

朱婷婷, 王玉军, 周东美, 等. Sb(Ⅲ)和Sb(V)对水稻根伸长抑制的生态毒性研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(9): 1811–1817.

ZHU Ting-ting, WANG Yu-jun, ZHOU Dong-mei, et al. Ecotoxicity of Sb(Ⅲ) and Sb(V) on rice by relative root elongation experiments[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(9): 1811–1817.

Sb(Ⅲ)和Sb(V)对水稻根伸长抑制的生态毒性研究

朱婷婷^{1,2}, 王玉军^{2*}, 周东美², 施维林^{1*}, 党菲²

(1. 苏州科技大学环境科学与工程学院, 江苏 苏州 215009; 2. 中国科学院南京土壤研究所土壤环境与污染修复重点实验室, 南京 210008)

摘要:通过水培实验研究了Sb(Ⅲ)和Sb(V)对水稻根伸长抑制的生态毒性。本文以Sb为典型有毒污染物,基于水稻根伸长实验研究了Sb(Ⅲ)和Sb(V)两种形态的Sb对44种水稻的生态毒性,并选取两种对Sb敏感的和耐性的水稻品种,研究两种形态Sb的毒性机理。研究发现Sb(Ⅲ)对水稻根伸长的毒性显著大于Sb(V),44种水稻的 $EC_{50, Sb(Ⅲ)}$ 值范围是0.82~100.24 $mg \cdot L^{-1}$, $EC_{50, Sb(V)}$ 值的范围是13.34~766.78 $mg \cdot L^{-1}$ 。受试的44个品种中,扬粳687对Sb(Ⅲ)较为敏感,其 EC_{50} 值为0.82 $mg \cdot L^{-1}$,而徐旱1号对Sb(Ⅲ)较耐性,其 EC_{50} 值为100.27 $mg \cdot L^{-1}$,两者相差122倍;深两优5183是Sb(V)的敏感品种,其 EC_{50} 值为13.34 $mg \cdot L^{-1}$,紫香米则是耐性品种,其 EC_{50} 值为776.78 $mg \cdot L^{-1}$,两者相差58倍。分析了水稻根部的SOD酶和MDA含量,发现Sb胁迫下水稻根部的SOD酶活力增加,MDA含量增加,表明水稻根部受到了Sb的毒害,可能致毒机制是氧化胁迫。结果表明:Sb(Ⅲ)和Sb(V)对水稻根伸长均有抑制作用,且Sb(Ⅲ)的抑制作用大于Sb(V)的抑制作用。

关键词:锑;水稻;吸收;酶;毒性

中图分类号:S511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)09-1811-07 doi:10.11654/jaes.2017-1701

Ecotoxicity of Sb(Ⅲ) and Sb(V) on rice by relative root elongation experiments

ZHU Ting-ting^{1,2}, WANG Yu-jun^{2*}, ZHOU Dong-mei², SHI Wei-lin^{1*}, DANG Fei²

(1. School of Environmental Science and Engineering, Suzhou University of Science and Technology, Suzhou 215009, China; 2. Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: This study was conducted to investigate the ecotoxicity of Sb(Ⅲ) and Sb(V) on rice by relative root elongation experiments using a hydroponic culture system containing solution. In the present study, the toxicity of antimonite and antimonate on the selected 44 varieties of rice was studied by their relative root elongations, and two varieties of rice sensitive and tolerant to antimonite and antimonate were selected to explore the mechanism of Sb toxicity. The results showed that the toxicity of Sb(Ⅲ) to rice root elongation was significantly greater than that of Sb(V). In the 44 kinds of rice, the value of $EC_{50, Sb(Ⅲ)}$ was in the range of 0.82 to 100.24 $mg \cdot L^{-1}$, while, the value of $EC_{50, Sb(V)}$ was in the range of 13.34 to 766.78 $mg \cdot L^{-1}$. Yangjing 687 was more sensitive to Sb(Ⅲ) with an EC_{50} of 0.82 $mg \cdot L^{-1}$, and Xuhan 1 was more obtuse to Sb(Ⅲ) and the EC_{50} value was 100.27 $mg \cdot L^{-1}$, the difference between the tolerant and sensitive rice being 122 folds. Shenliangyou 5183 was more sensitive to Sb(V) and the EC_{50} value was 13.34 $mg \cdot L^{-1}$, and Zixiangmi was more obtuse to Sb(V) and the EC_{50} value was 776.78 $mg \cdot L^{-1}$, the difference between the tolerant and sensitive rice being 58 folds. The SOD and MDA contents of the 4 kinds of rice were measured, and it was found that the SOD enzyme activity and MDA contents were higher in the roots of rice plants exposed to Sb, which indicated that the roots were poisoned by Sb, and the mechanism of toxicity might be oxidative stress. The results suggested that the rice plant might be subdued by Sb(Ⅲ) and Sb(V), and that the inhibitory effect of Sb(Ⅲ) was greater than that of Sb(V).

