

不同季节升温条件下余氯对桡足类的毒性

江志兵 曾江宁 陈全震 廖一波 徐晓群 寿 鹿
刘晶晶 高爱根 赵永强 黄逸君

(国家海洋局第二海洋研究所, 国家海洋局海洋生态系统与生物地球化学重点实验室, 杭州 310012)

摘要:为探明桡足类对滨海电厂冷却水中余氯的忍受能力,在各季节于室内对采自乐清湾的 12 种桡足类进行 30 min 不同升温幅度 (ΔT) (0.4、0.8、0.12.0) 下的余氯胁迫,观察桡足类在 24 h 后的死亡率,用概率单位法计算其余氯半致死浓度 (Median lethal concentration, LC_{50})。结果表明各季节桡足类余氯 LC_{50} 随 ΔT 增大而显著降低 ($P < 0.001$),且多数种类呈显著线性回归关系 ($P < 0.05$)。对于哲水蚤目桡足类,余氯 LC_{50} 随其粒径增大而升高。同一种桡足类在相同 ΔT 下,随适应水温升高,余氯 LC_{50} 显著降低 ($P < 0.01$)。亚热带海区夏季自然水温较高,冷却系统轻微的升温即可加剧余氯对其的毒性。若以 $LC_{50} \times 0.5$ 来确定桡足类余氯安全浓度,则春、秋、冬季暴露时间 ≤ 30 min, $\Delta T \leq 12.0$ 时,其余氯安全浓度分别为 0.21—0.86 mg/L、0.26—0.86 mg/L、0.31—4.55 mg/L;夏季暴露时间 ≤ 30 min, $\Delta T \leq 8.0$ 时,其余氯安全浓度为 0.15—0.41 mg/L。当前电厂加氯浓度偏高对冷却水中桡足类造成较大影响,但排出水中余氯对其影响不大。基于生态安全考虑,根据对余氯较敏感的小型桡足类在不同季节下的余氯安全浓度,建议亚热带滨海电厂夏季余氯排放浓度不超过 0.15 mg/L,其余季节不超过 0.20 mg/L。

关键词:海洋桡足类;余氯毒性测试;升温;半致死浓度;安全浓度;滨海电厂冷却系统;余氯排放标准

中图分类号: Q178.53; X171.5 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2009)05-0896-09

滨海热(核)电厂通常采用海水作为直流冷却水,冷却系统在运行过程中会出现生物污损,引起管道系统阻塞,造成热传输效率降低,给电厂运行带来不良影响^[1,2]。而氯作为一种价格低廉、使用简便且非常有效的生物杀灭剂,被广泛用于电厂冷却水防污处理^[3]。为减少污损生物对冷却系统的影响,需对冷却水进行加氯处理,但其中的水生生物也随之受到余氯胁迫的影响^[4,5]。特别是近年来越来越多的大型电厂将新建(或已建)在沿海地区,余氯对水生生物造成的伤害将成为我国沿海非常严峻的生态安全问题。曾江宁等^[6]系统地综述了余氯对浮游植物、浮游动物、贝类、鱼类等水生生物的影响,并指出目前有关氯对浮游动物毒性的研究偏少。而桡足类占据着绝大部分的净浮游动物生物量,是海洋生态系统中最主要的次级生产者,在生态系统物质循环与能量流动中起重要的作用。因此,以桡足类作为

海洋与河口生态毒理学研究对象具有不可比拟的优点^[7],以余氯对其的毒性效应来评价余氯的生态安全也较合理。但目前有关桡足类对冷却水中余氯忍受能力的报道却很少^[4,5,8]。此外,我国由于滨海电厂建设起步较晚,至今还没有冷却水余氯排放标准。

鉴于此,本文针对滨海电厂冷却系统的实际运转情况,在不同季节自然水温、升温幅度 (ΔT) 下对亚热带近岸海区习见优势种进行余氯毒性实验研究,确定各种桡足类在 30 min 热冲击下的余氯半致死浓度 (Median lethal concentration, LC_{50})。旨在为余氯的生态安全评价提供科学依据,也为我国制定海水冷却水余氯排放标准提供参考。

1 材料与方法

1.1 桡足类采集与暂养 实验桡足类共 12 种,均采自浙江省乐清湾 (28°19'N, 121°09'E),在当季均

收稿日期: 2008-02-01; 修订日期: 2008-12-29

基金项目: 国家科技部社会公益研究专项资金项目 (2004D B3J087); 海洋公益性行业科研专项经费项目 (200805069); 国家海洋局青年科学基金 (2008113); 国家海洋局第二海洋研究所基本科研业务费专项 (JT0806, JG200817); 国家专项 (ZJ908-01-01-2, ZJ908-02-02, ZJ908-04-02, 908-ZC- II-04)

作者简介: 江志兵 (1983—), 男, 浙江温岭人; 硕士研究生; 主要从事海洋生物研究。E-mail: jzb1217@126.com

通讯作者: 陈全震, 研究员; E-mail: chenqz6509@126.com

是浮游动物的优势种^[9],包括中华哲水蚤 (*Calanus sinicus* Brodsky)、真刺唇角水蚤 (*Labidocera euchaeta* Giesbrecht)、亚强真哲水蚤 (*Eucalanus subcrassus* Giesbrecht)、针刺拟哲水蚤 (*Paracalanus aculeatus* Giesbrecht)、强额拟哲水蚤 (*Paracalanus crassirostris* Dahl)、背针胸刺水蚤 (*Centropages dorsispinatus* Thompson & Scott)、精致真刺水蚤 (*Euchaeta concinna* Dana)、细巧华哲水蚤 (*Sinocalanus tenellus* Kikuchi)、汤氏长足水蚤 (*Calanopia thompsoni* A. Scott)、太平洋纺锤水蚤 (*Acartia pacifica* Steuer)、刺尾纺锤水蚤 (*Acartia spinicauda* Giesbrecht)、单尾猛水蚤 (*Harpacticus uniramis* Kröyer)。采样时间分春 (2007 年 5 月)、夏、(2006 年 8 月)、秋 (2006 年 11 月)、冬 (2007 年 1 月) 四季,表层自然水温分别为 16.0、28.0、21.0、10.0。现场用 505 μm 网筛在表层采集浮游生物后带回实验室,于 2000 L 玻璃缸暂养。挑出实验桡足类,于 54 L 水族箱暂养 2d。期间隔 12h 投喂适量等鞭金藻 (*Isochrysis galbana* Parke),清除死亡桡足类、粪便及其他污物,并用同温水换水 2/3。日光灯控制光照,光强 (500 ± 50) lx,光暗比 16h 8h,暂养期间水体水质 (表 1)。

