

低浓度阿特拉津对鲫鱼过氧化氢酶 (CAT) 活性的影响

陈家长, 孟顺龙, 胡庚东, 瞿建宏, 吴 伟

(中国水产科学研究院淡水渔业研究中心, 中国水产科学研究院内陆渔业生态环境和资源重点开放实验室, 江苏 无锡 214081)

摘 要: 采用静态水质接触染毒法, 研究不同作用时间和不同暴露浓度下除草剂阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉过氧化氢酶 (CAT) 活性的影响。结果表明: 阿特拉津对鲫鱼各个组织器官 CAT 活性均产生了较强的影响。24 d 连续暴露后, 在低浓度 (0.1~1.0 mg·L⁻¹) 范围内, 阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性均产生了诱导作用; 而高浓度 (5.0~10.0 mg·L⁻¹) 范围内则对这些组织器官 CAT 活性均产生了抑制作用。从时间效应看, 低浓度 (1.0 mg·L⁻¹) 时, 在所有作用时间下, 阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性均产生了强烈的诱导作用; 诱导作用随着暴露时间的延续均先增强后减弱, 并最终使 CAT 含量维持在某一浓度水平; 且在染毒后 10 d, 阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性的诱导作用达到最大, 最大诱导率分别为 93.96%、75.39% 和 62.86%。高浓度 (10.0 mg·L⁻¹) 时, 仅在暴露的第 3 d, 阿特拉津对鲫鱼肝脏 CAT 活性产生了诱导作用, 除此之外, 在任何时间下, 阿特拉津对鲫鱼各组织器官的 CAT 活性均表现为抑制作用, 且抑制作用随着暴露时间的延续均先增强后减弱, 并最终使 CAT 含量维持在某一浓度水平。试验显示, 低浓度阿特拉津暴露即可引起鱼体产生较强的氧化压力, 从而会影响鱼类的正常生长发育; 同时, 鱼体 CAT 活性变化的显著性及其与阿特拉津之间所存在的剂量-效应和时间-效应关系, 说明 CAT 有望成为一种敏感分子生物标志物来监测水体中阿特拉津污染。

关键词: 阿特拉津; 鲫鱼; 亚急性; 过氧化氢酶

中图分类号: X592 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2043(2008)03-1151-06

Effects of Low Concentration of Atrazine on Catalase Activity in *Carassius auratus*

CHEN Jia-zhang, MENG Shun-long, HU Geng-dong, QU Jian-hong, WU Wei

(Key Open Laboratory of Ecological Environment and Resources of Inland Fisheries, Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuxi 214081, China)

Abstract: Atrazine is one of the most commonly used herbicides in China and the world. Due to its long persistence, it had been present in many surface and ground waters, contaminating non-target organisms such as fish and threatening drinking water of human beings. An experiment was conducted on crucian to study effect of atrazine on catalase (CAT) activity. Groups of fish were exposed to atrazine varying in concentration, i.e. 0, 0.1, 0.5, 1.0, 5.0 and 10.0 mg·L⁻¹, respectively. The CAT activities in liver, kidney and muscle of crucian exposed to 1.0 and 10.0 mg·L⁻¹ were measured after day 3, 6, 10, 14, 19 and 24, respectively, to study the time-response relationship between atrazine and CAT activities in these organs. At the end of experiment (24 days), CAT activities in the three organs of crucian exposed to all the concentrations were evaluated to explore the dose-response relationships between atrazine and CAT activities in these organs. Results indicated that atrazine had strong influences on CAT activities in the three organs. After 24 days continuous exposure, CAT activities in liver, kidney and muscle were induced at low concentrations of 0.1~1.0 mg·L⁻¹, however, they were inhibited at high concentrations of 5.0~10.0 mg·L⁻¹. CAT activities in liver, kidney and muscle were induced strongly at concentration of 0.1 mg·L⁻¹ during the experiment, and the inducement effect increased firstly and then decreased with exposure time prolonging, which made the CAT activities maintain at a level finally. Inducement effect reached the peak after 10 days, with the biggest inducement rate being 93.96%, 75.39% and 62.86% in liver, kidney and muscle, respectively. Except that the hepatic CAT activity was induced after 3 days exposure, the CAT activities in all organs were inhibited at any other time when the exposure concentration was 10.0 mg·L⁻¹, maintained at a level just finally, and the inhibition effect increased firstly and then decreased with exposure time prolonging. Low concentration of atrazine exposure could make crucian be in an oxidation state. The significant

change of CAT activity in liver, kidney and muscle, and the dose-response and time-response relationships between atrazine and CAT activity indicated that CAT was likely to be a sensitive biomarker to monitor atrazine pollution in water body.

