

美国水质基准制定的 方法学指南

吴丰昌 李会仙 编译
孟 伟 校



科学出版社

美国水质基准制定的方法学指南

吴丰昌 李会仙 编译

孟 伟 校

科学出版社

·北 京

内 容 简 介

本书是美国的水质基准方法学的两个核心部分——保护水生生物和人体健康水质基准两个技术文件的中译本。本书共分为两篇及两个附录：第一篇介绍了美国保护水生生物及其使用功能的国家定量水质基准推导的方法学指南(1985年)；第二篇介绍了美国保护人体健康水质基准推导的新理论和方法导则(2000年)；附录介绍了毒性实验和生物富集实验中使用的北美常栖水生动物物种名录。

该译著是美国最近7次颁布的水质基准的基础性技术支持文件。是从事环境科学、水质基准与标准的参考性资料，对我国环境基准理论与方法学研究有重要的指导意义。

本书对于从事环境基准与标准、风险评估、毒理学、生物学和环境科学等各个领域的科研和管理人员来说，是一本不可或缺的参考书。

图书在版编目(CIP)数据

美国水质基准制定的方法学指南/吴丰昌，李会仙编译．—北京：科学出版社，2011

ISBN 978-7-03-032293-7

I. ①美… II. ①吴… ②李… III. ①水质标准-制定-美国-指南 IV. ①X-651

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2011) 第 182874 号

责任编辑：罗 吉 文 杨 赵 冰 / 责任校对：宋玲玲

责任印制：钱玉芬 / 封面设计：耕者设计工作室

科 学 出 版 社 出 版

北京东黄城根北街 16 号
邮政编码：100717

<http://www.sciencep.com>

装 订 厂 印 刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2011 年 9 月第 一 版 开本：787×1092 1/16

2011 年 9 月第一次印刷 印张：11 1/4

印数：1—2 000 字数：258 000

定价：48.00 元

(如有印装质量问题，我社负责调换)

前 言

水质基准是制定水质标准的基础和科学依据，是环境基准（土壤、大气和水质量基准）的重要组成部分，是水环境保护和环境管理工作的基石。水质基准理论与方法学是水质基准研究的关键。水质基准研究始于 19 世纪末，国际上系统开展水质基准的研究工作始于 20 世纪初期。美国是最早开始水质基准系统研究的国家之一。

美国在政府层面开展水质基准的研究工作始于 20 世纪 60 年代，并相继发布了一系列水质基准文件：《绿皮书》、《蓝皮书》、《红皮书》和《金皮书》等。1980 年，美国环境保护局颁布了推导水环境质量基准方法学的技术指南文件，并最终形成了 1985 年《保护水生生物及其使用功能国家定量水质基准》的标准版本。美国早在 1980 年发布了水环境中 64 种污染物的健康基准以及健康基准技术指南。随着后续的多次技术修订和方法的不断发展优化，于 2000 年又正式发布了新版的推导保护人体健康基准方法学的技术指南。在人体健康基准技术指南中，又包含了风险评估、暴露评估和生物累积评价这三个补充技术支持文件。到目前为止，美国环境保护局根据这两个主要的水质基准指南文件已颁布了 7 次国家基准推荐值。目前最新的为 2009 年国家推荐基准，共涉及 167 种污染物，包括 120 种优控污染物和 47 种非优控污染物，以及 23 个感官基准值，总共 190 项。

在国际水质基准的发展史上，美国制定水质基准的方法学是贯穿国内外水质基准发展的重要纽带，而要对当今最通用的物种敏感度分布法的雏形——毒性百分数排序法的理论和方法有一个全景式的了解，就不能不提到美国在 1985 年出版的《推导保护水生生物及其用途的国家定量水质基准技术指南》。该文件对于毒性百分数排序法的理论及推导方法进行了详尽的阐述，并依据该文件中水质基准推导的物种筛选原则，在附录中给出了毒性实验和生物富集实验中使用的北美常栖水生动物物种。科学评价污染物对生态和人体健康影响的保护人体健康水质基准方法学是美国环境保护局在《清洁水法》304（a）中所要求的方法学，反映了当时美国对水质基准相关学科的最新科学认识。该方法学是美国各州建立各自水质基准和水质标准的基础，也是确立污染物排放标准的理论依据。无论是对于专业研究者还是对此领域有兴趣的爱好者而言，本译著都像是一幅极其实用的详解地图，不仅标示出美国水质基准在整个国际发展史上的位置，更是勾勒出这一主导理论和方法的主要发展趋势。

