

干旱区污灌农田土壤 Cu、Ni 复合污染与土壤酶活性的关系

曹 靖, 贾红磊, 徐海燕, 吕 玥, 苏珍贞, 张庆福

(兰州大学生命科学学院干旱与草地生态教育部重点实验室, 甘肃 兰州 730000)

摘 要:以重工业城市——甘肃省金昌市农业土壤为主要研究对象,采用室内分析测试方法,就污灌土壤重金属复合污染对酶的活性及微生物学参数进行了调查研究。结果表明,污灌区农田土壤中 Cu、Ni 重金属含量均超过土壤环境质量标准(GB15618—1995)中一级标准限量,但未达到二级标准。污灌区农田 Cu、Ni 复合污染对土壤脲酶、酸性磷酸酶和碱性磷酸酶活性均表现为激活作用;对过氧化氢酶和转化酶的抑制作用较小,而对多酚氧化酶的抑制作用较强,因此,多酚氧化酶可做为土壤 Cu、Ni 复合污染监测和评价的主要生化指标。污灌农田土壤微生物生物量和基础呼吸速率显著高于清灌土壤。除 pH 与转化酶活性之间呈显著 ($P<0.01$) 正相关关系外,其他土壤理化因子与土壤酶活性和微生物参数之间均呈显著 ($P<0.05$ 或 $P<0.01$) 的正或负的相关关系,在污灌土壤中 Cu、Ni 复合污染对酶活性所表现出的屏蔽效应可能受到土壤有机质的影响。

关键词: Cu、Ni 复合污染;污灌;土壤酶活性;土壤微生物量碳;土壤呼吸

中图分类号: X53 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2043(2008)05-1809-06

Relationships Between Soil Enzymatic Activities and Cu–Ni Compounds Pollution in the Wastewater Irrigated Farmland in Arid Region

CAO Jing, JIA Hong-lei, XU Hai-yan, LU Yue, SU Zhen-zhen, ZHANG Qing-fu

(School of Life Science, Key Laboratory of Arid and Grassland Ecology, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China)

Abstract: The wastewater irrigated farmland soils from suburb around Jinchang City, Gansu Province, P. R. China, a typical industrialized city, were investigated in terms of enzymatic activities and microbial biomass resulted from soil heavy metal combined pollution. The results showed that the concentrations of Cu and Ni in the wastewater irrigated farmland soils were higher than the first-class limit value but lower than the second-class limit value set in the national Soil Environmental Quality Standard GB15618—1995. Cu–Ni combined pollution in the wastewater irrigated farmland soils exhibited stimulating effect on soil urease, acid phosphatase and alkaline phosphatase activities, but strong inhibition effect on polyphenol oxidase with less inhibition effect on peroxidase and invertase activities. This implied that the polyphenol oxidase could be used as the main biochemical index for monitoring and evaluating soil quality of Cu–Ni combined soils. The soil microbial biomass and basal respiration in the wastewater irrigated farmland soils were significantly higher than those in non-irrigated farmland soils. There were significant positive or negative relationships between the soil physical or chemical properties and the soil enzyme activities or microbial biomass parameters with the exception of the remarkably positive relationship between pH and invertase activities, and the protective effect of enzyme activities resulted from Cu–Ni combined pollution may be affected by soil organic matters.

Keywords: Cu–Ni compound pollution; wastewater irrigation; soil enzyme activities; soil microbial biomass C; soil respiration

我国污灌有较长历史^[1]。随着工业的发展及城市

化程度的不断提高,水资源日趋紧张,污灌农田面积迅速扩大,尤其在我国西北内陆地区。甘肃省金昌市由于水资源缺乏,土地荒漠化和沙漠化面积逐年增加,沙尘暴的发生频率逐年提高,生态环境十分脆弱^[2]。近年来在金昌附近荒漠戈壁上进行的废水资源化方面不仅节约了水资源,而且改善了生态环境建设。污水灌溉在解决了工业及城市生活污水排放和农业生

