

铜陵铜矿区凤丹根际和非根际土壤酶活性*

刘登义¹ 沈章军^{2**} 严密¹ 王友保¹ 李晶¹

(¹安徽师范大学生物多样性研究中心, 芜湖 241000; ²安徽教育学院继续教育中心, 合肥 230000)

【摘要】 对铜陵铜矿区凤丹根际和非根际土壤酶活性特征进行了研究. 结果表明, 凤丹根际土壤各种酶活性显著大于非根际土壤. 凤丹非根际土壤过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶活性能敏感地反映土壤重金属复合污染状况; 根际环境对土壤酶活性的影响表现为: 磷酸酶 > 脲酶 > 过氧化氢酶 > 蔗糖酶 > 多酚氧化酶, 影响率分别为 131.562%、92.492%、87.557%、59.673%、34.076%; 土壤各种酶活性与重金属复合污染程度呈显著负相关, 相关系数均 -0.868 以上, 表现出重金属复合污染对土壤酶活性的抑制效应. 凤丹可有效地改善土壤环境, 提高土壤各种酶的活性.

关键词 土壤酶活性 铜矿区 凤丹 根际土 非根际土

文章编号 1001-9332(2006)07-1315-06 中图分类号 X131.3 文献标识码 A

Enzyme activities in *Paeonia ostii* rhizosphere and non-rhizosphere soil of Tongling copper mining. LIU Dengyi¹, SHEN Zhangjun², YAN Mi¹, WANG Youbao¹, LI Jing¹ (¹Biodiversity Research Center, Anhui Normal University, Wuhu 241000, China; ²Continuity Education Center, Anhui Institute of Education, Hefei 230000, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2006, 17(7): 1315 ~ 1320.

The study on the catalase, polyphenol-oxidase, invertase, urease and phosphatase activities in *Paeonia ostii* rhizosphere and non-rhizosphere soil of Tongling copper mining showed that all test enzyme activities were higher in rhizosphere than in non-rhizosphere soil. Soil catalase, urease and phosphatase were sensitive to heavy metals pollution, and their activities could be used as the indicators of heavy metals' joint pollution. The effects of rhizosphere environment on the soil enzyme activities were in the sequence of phosphatase > urease > catalase > invertase > polyphenol-oxidase, and the affecting rate was 131.562%, 92.492%, 87.557%, 59.673% and 34.076%, respectively. The test enzyme activities were negatively correlated with soil heavy metals pollution, and the correlation coefficients were all higher than -0.898 , suggesting the inhibitory effects of heavy metals' joint pollution on soil enzyme activities. *P. ostii* could effectively improve soil environment, and thus, enhance the activities of soil enzymes.

Key words Soil enzyme activity, Copper mining, *Paeonia ostii*, Rhizosphere, Non-rhizosphere.

1 引言

土壤酶是土壤的组分之一, 数量虽少, 但作用颇大. 它们参与土壤系统的诸多重要代谢过程, 如土壤发生与发育、土壤肥力的形成、土壤净化等. 土壤一切生物化学过程都离不开土壤各类酶的参与, 同时土壤酶活性是衡量土壤生物学活性和土壤生产力的重要指标. 植物和微生物都能向土壤分泌不同的酶, 从而促进它们对土壤养分的有效利用^[30]. 土壤酶活性易受环境中物理、化学和生物的影响. 在环境污染条件下, 土壤酶活性变化很大. 因此, 土壤酶活性在一定程度上可以反映出环境状况^[9, 11, 12, 29, 33-35]. 在研究重金属对土壤的污染时, 通常将重金属对土壤酶活性的影响作为一个主要内容^[3, 13, 14, 26, 30, 31, 35].

安徽铜陵一带(包括南陵县丫山)是我国著名的药用植物凤丹(*Paeonia ostii*)之乡, 不仅药材品质上乘, 而且生产规模也是全国第一^[5, 21]. 铜陵又是我

国重要的产铜地区之一, 冶铜历史悠久, 尤其是新中国成立后大规模开采过程中形成的大量尾矿占用了大面积土地, 污染了周围环境, 破坏了生态系统. 本文主要对生长在皖南地区不同重金属综合污染环境的凤丹根际与非根际土壤酶活性特征进行了研究, 并对该污染区重金属与土壤酶活性之间的内在关系进行了分析, 从土壤的另一特征因素建立矿区土壤环境质量的又一生物学评价指标, 同时分析了凤丹对改良铜矿区土壤生态系统的重要作用.

2 研究地区与研究方法

2.1 自然概况

实验用土壤和植物取自安徽省南陵县丫山至铜陵市凤凰山一带凤丹种植地. 该地带位于安徽省中南部, 长江南岸,

* 国家重点基础研究发展规划项目(2004CB418503)、国家自然科学基金项目(30470270)、安徽省自然科学基金项目(03043501)和中国科学院陆地生态过程重点实验室开放研究基金资助项目.

** 通讯联系人. E-mail: shenzhangjun@163.com

2005-05-23 收稿, 2006-05-25 接受.

