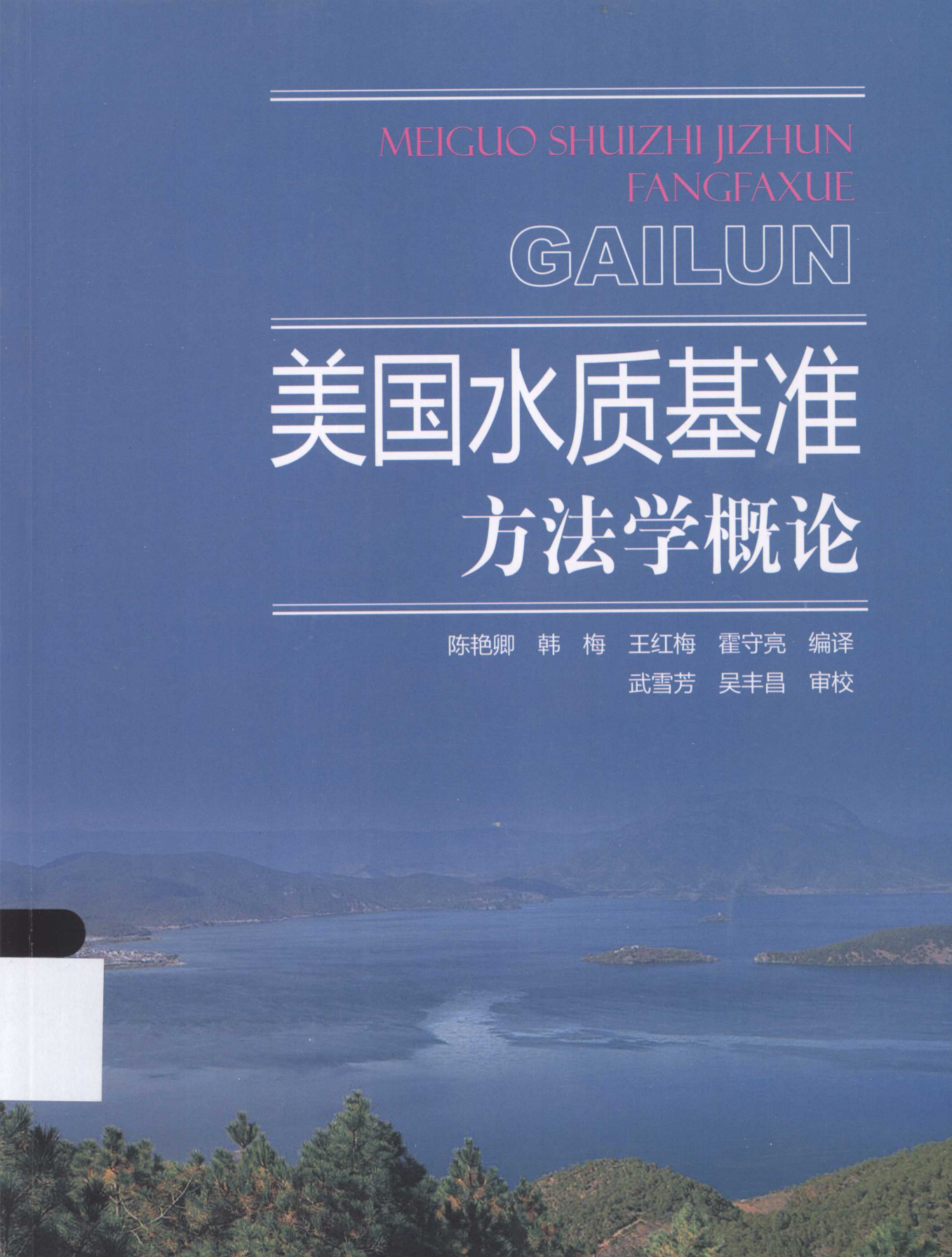

MEIGUO SHUIZHI JIZHUN
FANGFAXUE

GAILUN

美国水质基准 方法学概论

陈艳卿 韩 梅 王红梅 霍守亮 编译
武雪芳 吴丰昌 审校



中国环境出版社

014037587

X-651
04

美国水质基准方法学概论

陈艳卿 韩梅 王红梅 霍守亮 编译

武雪芳 吴丰昌 审校



中国环境出版社·北京



北航

C1725666

X-651
04

782780110

图书在版编目 (CIP) 数据

美国水质基准方法学概论 / 陈艳卿等编译; 武雪芳, 吴丰昌审校. —北京: 中国环境出版社, 2013.10
ISBN 978-7-5111-1566-9

I. ①美… II. ①陈…②武…③吴… III. ①水质标准—美国 IV. ①X-651

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2013) 第 215155 号

出版人 王新程
责任编辑 张维平 宋慧敏
封面设计 金 喆

出版发行 中国环境出版社
(100062 北京市东城区广渠门内大街 16 号)
网 址: <http://www.cesp.com.cn>
电子邮箱: bjgl@cesp.com.cn
联系电话: 010-67112765 (编辑管理部)
010-67112738 (管理图书出版中心)
发行热线: 010-67125803, 010-67113405 (传真)

印 刷 北京市联华印刷厂
经 销 各地新华书店
版 次 2014 年 2 月第 1 版
印 次 2014 年 2 月第 1 次印刷
开 本 787×1092 1/16
印 张 27.5
字 数 600 千字
定 价 98.00 元

【版权所有。未经许可请勿翻印、转载，侵权必究】

如有缺页、破损、倒装等印装质量问题，请寄回本社更换

前 言

水质基准是制定水质标准的基础和科学依据，是水环境保护和科学管理工作的基石。根据毒理学数据研究和制定水质基准，对于控制进入水环境的化学物质、维持良好的生态环境、保护生物多样性及整个生态系统的结构和功能具有重要意义。

如何借鉴国外的水质基准研究成果，科学地制定我国的水质基准是个值得探讨的问题。与欧美等发达国家相比，我国的水质基准研究相对滞后，尚未形成系统的理论基础与技术方法体系。

国际上系统开展水质基准的研究工作始于 20 世纪初期，美国是最早开展水质基准系统研究的国家之一。美国不制定全国统一的环境水质标准，而由美国国家环境保护局按照《清洁水法》的要求，负责制定并不断地修订水质基准，作为各州制定水质标准的科学依据。各州根据水域功能的特点，采纳相应的水质基准作为水体的水质标准。

经过多年的研究和不断的修订，美国国家环境保护局相继发布了一系列水质基准文件，形成了比较规范完整的水质基准制定方法，值得我国研究和借鉴。美国国家环境保护局 1985 年发布了《推导保护水生生物及其用途的国家数值水质基准技术指南》，2000 年起陆续发布了《推导保护人体健康水质基准方法学》及其 3 个配套技术支持文件：风险评价、国家生物累积系数的推导和特定地点生物累积系数的推导。

