,该地区是我国生态安全和生物多样性保护的关键地区之一。近几年随着经济发展,对藏中金属矿的开采加剧,造成了矿区土壤与水体重金属污染,使得矿区及其周边地区的生存环境适宜性降低,生物多样性下降,生态系统脆弱性增加。土壤微生物对重金属的胁迫要比同一环境中的动物和植物敏感得多^[1],研究矿区重金属污染的土壤微生物特性,能为开发利用矿区土地资源,进行土地复垦与生态恢复提供理论基础。然而目

收稿日期 2009-08-31

基金项目 国家科技支撑计划(2007BAC06B05)

作者简介 张涪平(1963—),男,博士生,副教授,主要研究方向为生态恢复。E-mail: zfpin6523@sina.com

通讯作者 李成芳 E-mail: lichengfang@mail.hzau.edu.cn

前对矿区重金属污染下土壤微生物学特性的研究主要集中于低海拔地区^[2-4],对于高海拔的藏中矿区土壤微生物学特性研究尚未见报道;同时,由于高海拔地区独特的气候和地形条件,低海拔地区的研究结果并不适用于高海拔地区。因此本文针对高海拔的藏中矿区,研究矿区重金属污染对土壤微生物学特性的影响,以期对矿区土地复垦与生态恢复提供理论基础。

1 矿区概述与研究方法

1.1 矿区概述

拉屋矿(Cu-Zn-Pb矿)地处当雄县阳坡地面,位于N 30°27.35', E 91°41.63',属藏北高原与藏东高山峡谷结合地带的高原山区南坡,矿山工作区海拔高度4 360~5 464 m,相对高差1 100 m左右,坡度在30°以上。矿区面积3.7 km²,开采范围0.75 km²。矿区内水系较发育,主要河流(拉屋河)为常年性河流,属雅鲁藏布江水系,其最低侵蚀基准面为4 360 m。矿山总体地势西高东低,走向北西,倾向20°~40°,倾角55°~85°。本区气候属高原亚寒带半干旱、半湿润季风气候区,无霜期3个月,多大风、冰雹,气候干燥寒冷,冬春多雪,长冬无夏。年日照时数2 405.2~2 866.2 h。6—8月降水集中,年降水量为406~695 mm。拉屋矿已开采6 a,矿区内植被多为灌木丛,优势种是爬地柏(*Sabina vulgaris* Ant.)和三颗针(*Berberis sargentiana* Schneid.)。当地自然灾害主要有雪灾、风灾、干旱等。

1.2 研究方法

1.2.1 土壤样品采集

2009年5月10日,以拉屋矿井为中心,向矿井外围,根据受重金属污染程度和地上部分优势物种的分布情况,选取16个点,同时在上风口1 km处选取1点。外围采样点距离矿井约200 m,矿井和外围相邻采样点间距离约50 m,每个样点面积约5 m²,在每个样点上按梅花型路线采集5点土样,进行混合,采集深度为10 cm。将一部分新鲜土壤研磨过1 mm筛,去除植物根系,将土壤调节至适宜含水量,置于无菌纸袋中,供测试土壤微生物学指标;另一部分土壤风干后用于测定土壤基本理化性质和重金属含量。具体采样点分布如图1所示。

1.2.2 土壤测定及分析

土壤基本理化性质按常规分析方法测定^[5],结果列于表1。土壤全量Cu、Zn、Pb和Cd采用HCl+HNO₃+HClO₄消化、原子吸收分光光度计测定;有效态Cu、Zn、Pb和Cd采用0.1 mol·L⁻¹ HCl提取、原子

