

附件 3

《海洋微塑料监测技术规范（征求意见稿）》 编制说明

《海洋微塑料监测技术规范》

标准编制组

二〇二五年九月

项目名称：海洋微塑料监测技术规范

项目统一编号：2020-L-49

项目承担单位：国家海洋环境监测中心、华东师范大学

标准编制组主要成员：张微微、曲 玲、张守锋、王菊英、李道季、

霍 城、靳 非、张明兴、王 莹、朱礼鑫

国家海洋环境监测中心技术管理负责人：赵仕兰

环境标准研究所技术管理负责人：裴淑玮

生态环境监测司项目负责人：仇鹏

目 录

1	项目背景	1
1.1	任务来源	1
1.2	工作过程	1
2	标准制订的必要性分析	3
2.1	微塑料的基本理化性质和环境危害	3
2.2	相关法律法规需求	5
2.3	相关生态环境标准和生态环境管理工作的需要	5
3	国内外相关技术方法研究	7
3.1	主要国家、地区及国际组织相关标准技术方法研究	7
3.2	国内相关标准技术方法研究	24
3.3	文献资料研究	28
3.4	本标准与国内外技术方法的联系与区别	32
4	标准制订的基本原则和技术路线	33
4.1	标准制订的基本原则	33
4.2	标准制订的技术路线	33
5	标准主要技术内容	34
5.1	研究目标	34
5.2	适用范围	34
5.3	术语和定义	34
5.4	点位布设	37
5.5	样品采集	45
5.6	样品保存、运输与交接	64
5.7	监测指标与分析方法	66
5.8	质量保证与质量控制	69
5.9	数据与报告	78
5.10	附录	80
6	标准征求意见稿技术审查情况	80
7	标准实施建议	81
8	参考文献	82

《海洋微塑料监测技术规范（征求意见稿）》编制说明

1 项目背景

1.1 任务来源

2020 年 10 月，生态环境部生态环境监测司印发《关于开展〈海洋微塑料监测技术规范〉等 35 项标准规范制修订工作的通知》（监测函〔2020〕73 号），项目编号为 2020-L-49。

1.2 工作过程

1.2.1 工作基础

2015 年立项的海洋公益性行业科研专项“近岸海域微纳米颗粒的生物生态效应评估技术与示范应用”项目和 2016 年立项的国家重点研发计划重点专项“海洋微塑料监测和生态环境效应评估技术研究”项目，将建立标准化海洋微塑料监测技术方法纳入项目研究内容和考核指标。国家海洋环境监测中心作为课题承担单位，负责海洋微塑料标准化监测技术方法研究。为做好《海洋微塑料监测技术规范》编制工作，国家海洋环境监测中心会同华东师范大学成立了标准编制组。标准编制组在查阅大量国内外海洋微塑料监测方法文献资料和前期开展微塑料监测研究的基础上，确定了标准研究工作技术路线。通过进行相关实验研究与比对验证，初步建立了包括表层海水、海滩沉积物和海底沉积物、海洋生物体微塑料的监测技术方法。

为做好我国近海微塑料试点监测工作，2016 年 4 月，标准编制单位组织召开《海洋微塑料监测技术规范》编制专家咨询会，来自国家海洋局第一海洋研究所、华东师范大学、南京大学、中国海洋大学、北海海洋环境监测中心、东海海洋环境监测中心、南海海洋环境监测中心、国家海洋环境监测中心等单位 8 名专家与会。专家组听取了标准编制组对技术规范的编制情况汇报，并逐章讨论了技术规范内容。标准编制组根据专家意见，对微塑料采样方法进行了修改完善。2016 年 6 月，由原国家海洋局生态环境保护司印发实施《海洋微塑料监测技术规程（试行）》（海环字〔2016〕13 号），应用于我国海洋微塑料试点监测工作。

1.2.2 标准立项

为补充生态环境监测亟需的标准规范，2020 年 10 月，《海洋微塑料监测技术规范》被纳入绿色通道立项管理，按要求从征求意见稿开展标准制订工作，由国家海洋环境监测中心和华东师范大学共同承担《海洋微塑料监测技术规范》标准的制订任务。

1.2.3 征求意见稿的编写

2020 年 10 月~2022 年 10 月，标准编制组基于前期工作基础，对标准内容进行进一步修改和完善，对标准的文本格式进行了修改，并继续完善和丰富编制说明中的相关内容。为做好与国际标准技术方法的衔接，本标准吸纳了联合国海洋污染科学问题联合专家组编制的

《海洋塑料监测评价指南》中的最新成果，进一步规范了微塑料的分类、现场采样等技术内容，形成了《海洋微塑料监测技术规范（征求意见稿）》和编制说明。

1.2.4 召开第一次标准征求意见稿技术审查会

2023年7月17日，生态环境部生态环境监测司组织召开了第一次标准征求意见稿技术审查会，本标准未通过技术审查。专家组形成如下审查意见：

（1）补充完善关于分析方法与技术方法的关系，明确本标准的适用范围和与后续相关标准方法的衔接；

（2）进一步补充关于术语和定义、图表、采样时间和频次、项目、点位布设的确定依据，监测分析的微塑料尺寸范围等；

（3）按照《环境保护标准编制出版技术指南》（HJ 565-2010）对标准文本和编制说明进行编辑性修改。

审查会意见修改情况如下。

（1）将分析方法作为资料性附录。引用《海洋微塑料监测技术规范》（海环监〔2022〕13号）主体内容，并在“分析方法”章节补充“微塑料各项指标的分析应采用国家或生态环境保护行业标准分析方法。若没有相应标准分析方法，暂时按照附录B的方法执行，待适用于测定微塑料各个指标的国家或生态环境保护行业标准分析方法发布后，按相关标准执行”。

（2）已补充相关术语和定义、采样时间和频次、采样点位布设、监测尺寸下限要求等技术内容说明和依据。

（3）调整文本章节顺序、细化操作步骤、完善质量保证与质量控制要求等，并同步完善和补充编制说明。

1.2.5 召开第二次标准征求意见稿技术审查会

2025年7月3日，生态环境部生态环境监测司组织召开了标准征求意见稿第二次技术审查会，专家组形成如下审查意见：

（1）编制说明中补充第一次标准征求意见稿技术审查会处理情况，进一步完善近岸、近海海域点位布设的依据，说明附录B与《海洋微塑料监测技术规范（试行）》（海环监〔2022〕13号）主要差异；

（2）标准文本中增加微塑料质量浓度的定义，补充各类型采样网的适用范围，完善附录C采样记录信息；

（3）按照《环境监测分析方法标准制订技术导则》（HJ 168-2020）和《环境保护标准编制出版技术指南》（HJ 565-2010）对标准文本和编制说明进行编辑性修改。

审查会意见修改情况如下：

（1）已补充第一次标准征求意见稿技术审查会处理情况，见1.2.4；

（2）补充近岸、近海海域点位布设的依据，见5.4.2；

（3）说明附录B与《海洋微塑料监测技术规范（试行）》（海环监〔2022〕13号）主要差异，见5.10；

（4）在文本中增加微塑料质量浓度的定义，见文本3.3；

(5) 补充各类型采样网的适用范围, 见文本附录 A.2;

(6) 已补充完善文本附录 C 采样记录信息。

2 标准制订的必要性分析

2.1 微塑料的基本理化性质和环境危害

塑料的主要成分是合成树脂, 合成树脂在塑料制品中的含量一般在 40%~100%。在制造塑料的过程中, 为便于加工和性能改善, 常添加各种填料、增塑剂、稳定剂、润滑剂、色料等助剂, 以增加塑料的硬度、弹性和强度, 以及调制颜色等。一些塑料复合材料的性能甚至优于金属等其他传统材料, 具有质量轻(相对密度在 0.90 g/cm³~2.2 g/cm³之间)、耐磨耗、可塑性强等特点, 塑料制品也因此被广泛应用。塑料制品可以由数百种聚合物和数万方添加剂组成^[1-3], 一项研究显示, 在 2015 年通过 7 种常见塑料碎片进入海洋的 20 种化学添加剂的质量估计为 190 吨^[4]。随着时间的推移, 塑料表面会富集金属和持久性有机污染物^[5-9], 包括二噁英、滴滴涕、多环芳烃、多氯联苯、重金属和杀虫剂等^[6, 10-14]。污染物在微塑料上的浓度通常比海水中的浓度高几个数量级^[15]。塑料添加剂和吸附的污染物均可释放到海洋环境或进入海洋生物体内, 塑料碎片因此成为有毒化学物质的汇和来源^[10, 16, 17]。

具有良好化学稳定性的塑料在自然条件下很难降解, 不同环境介质中的塑料降解少则需要十几年, 多则上百年^[18], 大量的塑料废弃物在环境中不断累积。研究表明, 自上世纪五十年代大规模生产塑料, 至 2015 年人类已经生产了 83 亿吨塑料。其中 63 亿吨已成为垃圾, 仅有 9%的塑料垃圾被回收利用, 12%被焚烧, 79%则进入了垃圾填埋场或自然环境中, 如果按照目前的产量和废弃物管理模式发展下去, 到 2050 年会产生 120 亿吨塑料垃圾^[19]。据估计, 2016 年全球产生的 $1.9 \times 10^7 \sim 2.3 \times 10^7$ 吨塑料垃圾中, 有 11%被排放到水环境中, 到 2030 年排放量可能会达到每年 5.3×10^7 吨^[20]。

大块塑料垃圾进入海洋后, 在海浪、紫外线和生物降解等作用下不断破碎和分解成尺寸更小的碎片^[21, 22]。2004 年, Thompson^[23]提到“微塑料”这一术语, 用于描述直径约 20 μm 的塑料碎片, 但没有确切地定义微塑料的尺寸范围。2008 年, 美国国家海洋与大气管理局在华盛顿举办了第一届国际微塑料研讨会, 首次给出了“微塑料”的定义, 即直径小于 5 mm 的塑料碎片^[24]。微塑料除了来源于大块塑料在环境中的破碎, 还包括个人护理品中添加的塑料微珠, 加工、生产或运输过程中泄露或遗失的原料树脂颗粒等^[25]。根据一项对全球 1571 个站位的数据分析研究, 全球表层海水中约有 5.25 万亿个塑料碎片, 重达 26.89 万吨, 其中至少 3.55 万吨为微塑料^[26]。微塑料可在风和表层流的作用下在全球海洋输移。现有研究表明, 微塑料污染已经遍及全球海域, 从近岸到大洋极地海域、从表层海水到深海沉积物, 微塑料被普遍检出。人口密集区和大洋环流区是微塑料污染的热点区域, 但有研究发现, 在远离输入源的极区也有微塑料存在^[27, 28]。