Keywords: atrazine; *Carassius auratus*; sub-lethality; catalase

阿特拉津 (Atrazine) 又名莠去津, 化学名 2-氯-4-乙胺基-6-异丙胺基-1,3,5-三嗪, 分子式为 $C_8H_{14}ClN_5$, 是一种人工合成的化学除草剂。1952 年由 Geigy 化学公司开发, 并于 1958 年申请瑞士专利, 1959 年投入商业生产。中国从 20 世纪 80 年代初开始使用该农药, 目前其已成为一种广泛使用的旱地除草剂。阿特拉津能通过地表径流、淋溶、干/湿沉降等方式进入水体, 从而对水生生态环境和人类饮用水源造成潜在的污染。近年来, 因其使用量大、残留期长、环境水体中检出率较高^[1]和具有内分泌干扰作用等而受到广泛关注^[2]。

多数污染物都具有氧化还原活性, 可参与生物体内的氧化还原循环, 产生大量的活性氧自由基等有害物质, 从而对机体细胞产生氧化损伤^[3]。生物机体内的抗氧化防御酶系作为一类可反映污染物对细胞氧化损伤程度的分子生态毒理指标, 已逐渐成为国内外学者研究的热点^[4]。抗氧化防御酶系的一个重要特征是其活性或含量可由于污染胁迫而发生改变, 因而, 其能间接反映环境中氧化作用的存在, 可作为环境污染胁迫程度的指标^[5]。过氧化氢酶 (CAT) 是一种重要的抗氧化酶, 其广泛存在于鱼体中, 已成为评价污染物对水生生物毒性影响的良好分子生物标志物^[6]。但目前, 从分子水平上研究阿特拉津对鱼类机体损伤程度的试验报道还比较鲜见。为此, 本试验选择 CAT 作为评价阿特拉津对鱼体损伤程度的分子生物指标, 研究了在不同暴露浓度和不同作用时间下, 阿特拉津对鲫鱼 (*Carassius auratus*) 不同组织 (肝脏、肾脏、肌肉) CAT 活性的影响, 旨在从分子水平上了解低剂量阿特拉津对鱼体所产生的毒性损伤情况以及阿特拉津与鱼体不同组织器官 (肝脏、肾脏、肌肉) CAT 活性之间的关系, 为分析评估阿特拉津的水生生态安全性提供相应的毒理学资料, 同时也为我国淡水渔业资源和水生态系统的保护提供一些科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验鱼类

试验鱼类为鲫鱼 (*Carassius auratus*), 取自中国水产科学研究院淡水渔业研究中心实验场, 体长为 (14.28 ± 0.78) cm, 体重为 (65.99 ± 4.75) g ($n=24$)。试验前

将鲫鱼在实验室条件下驯养两周, 每天定时投饵一次, 并用电磁式空气压缩机进行充氧。光暗比为 14 h: 10 h。驯养期间没有出现自然死鱼现象。选择活性强的健康鲫鱼进行试验。

1.2 试验用水

试验用水为曝气一周的去氯自来水, 水温 (20 ± 1) °C, 溶解氧 $6.5 \sim 7.0$ mg·L⁻¹, pH 7.0~7.5, 水质指标符合渔业水质标准 (GB11607—89)。

1.3 仪器和试剂

7530G 分光光度计 (安捷伦科技上海分析仪器有限公司); SIGMA 2-16K 低温冷冻离心机; 玻璃匀浆器等。48%阿特拉津可湿性粉剂 (由常州农林药业有限公司生产, 商品名为玉盛, 除阿特拉津外不含有其他活性成分); 本试验中所示浓度均为阿特拉津的有效成分含量。其余试剂为分析纯或超纯。

磷酸盐缓冲液 I (6.7×10^{-2} mol·L⁻¹, pH=7.0): 用重蒸水溶解 3.522 g KH₂PO₄ 和 7.268 g Na₂HPO₄·2H₂O, 定容至 1 000 mL。H₂O₂-磷酸盐缓冲液 II: 用磷酸盐缓冲液 I 稀释 0.16 mL H₂O₂ 至 100 mL。将磷酸盐缓冲液 I 稀释 10 倍, 配成浓度为 6.7×10^{-3} mol·L⁻¹ 的磷酸盐缓冲液 III。

