

乙腈的水生态基准

张彤 金洪钧¹⁾

(华东理工大学资源与环境工程学院, 上海, 200237)

¹⁾(南京大学环境科学与工程系, 南京, 210093)

提 要

本文参照美国国家环保局推荐的“推导保护水生生物及其用途的国家水质基准的技术指南”, 根据我国水生生物区系特点, 通过水生生物毒性试验研究和制定石油化工废水中重要污染物—乙腈的水生态基准。试验动物涉及到4个门、6个纲、8个科、13属和13个种。文中根据乙腈对13种水生动物的急性毒性试验, 对水生动物的慢性毒性试验以及对水生植物浮萍的生长抑制试验, 推导出乙腈的基准连续浓度为 413 mg/L, 基准最大浓度为 1145 mg/L。

关键词 水生态基准, 乙腈, 急性毒性, 慢性毒性, 植物毒性

为了控制水污染, 保护和改善水环境质量, 目前世界各国政府已普遍采用水质标准作为防止水污染的主要管理手段, 而水质基准 (Water quality criteria) 是制定水质标准的科学依据^[1]。水生态基准 (Water ecological criteria) 是水质基准的一个组成部分, 其主要的意义在于保护鱼类等水生生物及其用途的^[1]。

由于缺乏我国的水生态毒理学数据, 在制定《中华人民共和国地面水环境质量国家标准 GB3838-88》时, 过多采用国外水质标准和水质基准数据, 同时对影响日益严重的有毒有害污染物未能予以充分的重视^[2]。而水质管理较为先进的国家, 例如美国, 十分注意采用本国水生生物区系的毒性数据加速优先控制污染物水质基准的制定, 到1994年时, 美国已经对126种优先控制污染物中的99种制定出水质基准^[3]。

本文参照美国环保局颁布的“推导保护水生生物及其用途的国家水质基准的技术指南”(以下简称为“指南”)^[4], 选择我国的水生生物通过急性、慢性和植物毒性试验研究和制定石油化工废水中重要污染物—乙腈的水生态基准, 目的在于为制定我国的乙腈水生态基准提供基础数据, 并为制定其他污染物的水质基准探索适合我国情况的试验方法和体系。

1 材料与方法

1.1 受试化学品 乙腈, 分析纯, 上海化学试剂采购站提供

1.2 稀释水 活性炭过滤去氯自来水, 水质参数如下: 溶解氧为 8.0 ± 0.34 mg/L, pH 为 7.0 ± 0.5 , COD_{Mn} 为 1.423 ± 0.321 mg/L, 硬度 (CaCO_3) 为 1.86 ± 0.08 mg/L。

1.3 急性毒性试验 用于急性毒性试验的生物共有 13 种,包括中华大蟾蜍 (*Bufo bufo gargarizans* Cantor)、黑斑蛙 (*Rana nigromaculata* Hollowell)、鲤鱼 (*Cyprinus carpio* L)、银鲫 [*Carassius auratus gibelio* (Blechl)]、鳊鱼 [*Aristichthys nobilis* (Richardson)]、鳊鱼 [*Parabramis pekinensis* (Basilewsky)]、草鱼 (*Ctenopharyngodon idellus*)、鲢鱼 [*Hypophtha - lmicthys molitrix* (Cuvier et Valenciennes)]、莫桑比克非鲫 [*Tilapia mossambica* (Peters)]、大型蚤 (*Daphnia magna* Straus)、摇蚊幼虫 (*Chironomus* sp.)、折叠萝卜螺 [*Radix plicatula* (Benson)]和霍甫氏水丝蚓 (*Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede),涉及 4 个门、6 个纲、8 个科、13 个属。

