

三种观赏植物对 Cd 污染土壤酶活性的影响

燕傲蕾¹, 张凤美², 汪楠楠¹, 吴丹¹, 王友保^{1,3}

(1. 安徽师范大学 生命科学学院, 安徽 芜湖 241000; 2. 安徽师范大学 环境科学学院, 安徽 芜湖 241000;
3. 安徽师范大学 生物环境与生态安全安徽省高校省级重点实验室, 安徽 芜湖 241000)

摘要: 通过盆栽实验, 系统研究了含羞草、白雪姬和树马齿苋对 Cd 污染土壤中土壤酶的修复作用。结果表明, 脲酶、过氧化氢酶和磷酸酶的活性随着 Cd 浓度的上升不断下降, 且均与 Cd 浓度呈显著负相关关系。3 种观赏植物生长均能提高 Cd 污染土壤中脲酶、磷酸酶和过氧化氢酶的活性。白雪姬还能显著提高土壤蔗糖酶的活性。含羞草、白雪姬和树马齿苋对土壤酶的修复效果均表现为: 脲酶 > 磷酸酶 > 过氧化氢酶 > 蔗糖酶, 且白雪姬对土壤酶的修复效果显著高于其它两种观赏植物, 说明白雪姬作为一种常见的观赏植物, 在修复重金属 Cd 污染土壤方面具有很高的应用前景。

关键词: 观赏植物; Cd 污染土壤; 土壤酶活性; 修复

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2011)04-0089-05

中图分类号: X173

Effects of Three Ornamental Plants on Soil Enzyme Activities of Cadmium Contaminated Soils

YAN Ao-Lei¹, ZHANG Feng-Mei², WANG Nan-nan¹, WU Dan¹, WANG You-Bao^{1,3}

(1. College of Life Sciences, Anhui Normal University, Wuhu, Anhui 241000, China;

2. College of Environmental Science, Anhui Normal University, Wuhu, Anhui 241000, China;

3. Provincial Key Laboratory of Biotic Environment and Ecological Safety in Anhui, Wuhu, Anhui 241000, China)

Abstract: Effects of the growth of *Mimosa pudica*, *Tradescantia sillamontana* and *Portulaca oleracea* on soil enzyme activities of cadmium contaminated soils were studied by pot experiment. The results showed that soil urease, catalase and polyphenol oxidase activities decreased gradually with the increase of Cd concentration. There was a significant negative correlation between Cd concentration and soil enzyme activities. With the seedlings growth of these three kinds of ornamental, the activities of urease, catalase and polyphenol oxidase increased, and followed the order of urease > polyphenol oxidase > catalase > invertase. Besides, *Tradescantia sillamontana* could also improve soil invertase activity. The effect of *Tradescantia sillamontana* on soil enzyme activities was higher than the other two ornamental. As a common ornamental plant, *Tradescantia sillamontana* may have great value in remediating cadmium contaminated soil.

Keywords: ornamental plants; cadmium contaminated soils; soil enzyme activity; remediation

土壤酶在土壤的多种重要代谢过程中起着重要作用, 与土壤肥力、植物营养利用效率密切相关, 是衡量土壤生物学活性和土壤生产力的重要指标^[1-2]。从 20 世纪 70 年代开始, 国内外学者已将土壤酶学应用到了土壤中金属污染的研究领域, 将土壤酶作为土壤污染物诊断、土壤污染修复及其修复效果的重要指标^[3]。Cd 是一种生物非必需元素, 在环境中具有活性强、移动性大、生物毒性强且持久的特性, 易被植物吸收, 并通过食物链的富集危及人类健康^[4]。20 世

纪 20 年代以来, 随着工业中电解和电镀技术等的发展, Cd 污染土壤的面积也日益扩大。我国辽宁省葫芦岛锌厂、美国宾夕法尼亚州 Palmerton 的锌冶炼区和我国湖南宝山矿区附近土壤的 Cd 含量分别高达 33.07、1 020 和 2 587 mg/kg^[5-7]。仅在我国, 目前受 Cd 污染的农业土壤已达 13 330 hm²^[8]。Cd 污染土壤的治理问题已经迫在眉睫。

