

附件 2

《淡水水生生物水质基准制定技术指南
(修订征求意见稿)》

编制说明

《淡水水生生物水质基准制定技术指南》编制组

2021 年 3 月

项目名称	淡水水生生物水质基准制定技术指南
项目编制单位	中国环境科学研究院、中国科学院生态环境研究中心、中国环境监测总站、国家海洋环境监测中心
编制组主要成员	吴丰昌、闫振广、郑欣、白英臣、冯承莲、赵晓丽、霍守亮、许宜平、金小伟、王莹
生态环境部环境标准研究所技术管理负责人	杨占红
生态环境部法规与标准司标准管理处（环境健康处）项目负责人	宛悦

目 录

1 项目背景	1
1.1 任务来源.....	1
1.2 工作过程.....	1
2 标准修订的必要性分析.....	1
3 国内外研究进展	2
3.1 国外研究进展.....	2
3.2 国内研究进展.....	3
4 标准修订的基本原则和技术路线.....	4
4.1 标准修订的基本原则.....	4
4.2 标准修订的技术路线.....	4
5 标准主要技术内容.....	5
5.1 标准适用范围.....	5
5.2 标准结构框架.....	5
5.3 规范性引用文件.....	6
5.4 术语和定义.....	6
5.5 方案制定.....	8
5.6 数据获取.....	8
5.7 基准推导.....	11
5.8 质量保证和质量评价.....	12
5.9 不确定性分析.....	12
5.10 删除或优化基准污染物质的确定、基准的审核和基准的应用	13
5.11 附录.....	13
6 对实施本标准的建议.....	13
参考文献	14
附1 淡水水生生物水质基准制定案例—铅	17

1 项目背景

1.1 任务来源

随着国家生态环境基准工作的快速发展，为进一步规范和推进基准制定的标准化管理，生态环境部组织开展《淡水水生生物水质基准制定技术指南》（HJ 831-2017）修订工作，修订任务由中国环境科学研究院承担，协作单位包括中国科学院生态环境研究中心、中国环境监测总站、国家海洋环境监测中心。

1.2 工作过程

2019年12月：中国环境科学研究院承担标准修订任务，确定了标准起草组的成员、组织形式、工作机制、工作计划、时间安排和工作任务分工。

2020年1~5月：中国环境科学研究院成立了由中国环境科学研究院、中国科学院生态环境研究中心、中国环境监测总站、国家海洋环境监测中心等单位组成的标准编制组，总结镉、氨氮和苯酚的淡水水生生物水质基准编制工作经验，就《淡水水生生物水质基准制定技术指南》（HJ 831-2017）中需要进一步细化的技术要求进行多次研讨，确定标准修订思路，明确标准修订原则、方法、技术路线和标准草案的基本框架。在咨询北京大学等10所相关科研院所专家意见的基础上，编制完成《淡水水生生物水质基准制定技术指南（修订初稿）》及编制说明。

2020年6月：编制组召开了《淡水水生生物水质基准制定技术指南》（修订初稿）的专家咨询会，根据专家意见，编制组对标准修订初稿进一步修改和完善，形成标准修订征求意见稿草案。

2020年7月：生态环境部法规与标准司组织召开标准修订征求意见稿草案技术论证会，重点对标准中相关术语定义补充修改、工作流程和技术要求的细化等问题进行了讨论，编制组根据意见进一步修改完善，形成了《淡水水生生物水质基准制定技术指南（修订征求意见稿）》及编制说明，并以铅为例解释基准制定方法、技术路线和技术报告撰写要求（见附1）。

2020年11月：生态环境部法规与标准司组织召开标准修订统计学专题研讨会，重点对标准中的统计学问题进行研讨，标准编制组充分吸取专家意见，对《淡水水生生物水质基准制定技术指南（修订征求意见稿）》及编制说明进行了完善。

2021年3月：生态环境部法规与标准司组织召开标准征求意见稿技术审查会，与会专家一致通过了《淡水水生生物水质基准制定技术指南（修订征求意见稿）》技术审查，并提出进一步规范标准文本附录中的物种名称、完善标准编制说明的意见。编制组根据专家意见，进一步修改完善，形成标准的公开征求意见稿及编制说明。

2 标准修订的必要性分析

随着推动环境治理体系和治理能力现代化、构建国家生态环境风险防范体系的提出，生态环境基准在我国生态环境管理中的基石作用日益显现。首批淡水水生生物水质基准的发布，进一步推动了我国生态环境基准制定技术的应用和发展。淡水水生生物水质基准制定方法是水质基准方法学体系组成部分之一。现行《淡水水生生物水质基准制定技术指南》（HJ 831-2017）发布后，在国家水生态环境基准制定工作中发挥了重要作用，直接推动了《淡水水生生物水质基准—镉（2020年版）》（生态环境部公告2020年11号）、《淡水水生生物水质基准—氨氮（2020年版）》（生态环境部公告2020年24号）和《淡水水生生物水

质基准—苯酚（2020年版）》（生态环境部公告2020年70号）的发布。通过指南的实践应用，对现行标准HJ 831-2017中一些原则性规定有了进一步的认识，将其细化为更加明确具体的技术要求成为可能，细化内容包括：基准制定程序、毒性数据预处理方法、数据筛选的技术要求、质量保证与质量评价、不确定性分析等。为更好地指导淡水水生生物水质基准的制定，有必要对HJ 831-2017进行修订。

3 国内外研究进展

3.1 国外研究进展

3.1.1 国际水生生物水质基准方法学

国际上系统开展水环境质量基准研究工作始于20世纪初期，发展至今，已建立了相对完善的水质基准方法体系。目前，国际上较为成熟的制定水生生物水质基准的方法主要分为两大类：即物种敏感度分布（Species sensitivity distribution, SSD）法和评估因子（Assessment factor, AF）法。其中制定水生生物水质基准的主流技术方法是SSD法，是基于不同的模型拟合污染物毒性数据的分布进而推导基准。SSD法又分为两大体系：一是美国采用的基于对数三角函数模型的SSD方法，也称为毒性百分数排序法^[1]；另外是欧盟和其他发达国家多采用的基于正态分布、逻辑斯谛分布等模型的SSD方法^[2-4]。

美国现行的保护水生生物水质基准制定的技术指南发布于1985年^[1]，该指南要求在制定基准时收集大量的毒性实验数据，其中包括：（1）动物急性和慢性毒性数据，至少包括“3门8科”的急、慢性实验数据，如果采用急慢性毒性比（ACR）的方法推导基准则需要至少获得3个不同物种的ACR数据；（2）水生植物毒性数据，需要用1种淡水藻类或者维管束植物的毒性数据；（3）对于具有生物富集性的污染物质，还需要获得污染物质对1种动物的生物富集毒性数据。然后，利用毒性百分数排序法对获得的毒性数据进行统计分析，获得基准最大浓度（短期基准）和基准连续浓度（长期基准）。

以欧盟为代表，包括加拿大、澳大利亚、新西兰和荷兰等国家，主要采用SSD法进行水生生物水质基准推导，数据不充足时考虑使用AF法。欧洲委员会化学品毒性和生态毒性科学咨询委员会在颁布的风险评价技术导则文件^[5]中规定主要应用SSD法推导水质基准，规定要用8种生物、至少10个慢性毒性值推导长期基准。澳大利亚和新西兰在2000年颁布的《淡水和海洋水质指南》^[4]中规定采用指导性触发值保护水生生物，按照毒理学数据的数量和质量以及保护水平将结果分为高可靠触发值（可信度最高）、中度可靠触发值（可信度居中）和低可靠触发值（可信度不高）。荷兰于2001年颁布了推导环境风险限值导则^[6]，规定环境质量基准包括3个不同层次：即对生态系统严重危险浓度、最大允许浓度和可忽略浓度，要求NOEC数量须多于4个物种，否则只能用AF法推导基准。加拿大的水质基准分为长期基准和短期基准两类^[2]，其中长期基准用于全面保护水生生物，短期基准用于评估短期高浓度暴露风险，另外，数据充足时推荐使用SSD法，数据不充足时推荐使用外推法。

现行标准HJ831-2017颁布以来，国际上保护水生生物的水质基准方法学无明显改变。

3.1.2 生态毒性数据质量评价方法

20世纪90年代，Klimisch^[7]等人提出了毒性数据的质量评估方法，该方法从可靠性和相关性两个方面对毒性数据进行评估，可靠性是指实验方法和实验过程是否遵循了标准方法，以及实验结果的呈现是否符合标准；相关性取决于评估的目的。在可靠性上将毒性数据分为4个等级：（1）无限性可靠。数据来自公开文献并且实验过程以及参数设计符合国际公认标准[如良好实验室规范（Good laboratory practice, GLP）标准]；（2）限制性可靠。部分信息不符合GLP标准；（3）不可靠：实验方法及参数设计不符合GLP标准；（4）不确定。没有具体的实验细节，数据来自摘要或二次引用文献。根据GLP标准进行的测试，尽管使用不同纯度的物质所得的实验结果都具有较高的可靠性，但反应性杂质仍然会对实验结果带

来影响，因此，Klimisch 等人提出需要专家对实验结果相关性进行判断。

Klimisch 方法^[7]在国内外广泛应用，但因为评价指标不够详细，比如没有不同类别数据的评判标准，数据相关性分析方面没有说明，使得不同评估人员得到的评判结果也不同^[8,9]。其后，Durda 等人^[10]在 Klimisch 方法^[7]基础上开发了一种两阶段的毒性数据质量评估方法。要求测试方法须由国家和国际测试机构编制，并且将测试方法和数据验收标准共同作为数据质量审查标准。该方法提出 30 个评判依据，根据质量等级将数据分为高、中、低、可靠和不可靠 5 个等级。除此之外，Markich^[11]等人开发了一套评分系统用于评估毒性数据，该系统设置了 20 个赋分题，对每一个问题的分项得分相加得到总分，根据总分将数据分为高质量、可接受和不可接受 3 种类型。2009 年，Schneider 等人开发了 Toxrtool 软件^[12]用于各种类型的实验数据、终点和研究报告以及出版文献，与 Klimisch 方法^[7]相同，评判结果将数据分为无限性可靠、有限性可靠、不可靠和不确定 4 种类型。尽管如上所述已经建立了一些毒性数据质量评估方法，但他们在方法描述和结果表达方面仍然不太完整。Agerstrand 等人^[9]对上述 4 种方法进行了对比分析，发现不同的评估方法会导致不同的评估结果。

2011 年，美国环保局发布了水质基准研究中生态毒性数据质量评估指南^[13]，用于指导公开发表的生态毒理学数据的识别、选择和获取，内容包括数据筛选、评估、分类和应用，评估的要素主要包括：（1）受试物质的特性；（2）物种的年龄、性别、大小、生命阶段和来源；（3）每个处理组所包含物种的数量和处理组的数量；（4）实验暴露方法、途径、暴露频率以及暴露时间；（5）对照组；（6）受试生物的表现和观察；（7）实验条件；（8）数据统计方法。也规定了需要参考的辅助信息包括：（1）受试物特性；（2）水质条件；（3）阴性对照与助溶剂对照；（4）终点选择。通过上述各种因素对毒性数据进行评估，最终将毒性数据分为 3 种类型：定量数据、定性数据和无效数据。“定量数据”是指该数据可用于计算风险评估中的风险熵值；“定性数据”是指该数据不足以用于计算风险熵值，但可以用作支持风险评估的结论；“无效数据”是指不符合科学原理，不能用于风险评估的数据。

欧盟的生态毒性数据质量评估准则称为生态毒理数据报道与评价标准（Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data, CRED）^[14]，该评估方法旨在提高生态毒性研究的可靠性和相关性，包括重现性、一致性和透明度，是一种定性评估方法。CRED 包括 20 个可靠性标准和 13 个相关性标准，可靠性评价标准的内容和分类方法与 Klimisch 方法^[7]基本相同，将数据分为无限性可靠、有限性可靠、不可靠以及不确定 4 种类型，但在实验设计、实验试剂、实验生物、暴露条件和实验数据的统计分析方面，CRED 给出了更加详细的解释说明。此外，为了提高毒理数据对生态风险评估中的应用，CRED 补充了实验生物和暴露环境与生态风险评估相关性评价的标准，将数据相关性分为 4 个等级：无限性可靠、有限性可靠、不可靠以及不确定。Kase 等人^[15]的研究表明，不同评估人员使用 CRED 评估标准得到的结果高度一致，并且 CRED 比 Klimisch 方法更准确、更容易理解。

2018 年，澳大利亚和新西兰发布了生态毒性数据质量评估技术指南^[16]，在该指南中提出一种定量评估方法。对毒性数据质量评估设置了 20 个问题，评估要素主要集中于实验设计、实验过程、水质参数的影响、数据分析等方面。对每一个问题的分项得分相加，得到总分即为每个数据的合计得分，然后将合计得分与满分相比进行评价。满分根据不同的数据类型和污染物分成 4 种情况：“金属—水生动物”类数据，满分为 103 分；“非金属—水生动物”类数据，满分为 94 分；“金属—植物”类数据，满分为 100 分；以及“非金属—植物”类数据，满分为 91 分。最后根据评估结果将数据分为 3 类：合计得分/满分 $\leq 50\%$ ，不可接受数据； $51\% \leq$ 合计得分/满分 $\leq 79\%$ ，可接受数据；合计得分/满分 $\geq 80\%$ ，高质量数据。

3.2 国内研究进展

我国从 20 世纪 80 年代开始对水质基准进行研究，初期以翻译介绍国外基准研究成果为

主。“十一五”以来，我国设立了多项项目课题推动环境基准的系统研究，基准研究迅速发展，陆续产出相关成果^[17]。筛选确定了我国水质基准受试生物^[18, 19]，提出了我国“3 门 6 科”最少毒性数据需求原则^[20]，建立了我国水质基准生态毒性数据质量评估方法^[21, 22]，对于水质参数对污染物毒性或生物有效性的影响也进行了一些研究^[23, 24]，提出了一批符合我国流域水环境特征的污染物水质基准阈值^[25-34]，促进了我国水质基准发展。2017 年，原环境保护部发布了《淡水水生生物水质基准制定技术指南》（HJ 831-2017）等 3 项水质基准制定技术指南，2020 年，生态环境部发布了《淡水水生生物水质基准—镉（2020 年版）》（生态环境部公告 2020 年第 11 号）、《淡水水生生物水质基准—氨氮（2020 年版）》（生态环境部公告 2020 年第 24 号）和《淡水水生生物水质基准—苯酚（2020 年版）》（生态环境部公告 2020 年第 70 号），我国生态环境基准研究和研制工作取得了突破性进展^[17, 35]。

4 标准修订的基本原则和技术路线

4.1 标准修订的基本原则

——大稳定与小调整相结合

保持标准的基本理论和主要技术要求不变，对一些原则性规定进一步细化。

——规范性与灵活性相结合

充分借鉴国际水质基准方法学，参考相关国家标准中的表述，保证规范性；对部分探索性研究成果参照使用，体现灵活性。

——系统性与实用性相结合

充分考虑基准制定技术要求的系统性，突出当前水质基准制定工作的实际需求，进一步明确数据质量评价要求，增强标准的实用性。

4.2 标准修订的技术路线

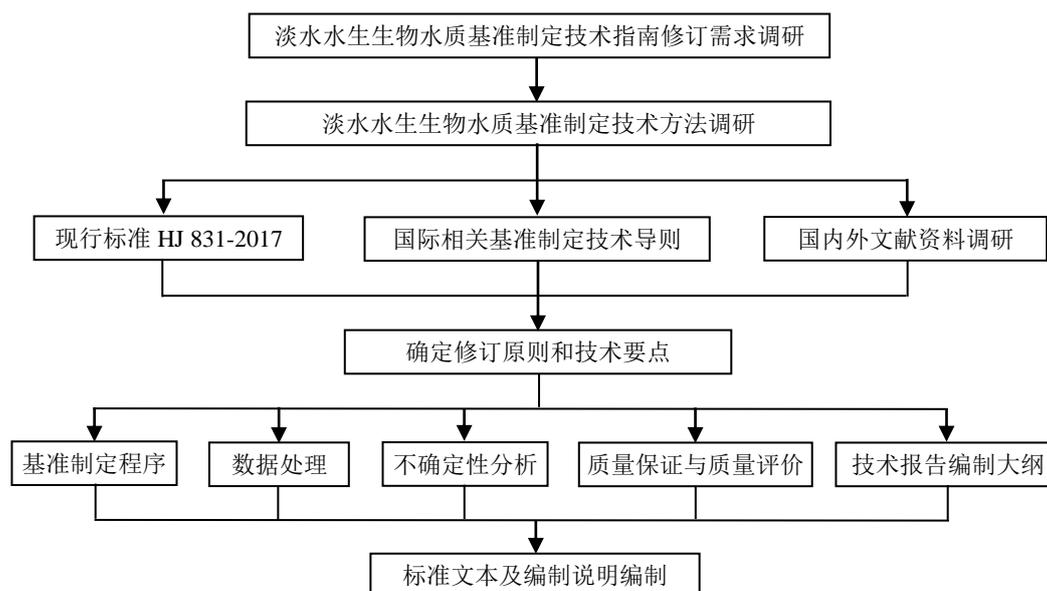


图 1 标准修订的技术路线

5 标准主要技术内容

5.1 标准适用范围

1) 本标准适用于单一化学污染物的淡水水生生物水质基准的制定。水环境中污染因子包括物理、化学和生物等，本标准规定采用物种敏感度分布法进行基准推导，该方法仅适用于单一化学污染物，不适用于 COD、BOD 等复合污染指标以及多种化学物质共同形成的复合污染的基准推导。

2) 本标准不适用于有机内分泌干扰物及高生物富集性有机污染物等物质的淡水水生生物水质基准制定。主要原因是有机内分泌干扰物毒性作用模式复杂，毒性效应终点繁多，难以直接利用 SSD 模型拟合推导基准，可能需要单独研究并建立内分泌干扰物的基准制定技术方法。高生物富集性有机污染物基准的确定，需要污染物在生物体组织中的最大允许浓度数据的支持，而相关数据匮乏，其确定可能也需要单独制定技术方法。

5.2 标准结构框架

本标准结构框架从以下几个方面进行了调整（表 1）：

1) 正文部分。增加了 4 章，分别是“方案制定”“质量保证与质量评价”“不确定性分析”和“报告编制”；将现行标准 HJ 831-2017 中“毒性数据收集和筛选”和“物种筛选”整合为 1 章，列入本标准的“数据获取”；删除现行标准 HJ 831-2017 中“水质基准污染物质确定”和“基准的应用”；将 HJ 831-2017 的“水质基准的审核”移入“质量保证与质量评价”。

2) 附录部分。将现行标准 HJ 831-2017 中 5 个附录，在本标准中精简为 3 个附录。其中：将现行标准附录 A 和附录 D 有关方法要求，拆分移至本标准正文的相关章节；将现行标准附录 B 和附录 C 梳理后，提炼为本标准附录 A；基于实际工作需要增加了附录 B；将现行标准附录 E 细化后作为本标准附录 C。