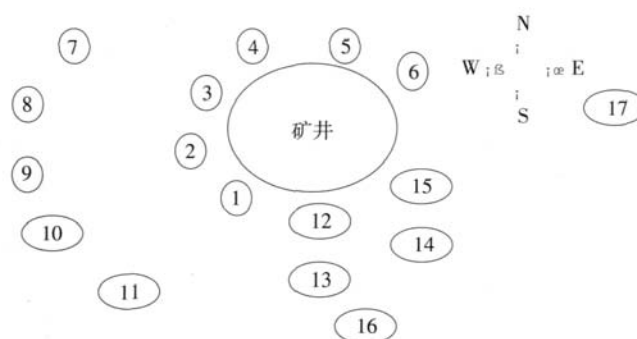


图1 矿区采样点示意图

Figure 1 Sketch map of sampling sites in Lawu mine

吸收分光光度计测定^[5]。

土壤蔗糖酶、脲酶、脱氢酶和酸性磷酸酶活性依次采用3,5-二硝基水杨酸比色法、苯酚钠比色法、TTC比色法和磷酸苯二钠比色法测定^[6]。

土壤微生物量C和N(MBC与MBN)用氯仿熏蒸,0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄提取,一部分提取液经消化用FeSO₄滴定测定滤液中C,另一部分用碱性过硫酸钾消化-紫外分光光度法测定N,同时另取未灭菌的土壤按上述方法提取与测定C和N,微生物量C和N为两者之差除以转换系数0.38和0.54^[7];微生物量P(MBP)为氯仿熏蒸-NaHCO₃提取法测定,熏蒸和未熏蒸土样用NaHCO₃提取,过滤后滤液经无磷活性碳脱色后采用钼蓝比色法测定,微生物量P等于两者之差除以转换系数0.40^[7]。

土壤基础呼吸测定^[8]:称取20 g新鲜土样于500 mL培养瓶中,并将土壤均匀地平铺于底部,调节土壤含水量至田间持水量的60%。将一只25 mL小烧瓶放在培养瓶内的土壤上,然后吸取1 mol·L⁻¹ NaOH溶液5 mL放入其中,将培养瓶加盖密封,28℃恒温培养24 h后用比色法测定CO₂释放量。同时作空白对照。

土壤可矿化N采用生物培养法测定^[5],即用浸水保温法处理土壤,利用嫌弃微生物在一定温度下矿化土壤有机N成为矿质N(NH₄⁺-N和NO₃⁻-N),再用2 mol·L⁻¹ KCl提取测定矿质N,从中减去土壤初始矿质N。

实验数据采用SPSS11.5统计软件分析各样点间的差异性及各变量间的相关性。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量

矿区土壤重金属Cu、Zn、Pb和Cd全量和有效含量如表2。样点17土壤重金属Cu、Zn、Pb和Cd含量

表1 土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical characteristics of soils

样点	pH	速效 N/mg·kg ⁻¹	速效 P/mg·kg ⁻¹	速效 K/mg·kg ⁻¹	有机质/g·kg ⁻¹	全量 N/g·kg ⁻¹	全量 P/g·kg ⁻¹	全量 K/g·kg ⁻¹
1	5.32	834.89	13.57	120.25	22.22	3.75	0.92	3.51
2	5.68	732.31	8.01	91.28	19.89	4.29	1.01	3.28
3	5.73	515.47	12.15	105.93	15.70	2.52	0.89	3.09
4	6.10	701.26	14.33	107.16	19.44	4.94	0.89	3.87
5	6.21	649.21	12.12	103.67	18.25	3.19	1.05	3.04
6	6.38	321.71	11.50	116.71	9.50	2.29	0.87	4.06
7	6.36	579.47	9.84	122.06	14.07	3.54	1.09	3.34
8	6.39	519.30	8.31	124.84	14.45	2.54	1.04	3.64
9	6.33	108.21	6.32	104.73	2.07	1.18	0.99	2.75
10	6.36	151.47	6.53	74.42	2.01	1.28	0.67	4.21
11	6.33	569.36	9.40	87.11	11.21	3.84	0.82	3.06
12	6.33	128.63	5.94	112.02	1.52	1.50	1.39	2.63
13	6.37	361.79	3.90	57.89	7.24	1.91	0.85	2.94
14	6.05	787.15	7.81	116.10	18.38	7.79	1.05	3.69
15	6.30	350.57	7.55	68.26	8.48	1.44	0.95	2.57
16	6.31	629.45	4.87	92.75	10.59	2.89	0.97	2.79
17	6.55	740.66	9.91	95.39	9.25	2.72	0.98	3.28

