

附件 2

海洋生物水质基准技术报告—辑

(2026 年版)

2026 年 4 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，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

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。生态环境基准是以环境暴露、毒理效应与风险评估为核心，揭示环境因子对人群健康和生态安全影响的客观规律。建立国家生态环境基准体系，研究制定符合我国生态环境特征的生态环境基准，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。

《中华人民共和国生态环境法典》第七十五条规定，“国家鼓励、支持开展生态环境基准研究。国务院生态环境主管部门根据保障公众健康、保护生态环境的需要，制定生态环境基准”。《国家环境基准管理办法（试行）》第九条规定，“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”。《海洋生物水质基准技术报告—镉》（2026年版）分为8章和3个附录：第1章概述了基准推导的基本情况；第2章介绍了国内外研究进展；第3章介绍了镉的海洋生态环境问题；第4章介绍了基准推导所需资料 and 数据的筛选与评价步骤、方法和结果；第5章介绍了基准推导方法和推导结果；第6章为质量评价情况；第7章为不确定性分析；第8章为科学评估结论；附录A为不同海水水质参数（盐度、温度）下的镉的毒性数据；附录B和C为镉的海洋生物水质基准推导所使用的急、慢性毒性数据。

《海洋生物水质基准—镉》（2026年版）由生态环境部法规与标准司组织国家海洋环境监测中心、中国环境科学研究院和厦门大学，依据《海洋生物水质基准推导技术指南（试行）》（HJ 1260—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	英文全称	单位
1	ATV	急性毒性值	acute toxicity value	μg/L
2	AVE	同效应急性值	acute value for the same effect	μg/L
3	CAS	美国化学文摘服务社	Chemical Abstracts Service	—
4	CNKI	中国知网	China National Knowledge Infrastructure	—
5	CTV	慢性毒性值	chronic toxicity value	μg/L
6	CVE	同效应慢性值	chronic value for the same effect	μg/L
7	EC _x	x%效应浓度	x% effect concentration	μg/L
8	US EPA ECOTOX	美国国家环境保护局 生态毒理数据库	United States Environmental Protection Agency ECOTOXicology Knowledgebase	—
9	EINECS	欧洲现存商业化学物质 目录	European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances	—
10	HC _x	x%物种危害浓度	hazardous concentration for x% of species	μg/L
11	ISO	国际标准化组织	International Organization for Standardization	—
12	LC ₅₀	半数致死浓度	median lethal concentration	μg/L
13	LOEC	最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration	μg/L
14	LWQC	长期水质基准	long-term water quality criteria	μg/L
15	MATC	最大容许毒物浓度	maximum acceptable toxicant concentration	μg/L
16	NOEC	无观察效应浓度	no observed effect concentration	μg/L
17	RMSE	均方根误差	root mean squared error	—
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

目 录

1 概述	1
2 国内外研究进展	1
3 镉的环境问题	4
3.1 理化性质	4
3.2 我国海洋环境中镉的来源与浓度水平	4
3.2.1 镉的来源	4
3.2.2 镉的浓度水平	5
3.3 镉对海洋生物的毒性	5
3.4 海水水质参数对镉毒性的影响	6
3.4.1 海水水质参数对镉的毒性影响规律	6
3.4.2 基于海水水质参数的镉毒性校正模型	7
4 毒性数据筛选与评价	7
4.1 数据需求	7
4.2 资料检索	8
4.3 数据筛选	10
4.3.1 筛选方法	10
4.3.2 筛选结果	12
4.4 数据评价	12
4.4.1 评价方法	12
4.4.2 评价结果	13
5 基准推导	16
5.1 毒性数据预处理	16
5.1.1 海水水质参数影响分析	16
5.1.2 同效应急/慢性值计算	16

5.2 模型拟合与评价	21
5.3 物种危害浓度确定	26
5.4 基准定值与表述	26
5.4.1 基准定值	26
5.4.2 基准确定与表述	27
6 质量评价	30
7 不确定性分析	33
8 科学评估	33
参 考 文 献	35
附录 A 不同海水水质参数（盐度、温度）下的镉的毒性数据	47
附录 B 镉的海洋生物短期水质基准推导所使用的急性毒性数据	52
附录 C 镉的海洋生物长期水质基准推导所使用的慢性毒性数据	63

1 概述

镉 (Cd) 是海洋环境中广泛存在的一种痕量重金属, 当其浓度超过一定值时会对海洋生物及海洋生态系统产生不利影响。镉是我国《海水水质标准》(GB 3097—1997)^[1]的基本项目。《海洋生物水质基准—镉》(2026年版)依据《海洋生物水质基准推导技术指南(试行)》(HJ 1260—2022)推导, 反映海水中的镉对 95%的中国海洋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, 从筛选的 627 篇中英文文献中提取了 2426 条海洋生物毒性数据, 经质量评价后 254 条为可靠数据, 涉及 92 种海洋生物, 基本代表了我国海洋生物区系特征。基于物种敏感度分布 (species sensitivity distribution, SSD) 法, 推导出镉的海洋生物短期水质基准 (short-term water quality criteria, SWQC) 和长期水质基准 (long-term water quality criteria, LWQC), 以总镉浓度表示, 保留 2 位有效数字, 分别为 35 $\mu\text{g/L}$ 和 4.2 $\mu\text{g/L}$ 。

2 国内外研究进展

表 1 从基准推导方法、毒性数据使用、最少毒性数据需求、毒性测试方法、毒性数据库使用和毒性数据计算等方面, 比较了中国与美国、加拿大、澳大利亚、新西兰和欧盟等国家和国际组织, 在镉的海洋生物水质基准研究方法上的差异。由于这些差异, 不同国家甚至同一国家在不同时期发布的水质基准存在较大差异 (见表 2), 主要有以下 3 个方面原因。

首先, 由于海洋生物区系的差异, 各国或国际组织用于基准推导的受试物种数量和构成不同, 毒性响应因而存在差异 (见表 2)。以长期水质基准推导采用的受试物种为例, 我国采用了 26 种海洋生物, 涵盖 8 个类群, 欧盟采用了 16 种海洋生物, 涵盖 6 个类群, 除微藻、甲壳类、硬骨鱼类、环节类和软体类等我国和欧盟共同采用的海洋生物类群外, 我国还采用了大型藻类、棘皮类和刺胞动物, 欧盟则另外采用了线虫动物; 美国允许采用淡水物种^[2], 我国则不允许采用。

其次, 根据毒性数据分布特点, 各国或国际组织选择了不同的方法或拟合模型进行基准推导 (见表 2)。以短期水质基准推导为例, 我国和美国分别采用了 SSD 法中的正态分布模型和对数三角分布模型^[2-4]。以长期水质基准推导为例, 虽

然我国、欧盟、澳大利亚和新西兰均采用 SSD 法，但我国和欧盟选择了正态分布模型^[5]，澳大利亚和新西兰选择了伯尔 III 型分布模型^[6]；美国则采用了组织残留法或急慢性比法^[2-4,7]。

第三，在镉的形态表述方面不尽相同。考虑毒理学试验暴露体系中暴露溶液未经 0.45 μm 滤膜过滤，我国和加拿大采用总镉形式表述镉的海洋生物水质基准，认为其浓度基本等同于溶解态镉浓度。美国对镉的基准的表述经历了从总可回收镉（1980 年）到酸可溶镉（1985 年），再到溶解态镉（2001 年和 2016 年）的转变，主要考虑到溶解态浓度比总浓度更接近于生物可利用的部分^[8]。美国研究认为，毒理学试验暴露体系中总镉与溶解态镉之间的转换因子为 0.994^[2]。欧盟认为毒理学试验暴露体系中总镉浓度等于溶解态镉浓度^[9]。

表 1 国内外海洋生物水质基准研究方法学比较

内容		国外	中国（HJ 1260—2022）
基准推导方法		美国 ^[2,10] ：采用 SSD 法作为水质基准的主要推导方法，主要为对数三角模型，根据数据量辅以急慢性比法； 欧盟 ^[11] 、加拿大 ^[12] 、澳大利亚和新西兰 ^[13] ：采用 SSD 法作为水质基准的主要推导方法，模型包括正态分布模型、逻辑斯谛分布模型和伯尔 III 型模型等，根据数据量和数据质量辅以评估因子法	SSD 法，模型为正态分布模型和逻辑斯谛分布模型
毒性数据使用	海洋/淡水生物	美国 ^[10] ：利用 SSD 法推导短期和长期水质基准时，使用海洋生物毒性数据；利用急慢性比法推导长期水质基准时，允许合并使用淡水鱼类和无脊椎动物的毒性数据； 欧盟 ^[11] 、加拿大 ^[12] 、澳大利亚和新西兰 ^[13] ：以海洋生物毒性数据为主来推导海洋生物水质基准；当海洋生物毒性数据（尤其慢性毒性数据）不足且对污染物的敏感性与淡水生物无显著差异时，可合并使用淡水生物数据推导海洋生物水质基准	要求仅使用我国海洋生物毒性数据，不允许使用淡水生物毒性数据
	急性/慢性	短期水质基准：美国、欧盟等采用急性毒性数据； 长期水质基准：一般使用慢性毒性数据。当慢性毒性数据不足时，美国和欧盟允许合并使用急慢性毒性数据，分别利用急慢性比法和评估因子法推导长期水质基准 ^[10,11]	短期水质基准：采用海洋物种急性毒性数据； 长期水质基准：采用海洋物种慢性毒性数据
基于 SSD 法的最少毒性数据需求		美国 ^[10] ：受试物种涵盖 3 门 8 科； 欧盟 ^[11] ：受试物种涵盖 8 个类群 10 种； 加拿大 ^[12] ：受试物种涵盖 3 个类群 6 种； 澳大利亚和新西兰 ^[13] ：受试物种涵盖 4 个类群 5 种	受试物种涵盖 3 个营养级及相关门类的 5 科 8 种
毒性测试方法		参照采用国际标准化组织（International Organization for Standardization, ISO）、经济合作与发展组织等规定的水生生物毒性测试方法；部分国家采用本国制定的水生生物毒性测试方法	参照采用 ISO、经济合作与发展组织等规定的海洋生物毒性测试方法；采用我国海洋生物毒性测试标准方法
毒性数据库使用		美国国家环境保护局生态毒理数据库（United States Environmental Protection Agency ECOTOXicology Knowledgebase, US EPA ECOTOX） （ http://cfpub.epa.gov/ecotox/ ）	US EPA ECOTOX、中国知网（China National Knowledge Infrastructure, CNKI）数据库等
毒性数据预处理		美国 ^[10] ：针对同一物种，不区分毒性效应类型（存活、生长和繁殖），直接计算毒性数据的几何平均值推导基准值； 欧盟 ^[11] ：针对同一物种，选取最敏感类型效应的毒性数据推导基准值	与欧盟做法一致

表 2 不同国家或国际组织发布的镉的海洋生物水质基准

国家/国际组织	制修订时间	镉的形态 ^a	水质基准 (µg/L) ^f		物种数 (个)		推导方法		发布部门
			SWQC	LWQC	SWQC	LWQC	SWQC	LWQC	
美国 ^[2-4,7]	1980	总可回收镉 ^b	59	4.5	31	1	不详	组织残留法	美国国家环境保护局
	1985	酸可溶镉 ^c	43	9.3	35	2	SSD 法 (对数三角分布模型)	急慢性比法	
	2001	溶解态镉 ^d	40	8.8	61	2			
	2016		33	7.9	94	10 ^g			
欧盟 ^[5]	2005	溶解态镉 ^d	无	0.2	无	16	无	SSD 法 (正态分布模型)	欧洲议会和理事会
澳大利亚和 新西兰 ^[14]	2000	未明确	无	5.5	无	40	无	SSD 法 (伯尔 III 型分布模型)	澳大利亚与新西兰环境保护委员会和农业与资源管理委员会
加拿大 ^[15]	1996	总镉 ^e	无	0.12	无	不详	无	不详	加拿大环境部长理事会
中国	2026	总镉	35	4.2	78	26	SSD 法 (正态分布模型)	SSD 法 (正态分布模型)	中华人民共和国 生态环境部

^a 美国研究了毒理学试验暴露体系中总镉与溶解态镉之间的转换因子为 0.994^[2]，欧盟认为毒理学试验暴露体系中总镉浓度等于溶解态镉浓度^[9]；

^b 总可回收镉：样品中加入硝酸和盐酸进行酸化，并加热至回流以减少样品体积后所溶解的镉的浓度^[16]；

^c 酸可溶镉：样品经硝酸酸化 (pH = 1.5 ~ 2.0) 后通过 0.45 µm 滤膜过滤的镉的浓度^[4]；

^d 溶解态镉：样品通过 0.45 µm 滤膜过滤后溶液中的镉的浓度^[3,17]；

^e 总镉：未经 0.45 µm 滤膜过滤的样品中镉的总浓度^[15]；

^f 美国、欧盟、澳大利亚、新西兰和中国发布的水质基准为 95% 的物种免受影响的污染物浓度，加拿大发布的水质基准未明确保护水平；

^g 10 个物种中包括 2 个海洋物种和 8 个淡水物种。

3 镉的环境问题

3.1 理化性质

镉，元素符号 Cd，为过渡金属，元素周期表中位于第五周期 IIB 族，第 48 号元素。镉有两种常见价态，零价 (Cd^0) 和二价 (Cd^{2+})。 Cd^0 不溶于水， Cd^{2+} （如氯化镉、硝酸镉和硫酸镉）溶于水，是水环境中镉的主要形态之一^[2]。镉及其化合物的理化性质见表 3。镉在海水中的溶解度与镉的化合物形态以及环境条件（pH 和有机物含量等）密切相关。

表 3 镉及其化合物的理化性质

镉及其化合物	镉	氯化镉	硝酸镉	硫酸镉
分子式	Cd	$CdCl_2$	$Cd(NO_3)_2$	$CdSO_4$
CAS 号	7440-43-9	10108-64-2	10325-94-7	10124-36-4
EINECS 号	231-152-8	233-296-7	233-710-6	233-331-6
UN 编号	—	2570	51522	—
物理形态	固体	固体	固体	固体
分子量 (g/mol)	112.41	183.32	236.42	208.47
密度 (g/cm ³) ^[18,19]	8.65	4.05	3.60	4.69
熔点 (°C) ^[18]	321	568	360	1000
沸点 (°C) ^[18,19]	765	960	—	—
水溶性	不溶于水	易溶于水	溶于水	溶于水
水中溶解度 (g/100 g 水) ^[18]	—	120 (25°C)	156 (25°C)	76.7 (25°C)
用途	镉盐、烟幕弹、颜料、镉汞剂等	镉电池、陶瓷釉彩、印染助剂、光学镜增光剂等	催化剂、镉电池、含镉药剂及分析试剂等	镉电池、电子产品、消毒剂等

3.2 我国海洋环境中镉的来源与浓度水平

3.2.1 镉的来源

环境中镉的来源包括自然来源和人为来源。自然源包括岩石土壤侵蚀、火山爆发和森林火灾等；人为源包括采矿、农耕、城市活动、企业排污、化石燃料燃烧等，镉的主要工业用途是制造电池、颜料、塑料稳定剂、金属涂层、合金和电子产品等。

随着人为活动的增强，人为来源已成为环境中镉的重要来源。对于海洋环境来说，释放到环境中的镉可由多种方式进入海洋，包括河流输入、大气沉降等。研究表明，我国近岸海域中的镉主要来自于河流输入，东海近岸海域中 84.2%的镉来自于河流输入，仅有 7.8%来源于大气沉降^[20]。

3.2.2 镉的浓度水平

从全国海洋生态环境监测数据看，我国管辖海域监测点位镉的浓度总体上符合第一类和第二类海水水质标准。2021~2024 年，我国管辖海域夏季海水中镉的浓度总体较为稳定，个别点位存在波动现象，符合《海水水质标准》（GB 3097—1997）^[1]中第一类（1 μg/L）和第二类（5 μg/L）标准的点位数量为 99.9%。2024 年夏季近海海域有 81.3%的点位海水中镉浓度低于 0.1 μg/L，近岸海域有 99.4%的点位海水中镉浓度低于 1 μg/L。

从文献报道看，我国海水养殖区镉的浓度处于较低水平。浙江舟山主要贻贝养殖区海水中镉的浓度低于 0.098 μg/L^[21]，广西钦州、防城港主要牡蛎养殖区海水中镉的浓度低于 0.27 μg/L^[22]，均符合第一类海水水质标准。

3.3 镉对海洋生物的毒性

镉的生物毒性效应与其自由离子态（Cd²⁺）密切相关^[23]。对于海洋浮游植物，镉会抑制藻类细胞对锰、铁等必需金属元素的摄取，从而影响藻类生长^[24,25]。对于海洋软体类，镉暴露会导致生物体内产生大量活性氧，引起氧化损伤，影响其能量代谢等生理活动，最终影响软体类的生长和存活^[26,27]。对于海洋鱼类，镉对钙结合位点的竞争和鳃膜上钙吸收障碍的共同作用可导致鱼类组织中镉的累积和血浆中钙浓度的降低，进一步导致鱼类死亡^[28,29]。

生物急性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）和存活（存活率、死亡率）两类，效应指标包括 50%效应浓度（50% effect concentration, EC₅₀）和半数致死浓度（median lethal concentration, LC₅₀）等。关于镉的海洋生物急性毒性数据，生长类终点包括藻类孢子发育和生长率，软体类体长和鱼类发育异常等；存活类终点包括藻类、甲壳类、软体类和鱼类等存活率，环节类活动抑

制率等；效应指标主要为 EC₅₀ 和 LC₅₀。

生物慢性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活（存活率、死亡率）三类，效应指标包括 10% 效应浓度（10% effect concentration, EC₁₀）、20% 效应浓度（20% effect concentration, EC₂₀）、最大容许毒物浓度（maximum acceptable toxicant concentration, MATC）、无观察效应浓度（no observed effect concentration, NOEC）、最低观察效应浓度（lowest observed effect concentration, LOEC）、EC₅₀ 和 LC₅₀ 等。关于镉的海洋生物慢性毒性数据，生长类终点包括藻类、软体类和刺胞动物生长率，棘皮类和软体类发育异常，甲壳类世代时间，以及甲壳类和鱼类体长和体重等；繁殖类终点包括甲壳类繁殖率、产卵次数和首次产卵数量等；存活类终点包括藻类、甲壳类、环节类、软体类、鱼类等存活率，环节类活动抑制率和甲壳类预期寿命等；效应指标主要为 NOEC、LOEC、MATC、LC₅₀、EC₅₀ 和 EC₁₀。