植物修复可以在不破坏土壤生态环境, 保持土壤结构和微生物活性的情况下, 修复被污染的土壤。作

收稿日期: 2010-11-05

修回日期: 2011-01-04

资助项目: 国家自然科学基金项目“间作吊兰对铜陵凤丹种植地典型重金属污染的调控机理研究”(31070401); 安徽省高校自然科学基金重点项目(KJ2009A104)

作者简介: 燕傲蕾(1987-), 女(汉族), 安徽省阜阳市人, 硕士研究生, 主要从事矿业废弃地的修复研究。E-mail: lovemaoliu@163.com。

通信作者: 王友保(1974-), 男(汉族), 安徽省肥西县人, 博士, 教授, 主要从事矿业废弃地修复与污染生态学研究。E-mail: wybzl@tom.com。

为一种安全、廉价、高效的环境净化手段,植物修复技术已经引起了民众和学术界的广泛关注,并成为了污染土壤修复研究的热点^[9]。但是,目前发现的超积累植物不仅种类少,而且大多生长缓慢、植株矮小、单株干物质量小,限制了超积累植物在污染土壤植物修复中的应用^[10]。筛选植物修复物种仍然显得十分必要。观赏植物植物作为修复物种选择的新的来源,经济效益十分明显,观赏植物会被整株移出,重金属在植物中的主要积累部位——根部不会留在土壤中造成二次污染,也不会进入食物链危及人类的健康。同时,一些生长较快、生物量较大的耐性观赏植物也有较好的修复效果。因此,本研究选取 3 种常见的观赏植物含羞草、白雪姬和树马齿苋,通过其在 Cd 污染下土壤中酶活性变化的变化分析它们对 Cd 污染土壤的修复情况,以探索它们在 Cd 污染土壤修复中应用的可行性。

1 材料与方法

1.1 材料与设计

供试植物:豆科含羞草属含羞草(*Mimosa pudica*)、鸭跖草科鸭跖草属白雪姬(*Tradescantia siltamontana*)和马齿苋科马齿苋树属树马齿苋(*Portulaca afra*)的幼苗均购于芜湖市花卉交易市场。

供试土壤为安徽师范大学后山山坡园田土。土壤为黄棕壤,pH 值为 5.33,电导率为 101 $\mu\text{S}/\text{cm}$,总氮、总磷、总钾和有机质的含量分别为 1.55, 2.06, 9.69 和 25.55 mg/kg 。土壤采回风干后,过 3 mm 筛后充分混匀备用。

将上述植物幼苗于土壤中培养 1 周后,选取生长情况相近的幼苗进行试验。本实验采用直径为 12.5 cm 的塑料花盆,每盆装入干重 250 g 的土壤,以 CdCl_2 溶液为添加物。实验设置 CK(不添加 Cd), 5, 10, 50 和 100 mg/kg 共 5 个 Cd 处理浓度(以纯 Cd^{2+} 计),将其在室温条件下稳定两周后,每盆栽培两株观

赏植物进行实验,另设一组不栽培植物的空白对照。试验期间各盆均保持 80% 的含水量。以上每种处理均设 3 个重复。

1.2 取样和测定

培养 50 d 后,分别将 3 种植物连根取出,用抖落法收集根区土壤。去掉土样中的残余根系,自然风干后磨细,过 100 目筛,即制成土壤样品。

土壤酶活性的测定参照关松荫的方法^[11]进行测定。过氧化氢酶采用 0.1 mol/L KMnO_4 滴定法,以 1 g 土壤培养 20 min 后消耗 0.1 mol/L KMnO_4 的毫升数表示;脲酶采用苯酚钠比色法测定,以 24 h 内 1 g 土壤中 NH_3-N 的毫克数表示;蔗糖酶采用滴定法测定,以 1 g 土壤 37 $^\circ\text{C}$ 下培养 24 h 后,所消耗的 0.1 mol/L $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 的毫升数表示;酸性磷酸酶采用比色法测定,以 1 g 土壤 37 $^\circ\text{C}$ 下培养 12 h 后,所消耗的酚的毫克数(折算为 100 g 土中的 P_2O_5 的毫克数)表示。所用容器均用 2% HNO_3 浸泡 24 h 后使用,以避免各种可能性污染。