表2 矿区土壤重金属含量

Table 2 Heavy metal contents of mining soils

样点	全量/mg·kg ⁻¹				有效含量/mg·kg ⁻¹			
	Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
1	198.24	398.04	54.41	33.04	18.98	76.78	23.49	13.22
2	136.27	396.11	44.60	31.79	14.18	79.58	21.78	12.77
3	200.31	401.23	36.59	59.42	35.24	98.27	26.09	11.62
4	138.21	445.43	49.64	25.28	31.93	95.39	25.48	10.33
5	118.38	394.68	44.00	32.81	11.07	84.12	22.29	10.22
6	176.00	357.79	42.54	37.73	13.05	77.84	22.69	8.45
7	44.96	154.53	17.94	15.88	7.25	70.07	11.38	2.43
8	106.51	185.42	27.33	9.50	9.48	74.98	10.59	2.85
9	132.16	147.09	22.55	27.14	8.51	60.37	7.82	2.19
10	105.68	165.45	23.99	9.14	9.57	75.70	8.88	3.19
11	58.94	236.84	29.03	22.76	31.37	67.75	11.18	2.23
12	272.52	377.49	42.56	45.58	7.40	94.42	15.68	9.32
13	155.69	159.11	33.12	11.60	20.77	75.05	18.97	5.48
14	149.65	151.58	28.32	18.74	41.07	87.88	16.78	11.35
15	495.88	481.68	135.69	45.37	47.02	89.80	13.68	11.68
16	122.73	248.63	94.86	26.88	36.89	85.71	14.79	11.24
17	13.05	19.67	6.98	3.75	1.28	3.27	0.58	1.08

略低于该区土壤重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 背景值^[9],因此本文选取样点 17 作为对照。矿区口较矿区外 200 m 处土壤重金属含量降低。样点 1~16 土壤各重金属含量均高于对照土壤(样点 17),表明矿区土壤受到不同程度的污染;与对照土壤相比,矿区污染土壤重

金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 全量分别是对照土壤的 3.45~38.00、12.04~24.49、2.57~19.45 和 2.44~15.85 倍;土壤重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 有效含量分别是对照土壤的 5.66~36.73、18.46~30.05、13.48~44.98 和 2.06~12.24 倍。从矿区中到外围土壤 Cu、Zn、Pb、Cd 的全量及有效量存在显著性差异,这一差异主要可能与外营力(主要在地表径流水蚀和风蚀)作用下不同区段尾矿砂与土壤的混合程度有关,距离矿区中心越近土壤沉降总量越多,土壤中重金属含量相应越高^[10-11]。

2.2 土壤酶活性与土壤微生物量

土壤微生物生物量、酶活性、基础呼吸及生理代谢活性等微生物生理生态参数是近年来用得较多的评估重金属污染对土壤环境质量影响的主要微生物学评价指标^[14]。土壤酶活性是土壤中生物学活性的总体现,它表征了土壤的综合肥力特征及其土壤养分转化进程^[6],受重金属作用敏感^[12]。从表 3 可看出,矿区不同地段土壤酶活性存在显著差异。土壤酶活性离矿口距离越近其值越小,除样点 7、8 和 11 的酸性磷酸酶活性及样点 10 的蔗糖酶活性与对照相当,矿区土壤各酶活性均显著低于对照土壤,矿区土壤蔗糖酶、脲酶、脱氢酶和酸性磷酸酶活性分别是对照土壤的 19%~84%、24%~72%、0.4%~84%和 19%~92%。

