

附件 3

淡水水生生物水质基准技术报告—苯酚
(征求意见稿)

2020 年 1 月

声 明

国家生态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做出的科学判断，不考虑社会、经济及技术等方面因素，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，国家生态环境基准也将适时修订和更新。

国家生态环境基准由生态环境部负责组织制定。

前 言

生态环境基准是在特定条件和用途下，环境因子（污染物质或有害要素）对人群健康与生态系统不产生有害效应的最大剂量或水平。生态环境基准研究以环境暴露、毒性效应与风险评估为核心，揭示环境因子对人群健康和生态安全影响的客观规律，研究结果不仅是制修订生态环境标准的理论基础和科学依据，也是构建国家生态环境风险防范体系的重要基石。从揭示客观规律看，生态环境基准具有普适性，由于自然地理和生态系统构成等方面的差异，生态环境基准呈现一定的地域特殊性，需要各国乃至各地区根据实际情况开展针对性研究。

环境基准研究始于19世纪末，发达国家相关工作开展较早，现已形成了相对完整的环境基准体系，为环境标准的制定和颁布奠定了科学基础。我国相关工作起步晚，虽然围绕生态环境基准陆续设立了一系列科研项目，但基础薄弱、任务部署零散、体系不强、研究方法不统一，导致成果产出不能满足生态环境管理工作的实际需要。随着生态文明建设的不断深化及其对生态环境服务功能要求的不断提高，研究制定符合我国生态环境特征的生态环境基准，对于制定更加科学、合理、有效的生态环境标准的重要意义日益凸显。

《中华人民共和国环境保护法》第15条提出：“国家鼓励开展环境基准研究”。作为生态环境管理的重要组成部分，生态环境基准管理工作在法律层面得以明确，为建立健全国家生态环境基准体系、推动生态环境基准工作健康发展提供了制度保障。2017年，生态环境部（原环境保护部）发布了《国家环境基准管理办法（试行）》（公告2017年第14号）。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生态环境基准入手进行探索和实践，于2017年开始陆续发布国家生态环境基准制定技术指南，规范我国生态环境基准制定程序、技术和方法。

《淡水水生生物水质基准—苯酚》为国家生态环境基准之一。根据《国家环境基准管理办法（试行）》，为阐述生态环境基准制定的具体方法和过程，生态环境基准发布时，需编制技术报告作为附件。《淡水水生生物水质基准技术报告—苯酚》分为六章和三个附录：第一章概述了基准制定的基本情况；第二章介绍了国内外相关基准的研究进展；第三章介绍了苯酚的理化性质和毒性效应；第四章介绍了基准制定所需文献和数据的检索方法与筛选结果；第五章介绍了基准的推导方法和推导结果；第六章为基准推导自审核；附录A以列表方式提供了苯酚对淡水水生生物的急性毒性数据；附录B以列表方式提供了苯酚对淡水水生生物的慢性毒性数据；附录C提供了自测毒性数据实验报告。

《淡水水生生物水质基准—苯酚》和《淡水水生生物水质基准技术报告—苯酚》由生态环境部法规与标准司组织制定，中国环境科学研究院依据《淡水水生生物水质基准制定技术指南》（HJ 831—2017）起草。

缩略语说明

序号	缩略语	中文名称	英文名称	单位
1	ACR	急慢性比	Acute-chronic Ratio	-
2	ATV	急性毒性值	Acute Toxicity Value	μg/L
3	CTV	慢性毒性值	Chronic Toxicity Value	μg/L
4	EC ₅₀	半数效应浓度	50% of Effective Concentration	μg/L
5	ECOTOX	美国生态毒理数据库	ECOTOXicology Knowledgebase	-
6	GLP	良好实验室规范	Good Laboratory Practice	-
7	HC _x	x%物种危害浓度	Hazardous Concentration for x% of Species	μg/L
8	IC ₅₀	半数抑制效应浓度	50% of Inhibitory Concentration	μg/L
9	LC ₅₀	半数致死浓度	50% of Lethal Concentration	μg/L
10	LOEC	最低观察效应浓度	Lowest Observed Effect Concentration	μg/L
11	LOEL	最低观察效应水平	Lowest Observed Effect Level	μg/L
12	LWQC	长期水质基准	Long-term Water Quality Criteria	μg/L
13	MATC	最大允许浓度	Maximum Acceptable Toxicant Concentration	μg/L
14	NOEC	无观察效应浓度	No Observed Effect Concentration	μg/L
15	NOEL	无观察效应水平	No Observed Effect Level	μg/L
16	SMAV	种平均急性值	Species Mean Acute Value	μg/L
17	SMCV	种平均慢性值	Species Mean Chronic Value	μg/L
18	SSD	物种敏感度分布	Species Sensitivity Distribution	-
19	SWQC	短期水质基准	Short-term Water Quality Criteria	μg/L
20	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 苯酚化合物的环境问题	2
3.1 理化性质.....	2
3.2 苯酚对淡水水生生物的毒性.....	2
3.2.1 急性毒性.....	2
3.2.2 慢性毒性.....	3
3.3 水质参数对苯酚毒性的影响.....	3
4 资料检索和数据筛选	3
4.1 数据需求.....	3
4.2 文献资料检索.....	3
4.3 文献数据筛选.....	4
4.3.1 筛选方法.....	4
4.3.2 筛选结果.....	5
4.4 自测苯酚毒性数据.....	7
4.5 基准推导物种及毒性数据量分布.....	7
5 基准推导	9
5.1 推导方法.....	9
5.1.1 种平均急/慢性值的计算.....	9
5.1.2 毒性数据分布检验.....	10
5.1.3 累积频率计算.....	10
5.1.4 模型拟合与评价.....	11
5.1.5 基准的确定.....	11
5.1.6 SSD 模型拟合软件.....	11
5.1.7 结果表达.....	11
5.2 推导结果.....	11
5.2.1 短期水质基准.....	11
5.2.2 长期水质基准.....	15
6 水质基准推导自审核	18
参考文献	20
附录 A 苯酚对中国淡水水生生物的急性毒性数据	25
附录 B 苯酚对中国淡水水生生物的慢性毒性数据	31
附录 C 自测毒性数据实验报告	33

1 概述

苯酚对水生生物毒性效应明显,是我国地表水环境质量标准的基本控制项目挥发酚的重要组成部分。《淡水水生生物水质基准—苯酚》依据《淡水水生生物水质基准制定技术指南》(HJ 831—2017)制定,反映现阶段水环境中苯酚对95%的中国淡水水生生物及其生态功能不产生有害效应的最大剂量,可为制修订相关水生态环境质量标准、预防和控制苯酚对水生生物及生态系统的危害提供科学依据。

基准推导过程中,共纳入6804篇中英文文献、1301条毒理数据库数据、11条自测急、慢性毒性数据和1条推导数据,经质量评价后122条数据为无限制可靠数据和限制性可靠数据,涉及65种淡水水生生物,基本涵盖了草鱼、鲢鱼等我国淡水水生生物优势种。基于物种敏感度分布法,推导得到短期水质基准值(SWQC)和长期水质基准值(LWQC),用苯酚浓度表示,单位为 $\mu\text{g/L}$,基准值保留4位有效数字。

2 国内外研究进展

国内外苯酚的水质基准研究进展对比见表1。美国是最早开始水质基准研究的国家,于上世纪70年代开始苯酚基准的相关研究工作。1980年,基于评价因子法,美国发布了国家苯酚水质基准文件^[1]。继美国之后,加拿大、澳大利亚和新西兰也都先后制定颁布了本国苯酚(或酚类化合物)的水质基准^[2, 3]。由于水质基准推导方法和表征形式、使用的物种均存在差异,导致不同国家制定的苯酚相关的基准均存在一定差异(表2)。在条件允许的情况下,各国应根据国情开展水质基准研究,并制定水质基准。我国近年才开始苯酚的水质基准研究,起步较晚,基准推导以借鉴、引用发达国家水质基准理论和方法为主。

表1 国内外苯酚环境水质基准研究进展

项目	发达国家	中国
基准推导方法	评价因子法、物种敏感度分布法	对评价因子法、物种敏感度分布法、毒性百分数排序法均进行了研究,并在HJ 831—2017中确定使用物种敏感度分布法
物种来源	本土物种、引进物种、国际通用物种	本土物种、国际通用物种且在中国水体中广泛分布、引进物种
物种选择	基于各个国家生物区系的差异,各个国家物种选择与数据要求不同。例如加拿大要求不少于3种及以上鱼类、3种及以上水生或半水生无脊椎动物	按照HJ 831—2017规定,基准推导至少需要5个淡水水生生物物种
毒性测试方法	参照采用国际标准化组织(ISO)、经济合作与发展组织(OECD)等规定的水生生物毒性测试方法;部分发达国家采用本国制定的水生生物毒性测试方法	参照采用国际标准化组织(ISO)、经济合作与发展组织(OECD)等规定的水生生物毒性测试方法;采用国家标准方法
相关毒性数据库	美国生态毒理数据库(ECOTOX) (http://cfpub.epa.gov/ecotox/)	无

表 2 国外淡水水生生物苯酚水质基准

国家	制定时间(年)	SWQC(μg/L)	LWQC(μg/L)	物种数(个)		推导方法	发布部门
				SWQC	LWQC		
美国	1980	10200	2560	17	1	评价因子法	美国环境保护局
加拿大	1999	-	4.0*	-	9	评价因子法	加拿大环境部长理事会
澳大利亚	2000	-	320	-	不详	物种敏感度分布法	澳大利亚和新西兰环境保护理事会
新西兰	2000	-	320	-	不详	物种敏感度分布法	澳大利亚和新西兰环境保护理事会

* 酚类化合物水质基准。

3 苯酚化合物的环境问题

3.1 理化性质

苯酚，分子式为 C_6H_5OH ，为无色或白色结晶，具有特殊气味，具有一定挥发性，苯酚的理化性质见表3。环境中苯酚的来源分为自然源和人为源。自然源主要来自水生环境中水生植物的分解；人为源可分为工业废水和生活污水的直接排放，同时，有机物如农药等的水解、化学氧化和生物降解也会产生苯酚及酚类化合物。

表 3 苯酚化合物的理化性质

物质名称	苯酚
分子式	C_6H_5OH
CAS 号	108-95-2
EINECS 号	203-632-7
UN 编号	2312 (熔融苯酚), 1671 (固态苯酚), 2821 (苯酚溶液)
熔点 °C	41
沸点 °C	182
水溶性	可溶于水, 65°C 以上与水混溶
用途	酚醛树脂、双酚 A、溶剂、杀菌剂等

3.2 苯酚对淡水水生生物的毒性

3.2.1 急性毒性

基于急性毒性效应测试终点不同，急性毒性值 (ATV) 包括半数致死浓度 (LC_{50})、半数效应浓度 (EC_{50}) 和半数抑制浓度 (IC_{50})。本基准推导种平均急性值 (SMAV) 时，以 LC_{50} 和对水生生物生命活动有重要抑制效应的 EC_{50} (如生物活动被抑制等) 作为 ATV 计算 SMAV。对于同一物种，若同时存在 LC_{50} 和 EC_{50} ，则全部使用。

3.2.2 慢性毒性

慢性毒性值（CTV）包括无观察效应浓度（NOEC）、最低观察效应浓度（LOEC）、无观察效应水平（NOEL）、最低观察效应水平（LOEL）和最大允许浓度（MATC）。MATC 是 NOEC 和 LOEC（或 NOEL 和 LOEL）的几何平均值。本基准推导种平均慢性值（SMCV）时，以基于生长毒性等效效应指标获得的 MATC 作为 CTV 计算 SMCV。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 EC_{50} 值作为慢性毒性值，用于长期基准制定。

3.3 水质参数对苯酚毒性的影响

水质参数包括温度、硬度、酸碱度、盐度等，是影响污染物质毒性和水质基准的重要因素。目前，关于水质参数对苯酚毒性影响的研究较少，尚未形成统一认识。美国、加拿大、澳大利亚和新西兰在制定本国苯酚相关基准时，均未考虑水质参数对苯酚毒性的影响，本次基准推导对水质参数的影响也不予考虑。

4 资料检索和数据筛选

4.1 数据需求

本次基准推导所需数据类别包括物种类型、毒性数据等，各类数据关注指标见表 4。

表 4 毒性数据检索要求

数据类型	关注指标
化合物	苯酚
物种类型	中国本土物种、在中国自然水体中广泛分布的国际通用物种、引进物种
物种名称	中文名称、拉丁文名称
实验物种生命阶段	幼体、成体等
暴露方式	流水暴露、半静态暴露、静态暴露
暴露时间	以天或小时计
ATV	LC_{50} 、 EC_{50} 、 IC_{50}
CTV	NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、MATC
毒性效应	致死效应、生殖毒性效应、活动抑制效应等