表 1 本标准与现行标准结构框架对比

	HJ 831-2017	本标准
正文	1. 适用范围	1. 适用范围
	2. 规范性引用文件	2. 规范性引用文件
	3. 术语和定义	3. 术语和定义
	4. 水质基准的制定程序	4. 基准制定程序
	5. 水质基准污染物质确定	5. 方案制定
	6. 毒性数据收集和筛选	6. 数据获取
	7. 物种筛选	7. 基准推导
	8. 水质基准的推导	8. 质量保证与质量评价
	9. 水质基准的审核	9. 不确定性分析
	10. 基准的应用	10. 报告编制
附录	A（规范性附录）时间加权平均值的算法	A（资料性附录）中国淡水水生生物水质基准受试生物推荐名录
	B（资料性附录）国际通用毒性测试淡水水生生物名	B（资料性附录）部分中国淡水外来入侵物种名录
	C（资料性附录）中国本土敏感淡水水生生物推荐名录（2016 年）	C（资料性附录）淡水水生生物水质基准技术报告编制大纲及要求
	D（规范性附录）SSD 模型与拟合优度评价准则	
	E（资料性附录）淡水水生生物水质基准技术报告编制大纲	

5.3 规范性引用文件

本标准共引用了 16 个规范性文件，包括增加引用的 8 个规范性文件，具体引用内容见表 2。本标准引用的毒性测试方法都是在水生生物毒性数据获取过程中经常使用的国家标准方法。

表 2 规范性文件及具体引用内容

类别	文件号	规范性引用文件	引用内容	
现有	GB/T 13266	水质 物质对蚤类（大型蚤）急性毒性测定方法	相关毒性数据的测试方法	
	GB/T 13267	水质 物质对淡水鱼（斑马鱼）急性毒性测定方法		
	GB/T 21805	化学品 藻类生长抑制试验		
	GB/T 21806	化学品 鱼类幼体生长试验		
	GB/T 21830	化学品 溞类急性活动抑制试验		
	GB/T 21854	化学品 鱼类早期生活阶段毒性试验		
	GB/T 29763	化学品 稀有鮎鲫急性毒性试验		
GB/T 29764	化学品 青鳉鱼早期生命阶段毒性试验			
增加	GB/T 21807	化学品 鱼类胚胎和卵黄囊仔鱼阶段的短期毒性试验		相关毒性数据的测试方法
	GB/T 27861	化学品 鱼类急性毒性试验		
	GB/T 35524	化学品 浮萍生长抑制试验		
	GB/T 21828	化学品 大型溞繁殖试验	“最低观察效应浓度”“无观察效应浓度”术语定义	
	GB/T 34666.1	水质基准数据整编技术规范 第 1 部分：污染物含量	污染物在水环境中暴露浓度的数据收集方法	
	GB/T 34666.2	水质基准数据整编技术规范 第 2 部分：水生生物毒性	污染物对水生生物毒性的数据收集方法	
	GB/T 7714	信息与文献 参考文献著录规则	参考文献撰写要求	
GB/T 1.1	标准化工作导则 第 1 部分：标准文件的结构和起草规则	标准文件结构和起草规则		

5.4 术语和定义

共 15 个术语和定义。由于本标准不再明确区分本土和非本土物种，以及为方便基准推算，将现行标准中的“最终毒性值”术语分解为“种平均急性毒性值”和“种平均慢性毒性值”两个术语，现行标准中的“中国本土物种”和“最终毒性值”两个术语和定义不再保留。另外，保留现行标准中的“水质基准”术语和定义，同时，修订了现行标准中的 11 个术语和定义（见表 3），增加了 3 个术语和定义（见表 4）。

表 3 修订的术语及定义

术语	定义来源	原术语/定义	现定义	修订原因
淡水水生生物水质基准	HJ 831-2017, 3.2, 有修改	淡水水生生物水质基准：能够保护淡水水生生物及其生态功能的水质基准，包括短期水质基准和长期水质基准。	淡水环境中的污染物或有害因素对淡水水生生物及其生态功能不产生有害效应的最大剂量或水平。	基准分类内容不属于定义范畴，删除
短期水生生物水质基准	HJ 831-2017, 3.3, 有修改	短期水质基准：短期暴露（暴露时间小于等于 4 天）下能够保护淡水水生生物及其生态功能的水质基准。	对水生生物及其生态功能不产生急性有害效应的水体中污染物或有害因素的最大剂量或水平。	术语名称更准确

长期水生生物水质基准	HJ 831-2017, 3.4, 有修改	长期水质基准：长期暴露（暴露时间大于等于 21 天）下能够保护淡水水生生物及其生态功能的水质基准。	对水生生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中污染物或有害因素的最大剂量或水平。	术语名称更准确
物种敏感度分布	HJ 831-2017, 3.6, 有修改	描述不同物种对环境因子敏感性相互关系的数据分布，本标准采用环境因子的效应浓度与受影响物种累积概率之间的关系曲线来表示。	描述不同物种，由于生活史、生理构造、行为特征和地理分布等的不同，对某一污染物的敏感性差异遵循的概率分布规律。	表示方式不属于定义范畴，删除
5%物种危害浓度	HJ 831-2017, 3.7, 有修改	受影响物种的累积概率达到 5%时的污染物质浓度，或 95%的物种能够得到有效保护的污染物质浓度。	根据物种敏感度分布，受影响物种的累积频率达到 5%时的污染物质浓度，或能保护 95%物种的污染物质浓度。	根据统计学术语，将累积概率改写为累积频率
评估因子	HJ 831-2017, 3.8, 有修改	从 HC ₅ 外推来获得水质基准所需的调整数值。	从 HC ₅ 外推来获得水质基准时为降低不确定性而采用的调整数值。	表述更明确
急慢性毒性比	HJ 831-2017, 3.9, 有修改	急慢性比：污染物质急性毒性与慢性毒性数值的比值。	一种污染物对同一物种的急性毒性与慢性毒性效应浓度的比值。	表述更明确
半数致死浓度	HJ 831-2017, 3.10, 有修改	引起一组受试实验生物半数死亡的浓度。	引起一组受试实验生物半数死亡的污染物质浓度。	表述更明确
半数效应浓度	HJ 831-2017, 3.11, 有修改	引起一组受试实验生物半数出现某种生物效应的浓度。	引起一组受试实验生物半数出现某种生物效应的污染物质浓度。	表述更明确
最低观察效应浓度	GB/T 21828-2008, 2.4, 有修改	在规定的暴露条件下，通过实验和观察，一种外源污染物质不引起生物任何有害作用的最高浓度。	与对照相比，对受试生物产生显著效应（ $p < 0.05$ ）的最低污染物质浓度。	表述更准确
无观察效应浓度	GB/T 21828-2008, 2.5, 有修改	在规定的暴露条件下，通过实验和观察，一种外源污染物质引起生物某种有害作用的最低浓度。	实验中低于 LOEC 的相邻的受试物设置浓度，即与对照相比，对受试生物未产生显著效应（ $p > 0.05$ ）的最高污染物质浓度。	表述更准确

表 4 增加的术语及定义

术语	定义来源	现定义
最大容许毒物浓度	参考文献（G.M. Rand. Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment. Boca Raton: CRC Press. pp. 42.）中的相关表述（“指污染物对暴露生物不引起有害作用的最高浓度，数值为 NOEC 和 LOEC 的几何平均值”）制定	在规定的暴露条件下，某种污染物对暴露生物不引起有害作用的最高浓度，数值为 NOEC 和 LOEC 的几何平均值。
种平均急性毒性值	参考美国环保局（USEPA）发布的《数值型国家水生生物水质基准制定技术指南》（USEPA. Guidelines for deriving national numerical water quality criteria for protection of aquatic	某种污染物对同一受试物种多组有效急性毒性值的几何平均值。

种平均慢性毒性值	organisms and their uses. Washington D.C.: USEPA, 1985, p29, 40) 中的相关表述 (“指某种污染物对某受试物种所有可获得的急性毒性值的几何平均值” “指某种污染物对某受试物种所有可获得的慢性毒性值的几何平均值”) 制定	某种污染物对同一受试物种多组有效慢性毒性值的几何平均值。
----------	--	------------------------------

5.5 方案制定

为进一步明确基准推导的目标、内容、方法、步骤、程序和技术要求，提高基准推导的科学性和可靠性，需要制定工作方案，理清思路，减少和防止基准推导过程的随意性、盲目性，保证工作规范、有序、有效地开展，本标准增加了“方案制定”一章。通过制定工作方案，将上述要求具体化，从“明确工作要求”“熟悉背景资料”“确定数据来源”“明确技术要点”“了解编制要求”和“确定工作方案”等 6 个方面明确实施要点。

5.6 数据获取

5.6.1 本章框架

本章整合了现行标准“毒性数据收集与筛选”和“物种筛选”的内容，进一步细化了关键步骤和技术要求，共分“数据获取程序”“数据收集”“数据筛选”和“数据评价”4 节（表 5）。

表 5 本章节标准层次框架对比

	现行标准（HJ 831-2017）	本标准
框架	6 毒性数据收集和筛选 6.1 数据来源 6.2 数据可靠性判断与分级 6.3 可靠性数据筛选方法	6 数据获取 6.1 数据获取程序 6.2 数据收集 6.2.1 数据分类 6.2.2 数据来源 6.3 数据筛选 6.3.1 受试物种筛选 6.3.2 毒性数据筛选 6.3.2.1 实验设计 6.3.2.2 实验试剂 6.3.2.3 受试生物 6.3.2.4 暴露条件 6.3.2.5 数据分析 6.3.2.6 数据优先性 6.4 数据评价 6.4.1 评价内容 6.4.2 最少毒性数据需求 6.4.3 评价结果
	7 物种筛选 7.1 物种来源 7.2 受试物种筛选原则 7.3 推导水质基准的物种和数据要求	

5.6.2 数据获取程序

用图示方式概况说明了基准推导所需数据类型及获取步骤。

5.6.3 数据收集

将数据收集类别的规定作为独立章节，增加了“受试生物的生物学及地理分布数据”的数据类别。

5.6.4 数据筛选

5.6.4.1 受试物种筛选

删除现行标准中规定的“在我国自然水体广泛分布的国际通用测试物种”，主要考虑国际通用测试物种和我国本土物种或引进物种重复，物种分类界限不清。在文献毒性数据搜集筛选过程中不再区分本土物种和引进物种，是因为引进物种在我国自然生态系统的存在状况不易判断，对于基准推导涉及的物种仅要求“以栖息或分布于我国境内的代表性淡水水生生物为优选对象”。考虑到有害的外来入侵物种不应是被保护的對象，增加了“有害的外来入侵物种不应作为受试物种”的一般性规定。

5.6.4.2 毒性数据筛选

a) 实验设计。增加了对于阳性对照、实验组浓度间隔的要求；强调了实验组浓度间隔一般不应超过国标规定的间隔系数，特别是 NOEC 和 LOEC 是基于多组间实验数据差异分析确定的，不进行回归分析，实验组浓度的设定值直接决定了 NOEC 和 LOEC 的数值^[36]，如果实验组浓度间隔过大，会显著增加 NOEC 和 LOEC 定值的不确定性。

b) 实验试剂。对受试物的化学形式和实验试剂纯度等进行了规定。国际上规定一般情况下用于基准推导的毒性测试用试剂的纯度至少要达到 80% 或 90% 以上^[3]，考虑到我国现阶段基准制定针对的主要是典型优控污染物，大部分毒性数据测试所用试剂纯度都比较高，本标准规定了试剂纯度一般宜大于 90% 的要求，纯度低于 90% 的实验数据应进行专家判断，以及进行数据校正或采用实测数据。

c) 受试生物。对受试生物的基本信息和驯养期间死亡率等做了规定，有利于提高实验数据的可靠性。

d) 实验系统。强调应根据污染物的理化性质和受试生物的特点选择适宜的实验系统。污染物的理化性质差异明显，包括挥发性、降解性、疏水性等，应根据污染物不同的理化性质选择适宜的实验系统。不同水生生物的适宜生长条件也不同，开展毒性实验测试的水质条件应符合受试生物的生存要求并且稳定在一定范围内，如溶液中溶解氧的饱和度应大于 60%。实验系统中的生物负荷是保证毒性测试质量的重要条件之一，在标准中进行了强调。

e) 暴露时间。关于急、慢性毒性实验的暴露时间是一个相对较难确定的问题。

对于动物来说，急、慢性毒性实验的定义相对明确。对于急性毒性试验，现行标准规定的暴露时间是小于等于 4 天。实际上对某种污染物的急性毒性数据来说，24 小时及小于 24 小时的毒性数据和 96 小时的毒性数据往往差别很大。从水生动物的国际和国家标准毒性测试方法中可以看出，轮虫急性毒性实验的暴露时间为 24 小时^[37]，溞类和摇蚊急性毒性实验暴露时间为 48 小时，鱼类和其他生物多为 96 小时^[36, 38]。依据国际标准毒性测试方法的暴露时间，美国保护水生生物的水质基准制定技术指南^[1]中规定溞类和摇蚊类受试生物的急性毒性暴露时间为 48 小时左右，其他动物物种为 96 小时左右，其他发达国家也多依据国际标准测试方法确定基准制定中的急、慢性实验暴露时间。综上，本标准主要以国际和国家标准毒性测试方法中的实验暴露时间为依据，同时考虑基准制定结果的可比性，以及提高不同基准制定者之间基准推导结果的一致性，对于动物的急性实验暴露时间规定为：轮虫宜为 24 小时，溞类和摇蚊类宜为 48 小时左右，其他物种宜为 96 小时左右。对于动物慢性实验暴露时间，现行标准规定为大于等于 21 天。考虑到轮虫的国际标准慢性毒性测试方法为 48 小时^[39]，本标准规定轮虫的实验暴露时间应大于等于 48 小时，其他动物的实验暴露时间应大于等于 21 天或至少跨越一个敏感生命阶段（如鱼类早期生命阶段毒性实验）。

对于植物来说，国际上缺乏公认的急、慢性毒性实验的定义和划分标准。考虑到所有生

物类群在水体中同时经受污染物的暴露，且动、植物毒性数据是混合起来进行 SSD 拟合的，对于植物急性毒性数据，本标准规定如果植物的毒性实验暴露时间没有超过一个世代，则采用与动物急性毒性实验暴露时间相同的规定，即为 96 小时左右。对于植物慢性毒性数据，考虑到完整生命周期的毒性实验一般都属于慢性实验的范畴，部分水生植物，如单细胞藻类的生命周期远低于 21 天，因此将慢性毒性实验的暴露时间修订为大于等于 21 天或至少跨越一个世代。对于暴露时间不符合上述规定的毒性数据，如暴露时间在急性毒性实验和慢性毒性实验之间的实验属于亚急性或亚慢性毒性实验范畴，原则上其数据不能用于基准推导或仅供参考。

f) 数据分析。对照组生物的生长状况是否正常可以体现实验体系的可靠性，标准测试方法对于对照组的藻类繁殖速度、动物死亡率等都有明确的规定^[36]，本标准强调了对照组数据应达到相关测试方法的要求。另外，由于实验体系、实验人员、受试生物、系统误差等各种原因会导致同一物种的同一毒性终点实验数据之间有差异，当排除了不同生命阶段、不同实验暴露条件等可能造成差异的各种原因之后，如果实验数据之间相差仍然超过 10 倍，则应通过专家判断剔除离群值。当难以判断哪个或哪些数据是离群值时则全部弃用。

g) 数据优先性。规定了不同数据相互对比时的优先采纳原则。

从数据可靠性上看，流水式实验和污染物暴露浓度实测毒性数据更加可靠，因此优先采用。

对于急性毒性数据，本标准规定主要获取 LC₅₀ 和 EC₅₀，对于同一物种，当同时获得了 LC₅₀ 和 EC₅₀ 时，由于 EC₅₀ 对应的效应指标多样，数值变动范围很大，为了增强数据的可比性和稳定性，优先采用 LC₅₀ 的数据。

对于慢性毒性数据，本标准规定主要获取 NOEC、LOEC、MATC、EC₁₀、EC₂₀，另外还包括植物的 EC₅₀。关于慢性数据的选择，美国水生生物水质基准制定技术指南^[1]和 2016 年发布的美国镉基准文件规定优先采用 EC₂₀ 和 MATC，欧盟采用 NOEC^[3]，加拿大采用 LOEC^[2]。由于 NOEC 和 LOEC 数值的确定依赖于慢性毒性实验中受试物的浓度设计梯度，不合理的受试物浓度设计会给 NOEC 和 LOEC 的计算带来很大偏差和不确定性，而 MATC 作为 NOEC 和 LOEC 的几何均值，能够在很大程度上消除这种不确定性，因此，本标准采用 MATC 和 EC₂₀ 作为慢性毒性实验数据的效应终点。EC₁₀ 被认为和 NOEC 较为接近^[40, 41]，在数据选择中等同于 NOEC。当动物毒性数据只有 NOEC 或 LOEC 时，依据国际水质基准方法学这两个终点也是可以用于基准推导的，NOEC 优于 LOEC。

毒理学上植物毒性数据的急性和慢性界限不明确，因此在效应终点的选择上比动物毒性数据多设了 EC₅₀ 终点，但优先性最低。全生命周期的毒性数据在暴露时间上是最高级别的慢性毒性数据，因此也优先采用。另外，当同时获得同一个物种不同生命阶段的毒性数据时，优先采用相对敏感生命阶段的数据。然而，这并不意味着生物的幼体和成体相比一定是幼体数据优先，虽然在绝大多数情况下幼体都比成体更敏感，但极少数情况下也可能出现成体更加敏感的现象，因此需要通过数据对比分析才能确定相对敏感的生命阶段。

5.6.5 关于数据评价

将“数据评价”分为“评价内容”“最少毒性数据需求”和“评价结果”3 节。评价内容包括毒性数据的可靠性评价和毒性数据受试物种的分布评价，其中对毒性数据受试物种的分布评价要求用于推导基准的毒性数据应满足“最少毒性数据需求”的规定。

用于基准推导的“最少毒性数据需求”各国规定不一，本标准保持了现行标准 HJ 831-2017 对 3 个营养级的数据要求，但毒性数据量上要求达到 10 个物种且涵盖 6 个生物类群的毒性数据，整体上对基准制定的数据要求有所提高。另外，补充规定了确定毒性数据需求时应考虑污染物的毒性效应特征，比如制定除草剂或杀虫剂的基准，应相应关注对水生植

物和水生昆虫毒性数据的采用。

数据评价步骤之后，本标准将现行标准的数据可靠性分级的内容修改为“评价结果”，具体分级标准和内容基本没有改动。

5.7 基准推导

5.7.1 本章框架

与现行标准相比，本标准增加了“基准推导原理”“基准推导程序”“毒性数据预处理”和“物种危害浓度确定”等章节，在“基准定值”中增加了“基于 ACR 方法的基准定值”（见表 6）。

