

附件 5

淡水生物水质基准技术报告—六价铬

（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—六价铬》分为7章和3个附录:第1章概述了基准制定的基本情况;第2章介绍了国内外相关基准的研究进展;第3章介绍了铬及其化合物的理化性质和毒性效应;第4章介绍了基准制定所依据的文献和数据的筛选方法和结果;第5章介绍基准的推导方法和推导结果;第6章为基准审核情况;第7章为不确定性分析;附录A以列表方式提供了六价铬对淡水生物的急性毒性数据;附录B以列表方式提供了六价铬对淡水生物的慢性毒性数;附录C提供了实验室自测毒性数据实验报告。

《淡水生物水质基准—六价铬》由生态环境部法规与标准司组织中国环境科学研究院、河海大学和辽宁省生态环境监测中心,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	CAS	美国化学文摘服务社	Chemical Abstracts Service	—
7	CTV	慢性毒性值	chronic toxicity value	μg/L
8	CVE	同效应慢性值	chronic value for the same effect	μg/L
9	EC _x	x%效应浓度	effect concentration for x% of species	μg/L
10	ECOTOX	生态毒性数据库	ECOTOXicology Knowledgebase	—
11	EINECS	欧洲现存商业化学物品目录	European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances	—
12	GLP	良好实验室规范	good laboratory practice	—
13	HC _x	x%物种危害浓度	hazardous concentration for x% of species	μg/L
14	ISO	国际标准化组织	International Organization for Standardization	—
15	LAF	水生生物长期基准的评估因子	long-term assessment factor	—
16	LC ₅₀	半数致死浓度	50% of lethal concentration	μg/L
17	LOEC	最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration	μg/L
18	LWQC	长期水质基准	long-term water quality criteria	μg/L
19	MATC	最大容许毒物浓度	maximum acceptable toxicant concentration	μg/L

序号	缩略语	中文名称	英文名称	单位
20	NOEC	无观察效应浓度	no observed effect concentration	μg/L
21	OECD	经济合作与发展组织	Organization for Economic Cooperation and Development	—
22	SAF	水生生物短期基准的评估因子	short-term assessment factor	—
23	SSD	物种敏感度分布	species sensitivity distribution	—
24	SWQC	短期水质基准	short-term water quality criteria	μg/L
25	US EPA	美国国家环境保护局	Environmental Protection Agency	—
26	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 六价铬的环境问题	3
3.1 理化性质	3
3.2 我国淡水环境中六价铬的浓度水平	3
3.3 六价铬对淡水生物的毒性	4
3.4 水质参数对六价铬毒性的影响	5
4 毒性数据筛选与评价	5
4.1 数据需求	5
4.2 资料检索	6
4.3 数据筛选	7
4.3.1 筛选方法	7
4.3.2 筛选结果	10
4.4 数据评价	10
4.4.1 评价方法	10
4.4.2 评价结果	11
5 基准推导	13
5.1 毒性数据预处理	13
5.1.1 毒性数据使用	13
5.1.2 同效应急性值计算	13
5.1.3 同效应慢性值计算	15
5.2 模型拟合与评价	16
5.3 物种危害浓度确定	20
5.4 基准定值和表述	21
5.4.1 基准定值	21
5.4.2 基准确定与表述	22

6 质量评价	22
7 不确定性分析	24
参考文献	25
附录 A 六价铬对中国淡水生物的急性毒性数据	31
附录 B 六价铬对中国淡水生物的慢性毒性数据	36
附录 C 实验室自测毒性数据实验报告	39

1 概述

六价铬 ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) 具有高毒性、易吸收、易致癌性等特点, 易对水生生物及生态系统产生有害影响, 许多国家以及国际标准化组织 (ISO) 将其纳入水体基本监测指标, 也是我国地表水环境质量标准等水质标准的控制项目。《淡水生物水质基准—六价铬》(2025 年版) 是在我国水质基准前期研究的基础上^[1,2], 依据《淡水生物水质基准推导技术指南》(HJ 831—2022) 制定, 反映现阶段水环境中六价铬对 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。

基准推导过程中, 共纳入 5703 篇中英文文献和 3653 条毒理数据库数据, 经质量评价后 119 条数据为无限制可靠数据和限制性可靠数据和 4 条实验室自测数据, 可用于基准推导, 涉及 38 种淡水生物, 基本涵盖了草鱼、鲤等我国淡水生物优势种。基于物种敏感度分布 (SSD) 法, 推导得到六价铬的短期水质基准 (SQWC) 和长期水质基准 (LQWC), 用六价铬浓度表示, 单位 $\mu\text{g/L}$, 分别为 $49.67 \mu\text{g/L}$ 和 $6.727 \mu\text{g/L}$ 。

2 国内外研究进展

表 1 对比了国内外六价铬水质基准研究进展状况。美国是较早开始水质基准研究的国家, 1976 年, 基于评价因子法, 美国发布了六价铬的国家水质基准^[3], 并根据最新科学进展分别于 1985 年和 1996 年进行了数次修订^[4,5]。继美国之后, 加拿大^[6]、澳大利亚^[7]也分别基于评价因子法和物种敏感度分布法发布了本国六价铬的水质基准。我国六价铬水质基准起步较晚, 但进展较快, 在借鉴、引用发达国家水质基准理论方法的基础上, 有所创新和突破^[8,9]。由于水质基准推导方法、使用物种的差异, 不同国家甚至同一国家在不同时期制定的六价铬水质基准也存在较大差异 (表 2)。因此, 在条件允许的情况下, 各国、各地区应根据本国或本地区生态环境特点开展水质基准研究, 制定水质基准。

表 1 国内外淡水生物水质基准研究进展

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 ^[4] 要求不少于 3 门 8 科；澳大利亚和新西兰 ^[7] 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 淡水生物六价铬水质基准

国家	制修订时间	形态	基准值（μg/L）		物种数（个）		推导方法	发布部门
			SWQC	LWQC	SWQC	LWQC		
美国	1976	六价铬	100	-	8	-	评价因子法	US EPA
	1980	六价铬	16	11	27	-	毒性百分数排序法、急慢性比	
	1993	六价铬	16	11	27	-	-	
	1995	六价铬	16.02	10.98	34	-	毒性百分数排序法、急慢性比	
加拿大	1999	六价铬	-	1.0	6	6	评价因子法	加拿大环境部长理事会
新西兰	2000	六价铬	-	1.0	-	-	SSD 法	澳大利亚和新西兰环境保护委员会、农业与资源管理委员会
澳大利亚	2000	六价铬	-	1.0	-	-	SSD 法	
中国	2025	六价铬	49.50	6.727	30	14	SSD 法	中华人民共和国生态环境部

3 六价铬的环境问题

3.1 理化性质

铬是一种银白色金属，在元素周期表中属VIB族，原子序数24，铬及其化合物的理化性质见表3。环境中铬的来源分为自然源和人为源。自然源主要是岩石风化，大多数呈三价；人为源包括工业废水、化石燃料等，大多数呈六价。

在淡水水体中，三价铬离子主要是被吸附而存在于沉积物中，六价铬离子多溶于水，在水体中比较稳定，而且六价铬离子的毒性远高于三价铬离子，因此本报告中铬的化合物主要为水溶态，主要涉及重铬酸钾、重铬酸钠、三氧化铬、铬酸、铬酸钠、铬酸铵和铬酸钾。

表3 铬及其化合物的理化性质^[10]

物质名称	铬	重铬酸钾	重铬酸钠	三氧化铬	铬酸	铬酸钠	铬酸铵	铬酸钾
分子式	Cr	K ₂ Cr ₂ O ₇	Na ₂ Cr ₂ O ₇	CrO ₃	H ₂ CrO ₄	Na ₂ CrO ₄	H ₈ CrN ₂ O ₄	K ₂ CrO ₄
CAS 号	7440-47-3	7778-50-9	10588-01-9	1333-82-0	7738-94-5	7775-11-3	7788-98-9	7789-00-6
EINECS 号	231-157-5	231-906-6	234-190-3	215-607-8	231-801-5	231-889-5	232-138-4	232-140-5
物理形态	固体	固体	固体	固体	固体	固体	固体	固体
分子量 (g/mol)	51.996	294.18	298.00	99.99	118.01	161.97	152.07	194.19
密度 (g/cm ³)	7.14	2.676	2.348	2.7	2.290	2.73	1.91	2.732
熔点 (°C)	1857±20	398	357	196	196	792	-	971
沸点 (°C)	2672	500	400	250(分解)	330	-	分解	分解
溶解性	不溶于水	溶于水	溶于水	溶于水	溶于水	溶于水	溶于水	溶于水
用途	涂料、着色剂、催化剂	铬盐、氧化剂、着色剂、媒染剂等	氧化剂、媒染剂、鞣革剂、着色剂等	媒染剂、催化剂等	清洗液、镀铬	分析试剂、防锈剂、媒染剂等	媒染剂、催化剂、缓蚀剂等	金属防锈剂、氧化剂、媒染剂等

3.2 我国淡水环境中六价铬的浓度水平

我国地表水环境监测基本项目包含六价铬，《地表水环境质量标准》（GB3838-2002）、《地下水质量标准》（GB/T 14848-2017）、《生活饮用水卫

生标准》（GB 5749-2022）均包含六价铬限值。

根据近 5 年中国生态环境状态公报，我国县级城镇和地级城市及以上城市的地表水水源监测断面（点位）达标率均在 99%以上，且超标点位的主要超标指标不包括六价铬。

表 4 中国地表水中六价铬含量（ $\mu\text{g/L}$ ）

流域名称	水系名称	采样时间		采样位置	采样数量	检测方法	最小值	最大值	平均值	来源
长江	南洞庭湖	2024	8 月	南洞庭湖	24	-	8.5	2610	235.18	[11]
	征润洲水源地	2021	1-12 月	征润洲水源地	16	二苯碳酰 二胂分光 光度法	ND	ND	2	[12]
	秦淮新河、长江、城南河、滁河、横溪河、赵村水库等水库河流	2019	1-11 月	南京市	19	-	2	4.3	2.03	[13]
黄河	湟水河	2020	-	西宁段	52	二苯碳酰 二胂分光 光度法	0	86	21.87	[14]
辽河流域	辽河	2012	7 月、 12 月	上中下游	50	二苯碳酰 二胂分光 光度法	< 4	18	16.14	[15]