表 1 四季实验水体水质参数

Tab. 1 Quality parameters of the experimental seawater in all the seasons			
季节 Seasons	温度 Temperature (°C)	盐度 Salinity	pH
春 Spring	16.0 $\pm$ 0.2	24.0 $\pm$ 0.5	8.0 $\pm$ 0.1
夏 Summer	28.0 $\pm$ 0.2	21.0 $\pm$ 3.0	8.1 $\pm$ 0.1
秋 Autumn	21.0 $\pm$ 0.5	24.4 $\pm$ 2.0	8.2 $\pm$ 0.1
冬 Winter	10.0 $\pm$ 0.5	24.2 $\pm$ 1.0	8.1 $\pm$ 0.1

1.2 其他材料准备 采用 HANNA HI93734 余氯测定仪及其配套试剂测定海水中余氯浓度 (DPD 法,精度为 ± 0.03 mg/L)。实验中余氯浓度是指总余氯浓度。将含有效氯 $\geq 5\%$ 的原 NaClO 溶液 (安替福明) 用蒸馏水稀释成含有效氯 1 g/L 的稀释液,黑色塑料瓶避光、4℃ 冷藏备用。实验所需容器均经 10 mg/L NaClO 溶液浸泡 24h 后用蒸馏水洗净、晾干。

因自然海水中存在相当量的耗氯物质,氯在自然海水中极不稳定,衰减相对较快^[2]。因此,毒性实验开始前,参考文献 [10],先向实验用二次砂滤海水中加入定量 NaClO,使氯的初始浓度达 2.00 mg/L,以充分消耗海水中的需氯物质。待加氯海水中余氯浓度衰减至低于仪器检测限 (0.01 mg/L) 时,再加入适量已经配置好浓度为 1 g/L 的 NaClO

溶液,可达实验设置余氯浓度,从而保持实验中余氯浓度相对稳定 (图 1)。

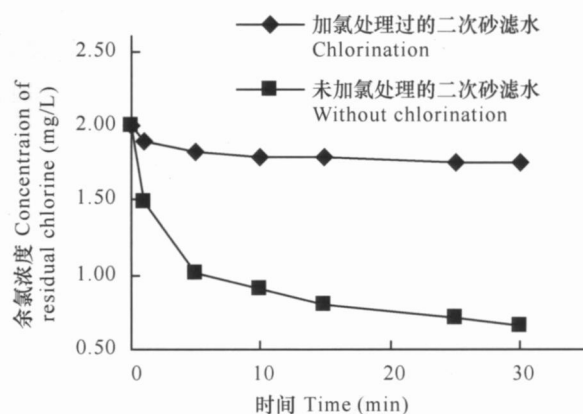


图 1 水温为 28.0 时余氯在海水中的衰减曲线

Fig. 1 Decay curve of residual chlorine in seawater at 28.0

1.3 毒性实验 氯处理后冷却水流经整个冷却系统约需 10—30min,而在该段时间内冷却水中浮游生物还会受到 ΔT 可能高达 6—12 的热冲击^[4,5]。当冷却水被排出后,水温迅速降低,所含余氯也被迅速地稀释,并通过挥发和反应等途径很快衰减下来。因此针对滨海电厂的实际运作情况,设计 4 个 ΔT (0、4.0、8.0、12.0),暴露时间定为 30min。正式实验开始前进行预实验,以获得不同 ΔT 下余氯对桡足类大致致死浓度范围。根据预实验结果,按等对数间距 (0.10、0.18、0.32、0.56、1.00、1.80、3.20、5.60、10.0、18.0、32.0 mg/L) 来设置实验余氯浓度,实验设 3 次重复。

毒性实验参考文献 [8, 10]。加入经上述加氯处理过的二次砂滤水 400 mL 至 500 mL 烧杯,置于 54 L 水族箱中进行水浴加热。以自然水温为起始水温,用 300 W 电热棒对水体进行加热 (微充气以保持水族箱内水体水温均匀),同时用 WMZK-01 型自动控温仪控制水温,经水银温度计校正,控温精度为 ± 0.2 。当水浴温度达到各自设定水温后,从暂养烧杯中随机挑取 20 只体质健壮的成体桡足类,移入每组烧杯中,立即加入一定量已经配置好浓度为 1 g/L 的 NaClO 溶液 (开始计时),使余氯浓度达到各自设定初始浓度。30min 后,马上测定每组海水余氯浓度,取初始加氯浓度与 30min 后余氯浓度的平均值即为实验余氯浓度^[8],并用等体积同温二次砂滤水换水。之后将各组烧杯移入盛二次砂滤水的水族箱中自然冷却。在余氯浸毒结束后 6、12、24h 时检查桡足类死亡情况,记录死亡个数,用吸管及时清除污物,但不清除死亡个体。滴管口轻微吹打桡

