

氨氮对海月水母螅状体和碟状体的急性及慢性毒性作用*

葛建龙^{1,2} 孟乾¹ 陈四清^{1,2} 刘琨¹ 刘长琳^{1,2}
谭杰^{1,2} 边力^{1,2}

(1. 农业部海洋渔业可持续发展重点实验室 中国水产科学研究院黄海水产研究所 青岛 266071;
2. 海洋渔业科学与食物产出过程功能实验室 青岛海洋科学与技术国家实验室 青岛 266237)

摘要 本研究采用静水实验法,在水温 21°C、盐度 30、pH8.10 条件下,分析了水体氨氮对海月水母(*Aurelia coerulea*)螅状体以及碟状体的急性毒性作用,并且探讨了慢性氨氮胁迫对海月水母螅状体无性生殖的影响。急性毒性实验结果显示,氨氮毒性效应与浓度和胁迫时间呈正相关,氨氮对螅状体 24、48、72、96h 半致死浓度分别为 225.60、164.26、62.67 和 25.44mg/L,氨氮对碟状体 24、48、72、96h 半致死浓度分别为 49.96、31.53、24.54 和 21.43mg/L,螅状体与碟状体的总氨氮安全浓度分别为 2.54 和 2.14mg/L,非离子氨安全浓度分别为 0.13 和 0.11mg/L。慢性氨氮毒性实验显示,实验组螅状体产生的子代螅状体数少于对照组,而随着胁迫时间延长,螅状体繁殖子体的速率恢复至对照组水平。研究结果表明,氨氮对海月水母具有毒性作用,富营养化水体中氨氮含量升高不是海月水母暴发的直接原因;此外,海月水母螅状体可能具有一定的适应慢性氨氮胁迫的自我调节能力。

关键词 海月水母;氨氮;急性毒性;慢性毒性

中图分类号 Q14 doi: 10.11693/hyhz20171100286

水母是一类重要的海洋生物,近年来连年暴发更是引起了国际社会的普遍关注。水体富营养化被认为是水母暴发原因之一(Purcell *et al*, 2007),而氨氮含量升高是造成水体富营养化的重要因素。水体氨氮由处于平衡态的非离子氨(NH₃,也称分子氨)和离子铵(NH₄⁺)两部分组成,离子铵对于水生动物毒性较小,而非离子氨不带电荷,具有较高脂溶性,能穿透细胞膜,毒害动物细胞组织,具有较强的毒性作用(Selvan, 2011)。目前,关于氨氮对鱼类、虾类等水生生物的毒性已有较多研究(Lemarié *et al*, 2004; 梁俊平等, 2012; 蒋玫等, 2014; 邹李昶等, 2015; 韩枫等, 2016; Kir *et al*, 2016; 钱佳慧等, 2016),而氨氮对于水母生物的毒性作用仅在海蜇中有初步的报道(陈炜等, 1997),

水体富营养化中氨氮含量升高对于水母旺发种类种群数量变动的影响仍有待研究。

海月水母(*Aurelia* spp.)是一种世界性分布的近岸水母生物,广泛分布于 70°N—40°S,同时也是我国近海海域水母暴发的优势种之一(Dong *et al*, 2010; Sun *et al*, 2015)。海月水母有着世代交替生活史,由营底栖生活的水螅体世代和营浮游生活的水母体世代组成。水母体世代通过有性生殖产生浮浪幼虫,并附着变态为螅状体;水螅体世代具有无性繁殖能力,不仅可以通过出芽生殖、匍匐茎生殖、纵向分裂等无性繁殖方式生成新螅状体,扩充螅状体数量,并且在条件适宜时通过横裂生殖释放碟状体,进而发育为水母体。因此,无性繁殖是水母扩增种群的重要阶段

* 中国水产科学研究院黄海水产研究所基本科研业务费项目,20603022015011 号;国家自然科学基金项目,31702327 号。葛建龙,博士,助理研究员, E-mail: gejl@ysfri.ac.cn