《推导保护水生生物及其用途的国家数值水质基准技术指南》目的在于指导制定并随时修订水质基准，使其准确地反映最新的科学知识，以防止污染物对重要的商业和娱乐业水生生物以及其他的重要物种（如河流、湖泊中的鱼类、底栖无脊椎动物和浮游生物）造成不可接受的长期和短期的影响。

《推导保护人体健康水质基准方法学》根据《清洁水法》第 304 (a) 条款提出了美国国家环境保护局在推导保护人体健康的国家环境水质基准方面所采取的技术指导和步骤，以指导各州和授权部落制定各自的水质基准。《推导保护人体健康水质基准方法学（2000 年）技术支持文件第 1 卷：风险评价》提供了有关 2000 年人体健康方法学中介绍的推导环境水质基准过程中所用到的风险评价的原则和建议的技术详情，同时也包括了解释美国国家环境保护局采用新的风险评价指南背后的思考过程的解说性案例。《推导保护人体健康水质基准方法学（2000 年）技术支持文件第 2 卷：国家生物累积系数的推导》旨在为制

定美国人通常食用的不同营养级鱼类和贝类的国家生物累积系数方法提供技术依据, 讨论这一方法的基本假设和内在不确定性, 提供应用 2000 年人体健康方法学来确定生物累积系数的更多详细信息。

本书是美国国家环境保护局公开发布的下列 4 个水质基准方法学技术文件的中文编译本, 旨在推动我国水质基准方法学的建立与发展, 为我国开展水质基准研究工作提供技术支持:

(1) *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>;

(2) *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_human_health_method_complete.pdf;

(3) *Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health (2000) Technical Support Document Volume 1: Risk Assessment*, http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/health/methodology/upload/2005_05_06_criteria_human_health_method_supportdoc.pdf;

(4) *Methodology for Deriving Ambient Water Quality Criteria for the Protection of Human Health (2000) Technical Support Document Volume 2: Development of National Bioaccumulation Factors*, http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/upload/2005_05_06_criteria_humanhealth_method_tsdvol2.pdf.