足类,15s内无任何反应视为死亡。日光灯控制光照,光强(500±50)lx,光暗比16h 8h,实验期间水体水质(表1)。

1.4 数据分析 计算各季节不同ΔT下余氯浸毒后24h时桡足类的死亡率。当对照组出现死亡时,各浓度组死亡百分数按以下公式进行校正^[11]:

$$P = (P' - C) / (1 - C)$$

式中,P为观察死亡百分数;C为对照组死亡百分数;P为校正后死亡百分数。用SPSS13.0软件按概率单位法计算桡足类余氯LC₅₀,用单因素方差分

析(One-Way ANOVA)考察ΔT对余氯LC₅₀影响。并对不同ΔT下余氯LC₅₀进行线性回归分析,方程如下:

$$LC_{50} = b_0 + b_1 \times \Delta T$$

式中,b₀为常数;b₁为回归系数;ΔT为0-12.0。

2 结果

2.1 ΔT对桡足类余氯LC₅₀的影响

各季节桡足类余氯LC₅₀均随ΔT增大而显著降低(P<0.001)(图2),其中夏季温升12℃已超过桡

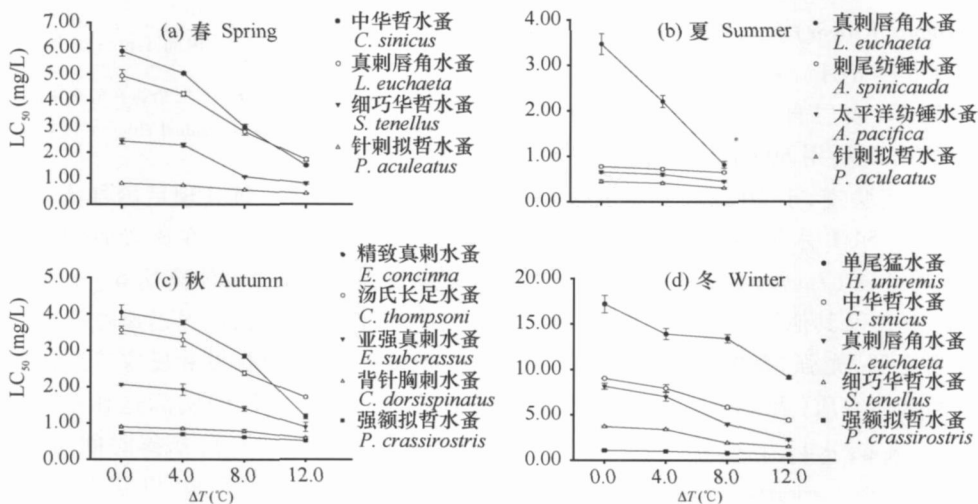


图2 各季节桡足类在不同ΔT下的余氯LC₅₀

Fig. 2 LC₅₀ of copepods to residual chlorine under different ΔT in all the seasons

表2 各季节桡足类余氯LC₅₀与ΔT的线性回归分析结果

Tab. 2 Results of regression analysis between LC₅₀ of copepods to residual chlorine and ΔT in all the seasons

季节 Seasons	种类 Species	LC ₅₀ = b ₀ + b ₁ × ΔT	F	r
春季 Spring	中华哲水蚤 <i>C. sinicus</i>	LC ₅₀ = 6.14 - 0.382 × ΔT	88.65*	0.989
	真刺唇角水蚤 <i>L. euchaeta</i>	LC ₅₀ = 5.10 - 0.280 × ΔT	123.66**	0.992
	细巧华哲水蚤 <i>S. tenellus</i>	LC ₅₀ = 2.55 - 0.152 × ΔT	17.46 ^{NS}	0.947
	针刺拟哲水蚤 <i>P. aculeatus</i>	LC ₅₀ = 0.82 - 0.034 × ΔT	110.84**	0.991
夏季 Summer	刺尾纺锤水蚤 <i>A. spinicauda</i>	LC ₅₀ = 0.77 - 0.015 × ΔT	108.00 ^{NS}	0.995
	针刺拟哲水蚤 <i>P. aculeatus</i>	LC ₅₀ = 0.46 - 0.019 × ΔT	13.78 ^{NS}	0.966
	真刺唇角水蚤 <i>L. euchaeta</i>	LC ₅₀ = 3.49 - 0.331 × ΔT	1246.60*	1.000
	太平洋纺锤水蚤 <i>A. pacifica</i>	LC ₅₀ = 0.67 - 0.025 × ΔT	12.00 ^{NS}	0.961
秋季 Autumn	精致真刺水蚤 <i>E. concinna</i>	LC ₅₀ = 4.39 - 0.238 × ΔT	18.80*	0.951
	汤氏长足水蚤 <i>C. thompsoni</i>	LC ₅₀ = 3.70 - 0.162 × ΔT	56.17*	0.982
	背针胸刺水蚤 <i>C. dorsispinatus</i>	LC ₅₀ = 0.92 - 0.025 × ΔT	15.15 ^{NS}	0.940
	亚强真哲水蚤 <i>E. subcrassus</i>	LC ₅₀ = 2.17 - 0.101 × ΔT	37.95*	0.975
	强额拟哲水蚤 <i>P. crassirostris</i>	LC ₅₀ = 0.75 - 0.019 × ΔT	94.11**	0.990
冬季 Winter	真刺唇角水蚤 <i>L. euchaeta</i>	LC ₅₀ = 8.47 - 0.520 × ΔT	74.83*	0.987
	强额拟哲水蚤 <i>P. crassirostris</i>	LC ₅₀ = 1.13 - 0.042 × ΔT	109.40**	0.991
	单尾猛水蚤 <i>H. uniremis</i>	LC ₅₀ = 17.13 - 0.619 × ΔT	25.29*	0.963
	中华哲水蚤 <i>C. sinicus</i>	LC ₅₀ = 9.20 - 0.398 × ΔT	154.33**	0.994
	细巧华哲水蚤 <i>S. tenellus</i>	LC ₅₀ = 3.85 - 0.207 × ΔT	28.28*	0.966

注:表内F值右上角符号表示显著水平 Symbols after F values represent the significant level, ^{NS}没有显著差异 no significant; * P<0.05; ** P<0.01

足类的热忍受限,桡足类全部死亡,故无法得到其余氯 LC_{50} 。表 2 表明:春季除细巧华哲水蚤外,其余各种桡足类均呈显著线性回归关系 ($P < 0.05$);夏季除真刺唇角水蚤外 ($P < 0.05$),其余各种桡足类未呈显著线性回归关系;秋季除背针胸刺水蚤外,其余各种桡足类均呈显著线性回归关系 ($P < 0.05$);冬季各种桡足类均呈显著线性回归关系 ($P < 0.05$)。

