

附件 3

《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物 (征求意见稿)》编制说明

《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物》编制组

2026 年 7 月

目 录

1	项目背景	1
1.1	任务来源	1
1.2	工作过程	1
2	现行标准实施情况评估	2
2.1	现行标准实施及执行评估	2
2.2	现行标准主要内容评估	2
2.3	现行标准存在问题	7
3	标准修订的必要性分析	8
3.1	进一步落实国内法律和履行国际公约的双重需要	8
3.2	完善我国疏浚物海洋倾倒管理和保护海洋环境的客观需要	9
3.3	降低疏浚物成分检验成本的实际需要	9
4	本标准适用对象和相关行业情况	10
4.1	适应对象和范围	10
4.2	我国相关行业发展情况	10
4.3	国外相关行业发展状况	11
5	国内外相关标准	12
5.1	主要国家、地区及国际组织相关标准	12
5.2	国内相关标准	13
6	标准修订的基本原则和技术路线	14
6.1	标准修订的基本原则	14
6.2	技术路线	14
7	标准主要修订内容	15
7.1	主要修订方案及内容	15
7.2	标准结构框架	16
7.3	适用范围	16
7.4	规范性引用文件	17
7.5	术语和定义	18
7.6	疏浚物海洋倾倒评价程序	18
7.7	疏浚物理化检验项目和评价限值	19
7.8	疏浚物理化检验	40
7.9	疏浚物的处置	43
7.10	评价报告与数据报表	44
7.11	实施与监督	46

7.12	附录 A 疏浚物采样要求及方法	46
7.13	参考文献	48
7.14	文字及表述等其他修订	49
8	主要修订内容对比	55
8.1	主要修订内容汇总	55
8.2	修订成果	59
9	对实施本标准的建议	60

1 项目背景

1.1 任务来源

我国是海洋倾废大国，位居世界前列，其中主要倾倒物质是疏浚物。《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物》（GB 30980-2014）（以下简称现行标准）是我国实施疏浚物海洋倾倒许可的前置技术环节所依据的重要技术标准，该标准于 2014 年正式发布，对于全国疏浚物海洋倾倒科学管理与污染防治发挥着重要的保障作用。

随着我国生态环境保护要求的逐步提高，现行标准已难以适配当下新形势要求。一方面，现有疏浚物成分检验项目聚焦重金属，未将发达国家常态化检测的多环芳烃（PAHs）、多氯联苯（PCBs）、有机锡等作为必测项目；另一方面，采样规范未涵盖柱状样品采集相关要求，无法为实际处置工作提供有效技术支撑等。为客观科学、全面精准判定疏浚物污染水平，亟需对现行标准进行修订优化。目前本标准的修订已列入生态环境部 2020 年标准修订计划。

根据《关于开展 2020 年度国家生态环境标准项目实施工作的通知》（环办法规函〔2020〕320 号），按照《国家生态环境标准制修订工作规则》（国环法规〔2020〕4 号）的有关要求和生态环境部海洋司的工作任务部署，确定由国家海洋环境监测中心牵头完成《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物》（GB 30980-2014）的修订任务及相关技术性工作，并已签订任务合同书（合同书编号：2020-2）。

1.2 工作过程

（1）2019 年 12 月，国家海洋环境监测中心牵头承担《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物》标准修订任务，成立了标准修订申报组，完成了项目申请。

（2）2020 年 1 月-2 月，完成修订工作团队组建和任务分工；本标准修订牵头单位为国家海洋环境监测中心；参与单位为中国环境科学研究院。

（3）2020 年 3 月-11 月，开展资料收集和调研工作，对国内外疏浚物相关标准开展对比分析，并进一步分析我国近 3 年来海洋倾倒管理特别是该标准实施过程中所存在的问题，以及我国疏浚物背景状况结果、疏浚物采样方法研究情况和污染（沾污）疏浚物处置方法研究情况等，结合标准实施单位调研情况等，确定标准存在的主要问题。

（4）2020 年 12 月-2021 年 2 月，编制组完成标准草案及开题报告编制，并申请开题；2021 年 5 月，进行开题报告并完成专家咨询。

（5）2021 年 6 月-2022 年 3 月，根据开题论证会专家意见，对国内疏浚物和海洋沉积物的污染状况以及国内外疏浚物样品采样原则和方法的要求等开展进一步文献资料调研和总结分析工作，并在此基础上初步形成标准征求意见稿及编制说明。

（6）2022 年 4-9 月，组织召开标准修订草案稿专家咨询会，进一步完善标准修订文本，形成征求意见稿及其编制说明。

（8）2022 年 10 月至今，根据主管部门意见建议，以及海洋环境保护法修订相关内容，进一步完善了疏浚物评价项目的相关要求，形成完善后的征求意见稿及其编制说明。

2 现行标准实施情况评估

2.1 现行标准实施及执行评估

(1) 执行情况评估

《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物》(GB 30980-2014) 已发布超过 10 年, 对海洋倾倒疏浚物管理给予了扎实的技术保障。本标准自发布实施以来, 疏浚物海洋倾倒许可证发放之前均需要依据此标准开展了疏浚物成分检验和评价。基于全国海洋倾废监督管理系统统计, 近年来依托废弃物特性和成分检验报告的新办(不含延期变更)海洋倾倒许可证数量呈逐年上升态势(相关具体数据暂不予公开), 年疏浚物批准倾倒量超过 2 亿立方米(见图 1)。

(2) 经济效益评估

据统计, 2021 年申请海洋倾倒疏浚物工程中清洁疏浚物工程占比 98.1%, 沾污疏浚物工程占比 1.4%, 污染疏浚物工程占比 0.5%; 2022 年清洁疏浚物工程占比 99.6%, 沾污疏浚物工程占比 0.4%; 2023 年清洁疏浚物工程占比 98.8%, 沾污疏浚物工程占比 1.2%; 2024 年清洁疏浚物工程占比 97.6%, 沾污疏浚物工程占比 2.4%。因此, 目前我国申请海洋倾倒的疏浚物主要是清洁疏浚物, 可以直接海洋倾倒, 不涉及特殊处理等相关工艺, 也不涉及倾倒单位付出的与污染物处置相关的经济成本, 只是疏浚物运输和倾倒相关的工程运行的成本。

(3) 环境效益评估

依据 2019-2022 年《中国海洋生态环境状况公报》, 倾倒区海水水质和沉积物质量基本保持稳定, 海洋倾倒活动未对倾倒区及周边海域生态环境等产生明显影响。可见, 本标准为保障我国港口航道等海洋经济高质量发展和海洋倾废污染防治发挥了重要的、不可或缺的作用。

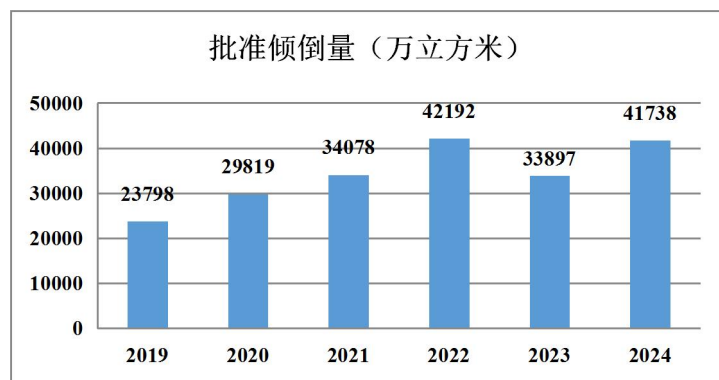


图 1 2019-2024 年全国疏浚物批准海洋倾倒量

2.2 现行标准主要内容评估

依据生态环境部《生态环境标准管理办法》, 本标准属于国家污染物排放标准, 内容包括疏浚物评价程序、评价项目与限值、理化检测方法、生物检验方法、疏浚物处置要求及疏浚物采样要求等。本标准内容评估情况如下。

(1) 疏浚物评价项目科学性分析

疏浚物是一种海洋沉积物，既具备天然海洋沉积物的固有属性，又受到人类开发活动影响。《<防止倾倒废物及其他物质污染海洋的公约>1996 议定书》（简称《<伦敦公约>96 议定书》）建议在制定疏浚物行动清单时，应优先考虑由于人类活动而引入的、有毒的、稳定的以及生物对其有积累作用的物质（例如镉、汞、有机卤化物、石油、烃类化合物，必要时，包括砷、铅、铜、锌、铍、铬、镍、钒、有机硅类化合物、氰化物、氟化物和杀虫剂、非卤化有机物及其它们的副产品）。

本标准制订时，疏浚物评价项目是在充分考虑了港口和航道的污染物发生特点以及当时我国监测和分析水平的基础上确定的。现行标准将评价项目分为必测和选测两类，必测项目主要为《海洋沉积物质量》（GB 18668-2002）标准规定监测项目中的重金属（砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌）、有机碳、硫化物及油类；选测项目为具有持久性或毒性的污染物，如多氯联苯、多环芳烃、三丁基锡等；并且根据我国环境污染现状，增加了六六六、滴滴涕（DDTS）等污染物为选测项目。

对比国外相关标准可知（表 1），我国现行疏浚物评价体系中，必测指标仍以重金属为主，多氯联苯（PCBs）、多环芳烃（PAHs）等环境持久性强、毒性大的有机污染物仅列为选测项目。由此可见，现行疏浚物理化检验评价项目，与其他各国家疏浚物评价项目等均存在一定差距，需要结合我国管理实际情况以及疏浚物的污染物状况进行分析。

表 1 各缔约国疏浚物海洋倾倒行动清单

污染物	中国	中国香港	韩国	日本	加拿大	澳大利亚	英国	比利时	芬兰	荷兰	德国	法国	爱尔兰	挪威	西班牙	丹麦	瑞典
砷	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
镉	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
铬	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
铜	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
铅	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
汞	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
锌	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
镍		√	√	√			√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
铍				√													
钒				√													√
氰化物				√													
油类	√																
铁																	√
银		√												√			
铝																	
钴																	√

污染物	中国	中国香港	韩国	日本	加拿大	澳大利亚	英国	比利时	芬兰	荷兰	德国	法国	爱尔兰	挪威	西班牙	丹麦	瑞典
锡																	√
锰																	
锑																	
硒				√													
铊																	
氟化物				√										√			
有机碳	√				√	√				√							
硫化物	√																
六六六	√ ¹									√	√ ³		√ ²				
滴滴涕	√ ¹								√ ⁴	√	√						
艾氏剂										√							
异狄氏剂										√							
氯丹																	
PCBs	√ ¹	√	√	√	√	√	√	√	√ ⁵	√	√	√	√ ⁵	√	√	√	
PAHs	√ ⁵	√	√		√	√	√		√	√	√		√	√		√	
三丁基锡	√ ¹	√					√	√	√	√	√		√ ⁶			√	
总磷	√ ⁷																
总氮	√ ⁷																

备注：¹ 选测项目；² γ-六氯环己烷；³ α-六氯环己烷和 γ-六氯环己烷；⁴ DDTs+DDE+DDD；⁵ 单体；⁶ TBT&DBT；⁷ 选测项目且无筛分水平

（2）疏浚物评价项目限值设置合理性分析

现行标准中疏浚物各项目评价限值的确定遵循了国家标准制订过程中与国际接轨、与国内实际情况衔接的原则，主要依据我国海洋沉积物质量标准中相关污染物的不同标准值。但由于疏浚物是海洋中一种特殊的沉积物，确定上下限值时，在借鉴沉积物质量标准分类原则的同时，也考虑了目前我国港口的环境现状，以及部分发达和发展中国家对于疏浚物中污染物筛分水平的确定状况，得出我国的疏浚物污染物化学筛分水平值。如表 2 所示，我国疏浚物项目评价限值与其他国家/地区限值差别不大，部分指标的下限及上限值低于部分国家/地区的限值，现行标准限值设定可确保疏浚物倾倒不危害海洋生态环境。同时，依据近年来疏浚物许可证审批工作情况，现行标准限值设置也满足管理及疏浚物倾倒需求，且根据 2019-2022 年《中国海洋生态环境状况公报》，海洋倾倒区海水水质和沉积物质量基本保持稳定，海洋倾倒活动未对海洋倾倒区及周边海域生态环境等产生明显影响，表明评价项目限值确定较为合理，但我国部分选测项目如多环芳烃、三丁基锡等缺乏评价限值。

表 2 我国与其他国家/地区疏浚物评价项目限值比较（单位：mg/kg）

项目	国家/地区	下限	上限
砷	中国	20	100
	英国	20	100
	荷兰	29	29
	德国	30	150
	澳大利亚	20	-
	香港	12	42
镉	中国	0.8	5.0
	英国	0.4	5.0
	荷兰	0.8	4.0
	德国	2.5	12.5
	澳大利亚	1.5	-
	香港	1.5	4
铬	中国	80	300
	英国	40	400
	荷兰	100	120
	德国	150	750
	澳大利亚	80	-
	香港	80	160
铜	中国	50	300
	英国	40	400
	荷兰	36	60
	德国	40	200
	澳大利亚	65	-
	香港	65	110
铅	中国	75	250
	英国	50	500
	荷兰	85	110
	德国	100	500
	澳大利亚	50	-
	香港	75	110
汞	中国	0.3	1.0
	英国	0.3	3.0
	荷兰	0.3	1.2
	德国	1.0	5.0
	澳大利亚	0.15	-
	香港	0.5	1
锌	中国	200	600
	英国	130	800
	荷兰	140	365
	德国	350	1750
	澳大利亚	200	-
	香港	200	270
有机碳	中国	2.0	4.0
	英国	-	-
	荷兰	-	-
	德国	-	-
	澳大利亚	-	-
	香港	-	-
硫化物	中国	300	800
	英国	-	-
	荷兰	-	-
	德国	-	-
	澳大利亚	-	-
	香港	-	-

项目	国家/地区	下限	上限
油类	中国	500	1500
	英国	-	-
	荷兰	50	1500
	德国（干重）	300	1000
	澳大利亚	550	-
	香港	-	-
六六六	中国（ $\alpha+\beta+\gamma+\zeta$ ）	0.5	1.5
	英国	-	-
	德国（ $\alpha+\gamma$ ）	0.6	1.6
	澳大利亚（ γ ）	0.32	1
	香港	-	-
滴滴涕	中国	0.02	0.1
	英国	1	-
	荷兰	0.01	0.03
	德国	1	3
	澳大利亚	1.6	-
	香港	-	-
多氯联苯	中国	0.02	0.6
	英国（7 种）	0.01	-
	英国（25 种）	0.02	0.2
	荷兰（7 种）	*	0.21
	德国（7 种）	0.02	0.06
	澳大利亚	0.023	-
	香港	0.023	0.18

（3）疏浚物评价项目分析方法先进性分析

现行标准中疏浚物评价项目分析主要依据《海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析》（GB 17378.5）中的方法。近年来，随着我国环境监测技术的不断发展、高级精密检测仪器设备的广泛普及，以及检测技术标准化工作的持续推进，重金属、有机碳、六六六、滴滴涕、多氯联苯等项目的相关测定技术方法已得到显著优化和完善。目前，现行标准中规定的疏浚物评价项目分析方法，已与当前行业内广泛采用的主流检测方法、技术发展水平不相匹配，无法充分满足当前疏浚物检验评价的精准性、高效性需求，因此亟需对本标准中的分析方法进行更新完善，与现有监测技术水平及行业实际应用保持一致。

（4）疏浚物生物学检验规范性分析

确定疏浚物的性质和组成以及对海洋生物和人类健康的影响是非常重要的，当不能根据化学和物理学特性以及有效的生物学资料来评价疏浚物潜在的影响，应该进行生物学检验。只有生物学检验结果认为可接受时，才能认为该疏浚物可向海洋倾倒。

本标准中生物学检验包括水相疏浚物毒性检验、固相疏浚物毒性检验和疏浚物中化学污染物质的生物累积检验三类。其中，水相疏浚物毒性检验用来确定疏浚物海上倾倒，在初始混合时，溶解和悬浮污染物对水体中生物体的潜在影响；固相疏浚物毒性检验用来确定疏浚物倾倒后，沉积的疏浚物对倾倒区及其周围底栖生物体的潜在影响；疏浚物中化学污染物质的生物累积检验用来评估底栖生物体从拟倾倒的疏浚物中累积相关污染物的潜力。受试生物应该暴露于有代表性的疏浚物，这样有助于确定其可能存在的急性、慢性毒性，例如致死效应、生物蓄积的潜在可能性和海洋倾倒区附近地区被感染的潜在可能性。

生物学检验应该同时选用适当敏感的和有代表性的受试生物，受试生物应易于采集和培

养，分布广，数量大。水相疏浚物毒性检验选用的受试生物至少要在甲壳动物、鱼类和双壳贝类或棘皮类动物幼虫中任选一种；固相疏浚物毒性检验选用的受试生物至少要在滤食性生物、食底性生物和掘穴生物中任选一种；疏浚物中化学污染物质的生物累积检验选用的受试生物至少要在滤食性动物和食泥性动物中任选一种。固相疏浚物对端足类生物的毒性检验实验是近年来国际上较受推崇的实验之一，但我国尚未普遍开展，为在我国推广普及该项检验工作，所以现行标准部分详细给出了受试生物的采集、暂养、培养和毒性检验的方法，该部分内容是在总结国家海洋环境监测中心近十几年来的相关研究成果编写完成的。

本标准在生物学检验结果的判定中选取死亡率等指示综合环境影响指标，并引入统计学检验方法，符合通用的毒性实验终点指标，使得检验结果更加科学。并进一步规定了当疏浚物检验组的平均死亡率等指示综合环境影响指标 $>50\%$ 时，即可直接作为没有通过生物学检验的判据，提高了生物学检验结果判定的效率。此外，规定了如果对照组或参考组的平行样中生物死亡超过 20% ，则生物检验实验算作失败等多项质量保证措施，加强了检验实验的质量控制和质量保证。我国生物学检验技术属于现行通用方法。

(5) 疏浚物采样规范性分析

在疏浚物的评价过程中，疏浚物的采集过程是保证疏浚物评价准确和严谨的关键环节之一。现行标准与《保护东北大西洋海洋环境公约》（简称《OSPAR 公约》）、加拿大、澳大利亚采样站位设计一致，均是根据倾倒量的大小确定采样站位的数量。同时，本标准规定当疏浚物区的地质结构相对均匀且不存在明显污染源的情况下，采用网格布点法将采样站位均匀地分布在整個疏浚区域；当疏浚区附近存在污染源，或现有的调查资料证实在疏浚区内存在明显的污染物浓度梯度时，则应随着浓度梯度由高像低方向，由密渐疏地设计站位。本标准在站位数量及分布方式设计上较为规范。

但现行标准在采样站位设计章节中，未对柱状样的采样站位布设原则、布设数量等具体技术要求作出明确规定，导致标准在实际应用中缺乏针对性指导。相比之下，美国、加拿大、中国香港等国家和地区的同类规范文件，均已对柱状样采样站位的设计作出了详细规定，因此，现行标准在柱状样采样站位设计方面存在明显不足，与国际及地区先进规范文件存在一定差距。

(6) 疏浚物处置方法有效性分析

现行标准中沾污或污染疏浚物主要可以通过减少疏浚物倾倒量、间歇性倾倒、疏浚清洁疏浚物覆盖污染疏浚物等方式处置倾倒。根据文献调研，并参考美国、英国等疏浚物处置方法，本标准中规定方法有效且可行。

2.3 现行标准存在问题

随着疏浚物海洋倾倒工作的逐步推进，基于倾废监管层面需求，在充分兼顾疏浚物海洋倾倒环境影响、经济成本、技术实施可行性的基础上，经实践检验发现，现行标准在实施操作中仍存在不足，亟待进一步完善，以提升标准的科学性、指导性和可操作性。具体表现在以下方面：

一是疏浚物评价指标有待进一步优化完善。当前，海洋倾倒疏浚物成分检验的必测指标以重金属为主，而多环芳烃、多氯联苯等发达国家长期纳入监测的特征有机污染物，尚未纳

入我国现行标准的必测指标范围，导致历年来此类有机污染物基本未开展系统检测。结合《〈伦敦公约〉96 议定书》对行动清单的相关要求，综合考虑特征有机污染物的持久性、生物累积性和生态毒性，以及其对海洋生态环境存在的潜在风险，有必要考虑将与倾倒活动密切相关的特征有机污染物，纳入疏浚物成分检验的必测指标体系。

二是疏浚物成分检验分析测试方法需进一步补充更新。现行标准中规定的疏浚物成分检验分析测试方法，是基于制订时期的技术条件筛选确定的。近年来，随着环境监测技术的不断发展、高级精密仪器设备的广泛普及，以及相关分析测试技术标准化工作的持续推进，原标准中的部分分析测试方法已显现滞后性，经实践应用检验，其已对疏浚物成分检验的精准性、高效性产生一定制约作用。因此，有必要对原标准中相关分析测试方法进行进一步调整、优化和补充，确保检验方法与当前技术发展水平、行业应用实际相匹配。

三是疏浚物样品采集要求需进一步完善。疏浚工程中常有疏浚深度较深的情况，有的深达几十米，仅在疏浚区域表面采样无法代表该工程全部疏浚物污染状况，因此，对来源于较深疏浚区域的疏浚物需要开展柱状样品采集。虽然现行标准在采样设备相关条款中明确了柱状样的采样方法，但未对柱状样的采样站位、布设原则、采集数量等核心内容作出明确规定，导致实际采样作业缺乏针对性指导，操作规范性不足。

四是未明确我国疏浚工程《疏浚物海洋倾倒检验评价报告》（以下简称“检验评价报告”）有效期。目前，在我国疏浚物海洋倾倒许可证的审批工作中，维护性疏浚项目检验报告有效期不超过 2 年，其他类型疏浚项目检验报告有效期不超过 1 年。但从国际对比来看，《〈伦敦公约〉96 议定书》及其他国家和地区的相关规定中，疏浚物评价数据及检验报告的有效期限普遍设定为 3-5 年。检验评价报告有效期不仅影响疏浚工程的检测成本和工作量，也与疏浚物污染特性及海洋环境变化规律的实际情况密切相关，亟需在兼顾监管严谨性与工程实操性情况下，在标准中明确检验评价报告有效期。

3 标准修订的必要性分析

3.1 进一步落实国内法律和履行国际公约的双重需要

1972 年于英国伦敦召开的关于海上倾倒废弃物公约的政府间会议上，与会国通过了《防止倾倒废弃物及其他物质污染海洋的公约》（简称《伦敦公约》），从而正式启动了全球范围内的海洋倾废管理工作。1996 年，该公约缔约组织通过了《〈伦敦公约〉96 议定书》，对海洋倾倒物质管理更加严格。该议定书通过“反列清单”形式对可海洋倾倒物质类型进行了规定，并且要求缔约国对倾倒的废弃物进行评价，并评估倾倒造成的潜在环境影响，制定国家行动清单。

