

张天旭, 孙金生, 张秋英, 等. 中美淡水生物对氨氮的物种敏感度对比分析[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(1): 184–192.

ZHANG Tian-xu, SUN Jin-sheng, ZHANG Qiu-ying, et al. Analysis of sensitivity distribution to ammonia of freshwater species from China and USA[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(1): 184–192.

中美淡水生物对氨氮的物种敏感度对比分析

张天旭^{1,2}, 孙金生^{1*}, 张秋英², 凌郡鸿², 闫振广², 何欢祺²

(1. 天津市动植物抗性重点实验室, 天津师范大学生命科学学院, 天津 300387; 2. 中国环境科学研究院, 环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012)

摘要: 参照美国水生生物基准制定技术指南, 搜集、筛选了氨氮对我国和美国淡水水生生物(包括鱼类、溞类和贝类等)的急性和慢性毒性数据, 并补充开展了氨氮对我国本土贝类——河蚬和中华圆田螺的急性毒性试验, 统一将氨氮毒性数据调整至标准水质条件下($T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$, $\text{pH}=7.0$), 对中美淡水生物对氨氮的物种敏感性进行了比较, 计算了中美氨氮水质急性基准阈值。结果表明: 我国物种相比美国物种对氨氮的敏感性整体较弱, 但标准水质条件下中美两国的氨氮基准阈值接近(中国为 $0.84\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 美国为 $0.79\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。贝类在各淡水生物类群中对氨氮的物种敏感性最高, 大致排序为贝类>鱼类>溞类, 我国鱼类和贝类的敏感性比美国相对较弱, 溞类差异不明显。贝类幼体对氨氮的敏感性远高于成体, 建议氨氮基准研究中使用贝类幼体进行测试。

关键词: 河蚬; 中华圆田螺; 物种敏感度分布; 水生生物; 氨氮

中图分类号: X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2019)01-0184-09 doi:10.11654/jaes.2018-0454

Analysis of sensitivity distribution to ammonia of freshwater species from China and USA

ZHANG Tian-xu^{1,2}, SUN Jin-sheng^{1*}, ZHANG Qiu-ying², LING Jun-hong², YAN Zhen-guang², HE Huan-qi²

(1. Tianjin Key Laboratory of Animal and Plant Resistance, College of Life Sciences, Tianjin Normal University, Tianjin 300387, China; 2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, State Key Laboratory of Environment Criteria and Risk Assessment, Beijing 100012, China)

Abstract: Species sensitivity analysis is important for the establishment of water quality criteria (WQC). According to the United States technical guidelines for the development of aquatic life, acute and chronic toxicity data of ammonia to freshwater species (including fish, daphnia, and shellfish) in China and the USA were collected. Ammonia toxicity tests for local mollusks, *Corbicula fluminea* and *Cipangopaludina cahayensis* were performed. The ammonia toxicity data were all normalized to the baseline condition ($T=20\text{ }^{\circ}\text{C}$, $\text{pH}=7.0$) and the species sensitivity distribution was compared between China and the USA. The acute ammonia criteria of China and the USA were calculated. The results showed that: The overall Chinese species sensitivity to ammonia was weaker than those from the USA. However, the difference of ammonia WQC under baseline conditions between China and the USA was small (China: $0.84\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; USA: $0.79\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Mollusks have the highest species sensitivity to ammonia of all freshwater species, in the order of mollusks > fishes > daphnia. The species sensitivity of fishes and shellfishes of China was weaker than that of the USA, whereas the differences in daphnia were not significant. In addition, shellfish larvae were more sensitive to ammonia than adults. Thus, toxicity data of mollusk larvae should be prioritized for the development of ammonia criteria.

Keywords: *Corbicula fluminea*; *Cipangopaludina cahayensis*; species sensitivity distribution; water quality criteria; ammonia

收稿日期: 2018-04-08 录用日期: 2018-06-20

作者简介: 张天旭(1995—), 男, 天津人, 硕士研究生, 从事水生态毒理研究。E-mail: 13110010796@163.com

*通信作者: 孙金生 E-mail: jssun1965@aliyun.com

基金项目: 水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07301002-01, 2015ZX07202012)

Project supported: The Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment(2017ZX07301002-01, 2015ZX07202012)

据2016年《中国环境状况公报》,氨氮在我国地表水中广泛存在,是我主要流域的重要污染指标之一。氨氮对水生生物的毒性效应自二十世纪七八十年代就受到广泛关注^[1-2],水体温度和pH值能显著影响氨氮的生物毒性,在一定水质条件下,氨氮可以体现出较大的毒性效应。水体中氨氮主要以两种形式存在:非离子氨(NH_3)和铵离子(NH_4^+), NH_4^+ 相对毒性较小, NH_3 是中性分子,与 NH_4^+ 相比更容易扩散穿过生物细胞膜^[3],因此是氨氮对水生生物致毒的主要要素^[4],能影响水生生物的游泳行为、生长性能、呼吸及代谢、渗透调节和机体免疫力等,严重时可导致生物死亡^[5]。

19世纪末,俄国卫生学家提出环境质量基准的概念^[6]。美国是世界上最早开始水环境质量基准研究的国家之一,于20世纪初开展了一些污染物对鱼类等生物的毒性效应研究^[7-8],后续真正开展了水环境基准研究,陆续发布了较为成熟的各类水环境基准相关技术规范^[9-10]。贝类是水生生态系统中重要的生物类群之一,对维持水生生态系统完整性具有重要作用^[11-12]。贝类也是制定水质基准时重要的受试生物之一^[13]。美国EPA在氨氮水质基准研究中发现贝类对氨氮的物种敏感性最高,为充分保护贝类,于2013年重新修订了氨氮水质基准文件^[14]。

我国现行水质标准主要依据国外水质基准和标准确定,但流域水质特征与本土生物分布的不同会造成环境基准适用性的明显差异^[14],因此本土水质基准研究对于保护我国生态环境具有重要意义。水生生物对污染物敏感性的分析是研究水质基准的基础,我国学者基于本土生物分布特征对辽河^[15]和太湖^[16]的氨氮水质基准进行了初步研究,但尚未见对氨氮的物种敏感度分布的详细分析。

