

文章编号:1000-8551(2011)02-0348-05

小麦抗氧化能力对 Cs^+ 富集响应的研究安冰^{1,2} 唐运来^{1,2} 陈梅^{1,2} 敖嘉^{1,2} 王丹^{1,2}

(1. 西南科技大学生命科学与工程学院,四川 绵阳 621000;2. 西南科技大学核废物与环境安全国防重点学科实验室,四川 绵阳 621000)

摘要:以小麦(*Triticum aestivum* L.)为材料,在三叶期用不同浓度 Cs^+ (CsCl) 进行处理,处理浓度分别为 0、0.5、1.5、10 和 20 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$,处理 7、14、21 和 28 d 后分别取样,研究小麦对不同浓度 Cs^+ 的富集差异,并探讨 Cs^+ 对小麦幼苗抗氧化能力的影响。结果表明,小麦幼苗中 Cs^+ 含量与处理浓度和处理时间呈显著正相关,根是主要的富集器官,其次为茎;在 20 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理 28 d 后,根的 Cs^+ 含量分别是叶和茎的 3.3 和 1.7 倍;根、茎、叶 Cs^+ 含量分别是 0.5 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理浓度的 51.3、64.2 和 43.3 倍。所有处理时期根茎叶转运系数和富集系数与处理时间呈显著正相关,均为 $\text{S/R} > \text{L/R}$ 和 $\text{R/S} > \text{S/S} > \text{L/S}$ 。对抗氧化指标的分析发现,随着 Cs^+ 浓度的增加和处理时间的延长,小麦幼苗 POD 和 CAT 活性均表现为先应激性上升后下降的动态变化,MDA 和 H_2O_2 含量均呈上升趋势,且与处理时间均呈显著正相关。这表明 POD 和 CAT 清除过氧化物的能力是有限的,高浓度时均受到一定程度的抑制,抗氧化体系在一定程度上受到破坏。

关键词:小麦; Cs^+ ; 富集系数; 抗氧化能力

RESPONSES OF ANTIOXIDANT CAPACITY TO Cs^+ BIOCONCENTRATION IN WHEATAN Bing^{1,2} TANG Yun-lai^{1,2} CHEN Mei^{1,2} AO Jia^{1,2} WANG Dan^{1,2}

(1. School of Life Science and Engineering, Southwest University of Science and Technology, Mianyang, Sichuan 621000

2. State Defense Key Laboratory of the Nuclear Waste and Environmental Security,
Southwest University of Science and Technology, Mianyang, Sichuan 621000)

Abstract: The present study aimed to analyze the biological effects induced by bioaccumulation of cesium in *Triticum aestivum* L. Seedlings of trefoil stage were treated with 0, 0.5, 1, 5, 10 and 20 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cs^+ in Hoagland solution. Following 7, 14, 21 and 28 days' exposure, plants were monitored for cesium uptake and parameters involved in the antioxidative defense (including activity of POD and CAT, H_2O_2 and MDA content). Cesium contents were up to 3.3-fold and 1.7-fold higher in roots compared with leaves and stems (following 28 days' exposure to 20 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cs^+), and cesium contents of roots, stems and leaves were up to 51.3-fold, 64.2-fold and 43.3-fold higher than exposure to 0.5 $\text{mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cs^+ , respectively. The results showed that the roots was the highest Cs^+ accumulation organs. Both of transfer factor and bioconcentration factor showed significantly positive relationship with treatment time, which were $\text{S/R} > \text{L/R}$ and $\text{R/S} > \text{S/S} > \text{L/S}$ entirely. For antioxidative parameters analysis, the activity of POD and CAT increased at first, and then declined following the increasing of Cs^+ concentration and the treatment time; and H_2O_2 and MDA content continuously increased with the increasing of the Cs^+ concentration and the treatment time. The results showed