1.3 数据处理

相对变化率(R_c)% = (实验组土壤酶活性 - 空白组的土壤酶活性) \times 100 / 空白组的土壤酶活性

采用 Excel 2003 和 SPSS 统计分析软件进行数据处理与差异显著性分析。

2 结果与分析

2.1 3 种植物对土壤蔗糖酶活性的影响

蔗糖酶对增加土壤中易溶性营养物质起重要作用,其活性的强弱可作为土壤健康质量、营养供应能力、熟化程度和肥力水平的评价指标^[12]。经过 50 d 的栽培,随着 Cd 添加浓度的上升,无论在不栽种植物的空白组还是栽培 3 种观赏植物的实验组中,蔗糖酶的活性均无显著变化(表 1)。这说明蔗糖酶对 Cd 污染敏感性较低,与前人研究中蔗糖酶保护容量大,稳定性较高相符^[13-14]。

表 1 实验植物对土壤蔗糖酶的影响

Cd 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	空白组/ [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (24 \text{ h})^{-1}$]	含羞草组/ [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (24 \text{ h})^{-1}$]	白雪姬组/ [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (24 \text{ h})^{-1}$]	树马齿苋组/ [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (24 \text{ h})^{-1}$]
CK	7.12 \pm 0.25 ^a	7.08 \pm 0.22 ^a	7.12 \pm 0.13 ^a	7.13 \pm 0.20 ^a
5	7.11 \pm 0.15 ^a	7.09 \pm 0.31 ^a	7.18 \pm 0.20 ^a	7.13 \pm 0.19 ^a
10	7.06 \pm 0.20 ^a	7.13 \pm 0.28 ^a	7.17 \pm 0.16 ^a	7.12 \pm 0.20 ^a
50	7.10 \pm 0.05 ^a	7.12 \pm 0.25 ^a	7.18 \pm 0.17 ^a	7.12 \pm 0.21 ^a
100	7.12 \pm 0.25 ^a	7.05 \pm 0.18 ^a	7.16 \pm 0.23 ^a	7.13 \pm 0.29 ^a

注:表中数据为平均值 \pm 标准差,同一列中的不同字母表示具有显著性差异($p < 0.05$)。下同。

将各实验组与不栽培植物的对照组各处理浓度条件下的土壤蔗糖酶活性进行 T 检验,检验结果表明

(表 2),与空白组相比,除了栽培含羞草的实验组的蔗糖酶活性略低于空白组外,白雪姬组和树马齿苋组蔗

糖酶的平均活性均高于空白组, 平均相对变化率分别为 0.83 和 0.37, 其中, 栽培白雪姬的实验组与不栽培植物的空白组在蔗糖酶活性上有显著的差别 ($p < 0.05$)。这表明栽培植物对土壤中蔗糖酶的活性有一定的刺激作用, 且白雪姬对 Cd 污染土壤蔗糖酶活性的促进作用较强(表 2)。

表 2 各实验组与空白组间蔗糖酶活性差别均值的 T 检验($n=5$)

指标	含羞草组	白雪姬组	树马齿苋组
变化率 $R_c/\%$	-0.07	0.83	0.37
T 值	0.216	-3.112	-2.051
P 值	0.840	0.036	0.067

