

附件 3

淡水生物水质基准技术报告—锌

（征求意见稿）

2025 年 11 月

声 明

国家环境基准是基于环境因子与特定对象之间的剂量—效应（反应）关系，结合我国生态环境特点，不考虑社会、经济及技术等方面因素，做出的科学判断，不具有法律强制力，可作为制修订生态环境质量标准、评估生态环境风险以及进行生态环境管理的科学依据。随着科学研究的不断发展和深入，国家环境基准也将适时修订和更新。

国家环境基准由生态环境部负责组织制定。

前 言

党的十八大以来，我国将提高生态环境风险防范和应对能力作为生态文明体制改革的重要内容，要把生态环境风险纳入常态化管理，系统构建全过程、多层次生态环境风险防范体系。环境基准是以环境暴露、毒理效应与风险评估为核心，揭示环境因素对人群健康和生态安全影响的客观规律。建立国家环境基准体系，研究制定符合我国生态环境特征的环境基准，是提升生态安全风险研判、评估、应对和处置能力的科学基础，可为建立实施分区域、差异化、精准管控的生态环境管理制度提供科学依据。

环境保护法等法律政策和生态环境部“三定”职责，明确鼓励开展环境基准研究、制定环境基准。2017年以来，生态环境部印发了《国家环境基准管理办法（试行）》，成立了国家生态环境基准专家委员会，制定了环境基准工作方案。在充分吸收国内外最新研究成果的基础上，结合我国区域特征和生态环境管理需要，生态环境部从制定水质环境基准入手进行探索和实践，陆续发布国家环境基准推导技术指南，规范基准推导程序、技术和方法。

根据《国家环境基准管理办法（试行）》第九条，“为阐述环境基准制定的具体方法和过程，环境基准发布时需编制技术报告作为附件”。《淡水生物水质基准技术报告—锌》分为7章和2附录：第1章概述了基准推导的基本情况；第2章介绍了国内外淡水生物水质基准的研究进展；第3章介绍了锌的淡水生态环境问题；第4章介绍了淡水生物基准推导所依据的文献和数据的筛选方法和评价结果；第5章介绍了基准的推导方法和推导结果；第6章为基准质量评价情况；第7章为不确定性分析；附录A和B为锌的淡水水质基准推导所用急、慢性毒性数据。

《淡水生物水质基准—锌》由生态环境部法规与标准司组织北京师范大学、中国环境科学研究院、中日友好环境保护中心、黄淮实验室和佛山大学，依据《淡水生物水质基准推导技术指南》（HJ 831—2022）进行推导并编制技术报告。

缩略语说明

序号	缩略语	中文名称	英文名称	单位
1	AF	评估因子	assessment factor	—
2	APHA	美国公共卫生协会	American Public Health Association	—
3	ASTM	美国材料试验协会	American Society for Testing and Materials	—
4	ATV	急性毒性值	acute toxicity value	μg/L
5	AVE	同效应急性值	acute value for the same effect	μg/L
6	BLM	生物配体模型	biotic ligand model	—
7	CAS	美国化学文摘服务社	Chemical Abstracts Service	—
8	CTV	慢性毒性值	chronic toxicity value	μg/L
9	CVE	同效应慢性值	chronic value for the same effect	μg/L
10	EC _x	X%物种效应浓度	X% of effective concentration	μg/L
11	ECOTOX	生态毒性数据库	ECOTOXicology Knowledgebase	—
12	EINECS	欧洲现存商业化学物品目录	European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances	—
13	GLP	良好实验室规范	good laboratory practice	—
14	HC _x	物种危害浓度 x%	hazardous concentration for x% of species	μg/L
15	ISO	国际标准化组织	International Organization for Standardization	—
16	LAF	水生生物长期水质基准的评估因子	long-term assessment factor	—
17	LC ₅₀	半数致死浓度	50% of lethal concentration	μg/L
18	LOEC	最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration	μg/L

序号	缩略语	中文名称	英文名称	单位
19	LWQC	长期水质基准	long-term water quality criteria	μg/L
20	MATC	最大容许毒物浓度	maximum acceptable toxicant concentration	μg/L
21	NOEC	无观察效应浓度	no observed effect concentration	μg/L
22	OECD	经济合作与发展组织	Organization for Economic Cooperation and Development	—
23	SAF	水生生物短期水质基准的评估因子	short-term assessment factor	—
24	SSD	物种敏感度分布	species sensitivity distribution	—
25	SWQC	短期水质基准	short-term water quality criteria	μg/L
26	US EPA	美国国家环境保护局	United States Environmental Protection Agency	—
27	WOS	科学引文索引数据库	Web of Science	—

目 录

1 概述	1
2 国内外研究进展	1
3 锌的环境问题	3
3.1 理化性质	3
3.2 我国淡水环境中锌的浓度水平	4
3.3 锌对淡水生物的毒性	5
3.4 淡水水质参数对锌毒性的影响	6
3.4.1 淡水水质参数对锌毒性的影响规律	6
3.4.2 基于淡水水质参数对锌毒性的校正模型	7
4 毒性数据筛选与评价	8
4.1 数据需求	8
4.2 资料检索	9
4.3 数据筛选	10
4.3.1 筛选方法	10
4.3.2 筛选结果	12
4.4 数据评价	13
4.4.1 评价方法	13
4.4.2 评价结果	14
5 基准推导	16
5.1 推导方法	16
5.1.1 毒性数据预处理	16
5.1.2 模型的拟合与评价	19
5.1.3 物种危害浓度确定	20
5.1.4 基准定值	20
5.1.5 基准确定与表述	21
5.2 推导结果	21

5.2.1 短期水质基准	21
5.2.2 长期水质基准	29
6 质量评价	35
7 不确定性分析	37
参考文献	38
附录 A 锌对淡水生物的急性毒性数据	46
附录 B 锌对淡水生物的慢性毒性数据	49

1 概述

锌是生命体必需的微量元素，对于生态平衡和生物体健康至关重要。当水环境中锌浓度超过一定含量时，会对水生生物的繁殖、生理和生化反应以及行为产生不利的长期和短期影响^[1]。锌是我国《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）的基本监测项目，淡水中锌的主要来源包括岩石风化等自然来源和电镀、冶金、电池制造等人为来源。《淡水生物水质基准—锌》依据《淡水生物水质基准推导技术指南》（HJ 831—2022）推导，反映现阶段地表水环境中锌对 95% 的中国淡水生物及其生态功能不产生有害效应的最大浓度。

本次基准推导过程中，共纳入 1421 篇中英文文献和 9846 条毒性数据库数据，经质量评价后 79 条数据为可靠数据，涉及 58 种淡水生物，基本代表了我国淡水生物区系特征，涵盖了鲫等我国淡水生物优势种。在对急性毒性值（ATV）、慢性毒性值（CTV）进行水体硬度校正后，基于物种敏感度分布（SSD）法，推导出锌的短期水质基准（SWQC）和长期水质基准（LWQC），用总锌浓度表示，单位为 $\mu\text{g/L}$ 。

2 国内外研究进展

国内外锌的水质基准研究进展对比详见表1，在一定程度上反映各自国家的国情和区域特征（污染特征、生物区系、环境要素等）。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锌的水质基准也存在一定差异（表2）。

美国国家环境保护局（US EPA）于1980年首次发布基准文件后^[2]，分别于1987年和1995年进行了2次修订更新。1995年文件中采用美国水质基准指南规定的毒性百分数排序法进行推导，基准数值均未改变，但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。加拿大环境部长理事会^[3]、澳大利亚和新西兰环境保护委员会和农业与资源管理委员^[4]会均采用物种敏感度分布法作为水质基准推导的标准方法。

在锌的基准表述方面，不同国家或采用总锌浓度，或采用溶解态锌浓度进行表述。目前：

美国、澳大利亚和新西兰等国家采用溶解态锌浓度进行表述，我国和加拿大采用总锌浓度进行表述，主要理由是：美国对锌基准的表述历经从总锌浓度（1980年）到酸溶性锌浓度（1987年）再到溶解态锌浓度（1995年）的转变，主要考虑到溶解态浓度比总浓度更接近于生物可利用的部分^[5]。

我国和加拿大使用总锌浓度进行表述，主要理由是：总锌不仅包含溶解态锌，还包含当pH、光照、微生物作用等环境条件改变时从颗粒态再度释放为潜在溶解态的锌，虽然颗粒态锌相比于溶解态锌的生物可利用性和毒性较低，但对生物仍构成潜在威胁，故在风险评估中需予以适当考量。尽管这种方法在某些情况下可能导致“过保护”（因其未区分生物可利用性问题），但通常认为优于“欠保护”。因此，采用总锌是推导保守性环境基准的更优选择，以实现最大限度保护水生生物的目的。

我国地表水分布跨越寒温带、中温带、暖温带、北亚热带、中亚热带、南亚热带、热带以及高原气候带，淡水生态系统复杂多样，根据我国淡水环境和生物区系特点，紧密围绕管理需求推导我国淡水生物水质基准，可为我国地表水环境质量标准制修订以及地表水环境风险防控提供技术支撑。

表 1 国内外锌环境水质基准研究进展

内容	国 外	中 国
基准推导方法	主要包括评价因子法、SSD 法、毒性百分数排序法	对评价因子法、SSD 法、毒性百分数排序法均进行了研究，并在 HJ 831—2022 中确定使用 SSD 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 ^[6] 要求 3 种及以上鱼类、3 种及以上水生或半水生无脊椎动物；美国 ^[7] 要求不少于 3 门 8 科；澳大利亚和新西兰 ^[4] 要求不少于 4 个类群 5 种水生生物	按照 HJ 831—2022 规定，基准推导至少需要 10 个淡水生物物种，至少涵盖 6 类物种，并涵盖包括生产者在内的 3 个不同营养级
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 ISO、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 不同国家推荐的锌的淡水生物水质基准值

国家	制修订时间	形态	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 年	总锌	-	47	-	-	6	毒性百分数排序法	US EPA
	1987 年	酸溶性锌	65.05	58.92	50	43	不详		
	1995 年	溶解态锌	66.60	66.60	50	44	不详		
			120	120	100	44	不详		
加拿大	2018 年	总锌	37	7	50	81	29	SSD 法	加拿大环境部长理事会
澳大利亚和新西兰	2000 年	溶解态锌	-	8	30	-	不详	SSD 法	澳大利亚和新西兰环境保护委员会和农业与资源管理委员会
中国	2025	总锌	45.54	20.93	50	41	17	SSD 法	中华人民共和国生态环境部
			74.38	28.20	100				
			99.12	33.57	150				
			121.5	38.01	200				
			142.3	41.85	250				
			161.9	45.28	300				
			180.6	48.39	350				
			215.8	53.95	450				

3 锌的环境问题

3.1 理化性质

锌，元素符号 Zn，是一种浅灰色的过渡金属，第 30 号化学元素，位于元素周期表中第四周期 IIB 族，锌及其化合物的理化性质见表 3。

环境中锌的来源分为自然源和人为源。自然源包括岩石土壤侵蚀、火山爆发和森林火灾等；人为源包括采矿、农耕、城市活动、企业排污和化石燃料燃烧等。

淡水中锌的存在形态可分为溶解态和颗粒态，其中，溶解态锌包含自由离

子态和络合态，络合态又分为无机络合态和有机络合态^[8]。锌在淡水中的溶解度与锌的化合物形态以及环境条件（pH、溶解性有机碳含量等）密切相关。

表 3 锌及其化合物的理化性质

锌及其化合物	锌	氯化锌	硝酸锌	硫酸锌
分子式	Zn	ZnCl ₂	Zn(NO ₃) ₂	ZnSO ₄
CAS 号	7440-66-6	7646-85-7	7779-88-6	7733-02-0
EINECS 号	231-175-3	231-592-0	231-943-8	231-793-3
UN 编号	1435	2331	1514	3077
物理形态	固态	固态	固态	固态
分子量 (g/mol)	65.4	136.3	189.4	161.5
密度 (g/cm ³)	7.14	2.91	2.07	1.96
熔点 (°C)	419.5	290	110	100
沸点 (°C)	907	732	-	-
溶解性	不溶于水	易溶于水	易溶于水	易溶于水
用途	镀锌板、干电池、印刷工业、铜锌合金等	防染料、催化剂、收敛剂、腐蚀剂等，还可用作木材防腐剂及阻燃剂、活性炭制造的活化剂等	乳胶凝结剂、树脂加工催化剂、配制钢铁磷化剂等	印染媒染剂、木材和皮革保存剂、水质稳定剂、催吐剂等

注：资料来源于美国化学文摘数据库（CAS SciFinder[®]）<https://www.cas.org/zh-hans/solutions/cas-scifinder-discovery-platform/cas-scifinder>

3.2 我国淡水环境中锌的浓度水平

中国环境监测总站在线公布的全国地表水生态环境监测月度数据显示，近五年（2020 年至 2024 年）以来全国 1940 ~ 3641 个地表水国考断面（点位），除 2020 年 1 月和 10 月在个别点位有锌超标情况，其余时间各点位均未报锌超标情况，锌的浓度总体稳定，符合《地表水环境质量标准》（GB3838—2002）对五类水的监管要求。

文献检索表明（表 4），近五年我国部分地表水中锌的浓度水平具有明显的空间异质性。在一些监测点位上显示出局部锌浓度偏高。

表 4 近五年我国部分地表水中锌含量 (μg/L)