所有试验均设 5 个浓度组和 1 个对照组。除有具体说明外,试验都是在光暗比为 16:8 的光照周期下进行。摇蚊幼虫、折叠萝卜螺和霍甫氏水丝蚓的试验为静态方式,其他所有试验均为静态换水方式,每天更换试验溶液一次。大型蚤和摇蚊幼虫试验的反应终点为 48h-EC₅₀(不动+死亡),霍甫氏水丝蚓和折叠萝卜螺试验的反应终点是 48h-EC₅₀和 96h-EC₅₀(不动+死亡),其他生物急性试验的反应终点为 48h-LC₅₀和 96h-LC₅₀。大型蚤试验进行了三次,非鲫、鲤鱼、银鲫和折叠萝卜螺的试验进行一次,其他试验均进行两次。

试验方法主要参照美国《水和废水标准检验法》^[5]和我国国家环保局的《化学品测试准则》^[6]。

1.3.1 鱼类急性毒性试验 草鱼 (204±18 mg, 2.72±0.19cm)、非鲫 (1625±430 mg, 4.84±0.38 cm)、鳊鱼 (体重 150±40 mg, 体长 2.56±0.25 cm)和鲢鱼 (830±155 mg, 4.58±0.47cm)试验中,每个处理组试验鱼为 10 尾,鲤鱼 (23.5±3.4 mg, 1.32±0.05 cm)、鳊鱼 (318±24 mg, 3.36±0.19 cm)和银鲫 (46.7±3.4 mg, 1.53±0.04 cm)试验中每个处理组试验鱼为 20 尾。鲤鱼、鳊鱼、草鱼和鳊鱼试验在 4L 玻璃缸内进行,受试溶液 3L。非鲫和鲢鱼试验在 40L 水族箱内进行,受试溶液 40L。自然光照。除鲤鱼试验水温为 22±2℃外,其他鱼类试验的水温均为 25±2℃。

1.3.2 两栖类蝌蚪急性毒性试验 试验方法参见有关文献^[7]。

1.3.3 大型蚤急性毒性试验 试验生物为实验室内培养的小于 24h 的新生大型蚤,培养过程中所用的饵料为斜生栅藻。每组设三个平行容器,每一容器内放蚤 10 只。试验容器为 150mL 烧杯,试液容积为 100mL,试验水温为 25±1℃。

1.3.4 霍甫氏水丝蚓急性毒性试验 在实验室内将采自南京市三岔河的霍甫氏水丝蚓驯养一周,挑选体长为 1—2cm 活跃健康的个体进行试验。试验容器选用 20 mL 试管,每组 10 只试管,每个试管内容 10mL 受试溶液,放一只水丝蚓。全黑暗,试验水温为 27±2℃。

1.3.5 摇蚊幼虫急性毒性试验 试验方法参见有关文献^[8]。

1.3.6 折叠萝卜螺急性毒性试验 将从野外采集的折叠萝卜螺带回实验室培养,取其卵带孵化,用新孵出的 3—4 日龄的折叠萝卜螺幼体进行试验。试验容器为 10mL 具塞离心管,内容 10mL 试液,每个容器内放 10 只幼体。试验水温为 22±1℃。

1.4 慢性毒性试验 (大型蚤的 21 天存活-繁殖试验) 试验方法参见有关文献^[9]。反应终点为以大型蚤存活和繁殖为指标的 LCL、UCL 和 ChV。LCL 即慢性下限 (Lower Chronic Limit),UCL 即慢性上限 (Upper Chronic Limit),ChV (Chronic Value, 称为慢性

值)等于 LCL 和 UCL 的几何平均值。

1.5 植物毒性试验 植物毒性试验以浮萍 (*Lemna minor*) 为试验材料, 方法见有关文献^[10-12], 试验结束时根据叶绿素 a 含量和浮萍植物体数的增长计算乙腈的 LCL、UCL 和 ChV。