收稿日期:2010-06-24 接受日期:2010-09-09

基金项目:西南科技大学国防重点项目(07XJGZB05),四川省科技厅应用基础研究项目(2009JY0144),农业部核农学重点开放实验室基金项目(KYJD09017)

作者简介:安冰(1985-),女,甘肃张掖人,在读硕士研究生,研究方向为光合作用及辐射生物学。Tel: 0816-6089530; E-mail: anbing198504@yahoo.com.cn

通讯作者:唐运来(1972-),男,四川绵阳人,博士,副教授,研究方向为光合作用及辐射生物学。Tel:0816-6089530; E-mail: tyl@ibcas.ac.cn

that the capability of clearing up the harmful peroxide for POD and CAT were limited, then POD and CAT were inhibited under higher Cs⁺ concentration, and antioxidant system were impaired in some way.

Key words: *Triticum aestivum* L.; cesium; bio concentration factor; antioxidant capacity

随着核工业的发展和核技术的广泛应用以及其他工业、农业、能源、军事、交通、医疗卫生等行业的发展,人类生态环境中核素的本底值不断增加^[1-3]。植物修复、放射性废物处置与辐射生物学等研究受到了国内外前所未有的重视,发掘具有超积累能力的生物种质资源、揭示其富集机制、提高修复效率并将之应用于植物修复与污染防治,成为该领域的研究热点之一。

¹³⁷Cs 是放射性尘埃和核燃料废物中重要的核素之一,也是生物学上最危险的核素之一,其半衰期为 30.17 年。¹³⁷Cs 在土壤中的迁移速度很慢,而且作为钾的营养类似物易被作物吸收,从而进入生态系统食物链,对人类健康产生严重的危害^[4]。目前国内外关于铯污染植物修复的研究还处于初级阶段,主要是富集植物的筛选,对铯的(超)积累耐性机制仍不很清楚,研究发现不同种科、属的植物对铯的积累不同,它们之间存在很大差异,而同种植物的不同器官对铯的积累也不相同,且土壤理化性质对植物富集铯也有一定的影响。铯对藜科、苋科和菊科等科属影响的研究已有报道,但对禾本科植物尤其是对小麦影响的研究鲜有报道^[2,5]。本试验主要研究小麦对铯的富集及其抗氧化体系对不同浓度铯处理的响应差异,希望为铯的植物修复技术提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料及 Cs⁺ 处理

供试小麦品种为川麦 42 号,用 Hoagland 营养液室内盆栽水培,隔天换 1 次营养液,室内恒温 24℃,光强为 100 μmol · m⁻² · s⁻¹,光照时间为 10h/d。每处理设置 5 个重复,各处理水肥管理一致。三叶期时开始用 CsCl 处理,处理浓度分别为 0、0.5、1、5、10 和 20mmol · L⁻¹,在处理第 7、14、21 和 28 天时,每处理分别随机采取 3 个样本进行各指标测定。

1.2 Cs⁺ 含量及生理生化指标测定

取不同 Cs⁺ 浓度处理的小麦根、茎、叶烘干至恒重研细,分别取干粉 0.1g 待测。用湿法(HNO₃-HClO₄)硝酸解^[5],用美国 PE AA700 型原子吸收光谱测定 Cs⁺ 含量。计算如下:

富集系数(L/S, S/S, R/S) = 叶、茎或根中 Cs⁺ 的含量(g/kg) / 施入 Cs⁺ 的量(g/L)

转运系数(L/R, S/R) = 叶或茎中 Cs⁺ 的含量(g/kg) / 根系中 Cs⁺ 的含量(g/kg)

每处理选择若干株,采取相同部位的叶片进行测定,丙二醛(MDA)含量用硫代巴比妥酸法测定^[6];过氧化氢(H₂O₂)含量用硫酸钛法测定^[6];过氧化物酶(POD)和过氧化氢酶(CAT)活性分别用愈创木酚比色法和紫外比色法测定^[8]。

