Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}对菹草生长胁迫影响及其应答机制

李婉璐[1,2]， 张光生[1,2]， 成小英[*1,2]

（1. 江南大学 环境与土木工程学院 江苏 无锡 214122；2. 江苏省水处理技术与材料协同创新中心，江苏 苏州 215000）

摘要：为探求不同浓度的 Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}对菹草（石芽）的生长发育的胁迫及其应答机制，对菹草（石芽）的生长状况、叶片的叶绿素、可溶性蛋白质、丙二醛（MDA）含量、抗氧化酶系统等进行了分析。结果如下：Cu^{2+}、Cd^{2+}质量浓度大于 0.5 mg/L，植株无法正常生长或存活；Cu^{2+}胁迫下，植株受损程度相对严重。Zn^{2+}、Pb^{2+}质量浓度小于 10 mg/L 时，菹草仍可以正常生长，但 Pb^{2+}胁迫程度比 Zn^{2+}较轻。综上，在相同质量浓度下，4 种重金属对菹草（石芽）的胁迫强弱依次为 Cu^{2+}、Cd^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}。本研究为生态修复中水生植物的金属阈值提供了有价值的参考。

关键词：胁迫；菹草；Cd^{2+}；Cu^{2+}；Zn^{2+}；Pb^{2+}

中图分类号：Q 948 **文献标志码：**A **文章编号：**1673—1689(2016)09—1001—07

Stress Effect and Response Mechanism of Cd^{2+},Cu^{2+},Zn^{2+} and Pb^{2+} on *Potamogeton crispus* L. Growth

LI Wanlu[1,2], *ZHANG Guangsheng*[1,2], *CHENG Xiaoying*[*1,2]

(1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2. Jiangsu Coorperative Innovation Center of Water Treatment Technology and Material, Suzhou 215000, China)

Abstract: To estimate the influence of different heavy metals to the *Potamogeton crispus* L., especially the growth and development of its winter buds, the stresses of Cd^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+} and Pb^{2+} in different concentrations to the growth and development of winter buds of *Potamogeton crispus* L. were studied, through the quantitative determination of germinated number of winter buds, chlorophyll of the leaves, soluble protein, malondialdehyde (MDA), and antioxidant system. As a result, under the same concentrations, Cu^{2+} had the most obvious effect on physiological and biochemical indexes of the plant. The Cd^{2+} ranked the second and followed by Pb^{2+} and Zn^{2+}. The plants cannot grow normally or even survive with concentration of Cu^{2+} or Cd^{2+} higher than 0.5 mg/L. At the same time, the plants can grow normally under 10 mg/L of Zn^{2+} or Pb^{2+} treatment, which provided effective basis for aquatic plant in the metal threshold for ecological repair.

Keywords: stress, *Potamogeton crispus* L., Cd^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Pb^{2+}

收稿日期：2015-01-05

基金项目：国家重大水专项项目（2012ZX07101-013-04）。

* **通信作者：**成小英（1977—），女，江苏无锡人，理学博士，副教授，硕士研究生导师，主要从事水环境治理及其机理方面的研究。E-mail：chengxiaoysytu@163.com

目前，水生植物作为水体主要的初级生产者，为水生生态系统结构和功能的维持起着不可替代的作用[1-2]。一些沉水植物如马来眼子菜、苦草、菹草等，因其对水体营养物质和重金属的吸收富集作用以及对浮游藻类的竞争抑制，已成为水体原位富营养化控制和重金属治理的一项重要生物措施[3-4]。然而，过高浓度的营养盐，特别是高浓度的金属元素，又会反过来对水生植物的生长发育产生胁迫[5]。因此，有必要就重金属离子对水生植物的发育及生长的生理生化影响进行研究。

近年来，国内外学者进行了一些关于重金属胁迫水生植物的研究，李玥[5]以镉、铜、锌对 4 种水生植物的毒害分析其应答机制，陈辉[6]等通过 Cr^{6+}对菹草的胁迫过程中叶绿素荧光参数，抗氧化系统和超微结构的变化探究其应答机制，Uruc[3]等研究了 3 种浮萍在 Zn^{2+}胁迫下抗氧化系统的响应。但这些研究多是采用成体进行实验，而忽视了重金属胁迫对菹草从石芽幼体到成体的过程影响。

作者选取菹草石芽为培养对象，研究了在菹草一个生长周期内，4 种重金属离子胁迫的浓度效应与菹草抗氧化酶体系的应答机制，为污染水体中菹草无性生殖生长周期内的重金属胁迫与耐受性机制提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料与处理