本文开展了氨氮对我国本土贝类河蚬(*Corbicula fluminea*)和中华圆田螺(*Cipangopaludina cahayensis*)的急性毒性试验,综合文献数据对我国和美国物种的氨氮物种敏感度分布进行分析,为我国氨氮水质基准和标准研究提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验物种:河蚬、中华圆田螺购自市场,河蚬壳长(1.5 ± 0.2) cm,壳高(1.0 ± 0.2) cm,中华圆田螺壳高(2.3 ± 0.2) cm,壳宽(1.3 ± 0.2) cm,实验室暂养后进行试验。将试验用河蚬置于曝气水中驯养1周以上,驯

养水质条件与试验水质条件保持一致,定时、定量投喂绿藻,试验前1 d停止喂食。选取大小均一的健康个体为试验对象。

试验用水:将自来水经72 h充分曝气除氯后使用,pH 8.2~8.5,总硬度(CaCO_3 计) $180 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,溶解氧不低于 $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,总有机碳小于 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

试验试剂:氯化铵购自国药集团化学试剂有限公司(分析纯,含量 $\geq 99.5\%$)。

1.2 试验方法

河蚬和中华圆田螺的急性毒性试验方法参考ASTM贝类毒性试验技术导则^[17]进行,根据Liu等^[18]氨氮生物毒性试验的过程和氨氮浓度检测结果,本研究采用半静态试验,试验期间每隔12 h吸污一次,每24 h更新试验溶液,以保证更新溶液前后氨氮的浓度差异小于20%,符合技术指南的要求。

河蚬的氨氮预试验浓度设置为10、50、100、200 $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$,中华圆田螺的氨氮预试验浓度设置为100、200、400、800 $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$,每个浓度7个样本,不设重复。根据预实验结果(河蚬 LC_{50} 在10~100 $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间,中华圆田螺 LC_{50} 在200~400 $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间),河蚬的氨氮正式试验浓度设置为20.0、28.0、39.2、54.9、76.8、108、151 $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$,中华圆田螺的氨氮正式试验浓度设置为174、208、250、300、360、432、518、622 $\text{mg N} \cdot \text{L}^{-1}$,均设一个空白对照组,每组试验3个平行,每个平行7个样本。

每日观察贝类存活状况并记录异常行为,试验中及时捞出死亡个体,分别于24、48、72、96 h记录贝类死亡情况。

1.3 试验数据处理

氨氮对河蚬和中华圆田螺的急性毒性测试终点为96-h LC_{50} ,采用直线回归法^[19]计算氨氮的 LC_{50} ,及其95%置信区间,数据分析采用SPSS 22.0软件。线性回归分析后对回归方程进行显著性检验。进行中美毒性数据对比分析前,根据美国EPA推荐的pH值关系式对毒性数据进行转换,统一调整到pH为7.0、 $T=20^\circ\text{C}$ 水质条件下^[14]。

1.4 数据筛选与分析

文献毒性数据来源包括美国EPA的ECOTOX(<http://epa.gov/ecotox/>)毒性数据库、美国氨氮基准文件^[14]、中国知网CNKI(<http://www.cnki.net/>)和公开发表的文献,搜索时按关键词(急性毒性、氨氮、物种敏感度等)进行全网查询,并按照如下原则进行筛选。

试验数据要求^[14,16]:①急性毒性数据终点选择

LC₅₀或EC₅₀,慢性毒性数据终点选择无可见效应浓度(NOEC)、最低可见效应浓度(LOEC)、EC₁₀等;②蚤或其他枝角类和摇蚊幼虫的急性毒性试验暴露时间选择48 h,鱼类及其他动物的急性暴露时间选择96 h,单细胞动物的毒性试验数据不予采用;③急性毒性试验过程不能喂食;④稀释用水的总有机碳或颗粒物质量浓度应小于5 mg·L⁻¹;⑤对于同一个物种或同一个终点有多个毒性值可用时,使用几何平均值;⑥将不符合水质基准计算要求的试验数据剔除,如无对照试验的数据、未报导试验pH值和温度的数据、试验稀释用水不合格的数据、试验设计不规范的数据及可疑数据等;⑦同种或同属的急性毒性数据如果差异过大,应被判断为有疑点的数据而谨慎使用。

氨氮毒性显著受到水体温度和pH值的影响,根据EPA氨氮基准文件的数据调整方法^[14],将获得的氨氮文献毒性数据统一调整为pH=7、T=20℃时的数据。调整后对数据进行分析,求得各个物种的种平均急性值(Species mean acute value, SMAV)和平均慢性值(Species mean chronic value, SMCV),SMAV/SMCV等于同一物种的毒性值的几何平均值;然后对全部物种的SMAV/SMCV从小到大进行排序。依据我国发布的《淡水水生生物水质基准制定技术指南》(HJ 831—2017)^[20]对中美氨氮水质基准进行推算。本研究中氨氮数值均以氮的含量表示。对中美物种对氨氮的物种敏感度进行对比分析,包括全部物种对比分析和对鱼、贝、甲壳类生物进行分类对比分析等。数据分析及画图采用Origin 8.0软件。

1.5 氨氮毒性数据调整方法

在水溶液中,氨氮主要以两种形式存在:非离子氨(NH₃)和铵离子(NH₄⁺),二者处于平衡状态:

$$\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}^+ \quad K = \frac{[\text{NH}_3][\text{H}^+]}{[\text{NH}_4^+]}$$

温度对平衡常数K有显著影响,据Emerson等^[21]的研究,这种关系为:

$$\text{p}K_a = 0.09018 + \frac{2729.92}{273.2 + T}$$

式中:T表示实验温度,℃。毒性浓度(AV)根据总氨(TA)计算为:

$$\frac{\text{NH}_3}{\text{NH}_4^+} = 10^{(\text{pH} - \text{p}K_a)}$$

TA由两部分组成:

$$\text{TA} = \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ = \text{NH}_3 + \frac{\text{NH}_3}{10^{(\text{pH} - \text{p}K_a)}}$$

根据在TA表示下求出的AV转换为在总氨氮(TAN)表示下的毒性浓度(AV_i):

$$\frac{\text{AV}_i}{\text{AV}} = \frac{14 \text{ mg TAN} \cdot \text{mmol}^{-1}}{17 \text{ mg TA} \cdot \text{mmol}^{-1}} = \frac{14}{17}$$

将实验pH下的AV_i转换到标准测试pH=7时的转换公式

$$\text{AV}_{i,7} = \frac{\text{AV}_i}{\frac{0.0114}{1 + 10^{7.204 - \text{pH}}} + \frac{1.6181}{1 + 10^{\text{pH} - 7.204}}}$$