1.6 统计分析和基准计算 根据急性试验的原始毒性数据分布, 采用美国国家环保局提供的计算机程序 (Trimed Spearman-Kärber Method)^[13] 计算 LC_{50} 或 EC_{50} 。若试验数据中没有部分死亡率 (即所有处理组的试验生物均为全部死亡和全部存活), 则用二项置信区间方法 (Binomial Confidence Intervals) 计算 LC_{50} 或 EC_{50} 及其置信水平^[13], 就本试验设计而言, 其置信水平为 99.99% 以上。蚤类慢性试验中的存活数据采用 Fisher's Exact 方法检验^[14]。蚤类慢性试验的繁殖数据由于不符合正态分布, 采用 Steel's Many-one Rank 方法检验^[14]。由此得出各种反应终点的 LCL、UCL 和 ChV, 取最敏感反应终点的 LCL、UCL 和 ChV 作为大型蚤的 LCL、UCL 和 ChV。按照“指南”中推荐的方法根据毒性数据计算乙腈的水质基准^[4]。水质基准包括两个值: 基准连续浓度 (Criteria Continuous Concentration, CCC) 和基准最大浓度 (Criteria Maximum Concentration, CMC)。根据急性毒性数据用公式计算最终急性值 (Final Acute Value, FAV), 取 FAV 的 1/2 作为基准最大浓度。按公式 $ACR=96h(或 48h) LC_{50} (或 EC_{50}) \div ChV$ 计算大型蚤的急性慢性比 (Acute Chronic Ratio, ACR)。本文中采用折叠萝卜螺作为急性试验生物, 所以根据“指南”的规定, 取其 ACR 值为 2。计算两个物种的 ACR 值的几何平均作为最终急性慢性比 (Final Acute Chronic Ratio, FACR)。然后用 FAV 除以 FACR 得出最终慢性值 (Final Chronic Value, FCV)。最终植物值 (Final Plant Value, FAV) 是通过植物 (本文中是浮萍) 试验得到的 ChV 值。选择 FCV 和 FPV 中最小的一个作为基准连续浓度。

2 结果与讨论

2.1 急性毒性试验

根据表 1 列出的急性毒性试验结果可知在 13 种试验生物中, 对于乙腈, 折叠萝卜螺的敏感性最高, 其次是摇蚊幼虫、鲤鱼和大型蚤。黑斑蛙和中华大蟾蜍的敏感性低于几种鱼类和霍甫氏水丝蚓, 对乙腈的耐受性很高。根据乙腈对鱼类的急性毒性, 可以将乙腈划归为中等毒性化的合物^[15]。根据公式计算得到 FAV 等于 2290 mg/L。

FAV 是以水生动物急性毒性试验结果为基础根据统计学公式计算得来的, 所采用的试验生物应该有较好的代表性, 按照“指南”的规定^[4], 受试生物至少要分别来自 3 个门、8 个不同的科, 并满足一定的要求: 硬骨鱼纲中的 2 个科 (鲑科和一个非鲑科)、脊索动物门中的其他 1 个科 (可以是硬骨鱼纲或两栖纲)、分别属于浮游甲壳类和底栖甲壳类的 2 个科、昆虫纲的 1 个科、除了节肢动物门和脊索动物门以外的 1 个门中的 1 个科、以及昆虫纲任一目的 1 个科或没有代表生物的 1 个门中的 1 个科。这一规定的范围仍然很广, 选择不同组合的试验生物进行毒性试验推导出的水生态基准将可能有很大的差异^[16]。除了分类学上的代表性之外, 在选择试验生物时还应考虑生物的分布、对污染物的敏感性、在生态区系中的地位和经济上的价值、获取样本的难易和试验操作的可行性。

由于鱼类是主要的经济水生生物和水生生态系统食物网中高营养级的生物, 所以在

表 1 急性毒性试验的96h-LC₅₀(EC₅₀) 和48h-LC₅₀ (或EC₅₀)
Tab. 1 The 96h-LC₅₀ (or EC₅₀s) and 48h-LC₅₀ (or EC₅₀s)