微塑料可被不同营养级的海洋生物摄食^[15]。包括浮游动物、无脊椎动物、鱼类、海鸟和哺乳动物(图 1)。一旦被摄入, 塑料中的添加剂及其表面吸附的污染物可能会迁移到生

物体内并累积，甚至可能通过食物链转移^[29]。目前全球已记录了 1288 种海洋物种存在摄入微塑料的现象^[30]。微塑料进入生物体内后，导致其消化系统损伤和炎症反应，还会造成生物进食减少、生长发育缓慢、产卵量下降、孵化率降低和幼体死亡等不利影响，其携带的有毒有害污染物在生物体内迁移、累积，间接放大污染物对海洋生物的毒性效应^[31]，微塑料也因此被认为是威胁海洋生物健康的主要风险之一。

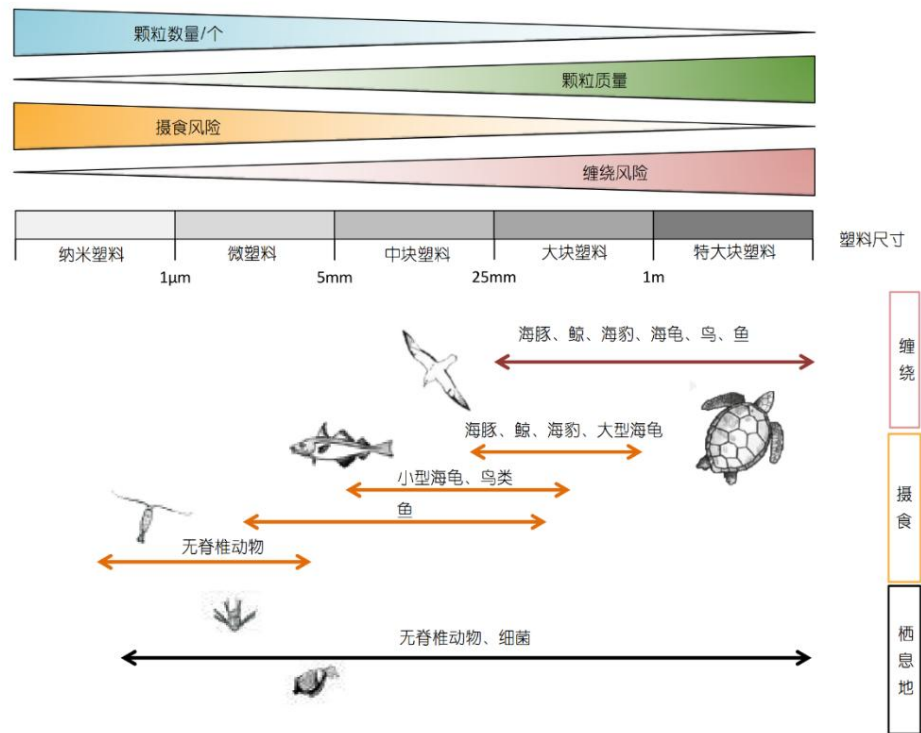


图1 不同尺寸塑料对海洋生物的影响示意图

贝类、鱼类和海鸟是微塑料摄食情况研究最为广泛的物种。据文献报道，在德国和法国/比利时/荷兰三国交界海域^[32]的双壳贝类软组织中均发现了微塑料，分别为 0.36 ± 0.07 个/g 和 0.2 ± 0.3 个/g。Li 等^[33]在我国贻贝中检出的微塑料数量要高于上述欧洲地区贻贝中的微塑料数量。Teng 等^[34]在我国 17 个站位采集的牡蛎中发现 84% 的样本摄入了微塑料，平均丰度为 0.62 个/g（湿重）或 2.93 个/个体。于翔等^[35]检测我国象山湾 10 种常见贝类、头足类、甲壳类和鱼类的消化道、鳃和肌肉中的微塑料丰度，发现 61% 的生物个体检出微塑料，平均丰度为 1.3 ± 1.5 个/个体，人造丝占比高达 74%。有研究建议将贻贝等滤食动物作为指示物种，用于监测微塑料污染水平^[36]。

调查发现，多种底栖和远洋鱼类肠胃内也含有微塑料。一项对 555 种海洋鱼类进行的全球调查发现，有 386 种鱼类摄食了塑料，表层水中的塑料丰度与鱼类摄入塑料量呈正相关^[37]。北海^[38]和地中海中部^[39]鱼类摄入微塑料的个体比例分别为 2.6% 和 18%。在北太平洋中部环流区，35% 鱼类样本的胃内容物中发现有微塑料，每条鱼摄入塑料的平均数量为 2.1 个^[40]。在一项对英吉利海峡^[41]鱼类胃肠道微塑料研究中，采集了 5 种中上层鱼类和 5 种底层鱼类，在 36.5% 的鱼类样本胃肠道中发现微塑料，平均丰度为 1.90 ± 0.10 个/个体，中上层鱼和底

层鱼摄入量无显著差异。Zhu 等^[42]在我国南海深海的研究显示,鱼胃内和肠道内的微塑料分别为 1.96 ± 1.12 个/个体和 1.77 ± 0.73 个/个体。微塑料摄入对鱼类的影响包括死亡率、生长发育、运动和食物摄取的变化等,以及微塑料易位到器官或血液。但是相关研究结论仍有较大的争议,特别是考虑到一些实验室研究使用的微塑料丰度通常高于野外的环境丰度。

海鸟对微塑料的摄食也得到广泛研究。最早在上世纪 70 年代,研究人员在加利福尼亚中部的蒙特利湾 9 种海鸟体内均发现摄入塑料垃圾^[43]。与成年海鸟相比,幼鸟累积摄食的微塑料数量更多,Avery-Gomm 等^[44]调查发现,从加拿大东南部拉布拉多海域采集的海鸟样本中,79%的暴雪鹱(*Fulmarus*)消化道中含有微塑料。在大西洋东北部调查的海鸟中有 74%摄入了塑料^[45],夏威夷为 69%^[46]。加拿大黑貂岛的暴风鹱、乌云鹱和大鹱 72%以上的样本摄入塑料,其中,摄入塑料的暴风鹱比率高达 93%^[47]。虽然据报道摄食塑料的物种比率随时间在上升^[48],但有研究发现,在 2005 年至 2019 年期间,新南威尔士州豪勋爵岛的肉足鹱幼鸟和北海暴风鹱的摄入比率略有下降^[49, 50]。暴风鹱摄入塑料颗粒的发生率被用来监测北海的塑料污染情况,因为这种海鸟只在海面觅食。东北大西洋海洋环境保护公约(OSPAR 公约)制定了一项旨在减少塑料污染的生态质量目标,即:不到 10%的暴风鹱胃中的塑料含量超过 0.1 克。目前,超过一半的暴风鹱超过了该阈值^[50]。塑料颗粒的类型、颜色、密度和形状可能会影响它们是否被鸟类摄食或纳入巢穴^[51]。质量轻的塑料更容易被海鸟(如黑足信天翁^[53])从海面上摄取^[52]。

与微塑料颗粒相互作用的海洋生物还涉及其他多个营养级。Desforbes 等^[54]在东北太平洋海域采集的两种浮游动物中观察到微塑料(主要是纤维)。我国南海北部 16 个站位采集的浮游动物中检测到微塑料,其中纤维占比 70%^[55]。Choy 等^[56]在加利福尼亚海域的巨型海鞘(*Bathochordaeus stygius*)和远洋红蟹(*Pleuroncodes planipes*)体内发现了微塑料。Rotjan 等^[57]在美国罗德岛收集的北星珊瑚(*Astrangia poculata*)中观察到的微塑料主要是聚酰胺、聚酯和人造丝。Jamieson 等^[58]在环太平洋区域 7000 m~10890 m 深海沟采集的端足类生物,有 72%的个体检测到微塑料。

2.2 相关法律法规需求

微塑料在我国海水、海滩沉积物、海底沉积物和海洋生物体中均有检出。规范我国海洋微塑料监测方法,是贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国海洋环境保护法》《中华人民共和国水污染防治法》《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》《中华人民共和国防治陆源污染物污染损害海洋环境管理条例》《防治海洋工程建设项目污染损害海洋环境管理条例》《防治海岸工程建设项目污染损害海洋环境管理条例》《中华人民共和国海洋石油勘探开发环境保护管理条例》和《防止船舶污染海域管理条例》关于禁止向海洋倾倒、排放、弃置塑料垃圾及其他可能影响海洋环境的固体废物的管理要求的重要支撑。掌握管辖海域海洋微塑料分布状况,是切实履行法律法规赋予各级生态环境部门职责的一项重要基础性工作。

2.3 相关生态环境标准和生态环境管理工作的需要

自 2004 年首次提出“微塑料”概念以来,微塑料研究得到快速发展,随着越来越多的研究证明微塑料广泛存在于全球海洋环境及其对海洋生态系统造成的负面影响,微塑料与环

境内分泌干扰物、全氟化合物等持久性有机污染物、抗生素等一同被列入国际社会持续关注的四大类新污染物名单。欧盟海洋战略框架指令（MSFD）将微塑料作为监测指标，以评估海洋环境状况；至少有 14 个国家以及欧洲经济区（EEA）禁止在化妆品中添加塑料微珠，2023 年，欧盟将这一禁令扩大到所有含有添加微塑料的产品；此外，加利福尼亚州安全饮用水法案要求监测和披露饮用水中的微塑料；2024 年，联合国环境规划署（UNEP）框架下的塑料污染政府间谈判案文草案将原生微塑料视为“问题重重且可避免的”，可能在全球范围内禁止生产用于制造、销售、进口或出口“有意添加”微塑料的产品。

2021 年 9 月，国家发展改革委和生态环境部联合印发《“十四五”塑料污染治理行动方案》，明确提出“开展海洋塑料垃圾和微塑料监测调查。实施海湾、河口、岸滩等区域塑料垃圾专项清理”的要求。《“十四五”海洋生态环境保护规划》指出要“开展海洋塑料垃圾和微塑料监测调查。强化塑料垃圾河海兼治，实施海湾、河口、岸滩等区域塑料垃圾专项清理，组织开展海洋塑料垃圾及微塑料污染机理、监测、防治技术等相关研究”。《“十四五”生态环境监测规划》明确“围绕国际热点环境问题和新兴海洋环境问题，在近岸、近海重点断面开展海洋垃圾和微塑料监测”。2022 年 5 月，《国务院办公厅关于印发新污染物治理行动方案的通知》印发实施，明确提出“针对列入优先控制化学品名录的化学物质以及抗生素、微塑料等其他重点新污染物，制定‘一品一策’管控措施，开展管控措施的技术可行性和经济社会影响评估，识别优先控制化学品的主要环境排放源，适时制定修订相关行业排放标准”。2024 年，生态环境部联合国家发展改革委、住房城乡建设部、农业农村部印发《沿海城市海洋垃圾清理行动方案》，要求加强监测调查，掌握海洋垃圾和微塑料分布。