试验所用菹草于 2013 年 11 月采自江南大学小蠡湖水域。取水体底泥中未发芽的菹草石芽，先以清水洗净，再依次用 5%的 H_2O_2(15 min)、10%的 NaClO 浸泡消毒 30 s，并用无菌水清洗 6 遍[7]。然后将这些石芽置于重金属处理的 1/10 Hoagland 灭菌培养液中，在光照培养箱中培养，光照周期为 12 h:12 h(光:暗)，光照强度为 8 000 Lux，光暗温度为 25 ℃:18 ℃(光:暗)。每 3 天更换培养液，直至石芽发育生长为成熟的菹草并长出新的石芽（约 1 个月）后停止培养。本试验共分为 25 组：对照组(CK)用 1/10 Hoaglands 营养液培养，其余 24 组分别用添加了 0.1、0.5、1.0、2.5、5.0、10 mg/L Zn^{2+}($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)、Cd^{2+}($CdSO_4$)、Cu^{2+}($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) 或 Pb^{2+}($Pb(NO_3)_2$)的 1/10 Hoaglands 营养液培养，每组设 3 个重复，每个重复 20 颗石芽。

1.2 测定方法

每日统计单颗菹草石芽的萌发芽数、生根数并计算每组实验处理的萌发率。叶绿素含量采用二甲亚砜法测定[8]。可溶性蛋白质含量采用 Bradford 的考马斯亮蓝 G-250 法测定[9]。MDA 含量采用硫代巴比妥酸法(TBA 法)测定[9]。超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)和过氧化氢酶(CAT)的含量采用植物 elisa 检测试剂盒(上海颖心实验室设备有限公司)测定。

1.3 统计分析

所有数据均为 3 次独立实验的平均值±标准差(Mean ± SD)，并用 SPSS 19.0 进行方差分析，经分析有效的数据($p<0.05$)进行 LSD 多重分析比较。

2 结果与分析

2.1 Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}对石芽发芽率和生根率的影响

实验处理 5 d 后，各组石芽发芽率均达到 100%，单颗石芽的出芽数在 1~5 之间，不同金属及不同金属浓度处理下的出芽数无显著差异。除 Cu^{2+} 质量浓度为 10 mg/L 时的生根率在 50%，其余各组石芽的生根率均在 90%以上。各组的单颗石芽平均生根数有明显变化，见图 1。Zn^{2+}和 Pb^{2+}胁迫组中，平均生根数没有随金属浓度的增加而降低；而 Cd^{2+}组中生根数自质量浓度大于 1 mg/L 有微幅下降；Cu^{2+}胁迫组在质量浓度等于 10 mg/L 时生根数明显低于其他胁迫组。

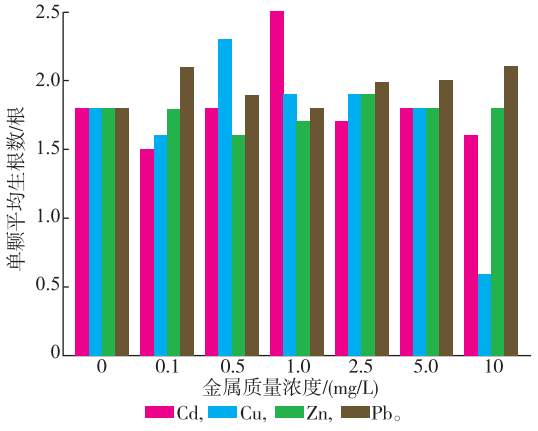

图 1 Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}对石芽生根数的影响

Fig. 1 Effects of Cd^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Pb^{2+} stress on the numbers of winter buds, *Potamogeton crispus* L.

不同质量浓度的 Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}对菹草

生长发育的影响见表 1。Zn^{2+}和 Pb^{2+}胁迫组中，石芽逐渐发育为成熟植株，且长势较好，与对照组无显著差异；而 Cu^{2+}胁迫组中，当质量浓度≥1 mg/L 时植株叶片出现枯黄和暗斑，质量浓度在 5 mg/L 时植株矮小，叶片全部枯黄，质量浓度在 10 mg/L 时植物仍然处于石芽出芽状态，未生叶，无法进行后续检测，同时培养液易浑浊；Cd^{2+}胁迫组中，质量浓度在 2.5 mg/L 时植株已经褪绿，5.0 mg/L 时植物整体出现萎蔫现象，在 10.0 mg/L 质量浓度下植株矮小，根系脱落，叶片细小且枯萎，无法进行后续检测。

综合 Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}胁迫对菹草生长发育情况的表观影响，各金属离子对菹草损伤程度为：Cu^{2+}>Cd^{2+}>Pb^{2+}、Zn^{2+}。

表 1　Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}胁迫下植株生长情况

Table 1　Growth state of plants under stress of Cd^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Pb^{2+}