Keywords: antimony; rice; absorptive; enzymes; toxicity

收稿日期:2017-12-12 录用日期:2018-03-12

作者简介:朱婷婷(1991—),女,江苏东台人,硕士研究生,从事重金属的土壤毒理学研究。E-mail:752642341@qq.com

*通信作者:施维林 E-mail:weilin-shi@163.com; 王玉军 E-mail:yjwang@issas.ac.cn

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFD0800407);国家自然科学基金项目(41422105);中国科学院科技服务网络计划项目(KFJ-STZ-ZDTP-005)

Project supported: The National Research Program of China(2016YFD0800407); The National Natural Science Foundation of China(41422105); Science and Technology Service Network Initiative(KFJ-STZ-ZDTP-005)

锑(Sb)是人体和植物的非必需元素,具有潜在的慢性毒性和致癌性^[1]。Sb会抑制植物发芽和生长,抑制光合作用,影响膜结构和通透性^[2]。Sb通过呼吸、饮食或皮肤等暴露途径进入人体后,不仅干扰体内糖与蛋白质的代谢,损害心脏、肝脏及神经系统,还会对黏膜产生刺激作用^[3]。由于Sb具有较好的阻燃性,能增加子弹的硬度等特性,广泛应用于各行各业,人类对Sb的需求量越来越大,使得Sb矿的开采等活动急速增加。我国是世界上最大的Sb资源大国,储存在量和产量均居于世界首位,且多年Sb产量达到世界总产量的80%^[4]。近年来,随着含Sb矿产的大量开采,Sb矿周边土壤受到严重污染。Sb环境污染问题已经引起广泛的重视,目前国内外对Sb的生态毒理研究主要集中在植物、藻类对Sb的吸收^[5]和积累过程^[6-7]以及Sb对植物、藻类光合作用的胁迫^[8]等,总体来说研究比较散,不够系统,由于缺乏系统性的生态毒性阈值研究,迄今为止,我国还未颁布关于Sb的土壤环境标准,因此开展Sb生态毒性和阈值研究就显得尤为重要。

水稻是中国乃至亚洲的主要粮食作物之一,世界上有90%的水稻产于亚洲。我国是水稻生产消费大国,大约有65%的人是以水稻为主食^[9],南方Sb矿周边种植大量的水稻,对水稻生长造成一定的污染,湖南省Sb矿山附近的水稻土中检测到Sb的含量是 $1565 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[10],是WHO推荐的土壤Sb污染最大允许浓度 $36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的43倍,水稻植株的根和种子积累分别高达 $225 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5.79 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[11]。根伸长抑制率是评价重金属生态毒性的一个重要指标^[12-13]。本研究选取全国各地、各种类型的水稻作为研究对象,研究不同品种水稻对Sb胁迫的响应差异,以根伸长半抑制最大效应浓度(Concentration for 50% of maximal effect, EC_{50})作为主要参考,对比水稻根部Sb的吸收,及SOD酶和MDA等生理生化指标,比较不同品种水稻对Sb的敏感性,初步探究Sb致毒机理,为污染地区种植水稻品种的选择提供依据;同时为开展Sb毒性阈值和生态毒性研究及我国Sb标准的建立提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 实验材料

(1)水稻品种:供试水稻品种共44种,包括连糯一号、浙优18、鄂丰28、南粳5055、II优7954远杂绿稻Q7、徐早1号、淮粳5号、紫香米、南粳9108、武育糯16

号、绿早、6两优9368、早稻998、川香优2号、钱优0506、冈优177、镇粳优184、钱优1号、春优84、徽两优898、川优6203、黑稻、钱优0508、龙庆稻1号、超级早稻502、龙稻20、冈优7954、富禾66、早稻65、深两优5183、苏育糯、黑糯米、荆两优1198、II优1259、郑早6号、扬粳687、绿糯米、中优188、东农425、镇糯19号、盐粳6号、II优98、屈优267

(2)供试试剂:酒石酸锑钾, $\text{KSbC}_4\text{H}_4\text{O}_7 \cdot 1/2\text{H}_2\text{O}$, AR,上海试四赫维化工有限公司;焦锑酸钾, $\text{K}_2\text{H}_2\text{Sb}_2\text{O}_7 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, AR,上海试四赫维化工有限公司;实验过程中所使用的试剂均为分析纯;去离子水。

(3)供试仪器:多功能环境培养箱(MLR-351H,三洋,日本);原子荧光光度计(AFS-230E,北京海光仪器公司);莱伯泰科微控数显电热板(EG35A Plus,浙江纳德科学仪器有限公司);高速离心机(TG16-WS,湖南凯达科学仪器有限公司)。