流域名称	采样时间	采样位置	采样数量	检测方法	最小值	最大值	算数平均值	来源
长江流域	2023 年 3 月和 4 月	上中下游	84 个	电感耦合等离子体质谱法	3.29	280.5	38.02	[9]
珠江口水域	2021 年 1 月 5 日至 12 日	从北到南纵向	23 个	电感耦合等离子体质谱法	14.13	48.28	21.78	[10]
泗地江喀斯特流域	2022 年 1 月 12 日至 15 日	受铅锌矿影响的河段上中下游	11 个	电感耦合等离子体质谱法	2.1	2057	547	[11]
乌鲁木齐河流域	2020 年 10 月 27 日至 30 日	上中下游	68 个	电感耦合等离子体质谱法	0	6.7	1.92	[12]

3.3 锌对淡水生物的毒性

锌对淡水生物表现为生长抑制、繁殖障碍、行为异常和死亡等毒性。例如锌对多种水生生物造成急性致死效应^[13-16]，诱导氧化应激反应^[17]，通过与钙在鱼鳃上皮竞争相同的摄取点位干扰鱼类对钙的吸收^[18]，导致水生生物线粒体损伤等^[19]。此外，锌还在较小程度上干扰钠和氯的通量^[20]，在较高的锌浓度下，对鱼鳃上皮造成不可逆的破坏，导致组织缺氧、渗透调节衰竭、酸中毒和动脉血中的低氧张力^[21-23]。

基于急性毒性效应测试终点不同，急性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）和存活（存活率、死亡率）两类，效应指标包括 50% 效应浓度（EC₅₀）和半数致死浓度（LC₅₀）等。对锌的淡水生物 ATV 数据分析表明，ATV 数据类型包含生长和存活两类，本基准以 LC₅₀ 和 EC₅₀ 作为 ATV 进行水体硬度的校正和同效应急性值（AVE）的计算。

基于慢性毒性效应测试终点不同，慢性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活（存活率、死亡率）三类，效应指标包括 10% 效应浓度（EC₁₀）、20% 效应浓度（EC₂₀）、最大容许毒物浓度（MATC）、无观察效应浓度（NOEC）、最低观察效应浓度（LOEC）、EC₅₀ 和 LC₅₀ 等。对锌的淡水生物 CTV 数据分析表明，CTV 数据类型包含生长、繁殖和存活三类，本基准以 NOEC、LOEC、MATC、LC₅₀、EC₁₀、EC₅₀ 作为 CTV 进行水体硬度的校正和同效应慢性值（CVE）的计算。

3.4 淡水水质参数对锌毒性的影响

3.4.1 淡水水质参数对锌毒性的影响规律

水体硬度是影响金属离子生物有效性的重要理化因子之一。硬度的变化主要通过调节 Ca^{2+} 与 Mg^{2+} 等离子的浓度, 进而对 Zn^{2+} 与生物膜的结合能力产生竞争抑制作用, 从而影响锌的毒性强度^[24]。针对本报告中所收集的不同硬度条件下锌对多种水生生物的急性和慢性毒性数据 (见附录 A 和 B) 进行分析, 结果表明: 总体上, 随着水体硬度的升高, 锌的毒性呈下降趋势, 但在不同生物类群中仍存在一定差异性。

在急性暴露条件下, 枝角类、鱼类和甲壳类等多种淡水生物对硬度变化表现出相似的响应规律: 随着硬度的升高, 锌的急性毒性降低, 即 $\text{LC}_{50}/\text{EC}_{50}$ 升高, 表明生物体对锌的耐受性增强。例如, 大型溞在硬度 46.1 mg/L 下的 LC_{50} 为 259 $\mu\text{g/L}$, 而在硬度 179 mg/L 时升至 962 $\mu\text{g/L}$, 毒性大幅下降^[25]。其他枝角类如美丽网纹溞、长刺溞、圆形盘肠溞等也均在高硬度环境下展现出更高的毒性阈值^[26-27]。鱼类方面, 如虹鳟和亚东鳟也表现出类似趋势。例如, 亚东鳟在硬度 10 mg/L 时 LC_{50} 为 600 $\mu\text{g/L}$, 而在 204 mg/L 时升至 640 $\mu\text{g/L}$ ^[28]。此外, 对于甲壳类 (如日本沼虾)、环节动物 (如正颤蚓)、腹足类 (如中国圆田螺) 等无脊椎动物, 锌的毒性同样随着硬度升高而减弱^[23,29-31]。但需注意, 某些低敏感性物种 (如泥鳅、饰纹姬蛙等) 即使在高硬度下也呈现出较高的 LC_{50} ^[29,32], 提示其对硬度变化不敏感, 或者具有较强的内源性解毒机制。

慢性毒性数据同样显示出硬度对锌毒性的缓释效应, 并在枝角类、鱼类及甲壳类等主要淡水动物中较为明显。例如, 大型溞在硬度为 51.9 mg/L 时的 NOEC 为 87.5 $\mu\text{g/L}$, 而在硬度升高至 197 mg/L 时, NOEC 升至 179.2 $\mu\text{g/L}$ ^[33]。发头裸腹溞在极低硬度 (5 mg/L) 下的 NOEC 为 30 $\mu\text{g/L}$, LOEC 仅为 50 $\mu\text{g/L}$ ^[34]。而藻类如小球藻和尖头栅藻的繁殖效应阈值则未表现出显著的硬度依赖性, 在中高硬度 (约 85 ~ 250 mg/L) 下仍显示出较强毒性 (EC_{50} 约为 160 ~ 220 $\mu\text{g/L}$)^[35-36], 提示浮游植物类对水体硬度变化较为钝感, 其慢性毒性可能更多受到其他理化参数 (如 pH、营养盐浓度等) 调节。

除硬度之外, 溶解性有机碳、温度和 pH 等, 也是影响锌毒性和水质基准的可能因素^[37]。溶解性有机碳可以与二价锌离子结合形成络合物, 从而有效降

低锌离子的浓度及其毒性。例如在同时考虑 pH 和溶解性有机碳时，锌对大型溞的慢性毒性研究中发现随着溶解性有机碳的升高，锌毒性显著降低^[38]。另一项关于锌对黑头软口鲮的研究也表明，当溶解性有机碳超过约 11 mg/L 后，锌的 96 h-LC₅₀ 明显提高，且 LC₅₀ 与溶解性有机碳水平呈正相关，说明溶解性有机碳在形成络合物后对锌毒性有保护效应^[39]。温度升高在一定范围内通常会增强锌毒性，原因包括提高水生生物代谢速率、金属吸收速度及氧化应激反应生成等。对大型溞研究表明，水温从 5℃ 升高至 25℃ 时，锌的 96 h-LC₅₀ 明显下降，毒性增强^[40]。而 pH 对锌的毒性影响在不同生物类群间存在差异，需结合具体物种和其他环境条件进行具体分析。例如对虹鳟的研究表明，pH 对锌急性毒性具有 U 型影响。在 pH < 6 时，由于氢离子与金属结合位点竞争，锌 LC₅₀ 值升高（毒性降低）；在 pH > 8 时，锌离子更多形成氢氧化物络合物或沉淀，也使 LC₅₀ 升高；而 pH 在 6~8 之间，锌毒性最强，LC₅₀ 最低^[41]。然而由于获取的毒性数据有限，无法具体判断溶解性有机碳、温度和 pH 等水质参数对锌毒性的影响规律。

3.4.2 基于淡水水质参数对锌毒性的校正模型

目前，欧美等国在制定淡水水质基准时，已广泛采用生物配体模型或回归分析方法，实现对重金属等污染物毒性的水质参数修正，包括 pH、硬度、DOC 等因子的调节作用^[42-44]。其中，美国发布的镉、铜、铝和镍的淡水水质基准均采用了多种统计模型或 BLM 进行水质参数毒性校正^[44]；我国近年来也相继开展了氨氮、镉等污染物的水质基准研究，并初步实现了水质参数的校正建模^[45-46]。

针对锌的毒性调节机制，已有研究表明，水体硬度是影响其毒性的重要因素。较高的硬度条件下，Ca²⁺ 和 Mg²⁺ 可通过竞争结合生物体表位点，降低 Zn²⁺ 的生物有效性，从而缓解其毒性效应^[24]。加拿大环境部长理事会均在锌风险评估中强调硬度对锌毒性的调节作用，但统一的建模方法仍在探索中^[43]。

本研究收集整理了多种淡水物种在不同硬度条件下的锌毒性数据，涵盖急性和慢性毒性终点，包括 LC₅₀、EC₅₀、NOEC、LOEC、MATC 等指标。数据分析结果显示，硬度通常对锌的毒性具有负调节作用，即随着水体硬度的升高，

锌的毒性显著下降。该规律在枝角类、鱼类及甲壳类等代表性淡水生物中表现一致。基于上述数据特征与毒性趋势，本研究选择一元线性回归模型作为硬度对锌毒性校正的建模方法。具体做法为：以水体硬度为自变量，以对应生物毒性终点（如 LC_{50} 或 NOEC）的对数值为因变量，建立线性关系模型。结果表明，无论在急性毒性数据还是慢性毒性数据中，锌毒性均随硬度呈现出清晰的正向变化趋势，线性回归模型拟合度良好，具备应用于实际水质基准校正的可行性和科学性^[24,47]。

地表水水体硬度未纳入我国地表水水体监测。参考第三次全国地表水水质评价结果，我国地表水水体硬度 <150 mg/L、150 ~ 300 mg/L、300 ~ 450 mg/L 和 >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% 和 13%^[48]。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 和 450 mg/L 八个等级，分别计算锌对淡水生物的 SWQC 及 LWQC。

4 毒性数据筛选与评价

4.1 数据需求

依据 HJ 831—2022 附录 A，本次基准推导所需数据类别包括等污染物基本信息、污染物毒性数据和受试生物等信息，详见表 5。

表 5 毒性数据检索要求

数据类别			具体指标
污染物基本信息	化合物名称		氯化锌、硝酸锌、硫酸锌
	分子式		化学分子式
	编号		CAS 编号、EINECS 编号、UN 编号
污染物毒性数据	试验条件	试验类型	急性毒性试验、慢性毒性试验（单一生命阶段试验、部分生命周期试验、全生命周期试验、多世代试验等）
		试验方法	标准毒性测试方法名称及方法编号、非标准毒性测试方法
		暴露方式	流水式、半静态、静态
		暴露浓度	暴露浓度值（实测/理论）和单位
		试验设计	对照组的设置、平行试验的数量等

数据类别			具体指标
污染物毒性数据	试验条件	暴露时间	以天或小时计
		水体硬度	硬度值；钙、镁离子浓度
	试验结果	效应指标	急性：LC ₅₀ 和 EC ₅₀ 等
			慢性：NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、MATC、EC ₁₀ 、EC ₂₀ 、EC ₅₀ 和 LC ₅₀ 等
		毒性终点	生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）、存活（存活率、死亡率）等
		效应浓度	效应浓度值和单位
	毒性数据来源		国内外毒性数据库、公开发表的文献或报告等
受试生物	受试生物名称		受试生物的中文学名、常用名和拉丁名
	生物分类信息		门、科等
	暴露初始生命阶段		胚胎、幼体或成体等

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，进行锌毒性数据检索，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	1) 包含表 5 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	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	1) 包含表 5 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	1) 剔除综述性论文数据库； 2) 剔除理论方法学论文数据库	1) 中国知识基础设施工程； 2) 万方知识服务平台； 3) 维普网； 4) 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	检索方式	
			急性毒性	慢性毒性
毒性数据	ECOTOX	截至 2025 年 2 月 28 日之前数据库覆盖年限	化合物名称: Zinc; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: EC ₅₀ 或 LC ₅₀	化合物名称: Zinc; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC 或 EC ₁₀ 或 EC ₂₀ 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀
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 2025 年 2 月 28 日之前数据库覆盖年限	题名: 锌或 Zn 或 Zinc 或 Zn ²⁺ 或 Zn(II); 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊	题名: 锌或 Zn 或 Zinc 或 Zn ²⁺ 或 Zn(II); 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊
	WOS	截至 2025 年 2 月 28 日之前数据库覆盖年限	题名: Zinc 或 Zn 或 Zn ²⁺ 或 Zn(II); 主题: Toxicity 或 Ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀	题名: Zinc 或 Zn 或 Zn ²⁺ 或 Zn(II); 主题: Toxicity 或 Ecotoxicity 或 NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC 或 EC ₂₀ 或 EC ₁₀ 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀

表 8 毒性数据和文献检索结果

数据库类型	数据类型	数据和文献量	合计
毒性数据库	急性毒性	3555 条	9846 条
	慢性毒性	6291 条	
文献数据库	急性毒性	1281 篇	1421 篇
	慢性毒性	140 篇	