收稿日期:2007-09-22

基金项目:教育部高等学校骨干教师资助计划项目;兰州大学大学生创新创业计划项目

作者简介:曹 靖(1968—),女,博士,副教授,主要从事农业环境土壤与植物交互作用方面的教学和研究工作。
E-mail:caojing@lzu.edu.cn

产用水来源的同时也造成了污灌区土壤重金属超标,导致城郊农田土壤不断退化^[3]。金昌市是以硫化型金属矿为原料生产镍、铜的工业城市,因总体产业格局基本为原材料初级加工,工业污染源超标排放较普遍,区域性环境污染相对突出,长年的矿冶活动导致城区土壤 Cu 和 Ni 浓度极高,已成为金昌城区土壤环境中污染风险最大的两种元素^[4]。污水灌溉带来重金属污染问题导致的农作物重金属含量超标已经成为影响灌区居民人体健康危害和农村生态环境安全及制约当地农业可持续发展的重要因素。

污灌发展至今最突出的问题就是水质严重超标及其对土壤、地下水、农作物造成的污染日益严重^[1-5]。土壤的自净力是有限的,长期超负荷的污灌势必造成污染物尤其是重金属在土壤中的积累。用土壤生物学指标来反映土壤的重金属污染状况是一个较灵敏的手段之一^[6,7],而土壤酶在土壤污染物的转化中起了重要作用,它驱动着土壤的代谢过程,其活性的大小可较敏感地反映土壤中生化反应的方向和程度,是探讨土壤生态系统重金属污染变化的有效指标之一^[8-9]。国内外就重金属元素复合污染对土壤酶活性的影响进行了广泛的研究^[10],但大多数研究都是通过外源添加重金属来模拟污染土壤^[11,12],这难以反映被污染土壤的真实情况及土壤质量在时间序列的变化过程。由于土壤类型和环境因素不同,重金属复合污染对各种酶的影响也随之发生变化。本文将围绕金昌地区的污染特点,就 Cu、Ni 复合污染对土壤酶活性的影响进行了初步研究,旨在探索干旱地区重金属污染与土壤生物学指标之间的内在联系,从中了解重金属在该区的污染程度,以期为改善金昌地区及同类地区土壤环境质量、建立土壤生态安全预警系统以及土壤重金属复合污染的防治提供科学参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究地点概况及样品的采集与分析

甘肃省金昌市属大陆性温带干旱气候,降水量少,干燥多风,蒸发量大。平均海拔 1 500 m,年平均气温 4.8~9.2 ℃,年降水量 140~350 mm,多集中在 5~9 月,平均蒸发量高达 2 067.9 mm。土壤为石灰性灌漠土,质地中壤。2006 年 7 月初分别选取清水灌溉的大麦农田(简称清灌农田,为 1 号),无污染的苹果园(简称苹果园,为 2 号)和科技示范园区林地(简称林灌地,为 3 号),污水灌溉的大麦农田(简称污灌农田,为 4 号)。每个样区均按 S 型路线随机采集选取多个样点(20 个点)组成 1 个混合样,采集深度为 0~20 cm,土样混合后装入无菌纸袋内,将一部分新鲜土壤在 0~4 ℃保存用于土壤酶活性等的测定;另一部分土壤风干后用来测定土壤基本理化性状和重金属含量。土壤总 Cu、Ni、Zn、Pb、Cd 用原子吸收分光光度法测定(Varian AF240)。土壤全氮用 C-N 分析仪(Thermo JARRELL Ash)测定。其他土壤基本理化性状按常规分析方法测定^[13]。土壤基本理化性状及重金属含量见表 1。

1.2 土壤生物学指标的测定方法

脲酶采用苯酚-次氯酸钠比色法,以每百克土的 NH₃-N 的毫克数来表示。过氧化氢酶采用 0.1 mol·L⁻¹ KMnO₄ 容量法测定,以 10 g 土壤消耗的 0.1 mol·L⁻¹ KMnO₄ 的毫克数表示。多酚氧化酶采用比色法测定,以每百克土壤的红紫脲精的毫克数表示。转化酶采用比色法测定,以每百克土还原的葡萄糖毫克数表示。酸性磷酸酶和碱性磷酸酶采用比色法测定,以每百克土对硝基酚(pNP)的毫克数表示。微生物量碳的测定采用氯仿熏蒸-硫酸钾浸提法^[13]。呼吸作用采用密闭

