

铀胁迫对大豆和玉米种子萌发和幼苗生长及 SOD 与 POD 活性的影响

聂小琴, 李广悦, 吴彦琼, 公新忠, 胡 南, 丁德馨

(南华大学 铀矿冶生物技术国防重点学科实验室, 湖南 衡阳 421001)

摘 要:采用实验室光照培养箱培养方法,对铀溶液胁迫下大豆和玉米种子的萌发、幼苗的早期生长和幼苗中的超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)活性的变化进行了研究。结果表明,根长较其他指标对铀生态毒性试验更为敏感。与对照相比,在铀浓度为 100~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下,大豆种子的萌发率不受影响,芽长受到抑制作用,低浓度的铀溶液对大豆根长有促进作用,高浓度的铀溶液抑制主根生长、但促进生根率,大豆的芽重、根重与对照相比均无显著性差异;胁迫不影响玉米种子的萌发率,但抑制其萌发势、生根势和生根率,低浓度的铀溶液对玉米的根长和根重有促进作用。大豆 SOD 活性在低浓度时被促进,高浓度时被抑制,POD 活性在铀浓度为 100 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下即被抑制,且作用随铀浓度的升高而加强;玉米 SOD、POD 活性先升高后降低,但均高于对照。表明玉米抗铀胁迫的能力强于大豆。

关键词:铀;种子萌发;幼苗生长;超氧化物歧化酶;过氧化物酶

中图分类号:Q945.78 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2010)06-1057-08

Response of Seed Germination and Seedling Growth and SOD and POD During Seeds of Bean and Corn Germination on Uranium Stress

NIE Xiao-qin, LI Guang-yue, WU Yan-qiong, GONG Xin-zhong, HU Nan, DING De-xin

(University of South China, Key Discipline Laboratory for National Defense for Biotechnology in Uranium Mining and Hydrometallurgy, Hengyang 421001, China)

Abstract: In recent decades, interest in detailed knowledge of the toxic effects of heavy metals, product of pollution, on plant growth and metabolism has grown. This information is needed for management of crops exposed to pollutants. Uranium can be present in wastewater used for irrigation, and sewage sludge is applied on agricultural soils as phosphorus fertilizer. In this paper, treatments applied in a germination test were 0, 100, 200, 400, 600, 800, 1 000 $\mu\text{molU}\cdot\text{L}^{-1}$. A germination test was evaluated in 7 days after treatment. Changes in growth and physiological and biochemical factors in day 9 after treatment were recorded. The results showed that the root elongation could be recommended as a sensitive indicator to assess crops ecotoxicity of uranium experiment compares with other targets. For bean, compared the control(CK), all the concentration of uranium showed not affect for germinating rate, the rooting rate protraction at high concentration of uranium, the length of shoot protraction at all concentration of uranium, and the length of root protraction at low concentration of uranium and inhibited at high concentration of uranium, the weight of shoot and root had no significant difference; For corn, all the concentration of uranium showed not affect the germination rate in day 7 after treatment. But limited germination and rooting trend and rooting rate. The length of root, the weight of root were protracted at low concentration of uranium. The activity of SOD of bean in shoot was enhanced under low concentration of uranium and was limited under high uranium concentration; the activity of POD of bean was inhibited with increasing uranium concentration. At the same conditions, The SOD and POD activity of corn were higher than that of check group, and were significantly enhanced especially under low uranium concentration. The experiments revealed that the ability of corn anti-uranium stress strong in soybean.

Keywords: uranium; seed germination; seedling growth; superoxi dedismutase(SOD); peroxidase(POD)

收稿日期:2010-01-20

基金项目:国家自然科学基金(50774047)

作者简介:聂小琴(1985—),女,四川安县人,在读硕士,主要从事放射性污染的生物修复研究。E-mail:xiaoqin_nie@163.com

通讯作者:丁德馨 E-mail:dingdxzz@163.com

铀矿开采以及核能的利用是造成铀在环境中富集并产生污染的重要途径^[1]。铀在环境中存在化学性和放射性的双重毒害^[2],铀矿开采冶炼过程中大量放射性废水的排出,直接污染了天然水体和土壤。污水和污染土壤中的铀可通过饮水和食物链等途径进入人体,从而严重影响人们的健康。

近年来,随着环境友好和食品安全问题被逐渐重视,环境铀污染对生态毒性的阈值也开始受到广泛关注^[3]。Vandenhove 等^[6-7]报道了铀胁迫对菜豆种子萌发及活性氧代谢的影响^[2,5]。利用化学物质对高等植物的生态毒理效应来监测环境污染程度,是从生态学角度衡量环境健康状况,评价环境质量的重要方法之一。目前已建立的高等植物毒理试验方法有 3 种:根伸长试验、种子发芽试验和早期植物幼苗生长试验。国际组织 EPA 建议使用白菜、玉米、黄瓜、青菜、燕麦、大豆、西红柿、小麦等作物进行生态毒性试验^[8]。