对矿区重金属含量与土壤酶活性的线性相关分析(表 4)可看出,除 Pb 全量与脲酶、脱氢酶和酸性磷

表 3 矿区土壤酶活性与微生物量 C、N 和 P
Table 3 Soil enzyme activity and microbial biomass

样点	蔗糖酶/mg Suc·g ⁻¹	脲酶/mg NH ₃ ·g ⁻¹	脱氢酶/μg TPF·g ⁻¹	酸性磷酸酶/mg PNFF·100 g ⁻¹	MBC	MBN	MBP
					/mg·kg ⁻¹		
1	3.77c	0.11ab	47.60d	1.00b	577.22	52.29c	2.14ab
2	4.02c	0.16bc	47.38d	1.90d	692.08b	58.43cd	4.67d
3	4.04c	0.09a	7.56b	0.53a	420.25a	51.56c	3.70c
4	4.12c	0.15b	2.25a	1.43c	429.86a	28.46a	3.79c
5	2.73b	0.12ab	27.40c	1.55c	427.36a	43.27b	3.37c
6	4.16c	0.10a	29.50c	1.74cd	607.44b	31.48a	2.33b
7	4.60cd	0.19c	125.20e	2.70ef	920.98c	62.56d	3.65c
8	4.51cd	0.19c	188.12f	2.88f	949.54c	104.73f	4.14cd
9	5.17d	0.14b	194.79f	2.52e	729.87b	126.24g	6.01e
10	8.11f	0.25d	371.05h	2.45e	1009.16d	87.91e	4.83d
11	6.08e	0.23cd	340.58h	2.72ef	931.29c	63.54d	6.00e
12	1.40a	0.09a	34.74c	0.60a	474.55a	35.81ab	1.88a
13	4.05c	0.16bc	110.28e	2.44e	841.13c	64.72d	6.66ef
14	3.91c	0.18c	114.37e	2.28de	960.67cd	76.95e	6.05e
15	3.82c	0.15b	265.83g	2.25de	1122.49d	58.30cd	6.20e
16	4.38c	0.20c	212.84f	1.07b	869.82c	93.79f	6.20e
17	7.20f	0.36d	581.52i	2.74f	1517.59e	128.00g	6.98f
变异系数	34.56%	40.17%	99.55%	40.24%	37.00%	44.24%	35.79%

注 同一列不同字母表示在 5%水平上差异显著。下同。

Note Means within a row followed by the different letters are significantly different at the level of 5%. The same as followed.

表 4 矿区重金属与土壤微生物学特性的线性相关分析

Table 4 Linear correlation between heavy metal and microbial characteristic of mining soils

重金属	蔗糖酶	脲酶	脱氢酶	酸性磷酸酶	MBC	MBN	MBP	土壤基础呼吸	可矿化 N	qCO ₂	
全量	Cu	-0.43**	-0.32	-0.49**	-0.45**	-0.43**	-0.53**	-0.29*	0.43**	-0.48**	0.42**
	Zn	-0.35*	-0.43**	-0.53**	-0.20	-0.50**	-0.67**	-0.21	0.48**	-0.58**	0.38**
	Pb	-0.45**	-0.05	-0.24	-0.13	-0.08	-0.19	-0.10	0.20	-0.06	0.11
	Cd	-0.59**	-0.63**	-0.68**	-0.75**	-0.63**	-0.56**	-0.35*	0.55**	-0.67**	0.65**
有效含量	Cu	-0.32*	-0.43**	-0.53**	-0.53**	-0.22	-0.36*	-0.10	0.33*	-0.42*	0.26
	Zn	-0.54**	-0.71**	-0.70**	-0.57**	-0.71**	-0.68**	-0.30*	0.52**	-0.726**	0.58**
	Pb	-0.51**	-0.47**	-0.89**	-0.69**	-0.83**	-0.81**	-0.48**	0.66**	-0.90**	0.80**
	Cd	0.52**	-0.28*	-0.73**	-0.75**	-0.64**	-0.60**	-0.39*	0.53**	-0.69**	0.56**

注：“*”和“**”分别表示在 5%和 1%水平上差异显著。

Note:“*”and“**” mean significant difference at the 5% and 1% level respectively.