表 1 土壤基本理化性状及重金属含量

Table 1 Basic physical and chemical characteristics of soils and heavy metal elements contents in soils											
地点	pH	有机质/ g·kg ⁻¹	全氮/ g·kg ⁻¹	碱解氮/ mg·kg ⁻¹	速效磷/ mg·kg ⁻¹	CEC/ cmol·kg ⁻¹	全 Cu/ mg·kg ⁻¹	全 Ni/ mg·kg ⁻¹	全 Cd/ mg·kg ⁻¹	全 Pb/ mg·kg ⁻¹	全 Zn/ mg·kg ⁻¹
1	8.20	12.73	0.96	78.2	10.41	9.12	5.43	5.07	0.01	1.36	26.43
2	8.02	11.92	0.52	67.4	7.89	8.64	4.97	4.68	0.013	1.44	25.27
3	7.92	10.59	0.32	51.3	12.72	7.52	7.03	7.06	0.07	1.32	25.73
4	7.88	38.38	3.26	112.6	34.27	11.45	45.4	51.2	0.15	1.98	26.1
甘肃土壤背景值							24.1	35.2	0.116	18.8	69.3
国家土壤环境质量标准值						背景值	26.4	26.9	0.18	19.5	56.5
							一级	35	40	0.2	35
							二级	100	60	0.6	350

静置测 CO₂ 法,即把氢氧化钠吸收法测定标准条件下微生物碳源矿化过程中二氧化碳产生量。把 10 g 鲜土、0.1 mol·L⁻¹ NaOH 溶液 10 mL 分别置于小吸收瓶中,然后将它们置于 1 L 广口瓶中,在 28 ℃黑暗条件下密封恒温培养,每隔 3 d 后取出测定 CO₂ 释放量。同时做空白对照试验。

1.3 数据分析

分析数据均采用 SPSS13.0 for Windows 统计软件进行。采用 LSD 法对各组数据进行均值比较,检验各组数据的差异是否显著;利用 Pearson 相关系数进行相关分析(经 K-S 检验,各采样数据均服从正态分布)。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量

由表 1 可知,长期污灌明显增加了土壤肥力,改善了土壤的理化性状,与清灌农田相比,土壤 pH 降低较明显,有利于增加土壤难溶性元素的生物有效性(如 P,Fe 等)和重金属元素的溶解性,从而加大了土壤中重金属向生物体内迁移的数量。污灌土壤中 Pb、Zn 元素含量均未超标,但土壤 Cu、Ni 元素含量均高于该地区重金属元素的背景值,且超过国家土壤环境质量的一级标准(表 1);Cd 含量明显高于其他农用地,仅高于该地区重金属元素背景值,但还未超过国家土壤环境质量的背景值。表明了污灌农田土壤明显受到了 Cu、Ni 的复合污染,随着长期污灌有进一步恶化的趋势,予引起高度警惕。

2.2 对土壤生物学参数的影响

从表 2 可知,污灌农田土壤 Cu、Ni 复合污染下,土壤脲酶、碱性磷酸酶和酸性磷酸酶活性均显著地高于清灌农田土壤,LSD 检验表明它们之间存在显著的差异性($P<0.01$),而过氧化氢酶、多酚氧化酶和转化酶的活性均有不同程度的降低,其中多酚氧化酶活性

降低程度较大,受 Cu、Ni 复合污染的抑制作用较敏感。

污灌农田土壤与清灌土壤相比土壤微生物生物量明显增加(表 2),基础呼吸速率显著高于清灌土壤,而微生物商(Cmic /Corg)和代谢商(qCO₂)之间差异不显著,表明本试验条件下污灌使微生物代谢能力未发生明显改变。

土壤基础呼吸速率是反映土壤环境胁迫程度的微生物活性指标的重要参数。不同水质灌溉下土壤基础呼吸速率的变化趋势见图 1。农田土壤经过一段时间培养后,污灌土壤基础呼吸速率下降迅速,从开始到最后呼吸速率降低了 81.3%,而清灌农田土壤的基础呼吸速率下降缓慢,呼吸速率平均降低了 59.4%,随着时间的推移变化趋势相对平稳,但到第 30 d 各样地均都低于第一次的测定值。表明在 Cu、Ni 复合污染胁迫下,微生物的生长与微生物活性在培养期间受抑制作用较明显。