1.2 研究方法

1.2.1 72 h根伸长毒性测试

选取饱满的水稻种子,洗净,经消毒、泡种、催芽之后,挑选根长一致的幼芽移植到500 mL装有营养液的PVC罐中,Sb(Ⅲ)和Sb(Ⅴ)处理下的各种不同浓度均设置3个平行,每个平行中有6株幼芽,营养液是1/4强度IRRI营养液^[14],Sb(Ⅲ)和Sb(Ⅴ)的暴露浓度分别为:0.00、0.31、0.61、3.07、6.14、30.69、61.38、92.07 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和0.00、0.51、2.54、5.08、25.38、50.78、76.17、101.55 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 等8个浓度梯度。通过 HNO_3 和NaOH调节营养液pH到5.5。将装有营养液和幼芽的PVC罐置于32℃培养箱中培养72 h。72 h之后拍下幼芽的照片,以Image J处理图片测得水稻根伸长,记录并计算根伸长的平均值、相对根伸长(Relative root elongation, RRE)。RRE计算公式为:

$$\text{RRE} = \frac{\text{RL}_T - \text{RL}_S}{\text{RL}_C - \text{RL}_S} \times 100\% \quad (1)$$

式中: RL_T 是指不同浓度Sb(Ⅲ)或Sb(Ⅴ)处理下样品的根长, RL_C 是 RL_T 对应处理下的对照组根长; RL_S 代表初始根长。

EC_{50} 常指半数最大效应浓度,在本实验中表示相对根伸长RRE为50%时暴露液的浓度, EC_{50} 是定量反应Sb对水稻的胁迫能力大小的一个指标, EC_{50} 越大说明Sb的毒性越小,反之Sb的毒性越大。 EC_{50} 可以根据Haanstra等定义的对数模型计算,对数模型公式如下^[15]:

$$\text{RRE} = \frac{100}{1 + \lambda^{a \times (x-b)}} \times 100\% \quad (2)$$

式中:RRE为记录的相对根伸长或者Sb浓度通过拟合得到的相对根伸长, a 是表示抑制比率参数, b 是相对根伸长为50%时暴露液Sb浓度的对数, x 是Sb浓度的自然对数。

1.2.2 水稻根中Sb总浓度的测定

毒性暴露试验结束后,收集水稻根,用去离子水漂洗3~4次后,所有的根都放进烘箱中,90℃杀青1h,70℃烘干至恒质量。称质量后置于50 mL锥形瓶中,加入适量的硝酸并放上小漏斗,放置在通风橱中冷消解一夜。次日,进行消解,定容,用原子荧光光度计(AFS)测定^[16]。Sb的检测限是20 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。标准样品(GBW10015 菠菜)用于质量控制,其回收率为126.67%。同时做试剂空白。

$C_{\max}$ 可根据Michaelis-Menten方程计算^[17],方程如下:

$$C = \frac{C_{\max} x}{K_{\max} + x} \quad (3)$$

式中: C 是水稻根中Sb的浓度, $C_{\max}$ 是水稻根吸收Sb的最大浓度, $K_{\max}$ 是最大吸收常数, x 是培养液中Sb的浓度。

1.2.3 酶指标测定

经2.2.1和2.2.2实验筛选出的紫香米、扬粳687、深两优5183和徐早1号作为试验水稻,经过消毒和催芽处理后,开展根伸长抑制试验,Sb的暴露浓度为6.09 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。以1/4 IRR1来配制培养液,选择根长一致的幼芽,培养72 h后将根剪下并称鲜重,然后用破碎机进行破碎组织,离心,显色,用考马斯亮蓝法测定蛋白含量,用WST-1法测定SOD活力,用酶标仪比色法测定MDA含量^[18]。

1.2.4 数据处理

根长通过ImageJ(国立健康研究所,美国)处理;根伸长计算用Excel处理; EC_{50} 半数最大效应浓度曲线和最大吸收曲线通过OriginPro 8.5拟合。采用单因素并结合多重比较法(Tukey检验)比较各品种之间的显著性($P<0.05$)。本实验所有数据均为3次重复,数据统计分析采用SPSS 20.0软件,采用OriginPro 8.5画图。

2 结果与讨论

2.1 不同形态的Sb对水稻根伸长的胁迫

不同形态的Sb均能抑制水稻根系的生长,且相较于Sb(V),Sb(Ⅲ)对水稻根系形态各指标的影响比较大^[19]。Sb、As为同族元素,两者之间的性质有很多相似之处,有研究表明水稻不同品种耐As性存在差异^[20],本研究表明不同品种水稻对Sb的耐性也存在差异。不同品种水稻的 EC_{50} 结果如图1、图2,由此可见Sb(Ⅲ)的毒性比Sb(V)的毒性大,且不同基因型水稻对Sb的敏感性存在显著差异($P<0.05$)(数据未列出)。如图1所示,扬粳687的 $\text{EC}_{50,\text{Sb(Ⅲ)}}$ 值最小为0.82 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,表明扬粳687是对Sb(Ⅲ)的敏感品种;徐早1号的 $\text{EC}_{50,\text{Sb(Ⅲ)}}$ 值最大为100.24 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,表明徐早1号是Sb(Ⅲ)的耐性品种,徐早1号的 $\text{EC}_{50,\text{Sb(Ⅲ)}}$ 是扬粳687的122倍。如图2所示, $\text{EC}_{50,\text{Sb(V)}}$ 最小的是深两优5183值为13.34 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,表明深两优5183是Sb(V)的敏感品种; $\text{EC}_{50,\text{Sb(V)}}$ 最大的是紫香米值为776.78 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,表明紫香米是Sb(V)的耐性品种,紫香米的 $\text{EC}_{50,\text{Sb(V)}}$ 是深两优5183的58倍。