我国分别于 1985 年和 2006 年加入了《伦敦公约》及《〈伦敦公约〉96 议定书》，并按照公约和议定书的要求逐步开展了国内立法和管理工作。根据《生态环境法典》和《海洋倾废管理条例》等有关规定，我国废弃物海洋倾倒实行许可证制度。审查废弃物海洋倾倒申请时，应当依据废弃物特性和成分检验情况，经评估后确定满足相关技术标准的前提下，方可能获得倾倒许可证。可见，对海洋倾倒的疏浚物进行科学的评价是实施海洋倾倒许可的前置条件，而《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物》及时的修订工作则是更好履行国际公约、落实国内相

关法律法规的技术保障。

3.2 完善我国疏浚物海洋倾倒管理和保护海洋环境的客观需要

根据《生态环境法典》和生态环境部“三定”方案，海洋倾废管理是生态环境部的工作职责之一。海洋疏浚物作为各缔约国海洋倾倒量最大的物质，年均倾倒总量 5.6 亿吨，占倾倒物质总量的 95%以上。由于我国所处经济发展阶段，海洋疏浚物倾倒需求较大，年均疏浚物倾倒量占各缔约国倾倒总量的 54%左右。疏浚物主要是航道、港口等区域的海底沉积物，受到人类开发活动影响，将其挖掘并实施海洋倾倒，可能威胁海洋环境健康。因此，对疏浚物进行科学的评价是实施海洋倾倒许可的前置条件。《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物》作为海洋倾废管理技术体系重要组成部分（图 2），是管理部门行政审批疏浚物倾倒许可证的主要技术依据，对疏浚物进行科学合理的理化分析，评估其对海洋生态环境的风险，可以为管理部门的决定提供依据，并保护海洋环境健康。目前，本标准已实施超过 10 年。期间，我国海洋经济快速发展，沿海工程建设规模不断扩大，疏浚物的产生量、成分复杂性均发生了显著变化，同时海洋环境保护的要求持续提高，现行标准在评价指标、分析方法等方面已难以完全适配新形势下海洋倾废管理和海洋生态环境保护的实际需求，存在部分评价指标不够完善等问题，亟需进一步修订完善，以更好地发挥标准的技术支撑作用，助力提升我国海洋倾废管理水平，推动海洋生态环境高质量保护。

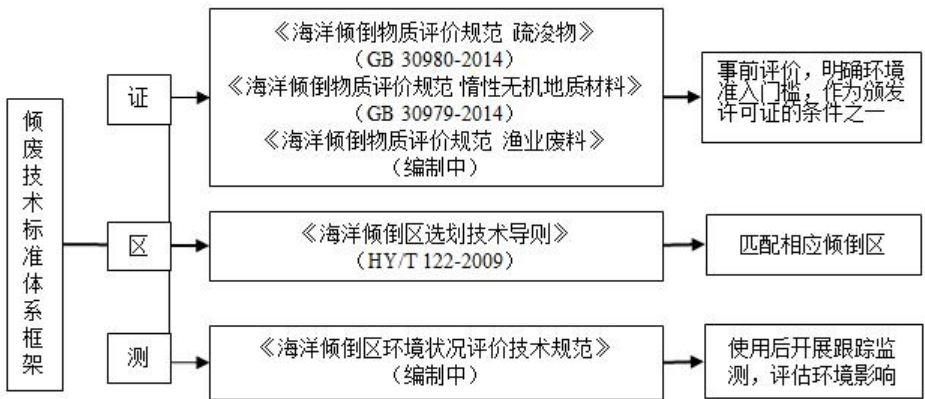


图 2 海洋倾废技术标准体系框架图

3.3 降低疏浚物成分检验成本的实际需要

为深化“放管服”改革要求，切实衔接《生态环境法典》相关规定，本标准的实施应着力推动减轻市场主体负担，合理降低疏浚物成分检验的成本与工作负荷。目前，现行标准尚未明确《疏浚物海洋倾倒检验评价报告》有效期，在我国疏浚物海洋倾倒许可证的审批工作中，维护性疏浚项目检验报告有效期不超过 2 年，其他类型疏浚项目检验报告有效期不超过 1 年。结合实际疏浚工程实践来看，例如对于疏浚频率较高的维护性疏浚工程，若疏浚区及周边区域无污染情况发生，其不同年份疏浚物的理化性质差异较小，检测数据具有较强的连续性和代表性；对于基建性疏浚工程，若因施工计划调整，在申请倾倒许可证当年未启动施工或未完成整体施工计划，且疏浚区及周边无新增污染的情况下，其疏浚物的理化性质也不会发生明显变化，检验数据仍具备有效性。因此，从工程实际和成本优化角度出发，理论上可以适当延长疏浚工程评价报告有效期，从而有效降低市场主体的检验评价成本和相关工作量。

同时,本标准的修订需充分衔接相关国际公约、国外先进标准及我国现行相关规范文件,确保标准的科学性与兼容性。例如,《伦敦公约》框架下相关指南文件规定,若前期调查结果表明沉积物性质稳定且没有新的污染输入,沉积物采样时间间隔可设定为 3-5 年;我国《环境影响评价技术导则 海洋环境》明确要求,沿岸海域以内的沉积物、水文动力、泥沙和地形地貌数据有效期为 5 年,其他海域的为 10 年;中国香港地区疏浚物管理文件则规定,疏浚物评价数据有效期为 3 年。对比上述相关规定,我国现行疏浚物检验评价报告有效期设定偏短,亟需结合工程实际、国际通行做法及国内相关规范,明确科学合理的统一有效期,实现监管效能、企业减负与环境安全的统一。

4 本标准适用对象和相关行业情况

4.1 适应对象和范围

本标准适用于在我国内水、领海、毗连区、专属经济区、大陆架以及我国管辖的其他海域进行的疏浚物海洋倾倒活动。疏浚物主要来源于我国港口、航道等新建工程或清淤疏浚工程等。

我国疏浚物在海洋倾倒前应依据该标准进行理化和生物学检验,并进行评价分类,确定疏浚物处置方式。

4.2 我国相关行业发展情况

我国港口、航道等新建和改扩建工程、清淤工程等产生大量疏浚物,疏浚物处置一般用于围填海等有益利用,对于无法有益利用的疏浚物,经评估合格后可通过海洋倾倒的方式进行处置。据统计,我国疏浚物海洋倾倒量占我国实际倾倒量的 95%以上,且随着我国经济的迅速发展,未来将继续重点建设集装箱码头、大型专业接卸码头,使之适应货物专业化、大型化、集约化的运输要求,且随着围填海政策收紧,疏浚物的倾倒量会呈上升态势,因此应针对实际情况加强对此类倾废活动的管理。

根据《中国海洋生态环境状况公报》,近年来我国疏浚物海洋倾倒量均为上亿方。受围填海政策影响,自 2020 年起疏浚物海洋倾倒量突破 2 亿方(见图 3)。2023 年,我国疏浚物倾倒主要分布在广东近岸海域、长江口邻近海域、浙江近岸海域、渤海海域和江苏近岸海域等(见图 4)。

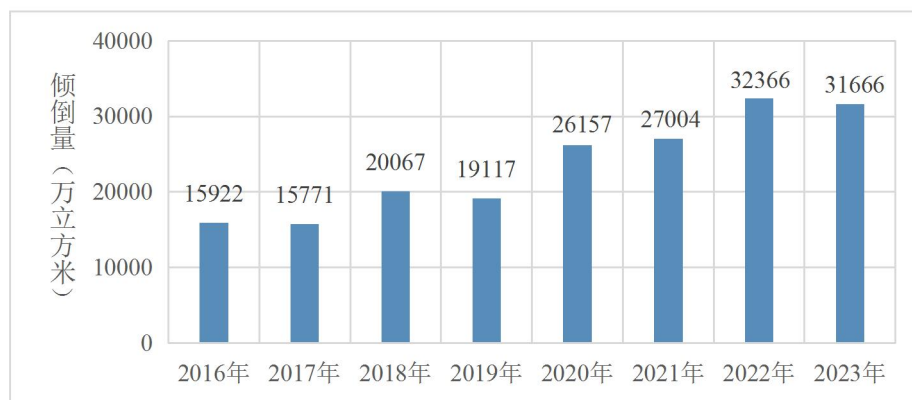


图 3 2016-2023 年全国海洋倾倒量

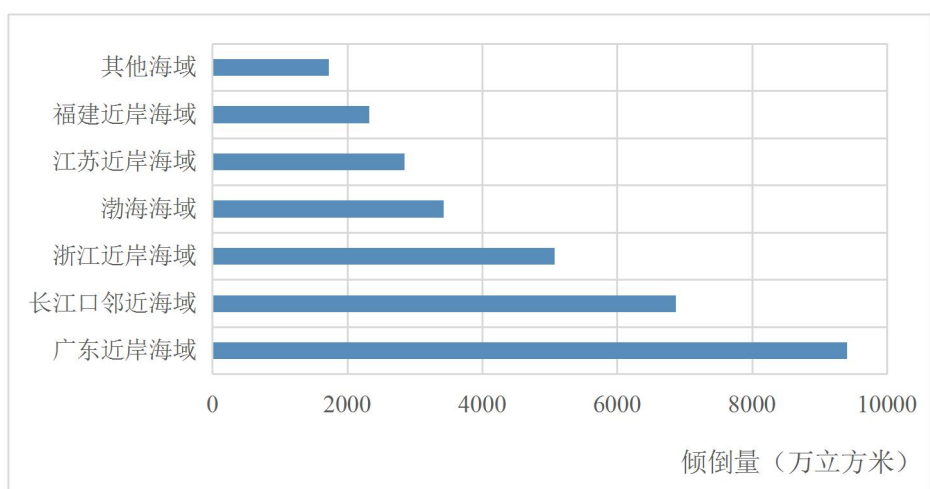
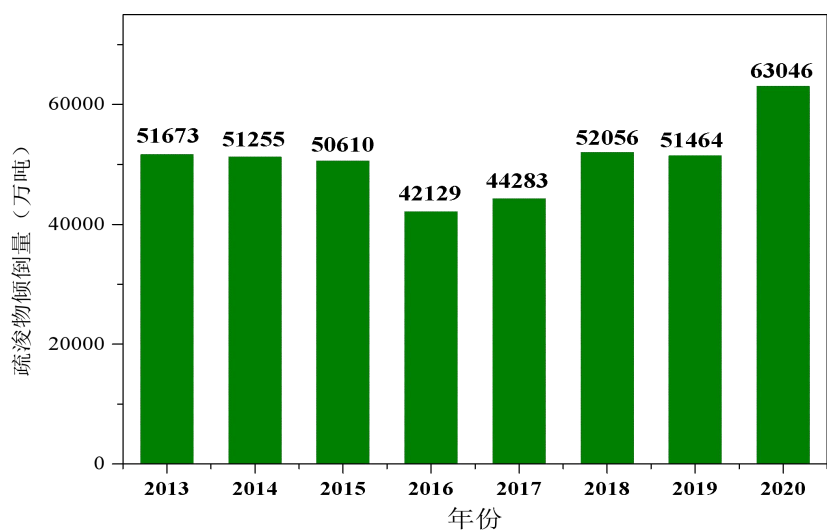


图 4 2023 年全国海洋倾倒量分布状况

4.3 国外相关行业发展状况

通过海洋倾倒的方式处置疏浚物也是发达国家等国外常用的方式。根据 2013-2020 年国际海事组织的统计结果 (见图 5), 近年来世界范围内海洋倾倒量一般在 4.2~6.3 亿吨范围内, 2020 年向海洋倾倒疏浚物的国家有中国、美国、意大利、法国、英国及墨西哥等, 我国倾倒量约占据全球总共倾倒量的 54%, 是疏浚物海洋倾倒大国。



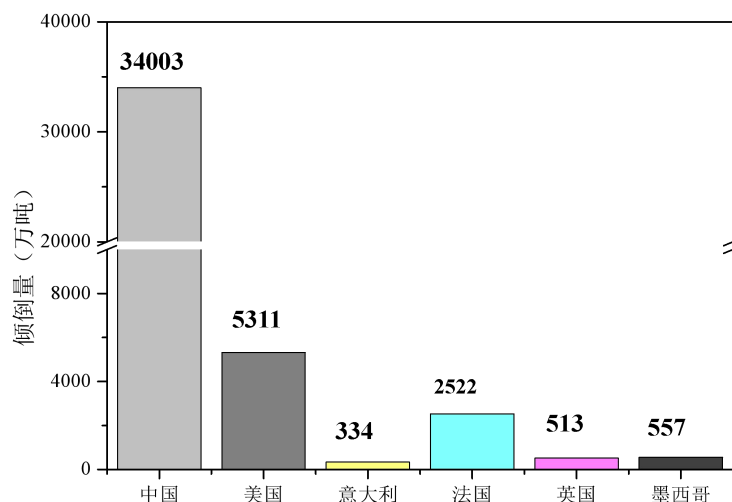


图 5 2013-2020 年全球疏浚物倾倒量及 2020 年各缔约国疏浚物海洋倾倒量

5 国内外相关标准

5.1 主要国家、地区及国际组织相关标准

5.1.1 国际公约相关标准

根据《<伦敦公约>96 议定书》附件 2 的要求，各缔约国应根据废弃物及其组分对人体健康和海洋环境的潜在影响，制定废弃物海洋倾倒行动清单，该清单可对废弃物海洋倾倒起到筛选作用。在制定行动清单时，应优先考虑那些人类活动引入的、有毒的、稳定的以及生物对其有积累作用的物质（例如镉、汞、有机卤化物、石油、烃类化合物，必要时，包括砷、铅、铜、锌、铍、铬、镍、钒、有机硅类化合物、氰化物、氟化物和杀虫剂、非卤化有机物及其它们的副产品）。

同时《<伦敦公约>96 议定书》提供了《可考虑倾倒的废物和其他物质的评定》，为了使其具有可操作性，又提出了《可考虑倾倒的废弃物和其他物质评价指南》，作为其附录二的应用基础和废弃物管理框架，并在指南中制定了相关废弃物分类标准和评价程序。

5.1.2 其他发达国家状况

目前，英国、加拿大、澳大利亚等各发达国家均制定了疏浚物海洋倾倒评价程序，并包括疏浚物海洋倾倒控制指标和限值，即行动清单和行动水平。根据各发达国家倾倒区疏浚物海洋倾倒行动清单（表 1）来看，17 个缔约国中将六六六、滴滴涕、多氯联苯（PCBs）、多环芳烃（PAHs）和三丁基锡（TBT）列入行动清单的比例分别为 24%、24%、94%、71%和 53%，并明确提出了各类有机污染物的相关分析方法与限值，能够较为客观的评价倾倒疏浚物中有机污染物对海洋生态环境的影响。

同时，各发达国家（如美、英、澳大利亚等）经过多年努力，在疏浚物采样、污染疏浚物的限制性处置技术评估、工程设计等方面积累了丰富的研究和实践基础，并已形成了一套完整的管理方法和技术规范体系。目前，已形成的处置技术包括盖帽法等限制性处置法等。

5.2 国内相关标准

5.2.1 疏浚物海洋倾倒成分检验和评价及处置相关标准

我国作为《伦敦公约》及其《<伦敦公约>96 议定书》的双缔约国，始终严格履行公约及议定书规定的国际义务，我国海洋倾倒活动相关的技术标准，也基本围绕公约框架下的各项法律要求、技术规范开展。

2002 年，原国家海洋局颁布《疏浚物海洋倾倒分类和评价程序》和《疏浚物海洋倾倒入生物学检验技术规程》，并据此实施疏浚物海洋倾倒检测和评价。2014 年，发布国家标准《海洋倾倒物质评价规范 疏浚物》(GB 30980-2014)，该标准规定了海洋倾倒疏浚物的评价要求、评价限值、分类、化学和生物学检验方法以及疏浚物处置方式，整体内容完整、评价方法科学，评价结果作为倾倒许可的前置条件，为我国从源头上控制疏浚物海洋倾倒提供了技术依据。

与其他国家相比，我国疏浚物成分检验必测指标中缺少多氯联苯（PCBs）、多环芳烃（PAHs）和三丁基锡（TBT）等特征有机污染物。根据《伦敦公约》及《<伦敦公约>96 议定书》17 个缔约国疏浚物海洋倾倒行动清单，各国列入行动清单的主要污染物质包括砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌、镍、六六六、滴滴涕、PCBs、PAHs 和 TBT。其中，砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌在我国的《疏浚物海洋倾倒分类和评价程序》中被列为必测项目，六六六、滴滴涕、PCBs、PAHs 和 TBT 被列为选测项目，且未设置相应的化学筛分水平。相比而言，17 个缔约国将六六六、滴滴涕、PCBs、PAHs 和 TBT 列入行动清单的比例分别为 24%、24%、94%、71%和 53%，从各国对上述污染物的重视程度可见多环芳烃、多氯联苯等有机物被认为是疏浚物中重要的污染物质，对海洋环境影响不可忽视。

目前，我国海洋倾倒的疏浚物主要为清洁疏浚物，污染（沾污）疏浚物的限制性海上处置在现行标准中只有原则性的要求，实际管理上也处于缺位状态。调查结果显示，我国港口和航道疏浚物不完全是清洁疏浚物，对于这部分污染（沾污）的疏浚物的处置工作，尽管在法律层面允许海上倾倒，但仅有原则性的管理和技术规定。因此，亟需开展相关技术的研究和标准修订工作。

5.2.2 疏浚物海洋倾倒监测相关标准

疏浚物海洋倾倒后，为了解倾倒活动对倾倒区及其周边海域的生态环境影响，应对海洋倾倒区进行监测。2002 年，原国家海洋局通过规范性文件的方式发布《海洋海洋倾倒区监测技术规程》，对倾倒后的海洋倾倒区及其周边海域监测的原则、内容、技术要求和方法等予以规定。

倾倒活动对倾倒区及其周边海域生态环境影响监测内容主要包括：

- 水深监测和地形监测；
- 海洋水文动力参数监测；
- 水质、沉积物质量监测；
- 生物监测，重点是底栖生物监测。

通过上述监测，将监测结果与倾倒前的生态环境状况进行比对，评估倾倒活动对倾倒区及其周边海域生态环境影响。

通过数十年来倾倒区及其周边海域监测,根据我国海洋环境状况公报结果,疏浚物倾倒活动对生态环境的影响主要集中在水深地形方面,对水质、沉积物质量影响较小。

6 标准修订的基本原则和技术路线

6.1 标准修订的基本原则

本标准编制遵照《国家环境保护标准制修订工作管理办法》及《国家环境保护标准制修订工作规则》等的规定执行。本标准编制过程中严格遵循以下原则:

6.1.1 保护海洋生态环境的目的性原则

以促进海洋生态环境保护为目的,规范疏浚物海洋倾倒的检测指标和筛分标准,使之科学地评价拟倾倒的疏浚物对海洋生态环境的影响程度,以进一步加强海洋倾废管理,加快我国海洋倾废管理的国际化进程,严格控制向海洋倾倒废弃物,防止对海洋环境的污染损害。

6.1.2 与政策符合性原则

以遵守《联合国海洋法公约》、《伦敦公约》和《<伦敦公约>96 议定书》等国际公约的相关规定为前提和基础,符合《中华人民共和国生态环境法典》、《中华人民共和国海洋倾废管理条例》和《中华人民共和国海洋倾废管理条例实施办法》等国家和行业的有关法律、法规和政策的要求。

6.1.3 与其他标准衔接协调性原则

在修订过程中,本标准保持与我国作为缔约国的倾废相关国际公约及我国现行的其他行业标准协调一致,使本标准具有一定的先进性、科学性和可操作性。

6.1.4 可行性原则

充分考虑我国相关倾倒单位成本,兼顾当前及未来我国海洋倾倒的疏浚物的实际情况,同时立足我国当前海洋环境监测基本能力,对于所选择的评价指标,各级监测机构具有相应的监测设备和监测能力。

6.2 技术路线

本项目通过资料收集分析、需求调查、现场调研、文献总结、采样分析,并结合专家咨询与评审等方法,针对标准开展实施情况评估,并针对评估中出现的问题,开展国标《海洋倾废物质评价规范 疏浚物》中各个方面内容的修订与优化。

本标准制订技术路线如图 6 所示。

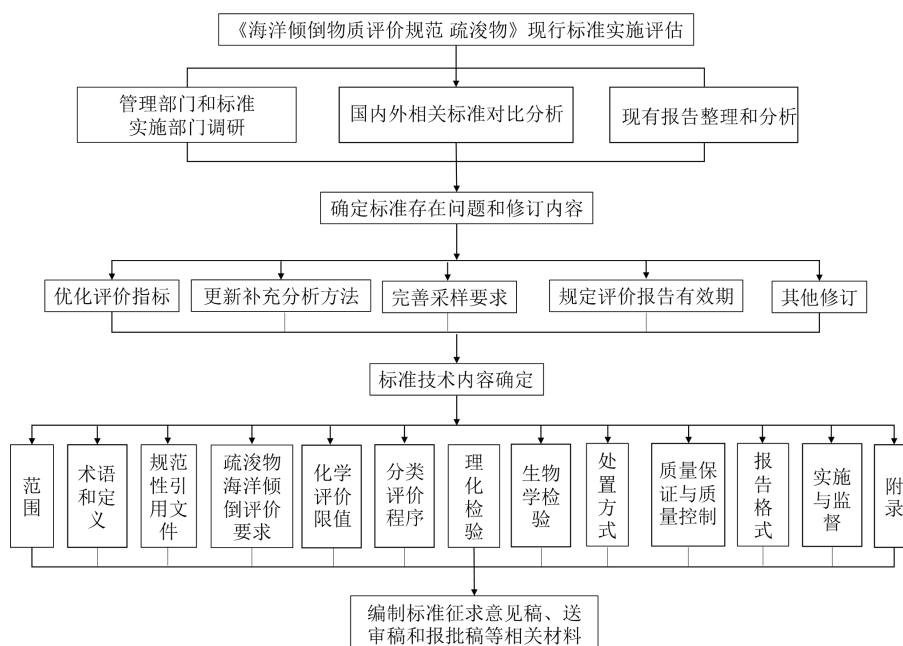


图 6 技术路线图

7 标准主要修订内容

7.1 主要修订方案及内容

（1）优化完善疏浚物评价指标体系

分析我国疏浚物评价指标体系与其他国家疏浚物指标评价体系之间的差距，并且基于国内疏浚物海洋倾倒处置现状等，通过基础文献调研和数据积累等方式，分析目前我国疏浚物评价标准中各评价项目的污染现状及我国未作监测要求项目（考虑增加的评价项目）的污染情况，根据调查结果完善我国疏浚物评价指标体系。