1.4 染毒

鱼类染毒采用静态水质接触染毒法。试验先根据文献[6]进行阿特拉津对鲫鱼的 96 h 急性毒性实验, 得到 96 h-LC₅₀ 值为 105.94 mg·L⁻¹。为保证试验期间药物对鱼类的安全性, 阿特拉津的试验浓度范围设在 1/10 的 96 h-LC₅₀ 之内, 具体浓度为: 0、0.1、0.5、1.0、5.0 和 10.0 mg·L⁻¹。每个浓度组设一个平行。在体积为 250 L 的水族箱中分别配制上述各浓度的试验液 150 L, 每个水族箱中随机放入鲫鱼 50 尾。试验期间每天换水 50%, 并补足受试物至原有浓度, 每两天定时投饵一次。其余条件与驯养期间相同。

1.5 鱼体组织样的选取和前处理

分别在染毒后的第 3、6、10、14、19 和 24 d 对 1.0 mg·L⁻¹ 和 10.0 mg·L⁻¹ 两浓度组进行取样, 研究阿特拉津对鲫鱼 CAT 活性影响的时间-效应; 在试验结束时 (24 d) 对所有浓度组进行取样, 研究亚急性条件下阿特拉津对 CAT 活性影响的剂量-效应。每个平行各取 3 条鱼进行测定。

取样时,用纱布擦干鱼体表面后,分别取其背部肌肉、肝脏和肾脏。取肌肉约 0.5 g,肝脏和肾脏取全部,在冰冷的生理盐水中漂洗,除去血液,滤纸拭干后称重,放入容积为 5 或 10 mL 的小烧杯中,先用移液管取总量 2/3 的预冷的 0.86% 的生理盐水 (生理盐水的体积总量 (mL) 是组织质量 (mg) 的 9 倍) 于烧杯中,用眼科剪刀尽快剪碎组织 (在冰水浴中进行)。将剪碎的组织倒入匀浆器中,再用剩余的 1/3 生理盐水冲洗残留在烧杯中的组织,一并倒入匀浆器中。将匀浆器的下部放入冰水浴中,充分转动研磨,使组织匀浆化。将制备好的 10% 组织匀浆在 4℃ 下以 3 000 r·min⁻¹ 离心 10 min,取上清液进行测定。

1.6 CAT 活性及总蛋白量的测定

用紫外分光光度法测定各组织器官的 CAT 活性^[7]。在室温 (21℃±1℃) 条件下,以 0.01 mL 酶样+3.0 mL H₂O₂-磷酸盐缓冲液 I 为参比池;以 0.01 mL 酶样+3.0 mL H₂O₂-磷酸盐缓冲液 II 为样品池;在波长 250 nm 下,用 1 cm 石英比色皿测定。CAT 的单位为 U·mg⁻¹·prot。U 的定义为:在 25℃,100 s 内使 H₂O₂ 分解一半时的酶蛋白量。并用考马斯亮兰法^[8]测定组织中的总蛋白含量。

1.7 数据处理

将 6 次测定数据以平均值±标准差的形式表示为最终结果。并采用单因素方差分析和 LSD 法对数据进行多重比较 (只做各染毒组与对照组之间的比较);应用回归方法分析阿特拉津对鲫鱼各个组织器官 CAT 活性影响的剂量-效应和时间-效应关系,以相关系数 (*R*) 表示相关程度,并用 *t* 检验法进行相关显著性检验。*P*<0.05 为差异 (或相关) 显著,*P*<0.01 为差异 (或相关) 极显著。

2 结果与分析

2.1 不同暴露浓度下阿特拉津对 CAT 活性的影响

在染毒后的 24 d, 取各浓度组鲫鱼进行解剖,分别测定其肝脏、肾脏和肌肉中 CAT 活性,结果如图 1 所示。

由图 1 可以看出,在低浓度 (0.1~1.0 mg·L⁻¹) 范围内,阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性均产生了诱导作用;高浓度 (5.0~10.0 mg·L⁻¹) 范围内则对这些组织器官 CAT 活性均产生了抑制作用。但诱导或抑制作用的强度以及 CAT 活性的变化趋势在各个组织器官间有所差异。