3.3 六价铬对淡水生物的毒性

水相中六价铬主要以 CrO_4^{2-} 形态存在，能和硫酸盐以及磷酸盐竞争生物体内的主动运输离子通道，因此比三价铬更容易透过生物细胞膜，六价铬的毒性也比三价铬高 500~1000 倍。六价铬在细胞内可以经过一系列的还原反应产生活性氧自由基，引起氧化胁迫，并影响蛋白质、DNA 结构和功能的完整性^[16]。

基于急性毒性效应测试终点不同，急性毒性数据（ATV）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，效应指标主要包括半数致死浓度（ LC_{50} ）、半数效应浓度（ EC_{50} ）。对六价铬的淡水生物 ATV 数据分析表明，ATV 数据类型包含生长和存活两类，本报告推导同效应急性值（AVE）时，以 LC_{50} 和 EC_{50} 作为 ATV 计算 AVE。六价铬对淡水水生生物急性毒性数据

检索需求见表 5。

基于慢性毒性效应测试终点不同，慢性毒性数据（CTV）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 20%效应浓度（EC₂₀）、10%效应浓度（EC₁₀）、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。MATC 是 NOEC 和 LOEC 的几何平均值。对六价铬的淡水生物 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、EC₅₀ 作为 CTV 进行同效应慢性值（CVE）的计算。针对生命周期较短的水生生物，将暴露时间小于 21 天但超过一个世代的 EC₅₀ 值作为慢性毒性值，用于长期基准制定。六价铬对淡水水生生物慢性毒性数据检索需求见表 5。

3.4 水质参数对六价铬毒性的影响

水质参数包括硬度、酸碱度、悬浮物浓度、温度等。六价铬一般形成阴离子，在淡水中水体硬度对六价铬的毒性影响较小^[4]，因此本次基准推导未对硬度进行校正。水体 pH 能显著影响重铬酸盐溶液中六价铬和非六价之间的化学平衡，在较低 pH 值的淡水中六价铬的毒性会增加^[17]，即酸性重铬酸盐比碱性重铬酸盐更具毒性^[18]。溶解有机物或悬浮物浓度对六价铬的影响不大。这些因素与六价铬毒性关系的研究较少，无建立起相关关系的结论，因此本次基准推导未进行相关校正。

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，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	重铬酸钾、重铬酸钠、三氧化铬、铬酸、铬酸钠、铬酸铵、铬酸钾
	分子式	化学分子式
	编号	CAS 编号、EINECS 编号

数据类别			具体指标
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
		暴露时间	以天或小时计
污染物毒性数据	试验结果	急性效应指标	LC ₅₀ 和 EC ₅₀
		慢性效应指标	NOEC、LOEC、MATC、EC ₅₀ 、EC ₁₀ 、EC ₂₀ 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		幼体、成体等

4.2 资料检索

本次基准制定使用的数据来自中英文毒性数据库和中英文文献数据库。毒性数据库和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，进行六价铬毒性数据检索，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 6 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； 2) 剔除不包含毒性实验暴露时间的数据；	ECOTOX

数据库类型	纳入条件	剔除原则	符合条件的数据库名称
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; 2) 剔除理论方法学论文数据	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: Chromium; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: EC ₅₀ 或 LC ₅₀	化合物名称: Chromium; 暴露介质: Freshwater; 毒性效应测试终点: NOEC 或 LOEC 或 MATC 或 EC ₁₀ 或 EC ₂₀ 或 LC ₅₀ 或 EC ₅₀
数据类别	数据库名称	检索时间	检索式	
			急性毒性	慢性毒性
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	主题: (铬+Cr ⁶⁺ +Cr)*毒性; 期刊来源类别: 核心期刊	主题: (铬+Cr ⁶⁺ +Cr)*毒性; 期刊来源类别: 核心期刊
文献检索	WOS	截至 2025 年 2 月 28 日之前数据库覆盖年限	题名: Chromium; 主题: Toxicity 或 Ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀	题名: Chromium; 主题: NOEC 或 LOEC 或 MATC 或 EC ₁₀ 或 EC ₂₀ 或 LC ₅₀ 或 EC 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	2301 条	3653 条
	慢性毒性	1352 条	
文献数据库	急性毒性	5114 篇	5703 篇
	慢性毒性	589 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，筛选过程中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	1) 受试物种应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，以分布于我国境内的淡水生物为优选对象； 2) 受试物种能够被驯养、繁殖并获得足够的数量，可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试验； 3) 受试物种对污染物质应具有较高的敏感性及毒性反应的一致性； 4) 污染物对受试物种的毒性效应有标准的测试方法或测试方法较为成熟； 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，应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； 7) 外来入侵物种不应作为受试物种（参见《淡水生物水质基准推导技术指南》附录 C），除附录 C 中所列物种外，其他对我国自然生态系统有明确危害的淡水生物也不应作为受试物种； 8) 对于我国珍稀或濒危物种、特有物种，应根据国家野生动物保护的相关法律法规选择性使用作为受试物种； 9) 单细胞动物和微生物（微藻除外）不应作为受试物种。
毒性数据筛选	毒性数据分类 1) 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； 2) 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。
	试验设计 1) 试验设计应依据国家或国际标准毒性测试方法（GB/T13266、GB/T13267、GB/T21805、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 等），其次可参考其他标准组织或国家的相关文献，否则应对试验设计进行详细说明； 2) 试验应设置空白对照组，必要时需设置阳性对照组。应尽量避免使用助溶剂或分散剂。如需使用，则应设置溶剂对照组，其浓度一般不超过 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试验结果有显著影响； 3) 试验组浓度应按照国家或国际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； 4) 急、慢性毒性试验应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 1) 应明确受试物的准确名称及 CAS 号。当受试物为无机盐时，应说明试验结果的受试物化学形态或名称； 2) 受试物纯度一般大于 95%，否则应进行专家判断，并根据受试物纯度对试验数据进行校正或采用以受试物表征的实测浓度。

项目	筛选原则
受试生物	1) 应说明受试生物的拉丁名、开展暴露试验的生命阶段、来源（实验室、养殖基地、野外），野外获取的应说明获取物种的具体地理位置； 2) 试验开始前，应将受试生物在试验条件下进行驯养，标准受试生物在驯养期间的死亡率应符合测试方法要求，非标准受试生物的驯养死亡率应≤10%。
暴露条件	1) 对于高挥发性、易于水解或降解的受试物，应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； 2) 试验系统应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%； 3) 试验稀释用水应依据标准毒性测试方法配制或使用经曝气 24h 以上的自来水，不能以蒸馏水或去离子水直接作为试验稀释用水； 4) 毒性试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； 5) 一般在急性试验期间不能喂食，除非有证据表明喂食不会影响最终的试验结果； 6) 急性毒性试验可采用流水式、半静态或静态暴露方式，慢性毒性试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； 7) 对于急性毒性数据： a) 动物适宜的暴露时间：轮虫为 24h 左右，溞类和摇蚊为 48h 左右，其他物种为 96h 左右； b) 植物适宜的暴露时间：96h 左右； 8) 对于慢性毒性数据： a) 动物适宜的暴露时间：轮虫为大于等于 48h，其他动物为大于等于 21d 或覆盖一个敏感生命阶段； b) 植物适宜的暴露时间：大于等于 21d 或至少跨越一个世代。
数据分析	1) 对照组的生长率（藻类）、死亡率或活动受抑制率（动物）等变化范围应符合标准毒性测试方法的规定，对照组微藻的 72h 生长率通常不应低于 16 倍，动物存活率通常不应低于 90%； 2) 应选用与生物存活、生长、繁殖等重要终点相关的试验数据，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，试验结果应具有统计学意义； 3) 当同一物种的同一毒性终点试验数据之间相差 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	1) 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 $MATC > EC_{20} > EC_{10} > NOEC > LOEC > EC_{50} > LC_{50}$； 2) 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； 3) 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； 4) 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。

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 131 条，筛选结果见表 10。经可靠性评价，共有 119 条数据可用于基准推导（表 12），其中急性数据 85 条，慢性数据 34 条。所采用数据共涉及 38 个物种（表 13）。包括了在中国水体中广泛分布的鲤、鲫等物种。获得的生物急性毒性数据终点有 LC_{50} 和 EC_{50} （附录 A），获得的生物慢性毒性数据终点 EC_{50} 、 LC_{50} 、NOEC、LOEC 和 MATC（附录 B）。

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	暴露时间不符	化合物不符	物种不符	优先性筛选	
ECOTOX 毒性数据库	ATV	2301	0	320	376	141	1370	44	50
	CTV	1354	0	134	1130	43	14	14	19
中文文献数据库	ATV	797	173	467	24	8	92	17	16
	CTV	44	7	21	0	0	0	11	5
英文文献数据库	ATV	4317	563	3392	13	1	306	23	19
	CTV	544	12	471	0	0	34	17	10
合计（条）		9357	755	4805	1543	193	1816	126	119

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：

- 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；
- 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；
- 试验过程和试验结果的描述应详细；
- 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 85 条急性毒性数据和 34 条慢性毒性数据进行可靠性评价。经可靠性评价，共有 119 条数据可用于基准推导（见表 12），其中：

急性毒性数据 85 条（见附录 A），涉及 30 个物种（见表 13）；慢性数据 34 条（见附录 B），涉及 13 个物种，自测数据 4 条，涉及 1 个物种（见表 14）。