3.4 海水水质参数对镉毒性的影响

3.4.1 海水水质参数对镉的毒性影响规律

以毒性数据为基础的基准推导应体现污染物本身与环境因子相互作用的生物有效性。镉的海水水质基准推导需要考虑盐度和温度等水质参数对镉毒性的影响，这些环境因子可能通过改变海水中镉的形态或物理化学形式进而影响其毒性。

(1) 盐度。海水盐度（由 Na⁺、Mg²⁺、Ca²⁺ 等阳离子和 Cl⁻、SO₄²⁻ 等阴离子组成）是影响重金属生物有效性的重要海水水质参数之一，通过络合作用降低 Cd²⁺ 的相对含量，进而可能降低其生物有效性。镉的不同形态中，Cd²⁺ 的生物可利用性较高，随着盐度的增加，更多的 Cd²⁺ 转化为 CdCl₂ 和 CdCl₃⁻，二者不易通过生物膜，在一定程度上降低了生物毒性。

目前研究尚未明确不同盐度条件下镉对海洋生物毒性影响的规律。本研究从不同盐度条件下镉的急慢性海洋生物毒性效应研究中，筛选得到 12 个物种的 54 条急性毒性数据和 1 个物种的 2 条慢性毒性数据（主要为我国和美国^[2]本土海洋生物，详见附录 A）。不同盐度条件下镉对甲壳类（7 个物种，分别为隐居螺赢蜚、日本大螯蜚、美丽猛水蚤、美洲糠虾、凡纳滨对虾、蓝蟹、大西洋砂招潮蟹）

的急性毒性影响趋势较为一致，表现为随着盐度降低毒性升高；不同盐度条件下镉对鱼类（2 个物种）的急性毒性改变趋势不一致，其中，尖吻鲈表现为随着盐度降低毒性升高，底鳉则表现为随着盐度降低毒性先降低后升高。由于研究物种和毒性数据量有限，不同盐度条件下镉对海洋生物毒性影响的规律有待进一步研究。

（2）温度。温度影响生物机体的代谢速率，进而可能改变镉对海洋生物的毒性效应。本研究从不同温度条件下镉的急慢性海洋生物毒性效应研究中，筛选得到 5 个物种的 24 条急性毒性数据和 1 个物种的 3 条慢性毒性数据（主要为我国和美国^[2]本土海洋生物，详见附录 A）。由于研究物种和毒性数据量有限，尚无法分析不同温度条件下镉对海洋生物的影响规律。

3.4.2 基于海水水质参数的镉毒性校正模型

海水水质参数对各类污染物的海洋生物毒性的影响规律均处于研究阶段，尚无国家或国际组织就海水水质参数的毒性校正发布研究案例或技术方法指南。

4 毒性数据筛选与评价

4.1 数据需求

依据 HJ 1260—2022 附录 A，本次基准推导所需数据包括污染物基本信息、污染物毒性数据和受试生物等信息，见表 4。

表 4 基准推导所需数据信息

数据类别		具体指标	
污染物基本信息	名称	中英文名称	
	分子式	化学分子式	
	编号	CAS 编号、EINECS 编号、UN 编号等	
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	暴露时间值、暴露时间单位（天或小时等）等
	试验海水水质参数	温度、pH、盐度等	
	试验结果	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
		效应指标	急性：LC ₅₀ 、EC ₅₀ 等
			慢性：EC ₁₀ 、EC ₂₀ 、NOEC、LOEC、MATC、EC ₅₀ 、LC ₅₀ 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、自测毒性数据、公开发表的文献或报告等	
受试生物	受试生物名称	受试生物的中文学名、常用名和拉丁名	
	生物分类信息	门、科等	
	暴露初始生命阶段	胚胎、幼体或成体等	

4.2 资料检索

本次基准推导使用的数据主要来自英文毒性数据库和中英文文献数据库。英文毒性数据库和中英文文献数据库纳入和剔除原则见表 5。完成毒性数据库和文献数据库筛选后，进行镉的毒性数据检索，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
毒性数据库	a) 包含表 4 列出的数据类别和关注指标; b) 数据条目可溯源, 包括题目、作者、期刊名、期刊号等信息	a) 剔除不包含毒性测试方法的数据库; b) 剔除不包含毒性试验暴露时间的数据库	US EPA ECOTOX
文献数据库	a) 包含表 4 列出的数据类别和关注指标; b) 包含中文核心期刊或科学引文索引核心期刊; c) 包含属于原创性的研究报告	a) 剔除综述性论文数据库; b) 剔除理论方法学论文数据库	a) CNKI 数据库; b) 万方知识服务平台; c) 维普网; d) Web of Science

表 6 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
毒性数据	US EPA ECOTOX	截至 2024 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	a) 化学物质: Cadmium; b) 暴露介质: Salt Water; c) 毒性终点: Growth Group 或 Mortality Group 或 Reproduction Group 或 Population Group 或 Intoxication; d) 效应指标: IC/ID _{xx} (all % values)或 LC/LD _{xx} (all % values)或 EC/ED _{xx} (all % values)或 LOEC 或 NOEC 或 MATC; e) 物种: Worms 或 Molluscs 或 Crustaceans 或 Insects/Spiders 或 Other Invertebrates 或 Fish 或 Amphibians 或 Reptiles 或 Algae 或 Flowers, Trees, Shrubs, Ferns; f) 出版物选项: All
文献检索	CNKI 数据库; 万方知识服务平台; 维普网	截至 2024 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	a) 主题: 镉或 Cd; b) 主题: 毒性
	Web of Science	截至 2024 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	a) 主题: Cadmium 或 Cd; b) 主题: Toxicity 或 Ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀ 或 IC ₅₀ 或 NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC; c) 主题: Seawater 或 Salt Water

表 7 毒性数据和文献检索结果

数据库类型	数据类型	文献量 (篇)	数据量 (条)
毒性数据库	急性毒性	358	1557
	慢性毒性		687
文献数据库	急性毒性	269	150
	慢性毒性		32
合计		627	2426

4.3 数据筛选

4.3.1 筛选方法

依据 HJ 1260—2022 和《中国海洋物种和图集：中国海洋物种多样性》^[30]进行受试物种筛选和毒性数据筛选（包括毒性数据分类、试验设计要求、受试物要求、受试生物要求、暴露条件要求、数据分析要求和数据优先性），筛选方法见表 8。数据筛选结果由 2 人复核。

表 8 海洋生物毒性数据筛选方法

项目	筛选原则	
受试物种筛选	<ul style="list-style-type: none"> a) 受试物种一般能反映我国海洋生物（包括浮游生物、游泳生物、底栖生物等）区系特征，能代表我国河口、沿海或与海洋环境类似的盐湖或盐田等自然水体中不同营养级及其关联性，或具有重要经济价值或娱乐用途； b) 受试物种能够被驯养、繁殖并获得足够的数量，优先选择能够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的受试物种；或在某一海域范围内有充足的资源，确保有个体均匀的群体可供试验； c) 受试物种对污染物应具有较高的敏感性及毒性反应的一致性； d) 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； e) 受试物种在人工驯养、繁殖时能保持遗传性状稳定； f) 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； g) 外来入侵物种不应作为受试物种（参见 HJ 1260—2022 的附录 C），除附录 C 中所列物种外，其他对我国海洋生态系统有明确危害的海洋生物也不应作为受试物种； h) 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； i) 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	<ul style="list-style-type: none"> a) 急性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）和存活（存活率、死亡率）两类，效应指标包括 EC₅₀ 和 LC₅₀ 等； b) 慢性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活（存活率、死亡率）三类，效应指标包括 EC₁₀、EC₂₀、MATC、NOEC、LOEC、EC₅₀ 和 LC₅₀ 等
	试验设计要求	<ul style="list-style-type: none"> a) 试验设计应依据国家或国际标准毒性测试方法（GB 17378.7、GB 30980、GB/T 18420.2、GB/T 21807、GB/T 21854、HY/T 147.5、ISO 10253 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； b) 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； c) 试验组浓度应按照标准毒性测试方法的要求进行设定，急性毒性试验浓度间隔系数（几何级数）一般不超过 2.2，慢性毒性试验浓度间隔系数（几何级数）一般不超过 3.2； d) 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标准毒性测试方法的相关规定执行

项目	筛选原则
受试物要求	a) 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; b) 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
受试生物要求	a) 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; b) 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 $\leq 10\%$
暴露条件要求	a) 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/分散剂或使用理论浓度的情况下,受试物的暴露浓度应低于其水中溶解度; b) 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%; c) 试验稀释用水应采用过滤后的天然海水或人工海水; d) 毒性试验系统的生物负荷应符合标准毒性测试方法的规定; e) 在急性毒性试验期间,一般受试生物无需喂食,糠虾类生物除外; f) 急性毒性试验可采用流水式、半静态或静态暴露方式,慢性毒性试验一般使用流水式或半静态暴露方式,微藻一般适合静态或半静态暴露方式; g) 对于急性毒性试验,微藻的暴露时间一般不大于24 h,轮虫一般不大于48 h,其他海洋生物(如大型藻类、环节动物、软体动物、节肢动物、棘皮动物、脊索动物等)一般不大于96 h(详见HJ 1260—2022的附录D中表D.1); h) 对于慢性毒性试验,微藻的暴露时间一般不少于3 d,轮虫一般不少于4 d,枝角类一般不少于5 d,其他生命周期较短的海洋生物一般不少于7 d,生命周期较长的海洋生物一般不少于21 d(详见HJ 1260—2022的附录D中表D.2)
数据 分析 要求	a) 对照组的生长率(如藻类)、死亡率(如鱼类、贝类等)或活动抑制率(如浮游动物)等变化范围应符合标准毒性测试方法的规定,对照组微藻在72 h内的生长率通常不应低于16倍,动物存活率通常应 $\geq 90\%$; b) 应选用与生物生长、繁殖、存活等具有生态相关性的毒性效应终点相关的试验数据,不应使用与组织、细胞或分子水平等个体以下水平的毒性效应终点相关的试验数据; c) 针对不同的效应指标应选择相应的统计分析方法,并详细说明统计学参数,试验结果应具有统计学意义; d) 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	a) 效应指标:急性毒性数据通常为 LC_{50} 或 EC_{50} ,不区分优先性;慢性毒性数据的优先性为 $EC_{10} > EC_{20} > MATC > NOEC > LOEC > EC_{50} > LC_{50}$; b) 生命阶段:对于急性毒性数据,明确报道物种暴露初始生命阶段的数据 $>$ 未报道物种暴露初始生命阶段的数据,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;对于慢性毒性数据,全生命周期 $>$ 部分生命周期 $>$ 单一生命阶段; c) 受试物溶液浓度化学分析情况:实测浓度毒性数据 $>$ 理论浓度暴露毒性数据; d) 暴露方式:流水式暴露毒性数据 $>$ 半静态暴露毒性数据 $>$ 静态暴露毒性数据 对于某组数据,当不同的数据优先性判定原则出现交叉时,一般按照效应指标、生命阶段、溶液浓度实测情况、暴露方式的顺序,结合专家经验综合确定数据优先性,判断为非优先的数据不能用于推导基准

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，共获得毒性数据 398 条，其中急性毒性数据 317 条，慢性毒性数据 81 条，筛选结果见表 9。

表 9 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)	
			受试物种不符	暴露时间不符	效应指标不符	毒性终点不符	暴露方式不符	离群值剔除	数据优先性不符		
毒性数据库	急性	1557	857	55	91	0	0	107	215	232	305
	慢性	687	460	30	2	18	7	48	49	73	
中文文献数据库	急性	138	2	5	3	0	0	15	30	83	87
	慢性	19	2	9	4	0	0	0	0	4	
英文文献数据库	急性	12	8	0	0	0	0	1	1	2	6
	慢性	13	5	0	0	0	0	2	2	4	
合计	急性	1707	867	60	94	0	0	123	246	317	398
	慢性	719	467	39	6	18	7	50	51	81	

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：

- (1) 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；
- (2) 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；
- (3) 试验过程和试验结果的描述应详细；
- (4) 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

用于海洋生物水质基准推导的海洋受试物种应涵盖生产者、初级消费者和次级消费者 3 个营养级，及以下门类中的至少 5 科 8 种：

- (1) 微藻/大型藻类（如硅藻、金藻、绿藻、红藻等）中的 1 科；
- (2) 节肢动物门甲壳类（如对虾科、卤虫科、猛水蚤科、螺赢蜚科、方蟹科

等)中的2科;

(3) 脊索动物门硬骨鱼类(如牙鲆科、鲽科、鲷科、鰕虎鱼科、怪颌鲂科等)中的1科;

(4) 其他生物门类,如软体动物门(如贻贝科、牡蛎科、帘蛤科、鲍科等)、环节动物门(如沙蚕科等)、棘皮动物门(如长海胆科、球海胆科、刺参科等)、轮虫动物门(如臂尾轮科等)等中的1科,或是甲壳类和硬骨鱼类中未使用的1科。

4.4.1.3 数据可靠性

数据可靠性分为4类,见表10。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“4.4.1.2 最少毒性数据需求”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 1260—2022附录B推荐的受试物种。一般使用受试物种相对敏感生命阶段(如幼体)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。

表10 数据可靠性分类

分类	内容
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
限制性可靠数据	数据产生过程不完全符合无限制可靠数据的试验准则,但试验程序翔实、可靠,有充足的证据证明数据可用
不可靠数据	数据产生过程与无限制可靠数据的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
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

4.4.2 评价结果

对表9中筛选得到的317条急性毒性数据和81条慢性毒性数据进行可靠性评价。结果表明,共有254条数据可用于基准推导(见表11),其中:急性毒性数据198条(见附录B),涉及78个物种(见表12);慢性毒性数据56条(见附录C),涉及26个物种(见表13)。这些数据满足HJ 1260—2022中“6.4.2 最少毒性数据需求”中的“受试物种涵盖3个营养级5科8种”的要求,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	急性毒性数据（条）	慢性毒性数据（条）	合计（条）
无限制可靠数据	36	3	39
限制性可靠数据	162	53	215
不可靠数据	24	9	33
不确定数据	95	16	111
合计	317	81	398

表 12 短期水质基准推导涉及的物种及毒性数据量分布

序号	物种名称	毒性数据（条）	序号	物种名称	毒性数据（条）
1	细基江蓠	1	40	异尾宽水蚤	1
2	裂片石莼	1	41	小拟哲水蚤	1
3	孔石莼	1	42	钳形歪水蚤	1
4	褶皱臂尾轮虫	1	43	安氏伪镖水蚤	4
5	小头虫	1	44	细肢疑囊猛水蚤	1
6	圆毛好转虫	1	45	拟长腹剑水蚤	1
7	华美盘管虫	2	46	日本虎斑猛水蚤	1
8	双齿围沙蚕	1	47	白脊藤壶	1
9	裸体方格星虫	4	48	东方小藤壶	2
10	单环棘螈	2	49	三突蛀木水虱	1
11	珠带拟蟹守螺	4	50	凶猛片钩虾	2
12	方斑东风螺	1	51	河螺赢蜚	1
13	黄口荔枝螺	2	52	隐居螺赢蜚	1
14	毛蚶	8	53	日本大螯蜚	2
15	魁蚶	5	54	斑节对虾	1
16	泥蚶	5	55	日本囊对虾	9
17	菲律宾偏顶蛤	4	56	中国明对虾	5
18	翡翠贻贝	2	57	凡纳滨对虾	4
19	厚壳贻贝	4	58	远海梭子蟹	1
20	欧洲贻贝	1	59	红星梭子蟹	1
21	紫贻贝	1	60	锯缘青蟹	1
22	合浦珠母贝	1	61	锈斑蟊	1
23	海湾扇贝	4	62	天津厚蟹	1

序号	物种名称	毒性数据（条）	序号	物种名称	毒性数据（条）
24	栉孔扇贝	4	63	环纹清白招潮	2
25	虾夷扇贝	1	64	三角招潮	2
26	褶牡蛎	3	65	仿刺参	2
27	中国蛤蜊	4	66	鲷	1
28	四角蛤蜊	3	67	海水青鳞	1
29	斧文蛤	4	68	黑棘鲷	2
30	丽文蛤	1	69	真赤鲷	3
31	文蛤	3	70	尖吻鲈	2
32	波纹巴非蛤	4	71	斑魮	12
33	菲律宾蛤仔	8	72	尾纹裸头鰕虎鱼	6
34	卤虫	1	73	许氏平鲉	1
35	蒙古裸腹蚤	2	74	五条鲷	1
36	丹氏纺锤水蚤	1	75	细鳞鲷	1
37	刺尾纺锤水蚤	1	76	牙鲆	1
38	汤氏纺锤水蚤	4	77	大菱鲆	7
39	近亲真宽水蚤	3	78	绿鳍马面鲀	6

表 13 长期水质基准推导涉及的物种及毒性数据量分布

序号	物种名称	毒性数据（条）	序号	物种名称	毒性数据（条）
1	中心圆筛藻	1	14	欧洲贻贝	1
2	三角褐指藻	1	15	紫贻贝	1
3	威氏海链藻	1	16	翡翠贻贝	2
4	中肋骨条藻	1	17	蒙古裸腹蚤	8
5	多边膝沟藻	2	18	凡纳滨对虾	4
6	盐生杜氏藻	1	19	斑节对虾	1
7	绿光等鞭金藻	1	20	刺冠海胆	1
8	大扁藻	1	21	中间球海胆	1
9	羊栖菜	2	22	海刺猬	1
10	曲长钟虻	2	23	尖吻鲈	2
11	小头虫	12	24	鲷	1
12	双齿围沙蚕	1	25	牙鲆	4
13	长牡蛎	2	26	细鳞鲷	1

5 基准推导

5.1 毒性数据预处理

5.1.1 海水水质参数影响分析

盐度和温度是影响镉的海洋生物毒性的主要海水水质参数（见 3.4 节），但目前研究尚不能明确海水水质参数对镉的毒性效应影响规律，本次基准推导未基于海水水质参数对毒性数据进行校正。