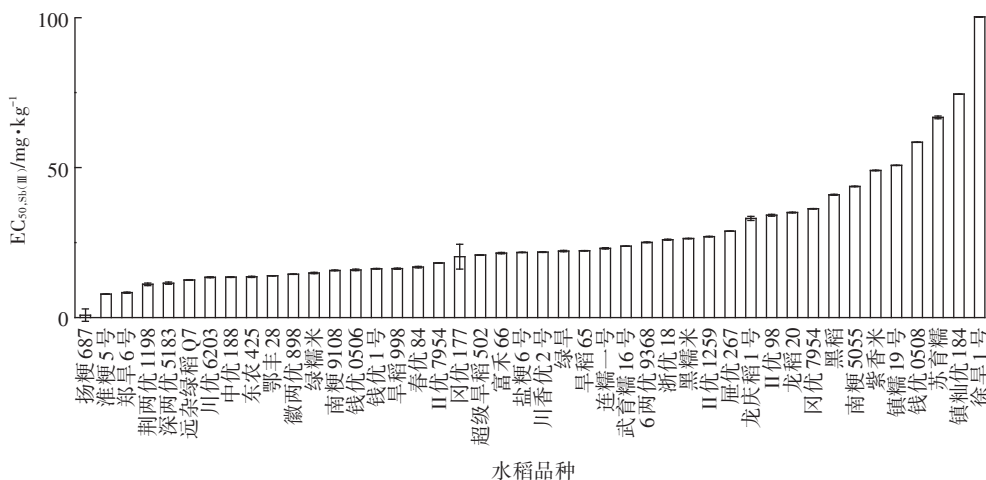


图1 Sb(Ⅲ)对不同品种水稻EC₅₀的影响

Figure 1 Effect of Sb(Ⅲ) on EC₅₀ of different rice

2.2 不同品种水稻根对Sb的吸收

根系是植物吸收矿物质营养和水分的主要器官,植物能够通过减少根部与重金属的接触面积,从而降低对重金属的吸收^[9]。根对重金属的吸收量在一定程度上影响整株植物对重金属的吸收量。不同形态的Sb进入水稻的方式不同,且水稻对Sb的吸收速率也不一样^[11]。

不同品种水稻对Sb的吸收最大值也有显著差异($P<0.05$)(数据未列出),结果如图3和图4所示。由图3可见,不同品种的水稻对Sb(Ⅲ)的吸收最大值在 $5\sim 12\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,敏感品种扬粳687的最大吸收值为 $8.43\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,耐性品种徐早1号的最大吸收值为 $6.09\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。由图4可见,水稻对Sb(V)的最大吸收值在 $0.5\sim 11.5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间,敏感品种深两优5183的

最大吸收值为 $1.69\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,耐性品种紫香米的最大吸收值为 $2.06\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。本研究结果验证了Sb(Ⅲ)处理下的水稻根吸收Sb含量高于Sb(V)处理的结论。

2.3 Sb的致毒机理

2.3.1 相对根伸长

重金属对植物的发芽率、根伸长及一些根部的形态变化有一定的影响,其中根伸长的变化是植物对重金属胁迫最直观的指标之一。由图5A可见,水稻在Sb(Ⅲ)处理下的相对根伸长小于Sb(V)处理组,扬粳687、深两优5183和紫香米在不同的Sb处理下存在显著差异($P<0.05$),徐早1号在不同的Sb处理下没有显著的差异($P>0.05$)。对照组、Sb(Ⅲ)处理组和Sb(V)处理组徐早1号的根伸长抑制率分别为:0、21.92%和22.86%,紫香米的根伸长抑制率分别为:0、