（2）更新补充污染物分析方法

通过系统开展文献调研、国家及行业现行分析监测方法梳理等工作，重点针对疏浚物中核心评价项目，筛选并补充适配当前技术水平、检测精度要求及行业应用实际的分析方法，确保疏浚物成分检验数据的科学性、准确性和时效性，为标准的有效实施提供可靠的技术支撑。

（3）完善疏浚物样品采集要求

结合国内外相关指南文件中关于疏浚物样品采样的原则、方法等明确要求以及实际疏浚处置工程现场调研所掌握的具体情况，对疏浚物样品采集的相关要求进行全面完善。明确柱状样采样的布设原则、采样深度、采样数量等核心要求，解决现有采样要求不完善、可操作性不强等问题，确保标准与相关国际规范、行业标准保持衔接，满足实际管理和工程应用需求。

（4）规定《疏浚物海洋倾倒检验评价报告》有效期

充分参考《伦敦公约》及其《<伦敦公约>96 议定书》等国际公约相关要求，借鉴国外先进国家及地区关于疏浚物评价报告有效期的成熟经验，同时结合我国海洋环境特征、疏浚

工程实际情况、倾废监管需求及市场主体负担现状等国情因素，科学合理延长《疏浚物海洋倾废检验评价报告》的有效期。通过合理延长有效期，在确保疏浚物检验数据有效性、保障海洋环境安全的前提下，切实减少市场主体重复开展检验评价的频次，有效降低其检验评价成本和相关工作量，落实“放管服”改革减轻企业负担的要求。

(5) 其他修订

对现行标准中表述不够清晰、严谨，或与当前实际管理要求脱节的内容进行全面修订完善，确保标准表述准确规范、逻辑连贯顺畅，且充分贴合实际工程应用及监管需求

7.2 标准结构框架

标准修订前、后主要章节框架从以下几个方面进行了调整（见表 3）：

- 1) 正文部分：增加第 12 章，为“实施与监督”；
- 2) 参考文献部分：对参考文献内容不予保留。

表 3 标准框架对比

	现行标准	修订后标准
正文	1 范围 2 规范性引用文件 3 术语和定义 4 疏浚物海洋倾废评价要求 5 疏浚物类别化学评价限值 6 疏浚物分类 7 疏浚物理化检验 8 疏浚物生物学检验 9 疏浚物的处置 10 质量控制与保证 11 评价报告与数据报表	1 适用范围 2 规范性引用文件 3 术语和定义 4 疏浚物海洋倾废评价程序 5 疏浚物理化检验项目和评价限值 6 疏浚物分类 7 疏浚物理化检验 8 疏浚物生物学检验 9 疏浚物的处置 10 质量控制与保证 11 检验报告与数据报表 12 实施与监督
附录	附录 A（规范性附录）疏浚物样品采集原则和方法 附录 B（规范性附录）水相疏浚物对糠虾和鰕虎鱼的毒性检验实验 附录 C（资料性附录）受试生物简介 附录 D（规范性附录）固相疏浚物对端足类生物的毒性检验实验 附录 E（规范性附录）双壳类生物对疏浚物中化学组分的累积检验实验 附录 F（规范性附录）疏浚物海洋倾废检验评价报告	附录 A（规范性附录）疏浚物样品采集要求和方法 附录 B（资料性附录）生物学检验受试生物简介 附录 C（规范性附录）水相疏浚物对糠虾和鰕虎鱼的毒性检验实验 附录 D（规范性附录）固相疏浚物对端足类生物的毒性检验实验 附录 E（规范性附录）双壳贝类生物对疏浚物中化学组分的累积检验实验 附录 F（规范性附录）疏浚物海洋倾废检验评价报告
参考文献	参考文献	——

7.3 适用范围

调整标准适用范围表述，具体见表 4。

表 4 第 1 章范围修订前后对比

现行标准	修订后标准
本标准规定了海洋倾废疏浚物的评价要求、评价限值、分类、化学和生物学检验方法以及疏	本标准规定了海洋倾废疏浚物的评价程序、理化检验项目和评价限值、分类、检验方法以及

浚物处置方式。	处置等方面的要求。
---------	-----------

修订理由：

根据修订标准内容，调整适用范围内容，提高标准范围准确性。

7.4 规范性引用文件

在现有 8 个规范性引用文件基础上，增加 5 个分析测试方法、样品采集等要求的规范性引用文件，具体见表 5。

表 5 第 2 章规范性引用文件修订前后对比

现行标准	修订后标准
现有： GB 17378.1 海洋监测规范 第 1 部分：总则 GB 17378.2 海洋监测规范 第 2 部分：数据处理与分析质量控制 GB 17378.3 海洋监测规范 第 3 部分：样品采集、贮存与运输 GB 17378.4 海洋监测规范 第 4 部分：海水分析 GB 17378.5 海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析 GB 17378.6 海洋监测规范 第 6 部分：生物体分析 GB 17378.7 海洋监测规范 第 7 部分：近海污染生态调查和生物监测 GB 18421 海洋生物质量	现有： GB 17378.1 海洋监测规范 第 1 部分：总则 GB 17378.2 海洋监测规范 第 2 部分：数据处理与分析质量控制 GB 17378.3 海洋监测规范 第 3 部分：样品采集、贮存与运输 GB 17378.4 海洋监测规范 第 4 部分：海水分析 GB 17378.5 海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析 GB 17378.6 海洋监测规范 第 6 部分：生物体分析 GB 17378.7 海洋监测规范 第 7 部分：近海污染生态调查和生物监测 GB 18421 海洋生物质量 GB/T 12763.1 海洋调查规范 第 1 部分：总则 GB/T 12763.8 海洋调查规范 第 8 部分：海洋地质地球物理调查 GB/T 30740 海洋沉积物中总有机碳的测定 非色散红外吸收法 HJ 442.4 近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测 HY/T 147.2 海洋监测技术规程 第 2 部分：沉积物

修订理由：

一是现行标准的规范性引用文件中缺少疏浚物粒度分析方法的标准，因此增加粒度分析方法的规范性引用文件“GB/T 12763.8 海洋调查规范 8 部分：海洋地质地球物理调查”。

二是现行标准中重金属、有机碳、油类等化学指标分析测定方法较为落后且部分分析方法操作复杂，根据国家及行业分析监测方法等资料调研，发现了一些简单高效分析方法，本次修订更新补充了标准中重金属、有机碳、硫化物、油类、滴滴涕、多氯联苯的分析方法，因此增加对应的规范性引用文件“GB/T 30740 海洋沉积物中总有机碳的测定 非色散红外吸收法”、“HY/T 147.2 海洋监测技术规程 第 2 部分：沉积物”、“HJ 442.4 近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测”。

三是本次修订在附录 A2.2 中完善了柱状样采样站位设计，因此在 A3.3 中增加柱状样采样要求所对应的规范性引用文件：“GB/T 12763.8 海洋调查规范 8 部分：海洋地质地球物理调查”、“HJ 442.4 近岸海域环境监测技术规范 第四部分：近岸海域沉积物监测”。

四是本次修订在附录 A3.3 中增加了采样船舶及采样人员的规定，因此在 A3.3 中增加对应的规范性引用文件：GB/T 12763.1 海洋调查规范 第 1 部分：总则。

修订标准衔接最新海洋沉积物分析监测方面标准规范，补充了疏浚物理化检验方法的规范引用文件，提高标准先进性及指导性。

7.5 术语和定义

（1）增加“维护性疏浚工程”和“基建性疏浚工程”2个术语及其定义。

维护性疏浚工程 maintenance dredging engineering

为保持海岸、海洋工程设计指标或工程运行的需要，而对港口、码头、航道、锚地及其他海岸、海底设施进行的清淤工程。

基建性疏浚工程 capital dredging engineering

新建、改建、扩建的港口、码头、航道、锚地、填海、围海等海底开挖及清淤工程。

修订理由：

本次修订增加了基建性疏浚工程和维护性疏浚工程《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期的规定，为确保标准执行的规范性与一致性，避免因工程类型界定不清导致报告有效期适用偏差，需在术语层面明确两类工程的法定内涵。现行标准中相关定义仅以附注形式置于附录，本次修订将附录A.2.1附注中两类工程定义调整至第三章，并同步完善了基建性疏浚工程的表述，提高标准指导性。

（2）删除术语“环境敏感区”，并将标准文本中“环境敏感区”修改为“海洋生态敏感区”，以附注形式予以说明。

修订理由：

一是精简表述术语体系。“环境敏感区”并非本标准疏浚物评价的核心必备术语，为突出主体技术内容，精简标准文本，已在术语和定义章节中予以删除。

二是为统一行业规范表述。为与生态环境部近期发布《环境影响评价技术导则 海洋生态环境》（HJ 1409—2025）等标准表述保持一致，将文本中“环境敏感区”统一修改为“海洋生态敏感区”，确保术语规范、口径统一。同时在标准9.6章节以附注形式予以说明，释义内容采用HJ 1409—2025中权威定义的精简凝练版本。

7.6 疏浚物海洋倾倒评价程序

（1）第4章标题“疏浚物海洋倾倒评价要求”修改为“疏浚物海洋倾倒评价程序”。

修订理由：

根据修订内容，调整章节标题。

（2）完善疏浚物海洋倾倒分类和评价工作流程图及相关内容表述，如图7所示。

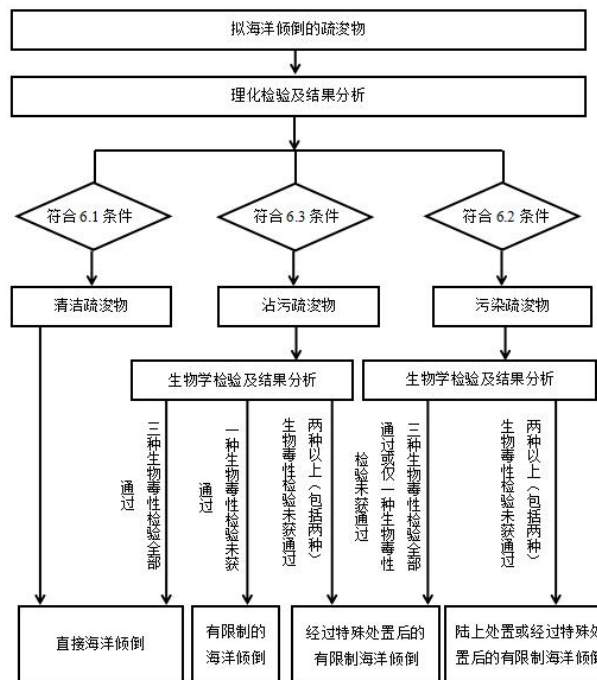


图 7 疏浚物海洋倾倒分类和评价工作程序

修订理由：

完善工作流程图，区分各环节核心含义，纳入后续各章节关键内容。

7.7 疏浚物理化检验项目和评价限值

（1）现行标准7.1测定项目调整至第5章，将第5章标题“疏浚物类别化学评价限值”修改为“疏浚物理化检验项目和评价限值”，如表6所示。

表 6 第 5 章修订前后对比

现行标准	修订后标准
5 疏浚物类别化学评价限值	5 疏浚物理化检验项目和评价限值
6 疏浚物分类	6 疏浚物分类
7 疏浚物理化检验	7 疏浚物理化检验
7.1 测定项目	7.1 样品采集、运输和储存
7.2 样品采集、运输和储存	7.2 测定方法
7.3 化学测定方法	

修订理由：

参考生态环境部标准《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 15618-2018）及《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）》（GB 36600-2018），将疏浚物评价项目与评价限值整合为一章，并根据修订内容，调整章节标题。

（2）保留现行标准中的所有必测项目，并且增加多氯联苯、滴滴涕的测项，删除疏浚物选测项目规定，如表7所示。

表 7 理化检验项目修订前后对比

现行标准	修订后标准
7.1测定项目： 疏浚物海洋倾倒前应进行必测项目的分析检测，同时，可根据疏浚区污染历史，选择与污染相关的选测项目进行分析检测： ——必测项目：疏浚物的粒度和砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌、有机碳、硫化物、油类； ——选测项目：六六六、滴滴涕、多氯联苯总量，多环芳烃总量、总磷、总氮和三丁基锡等。	5 疏浚物理化检验项目和评价限值 疏浚物海洋倾倒前应进行物理和化学项目的分析检测，具体包括： ——物理项目：粒度； ——化学项目：砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌、有机碳、硫化物、油类、滴滴涕和多氯联苯。 化学项目评价限值具体见表1，物理项目的具体评价要求见第6章。

1) 保留所有必测项目理由：

一是与《<伦敦公约>96议定书》规定及其他发达国家测定项目基本相符。现行标准中疏浚物必测项目为重金属（砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌）、有机碳、硫化物及油类，包含了《<伦敦公约>96议定书》规定及其他国家重点监测的重金属指标（如砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌等指标，具体见表2）和油类等。

二是符合我国疏浚物污染特征。现行标准中疏浚物评价项目的确定，充分考虑了港口和航道的污染物发生特点。根据2021年新申请海洋倾倒疏浚物检验评价报告结果统计，污染（沾污）疏浚物工程数量占比2.5%，其中主要超标因子主要为油类、硫化物、重金属等，这一数据表明，目前硫化物、重金属及油类依然是我国疏浚物中主要污染物，应当纳入必测项目。同时，通过总结分析2015年-2020年我国部分重点近岸海域沉积物中疏浚物必测指标的污染情况（表8），结果显示海洋沉积物中主要污染要素依然为油类、硫化物、重金属等。综上，为切实保护我国海洋生态环境，有效控制疏浚物倾倒带来的环境风险，本标准有必要将现行标准中硫化物、油类、重金属、有机碳等检测指标继续列为必测项目。

表 8 2015 年-2020 年近岸海域沉积物中部分项目（疏浚物必测评价项目）评价结果一览表

年份	监测区域	石油类	有机碳	硫化物	汞	镉	铅	铬	砷	铜	锌	符合或劣于第三类沉积物质量标准的污染要素
2015	辽东湾、渤海湾、胶州湾、长江口、杭州湾、闽江口、珠江口（深圳海域）、北部湾	劣三类	第二类	劣三类	第二类	劣三类	第二类	第三类	第二类	劣三类	第二类	石油类、硫化物、镉、铜
2016	辽东湾、渤海湾、黄河口胶州湾、长江口、杭州湾、闽江口、珠江口（深圳海域）、北部湾	第二类	第二类	第二类	第二类	第二类	第二类	第一类	第二类	第三类	第二类	铜
2017	辽东湾、渤海湾、黄河口胶州湾、长江口、杭州湾、闽江口、珠江口（深圳海域）、北部湾	劣三类	第三类	劣三类	劣三类	第三类	第二类	第二类	第二类	劣三类	劣三类	石油类、硫化物、汞、铜、锌
2018	辽河口、梅河口、黄河口、长江口、九龙江口和珠江口	劣三类	第三类	劣三类	劣三类	第三类	第二类	劣三类	劣三类	第三类	劣三类	石油类、有机碳、硫化物、汞、镉、铬、砷、铜、锌
2020	我国 540 个国控点位	第二类	第一类	第一类	第一类	第二类	第二类	第二类	第二类	第二类	第二类	-

三是标准实施的环境效益。近年来我国海洋倾倒量一直位居世界前列，年疏浚物批准倾倒量超过2亿立方米，但我国海洋生态环境状况公报显示，海洋倾倒区海水水质和沉积物质量基本保持稳定，海洋倾倒活动未对海洋倾倒区及周边海域生态环境等产生明显影响。由此可见，现行标准中相关检测指标、评价限值和评价程序等科学、合理、安全、可靠，为防止海洋倾废污染海洋生态环境提供了重要的保障作用。

综上所述，现行标准中的必测项目应当予以保留。

2) 多氯联苯、滴滴涕作为必测项目的理由：

目前，我国海洋倾倒疏浚物成分检验以及海洋倾倒区水质和沉积物质量必测指标均以重金属为主，未将具有持久性、累积性和生态毒性以及对海洋生态环境的潜在风险的有机污染物列入必测项目，与《〈伦敦公约〉96议定书》对行动清单的要求及其他各国家疏浚物评价项目等存在一定差距，同时，近年来研究发现海洋沉积物中均存在一定浓度的有机污染物，因此，需调研、分析后对现行标准中疏浚物评价项目进行修订。

首先，参考《〈伦敦公约〉96议定书》、其他国家疏浚物评价指南等资料，确定需要重点考虑补充的疏浚物必测项目清单，确定原则具体如下：

一是依据《〈伦敦公约〉96 议定书》定制行动清单要求。根据《〈伦敦公约〉96 议定书》附件 2 的要求，各缔约国应根据废弃物及其组分对人体健康和海洋环境的潜在影响，制定废弃物海洋倾倒行动清单，该清单可对废弃物海洋倾倒起到筛选作用。在制定行动清单时，应优先考虑由于人类活动而引入的、有毒的、稳定的以及生物对其有积累作用的物质(例如镉、汞、有机卤化物、石油、烃类化合物，必要时，包括砷、铅、铜、锌、铍、铬、镍、钒、有机硅类化合物、氰化物、氟化物和杀虫剂、非卤化有机物及其它们的副产品)。

二是考虑港口、航道疏浚物中特征污染物。根据 OSPAR 公约，与疏浚材料相关的最重要污染物包括重金属、有机锡化合物、多氯联苯、多环芳烃和油类。

三是参考列入其他国家疏浚物海洋倾倒评价的项目。根据《伦敦公约》及《〈伦敦公约〉96 议定书》17 个缔约国疏浚物海洋倾倒行动清单（表 2），各国列入行动清单的主要污染物质包括砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌、镍、六六六、滴滴涕、多氯联苯（PCBs）、多环芳烃（PAHs）和三丁基锡（TBT）。其中，砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌在我国的《疏浚物海洋倾倒分类和评价程序》中被列为必测项目，六六六、滴滴涕、PCBs、PAHs 和 TBT 被列为选测项目，且未设置相应的化学筛分水平，镍未被列入测定项目。据统计，17 个缔约国将镍、六六六、滴滴涕、PCBs、PAHs 和 TBT 列入行动清单的比例分别为 82%、24%、24%、94%、71%和 53%，从各国对上述污染物的重视程度可见镍、PCBs、PAHs 及 TBT 指标被认为是疏浚物中重要的污染物质，对海洋环境影响不可忽视。

四是列入《海洋沉积物质量》（GB 18668-2002）的项目。海洋沉积物质量标注评价项目包括重金属及有机污染物，其中重金属已被现行疏浚物标准列为必测项目，但有机污染物评价项目六六六、滴滴涕及多氯联苯仅为选测项目。

五是列入《优先控制化学品名录》《中国严格限制的有毒化学品名录》等的物质。《优先控制化学品名录》重点识别和关注固有危害属性较大，环境中可能长期存在的并可能对环境和人体健康造成较大环境风险的化学品。其中，多环芳烃类物质、汞及汞化合物、六价铬化合物、镉及镉化合物等被列为优先控制化学品。《中国严格限制的有毒化学品名录》（2020

年)中规定仅允许除涂料用途外的其他工业用途中使用三丁基锡化合物。

六是列入《重点管控新污染物清单》(2023年版)的物质。《重点管控新污染物清单》(2023年版)是根据有毒有害化学物质的环境风险,结合监管实际,经过技术可行性和经济社会影响评估后确定的。新污染物是指排放到环境中的,具有生物毒性、环境持久性、生物累积性等特征,对生态环境或人体健康存在较大风险,但尚未纳入管理的有毒有害化学物质。2023年3月1日起,《重点管控新污染物清单(2023年版)》正式施行,包括抗生素、内分泌干扰物壬基酚等14种新污染物被列入重点管控范围,被实施禁止、限制、限排等环境风险管控措施。目前,对疏浚物中新污染物的监测研究较少,且其并非疏浚物中特征污染物,因此本次修订暂不考虑上述新污染物。

基于以上原则,需重点考虑补充的必测项目为多氯联苯、多环芳烃、三丁基锡、六六六、滴滴涕及镍。

其次,通过基础文献调研和数据积累等方式,分析我国疏浚物及海洋沉积物中多氯联苯、多环芳烃、三丁基锡、六六六、滴滴涕及镍的污染情况,根据调查结果并结合目前我国现有监测和分析水平的基础,完善我国疏浚物评价指标体系。以下为各污染物的污染情况:

a.三丁基锡(TBT)污染情况

海洋沉积物污染情况:关于我国海域沉积物中TBT含量的研究不多,基本集中在东南沿海沉积物(表9)。比较全球各国近岸沉积物中TBT含量可发现,亚洲国家如日本、印度近岸沉积物中TBT含量较高,相比而言,我国近岸沉积物中TBT含量并不高。由于TBT不是持久性有机污染物,相比于持久性有机污染物较易转化降解,在沉积物中半衰期一般为几年,因此,对沉积物中TBT含量逐年变化进行分析。如图8所示,我国海洋沉积物中TBT含量随时间呈现递减的趋势,2010年至今研究结果中沉积物TBT含量并未超过中国香港疏浚物筛分水平下限。

疏浚物污染情况:采集并分析了我国上海、山东省、海南省等17个地区(采样站位53个)疏浚物中TBT含量,统计结果显示TBT检出率为100%,其含量范围在7.871-78.704 ng/g (3.12~25.49 ng Sn/g),TOC含量为0.08%~1.25%。依据《<伦敦公约>96议定书》各缔约国制定的疏浚物海洋倾倒筛分水平进行评估(表10),我国疏浚物中TBT含量未超过中国香港、英国及爱尔兰筛分水平下限,超过德国筛分水平下限比例为17%,均未超过其他国家的筛分水平上限;根据澳大利亚的Sn含量筛分水平要求,我国疏浚物超其筛分水平下限比例为13%,未超过其上限。根据美国环境保护局(USEPA)推荐的TBT筛选值(以Sn计),低筛选值(LSV)和高筛选值(HSV)分别为5.15和72.04 ng Sn g⁻¹/1%TOC。若TBT范围低于LSV时,研究区TBT未造成生态毒性或毒性可忽略,当范围介于LSV和HSV之间时,TBT的生态毒性较低。根据计算结果,我国疏浚物范围为5.29-46.42 ng Sn g⁻¹/1%TOC,位于LSV和HSV之间,表明TBT引起的生态毒性较低。同时通过对比发现,我国疏浚物中TBT浓度与沉积物中TBT浓度相当,因此将疏浚物倾倒入海洋不会引发海洋沉积物中TBT浓度升高。

目前,海洋中TBT主要来源于船舶的防污漆。国际海事组织于2001年10月5日通过《控制船舶有害防污底系统国际公约》(以下简称《AFS公约》),《AFS公约》提出到2008年1月1日,禁止所有船舶防污漆中出现TBT。我国已批准加入该公约,并于2011年6月7日正式生效。同时,考虑到近10年来我国近岸海域沉积物中TBT含量不高,整体呈下降趋势,疏浚

物中TBT浓度与沉积物TBT浓度相当, 未超过中国香港的疏浚物筛分水平下限。同时, 我国《海洋沉积物质量》(GB18668-2002)中尚未将TBT纳入评价指标且无限值规定。基于上述情况, 在本次疏浚物必测指标体系修订中暂不予以新增TBT的测项。

表 9 我国海洋沉积物中 TBT 分布及含量

海域	TBT 含量 (ng/g)	Sn 含量 (ng Sn/g)	文献
胶州湾	nd~39.8	nd~14.5	张丽笑, 2010.
福建近岸海域	nd~70.82	nd~25.83	赵冬梅, 2007.
厦门海域	112.41~322.94	40.81~117.78	赵冬梅, 2007.
厦门港	6.9~174.7	2.5~63.7	黄长江, 2005.
厦门西港	0.05~4.83	0.02~1.76	袁东星, 2001.
厦门沿岸	nd~71.30	nd~26	Xinhong Wang, 2008.
惠阳港	2.8~10.2	6.3	黄长江, 2005.
汕头港	0.3~5.8	2.1	黄长江, 2005.
汕头港	0.92~4.68	0.34~1.71	雷瓚, 2003.
汕头港	1.3~14.7	4.8	黄长江, 2005.
闽江口	nd~2.50	nd~0.91	袁东星, 2001.
珠江三角洲	15.9~379.7	5.8~138.5	严峻, 2000.
东山岛	nd~39.8	nd~14.5	雷瓚, 2003.
柘林湾	3.82~37.9	1.39~13.82	雷瓚, 2003.
海门港	2.52~78.87	0.91~28.76	雷瓚, 2003.
惠阳港	34.01~824.28	12.40~300.63	雷瓚, 2003.
香港	nd~1160	nd~423.1	Lau-WongMM,1991
香港海域	1370	500	M M C KO, 1995.
香港维多利亚港	0.91	0.33	Lau-Wong MM.,1991.
香港清水湾	nd~0.1	nd~0.04	Yuan D X,2001.
大连湾海域港口	nd~48.8	nd~17.8	李湘, 2011.
锦州湾	13.54~65.81	4.94~24.0	赵冬梅, 2015.
长江口崇明岛渔业港口	nd~78.69	nd~28.7	向元婧, 2015.
台湾高雄港	6.3~75.7	2.3~27.6	Cheng-Di Dong, 2015.
长江口外围重要港区及邻近海域	nd~2.6	nd~0.95	束胜男, 2021.
美国俄勒冈库斯湾	2-110		K.Elgethun, 2000.
美国普吉湾	100~1000		James P.Meador,2000.
加拿大圣劳伦斯河		145	R.Saint-Louis,1997.
加拿大海域	nd~5100		Chau et al.,1997.
日本东京北海岸	1.2~19		Ohji et al.,2007.