5.1.2 同效应急/慢性值计算

5.1.2.1 同效应急性值计算

分物种将 EC₅₀ 作为生长类急性毒性值（acute toxicity value, ATV），将 LC₅₀ 作为存活类 ATV，分别代入公式（1）计算各物种的生长类同效应急性值（acute value for the same effect, AVE）和存活类 AVE。

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

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，以实现对该物种不同效应（生长、存活等）的充分保护；如果只获得 1 个 AVE，则直接纳入后续计算。

短期基准推导涉及的 78 个物种中，文蛤和真赤鲷等 2 个物种同时获得多类效应的 AVE，取数值较小的 AVE 作为最敏感 AVE，纳入后续模型拟合计算中；细基江蓠、裂片石莼和孔石莼等 3 个物种只获得生长类 AVE，褶皱臂尾轮虫等 73 个物种只获得存活类 AVE，直接作为最敏感 AVE 纳入后续模型拟合计算中（见表 14）。

表 14 不同海洋生物的同效急性值

序号	物种名称	AVE (µg/L)		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
1	细基江蓐	470	—	470
2	裂片石莼	1930	—	1930
3	孔石莼	95	—	95
4	褶皱臂尾轮虫	—	45100	45100
5	小头虫	—	220	220
6	圆毛好转虫	—	2500	2500
7	华美盘管虫	—	417.5	417.5
8	双齿围沙蚕	—	3880	3880
9	裸体方格星虫	—	32374	32374
10	单环棘螈	—	1931	1931
11	珠带拟蟹守螺	—	27216	27216
12	方斑东风螺	—	310	310
13	黄口荔枝螺	—	1490	1490
14	毛蚶	—	9608	9608
15	魁蚶	—	3933	3933
16	泥蚶	—	2791	2791
17	菲律宾偏顶蛤	—	396.4	396.4
18	翡翠贻贝	—	3133	3133
19	厚壳贻贝	—	3858	3858
20	欧洲贻贝	—	960	960
21	紫贻贝	—	590	590
22	合浦珠母贝	—	5396	5396
23	海湾扇贝	—	3036	3036
24	栉孔扇贝	—	2680	2680
25	虾夷扇贝	—	1730	1730
26	褶牡蛎	—	14492	14492
27	中国蛤蜊	—	6731	6731
28	四角蛤蜊	—	5807	5807
29	斧文蛤	—	5213	5213
30	丽文蛤	—	7100	7100
31	文蛤	84	127.0	84
32	波纹巴非蛤	—	3673	3673
33	菲律宾蛤仔	—	32702	32702
34	卤虫	—	4898	4898

序号	物种名称	AVE (μg/L)		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
35	蒙古裸腹蚤	—	4235	4235
36	丹氏纺锤水蚤	—	32	32
37	刺尾纺锤水蚤	—	50	50
38	汤氏纺锤水蚤	—	83.96	83.96
39	近亲真宽水蚤	—	96.98	96.98
40	异尾宽水蚤	—	120.2	120.2
41	小拟哲水蚤	—	2710	2710
42	钳形歪水蚤	—	130	130
43	安氏伪镖水蚤	—	354.7	354.7
44	细肢疑囊猛水蚤	—	224	224
45	拟长腹剑水蚤	—	19	19
46	日本虎斑猛水蚤	—	16000	16000
47	白脊藤壶	—	460	460
48	东方小藤壶	—	280.0	280.0
49	三突蛀木水虱	—	7120	7120
50	凶猛片钩虾	—	284.6	284.6
51	河螺赢蜚	—	1460	1460
52	隐居螺赢蜚	—	1680	1680
53	日本大螯蜚	—	1997	1997
54	斑节对虾	—	2570	2570
55	日本囊对虾	—	318.8	318.8
56	中国明对虾	—	94.32	94.32
57	凡纳滨对虾	—	1422	1422
58	远海梭子蟹	—	380	380
59	红星梭子蟹	—	250	250
60	锯缘青蟹	—	78	78
61	锈斑蛄	—	250	250
62	天津厚蟹	—	50000	50000
63	环纹清白招潮	—	19630	19630
64	三角招潮	—	11040	11040
65	仿刺参	—	266.1	266.1
66	鲷	—	4170	4170
67	海水青鲷	—	1120	1120
68	黑棘鲷	—	5299	5299
69	真赤鲷	800	8042	800

序号	物种名称	AVE (μg/L)		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
70	尖吻鲈	—	16426	16426
71	斑鲃	—	31558	31558
72	尾纹裸头鰕虎鱼	—	17821	17821
73	许氏平鲉	—	7860	7860
74	五条鲷	—	820	820
75	细鳞鲷	—	2850	2850
76	牙鲆	—	7430	7430
77	大菱鲆	—	6994	6994
78	绿鳍马面鲀	—	8125	8125

5.1.2.2 同效应慢性值计算

对于从同一暴露试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 (2) 计算获得该物种该效应的 MATC。

$$MATC_{i,z} = \sqrt{NOEC_{i,z} \times LOEC_{i,z}} \quad (2)$$

式中：MATC——最大允许浓度，μg/L；

NOEC——无观察效应浓度，μg/L；

LOEC——最低观察效应浓度，μg/L；

i——某一物种，无量纲；

z——某一毒性效应，无量纲。

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、EC₁₀ 和 EC₅₀ 等，其优先序见表 8 的规定）作为生长类或繁殖类慢性毒性值（chronic toxicity value, 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同效应慢性值（chronic value for the same effect, 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， $\mu\text{g/L}$ 。

如果获得多个 CVE，则取最小的 CVE 纳入后续计算，以实现对该物种不同效应（生长、繁殖、存活等）的充分保护；如果只获得 1 个 CVE，则直接纳入后续计算。

长期基准推导涉及的 26 个物种中，长牡蛎、蒙古裸腹蚤同时获得多类效应的 CVE，取数值较小的 CVE 作为最敏感 CVE，纳入后续模型拟合计算中；中心圆筛藻等 16 个物种只获得生长类 CVE，多边膝沟藻等 8 个物种只获得存活类 CVE，直接作为最敏感 CVE，纳入后续模型拟合计算中（见表 15）。

表 15 不同海洋生物的同效应慢性值

序号	物种名称	CVE ($\mu\text{g/L}$)			
		生长类	繁殖类	存活类	最敏感 CVE
1	中心圆筛藻	22	—	—	22
2	三角褐指藻	27	—	—	27
3	威氏海链藻	3300	—	—	3300
4	中肋骨条藻	378	—	—	378
5	多边膝沟藻	—	—	70.71	70.71
6	盐生杜氏藻	5000	—	—	5000
7	绿光等鞭金藻	1188	—	—	1188
8	大扁藻	17511	—	—	17511
9	羊栖菜	2828	—	—	2828
10	曲长钟虻	175.5	—	—	175.5
11	小头虫	—	—	843.6	843.6
12	双齿围沙蚕	—	—	585	585
13	长牡蛎	272.2	—	353.3	272.2
14	欧洲贻贝	1200	—	—	1200
15	紫贻贝	6.25	—	—	6.25
16	翡翠贻贝	—	—	215.7	215.7
17	蒙古裸腹蚤	7.273	48.24	18.56	7.273
18	凡纳滨对虾	141.4	—	—	141.4
19	斑节对虾	—	—	37.6	37.6
20	刺冠海胆	950	—	—	950
21	中间球海胆	2392	—	—	2392

序号	物种名称	CVE (μg/L)			
		生长类	繁殖类	存活类	最敏感 CVE
22	海刺猬	923.9	—	—	923.9
23	尖吻鲈	—	—	4496	4496
24	鲮	—	—	33.8	33.8
25	牙鲆	19.27	—	—	19.27
26	细鳞鲷	—	—	95.4	95.4

5.2 模型拟合与评价

将表 14 和表 15 中的最敏感 AVE 和 CVE 分别取常用对数后，分别从小到大进行排序，确定其秩次 R （毒性值最小的秩次为 1，次之秩次为 2，依次排列，如果有两个或两个以上物种的毒性值相同，将其任意排成连续秩次），依据公式（4）分别计算得到物种的急性和慢性累积频率 F_R （见表 16 和表 17）。

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

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。

表 16 同效应急性值及累积频率

序号	物种名称	最敏感 AVE (μg/L)	lg (AVE, μg/L)	R	f (个)	F_R (%)
1	拟长腹剑水蚤	19	1.279	1	1	1.266
2	丹氏纺锤水蚤	32	1.505	2	1	2.532
3	刺尾纺锤水蚤	50	1.699	3	1	3.797
4	锯缘青蟹	78	1.892	4	1	5.063
5	汤氏纺锤水蚤	83.96	1.924	5	1	6.329
6	文蛤	84	1.924	6	1	7.595
7	中国明对虾	94.32	1.975	7	1	8.861
8	孔石莼	95	1.978	8	1	10.13
9	近亲真宽水蚤	96.98	1.987	9	1	11.39
10	异尾宽水蚤	120.2	2.080	10	1	12.66
11	钳形歪水蚤	130	2.114	11	1	13.92

序号	物种名称	最敏感 AVE ($\mu\text{g/L}$)	\lg (AVE, $\mu\text{g/L}$)	R	f (个)	F_R (%)
12	小头虫	220	2.342	12	1	15.19
13	细肢疑囊猛水蚤	224	2.350	13	1	16.46
14	锈斑蝟	250	2.398	14	1	17.72
15	红星梭子蟹	250	2.398	15	1	18.99
16	仿刺参	266.1	2.425	16	1	20.25
17	东方小藤壶	280.0	2.447	17	1	21.52
18	凶猛片钩虾	284.6	2.454	18	1	22.78
19	方斑东风螺	310	2.491	19	1	24.05
20	日本囊对虾	318.8	2.504	20	1	25.32
21	安氏伪镖水蚤	354.7	2.551	21	1	26.58
22	远海梭子蟹	380	2.580	22	1	27.85
23	菲律宾偏顶蛤	396.4	2.598	23	1	29.11
24	华美盘管虫	417.5	2.621	24	1	30.38
25	白脊藤壶	460	2.663	25	1	31.65
26	细基江蓠	470	2.672	26	1	32.91
27	紫贻贝	590	2.771	27	1	34.18
28	真赤鲷	800	2.903	28	1	35.44
29	五条鰺	820	2.914	29	1	36.71
30	欧洲贻贝	960	2.982	30	1	37.97
31	海水青鳉	1120	3.049	31	1	39.24
32	凡纳滨对虾	1422	3.153	32	1	40.51
33	河螺赢蜚	1460	3.164	33	1	41.77
34	黄口荔枝螺	1490	3.173	34	1	43.04
35	隐居螺赢蜚	1680	3.225	35	1	44.30
36	虾夷扇贝	1730	3.238	36	1	45.57
37	裂片石莼	1930	3.286	37	1	46.84
38	单环棘螿	1931	3.286	38	1	48.10
39	日本大螯蜚	1997	3.300	39	1	49.37
40	圆毛好转虫	2500	3.398	40	1	50.63
41	斑节对虾	2570	3.410	41	1	51.90
42	栉孔扇贝	2680	3.428	42	1	53.16
43	小拟哲水蚤	2710	3.433	43	1	54.43
44	泥蚶	2791	3.446	44	1	55.70
45	细鳞鲷	2850	3.455	45	1	56.96
46	海湾扇贝	3036	3.482	46	1	58.23
47	翡翠贻贝	3133	3.496	47	1	59.49

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 (%)
48	波纹巴非蛤	3673	3.565	48	1	60.76
49	厚壳贻贝	3858	3.586	49	1	62.03
50	双齿围沙蚕	3880	3.589	50	1	63.29
51	魁蚶	3933	3.595	51	1	64.56
52	鲷	4170	3.620	52	1	65.82
53	蒙古裸腹蚤	4235	3.627	53	1	67.09
54	卤虫	4898	3.690	54	1	68.35
55	斧文蛤	5213	3.717	55	1	69.62
56	黑棘鲷	5299	3.724	56	1	70.89
57	合浦珠母贝	5396	3.732	57	1	72.15
58	四角蛤蜊	5807	3.764	58	1	73.42
59	中国蛤蜊	6731	3.828	59	1	74.68
60	大菱鲆	6994	3.845	60	1	75.95
61	丽文蛤	7100	3.851	61	1	77.22
62	三突蛙木水虱	7120	3.852	62	1	78.48
63	牙鲆	7430	3.871	63	1	79.75
64	许氏平鲉	7860	3.895	64	1	81.01
65	绿鳍马面鲀	8125	3.910	65	1	82.28
66	毛蚶	9608	3.983	66	1	83.54
67	三角招潮	11040	4.043	67	1	84.81
68	褶牡蛎	14492	4.161	68	1	86.08
69	日本虎斑猛水蚤	16000	4.204	69	1	87.34
70	尖吻鲈	16426	4.216	70	1	88.61
71	尾纹裸头鰕虎鱼	17821	4.251	71	1	89.87
72	环纹清白招潮	19630	4.293	72	1	91.14
73	珠带拟蟹守螺	27216	4.435	73	1	92.41
74	斑鲆	31558	4.499	74	1	93.67
75	裸体方格星虫	32374	4.510	75	1	94.94
76	菲律宾蛤仔	32702	4.515	76	1	96.20
77	褶皱臂尾轮虫	45100	4.654	77	1	97.47
78	天津厚蟹	50000	4.699	78	1	98.73

表 17 同效应慢性值及累积频率

序号	物种名称	最敏感 CVE ($\mu\text{g/L}$)	$\lg(\text{CVE}, \mu\text{g/L})$	R	f (个)	F_R (%)
1	紫贻贝	6.25	0.7959	1	1	3.704
2	蒙古裸腹蚤	7.273	0.8617	2	1	7.407
3	牙鲆	19.27	1.285	3	1	11.11
4	中心圆筛藻	22	1.342	4	1	14.81
5	三角褐指藻	27	1.431	5	1	18.52
6	鲢	33.8	1.529	6	1	22.22
7	斑节对虾	37.6	1.575	7	1	25.93
8	多边膝沟藻	70.71	1.850	8	1	29.63
9	细鳞鲷	95.4	1.980	9	1	33.33
10	凡纳滨对虾	141.4	2.151	10	1	37.04
11	曲长钟螳	175.5	2.244	11	1	40.74
12	翡翠贻贝	215.7	2.334	12	1	44.44
13	长牡蛎	272.2	2.435	13	1	48.15
14	中肋骨条藻	378	2.577	14	1	51.85
15	双齿围沙蚕	585	2.767	15	1	55.56
16	小头虫	843.6	2.926	16	1	59.26
17	海刺猬	923.9	2.966	17	1	62.96
18	刺冠海胆	950	2.978	18	1	66.67
19	绿光等鞭金藻	1188	3.075	19	1	70.37
20	欧洲贻贝	1200	3.079	20	1	74.07
21	中间球海胆	2392	3.379	21	1	77.78
22	羊栖菜	2828	3.452	22	1	81.48
23	威氏海链藻	3300	3.519	23	1	85.19
24	尖吻鲈	4496	3.653	24	1	88.89
25	盐生杜氏藻	5000	3.699	25	1	92.59
26	大扁藻	17511	4.243	26	1	96.30

分别以 $\lg\text{AVE}$ 和 $\lg\text{CVE}$ 作为自变量 x , 以对应的累积频率 F_R 为因变量 y , 利用正态分布模型和逻辑斯谛分布模型进行 SSD 模型拟合, 拟合软件使用“国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法 (1.0 版)” (<http://www.mee.gov.cn/ywgz/fgbz/hjjzgl/mxrj/>)。

根据模型拟合优度评价参数评价模型的拟合度, 评价参数包括均方根误差 (root mean squared error, RMSE) 和概率 P 值 (Anderson-Darling 检验)。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。

推导短期水质基准和长期水质基准采用的最优拟合模型均为正态分布模型，拟合结果见表 18，拟合曲线见图 1 和图 2。

表 18 水质基准模型拟合结果

水质基准	拟合模型	RMSE	P 值 (A-D 检验)
短期水质基准	正态分布模型	0.0414	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0420	>0.05
长期水质基准	正态分布模型	0.0425	>0.05
	逻辑斯谛分布模型	0.0459	>0.05

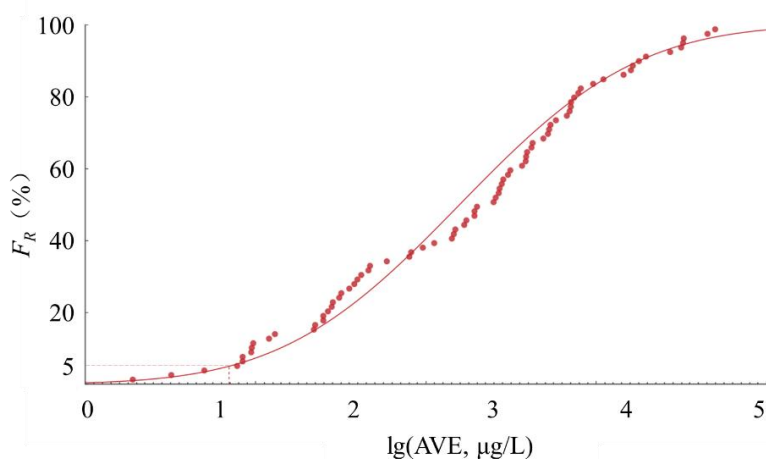


图 1 对数急性毒性—累积频率的正态分布拟合曲线

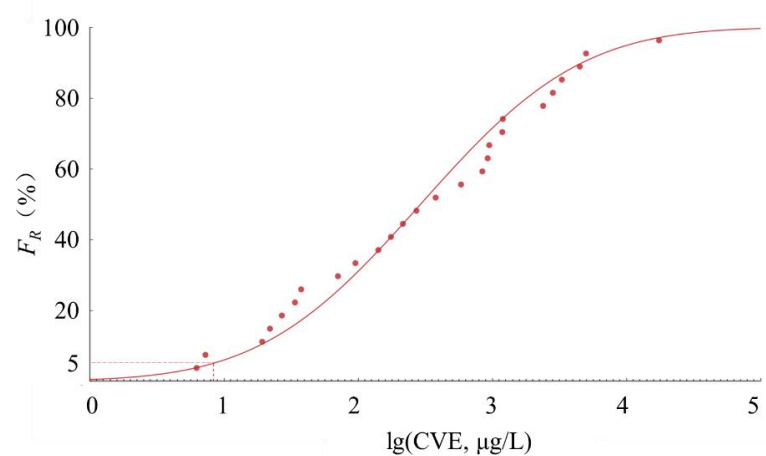


图 2 对数慢性毒性—累积频率的正态分布拟合曲线

5.3 物种危害浓度确定

根据正态分布模型，计算累积频率分别为 5%、10%、25%、50%、75%、90% 和 95% 时对应的短期和长期物种危害浓度 HC₅、HC₁₀、HC₂₅、HC₅₀、HC₇₅、HC₉₀ 和 HC₉₅，HC₅（即 95% 的物种免受影响的镉的浓度）用于基准定值，见表 19。