2.2 3 种植物对土壤脲酶活性的影响

脲酶的酶促产物——氨是植物的氮源之一, 在土壤氮素循环中起着重要作用^[15-16]。从表 3 可以看出,

表 3 实验植物对土壤脲酶活性的影响

Cd 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	空白组/ [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (24 \text{ h})^{-1}$]	含羞草组/ [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (24 \text{ h})^{-1}$]	白雪姬组/ [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (24 \text{ h})^{-1}$]	树马齿苋组/ [$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (24 \text{ h})^{-1}$]
CK	1.07±0.18 ^a	1.18±0.09 ^a	1.14±0.12 ^{ab}	1.14±0.12 ^a
5	1.10±0.13 ^a	1.26±0.12 ^a	1.29±0.14 ^a	1.26±0.12 ^a
10	0.91±0.04 ^b	0.98±0.07 ^b	1.02±0.06 ^b	0.94±0.03 ^b
50	0.60±0.13 ^c	0.67±0.06 ^c	0.75±0.09 ^c	0.63±0.03 ^c
100	0.48±0.04 ^c	0.55±0.06 ^c	0.61±0.06 ^c	0.51±0.03 ^c

表 4 各实验组与空白组脲酶活性差别均值的 T 检验($n=5$)

指标	含羞草组	白雪姬组	树马齿苋组
变化率 $R_c/\%$	19.29	25.48	14.39
T 值	-5.844	-8.784	-3.635
P 值	0.004	0.001	0.022

2.3 3 种植物对土壤过氧化氢酶活性的影响

过氧化氢酶能有效地防止土壤代谢过程中产生的过氧化氢对生物体造成的毒害, 使过氧化氢分解为氧气和水。

表 5 实验植物对土壤过氧化氢酶的影响

Cd 浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	空白组/ml	含羞草组/ml	白雪姬组/ml	树马齿苋组/ml
CK	2.82±0.17 ^a	2.88±0.09 ^a	2.92±0.04 ^a	2.90±0.09 ^a
5	2.72±0.11 ^a	2.94±0.09 ^a	3.04±0.09 ^a	2.98±0.07 ^a
10	2.61±0.01 ^{ab}	2.80±0.13 ^a	2.89±0.06 ^a	2.79±0.09 ^a
50	2.35±0.06 ^{bc}	2.59±0.06 ^b	2.67±0.13 ^b	2.46±0.07 ^b
100	2.21±0.13 ^c	2.43±0.10 ^b	2.53±0.07 ^b	2.30±0.10 ^c

注: 过氧化氢酶采用 0.1 mol/L KMnO₄ 滴定法测定。

当 Cd 添加浓度低于 10 mg/kg 时, 各组的脲酶活性无显著变化或略有上升, 但随着 Cd 胁迫浓度的进一步上升, 各组的脲酶活性均表现出下降的趋势, 且与 Cd 添加浓度显著负相关, 空白组、含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组脲酶活性与 Cd 浓度之间的相关系数分别为 -0.946^{*}, -0.923^{*}, -0.923^{*} 和 -0.912^{*} (* 表示具有显著性差异, 下同); 当 Cd 添加浓度达到 100 mg/kg 时, 空白组、含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组脲酶的活性分别为对照的 44.75%, 46.30%, 53.12% 和 44.43%。与空白组相比, 栽种植物的实验组在各添加浓度下脲酶的活性均高于空白组, 含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组脲酶活性的 R_c 值分别为 19.29%, 25.48% 和 14.39%, 在 100 mg/kg 下, 含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组脲酶的活性分别为空白组的 1.22, 1.36 和 1.13 倍, 且各实验组的脲酶活性均与空白组存在显著的差别 ($p < 0.05$) (表 4)。

从表 5 可以看出, 随着 Cd 浓度的不断上升, 空白组过氧化氢酶活性不断下降, 实验组的过氧化氢酶活性则均表现为在低浓度时上升, 而在高浓度时下降, 且均在 5 mg/kg 下达到最大值。空白组、含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组过氧化氢酶的活性均与 Cd 添加浓度显著负相关, 相关系数分别为 -0.946^{*}, -0.923^{*}, -0.923^{*} 和 -0.912^{*}; 在最大添加浓度 100 mg/kg 下, 脲酶的活性分别为对照的 78.37%, 84.49%, 86.76% 和 79.31%。