玉米是一种高光效淀粉类粮食作物,也是重要的饲料作物,而大豆是一种重要的油料作物和高蛋白粮食作物,两者均在我国农业生产中占有较大的比重。作物萌发时期的生长状况直接影响以后的生长和产量^[3]。因此,本试验以大豆和玉米为试验材料,通过发芽试验,从生理毒性方面研究种子在萌发阶段对铀胁迫的不同响应,可揭示铀对种子萌发及幼苗早期生长的毒害,对防止大豆和玉米减产以及铀中毒具有重要意义,从而为正确评估铀污染给农业生产造成的影响提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

大豆(*Glycine max* L. Merr.)品种为日本青大莢毛豆;玉米(*Zea mays* L.)品种为彩糯二号。

1.2 试验设计

试验设 6 个铀浓度(100、200、400、600、800、1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)胁迫组和一个对照组(蒸馏水处理),铀胁迫组是用蒸馏水将 1 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀标准溶液稀释而得,稀释中用 Na_2CO_3 和 NaHCO_3 的缓冲液调 pH 至 5.5 左右,确保各胁迫组溶液中铀不沉淀。

种子经自来水漂洗选种后,用 0.2% HgCl_2 溶液消毒 10 min,蒸馏水冲洗数次,从中取 20 粒饱满、色泽均一的种子均匀排列在直径 12 cm、垫有 2 层滤纸培养皿中,分别添加 5 个铀浓度溶液进行胁迫处理,每处理 4 皿,与对照(CK)同时置 GZX-300BSH-Ⅲ型光照培养箱中(25 ± 1) $^{\circ}\text{C}$ 萌发 10 d,光照强度模拟自然光

照变化,光照时间 12 $\text{h}\cdot\text{d}^{-1}$,每日酌情添加等量的处理液并统计萌发数。

1.3 测试指标

萌生指标:3 d 测种子萌发势,生根势;7 d 测种子萌发率,生根率(种子的萌发与生根分别以胚芽、胚根突破种皮 1 mm 为准)。

生长指标:萌发 7 d 后,取植株的新鲜叶片和根系,用蒸馏水冲洗、再在 20 $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 乙二胺四乙酸二钠(EDTA-2Na)溶液中交换 30 min,以去除根系表面粘附的金属离子,再用蒸馏水冲洗干净,滤纸吸干表面水分,测量芽长、根长、芽重和根重(鲜重)。取植株相同部位的鲜叶片和根系,用于测定各项生理指标。

生理指标:预先配置 1 000 mL pH7.4, 0.01 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ Tris-HCl, 0.000 1 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ EDTA-2Na, 0.01 $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 蔗糖, 0.8% NaCl 溶液作为匀浆介质。萌发 7 d 后,准确称取 1.0 g 幼苗和根系,剪碎,加入预冷的匀浆介质 3 mL,于冰浴中的研钵内研磨成匀浆,再分别用 3 mL 的研磨介质冲洗 2 次,转移至 10 mL 离心管中,于 2 000 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 下冷冻离心 15 min,上清液即为蛋白含量和酶活性测定的 10%粗提液^[9]。利用南京建成生物工程研究所提供的考马斯亮蓝蛋白测试盒、超氧化物歧化酶(SOD)测试盒、过氧化物酶(POD)测试盒分别对大豆和玉米幼苗的蛋白质含量、SOD 活性以及 POD 活性进行测定。可溶性蛋白含量用考马斯亮蓝法测定,酶活力以每毫克蛋白计。可溶性蛋白测试原理:蛋白质分子可以有 $-\text{NH}_2$ 结合,当棕红色的考马斯亮蓝显色剂加入蛋白标准液样品中时,考马斯亮蓝染料上的阴离子与蛋白 $-\text{NH}_2$ 结合,使溶液变为蓝色,通过化学比色法测定吸光度可计算出蛋白含量。SOD 的活性分析采用黄嘌呤氧化酶法(羟氨法)。SOD 活性单位定义:以每毫克蛋白抑制 NBT 光化还原 50% 作为一个酶活性单位。POD 的活性分析采用比色法,利用过氧化物酶(POD)催化相应的底物,通过测定 420 nm 处吸光度的变化得出 POD 酶活性。POD 活性单位定义:以每毫克蛋白在 37 $^{\circ}\text{C}$ 每分钟催化产生 1 μg 的底物酶量作为一个酶活力单位。

1.4 数据处理

萌发率(%) = 7 d 发芽的种子数 / 供试验的种子数 $\times$ 100%^[10];

萌发势(%) = 3 d 发芽的种子数 / 供试验的种子数 $\times$ 100%^[10];

生根率(%) = 7 d 生根的种子数 / 供试验的种子数 $\times$ 100%;

生根势(%)=3 d生根的种子数/供试验的种子数×100%;

抑制指数(%)=(对照长度-处理长度)/对照长度×100%(<0的记为0),测量每株苗芽长和根长,根(芽)长抑制指数以平均根(芽)长计^[11]。

测定结果用 Excel2003 和 SPSS16.0 软件进行统计分析,应用 One-way ANOVA 进行 LSD 组间差异显著性检验,并使用 SigmaPlot10.0 进行绘图。