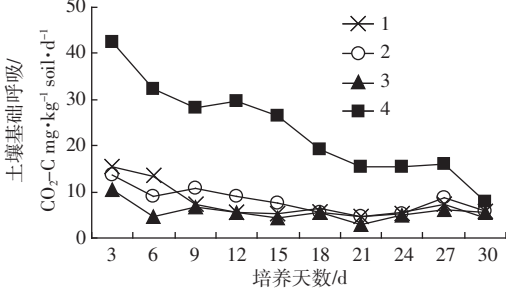


图 1 土壤基础呼吸
Figure 1 Soil basal respiration

2.3 土壤生物学指标与土壤理化因子之间的关系
6 种土壤酶活性和微生物参数与土壤理化因子之间的相关分析表明(表 3),pH 仅与转化酶活性之间在 0.01 水平上呈显著($P=0.006$)正相关关系,与其他参数均不相关。过氧化氢酶和多酚氧化酶与各因子

表 2 土壤生物学参数的变化
Table 2 Soil biological parameters in different sites

地点	脲酶	过氧化氢酶	多酚氧化酶	转化酶	酸性磷酸酶	碱性磷酸酶	微生物生物量碳/ Cmg·kg ⁻¹	基础呼吸/ CO ₂ Cmg·kg ⁻¹ ·d ⁻¹	微生物商/ %	代谢商/ d ⁻¹
1	1.39b	3.63a	1.25a	2.54a	0.165b	0.36b	200.2b	7.49b	2.71a	0.038b
2	0.62c	3.62a	1.22a	2.35a	0.129b	0.27b	145.5b	7.96b	2.11a	0.056a
3	0.47c	3.65a	1.12a	1.42b	0.056c	0.13c	128.0b	5.67b	2.08a	0.046ab
4	4.45a	3.20b	0.19b	1.17b	0.435a	0.45a	502.9a	23.31a	2.26a	0.047ab

注:表中土壤酶的单位为 mg·g⁻¹;表中字母不同的数据表示它们之间差异显著($P<0.01$),相同者表示不显著。
Note:The unit of soil enzyme is mg·g⁻¹; Values with different letters indicate there are significant differences between the treatments ($P<0.01$), the same letter indicates no significant difference.

表 3 土壤生物学参数与土壤理化因子的相关系数

Table 3 Correlation coefficients between soil biological parameters and soil physical-chemical properties								
项目	pH	有机质	速效磷	全 N	碱解氮	CEC	全 Cu	全 Ni
脲酶	-0.50	0.98**	0.95**	0.99**	0.96**	0.93**	0.96**	0.96**
过氧化氢酶	0.52	-0.94**	-0.92**	-0.92**	-0.84**	-0.84**	-0.93**	-0.93**
多酚氧化酶	0.56	-0.93**	-0.94**	-0.91**	-0.81**	-0.81**	-0.94**	-0.94**
转化酶	0.84**	-0.63*	-0.76**	-0.58*	-0.34	-0.32	-0.70*	-0.71*
酸性磷酸酶	-0.42	0.98**	0.93**	0.99**	0.98**	0.96**	0.95**	0.94**
碱性磷酸酶	-0.19	0.76**	0.67*	0.83**	0.94**	0.91**	0.69*	0.69*
微生物量 C	-0.51	0.97**	0.95**	0.98**	0.93**	0.89**	0.96**	0.96**
基础呼吸	-0.47	0.98**	0.97**	0.99**	0.93**	0.92**	0.99**	0.99**
微生物商	0.01	-0.01	-0.03	0.08	0.19	0.12	-0.06	-0.07
代谢商	0.30	0.01	-0.06	-0.07	-0.08	0.00	0.03	0.03

注:* 表示在 0.05 水平上的显著相关关系;** 表示在 0.01 水平上的显著相关关系。
Note:* denotes significant correlation at 0.05 level; ** denotes very significant correlation at 0.01 level

之间在 0.01 水平上达到了显著的负相关,转化酶与土壤碱解 N 和 CEC 之间不相关。土壤理化因子(除 pH)均与脲酶、酸性和碱性磷酸酶活性、土壤的微生物 C 和基础呼吸之间呈显著的正相关关系,而与土壤微生物商和代谢商之间相关性不显著($P>0.05$)。表明土壤酶活性与土壤有机质、全氮和速效磷含量关系密切,从而反映了土壤酶在土壤养分循环代谢过程中起着重要作用。