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 23），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	数据来自良好实验室规范（GLP）体系，或数据产生过程符合实验准则（参照 HJ 831—2022 相关要求）	55	9	64
限制性可靠	数据产生过程不完全符合实验准则，但实验程序翔实、可靠，有充足的证据证明数据可用	30	25	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	0	0	0
不确定	没有提供足够的实验细节，无法判断数据可靠性	0	0	0
合计（条）		85	34	119

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	鲫	19	16	大型蚤	6
2	草鱼	1	17	短钝蚤	2
3	鲤	1	18	蓼花臂尾轮虫	1
4	稀有鮈鲫	1	19	铜锈环棱螺	1
5	斑点叉尾鮰	1	20	伸展摇蚊	1
6	泥鳅	1	21	普通水螅	5
7	黄鳝	1	22	霍甫水丝蚓	1
8	条纹狼鲈	3	23	尖顶椎实螺	1
9	虹鳟	14	24	罗氏沼虾	1
10	黄颡鱼	2	25	锯齿新米虾	4
11	唐鱼	5	26	琵琶萝卜螺	1
12	大口黑鲈	1	27	正颤蚓	4
13	星突江鲈	1	28	稀脉萍	1
14	多刺裸腹蚤	1	29	紫萍	1
15	模糊网纹蚤	2	30	黑眶蟾蜍	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	鲤	2	8	莱茵衣藻	4
2	虹鳟	1	19	蛋白核小球藻	1
3	大口黑鲈	4	10	普通小球藻	2
4	模糊网纹溞	2	11	拟扇形丽藻	5
5	大型溞	4	12	羊角月牙藻	2
6	萼花臂尾轮虫	2	13	斜生栅藻	1
7	霍甫水丝蚓	4	14	中华蟾蜍	4

5 基准推导

5.1 毒性数据预处理

5.1.1 毒性数据使用

（1）急性毒性数据。本报告获得的急性毒性数据包括 LC_{50} 和 EC_{50} ，分物种将 EC_{50} （不包括致死效应）作为生长类 ATV，将 LC_{50} 和 EC_{50} （致死效应）作为存活类 ATV。

（2）慢性毒性数据。本报告获得的慢性毒性数据包括 NOEC、LOEC、MATC、 EC_{50} 、 LC_{50} ，对于从同一暴露实验中获得的某物种某个毒性效应的 NOEC 和 LOEC，将 NOEC 和 LOEC 代入公式（1）计算获得该物种该效应的 MATC。

$$MATC_{i,z} = \sqrt{NOEC_{i,z} \times LOEC_{i,z}} \quad (1)$$

式中：MATC—最大允许浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

NOEC—无观察效应浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

LOEC—最低观察效应浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

i—某一物种，无量纲。

z—某一毒性效应，无量纲。

5.1.2 同效应急性值计算

分物种将 EC_{50} 作为生长类 ATV，将 LC_{50} 作为存活类 ATV，分别代入公式（2）

计算各物种的生长类 AVE 和存活类 AVE。

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

式中：AVE——同效应急性值，μg/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——急性毒性值，μg/L。

取生长类 AVE 和存活类 AVE 中数值较小的 AVE 纳入后续计算，如果只获得 1 个 AVE，则直接纳入后续计算。针对急性毒性数据涉及的 30 个物种，其中普通水螅等 28 个物种只获得存活类 AVE，稀脉萍、紫萍只获得存活类 AVE，直接纳入后续模型拟合计算中（见表 15）。

表 14 不同淡水生物的同效应急性值

序号	物种名称	同效应急性值（AVE）（μg/L）		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
1	普通水螅	-	67.82	67.82
2	罗氏沼虾	-	114.0	114.0
3	短钝蚤	-	118.4	118.4
4	模糊网纹蚤	-	144.5	144.5
5	大型蚤	-	188.4	188.4
6	稀脉萍	237.9	-	237.9
7	多刺裸腹蚤	-	360.0	360.0
8	紫萍	710.0	-	710.0
9	正颤蚓	-	1522	1522
10	琵琶萝卜螺	-	3880	3880
11	霍甫水丝蚓	-	4250	4250
12	蓴花臂尾轮虫	-	5200	5200
13	尖顶椎实螺	-	5970	5970

序号	物种名称	同效应急性值 (AVE) (μg/L)		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
14	伸展摇蚊	-	11800	11800
15	斑点叉尾鮰	-	14800	14800
16	铜锈环棱螺	-	15770	15770
17	虹鳟	-	24706	24706
18	黄颡鱼	-	30257	30257
19	锯齿新米虾	-	35986	35986
20	条纹狼鲈	-	39518	39518
21	黑眶蟾蜍	-	49290	49290
22	星突江鲈	-	58840	58840
23	黄鳊	-	60550	60550
24	唐鱼	-	71587	71587
25	草鱼	-	74890	74890
26	鲤	-	93600	93600
27	鲫	-	117211	117211
28	大口黑鲈	-	195000	195000
29	泥鳅	-	209800	209800
20	稀有鮡鲫	-	534000	534000

5.1.3 同效应慢性值计算

分物种按不同效应类别（生长或繁殖）将慢性毒性数据（MATC、NOEC、LOEC 和 EC₅₀ 等，其优先序见表 8 的规定）作为生长类或繁殖类 CTV，将 LC₅₀ 作为存活类 CTV，分别代入公式（3）计算各物种的生长类 CVE、繁殖类 CVE 和存活类 CVE。

$$CVE_{ij} = \sqrt[n]{CTV_{ij,1} \times CTV_{ij,2} \times \dots \times CTV_{ij,n}} \quad (3)$$

式中：CVE—同效应慢性值，μg/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—慢性毒性值，μg/L。

如果获得多个 CVE, 则取最小的 CVE 纳入后续计算, 如果只获得 1 个 CVE, 则直接纳入后续计算。针对慢性毒性数据涉及的 14 个物种, 均只获得生长类/繁殖类 CVE, 直接纳入后续模型计算中 (见表 16)。

表 15 不同淡水生物的同效应慢性值

序号	物种名称	同效应慢性值 CVE (μg/L)		
		生长类/繁殖类	存活类	最小 CVE
1	模糊网纹溞	14.10	-	14.10
2	大型溞	17.68	-	17.68
3	霍甫水丝蚓	244.9	63.25	63.25
4	拟扇形丽藻	100.0	-	100.0
5	中华蟾蜍	208.0	-	208.0
6	普通小球藻	1330	-	1330
7	蛋白核小球藻	1340	-	1340
8	莱茵衣藻	1391	-	1391
9	虹鳟	2000	-	2000
10	萼花臂尾轮虫	2530	-	2530
11	羊角月牙藻	2570	-	2570
12	大口黑鲈	4580	-	4580
13	鲤	5000	-	5000
14	斜生栅藻	19520	-	19520

5.2 模型拟合与评价

将纳入计算的 AVE 和 CVE 分别取常用对数, 得到 lgAVE 和 lgCVE。lgAVE 和 lgCVE 须全部为正值, 否则进行单位换算后再分别取常用对数。

将所有物种 lgAVE 和 lgCVE 分别从小到大进行排序, 确定其秩次 R (最小毒性值的秩次为 1, 次之秩次为 2, 依次排列, 如果有两个或两个以上物种的毒性值相同, 则将其任意排成连续秩次), 依据公式 (4) 分别计算物种的累积频率 F_R 。

$$F_R = \frac{\sum_{i=1}^R f}{N+1} \times 100\% \quad (4)$$

式中： F_R ——累积频率；

R ——毒性值的秩次，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。

各物种的急性累积频率和慢性累积频率见表 17 和表 18。

表 16 同效应急性值及累积频率 (F_R)

序号	物种名称	最敏感 AVE ($\mu\text{g/L}$)	$\lg\text{AVE}$ ($\mu\text{g/L}$)	R	f (个)	F_R (%)
1	普通水螅	67.82	1.831	1	1	3.33
2	罗氏沼虾	114.0	2.057	2	1	6.67
3	短钝蚤	118.4	2.074	3	1	10.00
4	模糊网纹蚤	144.5	2.160	4	1	13.33
5	大型蚤	188.4	2.275	5	1	16.67
6	稀脉萍	237.9	2.376	6	1	20.00
7	多刺裸腹蚤	360.0	2.556	7	1	23.33
8	紫萍	710.0	2.851	8	1	26.67
9	正颤蚓	1522	3.182	9	1	30.00
10	琵琶萝卜螺	3880	3.589	10	1	33.33
11	霍甫水丝蚓	4250	3.628	11	1	36.67
12	萼花臂尾轮虫	5200	3.716	12	1	40.00
13	尖顶椎实螺	5970	3.776	13	1	41.94
14	伸展摇蚊	11800	4.072	13	1	43.33
15	斑点叉尾鮰	14800	4.170	14	1	46.67
16	铜锈环棱螺	15770	4.198	15	1	50.00
17	虹鳟	24706	4.393	16	1	53.33
18	黄颡鱼	30257	4.481	17	1	56.67
19	锯齿新米虾	35986	4.556	18	1	60.00
20	条纹狼鲈	39518	4.597	19	1	63.33
21	黑眶蟾蜍	49290	4.693	20	1	66.67
22	星突江鲮	58840	4.770	21	1	70.00

序号	物种名称	最敏感 AVE ($\mu\text{g/L}$)	lgAVE ($\mu\text{g/L}$)	R	f (个)	F_R (%)
23	黄鳝	60550	4.782	22	1	73.33
24	唐鱼	71587	4.855	23	1	76.67
25	草鱼	74890	4.874	24	1	80.00
26	鲤	93600	4.971	25	1	83.33
27	鲫	117211	5.069	26	1	86.67
28	大口黑鲈	195000	5.290	27	1	90.00
29	泥鳅	209800	5.322	28	1	93.33
30	稀有鮡鲫	534000	5.728	29	1	96.67

表 17 同效应慢性值及累积频率 (F_R)