2 结果与分析

2.1 铀胁迫对大豆和玉米种子萌生的影响

2.1.1 对种子萌发率和萌发势的影响

萌发率是反映种子品质优劣的重要指标,发芽势是表征种子活力指标^[12]。在 100~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,显著性检验结果表明,与对照相比,大豆和玉米种子的最终萌发率均不受影响($P\leq 0.05$)。在高浓度(1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)的铀胁迫下,大豆种子的萌发势表现出明显的激发效应($P\leq 0.05$),而玉米种子的萌发势则呈现出一定的抑制效应($P\leq 0.05$)。

由图 1(a)可知,在 100~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 内各浓度的铀胁迫下,大豆种子的平均萌发率和萌发势均大于对照组。萌发的第 1、2、3 d,在 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,大豆种子的日均萌发数目分别是对照组的 2.8、1.6、1.3 倍,达本试验设定的所有浓度胁迫组的最大值,浓度为 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫组的萌发势和萌发率与对照组均呈显著性差异($P\leq 0.05$),表明该浓度的铀溶液对大豆种子的萌发有明显的促进作用;由图 1(b)可知,在 100~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,各组玉米种子的日均发芽数目均与对照相差不大,在铀浓度 $\leq 800 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 胁迫下,玉米种子萌发势和萌发

率与对照相比,均无显著差异($P>0.05$),说明玉米种子在浓度小于 800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下,萌发势和萌发率均不受影响;而浓度为 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫组的玉米种子萌发势与对照呈显著性差异($P\leq 0.05$);萌发率与对照无显著性差异($P>0.05$),表明在浓度为 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下,玉米种子在萌发初期受到一定的毒害抑制作用,后期可能通过调节自身抗氧化系统,自动解除毒害,恢复正常萌发的功能。

2.1.2 对种子生根率和生根势的影响

由图 2(a)可知,在 100~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,各组大豆种子在萌生初期(3~5 d)的日均生根数目均小于对照组,大豆种子的生根势在 100~800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度之间的铀胁迫下与对照组呈显著性差异($P\leq 0.05$),在 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的铀胁迫下,大豆种子的生根势与对照组呈极显著性差异($P\leq 0.01$),在 100~800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度之间的铀胁迫下,大豆种子的生根率与对照组无显著性差异,在 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的铀胁迫下,大豆种子的生根率与对照组呈显著性差异($P\leq 0.05$)。表明 100~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的铀溶液对大豆种子早期的生根有明显的抑制作用。铀浓度在 100~800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间的溶液对大豆种子生根率无影响,早期对大豆种子生根的抑制作用,在萌生后期逐渐消失;而在浓度为 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下,大豆种子的生根率被抑制,萌生早期受到的抑制作用不能通过自身调节解除。

由图 2(b)可知,在萌生初期(2~3 d),在 $\leq 800 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下,玉米种子的日均生根数目均略大于对照,但均无显著差异($P>0.05$)。而铀浓度为 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 胁迫组的玉米种子,其日均生根数

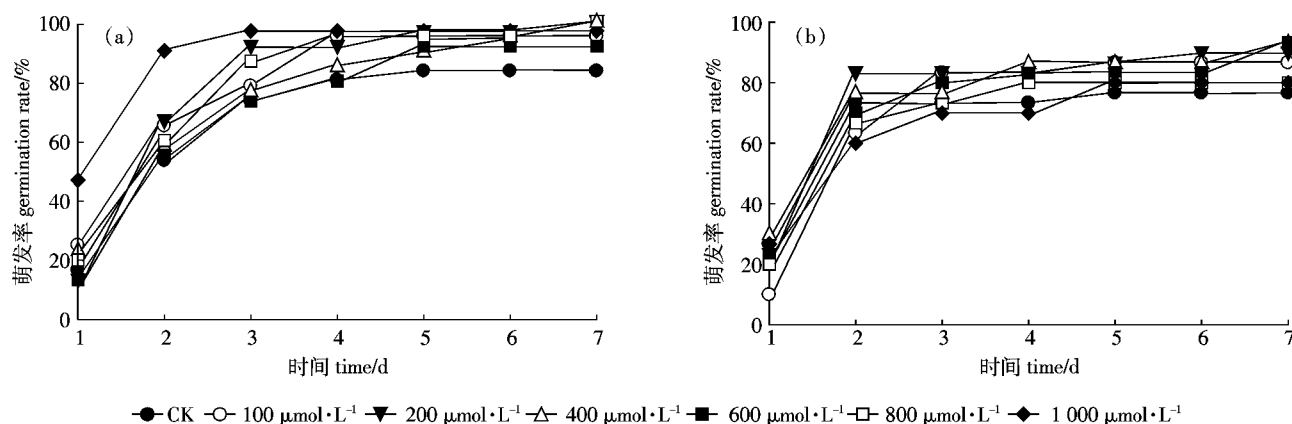


图1 铀胁迫对大豆(a)和玉米(b)种子萌发率的影响

Figure 1 Effect of uranium stress on seed germination of bean(a) and corn(b)

目一直小于对照,铈浓度为 $1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 胁迫组的玉米种子生根势和生根率与对照组以及其他低浓度的胁迫组均呈现出显著性差异($P\leq 0.05$)。表明在浓度为 $100\sim 800\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铈溶液胁迫下,玉米种子的生根率不受影响,反而在萌生初期能加快其生根势;而在高浓度($1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)的铈胁迫下,玉米种子的生根势和生根率均受到明显的抑制作用。