随着国际水质基准科学的发展，我国也明显暴露出在水质基准研究方面的滞后和不足。中国地域宽广，生态系统差异性，同时发展阶段和产业结构与国外不同，处于重大污染事故的频发期。因此，迫切需要建立水质基准理论体系。而美国是较早开展水质基准研究的国家之一，中国应特别重视美国开展水质基准的发展动向和科学方法。为此，将美国制定水生生物基准和人体健康基准方法学的技术指南译为中文，期望成为建立中国水质基准的“他山之石”。

本书是美国环境保护局公开发表的 *Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and Their Uses* (1985), <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/aqlife/upload/85guidelines.pdf> 和 *Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health* (2000), http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2005_05_06_criteria_humanhealth_method_complete.pdf 两个方法学技术指南文件的中文译著, 旨在推动中国和国际环境基准和环境标准——特别是水质基准的交流和发展。

本书的翻译工作主要由吴丰昌和李会仙负责, 校对工作主要由孟伟完成。本书共分为两篇及两个参考附录。第一篇由李会仙、曹宇静和吴丰昌完成, 详细阐述了美国保护水生生物及其使用功能的国家定量水质基准推导的方法学指南, 给出了毒性百分数排序法推导水生生物基准的具体程序; 第二篇由李会仙、张瑞卿和吴丰昌完成, 详细阐述了当今美国保护人体健康水质基准推导的新理论和方法导则, 并对人体健康基准推导所涉及的风险评价、暴露评价和生物累积评价这三个方面的内容进行了详细的概述。

本书翻译准确、语言流畅, 内容丰富, 反映了当时国际环境科学的最新科研成果。因此是从事环境暴露、风险评估、毒理学、环境基准与标准、生物学、人体流行病学、生态学和环境管理等领域科研和管理人员的参考性资料。

感谢国家重点基础研究发展计划项目 (“973” 项目) “湖泊水环境质量演变与水环境基准研究” (2008CB418200) 和国家环保公益重大科研专项 “我国环境基准技术框架与典型案例预研究” (201009032) 等的资助。

编译作者

2011年2月28日

目 录

前言

第一篇 推导保护水生生物及其用途的国家 定量水质基准技术指南 (1985 年)

1 概述	3
2 引言	4
2.1 对关注物质的定义	10
2.2 数据的收集	11
2.3 必需的数据	11
2.4 最终急性值	13
2.5 最终急性等式	15
2.6 最终慢性值	16
2.7 最终慢性等式	19
2.8 最终植物值	20
2.9 最终残留值	21
2.10 其他数据	23
2.11 基准	23
2.12 最终审核	23

第二篇 推导保护人体健康水环境质量基准方法学 (2000 年)

1 引言	27
1.1 水质基准与标准	27
1.2 文件目的	27
1.3 水质基准方法学的由来	28
1.4 水质标准和水质基准的联系	29
1.5 修订水质基准的必要性	30
1.6 水质基准方法学修订总览	33
2 基准制定的方法学、风险描述以及其他问题说明	36
2.1 确定水质基准应保护的人口亚群	36
2.2 科学、科学政策以及风险管理	37
2.3 保护复合化学物质造成的多重暴露基准 (累积风险)	38
2.4 致癌风险范围	40

2.5	微生物水质基准·····	41
2.6	风险描述注意事项·····	42
2.7	不确定性讨论·····	43
2.8	其他考虑事项·····	45
3	风险评价·····	48
3.1	致癌效应·····	48
3.2	非致癌效应·····	58
4	暴露·····	67
4.1	暴露政策问题·····	67
4.2	非水源暴露·····	69
4.3	水质基准计算过程中所使用的暴露因子·····	78
5	生物累积·····	89
5.1	引言·····	89
5.2	定义·····	93
5.3	生物累积因子的推导程序·····	95
5.4	非离子有机化学物质的生物累积因子·····	98
5.5	离子有机化学物质的国家生物累积因子 ·····	124
5.6	无机和有机金属化学物质的国家生物累积因子 ·····	126
	参考文献·····	131
	附录 1 毒性实验和生物富集实验中使用的北美常栖水生动物物种 ·····	139
	附录 2 最终急性值的计算程序及结果举例 ·····	169
	缩略词·····	171

