

不同伴随阴离子对 Pb 污染土壤生物毒性的影响

吴永贵^{1,2}, 袁 玲¹

(1. 西南农业大学资源环境学院, 重庆 400716; 2. 贵州大学生物与环境学院, 贵州 贵阳 550025)

摘 要:利用水蚤趋光指数 (I_p) 评估不同伴随离子对铅污染土壤生物毒性的差异。结果表明, 水蚤的 I_p 随土壤 Pb 添加量的增加而降低, 不同伴随阴离子下, 能引起水蚤 I_p 发生显著变化的最低重金属添加量 (检测下限, LLDC) 分别为: $PbCl_2$ ($50\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) > $Pb(OAc)_2$ ($25\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) > $Pb(NO_3)_2$ ($10.0\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); 在 Pb 水平相同时, 土壤生物毒性表现为: $Pb(NO_3)_2$ > $PbCl_2$ > $Pb(OAc)_2$ 。在以同浓度阴离子的 $NaNO_3$, $NaCl$ 及 $NaOAc$ 的对照试验中, NO_3^- , Cl^- 及 OAc^- 对土壤的生物毒性的影响较小, 说明不同伴随阴离子对 Pb 化合物在土壤中生物毒性有着重要的影响。

关键词:伴随阴离子; Pb 生物毒性; 紫色土; 隆线蚤; 趋光行为; 生物监测

中图分类号: X131.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672 - 2043(2004)05 - 0912 - 05

Influence of Accompanying Anions on Relative Biotoxicity of Lead in Purple Soil

WU Yong-gui^{1,2}, YUAN Ling¹

(1. College of Resources and Environment, Southwest Agricultural University, Chongqing 400716, China; 2. College of Biology and Environment, Guizhou University, Guizhou Guiyang 550025, China)

Abstract: A laboratory experiment was conducted to evaluate the influence of accompanying anions on biotoxcity of lead in purple soils using *D. carinata* phototactic index (I_p) test. Lead with different plumbous compounds was carried out, they were lead chloride ($PbCl_2$), lead acetate ($Pb(OAc)_2$) and plumbi nitras ($Pb(NO_3)_2$) respectively. The Pb concentrations were 0, 1, 5, 10, 25, 50, 75 and $100\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ in purple soils respectively. Extra experiments with the same concentrations of anions were used for soil sampling to investigate the influence of accompanying anions. The results indicated that the I_p of *Daphnia* decreased with the increasing of lead added to soil. The lower limit detection concentration (LLDC) of lead with different accompanying anions which result in significant change of $3\text{ h} - I_p$ were: lead chloride ($50\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) > lead acetate ($25\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) > plumbi nitras ($10\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), respectively; The orders of toxicity in the case of lead at the same lead levels were: plumbi nitras > lead acetate > lead chloride. Evaluate by the inhibition rates of $I_p(R_{ip})$, the biotoxcity of plumbi nitras on *D. carinata* at $10\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($R_{ip} = 19.31\%$) was 2 and 30 times as that of the same concentrations of lead acetate ($R_{ip} = 9.34\%$) and lead chloride ($R_{ip} = 0.64\%$) respectively, but similar to that of lead chloride at $50\text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ($R_{ip} = 19.14\%$). While, another experiment was carried out to argue the effect of associated anions on biotoxcity of soil added with sodium among nitras, chloride and acetate. Its result demonstrated that the three accompanying anions have no significant negative effect on soil solution biotoxcity at lower concentrations. Thus it can be seen that difference between available lead contents as the results of different accompanying anions could be one of the factors determining their relative toxicity to soil biotoxcity.