仅限无脊椎动物的温度调整公式,毒性值AV_i在pH=7时根据TAN表示为AV_{i,7},转换到标准测试温度(T=20℃)时使用以下公式即可求出AV_{i,7,20}。

$$\lg(\text{AV}_{i,7,20}) = \lg(\text{AV}_{i,7}) - [-0.036(19^\circ\text{C} - 20^\circ\text{C})]$$

2 结果与分析

2.1 氨氮对两种本土贝类的急性毒性试验

96 h急性毒性预试验结果显示,河蚬和中华圆田螺分别在50.00 mg N·L⁻¹和200.00 mg N·L⁻¹浓度下开始出现死亡,在100.00 mg N·L⁻¹和800.00 mg N·L⁻¹浓度下全部死亡。

96 h急性毒性正式试验结果(表1)显示,河蚬与中华圆田螺死亡率随氨氮浓度的升高而增加,总氨氮浓度最高的实验组均全部死亡。在相同试验条件下(水温T=19℃,pH=8.2)河蚬与中华圆田螺对氨氮的敏感性差异很大,两者LC₅₀相差近6倍。两组拟合结果显示,回归直线对试验实际观测值线性拟合程度良好。

2.2 中、美水生生物对氨氮的敏感性

参照美国氨氮水生生物基准技术文件,搜集、筛选了氨氮对中美淡水生物的急性毒性和慢性毒性数据,并将所有毒性数据统一调整到标准水质条件下(T=20℃,pH=7.0)。数据筛选结果见表2~表5。氨氮对我国淡水水生生物的急性毒性数据主要包括:19个鱼类数据,3个贝类数据,4个蚤类数据和9个其他

表1 氨氮对本土贝类的96 h急性毒性实验结果

Table 1 Results of 96-h toxicity test for ammonia to local shellfish

物种	回归方程	R值	P值	LC ₅₀ /mg N·L ⁻¹	95%置信区间/mg N·L ⁻¹
河蚬	$Y=0.0269x+3.4341$	0.9332	$P<0.001$	51.53	32.00~73.94
中华圆田螺	$Y=0.0059x+2.8202$	0.9357	$P<0.001$	353.8	315.3~395.9

水生物种数据,数据来源已在表2中标出;氨氮对美国水生生物的急性毒性数据主要包括:46个鱼类数据,22个贝类数据,9个溞类数据和22个其他水生物种数据(表3),数据来自2013年美国氨氮水生生物基准技术文件;氨氮对我国淡水水生生物的慢性毒性数据主要包括:1个鱼类数据,2个溞类数据(表4);氨氮对美国水生生物的慢性毒性数据主要包括:11个鱼类数据,5个贝类数据,4个溞类数据和1个其他水生物种数据(表5),数据来自2013年美国氨氮水生生物

基准技术文件。

由表2和表3中的数据可知,贝类作为最敏感的生物类群,在中美急性毒性的敏感性分布SMAV排序中均处在靠前的位置,鱼类由于其物种间的差异,敏感性区别较大,如在表2中,中华鲢 $44.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 与黄鳝 $3475 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的SMAV相差了两个数量级,溞类在排序中处在靠后的位置,体现出了对氨氮的不敏感性。在中美慢性毒性的敏感性分布SMCV排序(表4和表5)中可以看出,不同物种对于氨氮的敏感性分

表2 氨氮对我国淡水生物的SMAV排序
Table 2 Ranked SMAVs of ammonia to freshwater animals in China

排序	SMAV/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	拉丁学名	物种类群	中文名	文献
1	39.1	<i>Corbicula fluminea</i>	贝类	河蚬	[10]
2	44.0	<i>Abbottina liaoningensis</i>	鱼类	辽宁棒花鱼	[18]
3	44.6	<i>Acipenser sinensis</i>	鱼类	中华鲟	[22]
4	49.6	<i>Branchiostoma belcheri</i>	鱼类	文昌鱼	[23]
5	57.2	<i>Mylopharyngodon piceus</i>	鱼类	青鱼	[24]
6	61.5	<i>Ctenogobius giurinus</i>	鱼类	子陵栉鰕虎鱼	[18]
7	74.6	<i>Poecilia reticulata</i>	鱼类	孔雀鱼	[10]
8	82.3	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	鱼类	大鳞大马哈鱼	[14]
9	88.6	<i>Lymnaea stagnalis</i>	贝类	静水椎实螺	[10]
10	96.4	<i>Rana pipiens</i>	其他	林蛙	[14]
11	101.9	<i>Salmo trutta</i>	鱼类	亚东鳟	[14]
12	106.3	<i>Cyprinus carpio</i>	鱼类	鲤	[20]
13	109.9	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	鱼类	草鱼	[25]
14	112.9	<i>Eriocheir sinensis</i>	其他	中华绒螯蟹	[26]
15	134.2	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	溞类	模糊网纹蚤	[18]
16	138.0	<i>Procambarus clarkii</i>	其他	克氏原螯虾	[10]
17	141.7	<i>Takifugu rubripes</i>	鱼类	红鳍东方鲀	[27]
18	142.9	<i>Simocephalus vetulus</i>	溞类	老年低额溞	[18]
19	157.7	<i>Daphnia magna</i>	溞类	大型溞	[10]
20	162.5	<i>Chydorus sphaericus</i>	溞类	圆形盘肠溞	[10]
21	170.2	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	其他	霍甫水丝蚓	[10]
22	180.6	<i>Oncorhynchus gorbusha</i>	鱼类	细鳞大马哈鱼	[14]
23	202.1	<i>Gobiocypris rarus</i>	鱼类	稀有鮡鲫	[28]
24	216.5	<i>Tubifex tubifex</i>	其他	正颤蚓	[14]
25	218.7	<i>Lumbriculus variegatus</i>	其他	夹杂带丝蚓	[10]
26	222.2	<i>Cottus bairdii</i>	鱼类	断线杜父鱼	[10]
27	247.4	<i>Pseudorasbora parvai</i>	鱼类	麦穗鱼	[18]
28	281.3	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	鱼类	无鳞甲三刺鱼	[10]
29	286.0	<i>Anguilla anguilla</i>	鱼类	欧洲鳗鲡	[10]
30	366.7	<i>Macrobrachium nipponense</i>	其他	日本沼虾	[29]
31	461.2	<i>Rana chensinensis</i>	其他	中国林蛙	[29]
32	532.1	<i>Cipangopaludina cahayensis</i>	贝类	中华圆田螺	[29]
33	544.8	<i>Megalobrama amblycephala</i>	其他	团头鲂	[30]
34	853.9	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	鱼类	泥鳅	[31]
35	3475	<i>Monopterus albus</i>	鱼类	黄鳝	[10]