第一篇

推导保护水生生物及其用途的国家
定量水质基准技术指南（1985 年）

1 概 述

推导保护水生生物及其用途的国家水质基准值是一个复杂的过程（图 1），该过程涉及水生毒理学等许多领域的信息。若推导一种特殊物质的国家基准值，首先应收集该化学物质所有水生生物的毒性及生物富集的资料，审查其适用性并将它们分类整理。如果有足够关于水生动物急性毒性的数据，就可以估计出其 1h 最高平均浓度，且该浓度对水生生物及其用途没有造成不可接受的影响。若该浓度通过验证，那么该浓度就可作为水质特征，如 pH、盐度或硬度。同样，该物质的慢性毒性数据可用于估算四天的最高平均浓度，且该浓度长期暴露对水生动物没有造成不可接受的影响。如果合适的话，此浓度也可作为一个水质特征。

用水生植物的毒性数据来判断该物质浓度对水生动物造成的影响时，应保证该浓度也不会对植物造成不可接受的影响。用水生生物生物富集的数据来判断可食用物种体内的残留值是否符合美国食品药品监督管理局的限制，或者此残留值是否对食用该水生生物的野生生物造成危害。所有其他可获得的数据都要用来检测其在生物学上的不利影响。

若对相关资料全面审查后可获得足够的可靠数据，那么就可以推导出用于保护淡水、海水或两种水体中的水生生物及其用途的国家水质基准值，该基准浓度的短期高浓度暴露、长期低浓度暴露或者在这两种情况同时存在下都不会对水生生物造成不可接受的影响。

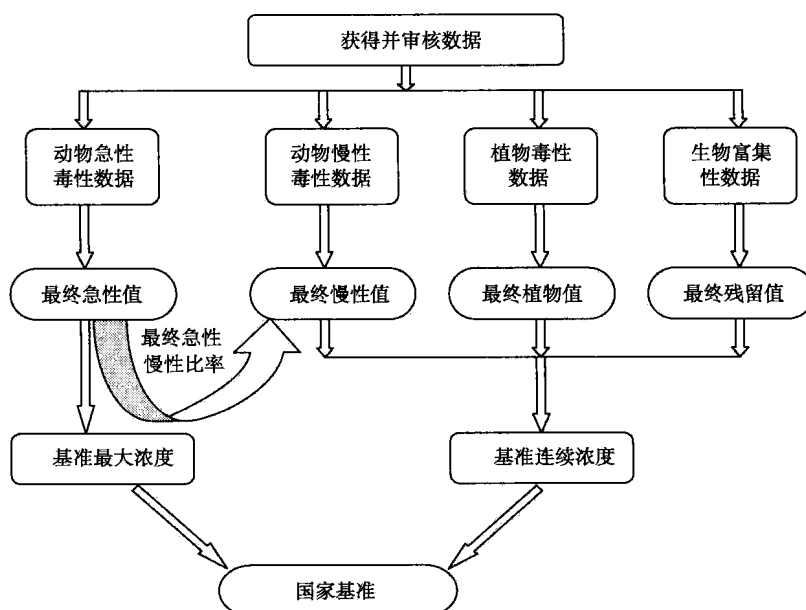


图 1 保护水生生物及其用途的水质基准值的推导

2 引 言

基准以数值表示最为普遍，若在没有数值且没必要使用数值的情况下，叙述性（如污染物不能以有害的浓度存在）及参数形式（如污染物的浓度不超过 96-hr LC_{50} 的 1/10）也可使用。如果可行，可在不同未受污染的淡水（或海水）水体中通过实地试验来确定某物质的淡水（或海水）的水生生物国家基准值。为了确定某种物质对水生生物及其用途不产生任何不可接受的长期或短期影响的最高浓度，就必须向每个水体中都加入不同浓度的该物质。高浓度的下限值就成为该物质的淡水（或海水）国家水生生物水质基准，除非这些低浓度值中的一个或多个为异常值。通过做这样的野外试验来推导水质基准是不可行的，为保护水生生物及其用途而推导的国家水质基准值的指南，它描述了一种客观的、内部一致的、恰当的并且可行的国家基准推导方法，目的是能够提出与上述不可行的野外试验方法相同的保护水平。

由于水生生态系统能够承受一定的压力及偶然出现的不利影响，因此保护所有时间和地点的所有生物并没有必要。如果可获得一个多类型、多功能群落的且大部分物种的可接受数据，那么除了被保护类别中的小部分外，除商业或者娱乐上重要的敏感物种外，都可能提供一个合理的保护水平。这一小部分设定在 0.05（5%）水平，因为其余部分会导致基准和计算出基准的几组数据相比起来太高或太低。使用 0.05 水平来计算最终急性值，并不意味着用受不利影响类别的比例就可以确定在野外情况下一个基准是太高、太低还是恰当。