4.2 文献资料检索

本次基准制定使用的数据来自英文毒理数据库和中英文文献数据库。毒理数据库、文献数据库纳入条件和剔除原则见表 5；在数据库筛选的基础上进行苯酚毒性数据检索，检索方案见表 6，检索结果见表 7。

表 5 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
毒理数据库	1) 包含表 4 关注的数据类型和指标; 2) 数据条目可溯源, 且包括题目、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) 剔除不包含具体实验条件的数据库	ECOTOX
文献数据库	1) 包含中文核心期刊或科学引文索引核心期刊 (SCI); 2) 包含表 4 关注的数据类型和指标	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) Web of Science

表 6 毒理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
毒理数据	ECOTOX	截止 2018 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	化合物名称: phenol; 暴露介质: freshwater; 测试终点: EC ₅₀ 或 LC ₅₀ 或 IC ₅₀	化合物名称 phenol; 暴露介质: freshwater; 测试终点: NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC
文献检索	中国知识基础设施工程; 万方知识服务平台; 维普网	截止 2018 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	题名: 酚或苯酚; 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊	题名: 酚或苯酚; 主题: 毒性; 期刊来源类别: 核心期刊
	Web of Science	截止 2018 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	题名: phenol 或 phenols; 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀ 或 IC ₅₀	题名: phenol 或 phenols; 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC

表 7 毒理数据和文献检索结果

数据库类型	数据类型	数据或文献量	合计
毒理数据库	急性毒性	936 条	1301 条
	慢性毒性	365 条	
文献数据库	急性毒性	4417 篇	6804 篇
	慢性毒性	4177 篇	

4.3 文献数据筛选

4.3.1 筛选方法

依据 HJ 831—2017 对检索获得的数据 (表 7) 进行筛选, 筛选方法见表 8。数据筛选时, 采用两组研究人员分别独立完成, 筛选过程中若两组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 8 数据筛选方法

项目		筛选原则
物种筛选		1) 中国本土物种依据《中国动物志》(中国科学院中国动物志编辑委员会, 1978~2018)、《中国大百科全书》(中国大百科全书(第二版)总编辑委员会, 2009)、《中国生物物种名录》(中国科学院生物多样性委员会组织编辑, 2015~2018)进行筛选; 2) 国际通用在中国自然水体中广泛分布物种, 依据 HJ 831-2017 附录 B 进行筛选; 3) 引进物种依据《中国外来入侵生物》进行筛选。
毒性数据筛选		1) 纳入受试物种在适宜生长条件下测得的毒理数据, 剔除溶解氧、总有机碳不符合要求的数据; 2) 剔除以蒸馏水或去离子水作为实验稀释水的毒理数据; 3) 剔除对照组(含空白对照组、助溶剂对照组)物种出现胁迫、疾病和死亡的比例超过 10% 的数据, 剔除未设置对照组实验的毒理数据; 4) 优先采用流水式实验毒理数据, 其次采用半静态或静态实验数据; 5) 优先采用实验过程中对实验溶液浓度进行化学分析监控的数据; 6) 剔除单细胞动物的实验数据; 7) 当同一物种的同一毒性终点实验数据相差 10 倍以上时, 剔除离群值。
暴露时间	急性毒性	暴露时间大于等于 1 天且小于等于 4 天
	慢性毒性	暴露时间大于等于 21 天, 或实验暴露时间至少跨越 1 个世代
毒性效应测试终点	急性毒性	LC ₅₀ 、EC ₅₀ 、IC ₅₀
	慢性毒性	NOEC、LOEC、NOEL、LOEL、MATC

4.3.2 筛选结果

依据表8所示数据筛选方法对检索所得数据进行筛选, 共获得数据8105条, 筛选结果见表9。经可靠性评价, 共有114条数据(无限制可靠和限制可靠数据)可用于基准推导(表10), 其中: 急性毒性数据95条(见附录A), 慢性毒性数据19条(见附录B)。114条数据共涉及63个物种(表11), 其中: 中国本土物种44种、国际通用且在中国自然水体中广泛分布物种4种、引进物种15种。大部分物种都是我国本土淡水优势种, 个别物种如稀有鮡鲫, 虽然在我国分布地域不广, 但由于该物种是我国特有鱼类, 也是我国化学品环境管理中指定的生态毒性测试受试生物, 具有重要的生态学意义和应用价值, 也纳入基准计算。

获得的动物急性毒性数据终点有LC₅₀和EC₅₀(附录A), 获得的动物慢性毒性数据终点有NOEC、LOEC和MATC(附录B)。植物毒性数据的急、慢性分类规则尚不明确。苯酚对水生植物的毒性数据相对较少, 本报告筛选获得了11条用于基准推导的水生植物毒性数据, 包括1条稀脉萍毒性数据(附录A)和10条藻类毒性数据(附录B)。其中稀脉萍毒性数据终点为EC₅₀, 暴露时间为4天, 纳入短期基准计算; 藻类毒性数据终点为EC₅₀, 暴露时间为大于等于3天, 暴露时间跨越了至少一个世代, 纳入长期基准计算。

表 9 数据筛选结果

数据库	毒性数据类型	总数据量(条)	剔除数据(条)				剩余数据(条)
			重复数据	无关数据	暴露时间不符数据	物种不符数据	
毒理数据库数据	ATV	936	0	65	617	74	180
	CTV	365	0	35	228	18	84
中文文献数据库	ATV	1790	472	1196	82	10	30
	CTV	1790	472	1278	20	12	8
英文文献数据库	ATV	2627	67	2468	68	5	19
	CTV	2387	22	2355	3	5	2
合计(条)		8105	1033	7397	1018	124	323

表 10 数据可靠性评价及分布

数据可靠性	评价原则	急性毒性数据(条)	慢性毒性数据(条)	合计(条)
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—2017相关要求)	23	5	28
限制可靠	数据产生过程不完全符合实验准则,但发表于核心期刊	72	14	86
不可靠	数据产生过程与实验准则有冲突或矛盾,没有充足的证据证明数据可用,实验过程不能令人信服;以及合并后的非优先数据(对比实验方式及是否进行了化学监控等)	67	74	141
不确定	没有提供足够的实验细节,无法判断数据可靠性	67	1	68
合计(条)		229	94	323

表 11 筛选数据涉及的物种分布

数据类型	物种类型	物种数量(种)	物种名称	合计(种)
急性毒性	本土物种	37	1.斑尾小鲃; 2.大鳞副泥鳅; 3.短钝滄; 4.刺铗长足摇蚊; 5.黑点青鳉; 6.红裸须摇蚊; 7.霍甫水丝蚓; 8.鲫鱼; 9.夹杂带丝蚓; 10.筒弧象鼻滄; 11.近球形金星介; 12.晶莹仙达滄; 13.锯齿米虾; 14.眶棘双边鱼; 15.鲤鱼; 16.隆线滄; 17.麦穗鱼; 18.泥鳅; 19.琵琶萝卜螺; 20.乔氏鳉; 21.伸展摇蚊; 22.石蚕蛾; 23.稀有鮎鲫; 24.项圈五脉摇蚊; 25.溪流摇蚊; 26.印度扁卷螺; 27.羽摇蚊; 28.圆形盘肠滄; 29.蚤状钩虾; 30.蚤状滄; 31.长刺滄; 32.栉水虱; 33.中华鲟; 34.椎实螺; 35.稀脉萍; 36.美丽网纹滄; 37.异斑小鲃	55

数据类型	物种类型	物种数量 (种)	物种名称	合计 (种)
	在中国自然水体中广泛分布的国际通用物种	3	1.大型蚤；2.模糊网纹蚤；3.日本青鳉	
	引进物种	15	1.奥尼罗非鱼；2.斑点叉尾鮰；3.弓背鱼；4.红剑鱼；5.红尾印度鲮；6.虹鳟；7.孔雀胎鲮；8.蓝鳃太阳鲈；9.罗氏沼虾；10.麦瑞加拉鲮鱼；11.莫桑比克罗非鱼；12.澳洲银鲈；13.印度囊鳃鲶；14.元宝鳊；15.细鳞鲴	
慢性毒性	本土物种	7	1.蛋白核小球藻；2.近具刺栅藻；3.拟鲤；4.普通小球藻；5.三角褐指藻；6.斜生栅藻；7.中肋骨条藻	12
	在中国自然水体中广泛分布的国际通用物种	3	1.大型蚤；2.近头状伪蹄形藻；3.日本青鳉	
	引进物种	2	1.弓背鱼；2.虹鳟	

4.4 自测苯酚毒性数据

鲤科鱼类是我国优势淡水鱼类，鲫鱼、草鱼和鲢鱼为常见物种。由于筛选获得的相关急、慢性毒性数据缺乏（表 11），本次基准推导参考国家标准测试方法开展毒性测试实验，获取了鲫鱼、草鱼和鲢鱼的 96 小时 LC_{50} （见附录 A 第 10 条，第 29 条和第 56 条），鲫鱼和草鱼 28 天 NOEC 和 LOEC（见附录 B 第 1-2 条、第 5-6 条），测试实验报告见附录 C。

4.5 基准推导物种及毒性数据量分布

短期水质基准推导物种及毒性数据量分布情况见表 12，长期水质基准推导物种及毒性数据量分布情况见表 13。

表 12 短期水质基准推导物种及毒性数据量分布

序号	物种名称	毒性数据 (条)	物种类型	序号	物种名称	毒性数据 (条)	物种类型
1	蚤状蚤	8	本土物种	30	稀有鮈鲫	1	本土物种
2	羽摇蚊	4		31	溪流摇蚊	1	
3	鲤鱼	3		32	项圈五脉摇蚊	1	
4	伸展摇蚊	3		33	印度扁卷螺	1	
5	斑尾小鲃	2		34	圆形盘肠蚤	1	
6	刺铗长足摇蚊	2		35	蚤状钩虾	1	
7	短钝蚤	2		36	长刺蚤	1	
8	黑点青鳉	2		37	栉水虱	1	
9	鲫鱼	2		38	中华鲟	1	

序号	物种名称	毒性数据 (条)	物种类型	序号	物种名称	毒性数据 (条)	物种类型
10	眶棘双边鱼	2	本土物种	39	椎实螺	1	本土物种
11	异斑小鲃	2		40	模糊网纹蚤	4	国际通用物种 且在中国水体 中广泛分布
12	草鱼	1		41	大型蚤	1	
13	大鳞副泥鳅	1		42	日本青鳉	1	
14	红裸须摇蚊	1		43	虹鳟	5	引进物种
15	霍甫水丝蚓	1		44	印度囊鳃鲶	4	
16	夹杂带丝蚓	1		45	孔雀胎鳉	3	
17	筒弧象鼻蚤	1		46	弓背鱼	3	
18	近球形金星介	1		47	罗氏沼虾	3	
19	晶莹仙达蚤	1		48	莫桑比克罗非鱼	2	
20	锯齿米虾	1		49	红剑鱼	2	
21	鲢鱼	1		50	红尾印度鳉	2	
22	隆线蚤	1		51	元宝鳊	2	
23	麦穗鱼	1		52	奥尼罗非鱼	1	
24	美丽网纹蚤	1		53	斑点叉尾鮰	1	
25	泥鳅	1		54	蓝鳃太阳鲈	1	
26	琵琶萝卜螺	1		55	麦瑞加拉鲮鱼	1	
27	乔氏鳉	1		56	细鳞鲴	1	
28	石蚕蛾	1		57	澳洲银鲈	1	
29	稀脉萍	1			-		

表 13 长期水质基准推导物种及毒性数据量分布

序号	物种名称	毒性数据 (条)	物种类型	序号	物种名称	毒性数据 (条)	物种类型
1	斜生栅藻	4	本土物种	8	三角褐指藻	1	本土物种
2	草鱼	2		9	中肋骨条藻	1	
3	鲫鱼	2		10	大型蚤	2	国际通用物种 且在中国水体 中广泛分布
4	拟鲤	2		11	近头状伪蹄形藻	1	
5	蛋白核小球藻	1		12	日本青鳉	1	
6	近具刺栅藻	1		13	弓背鱼	2	引进物种
7	普通小球藻	1		14	虹鳟	2	

5 基准推导

5.1 推导方法

5.1.1 种平均急/慢性值的计算

5.1.1.1 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} ，计算 SMAV 时，直接作为 ATV 纳入计算。

