

重金属汞、镉单一胁迫及复合胁迫对土壤酶活性的影响

高大翔¹, 郝建朝¹, 金建华², 崔晓星¹, 李 丹¹, 孙书洪², 刘惠芬¹

(1.天津农学院农学系, 天津 300384; 2.天津农学院水利系, 天津 300384)

摘 要:采用恒温培养箱培养方法,通过室内模拟重金属污染土壤,研究了不同浓度、不同胁迫时间下 Hg、Cd 单一胁迫及 Hg+Cd 复合胁迫对土壤中脲酶及脱氢酶活性的影响。结果表明,Hg、Cd 对土壤脲酶及脱氢酶活性均具有显著的抑制作用,随着胁迫时间的延长,两种酶活性均随着重金属 Hg 和 Cd 浓度的增加而减小,其中,汞镉混合胁迫的抑制强度最大,Hg 次之,Cd 相对较小。Hg、Cd、Hg+Cd 浓度与脲酶、脱氢酶活性存在着显著的相关,脲酶和脱氢酶活性均可作为土壤 Hg、Cd 及 Hg+Cd 污染程度的生化监测指标。不同处理时间脲酶的 ED₅₀ 值大于相应的脱氢酶,说明脱氢酶活性对重金属污染比脲酶更敏感;Hg 的 ED₅₀ 值远小于 Cd,说明 Hg 的土壤生态毒性远大于 Cd。

关键词:土壤脲酶;土壤脱氢酶;汞;镉;ED₅₀

中图分类号:X53 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)03-0903-06

Effects of Single Stress and Combined Stress of Hg and Cd on Soil Enzyme Activities

GAO Da-xiang¹, HAO Jian-chao¹, JIN Jian-hua², CUI Xiao-xing¹, LI Dan¹, SUN Shu-hong², LIU Hui-fen¹

(1.Department of Agronomy, Tianjin Agricultural University, Tianjin 300384, China; 2.Depatment of Hydraulic Engineering, Tianjin Agricultural University, Tianjin 300384, China)

Abstract: Effects of different concentrations of two heavy metals (Hg, Cd and Hg+Cd) applied to soil samples collected from Tianjin agricultural college experimental field for 6 weeks on soil urease activity and dehydrogenase activity were studied. The results showed that Hg and Cd had a remarkable inhibition effect on soil urease activity and dehydrogenase activity. During the treatment of 35 days, the activities of urease and dehydrogenase decreased with the increase of the concentrations of Hg and Cd. The strongest of inhibition level was found in the treatment of combination of Hg+Cd. The correlation between the urease and dehydrogenase activity could be used as biochemical indicators for monitoring soil pollution by Cd and/or Hg. The ED₅₀ values of urease activity were higher than those of dehydrogenase under same treatments with Hg, Cd or Hg+Cd, indicating that soil dehydrogenase was more sensitive than urease to heavy metals pollution, while, the ED₅₀ values of Hg were significantly lower than those of Cd, suggesting that the soil ecological toxicity of Hg was higher than that of Cd.

Keywords: soil urease; soil dehydrogenase; mercury; cadmium; ED₅₀

重金属伴随人类活动进入土壤,其中 Hg 和 Cd 尤具有易累积、难排除的特性,不仅危害土壤质量、地下水安全、作物产量品质,而且会随食物链潜在威胁人畜健康^[1]。20 世纪 70 年代以来,土壤环境中多种污染物共存并发生相互作用而形成的复合污染现象已逐渐得到国内外学者的广泛重视,成为了环境科学发展的重要方向之一^[2]。土壤酶作为土壤的有机成分,驱动着土壤的代谢过程,参与土壤发生与发育、土壤肥

力的形成和土壤净化等,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,是探讨重金属污染生态效应的有效指标之一^[3]。重金属的积累必然会破坏土壤固有微生物区系及酶活性,减弱土壤生物的作用,最终使土壤肥力和质量降低。土壤酶活性的测定将有助于判明土壤重金属污染程度及其对作物生长的影响,故在重金属生态毒理、污染监测评价及修复等方面研究中,土壤酶是国内外关注的主要课题之一^[4-6]。

本文研究 Hg、Cd 单一胁迫及复合胁迫下土壤脲酶及脱氢酶活性的动态变化,探讨不同胁迫强度浓度和不同胁迫时间对土壤脲酶及脱氢酶活性的影响,为

收稿日期:2008-01-24

基金项目:天津市科委科技攻关重大课题(06YFGZNC06700)