表 19 镉对海洋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)	70.06	139.5	441.0	1583	5687	17972	35785
长期物种危害浓度 (LHC _x , μg/L)	8.302	18.23	67.90	292.7	1261	4696	10318

5.4 基准定值与表述

5.4.1 基准定值

利用公式 (5) 和公式 (6) 分别推导短期和长期水质基准。

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

式中：SWQC——短期水质基准，μg/L；

SHC₅——基于急性毒性数据推导的 5% 物种危害浓度，μg/L；

SAF——海洋生物短期水质基准的评估因子，无量纲。当有效毒性数据包括的物种数量大于 15 时，SAF 取值为 2；有效毒性数据包括的物种数量小于等于 15 时，一般取值为 3；特殊情况下（如藻类所占比例超过 50%、SSD 曲线尾部拟合较差等）由专家判断确定。

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

式中：LWQC——长期水质基准，μg/L；

LHC₅——基于慢性毒性数据推导的 5% 物种危害浓度，μg/L；

LAF——海洋生物长期水质基准的评估因子，无量纲。当有效毒性数据包括的物种数量大于 15 时，LAF 取值为 2；有效毒性数据包括的物种数量小于等于 15 时，一般取值为 3；特殊情况下（如藻类所占比例超过 50%、SSD 曲线尾部拟合较差等）由专家判断确定。

5.4.2 基准确定与表述

本次推导确定镉的海洋 SWQC 为 35 $\mu\text{g/L}$, 海洋 LWQC 为 4.2 $\mu\text{g/L}$ (见表 20)。主要考虑如下:

(1) 镉的海洋 SWQC 和 LWQC 推导所使用的毒性数据物种数均大于 15, 且 SSD 曲线尾部拟合良好 (见图 1 和图 2), 评估因子均取值为 2;

(2) 镉的海洋 SWQC 和 LWQC 分别低于重要海洋物种的最小 AVE 和 CVE, 能够满足保护重要海洋物种的需要。重要海洋物种主要指经济价值高和生态学意义突出的海洋物种。镉的海洋 SWQC 推导涉及的 78 种受试物种中, 包含 22 种经济价值高的重要海洋物种和 5 种生态学意义突出的重要海洋物种 (见表 21); 镉的海洋 LWQC 推导涉及的 26 种受试物种中, 包含 7 种经济价值高的重要海洋物种和 3 种生态学意义突出的重要海洋物种 (见表 22)。

镉的海洋 SWQC (35 $\mu\text{g/L}$) 能够保护经济价值高的敏感大型藻类 (细基江蓠最敏感 AVE 为 470 $\mu\text{g/L}$)、软体类 (文蛤最敏感 AVE 为 84 $\mu\text{g/L}$)、甲壳类 (锯缘青蟹最敏感 AVE 为 78 $\mu\text{g/L}$) 和鱼类 (真赤鲷最敏感 AVE 为 800 $\mu\text{g/L}$) 等多个生物类群的重要海洋物种; 同时, 也能够保护生态学意义突出的重要海洋物种, 如仿刺参 (最敏感 AVE 为 266.1 $\mu\text{g/L}$) 和紫贻贝 (最敏感 AVE 为 590 $\mu\text{g/L}$)。

镉的海洋 LWQC (4.2 $\mu\text{g/L}$) 能够保护经济价值高的敏感软体类 (紫贻贝最敏感 CVE 为 6.25 $\mu\text{g/L}$)、甲壳类 (斑节对虾最敏感 CVE 为 37.6 $\mu\text{g/L}$) 和鱼类 (牙鲆最敏感 CVE 为 19.27 $\mu\text{g/L}$) 等多个生物类群的重要海洋物种; 同时, 也能够保护生态学意义突出的重要海洋物种, 如翡翠贻贝 (最敏感 CVE 为 215.7 $\mu\text{g/L}$) 和长牡蛎 (最敏感 CVE 为 272.2 $\mu\text{g/L}$)。

(3) 基准有效位数确定。综合考虑镉的海洋生物毒性数据有效位数和仪器检出限, 确定 SWQC 和 LWQC 保留 2 位有效数字。

关于毒性数据有效位数。从毒性数据库或文献数据库中直接获取的毒性数据一般不进行修约, 中间计算过程可进行修约。本报告用于基准推导的 AVE 数据范围为 19 $\mu\text{g/L}$ ~50000 $\mu\text{g/L}$, CVE 数据范围为 6.25 $\mu\text{g/L}$ ~17511 $\mu\text{g/L}$, 有效数字为 2~5 位, 基准定值的有效位数应不高于所用毒性数据有效位数。

关于镉的仪器检出限。根据《海洋监测技术规程 第一部分: 海水》(HY/T

147.1—2013) [31]和《海洋监测规范 第4部分：海水分析》(GB 17378.4—2007) [32], 检出限分别为 0.03 μg/L (电感耦合等离子体质谱法) 和 0.01 μg/L (无火焰原子吸收分光光度法)。《近岸海域环境监测技术规范 第二部分 数据处理与信息管理》(HJ 442.2—2020) [33]中规定, 分析结果的有效保留的最小数位不能低于分析方法检出限的最小数位。本基准定值有效保留的最小数位不低于仪器检出限的最小数位。

表 20 海洋生物水质基准—镉

基准类型	HC ₅ (μg/L)	评估因子	基准值 (μg/L)
短期水质基准	70.06	2	35
长期水质基准	8.302	2	4.2

表 21 推导镉的海洋 SWQC 使用的重要海洋物种

序号	物种名称	AVE (μg/L)	秩次	经济价值高 ^a	生态学意义突出	
					是否具有重要生态功能 ^b	是否为濒危物种 ^c
1	锯缘青蟹	78	4	是	否	否
2	文蛤	84	6	是	否	否
3	中国明对虾	94.32	7	是	否	否
4	仿刺参	266.1	16	是	否	是
5	日本囊对虾	318.8	20	是	否	否
6	细基江蓠	470	26	是	否	否
7	紫贻贝	590	27	是	是, 提供栖息地 (贝类礁); 通过滤食作用净化海水, 抑制有害藻华发生 ^[34]	否
8	真赤鲷	800	28	是	否	否
9	斑节对虾	2570	41	是	否	否
10	栉孔扇贝	2680	42	是	否	否
11	泥蚶	2791	44	是	否	否
12	翡翠贻贝	3133	47	是	是, 提供栖息地 (贝类礁); 通过滤食作用净化海水, 抑制有害藻华发生 ^[34]	否

序号	物种名称	AVE ($\mu\text{g/L}$)	秩次	经济价值高 ^a	生态学意义突出	
					是否具有重要生态功能 ^b	是否为濒危物种 ^c
13	厚壳贻贝	3858	49	是	是, 提供栖息地(贝类礁); 通过滤食作用净化海水, 抑制 有害藻华发生 ^[34]	否
14	魁蚶	3933	51	是	否	否
15	鲷	4170	52	是	否	否
16	黑棘鲷	5299	56	是	否	否
17	合浦珠母贝	5396	57	是	否	否
18	牙鲆	7430	63	是	否	否
19	绿鳍马面鲀	8125	65	是	否	否
20	毛蚶	9608	66	是	否	否
21	褶牡蛎	14492	68	否	是, 提供栖息地(贝类礁); 通过滤食作用净化海水, 抑制有 害藻华发生; 发挥固碳作用 ^[34]	否
22	尖吻鲈	16426	70	是	否	否
23	菲律宾蛤仔	32702	76	是	否	否

^a 经济价值高的重要海洋物种主要来自农业农村部发布的《国家重点保护经济水生动植物资源名录(第一批)(修订)》(2024年第749号)^[35];

^b 具有重要生态功能主要指能够提供栖息地(如生物礁)、净化海洋水体或发挥固碳作用, 主要为大型藻类、珊瑚类、多毛类和贝类等生物类群^[34];

^c 濒危物种主要指的是依据《世界自然保护联盟濒危物种红色名录》(<https://www.iucnredlist.org/cn>) 评定为易危、濒危或极危级别的海洋物种。

表 22 推导镉的海洋 LWQC 使用的重要海洋物种

序号	物种名称	CVE ($\mu\text{g/L}$)	秩次	经济价值高 ^a	生态学意义突出	
					是否具有重要生态功能 ^b	是否为濒危物种 ^c
1	紫贻贝	6.25	1	是	是, 提供栖息地(贝类礁); 通过滤食作用净化海水, 抑制 有害藻华发生 ^[34]	否
2	牙鲆	19.27	3	是	否	否
3	鲷	33.8	6	是	否	否
4	斑节对虾	37.6	7	是	否	否
5	翡翠贻贝	215.7	12	是	是, 提供栖息地(贝类礁); 通过滤食作用净化海水, 抑制 有害藻华发生 ^[34]	否

序号	物种名称	CVE ($\mu\text{g/L}$)	秩次	经济价值高 ^a	生态学意义突出	
					是否具有重要生态功能 ^b	是否为濒危物种 ^c
6	长牡蛎	272.2	13	是	是, 提供栖息地(贝类礁); 通过滤食作用净化海水, 抑制有害藻华发生; 发挥固碳作用 ^[34]	否
7	尖吻鲈	4496	24	是	否	否

^a 经济价值高的重要海洋物种主要来自农业农村部发布的《国家重点保护经济水生动植物资源名录(第一批)(修订)》(2024年第749号)^[35];

^b 具有重要生态功能主要指能够提供栖息地(如生物礁)、净化海洋水体或发挥固碳作用, 主要为大型藻类、珊瑚类、多毛类和贝类等生物类群^[34];

^c 濒危物种主要指的是依据《世界自然保护联盟濒危物种红色名录》(<https://www.iucnredlist.org/cn>) 评定为易危、濒危或极危级别的海洋物种。

6 质量评价

《海洋生物水质基准—镉》(2026年版)所涉及物种和数据质量情况符合HJ 1260—2022的要求,能够较好地反映我国海洋生物区系特征,详见表23。本次基准推导涉及的海洋物种包括本土物种、模式物种和引进物种。本土物种指的是在我国海域分布的物种,主要依据《中国海洋物种和图集:中国海洋物种多样性》^[30]判断;模式物种主要指的是我国毒理学实验广泛使用的物种,主要依据国内外标准毒性测试方法判断;引进物种主要指的是从国外有意引进并在我国形成一定养殖规模的经济物种,主要依据《中国外来海洋生物及其快速检测》^[36]判断。本报告推导SWQC所使用的78个海洋物种中,我国本土物种为69个(见附录B),占比88%;推导LWQC所使用的26个海洋物种中,我国本土物种为21个(见附录C),占比81%。

表 23 基准推导涉及数据和数据质量情况

审核项目	HJ 1260—2022 相关要求	本基准	
		短期水质基准使用数据	长期水质基准使用数据
营养级别	生产者	1.细基江蓠; 2.裂片石莼; 3.孔石莼	1.中肋骨条藻; 2.威氏海链藻; 3.三角褐指藻; 4.多边膝沟藻; 5.盐生杜氏藻; 6.羊栖菜; 7.中心圆筛藻; 8.绿光等鞭金藻; 9.大扁藻

审核项目	HJ 1260—2022 相关要求	本基准	
		短期水质基准使用数据	长期水质基准使用数据
	初级消费者	1.褶皱臂尾轮虫；2.圆毛好转虫；3.小头虫；4.华美盘管虫；5.单环棘螿；6.珠带拟蟹守螺；7.毛蚶；8.魁蚶；9.泥蚶；10.合浦珠母贝；11.欧洲贻贝；12.紫贻贝；13.菲律宾偏顶蛤；14.厚壳贻贝；15.翡翠贻贝；16.海湾扇贝；17.栉孔扇贝；18.虾夷扇贝；19.褶牡蛎；20.波纹巴非蛤；21.丽文蛤；22.文蛤；23.斧文蛤；24.中国蛤蜊；25.四角蛤蜊；26.菲律宾蛤仔；27.卤虫；28.蒙古裸腹蚤；29.小拟哲水蚤；30.细肢疑囊猛水蚤；31.日本虎斑猛水蚤；32.安氏伪镖水蚤；33.三突蛀木水虱；34.凶猛片钩虾；35.河螺赢蚤；36.隐居螺赢蚤；37.日本大螯蚤；38.东方小藤壶；39.仿刺参；40.刺尾纺锤水蚤；41.汤氏纺锤水蚤；42.丹氏纺锤水蚤；43.近亲真宽水蚤；44.异尾宽水蚤	1.小头虫；2.蒙古裸腹蚤；3.欧洲贻贝；4.紫贻贝；5.翡翠贻贝；6.长牡蛎；7.海刺猬；8.刺冠海胆；9.中间球海胆
	次级消费者	1.双齿围沙蚕；2.方斑东风螺；3.黄口荔枝螺；4.裸体方格星虫；5.钳形歪水蚤；6.拟长腹剑水蚤；7.白脊藤壶；8.中国明对虾；9.日本囊对虾；10.斑节对虾；11.凡纳滨对虾；12.远海梭子蟹；13.红星梭子蟹；14.锯缘青蟹；15.锈斑蟊；16.环纹清白招潮；17.三角招潮；18.天津厚蟹；19.鲎；20.尖吻鲈；21.五条鲷；22.黑棘鲷；23.真赤鲷；24.斑鲆；25.尾纹裸头鰕虎鱼；26.牙鲆；27.大菱鲆；28.细鳞鲷；29.海水青鲂；30.许氏平鲉；31.绿鳍马面鲀	1.曲长钟螳；2.双齿围沙蚕；3.凡纳滨对虾；4.斑节对虾；5.尖吻鲈；6.牙鲆；7.鲎；8.细鳞鲷
物种要求	至少 5 科 8 种	51 科 78 种	23 科 26 种
物种要求	微藻或大型藻类至少 1 科	2 科 3 种 1.江蓠科（细基江蓠）；2.石莼科（裂片石莼、孔石莼）	9 科 9 种 1.骨条藻科（中肋骨条藻）；2.海链藻科（威氏海链藻）；3.褐指藻科（三角褐指藻）；4.圆筛藻科（中心圆筛藻）；5.膝沟藻科（多边膝沟藻）；6.盐藻科（盐生杜氏藻）；7.马尾藻科（羊栖菜）；8.衣藻科（大扁藻）；9.等鞭藻科（绿光等鞭金藻）

审核项目	HJ 1260—2022 相关要求	本基准	
		短期水质基准使用数据	长期水质基准使用数据
	节肢动物门甲壳类至少 2 科	<p>19 科 31 种</p> <p>1. 卤虫科（卤虫）；2. 裸腹溞科（蒙古裸腹溞）；3. 藤壶科（白脊藤壶）；4. 小藤壶科（东方小藤壶）；5. 纺锤水蚤科（刺尾纺锤水蚤、汤氏纺锤水蚤、丹氏纺锤水蚤）；6. 拟哲水蚤科（小拟哲水蚤）；7. 双囊猛水蚤科（细肢疑囊猛水蚤）；8. 猛水蚤科（日本虎斑猛水蚤）；9. 宽水蚤科（近亲真宽水蚤、异尾宽水蚤）；10. 歪水蚤科（钳形歪水蚤）；11. 长腹水蚤科（拟长腹剑水蚤）；12. 伪镖水蚤科（安氏伪镖水蚤）；13. 蛀木水虱科（三突蛀木水虱）；14. 马耳他钩虾科（凶猛片钩虾）；15. 螺赢蜚科（河螺赢蜚、隐居螺赢蜚、日本大螯蜚）；16. 对虾科（中国明对虾、日本囊对虾、斑节对虾、凡纳滨对虾）；17. 梭子蟹科（远海梭子蟹、红星梭子蟹、锯缘青蟹、锈斑蟳）；18. 沙蟹科（环纹清白招潮、三角招潮）；19. 弓蟹科（天津厚蟹）</p>	<p>2 科 3 种</p> <p>1. 裸腹溞科（蒙古裸腹溞）；2. 对虾科（凡纳滨对虾、斑节对虾）</p>
	脊索动物门硬骨鱼类至少 1 科	<p>12 科 13 种</p> <p>1. 鲮科（鲮）；2. 尖吻鲈科（尖吻鲈）；3. 鲈科（五条鲈）；4. 鲷科（黑棘鲷、真赤鲷）；5. 鲉科（斑鲉）；6. 鰕虎鱼科（尾纹裸头鰕虎鱼）；7. 牙鲆科（牙鲆）；8. 菱鲆科（大菱鲆）；9. 鲷科（细鳞鲷）；10. 怪颌鲂科（海水青鲂）；11. 鲉科（许氏平鲉）；12. 单角鲀科（绿鳍马面鲀）</p>	<p>4 科 4 种</p> <p>1. 鲮科（鲮）；2. 尖吻鲈科（尖吻鲈）；3. 牙鲆科（牙鲆）；4. 鲷科（细鳞鲷）</p>
物种要求	其他门类生物至少 1 科	<p>18 科 31 种</p> <p>轮虫动物门：1. 臂尾轮科（褶皱臂尾轮虫）；</p> <p>环节动物门：2. 好转虫科（圆毛好转虫）；3. 小头虫科（小头虫）；4. 龙介虫科（华美盘管虫）；5. 沙蚕科（双齿围沙蚕）</p> <p>星虫动物门：6. 方格星虫科（裸体方格星虫）；</p> <p>蠕虫动物门：7. 棘螭科（单环棘螭）；</p> <p>软体动物门：8. 汇螺科（珠带拟蟹守螺）；9. 蛾螺科（方斑东风螺）；10. 骨螺科（黄口荔枝螺）；11. 蚌科（毛蚌、魁蚌、泥蚌）；12. 贻贝科（欧洲贻贝、紫贻贝、菲律宾偏顶蛤、厚壳贻贝、翡翠贻贝）；13. 扇贝科（海湾扇贝、栉孔扇贝、虾夷扇贝）；14. 牡蛎科（褶牡蛎）；15. 帘蛤科（波纹巴非蛤、丽文蛤、文蛤、斧文蛤、菲律宾蛤仔）；16. 蛤蜊科（中国蛤蜊、四角蛤蜊）；17. 珍珠贝科（合浦珠母贝）；</p> <p>棘皮动物门：18. 刺参科（仿刺参）</p>	<p>8 科 10 种</p> <p>刺胞动物门：1. 钟螭科（曲长钟螭）；</p> <p>环节动物门：2. 小头虫科（小头虫）；3. 沙蚕科（双齿围沙蚕）；</p> <p>软体动物门：4. 贻贝科（欧洲贻贝、紫贻贝、翡翠贻贝）；5. 牡蛎科（长牡蛎）；</p> <p>棘皮动物门：6. 疣海胆科（海刺猬）；7. 冠海胆科（刺冠海胆）；8. 球海胆科（中间球海胆）</p>