Keywords: accompanying anions; lead biotoxcity; purple soil; *Daphnia carinata*; phototaxis; biomonitor

近年来,随着工业三废排放和污水污泥农用的增多,土壤重金属污染问题日益严重,土壤的生物毒性大大增强,对农田生态系统产生危害,导致土壤生产

力的下降,并造成对土壤、地下水和农作物的污染,乃至直接或间接地危害人畜健康^[1,21]。因此,近年来重金属污染物对土壤生态毒性效应的研究,已逐渐成为污染生态学和生态毒理学最活跃的领域之一^[31]。土壤体系中的重金属离子常常与阴离子(包括无机阴离子、有机阴离子)相伴在一起,不同阴离子配位的某一重金属络合物、络离子对植物地上部分的毒性或生物有

收稿日期: 2004 - 02 - 18

基金项目:重庆市科委应用基础重点项目(2002 - 7301)

作者简介: 吴永贵(1972—),男,理学硕士,讲师,现为西南农业大学在读博士,主要从事植物营养与环境生态方面的教学研究工作。E-mail: ygwu72@126.com

效性存在明显差异^[4,9]。因此,在研究重金属污染土壤的生态毒性效应时,不可忽视相伴阴离子对重金属毒性的影响。

溞类生物测试是水生生态毒理学研究中的必测方法,研究表明,溞类对于重金属污染极为敏感,较低浓度的重金属、农药等有毒物质显著影响它们的生长繁殖、行为反应、形态特征和生理生化过程等^[10~12]。某些水溞具有较强的趋光性,这种特性具有遗传属性,并受环境条件修饰^[13~15],可以利用其变化来指示水体污染状况^[12,14,16]。关于利用水溞趋光抑制法评估不同伴随阴离子对土壤污染生态毒性方面,国内外目前未见相关报道。本试验以自主筛选的具有较强趋光性的隆线溞(*Daphnia carinata*)生物株 De42 为材料,以紫色土为供试土壤,采用水溞趋光指数生物毒性测试法比较相伴硝酸根离子(NO_3^-)、醋酸根离子(OAc^-)和氯离子(Cl^-)对铅污染土壤生物毒性的影响,旨在为铅污染土壤环境质量评价提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 供试土壤

采自重庆北碚缙云山无污染紫色砂岩发育的紫色土。选用过 20 目筛的风干土,用 1.3.5 方法测定,其理化性质和重金属本底值如下: pH7.14、有机质 2.46%, CEC 为 $14.63\text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, 水溶态 Pb 未检出。土样的采集与分析按文献^[17]进行。

1.1.2 供试试剂

$\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 、 $\text{Pb}(\text{OAc})_2$ 和 PbCl_2 及对照阴离子试剂 NaNO_3 、 NaOAc 和 NaCl 均为分析纯试剂,以有效离子含量计,用去离子水配成 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Pb^{2+} 及对照阴离子母液,于 $4\text{ }^\circ\text{C}$ 冷贮备用。

1.1.3 试验用水

模拟污染物的稀释水为 ISO 人工标准水^[18],溶液用预先充氧至饱和($20\text{ }^\circ\text{C}$)的去离子水配制, pH7.8, $\text{DO}\geq 8.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 静置 24 h 后使用。培养用水为充分曝气脱氯的自来水, pH 调节为 7.6, 电导率 $230\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, 使用前用充氧机充氧,使 $\text{DO}> 8\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

1.1.4 试验生物

隆线溞为本实验室经多代纯化培养的单克隆纯生物株 De42。培养条件:室温 $20\text{ }^\circ\text{C}\pm 0.5\text{ }^\circ\text{C}$, 光照周期 $14\text{ h}\cdot\text{d}^{-1}$, 光强 $1\,200\text{ lx}$ 。每周用试验水换水 3 次,每次换掉培养容器中 1/2。每日定时投喂新鲜斜生栅藻(*Scenedesmus obli.*)浓缩液,密度为 2.0×10^5 个单

细胞 $\cdot\text{mL}^{-1}$ 。采集出生 48 h 的幼溞备用。

1.2 测定装置

趋光行为测定装置见图 1。其中的光源为 150W 卤素灯,外带反射罩及散热装置。发出的光线经石英隔热玻璃、透镜组、滤光片和毛玻璃处理后得到平行光束,并垂直进入反应器。

反应器为硬质玻璃容器,规格为 $40\text{ mm}\times 40\text{ mm}\times 120\text{ mm}$,容器内水深 100 mm,沿高度方向等分为 4 个光区,由上至下分别标识为 U、M₁、M₂ 和 L。暗室规格为 $100\text{ mm}\times 100\text{ mm}\times 180\text{ mm}$,在容器底部及暗室四周用黑色糙面憎水层防止光线反射和散射。