1.3 统计分析

用统计软件 SPSS 11.5 对所有测定的指标进行数据分析,以 P < 0.05 作为显著性依据,并用绘图软件 Sigmaplot 10.0 作图。

2 结果与分析

2.1 不同浓度 Cs⁺ 处理对小麦幼苗富集 Cs⁺ 能力的影响

从表 1 中可以看出,小麦幼苗对 Cs⁺ 具有一定的富集能力,小麦幼苗富集 Cs⁺ 的能力与 Cs⁺ 浓度和处理时间呈正相关,即 7d < 14d < 21d < 28d,根为主要的富集器官,即根 > 茎 > 叶。当处理浓度为 20mmol · L⁻¹ 时,小麦 Cs⁺ 含量均达到最大,其中在 7、14、21 和 28d 时,叶片 Cs⁺ 含量分别为 0.5mmol · L⁻¹ 处理的 239.3、229.1、79.2 和 43.3 倍;茎 Cs⁺ 含量分别为 0.5mmol · L⁻¹ 处理的 171.0、217.4、108.5 和 64.2 倍;根 Cs⁺ 含量分别为 0.5mmol · L⁻¹ 处理的 172.7、164.6、103.1 和 51.3 倍。

在所有的处理浓度中,根 Cs⁺ 含量均远大于茎和叶,其中最大处理浓度时,随着处理时间的延长,根 Cs⁺ 含量分别为叶片的 2.74、3.08、2.54 和 3.27 倍,为茎的 2.29、1.89、1.68% 和 1.75 倍。可见 Cs⁺ 主要富集在小麦幼苗的根部,茎其次,叶最少。

随着处理时间的延长,地下部分向地上部分的转运系数逐渐增大,均表现为 S/R > L/R。如表 1 所示,在 4 个取样时间中,除 7d 外,其余取样时间在 1mmol · L⁻¹ 处理下, L/R 及 S/R 值均最低,随后不断上升,与处理浓度呈正相关,且 L/R < S/R,与此同时,小麦根茎叶的富集系数也与胁迫时间呈正相关,均为 R/S > S/S > L/S, 28d 时达到最大。

2.2 Cs⁺ 胁迫对小麦幼苗 CAT 和 POD 活性的影响

图 1 - A 表明,在没有 Cs⁺ 的情况下小麦幼苗的

表1 不同浓度Cs⁺处理下小麦幼苗Cs⁺的富集与分布吸收Table 1 The absorption and distribution of Cs⁺ in wheat seedling under the treatments of different Cs⁺ concentration