序号	物种名称	最敏感 CVE ($\mu\text{g/L}$)	lgCVE ($\mu\text{g/L}$)	R	f (个)	F_R (%)
1	模糊网纹溞	14.10	1.149	1	1	6.667
2	大型溞	17.68	1.247	2	1	13.33
3	霍甫水丝蚓	63.25	1.801	3	1	20.00
4	拟扇形丽藻	100.0	2.000	4	1	26.67
5	中华蟾蜍	208.0	2.318	5	1	33.33
6	普通小球藻	1330	3.124	6	1	40.00
7	蛋白核小球藻	1340	3.127	7	1	46.67
8	莱茵衣藻	1391	3.143	8	1	53.33
9	虹鳟	2000	3.301	9	1	60.00
10	萼花臂尾轮虫	2530	3.403	10	1	66.67
11	羊角月牙藻	2570	3.410	11	1	73.33
12	大口黑鲈	4580	3.661	12	1	80.00
13	鲤	5000	3.699	13	1	86.67
14	斜生栅藻	19520	4.290	14	1	93.33

分别以 lgAVE 和 lgCVE 作为模型拟合时的自变量 x ，以对应的累积频率 F_R 为因变量 y ，进行 SSD 模型拟合（包括：正态分布模型、对数正态分布模型、逻辑斯蒂分布模型、对数逻辑斯蒂分布模型）。

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。

急性毒性数据的模型拟合结果如表 19 所示。通过 RMSE、 P 值 (A-D 检验) 的比较, 逻辑斯蒂分布模型 SSD 曲线拟合最优, 拟合结果见图 1。

表 18 六价铬的短期水质基准模型拟合结果

模型拟合	RMSE	P 值 (A-D 检验)
正态分布模型	0.06966	<0.05
逻辑斯蒂分布模型	0.06286	>0.05
对数正态分布模型	0.09129	<0.05
对数逻辑斯蒂分布模型	0.07718	<0.05

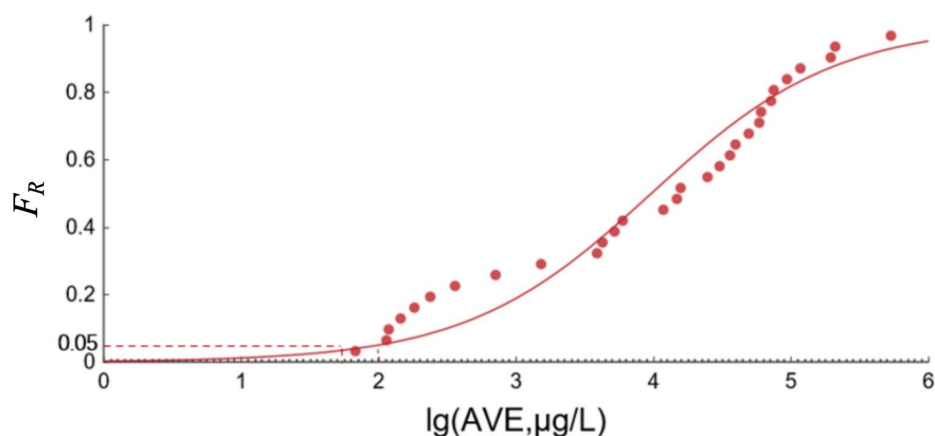


图 1 对数急性毒性—累积频率的逻辑斯蒂分布模型模型拟合曲线

慢性毒性数据的模型拟合结果如表 20 所示。通过 RMSE、 P 值 (A-D 检验) 的比较, 逻辑斯蒂分布模型拟合最优, 拟合结果见图 2。

表 19 长期水质基准模型拟合结果

模型拟合	RMSE	P 值（A-D 检验）
正态分布模型	0.08888	>0.05
逻辑斯蒂分布模型	0.08561	>0.05
对数正态分布模型	0.10586	<0.05
对数逻辑斯蒂分布模型	0.09566	<0.05

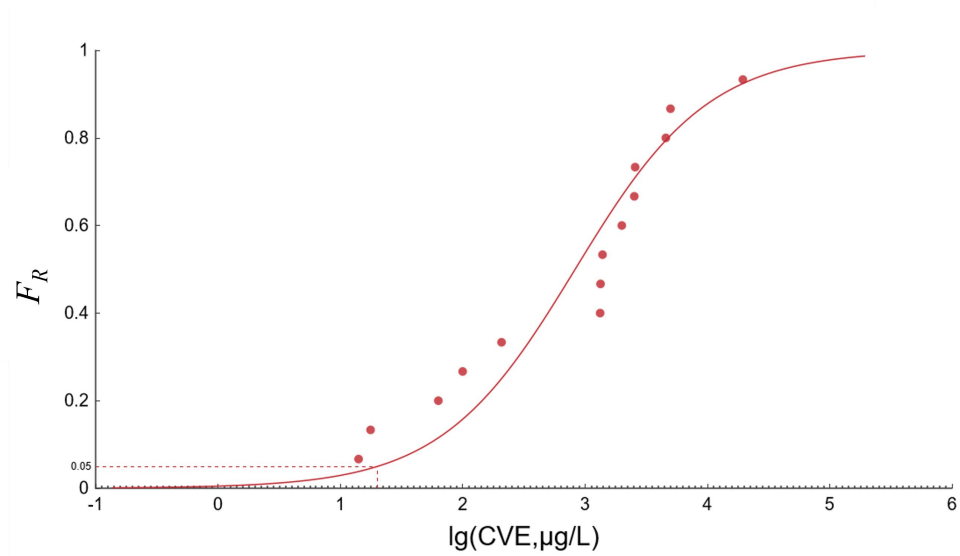


图 2 对数慢性毒性—累积频率的逻辑斯蒂分布模型拟合曲线

5.3 物种危害浓度确定

根据“5.2 模型拟合与评价”确定的最优拟合模型拟合的 SSD 曲线，分别确定累积频率 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95%所对应的 lgAVE 和 lgCVE 值，取反对数后获得的 AVE_i/CVE_i，即为急性/慢性 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95%物种危害浓度 HC₅、HC₁₀、HC₂₅、HC₅₀、HC₇₅、HC₉₀、HC₉₅。

根据逻辑斯蒂分布模型获得的短期物种危害浓度和根据正态分布模型获得的长期物种危害浓度见表 21。

表 20 六价铬对淡水生物的短期和长期物种危害浓度

受影响物种的累积频率（ F_R ）	5%	10%	25%	50%	75%	90%	95%
短期物种危害浓度（SHC _x , μg/L）	99.01	316.6	1748	9657	53336	294584	941898
长期物种危害浓度（LHC _x , μg/L）	20.18	51.85	207.6	831.3	3328	13327	34240

5.4 基准定值和表述

5.4.1 基准定值

利用公式（5）和公式（6）进行基准外推，分别计算获得短期和长期水质基准。

$$SWQC = \frac{SHC_5}{SAF} \quad (5)$$

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。

$$LWQC = \frac{LHC_5}{LAF} \quad (6)$$

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、受试生物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，由专家判断确定 AF 取值，一般取值为 3。

对于短期水质基准，由于基准推导所用毒性数据物种数（30）大于 15，且 SSD 曲线尾部拟合良好（见图 1），因此 SAF 取值为 2；将 SHC₅（99.01 $\mu\text{g/L}$ ）除以 SAF（2），得到 SWQC 为 49.50 $\mu\text{g/L}$ 。

对于长期水质基准，由于基准推导所用毒性数据物种数（14）小于 15，且 SSD 曲线尾部拟合良好（见图 2），因此 LAF 取值为 3；将 LHC₅（20.18 $\mu\text{g/L}$ ）除以 LAF（3），得到 LWQC 为 6.727 $\mu\text{g/L}$ 。

5.4.2 基准确定与表述

本次推导确定六价铬的淡水 SWQC 为 49.50 $\mu\text{g/L}$ ，淡水 LWQC 为 6.727 $\mu\text{g/L}$ （见表 22），基于重要淡水物种和仪器检出限等考虑最终确定基准。

表 21 淡水生物水质基准—六价铬

基准类型	HC ₅ ($\mu\text{g/L}$)	评估因子	基准值 ($\mu\text{g/L}$)
短期水质基准	99.01	2	49.50
长期水质基准	18.21	3	6.727

（1）关于重要淡水物种

本报告在推导六价铬的淡水 SWQC 和 LWQC 时，均使用了经济价值高和生态学意义突出的重要淡水物种。

在推导六价铬的淡水基准时，依据《国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）（修订）》^[19]判断经济价值高的物种。依据国家重点保护野生动物名录^[20]判断濒危物种。其中短期基准推导中使用了经济价值高的黄颡鱼、鲤和鲫，稀有鮈鲫、唐鱼为濒危物种；长期基准推导中使用了经济价值高的鲤，未使用濒危物种，本报告推导的六价铬的淡水基准均小于经济价值高和濒危的物种的最小 AVE 和最小 CVE。

（2）关于仪器检出限

根据《六价铬的测定水质 流动注射-二苯碳酰二肼光度法》（HJ 908-2017），淡水中六价铬的方法检出限为 0.001mg/L。

因此，本报告中六价铬的淡水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 AVE 和最小 CVE，六价铬的淡水基准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 22，取 4 位有效数字。

6 质量评价

《淡水生物水质基准—六价铬》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 22）。所使用的毒性数据中有 66 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 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 本次基准推导涉及物种和数据质量情况