很多研究发现过氧化氢酶与脲酶均对 Cd 具有很高的敏感性,可以作为反应土壤重金属污染情况的重要指标^[13-14]。与空白组相比,各实验组在各添加浓度下过氧化氢酶的活性均高于空白组,含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组过氧化氢酶活性的 R_c 值分别为 7.58%、10.88% 和 5.63%,在 100 mg/kg 下,含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组过氧化氢酶的活性分别为空白组的 1.10、1.15 和 1.04 倍,且过氧化氢酶活性在各实验组和空白组之间存在显著的差别($p < 0.05$) (表 6)。

表 6 各实验组与空白组过氧化氢酶活性差别均值 T 检验($n=5$)

指标	含羞草组	白雪姬组	树马齿苋组
$R_c/\%$	7.58	10.88	5.63
T 值	- 5.699	- 6.251	- 4.315
P 值	0.005	0.003	0.012

2.4 3 种植物对土壤磷酸酶活性的影响

磷酸酶可以加速土壤有机磷的脱磷速度,其活性

是评价土壤磷素生物转化方向和强度的指标^[11]。当 Cd 添加浓度较低时,各组磷酸酶的活性无显著变化,当 Cd 添加浓度高于 10 mg/kg 时,土壤磷酸酶的活性开始受到显著影响(表 7),且随着 Cd 浓度的上升不断下降,在 100 mg/kg 下,空白组、含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组过氧化氢酶的活性分别为对照的 50.64%、59.45%、66.85% 和 51.11%;各组过氧化氢酶活性均与 Cd 浓度显著负相关,相关系数分别为 -0.963^{**} 、 -0.952^* 、 -0.990^{**} 和 -0.964^* 。与空白组相比,栽种植物的实验组在各添加浓度下磷酸酶的活性均高于空白组,含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组的磷酸酶活性的分别比空白组高出了 13.47%、19.15% 和 11.02%,在 100 mg/kg 下,含羞草组、白雪姬组和树马齿苋组磷酸酶的活性分别为空白组的 1.21、1.34 和 1.08 倍,且各实验组的磷酸酶活性均与空白组存在显著的差别($p < 0.05$) (表 8)。

表 7 3 种植物对土壤磷酸酶活性的影响

Cd 浓度/ (mg · kg ⁻¹)	空白组/ [mg · (100 g) ⁻¹ · (2 h) ⁻¹]	含羞草组/ [mg · (100 g) ⁻¹ · (2 h) ⁻¹]	白雪姬组/ [mg · (100 g) ⁻¹ · (2 h) ⁻¹]	树马齿苋组/ [mg · (100 g) ⁻¹ · (2 h) ⁻¹]
CK	21.08 ± 0.44 ^a	21.70 ± 1.68 ^{ab}	20.38 ± 1.89 ^{ab}	22.47 ± 2.34 ^{ab}
5	19.04 ± 2.55 ^a	22.72 ± 1.51 ^a	21.86 ± 2.31 ^a	23.31 ± 2.23 ^a
10	17.55 ± 1.21 ^a	19.45 ± 1.85 ^b	20.30 ± 2.01 ^{ab}	19.30 ± 1.50 ^b
50	13.66 ± 1.73 ^b	15.48 ± 1.09 ^c	17.75 ± 1.33 ^b	14.81 ± 1.19 ^c
100	10.67 ± 1.34 ^b	12.90 ± 1.64 ^c	14.29 ± 1.79 ^c	11.48 ± 2.40 ^c

表 8 各实验组与空白组磷酸酶活性均值差别 T 检验($n=5$)

指标	含羞草组 a	白雪姬组	树马齿苋组
$R_c/\%$	13.47	19.15	11.02
T 值	- 4.195	- 4.152	- 3.037
P 值	0.014	0.014	0.039