在联合国环境规划署（UNEP）框架下，2022 年第五届联合国环境大会通过一项关于结束塑料污染（包括海洋环境中的塑料污染）的决议，决定成立政府间谈判委员会（INC），在 2024 年底前制定一项关于塑料污染的具有法律约束力的国际文书。我国由生态环境部牵头，国家发展改革委、外交部、农业农村部等多个部门与技术支持单位组成代表团参会。从 2022 年 11 月至 2024 年 12 月，分别在乌拉圭、法国、肯尼亚、加拿大、韩国举行了 5 次 INC 会议。然而，经过两年时间的 5 轮正式磋商，各方仍在部分关键议题上存在显著分歧，最终未能达成一致。拟于 2025 年 8 月在瑞士日内瓦继续召开 INC 5.2 会议。欧盟海洋战略框架指令（MSFD）技术小组、美国国家海洋与大气管理局（NOAA）、联合国教科文组织政府间海洋学委员会西太平洋分委会（UNESCO IOC/WESTPAC）、联合国海洋污染科学问题联合专家组（GESAMP）、日本环境省等国际组织和国家陆续发布了关于海洋微塑料监测的统一化操作指南。国际标准化组织（ISO）、美国材料与试验协会（ASTM）也发布了关于环境水质中微塑料的采样指南，还包括低悬浮物、高悬浮物水质中微塑料的不同分析方法，如《水质 水中微塑料的分析 第 2 部分：低悬浮固体含量水（包括饮用水）的振动光谱法》（ISO/DIS 16094-2）、《采集高、中或低悬浮固体水样以鉴定和定量微塑料颗粒和纤维的标准实施规程》（ASTM D8332-20）、《使用拉曼光谱 红外光谱或热解-GC/MS 来制备具有高 中或低悬浮固体的水样以识别和定量微塑料颗粒和纤维的标准实施规程》（ASTM D8333-20）等。

开展海洋微塑料监测评价工作，是掌握我国管辖海域及周边海域微塑料污染分布，为微塑料污染的源头管控和综合治理提供数据支撑的基础。很多国际组织和部分国家已陆续发布

了微塑料相关标准,但我国目前还没有建立标准化的监测与分析方法,导致海洋环境中微塑料丰度、成分的可靠数据匮乏,不同研究间的结果不可比,甚至不确定,没有相关数据的有力支撑也不利于提升我国的话语权。微塑料监测方法不统一,不仅制约了相关科学问题的回答,也阻碍了海洋塑料污染的治理进程。本标准的编制与实施有助于管理部门从微塑料的来源着手,制定具有针对性的预防和控制措施,解决海洋微塑料污染问题,适应我国海洋生态环境保护 and 海洋管理工作发展的需要。此外,由于海洋微塑料具有随海流移动的特点,建立海洋微塑料的标准化监测方法,对于促进我国与其他国家和地区在监测技术上的接轨、加强国际和区域海洋微塑料防治问题上的合作与交流具有重要意义。

3 国内外相关技术方法研究

3.1 主要国家、地区及国际组织相关标准技术方法研究

国际上正在积极研制海洋微塑料监测标准化技术方法。2013 年欧盟海洋战略框架指令 (MSFD) 技术小组发布《欧洲海域海洋垃圾监测指南》,将微塑料监测方法纳入其中;之后在此基础上对该技术指南进行了完善和补充并于 2023 年重新发布^[59]。2013 年美国国家海洋与大气管理局 (NOAA) 发布了《海洋垃圾监测与评估:关于监测海洋环境中垃圾趋势的建议》^[60],其中涉及到尺寸小于 5 mm 的小块垃圾采样方法,并于 2015 年编制了《海洋微塑料实验室分析方法:水和沉积物中聚合物定量建议》^[61],规范了海水和沉积物中微塑料实验室分离提取方法。2018 年,联合国教科文组织政府间海洋学委员会西太平洋分委会 (UNESCO IOC/WESTPAC) 起草了《海滩沉积物微塑料采样和分析指南》^[62]。2019 年联合国海洋污染科学问题联合专家组 (GESAMP) 发布了《海洋塑料监测评价指南》^[63]。2020 年,日本环境省在组织开展微塑料实验室分析比对的基础上,发布了《统一化海面漂浮微塑料监测方法指南》,2023 年日本环境省在此基础上对该技术指南进行了内容完善并重新发布了 1.2 版本^[64]。2020 年~2023 年国际标准化组织 (ISO) 陆续发布了《塑料-环境层面:知识和方法的现状》(ISO/TR 21960:2020)^[65]、《环境中微塑料分析原则》(ISO 24187:2023(E))^[66]、《水中微塑料采样指南》(ISO 5667-27:2025)^[67]。上述方法对推进全球和区域微塑料监测方法的统一化起到了促进作用。

3.1.1 欧盟海洋战略框架指令 (MSFD) 技术小组

3.1.1.1 背景情况

欧盟海洋战略框架指令 (MSFD) 要求欧洲成员国制定战略和措施方案,以实现或保持欧洲海洋的良好环境状况。海洋环境监测评估和监测方案的制定是其中的重要环节。MSFD 技术小组在 2013 年发布实施的《欧洲海域海洋垃圾监测指南》的基础上进行了完善和补充并于 2023 年重新发布^[59],目的在于通过推荐方法最大限度地提高收集的数据一致性和可比性。该指南对于如何收集、报告和评估海洋垃圾数据提出了具体方案,并在第 7 章介绍了微型垃圾 (尺寸小于 5 mm,含微塑料) 的监测技术方法,包括海水表层、海底沉积物和海滩沉积物;第 8 章介绍了生物摄入垃圾和微型垃圾的相关监测内容。对于监测频率和时间,该指南指出,建议根据采样方法、丰度变化和当地情况进一步确定。

3.1.1.2 微型垃圾（主要关注微塑料）特性/指标

为获取微塑料的潜在来源和途径、评估生态毒理学影响，该指南推荐的监测方法提供了包括计数、尺寸、形态、颜色、透明度和聚合物类型等内容。

（1）计数

微塑料的计数有多种方法，最常用的是基于显微镜或仪器光谱分析的光学检测，且检测成本随着颗粒尺寸的减小而增大。大多数监测和分析方法，特别是自动化方法，可以报告单个粒子的特性数据。数据结果应以表层海水拖网面积或海滩沉积物和海底沉积物样品干重的微塑料数量进行报告，以便根据采水面积（每平方米）或每公斤干重样品计算微塑料的丰度。

（2）尺寸

引入尺寸类别指标是为了反映所采用方法的差异，而不同环境基质中微塑料的采样方法可能会限制在一定尺寸范围的数据协调和比较。因此，采集和分析特定尺寸范围的微塑料将取决于基质类型、采样技术和所采用的仪器分析方法。颗粒尺寸（以其最长尺寸的长度计），应根据表 1 中列出的尺寸范围进行记录。

表1 不同基质中推荐的微塑料尺寸范围

尺寸范围（ μm ）	海水表层	海滩沉积物	海底沉积物	海洋生物
1000~5000	推荐	推荐	推荐	推荐（鱼/贝）
300~1000	推荐	推荐	推荐	推荐（鱼/贝）
100~300	—	推荐	推荐	推荐（鱼）
50~100	—	可选	可选	推荐（贝）
20~50	—	可选	可选	—
<20	—	可选	可选	—

（3）形态

形态用于描述微塑料的形状特征。应根据表 2 中所示的形态类别记录所有已鉴定颗粒的形态。鉴于微珠的尺寸比树脂颗粒（用于生产塑料制品）更小，是否应将其作为不同形态类别或是否包含在颗粒范畴，目前正在讨论中。树脂颗粒和其他颗粒是否应该单独分类也在讨论中。此外，必须考虑到由于不同仪器或方法的限制，尺寸较小的薄膜和泡沫可能无法被识别。

表2 微塑料形态类别

形态类别	定义
长丝	细长的线状微塑料颗粒，包括纤维和线
碎片	形状不规则的硬质微塑料颗粒，边缘破损，可能是圆的或有角的
薄膜	源自薄片或薄膜的微塑料颗粒
泡沫	材料内部孔隙全部或部分连通的柔性微塑料颗粒，包括发泡聚苯乙烯（EPS）和挤塑聚苯乙烯（XPS）泡沫
树脂颗粒/颗粒/微珠	呈球形、一侧扁平或呈圆柱形的微塑料颗粒

（4）颜色类别

视觉测定是评估微塑料颜色最常用的方法。然而，视觉的颜色感知具有高度主观性，这影响了颗粒颜色的准确判断和客观分类。仪器测定可以提供客观的颜色判断，但分析成本显著增加。风化和褪色会使颗粒的颜色变为黄色或褐色，可以提供有关颗粒老化的信息。

(5) 透明度等级

透明度是微塑料的一种特性，根据光穿过颗粒的程度对颗粒进行分类，而不考虑它们的颜色。

(6) 微塑料的材料和聚合物类型

使用直接观察、显微镜或染色技术识别微塑料时，为确保所收集数据的准确性和质量，需要仪器进一步确认。然而，对所有收集到的微塑料进行仪器确认既耗时成本又高。为了减少分析的时间和成本，建议对至少 10% 的可能被识别为合成颗粒（每个样品至少分析 20 个颗粒，少于 20 个时应分析整个样品）的代表性子集进行分析。这些颗粒应覆盖样品中 0.1 mm~1 mm 的范围。选到子集中的颗粒应代表不同的尺寸类别和形态。

3.1.1.3 海水样品采集

海水样品采集推荐使用网采方式，快速过滤大量海水。为实现监测项目间的可比性，推荐使用孔径为 0.3 mm 的曼塔（Manta）网采集表层海水中的塑料，低于网孔尺寸的颗粒在分析中不予考虑。

网具从船体一侧布放，避免在尾流区采样，因为尾流区的湍流会影响样品的代表性。应以 0.5 kn~3 kn 的恒定速度进行拖网。最大速度不应超过 4 kn~4.5 kn，拖网持续时间为 10 min~30 min，具体取决于现场条件（例如天气、波浪、藻类、海上交通），力求总样本量至少 100 m³。为了估算过滤水的体积，建议使用体积流量计。