2.2 铈胁迫对大豆和玉米早期生长的影响

2.2.1 对幼芽和根系长度的影响

由图 3(a)可知,在 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铈胁迫下,大豆幼芽和主根的平均长度都大于对照组,在铈浓度为 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的胁迫下,大豆主根的生长长度与对照组呈显著性差异($P\leq 0.05$)。表明在该浓度的铈溶液胁迫下,大豆主根的生长受到一定的激发效应,随着铈胁迫浓度的增加,激发效应逐渐减弱,当溶液中铈浓度在 $200\sim 400\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间时,大豆的幼芽和主根长度与对照相比均无显著性差异($P>0.05$)。当溶液

中铈浓度 $\geq 400\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,激发效应逐渐转为抑制效应,在 600 、 800 、 $1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铈胁迫下,大豆芽长的抑制指数分别为 25.8% 、 39.3% 、 48.3% ,根长的抑制指数分别为 8.9% 、 12.7% 、 19.9% ;对幼芽和主根长度而言, 600 、 800 、 $1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铈胁迫组都显著低于对照($P\leq 0.05$),但 600 、 800 、 $1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铈胁迫组之间没有显著差异($P>0.05$)。由图 3(b)可知,各浓度胁迫组的玉米幼芽长度相差不大,与对照相比均无显著性差异,各组之间也无显著性差异。与对照相比,在 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铈胁迫下,玉米根长受到极显著激发效应($P\leq 0.01$),主根平均长度是对照的 1.9 倍,远远大于对照和其他高浓度的铈胁迫组; $200\sim 1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铈胁迫组均与对照无显著差异($P>0.05$),各处理组之间也无显著性差异($P>0.05$)。

2.2.2 对幼苗和根系鲜重的影响

据图 4 可以看出:在 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铈浓度胁迫下,玉米根系鲜重显著大于对照及 $600\sim 1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$

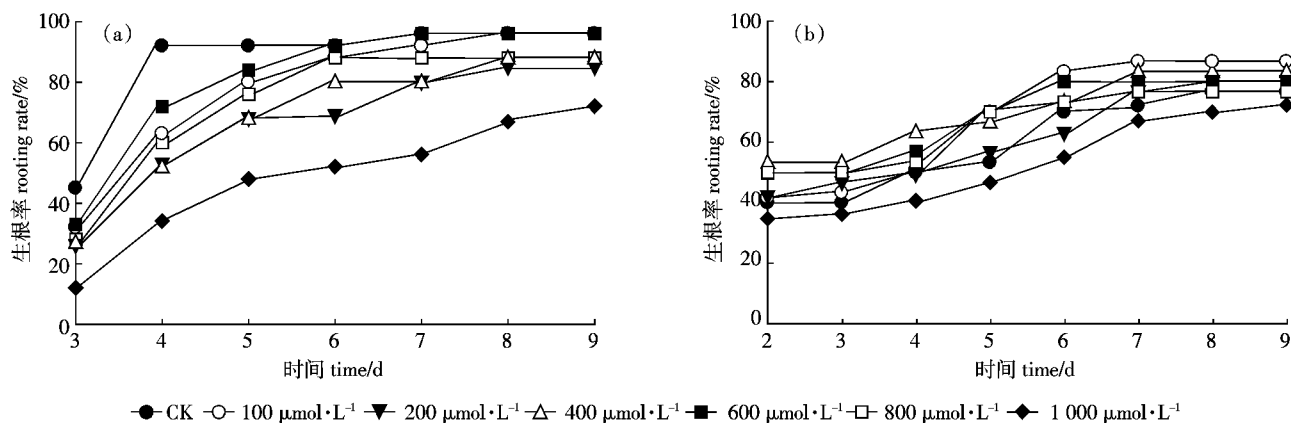


图 2 铈胁迫对大豆(a)和玉米(b)种子生根率的影响

Figure 2 Effect of uranium stress on seed rooting of bean(a) and corn(b)