本书的编译工作主要由陈艳卿、韩梅、王红梅、霍守亮完成, 审校工作由武雪芳、吴丰昌完成。在本书的编译过程中, 苏婧、徐顺清、陈冠益、夏训峰、纪丹凤、何卓识、金小伟、刘琰、赵兴茹、王海燕、王宗爽、李晓倩、黄翠芳、季文佳、李琴、车飞、徐舒、王晟、陈奇、牛蒙、晁逢宇、张靖天等给予了很多支持, 在此表示深深的感谢。

感谢国家重点基础研究发展计划项目(973项目)(2008CB418200)、国家环保公益性行业科研专项(200709038)和国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07106-001、2011ZX07101-002)等的资助。

编译者

2013年4月22日

目 录

第 1 篇 推导保护水生生物及其用途的国家数值水质基准技术指南

1 概述	3
2 引言	4
3 对关注物质的定义	11
4 数据的收集	12
5 数据需求	13
6 最终急性值	15
7 最终急性方程	17
8 最终慢性值	19
9 最终慢性方程	22
10 最终植物值	24
11 最终残留值	24
12 其他数据	26
13 基准	27
14 最终审查	27
15 参考文献	28
附录 1 毒性试验和生物富集试验中采用的北美常栖水生动物物种	31
附录 2 最终急性值的计算程序与结果示例	63

第 2 篇 推导保护人体健康水质基准方法学 (2000 年)

1 引言	67
1.1 水质基准与水质标准	67
1.2 本文件的目的	67
1.3 环境水质基准 (AWQC) 方法学的历史	68
1.4 水质标准与环境水质基准的关系	69
1.5 修订环境水质基准方法学的必要性	70

1.6	环境水质基准方法学修订概况	73
1.7	参考文献	77
2	基准制定方法学、风险特征描述以及其他事项的说明	78
2.1	确定环境水质基准应保护的人类亚群	78
2.2	科学、科学政策与风险管理	80
2.3	建立基准免受多种化学物质的多重暴露（累积风险）	81
2.4	致癌风险范围	83
2.5	微生物环境水质基准	84
2.6	风险特征描述的考虑事项	85
2.7	不确定性系数的讨论	86
2.8	其他考虑事项	88
2.9	参考文献	91
3	风险评价	92
3.1	致癌效应	92
3.2	非致癌效应	104
4	暴露	117
4.1	暴露政策问题	117
4.2	在制定环境水质基准时对非水源暴露的考虑	119
4.3	环境水质基准计算过程中所采用的暴露系数	130
4.4	参考文献	141
5	生物累积	142
5.1	引言	142
5.2	定义	147
5.3	国家生物累积系数的确定框架	150
5.4	非离子性有机化学物质的国家生物累积系数	154
5.5	离子性有机化学物质的国家生物累积系数	183
5.6	无机物和有机金属化学物质的国家生物累积系数	185
5.7	参考文献	191

第3篇 推导保护人体健康水质基准方法学（2000年）技术支持文件

第1卷：风险评价

1	引言	197
1.1	背景	197
1.2	修订《1980年人体健康方法学》以推导环境水质基准的必要性	198

1.3	本文件的目的	199
1.4	基准公式	199
1.5	参考文献	200
2	致癌效应	201
2.1	1986 年 EPA 致癌物质风险评价指南	202
2.2	EPA 致癌物质风险评价指南的修订	203
2.3	依据修订的致癌物质风险评价指南推导环境水质基准的方法学描述	205
2.4	案例研究 (化合物 Z, 一种啮齿类动物膀胱致癌物质)	214
2.5	参考文献	219
3	非致癌效应	221
3.1	引言	221
3.2	危害识别	222
3.3	剂量-效应评价	223
3.4	选择临界数据	223
3.5	用 NOAEL/LOAEL 法推导参考剂量	224
3.6	用基准剂量法推导参考剂量	230
3.7	分类回归法	240
3.8	慢性、实际的无阈值影响	241
3.9	急性、短期影响	242
3.10	混合物	242
3.11	参考文献	243
附录 A	案例研究示例 化合物 Z 的危害评价	247
附录 B	案例研究示例 作用模式评价: 化合物 Z (膀胱肿瘤)	249
附录 C	评价用于推导参考剂量的数据集的质量	257