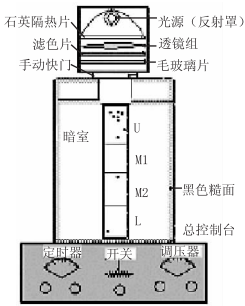


图 1 水溞趋光行为测试装置

Figure 1 Instillation for quantification of *Daphnia*'s photoaxis behavior

1.3 试验方法

1.3.1 参比 Pb 污染溶液配制

将模拟污染物及对照阴离子对应的母液用 ISO 人工标准水稀释至需要浓度,并以 ISO 标准水为对照^[18]。

1.3.2 土壤 Pb 污染的处理

称取 200 g 过 20 目筛的土壤,以干土中 Pb^{2+} 的含量($\text{Pb}^{2+}\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)计,分别为 0、1、5、10、25、50、75、100 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 共 8 个污染水平,以水溶液的形式均匀添加入土壤,平衡 30d 后,将土壤用于制备水提液,每处理重复 3 次。对应 Pb 浓度下的伴随阴离子浓度,见表 1。

为了验证伴随阴离子本身是否对土壤生物毒性效应产生影响,以 NaNO_3 、 NaOAc 和 NaCl 作为阴离子来源,设计与表 1 对应伴随阴离子相同浓度试验。另

表 1 不同 Pb 浓度下的伴随阴离子浓度

Table 1 The concentrations of accompanying anions with different treatment of lead

项目	Pb 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$							
	0	1	5	10	25	50	75	100
NO_3^-	0	0.60	2.99	5.98	14.96	29.92	44.88	59.85
Cl^-	0	0.34	1.71	3.42	8.55	17.11	25.66	34.22
OAc^-	0	0.57	2.85	5.70	14.25	28.49	42.74	56.99

外按 0、1、5、10、25、50、75、100 mg · kg⁻¹ 的 NO₃⁻、OAc⁻ 和 Cl⁻, 同法加入土壤进行生物毒性试验, 以对不同浓度下不同伴随阴离子间的毒性效应差异进行比较。

1.3.3 污染土壤溶液提取

称取 50 g 试验土样置于塑料离心管内, 加入 ISO 标准水 50 mL, 在往复式振荡机上振荡浸提 2 h, 然后 4 000 r · min⁻¹ 离心 15 min, 取上清液过滤得相应的水提液, 用 0.1 mol · L⁻¹ HCl 或 NaOH 调节 pH 为 7.8 后备用。

以上溶液均按同样方法在同一条件下对水蚤进行趋光指数测试。

1.3.4 趋光指数测试

试验在 20 ℃ ± 0.5 ℃ 恒温环境中进行。将水蚤在 ISO 标准水中润洗 3 次, 每次 5 min, 然后随机取水蚤 10 只放入反应器内的试验溶液中, 恒温光照培养 3 h (同培养条件相同) 后, 将反应器移入试验装置内, 使水蚤暗适应 5 min 后, 开启光源光照刺激 10 min。在照光期间, 从第 6 min 开始, 每隔 1 min 记录各光区内水蚤的分布数, 每一浓度重复 5 次, 将数据按下式计算趋光指数 I_p ^[10~16]:

$$I_p = \frac{U - L}{U + M_1 + M_2 + L} \tag{1}$$

式(1)中: I_p 为趋光指数, 变化范围在 [- 1, 1] 之间, 正值表示正趋光, 负值表示失去趋光性或负趋光; U、M₁、M₂ 和 L 分别为对应光区内水蚤的分布数。

趋光指数抑制率(RI_p)按下式进行计算:

$$R_{I_p}(\%) = \frac{I_{pCK} - I_{pPb}}{I_{pCK}} \times 100 \tag{2}$$

式(2)中: $R_{I_p}(\%)$ 表示趋光性抑制率; $R_{I_p} > 0$ 表示抑制作用, $R_{I_p} < 0$ 表示刺激作用。 I_{pCK} 和 I_{pPb} 分别表示对照(CK)溶液及含 Pb²⁺ 溶液中的相对趋光指数。