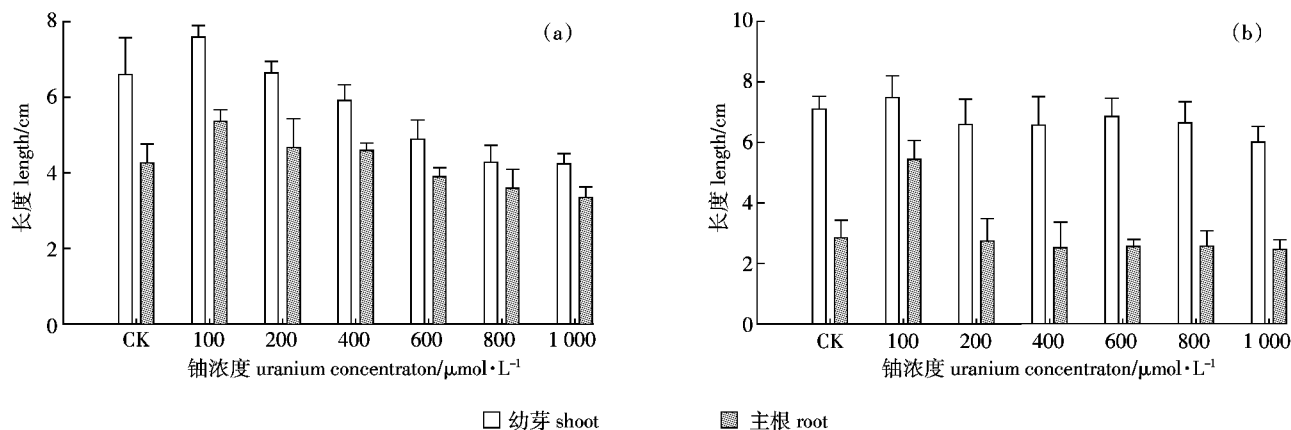


图 3 铈胁迫对大豆(a)和玉米(b)幼芽和根系长度的影响

Figure 3 Effect of uranium stress on shoot and root length of bean(a) and corn(b)

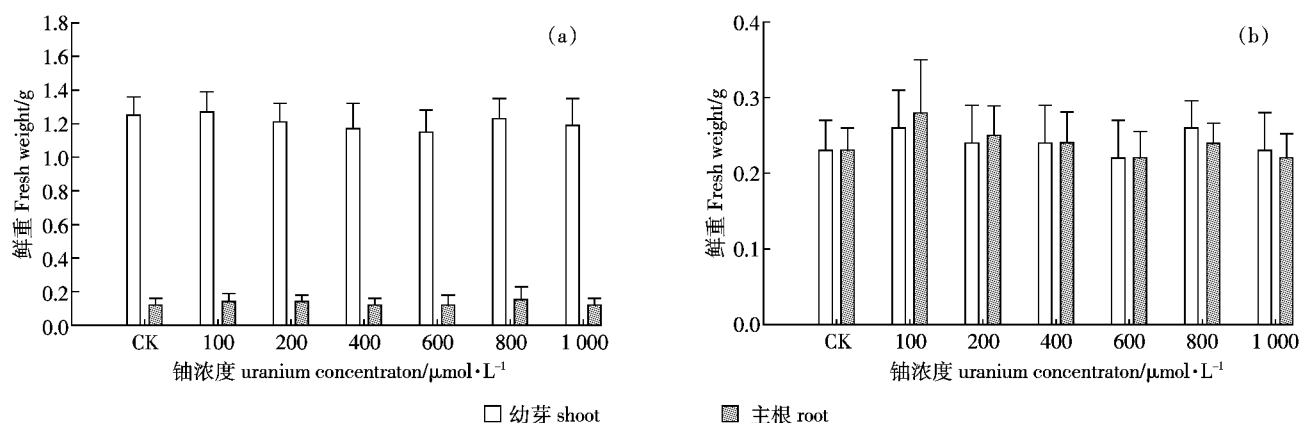


图4 铀胁迫对大豆(a)和玉米(b)幼芽和根系鲜重的影响

Figure 4 Effect of uranium stress on shoot and root weight of bean(a) and corn(b)

的铀胁迫组($P \leq 0.05$),表现出明显的促进效应。除此以外,在本试验设定的铀浓度胁迫下,大豆和玉米的芽重和根重与对照相比均无显著性差异($P > 0.05$)。

2.3 铀胁迫对大豆和玉米生理指标的影响

2.3.1 对大豆和玉米体内 SOD 的影响

由图 5 可以看出,大豆和玉米在不同浓度的铀胁迫下,幼苗体内的 SOD 活性变化响应有所不同。在 100、200、400、600、800、1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的铀胁迫下,大豆幼苗体内的 SOD 活性分别是对照的 1.29、1.00、0.62、0.52、0.48、0.32 倍;玉米幼苗体内的 SOD 活性分别是对照的 1.91、1.53、1.52、1.35、1.66、1.48 倍。由此表明,在低浓度(100 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)的铀胁迫下大豆 SOD 活性明显升高是体内抗氧化系统在受到铀胁迫时做出的应激响应,其中,在 100 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,大豆 SOD 活性显著高于对照($P \leq 0.05$),200 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下大豆 SOD 活性与对照相比无显著性差异,随着铀胁迫浓度的升高,当铀浓度在 400~

800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,大豆体内清除自由基的能力减弱, SOD 活性与对照相比显著降低($P \leq 0.05$),当溶液中铀浓度在 1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,大豆体内 SOD 活性更加减弱,与对照相比呈极显著差异($P \leq 0.01$);而玉米承受铀胁迫的能力强于大豆,表现为在 100~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,体内 SOD 活性均受到激发效应而升高,在铀浓度为 100 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达到最大值,与对照呈极显著差异($P \leq 0.01$),铀浓度在 200~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的各胁迫组,玉米幼芽体内的 SOD 活性与对照呈显著性差异($P \leq 0.05$)。各组之间不存在显著性差异。