作者简介:高大翔(1962—),男,讲师,主要从事农业气象、农业环境
灾害预测方面的教学研究工作。

土壤中 Hg、Cd 单一污染及复合污染的监测及其防治提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤采自天津农学院实验田,其有机质含量 $21.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,有效磷 $19.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,碱解氮 $93.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,速效钾 $97.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,含盐量 $2.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,pH 7.4,Cd $0.228 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,Hg $0.098 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。去除 0~5 cm 表层,五点法采集 5~20 cm 新鲜土壤,采集后拣去植物残体,过 2 mm 筛,混合均匀置于封口袋中,调节水分含量,保持土壤持水量 50%左右。然后放入 25 ℃恒温培养箱中培养 7~10 d。

1.2 重金属处理

试验设置 15 个处理,每个处理 3 次重复。Hg (HgCl_2) 的浓度分别为 0、0.312 5、0.625、1.25、2.50 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 分别记为 CK、Hg1、Hg2、Hg3、Hg4,Cd (CdCl_2) 的浓度为 0、25、62.5、125.0、187.5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (分别记为 CK、Cd1、Cd2、Cd3、Cd4),Hg、Cd 混合胁迫($\text{HgCl}_2 + \text{CdCl}_2$) 的浓度为 0、25.312 5、63.125、126.25、190.0 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (分别记为 CK、合 1、合 2、合 3、合 4)。按上述浓度称取重金属,分别溶于 200 mL 蒸馏水中,待充分溶解后,再分别吸取 0.4 mL 溶液喷入土中,混匀置于封口袋中,做好标记,置于培养箱中培养,处理 35 d。期间,每 7 d 取一次样,采用称重法调节水分含量,使土壤的持水量保持在 50%左右。

1.3 测定方法

脲酶和脱氢酶活性测定参见关松荫的《土壤酶及其研究法》^[7]。脲酶活性以 24 h 后 1 g 土壤中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的毫克数表示,脱氢酶活性以每克土壤中 TPF 体积(μL)表示。

2 结果与分析

2.1 重金属 Hg、Cd 单一及复合胁迫对土壤脲酶活性的影响

脲酶是土壤中分解酰胺态氮的酶,对土壤中氮的转化,特别是对尿素的利用率等有重要影响作用,其活性可以反映土壤无机氮的供应能力。土壤脲酶活性的高低是土壤肥力形成的重要指标。国内学者研究提出用脲酶活性作为土壤 Hg 污染的评价指标^[8,9]。

Hg 单一胁迫下,土壤脲酶活性随着处理浓度的增加而不断降低。处理第 7 d,4 个处理的脲酶活性均显著地低于对照,且随 Hg 浓度的增加其抑制作用越

大。处理 0~28 d,Hg1、Hg2 和 Hg3 的脲酶活性缓慢下降,Hg4 在 21 d 后急剧下降。处理 28 d 后,4 个处理的脲酶活性都处于急剧下降的趋势(图 1a)。即随着时间的推移,Hg 胁迫对土壤脲酶产生的抑制作用增强。

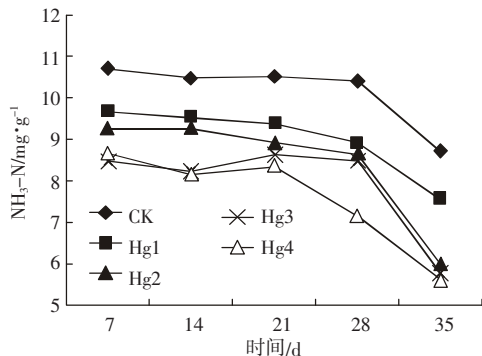


图 1a Hg 单一胁迫对土壤脲酶活性的影响

Figure 1a Effect of single stress of Hg on soil urease activities

Cd 处理后的第 7 d,土壤脲酶的活性均随着处理浓度的增加而降低,且各处理的脲酶活性均低于对照。其中,在 21 d 以前,4 个处理的脲酶活性均没有发生显著的变化。在第 21 d 以后,4 个处理开始有下降的趋势(图 1b)。