确定由特殊水体推导的水质基准，或通过修订国家基准以反映当地情况（USEPA, 1983a, 1983b, 1985），基准的有效性，应当以“保护水生生物及其用途”的人为定义为基础，它考虑了野外监测项目的实效性和公众的关注。监测项目应在时间上和地点上都有很充足的采样点，且能够监测所有直接或间接的不可接受的改变。程序应充分监测公众所关注的物种，即淡水鱼类、海水鱼类和微型无脊椎动物。如果公众所关注的物种在合理费用下无法得到有效监测，那么就应该监测适当的替代种。替代物种的选择原则：①该物种是所监测物种的主要食物；②该物种与所监测物种食用同样的食物；③同时满足上述两种情况。即使替代物种主要的不利影响不会直接对公众关注的物种造成不可接受的影响，它也暗示了这种影响发生的概率很高。

为了便于公众接受及利于实地情形，保护水生生物及其用途应防止对以下物种产生长期和短期的不利影响：①在商业上、娱乐上或其他方面重要的物种；②江河、溪流中的鱼类和底栖无脊椎动物的群落；湖泊、水库、河口、海洋鱼类、底栖无脊椎动物和浮游动物的群落。其目的是监测出特定关注水体的不可接受影响，为此必须获得重要物种种群的足够时间和地点的必要样本量，以及涉及这些重要物种的数据。例如，对有残留限制的物质，应监测水生生物体内的该污染物浓度不超过美国食品药品监督管理局的管理水平，且味道没有受到影响以确保保护捕食这些物种的野生生物。监测程序应提供合理费

用下样本的类别和前面提到的组合的个体数量。那些被认为是不可接受的物种种类的减少或某个群落中个体数目的减少,应考虑水体及生物群落的特征。由于大部分监测项目仅能监测出 20% 以上的减少,所以任何在统计学意义上的减少都应该认为是不可接受的。大部分监测程序的不敏感性在很大程度上限制了其在研究基准有效性方面的使用,因为可能发生的不可接受影响没被检测出。因此,虽然有限的野外研究有时会显示基准保护不足,但是高质量的野外研究可以确保所得基准能充分地保护所关注对象。

如果水质基准的目的仅是保护商业和娱乐上的重要物种,那么为保护这些物种及其用途免受污染物的直接不利影响而推导的基准,在大多数情况下,也能保护这些物种免受间接的不利影响,这是由于该污染物对生态系统中其他物种存在影响。例如,在大多数情况下,食物链会比重要物种及它们的功能更具有抵抗力,或者这些重要物种和它们的食物链能够相互适应来抵御污染物对食物链某些部分的影响。

国家基准指南在理论上已有很大的进展:实验室对某个物种的影响也会出现在有类似情况的相同野生物种上。除其中一小部分极不典型的物种外,应考虑所有北美洲的水体和常栖水生物种及其用途,如大盐湖的咸水虾和苏必利尔湖的湖鳟亚种,它们肌肉中的脂肪含量高达 67%。如果要推导大盐湖和苏必利尔湖的水质基准,需要分别考虑咸水虾和湖鳟。

依据国家指南推导的水质基准值通常有两种表达形式,而不是传统的一个数值,因此该基准能更精确地反映毒理效应和实际情况。如果推导正确并使用得当,最大浓度和连续浓度两者可共同给水生生物及其用途提供适当程度的保护,使水生生物免受急性和慢性毒性的影响及生物富集的影响,为了提供同样程度的保护该基准不像单数值基准那么严格。

由指南推导的基准有利于水质标准、混合区域标准和控制污染物排放标准等的发展。然而,这些标准的发展还要考虑诸如社会、法律、经济、水文等因素,该物质的环境行为和分析化学特性,室内数据到野外数据的外推,以及可获得数据的物种与所关注水体中物种间的关系。标准发展中的一个中间环节就是通过修订国家基准来推导具有地方特征的特定区域基准,如水质、温度或者生态学上的重要物种的基准(USEPA, 1983a, 1983b, 1985)。另外,如果有足够关于污染物对所关注物种及其用途影响的资料,经过适当的修订,这些国家基准可用于推导适用于特定区域、特定水体(如大盐湖)或相似水体的基准。

基准应提供合理并充分的保护,该保护只有极小的概率是过保护或保护不足。国家基准要想提供最适宜的保护,仅利用可获得的数据远远不够,只有在获得足够可靠的数据来提供合理的置信度时,才能推导出适宜的基准。因此,国家指南提出推导标准值所需要的特定数据。如果所要求的数据不能获得,就不能推导出基准。另外,即便可以获得所要求的数据也不能确保可推导出基准。