2.3.2 对大豆和玉米体内 POD 的影响

由图 6 可以看出:正常条件下,大豆体内的 POD 活性比玉米低 16 倍。在 100~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的铀溶液胁迫下,大豆幼苗体内的 POD 活性随溶液中铀胁迫浓度的增加而呈直线下降,玉米 POD 则受到明显的激发作用而有所增高,在铀浓度为 200 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达到最大值,作用随铀浓度的升高而有所减弱,但均高于对照组。在 100、200、400、600、800、1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的铀胁迫下,大豆幼苗体内的 POD 活性分别是对照的 0.99、0.90、0.81、0.65、0.45、0.34 倍,其中浓度为 100~400 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫组的大豆 POD 活性与对照相比无显著性差异($P > 0.05$),浓度为 600~1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫组的大豆 POD 活性显著小于对照($P \leq 0.05$)。

在 100、200、400、600、800、1 000 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的铀胁迫下,玉米幼苗体内的 POD 活性分别是对照的 1.62、1.82、1.46、1.26、1.10、1.08 倍。浓度在 100~200 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下,玉米幼苗体内的 POD 活性均极显著大于对照($P \leq 0.01$),400~800 $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀

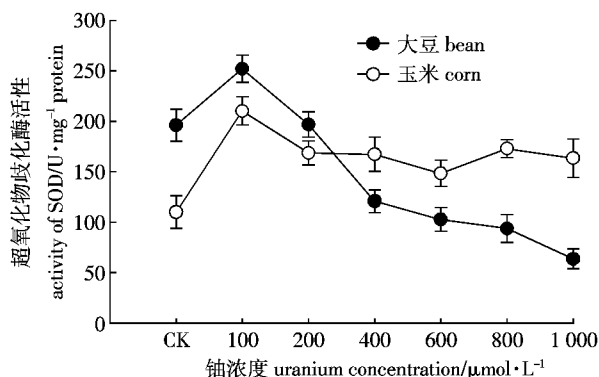


图5 铀胁迫对大豆和玉米幼芽体内 SOD 活性的影响

Figure 5 Effect of uranium stress on SOD activity of bean and corn's seedling

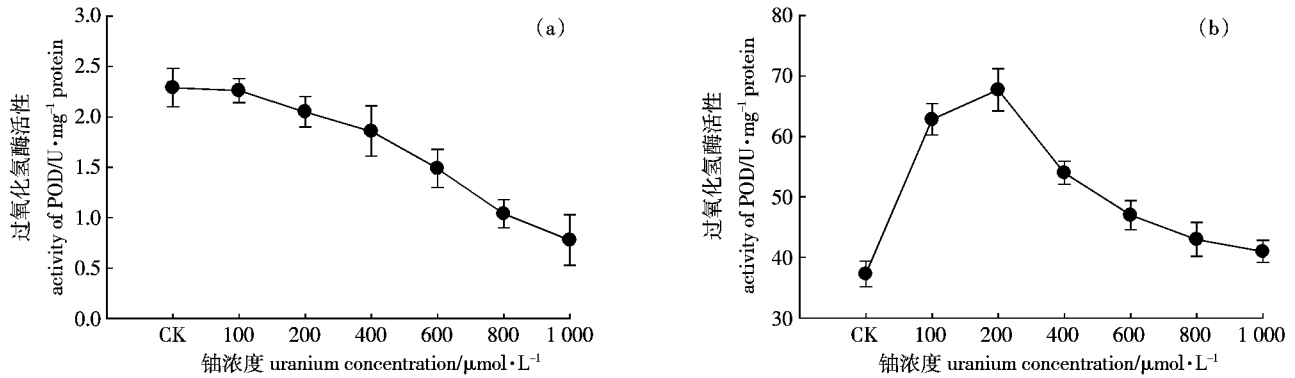


图 6 铀胁迫对大豆(a)和玉米(b)幼芽体内 POD 活性的影响

Figure 6 Effect of uranium stress on POD activity of bean(a) and corn's(b) seedling

溶液胁迫下,玉米幼苗体内的 POD 活性均显著大于对照($P \leq 0.05$),1 000 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下,玉米幼苗体内的 POD 活性均值大于对照,但无显著性差异。

3 讨论

3.1 铀胁迫对大豆和玉米种子萌发及其早期生长的影响

一般认为,重金属对种子萌发及幼苗生长的影响存在一个较低浓度下刺激效应和高浓度下的抑制效应^[13],铀作为放射性和化学性双重毒害的元素,也具有类似的效应。本研究在不同浓度的铀胁迫下不同作物呈现出不同响应,在 100~800 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,大豆种子萌发率、萌发势、生长率均不受影响,生根势受到一定的抑制作用;玉米种子萌发率、萌发势、生长率、生根势均不受影响。在 1 000 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,大豆和玉米种子的萌发率不受影响,萌发势、生根势、生根率均表现为抑制效应。

大豆种子萌发过程中芽长和根长在高浓度的铀溶液(600~1 000 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)胁迫下被抑制,而低浓度的铀溶液(100~200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)胁迫促进根长的生长,芽重、根重与对照相比均无显著性差异;玉米种子萌发过程中,芽长和芽重在胁迫组与对照组间均无显著性差异,低浓度的铀溶液(100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)胁迫促进玉米的根长和根重。