酸酶不存在显著相关,土壤酶活性均与污染重金属全量与有效含量呈显著线性负相关,这一结论与国内外的相关报道基本一致^[12-13],表明矿区土壤酶活性相对于对照土壤降低。这可能与重金属对酶产生的抑制作用有关。其作用机理可能是重金属与酶分子中的活性部位——巯基和含咪唑的配位结合,形成较稳定的络合物,产生了与底物的竞争性抑制作用^[13-14],或者可能由于重金属抑制土壤微生物的生长和繁殖,减少体内酶

的合成和分泌,最后导致土壤酶活性下降^[15],或者可能由于更多的能量被土壤微生物利用,以从生理上去适应重金属胁迫的环境,例如合成胞内或胞外的金属耦合蛋白或参与微生物表层的生物化学反应^[16],从而导致土壤酶活性下降。不过重金属复合污染对土壤酶活性的复杂交互作用机理以及重金属对土壤酶活性的激活作用机理目前尚不清楚,有待于进一步深入研究。

土壤中蔗糖酶直接参与土壤 C 素循环;土壤脲

酶和脱氢酶则直接参与土壤中含 N 有机化合物的转化,其活性强度常用来表征土壤 N 素供应强度,而土壤酸性磷酸酶能加速酸性土壤有机磷的脱磷速度,从而提高磷的有效性^[6],特别是对于磷含量较低的藏中碳酸盐岩分化的暗棕壤。对于本试验,由于矿区土壤重金属含量高,使得以上 4 种土壤酶活性降低,削弱了矿区土壤 C、N 和 P 素营养循环和周转。张玲等^[4]研究了低海拔地区矿区重金属污染对土壤酶活性的影响,结果表明矿区土壤酸性磷酸酶与蔗糖酶活性均与本研究相当,而脲酶活性为 11.38~22.78 mg·g⁻¹,脱氢酶活性为 4.58~94.16 mg·g⁻¹,都远大于本研究脲酶与脱氢酶活性。龙健等^[1]在浙江哩铺铜矿区的研究表明,矿区土壤蔗糖酶与脱氢酶活性与本研究较为一致,而脲酶活性为 5.96~6.84 mg·g⁻¹,酸性磷酸酶为 37.9~50.3 mg·g⁻¹,显著大于本研究脲酶和酸性磷酸酶活性。上述结果表明,相对于低海拔地区,高海拔地区较低压、强紫外辐射抑制了矿区土壤微生物活性,从而显著抑制土壤 C、N、P 素循环。

土壤微生物量在土壤有机物的分解和养分循环中起着重要的作用^[6],重金属通过影响土壤微生物种群与数量进而影响着土壤微生物量^[17]。由表 3 可知,土壤 MBC、MBN 和 MBP 分别均离矿口距离越近其值越小,在矿口处(样点 1~6、12 和 15)MBC、MBN 和 MBP 分别为对照土壤的 28%~74%、28%~46%和 27%~89%,表明该区域土壤的微生物生物量受到重金属污染的严重影响。Li 等^[19]对广东大宝山重金属矿的研究表明,土壤微生物量 C、N 与本研究相当,而微生物量 P 为 14.4~65.3 mg·kg⁻¹,平均为 32.2 mg·kg⁻¹,远大于本研究。其结果进一步表明高海拔区低压、强紫外辐射抑制了矿区土壤微生物活性。

从研究结果可以看出,随着土壤重金属含量的增加,土壤 MBC、MBN 和 MBP 逐渐降低;土壤 MBC、MBN 与污染重金属全量和有效态存在显著的相关性,这一结论与先前的报道一致^[4,18]。土壤 MBP 则与土壤重金属全量和有效态相关性较差,这与张玲等^[4]报道不一致,反映出高原特殊生态条件下矿区土壤重金属复合污染对土壤 MBP 的影响是复杂的,其具体原因有待进一步探讨。然而,值得注意的是,土壤微生物生物量的下降并不意味着土壤中某些种群有灭绝的危险,理论上会有几种更具耐性的种群来填补,从而丰富了微生物生态系统^[20];同时,Brookes 指出土壤微生物生物量测定属于黑箱式过程,无法揭示微生物数量与群体结构的变化^[21],所以,仅采用微生物生物量来