表 6 本章节标准层次框架对比

	现行标准（HJ 831-2017）	本标准
框架	8 水质基准的推导	7 基准推导
	8.1 水质基准推导方法	7.1 推导程序
	(1) 毒性数据分布检验	7.2 毒性数据预处理
	(2) 累计概率计算	7.2.1 水质参数对污染物生物毒性的影响分析
	(3) 模型拟合与评价	7.2.2 种平均急性值的计算
	(4) 水质基准外推	7.2.3 种平均慢性值的计算
	8.2 水质基准结果的表述	7.2.4 SMAV 和 SMCV 的对数转换
	(1) 基准取值	7.3 模型拟合与评价
	(2) 水质基准的表述	7.3.1 累积频率计算
		7.3.2 模型拟合
		7.3.3 模型评价
		7.4 物种危害浓度确定
		7.4.1 确定方法
		7.4.2 危害浓度的种类
		7.5 基准定值
		7.5.1 满足最少毒性数据需求的基准定值
		7.5.2 基于 ACR 方法的基准定值
	7.6 基准确定与表述	

5.7.2 毒性数据预处理

通过数据筛选和评价获得的毒性数据是文献资料报道的数据原始形式，如急性包括 LC₅₀ 和 EC₅₀，慢性包括 NOEC、LOEC、EC₁₀ 等。本标准增加了对原始毒性数据进行预处理的要求，规定了如何将文献报道的毒性数据转换为 SMAV 或 SMCV。同时，对获得的文献毒性数据进行转换之前，首先需要分析实验水质参数对污染物毒性可能的影响。如水质参数对污染物毒性有影响，则首先需要建立或利用相关模型对文献毒性数据进行校正，再依据计算规则将文献毒性数据转换为 SMAV 或 SMCV。

由于毒性数据不一定符合固定的某种概率分布，因此在数据预处理过程中不再对 SMAV 或 SMCV 进行分布检验。考虑到不同物种的毒性数据值之间差异很大，在计算获得 SMAV 或 SMCV 后，统一对 SMAV 或 SMCV 取常用对数，得到 lgSMAV 和 lgSMCV，以缩小数值之间的差异，方便模型拟合。

综上，本标准中毒性数据预处理包括“水质参数对污染物生物毒性的影响分析”“种平均急性值的计算”“种平均慢性值的计算”和“SMAV 和 SMCV 的对数转换”4 个步骤。

5.7.3 SSD 拟合模型

现行标准中规定使用正态分布模型、对数正态分布模型、逻辑斯谛模型、对数逻辑斯谛模型和极值模型进行 SSD 的拟合, 近期研究和应用实践表明, 极值模型在拟合中表现不佳, 因此将极值模型删除, 修订后本标准规定使用正态分布、对数正态分布、逻辑斯谛和对数逻辑斯谛 4 种模型进行拟合。关于拟合结果, 现行标准中规定使用决定系数 (R^2)、均方根 (RMSE)、残差平方和 (SSE) 和 K-S 检验的 p 值进行评价, 由于 RMSE 和 SSE 可以相互转换, 指标重复, 因此修订后删去 SSE, 保留另外 3 个指标进行评价。

5.7.4 计算软件

一些国家开发了应用 SSD 法的国家基准计算软件, 如: 荷兰推荐采用 EcoToX (ETX) 软件; 澳大利亚和新西兰推荐采用 Burrlioz 软件; 美国采用 Fortran 语言编程的方法进行基准计算等。我国进行 SSD 拟合推导基准时, 多采用数理统计通用的 Origin、Matlab、Sigmaplot 等软件, 可能导致不同学者在模型选择和计算结果上的差异。现行标准对于基准推导模型给出了经验公式, 同时也给出了可以参照的模型软件, 但没有给出具体的软件操作细则, 在一些功能使用方面仍不够完善。基于此, 在借鉴其他国家经验的基础上, 本次修订配套开发了“国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法(试用版)”软件, 该软件主要涵盖的拟合模型包括正态分布、对数正态分布、逻辑斯谛分布、对数逻辑斯谛分布 4 个模型, 也单独编制了软件使用手册。该软件能够为国家生态环境基准制定提供标准化和规范化技术保障。本次软件为试用版, 软件版本将视国家生态环境基准研究和实践的深入适时更新。

5.7.5 物种危害浓度

本标准增加了“物种危害浓度的确定”章节和技术要求, 用以推导 HC₅、HC₁₀、HC₂₅、HC₅₀、HC₇₅、HC₉₀ 和 HC₉₅, 也就是保护 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95% 物种的物种危害浓度。其中, HC₅ 用于基准定值, 其他 HC 值供环境管理决策参考。

5.7.6 基准定值

现行标准规定了在污染物的慢性毒性数据不足时, 可以使用急慢性毒性比 (ACR) 的方法进行长期基准的推导, 但对于如何使用 ACR 方法没有做出说明, 本标准增加了应用 ACR 方法的流程和技术方法说明。

5.8 质量保证和质量评价

基准推导的各个环节均应该有质量保证措施, 不同阶段质量保证内容也有所差异, 阶段工作质量评价合格后方能开展下一阶段的工作。本标准规定了编制工作方案阶段、数据获取阶段、基准推导阶段的质量保证的要求, 以及对工作方案质量评价和基准制定过程质量评价的具体要求。

5.9 不确定性分析

由于知识的不足、数据的不完整或者信息的不一致等, 造成的推导结果偏性称为不确定性。它贯穿于基准推导整个过程, 主要由客观存在的差异性(如水生生物个体本身的异质性或种类的多样性)、已有认知的不完全性(如现有科学知识的不足)、推导方法本身(如模型的有效性)的误差等导致, 将直接或间接引起推导结果的模糊与不稳定性问题。

不确定性分析是对基准推导全过程的不确定性因素进行综合分析, 说明推导过程的哪些方面充分依据、哪些方面由于可利用资料有限或对毒性机理了解不多而存在不足之处, 对

各个阶段的判断和推导结论的可信度予以评价，并作为基准技术报告正式内容记录。进行不确定性分析，有利于明晰基准制定过程中的不确定性，使基准推导结果更加科学。

目前，对基准推导不确定性的描述并没有统一模式。本标准要求进行不确定性分析，向环境管理者或决策者提供相对准确的信息，使其对基准推导结果有科学和客观的理解。

5.10 删除或优化基准污染物质的确定、基准的审核和基准的应用

基准污染物质在基准制定之前就已经基本确定，因此“基准污染物质的确定”不属于本标准规定范畴；将“基准的审核”优化为基准制定过程的质量评价，纳入“质量保证与质量评价”章节；“基准的应用”属于管理范畴，应用场景较多，需另行研究并制定技术规范。

5.11 附录

现行标准 HJ831-2017 有 5 个附录，分别为“附录 A 时间加权平均值的算法”“附录 B 国际通用毒性测试淡水水生生物名录”“附录 C 中国本土敏感淡水水生生物推荐名录”“附录 D SSD 模型与拟合优度评价准则”和“附录 E 淡水水生生物水质基准技术报告编制大纲”。本标准将现行标准 HJ831-2017 的附录 A 和附录 D 移入正文中体现，将附录 B 和附录 C 优化为本标准的附录 A，对附录 E 进行优化并作为本标准的附录 C；鉴于外来入侵物种对我国自然生态系统有危害性，本标准根据国家政府部门公布的中国外来入侵物种名单拟定了部分中国淡水外来入侵物种名录作为附录 B，规定在基准制定过程中不可以使用外来入侵物种作为受试物种。有关说明如下：

现行标准 HJ831-2017 附录 A 提供的时间加权平均值的算法，用于污染物在实验体系中非常不稳定时计算其暴露浓度，属于相关标准测试方法里的内容，本标准将其修改为相关要求移入正文“6.3.2.4”中：“暴露条件 a) 应根据污染物的理化性质选择适宜的实验系统（流水式、半静态或静态等），对于在实验体系中不稳定的物质在实验过程中应对其暴露浓度进行测定”。

现行标准 HJ831-2017 附录 B 提供了国际通用测试物种的名单，而在我国水域广泛分布的国际通用测试物种由于和我国物种重复，在本标准正文中不再强调，将其中属于我国物种的纳入附录 A。

现行标准 HJ831-2017 附录 C 所列敏感物种名录是基于物种敏感性的分析筛选出来的，在普遍意义上来说对污染物是相对敏感的，因此本标准将其修订为基准制定的推荐受试物种。

现行标准 HJ831-2017 中附录 D 描述的 SSD 模型均为经验公式，基准推导过程中没有直接应用，因此将公式删除，相关的模型评价方法等表述移入正文“7.3.3”中作为模型评价内容。

总结《淡水水生生物水质基准—镉（2020 年版）》《淡水水生生物水质基准—氨氮（2020 年版）》和《淡水水生生物水质基准—苯酚（2020 年版）》报告编制过程中遇到的问题，从可操作性需要出发，对现行标准附录 E 进行细化和调整，明确了报告各章节撰写需要阐述的核心内容。

6 对实施本标准的建议

建议标准发布实施后，开展系列培训，并根据标准实施情况适时对本标准进行完善、修订与补充；将本标准中所涉及的数据元纳入元数据系统中进行数据注册和管理；此外，在编制海洋生物水质基准制定等相关技术规范时，应注意与本标准的衔接。

参考文献

- [1] USEPA. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses[R]. Washington DC: USEPA, 1985.
- [2] CCME. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life 2007[R]. In "Canadian Environmental Quality Guidelines", Ottawa, Canada: CCME, 2007.
- [3] European Commission. Technical guidance for deriving environmental quality standards, Guidance Document No. 27, 2018.
- [4] ANZECC, ARMCANZ. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality[R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [5] ECB. Technical guidance document on risk assessment in support of commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances[R]. Ispra, Italy: European Chemicals Bureau, 2003.
- [6] RIVM. Guidance document on deriving environmental risk limits in the Netherlands, Bilthoven. The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment, 2001.
- [7] KLIMISCH H J, ANDREAE M, TILLMANN U. A systematic approach for evaluating the quality of experimental toxicological and ecotoxicological data[J]. Regulatory Toxicology and Pharmacology, 1997, 25(1):1-5.
- [8] ÅGERSTRAND M, EDVARDSSON L, Rudén C. Bad reporting or bad science? Systematic data evaluation as a means to improve the use of peer-reviewed studies in risk assessments of chemicals. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2014, 20(6):1427-1445.
- [9] ÅGERSTRAND M, EDVARDSSON L, Rudén C. Comparison of four different methods for reliability evaluation of ecotoxicity data: a case study of non-standard test data used in environmental risk assessments of pharmaceutical substances[J]. Environmental Sciences Europe, 2011, 23(1):1-15.
- [10] DURDA J L, PREZIOSI D V. Data quality evaluation of toxicological studies used to derive ecotoxicological benchmarks[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2000, 6(5):747-765.
- [11] MARKICH S, Warne M, WESTBURY A-M, et al. A compilation of data on the toxicity of chemicals to species in Australasia. Part 3: Metals[J]. Australasian Journal of Ecotoxicology, 2002, 8:1-72.
- [12] SCHNEIDER K, SCHWARZ M, BURKHOLDER I, et al. "ToxRTool", a new tool to assess the reliability of toxicological data[J]. Toxicology Letters, 2009, 189(2):138-144.
- [13] USEPA. Evaluation guidelines for ecological toxicity data in the open literature[R]. Washington DC: USEPA, 2011.
- [14] MOERMOND C T A, KASE R, KORKARIC M, et al. CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2016, 35(5):1297-1309.
- [15] KASE R, KORKARIC M, WERNER I, et al. Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data (CRED): comparison and perception of the Klimisch and CRED methods for evaluating reliability and relevance of ecotoxicity studies[J]. Environmental Sciences Europe: DOI 10.1186/s12302-016-0073-x, 2016.
- [16] ANZECC, ARMCANZ. Revised method for deriving Australian and New Zealand water quality guideline values for toxicants[R]. In "Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality", 2018.
- [17] 吴丰昌, 等. 水质基准理论与方法学及其案例研究. 当代杰出青年科学文库[M]. 北京: 科学

出版社, 2012.

- [18] 郑欣, 闫振广, 王晓南, 等. 水质基准甲壳类受试生物筛选[J]. 环境科学研究, 2014, 27(4): 356-364.
- [19] 王晓南, 郑欣, 闫振广, 等. 水质基准鱼类受试生物筛选[J]. 环境科学研究, 2014, 27(4): 341-348.
- [20] 刘征涛, 王晓南, 闫振广, 等. “三门六科”水质基准最少毒性数据需求原则[J]. 环境科学研究, 2012, 25(12):1364-1369.
- [21] 刘娜, 金小伟, 王业耀, 等. 生态毒理数据筛查与评价准则研究[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(3):1-10.
- [22] 黄轶, 闫振广, 张天旭, 等. 我国水质基准制定中生态毒性数据质量评估方法研究[J]. 环境工程技术学报, 2021, 11(1):122-128.
- [23] ZHANG X, XIA X, LI H. et al. Bioavailability of pyrene associated with suspended sediment of different grain sizes to *Daphnia magna* as investigated by passive dosing devices[J]. Environmental Science and Technology, 2015, 49(16):10127-10135.
- [24] LIN H, XIA X, BI S, et al. Quantifying bioavailability of pyrene associated with dissolved organic matter of various molecular weights to *Daphnia magna*[J]. Environmental Science and Technology, 2018, 52(2):644-653.
- [25] 张瑞卿, 吴丰昌, 李会仙, 等. 应用物种敏感度分布法研究中国无机汞的水生生物水质基准[J]. 环境科学学报, 2012, 32(2):440-449.
- [26] 苏海磊, 吴丰昌, 李会仙, 等. 我国水生生物水质基准推导的物种选择[J]. 环境科学研究, 2012, 25(5):506-511.
- [27] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 我国铜的淡水生物水质基准研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(6):617-628.
- [28] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 锌对淡水生物的毒性特征与水质基准的研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(4):367-382.
- [29] FENG C L, WU F C, DYER S D, et al. Derivation of freshwater quality criteria for zinc using interspecies correlation estimation models to protect aquatic life in China[J]. Chemosphere, 2013, 90(3):1177-1183.
- [30] YAN Z G, ZHANG Z S, WANG H, et al. Development of aquatic life criteria for nitrobenzene in China[J]. Environmental Pollution, 2012, 162:86-90.
- [31] YIN D, JIN H, YU L, et al. Deriving freshwater quality criteria for 2,4-dichlorophenol for protection of aquatic life in China[J]. Environmental Pollution, 2003, 122(2):217-222.
- [32] WU F C, MU Y S, CHANG H, et al. Predicting water quality criteria for protecting aquatic life from physicochemical properties of metals or metalloids[J]. Environmental Science and Technology, 2013, 47(1):446-453.
- [33] LU C X, YANG S W, YAN Z G, et al. Deriving aquatic life criteria for PBDEs in China and comparison of species sensitivity distribution with TBBPA and HBCD[J]. Science of the Total Environment, 2018, 640-641:1279-1285.
- [34] ZHENG X, YAN Z G, LIU P Y, et al. Derivation of aquatic life criteria for four phthalate esters and their ecological risk assessment in Liao River. Chemosphere, 2019, 220:802-810.
- [35] WU F C, MENG W, ZHAO X L, et al. China embarking on development of its own national water quality criteria system[J]. Environmental Science and Technology, 2010, 44(21):7992-7993.
- [36] OECD. OECD test guidelines for the chemicals[R]. Paris: OECD, 2019.
- [37] ASTM. Standard guide for acute toxicity test with the rotifer *Brachionus*. ASTM E1440-91, 2012.

- [38] 环境保护部化学品登记中心, 《化学品测试方法》编委会. 化学品测试方法 生物系统效应卷 (第二版) [M]. 北京: 中国环境出版社, 2013.
- [39] ISO. Water quality-Determination of the chronic toxicity to *Brachionus calyciflorus* in 48 h[S]. ISO 20666-2008, 2008.
- [40] OECD. Report of the final ring test of the *Daphnia magna* reproduction test[R]. In "OECD Environmental Health and Safety Publications Series on Testing and Assessment", Paris: OECD, 1997.
- [41] CRANE M, NEWMAN M C. What levels of effects is a no observed effect? Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19(2):516-519.

附 1

淡水水生生物水质基准制定案例—铅

2021 年 3 月

缩略语说明

序号	缩略语	中文名称	英文名称	单位
1	ATV	急性毒性值	Acute Toxicity Value	μg/L
2	CTV	慢性毒性值	Chronic Toxicity Value	μg/L
3	EC ₅₀	半数效应浓度	50% of Effective Concentration	μg/L
4	ECOTOX	生态毒性数据库	Ecotoxicology Database	-
5	GLP	良好实验室规范	Good Laboratory Practice	-
6	HC _x	x%物种危害浓度	Hazardous Concentration for x% of Species	μg/L
7	IC ₅₀	半数抑制效应浓度	50% of Inhibitory Concentration	μg/L
8	LC ₅₀	半数致死浓度	50% of Lethal Concentration	μg/L
9	LOEC	最低观察效应浓度	Lowest Observed Effect Concentration	μg/L
10	LOEL	最低观察效应水平	Lowest Observed Effect Level	μg/L
11	LWQC	长期水质基准	Long-term Water Quality Criteria	μg/L
12	MATC	最大允许浓度	Maximum Acceptable Toxicant Concentration	μg/L
13	NOEC	无观察效应浓度	No Observed Effect Concentration	μg/L
14	NOEL	无观察效应水平	No Observed Effect Level	μg/L
15	SMAV	种平均急性值	Species Mean Acute Value	μg/L
16	SMCV	种平均慢性值	Species Mean Chronic Value	μg/L
17	SSD	物种敏感度分布	Species Sensitivity Distribution	-
18	SWQC	短期水质基准	Short-term Water Quality Criteria	μg/L
19	WOS	科学引文索引数据库	Web of Science	-

淡水水生生物水质基准—铅

水体硬度 (以CaCO ₃ 计, mg/L)	短期水质基准 ^[1] (μg/L)	长期水质基准 ^[2] (μg/L)
50	75	2.7
100	167	5.4
150	267	8.0
200	371	11
250	480	13
300	592	16
350	707	18
450	943	24

[1] 对 95%的中国淡水水生生物及其生态功能不产生急性有害效应的水体中铅最大浓度（以任何 1 小时的算术平均浓度计）。

[2] 对 95%的中国淡水水生生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中铅最大浓度（以连续 4 个自然日的日均浓度的算术平均浓度计）。

目 录

1 概述	21
2 国内外研究进展.....	21
3 铅及其化合物的环境问题.....	22
3.1 理化性质.....	22
3.2 我国淡水环境中铅的浓度水平.....	23
3.3 铅对淡水水生生物的毒性.....	24
3.2.1 毒性效应.....	24
3.2.2 急性毒性.....	24
3.2.3 慢性毒性.....	24
3.4 水质参数对铅毒性的影响.....	24
4 资料检索和数据筛选.....	24
4.1 数据需求.....	24
4.2 资料检索.....	25
4.3 数据筛选.....	26
4.3.1 筛选方法.....	26
4.3.2 筛选结果.....	27
5 基准推导.....	30
5.1 推导方法.....	30
5.1.1 毒性数据预处理.....	30
5.1.2 模型的拟合与评价.....	31
5.1.3 物种危害浓度确定.....	32
5.1.4 基准定值.....	32
5.1.5 基准确定与表达.....	32
5.2 推导结果.....	32
5.2.1 短期水质基准.....	32
5.2.2 长期水质基准.....	38
6 基准推导的质量评价.....	43
7 不确定性分析.....	44
参考文献.....	45
附录A 铅对淡水水生生物的急性毒性数据.....	48
附录B 铅对淡水水生生物的慢性毒性数据.....	51