通讯作者: 陈四清,博士生导师,研究员, E-mail: chensq@ysfri.ac.cn

收稿日期: 2017-11-10, 收修改稿日期: 2018-03-30

(Willcox *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2009)。迄今, 大量研究报道了温度、盐度、光照以及食物水平等环境因子对海月水母生长繁殖的影响(Willcox *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2009; 王彦涛等, 2012; Wang *et al.*, 2015a, 2015b; Pascual *et al.*, 2015; 石岩等, 2016), 关于氨氮这一环境因子对海月水母生长以及繁殖的影响, 国内外还未见相关报道。

本研究以我国黄海北部获得的海月水母(*Aurelia coerulea*)为材料, 分析氨氮对海月水母螅状体和碟状体的急性毒性效应, 并探讨了慢性氨氮胁迫对螅状体繁殖子代螅状体的影响, 以期对环境变化下海月水母种群数量变动研究提供一定参考依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

海月水母(*Aurelia coerulea*)螅状体由中国科学院海洋研究所获得, 实验前从附有螅状体的波纹板中选取大小相似的 16 触手螅状体, 将其剥离并重新布置在培养皿中, 待其附着于培养皿底部, 用于后续实验; 采用降温诱导螅状体横裂获得碟状体, 选取同批次释放的活力较好的碟状体(释放时间~96h)为实验对象。

实验所用水为二级砂滤海水, 水温 18—21°C, 盐度 30±0.5, pH 8.10±0.16, 氨氮<0.02mg/L, 实验过程在恒温光照培养箱进行, 保持水温稳定于(21.0±0.5)°C。

1.2 实验方法

实验采用静水实验法, 不同浓度氨氮用 NH₄Cl (分析纯)配置, NH₄Cl 母液现用现配, 配置时准确称取一定质量的 NH₄Cl, 用少量海水溶解并转移至 1000mL 的容量瓶中定容至标线。实验时按比例用海水将母液稀释至实验所需氨氮浓度, 相应体积的母液和海水采用量筒和移液枪量取。实验容器为 1000mL 玻璃烧杯, 加入 500mL 相应氨氮浓度的海水, 每 24h 更新实验液以保证其氨氮浓度稳定。

1.2.1 氨氮对螅状体和碟状体的急性毒性试验 预实验获得 24h 100%死亡最小质量浓度和 96h 0%死亡最大质量浓度, 确定正式实验氨氮浓度范围。根据预实验, 按等氨氮浓度对数间距, 螅状体实验设置 9 个氨氮浓度梯度, 分别为 16.90、24.90、36.96、54.67、80.87、119.61、176.92、261.68 和 387.06mg/L, 碟状体实验设置 8 个氨氮浓度梯度, 分别为 17.01、21.00、25.92、32.00、39.50、48.76、60.19 和 73.74mg/L。设置自然海水为对照组, 每组设置三个重复, 螅状体

实验每个重复 9—10 个螅状体, 碟状体实验每个重复 10 个碟状体。实验前一天停止投喂, 实验期间不投喂。分别在 24、48、72、96h 时显微镜下观察螅状体和碟状体的状态, 记录死亡个体数。

1.2.2 氨氮对螅状体无性生殖的影响实验 根据螅状体氨氮急性毒性实验结果, 设置氨氮浓度梯度为 15%、30%、45%和 60% 96h LC₅₀, 即 3.82、7.63、11.45 和 15.26mg/L, 以自然海水为对照组, 每组设三个重复。随机选取附有 9—10 个螅状体的培养皿用于本实验, 实验前停止投喂 3 天, 并清除暂养期间形成的螅状体。实验期间保持黑暗条件, 每天换水和投饵一次, 换水时将培养皿装满海水取出, 用吸管定向投喂新孵化的卤虫无节幼体, 饱食投喂后将培养皿中海水及剩余饵料去除, 并放回新配置的相应氨氮浓度海水中, 每三天统计一次新生成的螅状体数, 新个体以脱离母体为标准, 并立即将其清除。