阿特拉津对肝脏 CAT 活性的诱导作用随染毒浓

度的增加而增强;与对照组相比,0.1、0.5 和 1.0 mg·L⁻¹ 浓度组鲫鱼的肝脏 CAT 活性分别达到显著 (*P*<0.05) 和极显著 (*P*<0.01) 水平,CAT 活性的上升率分别为:16.15%、28.94%和 33.32%;以肝脏 CAT 活性的上升率为纵坐标,阿特拉津浓度为横坐标,进行回归分析,得回归方程: $y=0.0754 \ln X+0.3367$ (*n*=3, *R*=0.9987),经 *t* 检验,相关系数达到显著水平 (*P*<0.05),说明长期暴露下,在低浓度范围内 (0.1~1.0 mg·L⁻¹),肝脏 CAT 活性与阿特拉津浓度之间存在显著的剂量-效应关系。当阿特拉津浓度为 5.0 mg·L⁻¹ 时,肝脏 CAT 活性出现骤然下降现象,与对照组相比差异显著 (*P*<0.05),且此后肝脏 CAT 活性继续随着阿特拉津暴露浓度的增加而降低,并在 10.0 mg·L⁻¹ 时极显著 (*P*<0.01) 低于对照组。

阿特拉津对鲫鱼肾脏和肌肉 CAT 活性影响的变化趋势是基本一致的,但变化程度存在很大差异。在变化趋势上,均表现为随着暴露浓度的升高,诱导作用逐渐减弱;当浓度为 5.0 mg·L⁻¹ 时,则转变为抑制作用,且抑制作用随暴露浓度的增加而增强。在变化程度上,随着染毒浓度的增加,肾脏 CAT 活性变化的更剧烈,均被 (极) 显著诱导或 (极) 显著抑制;而肌肉 CAT 活性仅在 0.1 mg·L⁻¹ 时被显著诱导 (图 1)。与对照组相比,0.1、0.5、1.0、5.0 和 10.0 mg·L⁻¹ 浓度组的肾脏 CAT 活性分别上升了 68.67%、45.41%、25.49%、-21.29%和 -34.51%,肌肉 CAT 活性分别上升了 59.46%、32.73%、13.51%、-11.41%和 -27.63%;以 CAT 活力的上升率为纵坐标,阿特拉津浓度为横坐标,分别对阿特拉津与肾脏和肌肉 CAT 活性之间的剂量-效应关系做曲线回归分析,分别得回归方程: $y=-0.2359 \ln x+0.2108$ (*n*=5, *R*=0.9902) 和 $y=-0.1879 \ln x+0.1678$ (*n*=5, *R*=0.9974),经 *t* 检验相关系数均达到极显著水平 (*P*<0.01),说明长期暴露下,肾脏和肌肉 CAT 活性与阿特拉津浓度之间存在极显著的剂量-效应关系。

2.2 不同作用时间下阿特拉津对 CAT 活性的影响

在染毒后的第 3、6、10、14、19 和 24 d,对 1.0 mg·L⁻¹、10.0 mg·L⁻¹ 和空白组鲫鱼进行取样,分别测定其肝脏、肾脏和肌肉中 CAT 活性。结果分别如图 2、图 3 和图 4。

从图 2、图 3、图 4 可以看出,低浓度 (1.0 mg·L⁻¹) 时,在各个作用时间下,阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性均产生了强烈的诱导作用,且随着暴露时间的延续,诱导作用均先增强后减弱,并最终使

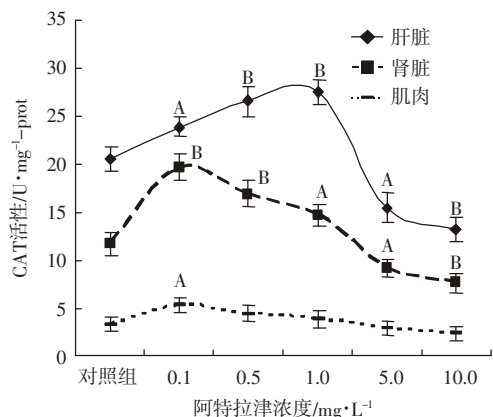


图 1 暴露 24 d 时不同浓度阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉中 CAT 活性的影响

Figure 1 CAT activities in liver, kidney and muscle of crucian exposed to different atrazine concentrations after 24 days