1.3.5 土壤理化性质测定

土壤 pH 用 1:1 水土比悬液、精密 pH 计测定; 有机质用重铬酸钾法测定; 有效态 Pb 用原子吸收分光光度计测定^[17]。

1.4 数据统计与分析

数据方差齐性用 Bartlett 法检验, 对各个处理趋光指数抑制数据进行方差分析(ANOVA)和 Duncan's 多重比较, 根据统计结果得到使水蚤趋光行为发生显著改变的监测值下限。对趋光指数与污染物添加量之间进行剂量 - 效应关系作图与回归分析, 得出相应的污染物浓度 - 趋光指数效应函数。所有数据采用 SAS(Stat, V6.21, 1997) 及 SigmaPlot 2000

(SPSS, 2000) 软件进行处理。

2 结果与分析

2.1 不同类型 Pb 化合物对土壤生物毒性的影响

许多学者认为水溶态交换态金属作为有效态金属, 对植物或其他生物有毒害作用^[19、20]。通过对 3 种不同类型 Pb 化合物污染土壤水提液进行生物毒性试验, 统计结果表明: 不同 Pb 化合物在进入土壤后, 在低浓度 (小于 10 ~ 25 mg · kg⁻¹) 时, 污染土壤并没有产生明显的生物毒性, 某些 Pb 化合物如 Pb(OAc)₂ 及 PbCl₂ 甚至对水蚤的趋光行为有一定的刺激作用 ($R_{I_p} < 0$), 且 3 种化合物间的毒性差异也不显著, 见表 2。其原因可能是较低浓度时, 进入土壤的 Pb 基本上全部被吸附固定, 从而使污染土壤并未表现出毒性效应, 同时也表明土壤对重金属污染具有一定的缓冲能力。当进入土壤的 Pb 达到一定数量时, 随着污染物添加量的增加, 土壤溶液生物毒性增强, 水蚤趋光指数显著降低 ($R_{I_p} > 0$)。

表 2 不同类型铅化合物对土壤生物毒性的影响

Table 2 Effects of biotoxicity to D. carinata on different plumbous compounds in soil

浓度 /mg · kg ⁻¹	$R_{I_p} / \%$		
	Pb(OAc) ₂	Pb(NO ₃) ₂	PbCl ₂
0	0.00(ab)	0.00(ab)	0.00(ab)
1	-6.23(a)	1.54(ab)	-1.88(a)
5	-1.56(ab)	9.27(abc)	0.38(ab)
10	9.34(abc)	19.31(bcde)	0.64(ab)
25	23.74(cde)	33.98(def)	5.83(abc)
50	38.13(ef)	66.41(g)	19.14(abcd)
75	78.21(gh)	111.20(i)	47.37(f)
100	114.01(i)	149.42(j)	88.72(h)

注: 数据后不同小写字母表示 SSR 检验差异达显著水平 ($P = 0.05$)。

对 3 种不同类型 Pb 化合物的试验结果进行双向分组统计并进行回归分析, 结果表明, 水蚤的趋光指数与土壤 Pb 添加量呈显著负相关 ($r^2 = 0.9821$, $P < 0.01$), 见表 3。

从以上试验结果可知, 不同类型 Pb 化合物进入土壤后, 对应的土壤浸提液生物毒性间存在显著差异, 10 mg · kg⁻¹ Pb(NO₃)₂ 对水蚤的毒性 ($R_{I_p} = 19.31\%$) 分别是同浓度 Pb(OAc)₂ ($R_{I_p} = 9.34\%$) 和 PbCl₂ 毒性 ($R_{I_p} = 0.64\%$) 的 2 倍及近 30 倍, 相当于 50 mg · kg⁻¹ PbCl₂ 的毒性 ($R_{I_p} = 19.14\%$)。随着浓度的增加, 这种差异逐渐缩小, 但直至 Pb 达到 100 mg · kg⁻¹ 时, 三者之间的差异仍达到显著水平。