重金属质量浓度/(mg/L)	Cd^{2+}	Cu^{2+}	Zn^{2+}	Pb^{2+}
0	1-a-Y	1-a-Y	1-a-Y	1-a-Y
0.1	1-a-Y	1-a-Y	1-a-Y	1-a-Y
0.5	1-a-Y	2-a-Y	1-a-Y	1-a-Y
1.0	1-a-Y	3-a-Y	1-a-Y	1-a-Y
2.5	2-b-Y	3-b-Y	1-a-Y	1-a-Y
5.0	3-c-Y	3.5-c-N	1-a-Y	1-a-Y
10.0	4-d-N	4-d-N	1-a-Y	1-a-Y

叶损伤程度：1 正常生长，叶片翠绿；2 轻度损伤，叶缘褪绿；3 中度损伤，叶片整体萎蔫；3.5 次重度损伤，叶片整体萎蔫并附带死斑；4 重度损伤，叶片卷曲，局部枯萎。

根损伤程度：a 正常生长，根系健壮；b 轻度损伤，根尖部分坏死；c 中度损伤，根系变黑；d 重度损伤，根系部分脱落。是否出新芽：Y-生出；N-未生出。

2.2　Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}胁迫对菹草叶绿素、可溶性蛋白质质量分数的影响

与对照组相比，Cd^{2+}和 Cu^{2+}各质量浓度处理均明显降低了菹草叶片叶绿素质量分数，而 Zn^{2+}和 Pb^{2+}胁迫组各浓度处理对菹草叶片叶绿素质量分数的影响并不显著，见图 2。同质量浓度 Cd^{2+}和 Cu^{2+}胁迫下，Cd^{2+}组的菹草叶绿素质量分数均高于 Cu^{2+}组。

在 4 种金属不同质量浓度梯度胁迫下，菹草可溶性蛋白质质量分数与对照组相比均表现为先上升后下降。当 Cd^{2+}或 Cu^{2+}的质量浓度≤0.1 mg/L 时，可溶性蛋白质平缓上升；而当 Cd^{2+}或 Cu^{2+}≥0.5 mg/L 时，可溶性蛋白质开始显著下降；当质量浓度为 10 mg/L 时，由于植株未出叶（Cu^{2+}胁迫组）或完全腐烂（Cd^{2+}胁迫组），无法取样测试。在 Zn^{2+}胁迫下，在质量浓度≤5.0 mg/L 时，随着金属质量浓度的增加，可溶性蛋白质质量分数呈先上升后下降的趋势，且均高于对照组，而质量浓度为 10 mg/L 时，质量分数显著下降，低于对照组；而 Pb^{2+}胁迫组中，以 0.5 mg/L 处理组为分界线，可溶性蛋白质质量分数先上升，后平缓下降。由此可认为，各金属离子对菹草可溶性蛋白质质量分数的影响为：Cu^{2+}>Cd^{2+}>Pb^{2+}>Zn^{2+}。

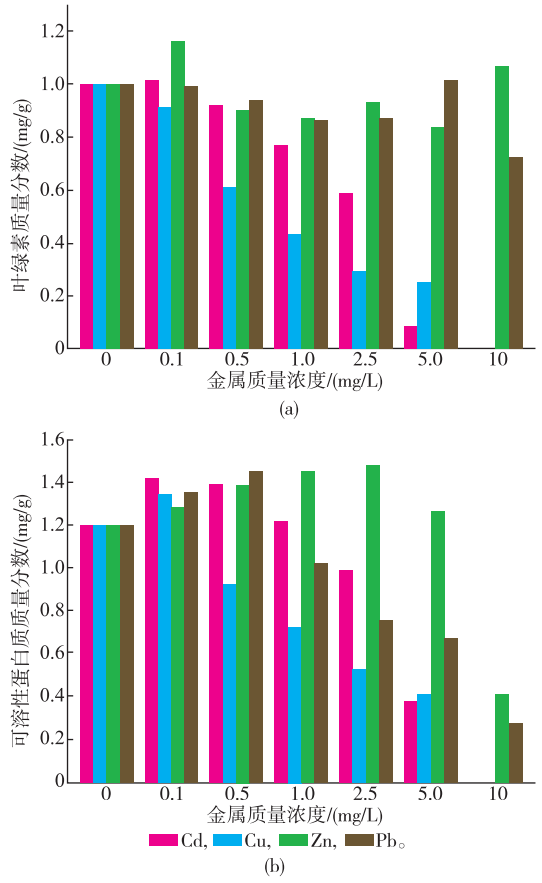

图 2　Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}胁迫对菹草叶片叶绿素、可溶性蛋白质质量分数的影响

Fig. 2　Effects of Cd^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Pb^{2+} stress on the contents of chlorophyll and soluble protein in the leaves of *Potamogetous crispus* L.

