

附件 3

海洋生物水质基准技术报告—稿

(征求意见稿)

2025 年 6 月

声 明

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

国家环境基准由生态环境部负责组织制定。

前 言

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

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

根据《国家环境基准管理办法（试行）》第九条，“为阐述环境基准制定的具体方法和过程，环境基准发布时需编制技术报告作为附件”。《海洋生物水质基准技术报告—镉》分为7章和3个附录：第1章概述了基准推导的基本情况；第2章介绍了国内外海洋生物水质基准研究进展；第3章介绍了镉的海洋生态环境问题；第4章介绍了海洋生物水质基准推导所依据的文献和数据的筛选方法和评价结果；第5章介绍了基准的推导方法和推导结果；第6章为质量评价情况；第7章为不确定性分析；附录A为受海水水质参数（盐度、温度）影响的镉的毒性数据；附录B和C为镉的海洋生物水质基准推导所用急、慢性毒性数据。

《海洋生物水质基准—镉》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	英文名称	单位
1	AF	评估因子	assessment factor	—
2	ATV	急性毒性值	acute toxicity value	μg/L
3	AVE	同效应急性值	acute value for the same effect	μg/L
4	BLM	生物配体模型	biotic ligand model	—
5	CAS	美国化学文摘服务社	Chemical Abstracts Service	—
6	CCC	持续浓度基准	criterion continuous concentration	μg/L
7	CMC	最大浓度基准	criterion maximum concentration	μg/L
8	CNKI	中国知网	China National Knowledge Infrastructure	—
9	CTV	慢性毒性值	chronic toxicity value	μg/L
10	CVE	同效应慢性值	chronic value for the same effect	μg/L
11	EC _x	x%效应浓度	x% effect concentration	μg/L
12	ECOTOX	生态毒性数据库	ECOTOXicology Knowledgebase	—
13	EINECS	欧洲现存商业化学物品目录	European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances	—
14	FAV	最终急性毒性值	final acute value	μg/L
15	FCV	最终慢性毒性值	final chronic value	μg/L
16	FPV	最终植物毒性值	final plant value	μg/L
17	FRV	最终残毒值	final residue value	μg/L
18	HC _x	x%物种危害浓度	hazardous concentration for x% of species	μg/L
19	ISO	国际标准化组织	International Organization for Standardization	—
20	LC ₅₀	半数致死浓度	median lethal concentration	μg/L
21	LOEC	最低观察效应浓度	lowest observed effect concentration	μg/L
22	LWQC	长期水质基准	long-term water quality criteria	μg/L

序号	缩略语	中文名称	英文名称	单位
23	MATC	最大容许毒物浓度	maximum acceptable toxicant concentration	μg/L
24	NOEC	无观察效应浓度	no observed effect concentration	μg/L
25	RMSE	均方根误差	root mean squared error	—
26	SSD	物种敏感度分布	species sensitivity distribution	—
27	SWQC	短期水质基准	short-term water quality criteria	μg/L
28	US EPA	美国国家环境保护局	United States Environmental Protection Agency	—

目 录

1 概述	1
2 国内外研究进展	1
3 镉的环境问题	5
3.1 理化性质	5
3.2 我国海洋环境中镉的浓度水平	5
3.3 镉对海洋生物的毒性	6
3.4 海水水质参数对镉毒性的影响	7
3.4.1 海水水质参数对镉毒性的影响规律	7
3.4.2 基于海水水质参数的镉的毒性校正模型	8
4 毒性数据筛选与评价	9
4.1 数据需求	9
4.2 资料检索	10
4.3 数据筛选	11
4.3.1 筛选方法	11
4.3.2 筛选结果	13
4.4 数据评价	14
4.4.1 评价方法	14
4.4.2 评价结果	15
5 基准推导	17
5.1 毒性数据预处理	17
5.1.1 海水水质参数影响分析	17
5.1.2 同效应急/慢性值计算	18
5.2 模型拟合与评价	23
5.3 物种危害浓度确定	29
5.4 基准定值与表述	29

5.4.1 基准定值	29
5.4.2 基准确定与表述	30
6 质量评价	33
7 不确定性分析	36
参 考 文 献	37
附录 A 受海水水质参数（盐度、温度）影响的镉的毒性数据	50
附录 B 镉的海洋生物短期水质基准推导所用急性毒性数据	57
附录 C 镉的海洋生物长期水质基准推导所用慢性毒性数据	72

1 概述

镉 (Cd) 为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) 的基本监测项目, 海水中的镉的来源主要包括岩石风化等自然来源和电镀工业等人为来源。《海洋生物水质基准—镉》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。

在镉的海洋生物水质基准推导过程中, 共获取 628 篇中英文文献, 提取 2430 条毒性数据, 经数据筛选和评价后, 共 259 条可靠数据用于镉的海洋生物水质基准推导, 涉及 95 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(SSD)法, 推导出镉的海洋生物短期水质基准(SWQC)和海洋生物长期水质基准(LWQC), 以总镉浓度表示, 分别为 29.1 $\mu\text{g/L}$ 和 4.2 $\mu\text{g/L}$ 。

2 国内外研究进展

世界各国的水生生物水质基准推导在一定程度上反映各自国家的国情和区域特征(污染特征、生物区系、环境要素等)。我国与美国、欧盟、加拿大、澳大利亚和新西兰等发达国家和国际组织的海洋生物水质基准在基准推导方法、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分析见表 1, 镉的基准推导结果见表 2。

在基准推导方法方面, 目前基本形成以 SSD 模型为主的推导体系, 模型主要包括正态分布模型、逻辑斯谛分布模型、伯尔 III 型模型和对数三角分布模型等^[1-3]。美国发布的技术指南基于最终急性毒性值 (FAV) 确定最大浓度基准 (CMC), 即短期水质基准; 将最终慢性毒性值 (FCV, 基于水生动物毒性数据计算)、最终植物毒性值 (FPV, 基于水生植物毒性数据计算)、最终残毒值 (FRV, 基于水生生物富集数据计算) 和重要物种的最低忍受值中的最低值作为持续浓度基准 (CCC), 即长期水质基准^[4,5]。其中, 对于 FCV, 当毒性数据充足时使用 SSD 法, 毒性数据不足时使用急慢性比法(通过将 FAV 除以急慢性毒性比值获得); 对于 FRV, 则采用组织残留法推导, 其目的在于通过确保在商业或娱乐上具有重

要用途的海洋生物体内的特定污染物含量符合美国食品和药品管理局的相关规定，以保障人类健康，以及保护以海洋生物为主要食物来源的其他野生动物免受污染物的影响。

各国或国际组织发布的镉的海洋生物水质基准存在差异，主要原因如下：

一是基准推导方法不同。我国、欧盟、澳大利亚和新西兰均采用了 SSD 法^[6-8]；美国采用 SSD 中的对数三角分布模型推导短期水质基准（1980 年、1985 年、2001 年和 2016 年），1980 年将组织残留法推导的 FRV 作为长期水质基准，1985 年、2001 年和 2016 年将基于 SSD 法推导的 FAV 结合急慢性比法确定的 FCV 作为长期水质基准^[5,9-11]。

二是不同国家/地区海洋生物区系有所差异，生物种类和构成的差异能够影响生物对同一污染物的敏感程度。各国或国际组织用于基准推导的受试生物数量和种类存在差异（见表 2）。

三是在镉的形态表述方面，不同国家和国际组织或采用总镉，或采用溶解态镉进行表述。

美国国家环境保护局（US EPA）对镉基准的表述经历了从总镉浓度（1980）到溶解态镉浓度（2016）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^[12]。

我国和加拿大使用总镉浓度进行表述（见表 2），主要理由为：一是由于溶解态镉和颗粒态镉在不同环境条件下可能发生相互转变，而总镉不仅包含溶解态镉，还包含当环境条件改变时可释放的潜在溶解态镉；二是颗粒态镉的生物可利用性和毒性虽显著低于溶解态镉，但并非完全失活，故在风险评估中需予以适当考量。尽管这种方法在某些情况下可能导致“过保护”（因其未区分生物可利用性问题），但通常认为优于“欠保护”。因此，采用总镉是推导保守性环境基准的更优选择，以实现最大限度保护水生生物的目的^[2]。

我国海域跨越暖温带、亚热带和热带三个气候带，海洋生态系统复杂多样，根据我国海洋环境和生物区系特点，紧密围绕管理需求推导我国海洋生物水质基准，可为我国海洋环境质量标准制修订以及海洋环境风险防范提供技术支撑。

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 ^[4-5] ：通常采用 SSD 法中的对数三角模型推导短期水质基准，结合最终慢性毒性值、最终植物毒性值、最终残毒值和重要物种的最低忍受值中的最低值确定长期水质基准； 欧盟 ^[1] 、加拿大 ^[2] 、澳大利亚和新西兰 ^[3] ：采用 SSD 法作为海洋生物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 ^[4] ：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 ^[1] 、加拿大 ^[2] 、澳大利亚和新西兰 ^[3] ：以海洋物种的急慢性毒性数据为主来推导海洋生物水质基准；当海洋物种毒性数据（尤其慢性毒性数据）不足且对污染物的敏感性与淡水物种无显著差异时，可合并使用淡水物种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、欧盟等采用海洋物种急性毒性数据； 长期水质基准：一般使用海洋物种慢性毒性数据。当慢性毒性数据不足时，美国允许合并使用急性毒性数据利用急慢性比方法推导长期水质基准 ^[4] ；欧盟允许使用急性毒性数据利用评估因子法推导长期水质基准 ^[1]	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
最少毒性数据需求		美国 ^[4] ：利用 SSD 法推导短期和长期水质基准时，海洋物种不少于 3 门 8 科；利用急慢性比法推导长期水质基准时，淡水/海洋物种不少于 3 个类群； 欧盟 ^[1] ：利用 SSD 法时，淡水/海洋物种不少于 8 个类群 10 种；采用评估因子法时，淡水/海洋物种不少于 3 个类群； 加拿大 ^[2] ：淡水/海洋物种不少于 3 个类群 6 种； 澳大利亚和新西兰 ^[3] ：淡水/海洋物种不少于 4 个类群 5 种	海洋物种不少于 3 个营养级 5 科 8 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 ISO、OECD 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		生态毒性数据库（ECOTOX） （ http://cfpub.epa.gov/ecotox/ ）	ECOTOX、中国知网（CNKI）数据库等
毒性数据预处理		美国 ^[4] ：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 ^[1] ：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推荐的镉的海洋生物水质基准值

国家/国际组织	制修订时间	形态	水质基准 (μg/L) ^a		物种数 (个)		推导方法		发布部门
			SWQC	LWQC	SWQC	LWQC	SWQC	LWQC	
美国 ^[5,9-11]	1980	总镉	59	4.5	31	1	不详	组织残留法	美国国家环境保护局
	1985	溶解态镉	43	9.3	35	2	物种敏感度分布法	急慢性比法	
	2001	溶解态镉	40	8.8	61	2			
	2016	溶解态镉	33	7.9	94	10			
欧盟 ^{[6]b}	2005	溶解态镉	≤0.45 (I类) 0.45 (II类) 0.6 (III类) 0.9 (IV类) 1.5 (V类)	0.2	27	16	物种敏感度分布法	物种敏感度分布法	欧洲议会和理事会
加拿大 ^[7]	1996	总镉	无	0.12	无	不详	无	不详	加拿大环境部长理事会
澳大利亚和 新西兰 ^[8]	2000	溶解态镉	无	0.7 5.5 14 36	无	40	无	物种敏感度分布法	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
中国	2025	总镉	29.1	4.2	81	26	物种敏感度分布法	物种敏感度分布法	中华人民共和国生态环境部

^a 美国、欧盟和中国发布的水质基准对应的保护水平为 95%；加拿大发布的水质基准对应的保护水平不详；澳大利亚和新西兰发布了不同保护水平的触发值（相当于长期水质基准），分别为：0.7 μg/L 对应保护水平为 99%，5.5 μg/L 对应保护水平为 95%，14 μg/L 对应保护水平为 90%，36 μg/L 对应保护水平为 80%；

^b 欧盟发布的基准值为最大允许浓度基准（相当于短期水质基准）和年平均浓度基准（相当于长期水质基准），其中最大允许浓度基准与淡水一致，按水体硬度（以 CaCO₃ 含量计）划分，I 类：<40 mg/L；II 类：40 mg/L~<50 mg/L；III 类：50 mg/L~<100 mg/L；IV 类：100 mg/L~<200 mg/L；V 类：≥200 mg/L。

3 镉的环境问题

3.1 理化性质

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^[5]。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。镉及其化合物的理化性质见表 3。

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	$\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$	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) ^[13]	8.69	4.08	3.60	4.69
熔点 (°C) ^[13]	321	568	360	1000
沸点 (°C) ^[13]	767	964	—	—
水溶性	不溶于水	易溶于水	溶于水	溶于水
水中溶解度 (g/100g 水) ^[13]	—	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

海水中的镉的存在形态可分为溶解态和颗粒态，其中，溶解态镉包含自由离子态和络合态，络合态又分为无机络合态和有机络合态^[14,15]。镉在海水中的溶解度与镉的化合物形态以及环境条件 (pH、有机物含量等) 密切相关。

3.2 我国海洋环境中镉的浓度水平

镉是一种痕量重金属，环境中镉的来源包括自然来源和人为来源。随着人为活动的增强，人为来源已成为环境中镉的最主要来源，自然来源仅占极小的部分。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，包括大气沉降、河流输入等。我国近岸海域中的镉主要来自于河流输入，研究表明，东海陆扰海