2.2 自然水温对桡足类余氯 LC_{50} 的影响

实验中,夏季温升 0—8 时,除真刺唇角水蚤对照组平均死亡率达 28.3%外,其余各种桡足类对照组平均死亡率不超过 10%,而春、秋、冬季各种桡足类对照组平均死亡率也不超过 10%。同一种桡足类在不同季节水温下,自然水温越高,桡足类余氯 LC_{50} 越低。如实验中在相同 ΔT 下,随适应水温升高,中华哲水蚤、真刺唇角水蚤、细巧华哲水蚤、针刺拟哲水蚤和强额拟哲水蚤等对余氯的忍受能力均显著减弱 ($P < 0.01$) (图 3)。

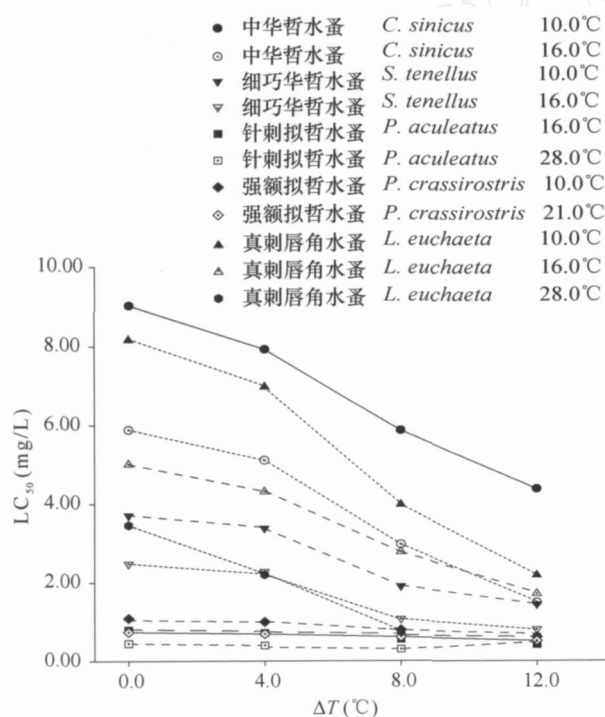


图 3 桡足类在不同自然水温下对余氯忍受能力的差异

Fig. 3 Differences of copepods tolerate to residual chlorine under different acclimation temperatures

2.3 桡足类余氯 LC_{50} 的种类差异

春季桡足类余氯 LC_{50} 的种类差异 (图 2a)。温升 0、4.0、8.0 时,中华哲水蚤余氯 LC_{50} (分别为 5.89、5.04、2.97 mg/L)稍高于真刺唇角水蚤 (分别为 4.95、4.25、2.79 mg/L)。但当温升为 12.0 时,中华哲水蚤余氯 LC_{50} (1.49 mg/L)稍低于真刺唇角

水蚤 (1.71 mg/L)。各温升梯度下,细巧华哲水蚤余氯 LC_{50} (0.80—2.42 mg/L)显著高于针刺拟哲水蚤 (0.41—0.80 mg/L)。

夏季桡足类余氯 LC_{50} 的种类差异 (图 2b)。在 ΔT 为 0—8 时,各种桡足类余氯 LC_{50} 从高到低,依次为真刺唇角水蚤 (0.82—3.47 mg/L)、刺尾纺锤水蚤 (0.65—0.77 mg/L)、太平洋纺锤水蚤 (0.45—0.65 mg/L)、针刺拟哲水蚤 (0.30—0.45 mg/L)。

秋季桡足类余氯 LC_{50} 的种类差异 (图 2c)。温升 0、4、8.0 时,精致真刺水蚤余氯 LC_{50} (分别为 4.05、3.77、2.85 mg/L)稍高于汤氏长足水蚤 (分别为 3.56、3.29、2.38 mg/L);但当温升为 12.0 时,精致真刺水蚤余氯 LC_{50} (1.18 mg/L)低于汤氏长足水蚤 (1.71 mg/L)。在 ΔT 为 0—12 时,背针胸刺水蚤余氯 LC_{50} (0.58—0.89 mg/L)稍高于强额拟哲水蚤 (0.51—0.74 mg/L)。

冬季桡足类余氯 LC_{50} 的种类差异 (图 2d)。在 ΔT 为 0—12 时,各种桡足类余氯 LC_{50} 从高到低,依次为单尾猛水蚤 (9.10—17.19 mg/L)、中华哲水蚤 (4.40—9.02 mg/L)、真刺唇角水蚤 (2.25—8.17 mg/L)、细巧华哲水蚤 (1.45—3.71 mg/L)、强额拟哲水蚤 (0.61—1.10 mg/L)。

3 讨论

3.1 温升对余氯毒性的影响

余氯对冷却水中水生生物致毒的主要因素是余氯浓度和作用时间,同时还受 ΔT 、水体温度等影响^[4,5,8,12]。Manumo, et al.^[8]研究发现余氯对桡足类 *Acartia amorii* Bradford 的毒性随 ΔT 升高及暴露时间延长而增强。Margrey, et al.^[13]在不同季节自然水温时模拟电厂冷却系统升温 and 余氯对糠虾 (*Neomysis americana* Smith) 和钩虾 (*Gammarus* sp.) 影响,发现余氯对这两种水生生物的毒性随自然水温和 ΔT 增大而增强。本实验中余氯对桡足类的毒性也随 ΔT 增大而显著增强 (图 2、表 2),且同一种桡足类适应的自然水温越高,其对余氯越敏感 (图 3)。可见当电厂冷却系统运行时,自然水温升高、 ΔT 越大,余氯对桡足类毒性越强。而夏季因自然水温较高,已接近桡足类等水生生物的热忍受限^[14,15],此时轻微的升温即可增强余氯的毒性。

余氯对桡足类的毒性表现在对其呼吸作用的抑制,其他有关余氯对浮游动物的影响也证明了这一点,如美洲龙虾 (*Homarus americanus* Milne-Edwards) 蚤状幼体受余氯影响的呼吸抑制现象^[16]。环境温