(2) **慢性毒性数据**。本报告获得的动物慢性毒性数据包括 NOEC、LOEC 和 MATC 三种形式，计算 SMCV 时，用公式 1 分物种计算获得 MATC，再统一将 MATC 作为 CTV 纳入计算。获得的植物慢性毒性数据为藻类毒性数据 EC_{50} ，计算 SMCV 时，直接作为 CTV 纳入计算。

$$MATC_i = \sqrt{NOEC_i \times LOEC_i} \quad (1)$$

式中： $MATC_i$ ——物种 i 的最大允许浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

$NOEC_i$ ——物种 i 的无观察效应浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

$LOEC_i$ ——物种 i 的最低观察效应浓度， $\mu\text{g/L}$ ；

i ——某一物种，无量纲。

5.1.1.2 分类别物种的种平均急/慢性值的计算

根据 HJ 831—2017，基准推导至少应涵盖 5 类物种，分别是硬骨鲤科鱼类、硬骨非鲤科鱼类、浮游动物、底栖动物和水生植物。由于本次数据收集过程中，仅收集到底栖动物的急性毒性数据，未收集到慢性毒性数据，物种的种平均急性值（SMAV）和种平均慢性值（SMCV）分以下两类情况计算。

(1) **已有毒性数据的物种**。除底栖动物的 SMCV 外，依据公式 2 和公式 3，分物种计算 SMAV _{i} 和 SMCV _{i} 。

$$SMAV_i = \sqrt[m]{(ATV_1)_i \times (ATV_2)_i \times \dots \times (ATV_m)_i} \quad (2)$$

$$SMCV_i = \sqrt[n]{(CTV_1)_i \times (CTV_2)_i \times \dots \times (CTV_n)_i} \quad (3)$$

式中：SMAV _{i} ——物种 i 的种平均急性值， $\mu\text{g/L}$ ；

SMCV _{i} ——物种 i 的种平均慢性值， $\mu\text{g/L}$ ；

ATV——急性毒性值，计算时不区分 LC_{50} 和 EC_{50} ，见附录 A， $\mu\text{g/L}$ ；

CTV——慢性毒性值，计算时不区分 MATC 和藻类毒性数据 EC_{50} ，见附录 B， $\mu\text{g/L}$ ；

m ——物种 i 的 ATV 个数，个；

n ——物种 i 的 CTV 个数，个。

i ——某一物种，无量纲。

(2) **底栖类动物的 SMCV**。针对底栖动物的慢性毒性值，采用急慢性比方法估算。

首先，从硬骨鲤科鱼类、硬骨非鲤科鱼类、浮游动物和水生植物数据中，筛选基于同样实验条件获得急、慢性毒性值的物种，依据公式 4 计算各物种的急慢性比，依据公式 5 计算

平均急慢性比。

其次，对收集的底栖类动物急性毒性数据，依据公式 2 计算底栖类动物各个物种的种平均急性值 $SMAV_i$ ，依据公式 6 归类计算底栖类动物的 $SMAV_z$ 。底栖类动物的 $SMAV_z$ 仅用于推导底栖类动物的 $SMCV_z$ ，不用于短期水质基准的推导。

第三，依据公式 7 计算底栖类动物的种平均慢性值 $SMCV_z$ 。

$$ACR_j = \sqrt[h]{\frac{(ATV_{1j})}{(CTV_{1j})} \times \frac{(ATV_{2j})}{(CTV_{2j})} \dots \times \frac{(ATV_{hj})}{(CTV_{hj})}} \quad (4)$$

$$ACR_w = \sqrt[w]{\prod_{j=1}^w ACR_j} \quad (5)$$

$$SMAV_z = \sqrt[z]{SMAV_1 \times SMAV_2 \times \dots \times SMAV_z} \quad (6)$$

$$SMCV_z = \frac{SMAV_z}{ACR_w} \quad (7)$$

式中： ACR_j ——物种 j 的急慢性比，无量纲；

ACR_w —— w 个物种的平均急慢性比，无量纲；

$SMAV_z$ ——底栖类动物的种平均急性值， $\mu\text{g/L}$ ；

$SMCV_z$ ——底栖类动物的种平均慢性值， $\mu\text{g/L}$ ；

$(ATV_h)_j$ ——物种 j 的第 h 组中的急性毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

$(CTV_h)_j$ ——物种 j 的第 h 组中的慢性毒性值， $\mu\text{g/L}$ ；

j ——基于同样实验条件获得急、慢性毒性值的某一物种，无量纲；

h ——基于同样实验条件获得急、慢性毒性值的某一物种的急慢性比组数，个；

w ——具有急慢性比的物种数，个；

z ——具有急性毒性数据的底栖动物的物种数，个。

5.1.2 毒性数据分布检验

对计算获得的 $SMAV_i$ 和 $SMCV_i$ 分别进行正态分布检验（K-S 检验），若不符合正态分布，则对数据进行对数转换后重新检验。对符合正态分布的数据按照“5.1.4 模型拟合与评价”要求进行物种敏感度分布（SSD）模型拟合。

5.1.3 累积频率计算

将物种 $SMAV_i$ 和 $SMCV_i$ 或其对数值分别从小到大进行排序，确定其毒性秩次 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，每个秩次下物种数为 1），依据公式 8 分别计算物种的累积频率 F_R 。

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

式中： F_R ——累积频率，指毒性秩次 1 至 R 的物种数之和与物种总数之比，%；

f ——频数，指毒性值秩次 R 对应的物种数，个。

5.1.4 模型拟合与评价

分别以通过正态分布检验的 $SMAV_i$ 和 $SMCV_i$ 或经转换后符合正态分布的数据为 X ，以对应的累积频率 F_R 为 Y ，进行物种敏感度分布（SSD）模型拟合（包括：正态分布模型、对数正态分布模型、逻辑斯谛分布模型、对数逻辑斯谛分布模型），依据模型拟合的决定系数（ r^2 ）、均方根（RMSE）、残差平方和（SSE）以及 K-S 检验结果，结合专业判断，分别确定 $SMAV_i$ 和 $SMCV_i$ 的最优拟合模型。

5.1.5 基准的确定

5.1.5.1 HC_x

根据“5.1.4 模型拟合与评价”确定的最优拟合模型拟合的 SSD 曲线，分别确定累积频率为 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95% 所对应的 X 值（ $SMAV$ 和 $SMCV$ 或其转换的数据形式），将 X 值还原为数据转换前的形式，获得的 $SMAV$ 和 $SMCV$ 即为急性或慢性的 5%、10%、25%、50%、75%、90%、95% 物种危害浓度，分别为 HC_5 、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 、 HC_{95} 。

5.1.5.2 基准值

将急性和慢性的 HC_5 分别除以评估因子 2（根据 HJ 831—2017，毒性数据的数量大于 15 且涵盖足够的营养级，评估因子取值为 2）后，即为苯酚的淡水水生生物短期或长期基准，单位 $\mu\text{g/L}$ 。

5.1.6 SSD 模型拟合软件

本次基准推导采用的 SSD 模型拟合软件为 MATLAB R2017b（MathWorks）。

5.1.7 结果表达

数据修约按照《数值修约规则与极限数值的表示和判定》（GB/T 8170—2008）进行。SWQC 和 LWQC 保留 4 位有效数字。

5.2 推导结果

5.2.1 短期水质基准

5.2.1.1 $SMAV$

将附录 A 中急性毒性数据代入公式 2，得到每个物种的 $SMAV_i$ （表 14）。

5.2.1.2 毒性数据分布检验

对获得的 $SMAV_i$ 和 $\lg(SMAV_i)$ 分别进行正态分布检验，综合 p 值、峰度和偏度分析结果， $\lg(SMAV_i)$ 正态分布对称性更优，满足 SSD 模型拟合要求，结果见表 15。

表 14 种平均急性值及累积频率

物种 i	SMAV _{i} ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	lg(SMAV _{i} , $\mu\text{g/L}$)	lg(SMAV _{i} , $\mu\text{g/L}$)		
			R	f (个)	F _R (%)
麦瑞加拉鲮鱼	1.555	3.192	1	1	1.72
模糊网纹蚤	3.395	3.531	2	1	3.45
隆线蚤	4.030	3.605	3	1	5.17
晶莹仙达蚤	6.000	3.778	4	1	6.90
眶棘双边鱼	6.735	3.828	5	1	8.62
虹鳟	9.144	3.961	6	1	10.34
红尾印度鲷	9.499	3.978	7	1	12.07
黑点青鲷	9.595	3.982	8	1	13.79
短钝蚤	10.78	4.033	9	1	15.52
大型蚤	12.60	4.100	10	1	17.24
元宝鳊	12.64	4.102	11	1	18.97
澳洲银鲈	14.00	4.146	12	1	20.69
斑尾小鲃	14.09	4.149	13	1	22.41
鲢鱼	14.64	4.166	14	1	24.14
斑点叉尾鲷	15.08	4.178	15	1	25.86
异斑小鲃	15.50	4.190	16	1	27.59
弓背鱼	16.14	4.208	17	1	29.31
蓝鳃太阳鲈	17.40	4.241	18	1	31.03
长刺蚤	18.00	4.255	19	1	32.76
圆形盘肠蚤	20.00	4.301	20	1	34.48
罗氏沼虾	20.37	4.309	21	1	36.21
草鱼	24.38	4.387	22	1	37.93
泥鳅	25.43	4.405	23	1	39.66
鲤鱼	25.78	4.411	24	1	41.38
奥尼罗非鱼	28.07	4.448	25	1	43.10
锯齿米虾	30.25	4.481	26	1	44.83
莫桑比克罗非鱼	31.58	4.499	27	1	46.55
印度囊鳃鲶	31.88	4.504	28	1	48.28
细鳞鲷	32.50	4.512	29	1	50.00
大鳞副泥鳅	33.00	4.519	30	1	51.72
鲫鱼	35.08	4.545	31	1	53.45
夹杂带丝蚓	35.60	4.551	32	1	55.17

物种 i	SMAV _{i} ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	lg(SMAV _{i} , $\mu\text{g/L}$)	lg(SMAV _{i} , $\mu\text{g/L}$)		
			R	f (个)	F _R (%)
红剑鱼	35.62	4.552	33	1	56.90
简弧象鼻蚤	36.00	4.556	34	1	58.62
乔氏鳉	36.30	4.560	35	1	60.34
麦穗鱼	36.56	4.563	36	1	62.07
日本青鳉	38.30	4.583	37	1	63.79
稀有鮈鲫	40.65	4.609	38	1	65.52
美丽网纹蚤	42.00	4.623	39	1	67.24
孔雀胎鳉	42.40	4.627	40	1	68.97
蚤状蚤	55.63	4.745	41	1	70.69
红裸须摇蚊	67.74	4.831	42	1	72.41
蚤状钩虾	69.00	4.839	43	1	74.14
中华鲟	71.00	4.851	44	1	75.86
刺铗长足摇蚊	71.34	4.853	45	1	77.59
近球形金星介	71.78	4.856	46	1	79.31
稀脉萍	94.00	4.973	47	1	81.03
琵琶萝卜螺	102.6	5.011	48	1	82.76
印度扁卷螺	125.8	5.100	49	1	84.48
椎实螺	128.8	5.110	50	1	86.21
伸展摇蚊	154.4	5.189	51	1	87.93
栉水虱	180.0	5.255	52	1	89.66
石蚕蛾	260.0	5.415	53	1	91.38
项圈五脉摇蚊	400.0	5.602	54	1	93.10
溪流摇蚊	500.0	5.699	55	1	94.83
霍甫水丝蚓	780.0	5.892	56	1	96.55
羽摇蚊	1356	6.132	57	1	98.28

表 15 急性毒性数据的正态性检验结果

数据类别	百分位数值							算数 平均值	标准差	峰度	偏度	p 值 (K-S 检验)
	P5	P10	P25	P50	P75	P90	P95					
SMAV _{i} ($\times 10^3$, $\mu\text{g/L}$)	3.967	8.662	14.86	32.50	70.00	196.0	528.0	94.40	214.6	23.01	4.523	0.349
lg(SMAV _{i} , $\mu\text{g/L}$)	3.598	3.935	4.172	4.512	4.845	5.287	5.718	4.536	0.5619	0.936	0.541	0.137

5.2.1.3 累积频率

$\lg(\text{SMAV}_i)$ 的累积频率 F_R 见表 14。

5.2.1.4 模型拟合与评价

模型拟合结果见表 16。通过 r^2 、RMSE、SSE 和 p 值 (K-S 检验) 的比较可知, 对数逻辑斯谛模型为最优拟合模型, 拟合曲线见图 1。

表 16 苯酚短期水质基准模型拟合结果

模型拟合	r^2	RMSE	SSE	p 值 (K-S 检验)
正态分布模型	0.9748	0.0451	0.1158	0.2155
对数正态分布模型	0.9836	0.0364	0.0753	0.4269
逻辑斯谛分布模型	0.9874	0.0318	0.0576	0.5638
对数逻辑斯谛分布模型	0.9901	0.0282	0.0454	0.6804