第 4 篇 推导保护人体健康水质基准方法学 (2000 年) 技术支持文件

第 2 卷: 国家生物累积系数的推导

1	引言	265
1.1	目的	266
1.2	范围	266
1.3	生物累积和生物富集的重要概念	267
2	定义	269
2.1	生物累积	269
2.2	生物富集	271

2.3 其他术语	273
3 国家生物累积系数方法概述	275
3.1 4 种生物累积系数方法概要	277
3.2 国家生物累积系数推导框架	279
4 脂质标准化、生物有效性和生物放大作用的背景信息	285
4.1 脂质标准化	285
4.2 水中自由溶解态化学物质浓度标准化的技术基础	288
4.3 沉积物-水相浓度商 (Π_{socw}) 的重要性	302
4.4 食物链倍增系数的推导与应用	305
5 运用 4 种方法计算非离子性有机化学物质的基线生物累积系数	323
5.1 方法 1: 用总生物累积系数 (BAF_T) 推导基线生物累积系数	323
5.2 方法 2: 用生物-沉积物累积系数推导基线生物累积系数	330
5.3 方法 3: 用实验室测定的生物富集系数和食物链倍增系数推导基线 生物累积系数	339
5.4 方法 4: 用辛醇-水分配系数与食物链倍增系数推导基线生物累积系数	342
6 非离子性有机化学物质的国家生物累积系数的推导	347
6.1 选择最终基线生物累积系数	348
6.2 普遍食用的鱼类和贝类的国家默认脂质分数的技术依据	354
6.3 溶解性有机碳和颗粒性有机碳国家默认值的技术依据	379
7 生物累积系数计算示例	391
7.1 示例 1: 用野外测定的生物累积系数 (总生物累积系数) 计算国家生物 累积系数 (方法 1)	391
7.2 示例 2: 用野外测定的生物-沉积物累积系数计算国家生物累积系数 (方法 2)	393
7.3 示例 3: 用总生物富集系数和食物链倍增系数计算化学物质的国家生物 累积系数 (方法 3)	396
7.4 示例 4: 用辛醇-水分配系数和食物链倍增系数计算化学物质的国家生物 累积系数 (方法 4)	398
8 参考文献	399
附录 A 有机化学物质生物富集与生物累积基础公式推导	410
附录 B $\lg K_{\text{ow}}$ 值 > 5 的化合物的辛醇-水分配系数的确定方法	417
附件 I 测定与估算 K_{ow} 值的评价指南	422
附件 II 从分子片段估算 K_{ow} 值	426
缩略词	428

第 1 篇

推导保护水生生物及其用途的国家数值
水质基准技术指南

1 概述

推导保护水生生物及其用途的国家数值水质基准是一个复杂的过程（图 1-1-1），该过程需应用水生毒理学等许多领域的信息。在确定要制定某一特定物质的国家基准之后，就要收集该化学物质对水生生物的毒性及其生物累积的所有可利用数据，审查其适用性并将其进行分类。在水生生物急性毒性数据充分已知的情况下，可以运用这些数据来估算不会对水生生物及其用途产生不可接受的影响的最高 1 h 平均浓度。如果估算正确，则这个浓度会随着酸碱度、盐度、硬度等水质特性参数的变化而改变。同样，可运用该化学物质对水生动物的慢性毒性数据来估算在长期暴露中不会产生不可接受的影响的最高 4 d 平均浓度。如果估算恰当，这个浓度同样会与水质特性参数相关。