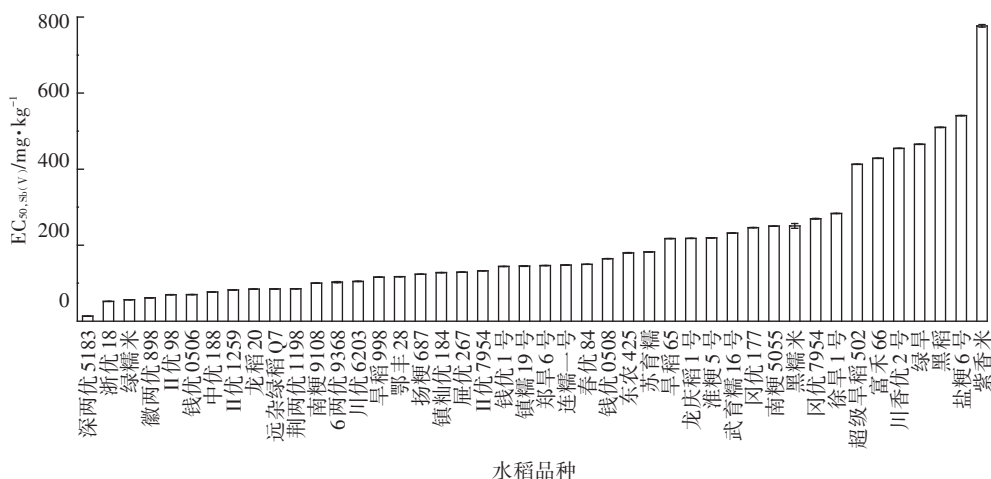


图2 Sb(V)对不同品种水稻EC₅₀的影响

Figure 2 Effect of Sb(V) on EC₅₀ of different rice

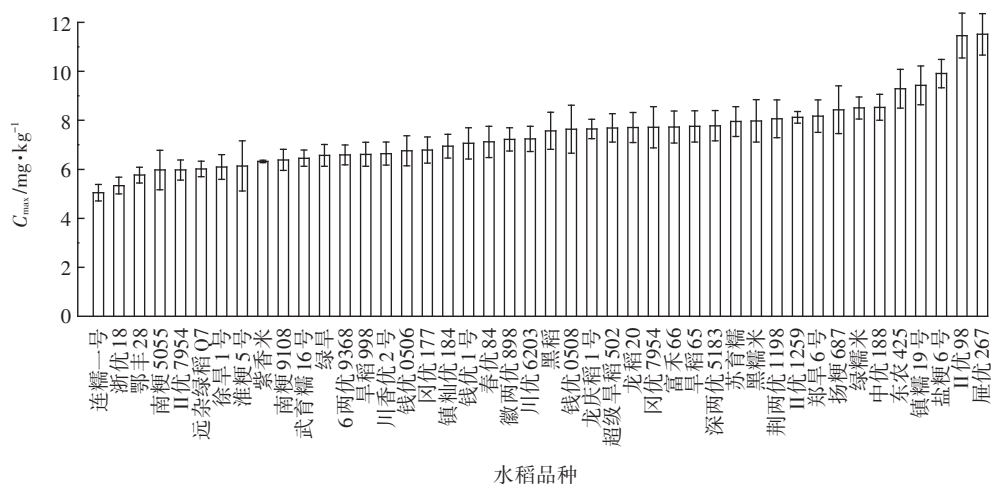


图3 Sb(Ⅲ)培养下不同品种水稻对Sb的最大吸收量

Figure 3 The maximum absorption of Sb by different varieties of rice under Sb(Ⅲ) culture

46.75%、35.40%。

2.3.2 Sb的吸收量差异

植物体内过量的Sb会影响植物的生长,5~10 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Sb在植物组织中会损伤植物的生长^[21]。本研究结果显示如图5B,6.09 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Sb处理组,水稻的根部Sb含量均小于5 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,表明在该浓度下植物的生长受到的损伤不严重。不同Sb处理的水稻根部对Sb吸收存在着显著差异,有研究表明Sb(Ⅲ)处理组的一些植物根吸收Sb浓度大约是Sb(V)处理组的3倍^[22]。本研究的结果显示,在Sb(Ⅲ)处理下这四种水稻根的Sb含量是Sb(V)处理组的5倍。两个结果之间存在偏差可能的原因有两个:一是实验所使用的植物不同,二是实验所用的时间不同。

2.3.3 水稻根在Sb胁迫下超氧化物歧化酶的差异

SOD(超氧化物歧化酶)是生物体内普遍存在的酶之一,在ROS防御机制中起着关键的作用,它能够降低膜脂过氧化作用,维持细胞膜的稳定性^[23]。抗氧化和解毒是环境胁迫的第一道防线^[24],但增加污染物浓度可能导致这些过程的崩溃和其他相关反应的刺激^[25],SOD活力的降低表明对细胞的毒性超过细胞的极限,造成了SOD的消耗或者造成SOD瞬间保护不足^[26]。研究表明外源As处理下,小于20 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时As浓度增加时植物体内SOD增加,说明SOD在低As条件下在保护植物方面起着重要的作用;外源As大于20 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,As增加时植物体内的SOD呈减少趋势,是植物中毒现象^[27]。Chai等研究发现Sb的存在降