序列 Number	试验生物 Organisms	48h-EC ₅₀				96h-LC ₅₀ (或EC ₅₀)		
		1	2	3	平均(mean)*	1	2	平均(mean)*
1	折叠萝卜螺	5101	&	&	5101	2400	&	2400
2	摇蚊幼虫	3763	2667	&	3165	&	&	&
3	鲤鱼	4008	&	&	4008	3454	&	3454
4	大型蚤	4085	3455	3201	3562	&	&	&
5	鳊鱼	4913	4913	&	4913	3114	4145	3593
6	银鲫	4958	&	&	4958	3679	&	3679
7	鳙鱼	5486	5042	&	5259	4257	3690	3963
8	莫桑比克非鲫	6529	&	&	6529	5503	&	5503
9	鲢鱼	5829	6529	&	6169	5204	6169	5665
10	霍甫氏水丝蚓	7955	6309	&	7084	7504	5319	6317
11	草鱼	6529	6169	&	6346	6529	6169	6346
12	黑斑蛙	10524	11209	&	10861	10370	9924	10144
13	中华大蟾蜍	13410	15930	&	14616	13410	14220	13810

注:1*Radix plicatula*, 2 *Chironomus* sp., 3*Cyprinus carpio*, 4 *Daphnia magna*, 5 *Parabramis pekinensis*, 6 *Cara-ssius auratus gibelio*, 7 *Aristichthys nobilis*, 8 *Tilapia mossambica*, 9 *Hypophthalmichthys molitrix*, 10 *Limnodri-
lus hoffmeisteri*, 11 *Ctenopharyngodon idellus*, 12 *Rana nigromaculata*, 13 *Bufo bufo gargarizans*

* 几何平均值 (geometric mean) & 无数据 (no data)

“指南”中十分重视试验生物对鱼类的代表性,8 个科中鱼类占有 2 科。“指南”中规定制定美国国家水生态基准时要采用鲢科鱼类的数据,是因为鲢科是美国淡水鱼类中最为重要的种类。而在我国,淡水鱼类区系呈现出以鲤科为主(鲤科鱼类约占淡水鱼总量的 50% 以上)的特征,因此推导我国的水质基准时需要鲤科鱼类的毒性数据。 由本文的试验数据可知,乙腈对六种鲤科鱼类的急性毒性比较接近,96h-LC₅₀从 3454 mg/L 到 6346 mg/L。 不同科的鱼类对污染物的敏感性有较大差异,所以“指南”中规定要至少有两种不同科鱼类的毒性数据。 本文根据这一原则,另外选择一种非鲤科鱼类—丽鱼科的莫桑比克非鲫用于推导我国的水生态基准。 这种鱼类不是我国本地物种,但它已在我国大量养殖,是我国目前淡水鱼类资源的重要组成部分,与一些野生的非鲤科鱼类相比其样本比较也易于获得,试验操作简便。 本文的试验结果表明,其对乙腈的敏感性介于六种鲤科鱼类之间。 所以在推导水生态基准时可以将其作为非鲤科鱼类的备选试验生物。

本文结果表明,大型蚤对乙腈有较高的敏感性,比鱼类和两栖类以及寡毛类更敏感。正是由于大型蚤是世界分布的标准试验生物和对大多数污染物具有高度的敏感性^[5,6,17,18],所以在进行用于推导水生态基准的毒性试验时,它是首选的试验物种。 即使是主张减少用于推导水生态基准的试验物种种类的研究人员,也将大型蚤列入物种数最少(两种)的试验物种组合之内^[19]。

两栖类(如中华大蟾蜍和黑斑蛙)是相当可信的水环境质量指示生物,但一些研究人

员指出目前在制定水质基准时对两栖类的重视不足^[20],例如在“指南”中,两栖类仅作为一类备选生物,而不属于必需的数据来源。根据本文的试验结果,黑斑蛙和中华大蟾蜍这两种两栖类之间对乙腈的敏感性基本一致,而它们的敏感性与其他物种相比要低得多。但是这并不能说明对于其他污染物两栖类也不敏感^[21,22]。仅仅依靠其他生物的毒性数据,将会导致对这一类重要水生生物的“过保护”或是“欠保护”。所以在推导水生态基准时应该将两栖类作为一种必备的试验生物进行急性毒性试验,以便推导出的基准能够反映比鱼类更高级的水生生物的情况。除了用于急性毒性试验外,两栖类还是良好的慢性毒性试验生物,可以作为推导水生态基准时慢性试验的备选试验生物^[23]。结合我国的具体情况,可以选择在我国有广泛分布的中华大蟾蜍或黑斑蛙等物种作为推导水生态基准时的试验物种。