样品通过连接在网衣尾端的网底管进行收集，并将网底管内容物转移到预先标记的玻璃或金属样品瓶中。

3.1.1.4 海滩沉积物样品采集

海滩上的微塑料在目标区域的丰度分布被认为是高度可变的，因此不建议给出分布趋势。然而，单次采样，包括季节性采样，可以确定海滩微塑料的污染程度。海滩微塑料目前还没有统一或广泛使用的采样方法。大多数前期研究都是在沙滩上进行，因为方便采样。微塑料的垂直分布可能会因沙滩的粒度而改变，比沙粒小的微塑料可能渗透到下层。此外，海滩微塑料分布受到清理活动、降雨等持续干扰，可能会影响监测计划和采样。海滩微塑料监测可以与大块垃圾和中块垃圾监测相结合。为此，应先进行微塑料采样，以避免干扰监测区域内微塑料的分布。采样区域应沿海岸线分布。采样范围可以拓展到潮上带（划分的监测断面应平行于海岸线）。建议从每个断面采集至少 5 个重复样本，采样点之间应至少相隔 5 m。应使用金属工具（如铲子、勺子）采集表层 5 cm 的沉积物。

3.1.1.5 海底沉积物样品采集

海底沉积物的采样可以使用抓斗或基于取芯器的方法进行。采样的目的是收集近期沉积在海底的微塑料，优先考虑沉积速率已知且稳定的区域。沉积物表层采样深度取决于沉积速率和其他地质特征。对于具有已知沉积速率且不存在生物扰动过程的点位，可以调整采样深

度，以便考虑特定时期或评估周期性的微塑料沉降。总样本体积与取样装置有关。建议最少的样品量应允许进行重复分析和确定其他沉积物相关参数。重复采样（2次或3次），并将所得样品混合成复合样用于进一步实验室分析。

3.1.1.6 生物样品采集

目前还没有一个物种能够全面代表欧洲海域并提供每个尺寸类别的海洋垃圾信息，因此需要一系列物种来监测海洋垃圾的影响。为了评估微塑料的影响，鱼类正在成为理想的候选指示物种，即使尚未选定哪种鱼类。另外有很多学者已将贻贝作为微塑料的指示物种进行研究。

（1）鱼类样品

有研究发现不同鱼类的摄食习性会影响微塑料的摄入率及颗粒鉴别方法。此外，微塑料在海洋环境中的分布随着其形状、大小和化学成分而变化，不同地理位置的环境因素（如波浪、潮汐和洋流）将影响其堆积途径。因此必须选择1种以上的鱼类来描述海洋环境中的微塑料污染。

不允许在鱼市或商店购买样本。应直接在船上收集和评估鱼类样本，检查样本是否患有疾病，并将有反流迹象的鱼去掉。样本用纯水冲洗并在收集后冷冻，直至分析。为了减少由于鱼类在不同生命阶段（例如幼鱼/成鱼）的摄食行为差异而导致的微塑料摄入的变化，建议选择可进行比较的个体（例如大小和/或生命阶段相似）。

对于调查频率，需要考虑进行连续采样，以及不同季节摄入率的差异。点位数量必须代表整个评估区域。每个点位收集的样本数量不得低于每个物种30条。对于非常清洁的区域，有必要将样本数量增加到50条。考虑到环境分区（即底栖鱼类、底层鱼类和中上层鱼类），应针对每个区域的鱼类进行调查，每个点位至少要收集90条（30条×3个物种）。

（2）贝类样品

该方法适用于浅水域（水深<5m）的海底滤食性贻贝，如蓝贻贝、牡蛎和蛤蜊。

建议将贻贝在网箱中放置3周~4周，以实现贻贝在摄食和排泄微塑料之间的稳定状态。网箱固定在海底，并通过卫星定位仪器记录位置。贻贝应为监测区域的自然种群。蓝贻贝的深度应在3m~5m之间，每个网箱应包含5个~6个样本，随后应将其汇集起来，以便在实验室进行分析。较小的贻贝种类需要更多的样本数量。为了分析海水和贻贝中微塑料丰度的小规模空间变化，每个点位至少应有3个网箱。理想情况下，应对网箱附近的海水进行取样，然后与贻贝一同分析。显著的良好正相关关系将证明贻贝是环境海水中微塑料污染的合适指标。建议在放养期间至少对样本海水进行两次采样。使用真空过滤泵进行水样采集，过滤体积约为1000L，以保证足够高的微塑料丰度。在实验室中测量每个贻贝的大小，去除外壳和贝丝，推荐每5个~6个组织为一个样品进行湿重称量（精确到小数点后4位）。然后冷冻，待进一步处理。或者在运输到实验室后，直接冷冻保存贻贝，等待进一步的处理和分析。

评估微塑料丰度，以每个个体中微塑料的平均数量或每克贻贝微塑料的平均数量来表示，精确到小数点后4位。

由于潜在的时间变化，建议以最近5年间该区域所有数据的平均值作为当前水平，平均值为样本的平均数，包括不含微塑料的样本。贻贝网箱的布置应每年一次。由于趋势分析受

贻贝生长和进食率的季节变化影响,因此以相同的时间间隔进行监测可以避免趋势分析中的自相关和偏差。

3.1.1.7 样品保存

样品储存条件取决于储存时间和采样期间的条件和/或实验室分析情况。样品应储存在玻璃、铝等金属容器中,避免使用塑料储物袋或容器。建议样品在低温(最高温度 6°C 或冷冻)避光条件下进行保存以阻止生物过程,如果冷冻保存,应研究冷冻对颗粒完整性的影响。或者,如果可以保证不会影响后续要检测的任何参数,可以使用防腐试剂。

3.1.1.8 质量保证与控制措施

为了最大限度地减少背景污染,在采样活动期间应考虑采取以下措施。

- a) 尽可能优先使用玻璃和铝/金属材料,并避免使用合成材料。
- b) 海水样品:使用前冲洗采样装置避免交叉污染。取下网底管, Manta 网应从网衣外部用海水冲洗。建议使用轻微加压的过滤海水(过滤尺寸小于最小颗粒检测尺寸),以促进去除空气污染或交叉污染中的颗粒。网底管也应按照相同的程序进行清洗。
- c) 用过滤水和/或乙醇或异丙醇预先清洗样品容器和仪器,并在使用前进行覆盖避免交叉污染。玻璃器皿也可以在 500°C 的马弗炉中灼烧以去除合成颗粒。
- d) 在可能的情况下,采样过程中尽量减少工作人员/船员/操作员在工作区域活动。
- e) 操作员避免穿合成材质的服装。穿着颜色鲜艳的工作服,可以方便在样品中检测到污染。操作人员在转移样品时应位于迎风位置,并在采样和样品处理过程中注意避免潜在污染。
- f) 在海水和海底沉积物的采样过程中若使用了合成聚合物材料的装置,应对材料进行收集,并对比这些材料的聚合物成分,以排除采样装置的污染。

此外,应采用全程序空白对采样及分析全过程进行评估。全程序空白样品的制备包括以下内容。

- a) 采集一定代表性数量的全程序空白样,用于评估采样期间的污染,并应反映每个可变条件(例如天气条件、穿着不同衣服的操作员等)的特定潜在污染。全程序空白样也可用于识别、消除或减少现场特定来源的微颗粒污染。建议全程序空白样的数量占海水样品总数量的 10%,并且应不少于 3 个全程序空白样。
- b) 对于海水全程序空白,使用空玻璃/金属瓶获取全程序空白样。将其放置在样品旁边,并在转移海水样品时将盖子打开,采样完毕后进行封装。对于 Manta 网采样,建议收集第二种类型的全程序空白,即收集冲洗网衣的过滤水。所得空白样品应以与海水样品相同的方式进行实验室分析。
- c) 对于沉积物全程序空白,使用空玻璃/金属瓶获取全程序空白样。将其放置在样品旁边,并在取样时将盖子打开,采样完毕后进行封装。空白样品应以与沉积物样品相同的方式进行实验室分析。

3.1.2 美国国家海洋与大气管理局（NOAA）

2013 年，美国国家海洋与大气管理局发布了《海洋垃圾监测与评估：关于监测海洋环境中垃圾趋势的建议》^[60]，其中涉及到尺寸小于 5 mm 的小块垃圾的采样方法，并于 2015 年发布《海洋微塑料实验室分析方法：水和沉积物中聚合物定量建议》^[61]，旨在制定实验室分析程序，量化表层海水、海滩和海底沉积物中的微塑料丰度，目标是为科研工作者提供简单、可重复的技术，且不需要大量设备。适用于聚乙烯、聚丙烯、聚氯乙烯和聚苯乙烯等多种常见塑料的分离提取和分析。该手册将塑料分类为硬塑料、软塑料（如泡沫）、薄膜、线、纤维和片状，推荐使用傅立叶红外光谱仪对塑料进行成分分析。该手册建议根据研究目标，选择合适的表征单位。

3.1.2.1 海水样品采集

监测区域的选择根据海域周边情况确定（如城市、农村、渔业活动区、雨污水排放区等）。监测区域为垂直距离海岸线 1 海里内、平行于海岸线 2 海里的区域，在区域内设定 10 个采样点，随机选取 3 个进行拖网采样。采样时间和频率建议与海洋水质监测一致。表层海水拖网（如 Manta 网）的网衣为尼龙网，长度约 3 m，孔径为 0.330 mm。可根据网具的漂浮状态添加重锤，以确保网具平稳地漂浮在水面上。网口中央装有流量计，以测量过滤的海水体积。采样位置位于船尾，船的航线与网之间的角度约 20°，以减小船尾流的影响。拖网距离约 0.5 海里，速度 1 kn~3 kn，持续大约 15 min。采样结束后，网中截留物用海水从网衣外面冲洗到网底。现场将截留物转移至 5 mm 和 0.333 mm 的不锈钢套筛上。0.333 mm 网筛上的截留物用去离子水冲洗后转移至玻璃样品瓶，冷冻贮存；也可在实验室中对采集的海水样品进行处理。