1.3 数据处理

根据总氨氮(NH₄⁺+ NH₃, TAN)浓度, 按公式(1)计算非离子氨(NH₃)浓度(Emerson *et al.*, 1975):

$$\rho\text{NH}_3 = \rho\text{TAN} / [10^{(\text{pKa}-\text{pH})} + 1], \quad (1)$$

式中, ρNH_3 为非离子氨含量(mg/L), ρTAN 为总氨氮含量(mg/L), pKa 为 NH₄⁺-N 表观电离常数的负对数: $\text{pKa} = 0.09018 + 2729.92/T$ (T 为开氏温度, $T = 273 + t$, t 为实验时海水温度°C)。

利用 Excel 进行数据整理, 利用 SPSS 16.0 软件的 Probit 回归分析计算 24、48、72、96h 半致死浓度(LC₅₀); 安全浓度(SC)计算方法: $\text{SC} = 0.1 \times 96\text{h LC}_{50}$ (Sprague, 1971)。利用方差分析以及 Duncan 多重比较分析氨氮对螅状体繁殖子体数的影响, 显著性水平为 $P < 0.05$ 。

2 结果

2.1 海月水母的氨氮急性毒性表现

在毒性预实验中, 螅状体对氨氮反应敏感, 氨氮浓度越大, 螅状体触手收缩的越快, 收缩的越短; 较高氨氮浓度条件下, 部分螅状体脱离附着基, 整个螅状体收缩变小, 严重者显微镜下可见螅状体表面裂解, 最终解体死亡。

碟状体对氨氮毒性表现为缘瓣不能完全伸展, 整个碟状体缩成一团, 缘瓣收缩活动变慢, 收缩力度变弱, 沉于烧杯底部, 随时间延长, 碟状体收缩的越来越小, 最终缘瓣失去收缩活动, 逐渐解体死亡。

2.2 氨氮对海月水母螅状体和碟状体的急性毒性作用

急性毒性实验结果显示, 对照组中螅状体、碟状体始终无死亡; 实验组同一时间, 随着氨氮浓度增加, 螅状体、碟状体死亡率均增加; 同一氨氮浓度组, 随时间延长, 螅状体、碟状体死亡率逐渐增大(图 1, 图 2)。

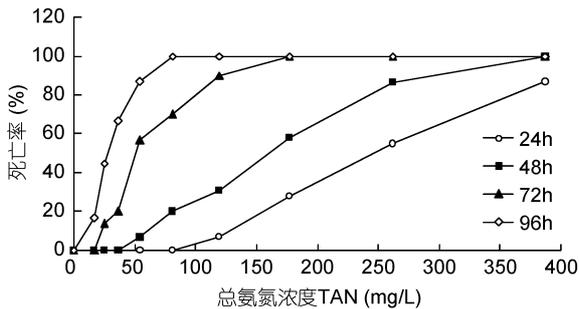


图 1 氨氮对海月水母螅状体的急性毒性

Fig.1 The acute toxicity of ammonia nitrogen in the *A. coerulea* polyp

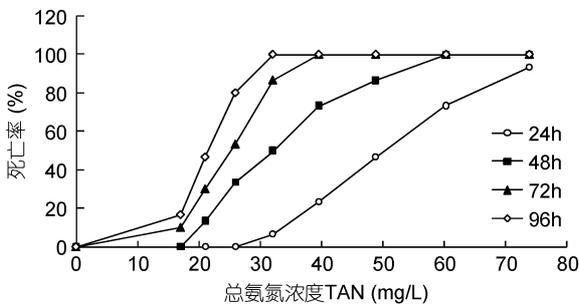


图 2 氨氮对海月水母碟状体的急性毒性

Fig.2 The acute toxicity of ammonia nitrogen in the *A. coerulea* ephyra

由死亡率数据计算可得总氨氮和非离子氨对螅状体和碟状体的半致死浓度, 见表 1。结果显示, 氨氮对螅状体 24、48、72、96h 半致死浓度分别为 225.60、