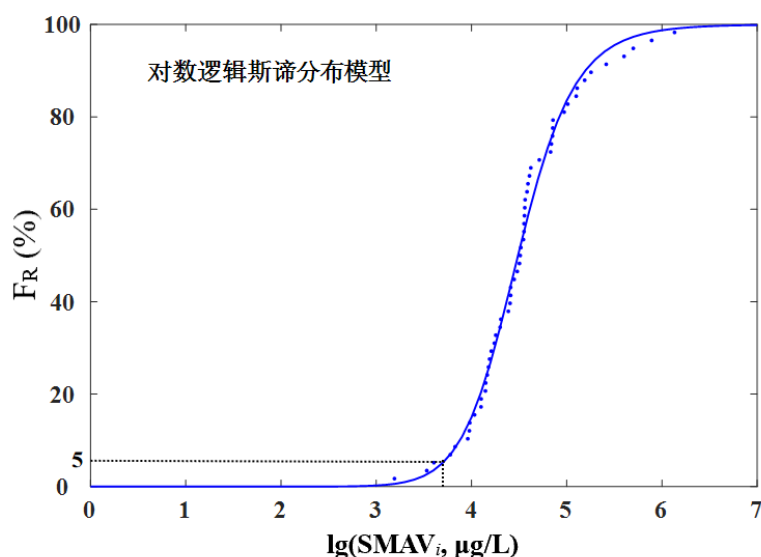


图 1 急性毒性—累积频率拟合 SSD 曲线

5.2.1.5 HCx

依据模型拟合结果(表 16), 选择对数逻辑斯谛模型推导短期物种危害浓度 HC_5 、 HC_{10} 、 HC_{25} 、 HC_{50} 、 HC_{75} 、 HC_{90} 和 HC_{95} (表 17)。

表 17 淡水水生生物苯酚短期物种危害浓度 ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)

HC_5	HC_{10}	HC_{25}	HC_{50}	HC_{75}	HC_{90}	HC_{95}
4.943	7.620	15.00	31.12	68.08	158.1	291.1

5.2.1.6 短期水质基准

由表 17 中确定的 HC₅，除以评估因子 2，得到苯酚短期水质基准 2472 μg/L。本短期水质基准表示对 95% 的中国淡水水生生物及其生态功能不产生急性有害效应的水体中苯酚最大浓度（以任何 1 小时算术平均浓度计）。

5.2.2 长期水质基准

5.2.2.1 SMCV

(1) **底栖类动物**。附录 A 共纳入 22 种底栖生物的急性毒性数据（表 24）。从附录 A 和附录 B 中选取基于同样实验条件下获得苯酚急、慢性毒性数据的物种，获得鲫鱼、草鱼、虹鳟和日本青鳉 4 个物种数据，依据公式 4 和公式 5，得到 4 个物种的急慢性比和平均急慢性比（表 18）。依据公式 6 和公式 7，利用平均急慢性比推导得到底栖类动物的 SMCV_z（表 19）纳入表 20。

(2) **其他物种**。根据附录 B 中每个物种的 CTV，利用公式 3 得到每个物种的 SMCV_i（表 20）。

表 18 用于推导底栖类动物的 SMCV_z 的急慢性比

序号	物种 <i>j</i>	<i>h</i>	ATV _{<i>j</i>} (μg/L, ×10 ³)	CTV _{<i>j</i>} (μg/L, ×10 ³)	ACR _{<i>j</i>}	<i>w</i>	ACR _{<i>w</i>}
1	鲫鱼	1	33.25	3.837	8.666	4	10.92
2	草鱼	1	24.38	5.593	4.359		
4	虹鳟	1	6.082	0.157	38.74		
5	日本青鳉	1	38.3	3.940	9.721		

表 19 基于急慢性比方法推导的底栖类动物的 SMCV_z

序号	物种 <i>z</i>	SMAV _{<i>i</i>} (μg/L, ×10 ³)	SMAV _{<i>z</i>} (μg/L, ×10 ³)	ACR _{<i>w</i>}	SMCV _{<i>z</i>} (μg/L, ×10 ³)
1	斑点叉尾鮰	15.08	95.72	10.92	8.766
2	罗氏沼虾	20.37			
3	泥鳅	25.43			
4	锯齿米虾	30.25			
5	印度囊鳃鲶	31.88			
6	大鳞副泥鳅	33.00			
7	夹杂带丝蚓	35.60			
8	红裸须摇蚊	67.74			
9	蚤状钩虾	69.00			
10	中华鲟	71.00			
11	刺铗长足摇蚊	71.34			

序号	物种 z	$SMAV_i$ ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	$SMAV_z$ ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	ACR_w	$SMCV_z$ ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)
12	近球形金星介	71.78			
13	琵琶萝卜螺	102.6			
14	印度扁卷螺	125.8			
15	椎实螺	128.8			
16	伸展摇蚊	154.4			
17	栉水虱	180.0			
18	石蚕蛾	260.0			
19	项圈五脉摇蚊	400.0			
20	溪流摇蚊	500.0			
21	霍甫水丝蚓	780.0			
22	羽摇蚊	1356			

表 20 种平均慢性值及累积频率

物种 i	$SMCV_i$ ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	$\lg(SMCV_i, \mu\text{g/L})$	$\lg(SMCV_i, \mu\text{g/L})$		
			R	f (个)	F_R (%)
虹鳟	0.4146	2.618	1	1	6.25
弓背鱼	0.7275	2.862	2	1	12.50
大型蚤	3.074	3.488	3	1	18.75
鲫鱼	3.837	3.584	4	1	25.00
日本青鲂	3.940	3.595	5	1	31.25
草鱼	5.593	3.748	6	1	37.50
底栖类	8.766	3.943	7	1	43.75
拟鲤	12.55	4.099	8	1	50.00
三角褐指藻	27.32	4.436	9	1	56.25
中肋骨条藻	27.32	4.436	10	1	62.50
近头状伪蹄形藻	175.0	5.243	11	1	68.75
近具刺栅藻	229.0	5.360	12	1	75.00
斜生栅藻	242.7	5.385	13	1	81.25
蛋白核小球藻	327.3	5.515	14	1	87.50
普通小球藻	370.0	5.568	15	1	93.75

5.2.2.2 毒性数据分布检验

对获得的 $SMCV_i$ 和 $\lg(SMCV_i)$ 分别进行正态分布检验, 综合 p 值、峰度和偏度分析结果, $\lg(SMCV_i)$ 正态分布对称性更优, 满足 SSD 模型拟合要求, 结果见表 21。

表 21 慢性毒性数据的正态性检验结果

数据类别	百分位数值							算数 平均值	标准差	峰度	偏度	<i>p</i> 值 (K-S 检验)
	P5	P10	P25	P50	P75	P90	P95					
SMCV _{<i>i</i>} (×10 ³ , μg/L)	0.4146	0.6023	3.837	12.55	229.0	344.4	-	95.84	133.6	-0.346	1.117	0.363
lg(SMCV _{<i>i</i>} , μg/L)	2.618	2.764	3.584	4.099	5.360	5.536	-	4.259	0.9757	-1.181	-0.037	0.177

5.2.2.3 累积频率

lg(SMCV_{*i*})的累积频率 F_R 见表 20。

5.2.2.4 模型拟合与评价

模型拟合结果见表 22。通过 *r*²、RMSE、SSE 和 *p* 值 (K-S 检验) 的比较可知, 最优拟合模型为对数正态分布模型, 拟合曲线见图 2。

表 22 苯酚长期水质基准模型拟合结果

模型拟合	<i>r</i> ²	RMSE	SSE	<i>p</i> 值 (K-S 检验)
正态分布模型	0.9372	0.0677	0.0687	0.6729
对数正态分布模型	0.9516	0.0594	0.0529	0.7221
逻辑斯谛分布模型	0.9332	0.0698	0.0730	0.6293
对数逻辑斯谛分布模型	0.9462	0.0626	0.0589	0.7108

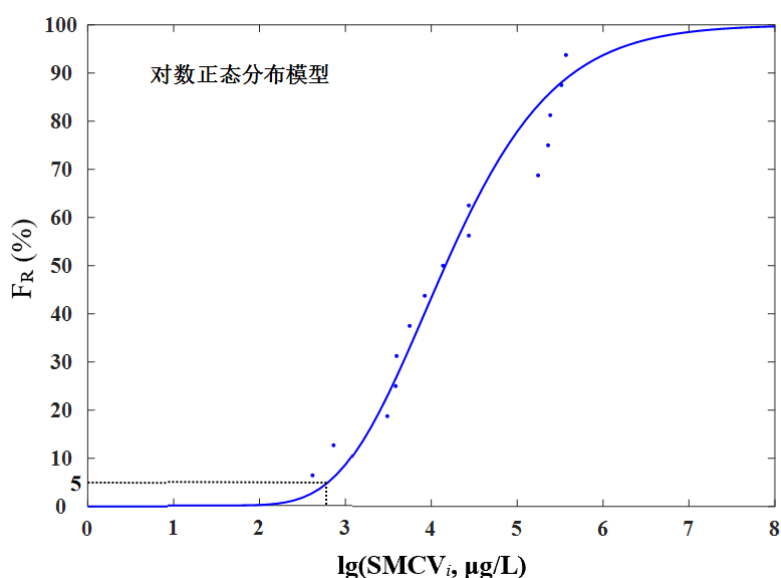


图 2 慢性毒性—累积频率拟合 SSD 曲线

5.2.2.5 HC_x

依据模型拟合结果(表 22), 选择对数正态分布模型推导长期物种危害浓度 HC₅、HC₁₀、HC₂₅、HC₅₀、HC₇₅、HC₉₀ 和 HC₉₅ (表 23)。

表 23 淡水水生生物苯酚长期物种危害浓度 ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)

HC ₅	HC ₁₀	HC ₂₅	HC ₅₀	HC ₇₅	HC ₉₀	HC ₉₅
0.6324	1.135	3.404	14.13	-	-	-

5.2.2.6 长期水质基准

由表 23 中确定的 HC₅，除以评估因子 2，得到苯酚长期水质基准 316.2 $\mu\text{g/L}$ 。本长期水质基准表示对 95% 的中国淡水水生生物及其生态功能不产生慢性有害效应的水体中苯酚最大浓度（以连续 4 个自然日的算术平均浓度计）。

6 水质基准推导自审核

本次基准推导所涉及物种在营养级、类别、数据质量等方面基本满足 HJ 831—2017 要求（表 24）。我国水质基准研究尚处于起步阶段，能够满足基准推导要求的毒性数据有限，发达国家在其基准研究过程也经历过类似的问题。随着我国生态环境基准研究的不断充实、丰富和发展，生态环境基准也将适时更新。

表 24 基准推导自审核详情

审核项目	HJ 831—2017 有关要求		本基准使用	
			急性	慢性
营养级别	涵盖 3 个营养级	生产者	1.稀脉萍	1.蛋白核小球藻；2.近具刺栅藻；3.近头状伪蹄形藻；4.普通小球藻；5.三角褐指藻；6.斜生栅藻；7.中肋骨条藻
		初级消费者	1.奥尼罗非鱼；2.草鱼；3.刺铗长足摇蚊；4.大鳞副泥鳅；5.大型蚤；6.短钝蚤；7.红裸须摇蚊；8.霍甫水丝蚓；9.鲫鱼；10.夹杂带丝蚓；11.筒弧象鼻蚤；12.近球形金星介；13.晶莹仙达蚤；14.锯齿米虾；15.鲤鱼；16.鲢鱼；17.隆线蚤；18.罗氏沼虾；19.麦瑞加拉鲮鱼；20.美丽网纹蚤；21.模糊网纹蚤；22.莫桑比克罗非鱼；23.泥鳅；24.琵琶萝卜螺；25.伸展摇蚊；26.石蚕蛾；27.稀有鮎鲫；28.溪流摇蚊；29.细鳞鲃；30.项圈五脉摇蚊；31.印度扁卷螺；32.羽摇蚊；33.元宝鳊；34.圆形盘肠蚤；35.蚤状钩虾；36.蚤状蚤；37.长刺蚤；38.栉水虱；39.椎实螺	1.草鱼；2.大型蚤；3.鲫鱼；4.拟鲤
		次级消费者	1.澳洲银鲈；2.斑点叉尾鮰；3.斑尾小鲃；4.弓背鱼；5.黑点青鲮；6.红剑鱼；7.红尾印度鲮；8.虹鳟；9.孔雀胎鲮；10.眶棘双边鱼；11.蓝鳃太阳鲈；12.麦穗鱼；13.乔氏鲮；14.日本青鲮；15.异斑小鲃；16.印度囊鳃鲶；17.中华鲟	1.弓背鱼；2.虹鳟；3.日本青鲮
物种要求	5 种	至少包括 5 个物种	57 个	14 个
		1 种硬骨鲤科鱼类	1.斑尾小鲃；2.草鱼；3.鲫鱼；4.鲤鱼；5.鲢鱼；6.麦瑞加拉鲮鱼；7.麦穗鱼；8.稀有鮎鲫；9.异斑小鲃；10.元宝鳊	1.草鱼；2.鲫鱼；3.拟鲤

