

汞镉对游离和固定化脲酶活性的影响^{*}

和文祥 陈会明 朱铭莪

(西北农林科技大学资环学院, 陕西杨陵 712100)

摘 要 通过对脲酶与汞镉间关系的研究, 结果表明: 不同状态(溶液态、粘粒态和土壤态)脲酶对汞、镉的反应表现出类似的规律性变化, 即汞、镉抑制脲酶活性, 其中汞镉复合污染的影响幅度最大, 汞的生态毒性最强; 相关分析显示脲酶活性均可表征样品汞、汞镉污染的程度; 在汞、镉共存条件下, 脲酶活性不仅受到汞、镉单因素, 而且受到它们间交互作用的影响, 但仍以单独抑制为主; 由于不同状态脲酶载体的差别, 导致受影响幅度有较大差异, 其主要取决于载体对脲酶保护作用 and 重金属缓冲作用的大小, 溶液态脲酶无载体, 而粘粒态和土壤态则相反, 故溶液态脲酶更易受到重金属的破坏, 酶的反应也较敏感。温度和尿素浓度均增强了汞镉的抑制作用。

关键词 脲酶, 存在状态, 重金属

中图分类号 S154.2

重金属^[1]作为土壤的两大污染之一, 会通过工业三废、肥料等进入环境。尽管排放量小于有机物, 属于点源污染物, 但由于其难降解性和难移动性, 对土壤、水体等生态系统的破坏仍十分严重, 特别是汞和镉^[2], 它们的污染面积已分别达到 3.2 万 km^2 和 1.3 万 km^2 。尤其令人担忧的是其可通过食物链降低农产品质量、危害人畜健康, 故对其转化、毒性监测及生态毒理的研究一直是土壤、环境等学科的重要课题之一。近 30 年来国内外学者^[3-6]将土壤酶引入到重金属污染研究领域, 先后提出脲酶、过氧化氢酶、转化酶等污染监测指标, 但结果随土壤类型、pH、重金属种类等不同而有所差异, 这主要是土壤中成分复杂、影响因素繁多, 造成土壤酶存在状态等差别所致。此方面也鲜见报道。为此本文以脲酶为材料, 以单一和复合汞、镉污染为处理, 研究了酶活性随汞镉浓度增加的变化规律, 探讨酶存在状态对二者关系的影响, 最终为农业可持续发展和环境保护等提供重要依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

溶液态脲酶: 洋刀豆脲酶(Jack bean urease)购自英国 BDH 化学有限公司, 活力 1.7 Eu。使用前将 0.500 g 洋刀豆脲酶溶于 2 000 ml pH 7.5 的 Tris-HCl 缓冲液中即可。

土壤态脲酶: 土样采自西北农林科技大学试验地。采样时先去除 0~5 cm 表土, 五点法收集 5~20 cm 土样, 风干后过 1 mm 尼龙筛, 备用。常规方法^[7,8]测定土壤基本性质: 粘粒 125.9 g kg^{-1} , 有机质 17.65 g kg^{-1} , 全氮 1.502 g kg^{-1} , 全磷 1.625 g kg^{-1} , 碱解氮 137.592 mg kg^{-1} , 速效磷 345.52 mg kg^{-1} ; 土壤重金属含量 Hg 0.074 mg kg^{-1} (硫酸—高锰酸钾法消化, 冷原子荧光测汞仪测定), Cd 0.348 mg kg^{-1} , Cr 62.5 mg kg^{-1} , Pb 22.30 mg kg^{-1} (浓盐酸—浓硝酸—高氯酸消化, 原子分光光度计法)。

粘粒态脲酶: 沉降法^[9]提取本试验土样中 < 0.001 mm 粘粒, 50℃ 烘干, 按比例加入溶液态脲酶溶液, 在恒温摇床上振荡让其充分混合吸附后, 用蒸馏水洗至无脲酶活性检出时为止, 然后在 40~50℃ 条件下烘干, 过 1 mm 尼龙筛, 备用。