地处 30°56'42"N, 117°43'28"E, 气候温和, 雨量充沛, 年均温 16.2 °C, 全年平均湿度为 75% ~ 80%, 全年太阳辐射总量 114.8 kJ · cm⁻², 无霜期为 230 d, 是著名的中药丹皮生产区. 其中凤凰山铜尾沙坝种植地是老尾矿库, 停用时间约 20 年, 面积 31 hm². 该区三面环山, 是在尾矿库上覆盖建筑土方、河泥、生活垃圾、尾矿砂而成, 栽种凤丹. 覆土层厚度为 30 cm 左右, 覆盖层中含尾矿 60% ~ 70%, 形成沙壤土, 土质松软, 贫瘠. 丫山和新屋岭地区是著名的凤丹种植基地.

2.2 取样及样品处理

土样于 2004 年 11 月初取自丫山坡、丫山脚农田、凤凰山老尾沙坝、凤凰山坡、新屋岭山坡和新屋岭大田 6 处凤丹种植地. 每样地按梅花形采 6 个样点, 按文献^[19,20]的方法, 挖出整株凤丹根, 去除附在其上的大土粒, 保留细根上粒径约 < 1 cm 的土粒, 装入无菌纸袋, 带回实验室内, 分离下根上的土壤, 即为根际土壤; 同时采取 0 ~ 25 cm 土层土壤, 混合取舍后, 得到非根际土壤样品. 部分土壤样品研磨过 1 mm 筛, 置于土样瓶中, 在 0 °C ~ 4 °C 保存备用; 另一部分风干后研磨, 过 120 目筛, 用于测量土壤的基本理化性质.

2.3 测定方法

2.3.1 重金属有效态的测定 重金属有效态用 0.1 mol · L⁻¹ HCl 提取 (土:液 = 1:5); 土壤重金属的总量采用浓 H₂SO₄ + HClO₄ 混合消化提取. 重金属含量用火焰-原子吸收分光光度计 (WFX-1F2) 测定.

2.3.2 土壤酶活性的测定 参照关松荫、周礼恺等介绍的方法^[9,12,33]. 过氧化氢酶用 KMnO₄ 滴定法测定, 以 1 g 土壤培养 20 min 消耗的 0.1 mol · L⁻¹ 的 KMnO₄ ml 数表示; 多酚氧化酶用 Koslov 法测定, 以 1 g 土 30 °C 下培养 2 min 后, 所滴定消耗的 0.1 mol · L⁻¹ I₂ 的 ml 数表示; 脲酶用苯酚钠比色法测定, 以 24 h 内 1 g 土壤 NH₃⁺-N 的 mg 数表示; 蔗糖酶用滴定法测定, 以 1 g 土 37 °C 下培养 24 h 后, 所消耗的 0.1 mol · L⁻¹ Na₂S₂O₃ 的 ml 数表示; 磷酸酶: 用比色法测定, 以 1 g 土 37 °C 下培养 2 h 后, 所消耗的酚的 mg 数 (折算为 100 g 土中 P₂O₅ 的 mg 数) 表示.

2.3.3 土壤基本理化性质的测定 土壤基本理化性质采用常规分析方法测定^[6]. 土壤 pH 值用 PHS-3C 型酸度计测定 (土:液 = 1:5). 土壤电导率用 DDS-307 电导率仪测定.

2.4 重金属复合污染指数的计算

重金属复合污染指数 (CPI) 的计算方法^[4]如下:

$$RPE = \left[\sum_{i=1}^N (C_i/C_{ii})^{1/n} \right] / N \quad (1)$$

$$DDMB = \left[\sum_{i=1}^N (C_i/C_{ii})^{1/n} \right] / N \quad (2)$$

$$DDSB = \left[\sum_{i=1}^N (C_{ii}/C_{ii})^{1/n} \right] / Z \quad (3)$$

$$CPI = X \times (1 + RPE) + (Y \times DDMB / Z \times DDSB) \quad (4)$$

式中, 待测元素数量 $N = 3$, C_i 表示元素 i 的实测浓度 (表 2), C_{ii} 表示元素 i 的标准值, 元素的氧化态数 $n = 2$, C_{ii} 表示元素 i 的背景值, 被评价的元素数 $Z = 3$, X 表示超出标准值元素数, Y 表示超出背景值的元素数.

2.5 数据处理

数据用 SPSS (V 11.5) 统计软件进行一元线性回归分析和多元线性回归分析. 多元回归方程为: $Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3$. 式中, X 为土壤重金属含量, Y 为土壤酶活性.