2.3　Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}胁迫对菹草 SOD，POD，CAT 活性和 MDA 摩尔质量浓度的影响

Cd^{2+}胁迫下，抗氧化酶 SOD、POD、CAT 活性变化随质量浓度的升高先上升后下降，分别在 0.5、0.1、0.5 mg/L 时达到最大值。在 5.0 mg/L 时 3 种酶活性仅为 CK 组的 50%、30%、44%。MDA 含量总体呈上升趋势，在 5.0 mg/L 时达到最大值，见表 2。

Cu^{2+}胁迫下，质量浓度≤0.1 mg/L 时，SOD、POD、CAT 活性相比对照组微量上升，但低于相应的 Cd^{2+}处理组。随着处理质量浓度的继续上升，3 种酶活性呈持续下降的趋势，均在 5.0 mg/L 浓度时降到底值，分别为对照组的 63%、41%、42%。MDA 摩尔质量浓度变化为平缓上升，在 5.0 mg/L 达到峰值。

Zn^{2+}胁迫组下，随处理质量浓度的升高，SOD 活性变化先上升后下降，在质量浓度 0.5 mg/L 达到最大值，增幅为 20%；质量浓度 5 mg/L 时，活性有所下降但仍高于对照组，10 mg/L 时仅为对照组的 89%。低质量浓度（≤1.0 mg/L）下，POD 和 CAT 活性变化不显著，与对照组差异不大；高质量浓度下（≥2.5 mg/L），POD 和 CAT 均呈下降趋势，且 POD 活性下降更迅速，两种酶均在 10 mg/L 达到最小值，与对照相比降幅分别为 63%和 23%。MDA 摩尔质量浓度先迅速上升后平缓下降，最小值（5 mg/L）仍高于对照组，增幅为 30%。之后 MDA 摩尔质量浓度缓慢上升，最大值（10 mg/L）高于对照组。

在 Pb^{2+}胁迫处理中，SOD、POD、CAT 活性的变化趋势与 Zn^{2+}胁迫组相似，随处理质量浓度的增加先平缓上升后下降，均在 0.5 mg/L 达到最大值。MDA 摩尔质量浓度在低质量浓度下变化显著，在高质量浓度（10 mg/L）下，显著上升，增幅为 61%。

表 2　Cd^{2+}、Cu^{2+}、Zn^{2+}、Pb^{2+}胁迫对菹草叶片 SOD，POD，CAT 活性和 MDA 含量的影响

Table 2　Effects of Cd^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Pb^{2+} stress on the contents of MDA and the activities of SOD, POD, CAT in the leaves of *Potamogetous crispus* L.