1.2 试验方法

向 5.00 ml 脲酶溶液或 5.00 g 样品中加入 1 ml 甲苯混匀, 静置 15 min, 添加 5 ml 重金属溶液(浓度见表 1)后 30 min^[10], 再加入 10 ml 不同浓度(0.000、0.010、0.025、0.050、0.100 mol L^{-1}) 尿素溶液和 20 ml pH

^{*} 国家自然科学基金项目(批准号 39370148)资助

收稿日期: 2002-07-02; 收到修改稿日期: 2002-11-15

6.7 柠檬酸盐缓冲液, 分别置于不同温度(20℃、30℃、40℃、50℃、60℃) 水浴中进行培养, 定时取样, 靛酚蓝比色法^[11]测定脲酶活性, 单位以形成 NH₃-N 的量来表示, 其中溶液态脲酶 μg ml⁻¹ h⁻¹, 粘粒态和土壤态脲酶 μg g⁻¹ h⁻¹。每处理重复 3 次, 并设置无样品处理作为对照。

表 1 供试重金属浓度

Table 1 Heavy metal concentration in the test solution

种类 Type	化合物 Compound	浓度 Concentration (mg kg ⁻¹)				
Hg ¹⁾	HgCl ₂	0.00	1.562 5 × 10 ⁻³	3.125 × 10 ⁻³	6.25 × 10 ⁻³	12.5 × 10 ⁻³
Hg ²⁾	HgCl ₂	0.00	0.312 5	0.625	1.250	2.500
Cd	CdSO ₄	0.00	25.00	62.50	125.00	187.5
Hg+ Cd ¹⁾	HgCl ₂	0.00	1.562 5 × 10 ⁻³	3.125 × 10 ⁻³	6.25 × 10 ⁻³	12.5 × 10 ⁻³
	CdSO ₄	0.00	25.00	62.50	125.00	187.5
Hg+ Cd ²⁾	HgCl ₂	0.00	0.312 5	0.625	1.250	2.500
	CdSO ₄	0.00	25.00	62.50	125.00	187.5

1) 和 2) 分别代表溶液态、粘粒态和土壤态脲酶处理重金属的浓度

表 2 Hg 和 Cd 对脲酶活性的抑制率

Table 2 Inhibition rate of Hg and/ or Cd on urease activity

供试样品 Sample	重金属 Heavy metal		抑制率 Inhibition rate (%)				
	种类 Type	浓度(mg kg ⁻¹)	20℃	30℃	40℃	50℃	60℃
		Concentration					
溶液态脲酶	Hg	3.125 × 10 ⁻³	23.25	5.07	27.21	43.09	6.61
		12.5 × 10 ⁻³	50.41	48.52	56.45	69.68	75.01
	Cd	62.50	4.71	- 1.52	13.48	- 1.44	12.66
		187.50	15.57	21.48	35.88	34.45	41.64
	Hg+ Cd	3.125 × 10 ⁻³ + 62.50	31.76	57.55	45.28	45.72	52.38
		0.125+ 187.50	84.80	80.73	78.39	69.90	73.38
粘粒态脲酶	Hg	0.625	18.25	41.49	36.40	32.53	34.27
		2.50	65.87	63.95	65.60	64.56	57.71
	Cd	62.50	23.02	- 0.68	12.00	30.83	21.78
		187.50	42.06	23.13	30.40	42.96	27.70
	Hg+ Cd	0.625+ 62.50	49.21	18.37	43.20	41.50	45.03
		2.50+ 187.50	83.33	51.70	72.80	85.19	82.45
土壤态脲酶	Hg	0.625	17.59	45.36	17.22	21.87	12.14
		2.50	62.01	74.84	74.64	37.60	54.91
	Cd	62.50	5.56	29.38	0.478	29.07	34.10
		187.50	16.67	30.93	7.66	31.20	48.55
	Hg+ Cd	0.625+ 62.50	40.74	44.33	37.80	35.47	50.10
		2.50+ 187.50	77.78	74.61	66.51	77.07	79.00