3 讨论

干旱区土壤环境大多呈碱性或石灰性反应,进入土壤表层的重金属元素易在土壤表层积累,且积累趋势是进入量愈多表土层的累积量愈大^[14]。试验表明与清灌相比研究区内长期污灌会造成干旱区农田土壤表层 Cu、Ni 等元素不断积累(表 1),使微生物活性受到影响,富集到一定程度会导致土壤物质与能量的循环势下降,使农田生产力下降,还会加大土壤中重金属向生物体内迁移的数量。

污灌虽然增加了土壤有机质和养分的含量(表 1),但由于重金属的存在或激发或抑制了土壤微生物的活性^[15,16]。土壤微生物活性与土壤酶活性密切相关^[10],其活性大小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指标之一^[8,15]。在本试验条件下,Cu、Ni 复合污染对脲酶、碱性和酸性磷酸酶活性均有明显的激活作用,且对酸性磷酸酶的激活作用较大。一些研究已发现低剂量的镍对土壤脲酶和磷酸酶活性有激活作用,高剂量时则有抑制作用^[11,12,17],可能该污灌土壤中镍的剂量比矿区土壤或模拟污染土壤的剂量较低;而一些研究则表明在

单一镍因素胁迫下无论土壤中镍是低剂量还是高剂量,镍对酸性和碱性磷酸酶活性均表现为抑制作用^[1],这可能是由于供试土壤中重金属的组合方式不同的缘故。脲酶直接参与土壤中含 N 有机化合物的转化,其活性强度与土壤 N 素供应水平密切相关,脲酶的活性与土壤全氮和速效氮含量达到了极显著相关(表 3),土壤有机质、全氮、速效氮和速效磷与磷酸酶活性均呈相关或极显著相关关系(表 3),这些结果表明在增加土壤有机质和养分含量的情况下,Ni 的存在可能对这 3 种酶产生了激活作用,一方面可能是 Ni 对土壤酶活性的影响多表现为激活作用的原因^[12],另一方面可能是在富含有机质的污灌土壤中 Cu-Ni 复合污染对酶活性的影响表现出一定的屏蔽效应。本研究中,与清灌大麦农田相比,Cu、Ni 复合污染对转化酶活性具有一定的抑制作用,但抑制作用较弱。罗虹等^[12]室内控制试验表明土壤转化酶主要受 Cd 浓度的影响较大,而 Cu-Ni 的作用均不明显。在本试验中该酶仅与土壤 pH 呈极显著相关(表 3),在石灰性土壤中可能 pH 是影响转化酶活性的主要因素之一;Cu-Ni 共存对过氧化氢酶的活性几乎没有影响^[12],单一镍污染胁迫下对过氧化氢酶的抑制作用轻微^[11],这一现象与本文结果相一致。多酚氧化酶与土壤腐殖质的形成有关,其活性受 Cu、Ni 复合污染的抑制程度较大,单一镍胁迫下镍对多酚氧化酶也有抑制作用^[11],说明本试验条件下 Cu-Ni 共存协同降低了多酚氧化酶活性,且与单因素相比其降低幅度更大,从而会影响到土壤中 C 素营养的循环。因此,在碱性或石灰性土壤中多酚氧化酶可作为 Cu、Ni 复合污染的敏感指标之一。

