

藏中矿区重金属污染土壤的微生物活性变化

张涪平^{1,2}, 曹凑贵¹, 李 苹², 次仁央金³, 高 超⁴, 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, 湖北武汉 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;

4. 湖北省水土保持监测中心, 湖北, 武汉 430071)

摘要:微生物几乎参与土壤中的一切生物及生物化学反应, 土壤微生物活性可较敏感地反映土壤中生化反应的方向和强度, 是探讨重金属污染生态效应的有效途径之一。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酶活性、基础呼吸、代谢商(qCO_2)和可矿化 N 的影响。结果表明, 矿区土壤受重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 不同程度污染, 使得土壤酶活性、可矿化 N 受到抑制, 基础呼吸和 qCO_2 则受到刺激。逐步多元回归分析表明, 在 Cu、Zn、Pb、Cd 复合污染条件下, 矿区土壤重金属复合污染对土壤微生物活性的影响是复杂的; 主成分分析表明, 土壤总体微生物活性指标能较好地反映拉屋矿区土壤重金属复合污染状况, 可作为藏中矿区土壤环境质量评价及量化分类的有效指标。

关键词:重金属污染; 酶活性; 微生物活性; 藏中

Effects of heavy metal pollution on microbial activities of mining soils in central Tibet

ZHANG Fuping^{1,2}, CAO Caogui¹, LI Ping², CIREN Yangjin³, GAO Chao⁴, TONG Lega¹, LI Chengfang^{1,*}

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 Resource 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

4 The Soil and Water Conservation Monitoring Center of Hubei Province, Wuhan 430071, China

Abstract: Microorganisms promote biological and biochemical processes of soil. Soil microbial activity can reflect soil biochemistry reaction, which can be used to discuss ecological effects of heavy metal pollution. Field investigation and sampling analysis of polluted mining soils were conducted to discuss effects of heavy metal pollution on soil enzyme activities, basal respiration, qCO_2 , and potential mineral N in Lawu mine of central Tibet. The results showed that mining soils were polluted by heavy metals, Cu, Zn, Pb and Cd, which led to decreases of enzyme activities and potential mineral N, and increases of basal respiration and qCO_2 . Multivariate stepwise regression analysis between heavy metal contents and soil microbial activities indicated that effects of heavy metal compound pollution on microbial activities were complex in Lawu mine. Principle component analysis further pointed out that total microbial activities in mining soils were feasible indicators to assess change in soil environmental quality by heavy metal pollution.

Key Words: heavy metal pollution; enzyme activity; microbial activity; central Tibet

关于评价矿区土壤重金属污染的环境质量指标, 曾有学者提出了土壤重金属的全量和有效量指标等, 然而在评估过程中, 重金属的全量和有效量指标存在诸多的局限性^[1]。微生物学参数能有效地监测重金属对

基金项目: 国家科技支撑计划资助项目(2007BAC06B05)

收稿日期: 2009-07-17; 修订日期: 2009-11-09

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lichengfang@mail.hzau.edu.cn

土壤污染,但是单一的微生物并不能有效的反映重金属对土壤污染的普遍规律^[2]。研究表明微生物活性,包括土壤酶活性、土壤呼吸、C 和 N 矿化、N 生物固定等,能较好地反映重金属对土壤的污染^[2]。土壤酶活性易受环境中物理、化学和生物因素的影响,在土壤污染条件下酶活性变化很大,在一定程度上可用来检测土壤中重金属的相对污染程度^[1]。土壤基础呼吸和 $q\text{CO}_2$ 作为微生物活性指标,表征土壤碳素的周转速率与微生物的总体活性和微生物在单位时间里的呼吸作用,当土壤受重金属污染时其发生明显的变化^[3]。但有关于重金属污染条件下综合研究土壤微生物活性的变化,特别是对高原特殊生态条件下矿区的研究还甚少,因此有待进一步的探索。