表3 氨氮对美国淡水生物的SMAV排序
Table 3 Ranked SMAVs of ammonia on freshwater animals in America

排序	SMAV/mg·L ⁻¹	拉丁学名	物种类群	排序	SMAV/mg·L ⁻¹	拉丁学名	物种类群
1	23.1	<i>Venustaconcha ellipsiformis</i>	贝类	51	117.1	<i>Sander vitreus</i>	鱼类
2	26.0	<i>Lampsilis abrupta</i>	贝类	52	119.5	<i>Dendrocoelum lacteum</i>	其他
3	31.1	<i>Epioblasma capsaeformis</i>	贝类	53	122.2	<i>Crangonys</i> sp.	溞类
4	34.2	<i>Villosa iris</i>	贝类	54	122.5	<i>Xenopus laevis</i>	其他
5	39.1	<i>Corbicula fluminea</i>	贝类	55	132.7	<i>Morone americana</i>	鱼类
6	40.9	<i>Leuciscus cephalus</i>	鱼类	56	134.2	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	溞类
7	41.9	<i>Lampsilis higginsii</i>	贝类	57	136.2	<i>Catostomus platyrhynchus</i>	鱼类
8	46.9	<i>Utterbackia imbecillis</i>	贝类	58	138.0	<i>Procambarus clarkii</i>	其他
9	47.4	<i>Fusconaia masoni</i>	贝类	59	142.4	<i>Ictalurus punctatus</i>	鱼类
10	48.1	<i>Lampsilis fasciola</i>	贝类	60	142.9	<i>Simocephalus vetulus</i>	溞类
11	50.5	<i>Lampsilis cardium</i>	贝类	61	144.0	<i>Morone chrysops</i>	鱼类
12	51.9	<i>Prosopium williamsoni</i>	鱼类	62	150.6	<i>Micropterus dolomieu</i>	鱼类
13	54.5	<i>Micropterus treculii</i>	鱼类	63	150.8	<i>Lepomis cyanellus</i>	鱼类
14	55.4	<i>Lampsilis siliquioidea</i>	贝类	64	154.3	<i>Ceriodaphnia acanthine</i>	溞类
15	56.6	<i>Deltistes luxatus</i>	鱼类	65	156.3	<i>Salvelinus fontinalis</i>	鱼类
16	61.2	<i>Pseudacris crucifer</i>	其他	66	156.7	<i>Acipenser brevirostrum</i>	鱼类
17	62.2	<i>Fluminicola</i> sp.	贝类	67	157.5	<i>Catostomus commersonii</i>	鱼类
18	63.0	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	鱼类	68	157.7	<i>Daphnia magna</i>	溞类
19	63.9	<i>Actinonaias ligamentina</i>	贝类	69	159.2	<i>Pimephales promelas</i>	鱼类
20	68.5	<i>Pleurocera uncialis</i>	其他	70	159.3	<i>Salvelinus namaycush</i>	鱼类
21	69.4	<i>Chasmistes brevirostris</i>	鱼类	71	162.6	<i>Chydorus sphaericus</i>	溞类
22	70.0	<i>Lampsilis rafinesqueana</i>	贝类	72	164.0	<i>Enallagma</i> sp.	其他
23	70.2	<i>Morone saxatilis</i> x <i>chrysops</i>	鱼类	73	164.5	<i>Physa gyrina</i>	贝类
24	70.7	<i>Pyganodon grandis</i>	贝类	74	166.7	<i>Callibaetis</i> sp.	其他
25	71.6	<i>Etheostoma nigrum</i>	鱼类	75	170.2	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	其他
26	72.6	<i>Hybognathus amarus</i>	鱼类	76	180.7	<i>Oncorhynchus gorboscha</i>	鱼类
27	74.7	<i>Poecilia reticulata</i>	鱼类	77	183.3	<i>Salmo salar</i>	鱼类
28	77.2	<i>Etheostoma spectabile</i>	鱼类	78	185.2	<i>Oreochromis mossambicus</i>	鱼类
29	77.5	<i>Lepomis gibbosus</i>	鱼类	79	192.4	<i>Skwala americana</i>	其他
30	78.9	<i>Oncorhynchus clarkii</i>	鱼类	80	192.6	<i>Hyalella azteca</i>	溞类
31	79.5	<i>Actinonaias pectorosa</i>	贝类	81	196.1	<i>Cyprinella lutrensis</i>	鱼类
32	80.9	<i>Cyprinella whipplei</i>	鱼类	82	211.6	<i>Planorbella trivolvis</i>	贝类
33	82.4	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	鱼类	83	216.5	<i>Tubifex tubifex</i>	其他
34	82.9	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	鱼类	84	218.7	<i>Lumbriculus variegatus</i>	其他
35	83.7	<i>Pseudacris regilla</i>	其他	85	219.3	<i>Gambusia affinis</i>	鱼类
36	83.8	<i>Cyprinella spiloptera</i>	鱼类	86	222.2	<i>Cottus bairdii</i>	鱼类
37	86.0	<i>Micropterus salmoides</i>	鱼类	87	233.0	<i>Pachydiplax longipennis</i>	其他
38	87.1	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	鱼类	88	246.2	<i>Morone saxatilis</i>	鱼类
39	88.6	<i>Lymnaea stagnalis</i>	贝类	89	281.5	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	鱼类
40	89.4	<i>Musculium transversum</i>	贝类	90	286.0	<i>Anguilla anguilla</i>	鱼类
41	96.4	<i>Rana pipiens</i>	其他	91	303.8	<i>Orconectes nais</i>	其他
42	96.7	<i>Notropis topeka</i>	鱼类	92	364.6	<i>Callibaetis skokianus</i>	其他
43	99.0	<i>Daphnia pulex</i>	溞类	93	378.2	<i>Asellus aquaticus</i>	溞类
44	102.0	<i>Salmo trutta</i>	鱼类	94	387.0	<i>Caecidotea racovitzai</i>	其他
45	104.5	<i>Lepomis macrochirus</i>	鱼类	95	451.8	<i>Chironomus tentans</i>	其他
46	106.3	<i>Cyprinus carpio</i>	鱼类	96	735.9	<i>Stenelmis sexlineata</i>	其他
47	109.0	<i>Alasmidonta heterodon</i>	贝类	97	1029	<i>Chironomus riparius</i>	其他
48	109.0	<i>Potamilus ohioensis</i>	贝类	98	1550	<i>Orconectes immunis</i>	其他
49	112.1	<i>Oncorhynchus aguabonita</i>	鱼类	99	2515	<i>Erythronema najas</i>	其他
50	115.9	<i>Campostoma anomalum</i>	鱼类				