处理时间 treatment time(d)	Cs ⁺ 浓度 Cs ⁺ concentration (mmol · L ⁻¹)	Cs ⁺ 含量 Cs ⁺ content(μg/gDW)			富集系数 bioconcentration factor			转运系数 transfer factor	
		叶 leaf	茎 stem	根 root	L/S	S/S	R/S	L/R	S/R
		7	0.5	0.79 ± 0.52d	1.32 ± 0.22d	3.00 ± 0.29d	0.009 ± 0.0001d	0.016 ± 0.0001d	0.036 ± 0.0001d
	1	4.19 ± 0.45c	5.91 ± 0.65c	12.45 ± 0.41c	0.025 ± 0.0001c	0.035 ± 0.0001c	0.074 ± 0.0001c	0.336 ± 0.26c	0.475 ± 0.45c
	5	17.29 ± 0.71b	21.50 ± 0.43b	49.89 ± 0.58b	0.020 ± 0.0001b	0.026 ± 0.0001b	0.060 ± 0.0001b	0.347 ± 0.41c	0.431 ± 0.44c
	10	44.09 ± 0.66a	60.47 ± 0.87a	99.75 ± 0.69a	0.026 ± 0.0001b	0.036 ± 0.0001b	0.059 ± 0.0001b	0.4426 ± 0.72b	0.606 ± 0.37b
	20	189.03 ± 0.61a	226.04 ± 0.72a	518.31 ± 0.59a	0.056 ± 0.0001a	0.067 ± 0.0001a	0.153 ± 0.0001a	0.365 ± 0.52a	0.436 ± 0.77a
14	0.5	0.88 ± 0.02d	1.50 ± 0.16d	3.75 ± 0.29d	0.010 ± 0.0001d	0.018 ± 0.0001d	0.045 ± 0.0001d	0.233 ± 0.42d	0.400 ± 0.12d
	1	4.50 ± 0.52d	6.00 ± 0.50d	19.25 ± 0.71d	0.027 ± 0.0001c	0.036 ± 0.0001c	0.114 ± 0.0001c	0.234 ± 0.30d	0.312 ± 0.36d
	5	20.38 ± 0.35c	28.25 ± 0.79c	59.50 ± 0.88c	0.024 ± 0.0001c	0.034 ± 0.0001c	0.071 ± 0.0001c	0.342 ± 0.13c	0.475 ± 0.54c
	10	54.63 ± 0.55b	112.75 ± 0.59b	151.88 ± 0.78b	0.032 ± 0.0001b	0.067 ± 0.0001b	0.090 ± 0.0001b	0.360 ± 0.16b	0.742 ± 0.24b
	20	200.50 ± 0.82a	326.13 ± 0.98a	617.38 ± 0.50a	0.060 ± 0.0001a	0.097 ± 0.0001a	0.180 ± 0.0001a	0.325 ± 0.41a	0.528 ± 0.72a
21	0.5	3.50 ± 0.13d	3.88 ± 0.23d	6.84 ± 0.25d	0.042 ± 0.0001d	0.046 ± 0.0001d	0.081 ± 0.0001d	0.512 ± 0.33d	0.567 ± 0.21d
	1	6.00 ± 0.34d	7.13 ± 0.45d	31.88 ± 0.35d	0.036 ± 0.0001c	0.042 ± 0.0001c	0.189 ± 0.0001c	0.188 ± 0.43c	0.224 ± 0.32c
	5	40.63 ± 0.91c	48.88 ± 0.23c	76.50 ± 0.58c	0.048 ± 0.0001b	0.058 ± 0.0001b	0.091 ± 0.0001b	0.531 ± 0.34b	0.639 ± 0.46b
	10	69.50 ± 0.82b	155.00 ± 0.61b	176.38 ± 0.45b	0.041 ± 0.0001b	0.092 ± 0.0001b	0.104 ± 0.0001b	0.394 ± 0.57a	0.879 ± 0.35a
	20	277.13 ± 0.88a	420.63 ± 0.76a	705.00 ± 0.68a	0.082 ± 0.0001a	0.125 ± 0.0001a	0.209 ± 0.0001a	0.393 ± 0.81a	0.597 ± 0.92a
28	0.5	6.65 ± 0.52d	8.40 ± 0.23d	18.38 ± 0.27d	0.079 ± 0.0001d	0.116 ± 0.0001d	0.218 ± 0.0001d	0.362 ± 0.21d	0.531 ± 0.32d
	1	8.75 ± 0.33c	9.84 ± 0.53c	34.50 ± 0.51c	0.052 ± 0.0001c	0.056 ± 0.0001c	0.205 ± 0.0001c	0.256 ± 0.35c	0.272 ± 0.46c
	5	43.75 ± 0.47b	77.63 ± 0.59b	114.38 ± 0.57b	0.052 ± 0.0001c	0.092 ± 0.0001c	0.136 ± 0.0001c	0.383 ± 0.23c	0.679 ± 0.44c
	10	110.00 ± 0.73a	163.38 ± 0.96a	201.63 ± 0.63a	0.065 ± 0.0001b	0.097 ± 0.0001b	0.120 ± 0.0001b	0.546 ± 0.56b	0.810 ± 0.64b
	20	288.13 ± 0.91a	538.88 ± 0.89a	942.50 ± 0.49a	0.086 ± 0.0001a	0.160 ± 0.0001a	0.280 ± 0.0001a	0.306 ± 0.51a	0.572 ± 0.82a

注:不同字母表示各处理间差异显著($P < 0.05$)。

Note: Different letters in the same column mean significant differences among the treatments ($P < 0.05$).

