

水体阿特拉津残留对千屈菜的毒性效应*

王庆海^{1**} 张威^{1,2} 李翠¹ 肖波¹ 武菊英¹

(¹北京市农林科学院北京草业与环境研究发展中心 北京 100097)

(²华中农业大学植物科技学院 武汉 430070)

摘要 为向水体污染的植物修复技术提供依据,采用营养液水培法研究5个阿特拉津浓度(1、2、4、8和16 mg L⁻¹)下千屈菜鲜重增量、叶片相对含水量(RWC)、丙二醛(MDA)含量、过氧化物酶(POD)活性、根系活力和叶绿素含量等的变化差异.结果表明,阿特拉津胁迫下,千屈菜在实验浓度范围内均可存活和生长;但鲜重增量、RWC、叶绿素含量均有不同程度的下降,根系活力和POD活性降低,同时MDA含量上升,膜脂过氧化程度加剧.阿特拉津浓度越高,其对千屈菜的毒性越高.1 mg L⁻¹处理下,除POD活性外植物其他生长和生理指标均与空白对照无显著差异;但16 mg L⁻¹处理下,鲜重增量、MDA含量和POD活性则显著低于正常水平.由于阿特拉津的降解,这种不良影响随处理时间的延长而减弱.千屈菜对低浓度阿特拉津(≤ 1 mg L⁻¹)具有较高耐受性.图2 表1 参31

关键词 阿特拉津;千屈菜;挺水植物;生物量;POD;MDA;植物毒性

CLC X173 : Q945.78

Phytotoxicity of Atrazine Residue in Water to *Lythrum salicaria**

WANG Qinghai^{1**}, ZHANG Wei^{1,2}, LI Cui¹, XIAO Bo¹ & WU Juying¹

(¹Beijing Research & Development Center for Grass and Environment, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China)

(²College of Plant Science and Technology, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, China)

Abstract Phytotoxicity of atrazine residue in water to *Lythrum salicaria*, an emerging aquatic macrophyte species, was assessed with hydroponic experiments by examining the impacts of atrazine stress on peroxidase (POD) activity, root activity, malonaldehyde (MDA) content, chlorophyll content, relative water content (RWC) and fresh weight of the sampled plants. The original atrazine dosages in the culture solutions were 1, 2, 4, 8 and 16 mg L⁻¹, respectively. The plants were exposed to atrazine for 60 days. Plant samples were collected at the 15th, 30th, 45th and 60th days, respectively, after the onset of the experiment. The results showed that the plants all survived, but POD activity, root activity, chlorophyll content, RWC and increment of fresh weight were declined under the atrazine treatments except for MDA content. It was also found that the phytotoxic effects attenuated as atrazine decomposed. 1 mg L⁻¹ atrazine treatment had no significant effect on the parameters except for POD activity during the experiment, suggesting that the species be less sensitive to atrazine with low concentration. Fig 2, Tab 1, Ref 31

Keywords atrazine; *Lythrum salicaria*; emergent macrophyte; biomass; POD; MDA; phytotoxicity

CLC X173 : Q945.78

水生植物作为水生生态系统的初级生产者,在维持水生生态系统的结构和功能方面具有不可替代的作用.农业生产活动使农药残留进入地表水体并不断累积,抑制了绝大多数敏感种类和喜清洁种类,是导致水生植物种类、数量及多样性指数变化的一个重要因素^[1].阿特拉津(Atrazine)属三氮苯类除草剂,是世界上使用最广泛的除草剂之一.湿润土壤有助阿特拉津药效发挥,施药后遇强降雨,极容易进入地下水和地表径流中^[2].曾经大量使用阿特拉津的国家已在地表水和地下水中发现阿特拉津的残留,北美和澳大利亚河流等地表水中检出浓度高达150 μ g L⁻¹;美国、欧共体和日本等均将其列入内分泌干扰剂化合物名单^[3].欧洲多数国家已禁用该除草剂,但其仍是我国北方旱区玉米、高粱、果茶园等常用除草剂^[4].我国官厅水库、淮河、东辽河等多地地表水中检出

阿特拉津残留,且许多地方检出浓度超过国家环保部规定的地表水(I、II类)中阿特拉津的最大允许浓度3 μ g L⁻¹^[5].