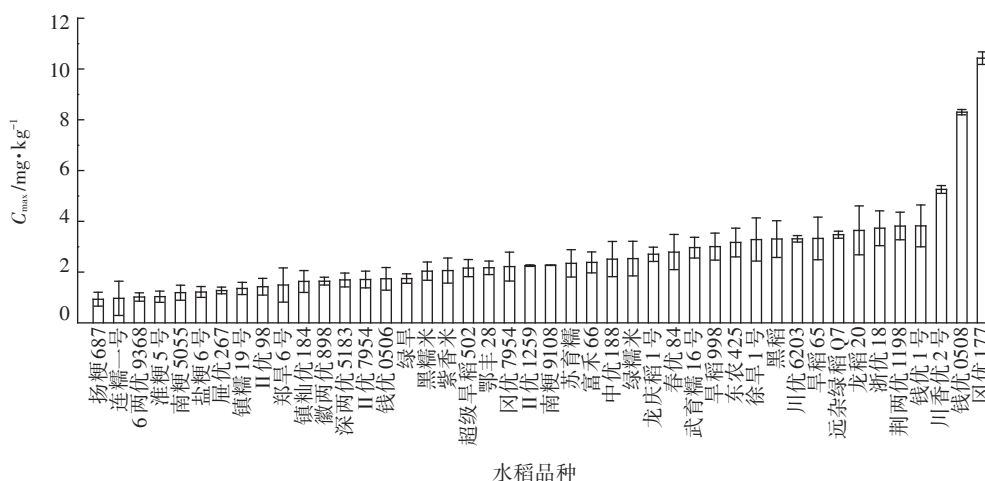
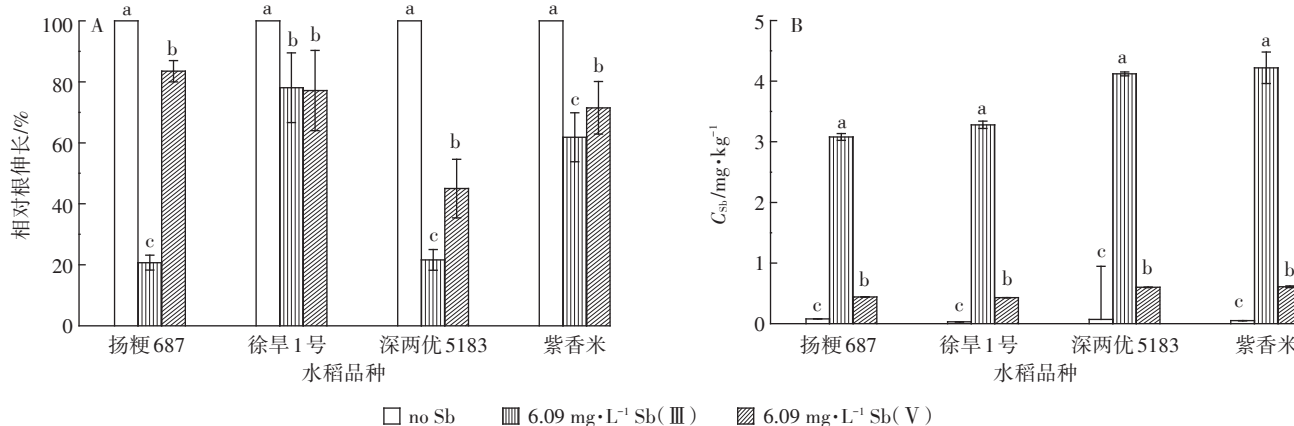


图4 Sb(V)培养下不同品种水稻对Sb的最大吸收量

Figure 4 The maximum absorption of Sb by different varieties of rice under Sb(V) culture



每个水稻品种下不同小写字母表示不同Sb处理间差异显著($P < 0.05$)。下同

Different lowercase letters indicate significant difference between different Sb treatments in the same variety ($P < 0.05$). The same below

图5 不同处理下水稻相对根伸长(A)和Sb总量(B)的比较

Figure 5 The relative root elongation(A) and the concentration of rice(B) with different Sb treatments

低了苧麻(*Boehmeria nivea*)中SOD含量,但存在明显的浓度效应,40 mg·L⁻¹的Sb显著降低了SOD酶活性,但随着浓度的进一步增加,SOD酶活性又显著增加^[28]。我们的研究发现6.09 mg·L⁻¹的Sb(Ⅲ)和Sb(V)处理均显著增加了水稻根中SOD酶活性,与Sb(Ⅲ)相比,Sb(V)处理增加更为显著(图6A)。

2.3.4 水稻根在Sb胁迫下丙二醛的差异

丙二醛(MDA)是过量的活性氧指数和细胞膜脂质过氧化作用产物,可作为应激化条件下脂质过氧化状态的指标^[23]。MDA含量的增加通常表现为保护机制,消耗丙二醛对植物器官有轻微的损害^[26]。As浓度的增加导致水稻根茎中MDA的增加是由于As引起的氧化压力^[27],Sb污染使ROS诱导脂质过氧化,导致MDA的含量增加。研究结果表明(图6B),水稻根部受到Sb的胁迫之后MDA的含量均比对照组大;且相比于Sb(V)处理组,Sb(Ⅲ)处理组的水稻根MDA含量较大,表明水稻幼苗的生长过程中受到Sb(Ⅲ)引起的氧化压力大于Sb(V)引起的氧化压力,说明该Sb(Ⅲ)对水稻根部的伤害更严重。

3 结论

根伸长的变化是植物对重金属胁迫最直观的标志之一,论文以EC₅₀作为水稻耐Sb能力大小的筛选指标研究了Sb对水稻的生物毒性,发现Sb(Ⅲ)对水稻根伸长的毒性显著大于Sb(V),试验的44种水稻品种中,扬梗687是Sb(Ⅲ)的敏感品种,徐早1号是Sb(Ⅲ)的耐性品种;深两优5183是Sb(V)的敏感品种,紫香米是Sb(V)的耐性品种。水稻对不同形态Sb的吸收差异较大,水稻对Sb的吸收量与水稻对Sb的敏感性之间没有显著的相关性,但是水稻对Sb(Ⅲ)