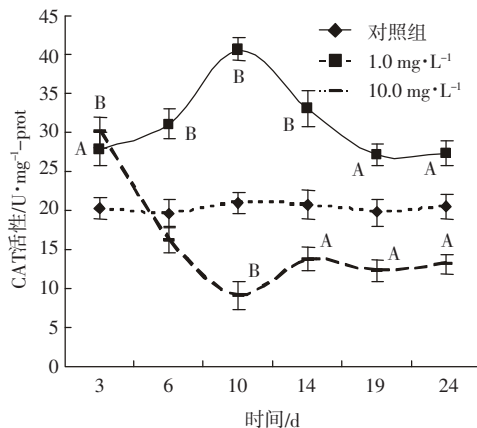


图 2 不同作用时间下阿特拉津对鲫鱼肝脏 CAT 活性的影响

Figure 2 Effects of atrazine on hepatic CAT activities of crucian at different exposure time

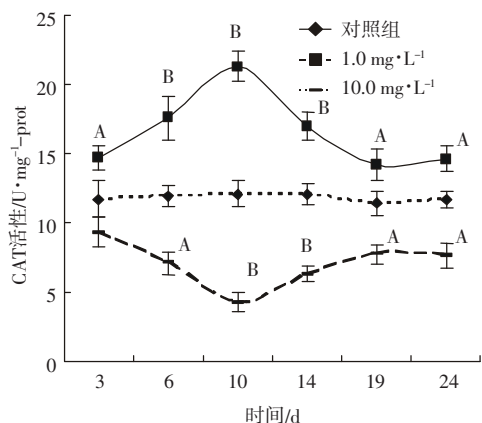


图 3 不同作用时间下阿特拉津对鲫鱼肾脏 CAT 活性的影响

Figure 3 Effects of atrazine on renal CAT activities of crucian at different exposure time

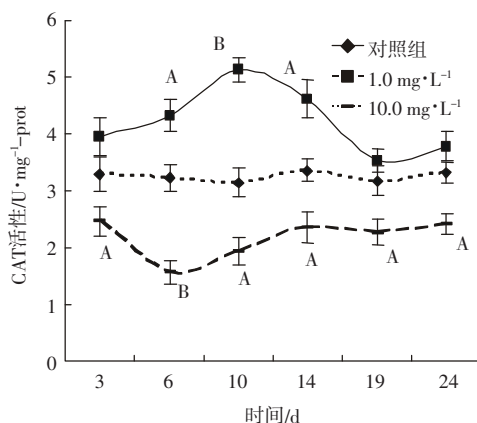


图 4 不同作用时间下阿特拉津对鲫鱼肌肉 CAT 活性的影响

Figure 4 Effects of atrazine on muscular CAT activities of crucian at different exposure time

注:图 1、图 2、图 3、图 4 中 "A" 与 "B" 分别表示与对照组相比差异显著 ($P<0.05$) 和极显著 ($P<0.01$)。

Note: "A" and "B" in the figure 1, 2, 3 and 4 mean significant ($P<0.05$) and very significant ($P<0.01$) different compared with the control.

CAT 活性维持在某一水平。大多数时间下,肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性均显著 ($P<0.05$) 或极显著 ($P<0.01$) 高于对照组。在暴露的第 10 d,阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性的诱导作用均达到最强,最大诱导率分别为 93.96%、75.39% 和 62.86%。

在高浓度 ($10.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 条件下,仅在暴露的第 3 d 阿特拉津对鲫鱼肝脏 CAT 活性产生了诱导作用,除此之外,阿特拉津对鲫鱼各组织器官的 CAT 活性均表现为抑制作用,且在大多数时间下抑制作用达到显著 ($P<0.05$) 或极显著 ($P<0.01$) 水平。同时,阿特拉津对鲫鱼各组织器官 CAT 活性的抑制作用随着污染胁迫时间的延长而先增强后减弱,并最终使 CAT 活性维持在某一水平。阿特拉津对鲫鱼肝脏和肾脏 CAT 活性的抑制作用达到最强的时间均在染毒后的第 10

d,最大抑制率分别为 56.99% 和 64.24%;对肌肉 CAT 活性的抑制作用达到最强的时间则为染毒后的第 6 d,最大抑制率为 51.70%。

3 讨论

外源性污染物进入生物体后,会导致大量活性氧自由基的产生^[9]。自由基(FR)又称游离基,具有未配对的电子、原子、原子团、分子或离子,主要包括超氧阴离子自由基 (O_2^-)、羟基自由基 ($\text{OH} \cdot$) 以及过氧化氢 (H_2O_2) 等,它们会攻击细胞膜,引起细胞膜发生脂质过氧化而生成脂质过氧化物(LPO),最终导致整个细胞功能失常,基因突变,蛋白质交联,造成细胞死亡。生物体在活性氧自由基反应引起的脂质过氧化过程中,并非处于被动受攻击状态,机体存在一套完备的