164.26、62.67 和 25.44mg/L, 非离子氨对螅状体半致死浓度分别为 11.36、8.27、3.16 和 2.18mg/L, 螅状体的总氨氮和非离子氨安全浓度分别为 2.54 和 0.13mg/L; 氨氮对碟状体 24、48、72、96h 半致死浓度分别为 49.96、31.53、24.54 和 21.43mg/L, 非离子氨对碟状体半致死浓度分别为 12.62、8.27、3.16 和 2.18mg/L, 碟状体的总氨氮和非离子氨安全浓度分别为 2.14 和 0.11mg/L。

2.3 氨氮对海月水母螅状体繁殖子代螅状体的影响

本实验中, 海月水母繁殖子代螅状体的主要繁殖方式是出芽生殖和匍匐茎生殖, 未观察到纵向分裂和足囊生殖的发生。整个实验过程中, 对照组每个螅状体繁殖的平均子体数始终高于氨氮胁迫实验组, 而且氨氮浓度越高, 生成的子体数越少(图 3)。经过 24 天胁迫实验, 对照组平均每个螅状体平均繁殖新螅状体数为 7.8 个, 氨氮 3.82、7.63、11.45 和 15.26mg/L 组平均每个螅状体繁殖子体数分别为 7.7、7.5、6.5 和 5.9 个。方差分析显示, 氨氮 3.82 和 7.63mg/L 组, 累积繁殖子体数始终小于对照组, 但差异不显著($P>0.05$); 氨氮 11.45mg/L 组, 第 6、9 天时累积子体数显著小于对照组($P<0.05$), 随后其它时间点差异不显著($P>0.05$); 氨氮 15.26mg/L 组, 第 18 天以前子体数显著小于对照组($P<0.05$), 而 21、24 天时, 与对照组差异不显著($P>0.05$)。

进一步分析发现, 氨氮 7.63mg/L 组, 前 3 天的繁殖子体速率(单位统计时间内每个螅状体繁殖的子代螅状体数量)与对照组一致, 第 6 天时繁殖子体速率为对照组的 59%, 随后恢复到对照组水平; 氨氮 11.45 和 15.26mg/L 实验组在第 3、6、9 天时繁殖子体速率小于对照组, 第 12 天开始恢复到对照组水平(图 4)。

表 1 氨氮对海月水母螅状体与碟状体的半致死浓度

Tab.1 The median lethal concentration of ammonia nitrogen in the *A. coerulea* polyp and ephyra

氨氮	时期	半致死浓度 LC ₅₀ (mg/L)				安全浓度 SC (mg/L)
		24h	48h	72h	96h	
总氨氮 TAN	螅状体 Polyp	225.60	164.26	62.67	25.44	2.54
	碟状体 Ephyra	49.96	31.53	24.54	21.43	2.14
非离子氨 NH ₃	螅状体 Polyp	11.36	8.27	3.16	1.28	0.13
	碟状体 Ephyra	2.52	1.59	1.24	1.08	0.11