4.3 数据筛选

4.3.1 筛选方法

依据 HJ 831—2022 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	a) 物种依据《中国动物志》^[49]、《中国大百科全书》^[50]、《中国生物物种名录》^[51]和《中国外来入侵生物》^[52]等进行筛选； b) 受试物种能够反映我国淡水生物区系特征，能够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，以分布于我国境内的淡水生物为优选对象； c) 受试物种能够被驯养、繁殖并获得足够的数量，优先考虑从国家级种质资源库、权威学术科研机构或具有相关资质的机构获取；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； d) 受试物种对污染物质具有较高的敏感性及其毒性反应的一致性； e) 污染物对受试物种的毒性效应具有标准的测试方法或测试方法较为成熟； f) 受试物种在人工驯养、繁殖时能够保持遗传性状稳定； g) 当采用野外捕获物种进行毒性测试时，通过专业的物种鉴定准确识别物种，并确保采用的生物个体未曾接触过目标污染物； h) 有害的外来入侵物种不作为受试物种，其他对我国自然生态系统有明确危害的淡水生物也不作为受试物种； i) 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； j) 单细胞动物和微生物（微藻除外）不作为受试生物。
毒性数据筛选	毒性数据分类 a) 急性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）和存活（存活率、死亡率）两类，效应指标包括 EC_{50} 和 LC_{50} 等； b) 慢性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活（存活率、死亡率）三类，效应指标包括 MATC、EC_{10}、EC_{20}、NOEC、LOEC、EC_{50} 和 LC_{50} 等。
	实验设计 a) 实验设计依据国家或国际标准毒性测试方法（GB/T 13266、GB/T 13267、GB/T 21805、GB/T 21806、GB/T 21807、GB/T 21828、GB/T 21830、GB/T 21854、GB/T 27861、GB/T 29763、GB/T 29764、GB/T 31270.18、GB/T 31270.21、GB/T 35524、ISO 20666、OECD 235 等），其次参考其他标准组织或国家的相关文献，否则对实验设计进行详细说明； b) 实验设置空白对照组，必要时需设置阳性对照组。尽量避免使用助溶剂或分散剂。如需使用，则设置溶剂对照组，其浓度不能超过 0.1 mL/L，且在所有容器中浓度保持一致，同时助溶剂或分散剂不能对实验结果有显著影响； c) 实验组浓度按照标准毒性测试方法的要求进行设定，急性毒性试验浓度间隔系数一般不超过 2.2，慢性毒性试验浓度间隔系数一般不超过 3.2； d) 急、慢性毒性实验设置一定数量的平行，平行数量一般按照受试生物毒性测试标准方法的相关规定执行。
	受试物 a) 明确锌的准确名称及 CAS 号。当锌为无机盐时，说明实验结果的受试物化学形态或名称； b) 锌纯度一般大于 95%，否则应进行专家判断，并根据受试物纯度对实验数据进行校正或采用以受试物表征的实测浓度。
	受试生物 a) 说明受试生物的拉丁名、开展暴露实验的生命阶段、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； 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$\leq 10\%$。

项目	筛 选 原 则
暴露条件	a) 对于高挥发性、易水解或降解的受试物，使用实测浓度毒性数据；对于其他物质可以使用实测浓度或理论浓度数据，但在未使用助溶剂或使用理论浓度的情况下，受试物的暴露浓度应低于其水中溶解度； b) 实验系统符合受试生物的生存特点，水质条件应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%； c) 实验稀释用水应依据标准毒性测试方法配制或使用经曝气 24 h 以上的自来水，不能以蒸馏水或去离子水直接作为实验稀释用水； d) 毒性实验系统的生物负荷应符合或接近标准毒性测试方法的规定； e) 一般在急性实验期间不能喂食，除非有证据表明喂食不会影响最终的实验结果； f) 急性毒性试验可采用流水式、半静态或静态暴露方式，慢性毒性实验一般采用流水式或半静态暴露方式，微藻一般适合静态或半静态暴露方式； g) 对于急性毒性数据： 1) 动物适宜的暴露时间：轮虫为 24 h 左右，溞类和摇蚊为 48 h 左右，其他物种为 96 h 左右； 2) 植物适宜的暴露时间：96 h 左右； h) 对于慢性毒性数据： 1) 动物适宜的暴露时间：轮虫为大于等于 48 h，其他动物为大于等于 21 d 或覆盖一个敏感生命阶段； 2) 植物适宜的暴露时间：大于等于 21 d 或至少跨越一个世代。
数据分析	a) 对照组的生长率（藻类）、死亡率或活动受抑制率（动物）等变化范围符合标准毒性测试方法的规定，对照组微藻在 72 h 内的生长率通常不应低于 16 倍，动物存活率通常应 $\geq 90\%$； b) 选用与生物存活、生长、繁殖等重要终点相关的实验数据，针对不同的测试终点选择相应的统计分析方法，并详述统计学参数，实验结果具有统计学意义； 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；必要时也可使用适用的统计方法判断离群值。
数据优先性	a) 效应指标：急性毒性数据通常为 LC_{50} 或 EC_{50}，不区分优先性；慢性毒性数据的优先性为 $MATC > EC_{20} > EC_{10} = NOEC > LOEC > EC_{50} > LC_{50}$； b) 生命阶段：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，全生命周期数据 > 部分生命周期数据 > 单一生命阶段数据； c) 受试物溶液化学分析情况：实测浓度毒性数据 > 理论浓度毒性数据； d) 暴露方式：流水式暴露毒性数据 > 半静态暴露毒性数据 > 静态暴露毒性数据。 e) 对于某组数据，当不同的数据优先性判定原则出现交叉时，一般按照效应指标、生命阶段、溶液浓度实测情况、暴露方式的顺序，结合专家经验综合确定数据优先性，判断为非优先的数据不用于推导基准。

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 174 条，其中急性数据 103 条，慢性数据 71 条，筛选结果见表 10。

表 10 数据筛选结果

数据库	毒性数据	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	优先性筛选	
毒性数据库	ATV	3555	55	315	1403	1193	6	304	204	75
	CTV	6291	309	272	2165	2361	618	281	225	60
中文文献数据库	ATV	301	3	99	24	66	8	67	6	28
	CTV	60	0	7	8	10	0	30	0	5
英文文献数据库	ATV	1253	221	928	40	20	6	34	0	4
	CTV	131	42	56	11	17	0	3	0	2
合计		11591	630	1677	3651	3667	638	719	435	174

4.4 数据评价

4.4.1 评价方法

4.4.1.1 评价内容

对筛选后的毒性数据进行评价，每条数据分别由 2 人评价，当 2 人评价结果不一致时，另由第 3 人进行评价。评价内容包括：

- a) 一般使用国际标准、国家标准或行业标准毒性测试方法开展测试；
- b) 对于使用非标准毒性测试方法的测试，所用试验方法应科学合理；
- c) 试验过程和试验结果的描述应详细；
- d) 毒性数据一般应包括幼体等相对敏感生命阶段。

4.4.1.2 最少毒性数据需求

用于淡水生物水质基准推导的淡水受试物种应至少涵盖生产者在内的 3 个营养级，以及至少包括 10 个物种且涵盖以下生物类群：

- a) 1 种硬骨鱼纲鲤科鱼；
- b) 1 种硬骨鱼纲非鲤科鱼；
- c) 1 种浮游动物；
- d) 1 种非鱼类的底栖动物（如贝类、底栖甲壳类等）；

e) 1 种两栖类或与上述动物分属于不同门的其他水生动物;

f) 1 种浮游植物或水生维管束植物。

4.4.1.3 数据可靠性评价

依据数据可靠性评价, 将毒性数据分为 4 类:

a) 无限制可靠数据: 数据产生过程完全符合标准毒性测试方法;

b) 限制性可靠数据: 数据产生过程不完全符合 a) 中试验准则, 但试验程序翔实、可靠, 有充足的证据证明数据可用;

c) 不可靠数据: 数据产生过程与 a) 中试验准则有冲突或矛盾, 试验设计不科学, 没有充足的证据证明数据可用, 试验过程不能令人信服或不为专家所接受;

d) 不确定数据: 没有提供足够的试验细节, 无法判断数据可靠性。

4.4.1.4 可靠性数据不足时处理方式

无限制可靠数据和限制性可靠数据可用于推导基准, 当可靠数据不满足 4.4.1.3 时, 应开展相应的生态毒理学试验补充毒性数据, 可以使用但不限于 HJ 831—2022 推荐的受试物种 (参见 HJ 831—2022 的附录 B)。一般使用生物幼体等相对敏感生命阶段的受试物种开展试验, 试验方法参见国际标准、国家标准或行业标准毒性测试方法或文献。

4.4.2 评价结果

对表 10 中筛选得到的 103 条急性毒性数据和 71 条慢性毒性数据进行可靠性评价。经可靠性评价, 共有 79 条数据可用于基准推导 (见表 11), 其中:

急性毒性数据 52 条 (见附录 A), 涉及 41 个物种 (见表 12); 慢性数据 27 条 (见附录 B), 涉及 17 个物种 (见表 13)。

锌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 6 条用于基准推导的水生植物毒性数据, 包括 1 条青萍 (附录 A) 和 4 条藻类毒性数据 (附录 B)。附录 A 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; 附录 B 中藻类毒性数据终点为 LOEC、NOEC、 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。

鉴于这些数据满足 HJ 831—2022 中“6.4.2 最少毒性数据需求”（见表 22），本次基准推导不需要额外开展毒性试验。

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标准毒性测试方法	28	15	43
限制可靠	数据产生过程不完全符合标准毒性测试方法，但实验程序翔实、可靠，有充足的证据证明数据可用	24	12	36
不可靠	数据产生过程与标准毒性测试准则有冲突或矛盾，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	26	11	37
不确定	没有提供足够的实验细节，无法判断数据可靠性	25	33	58
合 计		103	71	174

表 12 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	毒性数据 (条)	序号	物种名称	毒性数据 (条)
1	贝加尔雅罗鱼	1	22	圆形盘肠蚤	2
2	斑尾小鲃	1	23	模糊网纹蚤	1
3	拟鲤	1	24	长刺蚤	2
4	异育银鲫	1	25	短尾秀体蚤	1
5	真鲢	1	26	大形狭长介虫	1
6	大鳞大麻哈鱼	1	27	褐水螅	1
7	河鲈	1	28	霍甫水丝蚓	1
8	亚东鱒	2	29	中国圆田螺	1
9	虹鳟	1	30	正颤蚓	4
10	长鳞三刺鱼	1	31	绿水螅	1
11	大型蚤	2	32	泥鳅	1
12	蚤状蚤	1	33	日本沼虾	1
13	发头裸腹蚤	2	34	爪哇摇蚊	1
14	美丽网纹蚤	2	35	水栉水虱	1
15	棘爪低额蚤	2	36	中华绒螯蟹	1
16	棘爪网纹蚤	1	37	哑口仙女虫	1

序号	物种名称	毒性数据 (条)	序号	物种名称	毒性数据 (条)
17	盔型蚤	1	38	伸展双叶摇蚊	1
18	老年低额蚤	1	39	中华圆田螺	1
19	隆线蚤	1	40	中华蟾蜍	1
20	卵形盘肠蚤	1	41	饰纹姬蛙	2
21	青萍	1			

表 13 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	毒性数据 (条)	序号	物种名称	毒性数据 (条)
1	黑头软口鲦	2	10	普通水螅	1
2	鲫	1	11	霍甫水丝蚓	1
3	泥鳅	1	12	中华圆田螺	1
4	虹鳟	2	13	萼花臂尾轮虫	2
5	亚东鳉	1	14	日本沼虾	1
6	大型蚤	4	15	小球藻	2
7	发头裸腹蚤	2	16	尖头栅藻	2
8	高加索瘦猛水蚤	1	17	中华蟾蜍	1
9	蚤状蚤	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、MATC、EC₁₀、EC₅₀ 和 LC₅₀，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 同效应急性值的计算

本报告获得的急性毒性数据包括 LC₅₀ 和 EC₅₀，分物种将 EC₅₀（不包括致死效应）作为生长类 ATV，将 LC₅₀ 和致死类 EC₅₀ 作为存活类 ATV，分别代入公式（5）计算在指定水体硬度条件下，各物种的生长类 AVE 和存活类 AVE。

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

式中：AVE—指定水体硬度 H 下的同效应急性值，μg/L 或 mg/L；

i—某一物种，无量纲；

k—急性毒性效应种类，一般分为生长类和存活类，无量纲；

m—ATV 数量，个；

ATV_H—水体硬度校正后的急性毒性值，μg/L 或 mg/L；

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。

取生长类 AVE 和存活类 AVE 中数值较小的 AVE 纳入后续计算。

5.1.1.3 同效应慢性值的计算

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、MATC、EC₁₀、EC₅₀ 和 LC₅₀ 六种形式，计算 CVE 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，发头裸腹蚤、小球藻、高加索瘦猛水蚤和普通水螅为 LOEC；大型蚤、发头裸腹蚤、小球藻、亚东溇为 NOEC；虹溇、黑头软口鲦和蚤状溇为 MATC；尖头栅藻为 EC₅₀；日本沼虾、霍甫水丝蚓、中华蟾蜍、中国圆田螺和泥鳅的毒性数据为 LC₅₀；萼花臂尾轮虫为 EC₁₀。计算 CVE 时，直接作为 CTV 纳入计算。

$$\text{MATC}_{i,z} = \sqrt{\text{NOEC}_{i,z} \times \text{LOEC}_{i,z}} \quad (6)$$

式中：MATC_{i,z}—物种 i 的最大允许浓度，μg/L；

NOEC_{i,z}—物种 i 的无观察效应浓度，μg/L；

LOEC_{i,z}—物种 i 的最低观察效应浓度，μg/L；

i—某一物种，无量纲；

z—某一毒性效应，无量纲。

依据公式（7），在指定水体硬度条件下，计算该效应的同效应慢性值 CVE。

$$\text{CVE}_{H,ij} = \sqrt[n]{(\text{CTV}_H)_{i,j,1} \times (\text{CTV}_H)_{i,j,2} \times \cdots \times (\text{CTV}_H)_{i,j,n}} \quad (7)$$

式中：CVE—同效应慢性值，μg/L 或 mg/L；

i—某一物种，无量纲；

j—慢性毒性效应种类，一般分为生长类、存活类和繁殖类，无量纲；

n—CTV 数量，个；

CTV_H—水体硬度校正后的慢性毒性值，μg/L 或 mg/L；

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。

取生长类 CVE、繁殖类 CVE 和存活类 CVE 中数值最小的 CVE 纳入后续计算。

5.1.1.4 AVE 和 CVE 的对数转换

将得到的 AVE_{H,i,k} 和 CVE_{H,i,j} 分别取常用对数，得到 lg(AVE_{H,i,k}) 和 lg(CVE_{H,i,j})。

5.1.2 模型拟合与评价

5.1.2.1 累积频率计算

将 lg(AVE_{H,i,k}) 和 lg(CVE_{H,i,j}) 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。