金属质量浓度/(mg/L)	SOD/(U/mg)	POD/(U/mg)	CAT/(ng/mg)	MDA/(nmol/g)
CK(0.0)	1.594±0.013b(100)	1.138±0.042d(100)	1.128±0.014c(100)	4.071±0.200a(100)
Cd^{2+}_1(0.1)	2.111±0.012d(132)	1.304±0.048e(115)	1.324±0.032d(117)	4.501±0.230b(111)
Cd^{2+}_2(0.5)	2.245±0.007e(141)	1.110±0.041d(98)	1.415±0.025e(125)	5.126±0.168c(126)
Cd^{2+}_3(1.0)	1.960±0.011c(123)	0.776±0.036c(68)	1.389±0.006e(123)	4.689±0.094c(115)
Cd^{2+}_4(2.5)	1.286±0.007b(81)	0.594±0.060b(52)	0.808±0.033b(72)	8.836±0.122d(217)
Cd^{2+}_5(5.0)	0.795±0.012a(50)	0.343±0.038a(30)	0.500±0.0018a(44)	11.810±0.361e (290)
Cd^{2+}_6(10.0)	–(–)	–(–)	–(–)	–(–)
CK(0.0)	1.594±0.013e(100)	1.138±0.042d(100)	1.128±0.014e(100)	4.071±0.200a(100)
Cu^{2+}_1(0.1)	1.733±0.044f(109)	1.177±0.042d(103)	1.233±0.029f(109)	3.813±0.069a(94)
Cu^{2+}_2(0.5)	1.347±0.026d(85)	0.750±0.076c(66)	0.808±0.021d(72)	4.422±0.124b(109)
Cu^{2+}_3(1.0)	1.188±0.010c(75)	0.643±0.034b(56)	0.759±0.022c(67)	5.110±0.188c(126)
Cu^{2+}_4(2.5)	1.150±0.012b(72)	0.578±0.030b(51)	0.714±0.024b(63)	5.391±0.149c(132)
Cu^{2+}_5(5.0)	1.000±0.008a(63)	0.465±0.041a(41)	0.477±0.003a(42)	5.654±0.349c(139)
Cu^{2+}_6(10.0)	–(–)	–(–)	–(–)	–(–)
CK(0.0)	1.594±0.013b(100)	1.138±0.042c(100)	1.128±0.014c(100)	4.071±0.200a(100)
Zn^{2+}_1(0.1)	1.626±0.063b(102)	1.178±0.029c(104)	1.119±0.028c(99)	4.388±0.064b(107)
Zn^{2+}_2(0.5)	1.916±0.037d(120)	1.184±0.028d(104)	1.110±0.011c(98)	5.028±0.023c(123)
Zn^{2+}_3(1.0)	1.840±0.067c(115)	1.129±0.019c(99)	1.168±0.021d(104)	5.489±0.188d(134)
Zn^{2+}_4(2.5)	1.646±0.020b(103)	1.096±0.019c(96)	0.946±0.019b(84)	5.616±0.456d(137)
Zn^{2+}_5(5.0)	1.618±0.034b (101)	0.965±0.021b(85)	0.889±0.023a(79)	5.501±0.052d(135)
Zn^{2+}_6(10.0)	1.415±0.040a (89)	0.421±0.056a(37)	0.864±0.024a(77)	6.375±0.120c(156)
CK(0.0)	1.594±0.013b (100)	1.138±0.042e(100)	1.128±0.014d(100)	4.071±0.200a(100)
Pb^{2+}_1(0.1)	1.843±0.019d(116)	1.183±0.033e(104)	1.174±0.063d(104)	5.899±0.114d(145)
Pb^{2+}_2(0.5)	1.914±0.036d (120)	1.246±0.043f(110)	1.379±0.042e(122)	5.615±0.234c(138)
Pb^{2+}_3(1.0)	1.740±0.025c (109)	1.016±0.027d(89)	1.017±0.060c(90)	5.115±0.012b(126)
Pb^{2+}_4(2.5)	1.649±0.052b (103)	0.952±0.041c(84)	0.876±0.041b(78)	4.651±0.081b(114)
Pb^{2+}_5(5.0)	1.538±0.032b (97)	0.738±0.008b(65)	0.749±0.029a(66)	4.896±0.070b(120)
Pb^{2+}_6(10.0)	1.438±0.092a (90)	0.568±0.032a(50)	0.773±0.047a(69)	6.545±0.171c(161)

注：表中数据为平均值±标准差（n=3），括号内为相对值；不同字母表示不同处理间差异显著（p<0.05）。

3 结 语

本研究表明，石芽在Zn^{2+}和Pb^{2+}胁迫（≤10.0 mg/L）下，仍能正常完成一个生长周期，且植株生长良好。相比之下，Cd^{2+}对植株的毒害作用较强，Cu^{2+}则更甚之。

叶绿素质量分数是反映植物光合器官生理状况的重要指标。本研究结果显示，低质量浓度（≤0.1 mg/L）Cd^{2+}和Cu^{2+}处理后的菹草生长较为良好，与对照组差异不显著；但随着处理质量浓度的进一步升高，菹草褪绿现象极为明显，尤其是在高质量浓度（≥5 mg/L）处理下，叶片枯黄，带有死斑，与叶绿素质量分数变化相一致。在10 mg/L时，Cd^{2+}处理组叶片发黑，Cu^{2+}组中菹草由于长时间胁迫，石芽未生叶。叶绿素的质量分数降低可能是由于高质量浓度重金属抑制或破坏了合成叶绿素所需的酶（如叶绿素酸酯还原酶），亦或是由于氨基-r-酮戊酸的合成受阻[10]。李玥等[5]的研究表明，Cu^{2+}、Cd^{2+}等重金属离子对叶绿素中心Mg原子（叶绿素组成成分之一）的取代会导致光合作用中断。而Zn^{2+}各处理组中叶绿素质量分数（相对于CK组）差异并不显著，可能是由于Zn^{2+}是叶绿体结构的必要组成成分[11]，低质量浓度Zn^{2+}能够促进叶绿素合成。且质量浓度到达10 mg/L时，对菹草的毒害作用并不显著，菹草仍能生长完好。与Zn^{2+}胁迫相似，Pb^{2+}各处理组菹草的叶绿素质量分数并没有显著减少。同质量浓度下，Cu^{2+}处理组的叶绿素质量分数低于Cd^{2+}处理组，可见Cu^{2+}对菹草光合器官的毒害作用强于Cd^{2+}；同时Cu^{2+}处理组易产生$Cu(OH)_2$沉淀，导致培养液浑浊，直接减弱光照强度，可能对植株生长也有一定的抑制作用，。