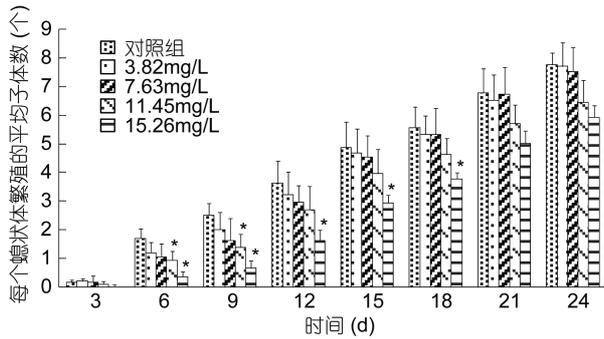


图3 不同氨氮浓度对海月水母螅状体产生的平均子体数的影响

Fig.3 Effect of ammonia nitrogen on average number of daughter polyps

注: *表示该实验组与对照组相比差异显著($P < 0.05$)。

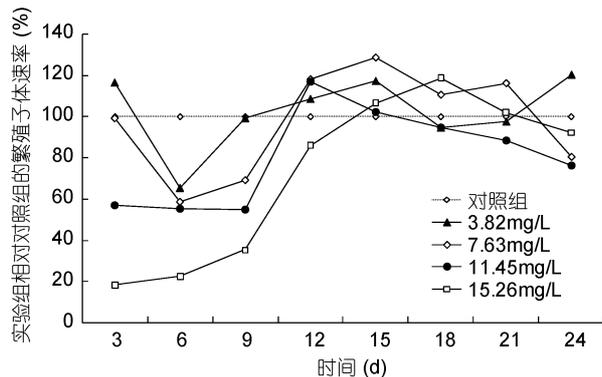


图4 不同氨氮浓度对海月水母螅状体繁殖子体速率的影响

Fig.4 Effect of ammonia nitrogen on daughter polyp production rate of *A. coerulea* scyphistoma

3 讨论

3.1 氨氮对海月水母的毒性效应及其机理

氨氮对水生生物的毒性机理较为复杂, 不带电荷且具有脂溶性非离子氨, 容易通过被动扩散进入细胞内部, 是氨氮毒性的主要因子(Selvan, 2011)。氨氮胁迫对生物体有着众多有害影响, 包括干扰中枢神经系统(Randall *et al.*, 2002)、损伤水生生物的细胞和组织结构(张武肖等, 2015; 钱佳慧等, 2016)、抑制氨氮排泄和破坏渗透平衡(Selvan, 2011; Liew *et al.*, 2013)以及破坏抗氧化酶系统导致氧化损伤(钱佳慧等, 2016)等等。本研究首次分析了氨氮对于海月水母螅状体和碟状体的急性毒性, 结果显示随着氨氮浓度升高和胁迫时间延长, 氨氮对于螅状体和碟状体的毒性作用增强, 该结果与大多数水生生物的氨氮急性毒性实验结果相一致(梁俊平等, 2012; 韩枫等, 2016; 钱佳慧等, 2016)。推测可能随着氨氮浓度升高

和胁迫时间延长, 氨氮在海月水母细胞内蓄积, 导致了细胞结构和功能损伤, 最终个体死亡。

3.2 螅状体与碟状体的氨氮耐受力比较

急性毒性实验结果显示, 螅状体与碟状体的 96h 半致死浓度基本一致, 说明了螅状体与碟状体氨氮耐受能力相近, 然而 24、48、72h 螅状体氨氮半致死浓度远大于碟状体相应半致死浓度, 这可能与碟状体营浮游生活, 能量代谢旺盛, 并且仍处于变态发育过程有关。在水生动物中, 由于发育时期、个体大小的差异, 氨氮的耐受能力往往不同。如刺参耳状幼体的非离子氨半致死浓度为 0.07mg/L, 小于稚参的半致死浓度 1.65mg/L(庞军辉等, 1993); 脊尾白虾幼虾的总氨氮 96h LC_{50} 为 80.40mg/L, 小于成虾 (120.86mg/L)(梁俊平等, 2012); 日本对虾无节幼体对氨氮的耐受性强于蚤状幼体, 小于糠虾幼体和仔虾的耐受性(李建等, 2007)。