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

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。

N—所有频数之和，个。

5.1.2.2 模型拟合

分别以 lg(AVE_{H,i,k}) 和 lg(CVE_{H,i,j}) 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，拟合软件为拟合时使用软件为“国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法（1.0 版）”。

5.1.2.3 模型评价

根据模型拟合优度评价参数评价模型的拟合度，评价参数包括：

a) 均方根误差（RMSE）。RMSE 越接近于 0，表明模型拟合的精确度越高；

b) 概率 P 值（A-D 检验）。 $P > 0.05$ ，表明拟合通过 A-D 检验，模型符合理论分布。

根据拟合优度评价结果，结合专业判断，在 $P > 0.05$ 的拟合模型中，选择 RMSE 最小的模型作为最优拟合模型。最优拟合模型得出的曲线应与参与拟合的数据点吻合良好，确保根据拟合的 SSD 曲线外推得出的水质基准在统计学上具有合理性和可靠性。

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—水生生物短期水质基准， $\mu\text{g/L}$ ；

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—水生生物长期水质基准， $\mu\text{g/L}$ ；

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。

AF 的数值根据推导基准所用数据的数量、受试物种涵盖范围和数据拟合分布等情况综合确定，一般取值为 2 ~ 5；当有效毒性数据包括的物种数量大于 15 时，AF 取值为 2；有效毒性数据包括的物种数量小于等于 15 时，一般取值为 3。特殊情况下（如藻类所占比例超过 50%、SSD 曲线尾部拟合较差等）由专家判断确定。

5.1.5 基准确定与表述

- a) 按照本标准推导出的水质基准包括短期水质基准和长期水质基准；
- b) 结合专业判断，确保短期水质基准和长期水质基准分别小于所有重要淡水物种（经济价值高或生态学意义突出）的最小的 AVE 和 CVE，否则，应以最敏感重要淡水物种的最小的 AVE 或 CVE 作为短期水质基准或长期水质基准；
- c) 淡水生物水质基准取值依据污染物毒性和仪器检出限等信息综合确定，一般保留 2 ~ 4 位有效数字，单位为 $\mu\text{g/L}$ 或 mg/L ，特殊情况下根据实际情况处理，必要时，可采用科学计数法进行表达；
- d) 淡水生物水质基准表述内容包括水质基准、HC₅ 和评估因子，如污染物毒性受水质参数影响，表述内容还应包括与基准对应的水质参数信息。

5.2 推导结果

5.2.1 短期水质基准

5.2.1.1 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 $\lg(\text{ATV})=0.708 \times \lg(\text{H}_A)+1.87$ ，急性毒性—水体硬度斜率 K_A 为 0.708，决定系数 R^2 为 0.21，统计上显著相关（ $P<0.05$ ），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 和 450 mg/L 时的 ATV_H ，见附录 A。

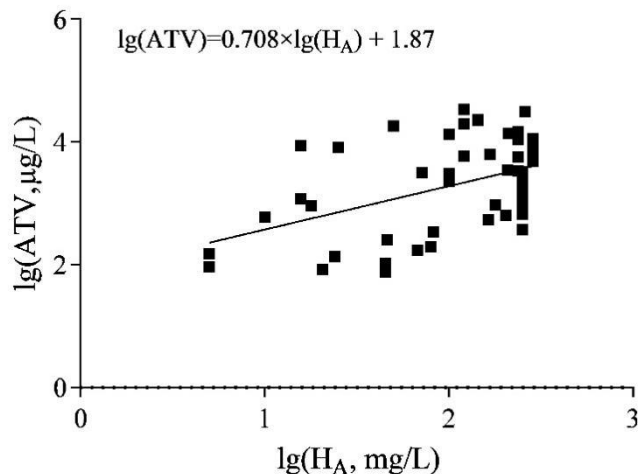


图 1 急性毒性—水体硬度关系图

5.2.1.2 同效应急性值计算

利用公式（5）计算指定水体硬度下的 $AVE_{H,i,k}$ ，将其中数值较小的 $AVE_{H,i,k}$ 纳入后续计算，取常用对数后得到 $lg(AVE_{H,i,k})$ ，结果见表 14。

5.2.1.3 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 14。

模型拟合结果如表 15 所示。指定水体硬度条件下，通过 RMSE 和 P 值（A-D 检验）的比较，正态分布模型 SSD 曲线拟合最优，拟合结果见图 2。

5.2.1.4 短期物种危害浓度

根据正态分布模型，受短期污染影响物种的累积频率达到 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95% 时对应的物种危害浓度 HC_5 （即 SHC_5 ）、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 、 HC_{95} 值结果见表 16。

5.2.1.5 短期水质基准定值

对于短期水质基准，由于基准推导所用毒性数据物种数（41）大于 15，且

SSD 曲线尾部拟合良好（见图 2），因此 SAF 取值为 2；表 16 中不同硬度水质条件下 SHC_5 除以评估因子 SAF（2），得到不同硬度水质条件下短期水质基准国家推荐值（SWQC），详见表 17，表示对 95% 的中国淡水生物及其生态功能不产生急性有害效应的水体中锌最大浓度（以任何 1 小时的算术平均浓度计）。

5.2.1.6 短期水质基准确定与表达

本次推导确定锌的不同硬度条件下的淡水 SWQC 详见表 17，基于重要淡水物种和仪器检出限等考虑最终确定基准。

（1）关于重要淡水物种

本报告在推导锌的淡水 SWQC 时，依据《国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）（修订）》^[53]判断经济价值高的物种。依据 IUCN 名录^[54]和国家重点保护野生动物名录^[55]判断濒危物种。其中短期基准推导中使用了濒危物种水栉水虱，但不同硬度条件下的 SWQC 均小于水栉水虱不同硬度条件下的最小 AVE。

（2）关于仪器检出限

根据《水质 32 种元素的测定电感耦合等离子体发射光谱法》（HJ 776—2015），淡水中锌的方法检出限为 0.009 mg/L^[56]。依据《水质锌的测定双硫脲分光光度法》（GB7472—87），检出限为 5 μg/L^[57]。

因此，锌的 SWQC 分别小于所有重要淡水物种（经济价值高或生态学意义突出）的最小的 AVE，SWQC 取值依据污染物毒性和仪器检出限等信息综合确定，详见表 17，保留 4 位有效数字。

表 14 同效应急性值及累积频率

物种名称	AVE (μg/L)								R	f (个)	F_R (%)
	H _A =50	H _A =100	H _A =150	H _A =200	H _A =250	H _A =300	H _A =350	H _A =450			
棘爪网纹蚤	81.89	133.8	178.2	218.5	255.9	291.2	324.7	388.0	1	1	2.381
蚤状蚤	115.3	188.3	251.0	307.6	360.3	409.9	457.2	546.2	2	1	4.762
短尾秀体蚤	141.4	230.9	307.7	377.2	441.8	502.7	560.6	669.8	3	1	7.143
模糊网纹蚤	142.9	233.4	311.0	381.3	446.5	508.1	566.7	677.0	4	1	9.524
大鳞大麻哈鱼	157.9	258.0	343.7	421.4	493.5	561.5	626.3	748.2	5	1	11.90
日本沼虾	214.4	350.2	466.7	572.1	670.0	762.3	850.2	1016	6	1	14.29
虹鳟	228.7	373.6	497.8	610.2	714.7	813.1	906.9	1083	7	1	16.67
老年低额蚤	233.3	381.1	507.8	622.6	729.1	829.6	925.2	1105	8	1	19.05
隆线蚤	238.6	389.7	519.3	636.6	745.6	848.3	946.1	1130	9	1	21.43
长刺蚤	256.8	419.6	559.1	685.4	802.7	913.3	1019	1217	10	1	23.81
盔型蚤	320.3	523.2	697.2	854.7	1001	1139	1270	1518	11	1	26.19
大型蚤	327.1	534.3	712.0	872.8	1022	1163	1297	1550	12	1	28.57
棘爪低额蚤	374.6	611.9	815.3	999.5	1171	1332	1485	1775	13	1	30.95
卵形盘肠蚤	520.6	850.4	1133	1389	1627	1851	2065	2467	14	1	33.33
美丽网纹蚤	540.7	883.3	1177	1443	1690	1923	2144	2562	15	1	35.71
发头裸腹蚤	607.6	992.5	1323	1621	1899	2160	2410	2879	16	1	38.10

物种名称	AVE (μg/L)								R	f (个)	F_R (%)
	H _A =50	H _A =100	H _A =150	H _A =200	H _A =250	H _A =300	H _A =350	H _A =450			
圆形盘肠蚤	630.2	1029	1372	1682	1969	2241	2499	2986	17	1	40.48
亚东鱧	665.9	1088	1450	1777	2081	2368	2641	3155	18	1	42.86
中华蟾蜍	1066	1741	2319	2843	3330	3789	4226	5049	19	1	45.24
绿水螳	1280	2091	2786	3416	4000	4552	5076	6065	20	1	47.62
霍普水丝蚓	1402	2290	3051	3741	4381	4985	5560	6642	21	1	50.00
长鳞三刺鱼	1406	2296	3060	3751	4393	4998	5575	6660	22	1	52.38
中华圆田螺	1879	3070	4091	5015	5873	6683	7453	8905	23	1	54.76
哑口仙女虫	1888	3084	4110	5038	5900	6713	7488	8946	24	1	57.14
河鲈	2024	3306	4406	5401	6325	7197	8027	9590	25	1	59.52
正颤蚓	2477	4045	5391	6608	7740	8806	9821	11734	26	1	61.90
真鲢	2487	4062	5413	6635	7771	8842	9861	11782	27	1	64.29
青萍	2686	4388	5847	7168	8395	9551	10653	12727	28	1	66.67
大形狭长介虫	2710	4428	5900	7233	8470	9637	10749	12842	29	1	69.05
贝加尔雅罗鱼	2925	4778	6367	7805	9141	10401	11600	13859	30	1	71.43
中华绒螯蟹	3142	5133	6840	8385	9820	11173	12461	14888	31	1	73.81
拟鲤	3316	5417	7218	8848	10363	11791	13150	15711	32	1	76.19
褐水螳	5072	8286	11041	13536	15852	18036	20116	24034	33	1	78.57
泥鳅	8264	13500	17989	22053	25827	29386	32774	39157	34	1	80.95

物种名称	AVE (μg/L)								R	f (个)	F_R (%)
	H _A =50	H _A =100	H _A =150	H _A =200	H _A =250	H _A =300	H _A =350	H _A =450			
斑尾小鲃	9723	15882	21163	25944	30384	34571	38558	46066	35	1	83.33
异育银鲫	10535	17209	22931	28111	32923	37459	41778	49915	36	1	85.71
饰纹姬蛙	10768	17589	23438	28733	33651	38287	42702	51018	37	1	88.10
伸展双叶摇蚊	13395	21881	29157	35744	41861	47629	53122	63467	38	1	90.48
水栉水虱	18200	29730	39616	48566	56878	64715	72177	86233	39	1	92.86
中国圆田螺	18417	30085	40088	49145	57556	65486	73038	87261	40	1	95.24
爪哇摇蚊	19841	32411	43188	52945	62006	70550	78686	94009	41	1	97.62

表 15 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	RMSE	P 值(A-D 检验)
50	正态分布模型	0.0443	>0.05
	对数正态分布模型	0.0469	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0462	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0485	>0.05
100	正态分布模型	0.0444	>0.05
	对数正态分布模型	0.0466	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0462	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0483	>0.05
150	正态分布模型	0.0443	>0.05
	对数正态分布模型	0.0464	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0462	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0482	>0.05
200	正态分布模型	0.0444	>0.05
	对数正态分布模型	0.0463	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0462	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0481	>0.05
250	正态分布模型	0.0444	>0.05
	对数正态分布模型	0.0462	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0462	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0481	>0.05
300	正态分布模型	0.0444	>0.05
	对数正态分布模型	0.0461	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0462	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0481	>0.05
350	正态分布模型	0.0444	>0.05
	对数正态分布模型	0.0461	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0462	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0480	>0.05
450	正态分布模型	0.0444	>0.05
	对数正态分布模型	0.0460	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0462	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0480	>0.05