抗氧化系统,其中,抗氧化酶起着重要作用。过氧化氢酶(CAT)是存在生物体内的非常重要的抗氧化防御性功能酶,可与谷胱甘肽过氧化物酶(GPX)等一起,清除超氧化物歧化酶歧化超氧阴离子自由基(O_2^-)产生的过氧化氢(H_2O_2),因而其在生物体的抗氧化防御系统中占有重要地位^[10]。

本研究表明,除草剂阿特拉津对鲫鱼各个组织器官的 CAT 活性均能产生显著影响。长期 (24 d) 暴露时,鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性随着染毒浓度的增加均表现为先升高后降低的变化趋势,这与双酚 A 对鲤鱼肝脏和肾脏 CAT 活性影响^[11]以及柴油对斑马鱼肌肉 CAT 活性影响^[12]的变化趋势是一致的。CAT 能够催化 H_2O_2 生成 H_2O 和 O_2 ,从而减轻自由基对鱼体的氧化损伤。当阿特拉津处理浓度在一定范围内增加时,活性氧自由基也随之大量产生,从而诱导 CAT 催化反应使其活性增强。但是随着处理浓度的进一步上升,CAT 活性显著下降,这说明了 CAT 等作为内源活性氧清除剂,只能在一定程度上清除体内过量的活性氧,维持活性氧代谢的平衡,降低脂质过氧化作用。一旦污染物在体内的含量达到一定浓度,就会导致包括抗氧化酶在内的细胞内酶受损,从而其清除活性氧的功能也随之丧失。

有研究认为,因污染胁迫而引起抗氧化酶活性的改变,可在一定程度上反应出机体处于逆境胁迫下的生理状态,并对一些早期污染具有生物指示作用^[13-15]。本研究发现,在一定暴露浓度范围内,各个组织器官的 CAT 活性与阿特拉津浓度之间均存在显著的剂量-效应关系;联系 1.0 和 $10.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下该除草剂对鲫鱼 CAT 活性影响的时间效应研究结果,可以看出,在染毒的第 3 d, $10.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度组鲫鱼的肝脏 CAT 活性反而比 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度组的高 (图 2),虽差异不显著,但提示阿特拉津与肝脏 CAT 活性之间的剂量-效应关系可能还要受到作用时间范围的影响,目前这个时间范围还有待确定。与之不同的是,肾脏和肌肉 CAT 活性在所有作用时间下都表现为 $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度组的高于 $10.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 浓度组的;但由于本试验在研究阿特拉津对鲫鱼 CAT 活性影响的时间效应时所考察的浓度梯度仅有两个,因此,是否任何浓度下阿特拉津与肾脏或肌肉 CAT 活性之间的剂量-效应关系都不受作用时间范围的影响,还不能确定。从剂量-效应关系的存在范围来看,肝脏仅在 $0.1\sim 1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内存在剂量-效应关系,而肾脏和肌肉在本试验所设浓度范围内均存在剂量-效应关系;同时,肾脏中

CAT 活性的变化率比肌肉中的大,说明相对于肌肉而言,肾脏 CAT 对阿特拉津的敏感性更高;加之,肾脏是阿特拉津的作用靶器官^[16],因此,当考虑用 CAT 作为分子生物标志物对水体中阿特拉津的含量进行检测时,肾脏是比较理想的取样器官。