CAT 活性维持在一个较低的水平,随后随 Cs⁺ 浓度的升高其活性迅速升高,5mmol · L⁻¹ 处理时,CAT 活性到达最大。4 个取样时间下分别比对照分别提高了 1.1、1.3、1.6 和 1.2 倍,这表明 CAT 具有较强的抵御 Cs⁺ 诱导的氧化胁迫作用;之后随 Cs⁺ 浓度升高,CAT 活性开始下降,在最大浓度 20mmol · L⁻¹ 时,CAT 活性比最高时分别下降了 25.4%、28.2%、27.6% 和 25.0%,说明高浓度 Cs⁺ 下 CAT 受到抑制,抗氧化体系受到破坏。

由图 1-B 可以看出,小麦幼苗的 POD 活性随 Cs⁺ 处理浓度的增大表现先应激性上升后下降的动态变化,且与胁迫时间呈正相关。当浓度达到 5mmol · L⁻¹ 时,小麦幼苗的 POD 活性最强,分别高于对照 30.1%、30.8%、30.5% 和 43.1%,具有明显的激活效应;随后 POD 的活性呈现下降趋势,在最大处理浓度 20mmol · L⁻¹ 时,分别比对照下降 16.6%、11.7%、10.2% 和 4.2%,表明 POD 清除过氧化物的能力是有限的。出现图 1-B 这种趋势的原因可能是由于 Cs⁺ 进入小麦组织中,通过一系列生理生化反应产生了一些对植物体有毒害的过氧化物。随着处理浓度的增加,过氧化物

在幼苗体内逐渐增加,由于 POD 具有催化这些有害过氧化物自身氧化分解的功能,因此会有随着底物浓度的增加,POD 活性也在增加,但增加到一定程度时,便超出 POD 清除有害过氧化物的能力。

2.3 Cs⁺ 胁迫对小麦幼苗 H₂O₂ 和 MDA 含量的影响

由图 1-C 和图 1-D 可以看出,随着 Cs⁺ 浓度的升高和胁迫时间的延长,叶片内 MDA 和 H₂O₂ 含量逐渐上升。Cs⁺ 可诱导自由基过氧化损伤,加剧植物体内膜脂过氧化作用,使得膜上不饱和脂肪酸发生一系列活性氧反应。在一定胁迫强度内,细胞的各种保护机制使得 MDA 含量维持在一定的水平,但胁迫强度超过一定阈值后,细胞内代谢失调,自由基积累,膜脂过氧化作用加大,MDA 含量升高。因此,在一定程度上 MDA 含量的高低可以表示细胞膜脂过氧化的程度和植物对逆境条件反应的强弱^[9]。

逆境胁迫下植物细胞内活性氧自由基代谢失衡引起自由基的积累和膜脂过氧化使膜系统的结构和功能受到损伤是造成细胞伤害的重要原因^[10]。随着 Cs⁺ 浓度的增加和处理时间的延长,过多的 H₂O₂ 不能被及时清除,可能质子化成毒性更强的 ·OH 自由基,对