阿特拉津及其部分降解产物均具有植物毒性,去乙基阿特拉津(Deethylatrazine, DEA)的毒性甚至与母体阿特拉津相当^[6].有的水体DEA的检出浓度比母体阿特拉津的高数倍^[7].这些物质在水体中的大量残留不仅会影响水质,而且对水生生态系统中的动植物健康构成直接威胁.较低浓度的阿特拉津(1~10 μ g L⁻¹)就会影响浮游植物的光合作用^[8].阿特拉津的植物毒性随浓度的增高而增强.沉水植物美洲苦草在12 μ g L⁻¹阿特拉津溶液中暴露47 d死亡率约为50%,当浓度增至120 μ g L⁻¹时,30 d内死亡率即达100%^[9].不同沉水植物对阿特拉津的敏感性有差异,狐尾藻比伊乐藻和眼子菜对阿特拉津更敏感^[10].有时,阿特拉津单独作用时对水生生物的毒性较低,但与其他农药混合时,其毒性具有加性效应^[11].此外,水体中阿特拉津残留还会导致两栖类动物行为异常^[12].

目前有关阿特拉津对水生植物毒理学效应的研究主要集中在浮游植物和大型水生植物中的沉水植物上^[10, 13~14],对

收稿日期: 2010-12-23 接受日期: 2011-03-21

*北京市科技新星计划项目(No. 2006B03)资助 Supported by the Science & Technology Nova Project of Beijing, China (No. 2006B03)

**通讯作者 Corresponding author (E-mail: qinghaiw@sina.com)

挺水植物的毒理效应则鲜见报道。挺水植物是水生植物的一种重要生活型,是通过长期适应水环境而形成的趋同性生态适应类型^[15],在改善水体水质和构造水体景观方具有重要作用。本试验选择我国水体最常见的挺水植物千屈菜(*Lythrum salicaria* L.)为供试植物,测定阿特拉津对其生物量与生理指标的影响,探讨其对阿特拉津胁迫的耐受性,明确阿特拉津对挺水植物的毒理效应,以期为阿特拉津水体污染的植物修复技术提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料与实验设计

1.1.1 试验材料 千屈菜(*L. salicaria* L.),采于北京市农林科学院草业与环境研究发展中心实验基地。试验前洗净根部附着的泥土,用Hoagland培养液在温室预培养一个星期。本试验采用人工配制的Hoagland营养液作为植物生长的介质,并加入CuSO₄抑制藻类生长,浓度为8 mg L⁻¹,此浓度不影响植物正常生长^[16]。

38%阿特拉津悬浮剂(山东滨农科技有限公司生产)。

1.1.2 实验设计 培养容器为30 cm × 23 cm × 26 cm的塑料圆桶,基质采用经自来水3次洗涤的洁净砾石(直径1.5~3 cm),厚度约为10 cm。选择生长良好一致的经过预培养的植株,移入培养桶中。每桶5株,每株初始生物量约为5 g。每个培养桶加入5 L营养液并做水位标志线,然后分别加入相应体积的阿特拉津。阿特拉津分别设1、2、4、8、16 mg L⁻¹五个浓度(阿特拉津在水田中超过0.5 mg L⁻¹时,就可影响敏感作物水稻的苗期生长^[17]。故本试验将最低浓度设为1 mg L⁻¹)。并设置空白对照(CK)。每个处理3次重复。室外自然条件下培养(顶有挡雨棚)。实验于2009年7~9月间进行,各处理光照和环境温度条件一致。每天向各处理培养桶中添加自来水至标志线,每15天补充培养液至标志线。共培养60 d,每15天取一批植物样,测植物的鲜重和生理指标。

1.2 植物生理指标测量

叶片相对含水量(Relative water content, RWC)、丙二醛(Malonaldehyde, MDA)含量和植物根系活力分别采用饱和称重法、硫代巴比妥比色法和三苯基氯化四氮唑(Triphenyltetrazolium chloride, TTC)法测定^[18];叶绿素含量采用丙酮-乙醇浸泡提取法测定^[19];过氧化物酶(Peroxidase, POD)活性采用愈创木酚比色法测定^[20]。