注: 尿素浓度为 0.100 mol L⁻¹

2 结果与讨论

2.1 不同状态脲酶定浓抑制率的变化特征

为了了解脲酶活性随汞镉污染的变化规律, 计算了脲酶的定浓抑制率^[12]
[= (1 - $\frac{\text{处理样品的脲酶活性}}{\text{对照样品脲酶活性}}$) × 100%]。结果(表2)显示汞镉加入后, 脲酶活性的定浓抑制率除个别处理外均大于零, 表明汞镉对不同状态脲酶均具有较强的抑制作用, 强弱顺序为 Hg+ Cd> Hg> Cd, 揭示出 Hg、Cd

共存时的抑制幅度最大,而在单因素中脲酶对 Hg 的敏感性大于 Cd,这是由于 Hg、Cd 虽均可与脲酶分子的活性部位——巯基和含咪唑的配位体等结合,产生抑制作用,但 Hg 与活性部位结合可形成非常稳定的键,Cd 的稳定性较 Hg 小,导致表观上的敏感性有所差异。此外温度对脲酶定浓抑制率影响的规律性不明显。

2.2 不同状态脲酶变浓抑制率的变化特征

表 2 还看出,随重金属浓度(C)增加,脲酶定浓抑制率增大,活性(U)减小。采用 $U= \beta_0+ \beta_1 \times C$ 模型对其间关系进行拟合,除个别 Cd 处理外,绝大部分方程均达到了显著或极显著负相关,揭示出脲酶活性能够表征样品受重金属 Hg、Hg+ Cd 污染程度的大小,而且不受脲酶存在状态的影响。

对上述拟合式求导,得到脲酶的变浓抑制率 $\left(\frac{dU}{dC}\right)=\beta_1$ 。表 3 显示: (1) 重金属处理变浓抑制率 Hg >> Hg+ Cd> Cd,如 40℃时溶液态和土壤态脲酶汞、镉间的变浓抑制率分别相差 33 394 和 144 倍,表明单位 Hg 浓度变化对脲酶活性影响极大,生态毒性最强;Cd 浓度变化对脲酶活性影响较小; (2) 供试样品脲酶变浓抑制率溶液态> 粘粒态、土壤态,其中 Hg 的差距最大,如 40℃溶液态脲酶的变浓抑制率分别是粘粒态和土壤态的 1 138 和 1 135 倍; (3) 随温度和尿素浓度升高(表 3、表 4),脲酶的变浓抑制率增大,这主要是酶活性增加的缘故。

表 3 不同温度下 Hg、Cd 对脲酶活性的变浓抑制率

Table 3 Inhibition rate of Hg and/or Cd on urease activity under different temperatures						
供试样品 Sample	重金属 Heavy metal	抑制率 Inhibition rate (%)				
		20℃	30℃	40℃	50℃	60℃
溶液态脲酶	Hg	6. 09× 10 ⁴	9. 56× 10 ⁴	9. 15× 10 ⁴	9. 60× 10 ⁴	1. 76× 10 ⁵
	Cd	1. 54	3. 28	2. 74	4. 25	6. 65
	Hg+ Cd	4. 51	5. 53	6. 86	5. 66	8. 44
粘粒态脲酶	Hg	40. 52	45. 58	80. 44	122. 37	136. 91
	Cd	0. 29	0. 34	0. 50	1. 39	0. 88
	Hg+ Cd	0. 63	0. 50	1. 14	2. 18	2. 53
土壤态脲酶	Hg	25. 50	62. 72	80. 64	65. 02	141. 87
	Cd	0. 14	0. 26	0. 56	0. 91	0. 82
	Hg+ Cd	0. 53	0. 87	0. 86	1. 79	2. 45