通常认为国家基准是建立在设定“最坏情形”的基础之上,考虑了特定地方特征且可提高基准值的可信度。例如,如果水体中污染物的浓度低于国家基准的话,那么不可接受的影响就不会出现,且不用再推导特定地区的基准值。反之,则需要推导特定区域的基准。为了防止国家基准“最坏情形”的假设对大多数水体保护不足的情况出现,国

家基准应能够保护所有的或近乎所有的水体。因此,如果各水体及其中的生物群落对某种污染物的敏感性差异很大的话,国家基准至少应在某种程度上过保护大部分水体。否则,①要求制定特定地区基准,即使其要远远低于国家基准;②设定的最坏情形对大量水体保护不足。另外,国家基准也可能对水体的某部分保护不足。

有两个因素可能导致国家基准和特定区域基准有很大差异:物种和水体特性的不同。为确保国家基准的适度保护,国家基准要求的数据应包含对很多污染物都敏感的物种,并且应采用颗粒物和有机物含量低的水体试验为基础。因此,由国家基准推导的特定地区基准都考虑这两个因素以确保国家基准的适度保护。

另外,有些地方可能要求特定地区基准低于国家基准。某些未经测试的地方重要物种可能对所关注的物质非常敏感,而且地方水质可能不会降低这种物质的毒性。野生水生生物可能会受到疾病、寄生虫、捕食者、其他污染物等的影响或者没有足够的食物,并且受到水流的波动及水流的极端情况、水质及温度的影响。而且,某些物质可能会降解为毒性更大的物质,或者有些重要的生物群落功能或物种间的相互作用可能会受到低于作用于单个物种的浓度所产生的不利影响。

要想在实际情况中达到目标保护水平,基准的使用应该和基准的推导方法相一致。尽管保护水生生物水质基准的推导受到毒性实验和生物富集实验方法的限制,但仍有许多不同的推导、表达和使用基准的方法。应以最好的方式利用可获得有关毒性和生物富集的数据来推导和描述基准,且基准的使用应用来保护水生生物及其用途。

确定描述基准的最好方法,是可以把在大多数毒性和生物富集试验中使用的近似恒定的浓度和现实中变化的浓度联系起来。然而,把基准描述为一个在何时何地都不能被超过的数值是不可能的,因为如果有的话也只有极少数人会按照字面意思理解基准,且只有极少数的毒理学家会赞同字面上的解释。与其试图重新解释一个既不实用也无效的基准,还不如探索更为恰当的方法来陈述基准。

尽管某些物质可能没有列出阈值,但是多数物质都有阈值。对任何一种有阈值的物质,除必须的微量营养物浓度极低的情况外,持续暴露在阈值以下的任何浓度都不会对水生生物及其用途产生不可接受的影响。然而,重要的是要注意这是不可接受影响的阈值,并不是不利影响的阈值。不利影响,例如,在商业或者娱乐上重要物种的生存、生长或繁殖的微小下降,都有可能阈值甚至低于阈值浓度的情况下发生。基准连续浓度(Criteria Continuous Concentration, CCC)试图作为不可接受影响阈值的一个估算。如果保持连续暴露,任何超过 CCC 都会产生不可接受的影响。另一方面,如果:①适当地限制超过 CCC 的偏离幅度和持续时间;②存在浓度低于 CCC 的补偿时间,水体中的某种污染物在其浓度高于 CCC 时也不会产生不可接受的影响,超过 CCC 的浓度越高,它能够忍受的时间就越短。而是否存在一个可以即时或可忍受一分钟的浓度上限不重要,因为混合区外的浓度在如此短的时间内很少发生巨大变化。

解决上述①和②的较好方法之一是求浓度对时间的积分,应该考虑吸收量、净化速率以及生物体的迁移等。目前该方法不可行,因此需要一种近似的方法使得平均浓度不超过 CCC。计算平均浓度时应使用算术平均值而不是几何平均值(Hodson, 1983)。如果选择了一个恰当的平均时间,那么高于 CCC 的幅度和持续时间将会受限,而且要求

有浓度低于 CCC 的适当的补偿时间。

上文提到的方法中涉及的吸收和净化速率将决定有效平均时间,但对于任何一种特定的污染物,该速率很可能随着物种的不同而不同。因此,这种方法不可能对如何选择合适的平均时间提供明确的答案。另一个方法是考虑平均时间的目的是允许存在高于 CCC 的波动浓度,当且仅当允许的波动浓度不会产生比持续暴露于 CCC 下更多的不利影响。例如,如果 CCC 引起虹鳟的生长率下降了 10%,或者牡蛎的存活率下降了 13%,或者小口黑鲈的繁殖率下降了 7%,那么平均时间的目的是允许有超过 CCC 的浓度,当且仅当在这些浓度下总的暴露不会产生比持续暴露于 CCC 下更多的不利影响。