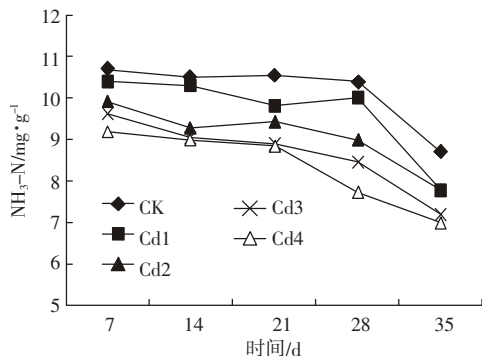


图 1b Cd 单一胁迫对土壤脲酶活性的影响

Figure 1b Effect of single stress of Cd on soil urease activities

土壤脲酶活性随着 Hg 和 Cd 复合胁迫浓度的增加而降低,低浓度汞镉复合胁迫 21 d 未见显著变化,但 21 d 后开始急剧下降。而高浓度复合胁迫在 14 d 前即开始下降,21 d 后急剧下降(图 1c),即高浓度 Hg+Cd 对土壤脲酶的抑制作用较强。

将 HgCl_2 、 CdCl_2 、 $\text{HgCl}_2 + \text{CdCl}_2$ 浓度(C)与土壤脲酶活性(U)用 $U=1/(\beta_1 \times C + \beta_0)$ 模型进行拟合,结果(表 1)发现,除 Hg 处理 7、14 d 和 Hg 与 Cd 复合胁迫处理 7 d 外,其余均达到显著 ($P < 0.05$) 或极显著负相关 ($P < 0.01$),即脲酶活性在一定程度上可表征土壤中 Hg、Cd

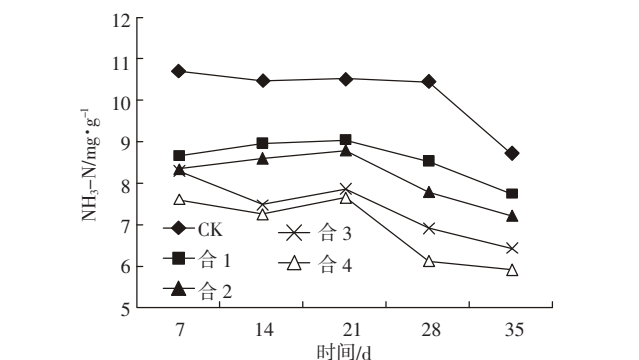


图 1c Hg、Cd 复合胁迫对土壤脲酶活性的影响

Figure 1c Effect of combined stress of Hg and Cd on soil urease activities

和 Hg+Cd 污染状况。根据拟合方程计算出土壤脲酶的生态剂量^[10]见表 1。从 Hg、Cd 的 ED₅₀ 值及方程的斜率可看出, Hg 的 ED₅₀ 值远小于 Cd, 而其方程的斜率远大于 Cd, 说明 Hg 对土壤脲酶的抑制作用要远远大于 Cd; 随着处理时间的推移, Hg、Cd 及 Hg 与 Cd 复合胁迫的 ED₅₀ 值均不同程度的下降, 说明重金属对土壤脲酶活性的影响不仅存在剂量效应, 而且存在时间效应。

2.2 Hg、Cd 单一胁迫和复合胁迫对土壤脲酶活性影响的比较

为定量描述在一定重金属浓度下的抑制作用, 采用酶活性抑制率(定浓抑制率)予以表征^[9]。

定浓抑制率= $[1-\frac{\text{处理样品的脲酶活性}}{\text{对照样品的脲酶活性}}]\times 100\%$

结果见表 2, 与对照相比, 重金属处理的土壤脲酶活性降低, 且不同种类重金属导致酶活性降幅有所差别, 表现为 Hg+Cd>Hg>Cd。同时, 随着重金属浓度的增加, 定浓抑制率增大。

2.3 重金属 Hg、Cd 单一及混合胁迫对土壤脱氢酶活

表 2 Hg、Cd 和 Hg+Cd 对土壤脲酶活性的影响

Table 2 Comparisons on the effects of Hg, Cd and Hg+Cd stress on soil urease activities