审核项目	HJ 1260—2022 相关要求	本基准	
		短期水质基准使用数据	长期水质基准使用数据
毒性数据 (条)	无限制可靠数据(有国际标准毒性测试方法并明确提供标准信息)	36	3
	限制性可靠数据(采用非标准毒性测试方法但试验程序和结果翔实可靠)	162	53

7 不确定性分析

本次基准推导存在以下不确定性：

(1) 在数据来源方面。首先，本报告的毒性数据主要来源于中英文文献，可能存在采用其他语言发表的相关文献未被纳入；其次，使用的毒性数据均基于实验室试验获得，未考虑实际环境中污染物与其他因子之间的相互作用或叠加作用，以及沉积物中镉的生物有效性的影响，基于单一污染物的毒理学数据本身对反映真实海洋环境存在一定的不确定性；此外，推导基准所使用的毒性数据缺少真实海洋环境中的原位暴露试验，也存在一定的不确定性；

(2) 在毒性数据校正方面。海水水质参数对镉的毒性效应影响规律仍处于研究阶段，本次基准推导无法建立基于海水水质参数的毒性校正模型，存在一定的不确定性；

(3) 在数据数量方面。与急性毒性相比，慢性毒性测试周期长且缺少标准化测试方法，导致慢性毒性数据相对有限，存在一定的不确定性。

8 科学评估

依据《国家环境基准管理办法（试行）》和《国家生态环境基准专家委员会章程（试行）》，国家生态环境基准专家委员会就《海洋生物水质基准—镉》及其技术报告，分别于 2025 年 11 月 28 日和 2025 年 12 月 12 日召开了两次科学评估会议。

2025 年 11 月 28 日科学评估会议。专家组经认真审阅基准文件、充分质询后

认为，《海洋生物水质基准一稿》及其技术报告结构完整，内容详实，数据筛选及评价原则清晰、过程规范，物种选择合理且具代表性，基准推导方法科学规范，使用数据充足，符合《海洋生物水质基准推导技术指南（试行）》（HJ 1260—2022）要求，但建议编制组“进一步评估依据外来引进物种罗氏沼虾调整短期水质基准的科学性和合理性”。编制组认真研究后，确定罗氏沼虾毒性数据不用于基准推导。

2025年12月12日科学评估会议。专家组重新核查和评估了基准推导涉及的海洋物种及相关毒性数据，认为推导的基准值能够较好地反映我国海洋生物区系特征。

经专家组无记名投票，一致同意《海洋生物水质基准一稿》及其技术报告通过科学评估。

参 考 文 献

- [1] 国家环境保护局. 海水水质标准: GB 3097—1997[S]. 北京: 国家环境保护局, 2007.
- [2] US EPA. Aquatic life ambient water quality criteria cadmium: EPA-820-R-16-002[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [3] US EPA. Update of ambient water quality criteria for cadmium: EPA-822-R-01-001[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2001.
- [4] US EPA. Ambient water quality criteria for cadmium: EPA-440/5-84-032[R]. Springfield, VA: United States Environmental Protection Agency, 1985.
- [5] EC. Environmental Quality Standards (EQS). Substance data sheet. Priority substances No.6. Cadmium and its compounds. CAS-No. 7440-43-9. Final version[R]. Brussels: European Commission, 2005.
- [6] BATLEY G E, VAN DAM R A, WARNE M S J, et al. Technical rationale for changes to the method for deriving Australian and New Zealand water quality guideline values for toxicants. Prepared for the revision of the Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality[R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2018.
- [7] US EPA. Ambient water quality criteria for cadmium: EPA-440/5-80-025[R]. Springfield, VA: United States Environmental Protection Agency, 1980.
- [8] PROTHRO M G. Office Of Water Policy And technical guidance on interpretation and implementation of aquatic life metals criteria[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency Office of Water, 1993.
- [9] LEPPER P. Manual of the methodological framework used to derive quality standards for priority substances of the water framework directive[R]. Germany: Fraunhofer Institute, 2004.
- [10] US EPA. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses: PB85-227049[R]. Washington, DC: United States

- Environmental Protection Agency, 1985.
- [11] EC. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) guidance document No. 27 technical guidance for deriving environmental quality standards[R]. Copenhagen: European Commission, 2018.
- [12] CCME. A protocol for the derivation of water quality guidelines for the protection of aquatic life[R]. Ottawa: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007.
- [13] WARNE M S J, BATLEY G E, VAN DAM R A, et al. Revised method for deriving Australian and New Zealand water quality guideline values for toxicants – update of 2015 version. Prepared for the revision of the Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality[R]. Canberra: Australian and New Zealand Governments and Australian state and territory governments, 2018.
- [14] ANZECC, ARMCANZ. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality[R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2000.
- [15] CCME. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: cadmium. In: Canadian environmental quality guidelines[R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2014.
- [16] LUSSIER S M, BOOTHMAN W S, POUCHER S, et al. Comparison of dissolved and total metals concentrations from acute tests with saltwater organisms[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1999, 18(5): 889-898.
- [17] EC. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) guidance document No. 38 technical guidance for implementing Environmental Quality Standards (EQS) for metals[R]. Copenhagen: European Commission, 2019.
- [18] LIDE D R. CRC Handbook of chemistry and physics. 88th Edition 2007-2008[M]. Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis, 2007.
- [19] MERCK. The Merck index: An encyclopedia of chemicals, drugs, and biologicals. 15th Edition[M]. Rahway, NJ: The Royal Society of Chemistry, 2013.

- [20] 王长友, 王修林, 李克强, 等. 东海陆扰海域铜、铅、锌、镉重金属排海通量及海洋环境容量估算[J]. 海洋学报(中文版), 2010, 32(4): 62-76.
- [21] 陈瑜, 金雷, 鲍静姣. 嵊泗县贝类生产海域贻贝和环境监测的研究[J]. 广州化工, 2015, 43(7): 124-125, 167.
- [22] 姚茹, 黎小正. 广西沿海主要贝类养殖区海水、表层沉积物及近江牡蛎体内重金属镉监测与评价[J]. 江苏农业科学, 2014, 42(1): 316-318.
- [23] ENGEL D W, FOWLER B A. Factors influencing cadmium accumulation and its toxicity to marine organisms[J]. Environmental Health Perspectives, 1979, 28: 81-88.
- [24] REINFELDER J R, JABLONKA R E, CHENEY M. Metabolic responses to subacute toxicity of trace metals in a marine microalga (*Thalassiosira weissflogii*) measured by calorespirometry[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19: 448-453.
- [25] FOSTER P L, MOREL F M M. Reversal of cadmium in a diatom: an interaction between cadmium activity and iron[J]. Limnology and Oceanography, 1982, 27: 745-752.
- [26] NEETHU K V, XAVIER N, PRAVED P H, et al. Toxicodynamics of cadmium in the green mussel *Perna viridis* (Linnaeus, 1758) using bioenergetic and physiological biomarkers[J]. Ecotoxicology, 2024, 33(10): 1222-1241.
- [27] 阎波, 李英, 高楠, 等. Cd²⁺对毛蚶的毒性效应及对其 SOD 活性和 TAOC 的影响[J]. 天津科技大学学报, 2015, 30(5): 48-52.
- [28] ROCH M, MALY E J. Relationship of cadmium-induced hypocalcemia with mortality in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and the influence of temperature on toxicity[J]. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1979, 36(11): 1297-1303.
- [29] WOOD C M, FARRELL A, BRAUNER C. Fish physiology: homeostasis and toxicology of essential metals. 1st Edition[M]. San Diego, CA: Academic Press, 2011, Volume 31A.
- [30] 黄宗国, 林茂. 中国海洋物种和图集: 中国海洋物种多样性[M]. 北京: 海洋出版社, 2012.
- [31] 全国海洋标准化技术委员会. 海洋监测技术规程 第 1 部分: 海水: HY/T 147.1—2013[S]. 北京: 国家海洋局, 2013.
- [32] 国家标准化管理委员会. 海洋监测规范 第 4 部分: 海水分析: GB 17378.4—2007[S].

- 北京: 国家质量监督检验检疫总局、国家标准化管理委员会, 2007.
- [33] 生态环境部. 近岸海域环境监测技术规范 第二部分 数据处理与信息管理: HJ 442.2—2020[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2020.
- [34] 安鑫龙, 顾继光, 李元超, 等. 海洋生物礁类型、生态功能及其生态修复[J]. 生态学报, 2023, 43(19): 7874-7885.
- [35] 农业农村部. 国家重点保护经济水生动植物资源名录(第一批)(修订)[R]. 北京: 农业农村部, 2024.
- [36] 林更铭, 杨清良. 中国外来海洋生物及其快速检测[M]. 北京: 科学出版社, 2018.
- [37] HAGLUND K, BJORKLUND M, GUNNARE S, et al. New method for toxicity assessment in marine and brackish environments using the macroalga *Gracilaria tenuistipitata* (Gracilariales, Rhodophyta)[J]. Hydrobiologia, 1996, 326-327(1): 317-325.
- [38] SNELL T W, PERSOONE G. Acute toxicity bioassays using rotifers. I. A test for brackish and marine environments with *Brachionus plicatilis*[J]. Aquatic Toxicology, 1989, 14(1): 65-80.
- [39] BOESE B L, LAMBERSON J O, SWARTZ R C, et al. Photoinduced toxicity of fluoranthene to seven marine benthic crustaceans[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1997, 32(4): 389-393.
- [40] HONG J S, REISH D J. Acute toxicity of cadmium to eight species of marine amphipod and isopod crustaceans from Southern California[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 1987, 39(5): 824-888.
- [41] SHAZILI N A M. Effects of salinity and pre-exposure on acute cadmium toxicity to seabass, *Lates calcarifer*[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1995, 54(1): 22-28.
- [42] RINGWOOD A H. The relative sensitivities of different life stages of *Isognomon californicum* to cadmium toxicity[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1990, 19(3): 338-340.
- [43] BENGTTSSON B E, BERGSTRM B. A flowthrough fecundity test with *Nitocra spinipes* (harpacticoidea crustacea) for aquatic toxicity[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety,

- 1987, 14(3): 260-268.
- [44] DE LISLE P F, ROBERTS JR. M H. The effect of salinity on cadmium toxicity to the estuarine mysid *Mysidopsis bahia*: role of chemical speciation[J]. Aquatic Toxicology, 1988, 12(4): 357-370.
- [45] WU J P, CHEN H C. Effects of cadmium and zinc on oxygen consumption, ammonium excretion, and osmoregulation of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*)[J]. Chemosphere 2004, 57(11): 1591-1598.
- [46] FRIAS-ESPERICUETA M G, VOLTOLINA D, OSUNA-LOPEZ J I. Acute toxicity of cadmium, mercury, and lead to whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) postlarvae[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2001, 67(4): 580-586.
- [47] FRANK P M, ROBERTSON P B. The influence of salinity on toxicity of cadmium and chromium to the blue crab, *Callinectes sapidus*[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1979, 21(1-2): 74-78.
- [48] O'HARA J. The influence of temperature and salinity on the toxicity of cadmium to the fiddler crab, *Uca pugilator*[J]. Fishery Bulletin, 1973, 71(1): 149-153.
- [49] VOYER R A. Effect of dissolved oxygen concentration on the acute toxicity of cadmium to the mummichog, *Fundulus heteroclitus* (L.), at various salinities[J]. Transactions of the American Fisheries Society, 1975, 104(1): 129-134.
- [50] PRATO E, SCARDICCHIO C, BIANCOLINO F. Effects of temperature on the acute toxicity of cadmium to *Corophium insidiosum*[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2008, 136(1-3): 161-166.
- [51] 孙振兴, 孙鹏. 两种水温条件下镉对菲律宾蛤仔的急性毒性[J]. 海洋通报, 2010, 29(3): 316-319.
- [52] VOYER R A, MODICA G. Influence of salinity and temperature on acute toxicity of cadmium to *Mysidopsis bahia* molenock[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1990, 19(1): 124-131.
- [53] BROWN A, THATJE S, HAUTON C. The effects of temperature and hydrostatic pressure on metal toxicity: insights into toxicity in the deep sea[J]. Environmental Science &

- Technology, 2017, 51(17): 10222-10231.
- [54] WANG M, WANG W. Temperature-dependent sensitivity of a marine diatom to cadmium stress explained by subcellular distribution and thiol synthesis[J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(22): 8603-8608.
- [55] HOOTEN R L, CARR R S. Development and application of a marine sediment pore-water toxicity test using *Ulva fasciata* zoospores[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1998, 17(5): 932-940.
- [56] HAN T, HAN Y S, PARK C Y, et al. Spore release by the green alga *Ulva*: a quantitative assay to evaluate aquatic toxicants[J]. Environmental Pollution, 2008, 153(3): 699-705.
- [57] 陈莉, 蔡文倩, 韩雪萌, 等. 镉对渤海本地种的急性毒性效应及其海水水质基准推导[J]. 中国海洋大学学报, 2021, 51(9): 93-102.
- [58] REISH D J, MARTIN J M, PILTZ F M, et al. The effect of heavy metals on laboratory populations of two polychaetes with comparisons to the water quality conditions and standards in Southern California marine waters[J]. Water Research, 1976, 10(4): 299-302.
- [59] RØED K H. The effects of interacting salinity, cadmium, and mercury on population growth of an archiannelid, *Dinophilus gyrociliatus*[J]. Sarsia, 2011, 64(4): 245-252.
- [60] GOPALAKRISHNAN S, THILAGAM H, RAJA P V. Comparison of heavy metal toxicity in life stages (spermiotoxicity, egg toxicity, embryotoxicity and larval toxicity) of *Hydroides elegans*[J]. Chemosphere, 2008, 71(3): 515-528.
- [61] ZHANG Q, ZHOU Q, WANG J, et al. Influences of Cu or Cd on the neurotoxicity induced by petroleum hydrocarbons in ragworm *Perinereis aibuhitensis*[J]. Journal of Environmental Sciences, 2008, 20(3): 364-371.
- [62] 刘旭佳, 彭银辉, 林景超, 等. 铜和镉对方格星虫的急性毒性研究[J]. 水产科学, 2015, 34(2): 95-99.
- [63] 唐永政, 宋祥利, 翟传阳, 等. 3种重金属离子对单环刺螠幼螠的急性毒性研究[J]. 烟台大学学报(自然科学版), 2017, 30(1): 31-35.
- [64] RAMAKRITINAN C M, CHANDURVELAN R, KUMARAGURU A K. Acute toxicity of metals Cu, Pb, Cd, Hg and Zn on marine molluscs, *Cerithedia cingulata* G., and *Modiolus*

- philippinarum* H.[J]. Indian Journal of Geo-Marine Sciences, 2012, 41(2): 141-145.
- [65] VEDAMANIKAM V J, HAYIMAD T. Effect of mixtures of metals on the spotted Babylon snail (*Babylonia areolata*) under different temperature conditions[J]. Toxicological and Environmental Chemistry, 2013, 95(8): 1388-1394.
- [66] 吕振明, 樊甄姣, 吴常文, 等. 两种重金属离子对黄口荔枝螺的毒性及其影响因素的研究[J]. 渔业现代化, 2007, 34(6): 35-38.
- [67] 陈建华, 阎斌伦, 李盈蕾, 等. 石油烃和镉对毛蚶的急性毒性与联合毒性效应研究[J]. 生态学报, 2010, 3(3): 85-89.
- [68] 刘天红, 于晓清, 刘广斌, 等. 无机镉对魁蚶 (*Scapharca broughtonii*) 毒性效应及其安全性评价[J]. 渔业科学进展, 2015, 36(6): 88-94.
- [69] PATEL B, ANTHONY K. Uptake of cadmium in tropical marine lamellibranchs, and effects on physiological behaviour[J]. Marine Biology, 1991, 108(3): 457-470.
- [70] KARTHIKEYAN P, MARIGOUDAR S R, MOHAN D, et al. Prescribing sea water quality criteria for arsenic, cadmium and lead through species sensitivity distribution[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 208: 111612.
- [71] 彭玲, 曾江宁, 陈全震, 等. 镉对厚壳贻贝急性毒性及其鳃抗氧化酶活性的影响[J]. 环境科学与技术, 2015, 38(2): 13-18.
- [72] NELSON D A, J.E. MILLER, CALABRESE A. Effect of heavy metals on bay scallops, surf clams, and blue mussels in acute and long-term exposures[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1988, 17(5): 595-600.
- [73] ANNICCHIARICO C, BIANDOLINO F, CARDELLICCHIO N, et al. Predicting toxicity in marine sediment in Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy) using Sediment Quality Guidelines and a battery bioassay[J]. Ecotoxicology, 2007, 16(2): 239-246.
- [74] 陈耀, 云召, 陈成琼, 等. 3 种重金属离子对马氏珠母贝急性毒性研究[J]. 水产养殖, 2024, 45(10): 1-5.
- [75] NELSON D A, CALABRESE A, NELSON B A, et al. Biological effects of heavy metals on juvenile bay scallops, *Argopecten irradians*, in short-term exposures[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 1976, 16(3): 275-282.