布与中美 SMAV 排序一致,即贝类敏感性最强,溞类敏感性最弱,鱼类适中。为了进一步比较物种对氨氮的敏感性差异,利用较为充足的急性数据绘制了中美物种比较 SSD 曲线图,结果见图 1 和图 2。

由图 1 和图 2 可知,我国物种相比美国物种对氨氮的敏感性整体较弱。具体来说,我国鱼类较美国鱼类对氨氮的敏感性均体现出较弱的趋势,中美溞类对氨氮的物种敏感性差异不明显,鱼、溞、贝 3 类物种对氨氮的物种敏感性排序为贝类>鱼类>溞类。

2.3 氨氮水生生物水质急性基准推算

依据我国水生生物水质基准技术导则对表 2 和表 3 中的中美生物氨氮急性毒性数据进行分析计算,结果见表 6 和表 7。导则指出决定系数 R^2 越接近于

1,均方根 RMSE 越接近于 0,残差平方和 SSE 越接近于 0,K-S 检验 P 值大于 0.05,说明毒性数据的拟合优度最大,模型拟合越精确,因此综合 4 项参数,具有最优拟合度的函数为逻辑斯蒂分布模型(Logistic),得出标准水质条件下我国和美国的氨氮水质基准阈值分别为 $0.84\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.79\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,结果接近。

3 讨论

氨氮是我国流域水体中污染最严重的单项化合物,7 大流域全部严重超标。在美国氨氮基准文件中,共评述了 99 种水生生物数据,贝类是所有水生生物中对氨氮最敏感的。当 pH 值小于 7 时,水中氨氮几乎全部为离子氨(NH_4^+)形式,当 pH 值大于 11 时几乎全部为非离子氨(NH_3)形式,其中 NH_3 能够穿透脂质性细胞膜,破坏水生动物的鳃组织并渗入血液,表现出很强的毒性效应,是威胁贝类生存的重要污染因子。

河蚬是广泛分布在我国水域的淡水贝类,现有毒性数据显示^[28],河蚬可能是我国淡水生物中对氨氮最敏感的生物,可以推测,长期高浓度的氨氮暴露可能对河蚬种群造成严重影响。中华圆田螺也是广泛分布于我国各流域的典型贝类,本文选择这两种贝类开展了氨氮胁迫试验。

实验过程中发现在高浓度氨氮溶液的胁迫下,大部分河蚬会主动张开外套膜,日排泄物相比低浓度氨氮下产出较多,有研究^[18]指出离子态氨在氨氮对水生

表 4 氨氮对我国淡水生物的 SMCV 排序
Table 4 Ranked SMCVs of ammonia to freshwater animals in China

排序	SMCV / $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	拉丁学名	物种类群	中文名	文献
1	16.5	<i>Cyprinus carpio</i>	鱼类	鲤	[14]
2	41.5	<i>Daphnia magna</i>	溞类	大型溞	[14]
3	45.1	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	溞类	模糊网纹蚤	[14]

表 5 氨氮对美国淡水生物的 SMCV 排序
Table 5 Ranked SMCVs of ammonia to freshwater animals in America

排序	SMCV/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	拉丁学名	物种类群
1	1.41	<i>Lampsilis fasciola</i>	贝类
2	3.21	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	贝类
3	3.27	<i>Lepomis macrochirus</i>	鱼类
4	3.50	<i>Villosa iris</i>	贝类
5	6.66	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	鱼类
6	7.55	<i>Musculium transversum</i>	贝类
7	7.83	<i>Fluminicola</i> sp.	贝类
8	9.19	<i>Pimephales promelas</i>	鱼类
9	10.1	<i>Oncorhynchus nerka</i>	鱼类
10	11.1	<i>Micropterus dolomieu</i>	鱼类
11	11.6	<i>Catostomus commersonii</i>	鱼类
12	14.6	<i>Lepomis cyanellus</i>	鱼类
13	16.5	<i>Cyprinus carpio</i>	鱼类
14	20.4	<i>Esox lucius</i>	鱼类
15	21.4	<i>Ictalurus punctatus</i>	鱼类
16	25.8	<i>Oncorhynchus clarkii henshawi</i>	鱼类
17	29.2	<i>Hyalella azteca</i>	溞类
18	41.5	<i>Daphnia magna</i>	溞类
19	45.1	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	溞类
20	64.1	<i>Ceriodaphnia acanthina</i>	溞类
21	73.7	<i>Pteronarcella badia</i>	其他

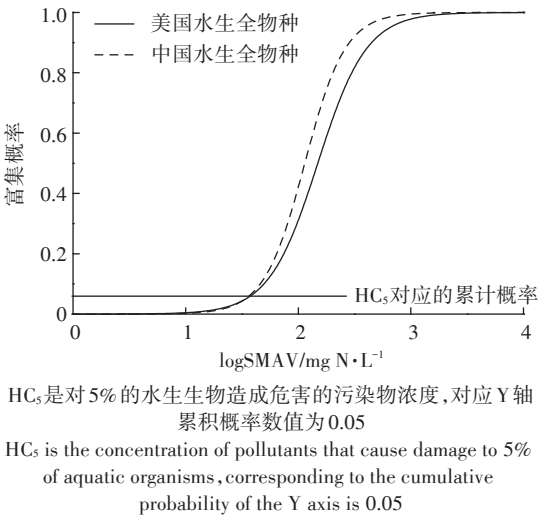


图 1 中美淡水水生生物对氨氮的急性毒性物种敏感度分布比较
Figure 1 Comparison of acute toxicity species sensitivity distribution of ammonia between aquatic organisms in China and America

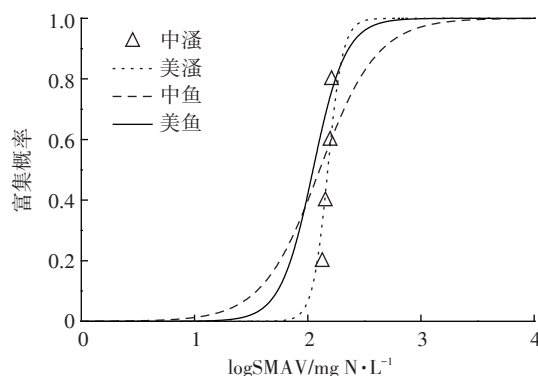


图2 中美鱼类、蚤类对氨氮的急性毒性物种敏感度分布比较

Figure 2 Comparison of acute toxicity species sensitivity distribution of ammonia among fish, cladocera in China and America