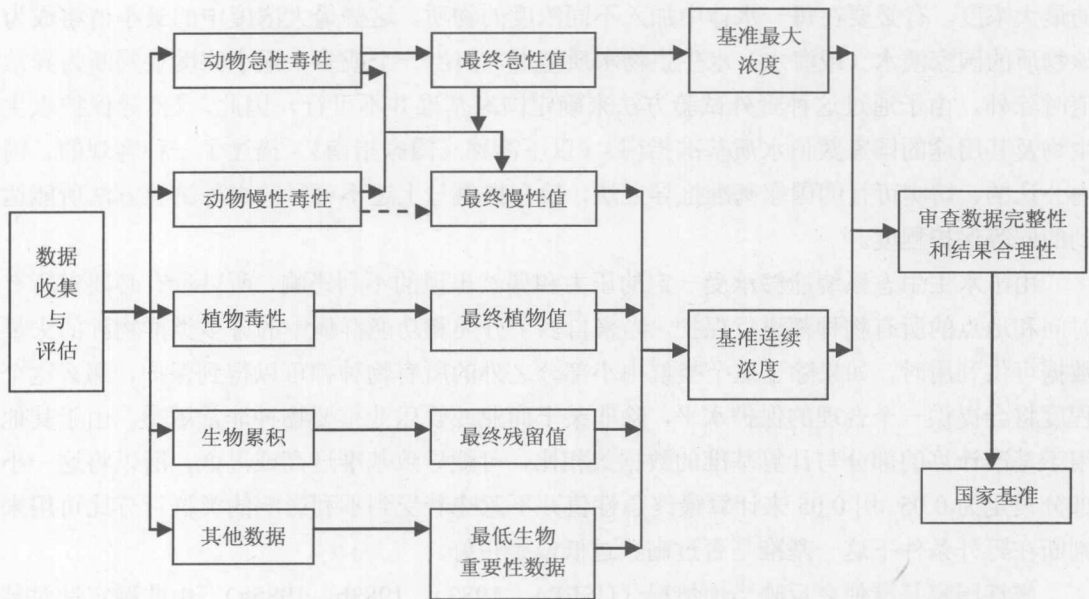


图 1-1-1 推导保护水生生物及其用途的国家数值水质基准

对水生植物的毒性数据进行审查，以确定不会对动物产生不可接受的影响的浓度是否有可能对植物产生不可接受的影响。运用水生生物的生物累积数据来确定残留物是否会使可食物种受到美国食品药品监督管理局（Food and Drug Administration, FDA）的限制，或者残留物是否会对野生的水生生物捕食者产生有害影响。对所有可能产生具有生物重要性的不利影响的其他可用数据进行审查。

如果对相关信息进行彻底审查的结果表明可供利用的数据是充足的、合格的,则可对淡水、海水或两者的国家数值水质基准进行推导,从而使水生生物及其用途免受短期较高浓度暴露造成的不可接受影响、长期较低浓度暴露造成的不可接受影响以及两者的综合影响。

2 引言

在几种可能的基准形式中,数值基准是最常见的一种形式,但如果无法获得数值基准或数值基准不够理想,则可以采用描述形式(例如,污染物不得以有害浓度存在)和运算形式(例如,污染物浓度不得超过 96 h LC₅₀ 的 1/10)。如果可行的话,则应通过在各种各样的未受污染的淡水(或海水)中进行野外试验来确定一种物质的国家淡水(或海水)数值水生生物基准。为了确定对水生生物及其用途不会产生任何不可接受的长期或短期效应的最大浓度,有必要在每一水体中加入不同浓度的物质。这些最大浓度中的最小值将成为该物质的国家淡水(或海水)水生生物水质基准,但当一或多个最小浓度被判断为异常值时除外。由于通过这种野外试验方法来确定国家基准并不可行,因此,《推导保护水生生物及其用途的国家数值水质基准指南》(以下简称《国家指南》)描述了一种客观的、国内公认的、切实可行的国家基准推导方法,旨在提供与上述不可行的野外试验方法所能达到的同等保护程度。

由于水生生态系统能够承受一定的压力和偶然出现的不利影响,所以没有必要对所有时间和地点的所有物种都进行保护。当来自多个分类和功能群体中的许多类群物种的大量数据可供利用时,如果除了这个类群中小部分之外的所有物种都可以得到保护,那么这个程度将会提供一个合理的保护水平,除非某个商业或娱乐业重要物种非常敏感。由于其他用于基准计算的部分与计算基准的数据集相比,可能导致基准过高或过低,所以将这一小部分设定为 0.05。用 0.05 来计算最终急性值并不意味着受到不利影响的类群百分比可用来判断在野外条件下这一基准是否过高、过低或是正好。

修订国家基准使之反映当地情况(USEPA, 1983a, 1983b, 1985a),由此确定针对某一特定水体推导得出的基准的有效性,这应当基于一个工作定义,即“保护水生生物及其用途”,这个定义将野外监测项目的实际情况和公众所关心的问题纳入了考虑范畴。监测项目应该包括在足够时空条件下的取样点,在这个时空内,所有不可接受的改变,不管其是直接引起的还是间接引起的,都会被监测到。项目应该对公众所关心的物种(如淡水鱼、海水鱼和大型无脊椎动物)进行充分监测。如果无法在合理费用下对公众所关注的相关物种进行充分监测,那么应监测其替代物种。最有可能成为最佳替代物种的物种是:该物种是所监测物种的主要食物;或者该物种与所监测物种食用同样的食物;或者上述两种情况