- [76] 王琳, 潘鲁青, 苗晶晶. 汞、镉和苯并[a]芘、多氯联苯对栉孔扇贝幼贝单一与联合毒性的研究[J]. 海洋环境科学, 2010, 29(4): 535-540.
- [77] 王丽丽, 夏斌, 陈碧鹃, 等. 镉胁迫对虾夷扇贝抗氧化防御系统的影响[J]. 海洋环境科学, 2012, 31(1): 39-42.
- [78] 李诗逸, 孙继鹏, 洪专, 等. Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Cr^{6+} 和 Se^{4+} 对褶牡蛎急性毒性效应研究[J]. 海洋环境科学, 2015, 34(6): 813-818.
- [79] 张传永, 孙振兴. Cd^{2+} 对中国蛤蜊的急性毒性及 SOD 活性的影响[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(1): 193-195.
- [80] 王晓宇, 王清, 杨红生. 镉和汞两种重金属离子对四角蛤蜊的急性毒性[J]. 海洋科学, 2009, 33(12): 24-29.
- [81] 蒋国萍, 肖国强, 张炯明, 等. 海洋酸化条件下 Cd^{2+} 和 Hg^{2+} 对斧文蛤幼贝急性毒性效应[J]. 水生生物学报, 2016, 40(2): 294-300.
- [82] PARK J S, KIM H G. Bioassays on marine organisms. II. Acute toxicity test of mercury, copper and cadmium to clam, *Meretrix lusoria*[J]. Bulletin Korean Society, 1979, 12(2): 113-117.
- [83] WANG Q, LIU B, YANG H, et al. Toxicity of lead, cadmium and mercury on embryogenesis, survival, growth and metamorphosis of *Meretrix meretrix* larvae[J]. Ecotoxicology, 2009, 18(7): 829-837.
- [84] 于淑池, 符修正, 王昌昊, 等. 镉对波纹巴非哈 (*Paphia undulata*) 的急性毒性及组织蓄积性研究[J]. 琼州学院学报, 2016, 23(2): 35-39.
- [85] KISSA E, MORAITOU-APOSTOLOPOULOU M, KIORTSIS V. Effects of four heavy metals on survival and hatching rate of *Artemia salina* (L.)[J]. Archiv Fur Hydrobiologie, 1984, 102(2): 255-264.
- [86] WANG Z, YAN C, ZHANG X. Acute and chronic cadmium toxicity to a saltwater cladoceran *Moina monogolica* daday and its relative importance[J]. Ecotoxicology, 2009, 18(1): 47-54.
- [87] MADHUPRATAP M, ACHUTHANKUTTY C T, NAIR S R S. Toxicity of some heavy metals to copepods *Acartia spinicauda* and *Tortanus forcipatus*[J]. Indian Journal of

- Marine Sciences, 1981, 10: 382-383.
- [88] SOSNOWSKI S L, GENTILE J H. Toxicological comparison of natural and cultured populations of *Acartia tonsa* to cadmium, copper, and mercury[J]. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 1978, 35(10): 1366-1369.
- [89] TOUDAL K, RIISGARD H U. Acute and sublethal effects of cadmium on ingestion, egg production and life-cycle development in the copepod *Acartia tonsa*[J]. Marine Ecology Progress Series, 1987, 37(2-3): 141-146.
- [90] HALL L W, JR., ZIEGENFUSS M C, ANDERSON R D, et al. The effect of salinity on the acute toxicity of total and free cadmium to a Chesapeake Bay copepod and fish[J]. Marine Pollution Bulletin, 1995, 30(6): 376-384.
- [91] OPOKU M, KOOMSON A, ABUBAKAR F, et al. Cadmium exposure experiments on calanoid copepods reveal significant shortfall in water quality criteria for managing coastal marine ecosystems in West Africa[J]. Journal of Coastal Conservation, 2024, 28(2): 1-12.
- [92] ARNOTT G H, AHSANULLAH M. Acute toxicity of copper, cadmium and zinc to three species of marine copepod[J]. Australian Journal of Marine and Freshwater Research, 1979, 30: 63-71.
- [93] 石琛, 张君纲, 何学佳, 等. 重金属对安氏伪镖水蚤的急性毒性及摄食的影响[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(12): 7265-7269.
- [94] GREEN A S, CHANDLER G T, BLOOD E R. Aqueous-phase, pore-water, and sediment-phase cadmium: toxicity relationships for a meiobenthic copepod[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 1993, 12(8): 1497-1506.
- [95] 张语克, 冯丹青, 刘万民, 等. 5种重金属对白脊藤壶无节幼体的急性毒性研究[J]. 台湾海峡, 2007, 26(1): 133-140.
- [96] 周媛, 杨震, 许宁, 等. 三种重金属离子对东方小藤壶幼虫的急性毒性效应[J]. 海洋科学, 2003, 27(8): 56-58.
- [97] ZANDERS I P, ROJAS W E. Cadmium accumulation, LC₅₀ and oxygen consumption in the tropical marine amphipod *Elasmopus rapax*[J]. Marine Biology, 1992, 113(3): 409-413.

- [98] 王睿睿, 闫启仑, 韩明辅, 等. 河螺赢蜚对镉的急性毒性响应[J]. 生态毒理学报, 2010, 5(1): 87-90.
- [99] KOHN N P, WORD J Q, NIYOGI D K. Acute toxicity of ammonia to four species of marine amphipod[J]. Marine Environmental Research, 1994, 38(1): 1-15.
- [100] BAMBANG Y, CHARMANTIER G, THUET P, et al. Effect of cadmium on survival and osmoregulation of various developmental stages of the shrimp *Penaeus japonicus* (Crustacea Decapoda)[J]. Marine Biology 1995, 123(3): 443-450.
- [101] 刘明星, 李国基, 张首临, 等. 四种金属离子对中国对虾无节幼体生长的毒性影响[J]. 海洋科学集刊, 1995, 36: 165-174.
- [102] GREENWOOD J G, FIELDER D R. Acute toxicity of zinc and cadmium to zoeae of three species of portunid crabs (Crustacea Brachyura)[J]. Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology, 1983, 75(1): 141-144.
- [103] RAMACHANDRAN S, PATEL T R, COLBO M H. Effect of copper and cadmium on three malaysian tropical estuarine invertebrate larvae[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1997, 36(2): 183-188.
- [104] DEVI V U. Heavy metal toxicity to fiddler crabs, *Uca annulipes* Latreille and *Uca triangularis* (Milne Edwards) tolerance to copper, mercury, cadmium[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 1987, 39(6): 1020-1027.
- [105] 邢红艳, 马元庆, 李斌, 等. Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 对刺参幼参的急性毒性及其富集[J]. 渔业科学进展, 2014, 35(4): 91-96.
- [106] 穆景利, 王莹, 王新红, 等. Cd^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Cr^{6+} 和 Pb^{2+} 对黑点青鳉 (*Oryzias melastigma*) 早期生活阶段的毒性效应研究[J]. 生态毒理学报, 2011, 6(4): 352-360.
- [107] KOYAMA J, KUROSHIMA R, ISHIMATSU A. The seawater fish for evaluation of the toxicity of pollutants[J]. Journal of Japan Society on Water Environment, 1992, 15(11): 804-813.
- [108] CAO L, HUANG W, SHAN X, et al. Cadmium toxicity to embryonic-larval development and survival in red sea bream *Pagrus major*[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2009, 72(7): 1966-1974.

- [109] PARK J S, KIM H G. Bioassays on marine organisms. III. Acute toxicity test of mercury, copper and cadmium to yellowtail, *Seriola quinqueradiata* and rock bream, *Oplegnathus fasciatus*[J]. Journal of the Korean Physical Society, 1979, 12(2): 119-123.
- [110] GEORGE S G, HODGSON P A, TYTLER P, et al. Inducibility of metallothionein mRNA expression and cadmium tolerance in larvae of a marine teleost, the turbot (*Scophthalmus maximus*)[J]. Fundamental and Applied Toxicology, 1996, 33(1): 91-99.
- [111] 王晓然, 边力, 胡琼, 等. 镉对绿鳍马面鲷幼鱼急性毒性、肝脏抗氧化能力及组织结构的影响[J]. 渔业科学进展, 2023, 44(3): 74-84.
- [112] 王晓然, 边力, 涂忠, 等. 铜、镉对绿鳍马面鲷胚胎和初孵仔鱼的毒性效应[J]. 生态毒理学报, 2023, 18(5): 246-254.
- [113] OSBORN H L, HOOK S E. Using transcriptomic profiles in the diatom *Phaeodactylum tricorutum* to identify and prioritize stressors[J]. Aquatic Toxicology, 2013, 138-139: 12-25.
- [114] 魏辉煌, 刘冬, 袁鹏, 等. 不同浓度镉、砷对海链藻生长特征的影响研究[J]. 地球化学, 2022, 51(5): 540-548.
- [115] 郑伟, 李信书, 何培民. Cd²⁺对中肋骨条藻的毒性效应[J]. 湖北农业科学, 2012, 51(23): 5428-5435.
- [116] OKAMOTO O K, SHAO L, HASTINGS J W, et al. Acute and chronic effects of toxic metals on viability, encystment and bioluminescence in the dinoflagellate *Gonyaulax polyedra*[J]. Comparative Biochemistry and Physiology C-Pharmacology Toxicology & Endocrinology, 1999, 123(1): 75-83.
- [117] FOLGAR S, TORRES E, PÉREZ-RAMA M, et al. *Dunaliella salina* as marine microalga highly tolerant to but a poor remover of cadmium[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 165(1): 486-493.
- [118] 于小娣, 师焯, 刘泳, 等. 重金属胁迫对两种海洋饵料微藻的急性毒性效应研究[J]. 中国海洋大学学报, 2014, 44(2): 53-59.
- [119] ZHU X, ZOU D, DU H. Physiological responses of *Hizikia fusiformis* to copper and cadmium exposure[J]. Botanica Marina, 2011, 54(5): 431-439.

- [120] MOORE M N, STEBBING A R D. The quantitative cytochemical effects of three metal ions on a lysosomal hydrolase of a hydroid[J]. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1976, 56(4): 995-1005.
- [121] REISH D J, PESCH C E, GENTILE J H, et al. Interlaboratory calibration experiments using the polychaetous annelid *Capitella capitata*[J]. Marine Environmental Research, 1978, 1(2): 109-118.
- [122] XIE J, YANG D, SUN X, et al. Combined toxicity of cadmium and lead on early life stages of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*[J]. Invertebrate Survival Journal, 2017, 14(1): 210-220.
- [123] MARTIN M, OSBORN K E, BILLIG P, et al. Toxicities of ten metals to *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis* embryos and *Cancer magister* larvae[J]. Marine Pollution Bulletin, 1981, 12(9): 305-308.
- [124] PRATO E, BIANCOLINO F. Combined toxicity of mercury, copper and cadmium on embryogenesis and early larval stages of the *Mytilus galloprovincialis*[J]. Environmental Technology, 2007, 28(8): 915-920.
- [125] WU J P, CHEN H C. Effects of cadmium and zinc on the growth, food consumption, and nutritional conditions of the white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone)[J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2005, 74(2): 234-241.
- [126] XU X, LI Y, WANG Y, et al. Assessment of toxic interactions of heavy metals in multi-component mixtures using sea urchin embryo-larval bioassay[J]. Toxicology in Vitro, 2011, 25(1): 294-300.
- [127] XU X, WANG X, LI Y, et al. Acute toxicity and synergism of binary mixtures of antifouling biocides with heavy metals to embryos of sea urchin *Glyptocidaris crenularis*[J]. Human & Experimental Toxicology, 2011, 30(8): 1009-1021.
- [128] CAO L, HUANG W, LIU J, et al. Accumulation and oxidative stress biomarkers in Japanese flounder larvae and juveniles under chronic cadmium exposure[J]. Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology, 2010, 151(3): 386-392.

附录 A 不同海水水质参数（盐度、温度）下的镉的毒性数据

编号	毒性数据类型	生物学分类地位	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	毒性值(μg/L)	暴露时间(d)	盐度	温度(°C)	参考文献
1	受盐度影响的急性毒性数据	红藻门 江藻科	细基江藻	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	生长(种群增长率)	EC ₅₀	800	4	6	25	[37]
2			细基江藻	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	生长(种群增长率)	EC ₅₀	470	4	6	25	[37]
3			细基江藻	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	生长(种群增长率)	EC ₅₀	570	4	6	25	[37]
4			细基江藻	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	生长(种群增长率)	EC ₅₀	530	4	25	25	[37]
5			细基江藻	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	生长(种群增长率)	EC ₅₀	630	4	25	25	[37]
6		轮虫动物门 臂尾轮科	褶皱臂尾轮虫	<i>Brachionus plicatilis</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	54900	1	15	25	[38]
7			褶皱臂尾轮虫	<i>Brachionus plicatilis</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	36300	1	15	25	[38]
8			褶皱臂尾轮虫	<i>Brachionus plicatilis</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	56800	1	30	25	[38]
9			褶皱臂尾轮虫	<i>Brachionus plicatilis</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	46700	1	30	25	[38]
10		节肢动物门 螺赢蜚科	隐居螺赢蜚	<i>Corophium insidiosum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	960	4	28	20	[39]
11			隐居螺赢蜚	<i>Corophium insidiosum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	1270	4	35	19.5	[40]
12		节肢动物门 螺赢蜚科	日本大螯蜚	<i>Grandidierella japonica</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	340	4	28	20	[39]
13			日本大螯蜚	<i>Grandidierella japonica</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	1170	4	35	19.5	[40]
14		脊索动物门 尖吻鲈科	尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	1990	4	5	24.5~28	[41]
15			尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	14200	4	15	24.5~28	[41]
16			尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	19000	4	30	24.5~28	[41]

编号	毒性数据类型	生物学分类地位	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	毒性值(μg/L)	暴露时间(d)	盐度	温度(℃)	参考文献
17		软体动物门 钳蛤科	钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	300	2	24	24	[42]
18			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	380	2	24	24	[42]
19			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	400	2	24	24	[42]
20			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	2000	2	24	24	[42]
21			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	2000	2	24	24	[42]
22			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	500	2	34	24	[42]
23			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	500	2	34	24	[42]
24			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	500	2	34	24	[42]
25			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	4000	2	34	24	[42]
26			钳蛤	<i>Isognomon californicum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	4000	2	34	24	[42]
27			节肢动物门 阿玛猛水蚤科	美丽猛水蚤	<i>Nitokra spinipes</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	430	4	3	20~22
28		美丽猛水蚤		<i>Nitokra spinipes</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	660	4	7	20~22	[43]
29		美丽猛水蚤		<i>Nitokra spinipes</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	780	4	15	20~22	[43]
30		节肢动物门 糠虾科	美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	14.7	4	6	22	[44]
31			美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	38	4	14	22	[44]
32			美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	70.4	4	22	22	[44]
33			美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	77.3	4	30	22	[44]
34			美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	90.3	4	38	22	[44]

编号	毒性数据类型	生物学分类地位	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	毒性值(μg/L)	暴露时间(d)	盐度	温度(℃)	参考文献
35		节肢动物门 对虾科	凡纳滨对虾	<i>Litopenaeus vannamei</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	1070	4	15	—	[45]
36			凡纳滨对虾	<i>Litopenaeus vannamei</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	2049	4	34	—	[46]
37		节肢动物门 梭子蟹科	蓝蟹	<i>Callinectes sapidus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	320	4	1	—	[47]
38			蓝蟹	<i>Callinectes sapidus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	4700	4	15	—	[47]
39			蓝蟹	<i>Callinectes sapidus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	11600	4	35	—	[47]
40		节肢动物门 沙蟹科	大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	32300	4	10	20	[48]
41			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	6800	4	10	30	[48]
42			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	46600	4	20	20	[48]
43			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	10400	4	20	30	[48]
44			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	37000	4	30	20	[48]
45			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	23300	4	30	30	[48]
46		脊索动物门 底鳃科	底鳃	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	73000	4	10	—	[49]
47			底鳃	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	73000	4	10	—	[49]
48			底鳃	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	63000	4	10	—	[49]
49			底鳃	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	114000	4	20	—	[49]
50			底鳃	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	92000	4	20	—	[49]
51			底鳃	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	78000	4	20	—	[49]
52			底鳃	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	31000	4	32	—	[49]

编号	毒性数据类型	生物学分类地位	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	毒性值(μg/L)	暴露时间(d)	盐度	温度(℃)	参考文献
53			底鳉	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	30000	4	32	—	[49]
54			底鳉	<i>Fundulus heteroclitus</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	29000	4	32	—	[49]
55	受温度影响的急性毒性数据	节肢动物门 螺赢蜚科	隐居螺赢蜚	<i>Corophium insidiosum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	2110	4	35.9	10	[50]
56			隐居螺赢蜚	<i>Corophium insidiosum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	700	4	35.9	25	[50]
57		软体动物门 帘蛤科	菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	95050	1	30	12	[51]
58			菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	70080	1	30	17	[51]
59			菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	46870	2	30	12	[51]
60			菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	35280	2	30	17	[51]
61			菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	32650	3	30	12	[51]
62			菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	22360	3	30	17	[51]
63			菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	11310	4	30	12	[51]
64			菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	14380	4	30	17	[51]
65		节肢动物门 糠虾科	美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	30.9	4	10	20	[52]
66			美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	20.7	4	10	25	[52]
67			美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	<11.1	4	10	30	[52]
68			美洲糠虾	<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	82	4	30	20	[52]
69	美洲糠虾		<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	32.8	4	30	25	[52]	
70	美洲糠虾		<i>Americamysis bahia</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	<11.1	4	30	30	[52]	