审核项目	HJ 831—2017 有关要求		本基准使用	
			急性	慢性
		1种硬骨非鲤科鱼类	1.奥尼罗非鱼；2.澳洲银鲈；3.弓背鱼；4.黑点青鳉；5.红剑鱼；6.红尾印度鳉；7.虹鳉；8.孔雀胎鳉；9.眶棘双边鱼；10.蓝鳃太阳鲈；11.莫桑比克罗非鱼；12.乔氏鳉；13.日本青鳉；14.细鳞鲷	1.弓背鱼；2.虹鳉；3.日本青鳉
		1种浮游动物	1.长刺溞；2.大型溞；3.短钝溞；4.筒弧象鼻溞；5.晶莹仙达溞；6.隆线溞；7.美丽网纹溞；8.模糊网纹溞；9.圆形盘肠溞；10.蚤状溞	1.大型溞
		1种底栖动物	1.斑点叉尾鮰；2.刺铗长足摇蚊；3.大鳞副泥鳅；4.红裸须摇蚊；5.霍甫水丝蚓；6.夹杂带丝蚓；7.近球形金星介；8.锯齿米虾；9.罗氏沼虾；10.泥鳅；11.琵琶萝卜螺；12.伸展摇蚊；13.石蚕蛾；14.溪流摇蚊；15.项圈五脉摇蚊；16.印度扁卷螺；17.印度囊鳃鲶；18.羽摇蚊；19.蚤状钩虾；20.栉水虱；21.椎实螺；22.中华鲟	底栖类 (急慢性比推导)
		1种水生植物	1.稀脉萍	1.蛋白核小球藻；2.近具刺栅藻；3.近头状伪蹄形藻；4.普通小球藻；5.三角褐指藻；6.斜生栅藻；7.中肋骨条藻
毒性数据	有效性	无限制可靠数据	26条（含3条自测数据）	9条（含4条自测数据）
		限制可靠数据	72条	15条（含1条推导数据）
		不可靠数据	0	0
		不确定数据	0	0

参考文献

1. USEPA. Ambient water quality criteria for Phenol-1980. EPA440/5-80-066. U.S. Environmental Protection Agency, Springfield, VA, 1980.
2. CCME. Canadian environmental quality guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, 2010.
3. ANZECC and ARMCANZ. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, 2000.
4. 杜浩, 危起伟, 刘鉴毅, 等. 苯酚、Cu²⁺、亚硝酸盐和总氨氮对中华鲟稚鱼的急性毒性. 大连水产学院学报, 2007, 22(2):118-122.
5. Kondaiah, K. and A.S. Murty. Avoidance behavior test as an alternative to acute toxicity test. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1994, 53(6):836-843.
6. Green, D.W.J., K.A. Williams and D. Pascoe. Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates Pt. 2. Phenol. Arch. Hydrobiol., 1985, 103(1):75-82.
7. Patra, R.W., J.C. Chapman, R.P. Lim, et al. The effects of three organic chemicals on the upper thermal tolerances of four freshwater fishes. Environ. Toxicol. Chem., 2007, 26(7): 1454-1459.
8. Kamshilov, M.M. and B.A. Flerov. Experimental research on phenol intoxication of aquatic organisms and destruction of phenol in model communities. Proc.1st and 2nd USA-USSR Symp. on Effects of Pollutants upon Aquatic Ecosystems, Duluth, 1976, 181-192.
9. 董先辉, 张朝晖, 梁世杰, 等. 苯酚在实验红鲫 C1HD 系体内富集的实验研究. 科技传播, 2012, (5):112-113.
10. 金显文, 石春梅和杨青. 铜和苯酚对锯齿米虾的急性致毒研究. 淮北煤炭师范学院学报(自然科学版), 2007, (01):35-37.
11. Winner, R. Results of phenol *Ceriodaphnia dubia* acute test conducted by R. Winner (Cooperative Agreement). Sept.1987, Oct.1987, and Feb.1988 Memos to R.Spehar, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN, 1988.
12. Oris, J.T., R.W. Winner and M.V. Moore. A four-day survival and reproduction toxicity test for *Ceriodaphnia dubia*. Environ. Toxicol. Chem., 1991, 10(2):217-224.
13. Soucek, D.J. Bioenergetic effects of sodium sulfate on the freshwater crustacean, *Ceriodaphnia dubia*. Ecotoxicology, 2007, 16(3):317-325.
14. Alekseyev, V.A. A study on an acute phenol poisoning in some species of insects and arachnids (Part II). Hydrobiol, 1971, 7(3):35-39.
15. Millemann, R.E., W.J. Birge, J.A. Black, et al. Comparative acute toxicity to aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. Trans. Am. Fish. Soc., 1984, 113(1):74-85.
16. Franco, P.J., K.L. Daniels, R.M. Cushman, et al. Acute toxicity of a synthetic oil, aniline and

- phenol to laboratory and natural populations of chironomid (diptera) larvae. Environ. Pollut. Ser. A, 1984, 34(4):321-331.
17. Verma, S.R., I.P. Tonk, A.K. Gupta, et al. Evaluation of an application factor for determining the safe concentration of agricultural and industrial chemicals. Water Res., 1984, 18(1):111-115.
 18. 袁星, 袁晓凡和赵元慧. 取代苯胺、苯酚对鲤鱼毒性的定量构效关系. 东北师大学报(自然科学版), 2001, 33(1):70-73.
 19. Sannadurgappa, D. and R.H. Aladakatti. Effect of phenol on oxygen consumption and bioaccumulation in different tissues of freshwater fish *Cyprinus carpio*. J. Basic. Clin. Physiol. Pharmacol., 2010, 21(1):1-14.
 20. Sannadurgappa, D., N.H. Ravindranath and R.H. Aladakatti. Effect of phenol on the metabolism and biochemical composition of the freshwater fish *Cyprinus carpio*. J. Basic. Clin. Physiol. Pharmacol., 2006, 17(4):279-288.
 21. Rao, P.S., V.S. Durve, B.S. Khangarot, et al. Acute toxicity of phenol, pentachlorophenol and sodium pentachlorophenate to a freshwater ostracod *Cypris subglobosa* (Sowerby). Acta Hydroch. Hydrob., 1983, 11(4):457-465.
 22. Holcombe, G.W., G.L. Phipps, A.H. Sulaiman, et al. Simultaneous multiple species testing: acute toxicity of 13 chemicals to 12 diverse freshwater amphibian, fish, and invertebrate families. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1987, 16:697-710.
 23. Rossini, G.D.B. and A.E. Ronco. Acute toxicity bioassay using *Daphnia obtusa* as a test organism. Environ. Toxicol. Water Qual., 1996, 11(3):255-258.
 24. 陈德辉和戈敏生. 苯酚对不同营养层次水生生物的急性毒性. 生态科学, 1992, (2):95-99.
 25. Cairns, J., A.G. Heath and B.C. Parker. Effects of temperature on aquatic organism sensitivity to selected chemicals. Va. Water Resour. Res. Center, Bull. 106, OWRT Project B-084-VA. Office of Water Research and Technology, Blacksburg, V.A., 1978, 88.
 26. 景体淞和徐镜波. 酚、苯、重金属离子对溞类的毒性作用. 吉林师范大学学报(自然科学版), 2000(3):20-24.
 27. Tisler, T. and J. Zagorc-Koncan. Comparative assessment of toxicity of phenol, formaldehyde, and industrial wastewater to aquatic organisms. Water Air Soil Pollut., 1997, 97(3/4):315-322.
 28. 郝云祥. 酚、油及氧化物对隆线溞的毒性试验. 生态学杂志, 1984, (6):45-46.
 29. 卢玲和沈英娃. 酚类、烷基苯类、硝基苯类化合物和环境水样对剑尾鱼和稀有鮡鲫的急性毒性. 环境科学研究, 2002, 15(4):57-59.
 30. Dalela, R.C., S. Rani and S.R. Verma. Influence of pH on the toxicity of phenol and its two derivatives pentachlorophenol and dinitrophenol to some fresh water teleosts. Acta Hydroch. Hydrob., 1980, 8(6):623-629.
 31. 余坦健, 简纪常, 黄郁葱, 等. 苯酚和十二烷基苯磺酸钠对奥尼罗非鱼的急性毒性及安全评价. 广东海洋大学学报, 2008, 28(3):100-102.

32. Moraes, F.D., J.S.L. Figueiredo, P.A. Rossi, et al. Acute toxicity and sublethal effects of phenol on hematological parameters of channel catfish *Ictalurus punctatus* and pacu *Piaractus mesopotamicus*. *Ecotoxicol. Environ. Contam.*, 2015, 10(1),31-36.
33. Agrawal, H.P. Evaluation of the toxicity of phenol and sodium pentachlorophenate to the snail *Indoplanorbis exustus* (deshayes). *J. Anim. Morphol. Physiol.*, 1987, 34(1-2):107-112.
34. Fogels, A. and J.B. Sprague. Comparative short-term tolerance of zebrafish, flagfish, and rainbow trout to five poisons including potential reference toxicants. *Water Res.*, 1977, 11(9):811-817.
35. Bengtsson, B.E., J.P. Bongo and B. Eklund. Assessment of duckweed *Lemna aequinoctialis* as a toxicological bioassay for tropical environments in developing countries. *Ambio*, 1999, 28(2):152-155.
36. Hickey, C.W. and M.L. Martin. Relative sensitivity of five benthic invertebrate species to reference toxicants and resin-acid contaminated sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1995, 14(8):1401-1409.
37. Gupta, P.K. and P.S. Rao. Toxicity of phenol, pentachlorophenol and sodium pentachlorophenate to a freshwater pulmonate snail *Lymnaea acuminata* (Lamarck). *Arch. Hydrobiol.*, 1982, 94(2):210-217.
38. Law, A.T. and M.E. Yeo. Toxicity of phenol on *Macrobrachium rosenbergii* (de man) eggs, larvae, and post-larvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1997, 58(3): 469-474.
39. 高晓莉, 齐凤生, 王丽敏, 等. 葱与 5 种酚类化合物对泥鳅的联合毒性研究. *水生态学杂志*, 2004, 24(2):65-66.
40. DeGraeve, G.M., R.L. Overcast, and H.L. Bergman. Toxicity of underground coal gasification condenser water and selected constituents to aquatic biota. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1980, 9(5):543-55.
41. Hodson, P.V., D.G. Dixon and K.L.E. Kaiser. Measurement of median lethal dose as a rapid indication of contaminant toxicity to fish. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1984, 3(2): 243-254.
42. Spehar, R. Aquatic toxicity test information on phenol with rainbow trout (*Salmo gairdneri*). U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN, 1989.
43. Saha, N.C., F. Bhunia and A. Kaviraj. Toxicity of phenol to fish and aquatic ecosystems. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1999, 63(2):195-202.
44. Sannadurgappa, D., N.H. Ravindranath and R.H. Aladakatti. Toxicity, bioaccumulation and metabolism of phenol in the freshwater fish *Oreochromis mossambicus*. *J. Basic. Clin. Physiol. Pharmacol.*, 2007, 18(1) :65-77.
45. Holcombe, G.W., D.A. Benoit, D.E. Hammermeister, et al. Acute and long-term effects of nine chemicals on the Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 1995, 28(3): 287-297.
46. 尹伊伟和林嘉. 苯, 氯苯及酚, 氯酚对大鳞副泥鳅鱼苗的急性毒性效应. *暨南大学学报 (自然科学与医学版)*, 1994, 15(3):106-109.