兼有。即使发生在相应替代物种上的主要不利影响并没有直接导致公众所关心的物种的不可接受的影响，但这也暗示着这种影响发生的可能性很高。

为了保证公众能够接受及其在野外条件下的实用性，保护水生生物及其用途应定义为防止对下列物种造成不可接受的长期和短期影响：商业、娱乐业和其他重要物种，河流、溪流中的鱼类以及底栖无脊椎动物，湖泊、水库、河口和海洋中的鱼类、底栖无脊椎动物和浮游动物。以监测不可接受影响为目标的监测项目应针对相关水体，这样可以在足够的时间和地点获取必需的样本，从而提供充足的重要物种的种群数据以及可以直接解释它们成为重要物种原因的数据。例如，对于限制残留的物质，应该监测被捕食物种中的污染物来保证对野生捕食者进行保护，不得超过 FDA 的管理阈值，也不能影响味道。监测项目还应该提供可以在合理费用下进行取样的上述类群数量和个体数量的数据。如果上述类群数量和个体数量的减少量是不可接受的，那么应该考虑水体及其水生群落的相应特性。因为大多数监测项目只能检测出 20% 以上的减少量，所以任何统计学意义上的显著减少通常都应被认为是不可接受的。大多数监测项目的不灵敏性大大限制了其用于基准研究的有效性，这是因为有时不可接受的变化可能发生了却没有被监测出来。因此，尽管有时候有限的野外研究可能显示基准是处于欠保护状态，但是只有高质量的野外研究才能可靠地证明基准不是处于欠保护状态。

如果水质基准的目标只是为了对商业和娱乐业的重要物种进行保护，那么保护这些物种及其用途免受化学物质的直接不利影响的基准在多数情况下可能也会保护这些物种免受间接不利影响，这些不利影响是由该化学物质作用于生态系统中的其他物种而引起的。例如，在大多数情况下，食物链会比重要物种及其用途更加稳定，有时重要物种及其食物链有足够的适应性能克服该化学物质对部分食物链产生的影响。

《国家指南》是建立在以下理论基础之上的，即在室内试验中对某个物种产生的影响通常会在相似的野外条件下作用于该物种。必须考虑所有北美水体和本地水生物种及其用途，其中小部分极其不典型的物种除外，例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% (Thurston, 1962)。只有针对大盐湖和苏必利尔湖的基准推导，才需要分别考虑咸水虾和湖鳟。

使用《国家指南》得到的数值水生生物基准可以用两个数值来表示，而不是传统的一个数值，这就使得基准更加准确地反映了毒理学效应和实际情况。两个数值的基准不如一个数值的基准那么严格，但可以提供相同程度的保护，如果推导正确并使用得当，基准最大浓度和基准连续浓度两者结合可为水生生物及其用途提供适当程度的保护，使动物免受急性毒性和慢性毒性的危害，使植物免受毒性危害，使水生生物免受生物累积的影响。

通过《国家指南》得出的基准旨在有助于制定水质标准、混合区标准、排水限值等。但是，此类标准和限值的制定可能还需要考虑其他因素，例如社会、法律、经济和水利条件、该物质的环境化学和分析化学性质、从试验数据到野外条件下的推导、数据可知的物种和相关水体中的物种之间的关系。作为标准制定过程中的一个中间步骤，可通过修订国

家基准来反映当地水质、温度或生态学意义上的重要物种，从而得到特定地点的基准（USEPA, 1983a, 1983b, 1985a）。此外，如果能够得到相关化学物质对物种及其用途影响的充足数据，则经过适当修改的《国家指南》可以用来针对特定地理区域、特定水体（如大盐湖）或类似水体进行基准推导。

基准应试图提供合理而充分的保护，尽量避免过度保护或保护不足。如果国家基准只是在可供利用的数据基础上得出的最佳估算值，这是不够的；相当重要的是应当确保有足够的合格数据来进行基准的推导，这样才有理由相信基准是最佳估算值。因此，《国家指南》规定了用于推导数值基准应当满足的数据要求。在规定数据均不可知的情况下，通常不能够进行基准的推导。另一方面，即使所有规定数据都是可知的，也不能确保能够对基准进行推导。