域中 84.2%的镉来自于河流输入，仅有 7.8%来源于大气沉降^[16]。

全国海洋生态环境监测数据表明：近四年（2021~2024 年）来我国管辖海域夏季海水中镉的浓度总体稳定，符合《海水水质标准》（GB 3097—1997）中第一类（1.0 μg/L）或第二类（5.0 μg/L）海水水质标准站位数量达 99%以上，个别站位会有浓度波动现象。

3.3 镉对海洋生物的毒性

研究表明，镉的生物毒性效应与其自由离子态（Cd²⁺）密切相关^[17]。对于海洋浮游植物而言，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^[18,19]。对于海洋贝类，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，最终影响贝类的生长和存活^[20,21]。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，并进一步导致鱼类死亡^[22,23]。

基于急性毒性效应测试终点不同，急性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）和存活（存活率、死亡率）两类，效应指标包括 50%效应浓度（EC₅₀）和半数致死浓度（LC₅₀）等。对镉的海洋生物急性毒性数据分析表明，数据类型包含生长和存活两类，其中，生长包括藻类孢子发育和生长率、双壳类体长影响和鱼类发育异常等，存活包括藻类、甲壳类、双壳类和鱼类等各类群（孵化）存活率和多毛类活动抑制率等，效应指标类型主要为 EC₅₀ 和 LC₅₀。

基于慢性毒性效应测试终点不同，慢性毒性数据一般分为生长（体重、体长、生长率、生物量等）、繁殖（孵化率、孵化时间、性别比等）和存活（存活率、死亡率）三类，效应指标包括 10%效应浓度（EC₁₀）、20%效应浓度（EC₂₀）、最大容许毒物浓度（MATC）、无观察效应浓度（NOEC）、最低观察效应浓度（LOEC）、EC₅₀ 和 LC₅₀ 等。对镉的海洋生物慢性毒性数据分析表明，数据类型包含生长、繁殖和存活三类，其中，生长包括藻类、刺胞类和双壳类生长率、棘皮类和双壳类发育异常、甲壳类世代时间、甲壳类和鱼类体长和体重等，繁殖包括甲壳类繁殖率和产卵次数、首次产卵数量等，存活包括藻类、甲壳类、多毛类、双壳类、鱼类等存活率、多毛类活动抑制率和甲壳类预期寿命等，效应指标类型主要包含 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 海水水质参数对镉毒性的影响规律

以毒性数据为基础的基准值推导应体现污染物本身与环境因素相互作用的生物有效性。因此，在进行镉的海水水质基准推导前，应对可能影响镉的毒性和水质基准推导的海水水质参数进行考虑，如盐度、pH、温度和溶解有机碳等。这些环境因素可能通过改变海水中镉的形态或物理化学形式来影响其迁移和毒性。盐度、温度、pH 和溶解有机碳等海水水质参数对镉的毒性影响规律具体分析如下。

盐度能够影响镉在海水中的存在形态，进而影响镉对海洋生物的毒性。针对本报告和美国 2016 年发布的镉的技术报告中获取的受盐度影响的急性毒性数据（见附录 A）进行分析，盐度对镉的毒性影响在不同分类群中具有差异：对于甲壳类，盐度对镉的毒性影响趋势较为一致；对于鱼类和贝类，未表现出一致的影响规律；对于藻类和轮虫，由于获取的毒性数据有限，无法判断盐度对急性毒性的影响规律。具体而言：对于甲壳类（包括隐居螺赢蜚、日本大螯蜚和凡纳滨对虾等 7 种），随着盐度降低， LC_{50} 减小，镉的急性毒性升高；对于鱼类，镉对尖吻鲈的 LC_{50} 随盐度降低而减小（毒性升高），而对底鳉的 LC_{50} 随盐度降低先增加后减小（毒性先降低后升高）；对于贝类，镉对砂海螂的 LC_{50} 随盐度降低而增加（毒性降低），而对钳蛤的 LC_{50} 随盐度降低而减小（毒性升高）。对于慢性毒性数据，由于获取的毒性数据有限（仅一个物种），无法判断盐度对急性毒性的影响规律。

温度会影响生物机体的代谢速率，从而对镉的毒性产生影响。针对受温度影响的急性毒性数据（见附录 A）进行分析，温度对镉的毒性影响在藻类和甲壳类中较为一致，总体表现为随着温度升高，镉的毒性增强；但对于贝类，温度对镉的急性毒性影响未表现出一致规律；对于鱼类，未获得相关毒性数据。具体而言：对于藻类（诺氏海链藻），随着温度升高，基于生长抑制率的 EC_{50} 减小，镉的毒性升高；对于甲壳类（包括隐居螺赢蜚和长臂虾等 4 种），随着温度升高， LC_{50} 减小，镉的急性毒性升高。未获得受温度影响的镉的慢性毒性数据。

pH 会影响海水中镉的形态、吸附能力和氧化还原速率，从而对镉的毒性产生影响^[24-26]。然而，由于获取的毒性数据有限，无法明确判断 pH 对镉毒性的影响规律。

海水中的溶解有机碳对镉的毒性影响研究仍然相对缺乏，对海洋生物毒性影响趋势尚不明确。有限的研究表明，溶解有机碳会影响镉的毒性，主要表现为镉离子与有机配位体结合，使得自由镉离子的含量降低，进而导致镉在甲壳类体内生物可利用性和生物毒性的降低^[27]。

3.4.2 基于海水水质参数的镉的毒性校正模型

目前，欧美等国在推导淡水水质基准时采用生物配体模型（BLM）或回归分析等模型实现了针对氨氮、镉、铝、铜和镍等污染物的水质参数毒性校正^[28]，但针对海水水质基准尚未正式发布水质参数毒性校正案例。具体而言，美国 2013 年发布的氨氮的淡水水质基准使用线性或非线性回归模型实现了针对不同类群生物的水质参数毒性校正^[29]；2016 年发布的镉的淡水水质基准使用协方差分析模型实现了基于硬度的毒性校正^[5]；2018 年发布的铝的淡水水质基准使用多元线性回归模型实现了针对不同类群生物的水质参数毒性校正^[30]。此外，美国 2007 年发布的铜的淡水水质基准和欧盟 2011 年发布的镍的淡水水质基准中均使用 BLM 模型进行了水质参数毒性校正^[31,32]，而美国 2016 年发布的铜的海水水质基准草案稿中也使用了 BLM 模型，但由于敏感物种的代表性问题目前尚未正式发布^[33]。

我国在推导淡水水质基准时采用回归分析等模型实现了针对镉和氨氮的水质参数毒性校正，但针对海水水质基准的相关研究仍处于探索阶段。具体而言，生态环境部 2020 年发布的镉的淡水水质基准使用一元线性回归模型实现了基于硬度的毒性校正^[34]；2020 年发布的氨氮的淡水水质基准使用线性或非线性回归模型实现了针对不同类群生物的水质参数毒性校正^[35]。对于海水水质基准，厦门大学谭巧国教授团队开发了一种可以在任意盐度变化情景下预测金属镉（Cd）在河口水体中毒性的方法。该方法通过将 BLM 模型整合到毒代动力学-毒效动力学（TK-TD）框架中，实现了在固定盐度（盐度=5、15、25）和动态盐度（5~25）条件下预测河口光滑篮蛤体内 Cd 的生物累积和毒性（半致死浓度和无效应浓度）的功能，为预测金属风险和推导盐度变化条件下的河口水质基准提供了新思路^[36]。

总体而言，现有的海水水质参数对镉的毒性影响数据尚不足以构建二者间的响应关系模型，目前国际上尚未实现基于海水水质参数的镉的海洋生物水质基准校正。本报告获取的海水水质参数对镉的毒性影响数据有限，无法建立相关校正

模型。后续拟从毒性数据获取和模型方法构建等角度开展相关研究，以期实现海水水质参数对毒性数据的校正。

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	1) 包含表 5 列出的数据类别和关注指标； 2) 数据条目可溯源，包括题目、作者、期刊名、期刊号等信息	1) 剔除不包含毒性测试方法的数据库； 2) 剔除不包含毒性实验暴露时间的数据库	ECOTOX
文献数据库	1) 包含表 5 列出的数据类别和关注指标； 2) 包含中文核心期刊或科学引文索引核心期刊； 3) 包含属于原创性的研究报告	1) 剔除综述性论文数据库； 2) 剔除理论方法学论文数据库	1) CNKI 数据库； 2) 万方知识服务平台； 3) 维普网； 4) 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	ECOTOX	截至 2024 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	化学物质: Cadmium; 暴露介质: Salt Water; 毒性终点: Growth Group + Mortality Group + Reproduction Group + Population Group + Intoxication; 效应指标: IC/ID _{xx} (all % values) + LC/LD _{xx} (all % values) + EC/ED _{xx} (all % values) + LOEC + NOEC + MATC; 物种: Crustaceans + Fish + Molluscs + Other Invertebrates + Worms + Algae; 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	主题: 镉或 Cd; 主题: 毒性; 主题: 海水或海洋
	Web of Science	截至 2024 年 12 月 31 日之前数据库覆盖年限	主题: Cadmium 或 Cd; 主题: toxicity 或 ecotoxicity 或 EC ₅₀ 或 LC ₅₀ 或 IC ₅₀ 或 NOEC 或 LOEC 或 NOEL 或 LOEL 或 MATC; 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	数据和文献量	合计
毒性数据库	急性毒性	1559 条	2244 条
	慢性毒性	685 条	
文献数据库	急性毒性	57 篇	74 篇
	慢性毒性	17 篇	

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》^[37] 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其毒性反应的一致性； 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	<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。

项目	筛选原则
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。
受试物要求	<ul style="list-style-type: none"> 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	<ul style="list-style-type: none"> 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≤10%。
暴露条件要求	<ul style="list-style-type: none"> 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）。

项目		筛选原则
数据分 析要求	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≥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 403 条，其中急性毒性数据 322 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	856	55	91	0	0	107	215	233	306
	慢性	687	460	30	2	18	7	48	49	73	
中文文献 数据库	急性	142	2	5	3	0	0	15	30	87	91
	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	1711	866	60	94	0	0	123	246	322	403
	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：

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

4.4.1.2 最少毒性数据需求

用于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，以及以下门类中的至少 5 科 8 种：

- a) 微藻或大型藻类（如硅藻、金藻、绿藻、红藻等）中的 1 科；
- b) 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；
- c) 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；
- d) 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 数据可靠性评价

依据数据可靠性评价，将毒性数据分为 4 类：

- a) 无限制可靠数据：数据产生过程完全符合标准毒性测试方法；
- b) 限制性可靠数据：数据产生过程不完全符合 a) 中试验准则，但试验程序翔实、可靠，有充足的证据证明数据可用；
- c) 不可靠数据：数据产生过程与 a) 中试验准则有冲突或矛盾，试验设计不科学，没有充足的证据证明数据可用，试验过程不能令人信服或不为专家所接受；
- d) 不确定数据：没有提供足够的试验细节，无法判断数据可靠性。

4.4.1.4 可靠性数据不足时处理方式

无限制可靠数据和限制性可靠数据可用于推导基准,当可靠数据不满足 4.4.1.3 时, 应开展相应的生态毒理学试验补充毒性数据, 可以使用但不限于 HJ 1260—2022 推荐的受试物种(参见 HJ 1260—2022 的附录 B)。一般使用幼体等相对敏感生命阶段的受试物种开展试验, 试验方法参见国际标准、国家标准或行业标准毒性测试方法或文献。

4.4.2 评价结果

对表 9 中筛选得到的 322 条急性毒性数据和 81 条慢性毒性数据进行可靠性评价。经可靠性评价, 共有 259 条数据可用于基准推导(见表 10), 其中: 急性毒性数据 203 条(见附录 B), 涉及 80 个物种(见表 11); 慢性数据 56 条(见附录 C), 涉及 26 个物种(见表 12)。这些数据满足 HJ 1260—2022 中“6.4.2 最少毒性数据需求”(见表 24), 本次基准推导不需要额外开展毒性试验。

表 10 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	167	53	220
不可靠数据	24	9	33
不确定数据	95	16	111
合计	322	81	403

表 11 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	41	异尾宽水蚤	1
2	裂片石莼	1	42	小拟哲水蚤	1
3	孔石莼	1	43	钳形歪水蚤	1
4	褶臂尾轮虫	1	44	安氏伪镖水蚤	4
5	小头虫	1	45	细肢疑囊猛水蚤	1
6	园毛好转虫	1	46	拟长腹剑水蚤	1
7	华美盘管虫	2	47	日本虎斑猛水蚤	1

序号	物种名称	毒性数据 (条)	序号	物种名称	毒性数据 (条)
8	双齿围沙蚕	1	48	白脊藤壶	1
9	裸体方格星虫	4	49	东方小藤壶	2
10	单环棘螠	2	50	三突蛀木水虱	1
11	珠带拟蟹守螺	4	51	凶猛片钩虾	2
12	方斑东风螺	1	52	河螺赢蜚	1
13	黄口荔枝螺	2	53	隐居螺赢蜚	1
14	毛蚶	8	54	日本大螯蜚	2
15	魁蚶	5	55	斑节对虾	1
16	泥蚶	5	56	日本囊对虾	9
17	菲律宾偏顶蛤	4	57	中国明对虾	5
18	翡翠贻贝	2	58	凡纳滨对虾	4
19	厚壳贻贝	4	59	罗氏沼虾	4
20	欧洲贻贝	1	60	远海梭子蟹	1
21	紫贻贝	1	61	红星梭子蟹	1
22	合浦珠母贝	1	62	锯缘青蟹	1
23	海湾扇贝	4	63	锈斑蟊	1
24	栉孔扇贝	4	64	天津厚蟹	1
25	虾夷扇贝	1	65	环纹清白招潮	2
26	褶牡蛎	3	66	三角招潮	2
27	中国蛤蜊	4	67	仿刺参	2
28	四角蛤蜊	3	68	鲷	1
29	斧文蛤	4	69	黑点青鲷	1
30	丽文蛤	1	70	黑棘鲷	2
31	文蛤	3	71	真赤鲷	3
32	波纹巴非蛤	4	72	尖吻鲈	2
33	菲律宾蛤仔	8	73	斑魮	12
34	砂海螂	1	74	尾纹裸头鰕虎鱼	6
35	卤虫	1	75	许氏平鲈	1
36	蒙古裸腹蚤	2	76	五条鲷	1
37	丹氏纺锤水蚤	1	77	细鳞鲷	1
38	刺尾纺锤水蚤	1	78	牙鲆	1
39	汤氏纺锤水蚤	4	79	大菱鲆	7
40	近缘真宽水蚤	3	80	绿鳍马面鲀	6