内容	HJ 831—2022 有关要求	本基准纳入	
		SWQC	LWQC
营养级别	生产者	1.稀脉萍；2.紫萍	1.莱茵衣藻；2.蛋白核小球藻；3.普通小球藻；4.拟扇形丽藻；5.羊角月牙藻；6.斜生栅藻
	初级消费者	1.铜锈环棱螺；2.萼花臂尾轮虫；3.鲫；4.模糊网纹蚤；5.伸展摇蚊；6.草鱼；7.鲤；8.大型蚤；9.短钝蚤；10.普通水螅；11.霍甫水丝蚓；12.尖顶椎实螺；13.罗氏沼虾；14.泥鳅；15.多刺裸腹蚤；16.锯齿新米虾；17.琵琶萝卜螺；18.正颤蚓	1.萼花臂尾轮虫；2.模糊网纹蚤；3.鲤；4.大型蚤；5.端足虫
	次级消费者	1.黑眶蟾蜍；2.斑点叉尾鮰；3.黄鳝；4.条纹狼鲈；5.虹鳟；6.大口黑鲈；7.唐鱼；8.星突江鲮；9.稀有鮡鲫；10. 黄颡鱼	1.虹鳟；2.大口黑鲈；3.中华蟾蜍
物种要求	至少包括 10 个物种	30 个物种	14 个物种
	1 种硬骨鲤科鱼类	1.鲫；2.草鱼；3.鲤；4.稀有鮡鲫	1.鲤
	1 种硬骨非鲤科鱼类	1.斑点叉尾鮰；2.泥鳅；3.黄鳝；4.条纹狼鲈；5.虹鳟；6.黄颡鱼；7.唐鱼；8.大口黑鲈；9. 星突江鲮	1.虹鳟；2.大口黑鲈
	1 种浮游动物	1.模糊网纹蚤；2.大型蚤；3.短钝蚤；4.多刺裸腹蚤；5.萼花臂尾轮虫	1.模糊网纹蚤；2.大型蚤；3.萼花臂尾轮虫
	1 种（非鱼类）底栖动物（贝类、底栖甲壳类等）	1.铜锈环棱螺；2.伸展摇蚊；3.普通水螅；4.霍甫水丝蚓；5.尖顶椎实螺；6.罗氏沼虾；7.锯齿新米虾；8.琵琶萝卜螺；9.正颤蚓	1. 霍甫水丝蚓
	1 种浮游植物或水生维管束植物	1.稀脉萍；2.紫萍	1.莱茵衣藻；2.蛋白核小球藻；3.普通小球藻；4.拟扇形丽藻；5.羊角月牙藻；6.斜生栅藻
	1 种两栖类或上述未涉及的其他门类动物	1.黑眶蟾蜍；	1.中华蟾蜍
毒性数据	无限制可靠数据	55 条	9 条
	限制性可靠数据	30 条	25 条

7 不确定性分析

（1）在数据来源方面，本报告的毒性数据来源仅使用中文和英文检索了 ECOTOX、WOS 数据库、CNKI 数据库、万方数据库和维普数据库，可能有部分符合 HJ831-2022 要求的文献和毒性数据未收录，导致在基准推导过程中未考虑这些数据以及相关物种；

（2）在受试物种的代表性方面，本报告纳入的物种数量和涵盖范围等满足 HJ831-2022 关于最少毒性数据(3 个营养级、6 类群、10 物种)要求，不能覆盖所有的淡水生物物种。

参考文献

- [1] WU F, MENG W, ZHAO X, et al. China Embarking on Development of its Own National Water Quality Criteria System [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(21): 7992–3.
- [2] 梁峰. 我国典型流域重金属的风险评价及六价铬水质基准的推导 [D], 2011.
- [3] US EPA. Quality Criteria for Water-1976 [Z]//WASHINGTON U S E P A. Washington, DC; U.S. Environmental Protection Agency Washington. 1976
- [4] US EPA. Ambient Water Quality Criteria for Chromium-1984 [Z]//AGENCY U S E P. Washington, DC; U.S. Environmental Protection Agency. 1985
- [5] US EPA. Water Quality Criteria Documents for the Protection of Aquatic Life in Ambient Water-1995 [Z]//AGENCY U S E P. Washington, DC; U.S. Environmental Protection Agency. 1996
- [6] CCME. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Chromium — Hexavalent chromium and trivalent chromium [Z]//ENVIRONMENT C C O M O T. Winnipeg; Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999
- [7] ANZECC, ARMCANZ. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality [Z]//ZEALAND A A N Z E A C C A A A R M C O A A N. Canberra; Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. 2000
- [8] 吴丰昌. 水质基准的理论与方法学导论（第二版） [CM]. 2020,
- [9] 吴丰昌. 中国环境基准体系中长期路线图（第二版） [CM]. 2021,
- [10] 应急管理部化学品登记中心, 中国石油化工股份有限公司青岛安全工程研究院, 清华大学, 等. 化学品环境安全 [M]. 1 ed.: 化学工业出版社.
- [11] 吴鑫, 欧阳舟, 汪驰恒, 等. 南洞庭湖水体重金属污染源解析与健康风险评估 [J]. 中国环境科学: 1 – 17.
- [12] 梅雯, 秦勤, 李明俊, 等. 2021 年镇江市市区饮用水状况分析 [J]. 镇江高专学报, 2023, 36(04): 84 – 7.
- [13] 俞美香, 姜凯程, 张馨月. 南京市地表水重金属浓度水平探析 [J]. 江苏科

- 技信息, 2020, 37(34): 70 - 3.
- [14] 杨增霞, 宋露露, 拦继元, 等. 湟水流域西宁段六价铬分布分析 [J]. 环境影响评价, 2020, 42(04): 94 - 6.
- [15] 王晓南, 闫振广, 刘征涛, 等. 实测/预测辽河铬(VI)水生生物基准与风险评估 [J]. 环境科学, 2015, 36(07): 2414 - 21.
- [16] 陈红星, 吴星, 毕然, 等. 水环境中 Cr(VI)对鱼类毒性机理研究进展 [J]. 应用生态学报, 2015, 26(10): 3226 - 34.
- [17] CAUX P Y, KENT R A, BERGERON V, et al. Canadian water quality guidelines for tebuthiuron [J]. Environmental Toxicology and Water Quality, 1997, 12(1): 61-95.
- [18] VANDERPUTTE I, VANDERGALIEN W, STRIK J. EFFECTS OF HEXAVALENT CHROMIUM IN RAINBOW-TROUT (SALMO-GAIRDNERI) AFTER PROLONGED EXPOSURE AT 2 DIFFERENT PH LEVELS [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1982, 6(3): 246-57.
- [19] 中华人民共和国生态环境部. 农业农村部修订《国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）》 [J]. 中国水产, 2024, (02): 10-3.
- [20] 国家林国家林业和草原局、中华人民共和国农业农村部. <野生动物保护名录> [Z]. 北京. 2021
- [21] 罗朝晖, 李燕红, 林弘, 等. Cr~(6+)对铜锈环棱螺的急性毒性及其肝脏抗氧化的影响 [J]. 福建师范大学学报(自然科学版), 2016, 32(04): 81 - 8.
- [22] CRISINEL A, DELAUNAY L, ROSSEL D, et al. CYST-BASED ECOTOXICOLOGICAL TESTS USING ANOSTRACANS - COMPARISON OF 2 SPECIES OF STREPTOCEPHALUS [J]. Environmental Toxicology and Water Quality, 1994, 9(4): 317-26.
- [23] ADELMAN I R, SMITH L L. FATHEAD MINNOWS (PIMEPHALES-PROMELAS) AND GOLDFISH (CARASSIUS-AURATUS) AS STANDARD FISH IN BIOASSAYS AND THEIR REACTION TO POTENTIAL REFERENCE TOXICANTS [J]. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1976, 33(2): 209-14.
- [24] SPEHAR R L, FIANDT J T. ACUTE AND CHRONIC EFFECTS OF WATER-QUALITY CRITERIA-BASED METAL MIXTURES ON 3 AQUATIC SPECIES [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1986, 5(10): 917-31.

- [25] BARAL A, ENGELKEN R, STEPHENS W, et al. Evaluation of Aquatic Toxicities of Chromium and Chromium-Containing Effluents in Reference to Chromium Electroplating Industries [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2006, 50(4): 496–502.
- [26] KHANGAROT B.S., P.K. R. Sensitivity of midge larvae of *Chironomus tentans* Fabricius (Diptera chironomidae) to heavy metals [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1989, 42(3): 325–30.
- [27] 任洪涛, 林霖. Cr~(6+)对草鱼脑和肝胰脏组织结构及其超氧化物歧化酶活性的影响 [J]. 水产科学, 2016, 35(06): 644 – 8.
- [28] ALAKEL A S, SHAMSI M J K. Hexavalent chromium: Toxicity and impact on carbohydrate metabolism and haematological parameters of carp (*Cyprinus carpio* L) from Saudi Arabia [J]. Aquatic Sciences, 1996, 58(1): 24–30.
- [29] BAIRD D J, BARBER I, BRADLEY M, et al. A COMPARATIVE-STUDY OF GENOTYPE SENSITIVITY TO ACUTE TOXIC STRESS USING CLONES OF *DAPHNIA-MAGNA* STRAUS [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1991, 21(3): 257–65.
- [30] CONIGLIO L, BAUDO R. LIFE-TABLES OF *DAPHNIA-OBTUSA* (KURZ) SURVIVING EXPOSURE TO TOXIC CONCENTRATIONS OF CHROMIUM [J]. Hydrobiologia, 1989, 188: 407–10.
- [31] ROSSINI G D B, RONCO A E. Acute toxicity bioassay using *Daphnia obtusa* as a test organism [J]. Environmental Toxicology and Water Quality, 1996, 11(3): 255–8.
- [32] KHANGAROT B S, RAY P K. SENSITIVITY OF TOAD TADPOLES, *BUFO-MELANOSTICTUS* (SCHNEIDER), TO HEAVY-METALS [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1987, 38(3): 523–7.
- [33] ARKHIPCHUK V V, BLAISE C, MALINOVSKAYA M V. Use of hydra for chronic toxicity assessment of waters intended for human consumption [J]. Environmental Pollution, 2006, 142(2): 200–11.
- [34] DIAZ-BAEZ M C, PEREZ J B. Intralaboratory experience with a battery of bioassays: Colombia experience [J]. Environmental Toxicology, 2000, 15(4): 297–303.
- [35] GENDUSA T C, BEITINGER T L, RODGERS J H. TOXICITY OF HEXAVALENT CHROMIUM FROM AQUEOUS AND SEDIMENT SOURCES TO *PIMEPHALES-PROMELAS* AND *ICTALURUS-PUNCTATUS* [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1993, 50(1): 144–51.