1.3 数据处理

采用Microsoft Excel 2003软件对数据进行处理和绘图,采用SAS 9.1 统计分析软件对数据进行差异显著性检验(新复极差法)。

2 结果与分析

2.1 阿特拉津对千屈菜鲜重的影响

随着阿特拉津浓度逐渐升高,千屈菜鲜重增量呈逐渐减小的趋势;随着培养时间的增加,千屈菜鲜重迅速增加,但增长幅度逐渐减缓(图1-A)。在培养15、30、45、60 d后,16 mg L⁻¹处理的鲜重增量均显著低于CK($P < 0.05$,下同);培养15 d内,8 mg L⁻¹处理的鲜重增量亦显著低于CK。1、2、4 mg L⁻¹三个处理的鲜重增量与CK处于同一水平。说明当水体

阿特拉津残留浓度高于8 mg L⁻¹时,会对挺水植物千屈菜鲜重的增加有明显抑制作用,浓度较低时则对千屈菜鲜重增加影响不大。在4个不同培养阶段,16 mg L⁻¹处理分别比CK降低了76.0%、35.6%、22.8%和14.4%;8 mg L⁻¹处理分别比CK降低了64.0%、21.2%、13.9%和8.9%。可见,随着培养天数的增加,阿特拉津对千屈菜鲜重的抑制作用减轻。这是因为期间阿特拉津不断降解,浓度降低,植物毒性减弱。各时间段培养液中阿特拉津浓度变化情况见表1。试验进行至d 60时,仅16 mg L⁻¹处理培养液中阿特拉津的含量高于1 mg L⁻¹。

表1 试验期间培养液中阿特拉津浓度的变化

Table 1 Atrazine concentration in culture solution during the experiment period

初始浓度 Initial atrazine concentration ($\mu\text{g mg L}^{-1}$)	浓度变化 Change of atrazine concentration ($\mu\text{g mg L}^{-1}$)			
	d 15	d 30	d 45	d 60
1	0.44	0.23	0.10	0.07
2	1.89	0.50	0.27	0.14
4	1.17	0.69	0.36	0.21
8	3.44	2.03	1.19	0.63
16	8.04	4.55	2.99	1.78

2.2 阿特拉津对千屈菜根系活力的影响

千屈菜根系活力随阿特拉津浓度的增大呈明显的下降趋势(图1-B)。随着阿特拉津胁迫的加强,根系受到伤害的程度加大。培养30 d内,4、8、16 mg L⁻¹三处理的根系活力显著低于CK;当培养时间达到45 d以上时,各浓度处理与CK均无显著性差异。可见,随着培养时间的延长,阿特拉津对千屈菜的根系活力影响减弱。这与千屈菜鲜重增量的变化趋势一致。实验期间,各处理和对照的千屈菜根系活力随时间延长均呈下降趋势,这可能是植物叶片衰老、光合效率衰退所致。有研究表明,根系活力变化与地上部叶片的衰老密切相关,与叶片光合速率呈正相关关系^[21]。

2.3 阿特拉津对千屈菜叶片RWC的影响

各培养阶段,随着阿特拉津浓度逐渐升高,千屈菜叶片RWC整体呈下降趋势(图1-C)。高浓度阿特拉津对叶片RWC影响较大。最高浓度处理16 mg L⁻¹在15、30、45、60 d四个培养阶段,叶片RWC分别比CK下降了21.1%、8.1%、12.3%和26.1%。其中培养15 d和60 d后,显著低于CK。培养初期,由于阿特拉津的急性毒理效应,植物通过减弱代谢活动来应对逆境胁迫,从而影响植物对水分的吸收和利用,导致叶片RWC显著低于CK。而后随着培养时间的延长,阿特拉津不断降解以及植物应激机制产生,各处理叶片RWC处于同一水平。但到培养后期,植物根系活力明显下降,吸收水分的能力降低,叶片RWC的差异又显现出来。叶片RWC在实验期间的U形变化,反映了植物对阿特拉津胁迫的应答过程。

2.4 阿特拉津对千屈菜POD活性的影响

千屈菜POD活性在阿特拉津胁迫下显著下降,不同浓度处理间无显著差异;最低浓度处理在4个培养时间就分别比CK下降了62.0%、77.1%、81.3%和60.2%。实验期间,POD活性呈先下降后升高的趋势(图1-D)。可见,千屈菜POD活性对阿特拉津较为敏感,即使较低浓度也有较强抑制作用。但在本研究中,这种抑制作用的强弱与阿特拉津浓度的关系并无明显相关性。