表 12 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	蒙古裸腹溞	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	鳎	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），但本次基准推导不进行海水水质参数对毒性数据的校正。

本次基准推导获取的盐度对镉的海洋生物毒性数据有限（共获得急性毒性数据 58 条，涉及 13 个物种；获得慢性毒性数据 2 条，涉及 1 个物种；具体见附录 A），且未能明确显示海水水质参数对毒性的影响规律；

本次基准推导获取的温度对镉的海洋生物毒性数据显示出较为一致的影响规律，但数据有限（共获得急性毒性数据 27 条，涉及 6 个物种，但缺少关键物种类群鱼类；无慢性毒性数据；具体见附录 A），尚不足以构建二者间的响应关系模型。

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 (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的同效应急性值 (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，如果只获得 1 个 AVE，则直接纳入后续计算。针对急性毒性数据涉及的 80 个物种，文蛤和真赤鲷等 2 个物种同时获得生长类 AVE 和存活类 AVE，取数值较小的生长类 AVE（即最敏感 AVE）纳入后续模型拟合计算中；其余 78 个物种中细基江蓠等 3 个物种只获得生长类 AVE，褶臂尾轮虫等 75 个物种只获得存活类 AVE，直接纳入后续模型拟合计算中（见表 13）。

表 13 不同海洋生物的同效应急性值

序号	物种名称	同效应急性值 (AVE) (μg/L)		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
1	细基江蓠	470.0	—	470.0
2	裂片石莼	1930	—	1930
3	孔石莼	95.00	—	95.00
4	褶臂尾轮虫	—	45100	45100
5	小头虫	—	220.0	220.0
6	园毛好转虫	—	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	—	32653	32653

序号	物种名称	同效应急性值 (AVE) (μg/L)		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
10	单环棘螿	—	1931	1931
11	珠带拟蟹守螺	—	27216	27216
12	方斑东风螺	—	310.0	310.0
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	—	960.0	960.0
21	紫贻贝	—	590.0	590.0
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	84.00	127.0	84.00
32	波纹巴非蛤	—	3673	3673
33	菲律宾蛤仔	—	32702	32702
34	砂海螂	—	2500	2500
35	卤虫	—	4898	4898
36	蒙古裸腹溞	—	4235	4235
37	丹氏纺锤水蚤	—	32.00	32.00

序号	物种名称	同效应急性值 (AVE) (μg/L)		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
38	刺尾纺锤水蚤	—	50.00	50.00
39	汤氏纺锤水蚤	—	83.96	83.96
40	近缘真宽水蚤	—	96.98	96.98
41	异尾宽水蚤	—	120.0	120.0
42	小拟哲水蚤	—	2710	2710
43	钳形歪水蚤	—	130.0	130.0
44	安氏伪镖水蚤	—	355.3	355.3
45	细肢疑囊猛水蚤	—	224.0	224.0
46	拟长腹剑水蚤	—	19.00	19.00
47	日本虎斑猛水蚤	—	16000	16000
48	白脊藤壶	—	460.0	460.0
49	东方小藤壶	—	280.0	280.0
50	三突蛀木水虱	—	7120	7120
51	凶猛片钩虾	—	284.6	284.6
52	河螺赢蜚	—	1460	1460
53	隐居螺赢蜚	—	1680	1680
54	日本大螯蜚	—	1997	1997
55	斑节对虾	—	2570	2570
56	日本囊对虾	—	318.8	318.8
57	中国明对虾	—	94.32	94.32
58	凡纳滨对虾	—	1422	1422
59	罗氏沼虾	—	19.95	19.95
60	远海梭子蟹	—	380.0	380.0
61	红星梭子蟹	—	250.0	250.0
62	锯缘青蟹	—	78.00	78.00
63	锈斑蟊	—	250.0	250.0
64	天津厚蟹	—	50000	50000
65	环纹清白招潮	—	19630	19630

序号	物种名称	同效应急性值 (AVE) (μg/L)		
		生长类	存活类	最敏感 AVE
66	三角招潮	—	11040	11040
67	仿刺参	—	266.1	266.1
68	鲱	—	4170	4170
69	黑点青鳉	—	1120	1120
70	黑棘鲷	—	5299	5299
71	真赤鲷	800.0	8042	800.0
72	尖吻鲈	—	16426	16426
73	斑鲃	—	31558	31558
74	尾纹裸头鰕虎鱼	—	17821	17821
75	许氏平鲉	—	7860	7860
76	五条鲷	—	820.0	820.0
77	细鳞鲷	—	2850	2850
78	牙鲆	—	7430	7430
79	大菱鲆	—	6994	6994
80	绿鳍马面鲀	—	8125	8125

5.1.2.2 同效应慢性值计算

对于从同一暴露实验中获得的某物种某个毒性效应的 NOEC 和 LOEC，将 NOEC 和 LOEC 代入公式 (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（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的同效应慢性值（CVE）、繁殖类 CVE 和存活类 CVE。

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

式中：CVE——同效应慢性值，μg/L；

i——某一物种，无量纲；

j——慢性毒性效应种类，一般分为生长类、存活类和繁殖类，无量纲；

n——CTV 数量，个；

CTV——慢性毒性值，μg/L。

如果获得多个 CVE，则取最小的 CVE 纳入后续计算，如果只获得 1 个 CVE，则直接纳入后续计算。针对慢性毒性数据涉及的 26 个物种，长牡蛎同时获得生长类 CVE 和存活类 CVE，取数值较小的生长类 CVE（即最敏感 CVE）纳入后续模型拟合计算中，蒙古裸腹蚤同时获得生长类 CVE、繁殖类 CVE 和存活类 CVE，取数值较小的生长类 CVE（即最敏感 CVE）纳入后续模型拟合计算中；其余 24 个物种中，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，直接纳入后续模型计算中（见表 14）。

表 14 不同海洋生物的同效应慢性值

序号	物种名称	同效应慢性值（CVE）（μg/L）			
		生长类	繁殖类	存活类	最敏感 CVE
1	中心圆筛藻	22.00	—	—	22.00
2	三角褐指藻	27.00	—	—	27.00
3	威氏海链藻	3300	—	—	3300
4	中肋骨条藻	378.0	—	—	378.0
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

序号	物种名称	同效应慢性值 (CVE) (μg/L)			
		生长类	繁殖类	存活类	最敏感 CVE
11	小头虫	—	—	843.6	843.6
12	双齿围沙蚕	—	—	585.0	585.0
13	长牡蛎	272.2	—	353.3	272.2
14	欧洲贻贝	1200	—	—	1200
15	紫贻贝	6.250	—	—	6.250
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	—	—	37.60	37.60
20	刺冠海胆	950.0	—	—	950.0
21	中间球海胆	2392	—	—	2392
22	海刺猬	923.9	—	—	923.9
23	尖吻鲈	—	—	4496	4496
24	鳎	—	—	33.80	33.80
25	牙鲆	19.27	—	—	19.27
26	细鳞鲷	—	—	95.40	95.40

5.2 模型拟合与评价

将纳入计算的 AVE 和 CVE 分别取常用对数，得到 lgAVE 和 lgCVE。

将 lgAVE 和 lgCVE 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），分别计算物种的急性和慢性累积频率 F_R ，计算方法见公式（4）。

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

式中： F_R ——累积频率；

R ——毒性值的秩次，无量纲；

f ——频数，指毒性值秩次 R 对应的物种数，个；

N ——所有频数之和，个。

各物种的急性累积频率和慢性累积频率见表 15 和表 16。

表 15 同效应急性值及累积频率 (F_R)

序号	物种名称	最敏感 AVE ($\mu\text{g/L}$)	$\lg\text{AVE}$ ($\mu\text{g/L}$)	R	f (个)	F_R (%)
1	拟长腹剑水蚤	19.00	1.279	1	1	1.235
2	罗氏沼虾	19.95	1.300	2	1	2.469
3	丹氏纺锤水蚤	32.00	1.505	3	1	3.704
4	刺尾纺锤水蚤	50.00	1.699	4	1	4.938
5	锯缘青蟹	78.00	1.892	5	1	6.173
6	汤氏纺锤水蚤	83.96	1.924	6	1	7.407
7	文蛤	84.00	1.924	7	1	8.642
8	中国明对虾	94.32	1.975	8	1	9.877
9	孔石莼	95.00	1.978	9	1	11.11
10	近缘真宽水蚤	96.98	1.987	10	1	12.35
11	异尾宽水蚤	120.0	2.079	11	1	13.58
12	钳形歪水蚤	130.0	2.114	12	1	14.81
13	小头虫	220.0	2.342	13	1	16.05
14	细肢疑囊猛水蚤	224.0	2.350	14	1	17.28
15	锈斑蜉	250.0	2.398	15	1	18.52
16	红星梭子蟹	250.0	2.398	16	1	19.75
17	仿刺参	266.1	2.425	17	1	20.99
18	东方小藤壶	280.0	2.447	18	1	22.22
19	凶猛片钩虾	284.6	2.454	19	1	23.46
20	方斑东风螺	310.0	2.491	20	1	24.69
21	日本囊对虾	318.8	2.504	21	1	25.93
22	安氏伪镖水蚤	355.3	2.551	22	1	27.16
23	远海梭子蟹	380.0	2.580	23	1	28.40
24	菲律宾偏顶蛤	396.4	2.598	24	1	29.63
25	华美盘管虫	417.5	2.621	25	1	30.86

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 (%)
26	白脊藤壶	460.0	2.663	26	1	32.10
27	细基江蓐	470.0	2.672	27	1	33.33
28	紫贻贝	590.0	2.771	28	1	34.57
29	真赤鲷	800.0	2.903	29	1	35.80
30	五条鲷	820.0	2.914	30	1	37.04
31	欧洲贻贝	960.0	2.982	31	1	38.27
32	黑点青鳉	1120	3.049	32	1	39.51
33	凡纳滨对虾	1422	3.153	33	1	40.74
34	河螺赢蜚	1460	3.164	34	1	41.98
35	黄口荔枝螺	1490	3.173	35	1	43.21
36	隐居螺赢蜚	1680	3.225	36	1	44.44
37	虾夷扇贝	1730	3.238	37	1	45.68
38	裂片石莼	1930	3.286	38	1	46.91
39	单环棘螿	1931	3.286	39	1	48.15
40	日本大螯蜚	1997	3.300	40	1	49.38
41	园毛好转虫	2500	3.398	41	1	50.62
42	砂海螂	2500	3.398	42	1	51.85
43	斑节对虾	2570	3.410	43	1	53.09
44	栉孔扇贝	2680	3.428	44	1	54.32
45	小拟哲水蚤	2710	3.433	45	1	55.56
46	泥蚶	2791	3.446	46	1	56.79
47	细鳞鲷	2850	3.455	47	1	58.02
48	海湾扇贝	3036	3.482	48	1	59.26
49	翡翠贻贝	3133	3.496	49	1	60.49
50	波纹巴非蛤	3673	3.565	50	1	61.73
51	厚壳贻贝	3858	3.586	51	1	62.96
52	双齿围沙蚕	3880	3.589	52	1	64.20
53	魁蚶	3933	3.595	53	1	65.43
54	鲷	4170	3.620	54	1	66.67
55	蒙古裸腹蚤	4235	3.627	55	1	67.90
56	卤虫	4898	3.690	56	1	69.14

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 (%)
57	斧文蛤	5213	3.717	57	1	70.37
58	黑棘鲷	5299	3.724	58	1	71.60
59	合浦珠母贝	5396	3.732	59	1	72.84
60	四角蛤蜊	5807	3.764	60	1	74.07
61	中国蛤蜊	6731	3.828	61	1	75.31
62	大菱鲆	6994	3.845	62	1	76.54
63	丽文蛤	7100	3.851	63	1	77.78
64	三突蛀木水虱	7120	3.852	64	1	79.01
65	牙鲆	7430	3.871	65	1	80.25
66	许氏平鲉	7860	3.895	66	1	81.48
67	绿鳍马面鲀	8125	3.910	67	1	82.72
68	毛蚶	9608	3.983	68	1	83.95
69	三角招潮	11040	4.043	69	1	85.19
70	褶牡蛎	14492	4.161	70	1	86.42
71	日本虎斑猛水蚤	16000	4.204	71	1	87.65
72	尖吻鲈	16426	4.216	72	1	88.89
73	尾纹裸头鰕虎鱼	17821	4.251	73	1	90.12
74	环纹清白招潮	19630	4.293	74	1	91.36
75	珠带拟蟹守螺	27216	4.435	75	1	92.59
76	斑鲆	31558	4.499	76	1	93.83
77	裸体方格星虫	32653	4.514	77	1	95.06
78	菲律宾蛤仔	32702	4.515	78	1	96.30
79	褶臂尾轮虫	45100	4.654	79	1	97.53
80	天津厚蟹	50000	4.699	80	1	98.77

表 16 同效应慢性值及累积频率 (F_R)

序号	物种名称	最敏感 CVE ($\mu\text{g/L}$)	$\lg\text{CVE}$ ($\mu\text{g/L}$)	R	f (个)	F_R (%)
1	紫贻贝	6.250	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