3.3 不同生物氨氮耐受能力的比较分析

本实验结果显示在水温 21°C、盐度 30、pH 8.1 条件下, 海月水母螅状体与碟状体非离子氨 96h LC_{50} 分别为 1.28 和 1.08mg/L, 与相近条件下的其它水生动物非离子氨 96h LC_{50} 相比, 接近大西洋白姑鱼 (1.0mg/L; Kir *et al.*, 2016)、红鳍东方鲀(1.20mg/L; 杨晶晶等, 2013), 高于文昌鱼(0.318—0.499mg/L; 武玉强等, 2012)、大黄鱼(0.17mg/L; 阮成旭等, 2014)、暗纹东方鲀(0.46mg/L; 孙侦龙等, 2015)以及军曹鱼 (0.68mg/L; Barbieri *et al.*, 2012), 而低于花鲈 (1.95mg/L; 韩枫等, 2016)、脊尾白虾(2.57—4.95mg/L; 梁俊平等, 2012)、克氏原螯虾(1.91mg/L; 罗静波等, 2006)等水生动物。由此可知, 海月水母螅状体、碟状体的氨氮耐受能力居于正常水平, 与多数海水动物一样有着较高的水质要求, 氨氮不是海月水母耐受的环境因子, 富营养化水体一方面是增加了饵料生物丰度和水体浑浊度而促进了水母种群的暴发(Purcell *et al.*, 2007), 另一方面, 富营养化水体中氨氮含量的升高, 可能会对水母种群的生存繁衍产生不利影响。

3.4 海月水母对慢性氨氮胁迫的适应性

慢性氨氮胁迫实验结果显示, 氨氮胁迫初期, 氨氮实验组螅状体繁殖子代螅状体速率低于对照组, 随着氨氮胁迫时间延长, 螅状体繁殖子体的速率恢复至正常水平, 推测可能海月水母具有一定的适应氨氮胁迫的自我调节能力。在一些鱼类的慢性氨氮胁迫实验中也有着类似的结果, 如在大西洋鳕鱼, 胁迫

实验第一阶段时(0—28 天), 中高浓度氨氮组生长速率相对于对照组降低了 11%和 23%, 而最后阶段时(57—96 天), 实验组与对照组生长速率无显著差异(Foss *et al*, 2004); 在欧洲鲈鱼, 当非离子氨浓度高于 0.43mg/L 时, 氨氮胁迫的前 13 天幼鱼表现为体重下降或生长停滞的现象, 而 13 天之后体重有所增加(Lemarié *et al*, 2004)。研究认为鱼类的氨氮胁迫适应性可以通过多种途径实现, 如减少氨氮代谢产物、增加排氨作用以及将氨氮转化为毒性较小的产物等(Chew *et al*, 2014), 然而关于海月水母对于慢性氨氮胁迫的适应性机制还有待进一步研究。

4 结论

实验表明了氨氮对海月水母具有毒性作用, 海月水母螅状体与碟状体的总氨氮安全浓度分别为 2.54 和 2.14mg/L, 非离子氨安全浓度分别为 0.13 和 0.11mg/L; 海月水母螅状体和碟状体有着较高的水质要求, 富营养化水体中氨氮含量升高不是海月水母暴发的直接原因; 此外, 根据慢性氨氮胁迫实验, 实验组螅状体繁殖子体速率在胁迫初期时低于对照组, 随着氨氮胁迫时间延长, 螅状体繁殖子体的速率恢复至正常水平, 推测海月水母螅状体具有一定的适应慢性氨氮胁迫的自我调节能力。

参 考 文 献

王彦涛, 孙 松, 李超伦等, 2012. 温度、投饵频次对海月水母(*Aurelia* sp.1)水螅体生长和繁殖的影响. 海洋与湖沼, 43(5): 900—904

石 岩, 米铁柱, 王建艳等, 2016. 温度和食物水平对海月水母螅状体无性繁殖的影响. 生态学报, 36(3): 786—794

孙侦龙, 朱永祥, 刘大勇等, 2015. 非离子氨氮和亚硝酸盐氮对暗纹东方鲀稚鱼的急性毒性试验. 水产科学, 34(3): 135—139

阮成旭, 袁重桂, 吴德峰等, 2014. 氨氮和亚硝态氮对大黄色幼鱼的急性毒性效应. 福州大学学报(自然科学版), 42(2): 333—336

张武肖, 孙盛明, 戈贤平等, 2015. 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. 水产学报, 39(2): 233—244