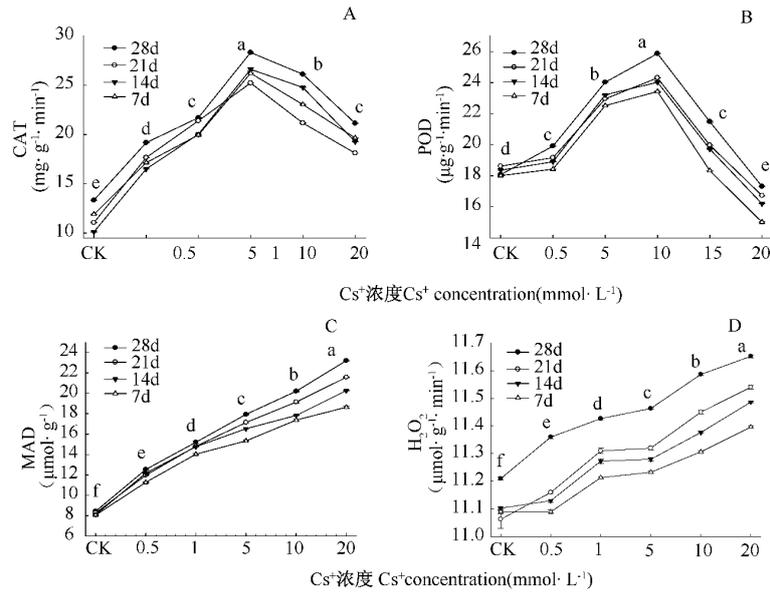


图 1 不同浓度 Cs⁺ 处理对小麦幼苗 CAT、POD 活性和 MAD、H₂O₂ 含量的影响

Fig. 1 Effects of Cs⁺ stress on CAT、POD activity and MAD、H₂O₂ content in wheat seedling

图中不同字母表示各处理间的差异显著(4 个处理时期的差异显著性水平均为 $P < 0.05$)。

Different letters mean significant difference among the treatments (all of the significance level were $P < 0.05$ in 4 treatments period).

膜脂产生不可逆的过氧化伤害,这与 MDA 含量随 Cs⁺ 浓度增加而持续升高的结果相符。

3 讨论

本试验结果说明,根系吸收的 Cs⁺ 主要转移并储存在小麦茎中,随着胁迫时间的延长,根系吸收 Cs⁺ 的总量增加,向地上部分转运 Cs⁺ 的能力也不断升高。小麦幼苗叶、茎在胁迫 21d 时 L/R 和 S/R 值均达到最大,表明此时 Cs⁺ 从根系转移到茎、叶的能力最强,在 28d 时植物体内运载 Cs⁺ 的载体逐渐饱和,转运能力持平或下降,富集能力不断上升。由于 Cs⁺ 和 K⁺ 在化学性质上有相似性,在离子运输过程中,二者存在竞争现象^[11],而本试验中,Hoagland 营养液中存在浓度为 5mmol·L⁻¹ 的 K⁺。在本研究所有处理中,20mmol·L⁻¹ Cs⁺ 处理时的根茎叶富集系数均最大,富集能力最强。可能是浓度大于 1mmol·L⁻¹ 以后,破坏了小麦的离子交换吸收系统,导致小麦对 Cs⁺ 的富集能力仅随 Cs⁺ 浓度的增加而增加,而不受竞争抑制的影响。当 Cs⁺ 胁迫浓度为 1mmol·L⁻¹ 时,富集系数在 4 个取样时期均呈现一个相对高点,富集能力几乎全部高于除 20mmol·L⁻¹ 以外的其他所有处理浓度,可能是因为 K⁺ 达到一定浓度时,会促进 Cs⁺ 的吸收和富集,这与 Soudek 的研究结果一致^[12]。

植物体内的 CAT 和 POD 在植物体内的活性氧清除系统中占据极其重要的地位^[13-17],抗氧化酶和小分子抗氧化物能清除在细胞内的活性氧,构成对活性氧的防御体系,通过酶促作用被清除的活性氧,只限于超氧化物、过氧化物及部分自由基。许多研究证实,重金属胁迫导致植物体内活性氧的产生和清除失衡,造成植物体内自由基累积,导致对植物的损伤。POD 是一种含铁的金属蛋白质,它能催化 H₂O₂ 氧化酶类的反应,使植物免于毒害,其作用如同氢的接受体一样,是植物体内重要的代谢酶,参与许多重要的生理活动,同时也是植物体内抗氧化酶系统的重要组成部分,它能催化有毒物质的分解,其活性高低能反应植物受害的程度^[18,19]。CAT 和 POD 协调一致,将自由基控制在较低水平,使细胞免受伤害。本试验中,低浓度 Cs⁺ 胁迫下,小麦叶片内 Cs⁺ 含量较低,其 POD 和 CAT 活性均高于对照,说明植物为了保护细胞免受氧化胁迫的伤害而提高 2 种保护酶的活性。但随着 Cs⁺ 处理浓度的进一步提高,小麦叶片内 Cs⁺ 含量不断升高,POD 和 CAT 活性依次下降,表现为抑制作用逐渐加强,这个结果与刘莉的报道相同^[20]。生物膜伤害的一个重要原因就是活性氧清除系统功能的下降^[21]。