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 (%)
4	中心圆筛藻	22.00	1.342	4	1	14.81
5	三角褐指藻	27.00	1.431	5	1	18.52
6	鲢	33.80	1.529	6	1	22.22
7	斑节对虾	37.60	1.575	7	1	25.93
8	多边膝沟藻	70.71	1.850	8	1	29.63
9	细鳞鲷	95.40	1.980	9	1	33.33
10	凡纳滨对虾	141.4	2.151	10	1	37.04
11	曲长钟虻	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	378.0	2.577	14	1	51.85
15	双齿围沙蚕	585.0	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	950.0	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，拟合软件推荐使用“国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法（1.0 版）”。

根据模型拟合优度评价参数评价模型的拟合度，评价参数包括：

- a) 均方根误差 (RMSE)。RMSE 越接近于 0，表明模型拟合的精确度越高；
- b) 概率 P 值 (A-D 检验)。 $P > 0.05$ ，表明拟合通过 A-D 检验，模型符合理

论分布。

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

急性毒性数据的模型拟合结果如表 17 所示。通过 RMSE、 P 值 (A-D 检验) 的比较,逻辑斯谛分布模型 SSD 曲线拟合最优,拟合结果见图 1。

表 17 短期水质基准模型拟合结果

拟合模型	RMSE	P 值 (A-D 检验)
正态分布模型	0.0418	>0.05
逻辑斯谛分布模型	0.0417	>0.05

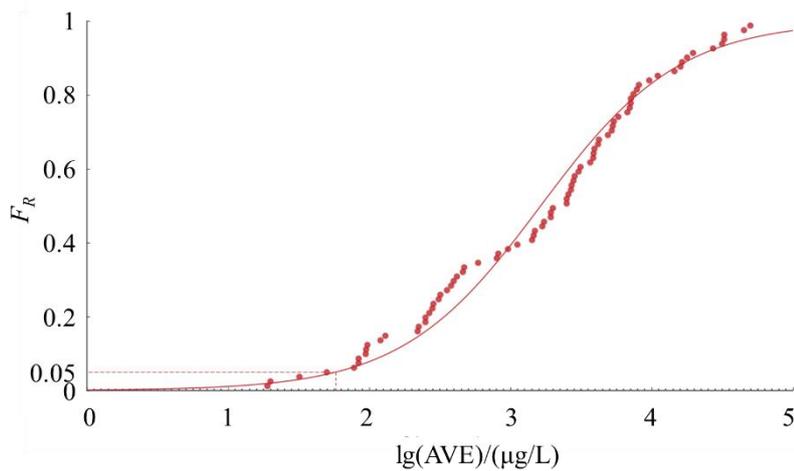


图 1 对数急性毒性—累积频率的逻辑斯谛分布拟合曲线 ($\mu\text{g/L}$)

慢性毒性数据的拟合结果如表 18 所示。通过 RMSE、 P 值 (A-D 检验) 的比较,正态分布模型拟合最优,拟合结果见图 2。

表 18 长期水质基准模型拟合结果

拟合模型	RMSE	P 值 (A-D 检验)
正态分布模型	0.0425	>0.05
逻辑斯谛分布模型	0.0459	>0.05

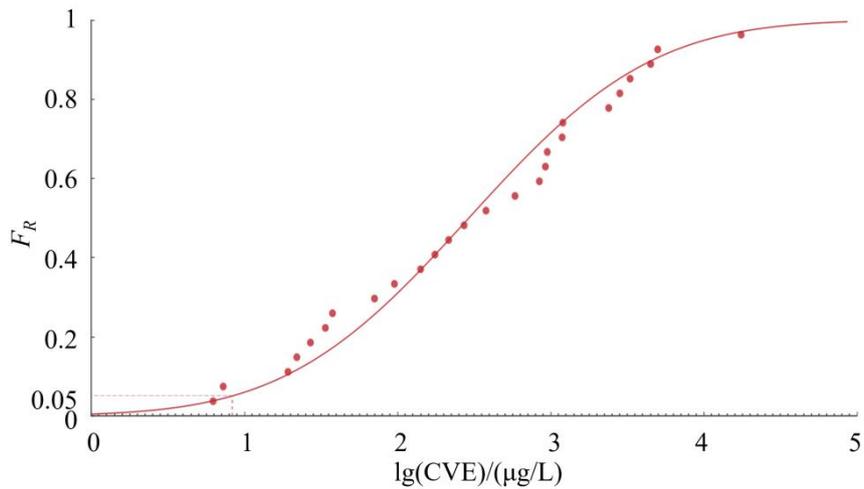


图 2 对数慢性毒性—累积频率的正态分布拟合曲线 (μg/L)

5.3 物种危害浓度确定

根据“5.2 模型拟合与评价”中确定的最优拟合模型，计算累积频率分别为 5%、10%、25%、50%、75%、90%和 95%时对应的物种危害浓度 HC₅、HC₁₀、HC₂₅、HC₅₀、HC₇₅、HC₉₀ 和 HC₉₅。

根据逻辑斯谛分布模型获得的短期物种危害浓度和根据正态分布模型获得的长期物种危害浓度见表 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)	58.15	135.7	471.5	1639	5695	19794	46185
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) 进行基准外推，分别计算获得短期和长期水质基准。

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

式中：SWQC——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。

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

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。

评估因子（AF）的数值根据推导基准所用数据的数量、受试生物涵盖范围和
数据拟合分布等情况综合确定，一般取值为 2~5；当有效毒性数据包括的物种数
量大于 15 时，AF 取值为 2；有效毒性数据包括的物种数量小于等于 15 时，由专
家判断确定 AF 取值，一般取值为 3。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。

对于短期水质基准，由于基准推导所用毒性数据物种数（80）大于 15，受试
生物涵盖 10 门 53 科，且 SSD 曲线尾部拟合良好（见图 1），因此 SAF 取值为 2；
将 SHC₅（58.15 μg/L）除以 SAF（2），得到海洋 SWQC 为 29.1 μg/L。

对于长期水质基准，由于基准推导所用毒性数据物种数（26）大于 15，受试
生物涵盖 11 门 23 科，且 SSD 曲线尾部拟合良好（见图 2），因此 LAF 取值为 2；
将 LHC₅（8.302 μg/L）除以 LAF（2），得到海洋 LWQC 为 4.2 μg/L。

5.4.2 基准确定与表述

本次推导确定镉的海洋 SWQC 为 29.1 μg/L，海洋 LWQC 为 4.2 μg/L（见表
20），基于重要海洋物种和仪器检出限等考虑最终确定基准。

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	58.15	2	29.1
长期水质基准	8.302	2	4.2

(1) 关于重要海洋物种

本报告在推导镉的海洋 SWQC 和 LWQC 时，均使用了经济价值高和生态学

意义突出的重要海洋物种。

经济价值高的重要海洋物种包括本土物种和引进养殖物种两类，依据以下原则判断：本土物种为《国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）（修订）》^[38]中的物种；引进养殖物种为《中国外来海洋生物及其快速检测》^[39]收录的从国外有意引进、已在我国形成一定养殖规模且对我国海洋生态系统无明显危害的重要养殖物种。

生态学意义突出的重要海洋物种从具有重要生态功能和保护海洋物种多样性两个角度考虑，依据以下原则判断：具有重要生态功能方面，参与海洋栖息地（如海草床、红树林、生物礁等）构建、能够净化海洋水体或发挥固碳作用的物种；保护海洋物种多样性方面，被《世界自然保护联盟濒危物种红色名录》评定为易危、濒危或极危级别的物种。

按照以上原则，本报告推导镉的海洋 SWQC 时，使用的 80 种受试物种中包含 24 种经济价值高的物种和 5 种生态学意义突出的物种（见表 21）；推导镉的海洋 LWQC 时，使用的 26 种受试物种中包含 8 种经济价值高的物种和 3 种生态学意义突出的物种（见表 22）。

表 21 推导镉的海洋 SWQC 使用的重要海洋物种

R	物种名称	AVE ($\mu\text{g/L}$)	经济价值高		生态学意义突出	
			本土物种	引进养殖物种	具有重要生态功能	保护海洋物种多样性
5	锯缘青蟹	78.00	√	—	—	—
7	文蛤	84.00	√	—	—	—
8	中国明对虾	94.32	√	—	—	—
17	仿刺参	266.1	√	—	—	濒危物种
21	日本囊对虾	318.8	√	—	—	—
27	细基江蓠	470.0	√	—	—	—
28	紫贻贝	590.0	√	—	参与“生物礁”构建；通过滤食作用净化海水，抑制有害藻华发生。 ^[40]	—
29	真赤鲷	800.0	√	—	—	—
33	凡纳滨对虾	1422	—	√ ^[39]	—	—
37	虾夷扇贝	1730	—	√ ^[39]	—	—
43	斑节对虾	2570	√	—	—	—
44	栉孔扇贝	2680	√	—	—	—

R	物种名称	AVE ($\mu\text{g/L}$)	经济价值高		生态学意义突出	
			本土物种	引进养殖物种	具有重要生态功能	保护海洋物种多样性
46	泥蚶	2791	√	—	—	—
49	翡翠贻贝	3133	√	—	参与“生物礁”构建；通过滤食作用净化海水，抑制有害藻华发生 ^[40]	—
51	厚壳贻贝	3858	√	—	参与“生物礁”构建；通过滤食作用净化海水，抑制有害藻华发生 ^[40]	—
53	魁蚶	3933	√	—	—	—
54	鲷	4170	√	—	—	—
58	黑棘鲷	5299	√	—	—	—
59	合浦珠母贝	5396	√	—	—	—
65	牙鲆	7430	√	—	—	—
67	绿鳍马面鲀	8125	√	—	—	—
68	毛蚶	9608	√	—	—	—
70	褶牡蛎	14492	—	—	参与“生物礁”构建；通过滤食作用净化海水，抑制有害藻华发生；发挥固碳作用 ^[40]	—
72	尖吻鲈	16426	√	—	—	—
78	菲律宾蛤仔	32702	√	—	—	—

表 22 推导镉的海洋 LWQC 使用的重要海洋物种

R	物种名称	CVE ($\mu\text{g/L}$)	经济价值高		生态学意义突出
			本土物种	引进养殖物种	具有重要生态功能
1	紫贻贝	6.250	√	—	参与“生物礁”构建；通过滤食作用净化海水，抑制有害藻华发生 ^[40]
3	牙鲆	19.27	√	—	—
6	鲷	33.80	√	—	—
7	斑节对虾	37.60	√	—	—
10	凡纳滨对虾	141.4	—	√ ^[39]	—
12	翡翠贻贝	215.7	√	—	参与“生物礁”构建；通过滤食作用净化海水，抑制有害藻华发生 ^[40]
13	长牡蛎	272.2	√	—	参与“生物礁”构建；通过滤食作用净化海水，抑制有害藻华发生；发挥固碳作用 ^[40]
24	尖吻鲈	4496	√	—	—

基于对重要海洋物种的判断,本报告推导的镉的海洋 SWQC 小于经济价值高的敏感大型藻类(细基江蓠 AVE=470.0 $\mu\text{g/L}$)、贝类(文蛤 AVE=84.00 $\mu\text{g/L}$)、甲壳类(锯缘青蟹 AVE=78.00 $\mu\text{g/L}$)和鱼类(真赤鲷 AVE=800.0 $\mu\text{g/L}$)的 AVE;同时,也小于生态学意义突出的物种(如仿刺参 AVE=266.1 $\mu\text{g/L}$ 和紫贻贝 AVE=590.0 $\mu\text{g/L}$)的 AVE。

本报告推导的镉的海洋 SWQC 不足以充分保护拟长腹剑水蚤(AVE=19.00 $\mu\text{g/L}$)和罗氏沼虾(AVE=19.95 $\mu\text{g/L}$)等 2 种敏感甲壳类。拟长腹剑水蚤是广温广盐种,在我国各海区均有分布,以黄渤海分布最广泛,常作为优势种出现^[41,42]。罗氏沼虾为我国引进的广盐性经济物种,在国内主要进行淡水养殖^[39]。根据本报告对经济价值高和生态学意义突出的物种的判断原则,以上 2 个物种不属于重要海洋物种。

基于对重要海洋物种的判断,本报告推导的镉的海洋 LWQC 小于经济价值高的敏感贝类(紫贻贝 CVE=6.250 $\mu\text{g/L}$)、甲壳类(斑节对虾 CVE=37.60 $\mu\text{g/L}$)和鱼类(牙鲆 CVE=19.27 $\mu\text{g/L}$)的 CVE;同时,也小于生态学意义突出的物种(如翡翠贻贝 CVE=215.7 $\mu\text{g/L}$ 和长牡蛎 CVE=272.2 $\mu\text{g/L}$)的 CVE。

(2) 关于仪器检出限

根据《2025 年全国海洋生态环境监测工作实施方案》,海水中镉的分析方法及检出限依据以下标准:《海洋监测技术规程 第一部分:海水》(HY/T 147.1—2013)^[43]确定海水中镉的检出限为 0.03 $\mu\text{g/L}$ (电感耦合等离子体质谱法)。

《海洋监测规范 第 4 部分:海水分析》(GB 17378.4—2007)^[44]确定海水中镉的检出限为 0.01 $\mu\text{g/L}$ (无火焰原子吸收分光光度法)。