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。近些年对藏中有色金属矿的开采加剧,造成了藏中矿区土壤与水体重金属污染^[4],使得矿区及其周边地区内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。因此对藏中矿区进行土地复垦与生态恢复迫在眉睫。然而在进行矿区生态恢复时,不仅要恢复地上部分的植被,还要恢复土壤微生物群落,重建矿区微生物生态系统^[3]。因此本文针对高海拔的藏中矿区,初步探讨矿区重金属污染对土壤微生物活性的影响,以期高原特殊生态地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 $N 30^{\circ}27.35'$, $E 91^{\circ}41.63'$ 。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 4360—5464 m,相对高差 1100 m 左右,坡度在 30° 以上。矿区面积 3.7 km^2 ,开采范围 0.75 km^2 。矿区内水系较发育,主要河流是拉屋河,为常年性河流,属雅鲁藏布江水系。矿区最低侵蚀基准面为 4360 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 2405.2—2866.2 h。6—8 月份降水集中,年降水量为 406—695 mm。拉屋矿已开采 6a,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.)。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 2 km 处选取 1 点,17 个样点植被生长情况见表 1。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,每个点面积约为 5 m^2 ,按梅花型路线采集混合土样,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 2。土壤全量 Cu, Zn, Pb 和 Cd 采用 $\text{HCl} + \text{HNO}_3 + \text{HClO}_4$ 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 HCl 提取、原子吸收分光光

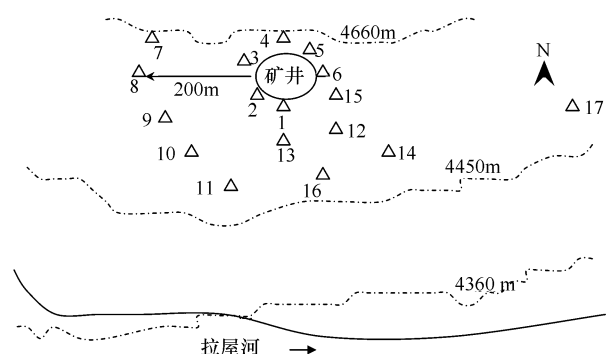


图 1 矿区采样点示意图

Fig. 1 Sketch map of sampling sites in Lawu mine

度计测定^[5]。

表 1 样点植被优势种

Table 1 Dominant species in sampling sites

样点 Sampling sites	灌木优势种 Dominant species of frutices	草本优势种 Dominant species of herbages
1	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 早熟禾 <i>Poa pratensis</i> , 委菱菜 <i>Potentilla</i> L.
2	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 早熟禾 <i>Poa pratensis</i> , 委菱菜 <i>Potentilla</i> L.
3	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant.	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 早熟禾 <i>Poa pratensis</i> , 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
4	-	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 球穗蓼 <i>Polygonum sphaerostachyum</i> Meisn., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
5	-	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 球穗蓼 <i>Polygonum sphaerostachyum</i> Meisn., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
6	-	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 球穗蓼 <i>Polygonum sphaerostachyum</i> Meisn., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
7	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant.	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 球穗蓼 <i>Polygonum sphaerostachyum</i> Meisn.
8	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant.	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 球穗蓼 <i>Polygonum sphaerostachyum</i> Meisn.
9	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
10	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
11	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
12	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
13	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
14	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
15	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
16	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi
17	爬地柏 <i>Sabina vulgaris</i> Ant. 和三颗针 <i>Berberis sargentiana</i> Schneid	矮嵩草 <i>Kobrbresiapygmaea</i> , 紫羊茅 <i>Festuca rubra</i> L., 苔草 <i>Carex kobomugi</i> Ohwi, 棘豆 <i>Oxytropis</i>

表 2 土壤基本理化性质

Table 2 Physical and chemical characteristics of soils

样点 Soil No.	pH	速效 N Available N /(mg/kg)	速效 P Available P /(mg/kg)	速效 K Available K /(mg/kg)	有机质 Organic matter /(g/kg)	全量 N Total N /(g/kg)	全量 P Total P /(g/kg)	全量 K Total K /(g/kg)
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

续表								
样点 Soil No.	pH	速效 N Available N /(mg/kg)	速效 P Available P /(mg/kg)	速效 K Available K /(mg/kg)	有机质 Organic matter /(g/kg)	全量 N Total N /(g/kg)	全量 P Total P /(g/kg)	全量 K Total K /(g/kg)
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