1 概述

作为自然界中普遍存在的一类重金属元素，铅具有蓄积性、沿食物链转移富集、污染后不易被发现并难以恢复等特点，是我国《地表水环境质量标准》（GB3838-2002）的基本项目之一，同时，铅及其化合物也被列入我国水环境优先控制污染物黑名单。配合《淡水水生生物水质基准指定技术指南》（HJ 831-2017）的修订，我们在既有研究基础上^[1-6]，以铅为例进行水质基准推导，以验证 HJ 831-2017 修订版的科学性和实用性，本研究提出的铅水质基准反映现阶段水环境中铅对 95% 的中国淡水水生生物及其生态功能产生有害效应的最大剂量，可为制修订相关水生生态环境质量标准、预防和控制铅对水生生物及生态系统的危害提供科学依据。

铅淡水水质基准推导过程中，共纳入 2274 篇中英文文献和 2512 条毒性数据库数据，经质量评价后 82 条数据为可靠数据，涉及 43 种淡水水生生物，基本代表了我国淡水水生生物区系特征，涵盖了草鱼、鲢鱼等我国淡水水生生物优势种。在对急性毒性值（ATV）和慢性毒性值（CTV）进行水体硬度校正后，基于物种敏感度分布法，推导出铅的短期水质基准（SWQC）和长期水质基准（LWQC），用总铅浓度表示，单位为 $\mu\text{g/L}$ ，基准保留 2 位有效数字。

2 国内外研究进展

国内外铅的水质基准研究进展对比见表 1。美国是最早开展水质基准研究的国家，于 1980 年发布了单独成册的国家铅环境水质基准文件，并根据最新科学研究进展于 1985 年和 1999 年进行了修订^[7]。继美国之后，加拿大、澳大利亚和新西兰也都先后制定了本国铅的环境水质基准^[8,9]。

由于水质基准推导方法、物种使用和表达形式的差异，不同国家甚至同一国家在不同时期制定的铅水质基准也存在一定差异（表 2）。例如，美国 EPA 在 1980 年发布的淡水水生生物铅的水质基准中，短期水质基准推导纳入 10 个物种的急性毒性数据，长期水质基准推导纳入 8 个物种的慢性毒性数据；在 1985 年进行铅水质基准更新时，短期基准推导纳入的物种仍为 10 个，但物种类别发生变化，长期基准推导采用急慢性毒性比的方法，共涉及 4 个物种，同时，EPA 更新了水质基准的硬度校正方法，即采用协方差分析法获取毒性数据的硬度校正斜率。

表 1 国内外铅环境水质基准研究进展

内容	发达国家	中国
基准推导方法	主要包括评价因子法、物种敏感度分布法、毒性百分数排序法	对评价因子法、物种敏感度分布法、毒性百分数排序法均进行了研究，并在指南中确定使用物种敏感度分布法
物种来源	本土物种、引进物种、国际通用物种	中国自然水域中分布较为广泛的物种
物种选择	基于各个国家生物区系的差异，各个国家物种选择与数据要求不同。例如，加拿大要求不少于 3 种及以上鱼类、3 种及以上水生或半水生无脊椎动物	按照指南规定，基准推导至少需要 6 个淡水水生生物物种，覆盖 3 个营养级

毒性测试方法	参照采用国际标准化组织（ISO）、经济合作与发展组织（OECD）等规定的水生生物毒性测试方法；部分发达国家采用本国制定的水生生物毒性测试方法	参照采用国际标准化组织（ISO）、经济合作与发展组织（OECD）等规定的水生生物毒性测试方法；采用国家标准方法
相关毒性数据库	美国生态毒理数据库（ECOTOX） (http://cfpub.epa.gov/ecotox/) PAN 农药行动网络 (http://www.pesticideinfo.org/)	中国知识基础设施工程、万方知识服务平台、维普网等文献数据库。无生态毒性数据库

表 2 淡水水生生物铅水质基准

国家	制修订时间	SWQC (µg/L)	LWQC (µg/L)	水体硬度 (以 CaCO ₃ 计, mg/L)	物种数 (个)		推导方法	发布部门
					SWQC	LWQC		
美国	1980	74	0.75	50	10	8	毒性百分数排序法	美国环境保护局
		170	3.8	100				
		400	20	200				
	1985	34	1.3	50	10	4		
		82	3.2	100				
		197	7.7	200				
	1999	65	2.5	100				
加拿大	1987	-	1	0~60	-	4	毒性百分数排序法	加拿大环境部长理事会
		-	2	60~120				
		-	4	120~180				
		-	7	>180				
澳大利亚和新西兰	2000	-	3.4	30	-	9	物种敏感度分布法	澳大利亚和新西兰环境保护理事会

3 铅及其化合物的环境问题

3.1 理化性质

铅，元素符号 Pb，为银灰色有光泽的重金属，原子序数为 82，元素周期表中位于第六周期 IVA 族。铅及其化合物的理化性质见表 3。

环境中铅的来源有自然源和人为活动源两类，以人为活动源为主。地壳中天然存在的铅，可随火山飞灰、地面扬尘、森林火灾烟尘及海盐气溶胶等自然现象而释放到环境中，但自然水平较低。人为活动源主要包括铅矿山的开采，含铅化合物冶炼和生产工厂企业的“三废”排放等。

铅在水体中的存在形态，一般按其总量可分为“可溶态”和“颗粒态”，可溶态的铅毒性较大，生物有效性较高，可以被生物直接吸收，蓄积性强，主要以二价和四价的离子形态存在。在基准推导中，选用不同形式的铅浓度会对所得基准产生影响。

在淡水水体中，水溶态二价铅离子是铅最主要的存在形式，因此本报告中铅的化合物均

为水溶态二价无机铅盐，主要涉及硝酸铅、氯化铅和醋酸铅，其理化性质见表 3。

表 3 铅及其化合物的理化性质

铅及其化合物	单质铅	硝酸铅	氯化铅	醋酸铅
分子式	Pb	Pb(NO ₃) ₂	PbCl ₂	Pb(CH ₃ COO) ₂
CAS 号	7439-92-1	10099-74-8	7758-95-4	301-04-2
EINECS 号	231-100-4	233-245-9	231-845-5	206-104-4
UN 编号	-	1469	-	1616
熔点/°C	327.4	470	501	75
沸点/°C	1740	83	950	280
水溶性	不溶于水	易溶于水	微溶于水	易溶于水
用途	化合物半导体、制冷原件、蓄电池、电缆等	黄色素、媒染剂、收敛剂、增感剂等	用作分析试剂、助剂及焊料等	抗污涂料、水质防护剂、颜料填充剂等

3.2 我国淡水环境中铅的浓度水平

2017 年全国河流湖库 2050 个国控断面铅的月平均浓度监测数据表明，主要流域的各类水体中均有铅的检出，部分区域检出浓度较高，低于地表水IV类水质标准（表 4）。

表 4 2017 年全国主要流域水体中铅的浓度

主要流域	断面数量（个）	铅的浓度（mg/L）	水质类别
长江流域	590	ND*~0.047	I~III类
淮河流域	242	ND~0.0485	I~III类
珠江流域	225	ND~0.031	I~III类
海河流域	172	ND~0.047	I~III类
黄河流域	144	ND~0.025	I~III类
浙闽片河流	128	ND~0.022	I~III类
松花江流域	120	ND~0.008	I~II类
辽河流域	115	ND~0.061	I~V类
太湖流域	74	ND~0.0127	I~III类
西北诸河	71	ND~0.00762	I~II类
巢湖流域	65	ND~0.00284	I~II类
西南诸河	69	ND~0.035	I~III类
滇池流域	35	ND~0.03	I~III类

* ND 表示未检出

3.3 铅对淡水水生生物的毒性

3.2.1 毒性效应

铅对水生植物的毒性效应主要通过破坏植物细胞的细微结构，抑制水生植物体内酶活性、呼吸代谢以及光合作用等阻碍细胞生长，使细胞体积缩小，改变核酸组成，使水生植物受到危害。铅对水生动物的毒性效应主要包括吸附在水生动物器官表面，影响器官的正常生理功能；诱发细胞畸形，以致细胞凋亡；破坏 DNA、酶、功能蛋白分子等的结构，使遗传、代谢等功能遭到破坏。

3.2.2 急性毒性

基于急性毒性效应测试终点不同，ATV 主要包括半数致死浓度（ LC_{50} ）、半数效应浓度（ EC_{50} ）和半数抑制效应浓度（ IC_{50} ）。本基准以 LC_{50} 和 EC_{50} 作为 ATV 进行水体硬度的校正和种平均急性值（SMAV）的计算。

3.2.3 慢性毒性

基于慢性毒性效应测试终点不同，CTV 主要包括无观察效应浓度（NOEC）、最低观察效应浓度（LOEC）、无观察效应水平（NOEL）、最低观察效应水平（LOEL）、最大允许浓度（MATC）、20%效应浓度（ EC_{20} ）、10%效应浓度（ EC_{10} ）和半数效应浓度（ EC_{50} ）等。MATC 是 NOEC 和 LOEC（或 NOEL 和 LOEL）的几何平均值。本基准以基于生长和生殖毒性效应的 LOEC、MATC（水生动物）和 EC_{50} （水生植物）作为 CTV 进行水体硬度的校正和种平均慢性值（SMCV）的计算。

3.4 水质参数对铅毒性的影响

水质参数如硬度、酸碱度、盐度、有机碳等是影响铅毒性和水质基准的重要因素^[10-13]，其中水体硬度对铅的生物毒性影响研究最具广泛性，一般认为在较高的水体硬度条件下，碳酸根、重碳酸根离子与铅离子形成络合态离子或者沉淀，从而降低其生物有效性，也有研究表明，二价铅离子和钙镁离子可以作用于相似的靶点，产生拮抗作用，在细胞膜上的竞争吸附可以降低生物对铅离子的吸收^[14, 15]，随着水体硬度的增加，铅的化合物对多种水生生物毒性作用显著降低^[16, 17]。

地表水水体硬度未纳入我国地表水水质监测。参考第三次全国地表水水质评价结果^[18]，我国地表水水体硬度 <150 mg/L、150 mg/L ~ <300 mg/L、300 mg/L ~ ≤450 mg/L、>450 mg/L 的水面积占我国地表水总面积的比例分别为 42%、34%、11%、13%。

本次基准推导将水体硬度（以 $CaCO_3$ 计）分为 50 mg/L、100 mg/L、150 mg/L、200 mg/L、250 mg/L、300 mg/L、350 mg/L、450 mg/L 八个等级，分别计算铅对淡水水生生物的 SWQC 及 LWQC。

4 资料检索和数据筛选

4.1 数据需求

本次基准推导所需数据类别包括化合物类型、物种类型、毒性数据、水体硬度等，各类数据关注指标见表 5。

表 5 毒性数据检索要求

数据类别	关注指标
化合物	硝酸铅、氯化铅、醋酸铅、硫酸铅、亚硝酸铅、四氟硼酸铅
物种类型	中国自然水域中分布较为广泛的物种
物种名称	中文名称、拉丁文名称
实验物种生命阶段	幼体、成体等
暴露方式	流水暴露、半静态暴露、静态暴露
暴露时间	以天或小时计
急性毒性值的类型	LC ₅₀ 和 EC ₅₀ 等
慢性毒性值的类型	NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、MATC、EC ₁₀ 、EC ₂₀ 和 EC ₅₀ 等
毒性效应	致死效应、生殖毒性效应、活动抑制效应等
水体硬度	硬度值；钙、镁离子浓度

4.2 资料检索

本次基准推导使用的数据主要来自英文毒性数据库和中英文文献数据库。英文毒性数据库和中英文文献数据库纳入和剔除原则见表 6。完成毒性数据库和文献数据库筛选后，进行铅毒性数据检索，检索方案见表 7，检索结果见表 8。

表 6 数据库纳入和剔除原则

数据库类型	纳入条件	剔除原则	符合条件的数据库名称
毒性数据库	<ol style="list-style-type: none"> 1) 包含表 4 列出的数据类别和关注指标； 2) 数据条目可溯源，包括题目、作者、期刊名、期刊号等信息 	<ol style="list-style-type: none"> 1) 剔除不包含毒性测试方法的数据库； 2) 剔除不包含毒性实验暴露时间的数据库； 3) 剔除不包含实验用水硬度值，且无法根据给定条件计算出水体硬度值的数据库 	ECOTOX
文献数据库	<ol style="list-style-type: none"> 1) 包含表 4 列出的数据类别和关注指标； 2) 包含中文核心期刊或科学引文索引核心期刊； 3) 包含属于原创性的研究报告 	<ol style="list-style-type: none"> 1) 剔除综述性论文数据库； 2) 剔除理论方法学论文数据库 	<ol style="list-style-type: none"> 1) 中国知识基础设施工程； 2) 万方知识服务平台；维普网； 3) WOS

表 7 毒性数据和文献检索方案

数据类别	数据库名称	检索时间	检索式	
			急性毒性	慢性毒性
毒性数据	ECOTOX	截至 2020 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	化合物名称: Lead; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: EC ₅₀ 或 LC ₅₀ 或 IC ₅₀	化合物名称: Lead; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC

文献检索	中国知识基础设施工程;万方知识服务平台;维普网	截至 2020 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	题名: 铅或 Pb; 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊	题名: 铅或 Pb; 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊
	WOS	截至 2020 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	题名: lead 或 Pb 或 Pb ²⁺ 或 Pb(II); 摘要: Pb 或 Pb ²⁺ 或 Pb(II); 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀	题名: lead 或 Pb 或 Pb ²⁺ 或 Pb(II); 摘要: Pb 或 Pb ²⁺ 或 Pb(II); 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC 或 EC ₁₀ 或 EC ₂₀

表 8 毒性数据和文献检索结果

数据库类型	数据类型	数据合文献量	合计
毒性数据库	急性毒性	922 条	2512 条
	慢性毒性	1590 条	
文献数据库	急性毒性	1937 篇	2274 篇
	慢性毒性	337 篇	

4.3 数据筛选

4.3.1 筛选方法

依据技术指南对检索获得的数据（表 8）进行筛选，筛选方法见表 9。数据筛选时，采用两组研究人员独立完成上述毒性数据库的数据筛选及中英文文献数据的提取和筛选，若两组研究人员对数据存在歧义，则提交编制组统一讨论或组织专家咨询后决策。

表 9 数据筛选方法

项目	筛选原则
物种筛选	<ol style="list-style-type: none"> 1) 受试物种能反映我国淡水生物区系特征，能充分代表水体中不同生态营养级别及其关联性，或具有重要经济价值或娱乐用途，以栖息或分布于我国境内的代表性淡水水生生物为优选对象； 2) 受试物种能够被驯养、繁殖并获得足够的数量，或在某一地域范围内有充足的资源，确保有个体均匀的群体可供实验； 3) 受试物种对污染物质具有较高的敏感性及毒性反应的一致性； 4) 受试物种的毒性反应有规范的测试终点和方法； 5) 受试物种在人工驯养、繁殖时能保持遗传性状稳定； 6) 当采用野外捕获物种进行毒性测试时，确保该物种未曾接触过目标污染物； 7) 对我国自然生态系统有明确危害的淡水生物（如有害的外来入侵物种）不作为受试物种； 8) 对于我国珍稀或濒危物种、特有物种，根据国家野生动物保护的相关法规选择性使用作为受试物种。
毒性数据筛选	<ol style="list-style-type: none"> 1) 实验设计 <ol style="list-style-type: none"> a) 实验设计依据国际或国家标准测试方法，否则对实验设计进行详细说明； b) 实验设置空白对照组，必要时需设置溶剂对照组和阳性对照组； c) 实验组浓度按照标准测试方法的要求进行设定，一般急性毒性试验浓度间隔系数不超过 2.2，慢性毒性试验浓度间隔系数不超过 3.2。

	<p>2) 实验试剂</p> <p>a) 试剂有准确名称及化学品登记号 (CAS)。当试剂为无机盐时, 说明实验结果的试剂物质化学形态;</p> <p>b) 试剂纯度一般 $\geq 90\%$, 否则进行专家判断, 并根据试剂纯度对实验数据进行校正或采用实测浓度。</p> <p>3) 受试生物</p> <p>a) 说明受试生物的拉丁名称、生命阶段、来源 (实验室、养殖基地、野外), 野外获取的说明获取物种的具体地理位置;</p> <p>b) 实验开始前, 将受试生物在实验条件下进行驯养, 标准受试生物在驯养期间的死亡率符合测试方法要求, 非标准受试生物的驯养死亡率最大不能超过 10%。</p> <p>c) 不采用单细胞动物和微生物的毒性数据。</p> <p>4) 暴露条件</p> <p>a) 根据污染物的理化性质选择适宜的实验系统 (流水式、半静态或静态等), 对于在实验体系中不稳定的物质, 实验过程中对其暴露浓度进行测定;</p> <p>b) 实验系统符合受试生物的生存特点, 水质条件根据受试生物的生存要求稳定在一定范围内, 溶解氧饱和度应大于 60%;</p> <p>c) 实验稀释用水依据标准测试方法配制或使用曝气自来水, 不以蒸馏水或去离子水直接作为实验稀释用水;</p> <p>d) 毒性实验系统的生物负荷符合或接近标准测试方法的规定;</p> <p>e) 对于水生动物的急性毒性数据, 轮虫的实验暴露时间为 24 小时左右, 溞类和摇蚊类受试生物为 48 小时左右, 其他物种为 96 小时左右; 对于水生动物的慢性毒性数据, 轮虫的实验暴露时间大于等于 48 小时, 其他动物的实验暴露时间大于等于 21 天或跨越一个敏感生命阶段 (如鱼类早期生命阶段毒性实验);</p> <p>f) 对于水生植物的急性毒性数据, 实验暴露时间为 96 小时左右; 对于水生植物的慢性毒性数据, 暴露时间大于等于 21 天或至少跨越一个世代。</p> <p>5) 数据分析</p> <p>a) 对照组的生物参数 (藻类繁殖速度、动物死亡或活动受抑制率等) 变化范围符合标准测试方法的规定;</p> <p>b) 实验数据针对不同的测试终点选择相应的统计分析方法, 并详细说明统计学参数, 实验结果具有统计学意义;</p> <p>c) 当同一物种的同一毒性终点实验数据之间相差 10 倍以上时, 结合专业判断剔除离群值, 当无法判断离群值时, 弃用全部相关数据。</p> <p>6) 数据优先性</p> <p>a) 流水式实验数据 > 半静态实验数据 > 静态实验数据;</p> <p>b) 实测浓度毒性数据 > 理论浓度毒性数据;</p> <p>c) 对于同一物种的急性数据, $LC_{50} > EC_{50}$;</p> <p>d) 对于同一物种的慢性数据, $EC_{20} > MATC > NOEC = EC_{10} > LOEC$, 全生命周期毒性数据 > 部分生命周期毒性数据 > 单一生命阶段毒性数据; 对于植物的慢性数据, 除依据上述规定外, $LOEC > EC_{50}$;</p> <p>e) 相对敏感生命阶段毒性数据 > 相对不敏感生命阶段毒性数据。</p>
--	---