“指南”中规定必需有属于水生昆虫的物种,根据上述的试验生物选择原则,在众多的水生昆虫中,摇蚊幼虫是用于生物检测的理想生物,尽管某些种类的敏感性较低,摇蚊幼虫的敏感性随种属的不同、污染物的不同以及个体龄期的不同有很大变化,甚至可以相差数千倍^[24]。根据本文研究结果,摇蚊幼虫对乙腈的敏感性,仅次于折叠萝卜螺,高于鱼类和两栖类以及寡毛类。在推导水质基准时,选择适当的敏感物种和龄期进行摇蚊幼虫毒性试验将有利于保护水生生物区系中这一类重要水生生物。“指南”规定摇蚊幼虫急性毒性试验要用第2龄幼虫,本研究采用的为虫龄不超过24小时的幼虫,试验结束时虫龄不超过72小时。进行这种修正一方面是因为采用虫龄比采用龄期在实际实验中更容易判别和操作,另一方面是考虑到摇蚊幼虫的敏感性随龄期增加而迅速降低^[25],采用早期幼虫更能保护所有龄期的幼虫。

螺类是水生软体动物的重要组成,其中的肺螺亚纲类螺分布广,易于采集和饲养,并有一定的经济价值,是水生食物链中的重要环节,有口无厝,不能回避,对毒物较敏感,可以用来进行生态毒理学试验研究。根据五氯苯酚,五氯苯酚钠和酚三种毒物对 *Lymnaea luteola* 和 *L. acuminata* 毒性试验结果^[26],螺比鱼类更为敏感。刘保元等研究了浮选药剂对椭圆萝卜螺(*Radix swinhoner*)和大脐圆扁螺(*Hippeatis umbilicalis*)的急性毒性^[27],发现通过螺类的生物检测获得的浮选药剂毒性分级和通过其他生物生物检测获得的毒性分级相一致。已报道的文献中都是用从野外采集的成体螺进行试验^[26,27],作者采用折叠萝卜螺的幼体进行试验,这样可以缩小个体间的差异,并能提高试验生物的敏感性。根据本试验结果,折叠萝卜螺对于乙腈的敏感性大于所有试验生物。

2.2 慢性毒性试验

大型蚤的21天存活-繁殖试验结果表明,与对照相比,320mg/L的乙腈就造成大型蚤繁殖的显著下降,而640 mg/L的乙腈对大型蚤的存活尚无显著影响。取大型蚤和折叠萝卜螺的ACR值的几何平均,得到FACR为5.53,所以FCV=413.9 mg/L。

2.3 植物毒性试验

从浮萍试验结果,得到乙腈的最终植物毒性值为1342mg/L(表3)。

2.4 乙腈水生态基准的推导

根据“指南”中的公式,取FAV的1/2作为CMC,所以CMC=1145 mg/L。本研究中选择FCV和FPV(表3)中较小的一个作为CCC,所以CCC=413.9 mg/L

表 2 乙腈对大型蚤的急性和慢性毒性
Tab.2 Chronic Toxicity of Acetonitrile to *Daphnia magna*

反应终点 End Point	48h-LC ₅₀ (mg/L)	LCL (mg/L)	UCL (mg/L)	ChV (mg/L)	ACR
繁殖 (Reproduction)	3562	160	320	226	15.3
存活 (Survival)	3562	640	&	&	&

注: & 无数据 (no data)