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]。

土壤基础呼吸测定^[7]: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 1 只 25 mL 小烧瓶放在培养瓶内的土壤上,然后吸取 1 mol/L 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,利用嫌气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 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,变量间的逐步回归分析及主成分分析(PCA)。

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量

拉屋矿区土壤重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 全量和有效含量见表 3。样点 17 各重金属含量略低该区土壤 Cu、Zn、Pb 和 Cd 背景值背景值^[8],因此本研究选取样点 17 为对照。矿区土壤各重金属含量均显著高于对

表 3 矿区土壤重金属
Table 3 Heavy metal contents of mining soils

土样号 Soil No.	全量 Total/(mg/kg)				有效 Available/(mg/kg)			
	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

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、2.44—15.85 倍;土壤重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 有效含量是对照土壤的 5.66—36.73、18.46—30.05、13.48—44.98、2.06—12.24 倍。此外,到矿区外 200 m 土壤重金属含量低于矿区口,从矿区口到外围土壤重金属存在的这一差异主要可能与在外营力(主要在地表径流水蚀和风蚀)作用下不同区位段尾矿砂与土壤的混合程度有关。在本研究中样点 1、2 和 3 pH 最低,均低于 6,这可能与样点 1、2 和 3 全量和有效 Cu、Pb 和 Cd 含量较高有关^[9,10]。

2.2 土壤微生物活性变化

从表 4 可看出,矿区土壤酶活性存在一定差异,矿区中心酶活性最低,矿区外围则较高,这与重金属含量分布相反;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土壤相当,矿区中心土壤各酶活性均显著低于对照土壤,矿区中心土壤蔗糖酶、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%。表明,一方面重金属对土壤酶具有明显的抑制作用,导致土壤酶活性水平降低,这与大多数的研究较为一致^[11-12];另一方面,矿区土壤中不同土壤酶对重金属的敏感性差别亦大。矿区土壤酶活性相对于对照土壤降低,这与重金属对酶产生的抑制作用有关,其作用机理可能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^[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^[9],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,有待于深入研究。

表 4 矿区土壤微生物活性变化
Table 4 Changes in microbial activities of mining soils

样点 Soil No.	蔗糖酶 Sucrase /(mg Suc/g)	脲酶 Urease /(mg NH ₃ /g)	脱氢酶 Dehydrogenase /(ug TPF /g)	酸性磷酸酶 Acid phosphatase /(mg PNFF /g)	土壤基础呼吸 Soil basal respiration /(CO ₂ -C mg/(kg·d))	代谢商 qCO ₂ /d ⁻¹	可矿化 N Potential mineral N /(mg/kg)
1	3.77c	0.11ab	47.60d	1.00b	61.97d	0.11c	25.87b
2	4.02c	0.16bc	47.38d	1.90d	66.08d	0.10bc	25.94b
3	4.04c	0.09a	7.56b	0.53a	59.92cd	0.14c	7.54a
4	4.12c	0.15b	2.25a	1.43c	64.21d	0.15c	6.41a
5	2.73b	0.12ab	27.40c	1.55c	62.35d	0.15c	28.4b
6	4.16c	0.10a	29.50c	1.74cd	63.28d	0.10bc	22.85b
7	4.60cd	0.19c	125.20e	2.70ef	51.79c	0.06b	48.85cd
8	4.51cd	0.19c	188.12f	2.88f	62.05d	0.07b	41.63c
9	5.17d	0.14b	194.79f	2.52e	51.60c	0.07b	55.06d
10	8.11f	0.25d	371.05h	2.45e	31.95a	0.03a	43.87c
11	6.08e	0.23cd	340.58h	2.72ef	59.81cd	0.06b	38.68c
12	1.40a	0.09a	34.74c	0.60a	69.44d	0.15c	26.84b
13	4.05c	0.16bc	110.28e	2.44e	63.69d	0.08b	43.36c
14	3.91c	0.18c	114.37e	2.28de	54.88c	0.06b	41.4c
15	3.82c	0.15b	265.83g	2.25de	60.53cd	0.05ab	42.54c
16	4.38c	0.20c	212.84f	1.07b	53.20c	0.06b	37.15c
17	7.20f	0.36d	581.52i	2.74f	42.19b	0.03a	64.54e