重金属处理	不同胁迫时间下脲酶的定浓抑制率/%				
	7 d	14 d	21 d	28 d	35 d
CK	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hg1	9.50	9.10	10.90	14.40	13.10
Hg2	13.50	11.60	15.50	17.40	30.86
Hg3	20.80	21.70	18.00	18.50	33.30
Hg4	18.80	22.30	20.70	31.40	35.10
Cd1	6.80	11.80	6.90	7.10	10.40
Cd2	7.30	11.60	10.60	14.60	10.86
Cd3	10.10	13.70	15.40	18.80	17.60
Cd4	14.30	14.10	15.90	26.03	19.50
合 1	19.10	14.40	14.10	18.10	31.20
合 2	21.90	17.90	16.60	25.30	36.80
合 3	22.37	28.60	25.02	33.50	37.63
合 4	29.00	30.80	27.11	41.30	47.88

表 1 土壤脲酶活性与 Hg、Cd、Hg+Cd 浓度间的拟合结果

Table 1 Correlations between the concentrations of Hg, Cd, Hg+Cd and the activities of soil urease

	处理时间/d	$U=1/(\beta_1\times C+\beta_0)$		R^2	ED ₅₀
		β_1	β_0		
Hg处理	7	0.007 9	0.100 3	0.632 5	12.70
	14	0.008 4	0.102 1	0.737 8	12.15
	21	0.010 6	0.100 8	0.798 7*	9.51
	28	0.015 1	0.102 2	0.902 0*	6.77
	35	0.022 6	0.131 5	0.961 5**	5.82
Cd处理	7	0.000 08	0.094 3	0.979 4**	1 178.75
	14	0.000 09	0.097 5	0.789 2*	1 083.33
	21	0.000 09	0.096 8	0.863 7*	1 094.44
	28	0.000 2	0.098 5	0.980 9**	484.00
	35	0.000 3	0.120 2	0.868 7*	400.67
Hg、Cd 复合胁迫	7	0.000 2	0.103 7	0.726 7	518.50
	14	0.000 2	0.101 7	0.913 7*	508.50
	21	0.000 2	0.101 5	0.881 4*	507.50
	28	0.000 3	0.119 5	0.977 1**	398.33
	35	0.000 3	0.103 5	0.958 7**	345.00

注: * 表示 $P<0.05$ 的显著水平, ** 表示 $P<0.01$ 的极显著水平, 下同。

性的影响

脱氢酶是一类蛋白质,能够激活某些特殊的氢原子,使这些氢原子被适当的受氢体转移而将原来的物质氧化。土壤脱氢酶是胞内酶,只存在于活的微生物细胞内,能够促进有机物脱氢,起到传递氢的作用,其活性大小直接反映了土壤微生物的数量和活性^[11-13]。

Hg 单一胁迫下,土壤脱氢酶活性随 Hg 浓度增加而减小,4 个处理的脱氢酶活性均显著低于对照,低浓度 Hg1 和 Hg2 在 21 d 前均急速下降,分别在第 28 和第 35 d 有上升趋势(图 2a),说明低浓度处理对脱氢酶的抑制作用有所缓解。Cd 单一胁迫对土壤脱氢酶活性的影响见图 2b。低浓度处理(Cd1)的土壤脱氢酶活性随时间的变化幅度不大,而 Cd2、Cd3 和 Cd4 处理却显著下降。Hg、Cd 复合胁迫(图 2c)下土壤脱氢酶的活性被抑制,且 Hg+Cd 的浓度越大,其抑制作用就越大。其中,合 1 和合 2 的脱氢酶活性在第 7 d 时均