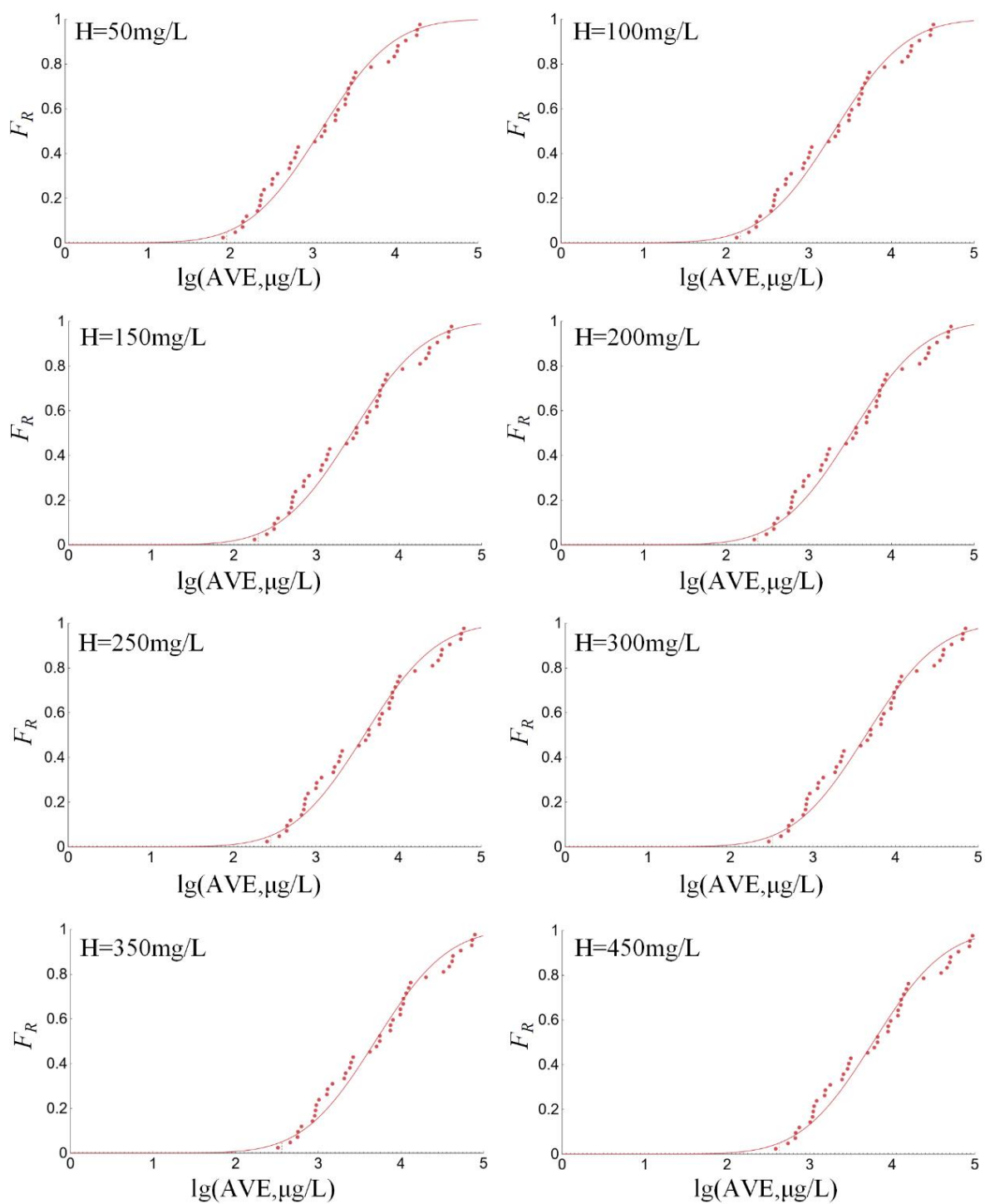


图 2 对数急性毒性—累积频率的正态分布模型拟合曲线（ H 为水体硬度）

表 16 锌对淡水生物的短期危害浓度

水体硬度 (以 CaCO_3 计, mg/L)	HC_x ($\mu\text{g/L}$)						
	HC_5	HC_{10}	HC_{25}	HC_{50}	HC_{75}	HC_{90}	HC_{95}
50	91.08	162.1	424.7	1239	3612	9467	16846
100	148.8	264.8	636.9	2024	5901	15463	27523
150	198.2	352.9	924.5	2697	7863	20606	36678
200	243.1	432.5	1133	3305	9641	25258	44957
250	284.6	506.5	1327	3871	11290	29580	52650
300	323.8	576.4	1510	4405	12844	33659	59910
350	361.2	642.8	1685	4913	14325	37541	66819
450	431.5	768.1	2012	5870	17116	44854	79836

表 17 淡水生物短期水质基准——锌

水体硬度 (以 CaCO_3 计, mg/L)	SHC_5 ($\mu\text{g/L}$)	评估因子	SWQC ($\mu\text{g/L}$)
50	91.08	2	45.54
100	148.8	2	74.38
150	198.2	2	99.12
200	243.1	2	121.5
250	284.6	2	142.3
300	323.8	2	161.9
350	361.2	2	180.6
450	431.5	2	215.8

5.2.2 长期水质基准

5.2.2.1 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 $\lg(\text{CTV})=0.444 \times \lg(\text{Hc})+1.45$ ，慢性毒性—水体硬度斜率 K_c 为 0.444，决定系数 R^2 为 0.25，统计上显著相关 ($P<0.05$)，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 和 450 mg/L 时的 CTV_H ，见附录 B。

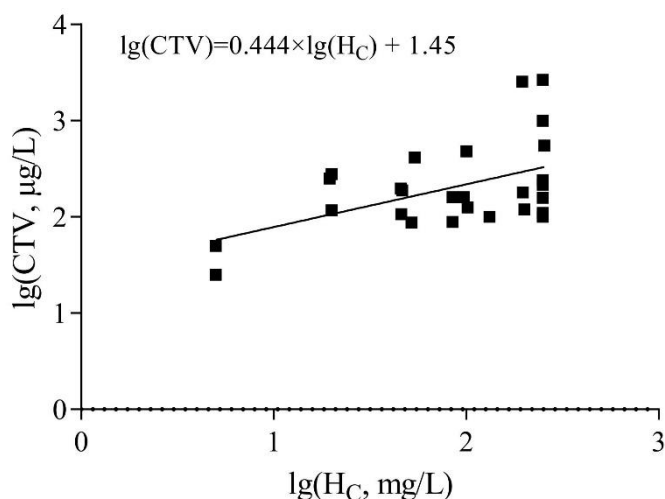


图 3 慢性毒性—水体硬度关系图

5.2.2.2 同效应慢性值计算

利用公式（7）计算指定水体硬度下的 $CVE_{H,ij}$ ，将其中数值较小的 $CVE_{H,ij}$ 纳入后续计算，取常用对数后得到 $lg(CVE_{H,ij})$ ，结果见表 18。

5.2.2.3 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 18。

模型拟合结果如表 19 所示。指定水体硬度条件下，通过 RMSE 和 P 值（A-D 检验）的比较，对数正态分布模型 SSD 曲线拟合最优，拟合结果见图 4。

5.2.2.4 长期物种危害浓度

根据对数正态分布模型，受短期污染影响物种的累积频率达到 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95% 时对应的物种危害浓度 HC_5 （即 LHC_5 ）、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 、 HC_{95} 值结果见表 20。

5.2.2.5 长期水质基准定值

表 21 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 LWQC，LWQC 表示对 95% 的中国淡水生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中锌最大浓度（以连续 4 个自然日的日均浓度的算术平均浓度计）

对于长期水质基准，由于基准推导所用毒性数据物种数（17）大于 15，且 SSD 曲线尾部拟合良好（见图 4），因此 LAF 取值为 2；表 20 中不同硬度水质条件下 LHC_5 除以评估因子 LAF（2），得到不同硬度水质条件下长期水质基准国家推荐值（LWQC），详见表 21，表示对 95% 的中国淡水生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中锌最大浓度（以任何 1 小时的算术平均浓度计）。

5.2.2.6 长期水质基准确定与表达

本次推导确定锌的不同硬度条件下的淡水 LWQC 详见表 21，基于重要淡水物种和仪器检出限等考虑最终确定基准。

（1）关于重要淡水物种

本报告在推导锌的淡水 LWQC 时，依据《国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）（修订）》^[53]判断经济价值高的物种。依据 IUCN 名录^[54]和国家重点保护野生动物名录^[55]判断濒危物种。其中短期基准推导中使用了经济价值高的鲫，未使用濒危物种，但不同硬度条件下的 LWQC 均小于鲫不同硬度条件下的最小 CVE。

（2）关于仪器检出限

根据《水质 32 种元素的测定电感耦合等离子体发射光谱法》（HJ 776—2015），淡水中锌的方法检出限为 0.009 mg/L ^[56]。依据《水质 锌的测定双硫脲分光光度法》（GB7472—87），检出限为 $5 \text{ } \mu\text{g/L}$ ^[57]。

因此，锌的 LWQC 分别小于所有重要淡水物种（经济价值高或生态学意义突出）的最小的 CVE，LWQC 取值依据污染物毒性和仪器检出限等信息综合确定，详见表 21，保留 4 位有效数字。

表 18 同效应慢性值及累积频率

物种名称	CVE ($\mu\text{g/L}$)								R	f (个)	F_R (%)
	H _C =50	H _C =100	H _C =150	H _C =200	H _C =250	H _C =300	H _C =350	H _C =450			
日本沼虾	48.94	66.58	79.71	90.57	100.0	108.4	116.1	129.8	1	1	5.556
霍甫水丝蚓	53.83	73.23	87.68	99.62	110.0	119.3	127.7	142.8	2	1	11.11
大型蚤	64.92	88.32	105.7	120.2	132.7	143.9	154.0	172.2	3	1	16.67
蚤状蚤	87.83	119.5	143.0	162.5	179.5	194.6	208.4	233.0	4	1	22.22
尖头栅藻	90.62	123.3	147.6	167.7	185.2	200.8	215.0	240.4	5	1	27.78
小球藻	94.36	128.4	153.7	174.6	192.8	209.1	223.9	250.3	6	1	33.33
发头裸腹蚤	98.28	133.7	160.1	181.9	200.8	217.8	233.2	260.7	7	1	38.89
黑头软口鲦	110.4	150.1	179.8	204.2	225.5	244.5	261.8	292.8	8	1	44.44
中华蟾蜍	117.5	159.8	191.3	217.4	240.0	260.2	278.7	311.6	9	1	50.00
虹鳟	175.7	239.1	286.2	325.2	359.1	389.4	417.0	466.2	10	1	55.56
萼花臂尾轮虫	233.8	318.0	380.8	432.6	477.7	518.0	554.7	620.1	11	1	61.11
高加索瘦猛水蚤	352.8	480.0	574.7	653.0	721.0	781.8	837.2	936.0	12	1	66.67
普通水螅	379.8	516.6	618.5	702.8	776.0	841.4	901.0	1007	13	1	72.22
亚东鱧	401.7	546.5	654.2	743.4	820.8	890.0	953.1	1066	14	1	77.78
中华圆田螺	489.4	665.8	797.1	905.7	1000	1084	1161	1298	15	1	83.33
泥鳅	1302	1771	2120	2409	2660	2884	3089	3453	16	1	88.89
鲫	1388	1888	2261	2569	2836	3075	3293	3682	17	1	94.44

表 19 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	RMSE	<i>P</i> 值 (A-D 检验)
50	正态分布模型	0.0718	>0.05
	对数正态分布模型	0.0650	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0699	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0667	>0.05
100	正态分布模型	0.0718	>0.05
	对数正态分布模型	0.0654	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0699	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0669	>0.05
150	正态分布模型	0.0718	>0.05
	对数正态分布模型	0.0656	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0699	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0670	>0.05
200	正态分布模型	0.0718	>0.05
	对数正态分布模型	0.0657	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0699	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0671	>0.05
250	正态分布模型	0.0718	>0.05
	对数正态分布模型	0.0658	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0699	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0672	>0.05
300	正态分布模型	0.0718	>0.05
	对数正态分布模型	0.0659	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0699	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0672	>0.05
350	正态分布模型	0.0718	>0.05
	对数正态分布模型	0.0660	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0699	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0672	>0.05
450	正态分布模型	0.0718	>0.05
	对数正态分布模型	0.0661	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0699	>0.05
	对数逻辑斯谛分布模型	0.0672	>0.05

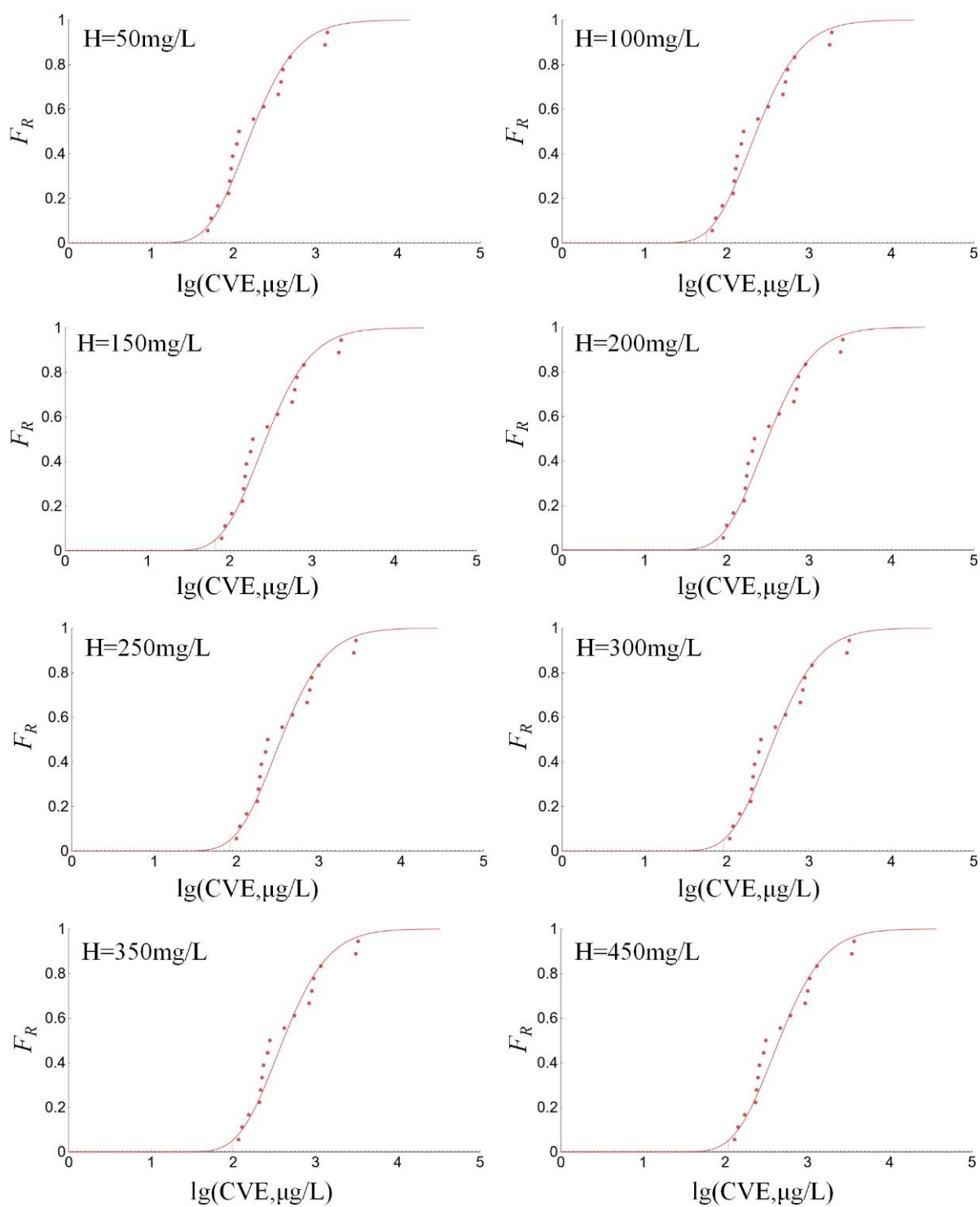


图 4 对数慢性毒性—累积频率的对数正态分布模型拟合曲线 (H 为水体硬度)