表 3 不同浓度 Pb 对隆线蚤趋光指数的影响

Table 3 Effects of *D. carinata* Ip on different Pb²⁺ concentrations in soil solution

Pb/mg · L ⁻¹	Ip	R _p /%
0	0.52	0.00
1	0.53	-2.18
5	0.51	2.69
10	0.47	9.68
25	0.41	21.03
50	0.31	41.04
75	0.11	78.65
100	-0.09	117.14
方程	$y = 0.543\ 4 - 0.005\ 9x \quad r^2 = 0.982\ 1$	

注：表中数据为三种不同阴离子类型铅化合物的双向分组统计及回归结果。

在 3 种不同伴随阴离子 Pb 化合物中,能引起水蚤趋光指数发生显著变化的最低 Pb 添加量 (检测下限) 分别为: PbCl₂(25 mg · kg⁻¹) = Pb(OAc)₂ (25 mg · kg⁻¹) > Pb(NO₃)₂ (10 mg · kg⁻¹)。表明在紫色土壤中,

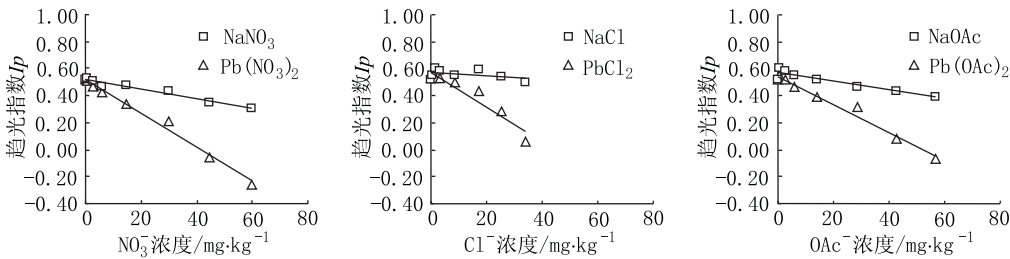


图 2 相伴阴离子对 Pb 污染土壤生物毒性的影响

Figure 2 Effects of biotoxicity to *D. carinata* on Pb²⁺ with various anions in soil solution

2.3 不同阴离子对土壤生物毒性的差异

对土壤添加 NaOAc、NaNO₃ 和 NaCl 的试验结果表明,低浓度时,3 种阴离子钠盐对土壤的毒性较低,且 3 者之间的差异并不明显,见表 4。较低浓度的 OAc⁻ 和 Cl⁻ 甚至还对水蚤的趋光活动有一定的刺激作用。当阴离子浓度过高时,生物毒性逐渐增强,不同阴离子间对土壤浸提液的毒性影响产生显著差异,表现为:NO₃⁻> OAc⁻> Cl⁻。这与前述 3 种类型 Pb 盐的毒性顺序相似,表明 Pb 盐进入土壤后,土壤中 Pb 的生物毒性不仅与 Pb 自身的毒性有关,而且也与土壤环境中不同类型相伴阴离子的毒性显著相关。可见,不同伴随阴离子对 Pb 污染土壤的生物毒性差异,在较低浓度时并非是阴离子本身的毒性效应,但随着阴离子浓度的增加,不同阴离子间对土壤造成的生物毒性差异是应加以考虑的。此外,有资料^[21]表明,溶液中的钠盐对水蚤会产生一定的毒性,因此,在阴离子的对比实验中,高浓度时 3 种阴离子毒性的增强,主

Pb 的临界进入量 (生物毒害浓度阈值) 为: PbCl₂ > Pb(NO₃)₂ = Pb(OAc)₂。说明在同一 Pb 污染水平下, Pb(OAc)₂ 和 Pb(NO₃)₂ 进入土壤后的生物毒性大大高于 PbCl₂。因此,Pb 盐进入土壤后,土壤的生物毒性不仅取决于土壤中 Pb 的绝对数量,而且与化合物中不同类型相伴阴离子显著相关。