的吸收显著高于Sb(V)。Sb显著影响了水稻根中SOD酶活性和MDA含量,6.09 mg·L⁻¹的Sb处理增加了水稻根中SOD酶活性,且Sb(V)处理显著高于Sb(Ⅲ);Sb暴露显著增加了水稻根中MDA含量,且Sb(Ⅲ)处理显著高于Sb(V),表明Sb(Ⅲ)的毒性要高于Sb(V)。

参考文献:

- [1] Elliott B M, Mackay J M, Clay P, et al. An assessment of the genetic toxicology of antimony trioxide[J]. *Mutat Res*, 1998, 415(1/2): 109-117.
- [2] Chai L Y, Wang Y, Yang Z H, et al. Physiological characteristics of *Ficus tikoua* under antimony stress[J]. *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2017, 27(4): 939-945.
- [3] 廖自基. 环境中微量重金属元素的污染危害与迁移转化[M]. 北京: 科学出版社, 1989: 150-176.
LIAO Zi-ji. Pollution hazards and migration and transformation of trace heavy metals in environment[M]. Beijing: Science Press, 1989: 150-176.
- [4] 王修, 王建平, 刘冲昊, 等. 我国锑资源形势分析及可持续发展策略[J]. *中国矿业*, 2014(5): 9-13.
WANG Xiu, WANG Jian-ping, LIU Chong-hao, et al. Situation analysis and sustainable development strategy of antimony resources in China[J]. *Chinese Journal of Mining*, 2014(5): 9-13.
- [5] Feng R W, Wei C Y, Tu S X, et al. The uptake and detoxification of antimony by plants: A review[J]. *Environmental & Experimental Botany*, 2013, 96(96): 28-34.
- [6] 王晓丽. 植物中锑的积累过程及锑与砷的复合作用研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012: 7-15.
WANG Xiao-li. Mechanisms of antimony accumulation and the interaction between antimony and arsenic in plants[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012: 7-15.
- [7] 薛亮. 锑矿区植物重金属积累特征及其耐锑机理研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2013: 23-50.
XUE Liang. Research on characteristic of heavy metal accumulation

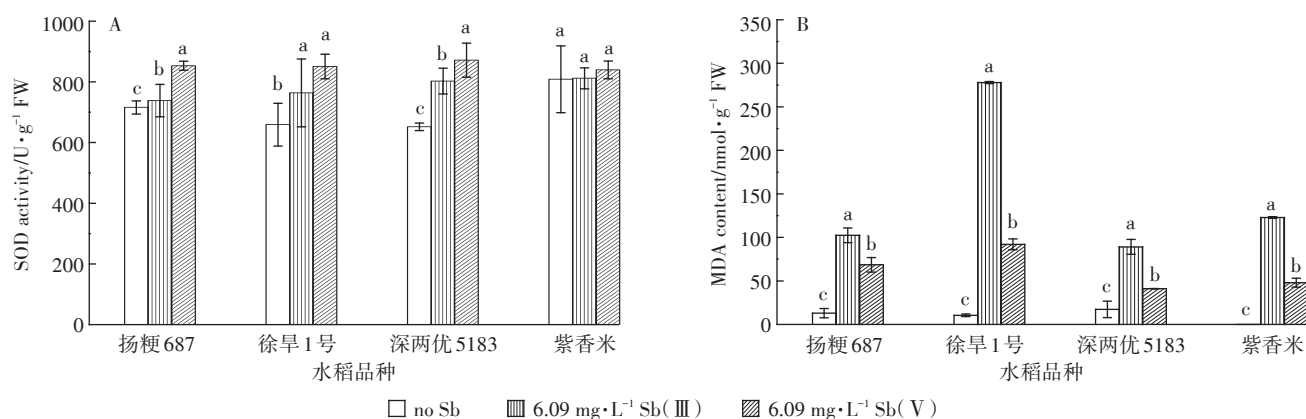


图6 不同Sb处理下水稻的SOD活力(A)和MDA含量(B)

Figure 6 The activity of SOD(A) and the concentration of MDA(B) with different Sb treatments