表 20 锌对淡水生物的长期危害浓度

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	41.86	54.85	90.05	168.0	341.4	703.1	1130
100	56.39	74.23	122.7	229.6	466.4	954.8	1525
150	67.14	88.63	147.0	275.6	559.6	1142	1818
200	76.02	100.5	167.1	313.8	636.8	1297	2060
250	83.70	110.8	184.5	346.9	703.9	1432	2270
300	90.55	120.1	200.1	376.5	763.8	1552	2457
350	96.78	128.4	214.3	403.6	818.7	1661	2628
450	107.9	143.4	239.7	451.9	916.2	1857	2932

表 21 淡水生物长期水质基准——锌

水体硬度 (以 CaCO ₃ 计, mg/L)	LHC ₅ (μg/L)	评估因子	LWQC (μg/L)
50	41.86	2	20.93
100	56.39	2	28.20
150	67.14	2	33.57
200	76.02	2	38.01
250	83.70	2	41.85
300	90.55	2	45.28
350	96.78	2	48.39
450	107.9	2	53.95

6 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 HJ831—2022 的要求（表 22）。所使用的毒性数据中有 43 条采用国际、国家标准测试方法，为无限制可靠数据，其余 36 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 AVE 和 CVE，证明该基准对重要物种可以起到有效的保护作用。

表 22 基准推导涉及数据和数据质量情况

审核项目	HJ831—2022 要求	本基准使用	
		急性	慢性
营养级别	生产者	1.青萍	1.小球藻；2.尖头栅藻
	初级消费者	1.中国圆田螺；2.美丽网纹溞；3.大型溞；4.大形狭长介虫；5.中华圆田螺；6.发头裸腹溞；7.褐水螅；8.霍甫水丝蚓；9.棘爪低额溞；10.棘爪网纹溞；11.短尾秀体溞；12.日本沼虾；13.盔型溞；14.老年低额溞；15.爪哇摇蚊；16.隆线溞；17.卵形盘肠溞；18.长刺溞；19.绿水螅；20.蚤状溞；21.模糊网纹溞；22.泥鳅；23.圆形盘肠溞；24.正颤蚓；25.水栉水虱；26.真鳃；27.异育银鲫；28.哑口仙女虫；29.伸展双叶摇蚊；30.拟鲤	1.大型溞；2.蚤状溞；3.霍甫水丝蚓；4.中华圆田螺；5.发头裸腹溞；6.高加索瘦猛水蚤；7.普通水螅；8.日本沼虾；9.蓴花臂尾轮虫；10.鲫；11.泥鳅
	次级消费者	1.斑尾小鲃；2.大鳞大麻哈鱼；3.贝加尔雅罗鱼；4.河鲈；5.长鳞三刺鱼；6.虹鳟；7.中华绒螯蟹；8.中华蟾蜍；9.饰纹姬蛙；10.亚东鲂	1.虹鳟；2.亚东鲂；3.中华蟾蜍；4.黑头软口鲶
物种要求	至少包括 10 个物种	41 个物种	17 个物种
	1 种硬骨鱼纲鲤科鱼	1.贝加尔雅罗鱼；2.斑尾小鲃；3.拟鲤；4.异育银鲫；5.真鳃	1.鲫；2.黑头软口鲶
	1 种硬骨鱼纲非鲤科鱼	1.大鳞大麻哈鱼；2.河鲈；3.亚东鲂；4.虹鳟；5.长鳞三刺鱼 6.泥鳅；	1.泥鳅 2.亚东鲂；3.虹鳟；
	1 种浮游动物	1.大型溞；2.发头裸腹溞；3.美丽网纹溞；4.棘爪低额溞；5.棘爪网纹溞；6.盔型溞；7.老年低额溞；8.隆线溞；9.卵形盘肠溞；10.模糊网纹溞；11.圆形盘肠溞；12.蚤状溞；13.长刺溞；14.短尾秀体溞	1.大型溞；2.发头裸腹溞；3.高加索瘦猛水蚤；4.蚤状溞；5.蓴花臂尾轮虫
	1 种非鱼类底栖动物	1.大形狭长介虫；2.褐水螅；3.霍甫水丝蚓；4.中国圆田螺；5.正颤蚓；6.绿水螅；7.日本沼虾；8.爪哇摇蚊；9.水栉水虱；10.中华绒螯蟹；11.哑口仙女虫；12.伸展双叶摇蚊；13.中华圆田螺	1.霍甫水丝蚓；2.中华圆田螺；3.普通水螅；4.日本沼虾
	1 种两栖类或上述动物分属于不同门的其他水生动物	1.中华蟾蜍；2.饰纹姬蛙	1.中华蟾蜍
	1 种浮游植物或水生维管束植物	1.青萍	1.小球藻；2.尖头栅藻
毒性数据	无限制可靠数据	27 条	15 条
	限制可靠数据	25 条	12 条

7 不确定性分析

本次基准推导存在以下不确定性：

（1）数据来源和检索方案方面。本基准推导所纳入的数据仅涵盖中文文献数据库，英文文献数据库，ECOTOX 毒性数据库的毒性数据，尚未包括其他语言文献报道的毒性数据；

（2）受试物种代表性方面。纳入本基准推导的物种满足 HJ831—2022 指南中“涉及至少 3 个不同营养级、10 个物种”的要求，但实际水生生物物种广泛；

（3）毒性数据校正方面。用于校正毒性数据的斜率是锌基准制定的关键参数，后续随锌毒性与水体硬度关系研究的深入，校正斜率的数值可能发生变化，从而需要对锌基准进行更新。除硬度外，锌的水生生物毒性可能受 pH、溶解有机质和温度等因素不同程度的影响，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。

参考文献

- [1] WHO. Environmental health criteria No. 221, Zinc[J]. World Health Organization, Geneva, 2001.
- [2] US EPA. Ambient water quality criteria for zinc[S]. EPA400/5-80-079. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1980.
- [3] CCME. Canadian environmental quality guidelines[S]. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 2010.
- [4] ANZECC, ARMCANZ. Revised method for deriving Australian and New Zealand water quality guideline values for toxicants[R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2018.
- [5] US EPA. The metals translator: guidance for calculating a total recoverable permit limit from a dissolved criterion[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1996.
- [6] CCME. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life[R]. Ottawa: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007.
- [7] US EPA. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses: PB85-227049[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 1985.
- [8] LINNIK P N, ZHEZHERYA V A. Zinc in natural surface waters: content and forms of occurrence[J]. Hydrobiological Journal, 2018, 54(1):89-111.
- [9] CHEN X, FU X, LI G, et al. Source-specific probabilistic health risk assessment of heavy metals in surface water of the Yangtze River Basin[J]. Science of the Total Environment, 2024, 926, 171923.
- [10] MA H, WANG Y, CHEN C, ZHANG Y. Particulate and dissolved metals in the Pearl

- River Estuary, China—part 1: spatial distributions and influencing factors[J]. *Water*, 2025, 17, 1019.
- [11]LIAO H W, JIANG Z C, Zhou H, QIN X Q, HUANG Q B, ZHONG L, PU Z G. Dissolved heavy metal pollution and assessment of a karst basin around a mine, southwest China[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, 19, 14293.
- [12]CHEN Y, YANG H, MAMATTURSUN A, et al. Spatial distribution of Al, Zn, Fe, As, Pb, Mn, Cr, and Cu in surface waters of the Urumqi River Basin, China, and assessment of risks to ecosystems and human health[J]. *Water*, 2023, 15(17): 3079.
- [13]王超男, 黄凯, 罗雨萧, 等. 镉、锌、铅离子对中华圆田螺的急性毒性试验[J]. *水产养殖*, 2023, 44(02): 17-23.
- [14]张静, 李沙, 王雪霖, 等. 汞、铜、锌金属对明亮发光杆菌急性毒性的变化趋势与相关性探讨[J]. *皮革制作与环保科技*, 2021, 2(07): 114-116.
- [15]丁英杰, 诸寅, 沈玲金, 等. 乐果、铜和锌对水生生物的联合毒性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(12): 2634-2637.
- [16]许星鸿, 刘统昊, 朱晓莹, 等. 铅、镉、铬和锌盐对单环刺螠急性毒性效应的研究[J]. *水产科学*, 2022, 41(06): 1029-1035.
- [17]杨顺航, 李立杰, 余佳妮, 等. 斜生栅藻对全氟辛酸和 Zn^{2+} 联合胁迫的生理生化响应[J]. *广东海洋大学学报*, 2024, 44(01): 64-75.
- [18]HOGSTRAND, C., WILSON, R.W., POLGAR, D., AND WOOD, C.M. Effects of zinc on the kinetics of branchial calcium uptake in freshwater rainbow trout during adaptation to waterborne zinc[J]. *Journal of Experimental Biology*, 1994, 186, 55-73.
- [19]刘鑫宇, 裴星瑶, 李存, 等. 锌诱导神经毒性损伤机制研究进展[J]. *中国兽医杂志*, 2023, 59(04): 103-108.
- [20]SPRY D J, WOOD C M. Ion flux rates, acid–base status, and blood gases in rainbow trout, *Salmo gairdneri*, exposed to toxic zinc in natural soft water[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1985, 42(8): 1332-1341.
- [21]HILTIBRAN R C. Effects of cadmium, zinc, manganese, and calcium on oxygen and phosphate metabolism of bluegill liver mitochondria[J]. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1971, 43(5): 818-823.
- [22]SKIDMORE J F. Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damaged by zinc sulphate[J]. *Journal of Experimental Biology*, 1970, 52(2): 481-494.

- [23]SKIDMORE J F, TOVELL P W A. Toxic effects of zinc sulphate on the gills of rainbow trout[J]. Water Research, 1972, 6(3): 217-IN3.
- [24]DEFOREST D K, RYAN A C, TEAR L M, et al. Comparison of multiple linear regression and biotic ligand models for predicting acute and chronic zinc toxicity to freshwater organisms[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2023, 42(2): 393-413.
- [25]BARATA C, BAIRD D J, MARKICH S J. Influence of genetic and environmental factors on the tolerance of *Daphnia magna* Straus to essential and non-essential metals[J]. Aquatic toxicology, 1998, 42(2): 115-137.
- [26]BOSSUYT B T A, MUYSSSEN B T A, JANSSEN C R. Relevance of generic and site-specific species sensitivity distributions in the current risk assessment procedures for copper and zinc[J]. Environmental toxicology and chemistry, 2005, 24(2): 470-478.
- [27]MUYSSSEN B T A, BOSSUYT B T A, JANSSEN C R. Inter-and intra-species variation in acute zinc tolerance of field-collected cladoceran populations[J]. Chemosphere, 2005, 61(8): 1159-1167.
- [28]EVERALL N C, MACFARLANE N A A, SEDGWICK R W. The interactions of water hardness and pH with the acute toxicity of zinc to the brown trout, *Salmo trutta* L[J]. Journal of fish biology, 1989, 35(1): 27-36.
- [29]闫振飞,李小峰,刘大庆,等.不同水体硬度条件下锌对本土水生生物急性毒性的影响[J]. 环境工程,2019,37(11): 19-24.
- [30]RATHORE R S, KHANGAROT B S. Effects of temperature on the sensitivity of sludge worm *Tubifex tubifex* Müller to selected heavy metals[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2002, 53(1): 27-36.
- [31]王建国,陆宏达.硫酸锌对 4 种水生动物的急性毒性作用[J]. 淡水渔业,2009,39(06): 28-33.
- [32]RAO I J, MADHYASTHA M N. Toxicities of some heavy metals to the tadpoles of frog, *Microhyla ornata* (Dumeril & Bibron)[J]. Toxicology Letters, 1987, 36(2): 205-208.
- [33]PAULAUSKIS J D, WINNER R W. Effects of water hardness and humic acid on zinc toxicity to *Daphnia magna* Straus[J]. Aquatic Toxicology, 1988, 12(3): 273-290.
- [34]ZOU E. Effects of sublethal exposure to zinc chloride on the reproduction of the water flea, *Moina irrasa* (Cladocera)[J]. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 1997, 58(3):437-441.