可溶性蛋白质质量分数的高低能反映植物生理活动的旺盛程度[12]，4种金属胁迫组的可溶性蛋白质质量分数均随着质量浓度的升高不同程度地呈现先上升后下降的趋势。其中Cu^{2+}对菹草的毒害作用最显著，导致可溶性蛋白质质量分数迅速降低，其次是Cd^{2+}、Pb^{2+}、Zn^{2+}。这可能因为Cu^{2+}在细胞内促进了蛋白水解酶的活性，加速了蛋白质的水解[13]，也可能是使蛋白质合成的相关细胞器受到损伤，在DNA转录翻译、蛋白质合成的某一或某些环节产生毒害和抑制作用。Cd^{2+}和Pb^{2+}可能也是相似的毒害机理，而Zn^{2+}作为植物生长必需元素，在质量浓度≤5.0 mg/L时，可溶性蛋白质质量分数均高于CK组。由此推测，低质量浓度（≤5.0 mg/L）的Zn^{2+}能够参与植物体内代谢，促进蛋白质合成，但高质量浓度的Zn^{2+}则会抑制蛋白质的合成，或是阻碍DNA转录翻译途径，从而影响蛋白质的合成[14]。

在逆境条件下，植物体内的活性氧代谢平衡被打破，产生大量活性氧物质，如$O_2^-\cdot$和H_2O_2等，一定量的累积便会损伤细胞进而影响植物生长[15]。研究表明[16]，$O_2^-\cdot$的过量累积导致膜脂过氧化或膜脂脱脂作用产生MDA，从而破坏膜结构。因此，MDA摩尔质量浓度是反映膜脂过氧化作用的强弱和质膜受破坏程度的重要指标[17]。SOD、POD和CAT是植物抗氧化保护系统中的主要酶。其中SOD将$O_2^-\cdot$歧化成H_2O_2，再由CAT、POD催化H_2O_2分解成H_2O，从而缓解$O_2^-\cdot$和H_2O_2的积累[15]。3种酶协同作用下有利于清除过多的活性氧并使之维持在较低水平[18]。姜岩[19]研究表明，低浓度Cu^{2+}在短期胁迫下能够使SOD、POD和CAT活性逐渐增加，是植物对防止活性氧伤害的一种保护性适应；杨红玉[20]等研究表明，低质量浓度Cd^{2+}可以促进植物呼吸酶和三羧酸循环，然而随着Cd^{2+}质量浓度升高，3种酶活性受抑制，叶片内的抗氧化酶不足以抵御活性氧含量的升高，在高质量浓度下，菹草均表现出明显的叶损伤，叶绿素显著减少。

在本研究中，在高质量浓度Cd^{2+}、Cu^{2+}胁迫下，SOD虽起主要的保护作用，但由于在完成一个生长周期后，植株受到长达1个月的重金属胁迫，SOD活性也显著下降，低于CK组；同时POD和CAT的保护程度降低，POD、CAT也是活性氧清除系统的重要保护剂，它们活性的降低又在一定程度上加重了活性氧对膜的伤害[21]，进而导致植物细胞受损过大，保护能力显著下降，细胞结构及生理生化反应受到破坏，最终加速植物的衰老和死亡[22]。

Zn^{2+}和Pb^{2+}胁迫组中，SOD、POD和CAT活性变化随处理浓度的升高呈一定程度的先上升后下降的趋势，在质量浓度为2.5 mg/L时，SOD活性仍高于CK组，且最小值也为CK组的89%。在高质量浓度（≥5 mg/L）下，SOD起主要的保护作用，而POD和CAT的保护程度虽有降低，但相比于同浓度的Cd^{2+}、Cu^{2+}胁迫，Zn^{2+}和Pb^{2+}胁迫组的酶防御能力相对较强。而MDA摩尔质量浓度均高于CK组，可能是

长时间低质量浓度(≤0.1 mg/L)的胁迫,导致植物产生大量过氧化物 MDA,此时 SOD 活性正在提高,未及时清除 MDA;随着处理质量浓度的升高,MDA 摩尔质量浓度先下降再上升,说明 SOD 对植物膜系统保护作用是有一定限度的,高质量浓度 Zn^{2+}和 Pb^{2+}胁迫致使植株膜脂过氧化作用增强,但最高增幅分别仅为 109%和 61%,且 SOD、POD、CAT 活性仍较好,植株在外部形态上仍表现完好。