同一列不同字母表示在 5% 水平上差异显著

研究表明,土壤基础呼吸和 qCO₂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^[16];土壤中有机 N 的矿化受重金属污染的影响,土壤中有机 N 的矿化与其污染水平呈负相关^[16]。从表 3 和 4 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,可矿化 N 显著降低。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^[9,17];同时重金属污染抑制氨化细菌和硝化细菌繁殖^[18],从而降低了土壤有机的 N 矿化能力,结果与 Dai 等^[19] 与 Li 等^[20] 的研究结果一致,即土壤有机 N 的矿化与重金属含量呈显著负相关,而与 Vásquez-Murrieta 等^[11] 报道 $q\text{CO}_2$ 并不受土壤重金属影响的结果不一致。

2.3 土壤重金属与微生物活性的关系

目前,揭示重金属污染与酶活性关系的研究方法有逐步多元回归分析法^[21],故笔者借鉴其方法分析土壤重金属与微生物活性的关系。从表 5 的标准化回归系数的绝对值大小以及相应的系数符号可以看出在矿区 Cu、Zn、Pb 和 Cd 复合污染条件下,蔗糖酶受到有效 Zn 抑制;脲酶受全量 Zn、有效 Zn 和有效 Pb 抑制,受全量 Pb、有效 Cu 和有效 Cd 刺激;脱氢酶受有效 Cu 和有效 Cd 抑制,受有效 Zn 刺激;酸性磷酸酶受有效 Zn 抑制,受有效 Cu 刺激;土壤基础呼吸受全量 Pb 和有效 Cd 抑制,受全量 Zn 和有效 Pb 刺激; $q\text{CO}_2$ 受全量 Zn、有效 Zn 和有效 Pb 抑制,受全量 Pb、有效 Cu 和有效 Cd 刺激,这与脲酶受重金属污染情况相一致;可矿化 N 受全量 Zn、有效 Cu 和有效 Cd 抑制,受有效 Zn 刺激。可见,在 Cu、Zn、Pb 和 Cd 复合污染条件下,重金属元素对矿区土壤不同微生物活性表现出抑制或者刺激作用;对不同微生物活性的影响系数不一样,也表明了土壤重金属复合污染对土壤微生物活性的影响是复杂的。

表 5 土壤重金属与微生物活性的逐步多元回归分析

Table 5 Multivariate stepwise regression analysis between heavy metal contents and soil microbial activities

土壤微生物活性 Soil microbial activities	逐步多元回归方程 Multivariate stepwise regression	F	P
蔗糖酶 Sucrase	$y_1 = 6.294 - 0.023x_6$	3.98 *	0.043
脲酶 Urease	$y_2 = 6.005 - 0.0152x_2 + 0.0641x_3 + 0.0355x_5 - 0.0472x_6 - 0.115x_7 + 0.262x_8$	27.655 ***	0
脱氢酶 Dehydrogenase	$y_3 = 6.276 - 4.665x_5 + 4.298x_6 - 14.063x_8$	4.311 *	0.010
酸性磷酸酶 Acid phosphatase	$y_4 = 6.310 + 0.0558x_5 - 0.0628x_6$	17.837 ***	0
基础呼吸 Basal respiration	$y_5 = 25.153 + 0.214x_2 - 1.04x_3 + 1.017x_7 - 3.012x_8$	18.106 ***	0
$q\text{CO}_2$	$y_6 = 6.014 - 0.0155x_2 + 0.0649x_3 + 0.0376x_5 - 0.048x_6 - 0.121x_7 + 1.009x_8$	28.972 ***	0
可矿化 N Potential mineral N	$y_7 = 12.439 - 0.0575x_2 - 0.835x_5 + 0.481x_6 - 2.509x_8$	8.150 ***	0

$x_1, x_2, x_3, x_4, x_5, x_6, x_7, x_8$ 分别代表全量 Cu、Zn、Pb、Cd 和有效 Cu、Zn、Pb、Cd; * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