即使仅有少量的实验比较了暴露在恒定浓度下所产生的影响与暴露在同样平均浓度的波动浓度和恒定浓度的影响,几乎所有的实验都表明大幅波动会增加不利影响(Hodson, 1983; Ingersoll and Winner, 1982)。因此,如果平均周期不允许增加不利影响,那么它也不允许大幅波动。糠虾、水蚤的生命周期试验和温水鱼类的生命早期阶段的实验通常持续 20~30 天。实验期间的平均时间将允许波动的最坏可能性,并允许增加可能的不利影响。

CCC 采用 4 天的平均时间有两个原因。首先,影响明显小于 20~30 天暴露的不可接受影响;其次,对某些物种来说,慢性实验结果是由于实验期间其生命敏感阶段的存在(Horning and Neiheisel, 1979),而不是由于污染物对生物的长期胁迫或累积造成的。敏感生命阶段的存在很可能是急性-慢性比率远远小于 1 的原因,且当此比率远远大于 1 时也可能存在敏感生命阶段。另外,某些实验得出的急性-慢性比率略小于 1,很可能是因为慢性实验的预暴露增加了敏感生命阶段的抵抗力(Chapman, 1982)。4 天的平均时间通过限制高于 CCC 的超标浓度的持续期和幅度来抵御增加的不利影响。

适用于解释 CCC 的这种考虑也同样适用于基准最大浓度(Criteria Maximum Concentration, CMC)。对于 CMC,平均时间应远远低于以它为基础的实验时间,即要远远小于 48~96h。1h 可能是比较适宜的平均时间,因为高浓度的某些污染物可在 1~3h 内将生物致死。即便生物在 1h 左右没有死亡,也不能确定由于 1h 暴露的延时效应将会有多少生物死亡。因此,允许高于 CMC 的存在长达 1h 是不恰当的。

国家基准平均时间的持续时间足够短以限制废水中的污染物浓度在允许的范围内波动,并且限制了废水中污染物持续超过基准浓度的时间。描述基准时应明确指出 4 天平均浓度不超过 CCC 且 1h 平均浓度不超过 CMC。然而,基准最重要的用途之一就是设计污水处理设施。设施的设计基于概率并不可能是零概率。因此,重要的设计参数之一就是超过 4 天或 1h 平均浓度的概率,换句话说,就是允许超标浓度的频率。

允许超标浓度的频率应以生态系统的恢复能力为基础,部分取决于超标浓度的幅度和持续时间。重要的是要意识到泄露以及类似重大事故而引起的高浓度并不是这里所指的“超标浓度”,因为其并不属于污水处理设施正常运行的设计部分。相反,超标浓度是环境浓度分配中的极端值,并且这种分配是由排水和进水的差异以及排水和上游水中所关注的物质浓度正常变化的结果。由于超标浓度是正常变化的结果,所以大多数超标浓度很小且超标浓度大于 2 倍的情况比较罕见。另外,由于超标浓度由不规则变化引起,因而它们在空间上分布不均匀。事实上,由于接收水体有一年和多年周期,而且很

多处理设施也有天、周、年周期，所以超标浓度常成组出现，而不是空间平均分布或随机分布。如果进水量远远大于出水量，那么正常变化和流量循环将导致环境浓度低于 CCC，偶尔也会接近 CCC，很少会高于 CCC。另外，如果出水量远远大于进水量，那么大部分时间环境浓度可能会接近且很少超过 CCC，超标浓度呈随机分布。

生态系统的恢复能力有很大差异，其取决于污染物、超标浓度的幅度和持续时间以及生态系统的物理学和生物学特性。关于生态系统恢复方面的文献很少，但有的生态系统 6 周就可以从很小的压力中恢复，而其他生态系统则需要 10 年以上才能从严重的胁迫中恢复（USEPA，1985）。尽管预期的大多数超标浓度都很小，但大的超标浓度偶尔也会发生。大多数生态系统可在大约 3 年的时间内从多数超标浓度中恢复。因此，故意将由 CCC 引起的压力设计为平均每 3 年以上发生一次是不合理的，正如要求这些压力平均每 5 年或 10 年发生一次也不合理。