微生物学参数是监测、评价土壤重金属污染的敏感指标。在长期污灌环境中,由于土壤营养充足均衡,即使在重金属复合污染胁迫下,有较多的能源物质以维持土壤微生物的生理需要,微生物的抗逆性导致其活动强度明显增大,一些酶活性并未受到抑制或抑制作用轻微,随着污灌量的增加微生物生物量增加,土壤基础呼吸速率升高^[18,19]。本研究环境条件下,污灌土壤中有有机质、全氮和速效 P 含量高于其他农业土壤(表 1),微生物生物量和基础呼吸速率也比其他农业土壤高(表 2),在培养期间污灌土壤呼吸作用先升后降,表现出铜镍对土壤基础呼吸的刺激和抑制效果,这可能与污灌使土壤有机质的数量和质量及营养物质丰富有关,这些成分的输入刺激了微生物的活性,增强了微生物的循环,因此导致基础呼吸升高^[16,20]。相关分析表明微生物量和基础呼吸速率与土壤肥力状况之间呈显著的正相关(表 3),表明污灌土壤中的营养成分导致了土壤微生物量的变化,微生物从土壤中获得更多的碳、氮等营养物质,而这些营养物质可能促进了土壤中微生物生物量的增加和活性的增强。对养分较为贫瘠且营养不均衡的矿区土壤而言,在单一或复合重金属污染胁迫下大多数酶的活性受到抑制^[10],且随重金属浓度的增加酶活性降低程度较大,从而导致土壤微生物生物量和基础呼吸速率明显下降^[21,22],被认为是矿区土壤微生物长期受重金属胁迫影响了细胞的代谢及功能,引起微生物的生存力和竞争力发生变化而导致种群大小发生改变所致^[10]。另一些研究则表明重金属污染引起了微生物生物量的下降,但土壤呼吸量却增加,认为是微生物对逆境的一种适应性反应^[8,17]。由此可见,在选择微生物学参数作为监测和评价土壤重金属污染的敏感指标时还应考虑土壤肥力因素的干扰和影响。

总之,污灌使不同种类的酶在重金属胁迫下产生不同的效应,Cu、Ni 复合污染对土壤脲酶、酸性磷酸酶和碱性磷酸酶活性均表现为激活作用,且对酸性磷酸酶的激活作用较大;对过氧化氢酶和转化酶的抑制作用较小,而多酚氧化酶受到的抑制作用较强。根据各种酶对 Cu、Ni 复合污染的敏感程度,可采用多酚氧化酶和转化酶作为土壤 Cu、Ni 复合污染监测和评价的主要生化指标。6 种土壤酶活性和微生物参数与土壤肥力因子之间均呈显著($P<0.05$)的相关关系,pH 仅与转化酶活性之间呈显著正相关关系($P<0.01$),转化酶活性明显受 pH 的影响。在富含有机质和养分的污灌土壤中,Cu、Ni 复合污染对酶活性的交互影响表现

出一定的屏蔽效应。污灌土壤营养成分的输入刺激了微生物的活性,导致微生物生物量和基础呼吸速率都高于其他农业土壤。在污灌农田土壤中,重金属复合污染对酶活性及微生物参数的影响表现得较为复杂,除考虑土壤类型、重金属在环境中的浓度、种类及其组合方式和土壤酶的种类外,还应考虑土壤肥力因素的干扰和影响。因此,在评价重金属复合污染对土壤质量影响的指标探索中,有些现象还有待进一步的深入研究。

参考文献:

- [1] 刘润堂,许建中.我国污水灌溉现状、问题及对策[J].中国水利,2002,10:123-125.
LIU Run-tang, XU Jian-zhong. Sewage water irrigation problems and solutions in China[J]. *China Water Resources*, 2002, (10): 123-125.
- [2] 吴承华.金昌市生态环境现状及保护对策[J].甘肃环境研究与监测,2003,16(3):232-234.
WU Cheng-hua. Eco-environmental problems and protection solutions in Jinchang city [J]. *Gansu Environmental Study and Monitoring*, 2003, 16(3):232-234.
- [3] 宋晰宇.金昌市水环境保护对策分析[J].甘肃环境研究与监测,2001,14(1):43-44.
SONG Xi-yu. Analyses on water quality and its protection in Jinchang city[J]. *Gansu Environmental Study and Monitoring*, 2001, 14(1): 43-44.
- [4] 李田玲,赵雅芳,马 兰,等.金昌市沙尘暴中重金属 NiCuPbCdAs 分布及污染分析[J].中国环境管理,2004,2:52-54.
LI Tian-ling, ZHAO Ya-fang, MA Lan, et al. Distribution and pollution analysis of the heavy metal Ni, Cu, Pb, Cd and As in the Sandstorm in Jinchang city[J]. *China Environmental Management*, 2004, 2:52-54.
- [5] 陈怀满,郑春荣,周东美,等.土壤中化学物质的行为与环境质量[M].北京:科学出版社,2002.
CHEN Huai-man, ZHENG Chun-rong, ZHOU Dong-mei, et al. Chemical behavior of chemicals in soils and its relation to environmental quality [M]. Beijing: Science Press, 2002.
- [6] 蔡信德,仇荣亮,陈桂珠.镍污染对土壤微生物的生态效应[J].生态科学,2004,23(8):273-277.
CAI Xin-de, QIU Rong-liang, CHEN Gui-zhu. Review on ecological effects of microorganism in nickel polluted soil[J]. *Ecologic Science*, 2004, 23(8):273-277.
- [7] Filip Z. International approach to assessing soil quality by ecologically related biological parameters [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2002, 88: 169-174.
- [8] 龚 平,孙铁珩,李培军.重金属对土壤微生物的生态效应[J].应用生态学报,1997,8(2):218-224.
GONG Ping, SUN Tie-heng, LI Pei-jun. Ecological effect of heavy metals on soil microbes[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1997, 8(2):218-224.
- [9] 王宏镇,束文圣,蓝崇钰.重金属污染生态学研究现状与展望[J].生