滕应等^[21] 报道全量 Pb、Cd 对脲酶活性和蔗糖酶活性均有抑制作用,而全量 Cu 对其有显著的刺激作用;全量 Cd、Pb 对矿区土壤脱氢酶、酸性磷酸酶和过氧化氢酶活性表现出抑制效应;而全量 Zn、Cu 则表现出刺激作用。苏静等^[22] 指出土壤全量 Zn 对脲酶和过氧化氢酶表现出一定的刺激作用;全量 Cd、Pb 对土壤酶活性无影响;生物可利用态 Cu 对土壤蔗糖酶活性有显著抑制作用。张玲等^[23] 的研究指出,矿区土壤脲酶活性变化与土壤重金属污染程度关系不大。可看出,本研究中重金属污染对土壤酶活性的影响与先前的报道并不一致^[21-23]。其原因可能是相对于低海拔地区,藏中低气压、干旱、强紫外辐射改变了土壤微生物区系与数量^[3,24],从而改变了土壤酶对重金属污染的敏感性;同时,这在一定程度上反映了矿区土壤微生物在长期自然选择中具有适应高寒、干旱、半干旱气候的生理特性,因此对藏中矿区土壤微生物生态系统进行恢复重建时必须考虑青藏高原特殊生态的影响,如高寒、干旱和强辐射等。

2.4 土壤总体微生物活性指标

多元回归分析结果揭示了矿区重金属复合污染与单一微生物活性指标的内在联系,但在自然矿区土壤环境中,不同类型的微生物活性指标往往是同时受到几种重金属的污染,与单一污染相比反映在微生物指标上也存在着一定的差异,因此本文借鉴滕应等^[21] 应用土壤总体酶活性来评价重金属复合污染状况的研究方法,试图用主成分分析方法将多个土壤微生物活性指标化为少数几个彼此独立的综合性微生物活性指标(即总

体微生物活性),来指示土壤重金属复合污染程度。

根据主成分分析可知,土壤总体微生物活性的第 1、2 主成分累计方差贡献率为 86.13%。根据主成分分析原理,当累积方差贡献率大于 85% 时,即可用来代表研究样本的变异信息。可见,第 1、2 主成分已经反映了土壤中微生物活性的变异情况。由主成分组成因素分析可知,第 1 主成分主要反映了蔗糖酶、脲酶、脱氢酶和酸性磷酸酶的变异,而第 2 主成分主要反映了土壤基础呼吸、 qCO_2 和可矿化 N 的变异。由各微生物活性变量的权重系数和特征根计算可得到土壤总体微生物活性信息系统的第 1、2 主成分方程:

$$Y_1 = 0.845X_1 + 0.872X_2 + 0.859X_3 + 0.687X_4 + 0.07552X_5 - 0.0395X_6 - 0.0762X_7 \quad (1)$$

$$Y_2 = 0.314X_1 - 0.201X_2 + 0.05101X_3 - 0.0273X_4 + 0.839X_5 - 0.907X_6 + 0.945X_7 \quad (2)$$

式中, Y 为总体微生物活性; X_1 为蔗糖酶活性; X_2 为脲酶活性; X_3 为脱氢酶活性; X_4 为酸性磷酸酶活性; X_5 为土壤基础呼吸; X_6 为 qCO_2 ; X_7 为可矿化 N。

由重金属含量的主成分分析结果得出第 1、2 主成分的累积方差贡献率已达 86.02%,第 1 主成分主要反映了全量 Zn、全量 Cd、有效 Zn、有效 Pb 和有效 Cd 的变异,而第 2 主成分主要反映了全量 Cu、全量 Pb 和有效 Cu 的变异。由各重金属元素的权重系数和特征根计算可得到土壤重金属信息系统第 1、2 主成分方程:

$$M_1 = 0.380N_1 + 0.855N_2 + 0.347N_3 + 0.598N_4 - 0.0206N_5 + 0.931N_6 + 0.810N_7 + 0.617N_8 \quad (3)$$

$$M_2 = 0.797N_1 + 0.164N_2 + 0.832N_3 + 0.455N_4 + 0.885N_5 + 0.171N_6 + 0.143N_7 + 0.528N_8 \quad (4)$$

式中, M 为总重量金属活性; N_1 、 N_2 、 N_3 、 N_4 分别代表全量 Cu、Zn、Pb、Cd, N_5 、 N_6 、 N_7 、 N_8 则分别代表有效 Cu、Zn、Pb、Cd。