如果水体除所关注的超标浓度外没有其他人为压力的影响，并且超标浓度等于 2 倍的情况也比较罕见，那么认为大多数水体能够承受平均 3 年一次的超标浓度似乎是合理的。在超标浓度成组出现时，个别的超标浓度可能每一年或两年发生一次，但是也会出现 10~20 年都不会出现超标浓度且浓度在多数情况下都远远低于 CCC 的情况。浓度经常接近 CCC 并且超标浓度随机分布，一些不利影响会有规律地发生，并且小的额外的不可接受影响大约每 3 年会发生一次。空间分布均匀以及成组出现的超标浓度其长期的生态后果未知，但由于大多数超标浓度都非常小，因此这种长期的后果在很长一段时间内应该差异不大。

出于上述的考虑可将基准描述为频率-强度-持续时间，这种形式通常用来描述降雨、降雪和河流。例如，平均每周有多少次 10cm 以上的降雨？频率（或平均重现间隔）、强度（浓度）和持续时间（平均时间）的选择适用于国家基准。任何时候只要经过充分证明，国家基准可用特定地区基准替代（USEPA，1983a），特定地区基准不仅包括特定地区的基准浓度（USEPA，1983b），而且还包括平均持续时间和该地区允许的超标浓度的频率（USEPA，1985）。

基准中规定的浓度、持续时间和频率以生物学、生态学、毒理学数据为基础，而且通过它们来保护水生生物及其用途免受不可接受的影响。污水处理设施使用的基准要求选择一个适宜的污染物负荷分配模型。在应用水质基准时，最好是用动力学模型，在某些情况下可用稳态模型来代替动力学模型。不论使用什么模型，要想提供目标保护水平就必须准确地应用平均持续时间和允许超标浓度的频率。例如，基准的频率是指小概率事件在很长一段时间内的平均频率（超标浓度）。然而，有些学科中的频率常常是指小概率事件发生年份平均频率的代名词，而没有考虑多发年份中每年发生的事件次数。事件频率和年度频率的差异对那些小概率事件的发生非常重要，例如，超标浓度在多发的年份内趋向成组出现在不同年份内发生的小概率事件，这两种情况下计算的频率相同，因为事件发生的频率和事故多发年份的频率是相同的。

淡水和海水的基本化学组成不同，并且淡水和海水（如河口和海洋）中的物种很少同时栖息在同一水体中，所以国家指南提供了两种不同水体基准的推导过程。对某些污染物来说，可能无法获得足够的数据来推导其中一种或两种水体的基准。尽管在两种水

体中的绝对毒性可能不同,但这两种水体中的一些相对数据,如急性-慢性比率和生物富集因子常常是相似的。已获得数据显示此比率和系数相似时,可互换使用。

基准中预期的物质依据特定的化合物或离子定义,或依据一组密切相关的化合物或离子定义,但它也有可能依据污水定义。如果可以获得指南的基础数据,国家指南可用来推导温度、溶解氧、悬浮固体和 pH 等的基准。

制定一种物质的国家水质基准时可用到国家指南,因为指南并没有说明做出此决定的基本原理。如果某种物质对水生生物及其用途潜在的不利影响可作为是否要制定国家基准的基础时,指南将有助于收集和解释其相关数据。诸如挥发性等特性可能会影响化学物质在水环境中的归趋,也可决定是否为其制定基准。例如,对于在水中极易挥发和降解的物质来说,可能不需要制定水生生物基准。尽管这些特性会影响到物质从排放点通过允许的混合区到达水体中某个区域的量,也关系到水体中受影响区域的大小,但是这些特性却对受影响区域中水生生物可承受该物质的量没有影响。

现在的版本与先前的版本相比,它提供了说明、额外的细节以及技术和编辑上的改变。这些修订依据之前的版本和草稿中的评论(USEPA, 1984),美国环境保护局在执行之前版本和草稿中所获得的经验,以及水生毒理学和相关领域的发展。现已证实的新概念和数据的有效性,将会融入以后的版本中。此版本的国家指南中融入的技术改变主要有:

(1) 改变了对淡水动物急性数据的要求以便包含更多无脊椎物种实验。无脊椎物种在分类、功能、毒理学以及多样性等方面要远远大于脊椎物种,并应体现在数据中;

(2) 对鱼类来说,应用不能移动鱼的以及死亡鱼的百分比基础上建立的 96hr EC_{50} 替代 96hr LC_{50} ; 其他类似物种的 EC_{50} 也可用来替代 LC_{50} 。在此定义的 EC_{50} 比 LC_{50} 能更好地反映物质对受试物种产生所有严重的急性不利影响。在不严重基础上建立的 EC_{50} , 诸如贝类沉积作用的下降和生长的下降,不用于计算最终急性值;