表 1 样地土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical characteristics of soils

土样 Soil sample	pH 值 (H ₂ O)	电导率 EC ($\times 10^2$ $\mu\text{s} \cdot \text{cm}^{-1}$)	有机质 OM ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全 N TN ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全 P TP ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全 K TK ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
S ₁ -N	7.30	1.31	22.01	2.05	0.83	10.12
S ₁ -R	7.21	1.44	22.56	2.16	0.81	9.81
S ₂ -N	7.43	1.28	21.23	1.78	0.72	9.85
S ₂ -R	7.24	1.43	22.14	1.98	0.72	9.73
S ₃ -N	7.02	1.56	16.54	1.76	0.79	9.76
S ₃ -R	6.89	1.59	19.85	1.86	0.73	9.64
S ₄ -N	6.85	1.85	18.32	1.85	0.76	10.03
S ₄ -R	6.81	2.03	20.45	2.02	0.78	10.07
S ₅ -N	7.14	2.15	15.87	1.23	0.65	7.34
S ₅ -R	7.11	2.24	19.65	1.62	0.65	7.30
S ₆ -N	6.16	3.85	6.89	0.56	0.41	3.22
S ₆ -R	6.13	4.68	13.87	1.35	0.53	7.58
$\bar{X}_R - \bar{X}_N$	-0.09**	0.24**	2.78**	0.29*	0.06	3.85

EC: Electrical conductivity; OM: Organic matter; $\bar{X}_R - \bar{X}_N$: 表示各样地凤丹根际与非根际土壤理化指标差值的平均数 The average of the difference between the rhizosphere and non-rhizosphere about basic physical and chemical characteristics of soils. S₁: 丫山下农田 Farmland which below the Yashan Mountain; S₂: 丫山坡 The slope of the Yashan Mountain; S₃: 新屋岭山坡 The slope of the Xinwuling hills; S₄: 新屋岭大田 Farmland which below the Xinwuling hills; S₅: 凤凰山坡 The slope of the Fenghuang Mountain; S₆: 凤凰山老尾沙坝 The old copper-tailings reservoir which below the Fenghuang Mountain; R: 根际 Rhizosphere; N: 非根际 Non-rhizosphere. 下同 The same below.

3 结果与分析

3.1 凤丹根际和非根际土壤酶活性的变化

分析了供试土样的 5 种土壤酶活性 (图 1). 结果表明, S₁ 处凤丹非根际土壤过氧化氢酶、多酚氧化酶、蔗糖酶、脲酶和磷酸酶的活性分别是 S₆ 处凤丹非根际土壤的 6.905、2.475、2.678、6.373 和 4.809 倍, 而在 S₁ 处凤丹根际土壤这五种酶的活性分别是 S₆ 处凤丹根际土壤的 2.344、1.572、1.963、2.072 和 1.775 倍. 其它 6 处凤丹根际土壤酶活性之间的差别要明显小于非根际土壤. 可见, 凤丹根际环境可有效地改善土壤酶活性, 减小各处种植地之间土壤酶活性的差别. 由图 1 还发现, 在 6 处凤丹种植地中, 过氧化氢酶、磷酸酶活性的变异幅度较大, 脲酶和蔗糖酶活性的变异幅度次之, 多酚氧化酶活性的变化幅度最小.

t 检验表明, 凤丹根际与非根际土壤过氧化氢酶、脲酶、磷酸酶和蔗糖酶的活性差异极显著 ($P < 0.01$), 多酚氧化酶活性差异显著 ($P < 0.05$). 可见, 凤丹根际环境对土壤酶活性的影响显著 (表 2). 以

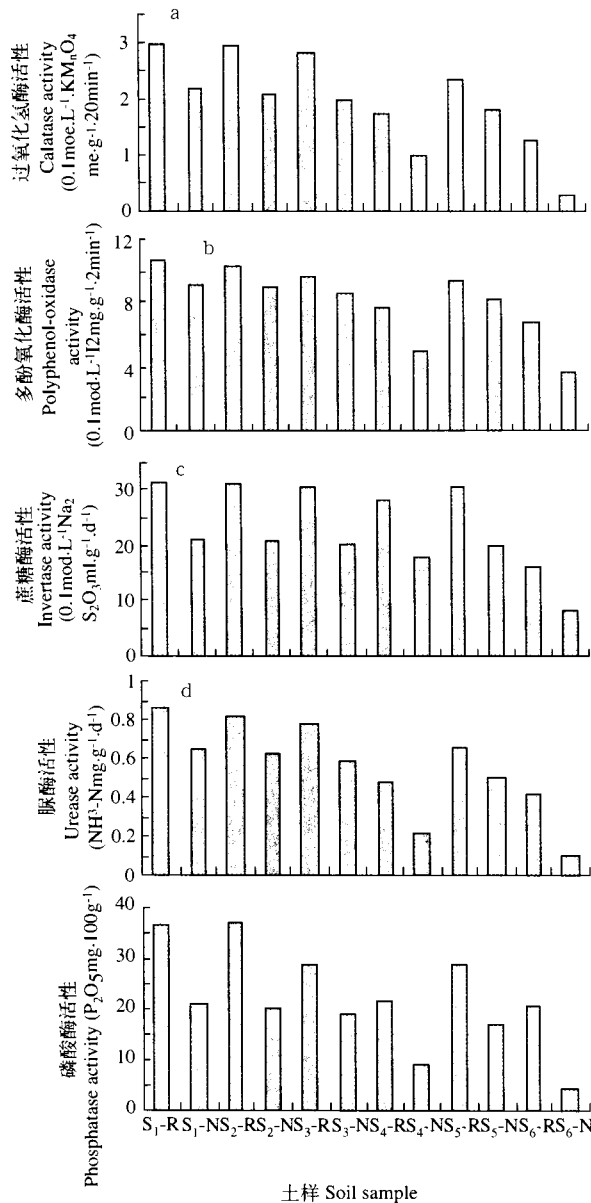


图1 土壤酶活性
Fig.1 Soil enzymatic activity.