李 建, 姜令绪, 王文琪等, 2007. 氨氮和硫化氢对日本对虾幼体的毒性影响. 上海海洋大学学报, 16(1): 22—27

杨晶晶, 孟祥科, 王 鑫等, 2013. 非离子氨对红鳍东方鲀的急性毒性研究. 现代农业科技, (6): 253—254

邹李昶, 任凤艺, 王志铮等, 2015. 氨氮急性胁迫对日本沼虾(*Macrobrachium nipponensis*)死亡率、耗氧率及窒息点的影响. 海洋与湖沼, 46(1): 206—211

陈 伟, 雷衍之, 蒋 双, 1997. 离子铵和非离子氨对海蜇螅状体和碟状幼体的毒性研究. 大连水产学院学报, 12(1):

8—14

庞军辉, 韩家波, 高象贤等, 1993. 氨对刺参的毒性影响. 水产科学, 12(9): 8—11

武玉强, 陈学豪, 张孝杰等, 2012. 非离子氨对文昌鱼的急性毒性影响. 水产科学, 31(12): 745—748

罗静波, 曹志华, 蔡太锐等, 2006. 氨氮对克氏原螯虾幼虾的急性毒性研究. 长江大学学报(自科版), 3(4): 183—185

钱佳慧, 栗志民, 刘建勇等, 2016. 氨氮对墨吉明对虾的急性毒性及其对免疫因子的影响. 应用海洋学学报, 35(2): 211—216

梁俊平, 李 健, 李吉涛等, 2012. 氨氮对脊尾白虾幼虾和成虾的毒性试验. 水产科学, 31(9): 526—529

蒋 玫, 李 磊, 沈新强等, 2014. 慢性氨氮胁迫对鲮鱼(*Mugil cephalus*)幼鱼组织细胞免疫指标的影响研究. 海洋与湖沼, 45(3): 529—535

韩 枫, 黄杰斯, 温海深等, 2016. 不同盐度条件下亚硝态氮与非离子氨对花鲈幼鱼的毒性实验. 海洋科学, 40(10): 8—15

Barbieri E, Doi S A, 2012. Acute toxicity of ammonia on juvenile cobia (*Rachycentron canadum*, Linnaeus, 1766) according to the salinity. *Aquaculture International*, 20(2): 373—382

Chew S F, Ip Y K, 2014. Excretory nitrogen metabolism and defence against ammonia toxicity in air-breathing fishes. *Journal of Fish Biology*, 84(3): 603—638

Dong Z J, Liu D Y, Keesing J K, 2010. Jellyfish blooms in China: Dominant species, causes and consequences. *Marine Pollution Bulletin*, 60(7): 954—963

Emerson K, Russo R C, Lund R E *et al*, 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(12): 2379—2383

Foss A, Siikavuopio S I, Sæther B S *et al*, 2004. Effect of chronic ammonia exposure on growth in juvenile Atlantic cod. *Aquaculture*, 237(1—4): 179—189

Kir M, Topuz M, Sunar M C *et al*, 2016. Acute toxicity of ammonia in Meagre (*Argyrosomus regius* Asso, 1801) at different temperatures. *Aquaculture Research*, 47(11): 3593—3598

Lemarié G, Dosdat A, Covès D *et al*, 2004. Effect of chronic ammonia exposure on growth of European seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquaculture*, 229(1—4): 479—491

Liew H J, Sinha A K, Nawata C M *et al*, 2013. Differential responses in ammonia excretion, sodium fluxes and gill permeability explain different sensitivities to acute high environmental ammonia in three freshwater teleosts. *Aquatic Toxicology*, 126: 63—76

Liu W C, Lo W T, Purcell J E *et al*, 2009. Effects of temperature and light intensity on asexual reproduction of the scyphozoan, *Aurelia aurita* (L.) in Taiwan. *Hydrobiologia*, 616(1): 247—258