海域	TBT 含量 (ng/g)	Sn 含量 (ng Sn/g)	文献
日本港	2~14000		Harino et al.,2007.
日本	2-96.6		Hiro,1997.
日本大槌海湾	10~640		Harino H,1998.
韩国	10~169		Hyun et al.,1999.
马来西亚沿岸	2.8~1100		Sudaryanto et al., 2004.
埃及亚历山大港	1~2076		Barakat et al.,2001.
印度	16.4~16816		Bhosle et al.,2006.
印度孟买港	4.5~1193		Bhosle et al.,2006.
印度西海岸	5~2384		Bhosle et al.,2004.
越南沿岸	8.3~51		Nhan et al.,2005.
法国西海岸	7~30		Ruiz et al.,1997.
法国西南	nd~89		Bancon-Montigny et al.,2004.
墨西哥西海域	60-302.5		S.Diez, 2002.
西班牙		195	R Ritsema,1998.
西班牙西南海岸	1.2~130		Gornes-Anza et al.,1998.
西班牙巴塞罗那港	98~4702		Diez et al.,2006.
西班牙西北港	0.6~303		Uveges et al.,2007.
西班牙东北沿岸	51~7673		Diez et al.,2002.
西班牙西南海岸	1.2~79		J.L.Gomez, 1998.
西班牙北岸	50~5480		Arambarri et al., 2003.
丹麦港	100~5000		Jacobsen,2000.
荷兰		17.5±8.0	J L Gomez Ariza, 1998.
地中海西部	60-302.5		S.Diez,2002.
比利时 奥斯坦德	2.37-271		M.Ceulemans 1998.
意大利西北沿岸	3~27		Chiavarini et al., 2003.
葡萄牙沿岸	3.8~12.4		Diez et al.,2005.

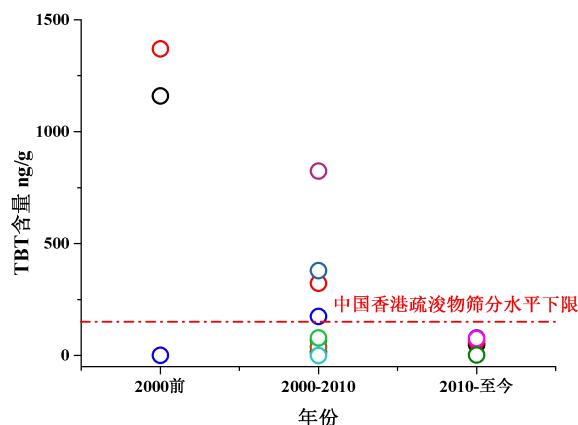


图 8 不同时间段我国海洋沉积物中TBT含量

表 10 各缔约国海洋倾倒疏浚物中 TBT 筛分水平

筛分水平 ng/g	中国香港	澳大利亚	澳大利亚	英国	德国	爱尔兰
下限	150	9 Sn	25	100	20	100
上限	150	70 Sn	192	500	60	500

b.多环芳烃（PAHs）污染情况

海洋沉积物污染情况：根据调研2015-2020年海洋中心开展的近岸海域沉积物中PAHs的监测数据（该数据涉及保密要求，暂无法公开），我国海域中PAHs未超过中国香港、韩国、英国、加拿大、澳大利亚等过规定的疏浚物筛分水平下限（表11，鉴于目前我国缺乏PAHs评价标准，依据其他缔约国疏浚物海洋倾倒筛分水平进行评估）。根据Long等提出的美国NOAA海洋与河口沉积物中的PAHs风险评价标准（多环芳烃风险效应低值（ERL）为4.022 mg/kg，生物有害效应几率<10%；风险效应高值（ERM）为44.792 mg/kg，生物有害效应几率>50%），监测的沉积物中PAHs浓度低于ERL，表明无潜在生态风险。

根据文献调研，我国部分海域海洋沉积物中PAHs含量数据见表12，PAHs浓度范围为0.122-9219.8 ng/g，PAHs含量水平与国外其他国家相当。我国部分海域沉积物中PAHs含量未超过澳大利亚筛分水平下限，超香港、韩国、加拿大、芬兰、丹麦筛分水平下限比例低于15%，且均未超过这些国家的筛分水平上限；对于英国、德国等管理较为严格的国家，筛分水平下限超标率略有提高，但仅有12%超过德国筛分水平上限，其余均未超过上限规定。依据NOAA的PAHs风险评价标准，我国极个别区域沉积物PAHs含量略超过ERL，表明生态风险较低。

疏浚物污染情况：目前针对我国疏浚物中PAHs含量的研究有限，鉴于我国疏浚物主要来自于港口码头、航道等疏浚工程，因此，主要调研文献中港口码头、航道等沉积物中PAHs污染情况。根据文献调研（表13），厦门西港东渡码头沉积物中PAHs含量为439.0~1010.1 ng/g（田蕴等人，2004），汕头港海军码头和广场轮渡码头沉积物中的PAHs含量分别为3365和3380 ng/g（黄宏等人，2007），台州湾椒江码头和台州电厂运煤码头表层沉积物中PAHs含

量为167.6和148.0 ng/g（江锦花，2007），象山港附近沉积物中PAHs含量为17.51-84.41 ng/g（杨梦蓉等人，2020），鳌江航道沉积物中PAHs含量为404.1-621.8 ng/g（Jianwang Li, 2010），厦门西港附近码头沉积物中PAHs含量为884.8-1514.5（袁东星，2001）。依据其他缔约国疏浚物海洋倾倒筛分水平进行评估，发现我国港口PAHs含量未超过澳大利亚筛、韩国及爱尔兰及芬兰疏浚物分水平下限，部分超香港、加拿大、丹麦、英国筛分水平下限，且均未超过这些国家的筛分水平上限。依据NOAA的PAHs风险评价标准，我国港口拟疏浚物中PAHs浓度低于ERL（4.022 mg/kg），表明无潜在生态风险。

目前海洋沉积物中PAHs主要来自于燃煤(工业燃煤、民用燃煤)、燃油(柴油燃烧、汽油燃、焦化、柴油泄漏、木材燃烧等污染源。PAHs引起了人类社会的极大关注，我国已将7种PAHs列入优先控制污染物名单，并且随着清洁能源的开发及使用，PAHs沉降到海洋沉积物浓度会越来越少。同时，考虑到我国实际海洋沉积物及拟疏浚物中PAHs含量低于ERL，且目前我国《海洋沉积物质量》（GB18668-2002）中也并未将PAHs纳入评价指标且无限值规定，在本次疏浚物必测指标体系修订中暂不予以新增PAHs的测项。

表 11 各缔约国海洋倾倒疏浚物中 Σ PAHs 筛分水平

筛分水平 ng/g	下限	上限
中国香港	2250	12760
韩国	4000	45000
加拿大	2500	/
澳大利亚	10000	/
英国	1610	/
芬兰	3400	34100
荷兰	/	8000
德国	1000	3000
爱尔兰	4000	/
挪威	300/2000	20000
丹麦	3000	30000

表 12 我国近海沉积物中 Σ PAHs 分布及含量

海域	含量范围（ng/g 干重）	平均值	文献
鸭绿江河口	68~1500		Wu, Y.,2003.
辽东半岛海域	28.4~52	37.6	W.X. Liu,2007.
辽东湾	31.2~652.9	143.4	W.X. Liu,2007.
辽河湾	276.26~1606.89		Men, et al,2009.
秦皇岛海域	202.2~2079.4	1081.9	W.X. Liu,2007.
天津滨海地区	274.06~2656.65	1198.51	卢晓霞，2012.
渤海西岸	147.34~710.21	385.2	甘志芬，2010.
大连湾	32.7~3558.88		刘现明，2001.

海域	含量范围 (ng/g 干重)	平均值	文献
大连湾	263~6372	1662	刘敏, 2003.
渤海湾	24.7~34.6	28	W.X. Liu,2007.
黄渤海	20~5734		Ma, M.,2001.
渤海	25~2079	130.6	W.X. Liu,2007.
渤海海峡, 渤海湾湾口	60.3~2076.5		吴莹, 2001.
渤海湾	149~393.4		张蓬, 2009.
渤海湾近海	107~265	162	黄国培, 2011
莱州湾	24.7~137.7	55	W.X. Liu,2007.
莱州湾	97.2~204.8	148.4	Nirig Jing Hu, 2011.
青岛近岸	255.77~1884.07	684.8	王江涛, 2010.
胶州湾	20~2200		Liu,W.X.,2008.
胶州湾	82~4576		杨永亮, 2003.
北黄海	222.1~776.3	423.5	李斌, 2002.
南黄海中部	16.33~229.58	95.28	韩彬, 2009.
长江口	12~389	156	方杰, 2007.
长江口	0.122~10.92		陈满荣, 2003.
杭州湾	86.4~420	233	方杰, 2007.
台州湾	85.4~167.6	138.6	江锦花, 2007.
舟山	55.1~226	148	方杰, 2007.
扬子江河口	22~182		Bouloubassi, I., 2001.
厦门港	247~480		Zhou, J.L.,2000.
厦门—金门海域	121~300		陈伟琪, 1996.
厦门西港	105.3~5118.3	1227.7	田蕴,2004.
九龙江河口	248~675		Yuan, D.X.,2001.
九龙江河口	59~1177		Maskaoui, K., 2002.
闽江口	316.8~1260.7	723	袁东星,2001.
闽江河口	175~817		Yuan, D.X.,2001.
湄洲湾	196.7~229.7	256.1	林建清,2003.
泉州湾	182.8~721.1		庄婉娥,2011.
深圳湾	75.7~313.6	186.3	赵利容, 2012.
南海	25~275	146	Yang, G.P., 2000.
大亚湾	42.5~158.2	126.2	Yan W, 2009.
大亚湾	77~306		池继松, 2005.
大亚湾	115~1134		Zhou, J.L.,2003.
珠江近岸		279	Yuan, D.X.,2001.
珠江三角洲	156~1006		Mai, B.X.,2002.

海域	含量范围 (ng/g 干重)	平均值	文献
珠江口	564.5		陈伟琪,2004.
珠江口	150.32~9219.8	1862	麦碧娴,2000.
雷州半岛近海	42~109	74	高锦锋,2011.
雷州半岛	19~109	71.8	赵利容, 2012.
流沙湾	109.4~505	244.4	赵利容, 2012.
香港深水湾	180~960		Zheng, G.J.,2002.
台湾高雄港	80~1750	590	Chon-Lin Lee, 2005.
台湾西南沿海	907	580	Jheng-Jie Jiang, 2009.
青岛沿海	407.75-4032.62		杨帆, 2010.
台湾高雄港	256-8076		Chen. 2011.
天津近岸海域	23.9-672.8		南炳旭, 2014.
嵊泗海域	48.3-196.36		向元婧, 2015.
渤海湾北部	88.5-199.3		张玉凤, 2016.
深圳近岸海域	227.51-3897.42		唐俊逸, 2017.
浙闽沿岸	12.95-156.05		郭俊丽, 2017.
广西三娘湾	37-241.8		庞国涛, 2021.
北黄海北部	3.54-93.07		刘强, 2020.
舟山海域	13-2422		李鹏辉, 2020.
象山港	17.51-84.41		杨梦蓉, 2020.
渤海龙口湾	460-2448.29		邹艳梅, 2020.
韩国蔚山湾	50~6100		Khim JS, 2001.
韩国 Masan 湾	123~1667		Moon,H.B.,2008.
印度孟加拉湾	0~380		Babu Rajendran R, 2005.
印度 Hugli 河口	25~1071		Guzzella,L.,2005.
爱尔兰 Cork 港	924.4~2877.7		方杰, 2007.
挪威西南部	82~3076	37	Ingvar Eide,2011.
英格兰北部沿海	464~1014		R. J. WOODHEAD, 1999.
英国 Mersey 河口	626~3766		Vane,C.H.,2007.
意大利 Taranto 港	280~12750		Cardellicchio,N.,2007.
瑞典	120~9600	900	Laura Sanchez-Garcia,2010.
地中海西部海岸	220~1060	600	Francois Galgani, 2011.
埃及地中海沿岸	88~6338	154	Ahmed El Nemr, 2007.
澳大利亚悉尼港	100~380000		S. McCready,2000.
智利 Valparaiso 港	12.1~26.3		Palma-Fleming,H., 2008.
美国 Barnegat 湾	37~1696		Vane,C.H.,2008.

表 13 我国拟疏浚物中 PAHs 的含量

来源	含量范围 (ng/g 干重)	文献
厦门西港东渡码头沉积物	439.0~1010.1	田蕴, 2004.
汕头港海军码头沉积物	3365	黄宏, 2007.
汕头港广场轮渡码头沉积物	3380	黄宏, 2007.
台州湾椒江码头沉积物	167.6	江锦花, 2007.
台州电厂运煤码头沉积物	148.0	江锦花, 2007.
鳌江航道沉积物	404.1-621.8	Jianwang Li, et al, 2010.
象山港附近沉积物	17.51-84.41	杨梦蓉, 2020.
厦门西港嵩屿火电厂码头沉积物	884.8	袁东星, 2001.
厦门西港附近一码头沉积物	1514.5	袁东星, 2001.

c.镍 (Ni) 污染情况

海洋沉积污染情况：镍在地球元素总含量排名中处于第六位，是水、土壤、空气和生物体内的天然元素。总结近年国内外关于我国部分海域海洋沉积物中重金属镍的含量及分布的相关研究（表14），结果表明，我国近岸沉积物中镍的含量略低于其他国家，其中厦门西海域、长江口及邻近海域中部分站位沉积物中镍含量略高于我国其他海域。根据胶州湾、钦州湾、厦门西海域等海域不同年份监测结果，沉积物中镍含量随时间变化不明显。鉴于目前我国缺乏Ni疏浚物筛分水平，依据韩国、香港疏浚物海洋倾倒筛分水平进行评估（表15），我国海域沉积物中Ni含量超香港疏浚物筛分水平下限比例为16%，超韩国疏浚物筛分水平下限比例为22%，未超过韩国疏浚物筛分水平上限。根据Long等提出的美国NOAA海洋与河口沉积物中的镍风险评价标准（Ni风险效应低值（ERL）为20.9 mg/kg，生物有害效应几率<10%；风险效应高值（ERM）为51.6 mg/kg，生物有害效应几率>50%），长江口、珠江口、厦门近岸和深圳湾仅部分站位沉积物中镍含量超过ERL，但均未超过ERM，表明潜在生态风险较低。张栋华等研究了胶州湾沉积物中重金属分布及生态风险评价，研究结果表明胶州湾沉积物所有层次样品中Ni的潜在生态危害指数小于最低标准40，表明属于低风险；左平等开展了深圳湾近岸海域表层沉积物中重金属污染评价，结果显示在6种重金属中，污染严重程度依次为Cd>Zn>Pb>Cu>Cr>Ni，其中只有Ni处于无污染状态，该结果与黄小平等、黄奕龙等人的研究结果相符。此外，针对深圳湾、莱州湾、湄洲湾等海洋沉积物中Ni来源的分析发现其主要来源于自然源，并且Ni与Cr、Zn及Cu等含量与分布之间具有显著相关性及相似性。

疏浚物污染情况：目前针对我国疏浚物中镍含量的分析研究较少，因我国疏浚物主要来自于港口码头、航道等疏浚工程，因此，主要调研文献中港口码头、航道等沉积物中Ni污染情况。根据文献调研结果（表16），汕头湾湾口航道疏浚物中Ni的含量在15-25 mg/kg范围内（乔永民，2009），深圳蛇口港码头沉积物中Ni含量为23~41 mg/kg（左平，2008），湛江港霞山区港务局码头沉积物中Ni含量为32.1 mg/kg（郭笑宇，2006），我国疏浚物中Ni含量明显低于美国纽约港（30~44 mg/kg）、德国Bremen港（60 mg/kg）及土耳其Izmir港（222 mg/kg）疏浚物，根据NOAA的镍风险评价标准，我国拟倾倒疏浚物生态风险较低。Huan Wang等人对我国14个港口疏浚物进行了重金属、总氮、总磷等环境风险进行分析，研究结果表明除镉和汞外，沉积物其他重金属（铜、镍、锌等）和营养物质对环境的风险较低。此外，我

国疏浚物中Ni含量与海洋沉积物中Ni含量差别不大,向海洋倾倒疏浚物不会污染海洋沉积物。

综上所述结果表明,我国海洋沉积物中Ni大部分为自然来源,污染较轻,且沉积物中Ni含量及分布与其他金属元素具有较好相关性。疏浚物中Ni含量不高,生态风险较低,且含量与海洋沉积物中Ni含量差别不大。此外,考虑到我国《海洋沉积物质量》(GB18668-2002)也未将Ni纳入评价指标且无限值规定。因此,在本次疏浚物必测指标体系修订中暂不予以新增Ni的测项。

表 14 我国和世界各国近海沉积物中重金属镍的分布及含量

海域	含量范围 (mg/kg 干重)	平均值	文献
大连湾	24.6~37.9	30.3	王嘉华, 2012
胶州湾	18.2~34.5	25.2	魏璟弢, 2012
胶州湾	10.11~21.81	17.21	张珂, 2012
胶州湾	24.27~30.08	26.27	肖彩玲, 2017
胶州湾	15.16~63.91	43.79	张栋华, 2020
莱州湾	7.6~33.9	19.4	胡宁静, 2012
芝罘湾	5.06~17.1	11.4	张珂, 2011
长江口及邻近海域	20.94~49.58	35.55	董爱国, 2009
长江口	19.7~54.1	37	王蓓, 2008
长江口及邻近海域	31.45-69.21	47.45	陈彬, 2014
珠江口伶仃洋	9.9-48.29	28.85	王建华, 2014
泉州湾		22	龚香宜, 2007
泉州湾	3.74~45.72	26.99	于瑞莲, 2009
泉州湾	24.3~163	52.2	李云海, 2010
厦门西海域		44.9	胡忠, 2006
厦门西海域		34.6	杨春霖, 2007
厦门西海域		40.29	林金盾, 2009
粤东近岸	6.32~31.69	20.9	乔永民, 2004
粤西湛江港深水区	15.7-32.1	19.6	郭笑宇, 2006
粤西湛江港潮间带	14.9-19.3	16.7	郭笑宇, 2006
汕头湾	16.99~31.69	24.38	乔永民, 2009
韩江口	11.45~25.35	17.77	乔永民, 2004
澳岛	18.84~26.53	22.58	乔永民, 2010
拓林湾	6.32~22.85	18.95	乔永民, 2004
深圳湾	24.9~37.5	31.8	黄小平, 2003
深圳湾		29.85	黄小平, 2009
南海北部	7.8~26.1	16.3	甘居利, 2003
北部湾北部	9.19~32.11	18.92	夏嘉, 2021
广西钦州湾		28.8	Yang-Guang Gu, 2015

海域	含量范围 (mg/kg 干重)	平均值	文献
广西钦州湾		23.38	阎琨, 2023
香港吐露港、赤门等港口	5-38	16	2021 香港海水水质
台湾岛西南沿岸		66.7	Chonlin Lee, 1998
台湾兴达港	19.3-30.6	-	Yee Cheng Lim, 2023
台湾海峡西岸		55	陈松, 1993
美国太平洋沿岸		64.5	James P M., 1998
密西西比河口		56	王蓓, 2008
韩国釜山港	18.8~23.8		MJ Kim, 2011
韩国 Nam Hang		18	Kyung-Jo Kim, 2011
日本中部湾和大土湾		37.8	C Nagaoka, 2004
意大利塔兰托湾		47.4	Alessandro B., 2006
印度 tamiraparani 湾	10.63~35.65	23.96	N.S. Magesh, 2011
美国波士顿港		34.7	Bothner et al., 1998
巴西瓜纳巴拉湾	25-36		Lacerda et al., 2006
东京湾		32.63	Fukushima et al., 1992
印度皮恰瓦兰		62	Ramanathan et al. , 1999
印度皮恰瓦兰		252.1	Ranjan et al. , 2008
印度马纳尔湾		24	Jonathan et al. , 2010
孟加拉湾		64	Sarin et al. , 1979
东南海岸		38.61	Raj and Jayaprakash, 2007
印度本地治里沿岸		33.51	Govindasamy et al. , 1997