表2 凤丹根际与非根际土壤酶活性差别的 *t* 检验
Table 2 *t*-test to the difference of soil enzymatic activities between rhizosphere and non-rhizosphere soils ($n=6$)

项目 Item	过氧化氢酶活性 Calatase activity	多酚氧化酶活性 Polyphenol-oxidase	蔗糖酶活性 Invertase activity	脲酶活性 Urease activity	磷酸酶活性 Phosphatase activity
RC (%)	87.557	34.076	59.673	92.492	131.562
<i>t</i>	13.956	5.085	26.934	9.431	11.784
<i>P</i>	0.000	0.004	0.000	0.000	0.000

RC: 凤丹根际与非根际土壤酶活性的变化率 Relative changed rate about enzymatic activities of soils between rhizosphere and non-rhizosphere.

各处土样中凤丹根际与非根际土壤酶活性的相对变化率(相对变化率 = (根际酶活性 - 非根际酶活性)/非根际酶活性 × 100%)作为根际环境对不同土壤酶活性的影响率(表2)。结果表明,凤丹根际环

境对不同土壤酶活性的影响顺序为:磷酸酶 > 脲酶 > 过氧化氢酶 > 蔗糖酶 > 多酚氧化酶。

3.2 铜矿区凤丹种植地土壤重金属的污染状况

实际测量所采土样中重金属总量和有效态含量(表3),以铜陵农田对照土样中重金属元素含量(Cu 68.80 mg · kg⁻¹, Cd 0.38 mg · kg⁻¹, Zn 96.80 mg · kg⁻¹)作为背景值,按陈怀满等^[4]提出的CPI指数法计算凤丹种植地土壤重金属元素的综合污染指数(图2)。当CPI < 1时,土壤没被污染;当CPI > 1时,其值越大,土壤被污染越严重;当0 < CPI < 1时,值越大则偏离背景值越远。由图3可以看出,各样地土壤几乎都受到不同程度的重金属污染,总体污染状况表现为: S₆ > S₄ > S₅ > S₃ > S₂ > S₁。其中, S₆的Cu、Cd、Zn总量分别是S₁的16.0、6.0和4.5倍,其CPI值是S₁处的5.4倍。凤丹根际土壤的CPI值略小于非根际土壤,重金属污染较重的样地表现更明显。S₄、S₅和S₆处土壤Cu元素, S₄和S₆处的Zn元素,各处土壤Cd元素的浓度超过了国家土壤环境质量标准(GB15618-1995)(6.5 < pH < 7.5, 二级标准: Cu ≤ 100 mg · kg⁻¹, Cd ≤ 0.6 mg · kg⁻¹, Zn ≤ 250 mg · kg⁻¹)。

分析发现, Cu、Cd、Zn 3元素在凤丹根际土壤有效态与元素总量的百分含量比要明显大于非根际土壤(表3)。可见,凤丹根系环境可改变土壤重金属的存在形态,使重金属元素向易被凤丹吸收利用的形态转化,增加重金属的生物有效性。对比重金属元素在凤丹根际土壤与非根际土壤的总量发现,重金属总量在根际土壤有相对减少的趋势。可见,凤丹可有效地改善土壤重金属污染状况,改良土壤生态环境系统。

3.3 重金属复合污染与土壤酶活性的关系

由图1和图2可以看出,在凤丹非根际土壤,随着重金属污染程度的加重,各土壤酶活性值相对减小,相关系数分别为(按图1a~e顺序) -0.994、-0.990、-0.898、-0.996、-0.997,均达到极显著水平($P < 0.01$)。其中,凤凰山老尾沙坝(S₆)和新屋岭大田(S₄)土样的酶活性较低,而丫山下农田(S₁)的5种土壤酶活性值均为最高。同样,凤丹根际土壤重金属综合污染程度与土壤酶活性之间的相关系数分别为(按图1a~e顺序) -0.955**、-0.962**、-0.891*、-0.927**、-0.868*,达到极显著水平($P < 0.01$)或显著水平($P < 0.05$)。从两组相关系数的差别可以看出,凤丹根际环境在一

一定程度上缓解了重金属对土壤酶活性的抑制效应。

表3 土壤重金属元素含量

Table 3 Contents of heavy metals in the soil samples (mg · kg⁻¹)