从时间效应的研究结果来看, $1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下,阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性均产生了诱导作用,与之相反, $10.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 条件下,阿特拉津对鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性则基本表现为抑制作用,这种低浓度诱导、高浓度抑制的现象与双酚 A 对鲤鱼肝脏和鳃 CAT 活性影响^[11]的研究结果相一致。同时,本研究发现,随着暴露时间的延续,诱导和抑制作用均呈先增强后减弱,并最终趋于平稳。出现这种现象的原因可能与阿特拉津在鱼体内富集量的变化有关。本试验在考察阿特拉津对鲫鱼 CAT 活性影响的同时还对其在鲫鱼不同组织器官中的富集情况进行了同步研究 (另文发表),发现 1.0 和 $10.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,阿特拉津在鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉中残留量的变化均表现为先升高后降低,并最终趋于平稳。当生物处于污染胁迫状态时,机体内同时存在着两种反应,即:自由基诱导的抗氧化酶活性增强及自由基对细胞和抗氧化酶的直接毒性损伤而引起的抗氧化酶活性下降。可能当污染物在生物体内的残留量较低时,诱导是占主导地位的,且在这个浓度范围内,诱导作用的强度与污染物在体内的残留量呈正相关。这反映了机体受胁迫程度与应激反应强度的正相关性,高的 CAT 活性可以对机体内因阿特拉津污染胁迫而大量产生的 H_2O_2 进行清除。但污染物在体内的残留量一旦超过了这一阈值,损伤作用便处于主导地位,且在这个阈值以上,损伤作用的强度与污染物在体内的残留量也是呈正相关的。

机体抗氧化酶活性的变化 (升高或降低) 表示机体内活性氧的大量增加,并已扰乱机体抗氧化防御系统的正常功能^[17]。从本试验的数据看,在阿特拉津的污染胁迫下,鱼体 CAT 活性产生了较大变化,说明低浓度阿特拉津暴露可引起机体产生较强的氧化压力。

4 结论

本试验结果显示,在阿特拉津污染胁迫下,鱼体 CAT 活性产生了较大变化,说明低浓度阿特拉津暴露可引起机体产生较强的氧化压力,从而会影响鱼类的正常生长发育。

在一定的暴露浓度和作用时间范围内,阿特拉津

与鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉 CAT 活性之间均存在显著的剂量-效应和时间-效应关系。但相比之下,这种效应关系在肾脏中的表现更为明显,加之,肾脏是阿特拉津的作用靶器官^[6],因此,本试验认为,当考虑用 CAT 作为分子生物标志物对水体中阿特拉津含量进行检测时,肾脏是比较理想的取样器官。

鱼体 CAT 活性变化的显著性及其与阿特拉津之间所存在的剂量-效应和时间-效应关系,说明 CAT 有望成为一种敏感的分子生物标志物来监测水体中阿特拉津污染。但由于作为生物标志物必须有特一性反应现象,因此,有关这方面的研究尚待进一步深入。

参考文献:

- [1] Graymore M, Stagnitti F, Allinson G. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems [J]. *Environment International*, 2001, 26(7-8):483-495.
- [2] Hopenhaya R C, Stump M L, Browning S R. Regional assessment of atrazine exposure and incidence of breast and ovarian cancers in Kentucky [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2002, 42(1):127-136.
- [3] 赵元凤,吕景才,宋晓阳,等. 镉污染对鲢鱼超氧化物歧化酶和过氧化氢酶活性的影响[J]. 农业生物技术学报,2002,10(3):267-271.
ZHAO Yuan-feng, LU Jing-cai, SONG Xiao-yang, et al. Effect of cadmium on activities of superoxide dismutase and catalase in *Aldstchthys nobilis* [J]. *Journal of Agricultural Biotechnology*, 2002, 10(3):267-271 (in Chinese).
- [4] 徐立红,张甬元,陈宜瑜.分子生态毒理学研究进展及其在水环境保护中的意义[J].水生生物学报,1995,19(2):171-184.
XU Li-hong, ZHANG Yong-yuan, CHEN Yi-yu. The advances of molecular ecotoxicology and its significance in water environment protection [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1995, 19(2):171-184 (in Chinese).
- [5] Stegeman J J. Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein synthesis as indicators of chemical exposure and effects [C]//Huggett R A. Biomarkers, Biochemical, Physiological and Histological Markers of Anthropogenic Stress. Boca Raton Florida: Lewis Publishers, 1992. 235-335.
- [6] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会.水和废水监测分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,2002. 725-729.
State environmental protection agency of China, Standard method for the examination of water and wastewater editorial board. Standard method for the examination of water and wastewater [M]. Beijing: Environmental Science Press of China, 2002. 725-729 (in Chinese).
- [7] 徐镜波,袁晓凡,郎佩珍.过氧化氢酶活性及活性抑制的紫外分光光度法测定[J].环境化学,1997,16(1):73-76.
XU Jing-bo, YUAN Xiao-fan, LANG Pei-zhen. The determination of enzymic activity and its inhibition on catalase by ultraviolet spectrophotometry [J]. *Environmental Chemistry*, 1997, 16(1):73-76 (in Chinese).
- [8] 郭敏亮,姜涌明.考马斯亮蓝显色液组分对蛋白质测定的影响[J].生物化学与生物物理进展,1996,23(6):558-561.