MDA 是膜脂质过氧化作用的产物,其含量的高低代表膜脂质过氧化作用的程度^[22]。本试验中随着小麦叶片内 Cs⁺ 富集量的升高,MDA 和 H₂O₂ 含量呈现

逐渐上升的趋势,说明 Cs^+ 处理浓度的增加,导致氧化胁迫和膜脂过氧化程度加剧,同时伴随 CAT 和 POD 活性提高,对 Cs^+ 诱导的氧化胁迫产生适应性保护反应。在其他重金属胁迫对植物抗逆生理指标的影响研究方面也有类似报道^[23, 24]。

目前国内外关于核素铯污染植物修复的研究还处于初级阶段,主要集中在高、超富集植物的筛选上,郝洁敏、Soudek 报道除了籽粒苋、苋菜等少数植物能超量积累 Cs^+ 外,叶菜、瓜果类蔬菜作物和大豆、玉米等粮食作物以及油菜等油料作物对 Cs^+ 的富集能力都不强^[12, 25]。本试验结果也表明,小麦根茎叶的富集系数均小于 0.2,属于低富集植物。小麦根茎叶中 Cs^+ 含量与胁迫浓度和时间成正比,富集量为根 > 茎 > 叶,这与 Singh S 和 Fircks Y 研究结果一致^[26, 27]。目前,植物对铯的(超)积累耐性机制的分子机制仍不很清楚,尚需更深入的研究,生物学性状优良的铯积累植物或超积累植物有待于进一步的筛选。

4 结论

小麦幼苗中 Cs^+ 含量与处理浓度和处理时间呈显著正相关,根是主要的富集器官,茎其次,叶最少;所有处理根茎叶转运系数和富集系数与处理时间呈显著正相关,均为 $S/R > L/R$ 和 $R/S > S/S > L/S$ 。随着 Cs^+ 浓度的增加和处理时间的延长,小麦幼苗 POD 和 CAT 活性均为先应激性上升后下降,丙二醛和过氧化氢含量均呈上升趋势,且与处理时间显著正相关。

参考文献:

- [1] Lange C C, Wackett L P, Minton K W, Daly M J. Engineering a recombinant *Deinococcus radiodurans* for organo pollutant degradation in radioactive mixed waste environments[J]. Nature Biotechnology, 1998, 16: 929 - 937
- [2] 林春梅. 重金属污染土壤生物修复技术研究现状[J]. 环境与健康杂志, 2008, 03(27): 273 - 275
- [3] Sjngh O V, Labana S, Pandey G, et al. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2003, 61: 12 - 15
- [4] Lasat M M, Wendell A N, Kochian L V. Potential for phytoextraction of ¹³⁷Cs from a contaminated soil[J]. Plant and Soil, 1997, 195: 99 - 106
- [5] 李冰, 张朝晖. 烂泥沟金矿区紫茎泽兰对重金属的富集特性及生态修复分析[J]. 分析与环保, 2008, 8(29): 47 - 50
- [6] Hodges D M, DeLong J M, Forney C F, Prange R K. Improving the thiobarbituric acid - reactive - substances assay for estimating lipid peroxidation in plant tissues containing anthocyanin and other interfering compounds[J]. Planta, 1999, 207: 604 - 611
- [7] Brennan T and Frekel C. Involvement of hydrogen peroxide in the