将 17 个供试土壤微生物活性测定值分别代入上述主成分方程(1)和(2),得到土壤微生物活性信息系统中各样本的主成分值,并由主成分值大小及各样本间距离进行归类。可将 1—6、12 和 15 号土样归为 I 类,即为总体微生物活性最低的区域;将 7—9、13、14、16 号土样归为 II 类,即总体微生物活性较低的区域;将 10、11 号土样归为 III 类,即总体活性较高的区域;而 17 号土样归为 IV 类,即总体活性最高的区域。同样,将 17 个供试土壤的重金属含量分别代入上述主成分方程(3)和(4),得到土壤重金属信息系统中各样本的主成分值,并由主成分值大小及各样本间距离进行归类,可将 1—6、12、14、15 号土样归为 I 类,即为重金属严重污染区域;将 7—9、13 号土样归为 II,即为重金属中度污染区域;将 10、11、16 号土样归为 III 类,即重金属轻度污染区域;而 17 号土样为即未受重金属污染区域。根据以上土壤微生物活性信息系统和重金属信息系统的分类结果比较可知,除 14 号土样在土壤微生物活性信息和土壤重金属信息系统中归为 II 和 I 类,及 16 号土样在土壤微生物活性信息和土壤重金属信息系统归为 II 和 III 类外,其他 15 个土样的两个土壤信息系统的隶属关系相一致,14 和 16 号土样在土壤微生物活性信息和土壤重金属信息系统归类中的不一致。17 个供试土壤以微生物活性进行的分类结果与以重金属实际污染状况得出的分类结果基本上相吻合,表明土壤总体微生物活性表征藏中矿区重金属复合污染状况的可行性。

3 结论

(1)拉屋矿区土壤受不同程度重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 污染,从矿区中心到外围 200 m 重金属污染逐渐降低。

(2)与对照土壤相比,土壤酶活性和可矿化 N 受到重金属一定程度的抑制,而基础呼吸和 qCO_2 则受到一定程度刺激;逐步多元回归分析表明,在 Cu、Zn、Pb、Cd 复合污染条件下,土壤重金属复合污染对土壤微生物活性的影响是复杂的。

(3)主成分分析法表示土壤总体微生物活性的指标能较好地反映拉屋矿区土壤重金属复合污染状况,可作为藏中矿区土壤环境质量评价及量化分类的有效指标。

References;

- [1] Liu S Q. Relationship between soil Pb and Cd pollution and enzyme activities in wastewater after irrigated area in Baoding city. *Acta Pedologica Sinica*, 1996, 33(2):175-182.