表 15 韩国及中国香港地区疏浚物中重金属镍的筛分水平

筛分水平 mg/kg	韩国	香港
下限	35	40
上限	52	40

表 16 我国和世界各国拟疏浚物中重金属镍的含量

来源	含量范围 (mg/kg 干重)	平均值	文献
汕头港湾口航道疏浚物	15~25		乔永民, 2009.
深圳蛇口港码头沉积物	23~41	30	左平, 2008.
湛江港霞山区港务局码头	32.1		郭笑宇, 2006.
美国纽约港疏浚物		30~44	USEPA, 1999.
德国 Bremen 港疏浚物		60	HAMER K, 2002.
土耳其 Izmir 港疏浚物		222	FILI BELIA, 1995.

d.多氯联苯（PCBs）污染情况

海洋沉积污染情况：环境中PCBs主要来源于电力设备（电容器和变压器）的绝缘液、润滑油等。由于PCBs是一种持久性有机污染物，因此于20世纪80年代初被我国禁止生产。20世纪80年代至90年代初我国对下线废弃的PCBs电力电容器等进行了储存，但由于当时的储存是以区域或企业独自的行为进行的，未健全有效的上报制度，对废旧变压器、电容器等存在因管理不当而导致PCBs泄露污染环境的情况。PCBs几乎不溶于水，大部分均被沉积物吸附，在海洋环境中几乎无处不在。根据2015-2020年海洋中心开展的近岸海域沉积物中PCBs的监测数据（表17），2015年-2020年超过我国疏浚物筛分水平下限比例约为1%-7%。根据Long等提出的美国NOAA海洋与河口沉积物中的PCBs风险评价标准（PCBs风险效应低值（ERL）为22.7 ng/g，风险效应高值（ERM）为180 ng/g），监测部分沉积物中PCBs浓度部分高于ERL，甚至高于ERM，表明部分沉积物存在生态风险。

根据文献调研，我国部分海域沉积物中PCBs如表18所示，我国海域沉积物中PCBs含量范围为未检出-48.3 ng/g。比较我国与其他国家近岸各海域沉积物中PCBs含量，不难发现意大利、英国和日本近岸海域沉积物中PCBs含量较高，我国近岸海域沉积物中PCBs含量与韩国和美国相当。将我国沉积物中PCBs含量与我国疏浚物筛分水平相比，发现42%的沉积物中PCBs含量超过我国疏浚物筛分水平下限（20 ng/g）。根据美国NOAA风险评价标准，42%的沉积物中PCBs含量超过ERL。

疏浚物污染情况：调研2021年我国上海、浙江等地114个疏浚工程（464个采样点）疏浚物中PCBs含量，其含量范围在未检出-16.2 ng/g。统计结果显示上海、浙江、江苏及福建地区疏浚物PCBs检出率分别为64%、78%、36%及78%，PCBs在我国疏浚物中普遍存在，其中上海、福建、浙江省区域疏浚物中PCBs含量普遍高于江苏省。将疏浚物中PCBs含量与本标准限值进行比较，我国疏浚物中PCBs含量接近但未超过我国疏浚物筛分水平下限（20 ng/g）。黎晓霞等人调查了我国厦门西海域拟疏浚物中PCBs的含量，结果显示，拟疏浚物中PCBs含量为0.17~30.3 ng/g，有部分站位PCBs含量超过我国疏浚物筛分水平下限。综上，我国疏浚物中PCBs存在较为普遍，且由于PCBs是持久性难降解有机污染物且具有生物积累性，会在沉积物和生物体内蓄积，将疏浚物倾倒入海引发海洋沉积物中PCBs浓度升高，危害海洋生物健康。

依据沉积物及疏浚物中PCBs污染情况分析结果表明，我国近岸海域沉积物及疏浚物中PCBs普遍存在，且部分沉积物中PCBs含量超过生态风险效应低值甚至高值，存在生态风险。根据对世界各国的疏浚物行动清单统计结果可以看出，有94%的国家将多氯联苯列为必测项目，表明多氯联苯被认为是疏浚物中重要的污染物质，对海洋环境影响不可忽视。并且目前我国《海洋沉积物质量》（GB 18668-2002）标准也将多氯联苯作为海洋沉积物评价指标并给出其评价限值。因此，综合多氯联苯的污染现状和我国国情，本次修订将多氯联苯从选测项目调整为必测项目。

表 17 2015 年-2020 年近岸海域沉积物中多氯联苯评价结果一览表

年份	监测区域	评价结果	超我国疏浚物 评价限值下限 比例
2015	辽东湾、渤海湾、胶州湾、长江口、杭州湾、闽江口、珠江口（深圳海域）、北部湾	劣三类	5%
2016	辽东湾、渤海湾、黄河口胶州湾、长江口、杭州湾、闽江口、珠江口（深圳海域）、北部湾	第二类	7%
2017	辽东湾、渤海湾、黄河口胶州湾、长江口、杭州湾、闽江口、珠江口（深圳海域）、北部湾	第二类	2%
2018	辽河口、梅河口、黄河口、长江口、九龙江口和珠江口	劣三类	7%
2020	我国 540 个国控点位	第二类	1%

表 18 我国近海沉积物中 PCBs 分布及含量

海域	含量范围（ng/g 干重）	平均值	文献
渤海湾	0.3~14.95	3.4	Ma M, Feng Z, 2001.
渤海湾	0.36~1.73		张蓬, 2009.
渤海	24.71~38.82	30.12	郑亚楠, 2012.
大连近岸海域	0.24~12.85		王菊英, 2004
大连湾、锦州湾	0.6~32.6		李洪, 1998.
大连港		19.1	李洪, 1998.
锦州港		5.84	李洪, 1998.
渤海西岸	0.49~15.901	2.33	甘志芬, 2010.
胶州湾	0.57~31.6		郑亚楠, 2012.
胶州湾	6.5~32.9		Liu,W.X.,2008.
青岛近岸	1.53~36.36	6.87	王江涛, 2010.
青岛近海	0.65~32.9		杨永亮, 2003.
青岛近海	1.51~43.72		曹芳, 2008.
烟台近海		0.35	杨永亮, 2003.
南黄海	0.5~5.85	1.72	张蓬, 2009.
黄海		0.92	Co stanza R,1997.
东海		0.81	Co stanza R,1997.
长江口	10.7~28.6		陈满荣, 2003.
长江口	n.d.~0.64	0.22	方杰, 2007.
杭州湾	0.3~0.77	0.41	方杰, 2007.
舟山	0.07~0.96	0.3	方杰, 2007.
厦门港口	0.01~0.32		郑亚楠, 2012.

海域	含量范围 (ng/g 干重)	平均值	文献
厦门西港	9.42~33.72	25.09	袁东星, 2001.
厦门西港		1.74	Hong H, 1995.
厦门—金门海域	0.02~0.11		陈伟琪, 1996.
闽江口	8.71~30.55	16.43	袁东星, 2001.
大亚湾	0.85~27.37		丘耀文, 2002.
珠江	3.5~48.3		郑亚楠, 2012.
珠江口	0.31~1.82		康跃惠, 2000.
维多利亚港, 香港	6~81	10.41	Hong H, 1995.
厦门海域	0.24~2.02		张元标, 2004.
宁波沿海	3.2~33.33		朱云海, 2013.
大连湾海域	0.723~14.869		Yao Ting, 2014.
杭州湾海域	0.762~3.861		Yao Ting, 2014.
厦门海域	0.24~3.05		黄磊, 2017.
北海近海	1.05~7.89	3.08	刘保良, 2021
世界海洋近岸	0.2~400		Fowler W Scott,1990.
韩国 Masan 湾	0.06~4.57		Moon,H.B.,2008.
韩国蔚山湾	1.44~77		Khim JS, 2001.
日本大阪湾	63~240		Iwata H, 1994.
印度孟加拉湾	0.02~6.54		Babu Raje0.ran R, 2005.
印度 Hugli 河口	0.18~2.33		Guzzella,L.,2005.
爱尔兰 Cork 港	0.02~0.64		方杰, 2007.
西班牙大西洋沿岸	0.386~4.06		SoniaGomez-Lavin,2011.
意大利波尔图港口	1500~2500		Fabio Fava,2003.
意大利 Taranto 港	2~1684		Cardellicchio,N.,2007.
英国 Mersey 河口	36~1409		Vane,C.H.,2007.
英国利物浦湾	0.083~38		Camacho-Ibar V F, 1996.
智利 Valparaiso 港	3.4~29.0		Palma-Fleming,H.,2008.
美国 Barnegat 湾	4~48		Vane,C.H. 2008.
南极 McMurdo 站	n.d.~373		Negre,A., 2006.
白令海		0.13	栗晓玲, 2006.
地中海		0.8	栗晓玲, 2006.

e.六六六污染情况

六六六、滴滴涕是一类具有内分泌干扰作用的持久性有机污染物,在20世纪50年代开始用于我国农业生产病虫害控制,在80年代得到了广泛地使用,后期由于其对环境负面影响而陆续禁用。

海洋沉积污染情况：根据调研2015-2020年海洋中心开展的近岸海域沉积物中六六六的监测数据，2015年调查（374个站位）中仅1个站位超过筛分水平上限，2016年-2020年全部监测结果均未超过疏浚物六六六筛分水平下限。根据文献调研，我国各海域沉积物中六六六含量如表19所示，我国部分近岸沉积物六六六含量高于其他沿海国家，将调查数据结果与我国疏浚物标准相比，发现我国海域沉积物六六六含量疏浚物筛分水平下限的超标率为3%。

疏浚物污染情况：通过资料收集总结了2021年我国上海、浙江等地区114个疏浚工程（464个采样点）疏浚物中六六六含量。数据分析结果显示上海、浙江、江苏及福建的疏浚物六六六检出率分别为67%（311个样品）、87%（247个样品）、23%（160个样品）及3%（68个样品），江苏及福建地区的疏浚物中六六六检出率低，浙江地区疏浚物六六六含量高于上海、江苏及福建省，浙江地区最高值为484 ng/g，接近但未超过我国疏浚物筛分水平下限。根据2019年彭诗云等人研究结果，湛江湾主航道附近沉积物中六六六含量为16.33 ng/g，未超过我国疏浚物筛分水平下限。

六六六已于1983年已被我国禁止生产，并且于1992年禁用。依据沉积物及疏浚物中六六六污染情况分析结果，我国近岸海域沉积物及疏浚物中六六六污染较轻，疏浚物中检出率不高。因此，在本次疏浚物必测指标体系修订中暂不予以新增六六六的测项。

表 19 我国近海沉积物中六六六分布及含量

海域	含量范围 (ng/g 干重)	平均值	文献
全国近海	0.5~1766	229.5	国家海洋局, 1990.
锦州湾	5.77~323		李洪, 1998.
大窑湾	9.2~13.2	10.4	马德毅, 2004.
营口鲅鱼圈港	n.d.~51	12.1	马德毅, 2004.
锦州湾	5.8~343	44	马德毅, 2004.
大连湾	7.4~92	24	马德毅, 2004.
唐山港	18~39	26	马德毅, 2004.
渤海湾	3.59~33.8	8.25	马德毅, 2004.
渤海	0.16~3.17	0.83	Li~Min Hu,2009.
渤海西岸	11.96~35.24		甘志芬, 2010.
青岛近海	2.71~19.96	8.08	王江涛, 2010.
东海	0.05~2.52		Rui~QiangYang,2005.
东海	<0.05~1.45	0.76	Yang, R.Q.,2005.
长江口南支	0.12~2.84		刘贵春, 2007.
长江杭州湾	1.5~27.0		Derek CGM, 1996.
长江三角洲	0.1~0.83	0.35	杨华云, 2011.
长江口	0.541~32.63		杨毅, 2002.
长江口	nd~0.95	0.33	方杰, 2007.
长江口和浙江沿海	0.74~1.87		方杰, 2007.

海域	含量范围 (ng/g 干重)	平均值	文献
厦门港	0.14~1.12	0.45	Hong, H.,1995.
厦门西港	nd~0.14		张祖麟, 2003.
厦门-金门海域	0.03~0.48		陈伟琪, 1996.
九龙江	0.48~9	1.59	Maskaoui,K.,2005.
泉州湾	0.55~3.74	1.63	Gong, X.Y.,2007.
泉州湾	0.39~3.08		王伟, 2006.
大亚湾	1.79~4.64	2.72	Wang, Z.Y.,2008.
大亚湾	0.8~8		池继松, 2005.
珠江口	0.28~1.23	0.68	Hong, H.,1999.
珠江口	0.48~26.28		康跃惠, 2001.
香港维多利亚港	0.1~2.3		Hong, H.,1995.
台湾茭市河口	0.99~14.5	3.78	Doong, R.A.,2002.
深圳湾	0.16~7.35		Qiu Y W, 2009.
宁波沿海	0.18~2.61		朱云海, 2013.
香港海岸及邻近大陆地区	4.89~52.8		Wang H S, 2014.
山东金城湾	5.52~9.43		Hu Yanbing, 2015.
沱江流域	2.83~86.0		周浩, 2020.
湛江湾	nd~16.33	5.81	彭诗云, 2019
某地临港经济区西北部排污河口		1.08mg/kg	韩正平, 2020.
新加坡沿岸	3.3~46.2		Wurl O., 2005.
日本 Osaka 湾	4.5~6.2	1.3	Iwata H, 1994.
韩国蔚山湾	0.02~4.55	0.64	Khim, J.S.,2001.
印度孟加拉湾	0.17~1.56		Babu, R.R.,2005.
越南 Ha Long 湾	ND~0.85	0.22	Hong, S.H.,2008..
美国 Key largo	nd~2.62		Glynn PW,1995.
北极 Ny-Ålesund	0.86~4.50		Ma Xindong, 2009.
韩国 Masan 湾	nd~1.03		Sang Hee Hong, 2003.
白令海	0.19~0.50	0.33	余鹏, 2011.
楚科奇海	0.20~0.65	0.38	余鹏, 2011.
北冰洋	0.23~0.58	0.42	余鹏, 2011.

f.滴滴涕（DDTs）污染情况

海洋沉积污染情况：根据调研2015-2020年海洋中心开展的近岸海域沉积物中滴滴涕的监测数据，2015年调查中0.8%海域沉积物中DDTs含量超过我国疏浚物筛分水平下限；2016年调查中1%海域沉积物中DDTs含量超过我国疏浚物筛分水平下限，2%超过我国疏浚物筛

分水平上限;2017年调查中0.9%海域沉积物中DDTs含量超过我国疏浚物筛分水平下限;2018年调查中3%海域沉积物中DDTs含量超过我国疏浚物筛分水平上限。2020年调查中0.2%海域沉积物中DDTs含量超过我国疏浚物筛分水平下限,0.2%超过我国疏浚物筛分水平上限。依据Long等提出的美国NOAA海洋与河口沉积物中的DDTs风险评价标准(DDTs风险效应低值(ERL)为1.58 ng/g,风险效应高值(ERM)为46.1 ng/g),依据NOAA的DDTs风险评价标准,监测部分沉积物中DDTs浓度高于ERL甚至高于ERM。

根据文献调研,我国部分海域沉积物中滴滴涕如表20所示,我国近岸沉积物DDTs普遍高于其他沿海国家,将调查数据结果与我国疏浚物标准相比,发现20%的海域沉积物中DDTs含量超过我国疏浚物筛分水平下限,4%的海域沉积物中DDTs含量超过筛分水平上限。依据NOAA的DDTs风险评价标准,监测部分沉积物中DDTs浓度高于ERL甚至高于ERM。综上所述,我国海域沉积物中DDTs存在生态风险。

疏浚物污染情况:通过资料收集总结了2021年我国上海、浙江等地区114个疏浚工程(464个采样点)疏浚物中DDTs含量。分析结果显示,上海、浙江、江苏及福建地区疏浚物滴滴涕检出率分别为80%(311个样品)、97%(247个样品)、34%(160个样品)及69%(68个样品),滴滴涕检出率普遍较高,但DDTs含量未超过我国疏浚物DDTs筛分水平下限。依据NOAA的DDTs风险评价标准,调研疏浚物中DDTs含量部分高于ERL值。根据2019年彭诗云等人研究结果,湛江湾主航道附近沉积物中DDTs含量为173.19 ng/g,超过我国疏浚物筛分水平下限及NOAA风险评价标准ERM值。

依据沉积物及疏浚物中DDTs污染情况分析结果表明,我国近岸海域沉积物及疏浚物中滴滴涕普遍存在,且存在生态风险。虽然DDTs已于1983年已被我国禁止生产,并且于1992年禁用。2009年,我国允许滴滴涕用于应急病媒防治、三氯杀螨醇生产和防污漆生产用途,目前,仅限用于突发公共卫生事件。DDTs是一种持久性难降解有机污染物,对海洋环境影响不可忽视。并且目前我国《海洋沉积物质量》(GB 18668-2002)标准也将DDTs作为海洋沉积物评价指标并给出其评价限值。因此,本次修订将DDTS从选测项目调整为必测项目。

基于以上讨论,本次修订将多氯联苯、滴滴涕调整为必测项目。

表 20 我国近海沉积物中滴滴涕分布及含量

海域	含量范围 (ng/g 干重)	平均值	文献
全国近海	n.d.~98	5.2	国家海洋局, 1990.
渤海海域	0.3~12.1		Wu SP, 2005.
环渤海	0.16~3.17	0.83	Li min Hu et al.2009
渤海湾	0.46~2.0	1.1	张蓬, 2009.
渤海湾	<0.54~12.6		胡凤燕, 2009
渤海北部沿海地区		17	Wenyou Hu, 2010
渤海湾	4.81~11.35	7.77	Yu Liu et al.2012
大连湾	0.727~5.723		刘现明, 2001.
大连湾	0.43-19.14		姚婷, 2014

海域	含量范围 (ng/g 干重)	平均值	文献
金州湾	0.97~154.87		张蓬, 2009.
营口鲅鱼圈港	1.4~6.2	4	马德毅, 2004.
锦州湾	8.6~155	22.8	马德毅, 2004.
大辽河河口沿岸	0.3~12.6	3.8	Li Tan et al.2009
大辽河口潮间带	0.313-4.116	2.061	栾晓琳, 2021
海河口	0.32~80.18	15.94	Yang, R.Q., 2005.
海河流域	0.2~11.09		Wu SP, 2005.
唐山港	4~37	17.7	马德毅, 2004.
莱州湾	0.9~1.6	0.59	Guangcai Zhong, 2011
青岛近海	nd~15.57	5.44	王江涛, 2010.
东海	<0.06~6.04	3.05	Yang, R.Q., 2005.
黄河流域	<0.17-1.4		王会霞, 2017
长江口南支	0.37~7.08		刘贵春, 2007.
长江三角洲	0.27~4.54	1.96	杨华云, 2011.
长江口	nd~0.565		杨毅, 2002.
长江口	nd~8.2	2.4	方杰, 2007.
长江口	0.57~1.85		方杰, 2007.
杭州湾	0.07-0.59		姚婷, 2014
椒江口	5.09		蒋然, 2016
北海近岸	nd-3.83	0.89	刘保良, 2021
厦门西港	8.61~73.7	45.81	袁东星, 2001.
厦门西港	nd~0.06		张祖麟, 2003.
厦门-金门海域	2.97~9.16		王新红,1998; 陈伟琪, 1996.
闽江口-妈祖、厦门-金门海域	1.10~14.3		W Chen, 2005
九龙江河口	0.01~0.43	0.09	Maskaoui, K.,2005.
闽江口	6.17~63.88	21.63	袁东星, 2001.
泉州湾	0.56~25		王伟, 2006.
泉州湾	7.37~49.3	22.77	Gong, X.Y. ,2007.
大亚湾	8.69~34.34	19.05	Wang, Z.Y. , 2008.
大亚湾	2~31		池继松, 2005.
珠江口	1.36~8.99	2.84	Hong, H. ,1999.
珠江口	1.92~39.13		康跃惠, 2001.
广东海陵湾	nd-3480		Huan-Yun Yu, 2011.
宁波沿海	0.54-30.67		朱云海, 2013.

海域	含量范围 (ng/g 干重)	平均值	文献
香港海岸及邻近大陆地区	0.47-9.57		Wang H S, 2014.
山东金城湾	4.11-6.73		Hu Yanbing, 2015.
台湾茭市河口	ND~11.4	2.51	Doong, R.A. ,2002.
湛江湾	nd~173.19	26.9	彭诗云, 2019
世界海洋近岸	<0.1~44		Fowler W Scott,1990.
日本 Osaka 湾	2.5~12		Iwata H, 1994.
印度孟加拉湾	0.04~4.79		Babu Rajendran R, 2005.
韩国蔚山湾	0.02~41.9	3.34	Khim, J.S., 2001.
越南 Hai Phong	1.76~126	10.47	Hong, S.H., 2008.
新加坡沿岸	2.2~11.9		Wurl O, 2005.
爱尔兰 Cork 港	0.2~2.4		方杰, 2007.
意大利地中海	1.2~131		Mangani F, 1991.
美国 Casco 湾	<0.25~20		Kennicutt II, M.C,1994.
美国 Key largo	nd~1.9		Glynn PW, 1995.
北冰洋喀拉海		0.44	Josel.Sericano, 2001.
韩国蔚山湾	0.02~41.9	3.34	Khim, J.S.,2001.
韩国 Masan 湾	0.28-89.2		Sang Hee Hong, 2003.
北极 Ny-Ålesund	0.22-1.90		Ma Xindong, 2009.
古巴 Cienfuegos 湾	0.26-12.9		I. Tolosa, 2010.