47. Moraes, F. D. Acute toxicity and sublethal effects of phenol on hematological parameters of channel catfish *Ictalurus punctatus* and pacu *Piaractus mesopotamicus*. Arch. Environ. Contam. T., 1999, 2(3): 28-29.
48. Salkinoja-Salonen, M., M.L. Saxelin, J. Pere, et al. Analysis of toxicity and biodegradability of organochlorine compounds released into the environment in bleaching effluents of kraft pulping. In: *Industrial Wastewater Analyses*. L.H. Keith (Ed.), Advances in the Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water, Butterworth, Stoneham, MA2., 1981, 1131-1164.files.
49. Colgan, P.W., J.A. Cross and P.H. Johansen. Guppy behavior during exposure to a sub-lethal concentration of phenol. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1982, 28:20-27.
50. 葛士林, 曹传旺, 方国飞, 等. 红裸须摇蚊幼虫生物标志物系统对苯酚的响应. 应用生态学报, 2011, 22(7):1900-1906.
51. 张海艳, 李霞和骆美蓉. 苯酚和铬对麦穗鱼的急性毒性及苯酚麦穗鱼的遗传毒性研究. 安徽农业科学, 2013(12):231-233.
52. Gupta, P.K., P.S. Rao, and V.S. Mujumdar. Studies on the toxicity of pentachlorophenol, sodium-pentachlorophenate and phenol to a pulmonate snail *Lymnaea luteola* (Lamarck). Arch. Hydrobiol., 1984, 102(1): 123-130.
53. 邢军. 苯、氯苯、苯酚、4-氯酚对斑马鱼、孔雀鱼、剑尾鱼的急性毒性. 生态环境学报, 2011(11):1720-1724.
54. 陈传平, 张庭廷, 何梅, 等. 苯胺、苯酚对淡水藻类生长的影响. 应用生态学报, 2007, 18(1):219-223.
55. Shigeoka, T., Y. Sato, Y. Takeda, et al. Acute toxicity of chlorophenols to green algae, *Selenastrum capricornutum* and *Chlorella vulgaris*, and quantitative structure-activity relationships. Environ. Toxicol. Chem., 1988, 7(10):847-854.
56. LeBlanc, G.A. and D.C. Surprenant. The chronic toxicity of 8 of the 65 priority pollutants to the water flea (*Daphnia magna*). Draft Manuscript. EG&G Bionomics, Aquatic Toxicology Laboratory, Wareham, MA., 1980, 36.
57. Gupta, S., R.C. Dalela and P.K. Saxena. Effect of phenolic compounds on in vivo activity of transaminases in certain tissues of the fish, *Notopterus notopterus*. Environ. Res., 1983, 32(1):8-13.
58. Hodson, P.V., R. Parisella, B. Blunt, et al. Quantitative structure-activity relationships for chronic toxicity of phenol, p-chlorophenol, 2,4-dichlorophenol, pentachlorophenol, p-nitrophenol, and 1,2,4-trichlorobenzene to early life stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1991, 1784:55.
59. Duan, W., F. Meng, Y. Lin, et al. Toxicological effects of phenol on four marine microalgae. Environ. Toxicol. Pharmacol., 2017, 52:170-176.
60. Gaur, J.P. Toxicity of some oil constituents to *Selenastrum capricornutum*. Acat. Hydroch. Hydrob. 1988, 16(6):617-620.

61. Talikina, M.G., Y.G. Izyumov and Y.V. Chebotareva. Remote genotoxic responses in fingerlings of the roach *Rutilus rutilus* After effects of organic poisons to parents' sperm. *Voprosy Ikhtiologii.*, 2003, 43(3):411-417.
62. Tisler, T. and J. Zagorc-Koncan. Aquatic toxicity of selected chemicals as a basic criterion for environmental classification. *Arh. Hig. Rada Toksikol.*, 2003, 54(3):207-213.
63. 高为, 沈云和程鑫. 酚类、醇类抑制斜生栅列藻生长的毒性效应. *江苏环境科技*, 2001, 14(3):7-8.
64. 王宏, 沈英娃, 卢玲, 等. 几种典型有害化学品对水生生物的急性毒性. *应用与环境生物学报*, 2003(1):49-52.
65. 阎海, 叶常明和雷志芳. 酚类化合物抑制斜生栅藻生长的毒性效应. *环境化学*, 1998(02):25-28.

附录 A

苯酚对中国淡水水生生物的急性毒性数据

序号	物种名称	物种拉丁名	效应终点	ATV ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	观察时间 (天)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH	来源
1	中华鲟	<i>Acipenser sinensis</i>	LC ₅₀	71	4	20	6.5	[4]
2	眶棘双边鱼	<i>Ambassis gymnocephalus</i>	LC ₅₀	5.6	4	-	-	[5]
3	眶棘双边鱼	<i>Ambassis gymnocephalus</i>	LC ₅₀	8.1	4	-	-	[5]
4	红尾印度鲷	<i>Aplocheilichthys panchax</i>	LC ₅₀	9.4	4	-	-	[5]
5	红尾印度鲷	<i>Aplocheilichthys panchax</i>	LC ₅₀	9.6	4	-	-	[5]
6	栉水虱	<i>Asellus aquaticus</i>	LC ₅₀	180	4	11	7.5-8.1	[6]
7	澳洲银鲈	<i>Bidyanus bidyanus</i>	LC ₅₀	14	4	20	7.5-8.0	[7]
8	筒弧象鼻溞	<i>Bosmina coregoni</i>	LC ₅₀	36	2	20	-	[8]
9	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀	37.02	4	20	6.54	[9]
10	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	LC ₅₀	33.25	4	23	7.69	自测
11	锯齿米虾	<i>Caridina denticulata</i>	LC ₅₀	30.25	4	20	7.8-8.6	[10]
12	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀	3	2	25	8.2	[11]
13	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀	3.1	2	25	8.18	[12]
14	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀	4.34	2	-	8	[13]
15	模糊网纹溞	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀	3.29	2	-	8	[13]
16	美丽网纹溞	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	LC ₅₀	42	2	20	-	[8]

序号	物种名称	物种拉丁名	效应终点	ATV ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	观察时间 (天)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH	来源
17	元宝鳊	<i>Chela cachius</i>	LC ₅₀	12.1	4	-	-	[5]
18	元宝鳊	<i>Chela cachius</i>	LC ₅₀	13.2	4	-	-	[5]
19	羽摇蚊	<i>Chironomus plumosus</i>	LC ₅₀	530	2	20	-	[14]
20	羽摇蚊	<i>Chironomus plumosus</i>	LC ₅₀	2250	2	2	-	[14]
21	羽摇蚊	<i>Chironomus plumosus</i>	LC ₅₀	1320	2	20	-	[14]
22	羽摇蚊	<i>Chironomus plumosus</i>	LC ₅₀	2150	2	2	-	[14]
23	溪流摇蚊	<i>Chironomus riparius</i>	LC ₅₀	500	2	11	7.5-8.1	[6]
24	伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	LC ₅₀	105	2	23-26	-	[15]
25	伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	LC ₅₀	187.2	2	20	7.8	[16]
26	伸展摇蚊	<i>Chironomus tentans</i>	LC ₅₀	187.1	2	20	7.8	[16]
27	圆形盘肠蚤	<i>Chydorus sphaericus</i>	LC ₅₀	20	2	20	-	[8]
28	麦瑞加拉鲮鱼	<i>Cirrhinus mrigala</i>	LC ₅₀	1.555	4	23	7.3	[17]
29	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	LC ₅₀	24.38	4	23	7.45	自测
30	鲤鱼	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀	18.78	4	10-15	7-7.5	[18]
31	鲤鱼	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀	30	4	27-29	6.6-7.0	[19]
32	鲤鱼	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀	30.4	4	-	-	[20]
33	近球形金星介	<i>Cypris subglobosa</i>	LC ₅₀	71.78	4	20.4	7.9	[21]
34	长刺蚤	<i>Daphnia longispina</i>	LC ₅₀	18	2	20	-	[8]
35	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀	12.6	2	17.2	7.39	[22]

序号	物种名称	物种拉丁名	效应终点	ATV ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	观察时间 (天)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH	来源
36	短钝蚤	<i>Daphnia obtusa</i>	EC ₅₀	5.5	2	20	7.8	[23]
37	短钝蚤	<i>Daphnia obtusa</i>	LC ₅₀	21.12	2	-	7	[24]
38	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	36	2	20	-	[8]
39	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	93	2	5	7.5	[25]
40	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	79	2	25	7.5	[25]
41	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	87.8	2	10	7.5	[25]
42	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	81	2	20	7.5	[25]
43	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	85	2	15	7.5	[25]
44	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	LC ₅₀	22.96	2	-	6.7-7.2	[26]
45	蚤状蚤	<i>Daphnia pulex</i>	EC ₅₀	25	2	20	8.4	[27]
46	隆线蚤	<i>Daphnid carinata</i>	LC ₅₀	4.03	2	26.5-28	7	[28]
47	蚤状钩虾	<i>Gammarus pulex</i>	LC ₅₀	69	4	11	7.5-8.1	[6]
48	稀有鮎鲫	<i>Gobiocypris rarus</i>	LC ₅₀	40.65	4	23	6.5-8.5	[29]
49	印度囊鳃鲶	<i>Heteropneustes fossilis</i>	LC ₅₀	39.4	4	-	7.3	[30]
50	印度囊鳃鲶	<i>Heteropneustes fossilis</i>	LC ₅₀	37.4	4	-	6	[30]
51	印度囊鳃鲶	<i>Heteropneustes fossilis</i>	LC ₅₀	12.97	4	-	4.6	[30]
52	印度囊鳃鲶	<i>Heteropneustes fossilis</i>	LC ₅₀	54.08	4	-	8.8	[30]
53	奥尼罗非鱼	<i>Hybrid tilapia</i>	LC ₅₀	28.07	4	25-27	7.0-7.4	[31]
54	石蚕蛾	<i>Hydropsyche angustipennis</i>	LC ₅₀	260	4	11	7.5-8.1	[6]

序号	物种名称	物种拉丁名	效应终点	ATV ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	观察时间 (天)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH	来源
55	斑点叉尾鮰	<i>Ictalurus punctatus</i>	LC ₅₀	15.08	4	27	6.9	[32]
56	鲢鱼	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	LC ₅₀	14.64	4	23	7.08	自测
57	印度扁卷螺	<i>Indoplanorbis exustus</i>	LC ₅₀	125.75	4	-	-	[33]
58	乔氏鲃	<i>Jordanella floridae</i>	LC ₅₀	36.3	4	25	-	[34]
59	稀脉萍	<i>Lemna aequinoctialis</i>	EC50	94	4	-	6.5	[35]
60	蓝鳃太阳鲈	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀	17.4	4	17.2	7.39	[22]
61	霍甫水丝蚓	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	LC ₅₀	780	4	11	7.5-8.1	[6]
62	夹杂带丝蚓	<i>Lumbriculus variegatus</i>	EC ₅₀	35.6	4	20	7.6	[36]
63	椎实螺	<i>Lymnaea acuminata</i>	LC ₅₀	128.75	4	18	7.9	[37]
64	罗氏沼虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	LC ₅₀	23.04	4	26-27	7-7.3	[38]
65	罗氏沼虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	LC ₅₀	16.66	4	26-27	7-7.3	[38]
66	罗氏沼虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	LC ₅₀	22.03	4	26-27	7-7.3	[38]
67	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	LC ₅₀	25.43	4	22-24	-	[39]
68	弓背鱼	<i>Notopterus notopterus</i>	LC ₅₀	12.53	4	-	7.3	[30]
69	弓背鱼	<i>Notopterus notopterus</i>	LC ₅₀	29.2	4	-	8.8	[30]
70	弓背鱼	<i>Notopterus notopterus</i>	LC ₅₀	11.5	4	-	6	[30]
71	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	11.6	4	15	-	[34]
72	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	8.9	4	14	7.6-8.3	[40]
73	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	9.694	4	-	7.6-8.19	[41]

序号	物种名称	物种拉丁名	效应终点	ATV ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	观察时间 (天)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH	来源
74	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	10.5	4	17.2	7.39	[22]
75	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀	6.082	4	10.1	7.59	[42]
76	莫桑比克罗非鱼	<i>Oreochromis mossambicus</i>	LC ₅₀	28.49	4	20-30	7.2	[43]
77	莫桑比克罗非鱼	<i>Oreochromis mossambicus</i>	LC ₅₀	35	4	26-28	6.9-7.1	[44]
78	日本青鲮	<i>Oryzias latipes</i>	LC ₅₀	38.3	4	25	7.88	[45]
79	黑点青鲮	<i>Oryzias melastigma</i>	LC ₅₀	9.9	4	-	-	[5]
80	黑点青鲮	<i>Oryzias melastigma</i>	LC ₅₀	9.3	4	-	-	[5]
81	大鳞副泥鳅	<i>Paramisgurnus dabryanus saivage</i>	LC ₅₀	33	4	22	6.4-6.8	[46]
82	项圈五脉摇蚊	<i>Pentaneura monilis</i>	LC ₅₀	400	2	20	-	[8]
83	细鳞鲟	<i>piaractus mesopotamicusu</i>	LC ₅₀	32.5	4	25.2	6.7	[47]
84	孔雀胎鲮	<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀	43.3	4	-	7	[48]
85	孔雀胎鲮	<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀	40	4	22-25	6.5	[49]
86	孔雀胎鲮	<i>Poecilia reticulata</i>	LC ₅₀	44	4	22-25	6.5	[49]
87	红裸须摇蚊	<i>Propiloscerus akamusi</i>	LC ₅₀	67.74	2	25	7.58	[50]
88	麦穗鱼	<i>Pseudorasbora parva</i>	LC ₅₀	36.56	4	33.95	7.3	[51]
89	斑尾小鲃	<i>Puntius sophore</i>	LC ₅₀	13.7	4	-	-	[5]
90	斑尾小鲃	<i>Puntius sophore</i>	LC ₅₀	14.5	4	-	-	[5]
91	异斑小鲃	<i>Puntius ticto</i>	LC ₅₀	15.6	4	-	-	[5]
92	异斑小鲃	<i>Puntius ticto</i>	LC ₅₀	15.4	4	-	-	[5]