2.2 阴离子对 Pb 污染土壤生物毒性的影响

同浓度阴离子的辅助试验表明,3 种阴离子钠盐对土壤的毒性远低于相应阴离子的 Pb 盐,见图 2。阴离子对 Pb 污染土壤生物毒性的影响较为显著,表现为图中 2 条斜线之间的斜率差异。在试验浓度范围内,NaNO₃、NaOAc 及 NaCl 对处理土壤生物毒性较小,随着阴离子浓度上升,Ip 下降较为平缓。而对应浓度阴离子下的 Pb(NO₃)₂、Pb(PAc)₂ 和 PbCl₂ 却使土壤的生物毒性大大增加,Ip 下降很快。说明不同类型 Pb 化合物污染土壤生物毒性并非伴随阴离子本身的毒性效应所致。

表 4 不同阴离子对土壤浸提液生物毒性的影响

Table 4 Effects of biotoxicity to <i>D. carinata</i> on different anions			
浓度 /mg · kg ⁻¹	Ip		
	OAc ⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻
0	0.53 ± 0.05(ab ⁺)	0.52 ± 0.04(abc)	0.52 ± 0.02(abc)
1	0.57 ± 0.07(a)	0.52 ± 0.02(abc)	0.56 ± 0.06(a)
5	0.53 ± 0.06(ab)	0.46 ± 0.04(bede)	0.50 ± 0.08(abcd)
10	0.46 ± 0.05(bede)	0.48 ± 0.05(bede)	0.53 ± 0.03(ab)
25	0.43 ± 0.05(def)	0.44 ± 0.05(cde)	0.51 ± 0.06(abc)
50	0.41 ± 0.04(efg)	0.36 ± 0.09(fgh)	0.45 ± 0.06(bc)
75	0.35 ± 0.05(gh)	0.29 ± 0.05(hi)	0.41 ± 0.04(efg)
100	0.26 ± 0.04(i)	0.17 ± 0.08(j)	0.35 ± 0.08(gh)

注: Ip 栏中,在平均值 ± 标准差 (Sd) 后标有不同字母,表示 SSR 检验差异达显著水平 (P = 0.05),阳离子均为 Na⁺。

要原因除了阴离子本身的毒性疾外,也可能与溶液盐度 (Na⁺ 的浓度) 增加有关,所产生的毒性差异包含了盐度的影响。

土壤中存在众多相互作用的物理、化学和生物等因子,使得土壤污染的研究与评价工作难度大大增

加。从理论上讲,当元素的生物效应相同时,对同一生物,土壤中该元素的“量”应该也相同,但由于土壤体系中的重金属并非都是单一游离态离子,因而常常与阴离子(包括无机阴离子、有机阴离子)相伴在一起,以络合物、络合离子等复杂形式存在。这些相伴阴离子在一定程度上会影响到土壤对其相应重金属离子的吸附和解吸,从而影响到重金属在土壤中的生物有效性^[4~9]。此外,土壤重金属污染还受其它多种作用影响,如大量元素和微量元素与重金属之间的相互作用以及某种复合污染效应等^[4],其结果可能对土壤中重金属的生态毒性效应产生变化,使得同等量的元素进入土壤后表现出不同的生物活性。因此,重金属在土壤中生态毒性的高低不仅与重金属的数量密切相关,还与土壤中其他离子(即伴随离子)的种类和数量有关^[6]。

不同伴随离子对重金属污染土壤生物毒性效应的影响研究,不仅有助于深入了解真实环境条件下土壤中污染物的生态毒性效应,更能为决策部门制定切实可行的环境标准提供值得信赖的理论依据。关于土壤中不同伴随阴离子对 Pb 的生物毒性产生差异的机理,有待进一步的实验研究。

3 结论

(1) 不同伴随阴离子对 Pb 污染土壤的生物毒性影响差异显著,在 Pb 水平相同时,相伴 NO_3^- 及 OAc^- 对 Pb 污染土壤物毒性的作用远远大于相伴 Cl^- 。不同 Pb 化合物对土壤生物毒性的大小分别为: $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2 > \text{Pb}(\text{OAc})_2 > \text{PbCl}_2$,说明同污染水平下,土壤中 Pb 的生物毒性并不与进入土壤中的 Pb 数量成正比,重金属的生物有效性与其相伴的阴离子的种类有着密切的关系。