通常人们认为国家基准是基于“最坏情况”的假设，对特定地点的考虑会使基准值升高而非降低。例如，人们通常认为如果一个水体中某一物质的浓度低于国家基准，那么不可接受的影响是不会发生的，不需要针对该特定地点推导基准。但是，如果水体中某一物质的浓度高于国家基准，则通常认为有必要针对该地点进行基准推导。为了防止国家基准“最坏情况”的假设导致过多水体的保护不足，国家基准必须旨在保护所有或几乎所有的水体。因此，如果水体和水体中的生物群落对某种物质表现出相当不同的敏感性，那么国家基准至少应在某种程度上对大多数水体进行过度保护。否则，不是要求推导针对特定地点的基准，即使该地区物质浓度大大低于国家基准；就是“最坏情况”的假设导致许多水体得不到保护。另一方面，国家基准可能使某些水体保护不足。

可能引起国家基准与特定地点基准最大区别的两个因素是受暴露的物种和水质特性。为了保证国家基准为水体提供恰当的保护，国家基准所需数据包含了某些对多种物质敏感的物种，并且国家基准应以在颗粒物和有机物含量相对较低的水中进行的试验为依据。因此，在由国家基准推导特定地点基准的过程中，通常要考虑这两个因素，利用这两个因素有助于确保国家基准为水体提供恰当的保护。

另一方面，某些地方条件可能要求特定地点基准低于国家基准。某些未经测试的地方重要物种可能对关注物质具有高度敏感性，并且地方水质可能不会减弱该物质的毒性。此外，野外条件下的水生生物可能受到疾病、寄生虫、捕食者、其他污染物、食物被污染或匮乏以及水流、水质和温度的变化和极端条件所困扰。而且，某些物质可能会降解为毒性更高的物质，因此即使低于对单个物种产生影响的浓度，也有可能对某些重要的群落特性或物种间的相互作用产生不利影响。

要想在现实世界中达到预期的保护水平，基准的应用方法必须与其推导过程相一致。尽管水生生物水质基准的推导受到通常采用的毒性和生物富集试验方法的限制，但仍然有许多不同的方法来进行基准的推导以及基准的表述和应用。应以最佳的方法来推导和表述基准，此种方法应将毒性和生物富集相关的可供利用的数据类型与用于保护水生生物及其用途的基准的方法相联系。

主要问题是确定基准表述的最佳方式,以弥补在大多数毒性和生物富集试验中采用的近似恒定的浓度与现实世界中通常存在的浓度波动的差异。在任何时间或地点都不会被超过的数值基准的表述是不可接受的,因为即使有的话,也只有极少数的基准使用者会在字面意义上理解基准,且只有极少数的毒理学家会给出字面上的解释。与其试图重新解释一个既无用又无效的基准,不如建立一种更加合理的基准表述方法。

尽管某些物质没有阈值,但是对于许多物质来说,其阈值是可能存在的。对于任何一种有阈值的物质,持续暴露于浓度低于阈值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,除了必需的微量营养物质浓度过低的情况之外。但是,值得注意的是,这是不可接受影响的阈值,而不是不利影响的阈值,这一点很重要。某些不利影响,可能只是商业或娱乐业重要物种在生存、生长或繁殖过程中一个很小的减少量,但是有可能在处于或甚至低于阈值的情况下发生。基准连续浓度(criterion continuous concentration, CCC)旨在成为这种不可接受影响的阈值的一个最佳估算值。可以预期的是,对于超出基准连续浓度的任何浓度,如果持续保持这个浓度会产生不可接受的影响。另一方面,如果①高于基准连续浓度的浓度强度和持续时间得到了恰当的限制;②存在浓度低于基准连续浓度的补偿时间段,即使水体中污染物的浓度高于基准连续浓度,但并没有引起不可接受的影响。浓度超过基准连续浓度越多,可承受的时间就越短。但是,至于是否存在一个能够承受瞬间甚至只是1 min的上限浓度,这个并不重要,因为混合区外的浓度在如此短的时间内几乎不会发生实质性的变化。

对条件①和②进行定义的一个最佳通用方法是求浓度对时间的积分,应考虑到吸收和净化速率、在生物体内迁移至关键部位等。由于这种方法目前是不可行的,所以用一个近似的方法要求平均浓度不得超过基准连续浓度。平均浓度通常应当通过算术平均值的方法而不是几何平均值的方法进行计算(Hodson et al., 1983)。如果选择了一个合适的平均时间段,则高于基准连续浓度的强度和持续时间将会受到适当的限制,并且需要一段合适的低于基准连续浓度的补偿时间。