因此,确定海洋 SWQC (29.1 $\mu\text{g/L}$)和 LWQC (4.2 $\mu\text{g/L}$)保留 1 位小数。

6 质量评价

《海洋生物水质基准—镉》的推导在受试物种的最少毒性数据需求和毒性数据的可靠性等方面符合 HJ 1260—2022 的要求,详见表 23。

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
	初级消费者	1.褶臂尾轮虫；2.园毛好转虫；3.小头虫；4.华美盘管虫；5.单环棘螈；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.砂海螂；28.卤虫；29.蒙古裸腹蚤；30.小拟哲水蚤；31.细肢疑囊猛水蚤；32.日本虎斑猛水蚤；33.安氏伪镖水蚤；34.三突蛀木水虱；35.凶猛片钩虾；36.河螺赢蜚；37.隐居螺赢蜚；38.日本大螯蜚；39.东方小藤壶；40.仿刺参	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.刺尾纺锤水蚤；6.汤氏纺锤水蚤；7.丹氏纺锤水蚤；8.近缘真宽水蚤；9.异尾宽水蚤；10.钳形歪水蚤；11.拟长腹剑水蚤；12.白脊藤壶；13.中国明对虾；14.日本囊对虾；15.斑节对虾；16.凡纳滨对虾；17.罗氏沼虾；18.远海梭子蟹；19.红星梭子蟹；20.锯缘青蟹；21.锈斑蟳；22.环纹清白招潮；23.三角招潮；24.天津厚蟹；25.鲷；26.尖吻鲈；27.五条鲷；28.黑棘鲷；29.真赤鲷；30.斑鲷；31.尾纹裸头鰕虎鱼；32.牙鲆；33.大菱鲆；34.细鳞鲷；35.黑点青鲷；36.许氏平鲷；37.绿鳍马面鲀	1.曲长钟螭；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.鲷；8.细鳞鲷
物种要求	至少 5 科 8 种	53 科，80 种	23 科，26 种
	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
物种要求	甲壳类至少 2 科	<p>20 科, 32 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 (近缘真宽水蚤、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. 蚌木水虱科 (三突蚌木水虱); 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. 长臂虾科 (罗氏沼虾); 18. 梭子蟹科 (远海梭子蟹、红星梭子蟹、锯缘青蟹、锈斑蟳); 19. 沙蟹科 (环纹清白招潮、三角招潮); 20. 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>
	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 (黑点青鲂); 11. 鲈科 (许氏平鲈); 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>
	其他门类 (或甲壳类和硬骨鱼类中未使用的) 生物至少 1 科	<p>19 科, 32 种</p> <p>1. 臂尾轮科 (褶臂尾轮虫); 2. 好转虫科 (园毛好转虫); 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); 6. 方格星虫科 (裸体方格星虫); 7. 棘螿科 (单环棘螿); 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. 蚶科 (毛蚶、魁蚶、泥蚶); 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. 海螂科 (砂海螂); 18. 珍珠贝科 (合浦珠母贝) 19. 刺参科 (仿刺参)</p>	<p>8 科, 10 种</p> <p>1. 钟螽科 (曲长钟螽); 2. 小头虫科 (小头虫); 3. 沙蚕科 (双齿围沙蚕); 4. 贻贝科 (欧洲贻贝、紫贻贝、翡翠贻贝); 5. 牡蛎科 (长牡蛎) 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	依据国际标准毒性测试方法但未明确提供标准信息	6	0
		采用非标准毒性测试方法但试验程序和结果翔实可靠	161	53

7 不确定性分析

本次基准推导存在以下不确定性：

a) 在数据来源方面，本报告的毒性数据主要来源于中英文文献，可能存在符合数据筛选和评价要求的其他语言发表的文献未被纳入。此外，所用毒性数据均基于实验室实验获得，未考虑实际环境中污染物与其他因子之间的相互作用，基于单个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；

b) 在毒性数据校正方面，目前获取的镉的海洋生物毒性数据量有限或未能明确显示海水水质参数对毒性的影响规律，未来需从毒性数据获取和模型方法构建（如 BLM 模型）等角度开展海水水质参数对毒性数据的校正研究。

参 考 文 献

- [1] 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.
- [2] 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.
- [3] ANZECC, ARMCANZ. Revised method for deriving Australian and New Zealand water quality guideline values for toxicants[R]. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, 2018.
- [4] 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.
- [5] US EPA. Aquatic life ambient water quality criteria cadmium: EPA-820-R-16-002[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [6] 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: 2005.
- [7] 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.
- [8] 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.
- [9] US EPA. Ambient water quality criteria for cadmium: EPA-440/5-80-025[R]. Springfield,

- VA: United States Environmental Protection Agency, 1980.
- [10] US EPA. Ambient water quality criteria for cadmium: EPA-440/5-84-032[R]. Springfield, VA: United States Environmental Protection Agency, 1985.
- [11] US EPA. Update of ambient water quality criteria for cadmium: EPA-822-R-01-001[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2001.
- [12] 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.
- [13] LIDE D R. CRC Handbook of chemistry and physics 88th Edition 2007-2008[M]. Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis, 2007, 4-54.
- [14] WEN L S, JIANN K T, SANTACHI P H. Physicochemical speciation of bioactive trace metals (Cd, Cu, Fe, Ni) in the oligotrophic South China Sea[J]. Marine Chemistry, 2006, 101(1-2): 104-129.
- [15] 任艺君, 李力, 王小静, 等. 中国黄、渤海海水中溶解镉的形态研究[J]. 海洋科学进展, 2020, 38: 263-275.
- [16] 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: 62-76.
- [17] ENGEL D W, FOWLER B A. Factors influencing cadmium accumulation and its toxicity to marine organisms[J]. Environmental Health Perspectives, 1979, 28: 81-88.
- [18] REINFELDER J R, JABLONKA R E, CHENEY M. Metabolic responses to subacute toxicity of trace metals in a marine microalga (*Thalassiosira weissflogii*) measured by calorimetry[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19: 448-453.
- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] 阎波, 李英, 高楠, 等. Cd²⁺对毛蚶的毒性效应及其 SOD 活性和 TAOC 的影响[J].

天津科技大学学报, 2015, 30: 48-52.

- [22] 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.
- [23] WOOD C M, FARRELL A, BRAUNER C. Fish physiology: homeostasis and toxicology of essential metals. 1st Edition.[J]. 2011, Volume 31A.
- [24] SHI W, ZHAO X, HAN Y, et al. Ocean acidification increases cadmium accumulation in marine bivalves: a potential threat to seafood safety[J]. Scientific Reports, 2016, 6: 20197.
- [25] CAO R, LIU Y, WANG Q, et al. Seawater acidification aggravated cadmium toxicity in the oyster *Crassostrea gigas*: metal bioaccumulation, subcellular distribution and multiple physiological responses[J]. Science of the Total Environment, 2018, 642: 809-823.
- [26] MA H, ZOU D, WEN J, et al. The impact of elevated atmospheric CO₂ on cadmium toxicity in *Pyropia haitanensis* (Rhodophyta)[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25(33): 33361-33369.
- [27] 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.
- [28] USGS. Mineral Commodity Summaries 2013.[R]. Washington, DC: United States Geological Survey, 2013.
- [29] US EPA. Aquatic life ambient water quality criteria for ammonia – freshwater: EPA 822-R-18-002[R]. [R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2013.
- [30] US EPA. Final aquatic life ambient water quality criteria for aluminum: EPA 822-R-18-001[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2018.
- [31] US EPA. Aquatic life ambient freshwater quality criteria - copper: EPA 822-R-07-001[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2007.
- [32] EU. Nickel and its compounds, nickel EQS dossier 2011[R]. European Union Risk

- Assessment Report (EU-RAR), 2011.
- [33] US EPA. Draft aquatic life ambient estuarine-marine water quality criteria for copper - 2016: EPA-822-P-16-001[R]. Washington, DC: United States Environmental Protection Agency, 2016.
- [34] 生态环境部. 淡水水生生物水质基准技术报告—镉（2020年版）[R]. 北京: 2020.
- [35] 生态环境部. 淡水水生生物水质基准技术报告—氨氮（2020年版）[R]. 北京: 2020.
- [36] ZHONG G, LU S, CHEN R, et al. Predicting risks of cadmium toxicity in salinity-fluctuating estuarine waters using the toxicokinetic-toxicodynamic model[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(21): 13899-13907.
- [37] 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.
- [38] 农业农村部. 国家重点保护经济水生动植物资源名录（第一批）（修订）[R]. 北京: 2024.
- [39] 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.
- [40] 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: 7874-7885.
- [41] 朱丽岩, 徐培培, 张天文, 等. 胶州湾拟长腹剑水蚤时空分布变化的研究[J]. *中国海洋大学学报*, 2009, 39: 83-88.
- [42] 王晓敏, 朱丽岩, 陈学超, 等. 六溴环十二烷对拟长腹剑水蚤的急性毒性和生殖发育毒性效应[J]. *中国海洋大学学报*, 2017, 47: 82-88.
- [43] 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: 原国家海洋局, 2013.
- [44] 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.
- [45] 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.
- [46] 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.
- [47] EISLER R. Acute toxicities of selected heavy metals to the softshell clam, *Mya arenaria*[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1977, 17(2): 137-145.
- [48] 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.
- [49] 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.
- [50] 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.
- [51] BENGTTSSON B E, BERGSTRM B. A flowthrough fecundity test with *Nitocra spinipes* (harpacticoida crustacea) for aquatic toxicity[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 1987, 14(3): 260-268.
- [52] 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.
- [53] 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.
- [54] 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.
- [55] 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.

- [56] 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.
- [57] 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.
- [58] 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.
- [59] WANG M-J, WANG W-X. 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.
- [60] 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.
- [61] 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.
- [62] 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.
- [63] 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: 316-319.
- [64] 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.
- [65] 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.
- [66] 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: 93-102.
- [67] 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.
- [68] 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.
- [69] 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.
- [70] 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.
- [71] 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: 95-99.
- [72] 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: 31-35.
- [73] 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.
- [74] 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.
- [75] 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: 35-38.
- [76] 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: 85-89.
- [77] 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: 88-94.

- [78] PATEL B, ANTHONY K. Uptake of cadmium in tropical marine lamellibranchs, and effects on physiological behaviour[J]. *Marine Biology*, 1991, 108(3): 457-470.
- [79] 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 & Environmental Safety*, 2021, 208: 111612.
- [80] 彭玲, 曾江宁, 陈全震, 等. 镉对厚壳贻贝急性毒性及对其鳃抗氧化酶活性的影响[J]. *环境科学与技术*, 2015, 38: 13-18.
- [81] 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.
- [82] 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.
- [83] 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: 1-5.
- [84] 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.
- [85] 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: 535-540.
- [86] 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: 39-42.
- [87] 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: 813-818.
- [88] 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: 193-195.
- [89] 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: 24-29.

- [90] 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: 294-300.
- [91] 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.
- [92] 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.
- [93] 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: 35-39.
- [94] 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.
- [95] 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.
- [96] 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.
- [97] 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.
- [98] 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.
- [99] 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.

- [100] 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.
- [101] 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.
- [102] 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: 7265-7269.
- [103] 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: 133-140.
- [104] 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: 56-58.
- [105] 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.
- [106] 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: 87-90.
- [107] 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.
- [108] 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.
- [109] 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.
- [110] 江敏, 臧维玲, 姚庆祯, 等. 四种重金属对罗氏沼虾仔虾的毒性作用[J]. *上海水产大学学报*, 2002, 11: 203-207.
- [111] 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.
- [112] RAMACHANDRAN S, PATEL T R, COLBO M H. Effect of copper and cadmium on three malaysian tropical estuarine invertebrate larvae[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 1997, 36(2): 183-188.
- [113] 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.
- [114] 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: 91-96.
- [115] 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: 352-360.
- [116] 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.
- [117] CAO L, HUANG W, SHAN X, et al. Cadmium toxicity to embryonic-larval development and survival in red sea bream *Pagrus major*[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2009, 72(7): 1966-1974.
- [118] 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.
- [119] 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.
- [120] 王晓然, 边力, 胡琼, 等. 镉对绿鳍马面鲈幼鱼急性毒性、肝脏抗氧化能力及组织结构的影响[J]. *渔业科学进展*, 2023, 44: 74-84.
- [121] 王晓然, 边力, 涂忠, 等. 铜、镉对绿鳍马面鲈胚胎和初孵仔鱼的毒性效应[J]. *生态毒理学报*, 2023, 18: 246-254.