- and antimony tolerant mechanism of plants in antimony mine area[D]. Beijing: Chinese Academy of Forestry, 2013:23-50.
- [8] 张强, 刘飞, 纪磊, 等. 镉胁迫对玉米生物量、光合特性及镉积累的影响[J]. 核农学报, 2017, 31(8):1633-1639.
- ZHANG Qiang, LIU Fei, JI Lei, et al. Effects of antimony stress on the biomass, photosynthetic characteristics and antimony accumulation of maize[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2017, 31(8):1633-1639.
- [9] 孟桂元, 唐婷, 周静, 等. 不同水稻品种种子萌发及根芽生长的耐镉性差异研究[J]. 杂交水稻, 2015, 30(5):65-69.
- MENG Gui-yuan, TANG Ting, ZHOU Jing, et al. Studies on cadmium tolerance differences of seed germination and growth of roots and shoots in different rice varieties[J]. *Hybrid Rice*, 2015, 30(5):65-69.
- [10] He M C, Yang J R. Effects of different forms of antimony on rice during the period of germination and growth and antimony concentration in rice tissue[J]. *Science of the Total Environment*, 1999, 243/244(99):149-155.
- [11] Ren J H, Ma L Q, Sun H J, et al. Antimony uptake, translocation and speciation in rice plants exposed to antimonite and antimonate[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 475:83-89.
- [12] Abedin M, Joinal, Meharg A A. Relative toxicity of arsenite and arsenate on germination and early seedling growth of rice (*Oryza sativa* L.)[J]. *Plant & Soil*, 2002, 243(1):57-66.
- [13] 何俊瑜, 任艳芳. 镉胁迫对水稻种子萌发、幼苗生长和淀粉酶活性的影响[J]. 华北农学报, 2008, 22(增刊1):399-404.
- HE Jun-yu, REN Yan-fang. Effect of cadmium on seed germination, seedling growth and amylolytic activity of rice[J]. *Acta Agriculture Boreali-Sinica*, 2008, 22(Suppl1):399-404.
- [14] Yoshida S, Forno D A, Cock J H. Laboratory manual for physiological studies of rice[M]. Manila:International Rice Research Institute, 1976:7-11.
- [15] 崔晓丹. 不同水分管理对土壤镉、砷有效性及水稻吸收土壤镉的影响研究[D]. 北京:中国科学院大学, 2015:49-60.
- CUI Xiao-dan. Effects of different water managements on the uptake of soil Sb by rice (*Oryza sativa* L.) [D]. Beijing:Chinese Academy of Sciences, 2015:49-60.
- [16] Krachler M, Zheng J, Koerner R, et al. Increasing atmospheric antimony contamination in the northern hemisphere: snow and ice evidence from Devon Island, Arctic Canada[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2005, 7(12):1169-1176.
- [17] 常江, 章力干. 镧钙对水稻磷、钾吸收速率的影响[J]. 安徽农业大学学报, 1994(4):494-497.
- CHANG Jiang, ZHANG Li-gan. Effects of lanthanum and calcium on rate of phosphorus and potassium uptake in rice[J]. *Journal of Anhui Agricultural University*, 1994(4):494-497.
- [18] Zhang F Q, Wang Y S, Lou Z P, et al. Effect of heavy metal stress on antioxidative enzymes and lipid peroxidation in leaves and roots of two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorhiza*)[J]. *Chemosphere*, 2007, 67(1):44-50.
- [19] Li X, Yang Y, Jia L, et al. Zinc-induced oxidative damage, antioxidant enzyme response and proline metabolism in roots and leaves of wheat plants[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2013, 89(11):150-157.
- [20] 雷蕾, 吴倩桦, 吕海琴, 等. 不同形态镉对水稻生长及根系形态特征的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(3):437-442.
- LEI Lei, WU Qian-hua, LÜ Hai-qin, et al. Effects of different forms of antimony on the growth and root morphology of rice plant[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(3):437-442.
- [21] Hajiani N J, Ghaderian S M, Karimi N, et al. A comparison of antimony accumulation and tolerance among *Achillea wilhelmsii*, *Silene vulgaris* and *Thlaspi arvense*[J]. *Plant & Soil*, 2016:1-15.
- [22] 刘文菊, 胡莹, 毕淑芹, 等. 苗期水稻吸收和转运砷的基因型差异研究[J]. 中国农学通报, 2006, 1(6):356-360.
- LIU Wen-ju, HU Ying, BI Shu-qin, et al. Study of genotypic differences on arsenic uptake by and translocation in rice seedlings[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2006, 1(6):356-360.
- [23] Kabatapendias A, Pendias H K. Trace elements in soils and plants[M]. CRC Press, 2011:951-974.
- [24] Wilhelm F D. Reactive oxygen species, antioxidants and fish mitochondria[J]. *Frontiers in Bioscience A Journal & Virtual Library*, 2007, 12(1):1229.
- [25] Jin Z, Zhu X S, Cai Z H. Tributyltin toxicity in abalone (*Haliotis diversicolor supertexta*) assessed by antioxidant enzyme activity, metabolic response, and histopathology[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 183(1/2/3):428.
- [26] Ma T, Christie P, Ying T, et al. Rape (*Brassica chinensis* L.) seed germination, seedling growth, and physiology in soil polluted with di-n-butyl phthalate and bis(2-ethylhexyl) phthalate[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2013, 20(8):5289-5298.
- [27] 蒋汉明, 邓天龙, 赖冬梅, 等. 砷对植物生长的影响及植物耐砷机理研究进展[J]. 广东微量元素科学, 2009, 16(11):1-5.
- JIANG Han-ming, DENG Tian-long, LAI Dong-mei, et al. Progresses on the effect of arsenic on plant and plant tolerance mechanism[J]. *Guangdong Trace Elements Science*, 2009, 16(11):1-5.
- [28] Chai L Y, Mubarak H, Yang Z H, et al. Growth, photosynthesis, and defense mechanism of antimony (Sb)-contaminated *Boehmeria nivea* L. [J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2016, 23(8):7470-7481.