态学报, 2005, 25(3):596– 605.

WANG Hong –zhen, SHU Wen –sheng, LAN Chong –Yu. Ecology for heavy metal pollution: recent advances and future prospects[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25 (3): 596–605 .

[10] Giller K E, Witter E, McGrath S P. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review [J]. *Soil Biol Biochem*, 1998, 30: 1389–1414.

[11] 蔡信德, 仇荣亮, 汤叶涛, 等. 外源镍在土壤中的存在形态及其与土壤酶活性的关系[J]. 中山大学学报 2005, 44(5):93–97.

CAI Xin–de, QIU Rong–liang, TANG Ye–tao, et al. Fractions of additive nickel and relationship with enzymatic activities in soil [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2005, 44 (5):93–97.

[12] 罗 虹, 刘 鹏, 宋小敏. 重金属镉、铜、镍复合污染对土壤酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2006, 20(2):94–96.

LUO Hong, LIU Peng, SONG Xiao–min. Effect of compound pollution of Cd, Cu and Ni on soil enzyme activities[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2006, 20 (2):94–96 .

[13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析法 [M]. 北京: 北京农业科技出版社, 1999. 106–336.

LU Ru–kun. The soil agriculture chemistry analysis method [M]. Beijing: Agriculture Science and Technology Publisher. 1999, 106–336 .

[14] 南忠仁, 李吉均. 干旱区耕作土壤中重金属镉铅镍剖面分布及行为研究[J]. 干旱区研究, 2000, 17(4):39–45.

NAN Zhong–ren, LI Jie–jun. Study on the distribution and behavior of selected metals (Cd, Ni, Pb) in cultivated soil profile in arid zone[J]. *Arid Zone Research*, 2000, 17 (4): 39–45.

[15] Bååth E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review)[J]. *Water Air Soil Pollut.* 1989, 47: 335–379.

[16] Silvana Aparecida Pavan Fernandes, Wagner Bettiol, Carlos Clementi Cerri. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity[J]. *Applied Soil Ecology*, 2005, 30: 65–77.

[17] 陆引罡, 黄建国, 滕 应, 等. 重金属污染黄壤生态修复中的微生态效应[J]. 水土保持学报, 2004, 18(5): 19– 22.

LU Yin–gang, HUANG Jian–guo, TENG Ying, et al. Effect of microbial ecology in restoring ecology of yellow soils polluted by heavy mental nickel[J]. *Journal of Soil and Water Conservation.* 2004, 18 (5): 19–22 .

[18] Kızılkaya R, Askın T, Bayraklı B, et al. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals [J]. *European Journal of Soil Biology*, 2004, 40: 95–102.

[19] Fließbach A R, Martens H H Reber. Soil microbial biomass and microbial activity in soil treated with heavy metal contaminated sewage sludge[J]. *Soil Biol. Biochem.* 1994, 26: 1201–1205.

[20] Banerjee M R , Burton D L, Depoe S. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics [J]. *Agric Ecosyst Environ*, 1997, 66: 241–249.

[21] Khan M, Scullion J. Effect of soil on microbial responses to metal contamination[J]. *Environ Pollut*, 2000, 110: 115–125.

[22] 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, 2003, 23 (3):496–502.

LONG Jian, HUANG Chang–Yong, TENG Ying, et al. Preliminary study on soil microbes and soil biochemical activities in mining waste–land[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23 (3):496– 502 .