表 3 由浮萍试验所得的 LCL, UCL 和 ChV
Tab.3 LCL, UCL and ChV obtained from *Lemna minor* test

指标 (Indicator)	LCL(mg/L)	UCL(mg/L)	ChV(mg/L)
叶绿素 a 含量 (Chlorophyll a)1000		1800	1342
植物体生长 (Growth)	1000	1800	1342

按照“指南”中规定的表示方法,乙腈的水生态基准表述为:如果乙腈的四天平均浓度超过 413.9 mg/L (CCC) 的频率不多于平均每三年一次,并且一小时平均浓度超过 1145 mg/L (CMC) 的频率不多于平均每三年一次,则淡水生物及其用途就不会受到不容许的影响,除非是一种重要的本地物种特别敏感。

根据本研究结果制定的乙腈基准最大浓度可为制定排放标准提供科学依据,乙腈基准连续浓度可供制定乙腈的水质标准时参考。作者推导乙腈基准连续浓度时,只采用了两种水生动物的慢性毒性数据,尚需要补充鱼类慢性毒性试验以满足“指南”中的要求。另外,“指南”中还规定在制定基准连续浓度时应考虑生物积累的毒性数据,有关乙腈的生物积累情况也还有待于进一步的试验研究。

3 结论

3.1 根据本试验数据推导出乙腈的基准连续浓度为 413 mg/L, 基准最大浓度为 1145 mg/L。

3.2 乙腈对折叠萝卜螺、鲤鱼、鳊鱼、银鲫、鳙鱼、莫桑比克非鲫、鲢鱼、霍甫氏水丝蚓、草鱼、黑斑蛙、中华大蟾蜍的 96h-LC₅₀分别为 2400、3454、3593、3679、3963、5503、5665、6317、6346、10144、13810 mg/L, 摇蚊幼虫和大型蚤的对 48h-LC₅₀ 分别为 3165mg/L 和 3562 mg/L。

3.3 乙腈对大型蚤繁殖指标的 LCL 和 UCL 分别为 160 mg/L 和 320 mg/L, 在大型蚤慢性试验中繁殖指标的敏感性高于存活指标。

参 考 文 献

[1] 中国大百科全书编写组. 中国大百科全书·环境科学卷. 北京: 大百科全书出版社. 1983.
[2] 张 彤,金洪钧. 美国对水生态基准的研究. 上海环境科学. 1996, 15(3): 7—9.
[3] General Accounting Office. Water Pollution: EPA needs to set priorities for water quality criteria issues. Report No. GAO/RCED—94—117. Wasington, DC(USA):GAO. 1994.