- regulation of senescence in pear[J]. Plant Physiology, 1977, 59: 411 - 416
- [8] Prochazkova D, Sairam R K, Srivastava G C, Singh D V. Oxidative stress and antioxidant activity as the basis of senescence in maize leaves[J]. Plant Science, 2001, 161: 765 - 771
- [9] 曹莹, 黄瑞冬, 曹志强. 铅胁迫对玉米生理生化特性的影响[J]. 玉米科学, 2005, 13(3): 61 - 64
- [10] Wu F B, Zhang G P, Dominy P. Four barley genotypes respond differently to cadmium: lipid peroxidation and activities of antioxidant capacity[J]. Environmental and Experimental Botany, 2003, 50: 67 - 78
- [11] Sanches N, Anjos R M, Mosquera B. ⁴⁰K/¹³⁷Cs discrimination ratios to the aboveground organs of tropical plants[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2008, 99: 1127 - 1135
- [12] Soudek P, Valenová S, Vavříková Z, Vaněk T. ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2006, 88: 236 - 250
- [13] Chis B, Marc V H, Dirk I. Super oxidizedismutase and stress to lerrance[J]. Annu-Rev Plant Physiol Plant Mol Biol, 1992, 42(1): 83 - 116
- [14] 浅田浩二. 生物体内活性氧清除系统 - 抗氧化酶[J]. 日本医学介绍, 1994, 15(7): 293 - 294
- [15] 罗立新, 孙铁珩, 靳月华. 镉胁迫下小麦叶中超氧阴离子自由基的积累[J]. 环境科学学报, 1998, 18(5): 495 - 499
- [16] 黄玉山, 罗广华, 关文. 镉诱导植物的自由基过氧化损伤[J]. 植物学报, 1997, 39(6): 522 - 566
- [17] 刘家忠, 龚明. 植物抗氧化系统研究进展[J]. 云南师范大学学报, 1999, 19(6): 1 - 11
- [18] 郑世英, 王丽燕, 张海英. 镉胁迫对两个大豆品种抗氧化酶活性及丙二醛含量的影响[J]. 江苏农业科学, 2007, 5(1): 53 - 55
- [19] Barcelo J and Poschenrieder C. Plant water relation as affected by heavy metal stress: A review[J]. Plant Nutr, 1990, 13(1): 1 - 39
- [20] 刘莉. 镉对不同作物幼苗生长和生理特性的影响[D]. 浙江大学, 2005
- [21] Macfarlane G R, Burchett M D. Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the grey mangrove, avicennia marina (Forsk), marine pollution[J]. Journal of Experimental Botany, 2001, 42: 233 - 240
- [22] Converso D A, Fernandez M E, Tomaro M L. Cadmium Inhibition of a Structural Wheat Peroxidase[J]. Jenzy Inhib, 2000, 15: 171 - 183
- [23] Li M, Xie X T. Effects of strontium-induced stress on marine microalgae *Platymonas subcordiformis*[J]. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 2006, 24: 154 - 160
- [24] 徐爱春. 柳树无性系镉积累和生理变化规律研究[D]. 中国林业科学研究所, 2007
- [25] 郑洁敏, 李红艳, 牛天新, 唐世荣, 陈子元. 盆栽条件下三种植物对污染土壤中放射性铯的吸收试验[J]. 核农学报, 2009, 23(1): 123 - 127
- [26] Eapen S, Singh S, Thorat V, et al. Phytoremediation of radiostromium (⁹⁰Sr) and radiocesium (¹³⁷Cs) using giant milky weed (*Calotropis gigantea* R. Br.) plants[J]. Chemosphere, 2006, 65: 2071 - 2073
- [27] Fircks Y, Rosén K, Sennery-Forsse L. Uptake and distribution of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in *Salix viminalis* plants[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2002, 63(1): 1

(责任编辑 邱爱枝)