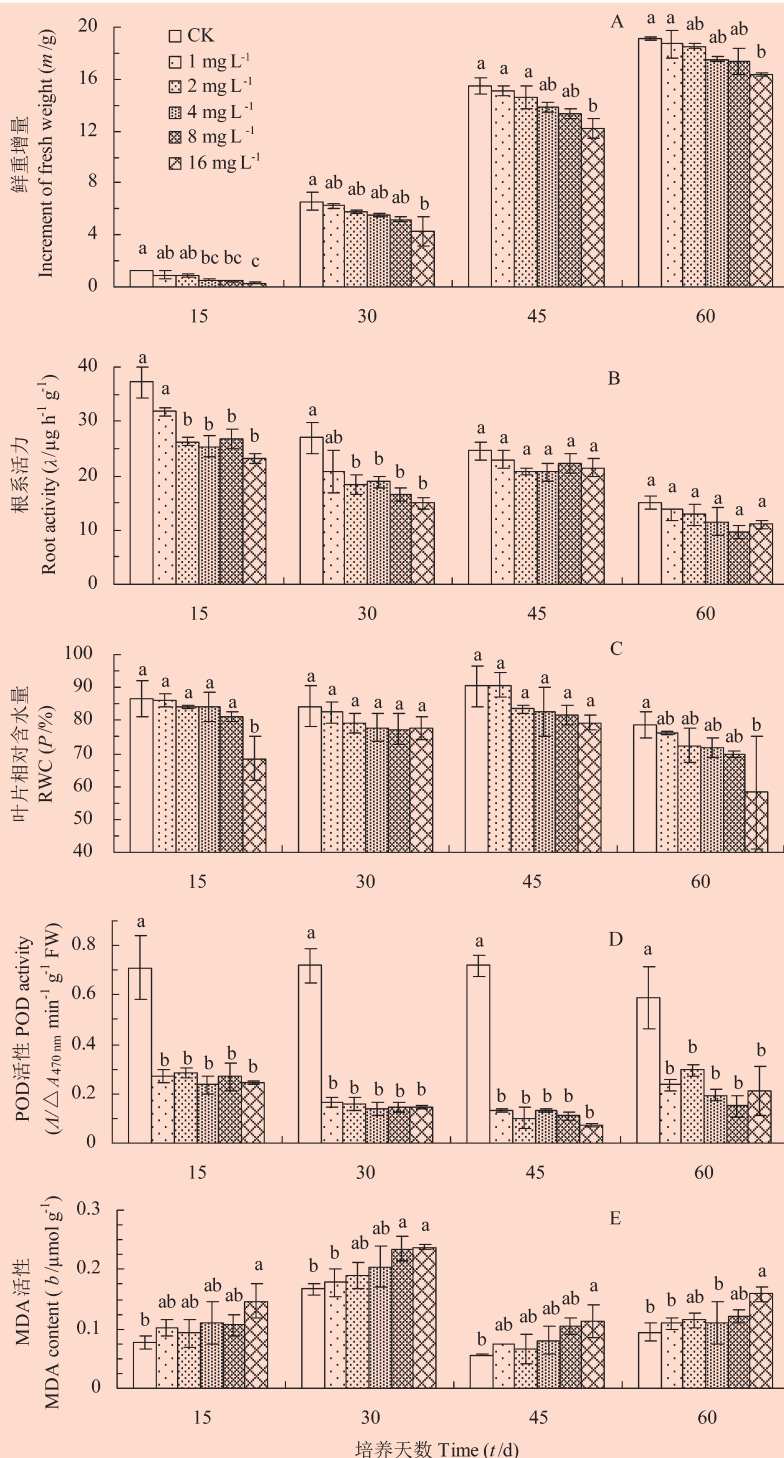


图1 阿特拉津胁迫不同时间后对千屈菜鲜重增量 (A)、根系活力 (B)、叶片RWC (C)、POD活性 (D) 和MDA含量的影响

Fig. 1 Effects of atrazine on increment of fresh weight (A), root activity (B), leaf RWC (C), POD activity (D) and MDA content (E) of *L. salicaria* after treatment for different time