注: 尿素浓度为 0. 100 mol L⁻¹

表 4 不同尿素浓度下供试样品脲酶的变浓抑制率

Table 4 Change in inhibition rate of urease activity in relation to urea concentration					
供试样品 Sample	重金属 Heavy metal	抑制率 Inhibition rate (%)			
		0. 010 ¹⁾	0. 025 ¹⁾	0. 050 ¹⁾	0. 100 ¹⁾
溶液态脲酶	Hg	4. 93× 10 ⁴	8. 58× 10 ⁴	9. 41× 10 ⁴	1. 76× 10 ⁵
	Cd	2. 14	4. 08	4. 87	6. 65
	Hg+ Cd	2. 80	4. 70	6. 14	8. 44
粘粒态脲酶	Hg	57. 05	64. 51	102. 92	136. 91
	Cd	0. 49	0. 38	0. 88	0. 88
	Hg+ Cd	0. 78	1. 05	1. 96	2. 53
土壤态脲酶	Hg	24. 80	42. 17	80. 11	141. 87
	Cd	0. 05	0. 14	0. 61	0. 82
	Hg+ Cd	0. 38	0. 76	1. 73	2. 45

注: 试验温度为 60℃; 1) 尿素浓度(mol L⁻¹)

随后得到脲酶的抑制剧变浓度 ED_{50} (又称生态剂量^[12, 13] Ecological Dose: 样品脲酶活性降低 50% 所需要的重金属浓度), 表 5 反映出: (1) 样品脲酶 ED_{50} 值 $Cd \gg Hg$, 如溶液态脲酶 ED_{50} 值 Cd 、 Hg 处理的平均值相差 3.19×10^4 倍, 差距较小的粘粒态脲酶也达到 143 倍, 佐证了脲酶对 Hg 的敏感性远远大于 Cd , 对 Cd 反应较迟钝的结论; (2) 温度对脲酶 ED_{50} 影响不明显。

表 5 供试样品脲酶的 ED_{50} 值
Table 5 Urease ecological dose ED_{50} values of samples tested($mg\ kg^{-1}$)

供试样品 Sample tested	重金属 Heavy metal	ED_{50}					平均值 Average value
		20℃	30℃	40℃	50℃	60℃	
溶液态脲酶	Hg	1.24×10^{-2}	1.01×10^{-2}	1.00×10^{-2}	1.00×10^{-2}	7.30×10^{-3}	1.00×10^{-2}
	Cd	535.66	299.67	322.38	256.40	180.73	318.97
粘粒态脲酶	Hg	1.92	1.79	1.81	1.84	2.01	1.87
	Cd	253.11	—	312.17	184.96	326.00	269.06
土壤态脲酶	Hg	2.65	1.61	1.70	3.31	2.23	2.30
	Cd	481.09	—	—	—	—	481.09

注:“—”表示未达显著相关, 不参与计算; 尿素浓度为 $0.100\ mol\ L^{-1}$

此外, 由表 5 还可看出, 对 Hg 来讲, 样品脲酶 ED_{50} 值溶液态< 粘粒态、土壤态, 其中土壤态和粘粒态脲酶的 ED_{50} 均值分别是溶液态的 230 和 187 倍, 这一结果产生的主要原因是土壤中的有机质、粘粒对酶分子可以吸附固定, 从而减轻了酶受外界不良环境条件的破坏程度, 即土壤载体对酶具有保护作用; 另一方面土壤有机质、粘粒及一些离子会对进入的重金属产生吸附、固定、沉淀、络合等作用, 可减弱其对酶及生物的毒害, 即土壤对重金属具有缓冲作用, 最终重金属对脲酶抑制幅度由载体对酶的保护作用和对重金属的缓冲作用共同决定。溶液态脲酶由于是以溶液形式存在, 没有任何保护和缓冲作用, 因而 Hg 的作用是直接的、剧烈的, 相同条件下少量 Hg 就使得脲酶活性大幅度降低; 而要使土壤态脲酶活性达到同样的降幅, 则需要更高浓度的重金属 Hg , 表现上 ED_{50} 值就大。