度影响生物体一系列的生物化学反应和生理活动^[17,18],在一定热耐受范围内,温升会加快桡足类的代谢速率,需氧量随之上升^[19],而余氯则恰好抑制了氧的供应^[16],最终使其因缺氧窒息而死^[20],因而表现出余氯对桡足类的毒性随 ΔT 和自然水温升高而增强这一现象。事实上,由于余氯具有较强的氧化性,将不可避免的影响桡足类等水生生物正常的生理和生化机能,而温升可能使其的氧化性损伤加剧、代谢进一步紊乱,从而导致余氯对其毒性加剧^[5]。

3.2 桡足类余氯耐受性的种类差异

不同水生生物对余氯的忍受能力存在差异。Roberts, et al.^[21]对美洲牡蛎(*Crassostrea virginica* Gmelin)幼虫和幼体、硬壳蛤(*Mercenaria mercenaria* Linnaeus)幼虫、汤氏纺锤水蚤、小长臂虾(*Palaeomonetes pugio* Holthuis)、大西洋月银汉鱼(*Menidia menidia* Linnaeus)、棕海龙(*Syngnathus fuscus* Storer)、鮎鰕虎鱼(*Gobiosoma boscii* Lacepede)等各种不同河口水生生物进行余氯毒性实验,结果发现余氯对水生生物的毒性存在种类差异。Heinle^[22]对Chesapeake湾三座电厂野外调查表明三种桡足类对余氯的忍受能力从强到弱依次为 *Scottolana canadensis* Willey、近亲真宽水蚤(*Eurytemora affinis* Poppe)、汤氏纺锤水蚤。Manumo, et al.^[8]的实验表明锥形宽水蚤(*Temora turbinata* Dana)对余氯的耐受性强于 *A. amorii*。

实验中桡足类的余氯耐受性也存在种类差异(图2)。哲水蚤目桡足类对余氯的忍受能力总体上随物种粒径增大而增强。如春夏两季的优势种针刺拟哲水蚤(体长1.05—1.15 mm)、秋冬两季的优势种强额拟哲水蚤(体长0.55—0.62 mm),均属于小型桡足类^[23],对余氯耐受性较差。而中华哲水蚤(体长2.60—3.50 mm)、真刺唇角水蚤(体长2.25—2.85 mm)、精致真刺水蚤(体长2.45—3.15 mm)、亚强真哲水蚤(体长1.90—2.35 mm)等均为大中型桡足类^[23],对余氯耐受性也相对较强。桡足类余氯耐受性的物种差异在生物分类学的科、目上也有体现。如猛水蚤目的单尾猛水蚤对余氯的耐受程度明显强于其余11个哲水蚤目的桡足类(图2)。海洋中的猛水蚤通常营底栖生活,而哲水蚤则营浮游生活。生活习性的差异可能也会导致桡足类余氯耐受性不同。

另外,值得注意的是在不同自然水温和 ΔT 下,桡足类种类间对余氯的敏感性不同。如实验中, ΔT 为0—8.0时,春季(适应水温16.0)中华哲水

蚤对余氯的忍受能力强于真刺唇角水蚤,秋季(适应水温21.0)精致真刺水蚤对余氯的忍受能力稍强于汤氏长足水蚤;但当 ΔT 升至12.0时,真刺唇角水蚤对余氯的忍受能力反而强于中华哲水蚤,汤氏长足水蚤对余氯的忍受能力也强于精致真刺水蚤(图2)。这可能是因为12.0的 ΔT 已接近于中华哲水蚤和精致真刺水蚤热耐受限^[15],其自身呼吸速率加快,生理节奏被打乱,导致其对余氯的忍受能力急剧下降^[5]。

无论是室内实验还是野外调查都表明桡足类的余氯耐受性存在种类差异。由于不同种类桡足类对冷却系统加氯胁迫的忍受能力存在粒径差异,电厂临近海域各种桡足类丰度可能出现变化,有些对余氯耐受性较差的小型桡足类数量可能会减少,而对余氯忍受能力较强的大中型种类则继续存活下来。由于海洋生态系统是一个动态系统,许多食物网交错存在,其中任何一个种群的变化都可能导致其他生物种群的巨大变动,一旦浮游动物受电厂冷却系统热冲击和加氯的影响使其种类数量、丰度发生改变,那么就有可能对该海域生态系统产生扰动^[24]。因此,余氯对桡足类的毒性可能导致电厂附近海域桡足类物种多样性降低、优势种演替、群落结构改变,进而可能对近海水生生态系统的稳定性产生影响。有关于桡足类群落对电厂冷却水加氯的长期响应需要进一步的调查和研究。

3.3 桡足类余氯安全浓度

关于如何保护水域生态系统中水生生物的多样性引起了学术界的极大重视^[24,25]。Duffy和Stachowicz^[24]指出海洋生态系统的稳定和功能不仅依赖于浮游生物的生产量,而且依赖于浮游生物物种组成和物种丰富度;物种和低于物种水平上的生物多样性能够降低生物群落随时间延长的变异,并且能够增加其对抗扰动的抵抗力。生态系统冗余度是生物多样性的保障^[26],但在不能确定何种为冗余种时,为维持生态系统的稳定性,在实施物种多样性保护管理时则需要保留尽可能多的物种。从生态系统完整性的健康需求分析,浮游动物能够直接或间接影响生物生产和生源要素循环等生态过程^[24],其安全浓度的制定应更广泛的囊括尽可能多的受试物种。本文主要依据桡足类的余氯急性毒性试验结果来确定余氯对水生生物的安全浓度,未能考虑到余氯对其他浮游植物、浮游动物、鱼类、贝类等影响。因此,今后还有待于加强余氯对其他水生生物影响的研究。

确定桡足类余氯安全浓度的方法较多,如以5%死亡率(LC_5)^[27],或以一定时间内的 LC_{50} ×安全因子来估算。Mattice和 Zittel^[28]根据余氯浓度和暴露时间的线性关系,综合分析大量文献后发现余氯对水生生物的安全浓度为 $LC_{50} \times 0.37$,其中 LC_{50} 以持续浸毒得出。Brooks和 Seegert^[29]则认为短时间余氯胁迫以0.5为安全因子较为适合。若以 $LC_{50} \times 0.5$ 来确定桡足类余氯安全浓度,则在不同季节适应水