土壤样品编号 Soil samples number	Cu		Cd		Zn	
	总量 TC	有效态 AF	总量 TC	有效态 AF	总量 TC	有效态 AF
S ₁ -N	56.750	10.105 (17.81%)	1.150	0.082 (7.13%)	173.200	52.070 (30.06%)
S ₁ -R	51.350	10.170 (19.81%)	0.950	0.068 (7.16%)	122.350	46.90 (38.33%)
S ₂ -N	72.950	10.220 (14.01%)	1.450	0.105 (7.24%)	187.400	45.475 (24.27%)
S ₂ -R	55.100	11.325 (20.54%)	1.050	0.084 (8.00%)	155.011	45.895 (29.61%)
S ₃ -N	80.550	9.600 (11.92%)	1.650	0.118 (7.15%)	189.310	52.260 (27.61%)
S ₃ -R	77.450	10.955 (14.14%)	1.550	0.116 (7.48%)	165.120	49.240 (29.82%)
S ₄ -N	420.981	89.715 (21.31%)	4.516	0.308 (6.82%)	318.542	77.255 (24.25%)
S ₄ -R	185.750	53.360 (28.73%)	3.100	0.237 (7.65%)	261.503	67.630 (25.86%)
S ₅ -N	127.600	28.195 (22.10%)	2.150	0.137 (6.37%)	163.350	45.165 (27.65%)
S ₅ -R	64.450	15.460 (23.98%)	2.150	0.156 (7.25%)	100.800	37.600 (37.30%)
S ₆ -N	924.912	165.533 (17.90%)	8.163	0.951 (11.65%)	780.870	81.415 (10.43%)
S ₆ -R	721.600	147.051 (20.38%)	5.400	0.672 (12.44%)	566.450	85.414 (15.08%)

4次重复的平均值 Average of four replicate samples. 表中小括号内容表示元素有效态占其总量的百分含量 The small brackets contents of inside of watch means the percentage of the contents of the chemical element's available form occupy its total contents. TC: Total content; AF: Available form.

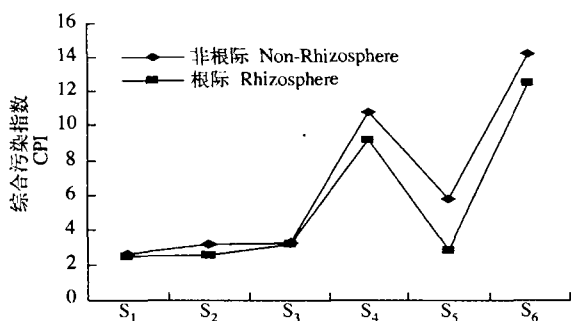


图2 样地土壤重金属元素的综合污染指数梯度
Fig. 2 Composite pollution indexes of heavy metals in the soils.

有的研究表明,铜矿区内重金属污染一般呈复合状况^[16,28,29]. 目前,用来揭示重金属复合污染与土壤酶活性关系的研究方法大多采用多元回归分析方法^[28,32]. 本文从凤丹根际和非根际两个不同土壤生态系统,用多元回归分析来拟合重金属复合污染条件下的土壤酶活性与重金属浓度之间的关系(表4). 从表4可以看出,在Cu、Cd、Zn复合污染条件下,凤丹根际和非根际土壤重金属对土壤酶活性的影响有很大区别. 在根际土壤,随着Cd、Zn浓度的增加,过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶活性降低;随着Cu总量的增加,过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶活性增强. 在凤丹非根际土壤,随着Cu、Cd浓度的增加,过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶活性降低;随着Zn总量的增加,过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶活性增强. 在凤丹非根际土壤,Cu、Cd复合污染对过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶活性有一定的协同抑制效应,而Zn与Cu、Cd之间产生拮抗效应,对过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶活性有一定的刺激作用,这与滕应等^[28]的研究结果一致. 可见,在凤丹根际土壤,植物的根际环境使重金属对土壤酶活性的影响作用变得更加复杂,不能简单地用重

金属的总量来分析其对土壤酶活性的影响。

表4 土壤重金属与酶活性的多元回归分析

Table 4 Multivariate regression analysis between the contents of heavy metals and soil enzymatic activities