2.3 不同状态脲酶活性偏浓抑制率的变化特征

在实际污染中, 大多是多种重金属元素的复合污染, 因此本部分拟对汞、镉复合污染条件下脲酶活性的定量变化特征进行探讨。

在相同温度和尿素浓度下, $Hg + Cd$ 处理的酶活性是两种重金属复合作用的结果。为此按照 $U = \beta_0 + \beta_1 \times C_{Hg} + \beta_2 \times C_{Cd} + \beta_3 \times C_{Hg}^2 + \beta_4 \times C_{Cd}^2 + \beta_5 \times C_{Hg} \times C_{Cd}$ 模型, 运用逐步回归, 剔除不显著项方法, 采用 Systat 统计软件, 对重金属浓度与脲酶活性关系进行非线性拟合, 结果均达到极显著相关水平, 显示此模型可较好表征不同状态脲酶活性与重金属浓度间的定量关系; 也证实了在 Hg 、 Cd 共存条件下脲酶活性不仅受到 Hg 、 Cd 单因素影响, 而且还存在着一定的交互作用。

偏微分后得到脲酶偏浓抑制率: 镉交互系数 $\left(\frac{\partial u}{\partial Hg}\right)_{Cd}$ 和汞交互系数 $\left(\frac{\partial u}{\partial Cd}\right)_{Hg}$ 。表 6、表 7 显示:
(1) $\left(\frac{\partial u}{\partial Hg}\right)_{Cd} < 0$, $\left(\frac{\partial u}{\partial Cd}\right)_{Hg}$ 在零周围摆动, 但大部分 $\left(\frac{\partial u}{\partial Cd}\right)_{Hg}$ 值小于零, 反映出随 Hg 、 Cd 浓度增加, 脲酶活性降低, 证实了在复合影响下 Hg 、 Cd 对脲酶具有抑制作用; (2) $-\left(\frac{\partial u}{\partial Hg}\right)_{Cd} \gg -\left(\frac{\partial u}{\partial Cd}\right)_{Hg}$, 其中 $60^\circ C$ 溶液态脲酶相差最大, 约 2.7×10^4 倍, 表明复合污染条件下 Hg 的抑制作用远大于 Cd ; (3) 随温度和尿素浓度升高, $-\left(\frac{\partial u}{\partial Hg}\right)_{Cd}$ 值呈增大趋势, 反映出温度和尿素浓度加强了脲酶受 Hg 抑制的程度, 此主要是酶活性增大所致。 $-\left(\frac{\partial u}{\partial Cd}\right)_{Hg}$ 也表现出类似规律, 只是数值较小。

此外 Hg、Cd 复合作用下不同状态脲酶活性的 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$ 、 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$ 显示与单独添加 Hg、Cd 的变浓抑制率 $\left(\frac{du}{d\text{Hg}}\right)$ 、 $\left(\frac{du}{d\text{Cd}}\right)$ (表 3、表 4) 具有类似的特点, 反映出 Hg+ Cd 处理中 Hg、Cd 对脲酶仍以各自单独抑制效应为主, 但 $-\left(\frac{du}{d\text{Hg}}\right)$ 、 $-\left(\frac{du}{d\text{Cd}}\right)$ 呈现大于 $-\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$ 、 $-\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$ 的变化趋势, 表明其也存在着一定的 Hg、Cd 复合作用, 即 Hg+ Cd 处理分别减弱了 Hg、Cd 的抑制能力。

表 6 不同温度下脲酶的 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$ 和 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$ 值

Table 6 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$ and $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$ values of urease under different temperatures

供试样品 Sample	系数 Coefficient	温度 Temperature			
		30℃	40℃	50℃	60℃
溶液态脲酶	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$	-7.70×10^4	-7.40×10^4	-7.36×10^4	-8.89×10^4
	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$	-3.23	-2.96	-2.81	-3.31
粘粒态脲酶	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$	-43.70	-62.17	-90.65	-136.17
	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$	0.00	-0.33	-0.86	-0.46
土壤态脲酶	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$	-51.87	-74.98	-70.36	-141.37
	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$	-0.14	0.00	-0.94	0.59