4.3.2 筛选结果

依据表 9 所示数据筛选方法对检索所得数据进行筛选, 共获得数据 188 条, 筛选结果见表 10。经可靠性评价, 共有 82 条数据可用于基准推导 (表 11), 其中: 急性毒性数据 47 条 (附录 A), 慢性毒性数据 35 条 (附录 B)。用于基准推导的 82 条数据共涉及 43 个物种 (表 12), 其中包括了在中国水体中广泛分布的草鱼、鲢鱼等物种。表 13、表 14 分别列出了用于 SWQC 和 LWQC 推导涉及的物种及其对应毒性数据量的分布情况。

获得的动物急性毒性数据终点有 LC_{50} 和 EC_{50} (附录 A), 获得的动物慢性毒性数据终点有 LOEC 和 MATC (附录 B)。植物毒性数据的急、慢性分类规则尚不明确。铅的化合物对水生植物的毒性数据相对较少, 本报告筛选获得了 11 条用于基准推导的水生植物毒性数据, 包括 3 条青萍毒性数据 (附录 A) 和 8 条浮游藻类毒性数据 (附录 B)。其中青萍毒性数据终点为 EC_{50} , 暴露时间为 7 天, 纳入短期基准计算; 浮游藻类毒性数据终点为 EC_{50} , 暴露时间为 3~4 天, 跨越了至少一个世代, 纳入长期基准计算。

表 10 数据筛选结果

数据库	毒性数据类型	总数据量 (条)	剔除数据 (条)						剩余数据 (条)
			重复	无关	无水体硬度	暴露时间不符	化合物不符	物种不符	
毒性数据库	ATV	922	1	50	537	178	28	64	64
	CTV	1590	36	136	1100	261	0	3	54
中文文献数据库	ATV	319	0	213	63	10	0	0	24
	CTV	271	0	191	77	0	0	0	3
英文文献数据库	ATV	1691	0	1481	131	4	0	61	14
	CTV	89	0	21	37	2	0	0	29
合计		4882	37	2092	1945	455	28	128	188

表 11 数据可靠性评价及分布

数据可靠性	评价原则	毒性数据 (条)		合计 (条)
		急性	慢性	
无限制可靠	数据产生过程完全符合国际、国家标准测试方法或行业技术标准	9	18	27
限制可靠	数据产生过程不完全符合相关标准实验准则, 但实验程序翔实、可靠, 有充足的证据证明数据可用	38	17	55
不可靠	数据产生过程与相关标准中实验准则有冲突或矛盾, 实验设计不科学, 没有充足的证据证明数据可用, 实验过程不能令人信服或不为专家所接受	79	21	100
不确定	没有提供足够的实验细节, 无法判断数据可靠性	6	0	6
合计		132	56	188

表 12 可靠性数据涉及的物种分布

数据类型	物种数量 (种)	物种名称
急性毒性	33	1.草鱼; 2.鲤鱼; 3.蚤状蚤; 4.蚤状钩虾; 5.伸展摇蚊; 6.无褶螺; 7.中华倒刺鲃; 8.夹杂带丝蚓; 9.瘤拟黑螺; 10.鲢鱼; 11.隆线蚤; 12.端足类钩虾; 13.银鲫; 14.黑眶蟾蜍; 15.大形狭星介; 16.哑口仙女虫; 17.爪哇摇蚊; 18.黄颡鱼; 19.高体鳊; 20.鲫鱼; 21.三角涡虫; 22.南方鲇; 23.胭脂鱼; 24.罗氏沼虾; 25.栉水虱; 26.大型蚤; 27.青萍; 28.模糊网纹蚤; 29.虹鳟; 30.麦瑞加拉鲮鱼; 31.露斯塔野鲮; 32.美洲红点鲑; 33.孔雀花鳉
慢性毒性	16	1.端足类钩虾; 2.萼花臂尾轮虫; 3.静水椎实螺; 4.中华倒刺鲃; 5.羊角月牙藻; 6.亚东鳊; 7.伸展摇蚊; 8.端足虫; 9.四齿腔轮虫; 10.普通小球藻; 11.铜绿微囊藻; 12.梅尼小环藻; 13.黑斑侧褶蛙; 14.大型蚤; 15.美洲红点鲑; 16.虹鳟

表 13 短期水质基准推导涉及的物种及毒性数据分布

序号	物种名称	物种类群	毒性数据 (条)	序号	物种名称	物种类群	毒性数据 (条)
1	中华倒刺鲃	硬骨鱼纲鲤科鱼	2	18	隆线蚤	浮游动物	1
2	鲫		2	19	模糊网纹蚤		1
3	鲢		2	20	端足类钩虾	底栖动物	2
4	露斯塔野鲮		2	21	蚤状钩虾		1
5	鲤		1	22	罗氏沼虾		1
6	草鱼		1	23	夹杂带蚯蚓		1
7	银鲫		1	24	瘤拟黑螺		1
8	麦瑞加拉鲮鱼		1	25	无褶螺		1
9	虹鳟	硬骨鱼纲非鲤科鱼	4	26	伸展摇蚊		1
10	南方鲇		2	27	爪哇摇蚊		1
11	黄颡鱼		2	28	大形狭星介	1	
12	胭脂鱼		2	29	三角涡虫	1	
13	高体鳊鲂		1	30	哑口仙女虫	1	
14	孔雀花鲂		1	31	栉水虱	1	
15	美洲红点鲑		1	32	黑眶蟾蜍	其他门类动物	1
16	大型蚤	浮游动物	2	33	青萍	水生维管束植物	3
17	蚤状蚤		1				

表 14 长期水质基准推导涉及的物种及毒性数据分布

序号	物种名称	物种类群	毒性数据 (条)	序号	物种名称	物种类群	毒性数据 (条)
1	中华倒刺鲃	硬骨鱼纲鲤科鱼	2	9	伸展摇蚊	底栖动物	2
2	虹鳟	硬骨鱼纲非鲤科鱼	7	10	端足虫		2
3	美洲红点鲑		2	11	端足类钩虾		1
4	亚东鳊		1	12	黑斑侧褶蛙	其他门类动物	1
5	大型蚤	浮游动物	3	13	羊角月牙藻	浮游植物	2
6	萼花臂尾轮虫		2	14	普通小球藻		2
7	四齿腔轮虫		2	15	铜绿微囊藻		2
8	静水椎实螺	底栖动物	2	16	梅尼小环藻		2

5 基准推导

5.1 推导方法

5.1.1 毒性数据预处理

5.1.1.1 水体硬度校正

水体硬度校正分为毒性—水体硬度斜率拟合和水体硬度校正毒性值计算两个步骤，其中：毒性—水体硬度斜率拟合见公式（1）和公式（2）；水体硬度校正毒性值计算见公式（3）和公式（4）。

$$\lg(ATV) = K_A \lg(H_A) + C_A \quad (1)$$

$$\lg(CTV) = K_C \lg(H_C) + C_C \quad (2)$$

$$ATV_H = 10^{K_A \times \lg(H) + \lg(ATV) - K_A \times \lg(H_A)} \quad (3)$$

$$CTV_H = 10^{K_C \times \lg(H) + \lg(CTV) - K_C \times \lg(H_C)} \quad (4)$$

式中：ATV—水体硬度校正前急性毒性值，计算时不区分 LC₅₀ 和 EC₅₀，见附录 A，μg/L；

CTV—水体硬度校正前慢性毒性值，计算时不区分 NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、MATC、EC₁₀、EC₂₀ 和 EC₅₀，见附录 B，μg/L；

ATV_H—水体硬度校正后急性毒性值，μg/L；

CTV_H—水体硬度校正后慢性毒性值，μg/L；

K_A—急性毒性—水体硬度斜率，无量纲；

K_C—慢性毒性—水体硬度斜率，无量纲；

H_A—水体硬度校正前 ATV 对应水体硬度值，见附录 A，mg/L；

H_C—水体硬度校正前 CTV 对应水体硬度值，见附录 B，mg/L；

C_A—急性毒性常数，为截距，无量纲；

C_C—慢性毒性常数，为截距，无量纲；

H—水体硬度值（以 CaCO₃ 计），取值分别为 50 mg/L，100 mg/L，150 mg/L，200 mg/L，250 mg/L，300 mg/L，350 mg/L，450 mg/L。

5.1.1.2 种平均急性值的计算

对于急性毒性数据，本报告获得的急性毒性数据包括 LC₅₀ 和 EC₅₀，计算 SMAV 时，直接作为 ATV 纳入计算。

依据公式（5），在指定水体硬度条件下，分物种计算 SMAV。

$$SMAV_{H,i} = \sqrt[m]{(ATV_H)_{i,1} \times (ATV_H)_{i,2} \times \cdots \times (ATV_H)_{i,m}} \quad (5)$$

式中：SMAV_{H,i}—指定水体硬度 H 下物种 i 的种平均急性值，μg/L；

ATV_H—水体硬度校正后急性毒性值，μg/L；

i—某一物种，无量纲；

m—物种 i 的 ATV_H 个数，个；

H—水体硬度值（以 CaCO₃ 计），取值分别为 50 mg/L，100 mg/L，150 mg/L，200 mg/L，250 mg/L，300 mg/L，350 mg/L，450 mg/L。

5.1.1.3 种平均慢性值的计算

对于慢性毒性数据，本报告获得的动物慢性毒性数据包括 NOEC、LOEC 和 MATC 三种形式，计算 SMCV 时，用公式（6）分物种计算获得 MATC，再统一将 MATC 作为 CTV 纳入计算。获得的动物慢性毒性数据中，端足类钩虾、亚东鱧和黑斑侧褶蛙的毒性数据只有 LOEC，获得的植物慢性毒性数据中，4 种藻类的毒性数据均为 EC₅₀，计算 SMCV 时，直接作为 CTV 纳入计算。

$$MATC_i = \sqrt{NOEC_i \times LOEC_i} \quad (6)$$

式中：MATC_i—物种 i 的最大允许浓度，μg/L；

NOEC_i—物种 i 的无观察效应浓度，μg/L；

LOEC—物种 i 的最低观察效应浓度，μg/L；

i—某一物种，无量纲。

依据公式（7），在指定水体硬度条件下，分物种计算 SMCV。

$$SMCV_{H,i} = \sqrt[n]{(CTV_H)_{i,1} \times (CTV_H)_{i,2} \times \dots \times (CTV_H)_{i,n}} \quad (7)$$

式中：SMCV_{H,i}—指定水体硬度 H 下物种 i 的种平均慢性值，μg/L；

CTV_H—水体硬度校正后慢性毒性值，μg/L；

i—某一物种，无量纲；

n—物种 i 的 CTV_H 个数，个；

H—水体硬度值（以 CaCO₃ 计），取值分别为 50 mg/L，100 mg/L，150 mg/L，200 mg/L，250 mg/L，300 mg/L，350 mg/L，450 mg/L。

5.1.1.4 SMAV 和 SMCV 的对数转换

将得到的 SMAV_{H,i} 和 SMCV_{H,i} 分别取常用对数，得到 lg(SMAV_{H,i}) 和 lg(SMCV_{H,i})。

5.1.2 模型的拟合与评价

5.1.2.1 累积频率计算

将 lg(SMAV_{H,i}) 和 lg(SMCV_{H,i}) 从小到大进行排序，确定其秩次 R（数值最小的秩次为 1，次之秩次为 2，依次排列，如果有两个或两个以上物种的数值相同，将其任意排成连续秩次），依据公式（8）分别计算物种的急性和慢性累积频率 F_R。

$$F_R = \frac{\sum_1^R f}{\sum f+1} \times 100\% \quad (8)$$

式中：F_R—累积频率，%；

R—毒性值得秩次，无量纲；

f—频数，指毒性值秩次 R 对应的物种数，个。

5.1.2.2 模型拟合

分别以 lg(SMAV_{H,i}) 和 lg(SMCV_{H,i}) 作为自变量 x，以对应的累积频率 F_R 为因变量 y，利用正态分布模型、对数正态分布模型、逻辑斯谛模型、对数逻辑斯谛模型进行 SSD 模型拟合，拟合时使用软件为“国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法（试用版）”。

5.1.2.3 模型评价

依据模型拟合的决定系数（R²）、均方根（RMSE）以及概率 p 值（K-S 检验），结合专业判断，确定最优拟合模型。

5.1.3 物种危害浓度确定

根据确定的最优拟合模型，取 y 值为 5%、10%、25%、50%、75%、90% 和 95%，计算获得对应的 x 值，则 x 的反常用对数 (10^x) 即为对应的长期和短期物种危害浓度 HC₅、HC₁₀、HC₂₅、HC₅₀、HC₇₅、HC₉₀ 和 HC₉₅。

5.1.4 基准定值

利用公式 (9) 和公式 (10) 进行基准外推，分别计算获得短期和长期的水生生物水质基准。

$$SWQC = \frac{SHC_5}{SAF} \quad (9)$$

式中：SWQC—短期水生生物水质基准， $\mu\text{g/L}$ ；
SHC₅—基于急性毒性数据推导的 5% 物种危害浓度， $\mu\text{g/L}$ ；
SAF—短期基准的评估因子，无量纲。

$$LWQC = \frac{LHC_5}{LAF} \quad (10)$$

式中：LWQC—长期水生生物水质基准， $\mu\text{g/L}$ ；
LHC₅—基于慢性毒性数据推导的 5% 物种危害浓度， $\mu\text{g/L}$ ；
LAF—长期基准的评估因子，无量纲。

由于本报告短期和长期基准推导所用有效毒性数据的数量均大于 15，故 SAF 和 LAF 取值为 2。

5.1.5 基准确定与表达

- a) 按照标准推导出的水质基准包括 SWQC 和 LWQC；
- b) 结合专业判断，确保 SWQC 小于所有重要物种的 SMAV，LWQC 小于所有重要物种的 SMCV。否则，以最敏感重要物种的 SMAV 或 SMCV 作为 SWQC 或 LWQC；
- c) 依据污染物毒性和仪器检出限等信息，本基准取值保留 2 位有效数字，单位为 $\mu\text{g/L}$ ；
- d) 本基准表述内容包括水质基准、HC₅、评估因子以及与基准对应的水体硬度。

5.2 推导结果

5.2.1 短期水质基准

5.2.1.1 毒性数据预处理

5.2.1.1.1 水体硬度校正

对附录 A 中每条数据的 ATV 和对应水体硬度值分别取常用对数，利用公式 (1) 进行线性拟合，得到公式 $\lg(ATV)=1.1505 \times \lg(H_A)+1.6794$ ，急性毒性—水体硬度斜率 K_A 为 1.1505，决定系数 R^2 为 0.2522，线性显著相关 ($p < 0.05$)，见图 1。

依据公式 (3)，对每条毒性数据进行水体硬度校正，分别获得水体硬度 H 为 50 mg/L，100 mg/L，150 mg/L，200 mg/L，250 mg/L，300 mg/L，350 mg/L，450 mg/L 时的 ATV_H，

见附录 A。

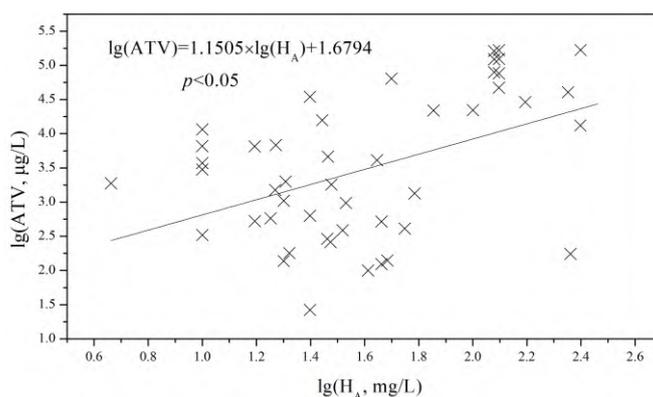


图 1 急性毒性值与水体硬度的线性关系

5.2.1.1.2 种平均急性值计算

利用公式 (5) 计算物种的种平均急性值, 取常用对数后得到 $\lg(\text{SMAV}_{\text{H},i})$, 结果见表 15。

5.2.1.2 模型拟合与评价

利用公式 (8) 计算物种的急性累积频率 F_R , 见表 15。

模型拟合结果如表 16 所示。指定水体硬度条件下, 通过 R^2 、RMSE、 p 值 (K-S 检验) 的比较, 逻辑斯谛分布模型 SSD 曲线拟合最优, 拟合结果见图 2。

5.2.1.3 短期物种危害浓度

采用逻辑斯谛分布模型推导的 HC_5 、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 、 HC_{95} 值结果见表 17。

5.2.1.4 短期水质基准

表 17 中不同硬度水质条件下 HC_5 除以评估因子 2, 即为不同硬度水质条件下 SWQC (表 18), 表示对 95% 的中国淡水水生生物及其生态功能不产生急性有害效应的水体中铅最大浓度 (以任何 1 小时的算术平均浓度计)。

表 15 种平均急性值及累积频率

物种名称	物种拉丁名	lg(SMAV _{H_i} , µg/L)								R	f (个)	Fr (%)
		H _i =50	H _i =100	H _i =150	H _i =200	H _i =250	H _i =300	H _i =350	H _i =450			
蚤状钩虾	<i>Gammarus pulex</i>	1.481	1.827	2.029	2.173	2.285	2.376	2.453	2.578	1	1	2.941%
模糊网纹蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	1.768	2.114	2.317	2.461	2.572	2.663	2.740	2.866	2	1	5.882%
罗氏沼虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	2.099	2.445	2.648	2.792	2.903	2.994	3.071	3.197	3	1	8.824%
端足类钩虾	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	2.149	2.496	2.698	2.842	2.953	3.045	3.122	3.247	4	1	11.76%
青萍	<i>Lemna minor</i>	2.695	3.042	3.244	3.388	3.499	3.590	3.668	3.793	5	1	14.71%
蚤状溞	<i>Daphnia pulex</i> Leydig	2.758	3.104	3.307	3.450	3.562	3.653	3.730	3.856	6	1	17.65%
虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.903	3.249	3.452	3.596	3.707	3.798	3.875	4.001	7	1	20.59%
胭脂鱼	<i>Myxocyprinus asiaticus</i>	2.998	3.345	3.547	3.691	3.803	3.894	3.971	4.096	8	1	23.53%
无褶螺	<i>Aplexa hypnorum</i>	3.029	3.375	3.577	3.721	3.833	3.924	4.001	4.126	9	1	26.47%
哑口仙女虫	<i>Nais elinguis</i>	3.277	3.623	3.826	3.970	4.081	4.172	4.249	4.375	10	1	29.41%
大形狭星介	<i>Stenocypris major</i>	3.302	3.648	3.851	3.995	4.106	4.197	4.274	4.400	11	1	32.35%
高体鲮鲃	<i>Rhodeus ocellatus</i>	3.317	3.664	3.866	4.010	4.122	4.213	4.290	4.415	12	1	35.29%
隆线溞	<i>Daphnia carinata</i>	3.477	3.823	4.026	4.170	4.281	4.372	4.449	4.575	13	1	38.24%
夹杂带丝蚓	<i>Lumbriculus variegatus</i>	3.511	3.857	4.059	4.203	4.315	4.406	4.483	4.608	14	1	41.18%
黑眶蟾蜍	<i>Duttaphrynus melanostictus</i>	3.670	4.017	4.219	4.363	4.474	4.565	4.642	4.768	15	1	44.12%
美洲红点鲑	<i>Salvelinus fontinalis</i>	3.673	4.020	4.222	4.366	4.477	4.569	4.646	4.771	16	1	47.06%