图中同一胁迫时间相同字母表示邓肯氏检验在0.05水平上差异不显著, 下同

Same letters in the treatment for same time mean no significant difference by Duncan's new multiple range test among treatments at the 0.05 level. The same below

2.5 阿特拉津对千屈菜MDA含量的影响

从图1-E可看出, 随着阿特拉津浓度逐渐升高, 千屈菜MDA含量总体呈升高趋势, 说明阿特拉津的加入对植物的膜系统造成了破坏。通过方差分析发现, 1、2、4 mg L⁻¹三个

浓度处理各培养阶段MDA含量与CK差异不显著。16 mg L⁻¹处理在4个培养时间段MDA含量与CK相比分别提高了93.3%、42.9%、101.0%和67.4%, 且显著差异 ($P < 0.05$); 可见, 高浓度的阿特拉津对千屈菜的毒性较高。在培养30 d后CK与8 mg

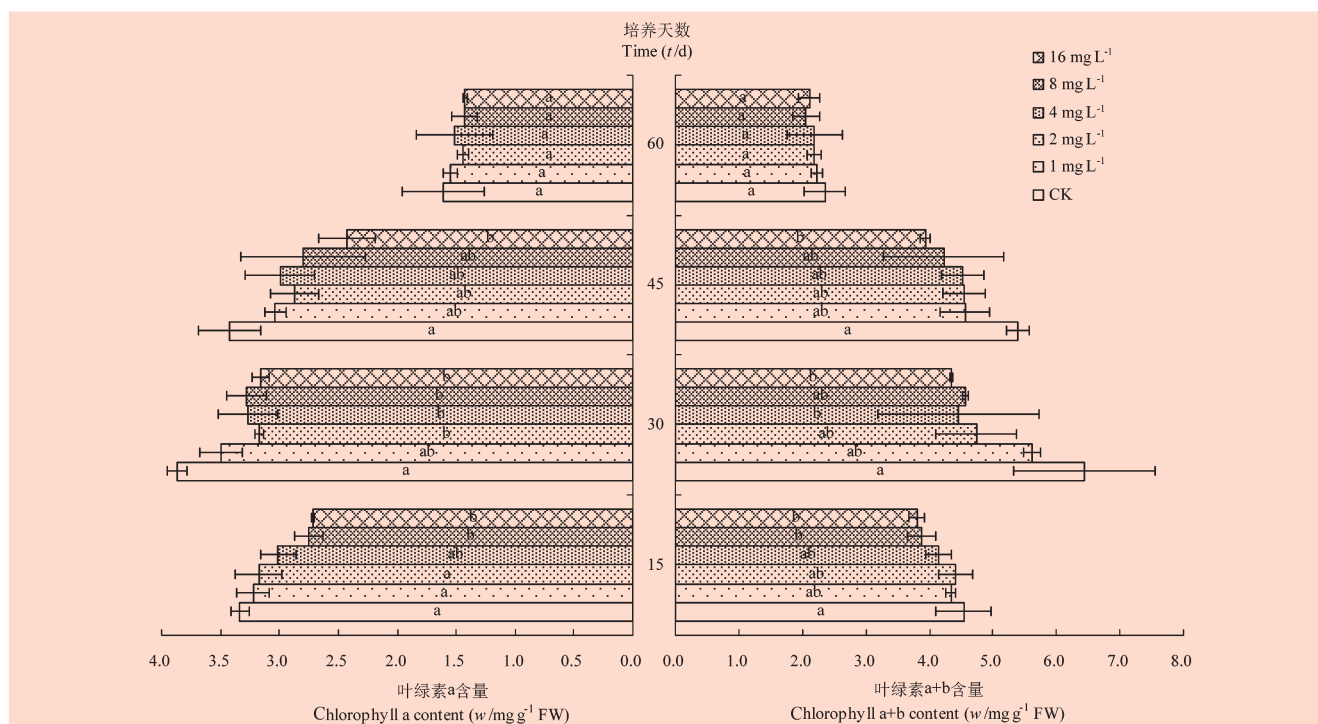


图2 阿特拉津对千屈菜叶绿素含量的影响
Fig. 2 Effects of atrazine on chlorophyll content of *L. salicaria*