序号	物种名称	物种拉丁名	效应终点	ATV ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	观察时间 (天)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH	来源
93	琵琶萝卜螺	<i>Radix luteola</i>	LC ₅₀	102.6	4	-	-	[52]
94	晶莹仙达蚤	<i>Sida crystallina</i>	LC ₅₀	6	2	20	-	[8]
95	刺狭长足摇蚊	<i>Tanypus neopunctipennis</i>	LC ₅₀	72.7	2	20	7.8	[16]
96	刺狭长足摇蚊	<i>Tanypus neopunctipennis</i>	LC ₅₀	70	2	20	7.8	[16]
97	红剑鱼	<i>Xiphophorus hellerii</i>	LC ₅₀	45.5	4	23	6.5-8.5	[53]
98	红剑鱼	<i>Xiphophorus hellerii</i>	LC ₅₀	27.88	4	22	6.4-7.0	[29]

附录 B

苯酚对中国淡水水生生物的慢性毒性数据

序号	物种名称	物种拉丁名称	效应终点	文献毒性值 ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	观察时间 (天)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH	CTV ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	来源
1	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	LOEC	3.2	28	23	7.39	3.837 (MATC)	自测
2	鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	NOEC	4.6	28	23	7.39		自测
3	蛋白核小球藻	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC ₅₀	327.31	4	27	7	327.31	[54]
4	普通小球藻	<i>Chlorella vulgaris</i>	EC ₅₀	370	4	21	-	370	[55]
5	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	LOEC	4.6	29	23	7.37	5.593 (MATC)	自测
6	草鱼	<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	NOEC	6.8	29	23	7.37		自测
7	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	LOEC	6.3	21	20	-	3.074 (MATC)	[56]
8	大型蚤	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	1.5	21	20	-		[56]
9	弓背鱼	<i>Notopterus notopterus</i>	LOEC	0.84	30	-	-	0.7275 (MATC)	[57]
10	弓背鱼	<i>Notopterus notopterus</i>	NOEC	0.63	30	-	-		[57]
11	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	MATC	1.095	35	-	-	1.095	[58]
12	虹鳟	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	MATC	0.157	90	10.2	7.64	0.157	[42]
13	日本青鳉	<i>Oryzias latipes</i>	MATC	3.94	28	25	7.88	3.94	[45]
14	三角褐指藻	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	EC ₅₀	27.32	4	20	-	27.32	[59]
15	近头状伪蹄形藻	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC ₅₀	175	14	-	-	175	[60]
16	拟鲤	<i>Rutilus rutilus</i>	LOEC	25	121.76	-	-	12.55	[61]

序号	物种名称	物种拉丁名称	效应终点	文献毒害值 ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	观察时间 (天)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	pH	CTV ($\mu\text{g/L}$, $\times 10^3$)	来源
17	拟鲤	<i>Rutilus rutilus</i>	NOEC	6.3	121.76	-	-	(MATC)	[61]
18	近具刺栅藻	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC ₅₀	229	3	20	8.5	229	[62]
19	斜生栅藻	<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC ₅₀	319.65	4	27	7	319.65	[54]
20	斜生栅藻	<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC ₅₀	389.9	4	24	-	389.9	[63]
21	斜生栅藻	<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC ₅₀	81.4	4	23	7.0-8.5	81.4	[64]
22	斜生栅藻	<i>Scenedesmus obliquus</i>	EC ₅₀	341.85	4	24	-	341.85	[65]
23	中肋骨条藻	<i>Skeletonema costatum</i>	EC ₅₀	27.32	4	20	-	27.32	[59]
24	底栖类	-	-	-	-	-	-	8.766	推导

附录 C 自测毒性数据实验报告

一、苯酚对草鱼的 96h 急性毒性实验

1. 材料与方法

实验方法参考《化学品测试方法》（第二版）“203 鱼类急性毒性试验”。

化学试剂：苯酚（分析纯）；实验用草鱼苗（*Ctenopharyngodon idellus*），体长 51.7 ± 5.1 mm，体重 2.7 ± 0.3 g，实验开始前在室内驯养至少一周，驯养期间死亡率低于 5%。

预实验：备 8 个容器，每个体积 15 L，分别放入 10 L 溶液，以曝气自来水为实验用水，不设重复，以 1 个容器为空白对照，实验组浓度分别为 160.0、80.0、40.0、20.0、10.0、5.0、2.5 mg/L。每个容器中放 10 尾鱼，暴露前 24 h 停止喂食。保持实验溶液温度为 23 ± 1 °C。暴露时间为 48 h。24 h 后更新苯酚溶液 1 次以维持相对稳定的浓度，每天观察并记录，及时将死鱼取出。实验期间溶解氧超过饱和溶解度的 60%。

正式实验：根据预实验结果，采用半静态实验方法，设定苯酚溶液浓度分别为 18.0、21.6、25.9、31.1、37.3 mg/L。选择 18 个容器，每个容积 15 L，放入 10 L 溶液，以曝气自来水为实验用水，每个浓度组设置 3 组平行，同时设置空白对照组。随机选取 10 尾鱼放入每个实验容器中，所有鱼在 30 min 内转移完毕。实验过程中养殖条件同预实验。更新苯酚溶液前后分别测定各溶液溶解氧、pH 和温度，以及各实验组的苯酚浓度，保持溶液温度为 23 ± 1 °C，pH 为 7.5 ± 0.3 ，溶解氧超过饱和溶解度的 60%，苯酚浓度波动不超过 20%。实验周期为 96 h，在 24 h、48 h、72 h、96 h 观察并记录受试鱼的死亡情况，及时清除死鱼。死亡判断标准为用玻璃棒轻触鱼的尾部，没有反应即认为死亡。

采用直线线性回归法计算 96 h-LC₅₀ 及 95% 置信限。

2. 实验结果

96 h 急性毒性正式实验结束时，各实验溶液中草鱼苗的死亡情况见表 C1。

对三个平行组的实验数据进行统计分析：方差齐性分析表明，数据满足方差齐性；Shapiro-Wilk 检验表明，数据符合正态分布；One-way ANOVA 分析表明，三个平行组实验数据之间无显著性差异（ $p > 0.05$ ）。

采用直线回归法，对实验数据进行线性拟合，得到苯酚对草鱼苗 96 h 急性毒性实验的线性回归方程为： $y = 8.638x - 6.982$ ， $r^2 = 0.9509$ （ $p < 0.01$ ）。计算得到的 96 h-LC₅₀ = 2.438×10^4 μg/L，95% 置信限为 $2.153 \times 10^4 \sim 2.685 \times 10^4$ μg/L。

表C1 苯酚对草鱼96 h的急性毒性实验结果

组别	平行组	鱼苗数量 (个)	死亡数量 (个)	死亡率 (%)	平均死亡率 (%)
空白对照	#1	10	0	0	0
	#2	10	0	0	
	#3	10	0	0	
18.0 mg/L	#1	10	1	10	17
	#2	10	2	20	
	#3	10	2	20	
21.6 mg/L	#1	10	3	30	33
	#2	10	4	40	
	#3	10	3	30	
25.9 mg/L	#1	10	4	40	47
	#2	10	5	50	
	#3	10	5	50	
31.1 mg/L	#1	10	7	70	77
	#2	10	8	80	
	#3	10	8	80	
37.3 mg/L	#1	10	9	90	97
	#2	10	10	100	
	#3	10	10	100	

二、苯酚对鲫鱼的 96h 急性毒性实验

1. 材料与方法

实验方法参考《化学品测试方法》（第二版）“203 鱼类急性毒性试验”。

化学试剂：苯酚（分析纯）；实验用鲫鱼苗（*Carassius auratus*），体长 79.7 ± 6.0 mm，体重 12.2 ± 1.1 g，实验开始前在室内驯养至少一周，驯养期间死亡率低于 5%。

预实验：备 8 个容器，每个体积 40 L，分别放入 35 L 溶液，以曝气自来水为实验用水，不设重复，以 1 个容器为空白对照，实验组浓度分别为 160.0、80.0、40.0、20.0、10.0、5.0、2.5 mg/L。每个容器中放 10 尾鱼，暴露前 24 h 停止喂食。保持实验溶液温度为 23 ± 1 °C。暴露时间为 48 h。24 h 后更新苯酚溶液 1 次以维持相对稳定的浓度，每天观察并记录，及时将死鱼取出。实验期间溶解氧超过饱和溶解度的 60%。

正式实验：根据预实验结果，采用半静态实验方法，设定苯酚溶液浓度分别为 30.8、

33.9、37.3、41.0、45.1 mg/L。选择 18 个容器，每个容积 40 L，放入 35 L 溶液，以曝气自来水为实验用水，每个浓度组设置 3 组平行，同时设置空白对照组。随机选取 10 尾鱼放入每个实验容器中，所有鱼在 30 min 内转移完毕。实验过程中养殖条件同预实验。更新苯酚溶液前后分别测定各溶液溶解氧、pH 和温度，以及各实验组的苯酚浓度，保持溶液温度为 23 ± 1 °C，pH 为 7.7 ± 0.5 ，溶解氧超过饱和溶解度的 60%，苯酚浓度波动不超过 20%。实验周期为 96 h，在 24 h、48 h、72 h、96 h 观察并记录受试鱼的死亡情况，及时清除死鱼。死亡判断标准为用玻璃棒轻触鱼的尾部，没有反应即认为死亡。

采用直线线性回归法计算 96 h-LC₅₀ 及 95%置信限。

2. 实验结果

表C2 苯酚对鲫鱼96 h的急性毒性实验结果

组别	平行组	鱼苗数量 (个)	死亡数量 (个)	死亡率 (%)	平均死亡率 (%)
空白对照	#1	10	0	0	0
	#2	10	0	0	
	#3	10	0	0	
30.8 mg/L	#1	10	3	30	37
	#2	10	4	40	
	#3	10	4	40	
33.9 mg/L	#1	10	5	50	53
	#2	10	6	60	
	#3	10	5	50	
37.3 mg/L	#1	10	7	70	73
	#2	10	7	70	
	#3	10	8	80	
41.0 mg/L	#1	10	8	80	87
	#2	10	9	90	
	#3	10	9	90	
45.1 mg/L	#1	10	10	100	100
	#2	10	10	100	
	#3	10	10	100	

96 h急性毒性正式实验结束时，各实验溶液中鲫鱼苗的死亡情况见表C2。

对三个平行组的实验数据进行统计分析：方差齐性分析表明，数据满足方差齐性；Shapiro-Wilk检验表明，数据符合正态分布；One-way ANOVA分析表明，三个平行组实验数

据之间无显著性差异 ($p > 0.05$)。

采用直线回归法, 对实验数据进行线性拟合, 得到苯酚对鲫鱼苗 96 h 急性毒性实验的线性回归方程为: $y = 15.389x - 18.418$, $r^2 = 0.9492$ ($p < 0.01$)。计算得到的 96 h-LC₅₀ = 3.325×10^4 $\mu\text{g/L}$, 95%置信限为 $2.985 \times 10^4 \sim 3.532 \times 10^4$ $\mu\text{g/L}$ 。

三、苯酚对鲢鱼的 96h 急性毒性实验

1. 材料与方法

实验方法参考《化学品测试方法》(第二版)“203 鱼类急性毒性试验”。

化学试剂: 苯酚(分析纯); 实验用鲢鱼苗(*Hypophthalmichthys molitrix*), 体长 69.1 ± 5.0 mm, 体重 4.1 ± 0.5 g, 实验开始前在室内驯养至少一周, 驯养期间死亡率低于 5%。

预实验: 备 8 个容器, 每个体积 40 L, 分别放入 35 L 溶液, 以曝气自来水为实验用水, 不设重复, 以 1 个容器为空白对照, 实验组浓度分别为 160.0、80.0、40.0、20.0、10.0、5.0、2.5 mg/L。每个容器中放 10 尾鱼, 暴露前 24 h 停止喂食。保持实验溶液温度为 23 ± 1 °C。暴露时间为 48 h。24 h 后更新苯酚溶液 1 次以维持相对稳定的浓度, 每天观察并记录, 及时将死鱼取出。实验期间溶解氧超过饱和溶解度的 60%。