Pascual M, Fuentes V, Canepa A *et al* 2015. Temperature effects on asexual reproduction of the scyphozoan *Aurelia aurita* s.l.: differences between exotic (Baltic and Red seas) and native (Mediterranean Sea) populations. *Marine Ecology*,

- 36(4): 994—1002
- Purcell J E, Uye S I, Lo W T, 2007. Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Marine Ecology Progress Series*, 350: 153—174
- Randall D J, Tsui T K N, 2002. Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin*, 45(1—2): 17—23
- Selvan D S, 2011. Study on acute ammonia toxicity at different pH levels in fish *Cyprinus carpio*. *Asian Journal of Biochemical and Pharmaceutical Research*, 1(4): 231—238
- Sprague J B, 1971. Measurement of pollutant toxicity to fish—III: Sublethal effects and “safe” concentrations. *Water Research*, 5(6): 245—266
- Sun S, Sun X X, Jenkinson I R, 2015. Preface: Giant jellyfish blooms in Chinese waters. *Hydrobiologia*, 754(1): 1—11
- Wang N, Li C L, 2015a. The effect of temperature and food supply on the growth and ontogeny of *Aurelia* sp. 1 ephyrae. *Hydrobiologia*, 754(1): 157—167
- Wang N, Li C L, Liang Y *et al*, 2015b. Prey concentration and temperature effect on budding and strobilation of *Aurelia* sp. 1 polyps. *Hydrobiologia*, 754(1): 125—134
- Willcox S, Moltschaniwskyj N A, Crawford C, 2007. Asexual reproduction in scyphistomae of *Aurelia* sp.: Effects of temperature and salinity in an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 353(1): 107—114

ACUTE AND CHRONIC TOXICITY OF AMMONIA NITROGEN TO THE POLYPS AND EPHYRAE OF MOON JELLYFISH *AURELIA COERULEA*

GE Jian-Long^{1,2}, MENG Qian¹, CHEN Si-Qing^{1,2}, LIU Kun¹, LIU Chang-Lin^{1,2},
TAN Jie^{1,2}, BIAN Li^{1,2}

(1. Key Laboratory for Sustainable Utilization of Marine Fisheries Resources, Ministry of Agriculture, Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China; 2. Laboratory for Marine Fisheries Science and Food Production Process, Qingdao National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao 266237, China)

Abstract Using static biological toxicity test, we analyzed the acute toxicity of ammonia nitrogen on the polyps and ephyrae of moon jellyfish *Aurelia coerulea* in water temperature 21°C, salinity 30, and pH 8.10. Meanwhile, the chronic toxicity of ammonia nitrogen to asexually reproduction of scyphistoma was determined. The acute toxicity results show that the toxicity of ammonia had a significant positive correlation with the stress time and concentration. The 24, 48, 72, and 96h median lethal concentration (LC₅₀) of total ammonia nitrogen was 225.60, 164.26, 62.67, and 25.44mg/L in the *Aurelia* polyps; and 49.96, 31.53, 24.54, and 21.43mg/L in the *Aurelia* ephyrae, respectively. The safe concentration of total ammonia nitrogen for polyps and ephyrae was 2.54 and 2.14mg/L, and that of the unionized ammonia was 0.13 and 0.11mg/L, respectively. The chronic toxicity results show that the daughter polyp number produced under ammonia exposure was significantly less than that of the control group. While the daughter polyp reproduction rate could recover to the same level of the control group as exposure time prolonged. Results showed that ammonia nitrogen had toxic effects on moon jellyfish *A. coerulea*, and the increased ammonia nitrogen level in the eutrophic water was not the direct cause for the outbreak of *A. coerulea*. In addition, *A. coerulea* scyphistoma may be able to tolerate a chronic ammonia nitrogen stress.

Key words *Aurelia coerulea*; ammonia nitrogen; acute toxicity; chronic toxicity