孔雀花鲂	<i>Poecilia reticulata</i>	3.749	4.095	4.298	4.441	4.553	4.644	4.721	4.847	17	1	50.00%
银鲫	<i>Carassius auratus gibelio</i>	3.894	4.240	4.443	4.587	4.698	4.789	4.866	4.992	18	1	52.94%
露斯塔野鲮	<i>Labeo rohita</i>	3.927	4.274	4.476	4.620	4.731	4.823	4.900	5.025	19	1	55.88%
麦瑞加拉鲮鱼	<i>Cirrhinus mrigala</i>	4.161	4.507	4.710	4.853	4.965	5.056	5.133	5.259	20	1	58.82%
三角涡虫	<i>Dugesia japonica</i>	4.214	4.560	4.763	4.907	5.018	5.109	5.186	5.312	21	1	61.76%
南方鲇	<i>Silurus metidionalis</i>	4.279	4.625	4.828	4.972	5.083	5.174	5.251	5.377	22	1	64.71%
瘤拟黑螺	<i>Melanoides ruberculata</i>	4.325	4.671	4.874	5.017	5.129	5.220	5.297	5.423	23	1	67.65%
草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	4.376	4.722	4.925	5.069	5.180	5.271	5.348	5.474	24	1	70.59%
中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	4.386	4.733	4.935	5.079	5.190	5.281	5.358	5.484	25	1	73.53%
爪哇摇蚊	<i>Chironomus javanus</i>	4.396	4.742	4.945	5.089	5.200	5.291	5.368	5.494	26	1	76.47%
大型溞	<i>Daphnia magna</i>	4.442	4.788	4.991	5.135	5.246	5.337	5.414	5.540	27	1	79.41%
黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	4.443	4.789	4.992	5.136	5.247	5.338	5.415	5.541	28	1	82.35%
鲢	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	4.642	4.989	5.191	5.335	5.446	5.538	5.615	5.740	29	1	85.29%
鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	4.772	5.118	5.321	5.465	5.576	5.667	5.744	5.870	30	1	88.24%
栉水虱	<i>Asellus aquaticus</i>	4.807	5.153	5.356	5.500	5.611	5.702	5.779	5.905	31	1	91.18%
鲫	<i>Carassius auratus</i>	4.816	5.162	5.365	5.509	5.620	5.711	5.788	5.914	32	1	94.12%
伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	4.886	5.233	5.435	5.579	5.690	5.782	5.859	5.984	33	1	97.06%

表 16 短期水质基准模型拟合结果

水体硬度(以 CaCO ₃ 计, mg/L)	拟合模型	R ²	RMSE	p 值(K-S 检验)
50	正态分布模型	0.9652	0.0487	>0.05
	对数正态分布模型	0.9283	0.0699	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9717	0.0439	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9627	0.0504	>0.05
100	正态分布模型	0.9652	0.0487	>0.05
	对数正态分布模型	0.9338	0.0672	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9717	0.0439	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9641	0.0495	>0.05
150	正态分布模型	0.9651	0.0487	>0.05
	对数正态分布模型	0.9362	0.0659	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9717	0.0439	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9646	0.0491	>0.05
200	正态分布模型	0.9652	0.0487	>0.05
	对数正态分布模型	0.9378	0.0651	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9717	0.0439	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9651	0.0488	>0.05
250	正态分布模型	0.9652	0.0487	>0.05
	对数正态分布模型	0.9389	0.0645	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9717	0.0439	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9653	0.0486	>0.05
300	正态分布模型	0.9652	0.0487	>0.05
	对数正态分布模型	0.9397	0.0641	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9717	0.0439	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9655	0.0485	>0.05
350	正态分布模型	0.9652	0.0487	>0.05
	对数正态分布模型	0.9404	0.0637	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9717	0.0439	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9657	0.0483	>0.05
450	正态分布模型	0.9651	0.0487	>0.05
	对数正态分布模型	0.9414	0.0632	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9717	0.0439	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9659	0.0482	>0.05

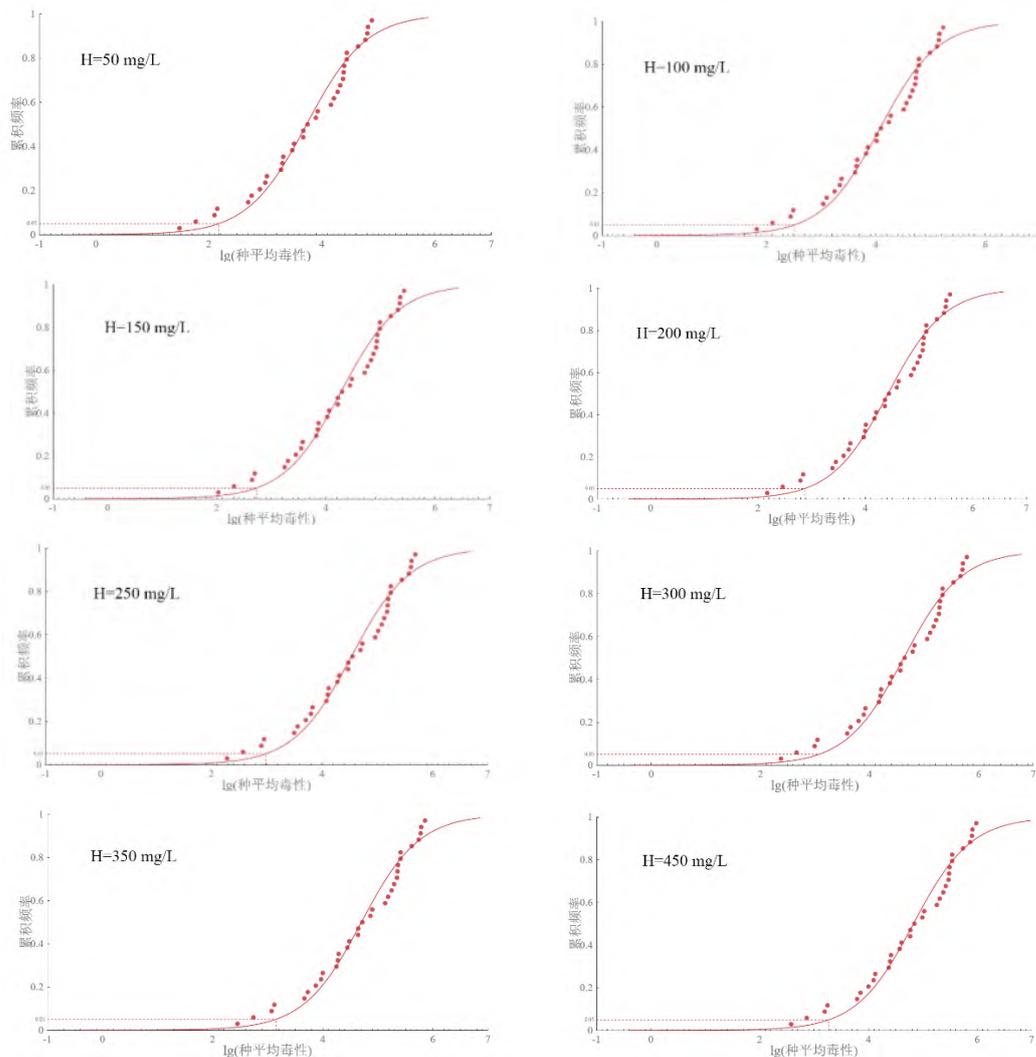


图 2 对数急性毒性—累积频率的逻辑斯谛分布模型拟合曲线 (H 为水体硬度)

表 17 短期物种危害浓度

水体硬度 (以 CaCO ₃ 计, mg/L)	HC _x (μg/L)						
	HC ₅	HC ₁₀	HC ₂₅	HC ₅₀	HC ₇₅	HC ₉₀	HC ₉₅
50	150.6	373.2	1417	5383	20446	77654	150.6
100	334.3	828.5	3147	11951	45388	172385	334.3
150	533.0	1321	5017	19054	72367	274848	533.0
200	742.1	1839	6985	26529	100758	382679	742.1
250	959.2	2377	9030	34294	130249	494686	959.2
300	1183	2932	11137	42298	160647	610137	1183
350	1413	3501	13298	50506	191820	728534	1413
450	1886	4675	17756	67439	256133	972793	1886

表 18 短期水质基准

水体硬度(以 CaCO ₃ 计, mg/L)	HC ₅	评估因子	SWQC (μg/L)
50	150.6	2	75
100	334.3	2	167
150	533.0	2	267
200	742.1	2	371
250	959.2	2	480
300	1183	2	592
350	1413	2	707
450	1886	2	943

5.2.2 长期水质基准

5.2.2.1 毒性数据预处理

5.2.2.1.1 水体硬度校正

对附录 B 中每条数据的 CTV 和对应水体硬度值分别取常用对数，利用公式 (2) 进行线性拟合，得到公式 $\lg(\text{CTV})=1.062 \times \lg(\text{H}_A)+0.253$ ，慢性毒性—水体硬度斜率 K_C 为 1.062，决定系数 R^2 为 0.2001，线性显著相关 ($p < 0.05$)，见图 3。

依据公式 (4)，对每条毒性数据进行水体硬度校正，分别获得水体硬度 H 为 50 mg/L，100 mg/L，150 mg/L，200 mg/L，250 mg/L，300 mg/L，350 mg/L，450 mg/L 时的 CTV_H ，见附录 B。

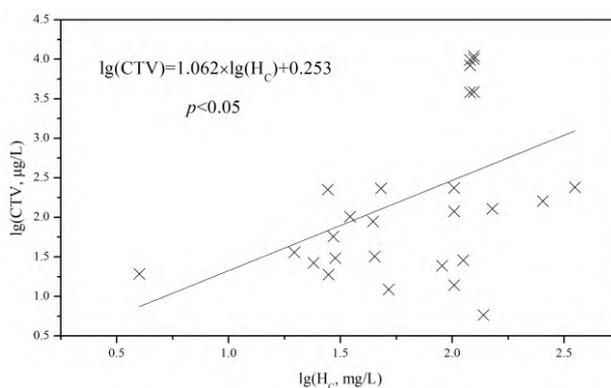


图 3 慢性毒性值与水体硬度的线性关系

5.2.2.1.2 种平均慢性值计算

利用公式 (7) 计算物种的种平均慢性值，取常用对数后得到 $\lg(\text{SMCV}_{H,i})$ ，结果见表 19。

5.2.2.2 模型拟合与评价

利用公式 (8) 计算物种的慢性累积频率 F_R ，见表 19。

模型拟合结果如表 20 所示。指定水体硬度条件下，通过 R^2 、RMSE、 p 值 (K-S 检验)

的比较，对数逻辑斯谛分布模型 SSD 曲线拟合最优，拟合结果见图 4。

5.2.2.3 长期物种危害浓度

采用对数逻辑斯谛分布模型推导的 HC₅、HC₁₀、HC₂₅、HC₅₀、HC₇₅、HC₉₀、HC₉₅ 值结果见表 21。

5.2.2.4 长期水质基准

表 21 中不同硬度水质条件下 HC₅ 除以评估因子 2, 即为不同硬度水质条件下 LWQC(表 22), LWQC 表示对 95% 的中国淡水水生生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中铅最大浓度 (以连续 4 个自然日的日均浓度的算术平均浓度计)。

表 19 种平均慢性值及累积频率

物种名称	物种拉丁名	lg(SMCV _{H_i} , µg/L)								R	f (个)	FR (%)
		H _i =50	H _i =100	H _i =150	H _i =200	H _i =250	H _i =300	H _i =350	H _i =450			
端足虫	<i>Hyalella azteca</i>	0.2974	0.6171	0.8041	0.9368	1.040	1.124	1.195	1.311	1	1	5.882%
静水椎实螺	<i>Lymnaea stagnalis</i>	0.8128	1.133	1.320	1.452	1.555	1.639	1.710	1.826	2	1	11.76%
四齿腔轮虫	<i>Lecane quadridentata</i>	1.116	1.436	1.623	1.756	1.859	1.943	2.014	2.130	3	1	17.65%
羊角月牙藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	1.425	1.744	1.931	2.064	2.167	2.251	2.322	2.438	4	1	23.53%
黑斑侧褶蛙	<i>Pelophylax nigromaculatus</i>	1.454	1.774	1.961	2.094	2.197	2.281	2.352	2.468	5	1	29.41%
大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	1.471	1.791	1.978	2.111	2.214	2.298	2.369	2.485	6	1	35.29%
端足类钩虾	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	1.554	1.873	2.060	2.193	2.296	2.380	2.451	2.567	7	1	41.18%
虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1.836	2.156	2.343	2.476	2.578	2.663	2.734	2.850	8	1	47.06%
美洲红点鲑	<i>Salvelinus fontinalis</i>	1.861	2.181	2.368	2.501	2.604	2.688	2.759	2.875	9	1	52.94%
萼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	2.042	2.361	2.548	2.681	2.784	2.868	2.939	3.055	10	1	58.82%
伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	2.386	2.705	2.892	3.025	3.128	3.212	3.283	3.399	11	1	64.71%
亚东鱒	<i>Salmo trutta</i>	2.451	2.771	2.958	3.090	3.193	3.277	3.349	3.464	12	1	70.59%
中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	2.621	2.940	3.127	3.260	3.363	3.447	3.518	3.634	13	1	76.47%
梅尼小环藻	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3.169	3.489	3.676	3.808	3.911	3.995	4.067	4.182	14	1	82.35%
铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	3.550	3.870	4.057	4.189	4.292	4.376	4.447	4.563	15	1	88.24%
普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	3.604	3.923	4.110	4.243	4.346	4.430	4.501	4.617	16	1	94.12%

表 20 长期水质基准模型拟合结果

水体硬度 (以 CaCO ₃ 计, mg/L)	拟合模型	R ²	RMSE	p 值(K-S 检验)
50	正态分布模型	0.9700	0.0470	>0.05
	对数正态分布模型	0.9517	0.0596	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9699	0.0471	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9821	0.0363	>0.05
100	正态分布模型	0.9700	0.0470	>0.05
	对数正态分布模型	0.9719	0.0454	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9699	0.0471	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9817	0.0367	>0.05
150	正态分布模型	0.9700	0.0470	>0.05
	对数正态分布模型	0.9763	0.0417	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9699	0.0471	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9811	0.0373	>0.05
200	正态分布模型	0.9711	0.0461	>0.05
	对数正态分布模型	0.9782	0.0400	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9699	0.0470	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9807	0.0377	>0.05
250	正态分布模型	0.9700	0.0470	>0.05
	对数正态分布模型	0.9793	0.0391	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9699	0.0470	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9804	0.0380	>0.05
300	正态分布模型	0.9700	0.0470	>0.05
	对数正态分布模型	0.9799	0.0385	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9699	0.0470	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9801	0.0383	>0.05
350	正态分布模型	0.9700	0.0470	>0.05
	对数正态分布模型	0.9799	0.0385	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9699	0.0471	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9803	0.0380	>0.05
450	正态分布模型	0.9700	0.0470	>0.05
	对数正态分布模型	0.9796	0.0388	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.9699	0.0470	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.9809	0.0375	>0.05

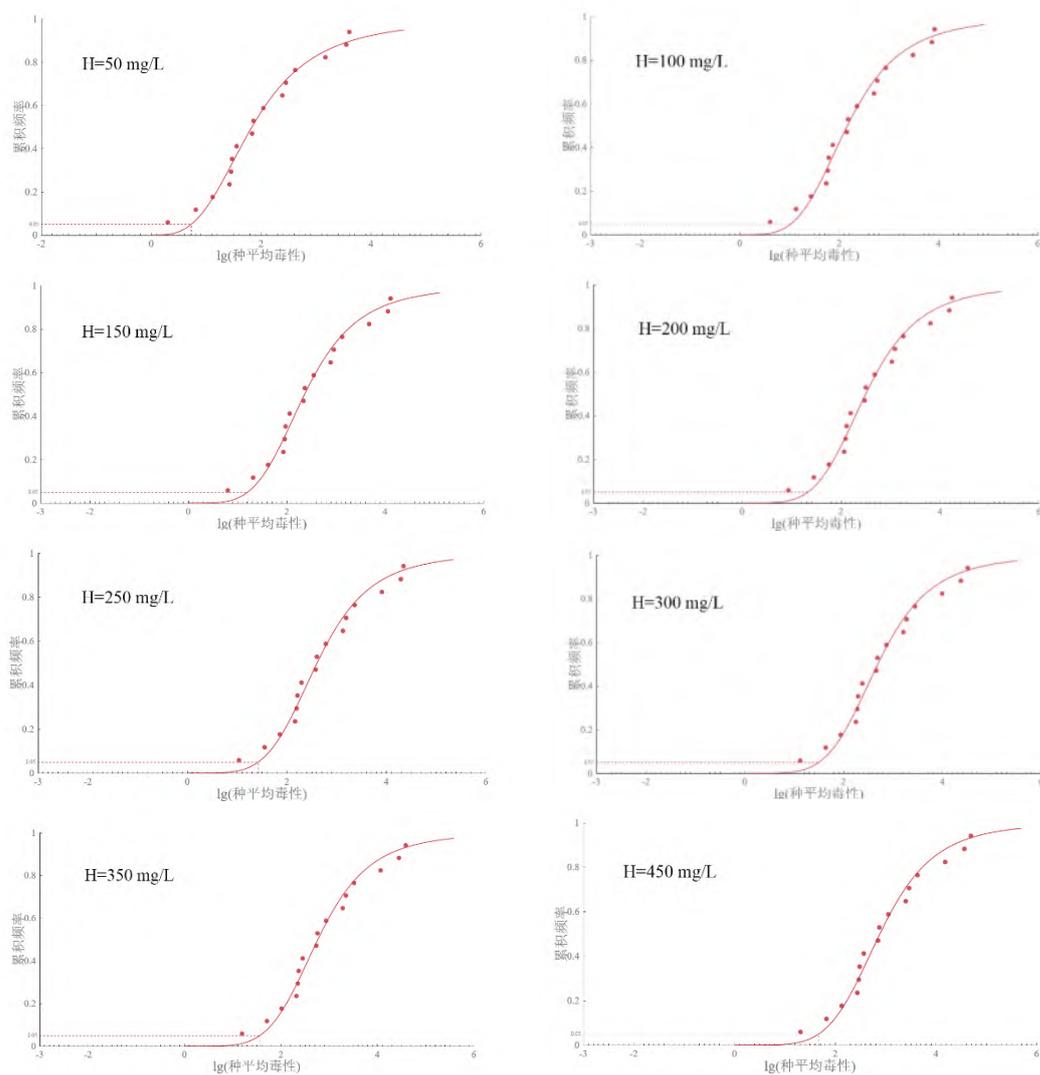


图 4 对数慢性毒性—累积频率的对数逻辑斯谛分布模型拟合曲线 (H 为水体硬度)