同质量浓度下,Cu^{2+}胁迫对菹草的胁迫作用最显著,其次是 Cd^{2+},最后是 Pb^{2+}和 Zn^{2+}。低质量浓度的 Zn^{2+}(≤5.0 mg/L) 对菹草的生长有一定的促进作用,但高质量浓度的 Zn^{2+}(10.0 mg/L)也会对植物产生毒害作用,即植物对超过需求量的 Zn^{2+}的胁迫也非常敏感。低质量浓度 Pb^{2+}(≤10.0 mg/L)胁迫对菹草的毒害作用不显著,外部形态完好,但是 SOD、POD、CAT 活性及可溶性蛋白质质量分数变化显著,后期会出现叶片褪绿等现象。Cd^{2+}、Cu^{2+}胁迫对石芽发育有明显的毒害作用,少量便可抑制菹草叶绿素和可溶性蛋白质的合成,更高质量浓度下,植株直接停止生长。

4 种金属均不同程度地加快了 MDA 的产生。随着处理质量浓度的升高,SOD、POD、CAT 活性先上升后下降,表明植物在受到超需求的金属胁迫下,会通过自身的抗氧化系统及时清除 H_2O_2 和 $O_2^-\cdot$等过多活性氧来增强抗逆性;但当重金属浓度超过植物的耐受力后,植物的抗氧化系统不足以抵御不断产生的大量活性氧,且合成受到抑制,植物的叶绿素和可溶性蛋白质显著减少,表现出明显的损伤现象。

参考文献:

[1] 焦伟,卢少勇,李光德,等. 环太湖主要进出河流重金属污染及其生态风险评价[J]. 应用与环境生物学报,2010,16(4):577-580.
JIAO Wei, LU Shaoyong, LI Guangde, et al. Heavy metal pollution of main inflow and outflow rivers around the Taihu lake and assessment of its potential ecological risk [J]. **Journal of Applied and Environmental Biology**, 2010, 16 (4): 577-580. (in Chinese)

[2] XU F, YANG Z F, CHEM B, et al. Impact of submerged plants on ecosystem health of the plant-dominated Baiyangdian Lake, China[J]. **Ecological Modelling**, 2013, 252(10): 167-175.

[3] URUC P K, DEMIREZEN Y D. Response of antioxidant defences to Zn stress in three duckweed species [J]. **Ecotoxicology and Envtronmental Safety**, 2012, 85: 52-58.

[4] KOLADA A. The effect of lake morphology on aquatic vegetation development and changes under the influence of eutrophication [J]. **Ecological Indicators**, 2014, 38(0): 282-293.

[5] 李玥. 镉、铜、锌对四种水生植物的毒性效应[D]. 长春:东北师范大学,2007.

[6] 陈辉,施国新,徐勤松,等. Cr^{6+} 对菹草叶绿素荧光参数,抗氧化系统和超微结构的胁迫影响[J].植物研究,2009(5):559-564.
CHEN Hui, SHI Guoxin, XU Qinsong, eta l. Toxic effects of Cr^{6+}on chlorophyll fluorescence parameters, antioxidant systems and ultrastructure of potamogeton crispus[J]. **Bulletin of Botanical Research**, 2009, 16(4): 559-564. (in Chinese)

[7] 贾荣. 重金属汞对菹草无菌苗的毒害机理研究[D]. 南京:南京师范大学,2012.

[8] 白宝章,汤学军. 植物生理学测试技术[M]. 北京:中国科学技术出版社,1994.

[9] 王学奎. 植物生理生化实验原理和技术[M]. 北京:高等教育出版社,2006.

[10] STOBART A K, GRIFFITHS W T, AMEEN-BUKHARI I, et al. The effect of Cd^{2+} on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley[J]. **Physiologia Plantarum**, 1985, 63(3): 293-298.

[11] PAWLIK-SKOWRO?SKA B. Phytochelatin production in freshwater algae Stigeoclonium in response to heavy metals contained in mining water; effects of some environmental factors[J]. **Aquatic Toxicology**, 2001, 52(3-4): 241-249.

[12] 王君,徐勤松,韦淑丽,等. Zn^{2+} 在菹草叶片中的积累及其植物毒理学效应[J]. 西北植物学报,2009(11):2249-2255.
WANG Jun, XU Qinsong, WEI Shuli, et al. Zinc Accumulation and its effects on physiological dynamics and calcium distribution in submerged macrophyte, *Potamogeton crispus* L.[J]. **Acta Bot Boreal–Occident Sin**, 2009(11): 2249-2255. (in Chinese)