(2) 在较低浓度时, NO_3^- 、 Cl^- 及 OAc^- 3种阴离子自身对土壤生物毒性较小,因此,在本试验中,不同阴离子对 Pb 污染土壤生物毒性产生差异,并非伴随阴离子的直接影响,而是伴随阴离子与 Pb 相互作用所致。

参考文献:

- [1] 张书海. 污灌区重金属污染对土壤的危害[J]. 环境监测管理与技术, 2000, 12(2): 22 – 24.
- [2] 刘树庆. 保定市污灌区土壤的 Cd、Pb 污染与土壤酶活性关系研究

- [J]. 土壤学报, 1996, 32(2): 175 – 182.
- [3] 易秀, 刘秀华, 周玉明, 等. 土壤质量的生态毒理学评价[J]. 农业环境保护, 2001, 20(5): 345 – 347.
- [4] 黄昌勇, 土壤学. 北京: 中国农业出版社, 2000. 166 – 167.
- [5] Chen H M, Zheng C R, Sun X H. Effect of anions on adsorbility and extractability of lead added in soil[J]. *Pedosphere*, 1991a, 1: 51 – 62.
- [6] Chen H M, Zheng C R, Sun X H. Effect of different lead compounds on growth and metal uptake of wetland rice[J]. *Pedosphere*, 1991a, 1: 51 – 62.
- [7] Khan K S, 谢正苗, 黄昌勇. 不同铅化合物对红壤中微生物生物量的毒性差异[J]. 应用与环境生物学报, 1998, 4(2): 179 – 184.
- [8] Khan K S, Xie Z M, Huang C Y. Effect of anions on toxicity of cadmium applied to microbial biomass in red soil[J]. *Pedosphere*, 1997, 7: 231 – 235.
- [9] 滕应, 黄昌勇, 龙健, 等. 不同相伴阴离子对镉污染红壤微生物区系及群落功能多样性的影响[J]. 环境科学学报, 2003, 23(3): 370 – 375.
- [10] Adema M M, Daphnia magna as a test animal in acute and chronic toxicity tests[J]. *Hydrobiologia*, 1978, 59: 125 – 134.
- [11] 修瑞琴, 许永香. 几种环境生物测试新技术的研究进展[J]. 生态科学, 1992, (2): 18 – 22.
- [12] Flickinger A L, Bruins R J F, Winner R W, et al. Filtration and phototactic behavior as indices of chronic copper stress in Daphnia magna Straus[J]. *Arch Environ Toxicol*, 1982, 11: 457 – 463.
- [13] De Meester L, Dumout H J. The genetics of phototaxis in Daphnia magna: Existence of three phenotypes for vertical migration parthenogenetic females[J]. *Hydrobiologia*, 1988, 162: 47 – 55.
- [14] De Meester L. Genotypes, fish – mediated chemicals, and phototactic behavior in Daphnia magna[J]. *Ecology*, 1993. 74: 1467 – 1474.
- [15] De Meester L. An analysis of phototactic behaviour of daphnia magna clones and their sexual descendants[J]. *Hydrobiologia*, 1991, 225: 217 – 227.
- [16] Yuan Ling, E Michels, De Meester L. Changes in phototactic behavior of Daphnia magna clone C₂₄₂ in response to copper, cadmium and pentachlorophenol[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2003. 15(6): 841 – 847.
- [17] 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. 107 – 240.
- [18] ISO. Water quality – determination of the inhibition of the mobility of Daphnia magna straus (Cladocera: Phustacea) [S]. 1989, ISO 6341.
- [19] Suman L M. The effect of soil properties on zinc adsorption by soils[J]. *Soil Sci Soc Am Proc*, 1975, 39: 455.
- [20] Scott Fordsmand, et al. Toxicity of nickel to a soil – dwelling springtail, Folsomia fimetaria[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 1999, 43(1): 51 – 61.
- [21] 王旭. 多刺秀体蚤与隆线蚤以及多刺裸腹蚤3个种群的耐盐力初探[J]. 四川师范学院学报(自然科学版), 1999, 20(1): 74 – 77.