3) 删除选测项目的理由:

一是选测项目判定依据模糊, 不利于标准执行。

二是根据选测项目污染情况分析, 可将现行标准列出的选测项目删除, 具体如下。

a. 删除多氯联苯、滴滴涕选测项目理由:

多氯联苯、滴滴涕已调整为疏浚物必测项目, 因此在选测项目中予以删除。

b.删除六六六、三丁基锡及多环芳烃选测项目的理由:

基于7.6节中关于我国三丁基锡、多环芳烃、六六六污染在我国污染情况不突出, 因此, 将上述指标从选测项目中删除。

c. 删除总磷、总氮选测项目理由:

一是总磷、总氮不是疏浚物特征污染物; 二是其他16个伦敦公约缔约国及地区均未将总磷、总氮列入疏浚物行动清单; 三是我国《海洋沉积物质量》标准中无总磷及总氮测项及评价限值。因此, 本次修订将总磷及总氮从选测项目中删除。

修订标准通过补充了多氯联苯及滴滴涕必测项目的要求, 提高了标准在海洋环境保护方面的作用; 其次现行标准中选测项目要求不明确, 且部分选测项目缺少相应评价限值, 修订标准删除了选测项目, 增强了标准指导性。

7.8 疏浚物理化检验

(1) 7.3 标题“化学测定方法”修改为 7.2“测定方法”。

修订理由：

根据修订内容，调整章节标题。

(2) 7.2 测定方法章节中增加粒度分析测定方法，补充重金属、有机碳、滴滴涕和多氯联苯的分析测试方法，并将测定方法调整为测定方法标准，如表 21 所示。

修订理由：

一是现行标准中疏浚物分类和理化检测项目均明确了粒径相关要求，但第 7 章理化检验方法部分未配套设置对应的粒径分析方法，标准条款存在技术断层，本次修订予以补充完善；

二是随着技术发展和高级仪器设备的普及，相关测定技术方法的标准化工作的推进，现行标准中规定的重金属、有机碳等分析测定方法较为落后。通过近年来的标准实施发现存在一定的制约作用，ICP-MS 等常见高效分析测试方法未被纳入到疏浚物分析中。考虑到疏浚物属于海洋沉积物，参考海洋沉积物评价相关标准，补充重金属、有机碳、滴滴涕和多氯联苯的测定方法及引用标准。其中，测定方法及其检出限与引用标准保持一致，因此本标准不再规定相关方法及检出限。

三是根据近期生态环境部发布的排放类国家标准（如《屠宰及肉类加工工业水污染物排放标准》（GB 13457—2025）、《食品加工制造业水污染物排放标准》（GB 46817—2025））的最新编制体例与表述规范，污染物分析方法均仅保留引用标准及编号，不再体现具体检测方法名称。与现行国家排放标准的编写惯例保持统一，本标准也仅列出检验项目测定参考的标准名称及编号。

修订标准为部分指标测试扩充了新的方法，提高检测精准度和检测便捷性，降低检测成本。

表 21 疏浚理化检验项目测定方法修订前后对比

项目	现行标准			项目	修订标准	
	分析方法	检出限 $\omega/10^{-6}$	引用标准		方法标准名称	方法标准编号
——	——	——	——	粒度	海洋调查规范 第 8 部分：海洋地质地球物理调查	GB/T 12763.8
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
砷	原子荧光法	0.06	GB 17378.5	砷	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					海洋监测技术规范 第 2 部分：沉积物	HY/T 147.2
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
镉	无火焰原子吸收分光光度法	0.04	GB 17378.5	镉	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					海洋监测技术规范 第 2 部分：沉积物	HY/T 147.2
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
铬	无火焰原子吸收分光光度法	2.0	GB 17378.5	铬	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					海洋监测技术规范 第 2 部分：沉积物	HY/T 147.2
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
铜	无火焰原子吸收分光光度法	0.5	GB 17378.5	铜	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					海洋监测技术规范 第 2 部分：沉积物	HY/T 147.2
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
铅	无火焰原子吸收分光光度法	1.0	GB 17378.5	铅	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					海洋监测技术规范 第 2 部分：沉积物	HY/T 147.2
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
汞	原子荧光法	0.002	GB 17378.5	汞	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					海洋监测技术规范 第 2 部分：沉积物	HY/T 147.2
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
锌	火焰原子吸收分光光度法	6.0	GB 17378.5	锌	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					海洋监测技术规范 第 2 部分：沉积物	HY/T 147.2
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
有机碳	重铬酸钾氧化-还原容量法	—	GB 17378.5	有机碳	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					海洋沉积物中总有机碳的测定 非色散红外吸收法	GB/T 30740
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4

硫化物	亚甲基蓝分光光度计	0.3	GB 17378.5	硫化物	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
油类	荧光分光光度计	1.0	GB 17378.5	油类	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
滴滴涕	毛细管气相色谱	0.11	GB 17378.5	滴滴涕	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4
多氯联苯	毛细管气相色谱	0.461	GB 17378.5	多氯联苯	海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析	GB 17378.5
					近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测	HJ 442.4

7.9 疏浚物的处置

(1) 调整 9.5 和 9.6 章节顺序，具体内容见表 22。

表 22 第 9 章修订前后框架对比

现行标准	修订后标准
9 疏浚物的处置 9.1 疏浚物的处置方式 9.2 清洁疏浚物的处置 9.3 沾污疏浚物的处置 9.4 污染疏浚物的处置 9.5 特殊处置和限制方法 9.6 复合疏浚物的处置	9 疏浚物的处置 9.1 疏浚物的处置方式 9.2 清洁疏浚物的处置 9.3 沾污疏浚物的处置 9.4 污染疏浚物的处置 9.5 复合疏浚物的处置 9.6 特殊处置和限制方法

修订理由：

优化章节框架。

(2) 在 9.3、9.4 最后增加表述“特殊处置和限制方法见 9.6”。

修订理由：

增加 9.3、9.4 章节与 9.6 章节的关联性叙述。

(3) 删除 9.6 节中“——行进时关闭溢流孔”“海洋废料厂”“分层疏浚，先”“陆上处理”。

修订理由：

一是行进时关闭溢流孔是所有疏浚物（包括清洁疏浚物）运输中所必须遵守的规定，因此将其删除。

二是目前我国无海洋废料厂，因此将其删除。

三是分层疏浚与倾倒活动无关，因此将其删除。

四是陆上处理不是疏浚物海洋倾倒采取的特殊处置和限值方法，因此将其删除。

(4) 调整 9.6 方法顺序，完善方法表述并明确沾污（污染）疏浚物的特殊处置和限制方法，如表 23 所示。

表 23 修订前后对比

现行标准	修订后标准
——减少疏浚物倾倒量； ——间歇性倾倒疏浚物； ——选用绞吸式挖泥船； ——挖泥船满仓时施用快速絮凝剂； ——停船定点倾倒； ——采用防帘技术； ——选择最安全的倾倒区：远离海洋环境敏感区、港口作业区、锚地、停泊区、航道（包括规划中的）、负地形低能海区、海洋废料场，多处倾倒区交替使用，并对倾倒区实施严格管理，提高跟踪监测频率，发现问题及时关闭倾倒区；	a)施用快速絮凝剂或其他防止污染物扩散的物质； b)采用防污帘技术； c)间歇性倾倒疏浚物； d)选用绞吸式挖泥船； e)停船定点倾倒； f)减少疏浚物倾倒量； g)选择最安全的海洋倾倒区：远离海洋生态敏感区、港口作业区、锚地、停泊区、航道（包括规划中的）、负地形低能海区，多处倾倒区交替使用，并对海洋倾倒区实施严格管理，提高跟踪监测频率，发现问题及时停止倾倒活动； h)采用清洁疏浚物或其他物质覆盖

现行标准	修订后标准
——采用清洁疏浚物或其他物质覆盖污染（沾污）疏浚物的盖帽等限制性处置法； ——陆上处理：分层疏浚，先将污染疏浚物泵入高潮线以上洼地，再用清洁疏浚物覆盖。 以上方法可根据实际情况选择一项或数项。	污染（沾污）疏浚物的盖帽等限制性处置法； 经评估论证后，可结合实际情况从上述处置方法中选取一项或多项，但应至少包括上述方法中的h)方法。 注：海洋生态敏感区为海洋生态功能与价值较高，且遭受损害后较难恢复其功能的海域。

修订理由：

一是现行标准表述内容完整性不足。

二是现行标准未对污染（沾污）疏浚物的特殊处置方法做出明确规定。实践过程中，发现部分工程采用其中较为简易的减少倾倒量等方法，并不能很好的起到防止污染（沾污）疏浚物损害海洋生态环境的作用。

盖帽法是指在精确并污染可控的情况下，将污染（沾污）疏浚物放置在某区域后，再用清洁物质覆盖隔离的处置污染（沾污）疏浚物的方法，以减少和防止污染（沾污）疏浚物中的污染物质扩散、污染损害周边海洋生态环境，特别是海洋水体和底栖生物。根据调研，采用清洁疏浚物或其他物质覆盖污染（沾污）疏浚物的盖帽等限制性处置法可以有效阻止污染（沾污）疏浚物向海水中释放有害物质，在美国、英国、中国香港等地已开展多年实践，受到广泛认可，近年来我国也开展了相关方面研究。Bon-Wun Gu 等在活性炭和无纺布垫的薄层盖帽法对湖泊沉积物中 N 和 P 释放的阻滞实验，结果表明，无纺布垫和活性炭（2 cm）的组合盖帽层实验效果最好，对 NH₄-N、总 N 和 PO₄-P 的封盖效率分别为 66.0%、54.2%和 73.1%，所有盖帽材料对总 P 的封盖效率都接近 100%。Ludovica Silvani 等使用生物炭作为盖帽材料（3 cm 厚，约 150 g），对比活性炭和有机粘土，研究了海洋沉积物孔隙水中 PAHs 的降解情况。一个月的盖帽实验后，以活性炭、有机粘土和生物炭作为盖帽材料的实验组沉积物孔隙水中 PAHs 浓度分别降低了 69%、56%和 99%。Mehwish Taneez 等使用钢渣、铝矾土及其混合物作为盖帽材料进行了实验室尺度下的盖帽实验，处置海洋沉积物中的重金属。结果表明，钢渣及两种材料的混合材料对沉积物中 Cd、Zn、As 和 Cr 的释放有明显的阻隔作用。Ram K. Mohan 等人将疏浚物盖帽法用于关闭固体废物填埋场，结果表明此方法可以最大限度地减少地表水渗透和限制化学品的向上迁移，为铝土矿残渣层提供足够的物理和化学隔离。因此根据文献调研，盖帽法可以有效阻碍疏浚物中重金属、有机污染物、油类、总氮及总磷等释放，因此是一种有效的疏浚物海上处置方式，适用于阻隔疏浚物中各类无机、有机及氮磷等营养物质的释放。因此本次修订规定污染（沾污）疏浚物的处置至少包括盖帽等限制性处置法。

修订标准明确了污染（沾污）疏浚物至少需采用盖帽等限制性处置法，提高标准指导性。

7.10检验报告与数据报表

（1）第 11 章和 11.1 标题分别修改为“检验报告与数据报表”和“检验报告格式与数据报表”

修订理由：

依据《生态环境法典》相关规定，规范报告名称为《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》，据此同步修订对应标题，将“评价报告”修改为“检验报告”。

(2) 增加章节 11.2 检验报告有效期，规定了维护性疏浚工程及基建性疏浚工程的《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期，如表 24 所示。

表 24 第 11 章修订前后对比

章节	现行标准	修订后标准
10.2 评价报告有效期	无	检验报告有效期自现场调查样品采集之日起计算。针对不同类型疏浚工程，检验报告有效期规定如下： 维护性疏浚工程：《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期为1年。对于同一疏浚区域，连续5年内累计开展不少于3次疏浚物检验评价且历次结果均为清洁疏浚物的：该区域疏浚物检验评价结果持续为清洁疏浚物时，《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期为3年；该区域疏浚物检验评价结果出现污染（沾污）疏浚物时，《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期为1年。 基建性疏浚工程：《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期为3年。

修订理由：

- 一是现行标准无《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期规定。
- 二是《伦敦公约》相关文件及其他国家及地区规定的疏浚物评价数据有效期为 3-5 年，现行标准与之存在差距。
- 三是根据企业调研结果，部分企业建议适当延长疏浚物检验报告有效期，例如长江航道工程局有限责任公司建议，延长检验报告有效期，在地质、水文等条件无明显变化，疏浚物相对稳定的条件下，检验报告有效期可与项目整体周期一致。宁波舟山港集团有限公司建议，将常规维护性疏浚区域的疏浚物检验报告有效期设置为 3 年或更长时间。
- 四是现行标准附录 A.2.1 中规定制定采样计划前应确定产生疏浚物的工程类型（维护性数据工程或基建性疏浚工程），但后续没有与工程类型有关的内容。

疏浚工程有效期确定依据：

- 1) 伦敦公约框架下《用于海上处置的疏浚挖出物的取样和分析指南》：
- 当以前的调查表明沉积物的品质在一段时间里是比较一致的并且没有新的污染时，则可能需要每隔 3-5 年作一次取样。但如果沉积物的化学性质是在变化的（由于变化的污染物能量、新的污染源、溢出、上游被污染的沉积物的搅动或被污染层的逐步清除），则每一大型疏浚方案均应进行取样。
- 2) 加拿大《海上处置技术指南：用于海上处置的疏浚物的化学特性表征》：
- 在以下情况下，数据可能被视为具有代表性：
- 靠近疏浚区域的污染源对沉积物质量构成的现有风险与首次取样时存在的风险相同或更低；
 - 数据位于疏浚区域边界或者被认为具有代表性；
 - 疏浚地点之前至少两个疏浚周期的取样和测试数据没有显示沉积物质量发生任何重大变化。
- 对于经过测试但尚未疏浚的疏浚区域，或者之前至少进行两个疏浚周期采样和测试的疏

浚区域，其数据有效期规定如下：

- 被列为“很可能低于筛选水平”疏浚区域的化学数据有效期最长为 5 年；
- 评级为“可能低于筛选水平”和“可能高于筛选水平”的疏浚区域的化学数据仅在 3 年内有效，之后必须对材料进行重新采样并再次表征。

3) 香港《处理疏浚/挖出的沉积物的管理架构》：

对于之前已经获批的疏浚/挖出沉积物的卸置建议书，如果采样时间与工程开展的时间相隔超过 3 年，除非获得环境保护署署长豁免，否则需要重新测试沉积物。

4) 《环境影响评价技术导则 海洋环境》：

沿岸海域的海水水质、海洋生态现状数据有效期为 3 年，其他海域的为 5 年。沿岸海域的海洋沉积物、海洋水文动力、海洋地形地貌与泥沙现状数据有效期为 5 年，其他海域的为 10 年。数据有效期以取得现场调查样品之月顺延起算。

本次修订依据上述文件，同时考虑到疏浚物既具有沉积物的相对稳定性特征，有来自于港口、航道等易受到干扰的区域特征，补充了维护性疏浚工程及基建性疏浚工程疏浚物检验报告的有效期限规定，将部分维护性疏浚工程及基建性疏浚工程的《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期延长至 3 年，可以显著降低检验评价的成本和工作量。

7.11 实施与监督

增加第 12 章实施与监督，如表 25 所示。

表 25 修订前后对比

章节	现行标准	修订后标准
12 实施与监督	无	本标准由生态环境部及其海域派出机构负责监督实施。

修订理由：

为与相关标准框架保持一致，本标准增加“实施与监督”章节。

修订依据：

根据《生态环境法典》及疏浚物海洋倾倒处置管理体系设置，疏浚物海洋倾倒许可技术审查工作由生态环境部及其海域派出机构（海河流域北海海域生态环境监督管理局、珠江流域南海海域生态环境监督管理局、太湖流域东海海域生态环境监督管理局）负责，因此本标准规定由生态环境部及其派出机构负责监督实施。

7.12 附录 A 疏浚物采样要求及方法

(1) 在 A.2.2 中补充疏浚物柱状样采样要求及采样层次等规定，如表 26 所示。

表 26 A.2.2 柱状样采样要求等修订前后对比

现行标准	修订后标准
无	柱状样品：当疏浚深度大于1 m（包含1 m）时，需采集柱状样品。柱状样品采集时，应取至拟疏浚深度，且柱状样本应是连续的，子样本的顶面应为海床，向下1 m，向下2 m，向下3 m，然后每隔3 m至疏浚层底部，可根据地层结构、沉积物类型等适当调整。对于维护性疏浚工程，若疏浚区域疏浚作业较为频繁（每年至少开展1次），则不需要采集柱状样品。

修订理由：

一是现行标准中在附录 A.3.2 采样设备中明确了柱状样的采样方法，但未对柱状样的采样进行明确要求。

二是疏浚工程中常有疏浚深度较深的情况，深达几十米，仅在疏浚区域表面采样无法代表该工程全部疏浚物污染状况，应开展柱状样品采集。

柱状样采样层次规定依据：

1) 伦敦公约框架下《用于海上处置的疏浚挖出物的取样和分析指南》：

样品深度：沉积物样品应取至规定的项目深度（包括任何“超深”疏浚），除非已知沉积物是纵向同质的。

2) 美国《疏浚物海洋倾倒评估》：

在工业区域，且疏浚工程较大时，可能需将区域在水平方向上分为几块，也要在垂直方向上分为几层。疏浚工程如果是具有相对统一的沉积物类型，并且位于非工业区，可以认为是一个单独的区域。垂直分区一般不适用于快速变浅的区域或者由于船舶的穿行具有较高沉积物混合能力的区域。这些区域相对垂直上均匀。小于 2-3 英尺的垂直分层是不实用的，因为疏浚操作不能控制在这个精度上实施，这些小区域应视为一个区域。

3) 加拿大《海上处置技术指南：海上处置疏浚物的化学特性分析》：

在经常疏浚的疏浚工程中，沉积物的物理和化学特征被认为是相对均匀的，除非有新的污染源或其他原因需要改变取样要求，一般认为抓取样本就足以代表它们。

相反，新的或基本建设项目场地内则需要进行岩心取样，以评估其物理特征，并可能进行化学特征描述。与基本建设项目相关的许多现场特定因素将决定需要满足的特定化学取样要求以及化学取样的深度。

当怀疑污染随深度而变化时，可能需要垂直采样来划定疏浚区域的下边界（即深度）。在这些情况下，应在定期的深度间隔（例如 20 厘米）以确定污染的垂直程度。

4) 香港《处理疏浚/挖出的沉积物的管理架构》：

柱状样品采集时，应取至规定的项目深度，且柱状样本应是连续的，子样本的顶面应为海床，向下 0.9 米，向下 1.9 米，向下 2.9 米，然后每隔 3 米至疏浚层底部。

参考上述文件，本次修订补充了柱状样采样层次规定等规定。同时，考虑到我国倾倒疏浚物包括疏浚频率较高的维护性工程疏浚物，针对此类疏浚工程，如每年至少进行 1 次疏浚活动，则可仅采集表层样品。据统计，2021 年我国审批通过的维护性疏浚工程海洋疏浚物倾倒许可证占比 71%，对于符合条件的维护性疏浚工程仅采表层样品即可的规定。

本次标准修订补充柱状样采样规定，既可防止疏浚物海洋倾倒污染损害海洋环境，同时避免非必要的柱状样采集。

（2）在 A.2.2 二次采样规定后补充“当采样无法确定污染（或沾污）范围时，则采用从重原则予以判定”，如表 27 所示。

表 27 修订前后对比

现行标准	修订后标准
无	当采样无法确定污染（或沾污）范围时，则采用从重原则予以判定。

修订理由：

现行标准未明确当疏浚区采样同时存在清洁及污染（沾污）疏浚物，且无法通过采样区分污染（沾污）范围时，疏浚物该如何判定，因此在修订标准中补充此项规定。

（3）在 A.2.3 中补充疏浚物柱状样采样数量规定，如表 28 所示。

表 28 A.2.3 柱状样采样数量修订前后对比

现行标准	修订后标准
无	柱状样采样站位数量应不低于采样站位总数的15%，当计算后柱状样采样站位数量小于1时，按1个计；当计算后柱状样采样站位数量大于n时，按n+1个计（n为大于或等于1的整数）。

修订理由：

现行标准中缺乏柱状样采样数量规定，无法起到规范和指导作用。

柱状样采样数量规定依据：

- 1) 《海洋调查规范 第 8 部分：海洋地质地球物理调查》（GB/T 12763.8-2007）：
陆架海区柱状采样站数应占表层样站数的 1/10 以上，大洋海区占表层样站数的 1/15。
- 2) 《海洋区域地质调查规范》（1：250000）
海底柱状沉积物采样站位数量应占表层沉积物站位数量的 15%。

参考上述文件，本次修订规定疏浚物柱状样采样数量应不低于采样站位总数的 15%，其中当计算后柱状样采样站位数量小于 1 时，按 1 个计；当计算后柱状样采样站位数量大于 n 时，按 n+1 个计（n 为大于或等于 1 的整数）。

（4）在 A.2.3 中补充疏浚物来自不同疏浚区域时分区采样的要求，如表 29 所示。

表 29 修订前后对比

现行标准	修订后标准
无	当疏浚物来自于不同疏浚区域时，每个疏浚区域均需按本标准规定的采样站位数量进行样品采样。

修订理由：

现行标准对疏浚物来自不同疏浚区域时无采样要求规定，可能造成采样数量不足，无法全部覆盖疏浚区域等问题。标准修订补充了疏浚物来自不同疏浚区域时分区采样的要求，确保采集样品能覆盖所有疏浚区域。

7.13参考文献

删除标准的参考文献。

修订理由：

现行标准中参考文献为三丁基锡及多环芳烃的测定方法，本次修订中已将三丁基锡及多环芳烃的测项删除。因此，将参考文献删除。

7.14文字及表述等其他修订

(1) 删除前言中“本标准的第4章、第5章、第6章和第9章为强制性的，其余为推荐性的”。

修订理由：依据生态环境部发布的《生态环境标准管理办法》，本标准属于污染物排放标准，以强制性标准的形式发布，强制性生态环境标准必须执行；根据国家市场监督管理总局发布的《强制性国家标准管理办法》，强制性国家标准的技术要求应当全部强制。为此，本标准不再区分章节的强制性或推荐性。

(2) 第5章中“多氯联苯总量”修改为“多氯联苯”，同步对第6章、第7章以及附录A等相关内容一并修改。

修订理由：参照《海洋沉积物质量》(GB 18668-2002)、《海洋监测规范 第5部分：沉积物分析》(GB 17378.5)等现行国标，该指标标准表述为多氯联苯。同时兼顾标准前后统一性，与现行标准测定方法中用词保持一致。

(3) 删除6.1-6.3标题中(I类)(II类)(III类)

修订理由：为避免与《中华人民共和国海洋倾废管理条例实施办法》中关于一、二、三类废弃物的分类体系发生混淆。

(4) 修改完善沾污疏浚物表述，如表30所示。

表 30 修订前后对比

现行标准	修订后标准
6.2 沾污疏浚物 疏浚物中主要化学组分含量均不超过化学评价限值的上限，且符合下列条件之一的疏浚物为沾污疏浚物： a)疏浚物中镉、汞、滴滴涕、多氯联苯等一种或一种以上的含量超过化学评价限值的下限； b)疏浚物中砷、铬、铜、铅、锌、有机碳、硫化物、油类和粒度的物理化学组分含量不满足6.1 b)规定的要求。	6.2 污染疏浚物 疏浚物中一种或一种以上化学组分含量超过化学评价限值的上限为污染疏浚物。 6.3 沾污疏浚物 清洁疏浚物和污染疏浚物以外的疏浚物。