通过对大豆和玉米种子萌发和幼苗生长中各指标比较和筛选,发现根长较其他指标对作物铀生态毒性试验更为敏感。这与宋玉芳等对小麦和白菜生态毒性抑制试验结果根长较发芽率更适宜土壤重金属毒性试验类似^[14-15]。以高等植物根伸长抑制率进行土壤

污染生态毒理效应研究,是从生态学角度衡量土壤健康质量的重要方法之一,并对不同类型土壤中污染物生物可利用性起明显指示作用。它可以对目标及非目标污染物的潜在毒性进行综合评价,是对化学方法评价土壤污染的重要补充^[14]。

3.2 铀胁迫对大豆和玉米抗氧化酶的影响

SOD、POD 是植物抗氧化酶系统中 2 种重要的酶,它们在活性氧自由基的清除、抑制膜脂过氧化等植物抗逆生理方面发挥重要作用^[16-17]。SOD 能催化植物体内的超氧阴离子自由基(O_2^-),发生歧化反应生成 H_2O_2 和 O_2 ,POD 能催化 H_2O_2 分解其他底物以消耗 H_2O_2 ,两者相互协调,有效地清除代谢过程产生的活性氧,从而防止了活性氧引起的膜脂过氧化及其他伤害过程^[18-19]。

本研究结果表明:在铀溶液的胁迫下,大豆幼苗 SOD 活性表现为低浓度(100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)被激发,高浓度(400~1 000 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)被抑制;POD 活性则在高浓度时(600~1 000 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)被抑制,且效应随着铀浓度的增加而加强。说明在 100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的铀胁迫下,大豆能启动自身保护机制,体内 SOD 活性应激升高,最大限度地减少伤害,当铀胁迫浓度在 400~1 000 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,大豆的自身调节系统已被破坏,从而导致 SOD、POD 活性下降,尤其是当铀胁迫浓度在 1 000 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,体内 SOD、POD 活性急剧下降,抗氧化系统完全被破坏。玉米幼苗 SOD 和 POD 活性均被激发,分别在铀浓度为 100、200 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时达最高值。SOD 活性的明显上升说明,玉米在铀胁迫下体内产生了大量的 O_2^- ,要消除 O_2^- 带来的危害必然会生成 H_2O_2 ,而 POD 活性的提高可以催化分解 H_2O_2 ,从而一定程度减轻了胁迫造成的伤害。表明玉米抗铀胁迫的能力强于大豆。

4 结论

(1)根长较其他指标对作物铀生态毒性试验更为敏感。本研究在不同浓度的铀胁迫下不同作物呈现出不同响应。大豆种子萌发过程中,萌发率不受本研究设置的铀浓度组胁迫的影响,高浓度($1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)的铀溶液加快大豆的萌发势;生根率在高浓度时($1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)被抑制, $100\sim 1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度的铀溶液均减慢大豆的生根势;低浓度($100\sim 200\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)的铀溶液促进大豆根系的生长,在高浓度时($600\sim 1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)根长和芽长均被抑制,而芽重、根重与对照相比均无显著性差异。玉米种子萌发过程中,萌发率亦不受本研究设置的铀浓度组胁迫的影响,萌发势、生根势和生根率在高铀浓度($1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)时被抑制;芽长和芽重在胁迫组与对照组间均无显著性差异;低浓度($100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)的铀溶液促进玉米的根长和根重生长。由此可见,铀溶液胁迫下,本试验对大豆和玉米种子萌发及其早期生长监测的所有指标当中,根长比其他指标反应灵敏和明显。

(2)玉米抗铀胁迫的能力强于大豆。在铀浓度为 $100\sim 1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫下,大豆SOD活性在低浓度时($100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)被促进,高浓度时($400\sim 1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)被抑制,POD活性仅表现为在高浓度时($600\sim 1\ 000\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)被抑制,且作用随铀浓度的升高而加强;而玉米的SOD和POD活性均表现为激发效应,且效应随着铀胁迫浓度的增加先升高后降低,但均高于对照。SOD活性在 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达最高,POD在 $200\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达最高。SOD使大豆受到低浓度的铀胁迫时能够消除体内自由基和过氧化物,它是抵御和降低铀胁迫所造成的不利影响、维护大豆正常生理生化机制过程中的关键酶之一;玉米体内SOD和POD能较好地应对铀胁迫对体内造成的伤害。

(3)大豆和玉米种子在浓度为 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀溶液胁迫时,根长和幼苗体内的SOD活性均表现为促进效应,由此表明,大豆和玉米均能很好地应对 $100\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的铀胁迫。

参考文献:

- [1] 张学礼, 王尔奇. 环境中铀污染的植物修复[J]. 铀矿冶, 2008, 27(1): 44-49.
Zhang X L, Wang E Q. Review on phytoremediation of uranium contaminated environment [J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2008, 27(1): 44-49.
- [2] Vandenhove H, Cuypers A, Van H M, et al. Oxidative stress reactions induced in beans (*Phaseolus vulgaris*) following exposure to uranium[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2006, 44: 795-805.
- [3] 苗战霞, 黄占斌, 侯利伟, 等. 再生水灌溉对玉米和大豆抗氧化酶系统的影响[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(4): 1338-1342.
Miao Z X, Huang Z B, Hou L W, et al. Influence of irrigation with reclaimed water on maize and soybean antioxidant system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(4): 1338-1342.
- [4] Sheppard S C, Sheppard M I, Gallerand M O, et al. Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium[J]. *J Environ Rad*, 2005, 79: 55-83.
- [5] Vandenhove H, Cuypers A, Van Hees M, et al. Effect of uranium and cadmium uptake on oxidative stress reactions for *Phaseolus vulgaris*// Broder J. Merkel and Andrea Hasche-Berger. Uranium in the environment mining impact and consequences[M]. New York: Springer Berlin Heidelberg, 2006: 175-182.
- [6] Knoke K, Marwood T M, Cassidy M B, et al. A comparison of five bioassays to monitor toxicity during bioremediation of pentachlorophenol-contaminated[J]. *Soil Water, Air and Soil Pollution*, 1999, 110: 157-169.
- [7] Gong P, Wilke B M, Strozzi E, et al. Evaluation and refinement of a continuous seed germination early seedling growth test for the use in the ecotoxicological assessment of soils[J]. *Chemosphere*, 2001, 44: 491-500.
- [8] EPA. EG-12. U. S. Environmental protection agency[S]. Seed Germination/root Elongation Toxicity Impact tests, Washington D. C.: Office of Toxic Substances, 1982.
- [9] 张志良. 植物生理学实验指导[M]. 北京: 高等教育出版社, 1990.
Zhang Z L. The experimental instruction of plant physiology [M]. Beijing: Higher Education Press, 1990.
- [10] 苏爱华, 林匡飞, 张卫. 等. 纳米 TiO_2 对油菜种子发芽与幼苗生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(2): 316-320.
Su A H, Lin K F, Zhang W, et al. Effect of Nano- TiO_2 on the germination and growth of rape seed[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(2): 316-320.
- [11] 任安芝, 高玉葆. 铅、镉、铬单一和复合污染对青菜种子萌发的生物学效应[J]. 生态学杂志, 2000, 19(1): 19-22.
Ren A Z, Gao Y B. Effects of single and combinative pollutions of lead, cadmium and chromium on the germination of *Brassica chinensis* L.[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2000, 19(1): 19-22.
- [12] 曾庆玲, 黄晓华, 周青. 酸雨对水稻、小麦和油菜种子萌发的影响[J]. 环境科学, 2005, 26(1): 181-184.
Zeng Q L, Huang X H, Zhou Q. Effect of acid rain on seed germination of rice, wheat and rape[J]. *Environment Science*, 2005, 26(1): 181-184.
- [13] 张春容, 夏立江, 杜相革, 等. 镉对紫花苜蓿种子萌发的影响[J]. 中国农学通报, 2004, 20(5): 253-255.
Zhang C R, Xia L J, Du X G, et al. Effect of cadmium germination of *Medicagosativa* seeds[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2004, 20(5): 253-255.
- [14] 宋玉芳, 周启星, 许华夏, 等. 重金属对土壤中小麦种子发芽与根长抑制的生态毒性[J]. 应用生态学报, 2002, 13(4): 459-462.
Song Y F, Zhou Q X, Xu H X, et al. Eco-toxicity of heavy metals on the inhibition of seed germination and root elongation of wheat in soil[J].

- Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(4):459–462.
- [15] 宋玉芳, 许华夏. 土壤重金属对白菜种子发芽与根伸长抑制的生态毒性[J]. 环境科学, 2002, 23(1):103–107.
- Song Y F, Xu H X. Eco-toxicological effects of heavy metals on the inhibition of seed germination and root elongation of Chinese cabbages in soils[J]. *Environmental Science*, 2002, 23(1):103–107.
- [16] 李大辉. 铅污染对菱幼苗 SOD、POD 及叶细胞亚显微结构的影响[J]. 中国环境科学, 2009, 29(2):136–141.
- Li D H. Effects of lead polluted water on activities of superoxide dismutase, peroxides and ultra structure in leaves of *Trapa bicornis* seedlings[J]. *China Environmental Science*, 2009, 29(2):136–141.
- [17] 丁燕芬, 程红焱, 宋松泉. 莲种子的极端高温耐性与抗氧化酶活性的变化[J]. 中国科学 C 辑: 生命科学, 2008, 38(4):337–347.
- Ding Y F, Cheng H Y, Song S Q. Changes in extreme high-temperature tolerance and activities of antioxidant enzymes of sacred lotus seeds[J]. *Science in China Series C: Life Sciences*, 2008, 38(4):337–347.
- [18] Tewari R K, Praveen K, Sharma P N. Magnesium deficiency induced oxidative stress and antioxidant responses in mulberry plants[J]. *Scientia Horticulturae*, 2006, 108(1):7–14.
- [19] 古志钦, 张利权. 互花米草对持续淹水胁迫的生理响应[J]. 环境科学学报, 2009, 29(4):876–881.
- Gu Z Q, Zhang L Q. Physiological responses of *Spartina alterniflora* to long-term waterlogging stress[J]. *Acta Scientiae Circum Stantiae*, 2009, 29(4):876–881.