温下各种桡足类余氯安全浓度(表3)。春、秋、冬季暴露时间 $\leq 30\text{ min}$, $\Delta T \leq 12.0$ 时,桡足类余氯安全浓度分别为0.21—0.86 mg/L、0.26—0.86 mg/L、0.31—4.55 mg/L;夏季暴露时间 $\leq 30\text{ min}$, $\Delta T \leq 8.0$ 时桡足类余氯安全浓度为0.15—0.41 mg/L。同一种桡足类余氯安全浓度随自然水温升高而降低。在夏季,受自然水温较高影响,桡足类余氯安全浓度普遍较低。

表3 四季不同适应水温下余氯对各种桡足类的安全浓度

Tab. 3 Safe concentration of various copepod species to residual chlorine under different acclimation temperatures in all seasons

季节 Seasons	适应水温 Acclimation temperature ()	种类 Species	安全浓度 Safe concentration (mg/L)
春 Spring	16.0	中华哲水蚤 <i>C. sinicus</i>	0.75
		真刺唇角水蚤 <i>L. euchaeta</i>	0.86
		细巧华哲水蚤 <i>S. tenellus</i>	0.40
		针刺拟哲水蚤 <i>P. aculeatus</i>	0.21
夏 Summer	28.0	刺尾纺锤水蚤 <i>A. spinicauda</i>	0.33
		针刺拟哲水蚤 <i>P. aculeatus</i>	0.15
		真刺唇角水蚤 <i>L. euchaeta</i>	0.41
		太平洋纺锤水蚤 <i>A. pacifica</i>	0.23
秋 Autumn	21.0	精致真刺水蚤 <i>E. concinna</i>	0.59
		汤氏长足水蚤 <i>C. thompsoni</i>	0.86
		背针胸刺水蚤 <i>C. dorsispinatu</i>	0.29
		亚强真哲水蚤 <i>E. subcrassus</i>	0.45
		强额拟哲水蚤 <i>P. crassirostris</i>	0.26
冬 Winter	10.0	真刺唇角水蚤 <i>L. euchaeta</i>	1.13
		强额拟哲水蚤 <i>P. crassirostris</i>	0.31
		单尾猛水蚤 <i>H. uniremis</i>	4.55
		中华哲水蚤 <i>C. sinicus</i>	2.20
		细巧华哲水蚤 <i>S. tenellus</i>	0.73

注:暴露时间 $\leq 30\text{ min}$ in the exposure duration $\leq 30\text{ min}$;春、秋、冬季 $\Delta T \leq 12.0$ $\Delta T \leq 12.0$ in spring, autumn and winter,夏季 $\Delta T \leq 8.0$ $\Delta T \leq 8.0$ in summer

我国部分电厂在加氯处理后冷凝器前余氯浓度达到1 mg/L,出水口余氯浓度约为0.15—0.25 mg/L^[3]。1 mg/L的余氯浓度高于绝大多数桡足类余氯安全浓度,但0.15—0.25 mg/L的排出水余氯浓度低于大部分桡足类余氯安全浓度(表3)。可见余氯对进入电厂冷却系统的桡足类会造成较大影响,但电厂排出水余氯对桡足类影响不大。表3还表明加氯对大中型桡足类影响相对不大,但对小型桡足类却有严重影响。小型桡足类主要分布于近岸^[30],特别是一些海湾和河口,而这里恰好是许多经济鱼类的产卵场、育幼场和索饵场。小型桡足类通过摄食浮游植物、参与微食物环构建,作为海洋中其他大型

肉食性生物的饵料,在海洋食物链中起枢纽作用。另外,在粒度上,小型桡足类的卵、无节幼体、桡足幼体和成体都比中华哲水蚤和精致真刺水蚤等大型桡足类小,特别适合作为仔稚鱼的饵料。因此,在沿岸及近岸生态系统中,小型桡足类较大型桡足类起更为重要的作用^[30]。鉴于小型桡足类在港湾、河口等近岸生态系统中的重要性,有必要对其采取保护措施。

基于生态安全考虑,根据对余氯较敏感的小型桡足类在不同季节下的余氯安全浓度,建议亚热带滨海电厂余氯排放浓度不超过0.15 mg/L,其余季节不超过0.20 mg/L。EPA认为总余氯对海洋水生生物的

急性毒性为 $13 \mu\text{g/L}$, 慢性毒性为 $7.5 \mu\text{g/L}$ ^[31]。本文的试验结果高于 EPA 推荐的总余氯标准, 因为事实上如果滨海电厂加氯浓度过低, 冷却水余氯浓度随之下降, 可能很难有效防止贝类、蔓足类幼虫等污损生物附着^[12], 如欧洲一些电厂的余氯排放浓度通常控制在 $0.1\text{—}0.2 \text{ mg/L}$ ^[1,2,4]。因此, 在制订海水冷却水余氯排放标准时还应考虑该余氯浓度能否有效地防治生物污损, 统筹生产节能与环境承载力间的平衡, 进行生态环境与物质消耗的最优化配置。此外, 由于温升等其他因素可能会协同作用于水生生物^[4,5], 今后还需进一步研究各种理化因子对余氯毒性的影响。

致谢:

浙江省海洋水产养殖研究所清江试验场谢起浪、柴雪良、郑金和、李晓勇、张炯明、肖国强、胡利华、闫茂仓、邵鑫兵、陆荣茂、董迎辉等在实验过程中给予了很多的帮助, 特此感谢!