L^{-1} 处理MDA含量也存在显著差异 ($P < 0.05$)；在培养60 d后1、2、4 $mg L^{-1}$ 处理同16 $mg L^{-1}$ 处理MDA含量也存在显著差异 ($P < 0.05$)，其它则无显著差异。随着培养时间的增加，丙二醛含量先增加后减少，阿特拉津对植物的膜系统的破坏也先加剧后减轻。培养后期千屈菜遭受的损伤有减弱的趋势。

2.6 阿特拉津对千屈菜叶绿素含量的影响

随着阿特拉津浓度逐渐升高，千屈菜叶绿素a含量呈下降趋势。各培养阶段，1 $mg L^{-1}$ 处理均与CK无显著差异；16 $mg L^{-1}$ 处理的前3个培养阶段分别比CK降低了18.6%、18.2%和29.0%，差异显著（图2）。可见高浓度阿特拉津就对叶绿素a含量有显著不良影响。但培养60 d后这种影响减弱，各浓度处理与CK的叶绿素含量处于同一水平。在阿特拉津胁迫下，千屈菜体内叶绿素总量的变化趋势与叶绿素a大致相同。表明高浓度阿特拉津对千屈菜体内叶绿素造成明显破坏，阻碍光合作用进程，但生长后期影响减弱。

2.7 水中阿特拉津浓度与千屈菜生理指标的相关分析

千屈菜的生理指标在处理d 15时各处理差异比较大。故对d 15时水中阿特拉津处理浓度与千屈菜生理指标进行相关性分析。结果表明，水中阿特拉津浓度与植株鲜重增量、叶片RWC和叶绿素a+b含量呈显著负相关，与MDA呈显著的正相关。由此可见，随着水体阿特拉津污染的增加，代表植物产量的生理指标随之下降，而抗氧化酶系统的MDA随之上升。

3 讨论

水体阿特拉津残留对挺水植物千屈菜的生物量及RWC、MDA、POD、根系活力、叶绿素含量等生理指标均产生不同程度的影响。这种影响随残留浓度的增加而增强。低浓度（如1 $mg L^{-1}$ ）阿特拉津植物毒性较弱，而高浓度（如16 $mg L^{-1}$ ）则较强。

根系活力泛指根的吸收能力、合成代谢能力，是一个客观反映根系生命活动能力的综合性指标^[22]。阿特拉津抑制千屈菜的根系活力，浓度越大，抑制作用越强。根系活力的降低必然导致对养分吸收的减少，从而造成水分和营养元素不能满足千屈菜生长所需，致使千屈菜生产力降低。因此，在本实验中，随着阿特拉津浓度逐渐升高，千屈菜的生长遭受一定的影响，鲜重增量下降。

在阿特拉津的作用下，千屈菜叶片内叶绿素a和叶绿素总量呈明显下降趋势，但此不良影响随培养时间的延长逐渐减弱。叶绿素的含量和组成是光合作用的物质基础。叶绿素含量低，千屈菜光合作用减弱，导致鲜重降低，影响植物正常代谢。抑制植物光合作用是阿特拉津的除草机理。阿特拉津被植物吸收后迅速传导到分生组织及叶部，干扰抑制光合作用，破坏叶绿素，阻碍碳水化合物的合成、碳源的还原和细胞中 CO_2 的还原，使杂草致死^[23]。

本实验所测生理指标中，千屈菜POD活性对阿特拉津尤为敏感。1 $mg L^{-1}$ 的浓度便使其显著低于正常水平。POD是植物抗氧化系统中重要的酶，其活性下降是农药对非靶标植物产生药害的主要原因^[24]。研究表明，植物体内POD活性变化存在先扬后抑的过程，即在轻度胁迫下，植物体通过提高POD等保护酶的活性清除有害物质^[25-26]。而本实验60 d培养期间，阿特拉津各浓度处理POD活性均远低于正常值。这可能是由于较低浓度的阿特拉津对千屈菜已构成重度胁迫，体内POD活性短时间内就开始下降。可见，在阿特拉津胁迫下，植物细胞中抗氧化作用酶系统的受损打破了植物细胞内活性氧产生与清除间的正常平衡状态，过量的活性氧引起膜脂过氧化程度加重，从而对植物产生毒害。这与林匡飞等的研究结果^[27]一致。试验中千屈菜MDA含量随阿特拉津浓度升高而增加，也说明逆境对植物细胞的伤害程度逐渐加重，而且