3.1.2.2 海滩沉积物样品采集

海滩监测区域要求布设的断面长度不低于 100 m。若海滩宽度大于 6 m，需要记录监测区域四个角的经纬度坐标，并对调查区域海岸线特征、周围土地使用特点、周围排污、河流等情况进行记录。利用样带随机数字表在 100 m 断面内随机选取 4 条 5 m 宽的样带，选择的样带面积之和占监测断面面积的 20%。样带长度为水体的边缘到海岸线后侧的第一道屏障的垂直距离。使用随机数字表在样带内确定微塑料的采样点。在选定好的点位上放置 1 m×1 m 的样方，用不锈钢铲子采集样方的 1/16（即 25 cm×25 cm 范围内）处表层 3 cm 的沙子。应在退潮后 3 小时内进行样品采集。

3.1.2.3 海底沉积物样品采集

对于海底沉积物的采集方法，该手册没有详细介绍，但指出可以使用抓斗采样器或柱状采样器进行采集。

3.1.3 联合国教科文组织政府间海洋学委员会西太平洋分委会（UNESCO IOC/WESTPAC）

为促进区域监测方法的统一，联合国教科文组织政府间海洋学委员会西太平洋分委会组织制定了《海滩沉积物微塑料采样和分析指南》^[62]。对海滩沉积物微塑料样品的现场采集、前处理和分析鉴定程序进行了规范。

为了比较各国海滩沉积物微塑料的丰度和分布，建议在每个国家选择三种类型的海滩：包括人类活动密集的城市化区域或人口稠密区（如，港口、河口）、受人类活动中度影响的区域（如，小渔村或小规模的水产养殖区）、人类活动受限的区域（如，偏远的岛屿或保护区）。该指南建议在旱季采集样品，以便更好地反映人类活动对沿海地区的影响。

监测的海滩岸线长度应大于 100 m。每个海滩选取 3 条参考线，分别为：后滨线（植被或人工构筑物前）、高潮线、低潮线（最靠近海边的线）（如图 2 所示）。在参考线上量取长度为 100 m 的区间，在区间内的每条线上划分 4 条间隔 25 m 的区域，每个区域随机布设 1 个 50 cm×50 cm 的样框作为一个采样点，共计 12 个采样点。为保证每个样方的采样深度相等，使用不锈钢刮刀将不平整的海滩表面抹平，采集样方内表层 2.5 cm 的沉积物。按顺序将沉积物通过 5 mm 和 1 mm 的金属筛，筛到不锈钢托盘上。1 mm 筛上的沉积物储存在自封袋里，用作 1 mm~5 mm 的微塑料分析。不锈钢托盘上小于 1 mm 的沉积物取出约 80 mL 放入样品瓶中，用作小于 1 mm 的微塑料分析。对于湿沙，可以使用蒸馏水或过滤后的海水（经孔径小于 1 mm 的滤膜过滤）辅助筛分；或者将无法筛分的沙子带回实验室，在 60 °C 的烘箱中烘干（避免空气污染）后，在实验室中将沉积物通过 5 mm 和 1 mm 的金属筛，分别收集 1 mm~5 mm 和小于 1 mm 的沉积物。

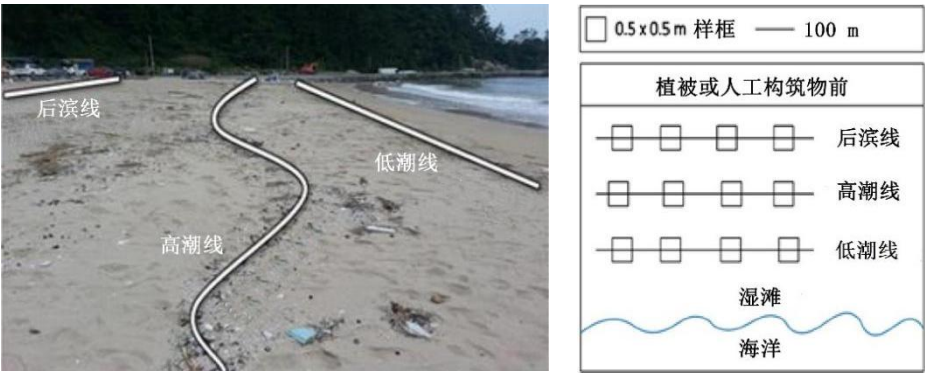


图2 UNESCO IOC/WESTPAC海滩微塑料样方布设方法

3.1.4 联合国海洋污染科学问题联合专家组（GESAMP）

3.1.4.1 微塑料的定义

联合国海洋污染科学问题联合专家组（GESAMP）是一个由国际机构（国际海事组织 IMO、联合国粮食及农业组织 FAO、联合国教科文组织政府间海洋学委员会 UNESCO-IOC、联合国工业发展组织 UNIDO、世界气象组织 WMO、国际原子能机构 IAEA、联合国开发计划署 UNDP、联合国环境规划署 UNEP）提名的专家组成的咨询机构。其主要任务是对预防、减少和控制海洋环境的退化提供科学咨询意见。其中第 40 工作组致力于海洋垃圾和微塑料污染科学问题的评估。考虑到当前国际上缺乏统一化的海洋塑料和微塑料监测技术方法，联合国海洋污染科学问题联合专家组于 2019 年发布了《海洋塑料监测评价指南》^[63]，以期为沿海国家开展塑料垃圾监测评价提供建议和实用指导。报告中提供了现有塑料污染监测中常用术语的定义和分类方法。针对国际上对微塑料尺寸定义的争议，该报告指出，小于 5 mm

的塑料被称为“微塑料”这一概念在科学文献中被持续引用了至少十年，将其尺寸类别限定为 1 mm~1000 mm 没有意义，应灵活选择监测的尺寸范围。该报告建议将 5 mm 定为微塑料颗粒尺寸边界的上限，作为监测目的的“通用定义”。而对大于 5 mm 的塑料碎片则按照中块（5 mm~25 mm）、大块（25 mm~1 m）和特大块（≥1 m）划分。在形态上推荐将微塑料划分为线、纤维、颗粒、碎片、泡沫、薄膜和原料树脂颗粒。

3.1.4.2 海水样品采集

对表层海水中漂浮的微塑料进行采集，GESAMP 推荐的方法是网采，泵过滤方法可行。网采的方法将微塑料尺寸限制在 0.33 mm 以上，通过泵过滤可以采集到小至 0.001 mm 的微塑料，但泵过滤方法对表层漂浮的微塑料采样代表性不足。从成本和实际操作上来考虑，网采的方法更适用于常规监测。

网采可以使用纽斯顿（Neuston）或曼塔（Manta）网进行采样，当 Neuston 网的浸没高度为网口的一半时，两者采集样品的数据具有可比性。常用网衣网孔尺寸为 0.33 mm。采样器开口尺寸通常宽度≤1 m，高度≤0.5 m。通常以 2 kn 船速拖曳 15 min~30 min。由于船舶航迹尾流可能使表层微塑料向网的下方混合，导致采样的不准确性，因此，网具通常布放在船的侧面并远离船体，以避免尾流影响。由于风驱动表层水的垂直混合，导致网具随波浪上下浮动，影响 Neuston 网或 Manta 网的采样效果，使采样体积数据无效，进而影响表层海中微塑料的丰度。恶劣的海况条件也会使网具随波浪上下浮动，导致监测结果不准确。因此，水样采集应在波高低于 0.5 m 的平静海面或 3 级以下海况进行。

采样期间需要完成数据表格填写，包括网具下放起始和回收时间及位置，风浪、船速和方向，以及有关船舶和监测人员的一般信息。由于可能存在多种来源（船舶甲板或船体的油漆碎屑、纤维、未清洗的网）引起的污染，导致过高估计颗粒的丰度。如果可能的话，建议研究人员收集船舶油漆样本。此外，应通过采样设备收集空白样品。

该指南对泵过滤方法的优缺点进行了对比。原位泵过滤方法可以通过走航采样、现场浸没式过滤或通过带有软管的甲板泵采样。与网采法相比，泵过滤优点是操作灵活，用较小的滤器精确测量水样体积，适用于固定点位的微塑料检测；缺点是对于 0.3 mm 以下粒径太小的微塑料通常无法确切的统计个数，也无法对表层海水进行采样，因此会遗漏海面漂浮的微塑料。

3.1.4.3 海滩沉积物样品采集

海滩是海陆交接地带，是微塑料监测的重要介质。由于气象（如大风、暴雨冲刷）和海洋过程（如潮、浪和流）的影响，海滩沉积物微塑料呈现高度动态性，时空分布也随之变化。海滩地形、粒度（如沙子、砾石、鹅卵石、石块和巨石）以及海滩植被的数量和类型，都会影响微塑料的分布。盛行风和洋流也对微塑料的分布起到重要作用。一般来说，低潮线上的微塑料代表最近搁浅，而海滩高潮线和后滨处的微塑料代表长时间累积的结果。理想情况下，采样应覆盖整个海滩。

3.1.4.4 海底沉积物样品采集

海底被认为是海洋微塑料的汇，因为多种高密度聚合物在海底被发现，同时也有低密度聚合物材料，因此深海调查非常重要。关于海底沉积物现场采样设计，该指南推荐使用箱式

采样器代替抓斗采样器。对采样全过程严格记录并报告各项细节，包括采集沉积物的深度、重量/体积、密度和含水量等。在所有样品处理和分析步骤中，必须采取预防措施，避免空气中的塑料污染。尽可能使用玻璃器皿和全程序空白纠正背景污染的影响。推荐使用沉积物干重所含的微塑料数量作为报告单位。

3.1.4.5 生物样品采集

鱼类和贝类的抽样调查是一种成本效益高的采样方式。但作为环境污染指标，需要确定样品的来源，即采集地点、拖网位置。该指南给出了良好指示物种需具备的基本要求，包括：

- 具有区域代表性（例如特定地理范围内的固着或流动物种）；
- 符合伦理道德规范（例如未受威胁或未受保护的物种，可以采集死亡个体）；
- 物种数量在选定的环境中相对丰富；
- 已用作生物指示种或生物监测的物种；
- 考虑常规采样/分析的成本效益（例如，可同时对其他污染物进行分析，并与其他监测项目合并实施）；
- 实验室分析操作简单可行；
- 具有商业和生态重要性；
- 与受到影响直接相关的物种；
- 具有全球可比性，全球范围内可发现的相似物种（例如，贻贝）；
- 如果要选择多个物种，物种应共同覆盖若干生态位（中上层、底层和底栖），物种应涵盖多个营养级。

3.1.5 日本环境省

《统一化海面漂浮微塑料监测方法指南》是日本环境省在总结已发布的微塑料监测调查报告、指南和手册的基础上，结合国际微塑料实验室比对数据结果，给出的海面漂浮微塑料监测方法建议。其在 2023 年进行更新，发布了 1.2 版本^[64]。