评价土壤重金属污染具有一定的局限性^[1]。

2.3 土壤微生物学参数

土壤基础呼吸代表了土壤碳素的周转速率及微生物的总体活性,并在一定程度上能揭示环境胁迫情况,与土壤环境质量密切相关^[4];代谢商($q\text{CO}_2$)是土壤基础呼吸强度与微生物生物量 C 的比值,即单位微生物量在单位时间的呼吸作用,它将微生物生物量的大小与微生物的活性和功能有机地联系起来,反映了微生物群落生理上的特征,揭示土壤的发生过程、生态演变以及对环境胁迫的反应^[1]。研究表明,这 2 个微生物生理生态参数是评价环境因子、重金属污染对微生物胁迫程度的敏感指标^[17]。

从表 2、表 4 和表 5 可看出,随着土壤重金属含量的增加,土壤基础呼吸和 $q\text{CO}_2$ 显著增加,土壤重金属含量与土壤基础呼吸和 $q\text{CO}_2$ 均呈显著线性正相关,这与龙健等关于土壤重金属含量与土壤基础呼吸呈负相关不一致^[1,3]。一般认为,重金属污染能引起微生物生物量的下降,而土壤呼吸量的增加则被认为是微生物对逆境的一种反应机理,可能是由于重金属污染的矿区土壤使微生物利用更多的有机碳作为能量进行生存代谢,使得更多消耗的 C 以 CO_2 的形式释放^[22],表明矿区土壤中存在明显的重金属胁迫现象,

表 5 矿区土壤基础呼吸、 $q\text{CO}_2$ 和可矿化 N

Table 5 Basal respiration, $q\text{CO}_2$ and potential mineral N in mining soil

样点	土壤基础呼吸/ $\text{CO}_2\text{-C mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$	$q\text{CO}_2$ / d^{-1}	可矿化 N/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
1	61.97d	0.11c	25.87b
2	66.08d	0.10bc	25.94b
3	59.92cd	0.14c	7.54a
4	64.21d	0.15c	6.41a
5	62.35d	0.15c	28.4b
6	63.28d	0.10bc	22.85b
7	51.79c	0.06b	48.85cd
8	62.05d	0.07b	41.63c
9	51.60c	0.07b	55.06d
10	31.95a	0.03a	43.87c
11	59.81cd	0.06b	38.68c
12	69.44d	0.15c	26.84b
13	63.69d	0.08b	43.36c
14	54.88c	0.06b	41.4c
15	60.53cd	0.05ab	42.54c
16	53.20c	0.06b	37.15c
17	42.19b	0.03a	64.54e
变异系数	16.23%	43.41%	47.34%

微生物的生理活动、代谢能力和群落生态特征发生改变,微生物维持生存需要消耗更多的能源^[20]。

本研究土壤基础呼吸在 $31.95\sim 69.44\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 波动,远小于低海拔矿区的 $480\sim 960\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 与 $160\sim 350\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ ^[2],表明在高海拔条件下,土壤微生物活性发生了显著变化,土壤微生物降低生存代谢以适应低压、低氧和高寒的环境。

可矿化 N 反映土壤有机 N 的矿化水平。研究表明,土壤中有机 N 素的矿化作用受重金属污染的影响,土壤中有机氮素的矿化作用与其污染水平呈负相关^[17-23]。从表 5 可看出,矿区土壤各可矿化 N 均显著低于对照土壤,同时,从表 4 还可看出,可矿化 N 与重金属含量呈显著线性负相关,表明矿区土壤 N 矿化作用受到重金属抑制。这与 Li 等^[19]的报道不一致,即重金属污染土壤水解酶活性增强,同时硝化作用受抑制,土壤 NH_4^+ 累积,使得土壤 N 矿化作用增强。本试验有机 N 素的矿化作用受重金属抑制,说明在重金属污染条件下,矿区土壤微生物活性受到抑制^[24-25],直接参与分解土壤中有机态 N 的氨化细菌和硝化细菌数量减少,从而降低了土壤的 N 矿化能力^[3]。

本试验中重金属全量 Pb 与土壤微生物学特性不存在显著线性相关,这可能与在 Cu、Zn、Cd、Pb 复合污染条件下 Pb 对微生物学特性的作用受到抑制或拮抗有关^[26]。同时,有研究报道,低浓度重金属能刺激土壤微生物活性^[15],本试验并未观测到此现象,其原因可能是高海拔地区低压、强辐射、缺氧等极端气候下微生物群落功能脆弱^[7-27],任何干扰都可能降低微生物的活性。