膜质过氧化作用使膜的正常结构和功能受损, 从而引起脂膜透性增大, 细胞失水^[28], 这也可能是导致千屈菜叶片RWC下降的原因之一。另外, 植物在逆境胁迫下代谢降低, 根系活力下降, 水分吸收减少, 也可引起叶片RWC降低。千屈菜MDA含量与阿特拉津浓度呈显著正相关, 因此可以用MDA含量从生理水平评估阿特拉津对挺水植物的毒性效应, 但评价的可靠性和有效性需要通过大量的植物品种以及与表型指标的相关性进行验证。

自然水体中, 较浮游动物和鱼类而言, 大型水生植物对阿特拉津污染更为敏感^[29]。长期、高强度的胁迫会降低大型水生植物的生物量、叶绿素含量和光合速率, 使得水生生态系统的初级生产力降低, 进而影响水生生态系统的群落结构。当阿特拉津浓度低于 $20 \mu\text{g L}^{-1}$ 时, 植物群落结构和功能观察不到明显变化^[30]; 达到 $50 \mu\text{g L}^{-1}$ 时, 植物群落的组成会发生变化, 水生维管束植物被轮藻逐渐取代^[31]。因此, 水生植物群落变化在一定程度上可以反应水体阿特拉津的污染状况。

References

- Gao YR (高玉荣), Huang YY (黄玉瑶), Cao H (曹宏), Chen YM (陈严梅). Effect of monoformamidin insecticide on algal community structure in model pond ecosystems. *Chin J Appl Environ Biol* (应用与环境生物学报), 1995, **1** (3): 209~218
- Graymore M, Stagnitti F, Allinson G. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environ Int*, 2001, **26** (7~8): 483~495
- Hu J (胡江), Dai XZ (代先祝), Li SP (李顺鹏). Effects of atrazine and its degrader *Exiguobacterium* sp. BTAH1 on soil microbial community. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 2005, **16** (8): 1518~1522
- Wan NS (万年升), Gu JD (顾继东), Duan SS (段舜山). Eco-toxicity and biodegradation of atrazine in the environment. *Acta Sci Circumst* (环境科学学报), 2006, **26** (4): 552~560
- Chen JJ (陈建军), He YQ (何月秋), Zu YQ (祖艳群), Li Y (李元). The research progress in ecological risk and phyto-remediation of atrazine. *J Agro-environ Sci* (农业环境科学学报), 2010, **29** (z1): 289~293
- Winkelman DA, Klaine SJ. Degradation and bound residue formation of four atrazine metabolites, deethylatrazine, deisopropylatrazine, dealkylatrazine and hydroxyatrazine, in a western Tennessee soil. *Environ Toxicol Chem*, 1991, **10** (3): 347~354
- Ren J (任晋), Jiang K (蒋可), Xu XB (徐晓白). Determination of trace atrazine and its environmental degradation products by solid phase extraction and liquid chromatography/mass spectrometry. *Chin J Anal Chem* (分析化学), 2004, **32** (10): 1273~1277
- Lakshminarayana JS, O'Neill HJ, Jonnavithula SD, Leger DA, Milburn PH. Impact of atrazine-bearing agricultural tile drainage discharge on planktonic drift of a natural stream. *Environ Pollut*, 1992, **76** (3): 201~210
- Correll DL, Wu TL. Atrazine toxicity to submersed vascular plants in simulated estuarine microcosms. *Aquat Bot*, 1982, **14**: 151~158
- Knauert S, Singer H, Hollender J, Knauer K. Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. *Environ Pollut*, 2010, **158** (1): 167~174
- Key P, Chung K, Siewicki T, Fulton M. Toxicity of three pesticides individually and in mixture to larval grass shrimp (*Palaemonetes pugio*). *Ecotox Environ Saf*, 2007, **68** (2): 272~277
- Yuan YZ (苑宇哲), Xu SX (徐士霞), Yao CS (姚春生), Liu ZJ (刘志君), Li XD (李旭东), Wang YZ (王跃招). Effect of atrazine on micronucleus and nucleus anomalies in erythrocytes of *Rana adenopleura* tadpoles. *Chin J Appl Environ Biol* (应用与环境生物学报), 2004, **10** (4): 446~450
- Seguin F, Le Bihan F, Leboulanger C, Bérard A. A risk assessment of pollution: induction of atrazine tolerance in phytoplankton communities in freshwater outdoor mesocosms, using chlorophyll fluorescence as an endpoint. *Water Res*, 2002, **36** (13): 3227~3236