- [35]FRANKLIN N M, STAUBER J L, LIM R P, et al. Toxicity of metal mixtures to a tropical freshwater alga (*Chlorella* sp.): the effect of interactions between copper, cadmium, and zinc on metal cell binding and uptake[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2002, 21(11): 2412-2422.
- [36]LI X F, WANG P F, FENG C L, et al. Acute toxicity and hazardous concentrations of zinc to native freshwater organisms under different pH values in China[J]. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 2019, 103, 120-126.
- [37]MOBERLY J G, STAVEN A, SANI R K, et al. Influence of pH and inorganic phosphate on toxicity of Zinc to *Arthrobacter* sp. isolated from heavy-metal-contaminated sediments[J]. *Environmental Science & Technology*. 2010, 44(19): 7302-7308.
- [38]HEIJERICK D G, JANSSEN C R, COEN W M. The combined effects of hardness, pH, and dissolved organic carbon on the chronic toxicity of Zn to *D. magna*: development of a surface response model[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2003, 44, 0210-0217.
- [39]BRINGOLF R B, MORRIS B A, BOESE C J, et al. Influence of dissolved organic matter on acute toxicity of zinc to larval fathead minnows (*Pimephales promelas*)[J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2006, 51, 438-444.
- [40]LI X F, WANG P F, FENG C L, et al. Acute toxicity and hazardous concentrations of zinc to native freshwater organisms under different pH values in China[J]. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 2019, 103, 120-126.
- [41]SANTORE R C, MATHEW R, PAQUIN P R, et al. Application of the biotic ligand model to predicting zinc toxicity to rainbow trout, fathead minnow, and *Daphnia magna*[J]. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2002, 133(1-2): 271-285.
- [42]US EPA. Office of Water Regulations, Standards. Criteria & Standards Division. Ambient Water Quality Criteria for Zinc[M]. The Division, 1980.
- [43]CCME. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Canadian Council of Ministers of the Environment water quality index, User's Manual[R]. Winnipeg, 2017
- [44]USGS. Mineral commodity summaries 2013 [R]. Washington, DC: United States Geological Survey, 2013.
- [45]生态环境部. 淡水水生生物水质基准技术报告—镉（2020 年版）[R]. 北京: 2020.

- [46]生态环境部. 淡水水生生物水质基准技术报告—氨氮（2020 年版）[R]. 北京: 2020.
- [47]PAYLAR B, ASNAKE S, SJÖBERG V, et al. Influence of water hardness on zinc toxicity in *Daphnia magna*[J]. *Journal of Applied Toxicology*, 2022, 42(9): 1510-1523.
- [48]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): 225-264.
- [49]中国科学院中国动物志编辑委员会. 中国动物志[M]. 北京: 科学出版社, 1978.
- [50]中国大百科全书（第二版）总编辑委员会. 中国大百科全书[M]. 第二版. 北京: 中国大百科全书出版社, 2009.
- [51]中国科学院生物多样性委员会. 中国生物物种名录[M]. 国家出版基金项目“十三五”国家重点出版物出版规划项目. 北京: 科学出版社, 2019.
- [52]徐海根, 强胜, 等. 中国外来入侵生物[M]. 北京: 科学出版社, 2011.
- [53]农业农村部. 国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）（修订）[R]. 北京: 2024.
- [54]IUCN. The IUCN red list of threatened species. Version 2025-1. 2025.
- [55]国家林业和草原局和农业农村部. 国家重点保护野生动物名录[R]. 北京:2021.
- [56]生态环境部. 水质 32 种元素的测定 电感耦合等离子体发射光谱法: HJ776-2015[S]. 北京: 2021.
- [57]生态环境部. 水质锌的测定双硫腙分光光度法: GB7472-87[S]. 北京: 1987.
- [58]刘大庆, 李小峰, 付卫强, 等. 我国淡水中锌的水生生物水质基准和生态风险[J]. *环境工程*, 2017, 35(09): 18-23.
- [59]MOUNT D I, NORBERG T J. A seven - day life cycle cladoceran toxicity test[J]. *Environmental toxicology and chemistry*, 1984, 3(3): 425-434.
- [60]MANO H, OGAMINO Y, SAKAMOTO M, et al. Acute toxic impacts of three heavy metals (copper, zinc, and cadmium) on *Diaphanosoma brachyurum* (Cladocera: Sididae)[J]. *Limnology*, 2011, 12: 193-196.
- [61]FINLAYSON B J, VERRUE K M. Toxicities of copper, zinc, and cadmium mixtures to juvenile chinook salmon[J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1982, 111(5): 645-650.

- [62]DIAMOND J M, KOPLISH D E, MCMAHON III J, 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.
- [63]DROST W, MATZKE M, BACKHAUS T. Heavy metal toxicity to *Lemna minor*: studies on the time dependence of growth inhibition and the recovery after exposure[J]. Chemosphere, 2007, 67(1): 36-43.
- [64]ZOU E, BU S. Acute toxicity of copper, cadmium, and zinc to the water flea, *Moina irritata* (Cladocera)[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1994, 52(5): 742-748
- [65]王丹丽,吕明源,林霞,等.Cu²⁺、Zn²⁺对老年低额溞的联合毒性试验[J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版),2001,(02): 186-188.
- [66]KARNTANUT W, PASCOE D. Effects of removing symbiotic green algae on the response of *Hydra viridissima* (Pallas 1776) to metals[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2005, 60(3): 301-305.
- [67]CHAPMAN G A. Toxicities of cadmium, copper, and zinc to four juvenile stages of chinook salmon and steelhead[J]. Transactions of the American fisheries society, 1978, 107(6): 841-847.
- [68]SVECEVIČIUS G. Acute toxicity of zinc to common freshwater fishes of Lithuania[J]. Acta Zoologica Lituanica, 1999, 9(2): 114-118.
- [69]SHUHAIMI-OTHMAN 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.
- [70]SHUHAIMI-OTHMAN M, YAKUB N, RAMLE N A, et al. Toxicity of metals to a freshwater ostracod: *Stenocypris major*[J]. Journal of Toxicology, 2011, 2011(1): 136104.
- [71]BENGTTSSON B E. The effects of zinc on the mortality and reproduction of the minnow, *Phoxinus phoxinus* L[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1974, 2(4): 342-355.
- [72]KARNTANUT W, PASCOE D. The toxicity of copper, cadmium and zinc to four

- different Hydra (Cnidaria: Hydrozoa)[J]. *Chemosphere*, 2002, 47(10): 1059-1064.
- [73]KHANGAROT B S. Lethal effects of zinc and nickel on freshwater teleosts[J]. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 1981, 9(3): 297-302.
- [74]KHANGAROT B S, RAY P K. Sensitivity of midge larvae of *Chironomus tentans* Fabricius (Diptera Chironomidae) to heavy metals[J]. *Bull. Environ. Contam. Toxicol* (United States), 1989, 42(3): 325-330.
- [75]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 and industrial health*, 2011, 27(10): 879-886.
- [76]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.
- [77]COOPER N L, BIDWELL J R, KUMAR A. Toxicity of copper, lead, and zinc mixtures to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia carinata*[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2009, 72(5): 1523-1528.
- [78]POYNTON H C, VARSHAVSKY J R, CHANG B, et al. *Daphnia magna* ecotoxicogenomics provides mechanistic insights into metal toxicity[J]. *Environmental science & technology*, 2007, 41(3): 1044-1050.
- [79]BROWN R J, RUNDLE S D, HUTCHINSON T H, et al. A microplate freshwater copepod bioassay for evaluating acute and chronic effects of chemicals[J]. *Environmental toxicology and chemistry*, 2005, 24(6): 1528-1531.
- [80]DE SCHAMPHELAERE K A, JANSSEN C R. Cross-phylum extrapolation of the *Daphnia magna* chronic biotic ligand model for zinc to the snail *Lymnaea stagnalis* and the rotifer *Brachionus calyciflorus* [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408: 5414-5422.
- [81]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, and Soil Pollution*, 2008, 188(1): 41-66.
- [82]BRINKMAN S F, WOODLING J D. Acclimation and deacclimation of brown trout (*Salmo trutta*) to zinc and copper singly and in combination with cadmium or copper[J]. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 2014, 67: 214-223.
- [83]BENOIT D A, HOLCOMBE G W. Toxic effects of zinc on fathead minnows *Pimephales promelas* in soft water[J]. *Journal of Fish Biology*, 1978, 13(6): 701-708.

- [84]NORBERG - KING T J. An evaluation of the fathead minnow seven - day subchronic test for estimating chronic toxicity[J]. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 1989, 8(11): 1075-1089.
- [85]BRIGE W J. Aquatic toxicology of trace elements of coal and fly ash[M]. Energy and environmental Stress in Aquatic Systems,1978. 22,4301-4919.
- [86]HOLDWAY D A, LOK K, SEMAAN M. The acute and chronic toxicity of cadmium and zinc to two hydra species[J]. Environmental toxicology, 2001, 16(6): 557-565.
- [87] PARKERTON T F, STEWART S M, DICKSON K L, et al. Evaluation of the indicator species procedure for deriving site-specific water quality criteria for zinc[J]. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 1988, 10: 423-435.