注: 溶液态脲酶计算使用的 Hg、Cd 浓度分别为 0.625 μg kg⁻¹ 和 125.0 mg kg⁻¹, 其余样品脲酶 Hg、Cd 浓度为 1.25 和 125.0 mg kg⁻¹。下同。尿素浓度为 0.100 mol L⁻¹。

表 7 不同尿素浓度下脲酶的 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$ 和 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$ 值

Table 7 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$ and $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$ of urease in relation to urea concentration

供试样品 Sample	系数 Coefficient	尿素浓度 Urea concentration (mol L ⁻¹)		
		0.010	0.025	0.050
溶液态脲酶 ¹⁾	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$	-5.39×10^4	—	—
	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$	0.00	—	—
粘粒态脲酶	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$	-31.05	-55.48	-87.93
	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$	-0.29	-0.23	-0.74
土壤态脲酶	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}}$	-26.06	-48.198	-92.34
	$\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$	0.10	0.12	0.25

1) 温度为 60℃

供试样品脲酶- $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cl}} - \left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$ 的顺序为: 溶液态 > 粘粒态、土壤态脲酶; 且溶液态脲酶的- $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cl}}$ 远大于其它样品脲酶, 这种差异显然主要与供试样品脲酶所处状态不同有关。可见从培肥和土壤生物化学角度来讲, 提高土壤有机质和粘粒含量, 便会极大地增强土壤抗重金属污染的能力。

3 结 论

综上所述, 汞镉加入均降低了供试样品脲酶活性, 定浓抑制率 $\text{Hg} + \text{Cd} > \text{Hg} > \text{Cd}$, 表明 $\text{Hg} + \text{Cd}$ 共存时的抑制幅度最大; 随汞镉浓度增加, 脲酶活性降低, 相关分析揭示脲酶活性可作为样品受汞、汞镉污染程度的指标, 脲酶存在状态对酶指标性无任何影响; 变浓抑制率为: $\text{Hg} >> \text{Cd}$, 溶液态 > 粘粒态、土壤态, ED_{50} 值 $\text{Hg} \ll \text{Cd}$, 溶液态 < 粘粒态 < 土壤态, 反映出脲酶对 Hg 的敏感性远大于 Cd ; 温度和尿素浓度对二者关系仅起增强作用; 在复合污染中脲酶活性不仅受到单因素影响, 而且还存在着复合作用, 得到的偏浓抑制率 $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cl}} < 0$, $-\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cd}} >> -\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$, 脲酶- $\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Hg}}\right)_{\text{Cl}}$ 和 $-\left(\frac{\partial u}{\partial \text{Cd}}\right)_{\text{Hg}}$ 呈现溶液态 > 粘粒态、土壤态的规律性变化。可见脲酶存在状态不同仅影响其受重金属抑制幅度的大小。