表 9 土壤中 4 种酶活性恢复效果比较

土壤酶	含羞草组	白雪姬组	树马齿苋组
蔗糖酶	- 0.07 ^d	0.83 ^c	0.37 ^b
脲酶	19.29 ^a	25.48 ^a	14.39 ^a
过氧化氢酶	7.58 ^c	10.88 ^{bc}	5.63 ^{ab}
磷酸酶	13.47 ^b	19.15 ^{ab}	11.02 ^a

2.5 3 种植物对土壤酶修复效果的比较

分别将栽种 3 种观赏植物对 4 种土壤酶活性提高的百分数进行对比发现(表 9),3 种观赏植物对土壤酶的修复效果均表现为:脲酶 > 磷酸酶 > 过氧化氢酶 > 蔗糖酶;而在土壤酶的修复效果方面,除了敏感性较低的蔗糖酶外,修复能力均表现为:白雪姬 > 含羞草 > 树马齿苋,且以 4 种土壤酶在各添加浓度下的平均 R_c 为综合指标进行多重比较发现,虽然种植 3 种观赏植物后土壤酶活性均显著恢复,但种植白雪姬的土壤中土壤酶的活性高于其它两种观赏植物并存在显著的差别($p < 0.05$),这表明白雪姬对土壤酶活性的修复效果最强,含羞草和树马齿苋次之。

3 结论

土壤酶在土壤系统的物质和能量转换中起着重要的作用,蔗糖酶的活性能反映土壤呼吸的强度,脲酶能反映土壤有机氮的转化情况,磷酸酶是土壤有机磷的重要指标,过氧化氢酶则与土壤有机质的转化速率密切相关^[11]。已有大量研究表明^[14,17-18],重金属可以通过改变蛋白质的结构等方式显著影响土壤酶的活性,但各酶对重金属污染的敏感程度有一定的差异。本实验研究发现,蔗糖酶对 Cd 污染的敏感性较低,这和文祥、滕应等^[13-14]关于蔗糖酶保护容量大、稳定性较高,不易随环境条件改变而发生剧烈变化的

结果相一致。低浓度的 Cd 污染对脲酶、过氧化氢酶和磷酸酶的活性均无显著影响, 但当 Cd 浓度大于 10 mg/kg 时, 脲酶、过氧化氢酶和磷酸酶的活性随着 Cd 浓度的上升不断下降, 且均与 Cd 浓度显著负相关。其中, 脲酶对 Cd 污染的敏感程度最高, 可以作为衡量土壤 Cd 污染情况的重要指标。

土壤中各种酶的积累是土壤微生物、土壤动物以及植物根系共同作用的结果^[4, 19]。植物在生长过程中不断向土壤中分泌各种有机物、无机物和生长激素, 促进土壤微生物的生长发育, 直接或间接地影响了土壤酶的含量。Shkjins, Speir 和 Dick 等人^[17-18, 20-21]的研究均显示, 植物生长能提高土壤中磷酸酶、核酸酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和蛋白酶等土壤酶的活性。本实验也证明了这一结论, 3 种观赏植物的根际环境均能提高土壤脲酶、磷酸酶和过氧化氢酶的活性。含羞草、白雪姬和树马齿苋对土壤酶的修复效果均为: 脲酶> 磷酸酶> 过氧化氢酶> 蔗糖酶, 且白雪姬对土壤酶的修复效果显著高于其它两种观赏植物。产生这种差异的原因可能和 3 种观赏植物本身的生物学特性有关。含羞草为多年生草本或亚灌木, 茎基部常木质化, 树马齿苋为多年生常绿肉质灌木, 这两种植物生长均较为缓慢; 而白雪姬为多年生小草本, 生长发育速度较快, 同时其植株体密被绒毛, 对土壤环境的改造能力也因此强于含羞草和树马齿苋。由此可以看出, 3 种观赏植物修复土壤酶能力的大小顺序为: 白雪姬> 含羞草> 树马齿苋。白雪姬作为一种常见的观赏植物, 在修复重金属 Cd 污染土壤方面有很高的应用价值。