修订理由：
完善表述，提高标准指导性。

(5) 完善8.1节部分内容表述，如表31所示。

表 31 修订前后对比

现行标准	修订后标准
沾污疏浚物和污染疏浚物，应做生物学检验。生物学检验包括如下3类：	沾污疏浚物和污染疏浚物，应做三种生物学检验，具体包括：

修订理由：
精简语言，完善表述。

(6) 删除8.1节表述“对于沾污疏浚物和污染疏浚物样品，应同时做3种生物学检验”。

修订理由：

删除重复叙述。

(7) 将 8.2.1 水相检验样品制备和 8.2.2 固相检验样品制备整合为一节，如表 32 所示。

表 32 修订前后对比

现行标准	修订后标准
8.2.1 水相检验样品制备 取疏浚物与洁净海水，按体积1：4比例混合，激烈振荡或搅拌30 min后，静置1 h。用虹吸法取出上层液体（液体加悬浮颗粒），即为水相检验样品。如果上层液体过于浑浊，则用0.45 μm滤膜过滤，或将上层液体离心，取上清液，即为水相检验样品。 8.2.2 固相检验样品制备 取疏浚物与洁净海水，按体积1：4比例混合，激烈振荡或搅拌30 min，使混合物被充分搅匀后，静置1 h。取沉降到底的全部物质，即为固相检验样品。	8.2 检验样品制备 取疏浚物与洁净海水，按体积1：4比例混合，激烈振荡或搅拌30 min，静置1 h后，再分别制备水相及固相检验样品： ——用虹吸法取出上层液体（液体加悬浮颗粒），即为水相检验样品。如果上层液体过于浑浊，则用0.45 μm滤膜过滤，或将上层液体离心，取上清液，即为水相检验样品。 ——取沉降到底的全部物质，即为固相检验样品。

修订理由：8.2.1 和 8.2.2 是水相和固相样品制备，大部分步骤一致，因此整合为一节。

(8) 8.3.1 标题“生物培养设施”修改为“受试生物培养设施”。

修订理由：

统一前后文表述。

(9) 完善 8.3.2 中温控设备规定表述，如表 33 所示。

表 33 修订前后对比

现行标准	修订后标准
——控温设备由加热线和控温仪等组成，也可通过使实验室保持恒温来完成。	——控温设备，由温控装置控温。

修订理由：

加热线和控温仪即为温控装置，并且实际上由于水体与空气温度之间的差异，通过使实验室保持恒温来完成温控是很难做到的，除非是冷库等特殊空间，一般实验室空调是做不到的。

(10) 在 8.3.1、8.3.3 及 8.3.4 中各设备之后增加“等”，删除 8.3.2 中“或疏浚物”如表 34 所示。

表 34 修订前后对比

现行标准	修订后标准
8.3.1 受试生物培养设施 培养架，培养盘或盆，充气泵、管、调节阀。 8.3.2 毒性实验设施 ——充气设备，对于底栖生物培养和实验，充气设备应保证在充气过程中不扰动沉积物或疏浚物。 8.3.3 实验保护设备 护镜，面罩，实验服，手套。实验室应建有排气设备。 8.3.4 其他设备	8.3.1 受试生物培养设施 培养架，培养盘或盆，充气泵、管、调节阀等。 8.3.2 毒性实验设施 ——充气设备，对于底栖生物培养和实验，充气设备应保证在充气过程中不扰动沉积物 8.3.3 实验保护设备 护镜，面罩，实验服，手套。实验室应建有排气设备等。 8.3.4 其他设备

现行标准	修订后标准
冷冻冷藏设施，通风橱，应备有发电机。	冷冻冷藏设施，通风橱，应备有发电机等。

修订理由：

规范表述。

(11) 完善 8.4.1、8.5.1、8.6.1 中第一个条件表述，如表 35 所示。

表 35 修订前后对比

现行标准	修订后标准
8.4.1 受试生物应在甲壳动物、鱼类和双壳贝类或棘皮动物幼虫中任选一种； 8.5.1 受试生物应在管栖动物和埋栖动物中任选一种； 8.6.1 受试生物应在管栖动物和埋栖动物中任选一种；	8.4.1 受试生物应在甲壳类、鱼类、双壳类或棘皮动物中任选一种； 8.5.1 受试生物应在甲壳类、多毛类和双壳类中任选一种，且其栖息习性应为管栖型或埋栖型； 8.6.1 受试生物应在双壳类和多毛类中任选一种，且其栖息习性应为管栖型或埋栖型；

修订理由：

一是规范受试生物类型表述，并保持前后文表述方式一致。

二是 8.4.1 第二条已明确受试生物为“易获得且敏感性高的幼虫或幼体”，本条不再重复限定幼虫或幼体。表 3 和表 4 中同步删除“幼虫”的表述。

(12) 规范统一标准文稿中生物名称，将“鰕虎鱼”修改为“虾虎鱼”。将表 4 中“鱼类毒性实验”修改为“虾虎鱼毒性实验”。

修订理由：

规范并统一受试生物类群的表述，表 4 中有关表述与表 3 保持一致。

(13) 完善 8.5.3 表述，删除“；固相疏浚物对双壳类生物的毒性检验实验见附录 E”及“或双壳类”。

修订理由：

附录 E 为双壳类生物对疏浚物中化学组分的累积检验实验，已在文本 8.6.3 部分表明“双壳类生物对疏浚物中化学组分的累积检验实验见附录 E”。为保证文本与附录内容相对应，删除 8.5.3 中有关表述。

(14) 完善 8.6.1 第三个条件表述，如表 36 所示。

表 36 修订前后对比

现行标准	修订后标准
——不能有效地代谢污染物，尤其是有机污染物；	——对污染物具有较强富集能力；

修订理由：

绝大部分生物均具有一定的代谢能力，只是能力有强有弱，此部分实验检测的是疏浚物的污染程度，为了使检测阶段结果更准确，使用富集能力强的生物更合适。

(15) 将 9.1 中疏浚物处置方式修改为“直接海洋倾倒、有限制的海洋倾倒、经过特殊处置后的有限制海洋倾倒及陆上处置”，将 9.5 节中“不应取”修改为“不得用”，将 9.6 节中“倾倒区”修改为“海洋倾倒区”。

修订理由：

现行标准 9.1 中“或其他特殊处置方式”界定模糊、指导性不足，因此予以删除。同时现行标准中“不应取”“倾倒区”表述不够规范严谨，本次统一优化修正，保障条文措辞规范统一。

(16) 在 10.1 和 10.2 增加规范性文件 GB/T 12763.8、GB/T 30740、HJ 442.4 和 HY/T 147.2，如表 37 所示。

表 37 修订前后对比

现行标准	修订后标准
10.1 质量控制 疏浚物样品的采集、处理、分析和检验方法应遵照 GB 17378.3、GB 17378.4、GB 17378.5、GB 17378.6、GB 17378.7 中的相关规定执行。数据处理、分析的质量控制应遵照 GB17378.2 中的相关规定执行。	10.1 质量控制 疏浚物样品的采集、处理、分析和检验方法应遵照 GB 17378.3、GB 17378.4、GB 17378.5、GB 17378.6、GB 17378.7、 GB/T 12763.8、GB/T 30740、HJ 442.4 和 HY/T 147.2 中的相关规定执行。数据处理、分析的质量控制应遵照 GB17378.2、 GB/T 12763.8、GB/T 30740、HJ 442.4 和 HY/T 147.2 中的相关规定执行。
10.2 仪器设备 所有在监测、分析过程中使用的计量器具应遵照 GB17378.1 中的相关规定执行。	10.2 仪器设备 所有在监测、分析过程中使用的计量器具应遵照 GB17378.1、 GB/T 12763.8、GB/T 30740、HJ 442.4 和 HY/T 147.2 中的相关规定执行。

修订理由：

本次修订增加了规范性引用文件，因此在 10.1 和 10.2 章节将新增的引用文件予以补充。

(17) 修改附录 A 标题，完善部分内容表述，如表 38 所示。

表 38 修订前后对比

现行标准	修订后标准
附录A标题：疏浚物样品采样原则和方法	附录A标题：疏浚物样品采样 要求 和方法
A.2.1 ——疏浚区地质结构和沉积物粒度分布 ——疏浚区附近环境敏感区	A.2.1 ——疏浚区 地层 结构和沉积物粒度分布 ——疏浚区附近 海洋生态敏感区

修订理由：

完善规范标准内容表述，保证前后内容一致性。

(18) 附录 A 中表 A.1 表头中“采样数量”修改为“表层采样站位数量”。

修订理由：

“采样数量”表述不够准确。

(19) 完善附录 A.3.2 中采样设备的要求，补充附录 A.3.3 中疏浚物样品采集对采样作业人员等的要求，如表 39 所示。

表 39 修订前后对比

现行标准	修订后标准
A.3.2 采样设备 表层沉积物样品的采集，应使用抓斗式采样器；若需加采样柱状样时，应同时使用箱式采样器或重力采样管。 A.3.3 样品采集 样品采集按照GB 17378.3规定的要求进行。采集的疏浚物样品应符合以下条件：	A.3.2 采样设备 采样设备按照GB/T 12763.8、HJ 442.4规定选择。 A.3.3 样品采集 样品采集按照GB 17378.3、GB/T 12763.8、HJ 442.4规定的要求进行。采样船舶及作业人员应符合GB/T 12763.1规定。采集的疏浚物样品应符合以下条件：

修订理由：

一是现行标准规定采样设备不完善，无法满足采样需求，因此引用相关标准文件
 二是现行标准中缺少对于采样人员、船舶等的具体要求，因此本次修订增加了此部分的规定。

（20）删除附录 A.4 中样品运输保持沉积物结果的要求。

修订理由：根据实际操作经验，运输过程中较难保持样品的结构，因此予以删除。

（21）调换附录 B 和附录 C 的顺序，并将调序后的附录 B 标题修改为“生物学检验受试生物简介”。

修订理由：根据附录部分整体内容，合理调整附录 B 和附录 C 的顺序，并完善附录 B 名称。

（22）在附录 B.1.2 和附录 C.1.1 中补充使用其他网具规定，如表 40 所示。

表 40 修订前后对比

现行标准	修订后标准
B.1.2 采集和驯化 用手抄网或其他网具在潮间带水洼处或浅水处采集受试生物。 C.1.1 采集 采自沿岸潮间带，在低潮时用手抄网在浅水处捕获。	C.1.2 采集和驯化 用手抄网 或其他网具 在潮间带水洼处或浅水处采集受试生物。 B.1.1 采集 采自沿岸潮间带，在低潮时用手抄网 或其他网具 在浅水处捕获。

修订理由：

根据实际情况用手抄网在潮间带水洼处或浅水处采集虾虎鱼较难实现，且考虑死亡的话，实验需要的受试生物还是有一定数量的，因此增加其他网具用于收集受试生物的规定。

（23）附录 B 中“水坑中”修改为“浅水处”。

修订理由：

统一前后文表述。

（24）完善附录 C.2.1 中虾虎鱼实验容器及溶液体积规定，如表 41 所示。

表 41 修订前后对比

现行标准	修订后标准
鰕虎鱼实验中选用3 L~5 L容器，溶液体积2.5 L~4 L。	虾虎鱼实验中选用6 L~10 L容器，溶液体积5 L~8 L。

修订理由：

现行标准中规定的虾虎鱼容器较小，根据专家咨询意见，按照每个受试生物所需水体空间和总数量将容器体积修改为 6 L~10 L，溶液体积修改为 5 L~8 L。

(25) 修改附录 C.2.2 和附录 E.3.2 中内容表述，将“调节至气泡小于 100 个/min”修改为“溶解氧应不低于饱和量的 60%”。

修订理由：

统一前后文表述。

(26) 修改附录 C.3.2 及附录 D.3.2.2 中内容表述，将“差异显著性分布检验”修改为“差异显著性检验（t-检验）”。

修订理由：

“差异显著性分布检验”表述不够准确。

(27) 调整附录 E.3.3 双壳贝类体内沾污物分析项目，如表 42 所示。

表 42 修订前后对比

现行标准	修订后标准
E.3.3 双壳类体内沾污物分析项目 E.3.3.1 必测项目 必测项目包括： ——砷、镉、铜、铅、锌、汞、石油烃； ——疏浚物中含量超过化学筛分值下限的化学组分。 E.3.3.2 选测项目 选测项目包括：铬、六六六、滴滴涕、多氯联苯总量、多环芳烃总量、三丁基锡等。	E.3.3 双壳贝类体内沾污物分析项目 双壳类体内沾污物分析项目包括：砷、镉、铬、铜、铅、锌、汞、石油烃、滴滴涕和多氯联苯。

修订理由：

结合本次疏浚物化学检验项目修订内容，同步调整生物累积检验分析项目。由于有机碳、硫化物无法在生物体内产生富集累积效应，故未将两项指标纳入其中。

(28) 调整完善附录表 C.1-E.2 表格内容，在表头增加工程、疏浚物类型等关键信息并优化标题列名称。

修订理由：

原附表 C.1-E.3 表头字段设置简略，仅涵盖试验相关信息，未纳入疏浚工程、疏浚物类型等关键溯源要素；表 D.2 中“盐度”与表 D.1 重复；同时表格标题列名称不够规范。本次结合对应检验内容，统一完善表格标题列名称。

(29) 在表 E.1 增设填表人、校对人两栏。

修订理由：

表 E.1 仅在表格末尾统一设置填表人、校对人签字栏，无法对应每日实验操作记录，难以实现逐日权责溯源。

(30) 将附录 F 标题及正文中“疏浚物海洋倾倒检验评价报告”统一修改为“海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告”，同时把 F.2.2 中“并插入计量认证有效合格证书”调整为“应插入检验检测机构资质认定证书”。

修订理由：

依据《生态环境法典》相关规定，规范报告名称为《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》。修改结合实际业务实操要求修正资质相关表述，用词更贴合现行资质管理规范，表述严谨合规，契合检验报告出具实际流程。

(31) 在 F.3 中增加引用文件 GB/T 12763.8、GB/T 30740、HY/T 147.2，如表 43 所示。

表 43 修订前后对比

现行标准	修订后标准
按 GB 17378.3、GB 17378.4、GB 17378.5、GB 17378.6 的有关要求填写样品采样登记表和化学检验结果表。	按 GB 17378.3、GB 17378.4、GB 17378.5、GB 17378.6、 GB/T 12763.8、GB/T 30740、HY/T 147.2 的有关要求填写样品采样登记表和化学检验结果表。

修订理由：

本次修订新增多项规范性引用文件，同步在 F.3 补充对应的引用文件，提升报告合规性与参考价值。

(32) 在附录 F 增加附表疏浚物理化检验项目测定方法，将其列为附表 F.3，同时完善附表 F.1-F.8 标题列设置及内容。

修订理由：

健全海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告配套表格体系，同步优化附表 F.1 至 F.8 的栏目标题与填报内容，补齐信息维度，保障报告内容完整规范、数据条理清晰，满足实际编制与审核使用需求。

(33) 完善标准的数字用法，标准中表示物理量的数值和生物实验部分的汉语数字统一调整为阿拉伯数字。

修订理由：

根据《标准化工作导则》(GB/T 1.1-2020)、《出版物上数字用法》(GB/T 15835-2011) 等有关标准中“表示物理量的数值，应使用后跟法定计量单位符号的阿拉伯数字”“如果表达计量或编号所需要用到的数字个数不多，选择汉字数字还是阿拉伯数字在书写的简洁性和辨识的清晰性两方面没有明显差异时，两种形式均可使用”的要求，将标准中表示物理量的数值和生物实验部分的汉语数字统一调整为阿拉伯数字。

8 主要修订内容对比

8.1 主要修订内容汇总

在以上标准修订说明的基础上，对修改条款进行整理列表，见表 44。

表 44 标准主要修改内容对照表

序号	章节	修改情况
1	1 适用范围	完善标准适用范围： 本标准规定了海洋倾倒疏浚物的评价程序、理化检验项目和评价限值、分类、检验方法以及处置等方面的要求。

序号	章节	修改情况																																													
2	2 规范性引用文件	新增 5 个规范性引用文件： GB/T 12763.8 海洋调查规范 8 部分：海洋地质地球物理调查 GB/T 30740 海洋沉积物中总有机碳的测定 非色散红外吸收法 GB/T 12763.1 海洋调查规范 第 1 部分：总则 HJ 442.4 近岸海域环境监测技术规范 第四部分 近岸海域沉积物监测 HY/T 147.2 海洋监测技术规范 第 2 部分：沉积物																																													
3	3 术语和定义	删除 3.1 术语“环境敏感区”及其定义，并将标准文本中“环境敏感区”修改为“海洋生态敏感区”，以附注形式予以说明。																																													
4		增加了 2 个术语和定义： 3.4 维护性疏浚工程 maintenance dredging engineering 为保持海岸、海洋工程设计指标或工程运行的需要，而对港口、码头、航道、锚地及其他海岸、海底设施进行的清淤工程。 3.5 基建性疏浚工程 capital dredging engineering 新建、改建、扩建的港口、码头、航道、锚地、填海、围海等海底开挖及清淤工程。																																													
5	4 疏浚物海洋倾倒评价程序	修改第 4 章标题： 将标题修改为“疏浚物海洋倾倒评价程序”。																																													
6		完善疏浚物海洋倾倒分类和评价工作流程图及其相关表述。 疏浚物在进行海洋倾倒前应进行理化检验，将疏浚物理化项目检验的结果与其评价限值或要求进行比较，并按照疏浚物分类方法，对疏浚物进行分类。疏浚物分为三类：清洁疏浚物、沾污疏浚物和污染疏浚物。确定为沾污疏浚物和污染疏浚物的疏浚物应进行三项生物学检验，包括水相疏浚物毒性检验、固相疏浚物毒性检验和疏浚物中化学组分的生物累积检验。根据疏浚物的类别和生物学检验结果，确定疏浚物的海洋处置方式。疏浚物海洋倾倒分类和评价工作程序见图 1。																																													
7	5 疏浚物理化检验项目和评价限值	修改第 5 章标题： 将标题修改为“疏浚物理化检验项目和评价限值”。																																													
8		现行标准 7.1 测定项目调整至第 5 章，调整疏浚物理化检验项目，删除选测项目： 疏浚物海洋倾倒前应进行物理和化学项目的分析检测，具体包括： ——物理项目：粒度； ——化学项目：砷、镉、铬、铜、铅、汞、锌、有机碳、硫化物、油类、滴滴涕和多氯联苯。 化学项目评价限值具体见表 1，物理项目的具体评价要求见第 6 章。 <table><tr><th rowspan="2">检测项目^a</th><th colspan="2">$\mu\text{g}/10^4\text{g}$</th><th rowspan="2">检测项目^a</th><th colspan="2">$\mu\text{g}/10^4\text{g}$</th></tr><tr><th>下 限^b</th><th>上 限^b</th><th>下 限^b</th><th>上 限^b</th></tr><tr><td>砷^c</td><td>20.0^c</td><td>100.0^c</td><td>锌^c</td><td>200.0^c</td><td>600.0^c</td></tr><tr><td>镉^c</td><td>0.80^c</td><td>5.0^c</td><td>有机碳^c</td><td>2.0^c</td><td>4.0^c</td></tr><tr><td>铅^c</td><td>80.0^c</td><td>300.0^c</td><td>硫化物^c</td><td>300.0^c</td><td>800.0^c</td></tr><tr><td>铜^c</td><td>50.0^c</td><td>300.0^c</td><td>油类^c</td><td>500.0^c</td><td>1500.0^c</td></tr><tr><td>汞^c</td><td>75.0^c</td><td>250.0^c</td><td>滴滴涕^c</td><td>0.020^c</td><td>0.10^c</td></tr><tr><td>汞^c</td><td>0.30^c</td><td>1.0^c</td><td>多氯联苯^c</td><td>0.020^c</td><td>0.60^c</td></tr></table> ^a 有机碳的单位为 $10^{-2}\%$。^b ^c	检测项目 ^a	$\mu\text{g}/10^4\text{g}$		检测项目 ^a	$\mu\text{g}/10^4\text{g}$		下 限 ^b	上 限 ^b	下 限 ^b	上 限 ^b	砷 ^c	20.0 ^c	100.0 ^c	锌 ^c	200.0 ^c	600.0 ^c	镉 ^c	0.80 ^c	5.0 ^c	有机碳 ^c	2.0 ^c	4.0 ^c	铅 ^c	80.0 ^c	300.0 ^c	硫化物 ^c	300.0 ^c	800.0 ^c	铜 ^c	50.0 ^c	300.0 ^c	油类 ^c	500.0 ^c	1500.0 ^c	汞 ^c	75.0 ^c	250.0 ^c	滴滴涕 ^c	0.020 ^c	0.10 ^c	汞 ^c	0.30 ^c	1.0 ^c	多氯联苯 ^c	0.020 ^c
检测项目 ^a	$\mu\text{g}/10^4\text{g}$			检测项目 ^a	$\mu\text{g}/10^4\text{g}$																																										
	下 限 ^b	上 限 ^b	下 限 ^b		上 限 ^b																																										
砷 ^c	20.0 ^c	100.0 ^c	锌 ^c	200.0 ^c	600.0 ^c																																										
镉 ^c	0.80 ^c	5.0 ^c	有机碳 ^c	2.0 ^c	4.0 ^c																																										
铅 ^c	80.0 ^c	300.0 ^c	硫化物 ^c	300.0 ^c	800.0 ^c																																										
铜 ^c	50.0 ^c	300.0 ^c	油类 ^c	500.0 ^c	1500.0 ^c																																										
汞 ^c	75.0 ^c	250.0 ^c	滴滴涕 ^c	0.020 ^c	0.10 ^c																																										
汞 ^c	0.30 ^c	1.0 ^c	多氯联苯 ^c	0.020 ^c	0.60 ^c																																										
9	6 疏浚物分类	删除 6.1-6.3 标题中（I 类）（II 类）（III 类）																																													
10		完善表述：																																													