在上文提到的最佳方法中,吸收和净化速率将决定有效的平均时间段,但是,对于任何一种特定物质而言,这些速率可能会因暴露物种的不同而不同。因此,这个最佳方法可能不会为如何选择合适的平均时间段提供一个确切的答案。另外一个可供选择的方法认为,只有在允许的波动浓度不会比持续暴露于基准连续浓度引起的效应更为有害时,平均时间段的目的是允许浓度超过基准连续浓度。例如,如果基准连续浓度引起虹鳟鱼生长率下降10%,或者牡蛎存活率下降13%,或者细口鲈鱼繁殖率减少7%,只有完全暴露于该浓度不会引起比持续暴露于基准连续浓度所引起的效应更加有害时,平均时间段允许高于基准连续浓度的浓度存在。

即使只有少数试验对恒定浓度与同样平均浓度的波动浓度造成的影响进行了比较,几乎所有的现有比较都表明大幅度的波动会加重不利影响(Hodson et al., 1983; Ingersoll and Winner, 1982; Seim et al., 1984; Buckley et al., 1982; Brown et al., 1969; Thurston et al.,

1981)。因此,如果平均时间段不允许不利影响的增加,则必须阻止大幅度的波动。糠虾和水蚤类动物的生命周期试验及温水鱼类的早期生命阶段试验通常持续 20~30 d。与试验时间长度相等的平均时间段显然允许最坏可能性波动的发生,并且很可能允许不利影响的增加。

4 d 的平均时间段似乎比较适用于基准连续浓度,原因有两点。首先,这个时间段大大短于 20~30 d 这个显然不可接受的时间段。其次,对于某些物种而言,很显然慢性试验的结果是在试验过程中的某些时间段存在的敏感生命阶段引起的(Horning and Neiheisel, 1979),而不是受试物质对生物的长期压力或长期累积引起的。敏感生命阶段的存在可能是急性-慢性比的原因,这个比值不会远远超过 1,但是比值远远超过 1 的可能性也是存在的。此外,某些试验测得的急性-慢性比有时小于 1,这可能是因为在慢性试验中的预暴露增加了敏感生命阶段的抵抗力(Chapman, 1975, 1982; Spehar, 1976)。4 d 的平均时间段可能会通过限制浓度超过基准连续浓度的持续时间和强度来防止增加对敏感生命阶段的不利影响。

适用于基准连续浓度的解释的考虑事项也适用于基准最大浓度(Criterion Maximum Concentration, CMC)。基准最大浓度的平均时间段也应该大大小于测试时间,即远远小于 48~96 h。1 h 可能是较为恰当的平均时间段,因为当某个物种暴露于某些高浓度物质时,持续 1~3 h 就可能引起该物种的死亡。即使第 1 个小时生物没有死亡,也不能确定由于短期暴露的延迟效应导致的物种死亡数量。因此,允许高于基准最大浓度的浓度存在长达 1 h 之久是不合理的。

国家基准中的平均时间段很短,足以限制受纳水体中污染物浓度在允许范围内的波动以及在受纳水体中浓度持续高于基准浓度的时间。基准的表述应明确规定:4 d 的平均时间段中不得发生超过基准连续浓度的情况,且 1 h 的平均时间段里不得有超过基准最大浓度的情况发生。但是,基准最重要的用途之一是用于设计废水处理设施。此类设施应基于概率进行设计,并且不应根据概率为 0 的情况来设计。因此,一个重要的设计参数是超过 4 d 平均时段或 1 h 平均时段的概率,或者,换句话说,就是允许的超过频率。

允许的超过频率应该以水生生态系统从超过状态中恢复过来的能力为依据,这种能力在一定程度上取决于超过范围和持续时间。有一点非常重要,那就是应当认识到泄漏或类似主要事件造成的高浓度并不是所谓的“超过浓度”,这是因为泄漏和类似事件并不在正常运行的废水处理设施的设计之中。更确切地说,超过浓度是环境浓度分布的极端值,这种分布是污水和受纳水体水流常规变化以及在污水和上游受纳水体中相关物质浓度变化的结果。由于超过现象是正常变化的结果,所以大多数超过浓度是很小的,而且超过浓度大于 2 倍的情况几乎不存在。此外,因为这些超过现象是随机变化的结果,所以它们在空间上不是均衡分布的。事实上,由于许多受纳水体存在 1 年和多年周期,并且许多处理设施存在日、周和年周期,所以超过现象常常会集中出现,而不是均衡分布或随机分布。如果受纳水体的流量通常远远大于污水流量,那么正常变化和流量循环将会导致环境浓度通