从表 3 和表 5 还可知,矿区土壤脱氢酶变异系数最大,为 99.55%,其他 3 种酶、微生物量 C、N 和 P、土壤基础呼吸、 $q\text{CO}_2$ 和可矿化 N 的变异系数在 16%~50% 波动,远小于土壤脱氢酶,表明土壤脱氢酶活性受重金属复合污染非常敏感,这与 Brookes 等建议以脱氢酶活性作为重金属污染的指标更灵敏相一致^[28]。

3 结论

(1) 藏中矿区土壤受重金属污染严重。

(2) 矿区重金属污染对土壤微生物学特性产生了影响,与对照相比,矿区土壤酶活性,微生物量 C、N、P 和可矿化 N 均受到抑制,而土壤基础呼吸和 $q\text{CO}_2$ 则显著增加,相对于低海拔地区,藏中矿区土壤微生物活性受重金属抑制作用强。

(3) 土壤脱氢酶活性受到重金属复合污染影响最为敏感,能做高原特殊生态条件下矿区土壤环境质量变化的有效指标。

参考文献:

- [1] 龙 健,黄昌勇,滕 应,等. 矿区重金属污染对土壤环境质量微生物学指标的影响[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(1): 60-63.
LONG J, HUANG C Y, TENG Y, et al. Effects of heavy metal pollution on microbial indicators in soil of a mining[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22(1): 60-63.
- [2] Aceves M B, Grace C, Ansorena J, et al. Soil microbial biomass and organic C in a gradient of zinc concentrations in soils around a mine spoil tip[J]. *Soil Biol Biochem*, 1999, 31: 867-876.
- [3] 龙 健,黄昌勇,滕 应,等. 矿区废弃地土壤微生物及其生化活性[J]. 生态学报, 2003b, 23(3): 496-503.
LONG J, HUANG C Y, TENG Y, et al. Preliminary study on soil microbes and soil biochemical activities in mining wasteland [J]. *Acta Ecol Sinica*, 2003b, 23(3): 496-503.
- [4] 张 玲,叶正钱,李廷强,等. 铅锌矿区污染土壤微生物活性研究[J]. 水土保持学报, 2006, 20(3): 136-140.
ZHANG L, YE Z Q, LI T Q, et al. Studies on soil microbial activity in areas contaminated by tailings from Pb, Zn mine [J]. *J Soil Water Conserv*, 2006, 20(3): 136-140.
- [5] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 30-34, 42-49, 71-83, 373-375.
BAO S D. Methods for soil agricultural chemical analysis[M]. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2000: 30-34, 42-49, 71-83, 373-375.
- [6] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986: 14-15, 294-333.
GUAN S Y. Soil enzyme and research technology[M]. Beijing: Agriculture Press, 1986: 14-15, 294-333.
- [7] 姚槐应,黄昌勇. 土壤微生物生态学及其试验技术[M]. 北京: 科学出版社, 2006: 147-148.
YAO H Y, HUANG C Y. Soil microbial ecology and experimental technology[M]. Beijing: Science Press, 2006: 147-148.
- [8] 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, 1999, 107-108, 269-271.
LU R K. Methods for soil and agricultural chemical analysis [M]. Beijing: Agricultural Science and Technology Press of China, 1999: 107-108, 269-271.
- [9] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 336-392.
Environmental Monitoring of China. Basal values of soil elements in China[M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1990: 336-392.
- [10] Liao M, Chen C L, Zeng L S, et al. Influence of lead acetate on soil microbial biomass and community structure in two different soils with the growth of Chinese cabbage (*Brassica chinensis*) [J]. *Chemosphere*, 2007, 66: 1197-1205.
- [11] Wang Q Y, Zhou D M, Cang L, et al. Indication of soil heavy metal pollution with earthworms and soil microbial biomass carbon in the vicini-