[参 考 文 献]

- [1] Madejon E, Burgos P, Lopez R, et al. Soil enzymatic response to addition of heavy metals with organic residues[J]. *Biol. Fertil. Soils*, 2001, 34(3): 144-150.
- [2] Hinojosa M B, Carreira J A, García-Ruz R, et al. Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal contaminated and reclaimed soils[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 2004, 36(10): 1559-1568.
- [3] Chen C L, Liao N M, Huang C Y. Effect of combined pollution by heavy metals on soil enzymatic activities in areas polluted by tailings from Pb-Zn-Ag mine[J]. *J. Environ. Qual. Sci.*, 2005, 17(4): 637-640.
- [4] 夏汉平. 土壤-植物系统中的镉研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 1997, 3(3): 289-298.
- [5] 刘威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜——一种新的镉超富集植物[J]. *科学通报*, 2003, 48(19): 2046-2049.
- [6] 刘翠华, 依艳丽, 张大庚, 等. 葫芦岛锌厂周围土壤镉污染现状研究[J]. *土壤通报*, 2003, (4): 326-329.
- [7] Brown S L, Chaney R L, Angle J S, et al. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and *Bladder campion* for zinc and cadmium-contaminated soil[J]. *J. Environ. Qual.*, 1994, 23: 1151-1157.
- [8] 叶雪明, 陈曼云, 彭启华. 某有色冶炼厂周围农业土壤中镉污染因素探讨[J]. *农村生态环境*, 1995, 11(1): 30-33.
- [9] 丛源, 陈岳龙, 杨忠芳, 等. 北京市农田土壤重金属的化学形态及其对生态系统的潜在危害[J]. *土壤*, 2009, 41(1): 39-43.
- [10] Pau R, Lucas B, Jan J. Catharina draaisma potentials and drawbacks of chelate enhanced phytoremediation of soils[J]. *Environ. Pollut.*, 2002, 116: 109-121.
- [11] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1987.
- [12] 李东坡, 武志杰, 陈利军, 等. 长期定位培肥黑土土壤蔗糖酶活性动态变化及其影响因素[J]. *中国生态农业学报*, 2005, 13(2): 102-105.
- [13] 和文祥, 陈会明, 冯贵颖, 等. 汞、镉、砷元素污染土壤的酶监测研究[J]. *环境科学学报*, 2000, 20(3): 338-343.
- [14] 滕应, 黄昌勇, 龙健, 等. 铅锌银尾矿污染区土壤酶活性研究[J]. *中国环境科学*, 2002, 22(6): 551-555.
- [15] 陈恩凤. 土壤酶的生物学意义(代序) [C] // 全国土壤酶学研究文集. 沈阳: 辽宁科学出版社, 1988: 1-4.
- [16] 蔡贵信. 脲酶抑制剂在提高尿素增产效果中的应用[J]. *土壤学进展*, 1989(5): 1-7.
- [17] Speir T W, Kettles H A, Parshotam A, et al. Simple kinetic approach to derive the ecological dose value (ED50) for the assessment of Cr(VI) toxicity to soil biological properties[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 1995, 27: 801-810.
- [18] Speir T W, Lee R, Pansier E A, et al. A comparison of sulphatase, urease and protease activities in planted and fallow soils[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 1980, 12: 281-291.
- [19] 曹慧, 孙辉, 杨浩, 等. 土壤酶活性及其对土壤质量的指标研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2003, 9(1): 105-109.
- [20] Shkjins J. History of abiotic soil enzyme research[M] // Burn R G(ed). *Soil Enzymes*. New York: Academic Press, 1978.
- [21] Dick R P, Deng S. Multivariate factor analysis of sulfur oxidation and rhodanese activity in soils[J]. *Biogeochemistry*, 1991, 12: 87-101.