因变量 Dependent	自变量 Independent	标准化多元回归模型 Standard multivariate regression model	F	P
过氧化氢酶活性 Catalase activity	根际 Rhizosphere	$Y = 3.709 + 0.003X_1 - 0.645X_2 - 0.001X_3$	52.193	0.019
	非根际 Non-rhizosphere	$Y = 2.086 - 0.002Z_1 - 0.209Z_2 + 0.003Z_3$	448.254 *	0.002
多酚氧化酶活性 Polyphenol-oxidase	根际 Rhizosphere	$Y = 12.630 + 0.009X_1 - 1.347X_2 + 0.009X_3$	463.491 *	0.002
	非根际 Non-rhizosphere	$Y = 6.290 - 0.026Z_1 + 0.842Z_2 - 0.019Z_3$	55.527	0.018
蔗糖酶活性 Invertase activity	根际 Rhizosphere	$Y = 31.745 - 0.026X_1 - 0.239X_2 + 0.008X_3$	617.679 *	0.002
	非根际 Non-rhizosphere	$Y = 29.256 + 0.038Z_1 - 3.999Z_2 - 0.031Z_3$	124.203	0.008
脲酶活性 Urease activity	根际 Rhizosphere	$Y = 1.083 + 0.001X_1 - 0.198X_2 - 0.001X_3$	57.514	0.017
	非根际 Non-rhizosphere	$Y = 0.546 - 0.001Z_1 - 0.076Z_2 + 0.001Z_3$	231.654 *	0.004
磷酸酶活性 Phosphatase activity	根际 Rhizosphere	$Y = 46.493 + 0.056X_1 - 8.317X_2 - 0.038X_3$	12.518	0.075
	非根际 Non-rhizosphere	$Y = 19.507 - 0.021Z_1 - 2.564Z_2 + 0.032Z_3$	347.128 *	0.003

X₁、X₂、X₃ 分别代表凤丹根际土壤 Cu、Cd、Zn 的全量 X₁、X₂ and X₃ mean the total contents of Cu, Cd and Zn in the rhizosphere soils; Z₁、Z₂、Z₃ 分别代表凤丹非根际土壤 Cu、Cd、Zn 的全量 Z₁、Z₂ and Z₃ mean the total contents of Cu, Cd and Zn in the non-rhizosphere soils.

凤丹种植地非根际土壤重金属复合污染对过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶的活性影响显著,说明过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶活性可较为敏感地反映土壤重金属复合污染状况(表4). 从表4还可以看出,在重金属复合污染状况下,Cu、Zn对蔗糖酶的影响并不明显,而Cd对蔗糖酶活性的抑制作用显著,这与杨志新等^[32]的研究结果相一致. Cu、Zn、Cd复合污染对多酚氧化酶活性的影响并不显著.

4 讨论

植物生长发育过程中,根系作为植物和土壤的

重要界面,不仅是吸收和代谢器官,而且是强大的分泌器官.根系分泌物是植物根系在生命活动过程中向外界环境分泌的各种有机化合物.据估计,根系分泌的有机化合物一般在 200 种以上,按分子量大小可分为低分子和高分子分泌物.低分子分泌物主要有有机酸、糖类、酚类和各种氨基酸;高分子分泌物主要包括粘胶和外酶^[8].本研究发现,凤丹根际可有效地提高土壤酶活性,从而增加土壤酶的活性效应.根系分泌物对土壤理化性质(如团聚体大小、pH 值、阳离子交换量(CEC)及吸附性)均有不同程度的影响^[13].土壤的理化性质是影响植物修复效率的重要因素^[1].植物根系对重金属的吸收效率主要与重金属的存在形态有关.植物修复重金属污染的作用首先表现在活化污染区重金属元素,使之成为植物可吸收态^[20].根系分泌物中的大量有机酸、氨基酸和酚类化合物与重金属元素形成络合物,增加重金属的生物有效性,使其容易被植物吸收,从而降低土壤重金属含量^[17].研究表明,凤丹根际环境能改变土壤理化性质,提高土壤酶活性,明显增加土壤有效态重金属含量,并通过迁移重金属元素,降低土壤重金属含量,改良土壤生态环境系统.可见,凤丹作为重金属污染地区土壤改良植物具有重要的生态价值,但重金属对丹皮药用成分的影响尚待研究.

有关重金属污染对土壤酶活性影响的研究报道很多.和文祥等^[10]研究表明,Hg 导致土壤脲酶和转化酶活性降低. Morenoa 等^[18]研究了 Cd 对土壤脲酶、脱氢酶活性及 ATP 含量的影响,表明 Cd 对土壤酶活性有明显的抑制作用,但粘粒含量较高的土壤酶活性受到的抑制作用相对较弱. Speir 等^[22,23]研究了 Cr(VI)和 As(V)对土壤生物的毒害作用.结果也表明,土壤酶活性随土壤重金属离子含量的增加而降低.黄昌勇^[12]、龙健等^[16]、滕应等^[28]对金属尾矿或矿区废弃地土壤重金属与土壤酶活性之间的关系进行了研究.这些研究表明,由于土壤酶是一种蛋白质,因而土壤酶活性对重金属污染(如 Hg、Cd、As、Cr、Pb 和 Zn 等)的敏感性很强,所以利用土壤酶活性可以监测重金属污染区的污染状况.本研究验证了此观点.在铜矿区内土壤酶活性与重金属综合污染程度表现出极显著的负相关关系,尤其是过氧化氢酶、磷酸酶和脲酶较为敏感地反映了重金属综合污染状况.这与和文祥等^[10,11]、滕应等^[28]、刘霞等^[14,15]的研究结果基本相同.