[13] 徐勤松,施国新,许丙军,等. Cu、Zn 在黑藻叶片中的富集及其毒理学分析[J]. 水生生物学报,2007(1):1-8.
XU Qinsong, SHI Guoxin, XU Binjun, et al. Bioaccumulation and toxicity of Cu and Zn in *Hydrilla verticillata* (Linn.f.) royle[J]. **Acta Hydrobiologica Sinica**, 2007(1): 1-8. (in Chinese)

[14] 徐勤松，施国新，计汪栋，等. Zn 对荇菜叶片保护酶活性、渗透调节物质含量和 Ca~(2+)定位分布的影响[J]. 水生生物学报，2009(4)：613-619.
XU Qinsong，SHI Guoxin，JI Wangdong，et al. Effect of Zn on protective enzymes activity，osmolytes content and Ca^{2+} distribution in leaves of Nymphoides peltatum Zn[J]. **Acta Hydrobiologica Sinica**，2009(4)：613-619.(in Chinese)
[15] ALI M B，VAJPAYEE P，TRIPATHI R D，et al. Mercury bioaccumulation induces oxidative stress and toxicity to submerged macrophyte *Potamogeton crispus* L.[J]. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**，2000，65(5)：573-582.
[16] 李朝苏，刘鹏，徐根娣，等. 铝浸种对荞麦种子萌发和幼苗生理的影响[J]. 生态学报，2006(6)：2041-2047.
LI Chaosu，LIU Peng，XUGendi，etal. Effect of seed soaking with aluminum on seed germination and seedling physiology of buckwheat[J]. **Acta Ecologica Sinica**，2006(6)：2041-2047.(in Chinese)
[17] 严政，谢水波，李仕友，等. 凤眼莲、大薸对铀胁迫的生理生化响应[J]. 安全与环境学报，2012(3)：1-5.
YAN Zheng，XIE Shuibo，LI Shiyou，etal. Water hyacinth，*Pistia stratiotes* on the physiological response of uranium [J]. **Journal of Safety and Environment**，2012(3)：1-5.(in Chinese)
[18] 湛灵芝，铁柏清，曾桂华. Cd^{2+}、乙草胺单一及其复合污染对少根紫萍生理生化特性的影响[J]. 安全与环境学报，2013(3)：9-13.
ZHAN Linzhi，TIE Baiqing，ZENG Guihua. Individual and complex effects of Cd^{2+}，ethyl amine on the physiological characteristics of spirodela oligorrhiza[J]. **Journal of Safety and Environment**，2013(3)：9-13.(in Chinese)
[19] 姜岩. 重金属铜对菹草无菌苗的毒理学研究[D]. 南京：南京师范大学，2013.
[20] 杨红玉，王焕校. 绿藻的镉结合蛋白及其耐镉性初探[J]. 植物生理学报，1985(4)：357-365.
YANG Hongyu，WANG Huanxiao. A preliminary study on cadmium-binding proteins of two green algae and their cadmium tolerance[J]. **Acta Phytophysiologica Sinica**，1985(4)：357-365.(in Chinese)
[21] ANWESHA M Bhaduri，M H Fulekar. Antioxidant enzyme responses of plants to heavy metal stress[J]. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**，2012，11(1)：55-69.
[22] 计汪栋，施国新，张慧，等. 菹草对 Hg^{2+} 胁迫的生理和结构应答反应[J]. 生态学报，2007(7)：2856-2863.
JI Wangdong，SHI Guoxin，ZANG Hui，et al. Physiological and ultrastructural responses of *Potamogeton crispus* to Hg^{2+} stress[J]. **Acta Ecologica Sinica**，2007(7)：2856-2863.(in Chinese)

科　技　信　息

日本发现含有贝壳钙的除菌剂可以防止食物中毒

2016 年 7 月 12 日，据日媒报道，日本京大等研究组发表消息称，肉食加工中的生拌用牛肉使用融入贝壳钙的除菌剂可以防止食物中毒。但是，目前日本限制在店铺销售生拌牛肉用生肉，研究组致力于放宽规制，将其实用化。

据研究组称，将生肉块在除菌剂中浸 5~10 分钟、使用像洗衣机那样的机械高速洗净后，附着在生肉上的病原性大肠菌 0157 与处理前相比，至少减少至 1%以下。

因销售生肉，不断出现食物中毒而死亡的事例，日本不断强化肉食相关的规制。目前，店铺上提供的生拌用牛肉，只能是提供经过一次加热杀菌处理而形成的“削减的肉块”。

京大研究组的教授称，如果使用除菌的方法，与加热处理相比，可以减少“肉的削减量”，今后可能提供更便宜的生拌牛肉用生肉。

［信息来源］食品伙伴网. 日本发现含有贝壳钙的除菌剂可以防止食物中毒 [EB/OL].(2016-7-12). http://news.foodmate.net/2016/07/387259.html