参考文献:

- [1] Jenner H A, Taylor C J L, Donk V, *et al* Chlorination by-products in chlorinated cooling water of some European coastal power stations [J]. *Mar Environ Res*, 1997, **43**(4): 279—293
- [2] Allonier A S, Khalanski M, Camel V, *et al* Characterization of chlorination by-products in cooling effluents of coastal nuclear power Stations [J]. *Mar Pollut Bull*, 1999, **38**(12): 1232—1241
- [3] Liu L F, Hao H, Lu G S Experiment study on attenuation law of residual chlorine in cooling water discharged from thermal power plants [J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2004, (5): 94—98 [刘兰芬, 郝红, 鲁光四. 电厂温排水中余氯衰减规律及其影响因素的实验研究. 水利学报, 2004, (5): 94—98]
- [4] Bamber R N, Seaby R M H. The effects of power station entrainment passage on three species of marine planktonic crustacean, *Acartia tonsa* (Copepoda), *Crangon crangon* (Decapoda) and *Hemulus gammarus* (Decapoda) [J]. *Mar Environ Res*, 2004, **57**(4): 281—294
- [5] Jiang Z B, Zeng J N, Chen Q Z, *et al* Effect of residual heat and chlorine in cooling water from coastal power plant on *Calanus sinicus* [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, **19**(6): 1401—1406 [江志兵, 曾江宁, 陈全震, 等. 滨海电厂冷却水余热和余氯对中华哲水蚤的影响. 应用生态学报, 2008, **19**(6): 1401—1406]
- [6] Zeng J N, Chen Q Z, Zheng P, *et al* Advance in effect of residual chlorine on hydroids [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(10): 2717—2724 [曾江宁, 陈全震, 郑平, 等. 余氯对于水生生物的影响. 生态学报, 2005, **25**(10): 2717—2724]
- [7] Meng Z Q. Principles and Methods of Ecotoxicology [M]. Beijing: Science Press 2006, 519 [孟紫强. 生态毒理学原理与方法. 北京: 科学出版社, 2006, 519]
- [8] Marumo K, Sato F, Ishikawa Y. Experimental study on acute effects of the combined exposure to temperature increase and chlorination upon the marine copepod *Acartia amorii* [J]. *Mar Biol*, 1992, **114**(2): 235—240
- [9] Liu Z S, Wang C S, Zhang Z N, *et al* Seasonal dynamics and grazing rate of zooplankton in Yueqing Bay [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(8): 1853—1862 [刘镇盛, 王春生, 张志南, 等. 乐清湾浮游动物的季节变动及摄食率. 生态学报, 2005, **25**(8): 1853—1862]
- [10] Huang H H, Zhang S, Chen H R, *et al* Studies on toxicity of residual chlorine to larvae of *Rhabdosargus sarba* and *Spaus macrocephalus* in Daya Bay [J]. *Tropic Oceanology*, 1999, **18**(3): 38—44 [黄洪辉, 张穗, 陈浩如, 等. 余氯对大亚湾海区平鲷和黑鲷幼鱼的毒性研究. 热带海洋, 1999, **18**(3): 38—44]
- [11] Zhou Y X, Zhang Z S. Methods of Toxicity Tests on Hydroids [M]. Beijing: Agriculture Press 1989, 266 [周永欣, 章宗涉. 水生生物毒性试验方法. 北京: 农业出版社. 1989, 266]
- [12] Rajagopal S, Sasikumar N, Azariah J, *et al* How effective is intermittent chlorination to control adult mussel fouling in cooling water systems [J]? *Water Res*, 2003, **37**(2): 329—338
- [13] Margrey S L, Burton D T, Jr Hall L W. Seasonal temperature and power plant chlorination effects on estuarine invertebrates [J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 1981, **10**(6): 691—703
- [14] Jiang Z B, Zeng J N, Chen Q Z, *et al* Potential impact of rising seawater temperature on copepods due to coastal power plants in subtropical areas [J]. *J Exp Mar Biol Ecol*, 2009, **368**(2): 196—201
- [15] Zeng J N, Jiang Z B, Chen Q Z, *et al* Upper incipient lethal temperature of short term thermal shock of two species of copepods [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, **29**(1): 532—537 [曾江宁, 江志兵, 陈全震, 等. 两种桡足类短期热冲击的高起始致死温度. 生态学报, 2009, **29**(1): 532—537]
- [16] Capuzzo J M, Lawrence S A, Davidson J. Combined toxicity of free chlorine, chloramine and temperature to stage 1 larvae of the American lobster *Hemulus americanus* [J]. *Water Res*, 1976, **10**(12): 1093—1099
- [17] Clarke A, Fraser K P P. Why does metabolism scale with temperature [J]? *Funct Ecol*, 2004, **18**(2): 243—251
- [18] Kong X H, Wang G Z, Li S J. Changes of antioxidant defense, ATPase activity and cell membrane fatty acid composition in Gill of *Scylla serrata* under low temperature acclimation [J]. *Acta Hydrobiological Sinica*, 2007, **31**(1): 59—66 [孔祥会, 王桂忠, 李少菁. 低温驯化锯缘青蟹鳃抗氧化防护、ATPase及膜脂脂肪酸组成变化. 水生生物学报, 2007, **31**(1): 59—66]
- [19] Li C, Sun S, Wang R, *et al* Feeding and respiration rates of a planktonic copepod (*Calanus sinicus*) overwintering in Yellow Sea Cold Bottom Waters [J]. *Mar Biol*, 2004, **145**(1): 149—457
- [20] Capuzzo J M. The effect of temperature on the toxicity of chlori-