- [122] 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.
- [123] 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: 540-548.
- [124] 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: 5428-5435.
- [125] 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.
- [126] 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.
- [127] 于小娣, 师碛, 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: 53-59.
- [128] ZHU X, ZOU D, DU H. Physiological responses of *Hizikia fusiformis* to copper and cadmium exposure[J]. *Botanica Marina*, 2011, 54(5): 431-439.
- [129] 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.
- [130] 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.
- [131] 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.
- [132] 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.
- [133] 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.
- [134] 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.
- [135] 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.
- [136] 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.
- [137] 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 受海水水质参数（盐度、温度）影响的镉的毒性数据

编号	分类地位	物种名称与暴露初始生命阶段	暴露时间 (d)	毒性效应	毒性终点	毒性值 (μg/L)	盐度	温度 (°C)	参考文献
急性毒性数据——盐度影响									
1	红藻门 江蓠科	细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	4	生长 (种群增长率)	EC ₅₀	800.0	6	25	[45]
2		细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	4	生长 (种群增长率)	EC ₅₀	470.0	6	25	[45]
3		细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	4	生长 (种群增长率)	EC ₅₀	570.0	6	25	[45]
4		细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	4	生长 (种群增长率)	EC ₅₀	530.0	25	25	[45]
5		细基江蓠 <i>Gracilaria tenuistipitata</i>	4	生长 (种群增长率)	EC ₅₀	630.0	25	25	[45]
6	轮虫动物门 臂尾轮科	褶臂尾轮虫 (<24 h) <i>Brachionus plicatilis</i>	1	存活 (存活率)	LC ₅₀	54900	15	25	[46]
7		褶臂尾轮虫 (<24 h) <i>Brachionus plicatilis</i>	1	存活 (存活率)	LC ₅₀	36300	15	25	[46]
8		褶臂尾轮虫 (<24 h) <i>Brachionus plicatilis</i>	1	存活 (存活率)	LC ₅₀	56800	30	25	[46]
9		褶臂尾轮虫 (<24 h) <i>Brachionus plicatilis</i>	1	存活 (存活率)	LC ₅₀	46700	30	25	[46]
10	软体动物门 海螂科	砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	2200	20	20	[47]
11		砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	850.0	30	22	[47]
12		砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	50000	20	20	[47]
13		砂海螂 <i>Mya arenaria</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	3400	30	22	[47]

编号	分类地位	物种名称与暴露初始生命阶段	暴露时间 (d)	毒性效应	毒性终点	毒性值 (µg/L)	盐度	温度 (°C)	参考文献
14	软体动物门 钳蛤科	钳蛤 (胚胎) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	300	24	24	[48]
15		钳蛤 (3日龄幼虫) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	380	24	24	[48]
16		钳蛤 (10日龄幼虫) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	400	24	24	[48]
17		钳蛤 (24日龄幼虫) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	2000	24	24	[48]
18		钳蛤 (36日龄幼虫) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	2000	24	24	[48]
19		钳蛤 (胚胎) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	500	34	24	[48]
20		钳蛤 (3日龄幼虫) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	500	34	24	[48]
21		钳蛤 (10日龄幼虫) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	500	34	24	[48]
22		钳蛤 (24日龄幼虫) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	4000	34	24	[48]
23		钳蛤 (36日龄幼虫) <i>Isognomon californicum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	4000	34	24	[48]
24	节肢动物门 螺赢蜚科	隐居螺赢蜚 <i>Corophium insidiosum</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	960.0	28	20	[49]
25		隐居螺赢蜚 <i>Corophium insidiosum</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	1270	35	19.5	[50]
26	节肢动物门 螺赢蜚科	日本大螯蜚 <i>Grandierella japonica</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	340.0	28	20	[49]
27		日本大螯蜚 <i>Grandierella japonica</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	1170	35	19.5	[50]

编号	分类地位	物种名称与暴露初始生命阶段	暴露时间 (d)	毒性效应	毒性终点	毒性值 (µg/L)	盐度	温度 (°C)	参考文献
28	节肢动物门 阿玛猛水蚤科	美丽猛水蚤 <i>Nitokra spinipes</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	430	3	20-22	[51]
29		美丽猛水蚤 <i>Nitokra spinipes</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	660	7	20-22	[51]
30		美丽猛水蚤 <i>Nitokra spinipes</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	780	15	20-22	[51]
31	节肢动物门 糠虾科	糠虾 (7日龄) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	14.7	6	22	[52]
32		糠虾 (7日龄) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	38.0	14	22	[52]
33		糠虾 (7日龄) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	70.4	22	22	[52]
34		糠虾 (7日龄) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	77.3	30	22	[52]
35		糠虾 (7日龄) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	90.3	38	22	[52]
36	节肢动物门 对虾科	凡纳滨对虾 (后期幼体) <i>Litopenaeus vannamei</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	1070	15	—	[53]
37		凡纳滨对虾 (后期幼体) <i>Litopenaeus vannamei</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	2049	34	—	[54]
38	节肢动物门 梭子蟹科	蓝蟹 (幼体) <i>Callinectes sapidus</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	320	1	—	[55]
39		蓝蟹 (幼体) <i>Callinectes sapidus</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	4700	15	—	[55]
40		蓝蟹 (幼体) <i>Callinectes sapidus</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	11600	35	—	[55]

编号	分类地位	物种名称与暴露初始生命阶段	暴露时间 (d)	毒性效应	毒性终点	毒性值 (μg/L)	盐度	温度 (°C)	参考文献
41	节肢动物门 沙蟹科	大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	32300	10	20	[56]
42		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	6800	10	30	[56]
43		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	46600	20	20	[56]
44		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	10400	20	30	[56]
45		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	37000	30	20	[56]
46		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	23300	30	30	[56]
47	脊索动物门 尖吻鲈科	尖吻鲈 (4月龄) <i>Lates calcarifer</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	1990	5	24.5~28	[57]
48		尖吻鲈 (4月龄) <i>Lates calcarifer</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	14200	15	24.5~28	[57]
49		尖吻鲈 (4月龄) <i>Lates calcarifer</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	19000	30	24.5~28	[57]
50	脊索动物门 底鳉科	底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	73000	10	—	[58]
51		底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	73000	10	—	[58]
52		底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	63000	10	—	[58]
53		底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	114000	20	—	[58]
54		底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	92000	20	—	[58]
55		底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	78000	20	—	[58]

编号	分类地位	物种名称与暴露初始生命阶段	暴露时间 (d)	毒性效应	毒性终点	毒性值 ($\mu\text{g/L}$)	盐度	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	参考文献
56	脊索动物门 底鳉科	底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	31000	32	—	[58]
57		底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	30000	32	—	[58]
58		底鳉 (幼鱼) <i>Fundulus heteroclitus</i>	4	—	—	29000	32	—	[58]

急性毒性数据——温度影响

59	硅藻门 海链藻科	诺氏海链藻 <i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	3	生长 (种群增长率)	IC_{50}	2.59 ($\mu\text{mol/L}$)	—	18	[59]
60		诺氏海链藻 <i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	3	生长 (种群增长率)	IC_{50}	1.87 ($\mu\text{mol/L}$)	—	24	[59]
61		诺氏海链藻 <i>Thalassiosira nordenskiöldii</i>	3	生长 (种群增长率)	IC_{50}	0.30 ($\mu\text{mol/L}$)	—	30.5	[59]
62	节肢动物门 糠虾科	糠虾 (<24 h) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC_{50}	30.9	10	20	[60]
63		糠虾 (<24 h) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC_{50}	20.7	10	25	[60]
64		糠虾 (<24 h) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC_{50}	<11.1	10	30	[60]
65		糠虾 (<24 h) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC_{50}	82.0	30	20	[60]
66		糠虾 (<24 h) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC_{50}	32.8	30	25	[60]
67		糠虾 (<24 h) <i>Americamysis bahia</i>	4	存活 (存活率)	LC_{50}	<11.1	30	30	[60]

编号	分类地位	物种名称与暴露初始生命阶段	暴露时间 (d)	毒性效应	毒性终点	毒性值 (μg/L)	盐度	温度 (°C)	参考文献
68	节肢动物门 螺赢蜚科	隐居螺赢蜚 <i>Corophium insidiosum</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	2110	35.9	10	[61]
69		隐居螺赢蜚 <i>Corophium insidiosum</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	700	35.9	25	[61]
70	节肢动物门 沙蟹科	大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	32300	10	20	[56]
71		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	46600	20	20	[56]
72		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	37000	30	20	[56]
73		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	6800	10	30	[56]
74		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	10400	20	30	[56]
75		大西洋砂招潮蟹 <i>Uca pugilator</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	23300	30	30	[56]
76	节肢动物门 长臂虾科	长臂虾 <i>Palaemon varians</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	61400	32	10	[62]
77		长臂虾 <i>Palaemon varians</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	9800	32	20	[62]
78	软体动物 帘蛤科	菲律宾蛤仔 (幼体) <i>Ruditapes philippinarum</i>	1	存活 (存活率)	LC ₅₀	95050	30	12	[63]
79		菲律宾蛤仔 (幼体) <i>Ruditapes philippinarum</i>	1	存活 (存活率)	LC ₅₀	70080	30	17	[63]

编号	分类地位	物种名称与暴露初始生命阶段	暴露时间 (d)	毒性效应	毒性终点	毒性值 (µg/L)	盐度	温度 (°C)	参考文献
80	软体动物 帘蛤科	菲律宾蛤仔 (幼体) <i>Ruditapes philippinarum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	46870	30	12	[63]
81		菲律宾蛤仔 (幼体) <i>Ruditapes philippinarum</i>	2	存活 (存活率)	LC ₅₀	35280	30	17	[63]
82		菲律宾蛤仔 (幼体) <i>Ruditapes philippinarum</i>	3	存活 (存活率)	LC ₅₀	32650	30	12	[63]
83		菲律宾蛤仔 (幼体) <i>Ruditapes philippinarum</i>	3	存活 (存活率)	LC ₅₀	22360	30	17	[63]
84		菲律宾蛤仔 (幼体) <i>Ruditapes philippinarum</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	11310	30	12	[63]
85		菲律宾蛤仔 (幼体) <i>Ruditapes philippinarum</i>	4	存活 (存活率)	LC ₅₀	14380	30	17	[63]

慢性毒性数据——盐度影响

86	脊索动物门 尖吻鲈科	尖吻鲈 <i>Lates calcarifer</i>	21	存活 (存活率)	LC ₅₀	2530	15	24.5-28	[57]
87		尖吻鲈 <i>Lates calcarifer</i>	21	存活 (存活率)	LC ₅₀	7990	30	24.5-28	[57]