土壤各种酶的积累是土壤微生物、土壤动物和植物根系生命活动共同作用的结果^[11,30].植物可直

接或间接地影响土壤酶含量. Skujins^[25]、Speir 等^[22-24]、Castellano 等^[2]、Dick 等^[7]研究均表明,根际土壤比非根际土壤更能增加诸如磷酸酶、核酸酶、转化酶(蔗糖酶)、脲酶、过氧化氢酶、芳基硫酸酯酶和蛋白酶的活性.本实验证实了这些结论.凤丹根际环境能够增加过氧化氢酶、多酚氧化酶、蔗糖酶、脲酶和磷酸酶活性.但是,凤丹根际环境对土壤酶活性影响的具体机制,可能是植物根系直接分泌胞外酶,也可能是根刺激土壤微生物的活性作用产生各种酶,尚待研究.

植物作为土壤生态系统不可缺少的一部分,在土壤重金属污染的修复方面具有重要意义.因此,研究在植物参与条件下的土壤酶和重金属的关系,更接近实际,也更具有实用性^[11,13].铜尾矿区是一类有毒金属元素严重污染的土壤生态系统.在此类环境下种植粮食作物或药用植物的研究鲜有报道.凤丹在这样的生态条件下能良好生长,具有较高的研究价值.本实验旨在研究凤丹作用下重金属对土壤酶活性的影响,但对重金属影响土壤酶活性的机理未能做深入研究,且凤丹作用下重金属单因素对土壤酶活性的影响也有待进一步研究.

参考文献

- 1 Bruce EP. 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. Ground Water Issue. EPA/540/S-01/500. http://www.epa.gov/ada/download/issue/epa_540_s01_500.pdf
- 2 Castellano SD, Dick RP. 1991. Influence of cropping and sulfur fertilization on transformations of sulfur soils. *Soil Sci Soc Am J*, 55: 283 ~ 285
- 3 Chang X-X (常学秀), Wen C-H (文传浩), Shen Q-R (沈其荣), et al. 2001. Study on characteristics of enzyme activities in wheat rhizosphere and non-rhizosphere soil polluted by zinc smeltery. *Chin J Ecol (生态学杂志)*, 20(4): 5 ~ 8 (in Chinese)
- 4 Chen HM, Zheng CR, Wang SQ, et al. 2000. Combined pollution and pollution index of heavy metals in red soil. *Pedosphere*, 10(2): 117 ~ 124
- 5 Chen R-L (陈让廉). 2002. The *Paeonia ostii* of Tongling alignment market. *Chin For (中国林业)*, (1A): 27 (in Chinese)
- 6 Committee of Chinese Soil Academic Association Soil Chemistry Profession (中国土壤学会土壤化学专业委员会). 1983. The Normal Regulations Analyze the Method of Soil Agriculture Chemistry. Beijing: Science Press. (in Chinese)
- 7 Dick RP, Deng S. 1991. Multivariate factor analysis of sulfur oxidation and rhodanese activity in soils. *Biogeochemistry*, 12: 87 ~ 101
- 8 Elory AC, Truelove B. 1986. The Rhizosphere. New York: Springer-Verlag.
- 9 Guan S-Y (关松荫). 1986. Soil Enzyme and Its Research Method. Beijing: China Agricultural Press. 274 ~ 340 (in Chinese)
- 10 He W-X (和文祥), Wei G-H (韦革宏), Wu Y-J (武永军), et al. 2001. Soil enzyme activity affected by Hg. *China Environ Sci (中国环境科学)*, 21(3): 279 ~ 283 (in Chinese)
- 11 He W-X (和文祥), Zhu M-E (朱铭毅), Zhang Y-P (张一平). 2000. Recent advance in relationship between soil enzymes and heavy metals. *Soil Environ Sci (土壤与环境)*, 9(2): 139 ~ 142 (in Chinese)