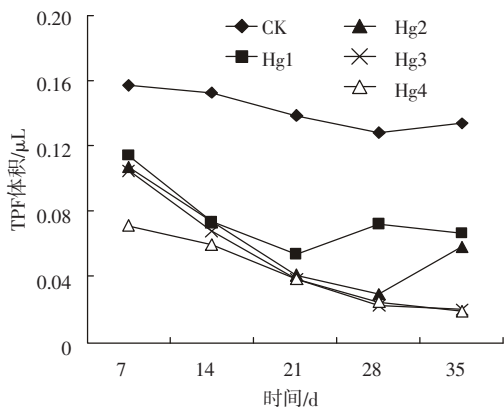


图 2a Hg 单一胁迫对土壤脱氢酶活性的影响

Figure 2a Effect of single stress of Hg on soil dehydrogenase activities

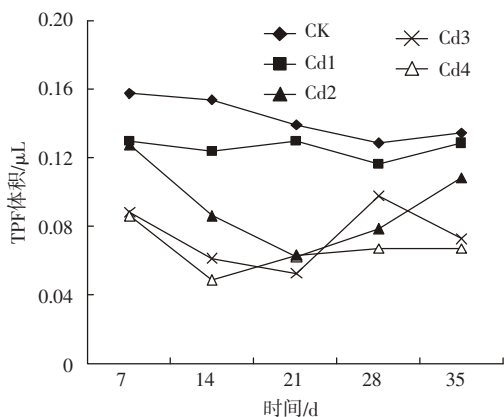


图 2b Cd 单一胁迫对土壤脱氢酶活性的影响

Figure 2b Effect of single stress of Cd on soil dehydrogenase activities

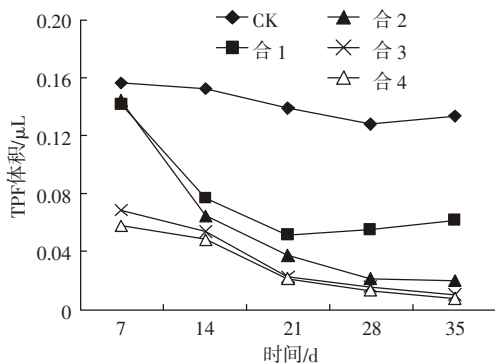


图 2c Hg、Cd 复合胁迫对土壤脱氢酶活性的影响

Figure 2c Effect of combined stress of Hg and Cd on soil dehydrogenase activities

稍低于对照,但到了第 14 d 急剧下降。在 21 d 以前,4 个处理的脱氢酶活性都表现出不同程度的下降,但在 21 d 以后,这种下降的趋势减缓,趋于平稳。

将 HgCl_2 、 CdCl_2 、 $\text{HgCl}_2 + \text{CdCl}_2$ 浓度(C)与土壤脱氢酶活性(U)用 $U=1/(\beta_1 \times C + \beta_0)$ 模型进行拟合,结果(表 3)发现,除 Hg、Cd、Hg 与 Cd 复合胁迫处理 14 d、21 d 外,其余均达到显著 ($P < 0.05$) 或极显著负相关 ($P < 0.01$),根据拟合方程计算出土壤脱氢酶的生态剂量见表 3。从 Hg、Cd 的 ED_{50} 值及方程的斜率可看出, Hg 的 ED_{50} 值小于 Cd,而其方程的斜率远大于 Cd,说明 Hg 对土壤脱氢酶的抑制作用要远远大于 Cd;随着处理时间的推移, Hg、Cd 及 Hg 与 Cd 复合胁迫的 ED_{50} 值均不同程度的下降,这一结果与上述脲酶结果相似,即土壤脱氢酶活性在一定程度上也可表征土壤中 Hg、Cd 和 Hg+Cd 污染状况。

2.4 Hg、Cd 单一胁迫和混合胁迫对土壤脱氢酶活性抑制效应的比较

重金属处理浓度越大,对土壤脱氢酶的抑制作用越强。Hg、Cd 混合胁迫对土壤脱氢酶的抑制幅度最大, Hg 次之, Cd 相对较弱,见表 4。

3 讨论

重金属对土壤酶活性的影响因重金属种类、在环境中的浓度及其组合关系以及土壤酶的种类而异。周礼凯等^[8]研究结果显示, $\text{Hg}(1 \sim 70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1})$ 和 $\text{Cd}(5 \sim 300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1})$ 对土壤酶抑制作用的大小顺序呈现 $\text{Hg} > \text{Cd}$ 的规律变化,这与本研究 Hg、Cd 对土壤脲酶和脱氢酶的抑制作用呈现 $\text{Hg} > \text{Cd}$ 的结果较为一致,且酶活性大小均随着重金属的增加而降低。另外, Hg 的土壤脲酶和土壤脱氢酶 ED_{50} 值远小于 Cd,说明其生态毒

表 3 土壤脱氢酶活性与 Hg、Cd、Hg+Cd 浓度间的拟合结果

Table 3 Correlations between the concentrations of Hg, Cd, Hg+Cd and the activities of soil dehydrogenase