- [2] Brookes P C. Use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils*, 1995, 19, 269-279.
- [3] Yao H Y, Huang C Y. Soil microbial ecology and experimental technology. Beijing: Science Press, 2006: 24-25, 107, 147-148.
- [4] Cheng Y A, Tian J L. Basic values and distributions in soil elements of Tibet. Beijing: Science Press, 1993: 104-109.
- [5] Bao S D. Methods for soil agricultural chemical analysis. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2000: 30-83, 373-375.
- [6] Guan S Y. Soil enzyme and research technology. Beijing: Agriculture Press, 1986: 14-15, 294-333.
- [7] Lu R K. Methods for soil agricultural chemical analysis. Beijing: Agricultural Science and Technology Press of China, 1999: 107-108, 269-271.
- [8] Environmental monitoring of China. Basal values of soil elements in China. Beijing: China Environmental Science Press, 1990: 336-392.
- [9] Renella G, Mench M, Landi L, Nannipieri P. Microbial activity and hydrolase synthesis in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005, 37:133-139.
- [10] Shu W S, Ye Z H, Lan C Y, Zhang Z Q, Wong M H. Acidification of lead/zinc mine tailings and its effect on heavy metal mobility. *Environment International*, 2001, 26:389-394.
- [11] Vázquez-Murrieta M S, Migueles-Garduño I, Franco-Hernández O, Govaerts B, Dendooven L. C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil. *European Journal of Soil Biology*, 2006, 42:89-98.
- [12] Wang Y P, Shi J Y, Wang H, Lin Q, Chen X C, Chen Y X. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2007, 67:75-81.
- [13] Deng S P, Tabatabai M A. Cellulase activity of soils: effect of trace elements. *Soil Biology & Biochemistry*, 1995, 27:971-979.
- [14] Acosta-Martinez V, Tabatabai M A. Arylamidase activity in soil: effect of trace elements and relationships to soil properties and activities of amidohydrolases. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33:17-23.
- [15] Huang Q, Shindo H. Effects of copper on the activity and kinetics of free and immobilised acid phosphatase. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32:1885-1892.
- [16] Bååth E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1989, 47: 335-379.
- [17] Mikanova O. Effects of heavy metals on some soil biological parameters. *Journal of Geochemistry Exploration*, 2006, 88:220-223.
- [18] Long J, Huang CY, Teng Y, Yao HY. Preliminary study on soil microbes and soil biochemical activities in mining wasteland. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(3):496-503.
- [19] Dai J, Becquer T, Rouiller JH, Reversat G, Bernhard-Reversat F, Lavelle P. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. *Applied Soil Ecology*, 2004, 25:99-109.
- [20] Li YT, Rouland C, Benedetti M, Li FB, Pando A, Lavelle P, Dai J. Microbial biomass, enzyme and mineralization activity in relation to soil organic C, N and P turnover influenced by acid metal stress. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41:969-977.
- [21] Teng Y, Huang CY, Long J, Yao HY. Studies on soil enzymatic activities in areas contaminated by tailings from Pb, Zn, Ag mine. *China Environmental Science*, 2002, 22(6):551-555.
- [22] Su J, Ou JCR, Ni XCR, Wang WH, Yuan T, Cheng JP. Metal contents and enzyme activities of soil samples taken near a copper mine. *Environmental Pollution and Prevention*, 2007, 29(5):357-360, 370.
- [23] Zhang L, Ye ZQ, Li TQ, Yang XE. Studies on soil microbial activity in areas contaminated by tailings from Pb, Zn mine. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2006, 20(3):136-140.
- [24] Li Y, Yang JL, Wang XL, Hu ZD. The effect of UV-B radiation on the population quantity of spring wheat rhizosphere microorganisms. *China Environmental Science*, 1999, 19(2):157-160.

参考文献:

- [1] 刘树庆. 保定市污灌区土壤的 Pb、Cd 污染与酶活性关系研究. *土壤学报*, 1996, 33(2):175-182.
- [3] 姚槐应, 黄昌勇. 土壤微生物生态学及其试验技术. 北京:科学出版社, 2006: 24-25, 107, 147-148.
- [4] 成延鳌, 田均良. 西藏土壤环境背景值及其分布特征. 北京:科学出版社, 1993: 104-109.
- [5] 鲍士旦. 土壤农化分析. 北京:中国农业出版社, 2000: 30-83, 373-375.
- [6] 关松荫. 土壤酶及其研究法. 北京:农业出版社, 1986: 14-15, 294-333.
- [7] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 中国农业科技出版社, 1999: 107-108, 269-271.
- [8] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值. 北京:中国环境科学出版社, 1990: 336-392.
- [18] 龙健, 黄昌勇, 滕应, 姚槐应. 矿区废弃地土壤微生物及其生化活性. *生态学报*, 2003, 23(3):496-503.
- [21] 滕应, 黄昌勇, 龙健, 姚槐应. 铅锌银尾矿污染区土壤酶活性研究. *中国环境科学*, 2002, 22(6):551-555.
- [22] 苏静, 欧今次仁, 尼霞次仁, 王文华, 袁涛, 程金平. 德兴铜矿周边地区土壤酶活性研究. *环境污染与防治*, 2007, 29(5):357-360, 370.
- [23] 张玲, 叶正钱, 李廷强, 杨肖娥. 铅锌矿区污染土壤微生物活性研究. *水土保持学报*, 2006, 20(3):136-140.
- [24] 李元, 杨济龙, 王勋陵, 胡之德. 紫外辐射增加对春小麦根际土壤微生物种群数量的影响. *中国环境科学*, 1999, 19(2):157-160.