表6 我国氨氮水生生物水质急性基准推算结果

Table 6 The results of acute baseline calculation of water quality of ammonia in China

拟合函数	HC ₅	决定系数R ²	均方根RMSE	残差平方和SSE	K-S检验
Logistic	1.67	0.993 7	0.022 6	0.028 0	0.999 4
Log-Logistic	1.71	0.986 7	0.032 7	0.058 9	0.692 0
Normal	1.67	0.991 2	0.026 6	0.038 8	0.991 2
Log-Normal	1.71	0.984 6	0.035 1	0.067 9	0.670 9
Extreme Value	1.38	0.833 4	0.115 7	0.736 1	0.463 0

表7 美国氨氮水生生物水质急性基准推算结果

Table 7 The results of acute baseline calculation of water quality of ammonia in America

拟合函数	HC ₅	决定系数R ²	均方根RMSE	残差平方和SSE	K-S检验
Logistic	1.59	0.994 7	0.020 8	0.042 9	0.946 5
Log-Logistic	1.62	0.981 0	0.039 4	0.153 7	0.406 8
Normal	1.58	0.992 7	0.024 4	0.058 9	0.908 4
Log-Normal	1.91	0.978 8	0.041 6	0.171 7	0.649 1
Extreme Value	1.32	0.828 2	0.118 5	1.389 1	0.002 7

脊椎生物(如鱼类)的致毒效应中起到了不可忽视的作用。在神经系统中,升高的NH₄⁺会代替K⁺而使神经元去极化,影响NMDA离子型谷氨酸受体的活性,进而导致中枢神经系统中过量的Ca²⁺的涌入,最终导致神经细胞死亡^[32-34],猜测在氨氮对无脊椎动物的致毒机理中NH₄⁺可能发挥同样的作用,但目前无脊椎动物中是否存在NMDA受体未见报道,有待后续研究。Mummert等^[35]推测可能是因为氨氮促使生物体代谢加快,增加了生物体对有毒物质的吸收。温度还可能通过对细胞膜的渗透性、内源性氨的产生以及其他生理过程产生影响而改变氨氮的毒性^[36-37]。

从图1中SSD曲线的差异可知,我国物种相比美国物种整体上较不敏感,差异较为显著。但从对水质基准定值至关重要的HC₅值来看,中美两国非常接近,表明虽然我国淡水生物对氨氮的敏感性整体较弱,但氨氮水质急性基准的定值应该和美国差异不大,对标准水质条件下氨氮水质急性基准阈值进行的具体计算结果也证实了这一点(中国为0.84 mg·L⁻¹,美国为0.79 mg·L⁻¹),因此在我国水质基准研究尚不成熟的阶段,可以适当借鉴美国氨氮基准用于我国水环境管理。前人研究^[28]表明,中美氨氮水质基准具有较明显的差异,结论与本研究不同,造成这种差异的原因一是前人是依据美国水生生物基准技术导则,在生物属的水平上对氨氮基准进行的计算,而本研究是依据我国发布的《淡水水生生物水质基准制定技术指南》^[20],在物种的水平上对氨氮的SSD曲线进行拟合和计算,这会造成计算结果的不同。另外,该研究^[28]搜集的物种包括了引进养殖物种,而本研究仅筛选了我国生态系统中广泛分布的水生物种,物种选择的差异也会造成计算结果的不同。需要说明的是,由于水质条件会对氨氮的毒性和基准阈值的计算产生显著影响^[14],因此对于水体特征差异明显的水体,氨氮基准阈值的计算需要考虑水质参数(温度和pH值)的差异。

图2展示了淡水物种对氨氮的敏感性分类比较的差异,在中美鱼类对氨氮的敏感性比较中,各科鱼类敏感性差别较大,以鲑科鱼类最为敏感,鲤科次之^[38],前人也有相似报道^[39-41],这应该主要是因为鲑科鱼类多为冷水性鱼类,而我国鱼类以鲤科为主,多为相对不敏感的暖水性鱼类所致。另外,由图2可知,我国蚤类对氨氮的毒性数据较少,现有的若干数据散布在美国蚤类SSD曲线的两侧,表明我国蚤类与美国蚤类对氨氮的物种敏感性基本一致,在全部物种的敏感性排序中,均在敏感性排序靠后的位置,对于氨氮的敏感性较强,与前人研究结果相近^[42]。

对比中美贝类,发现绝大部分种类都不相同,我国贝类的氨氮毒性数据太少,后续随我国淡水贝类氨氮毒性数据的积累,可以进行更全面的对比分析。王晓南等^[38]在对中美淡水物种敏感性差异研究中提出,敏感性的不同主要由于地区差异及物种差异造成,此结论也适用于本研究。另外,对比实验中所用受试贝类的规格不同,我国实验所用贝类大多为贝类成体,实验数据统一调整至标准水质下后,成体河蚌的LC₅₀为299 mg N·L⁻¹、成体中华圆田螺的LC₅₀为2052 mg

$\text{N} \cdot \text{L}^{-1}$,而美国实验所用贝类均为幼体,由河蚬的氨氮毒性值可知成体与幼体差异很大,幼体对氨氮等外界毒素的敏感性更高^[43],随贝类等生物的年龄和体型增大,对氨氮等污染物的耐受力增强^[44]。鉴于我国贝类幼体对氨氮的毒性数据太少,生命阶段差异不同,目前无法准确进行中美贝类敏感性差异比较。

由于我国与美国的慢性毒性数据均较少,不足以进行慢性毒性敏感性对比分析以及慢性基准值的计算,不过在我国与美国的SMCV排序(表4和表5)中发现,3类物种对氨氮慢性毒性的敏感性排序依然存在与急性毒性敏感度排序结果相同的趋势,即贝类>鱼类>藻类,这与前文所得出的结论如出一辙,后续将对实验数据进行补充以验证这一推测。

4 结论

(1)整体上我国淡水物种相比美国物种对氨氮的敏感性较弱,但计算结果表明,中美两国在标准水质条件下的氨氮水质急性基准阈值接近(中国为 $0.84 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,美国为 $0.79 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),因此我国现阶段可以适当借鉴美国氨氮水质基准来进行水环境质量评估与管理。