附录 B 镉的海洋生物短期水质基准推导所用急性毒性数据

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
1	细基江蓠	<i>Gracilaria tenuistipitata</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	470	470.0	96	25	6	非标准方法	限制性 可靠	[45]
2	裂片石莼	<i>Ulva fasciata</i>	生长 (孢子发育)	EC ₅₀	1930	1930	96	20	—	非标准方法	限制性 可靠	[64]
3	孔石莼	<i>Ulva pertusa</i>	生长 (孢子发育)	EC ₅₀	95	95.00	96	—	35	非标准方法	限制性 可靠	[65]
4	褶臂尾轮虫	<i>Brachionus plicatilis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	45100	45100	48	—	—	标准方法 未提供详细信息	限制性 可靠	[66]
5	小头虫	<i>Capitella capitata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	220	220.0	96	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[67]
6	园毛好转虫	<i>Dinophilus gyrociliatus</i>	存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	2500	2500	48	20	30	非标准方法	限制性 可靠	[68]
7	华美盘管虫	<i>Hydroides elegans</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	230.35	417.5	96	28	34	非标准方法	限制性 可靠	[69]
8			存活 (存活率)	LC ₅₀	756.83		24	28	34	非标准方法	限制性 可靠	[69]
9	双齿围沙蚕	<i>Perinereis aibuhitensis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3880	3880	96	15	—	非标准方法	限制性 可靠	[70]
10	裸体方格星虫	<i>Sipunculus nudus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	45754	32653	24	26.5~29.5	32	非标准方法	限制性 可靠	[71]
11			存活 (存活率)	LC ₅₀	34471		48	26.5~29.5	32	非标准方法	限制性 可靠	[71]
12			存活 (存活率)	LC ₅₀	29628		72	26.5~29.5	32	非标准方法	限制性 可靠	[71]
13			存活 (存活率)	LC ₅₀	24328		96	26.5~29.5	32	非标准方法	限制性 可靠	[71]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
14	单环棘螿	<i>Urechis unicinctus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2084	1931	24	—	30~32	非标准方法	限制性 可靠	[72]
15			存活 (存活率)	LC ₅₀	1789		48	—	30~32	非标准方法	限制性 可靠	[72]
16	珠带拟蟹守螺	<i>Cerithidea cingulata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	29157	27216	72	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制 可靠	[73]
17			存活 (存活率)	LC ₅₀	51442		24	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制 可靠	[73]
18			存活 (存活率)	LC ₅₀	39788		48	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制 可靠	[73]
19			存活 (存活率)	LC ₅₀	9193		96	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制 可靠	[73]
20	方斑东风螺	<i>Babylonia areolata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	310	310.0	96	25	—	非标准方法	限制性 可靠	[74]
21	黄口荔枝螺	<i>Thais luteostoma</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2000	1490	72	20±1	23.9	非标准方法	限制性 可靠	[75]
22			存活 (存活率)	LC ₅₀	1110		96	20±1	23.9	非标准方法	限制性 可靠	[75]
23	毛蚶	<i>Scapharca subcrenata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	24880	9608	24	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[21]
24			存活 (存活率)	LC ₅₀	12270		24	20~22	23	标准方法 未提供详细信息	限制性 可靠	[76]
25			存活 (存活率)	LC ₅₀	14520		48	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[21]
26			存活 (存活率)	LC ₅₀	7869		48	20~22	23	标准方法 未提供详细信息	限制性 可靠	[76]
27			存活 (存活率)	LC ₅₀	10540		72	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[21]
28			存活 (存活率)	LC ₅₀	6160		72	20~22	23	标准方法 未提供详细信息	限制性 可靠	[76]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
29	毛蚶	<i>Scapharca subcrenata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	6200	9608	96	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[21]
30			存活 (存活率)	LC ₅₀	5170		96	20~22	23	标准方法 未提供详细信息	限制性 可靠	[76]
31	魁蚶	<i>Scapharca broughtonii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3570	3933	72	18.5±1.5	3.10±0.03	非标准方法	限制性 可靠	[77]
32			存活 (存活率)	LC ₅₀	3370		96	18.5±1.5	3.10±0.03	非标准方法	限制性 可靠	[77]
33			存活 (存活率)	LC ₅₀	2540		72	18.5±1.5	3.10±0.03	非标准方法	限制性 可靠	[77]
34			存活 (存活率)	LC ₅₀	8900		72	18.5±1.5	3.10±0.03	非标准方法	限制性 可靠	[77]
35			存活 (存活率)	LC ₅₀	3460		96	18.5±1.5	3.10±0.03	非标准方法	限制性 可靠	[77]
36	泥蚶	<i>Tegillarca granosa</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3000	2791	96	—	32	非标准方法	限制性 可靠	[78]
37			存活 (存活率)	LC ₅₀	2800		96	—	32	非标准方法	限制性 可靠	[78]
38			存活 (存活率)	LC ₅₀	3500		96	—	32	非标准方法	限制性 可靠	[78]
39			存活 (存活率)	LC ₅₀	1800		96	—	32	非标准方法	限制性 可靠	[78]
40			存活 (存活率)	LC ₅₀	3200		96	—	32	非标准方法	限制性 可靠	[78]
41	菲律宾偏顶蛤	<i>Modiolus philippinarum</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	221	396.4	96	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制 可靠	[73]
42			存活 (存活率)	LC ₅₀	280		72	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制 可靠	[73]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
43	菲律宾偏顶蛤	<i>Modiolus philippinarum</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	566	396.4	48	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制 可靠	[73]
44			存活 (存活率)	LC ₅₀	705		24	28	30	国际标准方法 EPA 821-R-02-012	无限制 可靠	[73]
45	翡翠贻贝	<i>Perna viridis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3240	3133	96	26	29.5	非标准方法	限制性 可靠	[79]
46			存活 (存活率)	LC ₅₀	3030		96	27	25	非标准方法	限制性 可靠	[20]
47	厚壳贻贝	<i>Mytilus unguiculatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	4850	3858	24	28±1.5	28.2±1.3	非标准方法	限制性 可靠	[80]
48			存活 (存活率)	LC ₅₀	4150		48	28±1.5	28.2±1.3	非标准方法	限制性 可靠	[80]
49			存活 (存活率)	LC ₅₀	3550		72	28±1.5	28.2±1.3	非标准方法	限制性 可靠	[80]
50			存活 (存活率)	LC ₅₀	3100		96	28±1.5	28.2±1.3	非标准方法	限制性 可靠	[80]
51	欧洲贻贝	<i>Mytilus edulis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	960	960.0	96	20	25	非标准方法	限制性 可靠	[81]
52	紫贻贝	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	590	590.0	96	16	—	非标准方法	限制性 可靠	[82]
53	合浦珠母贝	<i>Pinctada fucata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	5396	5396	96	25.5±2.0	30	非标准方法	限制性 可靠	[83]
54	海湾扇贝	<i>Argopecten irradians</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1480	3036	96	20	25	非标准方法	限制性 可靠	[84]
55			存活 (存活率)	LC ₅₀	8200		24	20	25	非标准方法	限制性 可靠	[84]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b ($\mu\text{g/L}$)	AVE ^c ($\mu\text{g/L}$)	暴露 时间 (h)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
56	海湾扇贝	<i>Argopecten irradians</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	3210	3036	48	20	25	非标准方法	限制性 可靠	[84]
57			存活 (存活率)	LC ₅₀	2180		72	20	25	非标准方法	限制性 可靠	[84]
58	栉孔扇贝	<i>Chlamys farreri</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	4480	2680	24	9±0.5	31	非标准方法	限制性 可靠	[85]
59			存活 (存活率)	LC ₅₀	3160		48	9±0.5	31	非标准方法	限制性 可靠	[85]
60			存活 (存活率)	LC ₅₀	2250		72	9±0.5	31	非标准方法	限制性 可靠	[85]
61			存活 (存活率)	LC ₅₀	1620		96	9±0.5	31	非标准方法	限制性 可靠	[85]
62	虾夷扇贝	<i>Mizuhopecten yessoensis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1730	1730	96	12±0.5	—	非标准方法	限制性 可靠	[86]
63	褶牡蛎	<i>Alectryonella plicatula</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	28160	14492	48	18±1	26~28	非标准方法	限制性 可靠	[87]
64			存活 (存活率)	LC ₅₀	12240		72	18±1	26~28	非标准方法	限制性 可靠	[87]
65			存活 (存活率)	LC ₅₀	8830		96	18±1	26~28	非标准方法	限制性 可靠	[87]
66	中国蛤蜊	<i>Macra chinensis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	12480	6731	24	13±0.5	—	非标准方法	限制性 可靠	[88]
67			存活 (存活率)	LC ₅₀	7060		48	13±0.5	—	非标准方法	限制性 可靠	[88]
68			存活 (存活率)	LC ₅₀	5520		96	13±0.5	—	非标准方法	限制性 可靠	[88]
69			存活 (存活率)	LC ₅₀	4220		96	13±0.5	—	非标准方法	限制性 可靠	[88]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献	
70	四角蛤蜊	<i>Mactra veneriformis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	15961	5807	24	15±2	33	非标准方法	限制性 可靠	[89]	
71			存活 (存活率)	LC ₅₀	5149		48	15±2	33	非标准方法	限制性 可靠	[89]	
72			存活 (存活率)	LC ₅₀	2383		96	15±2	33	非标准方法	限制性 可靠	[89]	
73	斧文蛤	<i>Meretrix lamarckii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	6458	5213	96	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[90]	
74			存活 (存活率)	LC ₅₀	5947		96	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[90]	
75			存活 (存活率)	LC ₅₀	4728		96	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[90]	
76			存活 (存活率)	LC ₅₀	4068		96	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[90]	
77	丽文蛤	<i>Meretrix lusoria</i>	存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	7100	7100	96	24	—	非标准方法	限制性 可靠	[91]	
78	文蛤	<i>Meretrix meretrix</i>	生长 (体长)	EC ₅₀	84	84.00	96	28	20	非标准方法	限制性 可靠	[92]	
79			存活 (存活率)	LC ₅₀	68		127.0	96	28	20	非标准方法	限制性 可靠	[92]
80			存活 (存活率)	LC ₅₀	237			48	28	20	非标准方法	限制性 可靠	[92]
81	波纹巴非蛤	<i>Paphia undulata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	4953	3673	24	18~22	31	非标准方法	限制性 可靠	[93]	
82			存活 (存活率)	LC ₅₀	4081		48	18~22	31	非标准方法	限制性 可靠	[93]	
83			存活 (存活率)	LC ₅₀	3254		72	18~22	31	非标准方法	限制性 可靠	[93]	
84			存活 (存活率)	LC ₅₀	2767		96	18~22	31	非标准方法	限制性 可靠	[93]	

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
85	菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活（存活率）	LC ₅₀	95050	32702	24	12±0.5	30	非标准方法	限制性 可靠	[63]
86			存活（存活率）	LC ₅₀	70080		24	17±0.5	30	非标准方法	限制性 可靠	[63]
87			存活（存活率）	LC ₅₀	46870		48	12±0.5	30	非标准方法	限制性 可靠	[63]
88			存活（存活率）	LC ₅₀	35280		28	17±0.5	30	非标准方法	限制性 可靠	[63]
89	菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>	存活（存活率）	LC ₅₀	32650	32702	72	12±0.5	30	非标准方法	限制性 可靠	[63]
90			存活（存活率）	LC ₅₀	22360		72	17±0.5	30	非标准方法	限制性 可靠	[63]
91			存活（存活率）	LC ₅₀	11310		96	12±0.5	30	非标准方法	限制性 可靠	[63]
92			存活（存活率）	LC ₅₀	14380		96	17±0.5	30	非标准方法	限制性 可靠	[63]
93	砂海螂	<i>Mya arenaria</i>	存活（存活率）	LC ₅₀	2500	2500	96	20	20	非标准方法	限制性 可靠	[47]
94	卤虫	<i>Artemia salina</i>	存活（孵化存活率）	EC ₅₀	4898	4898	24	24	—	非标准方法	限制性 可靠	[94]
95	蒙古裸腹溞	<i>Moina mongolica</i>	存活（存活率）	LC ₅₀	1870	4235	48	20	10	非标准方法	限制性 可靠	[95]
96			存活（存活率）	LC ₅₀	9590		24	20	10	非标准方法	限制性 可靠	[95]
97	丹氏纺锤水蚤	<i>Acartia danae</i>	存活（存活率）	LC ₅₀	32	32.00	96	26	29.5	非标准方法	限制性 可靠	[79]
98	刺尾纺锤水蚤	<i>Acartia spinicauda</i>	存活（存活率）	LC ₅₀	50	50.00	48	—	33.1~34.2	非标准方法	限制性 可靠	[96]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
99	汤氏纺锤水蚤	<i>Acartia tonsa</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	122	83.96	96	20	30	非标准方法	限制性 可靠	[97]
100			存活 (存活率)	LC ₅₀	151		96	13	20	非标准方法	限制性 可靠	[98]
101			存活 (存活率)	LC ₅₀	93		96	18	15	非标准方法	限制性 可靠	[98]
102			存活 (存活率)	LC ₅₀	29		96	21	20	非标准方法	限制性 可靠	[98]
103	近缘真宽水蚤	<i>Eurytemora affinis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	51.6	96.98	96	24~25	5~6	非标准方法	限制性 可靠	[99]
104			存活 (存活率)	LC ₅₀	82.9		96	24~25	25	非标准方法	限制性 可靠	[99]
105			存活 (存活率)	LC ₅₀	213.2		96	32	15	非标准方法	限制性 可靠	[99]
106	异尾宽水蚤	<i>Temora stylifera</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	120	120.0	24	25	33	非标准方法	限制性 可靠	[100]
107	小拟哲水蚤	<i>Paracalanus parvus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2710	2710	24	17	34.5~35.5	非标准方法	限制性 可靠	[101]
108	钳形歪水蚤	<i>Tortanus forcipatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	130	130.0	48	—	33.1~34.2	非标准方法	限制性 可靠	[96]
109	安氏伪镖水蚤	<i>Pseudodiaptomus annandalei</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1226	355.3	24	20	20	非标准方法	限制性 可靠	[102]
110			存活 (存活率)	LC ₅₀	392		48	20	20	非标准方法	限制性 可靠	[102]
111			存活 (存活率)	LC ₅₀	195		72	20	20	非标准方法	限制性 可靠	[102]
112			存活 (存活率)	LC ₅₀	170		96	20	20	非标准方法	限制性 可靠	[102]
113	细肢疑囊猛水蚤	<i>Amphiascus tenuiremis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	224	224.0	96	20.8	30.7	非标准方法	限制性 可靠	[27]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
114	拟长腹剑水蚤	<i>Oithona similis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	19	19.00	96	26	29.5	非标准方法	限制性 可靠	[79]
115	日本虎斑猛水蚤	<i>Tigriopus japonicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	16000	16000	48	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[66]
116	白脊藤壶	<i>Balanus albicostatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	460	460.0	24	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[103]
117	东方小藤壶	<i>Chthamalus challengerii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	560	280.0	12	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[104]
118			存活 (存活率)	LC ₅₀	140		24	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[104]
119	三突蛀木水虱	<i>Limnoria tripunctata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	7120	7120	96	19.5	35	非标准方法	限制性 可靠	[50]
120	凶猛片钩虾	<i>Elasmopus rapax</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	180	284.6	96	24	30	非标准方法	限制性 可靠	[105]
121			存活 (存活率)	LC ₅₀	450		48	24	30	非标准方法	限制性 可靠	[105]
122	河螺赢蜚	<i>Corophium acherusicum</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1460	1460	96	20	25	非标准方法	限制性 可靠	[106]
123	隐居螺赢蜚	<i>Corophium insidiosum</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1680	1680	96	16	—	非标准方法	限制性 可靠	[82]
124	日本大螯蜚	<i>Grandidierella japonica</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1170	1997	96	—	35	非标准方法	限制性 可靠	[50]
125			存活 (存活率)	LC ₅₀	3140		96	28	30	非标准方法	限制性 可靠	[107]
126	斑节对虾	<i>Penaeus monodon</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2570	2570	96	26	29.5	非标准方法	限制性 可靠	[79]
127	日本囊对虾	<i>Marsupenaeus japonicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	240	318.8	48	25	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]
128			存活 (存活率)	LC ₅₀	238		96	20	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]
129			存活 (存活率)	LC ₅₀	284		96	—	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b ($\mu\text{g/L}$)	AVE ^c ($\mu\text{g/L}$)	暴露 时间 (h)	温度 ($^{\circ}\text{C}$)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
130	日本囊对虾	<i>Marsupenaeus japonicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	298	318.8	48	25	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]
131			存活 (存活率)	LC ₅₀	350		48	25	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]
132			存活 (存活率)	LC ₅₀	770		48	25	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]
133			存活 (存活率)	LC ₅₀	316		96	25	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]
134			存活 (存活率)	LC ₅₀	667		24	25	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]
135	日本囊对虾	<i>Marsupenaeus japonicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	124	318.8	48	19.5	36	非标准方法	限制性 可靠	[108]
136	中国明对虾	<i>Fenneropenaeus chinensis</i>	存活 (孵化存活率)	LC ₅₀	72	94.32	30	19.6	32.5	非标准方法	限制性 可靠	[109]
137			存活 (存活率)	LC ₅₀	282		24	20.1	30.3	非标准方法	限制性 可靠	[109]
138			存活 (存活率)	LC ₅₀	141		48	20.1	30.3	非标准方法	限制性 可靠	[109]
139			存活 (存活率)	LC ₅₀	79		72	20.1	30.3	非标准方法	限制性 可靠	[109]
140			存活 (存活率)	LC ₅₀	33		96	20.1	30.3	非标准方法	限制性 可靠	[109]
141	凡纳滨对虾	<i>Litopenaeus vannamei</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1070	1422	96	25	15	非标准方法	限制性 可靠	[53]
142			存活 (存活率)	LC ₅₀	1300		48	25	15	非标准方法	限制性 可靠	[53]
143			存活 (存活率)	LC ₅₀	2580		24	25	15	非标准方法	限制性 可靠	[53]
144			存活 (存活率)	LC ₅₀	1140		72	25	15	非标准方法	限制性 可靠	[53]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
145	罗氏沼虾	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	32	19.95	24	25±2	—	非标准方法	限制性 可靠	[110]
146			存活 (存活率)	LC ₅₀	22		48	25±2	—	非标准方法	限制性 可靠	[110]
147			存活 (存活率)	LC ₅₀	15		72	25±2	—	非标准方法	限制性 可靠	[110]
148			存活 (存活率)	LC ₅₀	15		96	25±2	—	非标准方法	限制性 可靠	[110]
149	远海梭子蟹	<i>Portunus pelagicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	380	380.0	48	26	35	非标准方法	限制性 可靠	[111]
150	红星梭子蟹	<i>Portunus sanguinolentus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	250	250.0	48	26	35	非标准方法	限制性 可靠	[111]
151	锯缘青蟹	<i>Scylla serrata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	78	78.00	48	—	30	非标准方法	限制性 可靠	[112]
152	锈斑蟊	<i>Charybdis feriatus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	250	250.0	48	26	35	非标准方法	限制性 可靠	[111]
153	天津厚蟹	<i>Helice tientsinensi</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	50000	50000	96	—	—	标准方法 未提供详细信息	限制性 可靠	[66]
154	环纹清白招潮	<i>Uca annulipes</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	15910	19630	96	29	25	国际标准方法 FAO Fish Tech Pap	无限制 可靠	[113]
155			存活 (存活率)	LC ₅₀	24220		48	29	25	国际标准方法 FAO Fish Tech Pap	无限制 可靠	[113]
156	三角招潮	<i>Uca triangularis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	7660	11040	96	29	25	国际标准方法 FAO Fish Tech Pap	无限制 可靠	[113]
157			存活 (存活率)	LC ₅₀	15910		48	29	25	国际标准方法 FAO Fish Tech Pap	无限制 可靠	[113]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献	
158	仿刺参	<i>Apostichopus japonicus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	387	266.1	72	19.5~ 20.3	—	非标准方法	限制性 可靠	[114]	
159			存活 (存活率)	LC ₅₀	183		96	19.5~ 20.3	—	非标准方法	限制性 可靠	[114]	
160	鲻	<i>Mugil cephalus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	4170	4170	96	26	29.5	非标准方法	限制性 可靠	[79]	
161	黑点青鳉	<i>Oryzias melastigma</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	1120	1120	96	28±1	—	非标准方法	限制性 可靠	[115]	
162	黑棘鲷	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	5400	5299	24	23.2	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]	
163			存活 (存活率)	LC ₅₀	5200		24	23.2	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]	
164	真赤鲷	<i>Pagrus major</i>	生长 (发育异常)	IC ₅₀	800	800.0	96	18	33	非标准方法	限制性 可靠	[117]	
165			存活 (存活率)	LC ₅₀	9800		8042	24	18	33	非标准方法	限制性 可靠	[117]
166			存活 (存活率)	LC ₅₀	6600			48	18	33	非标准方法	限制性 可靠	[117]
167	尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	19000	16426	96	24.5~28	30	非标准方法	限制性 可靠	[57]	
168			存活 (存活率)	LC ₅₀	14200		96	24.5~28	15	非标准方法	限制性 可靠	[57]	
169	斑鲃	<i>Girella punctata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	44000	31558	48	24.6	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]	
170			存活 (存活率)	LC ₅₀	29500		96	24.6	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]	
171			存活 (存活率)	LC ₅₀	31000		48	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]	