项目	处理时间/d	$U=1/(\beta_1\times C+\beta_0)$		R^2	ED ₅₀
		β_1	β_0		
Hg处理	7	2.168 4	6.970 7	0.814 3*	3.21
	14	2.547 5	8.508 6	0.706 4	3.34
	21	3.562 9	9.859 5	0.425 2	2.77
	28	3.275 9	7.564 7	0.875 6*	2.31
	35	5.648 2	7.277 9	0.945 4**	1.29
Cd处理	7	0.029 6	6.632 9	0.907 6*	224.08
	14	0.032 3	8.316 7	0.675 7	257.48
	21	0.054 4	8.847 9	0.591 5	162.65
	28	0.044 3	7.094 8	0.954**	160.15
	35	0.075 1	6.658 3	0.996 4**	88.78
Hg、Cd 复合胁迫	7	0.031 9	8.318	0.906 8*	260.75
	14	0.029 2	6.636 4	0.676 3	227.27
	21	0.053 6	8.859 8	0.589 4	165.29
	28	0.043 7	7.099 5	0.953 4**	162.46
	35	0.074 1	6.575 1	0.996 1**	88.73

表 4 Hg、Cd 和 Hg+Cd 对土壤脱氢酶活性的影响

Table 4 Comparisons on the effects of Hg, Cd and Hg+Cd stress on soil dehydrogenase activities

重金属	不同胁迫时间下脱氢酶的定浓抑制率/%				
处理	7 d	14 d	21 d	28 d	35 d
CK	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Hg1	7.48	10.37	18.78	22.99	30.45
Hg2	11.68	12.77	20.83	36.79	30.25
Hg3	12.82	15.29	22.98	40.62	44.38
Hg4	24.58	20.39	32.13	45.22	55.04
Cd1	7.94	9.22	13.33	23.81	34.91
Cd2	10.08	13.53	25.60	20.25	33.64
Cd3	14.28	20.00	32.50	30.83	35.98
Cd4	15.29	17.84	30.31	28.13	40.00
合 1	10.54	9.41	13.36	17.17	23.57
合 2	18.02	20.65	33.28	32.87	44.97
合 3	20.49	29.44	33.62	41.07	50.52
合 4	25.98	30.24	40.91	45.88	63.75

性大于 Cd，这可能是由于 Hg 与酶分子活性部位-巯基和含咪唑基的配位体等结合时,能形成非常稳定的化学键,而 Cd 与巯基等形成络合物的稳定程度远小于 Hg 所致^[5]。Hg、Cd 单一及复合胁迫对土壤脲酶的抑制作用在处理的 21 d 以前均不显著，在 21 d 以后脲酶活性急剧下降,即随着时间的推移,重金属对土壤脲酶的抑制作用逐渐表现出来;而土壤脱氢酶活性发生了先降低后又增加的现象,可能是由于当重金属在土壤中达到一定质量分数时，大部分微生物死亡，

而小部分微生物在有毒物质污染下仍能生存下来,自行繁殖,从而对胁迫产生了抗性和耐受性^[11、13]。这与段学军等^[14]在稻田土壤上研究 Cd 对脲酶影响的结果较为一致。

土壤中酶的来源、土壤对酶及重金属的吸附固定能力等均存在很大差异,导致重金属与土壤酶之间的关系极大的不同。本试验表明，同一处理下脲酶的 ED₅₀ 值大于脱氢酶的 ED₅₀ 值，说明脱氢酶较脲酶更为敏感,且随着培养时间的延长,土壤酶的 ED₅₀ 值逐渐减小,表明 Cd、Hg 的抑制随时间发生显著变化。Hg 的脲酶 ED₅₀ 值与杨春璐等^[15]在长年不施肥草甸棕壤所得到的结果较为接近,但小于其施用有机肥草甸土壤的 ED₅₀ 值。Cd、Hg 复合污染对土壤酶活性的影响与单一污染有所不同,表现为协同抑制作用。土壤脲酶活性作为预测土壤重金属复合污染程度的主要生化指标具有一定的可行性^[16、17],但 Brookes^[18]建议以脱氢酶活性作为重金属污染的指标更灵敏。本试验结果同样表明,以脲酶、脱氢酶作为指示土壤 Cd、Hg 复合污染程度的主要预警指标具有一定的可行性。

参考文献:

[1] 韦朝阳,陈同斌.重金属超富集植物及植物修复技术研究进展[J].生态学报,2001,21(7):1196-1203.
WEI Chao-yang, CHEN Tong-bin. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil:a review of studies in China and abroad [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(7):1196-1203.

[2] 许嘉琳,杨居荣. 陆地生态系统中的重金属[M]. 北京:中国环境科学出版社,1995.56.