编号	毒性数据类型	生物学分类地位	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	毒性值(μg/L)	暴露时间(d)	盐度	温度(℃)	参考文献
71		节肢动物门 沙蟹科	大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	32300	4	10	20	[48]
72			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	46600	4	20	20	[48]
73			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	37000	4	30	20	[48]
74			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	6800	4	10	30	[48]
75			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	10400	4	20	30	[48]
76			大西洋砂招潮蟹	<i>Uca pugilator</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	23300	4	30	30	[48]
77		节肢动物门 长臂虾科	长臂虾	<i>Palaemon varians</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	61400	4	32	10	[53]
78			长臂虾	<i>Palaemon varians</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	9800	4	32	20	[53]
79	受盐度影响的慢性毒性数据	脊索动物门 尖吻鲈科	尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	2530	21	15	24.5~28	[41]
80			尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活(存活率)	LC ₅₀	7990	21	30	24.5~28	[41]
81	受温度影响的慢性毒性数据	硅藻门 海链藻科	诺氏海链藻	<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	生长(种群增长率)	IC ₅₀	291.1	3	—	18	[54]
82			诺氏海链藻	<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	生长(种群增长率)	IC ₅₀	210.2	3	—	24	[54]
83			诺氏海链藻	<i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	生长(种群增长率)	IC ₅₀	33.70	3	—	30.5	[54]

^aLC₅₀指半数致死浓度, EC₅₀指50%效应浓度。

附录 B 镉的海洋生物短期水质基准推导所使用的急性毒性数据

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
1	细基江蓠	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	470	470	理论浓度	96	25	6	非标准方法	限制性可靠	[37]
2	裂片石莼	<i>Ulva fasciata</i>	生长 (孢子发育)	EC ₅₀	1930	1930	理论浓度	96	20	—	非标准方法	限制性可靠	[55]
3	孔石莼	<i>Ulva pertusa</i>	生长 (孢子发育)	EC ₅₀	95	95	理论浓度	96	15	35	非标准方法	限制性可靠	[56]
4	褶皱臂尾轮虫	<i>Brachionus plicatilis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	45100	45100	理论浓度	48	22 ± 1	15	非标准方法	限制性可靠	[57]
5	小头虫	<i>Capitella capitata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	220	220	理论浓度	96	—	—	非标准方法	限制性可靠	[58]
6	圆毛好转虫	<i>Dinophilus gyrociliatus</i>	存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	2500	2500	理论浓度	48	20	30	非标准方法	限制性可靠	[59]
7	华美盘管虫	<i>Hydroides elegans</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	230.35	417.5	实测浓度	96	28	34	非标准方法	限制性可靠	[60]
8			存活 (存活率)	LC ₅₀	756.83		实测浓度	24	28	34	非标准方法	限制性可靠	[60]
9	双齿围沙蚕	<i>Perinereis aibuhitensis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3880	3880	理论浓度	96	15	—	非标准方法	限制性可靠	[61]
10	裸体方格星虫	<i>Sipunculus nudus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	45754	32374	理论浓度	24	26.5~29.5	32	非标准方法	限制性可靠	[62]
11			存活 (存活率)	LC ₅₀	34471		理论浓度	48	26.5~29.5	32	非标准方法	限制性可靠	[62]
12			存活 (存活率)	LC ₅₀	28628		理论浓度	72	26.5~29.5	32	非标准方法	限制性可靠	[62]
13			存活 (存活率)	LC ₅₀	24328		理论浓度	96	26.5~29.5	32	非标准方法	限制性可靠	[62]
14	单环棘螿	<i>Urechis uncinatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2084	1931	理论浓度	24	—	30~32	非标准方法	限制性可靠	[63]
15			存活 (存活率)	LC ₅₀	1789		理论浓度	48	—	30~32	非标准方法	限制性可靠	[63]
16	珠带拟蟹守螺	<i>Cerithidea cingulata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	29157	27216	理论浓度	72	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制可靠	[64]
17			存活 (存活率)	LC ₅₀	51442		理论浓度	24	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制可靠	[64]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
18			存活 (存活率)	LC ₅₀	39788		理论浓度	48	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制可靠	[64]
19			存活 (存活率)	LC ₅₀	9193		理论浓度	96	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制可靠	[64]
20	方斑东风螺	<i>Babylonia areolata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	310	310	实测浓度	96	25	—	非标准方法	限制性可靠	[65]
21	黄口荔枝螺	<i>Thais luteostoma</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2000	1490	理论浓度	72	20 ± 1	23.9	非标准方法	限制性可靠	[66]
22			存活 (存活率)	LC ₅₀	1110		理论浓度	96	20 ± 1	23.9	非标准方法	限制性可靠	[66]
23	毛蚶	<i>Scapharca subcrenata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	24880	9608	理论浓度	24	—	30	非标准方法	限制性可靠	[27]
24			存活 (存活率)	LC ₅₀	12270		理论浓度	24	20~22	23	非标准方法	限制性可靠	[67]
25			存活 (存活率)	LC ₅₀	14520		理论浓度	48	—	30	非标准方法	限制性可靠	[27]
26			存活 (存活率)	LC ₅₀	7869		理论浓度	48	20~22	23	非标准方法	限制性可靠	[67]
27			存活 (存活率)	LC ₅₀	10540		理论浓度	72	—	30	非标准方法	限制性可靠	[27]
28			存活 (存活率)	LC ₅₀	6160		理论浓度	72	20~22	23	非标准方法	限制性可靠	[67]
29			存活 (存活率)	LC ₅₀	6200		理论浓度	96	—	30	非标准方法	限制性可靠	[27]
30			存活 (存活率)	LC ₅₀	5170		理论浓度	96	20~22	23	非标准方法	限制性可靠	[67]
31	魁蚶	<i>Scapharca broughtonii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3570	3933	理论浓度	72	18.5 ± 1.5	3.10 ± 0.03	非标准方法	限制性可靠	[68]
32			存活 (存活率)	LC ₅₀	3370		理论浓度	96	18.5 ± 1.5	3.10 ± 0.03	非标准方法	限制性可靠	[68]
33			存活 (存活率)	LC ₅₀	2540		理论浓度	72	18.5 ± 1.5	3.10 ± 0.03	非标准方法	限制性可靠	[68]
34			存活 (存活率)	LC ₅₀	8900		理论浓度	72	18.5 ± 1.5	3.10 ± 0.03	非标准方法	限制性可靠	[68]
35			存活 (存活率)	LC ₅₀	3460		理论浓度	96	18.5 ± 1.5	3.10 ± 0.03	非标准方法	限制性可靠	[68]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
36	泥蚶	<i>Tegillarca granosa</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3000	2791	理论浓度	96	—	32	非标准方法	限制性可靠	[69]
37			存活 (存活率)	LC ₅₀	2800		理论浓度	96	—	32	非标准方法	限制性可靠	[69]
38			存活 (存活率)	LC ₅₀	3500		理论浓度	96	—	32	非标准方法	限制性可靠	[69]
39			存活 (存活率)	LC ₅₀	1800		理论浓度	96	—	32	非标准方法	限制性可靠	[69]
40			存活 (存活率)	LC ₅₀	3200		理论浓度	96	—	32	非标准方法	限制性可靠	[69]
41	菲律宾偏顶蛤	<i>Modiolus philippinarum</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	221	396.4	理论浓度	96	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制可靠	[64]
42			存活 (存活率)	LC ₅₀	280		理论浓度	72	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制可靠	[64]
43			存活 (存活率)	LC ₅₀	566		理论浓度	48	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制可靠	[64]
44			存活 (存活率)	LC ₅₀	705		理论浓度	24	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制可靠	[64]
45	翡翠贻贝	<i>Perna viridis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3240	3133	实测浓度	96	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]
46			存活 (存活率)	LC ₅₀	3030		实测浓度	96	27	25	非标准方法	限制性可靠	[26]
47	厚壳贻贝	<i>Mytilus unguiculatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	4850	3858	理论浓度	24	28 ± 1.5	28.2 ± 1.3	非标准方法	限制性可靠	[71]
48			存活 (存活率)	LC ₅₀	4150		理论浓度	48	28 ± 1.5	28.2 ± 1.3	非标准方法	限制性可靠	[71]
49			存活 (存活率)	LC ₅₀	3550		理论浓度	72	28 ± 1.5	28.2 ± 1.3	非标准方法	限制性可靠	[71]
50			存活 (存活率)	LC ₅₀	3100		理论浓度	96	28 ± 1.5	28.2 ± 1.3	非标准方法	限制性可靠	[71]
51	欧洲贻贝	<i>Mytilus edulis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	960	960	理论浓度	96	20	25	非标准方法	限制性可靠	[72]
52	紫贻贝	<i>Mytilus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	590	590	理论浓度	96	16	—	非标准方法	限制性可靠	[73]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
		<i>galloprovincialis</i>											
53	合浦珠母贝	<i>Pinctada fucata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	5396	5396	理论浓度	96	25.5 ± 2.0	30	非标准方法	限制性可靠	[74]
54	海湾扇贝	<i>Argopecten irradians</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1480	3036	理论浓度	96	20	25	非标准方法	限制性可靠	[75]
55			存活 (存活率)	LC ₅₀	8200		理论浓度	24	20	25	非标准方法	限制性可靠	[75]
56			存活 (存活率)	LC ₅₀	3210		理论浓度	48	20	25	非标准方法	限制性可靠	[75]
57			存活 (存活率)	LC ₅₀	2180		理论浓度	72	20	25	非标准方法	限制性可靠	[75]
58	栉孔扇贝	<i>Chlamys farreri</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	4480	2680	理论浓度	24	9 ± 0.5	31	非标准方法	限制性可靠	[76]
59			存活 (存活率)	LC ₅₀	3160		理论浓度	48	9 ± 0.5	31	非标准方法	限制性可靠	[76]
60			存活 (存活率)	LC ₅₀	2250		理论浓度	72	9 ± 0.5	31	非标准方法	限制性可靠	[76]
61			存活 (存活率)	LC ₅₀	1620		理论浓度	96	9 ± 0.5	31	非标准方法	限制性可靠	[76]
62	虾夷扇贝	<i>Mizuhopecten yessoensis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1730	1730	理论浓度	96	12 ± 0.5	—	非标准方法	限制性可靠	[77]
63	褶牡蛎	<i>Alectryonella plicatula</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	28160	14492	实测浓度	48	18 ± 1	26~28	非标准方法	限制性可靠	[78]
64			存活 (存活率)	LC ₅₀	12240		实测浓度	72	18 ± 1	26~28	非标准方法	限制性可靠	[78]
65			存活 (存活率)	LC ₅₀	8830		实测浓度	96	18 ± 1	26~28	非标准方法	限制性可靠	[78]
66	中国蛤蜊	<i>Macra chinensis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	12480	6731	理论浓度	24	13 ± 0.5	—	非标准方法	限制性可靠	[79]
67			存活 (存活率)	LC ₅₀	7060		理论浓度	48	13 ± 0.5	—	非标准方法	限制性可靠	[79]
68			存活 (存活率)	LC ₅₀	5520		理论浓度	96	13 ± 0.5	—	非标准方法	限制性可靠	[79]
69			存活 (存活率)	LC ₅₀	4220		理论浓度	96	13 ± 0.5	—	非标准方法	限制性可靠	[79]
70	四角蛤蜊	<i>Macra veneriformis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	15961	5807	理论浓度	24	15 ± 2	33	非标准方法	限制性可靠	[80]
71			存活 (存活率)	LC ₅₀	5149		理论浓度	48	15 ± 2	33	非标准方法	限制性可靠	[80]
72			存活 (存活率)	LC ₅₀	2383		理论浓度	96	15 ± 2	33	非标准方法	限制性可靠	[80]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
73	斧文蛤	<i>Meretrix lamarckii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	6458	5213	理论浓度	96	22 ± 2	20 ± 1	非标准方法	限制性可靠	[81]
74			存活 (存活率)	LC ₅₀	5947		理论浓度	96	22 ± 2	20 ± 1	非标准方法	限制性可靠	[81]
75			存活 (存活率)	LC ₅₀	4728		理论浓度	96	22 ± 2	20 ± 1	非标准方法	限制性可靠	[81]
76			存活 (存活率)	LC ₅₀	4068		理论浓度	96	22 ± 2	20 ± 1	非标准方法	限制性可靠	[81]
77	丽文蛤	<i>Meretrix lusoria</i>	存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	7100	7100	理论浓度	96	24	—	非标准方法	限制性可靠	[82]
78	文蛤	<i>Meretrix meretrix</i>	生长 (体长)	EC ₅₀	84	84	实测浓度	96	28	20	非标准方法	限制性可靠	[83]
79			存活 (存活率)	LC ₅₀	68	127.0	实测浓度	96	28	20	非标准方法	限制性可靠	[83]
80			存活 (存活率)	LC ₅₀	237		实测浓度	48	28	20	非标准方法	限制性可靠	[83]
81	波纹巴非蛤	<i>Paphia undulata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	4953	3673	理论浓度	24	18~22	31	非标准方法	限制性可靠	[84]
82			存活 (存活率)	LC ₅₀	4081		理论浓度	48	18~22	31	非标准方法	限制性可靠	[84]
83			存活 (存活率)	LC ₅₀	3254		理论浓度	72	18~22	31	非标准方法	限制性可靠	[84]
84			存活 (存活率)	LC ₅₀	2767		理论浓度	96	18~22	31	非标准方法	限制性可靠	[84]
85	菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	95050	32702	理论浓度	24	12 ± 0.5	30	非标准方法	限制性可靠	[51]
86			存活 (存活率)	LC ₅₀	70080		理论浓度	24	17 ± 0.5	30	非标准方法	限制性可靠	[51]
87			存活 (存活率)	LC ₅₀	46870		理论浓度	48	12 ± 0.5	30	非标准方法	限制性可靠	[51]
88			存活 (存活率)	LC ₅₀	35280		理论浓度	28	17 ± 0.5	30	非标准方法	限制性可靠	[51]
89			存活 (存活率)	LC ₅₀	32650	32702	理论浓度	72	12 ± 0.5	30	非标准方法	限制性可靠	[51]
90			存活 (存活率)	LC ₅₀	22360		理论浓度	72	17 ± 0.5	30	非标准方法	限制性可靠	[51]
91			存活 (存活率)	LC ₅₀	11310		理论浓度	96	12 ± 0.5	30	非标准方法	限制性可靠	[51]
92			存活 (存活率)	LC ₅₀	14380		理论浓度	96	17 ± 0.5	30	非标准方法	限制性可靠	[51]
93	卤虫	<i>Artemia salina</i>	存活 (孵化存活率)	EC ₅₀	4898	4898	理论浓度	24	24	—	非标准方法	限制性可靠	[85]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
94	蒙古裸腹蚤	<i>Moina mongolica</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1870	4235	实测浓度	48	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
95			存活 (存活率)	LC ₅₀	9590		实测浓度	24	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
96	丹氏纺锤水蚤	<i>Acartia danae</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	32	32	实测浓度	96	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]
97	刺尾纺锤水蚤	<i>Acartia spinicauda</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	50	50	理论浓度	48	—	33.1~ 34.2	非标准方法	限制性可靠	[87]
98	汤氏纺锤水蚤	<i>Acartia tonsa</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	122	83.96	理论浓度	96	20	30	非标准方法	限制性可靠	[88]
99			存活 (存活率)	LC ₅₀	151		理论浓度	96	13	20	非标准方法	限制性可靠	[89]
100			存活 (存活率)	LC ₅₀	93		理论浓度	96	18	15	非标准方法	限制性可靠	[89]
101			存活 (存活率)	LC ₅₀	29		理论浓度	96	21	20	非标准方法	限制性可靠	[89]
102	近亲真宽水蚤	<i>Eurytemora affinis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	51.6	96.98	理论浓度	96	24~25	5~6	非标准方法	限制性可靠	[90]
103			存活 (存活率)	LC ₅₀	82.9		理论浓度	96	24~25	24~27	非标准方法	限制性可靠	[90]
104			存活 (存活率)	LC ₅₀	213.2		理论浓度	96	24	14~16	非标准方法	限制性可靠	[90]
105	异尾宽水蚤	<i>Temora stylifera</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	120.2	120.2	理论浓度	24	25	33	非标准方法	限制性可靠	[91]
106	小拟哲水蚤	<i>Paracalanus parvus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2710	2710	实测浓度	24	17	34.5~ 35.5	非标准方法	限制性可靠	[92]
107	钳形歪水蚤	<i>Tortanus forcipatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	130	130	理论浓度	48	—	33.1~ 34.2	非标准方法	限制性可靠	[87]
108	安氏伪镖水蚤	<i>Pseudodiaptomus annandalei</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1225.9	354.7	理论浓度	24	20	20	非标准方法	限制性可靠	[93]
109			存活 (存活率)	LC ₅₀	391.7		理论浓度	48	20	20	非标准方法	限制性可靠	[93]
110			存活 (存活率)	LC ₅₀	194.6		理论浓度	72	20	20	非标准方法	限制性可靠	[93]
111			存活 (存活率)	LC ₅₀	169.5		理论浓度	96	20	20	非标准方法	限制性可靠	[93]
112	细肢疑囊猛水蚤	<i>Amphiascus tenuiremis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	224	224	实测浓度	96	20.8	30.7	非标准方法	限制性可靠	[94]
113	拟长腹剑水蚤	<i>Oithona similis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	19	19	实测浓度	96	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
114	日本虎斑猛水蚤	<i>Tigriopus japonicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	16000	16000	理论浓度	48	22 ± 1	15	非标准方法	限制性可靠	[57]
115	白脊藤壶	<i>Balanus albicostatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	460	460	理论浓度	24	—	—	非标准方法	限制性可靠	[95]
116	东方小藤壶	<i>Chthamalus challengerii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	560	280.0	理论浓度	12	—	—	非标准方法	限制性可靠	[96]
117			存活 (存活率)	LC ₅₀	140		理论浓度	24	—	—	非标准方法	限制性可靠	[96]
118	三突蛀木水虱	<i>Limnoria tripunctata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	7120	7120	理论浓度	96	19.5	35	非标准方法	限制性可靠	[40]
119	凶猛片钩虾	<i>Elasmopus rapax</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	180	284.6	理论浓度	96	24	30	非标准方法	限制性可靠	[97]
120			存活 (存活率)	LC ₅₀	450		理论浓度	48	24	30	非标准方法	限制性可靠	[97]
121	河螺赢蜚	<i>Corophium acherusicum</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1460	1460	理论浓度	96	20	25	非标准方法	限制性可靠	[98]
122	隐居螺赢蜚	<i>Corophium insidiosum</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1680	1680	理论浓度	96	16	—	非标准方法	限制性可靠	[73]
123	日本大螯蜚	<i>Grandidierella japonica</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1170	1997	理论浓度	96	—	35	非标准方法	限制性可靠	[40]
124			存活 (存活率)	LC ₅₀	3140		理论浓度	96	28	30	非标准方法	限制性可靠	[99]
125	斑节对虾	<i>Penaeus monodon</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2570	2570	实测浓度	96	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]
126	日本囊对虾	<i>Marsupenaeus japonicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	240	318.8	理论浓度	48	25	36	非标准方法	限制性可靠	[100]
127			存活 (存活率)	LC ₅₀	238		理论浓度	96	20	36	非标准方法	限制性可靠	[100]
128			存活 (存活率)	LC ₅₀	284		理论浓度	96	—	36	非标准方法	限制性可靠	[100]
129			存活 (存活率)	LC ₅₀	298		理论浓度	48	25	36	非标准方法	限制性可靠	[100]
130			存活 (存活率)	LC ₅₀	350		理论浓度	48	25	36	非标准方法	限制性可靠	[100]
131			存活 (存活率)	LC ₅₀	770		理论浓度	48	25	36	非标准方法	限制性可靠	[100]
132			存活 (存活率)	LC ₅₀	316		理论浓度	96	25	36	非标准方法	限制性可靠	[100]
133			存活 (存活率)	LC ₅₀	667		理论浓度	24	25	36	非标准方法	限制性可靠	[100]
134			存活 (存活率)	LC ₅₀	124		318.8	理论浓度	48	19.5	36	非标准方法	限制性可靠