该指南对比了 Neuston 网和 Manta 网在同一海域同时作业时采集微塑料的情况，对比分析了网具尺寸、风速、浪高、网口浸没高度、拖网时间、拖网位置对监测结果的影响。结果显示，微塑料丰度随海况的变化而变化，建议在浪高低于 0.5 m、风力等级低于 3 级时进行现场采样。两种采样网具获取的监测结果没有统计学差异，因此都推荐使用，可根据具体海况进行选择，通过调整浸没深度，使不同类型采样网获得的结果具有可比性。应避免在浮游生物、水母、海藻等大量繁殖时采样；推荐在船舷一侧进行拖网，若不可避免地在船尾拖曳，应置于受尾流或螺旋桨影响最小的位置；船速 2 kn~3 kn，拖网时间设置为约 20 min。根据指南中建议使用的网具、拖网时间和船速可确保拖曳面积约为 1000 m²，保证采集样品的代表性。该指南对比了 0.35 mm 和 0.1 mm 孔径网衣收集不同尺寸微塑料的差异，对于尺寸大于 1 mm 的颗粒数量没有显著差异；对于尺寸小于 1 mm 的颗粒，使用 0.1 mm 网孔的网收集的颗粒数量是使用 0.35 mm 网孔的网收集的颗粒数量的 4 倍；但当海水表层有很多粘性鱼卵时，堵塞了 0.1 mm 的采样网网孔，使其收集的颗粒数少于 0.35 mm 采样网。从全球监测数据可比性角度出发，该指南建议使用 0.3 mm 孔径网衣。指南建议表征单位为每单位面积的颗粒数或质量和/或每单位水体积的颗粒数量。过滤的海水体积可以通过计算流量计数

值、卫星定位仪器起始与终止坐标、计算相对船速与拖网时间得到，通常认为使用流量计计算最为准确，该指南建议同时记录流量计数据、相对行驶速度、拖网距离和拖网时间。指南建议开展至少一次全程序空白实验，若多次拖网采样可定期开展全程序空白实验。

3.1.6 国际标准化组织

3.1.6.1 标准情况

国际标准化组织（ISO）于 2020 年发布了技术报告《塑料-环境层面：知识和方法的现状》（ISO/TR 21960:2020）^[65]，2023 年发布了国际标准《环境中微塑料分析原则》（ISO 24187:2023）^[66]和《水中微塑料采样指南》（ISO 5667-27:2025）^[67]。

3.1.6.2 微塑料的定义^[67]

国际标准化组织将微塑料分为大尺寸微塑料和微塑料，分别定义为“尺寸在 1 mm~5 mm 之间的不溶于水的固体塑料颗粒”和“尺寸在 1 μm~1 mm 之间的不溶于水的固体塑料颗粒”。

3.1.6.3 一般要求^[67]

所有操作步骤包括采样、样品制备、检测均应在无塑料或低塑料颗粒工作条件下进行。而且应避免使用塑料制品，选择金属、玻璃或陶瓷等不干扰分析的材料制成的容器或配件进行替代，或者使用不需要检测或评估的塑料类型制品。

3.1.6.4 海水样品采集^[67]

采样过程中应考虑调查区域的类型、水文特征、附近潜在来源信息以及前期调查数据，以确保调查结果尽可能准确。所选择的点位样本能够代表更广泛的环境或所考虑的区域。在确定微塑料潜在来源时，采样点位应与其位置相适应。通常需要考虑一些实际因素，例如采样点位的可达性、适合投放采样设备的位置、保护采样设备免遭破坏。

采样的频率和时间取决于调查目的。为了确保样品的代表性，采样过程中还应考虑具体的环境现象，例如降雨、涨潮和退潮。微塑料可能会随降雨进行输移，因此，降雨前后收集的水样中的微塑料丰度可能会有所不同。为了确保环境中微塑料丰度不会被高估或低估，建议在确定采样频率时考虑这些因素。

表层水体采样，普遍采用 Manta 网、Neuston 网、浮游生物网等。虽然网采集的样本量大，但若水中浮游生物含量高，网衣很容易堵塞，此时建议缩短采样时间，并重复拖曳。推荐使用边长在 45 cm~100 cm 之间的 Neuston 网，或 60 cm~100 cm 之间的 Manta 网，高度在 15 cm~40 cm 之间。理想情况下，网衣材料应为环境中存在较少或不属于测量范围的化合物（常见材料包括聚酰胺和聚丙烯，在使用这些材料时，如果发现相同成分的纤维应注意）。网衣最常见孔径约 0.33 mm。每次采样前应使用船舶水泵系统收集的水彻底清洗网具；如果船舶/船只没有此类设施，建议携带水泵和软管。用于清洗的海水应为过滤后的海水（可以使用浮游生物网过滤），过滤使用的网孔尺寸应小于用于采样的网孔尺寸。在开始采样之前彻底清洗网衣，以确保网内没有残留塑料颗粒。采样时，以 1 kn~3 kn 的速度在水中拖曳，持续时间为 10 min~30 min，每个样品收集不少于 1000 m² 的水，相当于大约 200 m³~500 m³

的体积。采样完成后用海水冲洗网衣，但要避免海水进入网口。将网衣末端网底管中的所有内容物转移到样品瓶中，盖上盖子，如果密封盖由塑料制成，应使用铝箔将水样和塑料盖子进行隔离。

样品瓶存放于 $3 \pm 2^{\circ}\text{C}$ 的冰箱中，直至进行后续分析。仅当需要防止微生物（如浮游生物、细菌）增殖且储存期间无法冷藏时才需要向样品中添加中性福尔马林（用磷酸盐缓冲液在中性 pH 条件下稀释甲醛溶液，最终浓度为 4% V/V%）。

建议对每个点位至少重复采集 3 次。如果可能的话，应在一天中的不同时间或一年中的不同时间重复采样。这样做的目的是确保数据更具代表性，并考虑导致微塑料丰度变化的季节因素（原则上适用于河流）。由于只采集了表层样本，微塑料可以以每单位面积（ m^2 、 km^2 ）的颗粒数或质量进行记录，但考虑到不同环境基质间的协调性，每单位体积（ m^3 ）的颗粒数或质量也应该进行记录。同时记录监测长度、浸入深度、流速或采样期间的风况等更多信息 [65]。

对于不同深度的采样可以选择使用邦戈网（Bongo）网、泵采等方式。使用 Bongo 网在船上下网和收网过程，以及采样过程很难控制，因此采样深度要谨慎记录。泵采可以使用吸入式或浸没式泵，包括多级离心泵、叶轮泵或膜泵，在不同的体积流量和压力下采样。老化的聚合物颗粒可能极易碎裂，但没有文献对泵采过程中可能出现的颗粒破碎进行描述 [65]。

3.1.6.5 沉积物样品采集 [65]

对于海底沉积物样品采样，采样器有埃克曼（Eckman）、抓斗、箱式采泥器，可以在不扰动沉积物结构的情况下获得样本。对于海岸线样品采集，有文献给出了到高水位或低水位或到最大和最小潮线间的距离，垂直于这些水位线随机采样。采样深度为沉积物表层 1 cm~5 cm，采样面积在 $0.04 \text{ m}^2 \sim 0.3 \text{ m}^2$ 之间。文献中的采集体积为 0.5 L~20 L，采样质量为 2 kg~70 kg，但干重与湿重注释不明确。沉积物样品的分析质量在 75 g~6 kg 之间，占现场采集样品质量的 1%至 40%。

3.1.6.6 生物样品采集 [65]

不同种类生物的采样方法并没有一个系统、科学的采样标准。虽然商业采购和商业捕捞海洋生物样品是对资源的务实利用，但无法保证此类样品的代表性。因前处理方法不同及视觉分析的问题可能导致微塑料损失，这也会导致最终结果不同。蠕虫或双壳类生物以每单位生物量的微塑料数量或质量来记录，而鱼类则是以每个个体的微塑料数量或质量来记录。

对不同种类鱼体内微塑料的分析可能有助于了解微塑料在环境中的来源和归趋，但应考虑样品的代表性。微塑料的生物样本采集作为一种监测概念，可以用作质量评估，但不能作为微塑料检测的统一化技术。

3.1.6.7 质量管理 [67]

3.1.6.7.1 常规

收集的全程序空白样品应与实际样品进行相同处理，以评估样品的污染情况，并采用适当的重复样品来评估精度和可重复性。微塑料参考物质的加标回收率也可用于检验微塑料在处理提取及分析过程中的准确性。天气、潮汐和河流输入也会影响海水中微塑料的丰度和组

成。因此，为了确保样品尽可能具有代表性，应考虑季节变化，建议在一天中的不同时间和/或一年中的不同时间重复采集样品。

3.1.6.7.2 采样误差的来源

采样误差的来源包括：

- a) 样品之间的交叉污染。
- b) 不正确的储存方法：采样容器的选择，储存容器和保存条件可能会影响微塑料的完整性，尤其是对未经处理的废水等样品。采样容器和储存容器可能是污染源。防腐剤的选择很大程度上取决于研究目的，在选择防腐剤（及使用浓度）时应注意其本身可能会破坏某些聚合物。
- c) 不正确的采样操作：偏离采样程序可能是误差的根本来源。
- d) 由于不正确的采样方法导致样品损失，例如采样泵使用不当、样品多次转移或湍流进样。
- e) 使用不合适或不洁净的设施，例如烧瓶、过滤设备、管道、网。这可能会导致采样错误和污染。
- f) 采样期间不适当的穿着（合成纤维）。
- g) 由于文件错误而搞错采样地点。正确的文件应包含位置坐标和照片（如有必要，在不同季节进行拍摄）。可以使用卫星定位仪器。
- h) 由于标签贴错或不正确、不完整填写采样报告导致样品混乱。
- i) 在不具代表性、不均匀或其他不适当的采样点进行采样。

3.1.6.7.3 全程序空白

全程序空白可用于识别与采样容器、采样过程相关的污染。

当使用网采时，在现场使用外带的实验室用水或无塑料颗粒海水冲洗网衣是不切实际的。可以通过与采样用网相同的方式清洗未使用的网衣来进行“空白样”采集。样品和空白样品应使用相同的容器保存和运输至实验室，并进行相同的处理。

3.1.7 联合国环境规划署^[68]

海洋中的塑料垃圾大部分来自陆地，因此陆地环境的塑料污染也成为了备受关注的焦点。联合国环境规划署（UNEP）在从海洋塑料监测中获得大量知识和经验的基础上，根据特定的淡水条件调整采样技术和设计监测方案，编制形成了《河流和湖泊塑料监测指南》（2020）。该指南旨在成为统一淡水系统中塑料垃圾监测和报告方法工作的基石，这将帮助制定和实施河流、湖泊、水库以及废水处理厂的监测计划。