XU Jia-lin, YANG Ju-rong. Heavy metals in terrestrial ecosystem [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1995. 56.

[3] 王 新,周启星. 土壤重金属污染生态过程、效应及修复[J].生态科学, 2004, 23(3): 278-281.

WANG Xin, ZHUO Qi-xing. The ecological process, effect and remediation of heavy metals contaminated soil [J]. *Ecologic Science*, 2004, 23 (3): 278-281.

[4] 滕 应,黄昌勇,龙 键,等. 铜尾矿污染区土壤酶活性研究[J].应用生态学报, 2003, 14(11): 1976-1980.

TENG ying, HUANG Chang-yong, LONG Jian, et al. Enzyme activities in soils contaminated by abandoned copper tailings [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(11): 1976-1980.

[5] 和文祥,陈会明,冯贵颖,等. 汞铬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.

HE Wen-xiang, CHEN Hui-ming, FENG Gui-ying, et al. Study on enzyme index in soils polluted by mercury, chromium and arsenic[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2000, 20(3): 338-343.

[6] 和文祥,朱铭莪. 陕西主要土壤脲酶活性与土壤肥力关系研究[J].土壤学报,1997,34(4):392-398.

HE Wen-xiang, ZHU Ming-e. Relationship between Urease Activity and Fertility of Soils in Shaanxi Province [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1997, 34(4):392-398.

[7] 关松荫.土壤酶及其研究法[M].北京:中国农业出版社,1987.35-46.

GUAN Song-yin. Soil enzymes and their study method [M]. Beijing: China Agricultural Press, 1987.35-46.

[8] 周礼恺,张志明,曹承绵.土壤的重金属污染与土壤酶活性[J].环境科学学报,1985,5(2):176-184.

ZHOU Li-kai, ZHANG Zhi-ming, CAO Cheng-mian. Heavy metal pollution and soil enzyme activity[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1985,5 (2):176-184.

[9] 和文祥,朱铭莪,张一平.土壤脲酶与汞关系中的作物效应[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2002,30(2):68-72.

HE Wen-xiang, ZHU Ming-e, ZHANG Yi-ping. Crop effect on the relationship between soil urease activity and mercury[J]. *Journal of Northwest Sci-Tech University of Agriculture and Forestry*, 2002,30 (2):68-72.

[10] Renella G, Ortigoza, Landi L, et al. Additive effects of copper and zinc on cadmium toxicity to phosphatase activities and ATP content of soil as estimated by the ecological dose (ED₅₀) [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, 35:1203-1210.

[11] E Kandeler, D Tschерko, K D Bruce, et al. Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil[J]. *Biol Fertil Soils*, 2000, 32:390-400.

[12] 刘树庆. 保定市污灌区土壤的 Pb、Cd 污染与土壤酸活性关系研究[J].土壤学报, 1996, 33(2):175-182.

LIU Shu-qing. Relationship between soil Pb and Cd pollution and enzyme activities in wastewater irrigated area of Baoding city [J]. *Acta Pedological Sinica*, 1996, 33(2):175-182.

[13] Insam H. Effect of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora[J]. *Soil Biology and Biochemistry*,1996, 28(4):691-694.

[14] 段学军, 闵 航. Cd 胁迫下稻田土壤生物活性与酶活性综合研究[J].农业环境科学学报,2004,23(3):422-427.

DUAN Xue-jun, MIN Hang. Effects of Cd on the biological activities and the enzyme activities in submerged paddy soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2004,23(3):422-427.

[15] 杨春璐,孙铁珩,和文祥,等.汞对土壤酶活性的影响[J].应用生态学报,2007,18(3):620-624.

YANG Chun-lu, SUN Tie-heng, HE Wen-xiang, et al. Effect of Hg on soil enzyme activities [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18 (3): 620-624.

[16] 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,2001,21(1):60-63.

YANG Zhi-xin, LIU Shu-qing. Effect of compound pollution of heavy metals on soil enzymic activities [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2001, 21(1):60-63.

[17] 任天志, Stefano Grego. 持续农业中的生物指标研究[J]. 中国农业科学, 2000, 33(1):68-75.

REN Tian-zhi, Stefano Grego. Soil bioindicators in sustainable agriculture[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2000, 33(1):68-75.

[18] Brookes P C, Mc Grath S P. Effect of metal toxicity on the size of the soil microbial biomass[J]. *J Soil Sci*, 1984, 35:341-346.