(2)在氨氮的物种急性毒性敏感性排序中,贝类的物种敏感性最高,其次是鱼类,藻类敏感性最弱。我国鱼类和贝类的敏感性相对美国较弱,而藻类差异不明显。贝类幼体对氨氮的敏感性远高于成体,建议在氨氮水质基准研究中应使用贝类幼体进行毒性测试。

参考文献:

- [1] 郭晓宇,李茹枫,冯成洪,等.污染水体中河蚬的生物毒性响应研究进展[J].生态毒理学报,2017,12(3):86-109.
- [2] GUO Xiao-yu, LI Ru-feng, FENG Cheng-hong, et al. A review of biological toxicity response of Asian clam *Corbicula fluminea* to contaminated environment[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2017, 12(3): 86-109.
- [3] Fan X, Wang C, Wang P, et al. TiO_2 nanoparticles in sediments: Effect on the bioavailability of heavy metals in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 342:41-50.
- [4] USEPA. Draft 1999 update aquatic life ambient water quality criteria for ammonia-freshwater[S]. Washington DC: Office of Water, 1999.
- [5] Ankley G T. Influence of pH and hardness on toxicity of ammonia to the amphipod *Hyalomma azteca*[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1995, 52(10):2078-2083.
- [6] 章琼,蒋高中,李冰.水产动物对氨氮胁迫响应的转录组分析研究进展[J].江苏农业科学,2015,43(3):227-230.
- [7] ZHANG Qiong, JIANG Gao-zhong, LI Bing. Transcriptome analysis of responses of aquatic animals to ammonia stress[J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2015, 43(3):227-230.
- [8] 陈艳卿,孟伟,武雪芳,等.美国水环境质量基准体系[J].环境科学研究,2011,24(4):467-474.
- [9] CHEN Yan-qing, MENG Wei, WU Xue-fang, et al. Ambient water quality criteria system in the United States[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(4):467-474.
- [10] Powers E B. The goldfish (*Carassius carassius*) as a test animal in the study of toxicity[J]. *Urbana, Ill. University of Illinois*, 1918, 4(2):69-73.
- [11] Shelford V E. An experimental study of the effects of gas waste upon fishes with especial reference to stream pollution[J]. *Champaign Illinois Natural History Survey*, 1917, 11(4):381-412.
- [12] Leeuwen C J V, Vermeire T G. Risk assessment of chemicals: An introduction[M]. 2th Edition. The Netherlands, 2007:338-341.
- [13] USEPA. Draft 2009 update aquatic life ambient water quality criteria for ammonia-freshwater[S]. Washington DC: Office of Water, 2009.
- [14] 赵雪琳,郑小东,孙同秋,等.黄河三角洲河蚬的繁殖生物学研究[J].海洋与湖沼,2012,43(5):1008-1015.
- [15] ZHAO Xue-lin, ZHENG Xiao-dong, SUN Tong-qiu, et al. The reproductive biology of *Corbicula fluminea* from the Yellow River delta[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2012, 43(5):1008-1015.
- [16] Clearwater S J, Thompson K J, Hickey C W. Acute toxicity of copper, zinc, and ammonia to larvae of a native freshwater mussel *Echyridella menziesii* in New Zealand[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2014, 66(2):213-226.
- [17] 王伟莉,闫振广,何丽,等.五种底栖动物对优控污染物的敏感性评价[J].中国环境科学,2013,33(10):1856-1862.
- [18] WANG Wei-li, YAN Zhen-guang, HE Li, et al. Sensitivity evaluation of five zoobenthos to priority pollutants[J]. *China Environmental Science*, 2013, 33(10):1856-1862.
- [19] USEPA. Draft 2013 update aquatic life ambient water quality criteria for ammonia-freshwater[S]. Washington DC: Office of Water, 2013.
- [20] 闫振广,孟伟,刘征涛,等.辽河流域氨氮水质基准与应急标准探讨[J].中国环境科学,2011,31(11):1829-1835.
- [21] YAN Zhen-guang, MENG Wei, LIU Zheng-tao, et al. Development of aquatic life criteria and lash up standard for ammonia in Liao River basin[J]. *China Environmental Science*, 2011, 31(11):1829-1835.
- [22] 石小荣,李梅,崔益斌,等.以太湖流域为例探讨我国淡水生物氨氮基准[J].环境科学学报,2012,32(6):1406-1414.
- [23] SHI Xiao-rong, LI Mei, CUI Yi-bin, et al. Development of aquatic water quality criteria for ammonia in freshwater ecosystem of China based on Lake Tai basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(6):1406-1414.
- [24] Ingersoll C, Augspurger T, Barnhart C, et al. Standard guide for conducting laboratory toxicity tests with freshwater[S]. ASTM, 2006.
- [25] Liu Z, Li X, Tai P, et al. Toxicity of ammonia, cadmium, and nitrobenzene to four local fishes in the Liao River, China and the derivation of site-specific water quality criteria[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2017, 147:656-663.
- [26] 国家环保局.水生生物监测手册[M].南京:东南大学出版社,1993.
- [27] National Environmental Protection Agency. Aquatic biological monitoring manual[M]. Nanjing: Southeast University Press, 1993.
- [28] 环境保护部.淡水水生生物水质基准制定技术指南[S].2017.
- [29] Ministry of Environmental Protection. Technical guideline for deriving water quality criteria for the protection of freshwater aquatic organ-