- GUO Min-liang, JIANG Yong-ming. Effect of ingredients of coomassie brilliant blue color-developing reagent on protein assay [J]. *Progress in Biochemistry and Biophysics*, 1996, 23(6):558-561 (in Chinese).
- [9] 李 波,刘世杰.胞内活性氧系统和化学毒物对其影响的研究概况 [J].卫生毒理学杂志,1990,4(2):107-112.
LI Bo, LIU Shi-jie. General situation of active oxygen system inside cell and the influences of chemical toxic substances on it [J]. *Journal of Health Toxicology*, 1990, 4(2):107-112 (in Chinese).
- [10] 何 望,杨品红,曾艳君.亚硝酸盐对河蟹蚤状幼体及蟹苗毒性试验 [J].内陆水产,1999,7:5-6.
HE Wang, YANG Pin-hong, ZENG Yan-jun. Toxic test of nitrite nitrogen to zoea and larva of Chinese mitten crab [J]. *Inland Fisheries*, 1999, 7:5-6 (in Chinese).
- [11] 庄惠生,杨 光.双酚 A 对鲤鱼急性和亚急性毒性的研究 [J].环境化学,2005,24(6):682-684.
ZHUANG Hui-sheng, YANG Guang. Study on the acute and subacute toxicities of bisphenol A on the carp [J]. *Environmental Chemistry*, 2005, 24(6):682-684 (in Chinese).
- [12] 沈益绿,沈新强.柴油对斑马鱼超氧化物歧化酶和过氧化氢酶的影响 [J].海洋渔业,2005,27(4):314-318.
SHEN Ang-lu, SHEN Xin-qiang. Effects of diesel fuel on the superoxide dismutase and catalase of zebra fish [J]. *Sea Fishery*, 2005, 27(4): 314-318 (in Chinese).
- [13] 张景飞,王晓蓉.2,4-二氯苯酚低浓度长期暴露对鲫鱼肝脏抗氧化系统的影响 [J].环境科学,2003,24(5):136-140.
ZHANG Jing-fei, WANG Xiao-rong. Effects of long-term exposure of low-level 2,4-Dichlorophenol on the antioxidant defense system in liver of *carassius auratus* [J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2003, 24(5):136-140 (in Chinese).
- [14] 徐镜波.M-DNB 和 P-DNB 对鲤鱼肝脏过氧化氢酶活性的影响 [J]. 中国环境科学,1999,19(2):141-144.
XU Jing-bo. Effects of M-DNB and P-DNB on liver catalase activity of carp [J]. *Chinese Environmental Science*, 1999, 19(2):141-144 (in Chinese).
- [15] 冯 涛,郑微云,郭祥群,等.苯并(a)芘对大弹涂鱼肝脏过氧化氢酶活性的影响 [J].生态学杂志,2001,20(5):73-75.
FENG Tao, ZHENG Wei-yun, GUO Xiang-qun, et al. Effects of catalase activities in the liver of *Boleophthalmus Pectinirostris* with benzo (a) pyrene exposure [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2001, 20(5):73-75 (in Chinese).
- [16] 栾新红,丁鉴峰,孙长勉,等.除草剂阿特拉津影响大鼠脏器功能的毒理学研究 [J].沈阳农业大学学报,2003,34(6):441-445.
LUAN Xin-hong, DING Jian-feng, SUN Chang-mian, et al. Toxicological effects of herbicide atrazine on visceral function in rats [J]. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2003, 34(6):441-445 (in Chinese).
- [17] 王重刚,郑微云,余 群,等.苯并(a)芘和芘的混合物暴露对梭鱼肝脏抗氧化酶活性的影响 [J]. 环境科学学报,2002,22(4):529-533.
WANG Chong-gang, CHENG Wei-yun, YU Qun, et al. Effects of mixture of benzo (a) pyrene and pyrene exposure on hepatic antioxidant enzymes activities in *Mugil so-iuy* [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2002, 22(4):529-533 (in Chinese).