附录 A 锌对淡水生物的急性毒性数据

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	H _A (mg/L)	ATV (μg/L)	暴露方式	暴露时间 (天)	溶液浓度 化学分析情况	毒性效应 终点	效应指标	毒性测试方法	可靠性	ATV ₅₀	ATV ₁₀₀	ATV ₁₅₀	ATV ₂₀₀	ATV ₂₅₀	ATV ₃₀₀	ATV ₃₅₀	ATV ₄₅₀	来源
														(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	
1	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	七水合硫酸锌	46.1	259	静态	2	实测浓度	存活	LC ₅₀	OECD	无限制可靠	274.3	448.1	597.1	732.0	857.3	975.4	1088	1300	[25]
2	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	-	179	962	静态	2	实测浓度	存活	LC ₅₀	OECD	无限制可靠	390.0	637.0	848.8	1041	1219	1387	1547	1848	[25]
3	圆形盘肠蚤	<i>Chydorus sphaericus</i>	幼体	-	250	1326	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	424.3	693.1	923.6	1132	1326	1509	1683	2010	[26]
4	圆形盘肠蚤	<i>Chydorus sphaericus</i>	幼体	-	250	2925	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	936.0	1529	2037	2498	2925	3328	3712	4435	[26]
5	长刺蚤	<i>Daphnia longispina</i>	幼体	-	250	375	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	120.0	196.0	261.2	320.2	375.0	426.7	475.9	568.5	[26]
6	长刺蚤	<i>Daphnia longispina</i>	幼体	-	250	1718	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	549.7	898.0	1197	1467	1718	1955	2180	2605	[26]
7	棘爪低额蚤	<i>Simocephalus exspinosus</i>	幼体	-	250	911	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	291.5	476.2	634.5	777.9	911.0	1037	1156	1381	[26]
8	棘爪低额蚤	<i>Simocephalus exspinosus</i>	幼体	-	250	1504	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	481.3	786.2	1048	1284	1504	1711	1909	2280	[26]
9	美丽网纹蚤	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	-	-	250	1263	半静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	404.1	660.2	879.7	1078	1263	1437	1603	1915	[27]
10	美丽网纹蚤	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	-	-	250	2261	半静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	723.5	1182	1575	1931	2261	2573	2869	3428	[27]
11	卵形盘肠蚤	<i>Chydorus ovalis</i>	-	-	250	1627	半静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	520.6	850.4	1133	1389	1627	1851	2065	2467	[27]
12	盔型蚤	<i>Daphnia galeata</i>	-	-	250	1001	半静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD202	无限制可靠	320.3	523.2	697.2	854.7	1001	1139	1270	1518	[27]
13	亚东鲌	<i>Salmo trutta</i>	幼体	七水合硫酸锌	10	600	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	1875	3063	4082	5004	5860	6667	7436	8884	[28]
14	亚东鲌	<i>Salmo trutta</i>	幼体	七水合硫酸锌	204	640	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	236.5	386.3	514.8	631.1	739.1	840.9	937.9	1120.6	[28]
15	中华圆田螺	<i>Cipangopaludin a cathayensis</i>	-	七水合硫酸锌	100	3070	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM	无限制可靠	1879	3070	4091	5015	5873	6683	7453	8905	[29]
16	霍普水丝蚓	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	-	七水合硫酸锌	100	2290	半静态	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM	无限制可靠	1402	2290	3051	3741	4381	4985	5560	6642	[29]
17	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	-	七水合硫酸锌	100	13500	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM	无限制可靠	8264	13500	17989	22053	25827	29386	32774	39157	[29]
18	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	七水合硫酸锌	237	3370	静态	4	理论浓度	存活	EC ₅₀	APHA	无限制可靠	1120	1829	2438	2988	3500	3982	4441	5306	[30]
19	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	七水合硫酸锌	237	5650	静态	4	理论浓度	存活	EC ₅₀	APHA	无限制可靠	1878	3067	4087	5010	5868	6676	7446	8896	[30]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	H _A (mg/L)	ATV (μg/L)	暴露方式	暴露时间 (天)	溶液浓度 化学分析情况	毒性效应 终点	效应指标	毒性测试方法	可靠性	ATV ₅₀	ATV ₁₀₀	ATV ₁₅₀	ATV ₂₀₀	ATV ₂₅₀	ATV ₃₀₀	ATV ₃₅₀	ATV ₄₅₀	来源
														(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	
20	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	七水合硫酸锌	237	10990	静态	4	理论浓度	存活	EC ₅₀	APHA	无限制可靠	3652	5966	7950	9746	11413	12986	14484	17304	[30]
21	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	七水合硫酸锌	237	14740	静态	4	理论浓度	存活	EC ₅₀	APHA	无限制可靠	4898	8002	10662	13071	15308	17417	19426	23209	[30]
22	异育银鲫	<i>Carassius auratus gibelio</i>	幼体	七水合硫酸锌	120	19580	半静态	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	10535	17209	22931	28111	32923	37459	41778	49915	[31]
23	中国圆田螺	<i>Cipangopaludina chinensis</i>	-	七水合硫酸锌	120	34230	半静态	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	18417	30085	40088	49145	57556	65486	73038	87261	[31]
24	中华绒螯蟹	<i>Eriocheir sinensis</i>	幼体	七水合硫酸锌	120	5840	半静态	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	3142	5133	6840	8385	9820	11173	12461	14888	[31]
25	饰纹姬蛙	<i>Microhyla ornata</i>	幼体	硫酸锌	143.75	22410	半静态	4	理论浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	10610	17332	23096	28313	33159	37727	42078	50272	[32]
26	饰纹姬蛙	<i>Microhyla ornata</i>	幼体	硫酸锌	143.75	23080	半静态	4	理论浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	10927	17850	23786	29159	34150	38855	43336	51775	[32]
27	中华蟾蜍	<i>Bufo gargarizans</i>	-	七水合硫酸锌	250	3330	半静态	4	理论浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM	无限制可靠	1066	1741	2319	2843	3330	3789	4226	5049	[58]
28	日本沼虾	<i>Macrobrachium nipponense</i>	-	七水合硫酸锌	250	670	半静态	4	理论浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM	无限制可靠	214.4	350.2	466.7	572.1	670.0	762.3	850.2	1016	[58]
29	棘爪网纹溞	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	幼体	-	45	76	静态	2	理论浓度	存活	LC ₅₀	EPA	无限制可靠	81.89	133.8	178.2	218.5	255.9	291.2	324.7	388.0	[59]
30	蚤状溞	<i>Daphnia pulex</i>	-	-	45	107	流水式	2	理论浓度	存活	LC ₅₀	EPA	无限制可靠	115.3	188.3	251.0	307.6	360.3	409.9	457.2	546.2	[59]
31	短尾秀体溞	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	-	七水合硫酸锌	67.1	174.1	静态	2	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	141.4	230.9	307.7	377.2	441.8	502.7	560.6	669.8	[60]
32	大鳞大麻哈鱼	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	-	七水合硫酸锌	20.5	84	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	157.9	258.0	343.7	421.4	493.5	561.5	626.3	748.2	[61]
33	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	幼体	硫酸锌	80	199.3	半静态	2	实测浓度	存活	LC ₅₀	EPA 415/9060	无限制可靠	142.9	233.4	311.0	381.3	446.5	508.1	566.7	677.0	[62]
34	青萍	<i>Lemna minor</i>	-	氯化锌	166	6282	静态	7	实测浓度	生长	EC ₅₀	IOS	无限制可靠	2686	4388	5847	7168	8395	9551	10653	12727	[63]
35	发头裸腹溞	<i>Moina irrasa</i>	幼体	氯化锌	5	92.88	静态	2	理论浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	474.2	774.6	1032	1265	1482	1686	1880	2247	[64]
36	发头裸腹溞	<i>Moina irrasa</i>	幼体	氯化锌	5	152.51	静态	2	理论浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	778.6	1272	1695	2078	2433	2768	3088	3689	[64]
37	老年低额溞	<i>Simocephalus vetulus</i>	幼体	氯化锌	163.59	540	-	2	理论浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	233.3	381.1	507.8	622.6	729.1	829.6	925.2	1105	[65]
38	绿水螳	<i>Hydra viridissima</i>	-	七水合硫酸锌	207	3500	半静态	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	1280	2091	2786	3416	4000	4552	5076	6065	[66]
39	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	氯化锌	24	136	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	228.7	373.6	497.8	610.2	714.7	813.1	906.9	1083	[67]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	H _A (mg/L)	ATV (μg/L)	暴露方式	暴露时间 (天)	溶液浓度 化学分析情况	毒性效应 终点	效应指标	毒性测试方法	可靠性	ATV ₅₀	ATV ₁₀₀	ATV ₁₅₀	ATV ₂₀₀	ATV ₂₅₀	ATV ₃₀₀	ATV ₃₅₀	ATV ₄₅₀	来源
														(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	
40	长鳞三刺鱼	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	-	七水合硫酸锌	285	4820	流水式	4	理论浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	1406	2296	3060	3751	4393	4998	5575	6660	[68]
41	贝加尔雅罗鱼	<i>Leuciscus leuciscus</i>	幼体	七水合硫酸锌	285	10030	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	2925	4778	6367	7805	9141	10401	11600	13859	[68]
42	河鲈	<i>Perca fluviatilis</i>	幼体	七水合硫酸锌	285	6940	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	2024	3306	4406	5401	6325	7197	8027	9590	[68]
43	拟鲤	<i>Rutilus rutilus</i>	幼体	七水合硫酸锌	285	11370	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	3316	5417	7218	8848	10363	11791	13150	15711	[68]
44	哑口仙女虫	<i>Nais elinguis</i>	成体	七水合硫酸锌	17.89	912	半静态	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	1888	3084	4110	5038	5900	6713	7488	8946	[69]
45	大形狭长介虫	<i>Stenocypris major</i>	成体	七水合硫酸锌	15.63	1189.8 ₃	半静态	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	2710	4428	5900	7233	8470	9637	10749	12842	[70]
46	真鲷	<i>Phoxinus phoxinus</i>	成体	四水合硝酸锌	71.4	3200	流水式	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	2487	4062	5413	6635	7771	8842	9861	11782	[71]
47	褐水螅	<i>Hydra oligactis</i>	-	-	209.76	14000	半静态	4	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	5072	8286	11041	13536	15852	18036	20116	24034	[72]
48	斑尾小鲃	<i>Puntius sophore</i>	-	七水合硫酸锌	260	31240	半静态	4	理论浓度	存活	LC ₅₀	APHA	无限制可靠	9723	15882	21163	25944	30384	34571	38558	46066	[73]
49	伸展双叶摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	幼体	七水合硫酸锌	25	8200	静态	2	理论浓度	存活	EC ₅₀	APHA	无限值可靠	13395	21881	29157	35744	41861	47629	53122	63467	[74]
50	爪哇摇蚊	<i>Chironomus javanus</i>	幼体	七水合硫酸锌	15.63	8710	半静态	2	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	19841	32411	43188	52945	62006	70550	78686	94009	[75]
51	水栉水虱	<i>Asellus aquaticus</i>	成体	七水合硫酸锌	50	18200	静态	4	理论浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	18200	29730	39616	48566	56878	64715	72177	86233	[76]
52	隆线蚤	<i>Daphnia carinata</i>	幼体	硫酸锌	82.4	339.8	静态	2	实测浓度	存活	LC ₅₀	USEPA 2002b	无限制可靠	238.6	389.7	519.3	636.6	745.6	848.3	946.1	1130	[77]

附录 B 锌对淡水生物的慢性毒性数据

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	Hc (mg/L)	ATV (μg/L)	暴露方式	暴露时间 (天)	溶液化学分析情况	毒性效应终点	效应指标	毒性测试方法	可靠性	CTV ₅₀	CTV ₁₀₀	CTV ₁₅₀	CTV ₂₀₀	CTV ₂₅₀	CTV ₃₀₀	CTV ₃₅₀	CTV ₄₅₀	来源
														(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	
1	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	七水合硫酸锌	51.9	87.5	半静态	50	理论浓度	存活	NOEC	非标	限制性可靠	86.05	117.4	140.8	160.1	177.0	192.0	205.8	230.3	[33]
2	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	七水合硫酸锌	101.8	125	半静态	50	理论浓度	存活	NOEC	非标	限制性可靠	90.90	124.0	148.7	169.2	187.0	202.9	217.4	243.3	[33]
3	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	七水合硫酸锌	197	179.2	半静态	50	理论浓度	存活	NOEC	非标	限制性可靠	96.95	132.3	158.6	180.4	199.4	216.4	231.8	259.5	[33]
4	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	氯化锌	132.28	100	静态	21	理论浓度	繁殖	NOEC	USEPA chronic toxicity WET protocol	无限制可靠	64.67	88.22	105.8	120.3	133.0	144.3	154.6	173.1	[78]
5	发头裸腹蚤	<i>Moina irrasa</i>	幼体	氯化锌	5	50	半静态	21	理论浓度	繁殖	LOEC	非标	限制性可靠	140.3	191.4	229.5	261.0	288.5	313.0	335.4	375.4	[34]
6	发头裸腹蚤	<i>Moina irrasa</i>	幼体	氯化锌	5	25	半静态	21	理论浓度	繁殖	NOEC	非标	限制性可靠	70.14	95.68	114.7	130.5	144.2	156.5	167.7	187.7	[34]
7	小球藻	<i>Chlorella sp.</i>	指数增长阶段	七水合硫酸锌	84.85	160	静态	3	理论浓度	种群	LOEC	非标	限制性可靠	126.3	172.2	206.5	234.9	259.6	281.7	301.9	337.8	[35]
8	小球藻	<i>Chlorella sp.</i>	指数增长阶段	七水合硫酸锌	84.85	89	静态	3	理论浓度	种群	NOEC	非标	限制性可靠	70.22	95.8	114.9	130.7	144.4	156.7	167.9	187.9	[35]
9	尖头栅藻	<i>Scenedesmus acutus</i> var. <i>acutus</i>	-	七水合硫酸锌	250	217	半静态	4	实测浓度	种群	EC ₅₀	OECD, ASTM 2014	无限制可靠	105.5	143.9	172.6	196.4	217.0	235.5	252.3	282.4	[36]
10	尖头栅藻	<i>Scenedesmus acutus</i> var. <i>acutus</i>	-	七水合硫酸锌	250	158	半静态	4	实测浓度	种群	EC ₅₀	OECD, ASTM 2014	无限制可靠	76.83	104.8	125.7	143.0	158.0	171.5	183.7	205.6	[36]
11	中华蟾蜍	<i>Bufo gargarizans</i>	-	七水合硫酸锌	250	240	半静态	28	理论浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM 标准	无限制可靠	116.7	159.2	190.9	217.2	240.0	260.4	279.1	312.3	[58]
12	中华圆田螺	<i>Cipangopaludina cathayensis</i>	-	七水合硫酸锌	250	1000	半静态	28	理论浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM 标准	无限制可靠	486.3	663.3	795.5	904.9	1000	1085	1163	1301	[58]
13	霍甫水丝蚓	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	-	七水合硫酸锌	250	110	半静态	28	理论浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM 标准	无限制可靠	53.49	72.97	87.5	99.54	110.0	119.4	127.9	143.1	[58]
14	日本沼虾	<i>Macrobrachium nipponense</i>	-	七水合硫酸锌	250	100	半静态	28	理论浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM 标准	无限制可靠	48.63	66.33	79.54	90.49	100.0	108.5	116.3	130.1	[58]
15	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	-	七水合硫酸锌	250	2660	半静态	28	理论浓度	存活	LC ₅₀	OECD、ASTM 标准	无限制可靠	1293	1764	2116	2407	2660	2886	3093	3461	[58]
16	高加索瘦猛水蚤	<i>Bryocamptus zschokkei</i>	幼体	七水合硫酸锌	100	480	半静态	21	理论浓度	存活	LOEC	非标	限制性可靠	351.9	480.0	575.6	654.8	723.6	785.2	841.4	941.6	[79]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	Hc (mg/L)	ATV (μg/L)	暴露方式	暴露时间 (天)	溶液化学分析情况	毒性效应终点	效应指标	毒性测试方法	可靠性	CTV ₅₀	CTV ₁₀₀	CTV ₁₅₀	CTV ₂₀₀	CTV ₂₅₀	CTV ₃₀₀	CTV ₃₅₀	CTV ₄₅₀	来源
														(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	(μg/L)	
17	萼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	幼体	氯化锌	255	550	静态	2	实测浓度	存活	EC ₁₀	APHA	无限制可靠	266.8	363.0	434.6	493.8	545.2	591.2	633.0	707.8	[80]
18	萼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	幼体	氯化锌	45.8	197	静态	2	实测浓度	存活	EC ₁₀	APHA	无限制可靠	204.8	278.6	333.6	379.1	418.5	453.8	486.0	543.3	[80]
19	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	胚胎	氯化锌	20	117	流水式	69	实测浓度	存活	MATC	ASTM1992	无限制可靠	176.4	240.6	288.5	328.2	362.8	393.6	421.8	472.0	[81]
20	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	胚胎	氯化锌	20	279	流水式	69	实测浓度	生长	MATC	ASTM1992	无限制可靠	420.6	573.8	688.1	782.7	865.0	938.6	1006	1126	[81]
21	亚东鲱	<i>Salmo trutta</i>	胚胎	七水合硫酸锌	54.1	416	流水式	80	实测浓度	存活	NOEC	非标	限制性可靠	401.6	547.8	656.9	747.3	825.8	896.1	960.2	1075	[82]
22	黑头软口鲮	<i>Pimephales promelas</i>	幼体	七水合硫酸锌	46	106.35	流水式	56	实测浓度	繁殖	MATC	USEPA 1975	无限制可靠	110.4	150.6	180.6	205.4	227.0	246.4	264.0	295.4	[83]
23	黑头软口鲮	<i>Pimephales promelas</i>	胚胎	七水合硫酸锌	46.43	188	流水式	32	实测浓度	存活	MATC	非标	限制性可靠	194.3	265.1	317.9	361.6	399.7	433.7	464.7	520.1	[84]
24	鲫	<i>Carassius auratus</i>	胚胎	氯化锌	195	2540	半静态	7	实测浓度	存活	LC ₅₀	非标	限制性可靠	1381	1883	2258	2569	2839	3081	3301	3694	[85]
25	普通水螅	<i>Hydra vulgaris</i>	-	氯化锌	19.5	250	半静态	7	实测浓度	种群	LOEC	非标	限制性可靠	381.2	520.0	623.6	709.4	783.9	850.7	911.5	1020	[86]
26	蚤状溞	<i>Daphnia pulex</i>	幼体	氯化锌	201	120	半静态	21	实测浓度	繁殖	MATC	APHA	无限制可靠	64.70	88.02	105.4	119.7	132.2	143.4	153.5	171.6	[87]
27	蚤状溞	<i>Daphnia pulex</i>	幼体	氯化锌	97	160	半静态	21	实测浓度	繁殖	MATC	APHA	无限制可靠	119.2	162.2	194.2	220.6	243.6	264.1	282.9	316.2	[87]