- ty of an abandoned copper mine in Eastern Nanjing, China[J]. *Euro J Soil Biol*, 2009, 45 :229–234.
- [12] 周礼恺, 张志明, 曹承绵, 等. 土壤的重金属污染与土壤酶活性[J]. *环境科学学报*, 1985, 5(2) :176–183.
- ZHOU L K, ZHANG Z M, CAO C M, et al. Heavy metal pollution and enzymatic activity of soils[J]. *Acta Sci Cicumst*, 1985, 5(2) :176–183.
- [13] Acosta–Martinez V, Tabatabai MA. Arylamidase activity in soil Effect of trace elements and relationships to soil properties and activities of amidohydrolases[J]. *Soil Biol Biochem*, 2001, 33 :17–23.
- [14] Deng S P, Tabatabai M A. Cellulase activity of soils Effect of trace elements[J]. *Soil Biol Biochem*, 1995, 27 :971–979.
- [15] Huang Q, Shindo H. Effects of copper on the activity and kinetics of free and immobilised acid phosphatase[J]. *Soil Biol Biochem*, 2000, 32 :1885–1892.
- [16] Renella G, Mench M, Landi L, et al. Microbial activity and hydrolase synthesis in long–term Cd–contaminated soils[J]. *Soil Biol Biochem*, 2005, 37 :133–139.
- [17] Bååth E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations :A review[J]. *Water, Air, Soil Pollut*, 1989, 47 :335–379.
- [18] Khan K S, Xie ZM, Huang CY. Effects of cadmium, lead, and zinc on size of microbial biomass in red soil[J]. *Pedosphere*, 1998, 8(1) :27–32.
- [19] Li Y T, Rouland C, Benedetti M, et al. Microbial biomass, enzyme and mineralization activity in relation to soil organic C, N and P turnover influenced by acid metal stress[J]. *Soil Biol Biochem*, 2009, 41 :969–977.
- [20] Tyler G, Pahlsson A M, Giles J, et al. Heavy–metal ecology of terrestrial plants, microorganisms and invertebrates :A review[J]. *Water, Air, Soil Pollut*, 1989, 47 :189–215.
- [21] Brookes P C. Use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals[J]. *Biol Fertil Soils*, 1995, 19 :269–279.
- [22] Mikanova O. Effects of heavy metals on some soil biological parameters [J]. *J Geochem Explora*, 2006, 88 :220–223.
- [23] 滕 应, 黄昌勇. 重金属污染土壤的微生物生态效应及其修复研究进展[J]. *土壤与环境*, 2002, 11(1) :85–89.
- TENG Y, HUANG C Y. Ecological effect of heavy metals on soil microbes and research advances on the mechanisms of bioremediation [J]. *Soil Environ Sci*, 2002, 11(1) :85–89.
- [24] Zhang Y, Zhang H W, Su Z C, et al. Soil microbial characteristics under long–term heavy metal stress :A case study in Zhangshi wastewater irrigation area, Shenyang[J]. *Pedosphere*, 2008, 18(1) :1–10.
- [25] Papa S, Bartoli G, Pellegrino A, et al. Microbial activities and trace element contents in an urban soil[J]. *Environment Monit Assess*, 2009, DOI 10.1007/s10661–009–0938–1.
- [26] 杨志新, 刘树庆. 重金属 Cd、Zn、Pb 复合污染对土壤酶活性的影响[J]. *环境科学学报*, 2001, 20(1) :60–63.
- YANG Z X, LIU S Q. Effect of compound pollution of heavy metals on soil enzymic activities[J]. *Acta Sci Cicumst*, 2001, 20(1) :60–63.
- [27] 李 元, 杨济龙, 王勋陵, 等. 紫外辐射增加对春小麦根际土壤微生物种群数量的影响[J]. *中国环境科学*, 1999, 19(2) :157–160.
- LI Y, YANG J L, WANG X L, et al. The effect of UV–B radiation on the population quantity of spring wheat rhizosphere microorganisms [J]. *China Environ Sci*, 1999, 19(2) :157–160.
- [28] Brookes P C, McGrath S P. Effects of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass[J]. *J Soil Sci*, 1984, 35 :341–346.