- Ma JY, Wang SF, Wang PW, Ma LJ, Chen XL, Xu RF. Toxicity assessment of 40 herbicides to the green alga *raphidocelis subcapitata*. *Ecotox Environ Saf*, 2006, **63** (3): 456~462
- Liu Jk (刘建康). Advanced Hydrobiology. Beijing, China: Science Press (北京: 科学出版社), 1999
- Sheng H (沈宏), Wang XC (王效常), Cao ZH (曹志洪). Study of inhibition of CuSO_4 on moss growth. *Agro-environ Prot* (农业环境保护), 1999, **18** (2): 57~58
- Mi CH (米长虹), Cai SY (蔡思义). 水田中阿特拉津允许浓度研究. *Agro-environ Prot* (农业环境保护), 1996, **15** (2): 89~90
- Zhou Q (邹琦). The Experimental Guide for Plant Physiology. Beijing, China: China Agriculture Press (北京: 中国农业出版社), 2000
- Shen WQ (沈伟其). Extraction of mixed solution for determination of chlorophyll content in rice leaf blade. *Plant Physiol Commun* (植物生理学报), 1988, **3**(3): 62~64
- Liu WG (刘文革), Wang M (王鸣), Yan ZH (阎志红), Zhao H (赵红). Effect of cold hardening on SOD, POD activities and on contents of MDA in different ploidy watermelon seedling. *Acta Bot Bor-Occid Sin* (西北植物学报), 2004, **24** (4): 578~582
- Wei DZ (魏道智), Ning SJ (宁书菊), Lin WX (林文雄). Relationship between wheat root activity and leaf senescence. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 2004, **15** (9): 1565~1569
- Yang XC (阳小成), Wang BC (王伯初), Ye M (叶梅). Effects of different sound intensities on root development of *Actinidia chinensis* plantlet. *Chin J Appl Environ Biol* (应用与环境生物学报), 2004, **10** (3): 274~276
- Ye XQ (叶新强), Lu Y (鲁岩), Zhang H (张恒). The usage and permiciousness of the herbicide atrazine. *Environ Sci & Manag* (环境科学与管理), 2006, **31** (8): 95~97
- Tang CC (唐除痴), Li YC (李煜昶), Chen B (陈彬). Pesticide Chemistry. Tianjin, China: Nankai University Press (天津: 南开大学出版社), 1998
- Su JW (苏金为), Wang XP (王湘平). Cadmium-induced membrane lipid peroxidation and programmed cell death in tea seedling. *J Plant Physiol & Mol Biol* (植物生理与分子生物学学报), 2002, **28** (4): 292~298
- Sun J (孙建), Zhang XR (张秀荣), Zhang YX (张艳欣), Wang LH (王林海), Huang B (黄波). Effects of waterlogging on leaf protective enzyme activities and seed yield of sesame at different growth stages. *Chin J Appl Environ Biol* (应用与环境生物学报), 2009, **15** (6): 790~795
- Lin KF (林匡飞), Xu XQ (徐小清), Jin X (金霞), Ni HY (倪海燕), Xiang YL (项雅玲). Eco-toxicological effects of germanium stress on rice (*Oryza sativa* L.) and their critical value. *Acta Ecol Sin* (生态学报), 2005, **25** (1): 108~114
- Chen SY (陈少裕). Injury of membrane lipid peroxidation to plant cell. *Plant Physiol Commun* (植物生理学报), 1991, **27** (2): 84~90
- Solomon KR, Baker DB, Richards RP, Dixon KR, Klaine SJ, La Point TW, Kendall RJ, Weisskopf CP, Giddings JM, Giesy JP. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environ Toxicol Chem*, 1996, **15** (1): 31~76
- Huber W. Ecotoxicological relevance of atrazine in aquatic systems. *Environ Toxicol Chem*, 1993, **12** (10): 1865~1881
- Fairchild J F, Point TW, Schwartz TR. Effects of an herbicide and insecticide mixture in aquatic mesocosms. *Arch Environ Contam & Toxicol*, 1994, **27** (4): 527~533