- 12 Huang C-Y (黄昌勇), Li B-G (李保国), Pan G-X (潘根兴), *et al.* 2000. Soil Science. Beijing: China Agricultural Press. 305 ~ 310 (in Chinese)
- 13 Kuang Y-W (旷远文), Wen D-Z (温达志), Zhong C-W (钟传文), *et al.* 2003. Root exudates and their roles in phytoremediation. *Acta Phytoecol Sin* (植物生态学报), **27**(5):709 ~ 717 (in Chinese)
- 14 Liu X (刘霞), Liu S-Q (刘树庆), Tang Z-H (唐兆宏). 2003. The relationship between heavy metal forms and soil enzymatic activities in alluvial meadow soils and meadow cinnamon soils. *Acta Pedol Sin* (土壤学报), **40**(4):581 ~ 587 (in Chinese)
- 15 Liu X (刘霞), Liu S-Q (刘树庆), Wang S-A (王胜爱). 2002. The relationship between heavy metal forms and soil enzymatic activities in the main soils of Hebei Province. *J Hebei Agric Univ* (河北农业大学学报), **25**(1):33 ~ 37 (in Chinese)
- 16 Long J (龙健), Huang C-Y (黄昌勇), Teng Y (滕应), *et al.* 2003. Preliminary study on soil microbes and soil biochemical activities in mining wasteland. *Acta Ecol Sin* (生态学报), **23**(3):496 ~ 503 (in Chinese)
- 17 Mench M, Morel JL, Guckert A, *et al.* 1988. Metal binding with root exudates of low molecular weight. *J Soil Sci*, **39**:521 ~ 527
- 18 Morenoa JL, Garcia C, Landib L, *et al.* 2001. The ecological dose value (ED₅₀) for assessing Cd toxicity on ATP content and dehydrogenase and urease activities of soil. *Soil Biol Biochem*, **33**:483 ~ 489
- 19 Ortas I. 1997. Determination of the extent of rhizosphere soil. *Commun Soil Sci Plant Anal*, **28**:1767 ~ 1776
- 20 Shen H (沈宏), Yan X-L (严小龙). 2000. Status of study on root exudates and its application to agriculture and environment. *Rural Eco-Environ* (农村生态环境), **16**(3):51 ~ 54 (in Chinese)
- 21 Shen Z-J (沈章军), Wang Y-B (王友保), Wang G-L (王广林), *et al.* 2005. Heavy metals pollution of *Paeonia ostii* land at copper-tailings reservoir of Tongling city: A preliminary study. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), **16**(4):673 ~ 677 (in Chinese)
- 22 Speir TW, Kettles HA, Parshotam A, *et al.* 1995. A simple kinetic approach to derive the ecological dose value, ED₅₀, for the assessment of Cr (VI) toxicity to soil biological properties. *Soil Biol Biochem*, **27**:801 ~ 810
- 23 Speir TW, Kettles HA, Parshotam A, *et al.* 1999. Simple kinetic approach to determine the toxicity of As (V) to soil biological properties. *Soil Biol Biochem*, **31**:705 ~ 713
- 24 Speir TW, Lee R, Pansier EA, *et al.* 1980. A comparison of sulphatase, urease and protease activities on planted and fallow soils. *Soil Biol Biochem*, **12**:281 ~ 291
- 25 Sukjins J. 1978. History of abiotic soil enzyme research. In: Burns RG, ed. *Soil Enzymes*. New York: Academic Press.
- 26 Sun Q-Y (孙庆业), Tian S-N (田胜尼). 2000. Sailing wasteland pollution and some soil enzyme activities. *Soils* (土壤), (1):54 ~ 56 (in Chinese)
- 27 Szmigielska AM, Van Rees KCJ, Cieslinski G, *et al.* 1996. Low molecular weight dicarboxylic acids in rhizosphere soil of durum wheat. *J Agric Food Chem*, **44**:1036 ~ 1040
- 28 Teng Y (滕应), Huang C-Y (黄昌勇), Long J (龙健), *et al.* 2003. Enzyme activities in soils contaminated by abandoned copper tailings. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), **14**(11):1976 ~ 1980 (in Chinese)
- 29 Wang Y-B (王友保), Liu d-Y (刘登义), Zhang L (张莉), *et al.* 2003. Vegetation state and soil enzyme activities of copper tailing yard on Tongguan Mountain. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), **14**(5):757 ~ 760 (in Chinese)
- 30 Yang W-Q (杨万勤), Wang K-Y (王开运). 2002. Advances on soil enzymology. *Chin J Appl Environ Biol* (应用与环境生物学报), **8**(5):564 ~ 570 (in Chinese)
- 31 Yang Z-L (杨正亮), Feng G-Y (冯贵颖). 2002. Effects of heavy metals on soil urease activity. *Agric Res Arid Areas* (干旱地区农业研究), **20**(3):41 ~ 43 (in Chinese)
- 32 Yang Z-X (杨志新), Liu S-Q (刘数庆). 2001. Effect of compound pollution of heavy metals on soil enzymic activities. *Acta Sci Circ* (环境科学学报), **21**(1):60 ~ 63 (in Chinese)
- 33 Zhou L-K (周礼恺). 1987. *Soil Enzymes*. Beijing: Science Press. 267 ~ 276 (in Chinese)
- 34 Zhou L-K (周礼恺), Zhang Z-M (张志明), Cao C-M (曹承绵). 1983. On the role of the totality of soil enzyme activities in the evaluation of the level of soil fertility. *Acta Pedol Sin* (土壤学报), **20**(4):413 ~ 418 (in Chinese)
- 35 Zhou L-K (周礼恺), Zhang Z-M (张志明), Cao C-M (曹承绵). 1985. Relationship of soil heavy metal pollution and enzymatic activities. *Acta Sci Circ* (环境科学学报), **5**(2):176 ~ 183 (in Chinese)

作者简介 刘登义,男,1958年9月生,博士,教授,博士生导师。主要从事种群生态学、环境生态学和生物多样性及其保护研究,发表论文60余篇,出版专著4部。E-mail: ldy@mail.ahnu.edu.cn

责任编辑 梁仁禄