- [36] PARK A, KIM Y-J, CHOI E-M, et al. A novel bioassay using root re-growth in Lemna [J]. Aquatic Toxicology, 2013, 140: 415–24.
- [37] 姜东生, 李梅, 崔益斌. 重金属和氯酚对霍甫水丝蚓的急性毒性及水环境安全评价 [J]. 中国环境科学, 2014, 34(06): 1572 – 8.
- [38] 江敏, 臧维玲, 姚庆祯, 等. 四种重金属对罗氏沼虾仔虾的毒性作用 [J]. 上海水产大学学报, 2002, (03): 203 – 7.
- [39] 高晓莉, 齐凤生, 罗胡英, 等. 铜、汞、铬对泥鳅的急性毒性和联合毒性实验 [J]. 水利渔业, 2003, (02): 63 – 4.
- [40] WONG C K. EFFECTS OF CHROMIUM, COPPER, NICKEL, AND ZINC ON SURVIVAL AND FEEDING OF THE CLADOCERAN MOINA-MACROCOPA [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1992, 49(4): 593–9.
- [41] 陈细香, 谢嘉华, 卢昌义, 等. 汞和铬对黄鳝的急性毒性研究 [J]. 水利渔业, 2008, (02): 103 – 4.
- [42] PALAWSKI D, HUNN J B, DWYER F J. SENSITIVITY OF YOUNG STRIPED BASS TO ORGANIC AND INORGANIC CONTAMINANTS IN FRESH AND SALINE WATERS [J]. Transactions of the American Fisheries Society, 1985, 114(5): 748–53.
- [43] KITAMURA H. Relation Between the Toxicity of Some Toxicants to the Aquatic Animals(Tanichthys albonubes and Neocaridina denticulata) and the Hardness of the Test Solution [D]; Bulletin of the Faculty of Fisheries Nagasaki University, 1990.
- [44] BENOIT D A. TOXIC EFFECTS OF HEXAVALENT CHROMIUM ON BROOK TROUT (SALVELINUS-FONTINALIS) AND RAINBOW-TROUT (SALMO-GAIRDNERI) [J]. Water Research, 1976, 10(6): 497–500.
- [45] VANDERPUTTE I, BRINKHORST M A, KOEMAN J H. EFFECT OF PH ON THE ACUTE TOXICITY OF HEXAVALENT CHROMIUM TO RAINBOW-TROUT (SALMO-GAIRDNERI) [J]. Aquatic Toxicology, 1981, 1(2): 129–42.
- [46] 梁峰, 杨绍贵, 孙成. 六价铬对黄颡鱼仔鱼和稚鱼的急性毒性效应研究 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(09): 1665 – 9.
- [47] KHANGAROT B S, RAY P K. ACUTE TOXICITY AND TOXIC INTERACTION OF CHROMIUM AND NICKEL TO COMMON GUPPY POECILIA-RETICULATA (PETERS) [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1990, 44(6): 832–9.

- [48] I M D, J N T. A SEVEN-DAY LIFE CYCLE CLADOCERAN TOXICITY TEST [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1984, 3(3): 425.
- [49] GAUR J P, NORAHO N, CHAUHAN Y S. RELATIONSHIP BETWEEN HEAVY-METAL ACCUMULATION AND TOXICITY IN SPIRODELA-POLYRHIZA (L) SCHLEID AND AZOLLA-PINNATA R BR [J]. Aquatic Botany, 1994, 49(2-3): 183–92.
- [50] RATHORE R S, KHANGAROT B S. Effects of temperature on the sensitivity of sludge worm *Tubifex tubifex* Muller to selected heavy metals [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2002, 53(1): 27–36.
- [51] FROMM P O, H R. Schiffman. Toxic action of hexavalent chromium on largemouth bass [J]. JOURNAL OF Wildlife Management, 1958, 22(1): 40–4.
- [52] 王绿平, 张京佶, 赵华清. 稀有鮡鲫作为鱼类胚胎急性毒性试验受试鱼种的敏感性研究 [J]. 生态毒理学报, 2021, 16(05): 102 – 12.
- [53] RYU Y A, CHOI C Y, KANG J C, et al. Effects on lethal concentration 50 % hematological parameters and plasma components of Starry flounder, *Platichthys stellatus* exposed to hexavalent chromium [J]. Environ Toxicol Pharmacol, 2025, 113: 104610.
- [54] SNELL T W, MOFFAT B D. A 2-D LIFE-CYCLE TEST WITH THE ROTIFER BRACHIONUS-CALYCIFLORUS [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1992, 11(9): 1249–57.
- [55] MARTÍNEZ-JERÓNIMO F, MARTÍNEZ-JERÓNIMO L. Do short-term, reduced-volume methods accurately reflect chronic toxic effects in the cladoceran *Ceriodaphnia dubia*? A study with the reference toxicant hexavalent chromium [J]. Frontiers in Environmental Science, 2023, 11.
- [56] ROJICKOVA-PADRTOVA R, MARSALEK B. Selection and sensitivity comparisons of algal species for toxicity testing [J]. Chemosphere, 1999, 38(14): 3329–38.
- [57] 魏思洁, 马馨月, 张超, 等. Cr~(6+)、Pb~(2+)和 Ni~(2+)对莱茵衣藻的毒性效应研究 [J]. 安全与环境工程, 2020, 27(03): 40 – 7.
- [58] 姜东生, 石小荣, 崔益斌, 等. 3 种典型污染物对水生生物的急性毒性效应及其水质基准比较 [J]. 环境科学学报, 2014, 35(01): 279 – 85.
- [59] NACORDA J O, MARTINEZ-GOSS M R, TORRETA N K, et al. Metal resistance and removal by two strains of the green alga, *Chlorella vulgaris* Beijerinck, isolated from Laguna de Bay, Philippines [J]. Journal of Applied Phycology, 2007, 19(6): 701–10.

- [60] CAVAS T, GARANKO N N, ARKHIPCHUK V V. Induction of micronuclei and binuclei in blood, gill and liver cells of fishes subchronically exposed to cadmium chloride and copper sulphate [J]. Food and Chemical Toxicology, 2005, 43(4): 569–74.
- [61] DIAMANTINO T C, GUILHERMINO L, ALMEIDA E, et al. Toxicity of sodium molybdate and sodium dichromate to *Daphnia magna* Straus evaluated in acute, chronic, and acetylcholinesterase inhibition tests [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2000, 45(3): 253–9.
- [62] GOMES P I A, ASAEDA T. Phycoremediation of Chromium (VI) by *Nitella* and impact of calcium encrustation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 166(2-3): 1332–8.
- [63] KUYKENDALL J R, MILLER K L, MELLINGER K M, et al. DNA-Protein Cross-Links in Erythrocytes of Freshwater Fish Exposed to Hexavalent Chromium or Divalent Nickel [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2009, 56(2): 260–7.
- [64] MAESTRE Z, MARTINEZ-MADRID M, RODRIGUEZ P. Monitoring the sensitivity of the oligochaete *Tubifex tubifex* in laboratory cultures using three toxicants [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(8): 2083–9.
- [65] E C J. Toxicity and bioconcentration of cadmium, chromium and silver in *micropterus salmoides* and *lepomis macrochirus* [J]. Pure & Applied Chemistry, 1971.
- [66] ZHENG R, CHEN X, REN C, et al. Comparison of the characteristics of intestinal microbiota response in *Bufo gargarizans* tadpoles: Exposure to the different environmental chemicals (Cu, Cr, Cd and NO(3)-N) [J]. Chemosphere, 2020, 247: 125925.