- [4] U.S.EPA. Guideline for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organism and their uses. National Technical Information Service Accession Number PB85-227049. U.S.EPA, Washington, D.C. 1985.
- [5] 美国公共协会等. 水和废水标准检验法. 第 15 版. 北京: 中国建工出版社. 1985.
- [6] 国家环保局. 化学品测试准则. 北京: 化学工业出版社. 1990.
- [7] 张 彤, 金洪钧. 鱼类和两栖类胚胎幼体慢性毒性短期试验. 应用与环境生物学报. 1996, 2(3): 294—299.
- [8] 张 彤, 金洪钧. 摇蚊幼虫急性毒性试验. 污染防治技术. 1996, 9(1—2): 12—14.
- [9] Zhang Tong, Zhu Huailan and Jin Hongjun. Chronic toxicity of acrylonitrile and acetonitrile to *Daphnia magna* in 14—d and 21—d toxicity tests. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1996, 57(4): 655—659.
- [10] 张 彤. 金洪钧. 用浮萍试验检测 4 种污染物的植物毒性. 中国环境科学. 1995, 15(4): 266—271.
- [11] Wang, W. Toxicity assessment of pretreated industrial effluents using higher plant (common duckweed, lettuce and rice). Res. J. Water. Pollut. Control. Fed. 1990. 62: 853—859.
- [12] Wang, W. Toxicity tests of aquatic pollutants by using common duckweed. Environ. Pollut. 1986. 11: 1—14.
- [13] Rand, G.M., et al. Fundamentals of Aquatic Toxicology. Washington D.C., Hemisphere Publishing, 1985.
- [14] U.S.EPA. Short-term method for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms. Second edition. EPA600/4—89/001. Washington, D.C., U.S.EPA, 1989.
- [15] Joint IMCO/FAO/ONESCO/WMO. Group of Experts on the science aspects of marine pollution. Abstract of the reports of the first session. Water Res. 1969. 3: 995.
- [16] Dobbs M.G. Evaluation of the resident-species procedure for deriving site-specific water quality criteria for copper in Blaine Creek, Kentucky. Environ. Toxicol. Chem. 1994. 13(6): 963—971.
- [17] 国家环保局. 环境监测标准方法 (第四部分): 生物监测 (水环境). 北京: 中国环境科学出版社. 1986.
- [18] ASTM. Standard method of test for evaluating acute toxicity of water to freshwater fishes, 19103. In 1076 Annual book of ASTM standards. Philadelphia, American Society for Testing and Materials. 1976.
- [19] Kimerir, R.A., Werner, A.F. and Adams, W.J. Aquatic Hazard Evaluation Principles Applied to the development of Water Quality Criteria. R.D. Cardwell, R. Purdy, and R.C. Bahner, Eds: Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Seventh Symposium. ASTM STP 854. Philadelphia: ASTM. 1985 pp538—547.
- [20] Boyer, R., Grue, C.E. The need for water quality criteria for frogs. Environ. Health. Perspect. 1995. 103(4) 352—357.
- [21] Khangarot, B.S. Sensitivity of Toad Tadpoles, *Bufo melanostictus* (Schneider), to heavy metals. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1987. 38: 523—527.
- [22] 胡泗才. 稀土硝酸盐对蛙、蟾蜍及蜜蜂急性毒性的研究. 环境科学. 1990, 9: 36—39.
- [23] Schuytema, G.S., Nebeker, A.V. Comparative of glutathione and glutathione S-transferase activity in *Xenopus laevis* and *Pseudacris regilla* tadpoles. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1995. 54(3): 382—388.
- [24] 张 彤, 金洪钧. 摇蚊幼虫生态毒理学研究进展. 环境保护科学. 1995, 21(4): 17—21.
- [25] Williams, K.A. The acute toxicity of Cd to different larval stages of *Chironomus riparius*. Ecologia. 1986. 70: 362—366.
- [26] Khangarot, B.S. Zinc sensitivity of a freshwater snail, *Lymnaea luteola* L., in relation to seasonal variations in temperature. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1987. 39: 45—49.
- [27] 刘保元等. 浮选药剂对软体动物的毒性研究. 水生生物学报. 1988, 12: 283—286.

THE WATER ECOLOGICAL CRITERIA OF ACETONITRILE

Zhang Tong and Jin Hongjun¹⁾

(College of Resources and Environ. Eng., East China Univ. of Sci. & Technol., Shanghai, 200237)

¹⁾(Dept. of Environ. Sci. and Technol., Nanjing University, Nanjing 210093)

Abstract

The water ecological criteria of acetonitrile, which is an important pollutant in the wastewater of acrylonitrileacrylic plants, were studied by conducting bioassay on the basis of features of the aquatic biota in China and with reference to "Guideline for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organism and their uses" of the U. S. A. The Criteria Continuous Concentration (CCC) and Criteria Maximum Concentration were calculated from the toxicity data of acute toxicity tests with thirteen animals species, chronic toxicity tests with aquatic animals species and plant toxicity test with an aquatic plant, *Lemna minor*. The CCC and CMC for acetonitrile were 413mg/L and 1145 mg/L, respectively.

Key words Water ecological criteria, Acetonitrile, Acute toxicity, Chronic toxicity, Plant toxicity