- nated cooling waters to marine animals: A preliminary review [J]. *Mar Pollut Bull*, 1979, **10**(2): 45—47
- [21] Roberts M H Jr, Diaz R J, Bender M E, *et al* Acute toxicity of chlorine to selected estuarine species [J]. *J. Fish Res Board Can*, 1975, **32**(12): 2525—2528
- [22] Heinle D R. Effects of passage through power plant cooling systems on estuarine copepods [J]. *Environ Pollut*, 1976, **11**(1): 39—58
- [23] Shu Y F, Han M S. Marine Plankton of China Illustrate [M]. Beijing: Ocean Press, 1992, 224 [束蕴芳, 韩茂森. 中国海洋浮游生物图谱. 北京: 海洋出版社. 1992, 224]
- [24] Duffy J E, Stachowicz J J. Why biodiversity is important to oceanography: potential roles of genetic, species, and trophic diversity in pelagic ecosystem processes [J]. *Mar Ecol Prog Ser*, 2006, **311**: 179—189
- [25] Gei J W, Cai Q H, Liu J K. A new method for economic value evaluation of aquatic biodiversity: wildlife judicial price method [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2006, **30**(1): 126—128 [葛继稳, 蔡庆华, 刘健康. 水域生态系统中生物多样性经济价值评估的一个新方法. 水生生物学报, 2006, **30**(1): 126—128]
- [26] Walker B H. Biology diversity and ecological redundancy [J]. *Conser Biol*, 1992, **6**(1): 18—23
- [27] Latimer D L, Brooks A S, Beeton A M. Toxicity of 30-minute exposures of residual chlorine to the copepods *Limnocalanus macrurus* and *Cyclops bicuspidatus thomasi* [J]. *J. Fish Res Board Can*, 1975, **32**(12): 2495—2510
- [28] Mattice J S, Zittel H E. Site-specific evaluation of power plant chlorination [J]. *J. Water Pollut Control Fed*, 1976, **48**(10): 2284—2302
- [29] Brooks A S, Seegert G L. The effects of intermittent chlorination on rainbow trout and yellow perch [J]. *Trans Amer Fish Soc*, 1977, **106**(3): 278—286
- [30] Wang R, Zhang H Y, Wang K, *et al* Function performed by small copepods in marine ecosystem [J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2002, **33**(5): 453—460 [王荣, 张鸿雁, 王克, 等. 小型桡足类在海洋生态系统中的功能作用. 海洋与湖沼, 2002, **33**(5): 453—460]
- [31] U. S. EPA. National Recommended Water Quality Criteria, 2002. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/nwqc-2002.pdf>

TOXICITY OF RESIDUAL CHLORINE ON COPEPODS UNDER TEMPERATURE INCREASE IN DIFFERENT SEASONS

JANG Zhi-Bing, ZENG Jiang-Ning, CHEN Quan-Zhen, LIAO Yi-Bo, XU Xiao-Qun, SHOU Lu,
LIU Jing-Jing, GAO Ai-Gen, ZHAO Yong-Qiang and HUANG Yi-Jun

(Laboratory of Marine Ecosystem and Biogeochemistry, Second Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Hangzhou 310012, China)

Abstract: With the drastic increase number of large-sized thermal (nuclear) power plants along the coastal areas, the damage of zooplankton caused by chlorination in cooling water has become a serious marine ecological safety problem in China. Unfortunately, very little work has been carried out on the tolerance of copepods to the chlorination. Moreover, there is no discharge criterion of the residual chlorine level in coastal power plants cooling systems in country. The major objectives of this study are to 1) study the tolerances of marine copepods to residual chlorine under different thermal shock temperature, 2) supply scientific basis for chlorination and residual chlorine risk assessment during environmental evaluation, and 3) provide suggestions for regulation about the drainage standard of residual chlorine concentration in cooling water.

The experimental following twelve copepod species were collected from the Yueqing Bay in all the seasons: *Calanus sinicus*, *Labidocera euchaeta*, *Eucalanus subcrassus*, *Paracalanus aculeatus*, *Paracalanus crassirostris*, *Centropages dorsispinatus*, *Euchaeta concinna*, *Sinocalanus tenellus*, *Calanopia thompsoni*, *Acartia pacifica*, *Acartia spinicauda* and *Harpacticus uniremis*. At each sampling time (08/2006, 11/2006, 01/2007 and 05/2007), the natural water temperatures were 28.0, 21.0, 10.0 and 16.0 °C, respectively. After two days' laboratory maintenance, healthy adult animals were chlorine dosed for 30 min under different temperature increases (ΔT) (0, 4.0, 8.0 and 12.0 °C). The median lethal concentration (LC_{50}) of experimental species to residual chlorine was determined by their mortalities after 24h according to the probit analysis.

The results showed that the LC_{50} of experimental copepod species to residual chlorine decreased conspicuously with the rising of ΔT ($P < 0.001$), and most of them represented significant regression ($P < 0.05$). Tolerance of the same species to residual chlorine decreased markedly ($P < 0.01$) with the elevation of acclimation temperatures in different

seasons. Thus, in subtropical sea area, any further increase in temperature of the cooling water could severely enhance the toxicity of residual chlorine on copepods in summer. As to the eleven calanoid copepod species, it seemed that the copepods with small body size (e. g. *P. aculeatus*, *P. crassirostris*, *A. pacifica* and *A. spinicauda*) were more sensitive to the residual chlorine than the larger ones (*C. sinicus*, *L. euchaeta*, *E. subcrassus* and *E. concinna*). Thus, the copepod species diversity might reduce and the composition of copepod communities might simplify due to the chlorination in cooling waters.

If the safe concentration of residual chlorine on copepods was determined by the formulation of $LC_{50} \times 0.5$, the safe concentration of various copepod species in spring, autumn and winter were 0.21—0.86 mg/L, 0.26—0.86 mg/L and 0.31—4.55 mg/L, respectively, as the exposure duration ≤ 30 min and $\Delta T \leq 12.0$, while the safe concentration of various copepod species were 0.15—0.37 mg/L as the exposure duration ≤ 30 min and $\Delta T \leq 8.0$ in summer. Based on these data, the current typical chlorination with high dosage (about 2 mg/L) affected the copepods in the coastal power plants cooling systems, but the common discharging residual chlorine (about 0.15—0.25 mg/L) did not influence them. As far as the marine ecological protection was concerned, in subtropical area, the discharging residual chlorine level should not exceed 0.15 mg/L in summer and 0.20 mg/L in the rest of seasons based on the safe concentration of small-sized copepod species which were sensitive to the chlorination in different seasons. However, during the criteria regulation about the discharging level of residual chlorine, whether this residual chlorine at certain chlorine dosage could effectively prevent the cooling systems from biofouling should be considered, achieving the optimal distribution of environmental risk and economic benefit.

More researches should be conducted to examine the LC_{50} of dominant copepods and other hydrobios (e. g. zooplankton, fish and shellfish) to residual chlorine in different regions, and it is also necessary to study the toxicity of residual chlorine on the marine organisms under different conditions, such as temperature, salinity, water pressure, pH and exposure duration. Besides, further work should be required to assess the long-term response of the copepod community under the chlorination stress of coastal power plants.

Key words: Marine copepods; Residual chlorine toxicity test; Temperature increase; Median lethal concentration; Safe concentration; Cooling system of coastal power plant; Discharge criteria of residual chlorine