附录 A 六价铬对中国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	ATV ($\mu\text{g/L}$)	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	来源
1	铜锈环棱螺	<i>Bellamyia aeruginosa</i>	成体	重铬酸钾	15770	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[21]
2	蓴花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	孢囊	重铬酸钾	5200	静态	1	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法-	限制性可靠	[22]
3	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	133000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
4	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	135000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
5	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	125000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
6	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	124000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
7	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	98000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
8	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	126000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
9	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	133000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
10	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	126000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
11	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	109000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
12	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	123000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
13	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	90000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
14	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	102000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
15	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	129000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
16	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	123000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	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	来源
17	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	93000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
18	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	110000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
19	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	106000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
20	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	126000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
21	鲫	<i>Carassius auratus</i>	幼体	重铬酸钾	133000	流水式	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[23]
22	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	幼体	铬酸二钠盐	144	静态	2	实测浓度	死亡	LC ₅₀	ASTM	无限制可靠	[24]
23	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	幼体	三氧化铬	145	静态	2	实测浓度	死亡	LC ₅₀	APHA EPA	无限制可靠	[25]
24	伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	幼体	重铬酸钾	11800	静态	2	理论浓度	存活	EC ₅₀	APHA	无限制可靠	[26]
25	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	幼体	重铬酸钠	74890	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[27]
26	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	-	六价铬	93600	半静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[28]
27	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	重铬酸钾	163.9	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD	无限制可靠	[29]
28	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	重铬酸钾	201	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD	无限制可靠	[29]
29	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	重铬酸钾	100.4	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD	无限制可靠	[29]
30	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	重铬酸钾	174.1	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD	无限制可靠	[29]
31	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	重铬酸钾	220.4	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD	无限制可靠	[29]
32	大型溞	<i>Daphnia magna</i>	幼体	重铬酸钾	288.3	静态	2	实测浓度	存活	EC ₅₀	OECD	无限制可靠	[29]
33	短钝溞	<i>Daphnia obtusa</i>	幼体	重铬酸钾	61	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[30]
34	短钝溞	<i>Daphnia obtusa</i>	幼体	重铬酸钾	230	静态	2	理论浓度	存活	EC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[31]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	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	来源
35	黑眶蟾蜍	<i>Duttaphrynus melanostictus</i>	幼体	重铬酸钾	49290	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	APHA	无限制可靠	[32]
36	普通水螅	<i>Hydra vulgaris</i>	-	重铬酸钾	54	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[33]
37	普通水螅	<i>Hydra vulgaris</i>	-	重铬酸钾	65	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[33]
38	普通水螅	<i>Hydra vulgaris</i>	-	重铬酸钾	58	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[33]
39	普通水螅	<i>Hydra vulgaris</i>	-	重铬酸钾	47	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[33]
40	普通水螅	<i>Hydra vulgaris</i>	-	重铬酸钾	150	静态	4	-	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[34]
41	斑点叉尾鮰	<i>Ictalurus punctatus</i>	幼体	重铬酸钾	14800	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[35]
42	稀脉萍	<i>Lemna aequinoctialis</i>	-	重铬酸钾	237.9	静态	2	理论浓度	生长	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[36]
43	霍甫水丝蚓	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	幼体	重铬酸钾	4250	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	US EPA	无限制可靠	[37]
44	罗氏沼虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	幼体	重铬酸钾	114	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[38]
45	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	-	重铬酸钾	209800	半静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[39]
46	多刺裸腹蚤	<i>Moina macrocopa</i>	幼体	重铬酸钾	360	半静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[40]
47	黄鳝	<i>Monopterus albus</i>	成体	重铬酸钾	60550	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[41]
48	条纹狼鲈	<i>Morone saxatilis</i>	幼体	铬酸钠	28000	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	ASTM	限制性可靠	[42]
49	条纹狼鲈	<i>Morone saxatilis</i>	幼体	铬酸钠	58000	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	ASTM	无限制可靠	[42]
50	条纹狼鲈	<i>Morone saxatilis</i>	幼体	铬酸钠	38000	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	ASTM	无限制可靠	[42]
51	锯齿新米虾	<i>Neocaridina denticulata</i>	-	铬酸 (H ₂ CrO ₄) , 钾盐 (1: 2)	62000	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[43]
52	锯齿新米虾	<i>Neocaridina denticulata</i>	-	铬酸 (H ₂ CrO ₄) , 钾盐 (1: 2)	23000	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[43]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	ATV ($\mu\text{g/L}$)	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	来源
53	锯齿新米虾	<i>Neocaridina denticulata</i>	-	铬酸 (H_2CrO_4) , 钾盐 (1: 2)	42000	静态	2	理论浓度	死亡	LC_{50}	非标方法	限制性可靠	[43]
54	锯齿新米虾	<i>Neocaridina denticulata</i>	-	铬酸 (H_2CrO_4) , 钾盐 (1: 2)	28000	静态	2	理论浓度	死亡	LC_{50}	非标方法	限制性可靠	[43]
55	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	重铬酸钾	69000	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[44]
56	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	46800	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
57	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	65500	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
58	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	25900	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
59	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	45000	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
60	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	20200	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
61	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	7500	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
62	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	7600	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
63	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	53200	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
64	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	15600	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
65	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	27300	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
66	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	29500	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
67	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	13000	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]
68	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	幼体	铬酸 (H_2CrO_4) , 二钠盐	12800	流水式	4	实测浓度	死亡	LC_{50}	APHA	无限制可靠	[45]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	ATV ($\mu\text{g/L}$)	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	来源
69	黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	仔鱼	重铬酸钾	15790	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	OECD	无限制可靠	[46]
70	黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	稚鱼	重铬酸钾	57980	静态	4	实测浓度	死亡	LC ₅₀	OECD	无限制可靠	[47]
71	琵琶萝卜螺	<i>Radix luteola</i>	成体	重铬酸钾	3880	半静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[48]
72	紫萍	<i>Spirodela polyrrhiza</i>	-	三氧化铬	710	静态	4	理论浓度	生长	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[49]
73	唐鱼	<i>Tanichthys albonubes</i>	成体	铬酸 (H ₂ CrO ₄) , 钾盐 (1: 2)	60000	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[43]
74	唐鱼	<i>Tanichthys albonubes</i>	成体	铬酸 (H ₂ CrO ₄) , 钾盐 (1: 2)	80000	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[43]
75	唐鱼	<i>Tanichthys albonubes</i>	成体	铬酸 (H ₂ CrO ₄) , 钾盐 (1: 2)	68000	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[43]
76	唐鱼	<i>Tanichthys albonubes</i>	成体	铬酸 (H ₂ CrO ₄) , 钾盐 (1: 2)	72000	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[43]
77	唐鱼	<i>Tanichthys albonubes</i>	成体	铬酸 (H ₂ CrO ₄) , 钾 盐 (1: 2)	80000	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[43]
78	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	重铬酸钾	2720	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	APHA	无限制可靠	[50]
79	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	重铬酸钾	1227	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	APHA	无限制可靠	[50]
80	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	重铬酸钾	1846	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	APHA	无限制可靠	[50]
81	正颤蚓	<i>Tubifex tubifex</i>	-	重铬酸钾	872	静态	4	理论浓度	死亡	LC ₅₀	APHA	无限制可靠	[50]
82	大口黑鲈	<i>Micropterus salmoides</i>	幼体	重铬酸钾	195000	静态	2	理论浓度	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[51]
83	稀有鮡鲫	<i>Gobiocypris rarus</i>	胚胎	重铬酸钾	534000	半静态	4	-	死亡	LC ₅₀	OECD	无限制可靠	[52]
84	星突江鲮	<i>Platichthys stellatus</i>	-	重铬酸钾	58840	静态	4	-	死亡	LC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[53]

附录 B 六价铬对中国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	CTV($\mu\text{g/L}$)	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	来源
1	蓼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	-	六价铬	2530 (MATC)	静态	2	理论浓度	繁殖	NOEC	非标方法	限制性可靠	[54]
2	蓼花臂尾轮虫	<i>Brachionus calyciflorus</i>	-	六价铬		静态	2	理论浓度	繁殖	LOEC	非标方法	限制性可靠	[54]
3	模糊网纹蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	幼体	重铬酸钾	14.14 (MATC)	静态	21	-	生殖抑制	NOEC	US EPA	限制性可靠	[55]
4	模糊网纹蚤	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	幼体	重铬酸钾		静态	21	-	生殖抑制	LOEC	US EPA	限制性可靠	[55]
5	莱茵衣藻	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	-	重铬酸钾	812.8	静态	3	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	ISO	限制性可靠	[56]
6	莱茵衣藻	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	-	重铬酸钾	1315	静态	3	理论浓度	生长	EC ₅₀	非标方法	无限制可靠	[57]
7	莱茵衣藻	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	-	重铬酸钾	2014	静态	3	理论浓度	生长	EC ₅₀	非标方法	无限制可靠	[57]
8	莱茵衣藻	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	-	重铬酸钾	1740	静态	3	理论浓度	生长	EC ₅₀	非标方法	无限制可靠	[57]
9	蛋白核小球藻	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	对数生长期	重铬酸钾	1340	静态	4	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	非标方法	无限制可靠	[58]
10	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	对数生长期	重铬酸钾	880	静态	12	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	非标方法	无限制可靠	[59]
11	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	对数生长期	重铬酸钾	2010	静态	12	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	非标方法	无限制可靠	[59]
12	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	-	重铬酸钾	5000 (MATC)	静态	21	理论浓度	生长	LOEC	非标方法	限制性可靠	[60]
13	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	-	重铬酸钾		静态	21	理论浓度	生长	NOEC	非标方法	限制性可靠	[60]
14	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	铬酸二钠盐	17.7 (MATC)	半静态	21	理论浓度	生长	NOEC	ASTM	限制性可靠	[61]
15	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	铬酸二钠盐		半静态	21	理论浓度	生长	LOEC	ASTM	限制性可靠	[61]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	CTV(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	来源
16	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	铬酸二钠盐	17.7 (MATC)	半静态	21	理论浓度	繁殖	NOEC	ASTM	限制性可靠	[61]
17	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	幼体	铬酸二钠盐		半静态	21	理论浓度	繁殖	LOEC	ASTM	限制性可靠	[61]
18	霍甫水丝蚓	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	-	重铬酸钾	63.25 (MATC)	半静态	28	实测浓度	死亡	NOEC		无限制可靠	自测
19	霍甫水丝蚓	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		重铬酸钾		半静态	28	实测浓度	死亡	LOEC		无限制可靠	自测
20	霍甫水丝蚓	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	-	重铬酸钾	244.9 (MATC)	半静态	28	实测浓度	生长抑制	NOEC		无限制可靠	自测
21	霍甫水丝蚓	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>		重铬酸钾		半静态	28	实测浓度	生长抑制	LOEC		无限制可靠	自测
22	拟扇形丽藻	<i>Nitella pseudoflabellata</i>	生长	重铬酸钾	100	静态	7	实测浓度	繁殖	LOEC	非标方法	限制性可靠	[62]
23	拟扇形丽藻	<i>Nitella pseudoflabellata</i>	生长	重铬酸钾	100	静态	14	实测浓度	繁殖	LOEC	非标方法	限制性可靠	[62]
24	拟扇形丽藻	<i>Nitella pseudoflabellata</i>	生长	重铬酸钾	100	静态	21	实测浓度	繁殖	LOEC	非标方法	限制性可靠	[62]
25	拟扇形丽藻	<i>Nitella pseudoflabellata</i>	生长	重铬酸钾	100	静态	28	实测浓度	繁殖	LOEC	非标方法	限制性可靠	[62]
26	拟扇形丽藻	<i>Nitella pseudoflabellata</i>	生长	重铬酸钾	100	静态	35	实测浓度	繁殖	LOEC	非标方法	限制性可靠	[62]
27	虹鳉	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	遗传	重铬酸钾	2000	半静态	21	理论浓度	生长	LOEC	非标方法	限制性可靠	[63]
28	羊角月牙藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	群体	重铬酸钾	2730	静态	4	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	ISO	限制性可靠	[64]
29	羊角月牙藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	群体	重铬酸钾	2420	静态	4	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	ISO	限制性可靠	[64]