(3) 现定义的最终急性值是依据属平均急性值而不是物种的。属平均急性值是所有可获得属的物种平均急性值的几何平均。一般说来,同一属的物种比不同属的物种在毒理学上更为相似,而且属平均急性值的使用可预防由于一个或几个属中的物种过多而出现偏离数据;

(4) 最终急性值可通过一种方法计算(Erichkon and Stephan, 1985),与先前方法不同的是此方法不会受偏差和反常行为的影响。且该方法受极低值的影响也比较小,因为它给这四个值赋予了一样的权重,该方法为 0.05 的累积概率提供了大部分信息。这四个值具有绝对的权重,但其他值对最终急性值也有很大影响(见附录 2 中的例子);

(5) 对水生植物实验结果的要求更为严格;

(6) 现基准最大浓度等于最终急性值的一半。基准最大浓度的目标是保护 95% 除在商业或娱乐上重要的敏感物种外由不同属组成的群落,然而,如果一个浓度严重危害第 5 百分位的 50% 或 50% 的重要敏感物种,那么此浓度就不能保护这个百分位和此物种。用最终急性值除以 2 是为了获得一个不会对太多生物产生严重不利影响的浓度;

(7) 为了能够更精确的反映毒理学数据,称基准值中较低的那个值为基准连续浓度,而不是基准平均浓度;

(8) 对基准的叙述作了改变：①水生生物及其用途可以承受的允许超标浓度的持续时间和频率；②确定在何种特殊情况下需要制定特定区域基准。

另外，附录 1 有助于判断受试物种是否为北美常栖种以及它在分类学上的类别。附录 2 阐明了最终急性值的计算。

国家指南中的指导有所增加，但大部分只是定性而不是定量的。为了推导保护水生生物及其用途的水质基准还需大量的评价。另外，尽管现有的国家指南试图涵盖先前版本在使用方面提出的所有主要问题，但它并不能涵盖将来可能发生的所有情况。所有必要的决策都应针对水生毒理学知识和国家指南有深入了解，并与国家指南精神保持一致，即有效利用可获得数据以推导最适宜的基准。不论何时，当有充足的科学证据显示使用该国家指南制定的基准导致对水生生物及其用途严重过保护或保护不足时，就应该对其修订。保护水生生物及其用途的国家水质基准值的推导是一个复杂的过程，并涉及水生毒理学等许多领域的信息，基于国家指南的任何推导都应该经过仔细考虑，以确保它和指南的其他部分相一致。

2.1 对关注物质的定义

(1) 在大多数自然水体中，除那些在结构上相似的有机化合物以外，不能完全电离的单独化合物都可认为是单质，这些化合物仅以大量不同化合物组成的工业混合物的形式存在，并具有明显的生物、化学、物理以及毒理学的相似性。

(2) 对于那些在大多数自然水体中都能完全电离的化合物（如苯酚和有机酸、苯酚和有机酸盐，以及大多数无机盐和金属配位络合物），在化学平衡时所有的形式通常认为是一种物质。金属的不同氧化态和非电离形式的共价有机金属化合物都是一种单质。

(3) 物质的定义应该包含人为的分析成分。对物质的简单确定，如“钠”很明显指的是“总钠”，但却留有余地。如果意思是“总的”，那就应该明确说明。尽管对于“总的”有不同的人为定义，但在某些定义中不必测定所有样品中“所有存在的钠”。因此，有必要提到或者描述所指的分析方法。人为分析成分应考虑物质的分析化学和环境化学特性，也应考虑是否要求对实验室测试、环境水体和排水中都使用相同的分析方法，也需考虑各种各样的实际情况，诸如劳动和设备要求以及所使用方法是否要求野外检测或者样品是否可被运到实验室后再测定。

人为分析成分最主要的是它适用于受纳水体中的样本，它与可获得毒性数据和生物富集数据相一致，并且不能做出太过猜想的外推，而且它很少导致对水生生物及其用途的过保护或保护不足。获得一个理想的分析检测方法很难，所以通常使用的都是折中的检测法。折中法必须和总的方法相适应，即如果环境浓度低于国家基准，不会发生不可接受的影响，即在检测地表水体时确保这种折中法不能误入保护不足的情况。由于排水口的化学和物理特性通常和受纳水体的差异很大，所以适合于排水口的分析方法可能不适合受纳水体的分析，反之亦然。如果由出水口测得的浓度计算的环境浓度高于国家基准，一个额外的选择是：检测经受纳水体稀释后的浓度，以便判断在经过诸如络合作用和吸附作用等现象后所测的浓度是否有所降低。当然，进一步的选择就是推导一个特定