- isms[S]. 2017.
- [21] Emerson K, Russo R C, Lund R E, et al. Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature[J]. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 1975, 32(12):2379-2383.
- [22] Hao D U, Wei Q W, Liu J Y, et al. Acute toxicity of phenol, copper, nitrite and total ammonia to juvenile Chinese sturgeon, *Acipenser sinensis*[J]. *Journal of Dalian Fisheries University*, 2007, 22(2):118-122.
- [23] 武玉强, 陈学豪, 张孝杰, 等. 非离子氨对文昌鱼的急性毒性影响[J]. 水产科学, 2012, 31(12):745-748.
WU Yu-qiang, CHEN Xue-hao, ZHANG Xiao-jie, et al. Acute toxicity of non-ionized ammonia to amphioxus *Branchiostoma belcheri* Gray[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2012, 31(12):745-748.
- [24] 李昭林, 黄云, 田芊芊, 等. 氨氮对青鱼幼鱼的急性毒性研究[J]. 科学养鱼, 2013, 31(5):52-53.
LI Zhao-lin, HUANG Yun, TIAN Qian-qian, et al. Study on acute toxicity of ammonia to juvenile *Mylopharyngodon piceus*[J]. *Scientific Fish Farming*, 2013, 31(5):52-53.
- [25] 梁健. α -酮戊二酸对草鱼氨氮胁迫的缓解作用研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2014.
LIANG Jian. Studies of α -Ketoglutarate on alleviating ammonia nitrogen stress of *Ctenopharyngodon idellus*[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2014.
- [26] Zhao J H, Lam T J, Guo J Y. Acute toxicity of ammonia to the early stage-larvae and juveniles of *Eriocheir sinensis* H. Milne-Edwards, 1853 (Decapoda: Grapsidae) reared in the laboratory[J]. *Aquaculture Research*, 1997, 27(7):517-525.
- [27] 杨晶晶, 孟祥科, 王鑫, 等. 非离子氨对红鳍东方鲀的急性毒性研究[J]. 现代农业科技, 2013(6):253-254.
YANG Jing-jing, MENG Xiang-ke, WANG Xin, et al. Study on acute toxicity of non-ionic ammonia on *Takifugu rubripes*[J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, 2013(6):253-254.
- [28] 闫振广, 孟伟, 刘征涛, 等. 我国淡水生物氨氮基准研究[J]. 环境科学, 2011, 32(6):1564-1570.
YAN Zhen-guang, MENG Wei, LIU Zheng-tao, et al. Development of freshwater aquatic life criteria for ammonia in China[J]. *Environmental Science*, 2011, 32(6):1564-1570.
- [29] 赵志刚. 硝基苯等污染物对4种中国土著水生生物的毒性研究[D]. 南京: 南京大学, 2011.
ZHAO Zhi-gang. Toxicity studies of several pollutants on four indigenous aquatic organisms of China[D]. Nanjing: Nanjing University, 2011.
- [30] 张武肖, 孙盛明, 戈贤平, 等. 急性氨氮胁迫及毒后恢复对团头鲂幼鱼鳃、肝和肾组织结构的影响[J]. 水产学报, 2015, 39(2):233-244.
ZHANG Wu-xiao, SUN Sheng-ming, GE Xian-ping, et al. Acute effects of ammonia exposure on histopathology of gill liver and kidney in juvenile *Megalobrama amblycephala* and the post-exposure recovery[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2015, 39(2):233-244.
- [31] 郝小凤, 刘洋, 凌去非. 氨氮对泥鳅的急性毒性及其对肝、鳃组织超微结构的影响[J]. 水生生态学杂志, 2012, 33(5):101-107.
HAO Xiao-feng, LIU Yang, LING Qu-fei. Acute toxicity test of ammonia nitrogen and effects of ammonia-N stress on the ultrastructure of gill and liver of *Misgurnus anguillicaudatus*[J]. *Journal of Hydroecology*, 2012, 33(5):101-107.
- [32] Cagnon L, Braissant O. CNTF protects oligodendrocytes from ammonia toxicity: Intracellular signaling pathways involved[J]. *Neurobiology of Disease*, 2009, 33(1):133-142.
- [33] Marcaida G, Felipe V, Hermenegildo C, et al. Acute ammonia toxicity is mediated by the NMDA type of glutamate receptors[J]. *Febs Letters*, 1992, 296(1):67-68.
- [34] Randall D J, Tsui T K. Ammonia toxicity in fish[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, 45(1):17-23.
- [35] Mummert A K, Neves R J, Newcomb T J, et al. Sensitivity of juvenile freshwater mussels (*Lampsilis fasciola*, *Villosa iris*) to total and unionized ammonia[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2003, 22(11):2545-2553.
- [36] 高娜, 朱丽梅, 于德良, 等. 长期高氨氮暴露对海水青鲈毒理效应的蛋白质组学研究[J]. 热带海洋学报, 2017, 36(5):40-48.
GAO Na, ZHU Li-mei, YU De-liang, et al. Proteomic responses of marine medaka (*Oryzias melastigma*) to chronic high environment ammonia exposure[J]. *Journal of Tropical Oceanography*, 2017, 36(5):40-48.
- [37] 沈洪艳, 曹志会, 张红燕, 等. 淡水沉积物中Cd和Cu对河蚬的毒性效应研究[J]. 中国环境科学, 2016, 36(1):286-292.
SHEN Hong-yan, CAO Zhi-hui, ZHANG Hong-yan, et al. The toxic effects of Cd and Cu in freshwater sediments on *Corbicula fluminea*[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(1):286-292.
- [38] 王晓南, 刘征涛, 闫振广, 等. 麦穗鱼物种敏感性评价[J]. 环境科学, 2013, 34(6):2329-2334.
WANG Xiao-nan, LIU Zheng-tao, YAN Zhen-guang, et al. Species sensitivity evaluation of *Pseudorasbora parva*[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(6):2329-2334.
- [39] Macek K, Mcallister W. Insecticide susceptibility of some common fish family representatives[J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1970, 99(1):20-27.
- [40] Henderson C, Pickering Q H, Tarzwell C M. Relative toxicity of ten chlorinated hydrocarbon insecticides to four species of fish[J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1959, 88(1):23-32.
- [41] Pickering Q H, Henderson C, Lemke A E. The toxicity of organic phosphorus insecticides to different species of warmwater fishes[J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1962, 91(2):175-184.
- [42] 赵志刚, 张志生, 程杰, 等. 大型蚤母蚤暴露于氨氮所产生子代对氨氮毒性的耐受性[J]. 环境科学研究, 2011, 24(2):205-209.
ZHAO Zhi-gang, ZHANG Zhi-sheng, CHENG Jie, et al. Acute toxicity of ammonia to offspring of *Daphnia magna* born by pregnant individuals during chronic exposure[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(2):205-209.
- [43] 邱昕晔, 俞爽, 刘红玲. 河蚬 (*Corbicula fluminea*) 在生态毒理学研究中的应用与评价[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(1):80-93.
QIU Xin-ye, YU Shuang, LIU Hong-ling. A review of ecotoxicological studies of *Corbicula fluminea*[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2016, 11(1):80-93.
- [44] 刘炎, 姜东升, 李雅洁, 等. 不同温度和pH下氨氮对河蚬和霍甫水丝蚓的急性毒性[J]. 环境科学研究, 2014, 27(9):1067-1073.
LIU Yan, JIANG Dong-sheng, LI Ya-jie, et al. Influence of environmental factors on the acute toxicity of ammonia to *Corbicula fluminea* and *Limnodrilus hoffmeisteri*[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2014, 27(9):1067-1073.