表 21 长期物种危害浓度

水体硬度 (以 CaCO ₃ 计, mg/L)	HC _x (μg/L)						
	HC ₅	HC ₁₀	HC ₂₅	HC ₅₀	HC ₇₅	HC ₉₀	HC ₉₅
50	5.353	8.328	19.87	67.75	382.0	4380	39880
100	10.74	17.58	43.97	147.4	727.9	5988	39880
150	16.01	26.85	68.81	230.7	1094	8086	43328
200	21.26	36.23	94.28	316.6	1468	10244	51221
250	26.50	45.65	120.2	404.1	1848	12417	59358
300	31.73	55.14	146.4	493.2	2233	14602	67587
350	36.95	64.66	172.9	583.4	2622	16798	75879
450	47.44	83.89	226.8	766.8	3408	21168	92191

表 22 长期水质基准

水体硬度(以 CaCO ₃ 计, mg/L)	HC ₅	评估因子	SWQC (μg/L)
50	5.353	2	2.7
100	10.74	2	5.4
150	16.01	2	8.0
200	21.26	2	11
250	26.50	2	13
300	31.73	2	16
350	36.95	2	18
450	47.44	2	24

6 基准推导的质量评价

本次基准推导采用的方法和模型、纳入物种的营养级别与物种类群均满足标准技术要求（表 23）。所使用的毒性数据中有 27 条采用国际、国家标准测试方法，为无限制可靠数据，其余 55 条采用非标准测试方法，但所用实验方法科学合理，为限制性可靠数据。最终所得 SWQC 和 LWQC 低于我国淡水中重要物种的 SMAV 和 SMCV，证明该基准对重要物种可以起到有效的保护作用。

表 23 基准推导涉及物种和数据质量情况

审核项目	指南要求	本基准使用	
		SWQC	LWQC
营养级别	生产者	1.青萍	1.羊角月牙藻；2.铜绿微囊藻；3.普通小球藻；4.梅尼小环藻
	初级消费者	1.草鱼；2.鲤；3.蚤状蚤；4.蚤状钩虾；5.伸展摇蚊；6.瘤拟黑螺；7.无褶螺；8.夹杂带丝蚓；9.银鲫；10.隆线蚤；11.罗氏沼虾；12.大形狭星介；13.哑口仙女虫；14.爪哇摇蚊；15.鲫；16.麦瑞加拉鲮鱼；17.中华倒刺鲃；18.三角涡虫；19.端足类钩虾；20.露斯塔野鲮；21.大型蚤；22.模糊网纹蚤；23.栉水虱	1.伸展摇蚊；2.萼花臂尾轮虫；3.大型蚤；4.端足类钩虾；5.端足虫；6.四齿腔轮虫；7.中华倒刺鲃
	次级消费者	1.虹鳟；2.孔雀花鲮；3.黑眶蟾蜍；4.美洲红点鲑；5.高体鳊；6.南方鲇；7.胭脂鱼；8.鲢；9.黄颡鱼	1.黑斑侧褶蛙；2.美洲红点鲑；3.虹鳟；4.静水椎实螺；5.亚东鳊
物种要求	至少包括 6 个物种	33 个物种	16 个物种
	1 种硬骨鱼纲鲤科鱼	1.草鱼；2.鲤；3.银鲫；4.鲫；5.中华倒刺鲃；6.鲢；7.麦瑞加拉鲮鱼；8.露斯塔野鲮	1.中华倒刺鲃
	1 种硬骨鱼纲非鲤科鱼	1.孔雀花鲮；2.美洲红点鲑；3.高体鳊；4.南方鲇；5.胭脂鱼；6.黄颡鱼；7.虹鳟	1.美洲红点鲑；2.虹鳟；3.亚东鳊
	1 种浮游动物	1.蚤状蚤；2.隆线蚤；3.大型蚤；4.模糊网纹蚤；	1.大型蚤；2.萼花臂尾轮虫；3.四齿腔轮虫
	1 种底栖动物	1.夹杂带丝蚓；2.哑口仙女虫；3.罗氏沼虾；4.大形狭星介；5.蚤状钩虾；6.端足类钩虾；7.伸展摇蚊；8.无褶螺；9.爪哇摇蚊；10.三角涡虫；11.瘤拟黑螺；12.栉水虱	1.伸展摇蚊；2.端足类钩虾；3.端足虫；4.静水椎实螺

	1 种上述未涉及的其他门类动物	1.黑眶蟾蜍	1.黑斑侧褶蛙
	1 种浮游植物或水生维管束植物	1.青萍	1.羊角月牙藻；2.铜绿微囊藻；3.普通小球藻；4.梅尼小环藻
毒性数据	无限制可靠数据	9 条	18 条
	限制可靠数据	38 条	17 条
	不可靠数据	0	0
	不确定数据	0	0

7 不确定性分析

本基准在制定方法、拟合模型、纳入物种及毒性数据质量等方面虽满足标准要求，但在制定过程中仍存在一些不确定性因素，主要包括：

（1）用于校正毒性数据的斜率是铅基准制定的关键参数，后续随铅毒性与水体硬度关系的进一步研究，校正斜率的数值可能发生变化，从而需要对铅基准进行更新；

（2）除硬度外，铅的水生生物毒性可能不同程度地受 pH、溶解有机质、温度等因素的影响，基于目前的研究成果尚不能对这些因素的影响进行定量校正；

（3）本报告推导的铅基准是以总铅计的，基于目前研究成果尚不能确定我国淡水环境中总铅和溶解态铅之间的转换系数，因此无法得出溶解态铅的水质基准，需要进一步深入研究；

（4）本报告纳入的物种毒性数据和采用的基准拟合模型满足技术指南要求，反映了对铅毒性和基准的现有科学认知，但随着科学研究和技术的进步，后续基准也需要进行更新。

参考文献

- [1] 吴丰昌. 水质基准理论与方法学及其案例研究[M]. 北京: 科学出版社, 2012.
- [2] WU F C, MENG W, ZHAO X L, et al. China Embarking on Development of its Own National Water Quality Criteria System[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(21): 7992-7993.
- [3] 何丽, 蔡靳, 高富, 等. 铅水生生物基准研究与初步应用[J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(04): 31-37, 95.
- [4] 王菲, 廖静, 茅丹俊, 等. 中国典型河湖水体铅的水生生物安全基准与生态风险评估[J]. *生态毒理学报*, 2017, 12(03): 434-445.
- [5] 杨建军, 关卫省, 路屏. 缺水重污染河流可溶性金属 Pb 水质基准研究[J]. *环境保护科学*, 2013, 39(04): 21-26.
- [6] 赵芊渊, 侯俊, 王超, 等. 应用概率物种敏感度分布法研究太湖重金属水生生物水质基准[J]. *生态毒理学报*, 2015, 10(06): 124-131.
- [7] United States Environmental Protection Agency (US EPA). Ambient Water Quality Criteria for Lead-1984[R]. EPA 440/5-84-027. Duluth: USEPA, Office of Water, 1984.
- [8] Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (ANZECC and ARMCANZ). Australian and New Zealand guidelines for fresh and marinewater quality[R]. Canberra: ANZECC and ARMCANZ, 2000.
- [9] Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Canadian environmental quality guidelines[R]. Winnipeg: CCME, 2010.
- [10] BARGAR J R, BROWN G E, PARKS G A. Surface complexation of Pb(II) at oxide-water interfaces: II. XAFS and bond-valence determination of mononuclear Pb(II) sorption products and surface functional groups on iron oxides[J]. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 1997, 61(13): 2639-2652.
- [11] BOTELHO C M S, BOAVENTURA R A R, GONÇALVES M L S S. Interactions of lead(II) with natural river water: part I. Soluble organics[J]. *Science of the Total Environment*, 1994, 149(1-2): 69-81.
- [12] FLORENCE T M, BATLEY G E. Chemical speciation in natural waters[J]. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 1980, 9: 219-296.
- [13] WALLER P A, PICKERING W F. The effect of pH on the lability of lead and cadmium sorbed on humic acid particles[J]. *Chemical Speciation Bioavailability*, 1993, 5(1): 11-22.
- [14] YIM J H, KIM K W, KIM S D. Effect of hardness on acute toxicity of metal mixtures using *Daphnia magna*: Prediction of acid mine drainage toxicity[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, 138(1): 16-21.
- [15] 吴益春, 赵元凤, 吕景才, 等. 水生生物对重金属吸收和积累研究进展[J]. *生物技术通报*, 2006, (S1): 133-137.
- [16] BESSER J M, BRUMBAUGH W G, BRUNSON E L, et al. Acute and chronic toxicity of lead in water and diet to the amphipod *Hyaella azteca*[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2005, 24(7): 1807-1815.
- [17] MEBANE C A, DILLON F S, HENNESSY D P. Acute toxicity of cadmium, lead, zinc, and their mixtures to stream-resident fish and invertebrates[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2012, 31(6): 1334-1348.
- [18] 周怀东, 彭文启, 杜霞, 等. 中国地表水水质评价[J]. *中国水利水电科学研究院学报*, 2004, 04: 21-30.
- [19] BASCOMBE A D, ELLIS J B, REVITT D M, et al. The Development of Ecotoxicological Criteria in Urban Catchments[J]. *Waterence Technology*, 1990, 22(10-11): 173-179.
- [20] DIAMOND J M, KOPLISH D E, LII M M, et al. Evaluation of the water-effect ratio procedure for metals in a riverine system[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1997, 16(3): 509-520.
- [21] SHAZILI M, NOOR A, MOHD A. Acute toxicity of heavy metals to the Malaysian giant prawn, *Macrobrachium rosenbergii* (de man)[A]. In: 11th MSMS Annual Seminar. Kuala

- Lumpur: University of Malaya, 1988.
- [22] SPEHAR R L, ANDERSON R L, FIANDT J T. Toxicity and Bioaccumulation of Cadmium and Lead in Aquatic Invertebrates[J]. Environmental Pollution, 1978, 15(3): 195-208.
- [23] CALL D J, BROOKE L T, AHMAD N, et al. Toxicity and Metabolism Studies with EPA (Environmental Protection Agency) Priority Pollutants and Related Chemicals in Freshwater Organisms[R]. EPA 600/3-83-095. Duluth: U.S. Environmental Protection Agency, 1983.
- [24] ANTUNES P M C, KREAGER N J. Lead toxicity to Lemna minor predicted using a metal speciation chemistry approach[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2014, 33(10): 2225-2233.
- [25] LEE D R. Development of an Invertebrate Bioassay to Screen Petroleum Refinery Effluents Discharged into Freshwater[D]. Blacksburg: Virginia Polytechnic Institute and State University. 1976.
- [26] 潘天扬, 房树林, 闫玉莲, 等. 水体中铅对长江上游6种鱼类的急性中毒效应[J]. 淡水渔业, 2016, 46(03): 34-39.
- [27] 邓冬富. 水体中铅的浓度对胭脂鱼的生理生态学影响[D]. 重庆: 西南大学. 2012:14-15.
- [28] CALL D J, BROOKE L T, AHMAD N, et al. Aquatic Pollutant Hazard Assessments and Development of a Hazard Prediction Technology by Quantitative Structure-Activity Relationships[R]. Madison: University of Wisconsin-Superior, Center for Lake Superior Environmental Studies, 1981.
- [29] SHUHAIMI-O M, NADZIFAH Y, UMIRAH N S, et al. Toxicity of Metals to an Aquatic Worm, *Nais elinguis* (Oligochaeta, Naididae)[J]. Research Journal of Environmental Toxicology, 2012, 6(4): 122-132.
- [30] MOHAMMAD S O, NADZIFAH Y, NUR-AMALINA R, et al. Toxicity of Metals to a Freshwater Ostracod: *Stenocypris major*[J]. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part a-Current Issues, 2011, (3): 136104.
- [31] 陈万光, 屈菊平, 邓平平, 等. Cu²⁺、Pb²⁺对高体鳊鲃幼鱼的急性毒性研究[J]. 江苏农业科学, 2010, (04): 243-244.
- [32] 石剑波, 吴永贵, 严亮, 等. 贵州喀斯特地区 Pb、Zn 的急性生物毒性效应[J]. 贵州农业科学, 2009, 37(06): 89-92.
- [33] BAILEY H C, LIU D. *Lumbriculus variegatus*, a Benthic Oligochaete, as a Bioassay Organism[J]. Aquatic Toxicology, 1980: 205-215.
- [34] SHUHAIMI-OTHMAN M. Toxicity of metals to tadpoles of the common Sunda toad, *Duttaphrynus melanostictus*[J]. Toxicological Environmental Chemistry Reviews, 2012, 94(2): 364-376.
- [35] HOLCOMBE G W, BENOIT D A, LEONARD E N, et al. Long-Term Effects of Lead Exposure on Three Generations of Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) [J]. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1976, 33(6): 127-129.
- [36] GADKARI A S, MARATHE V B. Toxicity of cadmium and lead to a fish and a snail from two different habitats[J]. IAWPC Tech Annual, 1983: 141-148.
- [37] KHAN S A, LIU X, SHAH B R. Impact of acute toxicity of lead acetate on the level of essential trace metals and histopathological changes in Crucian carp. (*Carassius auratus gibelio*). [J]. The Journal of Animal & Plant Sciences, 2014, 25(5): 1405-1414.
- [38] ABDULLAH S, JAVED M, YAQUB S, et al. Metal Bioaccumulation Patterns in Major Carps during Acute Toxicity Tests[J]. International Journal of Agriculture & Biology, 2011, 13(5): 1560-853013.
- [39] BATOOL U, JAVED M. Synergistic Effects of Metals (Cobalt, Chromium and Lead) in Binary and Tertiary Mixture Forms on *Catla catla*, *Cirrhina mrigala* and *Labeo rohita*[J]. Pakistan Journal of Zoology, 2015, 47(3): 617-623.
- [40] BHILAVE M P, MULEY D V, Deshpande V Y. Biochemical changes in the fish *Cirrhinus mrigala* after acute and chronic exposure of heavy metals[J]. Applied Animal Ethology, 2008, 7(3): 301-302.
- [41] 孙雪华, 孙成, 刘红玲. 考虑物种权重校验保护太湖水生生物的铅基准[J]. 环境化学, 2020, 39(6): 1578-1589.
- [42] 彭涛. 水体中铅的浓度对南方鲇的生理生态学影响[J]. 重庆: 西南大学, 2013: 15-16.
- [43] DATTA S, DAS R C. Influence of some abiotic environmental factors on acute toxicity of

- inorganic lead to *Cyprinus carpio* var *communis* (Linn.) and *Catla catla* (Ham.) in simulated toxic aquatic environment[J]. *Toxicological Environmental Chemistry Reviews*, 2003, 85(4/6): 203-219.
- [44] SHUHAIMI-OTHMAN M, YAKUB N, UMIRAH N S, et al. Toxicity of eight metals to Malaysian freshwater midge larvae *Chironomus javanus* (Diptera, Chironomidae) [J]. *Toxicology Industrial Health*, 2011, 27(10): 879-886.
- [45] GALE N L, WIXSON B G, ERTEN M. An Evaluation of the Acute Toxicity of Lead, Zinc, and Cadmium in Missouri Ozark Groundwater[J]. *Environmental Health*, 1992, 25: 169-183.
- [46] OFFEM B O, AYOTUNDE E O. Toxicity of Lead to Freshwater Invertebrates (Water fleas; *Daphnia magna* and *Cyclop* sp) in Fish Ponds in a Tropical Floodplain[J]. *Water Air Soil Pollution*, 2008, 192(1-4): 39-46.
- [47] MARTIN T R, HOLDICH D M. The acute lethal toxicity of heavy metals to peracarid crustaceans (with particular reference to fresh-water asellids and gammarids) [J]. *Water Research*, 1986, 20(9): 1137-1147.
- [48] KHANGAROT B S, RAY P K. Sensitivity of midge larvae of *Chironomus tentans* Fabricius (Diptera Chironomidae) to heavy metals[J]. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, 1989, 42(3): 325-330.
- [49] GROSELL M, GERDES R M, BRIX K V. Chronic toxicity of lead to three freshwater invertebrates—*Brachionus calyciflorus*, *Chironomus tentans*, and *Lymnaea stagnalis*[J]. *Environmental Toxicology Chemistry*, 2006, 25(1): 97-104.
- [50] HERNÁNDEZ-FLORES S, RICO-MARTÍNEZ R. Study of the Effects of Pb and Hg Toxicity Using a Chronic Toxicity Reproductive 5-Day Test with the Freshwater Rotifer *Lecane quadridentata*[J]. *Environmental Toxicology*, 2010, 21(5): 533-540.
- [51] DE SCHAMPHELAERE K A C, NYS C, JANSSEN C R. Toxicity of lead (Pb) to freshwater green algae: Development and validation of a bioavailability model and inter-species sensitivity comparison[J]. *Aquatic Toxicology*, 2014, 155: 348-359.
- [52] SPEHAR R L, ANDERSON R L, FIANDT J T. Toxicity and Bioaccumulation of Cadmium and Lead in Aquatic Invertebrates[J]. *Environmental Pollution*, 1978, 15(3): 195-208.
- [53] MEBANE C A, HENNESSY D P, DILLON F S. Developing Acute-to-chronic Toxicity Ratios for Lead, Cadmium, and Zinc using Rainbow Trout, a Mayfly, and a Midge[J]. *Water Air Soil Pollution*, 2008, 188(1-4): 41-66.
- [54] DAVIES P H, GOETTL J P, SINLEY J R, et al. Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout *salmo gairdneri*, in hard and soft water[J]. *Water Research*, 1976, 10(3): 199-206.
- [55] TANG Y, GARSIDE E T. Preexposure and Subsequent Resistance to Lead in Yearling Brook Trout *Salvelinus fontinalis*[J]. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences*, 2011, 44(5): 1089-1091.
- [56] READER J P, EVERALL N C, SAYER M D J, et al. The effects of eight trace metals in acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk - sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L.[J]. *Journal of Fish Biology*, 2010, 35(2): 187-198.
- [57] 岳南南. 水体铅暴露对中华倒刺鲃能量收支的影响. 重庆: 西南大学. 2014: 31.