编号	物种名称	物种拉丁名	生命阶段	化合物名称	CTV(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	来源
30	斜生栅藻	<i>Scenedesmus obliquus</i>	群体	重铬酸钾	19520	静态	4	理论浓度	繁殖	EC ₅₀	非标方法	限制性可靠	[58]
31	大口黑鲈	<i>Micropterus salmoides</i>	生长	重铬酸钾	4580	半静态	60.88	实测浓度	生长	NOEC	PHD	限制性可靠	[65]
32	大口黑鲈	<i>Micropterus salmoides</i>	生长	重铬酸钾	4580	半静态	30.44	实测浓度	生长	NOEC	PHD	限制性可靠	[65]
33	大口黑鲈	<i>Micropterus salmoides</i>	生长	重铬酸钾	4580	半静态	91.32	实测浓度	生长	NOEC	PHD	限制性可靠	[65]
34	大口黑鲈	<i>Micropterus salmoides</i>	生长	重铬酸钾	4580	半静态	121.8	实测浓度	生长	NOEC	PHD	限制性可靠	[65]
35	中华蟾蜍	<i>Bufo gargarizans</i>	幼体	重铬酸钾	208	-	60	-	生长	LOEC	非标方法	限制性可靠	[66]
36	中华蟾蜍	<i>Bufo gargarizans</i>	幼体	重铬酸钾	(MATC)	-	60	-	生长	NOEC	非标方法	无限制可靠	[66]
37	中华蟾蜍	<i>Bufo gargarizans</i>	幼体	重铬酸钾	208	-	60	-	形态	LOEC	非标方法	无限制可靠	[66]
38	中华蟾蜍	<i>Bufo gargarizans</i>	幼体	重铬酸钾	(MATC)	-	60	-	形态	NOEC	非标方法	无限制可靠	[66]

附录 C 实验室自测毒性数据实验报告

C.1.2 六价铬对霍甫水丝蚓的 28 d 慢性毒性实验

C.1.1 材料与方法

C.1.1.1 实验方法

参考《化学品测试方法》（第二版）“225 沉积物-水体中带丝蚓毒性试验：沉积物加标法”和“203 鱼类急性毒性试验”。

C.1.1.2 化学试剂

重铬酸钾（优级纯，99.8%）。

C.1.1.3 受试生物

霍甫水丝蚓（*Limnodrilus hoffmeisteri*）：体长 3 ± 0.5 cm。实验开始前在室内驯养至少 2 周，驯养期间死亡率低于 5%。

C.1.1.4 实验设计

以强制曝气 48 小时以上的自来水为实验用水，根据急性毒性试验结果设定 8 个实验组（1 个空白对照组和 7 个浓度组），六价铬浓度分别为 0 mg/L、0.01 mg/L、0.02 mg/L、0.2 mg/L、0.3 mg/L、0.5 mg/L、0.6 mg/L。每个实验组设置 3 个重复组，随机编号#1、#2、#3，相同编号的重复组组成 1 个平行组，共 3 个平行组，依次编号为平行组 A、B、C。准备 24 个容器，每个容器体积 250 mL，分别加入 200 mL 溶液，随机选取 20 只霍甫水丝蚓放入每个容器中，承载量小于 0.5 g/L。

采用半静态实验方法，实验过程中不强制曝气，每 4 d 更换 100%相应浓度的溶液，保持溶液温度为 21 ± 3 °C，pH 值为 7.0 ± 0.1 ，溶解氧超过饱和溶解氧的 60%，六价铬实测浓度与理论浓度差异不超过 20%，六价铬测定方法采用二苯碳酰二肼分光光度法（GB7467—87）。实验暴露周期为 28 d，每天观察并记录受试霍甫水丝蚓的死亡情况，并记录水温、pH 值和溶解氧等水质参数，及时清除死虫。实验开始前随机选取 60 只霍甫水丝蚓分为 3 个平行组测量其干重（ 0.65 ± 0.02 mg）；实验结束后，测量存活的霍甫水丝蚓的干重。

死亡判断标准为霍甫水丝蚓身体颜色变白，用玻璃棒轻触霍甫水丝蚓的身体，没有反应即认为死亡。干重测量方法为将霍甫水丝蚓于曝气水中清肠 2 小时，然后在烘箱中 105 °C 干燥 12 h，称重。

C.1.1.5 受试生物的生长率、生长率抑制率和平均生长率抑制率

利用公式 1 计算各实验容器内的受试生物的生长率。

$$R = \frac{\ln M_2 - \ln M_1}{t_2 - t_1} \quad (1)$$

式中， R —受试生物的生长率， d^{-1} ；

M_2 —实验结束时受试生物的干重，mg；

M_1 —实验开始时受试生物的干重，mg；

$(t_2 - t_1)$ —实验开始与结束的间隔时间，d。

$$I_R = \frac{R_C - R_T}{R_C} \times 100 \quad (2)$$

式中， I_R —生长抑制率，%；

R_C —空白对照组的平均生长率， d^{-1} ；

R_T —实验组的平均生长率， d^{-1} 。

C.1.1.6 数据分布检验

(1) 正态分布检验。对 3 个平行组霍甫水丝蚓的 28 d 的死亡率和生长抑制率数据分别进行正态分布检验 (Shapiro-Wilk 检验)。

(2) 单因素方差分析。对 3 个平行组霍甫水丝蚓的 28 d 的死亡率和生长抑制率数据进行组间方差齐性检验 (Levene 检验) 和均值差异分析 (One-way ANOVA 分析)。

C.1.1.7 六价铬对霍甫水丝蚓 28 d 致死和生长抑制的 NOEC 和 LOEC 推导

对于符合正态分布、满足方差齐性且 3 个平行组间受试生物的 28 d 死亡率和生长抑制率均值无显著性差异的数据，进行实验组间数据均值差异分析。与空白对照组相比，受试生物的 28 d 死亡率和生长抑制率开始出现显著性差异的实验组六价铬浓度为 LOEC，与 LOEC 相邻的更小的实验组六价铬浓度为 NOEC。

C.1.1.8 数据分析软件

本实验数据分析采用的软件为 IBM SPSS Statistics 26 和 OriginPro 2019b。

C.1.2 实验结果

C.1.2.2 实验结果

六价铬对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性实验结果见表 C-1。高浓度的六价铬会导致霍甫水丝蚓体重比实验开始前降低, 生长率为负。

数据分布检验结果显示(表 C-2), 3 个平行组霍甫水丝蚓的 28 d 死亡率和生长抑制率符合正态分布、满足方差齐性且平行组间数据无显著性差异, 满足对霍甫水丝蚓 28 d 的六价铬慢性毒性数据进行均值差异分析的条件。

实验组间均值差异分析结果表明, 与空白对照组相比, 从 0.2 mg/L 组开始霍甫水丝蚓的 28 d 死亡率出现显著差异, 从 0.02 mg/L 组开始霍甫水丝蚓的 28 d 自断率出现显著差异, 从 0.3 mg/L 组开始霍甫水丝蚓的 28 d 生长抑制率出现显著差异, 六价铬对霍甫水丝蚓 28 d 死亡率和生长抑制率的 NOEC 和 LOEC 见表 C-3。

表 C-1 六价铬对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性实验结果

实验组 (mg/L)	重复组	水丝蚓数量 (只)	每只水丝蚓 干重 (mg)	生长率 ($\times 10^{-2}d^{-1}$)	生长抑制率 (%)	死亡率 (%)
空白对照	#1	20	0.22	-3.85	0	0
	#2	20	0.24	-3.54	8	0
	#3	20	0.20	-4.19	-9	0
0.01	#1	20	0.34	-2.22	42	45
	#2	20	0.20	-4.17	-8	35
	#3	20	0.26	-3.20	17	60
0.02	#1	20	0.26	-3.38	13	60
	#2	20	0.32	-2.49	35	50
	#3	20	1.03	1.75	145	80
0.2	#1	20	0.62	-0.17	96	90
	#2	20	0.40	-1.72	56	75
	#3	20	0.95	1.37	136	80
0.3	#1	20	0.95	1.37	136	60
	#2	20	0.87	1.07	128	95
	#3	20	0.80	0.76	120	70
0.5	#1	20	0.50	-0.92	76	95
	#2	20	0.43	-1.43	63	85
	#3	20	0.40	-1.72	56	95

实验组 (mg/L)	重复组	水丝蚓数量 (只)	每只水丝蚓 干重 (mg)	生长率 ($\times 10^{-2} \text{d}^{-1}$)	生长抑制率 (%)	死亡率 (%)
0.6	#1	20	0.40	-1.72	56	90
	#2	20	0	-	-	100
	#3	20	0.28	-3.05	21	80
1.0	#1	20	0	-	-	100
	#2	20	0	-	-	100
	#3	20	0	-	-	100

表 C-2 六价铬对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性实验数据分布检验结果

内容		检测结果	
		死亡率	生长抑制率
正态分布检验	平行组 A	$P = 0.476 > 0.05$	$P = 0.931 > 0.05$
	平行组 B	$P = 0.692 > 0.05$	$P = 0.595 > 0.05$
	平行组 C	$P = 0.076 > 0.05$	$P = 0.244 > 0.05$
平行组间方差齐性检验		$P = 0.664 > 0.05$	$P = 0.213 > 0.05$
平行组间均值差异分析	平行组 A/B	$P = 1.000 > 0.05$	$P = 0.871 > 0.05$
	平行组 A/C	$P = 0.981 > 0.05$	$P = 0.936 > 0.05$
	平行组 B/C	$P = 0.981 > 0.05$	$P = 0.678 > 0.05$

表 C-3 六价铬对霍甫水丝蚓 28 d 的慢性毒性

评价指标	慢性毒性值 (mg/L)	
	NOEC	LOEC
死亡率	0.02	0.2
生长抑制率	0.2	0.3