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (µg/L)	AVE ^c (µg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
172	斑鲃	<i>Girella punctata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	31000	31558	24	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
173			存活 (存活率)	LC ₅₀	51000		24	24.6	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
174			存活 (存活率)	LC ₅₀	17000		96	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
175			存活 (存活率)	LC ₅₀	27000		96	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
176			存活 (存活率)	LC ₅₀	34000		48	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
177			存活 (存活率)	LC ₅₀	42000		24	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
178			存活 (存活率)	LC ₅₀	23000		48	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
179	斑鲃	<i>Girella punctata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	37000	31558	24	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
180			存活 (存活率)	LC ₅₀	27500		96	24.3	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
181	尾纹裸头鰕虎鱼	<i>Chasmichthys dolichognathus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	5500	17821	96	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
182			存活 (存活率)	LC ₅₀	24400		24	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
183			存活 (存活率)	LC ₅₀	24500		48	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
184			存活 (存活率)	LC ₅₀	17700		48	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
185			存活 (存活率)	LC ₅₀	32000		24	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]
186			存活 (存活率)	LC ₅₀	17200		96	20	—	国际标准方法 JIS K0102-1986	无限制 可靠	[116]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
187	许氏平鲉	<i>Sebastes schlegelii</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	7860	7860	96	—	—	国内标准方法 GB/T 27861—2011	无限制 可靠	[66]
188	五条鲷	<i>Seriola quinqueradiata</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	820	820.0	24	26	33.8	非标准方法	限制性 可靠	[118]
189	细鳞鲷	<i>Terapon jarbua</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2850	2850	96	26	29.5	非标准方法	限制性 可靠	[79]
190	牙鲆	<i>Paralichthys olivaceus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	7430	7430	96	—	—	国内标准方法 GB/T 27861—2011	无限制 可靠	[66]
191	大菱鲆	<i>Scophthalmus maximus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	14000	6994	24	15	34	非标准方法	限制性 可靠	[119]
192			存活 (存活率)	LC ₅₀	10000		96	15	34	非标准方法	限制性 可靠	[119]
193			存活 (存活率)	LC ₅₀	5000		48	15	34	非标准方法	限制性 可靠	[119]
194	大菱鲆	<i>Scophthalmus maximus</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	9000	6994	24	15	34	非标准方法	限制性 可靠	[119]
195			存活 (存活率)	LC ₅₀	2000		48	15	34	非标准方法	限制性 可靠	[119]
196			存活 (存活率)	LC ₅₀	13000		24	15	34	非标准方法	限制性 可靠	[119]
197			存活 (存活率)	LC ₅₀	5000		48	15	34	非标准方法	限制性 可靠	[119]
198	绿鳍马面鲀	<i>Thamnaconus septentrionalis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	11470	8125	24	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[120]
199			存活 (存活率)	LC ₅₀	7142		48	22±0.5	29	国内标准方法 GB/T 27861—2011	无限制 可靠	[121]
200			存活 (存活率)	LC ₅₀	10820		48	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[120]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	ATV ^b (μg/L)	AVE ^c (μg/L)	暴露 时间 (h)	温度 (°C)	盐度	毒性测试方法	数据 评价	参考 文献
201	绿鳍马面鲀	<i>Thamnaconus septentrionalis</i>	存活（存活率）	LC ₅₀	3589	8125	72	22±0.5	29	国内标准方法 GB/T 27861—2011	无限制 可靠	[121]
202			存活（存活率）	LC ₅₀	9840		72	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[120]
203			存活（存活率）	LC ₅₀	9190		96	—	—	非标准方法	限制性 可靠	[120]

a LC₅₀ 指半数致死浓度，EC₅₀ 指 50%效应浓度；

b ATV：急性毒性值；

c 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用慢性毒性数据

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	CTV ^b (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	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
1	中心圆筛藻	<i>Coscinodiscus centralis</i>	生长 (生长率)	EC ₁₀	22.00	—	22.00	4	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[79]
2	三角褐指藻	<i>Phaeodactylum tricorutum</i>	生长 (生长率)	EC ₁₀	27.00	—	27.00	3	21	35	非标准方法	限制性可靠	[122]
3	威氏海链藻	<i>Thalassiosira weissflogii</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	3300	—	3300	4	25	—	非标准方法	限制性可靠	[123]
4	中肋骨条藻	<i>Skeletonema costatum</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	378	—	378.0	3	21	30.2	非标准方法	限制性可靠	[124]
5	多边膝沟藻	<i>Gonyaulax polyedra</i>	存活 (存活率)	LOEC	100.0	70.71	70.71	4	—	—	非标准方法	限制性可靠	[125]
6			存活 (存活率)	NOEC	50.00			4	—	—	非标准方法	限制性可靠	[125]
7	盐生杜氏藻	<i>Dunaliella salina</i>	生长 (生长率)	LOEC	5000	—	5000	4	18	35	非标准方法	限制性可靠	[126]
8	绿光等鞭金藻	<i>Isochrysis galbana</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	1188	—	1188	4	—	—	非标准方法	限制性可靠	[127]
9	大扁藻	<i>Platymonas helgolandica</i>	生长 (生长率)	EC ₅₀	17511	—	17511	4	—	—	非标准方法	限制性可靠	[127]
10	羊栖菜	<i>Hizikia fusiforme</i>	生长 (生长率)	LOEC	4000	2828	2828	7	20	—	非标准方法	限制性可靠	[128]
11			生长 (生长率)	NOEC	2000			7	20	—	非标准方法	限制性可靠	[128]
12	曲长钟虻	<i>Laomedea flexuosa</i>	生长 (生长率)	LOEC	280.0	175.5	175.5	11	—	—	非标准方法	限制性可靠	[129]
13			生长 (生长率)	LOEC	110.0			11	—	—	非标准方法	限制性可靠	[129]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	CTV ^b (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	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
14	小头虫	<i>Capitella capitata</i>	存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	830.0	—	843.6	28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
15			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1500	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
16			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	450.0	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
17			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1400	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
18			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1450	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
19			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1450	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
20			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	800.0	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
21			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	1000	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
22			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	620.0	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
23			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	630.0	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
24			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	630.0	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
25			存活 (活动抑制率)	EC ₅₀	400.0	—		28	19	30	非标准方法	限制性可靠	[130]
26	双齿围沙蚕	<i>Perinereis aibuhitensis</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	585.0	—	585.0	10	15	—	非标准方法	限制性可靠	[70]
27	长牡蛎	<i>Crassostrea gigas</i>	生长 (发育异常)	EC ₅₀	272.2	—	272.2	1	24	—	非标准方法	限制性可靠	[131]
28			存活 (存活率)	LC ₅₀	353.3	—	353.3	4	24	—	非标准方法	限制性可靠	[131]
29	欧洲贻贝	<i>Mytilus edulis</i>	生长 (发育异常)	EC ₅₀	1200	—	1200	2	17	33.8	非标准方法	限制性可靠	[132]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	CTV ^b (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	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
30	紫贻贝	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	生长 (发育异常)	LOEC	6.250	—	6.250	2	18	36	国际标准方法 ASTM E1563-98	无限制可靠	[133]
31	翡翠贻贝	<i>Perna viridis</i>	存活 (存活率)	MATC	171.0	171.0	215.7	30	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[79]
32			存活 (存活率)	MATC	272.0	272.0		30	27	25	国际标准方法 EPA/821/R-02-14	无限制可靠	[20]
33	蒙古裸腹蚤	<i>Moina mongolica</i>	存活 (预期寿命)	LOEC	26.70	18.56	18.56	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[95]
34			存活 (预期寿命)	NOEC	12.90			21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[95]
35			生长 (世代时间)	LOEC	12.90	7.273	7.273	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[95]
36			生长 (世代时间)	NOEC	4.100			21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[95]
37			繁殖 (产卵次数)	LOEC	26.70	18.56	48.24	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[95]
38			繁殖 (产卵次数)	NOEC	12.90			21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[95]
39			繁殖 (首次产卵数量)	LOEC	171.8	125.4	48.24	21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[95]
40			繁殖 (首次产卵数量)	NOEC	91.60			21	20	10	非标准方法	限制性可靠	[95]
41	凡纳滨对虾	<i>Litopenaeus vannamei</i>	生长 (体长)	LOEC	200.0	141.4	141.4	21	25	15	非标准方法	限制性可靠	[134]
42			生长 (体长)	NOEC	100.0			21	25	15	非标准方法	限制性可靠	[134]
43			生长 (体重)	LOEC	200.0	141.4		21	25	15	非标准方法	限制性可靠	[134]
44			生长 (体重)	NOEC	100.0			21	25	15	非标准方法	限制性可靠	[134]
45	斑节对虾	<i>Penaeus monodon</i>	存活 (存活率)	MATC	37.60	37.60	37.60	21	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[79]

编号	物种名称	物种拉丁名	毒性效应终点	效应指标 ^a	CTV ^b (μg/L)	MATC (μg/L)	CVE ^c (μg/L)	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
46	刺冠海胆	<i>Diadema setosum</i>	生长 (发育异常)	EC ₅₀	950.0	—	950.0	0.049-0.056	—	30	国际标准方法 ASTM E724-80	无限制可靠	[112]
47	中间球海胆	<i>Strongylocentrotus intermedius</i>	生长 (发育异常)	EC ₅₀	2392	—	2392	2.2083	20	34	非标准方法	限制性可靠	[135]
48	海刺猬	<i>Glyptocidaris crenularis</i>	生长 (发育异常)	EC ₅₀	923.9	—	923.9	2.0833	20	28	非标准方法	限制性可靠	[136]
49	尖吻鲈	<i>Lates calcarifer</i>	存活 (存活率)	LC ₅₀	2530	—	4496	21	24.5-28	15	非标准方法	限制性可靠	[57]
50			存活 (存活率)	LC ₅₀	7990	—		21	24.5-28	30	非标准方法	限制性可靠	[57]
51	鲮	<i>Mugil cephalus</i>	存活 (存活率)	MATC	33.80	33.80	33.80	30	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[79]
52	牙鲆	<i>Paralichthys olivaceus</i>	生长 (体长)	LOEC	26.79	19.27	19.27	80	18	33	非标准方法	限制性可靠	[137]
53			生长 (体长)	NOEC	13.86			80	18	33	非标准方法	限制性可靠	[137]
54			生长 (体重)	LOEC	26.79	19.27		80	18	33	非标准方法	限制性可靠	[137]
55			生长 (体重)	NOEC	13.86			80	18	33	非标准方法	限制性可靠	[137]
56	细鳞鲷	<i>Terapon jarbua</i>	存活 (存活率)	MATC	95.40	95.40	95.40	30	26	29.5	非标准方法	限制性可靠	[79]

^aLC₅₀ 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;

^bCTV: 慢性毒性值;

^cCVE: 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。