序号	章节	修改情况
		6.2 污染疏浚物 疏浚物中一种或一种以上化学组分含量超过化学评价限值的上限为污染疏浚物。 6.3 沾污疏浚物 清洁疏浚物和污染疏浚物以外的疏浚物。
11	7 疏浚物理化检验	修改章节标题： 将 7.3“化学测定方法”调整为 7.2“测定方法”。
12		补充并完善粒度、重金属、滴滴涕及多氯联苯分析测定方法：
13	8 疏浚物生物学检验	完善 8.1 表述 将“沾污疏浚物和污染疏浚物，应做生物学检验。生物学检验包括如下 3 类：”修改为“沾污疏浚物和污染疏浚物，应做三种生物学检验，具体包括：”。 删除“对于沾污疏浚物和污染疏浚物样品，应同时做 3 种生物学检验”。
14		将 8.2.1 和 8.2.2 整合为一节： 取疏浚物与洁净海水，按体积 1: 4 比例混合，激烈振荡或搅拌 30 min 后，静置 1 h 后，再分别制备水相及固相检验样品： ——用虹吸法取出上层液体（液体加悬浮颗粒），即为水相检验样品。如果上层液体过于浑浊，则用 0.45 μm 滤膜过滤，或将上层液体离心，取上清液，即为水相检验样品。 ——取沉降到底的全部物质，即为固相检验样品。
15		修改 8.3.1 标题： 标题修改为“受试生物培养设施”。
16		完善 8.3.2 中温控设备等表述： 将“控温设备由加热线和控温仪等组成，也可通过使实验室保持恒温来完成。”修改为“控温设备，由温控装置控温”。 删除充气设备中“或疏浚物”。
17		规范表述： 在 8.3.1、8.3.3 及 8.3.4 中各设备之后增加“等”。
18		统一前后文表述： 8.4.1 第一条修改为“受试生物应在甲壳类、鱼类、双壳类或棘皮动物中任选一种”。 8.5.1 第一条修改为“受试生物应在甲壳类、多毛类和双壳类中任选一种，且其栖息习性应为管栖型或埋栖型”。 8.6.1 第一条修改为“受试生物应在双壳类和多毛类中任选一种，且其栖息习性应为管栖型或埋栖型”。
19		规范受试生物类群的表述，保持前后文一致： 将“鰕虎鱼”修改为“虾虎鱼”，表 4 中“鱼类毒性实验”修改为“虾虎鱼毒性实验”。
20		完善 8.6.1 表述： 将 8.6.1 中条件 3“不能有效地代谢污染物，尤其是有机污染物”表述修改为“对污染物具有较强富集能力”。
21		删除 9.1 中指导性不强内容“或其他特殊处置方式”。
22		调整 9.5 和 9.6 章节顺序。
23	9 疏浚物的处置	在 9.3 和 9.4 章节增加与 9.6 章节的关联性表述： “特殊处置和限制方法见 9.6。”
24		完善 9.6 节中处置和限制方法表述，并明确沾污（污染）疏浚物的特殊处置和限制方法要求： a) 施用快速絮凝剂或其他防止污染物扩散的物质； b) 采用防污帘技术； c) 间歇性倾倒疏浚物； d) 选用绞吸式挖泥船； e) 停船定点倾倒； f) 减少疏浚物倾倒量； g) 选择最安全的海洋倾倒区：远离海洋生态敏感区、港口作业区、锚地、停泊区、航道（包括规划中的）、负地形低能海区，多处海洋倾倒区交替使用，并对海洋倾倒区实施严格管理，提高跟踪监测频率，发现问题及时停止倾倒活动；

序号	章节	修改情况
		h) 采用清洁疏浚物或其他物质覆盖污染（沾污）疏浚物的盖帽等限制性处置法； 经评估论证后，可结合实际情况从上述处置方法中选取一项或多项，但至少应包括上述方法中的 h) 方法。 注：海洋生态敏感区为海洋生态功能与价值较高，且遭受损害后较难恢复其功能的海域。
25	10 质量控制与保证	补充新增分析测试方法规范性引用文件： GB/T 12763.8、GB/T 30740、HJ 442.4 和 HY/T 147.2。
26	11 检验报告与数据报表	将第 11 章和 11.1 标题分别修改为“检验报告与数据报表”和“检验报告格式与数据报表”。
27		增加《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期规定： 11.2 检验报告有效期 检验报告有效期自现场调查样品采集之日起计算。针对不同类型疏浚工程，检验报告有效期规定如下： 维护性疏浚工程：《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期为 1 年。对于同一疏浚区域，连续 5 年内累计开展不少于 3 次疏浚物检验评价且历次结果均为清洁疏浚物的：该区域疏浚物检验评价结果持续为清洁疏浚物时，《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期为 3 年；该区域疏浚物检验评价结果出现污染（沾污）疏浚物时，《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期为 1 年。 基建性疏浚工程：《海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告》有效期为 3 年。
28	12 实施与监督	增加 12 章实施与监督： 12 实施与监督 本标准由生态环境部及其海域派出机构负责监督实施。
29	附录 A 疏浚物样品采集要求和方法	完善表述： 修改附录 A 标题为“疏浚物样品采集要求和方法”；删除 A.2.1 附注中维护性疏浚工程和基建性疏浚工程的定义；“地质结构”修改为“地层结构”；“环境敏感区”修改为“海洋生态敏感区”；表 A.1 中“采样数量”修改为“表层采样站位数量”。
30		A.2.2 中补充疏浚物柱状样采集要求等规定： 柱状样品：当疏浚深度大于 1 m（包含 1 m）时，需采集柱状样品。柱状样品采集时，应取至拟疏浚深度，且柱状样本应是连续的，子样本的顶面应为海床，向下 1 m，向下 2 m，向下 3 m，然后每隔 3 m 至疏浚层底部，可根据地层结构、沉积物类型等适当调整。对于维护性疏浚工程，若疏浚区域疏浚作业较为频繁（每年至少开展 1 次），则不需要采集柱状样品。 采样站位应尽可能地反映疏浚物的真实情况并具有代表性。当一次采样不能明确划分污染区域时，应进行二次采样。进行二次采样时，应将污染（或沾污）站位作为中心点，在中心点的四周布设一定数量的站位，以确定污染（或沾污）范围。当采样无法确定污染（或沾污）范围时，则采用从重原则予以判定。
31		A.2.3 中补充柱状样采样数量等规定： 柱状样采样站位数量应不低于表层采样站位总数的 15%，当计算后柱状样采样站位数量小于 1 时，按 1 个计；当计算后柱状样采样站位数量大于 n 时，按 n+1 个计（n 为大于或等于 1 的整数）。当疏浚物来自于不同疏浚区域时，每个疏浚区域均需按本标准规定的采样站位数量进行样品采样。
32		完善采样设备要求： A.3.2 采样设备 采样设备按照 GB/T 12763.8、HJ 442.4 规定选择。
33		增加采集方法、采样船舶等要求的引用文件： A.3.3 样品采集 样品采集按照 GB 17378.3、GB/T 12763.8、HJ 442.4 规定的要求进行，采样船舶及作业人员应符合 GB/T 12763.1 规定。
34		调换附录 B 和附录 C 顺序，修改调序后的附录 B 标题为： “生物学检验受试生物简介”。
35		在附录 B.1.1 和 C.1.2 附录中补充使用其他网具规定：

序号	章节	修改情况
		用手抄网或其他网具在潮间带水洼处或浅水处采集受试生物。
36		修改附录 B“水坑中”表述为： 浅水处。
37		在附录 C.2.1 中增加虾虎鱼实验容器及溶液体积： 虾虎鱼实验中选用 6 L~10 L 容器，溶液体积 5 L~8 L。
38		统一附录 C.2.2 和附录 E.3.2 关于溶解氧的表述为： 溶解氧应不低于饱和量的 60%。
39		修改附录 C.3.2 及附录 D.3.2.2 方法的表述为： 差异显著性检验（t-检验）。
40		完善附录 E.3.3 双壳贝类体内沾污物分析项目表述： E.3.3 双壳贝类体内沾污物分析项目 双壳类体内沾污物分析项目包括：砷、镉、铬、铜、铅、锌、汞、石油烃、滴滴涕和多氯联苯。
41		完善附表 C.1-E.3 表头、标题列等内容。
42	附录 F 海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告	完善表述： 将附录 F 标题及正文中“疏浚物海洋倾倒检验评价报告”统一修改为“海洋倾倒疏浚物特性和成分检验报告”，把 F.2.2 中“并插入计量认证有效合格证书”调整为“应插入检验检测机构资质认定证书”。
43		在 F.3 中增加引用文件： GB/T 12763.8、GB/T 30740、HY/T 147.2。
44		增加附表 F.3，完善附表 F.1-F.8 标题列设置及内容。
45	参考文献	删除参考文献。

8.2 修订成果

本次标准修订成果主要体现在以下几个方面：

（1）在充分考虑我国国情下，贯彻落实标准的先进性及科学性

因《伦敦公约》及其《<伦敦公约>96 议定书》有关于疏浚物海洋倾倒评价的原则技术要求，各国在疏浚物评价程序上基本保持一致，重点差异在于评价指标体系和评价限值要求等。目前我国疏浚物海洋倾倒评价指标体系包括物理指标、化学指标等，其中物理指标为疏浚物的粒度，化学指标分为必测指标和选测指标两类，具体包括硫化物、重金属、有机碳、油类及各类有机类污染物。相比于发达国家，我国评价指标体系中必测指标缺少持久性有机污染物（六六六、滴滴涕、多氯联苯和多环芳烃）及三丁基锡等指标，因此本次修订通过基础文献调研和数据积累等方式，分析目前疏浚物评价标准中选测指标（六六六、滴滴涕、多氯联苯、多环芳烃和三丁基锡）和重金属镍在我国的污染现状，讨论新增有机物必测评价指标的必要性及可行性。同时，针对各指标体系的分析测试方法，结合目前的技术现状，进一步予以更新完善。本次修订在保证标准可行性基础上，提高了标准的先进性及科学性。

（2）增强现行标准对污染（沾污）疏浚物处置的指导性

目前针对污染（沾污）疏浚物的处置方式规定仅采用列举法给出了笼统的处置方式，对我国处置此类物质无法起到规范和指导作用。本次修订根据近些年来发达国家（如美国、澳大利亚、英国等）在污染（沾污）疏浚物的限制性处置技术评估、工程设计等方面所取得的研究成果、实践经验、管理方法和技术体系（如比较成熟的盖帽法、限制性处置法等技术手段），给出明确的污染（沾污）疏浚物处置技术要求。

（3）完善现行标准中疏浚物采样要求，增强疏浚物评价结果可靠性

从海洋生态环境保护角度出发，针对目前标准中疏浚物样品采集要求不够完善，缺少柱

状样采集要求，根据国际和国内相关标准的采样原则和方法的要求，对本标准中此部分的内容进行进一步细化完善，保障了疏浚物采样及分析评价结果的可靠性及科学性。

（4）明确疏浚物海洋倾倒检验评价报告有效期，降低检验评价的成本和工作量

现行标准未明确规定疏浚物海洋倾倒检验评价报告有效期。在目前疏浚物海洋倾倒许可证的审批工作中，目前，在我国疏浚物海洋倾倒许可证的审批工作中，维护性疏浚项目检验报告有效期不超过 2 年，其他类型疏浚项目检验报告有效期不超过 1 年。而在实际工程中，很多疏浚频率较高的维护性疏浚工程，且在疏浚区及周边区域无污染情况发生的状况下，每年疏浚物理化性质差别较小；部分基建性疏浚工程因为施工计划有变，在申请许可证当年未施工或未完成整体施工计划，且在疏浚区及周边区域无污染情况发生的情况下，该种疏浚物理化性质差别也较小，理论上可以适当延长上述疏浚工程评价报告有效期。因此本次修订中明确了部分工程疏浚物海洋倾倒检验评价报告的有效期为 3 年，显著降低疏浚物检验评价的成本和工作量。

（5）落实国务院“放管服”改革精神，衔接《生态环境法典》

根据《生态环境法典》最新规定“需要倾倒废弃物的，产生废弃物的单位应当向国务院生态环境主管部门海域派出机构提出书面申请，并出具废弃物特性和成分检验报告，取得倾倒许可证后，方可倾倒”，废弃物成分检验由产废单位开展。本次修订明确并延长了部分疏浚工程疏浚物海洋倾倒检验评价报告有效期，在科学合理情况下减轻市场主体负担，适当降低疏浚物成分检验成本，充分了落实“放管服”要求。

9 对实施本标准的建议

修订标准颁布实施后，应加大宣传力度，及时对技术评估机构和管理部门开展技术培训，使其能够准确掌握和应用修订标准解决实际问题。海洋倾倒管理部门、技术服务机构在本标准实施后，应严格按照标准要求，开展相关工作。疏浚物海上倾倒之前，经陆上堆存、陆上转运等流程，需加强陆海协作沟通，信息共享，对拟倾倒疏浚物进行统筹管理。

在国家相关法律、法规、技术标准、技术方法等有所突破或调整，且可能会影响本标准实施时，应及时组织修编本标准，以适应不断深化的环境管理要求及技术的发展。

积极推进疏浚物检验检测、评价限值、评价方法和沾污(污染)疏浚物处置技术研究，提高疏浚物评价结果的科学性、准确性和可靠性，防止疏浚物海洋倾倒活动对倾倒区及其周边环境的影响。

主要参考文献

1. 国家海洋局, 全国海岸带和海涂资源综合调查综合报告.北京: 海洋出版社, 1990.
2. Li H , Fu Y Z , Zhou C G , et al. Distribution characteristics of organic chlorine pesticide and PCB in the surface sediments in Dalian Bay and Jinzhou Bay [J]. MARINE ENVIRONMENTAL SCIENCE, 1998.
3. 马德毅主编, 全国第二次海洋污染基线调查报告, 2004.
4. 刘现明, 徐学仁, 张笑天, 等. 大连湾沉积物中的有机氯农药和多氯联苯. 海洋环境科学, 2001, 20(4): 40-44.
5. 甘志芬.渤海湾西岸典型持久性有机污染物的环境行为初步研究.河北大学, 硕士学位论文, 2010.
6. 刘贵春, 黄清辉, 李建华, 等. 长江口南支表层沉积物中有机氯农药的研究. 中国环境科学, 2007, 27(4) :503-507.
7. 杨华云.长江三角洲毗邻海域有机氯农药和多氯联苯的研究.浙江工业大学.博士学位论文, 2011.
8. 杨毅.长江口潮滩含氯有机物的分布与 TOC、粒度的相关性, 上海环境科学, 2002, 21(9): 530-532.
9. 方杰.浙江沿海沉积物和海洋生物中持久性有机污染物及重金属的分析与研究.浙江大学, 博士学位论文, 2007.
10. 张祖麟, 洪华生, 陈伟琪, 王新红, 林建清, 余刚. 闽江口水、间隙水和沉积物中有机氯农药的含量, 环境科学, 2003, 24(1): 117-120.
11. 陈伟琪, 张珞平, 徐立, 王新红, 洪华生.厦门金门海域表层沉积物中 HCHs、DDTSs 和 PCBs 的含量与分布, 厦门大学学报, 1996, 35(6): 936-940.
12. 王伟, 祁士华, 龚香宜, 等. 泉州湾沉积物中有机氯农药含量及风险评估 [J] . 环境科学研究, 2006, 19(4) :14-18.
13. 康跃惠, 盛国英, 傅家漠, 麦碧娴, 张干.珠江澳门河口沉积物柱样中有机氯农药的垂直分布特征. 环境科学, 2001, 22(1): 81-85.
14. 王江涛, 谭丽菊, 张文浩, 连子如.青岛近海沉积物中多环芳烃、多氯联苯和有机氯农药的含量和分布特征.环境科学, 2010.31(11):2713~2722.
15. 杨永亮, 潘静, 李悦, 等. 青岛近海沉积物 PCBs 的水平与垂直分布及贝类污染. 中国环境科学, 2003, 23(5) :515-520.
16. 曹芳, 张前前. 青岛近海表层沉积物中多氯联苯的分布.化学工程, 2008, 24:93-94.
17. 杨永亮, 潘静, 李红莉, 等. 烟台、日照近海及南四湖沉积物中的多氯联苯. 矿物岩石地球化学通报, 2003, 22 (3) :108-113.
18. 张蓬. 渤海沉积物中的多环芳烃和多氯联苯及其与生态环境的耦合解析.博士学位论文. 2009.中国科学院海洋研究所.
19. 陈满荣, 余立中, 许立远等. 长江口滩涂沉积物中 PCBs 及其空间分布. 海洋环境科学, 2003, 22 (2): 20-23.
20. 郑亚楠.沉积物中持久性有机污染物的检测.硕士学位论文.安徽理工大学, 2012

21. 袁东星,杨东宁,陈 猛,许鹏翔,钱耀荣,王建林. 厦门西港及闽江口表层沉积物中多环芳烃和有机氯污染物的含量及分布.环境科学学报, 2001, 21 (1) : 107~112.
22. 陈伟琪, 张珞平, 徐立, 王新红, 洪华生.厦门一金门海域表层沉积物中 HCHs、DDTSs 和 PCBs 的含量与分布, 厦门大学学报, 1996, 35(6): 936-940.
23. 丘耀文, 周俊良, Maskau K, 等. 大亚湾海域多氯联苯及有机氯农药研究 [J] . 海洋环境科学, 2002, 21(1): 46-51.
24. 康跃惠, 林峥, 张干等. 珠江三角洲河口及邻近海区沉积物中含氯有机污染物的分布特征. 中国环境科学, 2000, 20(3): 245-249.
25. Yang, R.Q.; Lv, A.H.; Shi, J.B. The levels and distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in sediments from the Haihe River, China. Chemosphere 2005, 61(3): 347-354.
26. Li-Min Hu, Gan Zhang, Bin-Hui Zheng, et al.Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (OCPs) in surface sediments of the Bohai Sea, China, Chemosphere.2009, 77(5):663-672.
27. Rui-Qiang Yang, Gui-Bin Jiang, Qun-Fang Zhou,et al. Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (HCH and DDTS) in sediments collected from East China Sea[J]. Environment International, 2005,31(6):799-804.
28. Yang, R.Q.; Jiang, G.B.; Zhou, Q.F. Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (HCH and DDTS) in sediments collected from East China Sea. Environment International 2005, 31(6): 799-804.
29. Derek CGM, Alex O, Norbert PG, et al. Spatial trends and historical deposition of Polychlorinated Biphenyls in Canadian Midlatitude and Arctic lake sediments. Environ. Sci. Technol. 1996, 30:3609-3617.
30. Hong, H.; Xu, L.; Zhang, L. Environmental fate and chemistry of organic pollutants in the sediment of Xiamen and Victoria Harbours. Marine Pollution Bulletin 1995, 31(4-12), 229-236.
31. Maskau, K.; Zhou, J.L.; Zheng, T.L. Organochlorine micropollutants in the Jiulong River Estuary and Western Xiamen Sea, China. Marine Pollution Bulletin 2005, 51(8-12): 950-959.
32. Gong, X.Y.; Qi, S.H.; Wang, Y.X. Historical contamination and sources of organochlorine pesticides in sediment cores from Quanzhou Bay, Southeast China. Marine Pollution Bulletin 2007, 54(9): 1434-1440.
33. Wang, Z.Y.; Yan, W.; Chi, J.S. Spatial and vertical distribution of organochlorine pesticides in sediments from Daya Bay, South China. Marine Pollution Bulletin 2008, 56(9):1578-1585.
34. Costanza R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, (387): 253~260
35. Doong, R.A.; Peng, C.K.; Sun, Y.C. Composition and distribution of organochlorine pesticide residues in surface sediments from the Wu-Shi River estuary, Taiwan. Marine Pollution Bulletin 2002, 45(1-12): 246-253.
36. Hong, H.; Chen, W.; Xu, L. Distribution and fate of organochlorine pollutants in the Pearl

- River Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 1999, 39(1-12): 376-382.
37. Hong H, Xu L, Zhang L, et al. Environmental fate and chemistry of organic pollutants in the sediment of Xiamen and Victoria Harbors. *Marine Pollution Bulletin*, 1995, 31 (4-12), 229-236.
 38. Liu, W.X., Chen, J.L., Hua, J., et al. Multi-residues of organic pollutants in surface sediments from littoral areas of the Yellow Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, 56:1091-1103.
 39. Fowler W Scott. Critical Review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment [J]. *Mar. Environ. Res.*, 1990, 29 (1):1-64.
 40. Khim JS, Lee KT, Kannan K, Villeneuve DL, Giesy JP, Koh CH. Trace organic contaminants in sediment and water from Ulsan Bay and its vicinity, Korea. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2001, 40: 141-150.
 41. Koh CH, Kim GB, Maruya KA, Anderson JW, Jones JM, Kang SG. Induction of the P450 reporter gene system bioassay by polycyclic aromatic hydrocarbons in Ulsan Bay (South Korea) sediments. *Environ. Pollut.*, 2001, 111: 437-445.
 42. Moon, H.B., Yoon, S.P., Jung, R.H., et al. Wastewater treatment plants (WWTPs) as a source of sediment contamination by toxic organic pollutants and fecal sterols in a semi-enclosed bay in Korea. *Chemosphere*, 2008, 73: 880-889.
 43. Sang Hee Hong, et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in a benthic ecosystem in Gwangyang Bay, South Korea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62: 2863-2868.
 44. Wu, Y., Zhang, J., Zhu, Z.J., 2003. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments of the Yalujiang Estuary, North China. *Marine Pollution Bulletin* 46, 619-625.
 45. 刘保良, 陈旭阳, 魏春雷, 等. 北海近岸海域表层沉积物中DDTs, PCBs的分布, 来源与生态风险分析[J]. *广西科学*, 2021, 28(1):7.
 46. 栾晓琳, 乔田峰, 吕敏, 等. 近百年来大辽河口潮间带中滴滴涕(DDTs)的沉积记录及其对人类活动的响应[J]. *环境化学*, 2020(1).
 47. Yanbing H U, Sun S, Song X, et al. Distribution and ecological risk assessment of HCHs and DDTs in surface seawater and sediment of the mariculture area of Jincheng Bay, China [J]. *Journal of Ocean University of China*, 2015, 14(002):301-308.
 48. Wang H S, Chen Z J, Zhang C, et al. Aquaculture-derived enrichment of hexachlorocyclohexanes (HCHs) and dichlorodiphenyltrichloroethanes (DDTs) in coastal sediments of Hong Kong and adjacent mainland China [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 466-467(jan.1):214-220.
 49. Hu W, Wang T, Khim J S, et al. Organochlorine pesticides (HCHs and DDTs) in soils along the north coastal areas of the Bohai Sea, China [J]. *Chemistry and Ecology*, 2010, 26(5):339-352.
 50. 朱云海, 尤仲杰, 申屠基康, 等. 宁波滩涂贝类养殖区沉积物中有机氯农药和多氯联苯残留及生态风险评估[J]. *应用生态学报*, 2012, 23(6):1689-1694.
 51. 蒋然. 椒江口污染环境对沉积物细菌群落影响研究[D]. 浙江海洋大学, 2017.

52. 胡凤燕. 海河干流和渤海湾表层沉积物中 HCHs 和 DDTs 污染研究[D]. 南开大学, 2009.
53. Chen W , Hong H , Xu L , et al. Persistent organochlorine pollutants in surface sediments and economic shellfish of Minjiang Estuary-Mazu and Xiamen-Jinmen sea areas[J]. Journal of Environmental Science & Health Part A Toxic/hazardous Substances & Environmental Engineering, 2005, 40(10):1895-1903.
54. Wang X, Hong H, Zhao D, et al. Environmental behavior of organotin compounds in the coastal environment of Xiamen, China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2008, 57(6-12):419-424.
55. Liu L L, Wang J T, Chung K N, et al. Distribution and accumulation of organotin species in seawater, sediments and organisms collected from a Taiwan mariculture area [J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 63(5-12):535-540.