参考文献

1. 许嘉琳, 杨居荣. 陆地生态系统中的重金属. 北京: 中国环境科学出版社, 1995
2. 张从, 夏立江编著. 污染土壤生物修复技术. 北京: 中国环境科学出版社, 2000
3. 刘树庆. 保定市污灌区土壤 Pb、Cd 污染与土壤酶活性. 土壤学报, 1996, 33(2): 175~ 182
4. 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. 环境科学学报, 2000, 20(3): 338~ 343
5. Speir T W, Kettles H A, Parshotam A, *et al.* A simple kinetic approach to derive the ecological dose value ED_{50} for the assessment of Cr(VI) toxicity to soil biological properties. Soil Biol. & Biochem., 1995, 27(6): 801~ 810
6. Kandeler E, Tschirko D, Bruce KD, *et al.* Structure and function of the soil microbial community in microhabitats of a heavy metal polluted soil. Biology & Fertility of Soils, 2000, 32(5): 390~ 400
7. 南京农学院主编. 土壤农化分析. 北京: 农业出版社, 1980
8. 鲁如坤主编. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 1999. 477~ 487
9. 熊毅等编著. 土壤胶体(第二册) 土壤胶体研究法. 北京: 科学出版社, 1985. 7~ 14
10. Tabatabai M A. Effect of trace elements on urease activity in soils. Soil Biological and Biochemistry, 1977, 9: 9~ 13
11. 关松荫. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社, 1987. 294~ 297
12. 和文祥, 黄英锋, 朱铭莪, 等. 汞和镉对土壤脲酶活性的影响. 土壤学报, 2002, 39(3): 412~ 420
13. Speir T W, Kettles H A, Parshotam A, *et al.* Simple kinetic approach to determine the toxicity of As(V) to soil biological properties. Soil Biological and Biochemistry, 1999, 31: 705~ 713

EFFECTS OF Hg AND Cd ON FREE AND IMMOBILIZED UREASE ACTIVITY

He Wen-xiang Chen Hui-ming Zhu Ming-e

(College of Resource and Environmental Science, Northwestern

Sci-Tech University of Agriculture & Forestry, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Summary

The relationship of urease activity with Hg and Cd was studied. Results showed a similar effect of Hg and Cd on urease regardless of its state whether solute, clay or soil. Hg+ Cd's treatment was the highest in inhibition effect when Hg and Cd remarkably inhibited urease activity, meanwhile Hg was the strongest in ecotoxicity. Urease activity could be used as an index of Hg or Hg+ Cd pollution of the soil. Urease activity was influenced not only by Hg or Cd singly, but also by their interaction. The single-factor effect was still in dominance. Their effects on urease varied sharply because of the difference in its carrier, which plays an important role in protecting the enzyme and buffering the heavy metals. The solute-state urease did not have carriers and hence was more sensitive and susceptible to damage of heavy metals than the other two. Besides, temperature and concentration of urea enhanced the inhibition effect of Hg and Cd on urease activity.

Key words Urease, State, Heavy metal

中国科学院红壤生态实验站简介

从 1985 年被中国科学院批准成立至今已 18 个春秋,而在南方红黄壤上开展的研究积累已逾半个世纪。现已成为我国南方红黄壤地区设置的一个长期的、开放最早的、面积大且合理布置农林果牧渔等不同生态系统类型的综合性农业、资源、生态与环境多学科野外研究基地,是集区域生态系统定位观测与研究、资源高效利用与农业可持续发展模式示范、优秀科研人才培养等功能于一体的大型野外开放研究实验站。现有固定人员 24 人,其中研究生和博士后 10 人,研究员 4 人,博士生导师 3 人,客座科学家 50 多人,赵其国院士担任学术委员会主任。2002 年以来承担包括国家“973”项目、国家“863”项目、国家自然科学基金重大项目和一批国际合作项目在内的研究课题 15 项,研究经费 400 多万元。同时,对区域水、土、气、生各生态要素和生态过程进行长期定位观测与研究,稳定地、不间断地积累观测研究数据,为中国生态系统研究贡献卓越,在中国科学院 2002 年度监测研究综合评价中,在参评的 25 个陆地生态站中排名第一。目前该站已成为中国科学院野外重点开放站、中国生态系统研究网络(CERN)重点农业站、全国材料自然腐蚀实验网土壤腐蚀重点实验网站、中德科学中心“土壤与环境联合实验室”、江西省红壤生态研究重点实验室、江西省人民政府山江湖治理委员会红壤生态技术示范研究基地、南京农业大学等高校有关院系研究生教研基地,并成为江西省五粒青绿色食品公司、江西葛仙茗绿色食品有限公司、江西鹰潭阳光葛业、江西省鹰潭市生态农业科技示范园等企业和部门的技术依托单位。