附录 A 铅对淡水水生生物的急性毒性数据

编号	物种名称	物种拉丁名	H _A (mg/L)	效应 终点	ATV (μg/L)	化合 物	暴 露 时 间 (天)	实 验 方 式	毒 性 测 试 方 法	数 据 可 靠 性	溶 液 浓 度 化 学 分 析	ATV ₅₀ (μg/L)	ATV ₁₀₀ (μg/L)	ATV ₁₅₀ (μg/L)	ATV ₂₀₀ (μg/L)	ATV ₂₅₀ (μg/L)	ATV ₃₀₀ (μg/L)	ATV ₃₅₀ (μg/L)	ATV ₄₅₀ (μg/L)	来 源
1	蚤状钩 虾	<i>Gammarus pulex</i>	230	LC ₅₀	175	硝酸 铅	4	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	30.24	67.12	107.02	149.01	192.62	237.57	283.67	378.78	[19]
2	模糊网 纹蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	25	LC ₅₀	26.4	硝酸 铅	2	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	58.61	130.10	207.43	288.81	373.34	460.47	549.82	734.17	[20]
3	罗氏沼 虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	41	LC ₅₀	100	硝酸 铅	4	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	125.65	278.93	444.72	619.19	800.43	987.23	1178.81	1574.03	[21]
4	端足类 钩虾	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	46	LC ₅₀	124	硝酸 铅	4	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	136.48	302.98	483.07	672.60	869.46	1072.38	1280.47	1709.78	[22]
5	端足类 钩虾	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	48.3	LC ₅₀	140	硝酸 铅	4	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	145.68	323.41	515.63	717.93	928.06	1144.66	1366.78	1825.02	[23]
6	青萍	<i>Lemna minor</i>	56	EC ₅₀	410	硝酸 铅	7	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	359.88	798.90	1273.76	1773.49	2292.57	2827.62	3376.32	4508.32	[24]
7	青萍	<i>Lemna minor</i>	29	EC ₅₀	290	硝酸 铅	7	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	542.72	1204.78	1920.89	2674.51	3457.32	4264.20	5091.66	6798.77	[24]
8	青萍	<i>Lemna minor</i>	33	EC ₅₀	386.67	硝酸 铅	7	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	623.67	1384.48	2207.39	3073.42	3972.98	4900.21	5851.09	7812.81	[24]
9	蚤状蚤	<i>Daphnia pulexLeydig</i>	46	LC ₅₀	520	氯化 铅	2	静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	572.35	1270.58	2025.79	2820.56	3646.12	4497.06	5369.71	7170.04	[25]
10	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	20	EC ₅₀	138	硝酸 铅	4	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	396.01	879.11	1401.64	1951.55	2522.75	3111.52	3715.30	4960.95	[17]
11	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	25	EC ₅₀	631	硝酸 铅	4	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	1400.76	3109.56	4957.84	6902.94	8923.38	11005.95	13141.64	17547.71	[17]
12	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	34	EC ₅₀	969	硝酸 铅	4	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	1510.16	3352.41	5345.03	7442.05	9620.27	11865.48	14167.97	18918.13	[17]
13	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	21	EC ₅₀	180	硝酸 铅	4	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	488.34	1084.07	1728.43	2406.55	3110.92	3836.96	4581.52	6117.59	[17]
14	胭脂鱼	<i>Myxocyprinus asiaticus</i>	10	LC ₅₀	330	硝酸 铅	4	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	2102.22	4666.74	7440.58	10359.74	13391.95	16517.41	19722.60	26335.10	[26]
15	胭脂鱼	<i>Myxocyprinus asiaticus</i>	29.77	LC ₅₀	260	硝酸 铅	4	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	472.12	1048.07	1671.03	2326.62	3007.60	3709.53	4429.36	5914.42	[27]
16	无褶螺	<i>Aplexa hypnorum</i>	60.9	LC ₅₀	1340	硝酸 铅	4	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	1067.99	2370.84	3780.03	5263.05	6803.50	8391.33	10019.66	13379.00	[28]
17	哑口仙 女虫	<i>Nais elinguis</i>	17.89	LC ₅₀	580	硝酸 铅	4	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	1892.19	4200.49	6697.19	9324.70	12053.96	14867.15	17752.11	23703.95	[29]
18	大形狭 星介	<i>Stenocypris major</i>	15.63	LC ₅₀	526.19	硝酸 铅	4	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	2005.20	4451.36	7097.18	9881.61	12773.88	15755.09	18812.35	25119.66	[30]

19	高体鳊 鰱	<i>Rhodeus ocellatus</i>	250	LC ₅₀	13230	硝酸 铅	4	静态	非标	限制性 可靠	是	2076.80	4610.31	7350.60	10234.46	13230.00	16317.66	19484.09	26016.62	[31]
20	隆线蚤	<i>Daphnia carinata</i>	20	LC ₅₀	1045.4	硝酸 铅	2	半静 态	非标	限制性 可靠	是	2999.94	6659.59	10617.95	14783.68	19110.74	23570.86	28144.77	37581.01	[32]
21	夹杂带 丝蚓	<i>Lumbriculus variegatus</i>	30	LC ₅₀	1800	硝酸 铅	4	静态	非标	限制性 可靠	是	3239.74	7191.91	11466.67	15965.39	20638.33	25454.97	30394.48	40585.00	[33]
22	黑眶蟾 蜍	<i>Duttaphrynus melanostictus</i>	18.6	LC ₅₀	1500	硝酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	4679.31	10387.63	16561.88	23059.59	29808.94	36765.85	43900.24	58618.89	[34]
23	美洲红 点鲑	<i>Salvelinus fontinalis</i>	44.3	LC ₅₀	4100	硝酸 铅	4	流水 式	非标	限制性 可靠	是	4712.61	10461.56	16679.74	23223.70	30021.08	37027.50	44212.66	59036.06	[35]
24	孔雀花 鲮	<i>Poecilia reticulata</i>	20.32	LC ₅₀	1990	硝酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	5607.27	12447.64	19846.31	27632.61	35720.44	44056.99	52606.23	70243.78	[36]
25	银鲫	<i>Carassius auratus gibelio</i>	156.32	LC ₅₀	29070	硝酸 铅	4	半静 态	国际 标准	无限制 性可靠	是	7832.43	17387.27	27721.98	38598.13	49895.49	61540.26	73482.10	98118.81	[37]
26	露斯塔 野鲮	<i>Labeo rohita</i>	100	LC ₅₀	22110	氯化 铅	4	静态	非标	限制性 可靠	是	9959.87	22110.00	35251.84	49082.17	63448.11	78255.84	93441.33	124769.87	[38]
27	露斯塔 野鲮	<i>Labeo rohita</i>	225	LC ₅₀	40540	氯化 铅	4	静态	非标	限制性 可靠	是	7183.94	15947.69	25426.74	35402.41	45764.40	56445.04	67398.16	89995.08	[39]
28	麦瑞加 拉鲮鱼	<i>Cirrhinus mrigala</i>	71.5	LC ₅₀	21849	醋酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	14478.30	32140.49	51244.29	71348.93	92232.17	113757.61	135832.20	181373.34	[40]
29	三角涡 虫	<i>Dugesia japonica</i>	125	LC ₅₀	46980	硝酸 铅	4	半静 态	国际 标准	无限制 性可靠	是	16371.29	36342.77	57944.34	80677.62	104291.29	128631.12	153591.91	205087.43	[41]
30	南方鲇	<i>Silurus metidionalis</i>	10	LC ₅₀	6590	硝酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	41980.77	93193.46	148586.18	206880.91	267433.25	329847.67	393854.40	525903.92	[26]
31	南方鲇	<i>Silurus metidionalis</i>	29.15	LC ₅₀	4630	硝酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	8613.49	19121.16	30486.48	42447.23	54871.18	67677.19	80809.91	107903.45	[42]
32	瘤拟黑 螺	<i>Melanoides rubercolata</i>	18.72	LC ₅₀	6820	硝酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	21118.42	46880.96	74746.26	104071.43	134532.27	165929.84	198128.42	264555.93	[43]
33	草鱼	<i>Ctenopharyngo don idellus</i>	10	LC ₅₀	3730	硝酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	23761.50	52748.34	84101.13	117096.48	151369.65	186696.78	222925.18	297666.41	[26]
34	中华倒 刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	10	LC ₅₀	3000	硝酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	19111.12	42424.94	67641.66	94179.47	121745.03	150158.27	179296.39	239409.98	[26]
35	中华倒 刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	27.77	LC ₅₀	15750	硝酸 铅	4	半静 态	非标	限制性 可靠	是	30982.15	68777.52	109657.79	152679.78	197367.89	243430.23	290667.71	388121.33	[26]
36	爪哇摇 蚊	<i>Chironomus javanus</i>	15.63	LC ₅₀	6530	硝酸 铅	2	半静 态	非标	限制性 可靠	是	24884.47	55241.23	88075.75	122630.47	158523.39	195520.09	233460.63	311734.14	[44]
37	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	250.5	LC ₅₀	167000	氯化 铅	2	静态	非标	限制性 可靠	是	26154.91	58061.49	92572.32	128891.18	166616.56	205502.06	245379.60	327649.25	[45]
38	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	4.6	LC ₅₀	1880	硝酸 铅	2	静态	国际 标准	无限制 性可靠	是	29263.07	64961.34	103573.33	144208.21	186416.76	229923.29	274539.76	366586.07	[46]
39	黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	120	LC ₅₀	79391	硝酸	4	静态	国际	无限制	是	28996.01	64368.48	102628.09	142892.11	184715.45	227824.93	272034.22	363240.48	[4]

						铅			标准	性可靠										
40	黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	125	LC ₅₀	76110	硝酸铅	4	半静态	国际标准	无限制性可靠	是	26522.33	58877.15	93872.79	130701.86	168957.21	208388.98	248826.73	332252.11	[41]
41	鲢	<i>Hypophthalmic hthys molitrix</i>	120	LC ₅₀	122228	硝酸铅	4	静态	国际标准	无限制性可靠	是	44641.39	99099.78	158003.12	219992.41	284382.37	350752.43	418815.71	559234.14	[4]
42	鲢	<i>Hypophthalmic hthys molitrix</i>	125	LC ₅₀	123800	硝酸铅	4	半静态	国际标准	无限制性可靠	是	43141.05	95769.16	152692.84	212598.74	274824.63	338964.08	404739.84	540438.99	[41]
43	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	120	LC ₅₀	162000	硝酸铅	4	静态	非标	限制性可靠	是	59167.33	131346.04	209416.06	291576.15	376918.08	464884.42	555094.95	741204.40	[43]
44	栉水虱	<i>Asellus aquaticus</i>	50	LC ₅₀	64100	硝酸铅	4	半静态	非标	限制性可靠	是	64100.00	142296.11	226874.68	315884.31	408341.03	503640.96	601372.17	802997.21	[47]
45	鲫	<i>Carassius auratus</i>	10	LC ₅₀	11590	硝酸铅	4	半静态	非标	限制性可靠	是	73832.64	163901.69	261322.27	363846.70	470341.63	580111.45	692681.71	924920.56	[26]
46	鲫	<i>Carassius auratus</i>	125	LC ₅₀	166600	硝酸铅	4	半静态	国际标准	无限制性可靠	是	58055.72	128878.37	205481.64	286098.14	369836.70	456150.37	544666.06	727278.96	[41]
47	伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	25	EC ₅₀	34670	硝酸铅	2	静态	国际标准	无限制性可靠	是	76964.22	170853.49	272406.12	379279.07	490290.91	604716.56	722061.43	964150.56	[48]

附录 B 铅对淡水水生生物的慢性毒性数据

编号	物种名称	物种拉丁名	H _A (mg/L)	效应 终点	毒性值 (μg/L)	CTV (μg/L)	化合 物	暴 露 时 间 (天)	实 验 方 式	毒 性 测 试 方 法	数 据 可 靠 性	溶 液 浓 度 化 学 分 析	CTV ₅₀ (μg/L)	CTV ₁₀₀ (μg/L)	CTV ₁₅₀ (μg/L)	CTV ₂₀₀ (μg/L)	CTV ₂₅₀ (μg/L)	CTV ₃₀₀ (μg/L)	CTV ₃₅₀ (μg/L)	CTV ₄₅₀ (μg/L)	来 源
1	端足虫	<i>Hyalella azteca</i>	138	LOEC	4.3	5.83 (MATC)	硝酸 铅	28	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	1.98	4.14	6.37	8.65	10.96	13.30	15.66	20.46	[16]
2	端足虫	<i>Hyalella azteca</i>	138	NOEC	7.9		硝酸 铅	28	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是									
3	静水椎 实螺	<i>Lymnaea stagnalis</i>	102	LOEC	16	13.856 (MATC)	硝酸 铅	30	流 水 式	国 际 标 准	无 限 制 性 可 靠	是	6.50	13.57	20.87	28.33	35.90	43.57	51.32	67.02	[49]
4	静水椎 实螺	<i>Lymnaea stagnalis</i>	102	NOEC	12		硝酸 铅	30	流 水 式	国 际 标 准	无 限 制 性 可 靠	是									
5	四齿腔 轮虫	<i>Lecane quadridentata</i>	90	LOEC	35	24.4 (MATC)	硝酸 铅	5	静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	13.07	27.29	41.98	56.97	72.21	87.64	103.22	134.80	[50]
6	四齿腔 轮虫	<i>Lecane quadridentata</i>	90	NOEC	17		硝酸 铅	5	静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是									
7	羊角月 牙藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	24	EC ₅₀	26.6	26.6	硝酸 铅	3	半 静 态	国 际 标 准	无 限 制 性 可 靠	是	58.00	121.09	186.25	252.81	320.41	388.87	458.03	598.15	[51]
8	羊角月 牙藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	112	EC ₅₀	39.7	39.7	硝酸 铅	3	半 静 态	国 际 标 准	无 限 制 性 可 靠	是	12.19	25.45	39.14	53.13	67.33	81.72	96.25	125.70	[51]
9	黑斑侧 褶蛙	<i>Pelophylax nigromaculatus</i>	254	LOEC	160	160	硝酸 铅	70	半 静 态	非 标	限 制 性 可 靠	是	28.48	59.45	91.45	124.13	157.33	190.94	224.90	293.70	[75]
10	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	52	MATC	12.26	12.26 (MATC)	-	-	-	-	限 制 性 可 靠	是	11.76	24.55	37.77	51.26	64.97	78.85	92.87	121.28	[7]
11	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	102	MATC	118.8	118.8 (MATC)	-	-	-	-	限 制 性 可 靠	是	55.72	116.33	178.93	242.87	307.82	373.58	440.03	574.64	[7]
12	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	151	MATC	128.1	128.1 (MATC)	-	-	-	-	限 制 性 可 靠	是	39.61	82.69	127.20	172.65	218.82	265.57	312.81	408.50	[7]
13	端足类 钩虾	<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	45	LOEC	32	32	硝酸 铅	28	流 水 式	非 标	限 制 性 可 靠	是	35.79	74.72	114.93	156.00	197.72	239.96	282.64	369.11	[52]
14	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	19.7	LOEC	54	36 (MATC)	硝酸 铅	69	流 水 式	国 际 标 准	无 限 制 性 可 靠	是	96.80	202.11	310.88	421.96	534.80	649.06	764.50	998.37	[53]
15	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	19.7	NOEC	24		硝酸 铅	69	流 水 式	国 际 标 准	无 限 制 性 可 靠	是									
16	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	29.4	LOEC	87	57 (MATC)	硝酸 铅	62	流 水 式	国 际 标 准	无 限 制 性 可 靠	是	100.18	209.17	321.74	436.70	553.48	671.73	791.21	1033.24	[53]
17	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	29.4	NOEC	37		硝酸 铅	62	流 水 式	国 际 标 准	无 限 制 性 可 靠	是									
18	虹鳟	<i>Oncorhynchus</i>	353.2	MATC	240	240	硝酸	578	流 水	国 际	无 限 制	是	30.10	62.84	96.65	131.19	166.27	201.80	237.69	310.40	[54]

		mykiss				(MATC)	铅		式	标准	性可靠										
19	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	35	MATC	101.8	101.8 (MATC)	-	-	-	-	限制性可靠	是	148.68	310.42	477.48	648.10	821.41	996.90	1174.22	1533.41	[7]
20	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	28	MATC	18.88	18.88 (MATC)	-	-	-	-	限制性可靠	是	34.95	72.97	112.24	152.34	193.08	234.33	276.01	360.44	[7]
21	美洲红点鲑	<i>Salvelinus fontinalis</i>	30	MATC	30.5	30.5 (MATC)	硝酸铅	40	流水式	非标	限制性可靠	是	100.64	210.12	323.20	438.69	556.00	674.78	794.81	1037.94	[55]
22	美洲红点鲑	<i>Salvelinus fontinalis</i>	44.3	MATC	88.5	88.5 (MATC)	硝酸铅	266	流水式	非标	限制性可靠	是	52.47	109.55	168.50	228.71	289.87	351.80	414.38	541.14	[35]
23	蓴花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	102	LOEC	284	234.725 (MATC)	硝酸铅	2	流水式	国际标准	无限制性可靠	是	110.09	229.84	353.54	479.87	608.19	738.12	869.41	1135.37	[49]
24	蓴花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	102	NOEC	194		硝酸铅	2	流水式	国际标准	无限制性可靠	是									
25	伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	48	LOEC	109	232.751 (MATC)	硝酸铅	27	流水式	国际标准	无限制性可靠	是	243.06	507.47	780.59	1059.52	1342.84	1629.73	1919.61	2506.83	[49]
26	伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	48	NOEC	497		硝酸铅	27	流水式	国际标准	无限制性可靠	是									
27	亚东鱒	<i>Salmo trutta</i>	4	LOEC	19.3	19.3	硝酸铅	30	流水式	非标	限制性可靠	是	282.54	589.90	907.37	1231.60	1560.95	1894.43	2231.40	2913.99	[56]
28	中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	27.77	NOEC	100	223.6068 (MATC)	硝酸铅	70	半静态	非标	限制性可靠	是	417.55	871.78	1340.96	1820.13	2306.85	2799.69	3297.67	4306.45	[57]
29	中华倒刺鲃	<i>Spinibarbus sinensis</i>	27.77	LOEC	500		硝酸铅	70	半静态	非标	限制性可靠	是									
30	梅尼小环藻	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	120	EC ₅₀	3793	3793	硝酸铅	4	静态	国家标准	无限制性可靠	是	1496.92	3125.30	4807.30	6525.09	8269.98	10036.80	11822.05	15438.46	[4]
31	梅尼小环藻	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	125	EC ₅₀	3850	3850	硝酸铅	4	静态	国际标准	无限制性可靠	是	1454.95	3037.68	4672.52	6342.14	8038.12	9755.40	11490.60	15005.62	[41]
32	铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	120	EC ₅₀	8382	8382	硝酸铅	4	静态	国家标准	无限制性可靠	是	3307.98	6906.49	10623.46	14419.53	18275.51	22179.92	26125.07	34116.85	[4]
33	铜绿微囊藻	<i>Microcystis aeruginosa</i>	125	EC ₅₀	10070	10070	硝酸铅	4	静态	国际标准	无限制性可靠	是	3805.55	7945.31	12221.37	16588.42	21024.39	25516.07	30054.62	39248.47	[41]
34	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	120	EC ₅₀	9822	9822	硝酸铅	4	静态	国家标准	无限制性可靠	是	3876.28	8093.00	12448.54	16896.75	21415.18	25990.36	30613.27	39978.01	[4]
35	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	125	EC ₅₀	11010	11010	硝酸铅	4	静态	国际标准	无限制性可靠	是	4160.78	8686.98	13362.19	18136.89	22986.94	27897.91	32860.12	42912.18	[41]