正式实验: 根据预实验结果, 采用半静态实验方法, 设定苯酚溶液浓度分别为 12.0、14.4、17.3、20.7、24.9、29.9 mg/L。选择 21 个容器, 每个容积 40 L, 放入 35 L 溶液, 以曝气自来水为实验用水, 每个浓度组设置 3 组平行, 同时设置空白对照组。随机选取 10 尾鱼放入每个实验容器中, 所有鱼在 30 min 内转移完毕。实验过程中养殖条件同预实验。更新苯酚溶液前后分别测定各溶液溶解氧、pH 和温度, 以及各实验组的苯酚浓度, 保持溶液温度为 23 ± 1 °C, pH 为 7.1 ± 0.2 , 溶解氧超过饱和溶解度的 60%, 苯酚浓度波动不超过 20%。实验周期为 96 h, 在 24 h、48 h、72 h、96 h 观察并记录受试鱼的死亡情况, 及时清除死鱼。死亡判断标准为用玻璃棒轻触鱼的尾部, 没有反应即认为死亡。

采用直线线性回归法计算 96 h-LC₅₀ 及 95%置信限。

2. 实验结果

96 h 急性毒性正式实验结束时, 各实验溶液中鲢鱼苗的死亡情况见表 C3。

对三个平行组的实验数据进行统计分析: 方差齐性分析表明, 数据满足方差齐性; Shapiro-Wilk 检验表明, 数据符合正态分布; One-way ANOVA 分析表明, 三个平行组实验数据之间无显著性差异 ($p > 0.05$)。

采用直线回归法, 对实验数据进行线性拟合, 得到苯酚对鲫鱼苗 96 h 急性毒性实验的

线性回归方程为: $y = 6.831x - 2.962$, $r^2 = 0.9774$ ($p < 0.01$)。计算得到的 96 h-LC₅₀ = 1.464 × 10⁴ μg/L, 95%置信限为 1.327 × 10⁴ ~ 1.589 × 10⁴ μg/L。

表C3 苯酚对鲢鱼96 h的急性毒性实验结果

组别	平行组	鱼苗数量 (个)	死亡数量 (个)	死亡率 (%)	平均死亡率 (%)
空白对照	#1	10	0	0	0
	#2	10	0	0	
	#3	10	0	0	
12.0 mg/L	#1	10	4	40	33
	#2	10	3	30	
	#3	10	3	30	
14.4 mg/L	#1	10	4	40	47
	#2	10	5	50	
	#3	10	5	50	
17.3 mg/L	#1	10	6	60	67
	#2	10	7	70	
	#3	10	7	70	
20.7 mg/L	#1	10	8	80	80
	#2	10	8	80	
	#3	10	8	80	
24.9 mg/L	#1	10	9	90	93
	#2	10	9	90	
	#3	10	10	100	
29.9 mg/L	#1	10	10	100	100
	#2	10	10	100	
	#3	10	10	100	

四、苯酚对草鱼的 28 天慢性毒性实验

1. 材料与方法

实验方法参考《化学品测试方法》(第二版)“215 鱼类幼体生长实验”。

化学试剂: 苯酚(分析纯); 实验用草鱼苗(*Ctenopharyngodon idellus*), 体长 51.7±5.1 mm, 体重 2.7±0.3 g, 实验开始前在室内驯养至少一周, 驯养期间死亡率低于 5%。

实验设计: 采用半静态实验方法, 实验暴露周期为 28 天, 分别测定草鱼对苯酚的 28

天的体重 NOEC 和 LOEC，和体长 NOEC 和 LOEC。

苯酚慢性暴露毒性实验：以室温条件下强制曝气至少 24 h 的自来水作为实验用水。配置 5.0 g/L 的苯酚母液，分别取 9.0、13.2、19.2、27.6、40.8 mL 加入 30 L 实验水体中配制成实验设计所需苯酚浓度，设置苯酚浓度分别为 1.5、2.2、3.2、4.6、6.8 mg/L，共 5 个浓度组。每个容器放置草鱼苗 10 尾，每个浓度组设置 3 组平行，设三个平行，同时设置空白对照组。实验每 24 h 更新苯酚溶液 1 次，实验过程中每隔 7 天取水样，并测定水中苯酚浓度（从每个浓度梯度的三个平行组中取水样混合后测定苯酚浓度）。实验期间，溶液 pH 为 7.4 ± 0.3 ，温度为 23 ± 1 °C，溶解氧超过饱和溶解度的 60%。本实验以体重和体长作为效应指标，每 7 天观察并统计相关数据，并记录水温、pH 值和溶解氧等水质参数。最后分别统计苯酚对受试生物体重和体长的 LOEC 和 NOEC。

2. 实验结果

实验结果表明所有浓度组在 24 h 内的苯酚浓度变化均未超出 20%。

苯酚慢性暴露毒性实验结束时各组体重体长及对应的实验组苯酚实测的平均浓度如表 C4 和表 C5 所示。对三个平行组的体重和体长容器平均特定生长率数据进行统计分析：方差齐性分析表明，数据满足方差齐性；Shapiro-Wilk 检验表明，数据符合正态分布；One-way ANOVA 分析表明，三个平行组实验数据之间无显著性差异 ($p > 0.05$)。

多组数据间差异分析表明，从 4.6 mg/L 实验组开始，草鱼苗的体重容器平均特定生长率与对照组出现显著差异，表明苯酚对草鱼苗体重的 NOEC = 3.2×10^3 $\mu\text{g/L}$ ，LOEC = 4.6×10^3 $\mu\text{g/L}$ ；同样，从 4.6 mg/L 实验组开始，草鱼苗的体长容器平均特定生长率与对照组出现显著差异，表明苯酚对草鱼苗体长的 NOEC = 3.2×10^3 $\mu\text{g/L}$ ，LOEC = 4.6×10^3 $\mu\text{g/L}$ 。

表C4 苯酚对草鱼28天的体重增长慢性毒性实验结果

苯酚浓度 (mg/L)	平行组	初始总体重 (g)	结束总体重 (g)	容器平均特定生长率r
0.0	#1	25.55	50.52	2.43
	#2	27.02	53.23	2.42
	#3	25.97	51.69	2.46
1.5	#1	28.43	54.23	2.31
	#2	29.49	55.05	2.23
	#3	27.96	54.06	2.35
2.2	#1	27.58	51.68	2.24

苯酚浓度 (mg/L)	平行组	初始总体重 (g)	结束总体重 (g)	容器平均 特定生长率r
	#2	27.57	52.06	2.27
	#3	26.75	51.74	2.36
3.2	#1	30.44	55.73	2.16
	#2	29.34	55.69	2.29
	#3	28.89	54.67	2.28
4.6	#1	25.32	46.70	2.19
	#2	26.16	46.57	2.06
	#3	27.74	48.30	1.98
6.8	#1	27.62	45.73	1.80
	#2	24.46	40.90	1.84
	#3	25.84	40.89	1.64

表C5 苯酚对草鱼28天的体长增长慢性毒性实验结果

苯酚浓度 (mg/L)	平行组	初始平均体长 (mm)	结束平均体长 (mm)	容器平均 特定生长率r
0.0	#1	51.00	65.20	0.88
	#2	52.70	66.70	0.84
	#3	51.50	65.90	0.88
1.5	#1	53.30	67.40	0.84
	#2	53.90	68.10	0.84
	#3	52.90	67.20	0.85
2.2	#1	52.50	65.90	0.81
	#2	52.50	66.40	0.84
	#3	52.10	66.10	0.85
3.2	#1	54.60	67.70	0.77
	#2	53.70	67.70	0.83
	#3	53.60	66.50	0.77
4.6	#1	50.80	62.80	0.76
	#2	51.90	62.70	0.68
	#3	52.70	63.20	0.65
6.8	#1	52.60	61.90	0.58
	#2	50.20	60.10	0.64
	#3	51.30	60.10	0.57

五、苯酚对鲫鱼的 28 天慢性毒性实验

1. 材料与方法

实验方法参考《化学品测试方法》（第二版）“215 鱼类幼体生长实验”。

化学试剂：苯酚（分析纯）；实验用鲫鱼苗（*Carassius auratus*），体长 79.7 ± 6.0 mm，体重 12.2 ± 1.1 g，实验开始前在室内驯养至少一周，驯养期间死亡率低于 5%。

实验设计：采用半静态实验方法，实验暴露周期为 28 天，分别测定鲫鱼对苯酚的 28 天的体重 NOEC 和 LOEC，和体长 NOEC 和 LOEC。

苯酚慢性暴露毒性实验：以室温条件下强制曝气至少 24 h 的自来水作为实验用水。配置 10.0 g/L 的苯酚母液，分别取 11.2、16.1、23.8、35.0、52.5、77.0 mL 加入 35 L 实验水体中配制成实验设计所需苯酚浓度，设置苯酚浓度分别为 3.2、4.6、6.8、10.0、15.0、22.0 mg/L，共 6 个浓度组。每个容器放置鲫鱼苗 10 尾，每个浓度组设置 3 组平行，同时设置空白对照组。实验每 24 h 更新苯酚溶液 1 次，实验过程中每隔 7 天取水样，并测定水中苯酚浓度（从每个浓度梯度的三个平行组中取水样混合后测定苯酚浓度）。实验期间，溶液 pH 为 7.4 ± 0.3 ，温度为 23 ± 1 °C，溶解氧超过饱和溶解度的 60%。本实验以体重和体长作为效应指标，每 7 天观察并统计相关数据，并记录水温、pH 值和溶解氧等水质参数。最后分别统计苯酚对受试生物体重和体长的 LOEC 和 NOEC。

2. 实验结果

实验结果表明所有浓度组在 24 h 内的苯酚浓度变化均未超出 20%。

苯酚慢性暴露毒性实验结束时各组体重体长及对应的实验组苯酚实测的平均浓度如表 C6 和表 C7 所示。对三个平行组的体重和体长容器平均特定生长率数据进行统计分析：方差齐性分析表明，数据满足方差齐性；Shapiro-Wilk 检验表明，数据符合正态分布；One-way ANOVA 分析表明，三个平行组实验数据之间无显著性差异（ $p > 0.05$ ）。

多组数据间差异分析表明，从 6.8 mg/L 实验组开始，鲫鱼苗的体重容器平均特定生长率与对照组出现显著差异，表明苯酚对鲫鱼苗体重的 $\text{NOEC} = 4.6 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ ， $\text{LOEC} = 6.8 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ ；从 10.0 mg/L 实验组开始，草鱼苗的体长容器平均特定生长率与对照组出现显著差异，表明苯酚对草鱼苗体长的 $\text{NOEC} = 6.8 \times 10^3 \mu\text{g/L}$ ， $\text{LOEC} = 1.0 \times 10^4 \mu\text{g/L}$ 。

表C6 苯酚对鲫鱼28天的体重增长慢性毒性实验结果

苯酚浓度 (mg/L)	平行组	初始总体重 (g)	结束总体重 (g)	容器平均 特定生长率r
0.0	#1	116.34	201.10	1.95
	#2	120.55	206.32	1.92
	#3	119.45	205.71	1.94
3.2	#1	125.05	204.13	1.75
	#2	123.86	202.98	1.76
	#3	121.46	198.56	1.76
4.6	#1	120.85	198.45	1.77
	#2	123.12	200.35	1.74
	#3	117.99	192.40	1.75
6.8	#1	125.38	204.46	1.75
	#2	127.02	193.93	1.51
	#3	126.20	199.20	1.63
10.0	#1	129.74	201.48	1.57
	#2	121.32	179.70	1.40
	#3	124.53	188.59	1.48
15.0	#1	125.26	181.50	1.32
	#2	120.84	187.77	1.57
	#3	121.25	182.64	1.46
22.0	#1	129.12	172.68	1.04
	#2	127.15	175.66	1.15
	#3	125.14	170.17	1.10

表C7 苯酚对鲫鱼28天的体长增长慢性毒性实验结果

苯酚浓度 (mg/L)	平行组	初始平均体长 (mm)	结束平均体长 (mm)	容器平均 特定生长率r
0.0	#1	79.90	89.50	0.41
	#2	80.90	91.90	0.46
	#3	80.30	90.50	0.43
3.2	#1	79.50	88.80	0.40
	#2	78.80	89.00	0.43
	#3	80.20	89.60	0.40
4.6	#1	79.30	88.70	0.40

苯酚浓度 (mg/L)	平行组	初始平均体长 (mm)	结束平均体长 (mm)	容器平均 特定增长率r
	#2	80.60	89.10	0.36
	#3	80.10	88.90	0.37
6.8	#1	80.60	90.00	0.39
	#2	81.30	90.00	0.36
	#3	81.50	90.30	0.37
10.0	#1	81.10	88.80	0.32
	#2	79.20	86.40	0.31
	#3	80.60	88.60	0.34
15.0	#1	79.90	85.70	0.25
	#2	79.50	86.60	0.31
	#3	80.20	85.90	0.25
22.0	#1	79.10	84.20	0.22
	#2	80.50	87.70	0.31
	#3	80.80	86.50	0.24