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
135	中国明对虾	<i>Fenneropenaeus chinensis</i>	存活 (孵化存活率)	LC ₅₀	72	94.32	理论浓度	30	19.6	32.5	非标准方法	限制性可靠	[101]
136			存活 (存活率)	LC ₅₀	282		理论浓度	24	20.1	30.3	非标准方法	限制性可靠	[101]
137			存活 (存活率)	LC ₅₀	141		理论浓度	48	20.1	30.3	非标准方法	限制性可靠	[101]
138			存活 (存活率)	LC ₅₀	79		理论浓度	72	20.1	30.3	非标准方法	限制性可靠	[101]
139			存活 (存活率)	LC ₅₀	33		理论浓度	96	20.1	30.3	非标准方法	限制性可靠	[101]
140	凡纳滨对虾	<i>Litopenaeus vannamei</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1070	1422	理论浓度	96	25	15	非标准方法	限制性可靠	[45]
141			存活 (存活率)	LC ₅₀	1300		理论浓度	48	25	15	非标准方法	限制性可靠	[45]
142			存活 (存活率)	LC ₅₀	2580		理论浓度	24	25	15	非标准方法	限制性可靠	[45]
143			存活 (存活率)	LC ₅₀	1140		理论浓度	72	25	15	非标准方法	限制性可靠	[45]
144	远海梭子蟹	<i>Portunus pelagicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	380	380	理论浓度	48	26	35	非标准方法	限制性可靠	[102]
145	红星梭子蟹	<i>Portunus sanguinolentus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	250	250	理论浓度	48	26	35	非标准方法	限制性可靠	[102]
146	锯缘青蟹	<i>Scylla serrata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	78	78	理论浓度	48	—	30	非标准方法	限制性可靠	[103]
147	锈斑蟊	<i>Charybdis feriatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	250	250	理论浓度	48	26	35	非标准方法	限制性可靠	[102]
148	天津厚蟹	<i>Helice tientsinensi</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	50000	50000	理论浓度	96	—	20	非标准方法	限制性可靠	[57]
149	环纹清白招潮	<i>Uca annulipes</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	15910	19630	理论浓度	96	29	25	国际标准方法 FAO Fish Tech Pap	无限制可靠	[104]
150			存活 (存活率)	LC ₅₀	24220		理论浓度	48	29	25	国际标准方法 FAO Fish Tech Pap	无限制可靠	[104]
151	三角招潮	<i>Uca triangularis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	7660	11040	理论浓度	96	29	25	国际标准方法 FAO Fish Tech Pap	无限制可靠	[104]
152			存活 (存活率)	LC ₅₀	15910		理论浓度	48	29	25	国际标准方法	无限制可靠	[104]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
											FAO Fish Tech Pap		
153	仿刺参	<i>Apostichopus japonicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	387	266.1	理论浓度	72	19.5~20.3	—	非标准方法	限制性可靠	[105]
154			存活 (存活率)	LC ₅₀	183		理论浓度	96	19.5~20.3	—	非标准方法	限制性可靠	[105]
155	鲮	<i>Mugil cephalus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	4170	4170	实测浓度	96	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]
156	海水青鳉	<i>Oryzias melastigma</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1120	1120	理论浓度	96	28 ± 1	30	非标准方法	限制性可靠	[106]
157	黑棘鲷	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	5400	5299	实测浓度	24	23.2	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
158			存活 (存活率)	LC ₅₀	5200		实测浓度	24	23.2	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
159	真赤鲷	<i>Pagrus major</i>	生长 (发育异常)	IC ₅₀	800	800	实测浓度	96	18	33	非标准方法	限制性可靠	[108]
160			存活 (存活率)	LC ₅₀	9800	8042	实测浓度	24	18	33	非标准方法	限制性可靠	[108]
161			存活 (存活率)	LC ₅₀	6600		实测浓度	48	18	33	非标准方法	限制性可靠	[108]
162	尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	19000	16426	理论浓度	96	24.5~28	30	非标准方法	限制性可靠	[41]
163			存活 (存活率)	LC ₅₀	14200		理论浓度	96	24.5~28	15	非标准方法	限制性可靠	[41]
164	斑鲆	<i>Girella punctata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	44000	31558	实测浓度	48	24.6	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
165			存活 (存活率)	LC ₅₀	29500		实测浓度	96	24.6	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
166			存活 (存活率)	LC ₅₀	31000		实测浓度	48	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
167			存活 (存活率)	LC ₅₀	31000		实测浓度	24	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
168			存活 (存活率)	LC ₅₀	51000		实测浓度	24	24.6	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
169			存活 (存活率)	LC ₅₀	17000		实测浓度	96	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
170			存活 (存活率)	LC ₅₀	27000		实测浓度	96	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
171			存活 (存活率)	LC ₅₀	34000		实测浓度	48	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
172			存活 (存活率)	LC ₅₀	42000		实测浓度	24	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
173			存活 (存活率)	LC ₅₀	23000		实测浓度	48	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
174			存活 (存活率)	LC ₅₀	37000	31558	实测浓度	24	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
175			存活 (存活率)	LC ₅₀	27500		实测浓度	96	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
176			存活 (存活率)	LC ₅₀	5500		17821	实测浓度	96	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠
177	存活 (存活率)	LC ₅₀	24400	实测浓度	24	20		—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]		
178	尾纹裸头鰕虎鱼	<i>Chasmichthys dolichognathus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	24500	实测浓度		48	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
179			存活 (存活率)	LC ₅₀	17700	实测浓度		48	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
180			存活 (存活率)	LC ₅₀	32000	实测浓度		24	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
181			存活 (存活率)	LC ₅₀	17200	实测浓度		96	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制可靠	[107]
182			许氏平鲉	<i>Sebastes schlegelii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	7860	7860	理论浓度	96	22 ± 1	30	国内标准方法 GB/T 27861—2011
183	五条鲷	<i>Seriola quinqueradiata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	820	820	理论浓度	24	26	33.8	非标准方法	限制性可靠	[109]
184	细鳞鲷	<i>Terapon jarbua</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2850	2850	实测浓度	96	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	ATV ^c (μg/L)	AVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考 文献
185	牙鲆	<i>Paralichthys olivaceus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	7430	7430	理论浓度	96	22 ± 1	30	国内标准方法 GB/T 27861—2011	无限制可靠	[57]
186	大菱鲆	<i>Scophthalmus maximus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	14000	6994	实测浓度	24	15	34	非标准方法	限制性可靠	[110]
187			存活 (存活率)	LC ₅₀	10000		实测浓度	96	15	34	非标准方法	限制性可靠	[110]
188			存活 (存活率)	LC ₅₀	5000		实测浓度	48	15	34	非标准方法	限制性可靠	[110]
189			存活 (存活率)	LC ₅₀	9000	6994	实测浓度	24	15	34	非标准方法	限制性可靠	[110]
190			存活 (存活率)	LC ₅₀	2000		实测浓度	48	15	34	非标准方法	限制性可靠	[110]
191			存活 (存活率)	LC ₅₀	13000		实测浓度	24	15	34	非标准方法	限制性可靠	[110]
192			存活 (存活率)	LC ₅₀	5000		实测浓度	48	15	34	非标准方法	限制性可靠	[110]
193	绿鳍马面鲈	<i>Thamnaconus septentrionalis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	11470	8125	理论浓度	24	21.5 ± 1.0	29	非标准方法	限制性可靠	[111]
194			存活 (存活率)	LC ₅₀	7142		理论浓度	48	22 ± 0.5	29	国内标准方法 GB/T 27861—2011	无限制可靠	[112]
195			存活 (存活率)	LC ₅₀	10820		理论浓度	48	21.5 ± 1.0	29	非标准方法	限制性可靠	[111]
196			存活 (存活率)	LC ₅₀	3589		理论浓度	72	22 ± 0.5	29	国内标准方法 GB/T 27861—2011	无限制可靠	[112]
197			存活 (存活率)	LC ₅₀	9840		理论浓度	72	21.5 ± 1.0	29	非标准方法	限制性可靠	[111]
198			存活 (存活率)	LC ₅₀	9190		理论浓度	96	21.5 ± 1.0	29	非标准方法	限制性可靠	[111]

^a 物种名称和拉丁名加粗的物种为本土物种;

^b LC₅₀ 指半数致死浓度, EC₅₀ 指 50%效应浓度;

^c ATV: 急性毒性值;

^d AVE: 同效应急性值, 加粗的为纳入海洋生物短期水质基准计算的 AVE, 即该物种的最敏感 AVE。

附录 C 镉的海洋生物长期水质基准推导所使用的慢性毒性数据

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	CTV ^c ($\mu\text{g/L}$)	MATC ($\mu\text{g/L}$)	CVE ^d ($\mu\text{g/L}$)	化学分析 情况	暴露时间 (d)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考文献
1	中心圆筛藻	<i>Coscinodiscus centralis</i>	生长 (生长率)	EC ₁₀	22	—	22	实测浓度	4	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]
2	三角褐指藻	<i>Phaeodactylum tricorutum</i>	生长 (生长率)	EC ₁₀	27	—	27	实测浓度	3	21	35	非标准方法	限制性可靠	[113]
3	威氏海链藻	<i>Thalassiosira weissflogii</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	3300	—	3300	理论浓度	4	25	—	非标准方法	限制性可靠	[114]
4	中肋骨条藻	<i>Skeletonema costatum</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	378	—	378	理论浓度	3	21	30.2	非标准方法	限制性可靠	[115]
5	多边膝沟藻	<i>Gonyaulax polyedra</i>	存活 (存活率)	LOEC	100	70.71	70.71	理论浓度	4	—	—	非标准方法	限制性可靠	[116]
6			存活 (存活率)	NOEC	50			理论浓度	4	—	—	非标准方法	限制性可靠	[116]
7	盐生杜氏藻	<i>Dunaliella salina</i>	生长 (生长率)	LOEC	5000	—	5000	理论浓度	4	18	35	非标准方法	限制性可靠	[117]
8	绿光等鞭金藻	<i>Isochrysis galbana</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	1188	—	1188	理论浓度	4	—	—	非标准方法	限制性可靠	[118]
9	大扁藻	<i>Platymonas helgolandica</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	17511	—	17511	理论浓度	4	—	—	非标准方法	限制性可靠	[118]
10	羊栖菜	<i>Hizikia fusiforme</i>	生长 (生长率)	LOEC	4000	2828	2828	理论浓度	7	20	—	非标准方法	限制性可靠	[119]
11			生长 (生长率)	NOEC	2000			理论浓度	7	20	—	非标准方法	限制性可靠	[119]
12	曲长钟螵	<i>Laomedea flexuosa</i>	生长 (生长率)	LOEC	280	175.5	175.5	理论浓度	11	—	—	非标准方法	限制性可靠	[120]
13			生长 (生长率)	LOEC	110			理论浓度	11	—	—	非标准方法	限制性可靠	[120]
14	小头虫	<i>Capitella capitata</i>	存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	830	843.6	843.6	理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
15			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1500			理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
16			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	450			理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
17			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1400			理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
18			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1450			理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
19			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1450			理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	CTV ^c (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露时间 (d)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考文献
20			存活（活动抑制率）	EC ₅₀	800	—		理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
21			存活（活动抑制率）	EC ₅₀	1000	—		理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
22			存活（活动抑制率）	EC ₅₀	620	—		理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
23			存活（活动抑制率）	EC ₅₀	630	—		理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
24			存活（活动抑制率）	EC ₅₀	630	—		理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
25			存活（活动抑制率）	EC ₅₀	400	—		理论浓度	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[121]
26	双齿围沙蚕	<i>Perinereis aibuhitensis</i>	存活（存活率）	LC ₅₀	585	—	585	理论浓度	10	15	—	非标准方法	限制性可靠	[61]
27	长牡蛎	<i>Crassostrea gigas</i>	生长（发育异常）	EC ₅₀	272.2	—	272.2	实测浓度	1	24	—	非标准方法	限制性可靠	[122]
28			存活（存活率）	LC ₅₀	353.3	—	353.3	实测浓度	4	24	—	非标准方法	限制性可靠	[122]
29	欧洲贻贝	<i>Mytilus edulis</i>	生长（发育异常）	EC ₅₀	1200	—	1200	理论浓度	2	17	33.8	非标准方法	限制性可靠	[123]
30	紫贻贝	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	生长（发育异常）	LOEC	6.25	—	6.25	理论浓度	2	18	36	国际标准方法 ASTM E1563-98	无限制可靠	[124]
31	翡翠贻贝	<i>Perna viridis</i>	存活（存活率）	MATC	171	171	215.7	实测浓度	30	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]
32			存活（存活率）	MATC	272	272		实测浓度	30	27	25	国际标准方法 EPA/821/R-02-14	无限制可靠	[26]
33	蒙古裸腹蚤	<i>Moina mongolica</i>	存活（预期寿命）	LOEC	26.7	18.56	18.56	实测浓度	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
34			存活（预期寿命）	NOEC	12.9			实测浓度	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
35			生长（世代时间）	LOEC	12.9	7.273	7.273	实测浓度	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
36			生长（世代时间）	NOEC	4.1			实测浓度	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
37			繁殖（产卵次数）	LOEC	26.7	18.56	48.24	实测浓度	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
38			繁殖（产卵次数）	NOEC	12.9			实测浓度	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
39			繁殖（首次产卵数量）	LOEC	171.8	125.4	48.24	实测浓度	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]
40			繁殖（首次产卵数量）	NOEC	91.6			实测浓度	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[86]

编号	物种名称 ^a	物种拉丁名 ^a	毒性效应终点	效应指标 ^b	CTV ^c (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^d (μg/L)	化学分析 情况	暴露时间 (d)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据评价结果	参考文献
41	凡纳滨对虾	<i>Litopenaeus vannamei</i>	生长 (体长)	LOEC	200	141.4	141.4	理论浓度	21	25	15	非标准方法	限制性可靠	[125]
42			生长 (体长)	NOEC	100			理论浓度	21	25	15	非标准方法	限制性可靠	[125]
43			生长 (体重)	LOEC	200	141.4		理论浓度	21	25	15	非标准方法	限制性可靠	[125]
44			生长 (体重)	NOEC	100			理论浓度	21	25	15	非标准方法	限制性可靠	[125]
45	斑节对虾	<i>Penaeus monodon</i>	存活 (存活率)	MATC	37.6	37.6	37.6	实测浓度	21	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]
46	刺冠海胆	<i>Diadema setosum</i>	生长 (发育异常)	EC ₅₀	950	—	950	理论浓度	0.049~ 0.056	—	30	国际标准方法 ASTM E724-80	无限制可靠	[103]
47	中间球海胆	<i>Strongylocentrotus intermedius</i>	生长 (发育异常)	EC ₅₀	2392	—	2392	理论浓度	2.2083	20	34	非标准方法	限制性可靠	[126]
48	海刺猬	<i>Glyptocidaris crenularis</i>	生长 (发育异常)	EC ₅₀	923.9	—	923.9	理论浓度	2.0833	20	28	非标准方法	限制性可靠	[127]
49	尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2530	—	4496	理论浓度	21	24.5~ 28	15	非标准方法	限制性可靠	[41]
50			存活 (存活率)	LC ₅₀	7990	—		理论浓度	21	24.5~ 28	30	非标准方法	限制性可靠	[41]
51	鲮	<i>Mugil cephalus</i>	存活 (存活率)	MATC	33.8	33.8	33.8	实测浓度	30	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]
52	牙鲆	<i>Paralichthys olivaceus</i>	生长 (体长)	LOEC	26.79	19.27	19.27	实测浓度	80	18	33	非标准方法	限制性可靠	[128]
53			生长 (体长)	NOEC	13.86			实测浓度	80	18	33	非标准方法	限制性可靠	[128]
54			生长 (体重)	LOEC	26.79	19.27		实测浓度	80	18	33	非标准方法	限制性可靠	[128]
55			生长 (体重)	NOEC	13.86			实测浓度	80	18	33	非标准方法	限制性可靠	[128]
56	细鳞鲷	<i>Terapon jarbua</i>	存活 (存活率)	MATC	95.4	95.4	95.4	实测浓度	30	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[70]

^a 物种名称和拉丁名加粗的物种为本土物种；

^b LC₅₀指半数致死浓度，EC₁₀指10%效应浓度，EC₅₀指50%效应浓度，NOEC指无观察效应浓度，LOEC指最低观察效应浓度，MATC指最大容许毒物浓度；

^c CTV：慢性毒性值；

^d CVE：同效应慢性值，加粗的为纳入海洋生物长期水质基准计算的CVE，即该物种的最敏感CVE。