在大多数情况下，淡水环境的采样技术和监测概念与海洋环境中应用的采样技术和监测概念没有根本不同，塑料垃圾表征方法和方案也可以直接从海洋应用转移到淡水应用，这与微塑料的分类方法（尺寸和形态）、计数方法以及按聚合物类型划分的化学表征相关。海洋环境监测包括海岸线、水面和水柱以及海底沉积物。每个介质都可以使用特定的方法进行采样。淡水环境更加多样化，采样方法必须适应特定的环境条件。

根据采集的水体和预期的颗粒尺寸范围不同，获得具有代表性样品所需的水量会有所不

同。较大尺寸的颗粒分析或塑料聚合物质量分析通常需要更大的样本体积。固体含量很高的污水处理厂进水，推荐样本量为 5 mL；街道排水推荐样本量为 500 mL；固体含量非常低的地下水、矿泉水、饮用水等推荐为 500 L。

河流样品可以使用网采进行收集，文献中报道的用于采集大塑料的网孔尺寸范围在 0.3 mm~4 cm 之间。微塑料和中塑料通常通过网采获得。可以使用较小的 Manta 网或 Neuston 双体船，大多数研究使用的网孔尺寸约为 0.3 mm。在大型湖泊中，也可以使用 Manta 网或 Neuston 网获取近表层水体样本。然而，网孔尺寸（通常为 0.3 mm）限制了微塑料的检测。浮游生物网的网孔尺寸（海洋上网孔尺寸小至 0.1 mm）更小，可用于水平或垂直采样。泵技术可用于收集大于 0.01 mm 的微塑料，可以过滤数百升水（除非存在严重的蓝藻水华）。

河流沉积物比湖泊沉积物不稳定得多，并且沉积物厚度与沉积时间无法相关。尚未建立从河床获取层状沉积物的标准方法。因此，可以使用金属勺（与岸边样品相同）或不同的抓斗采样器对河床沉积物样品进行采样，通常是取顶部 10 cm~15 cm 的沉积物。样本量足够大（在公斤范围内）可以获得更可靠的微塑料丰度数据。湖泊沉积物中的塑料丰度随时间的变化可能比水中的变化小很多。因此，不需要频繁采样。采样方式和采样点数量由湖泊形态和水文特征决定。采样频率可以根据沉积率（沉积率越高，采样频率越高，要考虑的沉积深度越大）或气象条件等（例如风暴、洪水、流域内主要土地利用变化）来确定。可以使用杆式或电缆式抓斗获取沉积物样品（通常提取顶部 15 cm），或者使用重力取芯器采集沉积物，且沉积物表面几乎不受干扰。建议每个点位采集 3 个岩心以确定可能的变化情况。

表3 不同国家和国际组织推荐的海洋微塑料监测方法

机构	MSFD	NOAA	IOC/ WESTPAC	GESAMP	日本环境省	ISO
文件名称	欧洲海域海洋垃圾监测指南, 2023	海洋微塑料实验室分析方法: 水和沉积物中聚合物定量建议, 2015	海滩沉积物微塑料采样和分析指南, 2018	海洋塑料监测评价指南, 2019	海面漂浮微塑料统一化监测方法指南, 2023 (1.2 版本)	水中微塑料采样指南, 2023
英文名称	Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas	Laboratory Methods for the Analysis of Microplastics in the Marine Environment: Recommendations for Quantifying Synthetic Particles in Waters and Sediments	Guidelines for Sampling and Analysis of Microplastics in Beach Sediment	Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter and Microplastics in the Ocean	Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods	ISO 5667-27:2025 Water quality-Sampling Part 27 Guidance on sampling for microplastics in water
定义	5 mm 为微塑料的最大尺寸界限, 建议将沉积物、生物中的微塑料下限定为 0.1 mm。	尺寸小于 5 mm 的塑料颗粒。	尺寸小于 5 mm 的塑料颗粒。	建议将直径小于 5 mm 作为用于监测目的的微塑料颗粒的尺寸边界上限的“通用定义”。	尺寸小于 5 mm 的塑料颗粒。	最大尺寸在 0.001 mm~5 mm 之间的不溶于水的固体塑料或合成聚合物颗粒。
分类	水样: 0.3 mm~1 mm, 1 mm~5 mm; 沉积物: 0.1 mm~0.3 mm, 0.3 mm~1 mm, 0.1 mm~5 mm (根据需要选择<0.02 mm, 0.02 mm~0.05 mm, 0.05 mm~0.1 mm); 形态: 长丝(线/纤维)、碎	形态: 硬质塑料、软塑料(如泡沫)、薄膜、线、纤维、片	形态: 颗粒、碎片、纤维/长丝线、球、片、薄膜、泡沫分类	形态: 碎片(颗粒、片状)、泡沫、薄片、线(长丝、纤维、股线)、原料树脂; 颜色: ISCC-NBS 定义的 12 种基本颜色或 EMODnet15 的 8 种颜色	形态: 珠子、泡沫碎片、颗粒和纤维)	—

机构	MSFD	NOAA	IOC/ WESTPAC	GESAMP	日本环境省	ISO
	片（硬质微颗粒）、薄片（片状/薄膜）、泡沫、颗粒/粒料/微珠； 颜色：黑色、灰色、白色、红色、橙色、黄色、绿色、蓝色、紫色、粉色、棕色、彩色（由两种或多种颜色组成）、无色					
表层海水样品采集	应在蒲福风力级 3 级以下（含 3 级）开展采样。Manta 网，网衣孔径 0.3 mm，0.5 kn~3 kn 船速，10 min~30 min，样本量至少 100 m ³	网 衣 孔 径 0.335 mm（2015 年）； 网衣孔径 0.33 mm（2013 年）	—	波高低于 0.5 m、蒲福风力级低于 3 级的条件下进行。Neuston 网、Manta 网，网孔尺寸常见为 0.33 mm，边长通常 0.5 m~1 m，高度≤0.5 m，2 kn 船速，15 min~30 min	为获得具有可比的结果，应避免在强风、大浪或浮游生物密集的情况下采样。Neuston、Manta 或其他可以有效过滤大量水的网，网衣孔径 0.3 mm；1 kn~2 kn 船速，样本量 200 m ³ ~500 m ³	网衣孔径常见 0.33 mm；推荐 Neuston、Manta，边长在 45 cm~100 cm，高度在 15 cm~40 cm；1 kn~3 kn 船速，10 min~30 min；200 m ³ ~500 m ³ ；每个点位重复采集至少 3 次
海滩沉积物样品采集	采样区域应沿海岸线分布，采样范围可以拓展到潮上带（划分的断面应平行于海岸线）。每个断面采集至少 5 个重复样本，采样点之间应至少相隔 5 m，取表层 5 cm 的沉积物。	不少于 1 条断面，长度 100 m，使用随机数字表在断面内 5 m 长的样带内确定微塑料的采样点。使用 25 cm×25 cm 样方，采集表层 3 cm 沉积物（2013 年）。	海滩长度≥100 m，至少布设一条断面（断面长度 100 m），使用 50 cm×50 cm 样框，取表层 2.5 cm 沉积物。	潮间带沉积物中微塑料采样方案正在制定中。	—	—

机构	MSFD	NOAA	IOC/ WESTPAC	GESAMP	日本环境省	ISO
海底沉积物样品采集	抓斗采样器、箱式采泥器、岩心采样器等，总样品量与采样装置有关；建议重复取样，将所得样品合并为复合样品以供进一步分析。	采用抓斗采样器或柱状采样器。	—	推荐箱式采泥器，样品数量不少于 3 个。	—	—
生物采集	鱼类样品可出海捕获，并用超纯水冲洗后冷冻保存直至分析，不允许从市场购买；建议采集大小相似或相同生命周期的样品。	—	—	具有区域代表性、符合伦理道德规范、物种数量在选定的环境中相对丰富、已用作生物指示种或生物监测的物种、考虑常规采样/分析的成本效益、实验室分析操作简单可行、具有商业和生态重要性、具有全球可比性等。	—	—
全程序空白	全程序空白数量为总样品量的 10%，最少数量为 3 个。a) 使用空玻璃/金属瓶获取全程序空白样。将其放置在样品旁边，并在转移样品时将其打开；b) 对于 Manta 网采样，还建议收集冲洗网衣的过滤水。	—	—	建议收集空白样品，通过冲洗网衣获得；同时收集船舶的油漆碎片进行对比；从监测结果中扣除具有相同性质的背景污染的平均值。	冲洗网衣获得全程序空白样品（至少 1 个），可收集渔船产生的油漆颗粒和缓冲材料碎片进行对比。	冲洗网衣获得全程序空白样品。

机构	MSFD	NOAA	IOC/ WESTPAC	GESAMP	日本环境省	ISO
分析方法	FTIR、Raman 或其他光谱技术（例如量子级联激光光谱）；至少 10% 的颗粒（每个样品至少 20 个颗粒）为代表性子集进行分析。这些颗粒应覆盖样品中 0.1 mm～1 mm 的范围。且应代表不同的尺寸和形态类别。	FTIR 光谱分析	FTIR/Raman 光谱分析	1：建议通过视觉识别（0.3 mm～5 mm），使用镊子、热针和溶剂溶解进行探测，记录形状、尺寸和颜色。 2：建议通过显微镜表征微塑料（0.3 mm～5 mm），通过光谱法确认子集样品。0.02 mm～0.3 mm 的微塑料建议通过光谱法（常用 FTIR、Raman）或替代法（如尼罗红染色）识别。	对于小于 2 mm 的颗粒建议使用 FTIR、ATR-FTIR、Raman 光谱或红外相机等进行分析。	—

3.2 国内相关标准技术方法研究

3.2.1 国内研究情况

早在 20 世纪 80 年代,我国学者就在海岸环境和生物体内发现了塑料,由于当时经济发展水平有限,不具备大量生产和使用塑料制品的条件,微塑料污染也因此不是我国生态环境的主要问题,未引起重视,这也导致我国微塑料研究落后于西方国家。进入 21 世纪后,随着我国工业和经济发展的突飞猛进,“白色污染”问题逐步得到重视,微塑料的污染问题也开始被广泛研究。

目前国内对微塑料的研究方向大概分为 5 类,主要包括:

- (1) 对微塑料的赋存特征进行研究,主要是微塑料的形态、尺寸、颜色、丰度及聚合物类型等;
- (2) 对微塑料的输入、输出通量进行计算,通过研究入海口、水库、河流等水体的平均流量与不同深度的微塑料丰度,计算微塑料通量;
- (3) 对微塑料的潜在生态风险进行评估研究;
- (4) 微塑料对生物的毒性作用研究及迁移转化研究;
- (5) 微塑料的去除和分解方法研究。

中国是目前世界上最大的塑料生产与消费国,废弃塑料及其环境污染问题日益凸显,我国近海和近岸海域、典型河口、海湾、沉积物、生物体内均有发现微塑料赋存。2016 年,国家海洋局启动了我国近海的微塑料监测工作,随后又将范围扩大至大洋和极地。根据《2021 年中国海洋生态环境状况公报》,我国近海海域监测断面表层海水微塑料平均丰度约为 0.44 个/ m^3 ^[69],基本与地中海西北部、濑户内外海等处于同一水平。随着我国学者研究成果的增多,不同海域及不同时间段(如广东珠江口雨季 545.5 个/ m^3 ,旱季 294.9 个/ m^3 ^[70];锦州湾 0.93 ± 0.59 个/ m^3 ^[71];杭州湾 0.14 ± 0.12 个/ m^3 ^[72])的微塑料赋存状况相继报出,与世界各地其他同类型海域相比,中国海水中的微塑料丰度目前处于中低水平。

有研究对中国近岸海域表层海水中的微塑料丰度开展调查发现,使用泵过滤或采水容器采集到的样本中的微塑料丰度(0.05 个/L~63.6 个/L)比网采获得的结果(0.03 个/ m^2 ~5.9 个/ m^2)高出 3~4 个数量级^[73]。随着海洋中微塑料的来源、分布特征研究增多,海水的微塑料监测采样与分析方法已趋于成熟(普遍认同使用网采的方法获得的微塑料监测数据更为可靠),但海滩沉积物微塑料的监测方法仍处于研究阶段,不同研究采用的方法或是表示单位不同,造成了不同区域微塑料丰度数据不可比,例如海州湾海滩的微塑料丰度为 106.50 ± 34.41 个/kg(表层 5 cm)^[74],钦州湾 3266.0 ± 6390.8 个/kg(表层 2 cm)^[75],香港 5595 个/ m^2 ^[76]。支撑数据和相关技术的缺乏使得目前难以准确评估海洋环境中微塑料污染的真实状况,严重制约了相关部门对海洋微塑料开展监测和管控工作。因此目前亟需开展微塑料监测标准的研究和制订工作,为将来微塑料防治战略提供技术支持。

3.2.2 地方标准

辽宁省和山东省于 2017 年、2021 年 2023 年相继发布了地方标准《海水中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》(DB21/T 2751-2017)^[77]、《海水增殖养殖区环境微塑料监

测技术规范》(DB37/T 4323-2021)^[78]和《海滨滩涂微塑料监测技术规范》(DB37/T 4684-2023)^[79]。DB21/T 2751-2017 规定了海水中 0.05 mm~5 mm 微塑料的测定方法,并规定了瞬时采样和网采两种采样方法,要求样品于 48 h 内进行分析,否则应于 4℃ 下冷藏保存,7 天内测定;DB37/T 4323-2021 规定了海水增殖区水体和沉积物中微塑料监测点位的布设方法,样品采集及分析方法(傅立叶变换显微红外光谱法)(详见表 4)。DB37/T 4684-2023 规定了海滨滩涂微塑料监测点位的布设方法、样品采集及分析方法(傅立叶变换显微红外光谱法)。

3.2.3 团体标准

行业协会也陆续制定发布了微塑料相关标准规范。《景观水中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》(T/CSTM 00563-2022)^[80]规定了景观环境用水中 0.05 mm~5 mm 之间的微塑料测定,水体样品的采集及采样量要求。《城市河道中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》(T/LNEMA002-2023)^[81]规定了城市河道中 0.02 mm~5 mm 之间的微塑料监测流程和测定方法,规定了水体样品两种采集方法及分析方法要求,适用于地表水(详见表 4)。

表4 我国微塑料监测标准

标准名称	《海水中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》	《海水增殖区环境微塑料监测技术规范》	《景观水中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》	《海滨滩涂微塑料监测技术规范》	《城市河道中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》
标准号	DB21/T 2751-2017	DB37/T 4323-2021	T/CSTM00563-2022	DB37/T 4684-2023	T/LNEMA002-2023
适用微塑料范围	海水中 0.05 mm~5 mm 的微塑料（聚乙烯、聚丙烯、聚氯乙烯、聚苯乙烯、聚氨酯、聚酰胺、聚对苯二甲酸乙二酯）测定。	海水增殖区包括水体（微塑料下限 0.33 mm）和沉积物中<5 mm 的微塑料测定。	景观环境用水中 0.05 mm~5 mm 之间的微塑料形状、颜色、尺寸、数量和聚合物种类的测定。	适用于砂质(砂、砾、粗砾)和淤泥质（淤泥、粉砂、黏土）海滨滩涂微塑料监测。	城市河道中 0.02 mm~5 mm 之间的微塑料尺寸、颜色、形状和聚合物种类的测定。
样品采集	采用采水器（有机玻璃或玻璃材质）和浅水Ⅲ型浮游生物网进行样品采集。	海水：根据目标微塑料尺寸采用采水器和网采（0.33 mm）； 沉积物：表面 5 cm 的沉积物样品，不少于 500 g。	采用采水器（玻璃材质或铁桶）进行样品采集。	用采样框覆盖潮滩监测点位（规格为 10 cm×10 cm×15 cm 或 25 cm×25 cm×30 cm:），用不锈钢直尺垂直向下量取 3 cm~5 cm 深度，然后将采样区域内样品转移至玻璃广口瓶密闭保存。	两种采集方法，分别是使用采水器采集地表水 30 L（0.02 mm）和使用网采法采样（0.33 mm）。
全程空白	全过程空白要求采样前在实验室将纯水放入样品瓶中密封，将其带到采样现场。与采样的样品瓶同时开盖和密封。每批样品应至少测定 1 个。	使用采水器时，抽滤前应设置空白样品。	采样前在实验室将纯水放入玻璃瓶中密封，将其带到采样现场，与采样的玻璃瓶同时开盖和密封。每批次至少测定 1 个空白样品。	—	采样前在实验室将纯水放入玻璃瓶中密封，将其带到采样现场，与采样的玻璃瓶同时开盖和密封；每批次不少于 1 个。

标准名称	《海水中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》	《海水增殖区环境微塑料监测技术规范》	《景观水中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》	《海滨滩涂微塑料监测技术规范》	《城市河道中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法》
样品保存	样品于 48 h 内进行分析，否则应于 4℃ 下冷藏保存，7 天内测定。	—	室温保存	—	及时进行分析测定，否则应于 4℃ 冷藏保存，14 天内测定。
分析方法	显微镜和傅立叶变换显微红外光谱仪	显微镜和傅立叶变换显微红外光谱仪	显微镜和傅立叶变换显微红外光谱仪	显微镜和傅立叶变换显微红外光谱仪	根据尺寸选择肉眼识别和使用显微镜，不能识别的目标物采用傅立叶变换显微红外光谱法判定。

3.3 文献资料研究

3.3.1 海水样品采集

海水中的微塑料丰度较低,为使采集的样品具有代表性,通常需采集大量海水。根据海面风浪的具体情况、具体作业需求等可以采用不同的采样器,对表层海水进行采集,也可以对不同深度的海水进行采集。

海水中悬浮的微塑料可以通过改进后的浮游生物网进行采样,例如 Bongo 网^[82],可以进行水平和垂直采样。水平采样时,将网具下降至一定深度,然后在该深度以设定的速度持续拖曳一段时间,然后收网。对于微塑料的垂直采样,是从指定深度开始将网向上拉向水面。使用 Bongo 网在船上下网和收网过程,以及采样过程很难控制,因此采样深度需要谨慎记录。

泵过滤技术可以通过走航泵、原位浸没式过滤泵或带有软管的甲板泵对海水中的微塑料进行采集^[63]。采样量的最小体积为 1000 L。可以使用吸入式或浸没式泵,包括多级离心泵、叶轮泵或膜泵,在不同的体积流量和压力下进行采样。具体采样方式有如下三种:(1)水泵固定在船底,工作时通过事先安装好的管道抽取海水至甲板上的过滤装置中进行过滤,采样深度为取水口至海水表面的距离;(2)在船舷边将水泵放入海水中,工作时经由水管抽取海水至甲板上的过滤装置中进行过滤,采样深度根据监测要求调节;(3)更常见的方法是将水泵置于甲板上,将水管放入水中,抽取海水至甲板上的过滤装置中进行过滤,采样深度根据监测要求调节。老化的聚合物颗粒可能极易碎裂,但没有文献对泵采过程中可能出现的颗粒破碎进行描述^[65]。通常,泵放置在过滤装置之后,以便水在到达泵之前先进行过滤,这将最大限度地减少污染和易碎颗粒损坏的风险。

连续浮游生物记录仪(CPR)是一种浮游生物采样仪器,可以在正常航行中进行拖曳,在大约 10 m 的深度进行采样^[23]。CPR 可用于监测水下的微塑料,根据截止到目前的研究发现,主要检测到的是纤维微塑料(包括类似于渔业中使用的线),碎片很少。

相对于不同深度的水柱采样,表层海水样品更容易获取。Neuston 网和 Manta 网是最常用于海水表面漂浮微塑料的采样器。这些采样器均改自传统的浮游生物网,可以快速过滤大量海水,收集的样品通常具有可比性,可以互换使用。近年来在使用频率上,Manta 网的使用数量是 Neuston 网的 5 倍(图 3)^[83]。MSFD 技术小组也在 2023 年更新的《欧洲海域海洋垃圾监测指南》^[59]中提到,经过十余年的系统性应用实践,Manta 网采样法的技术成熟度已提升至中上水平(网孔尺寸通常为 0.3 mm),地理适用性也高。具有代表性的最小采样体积应不少于 100 m³^[59]。由于目前缺乏统一化的标准方法,很多研究采样使用的网衣孔径不统一,0.05 mm~0.5 mm 之间的孔径都有使用^[82],导致很多数据不可比。孔径越小,捕获的小尺寸微塑料越多,同时也很容易堵塞网孔,采样时很快出现溢流,导致样品损失且获取海水体积小,代表性差。目前大多数研究采用的网孔是 0.33 mm^[84],并有逐渐成为标准化的微塑料采集方法的趋势。

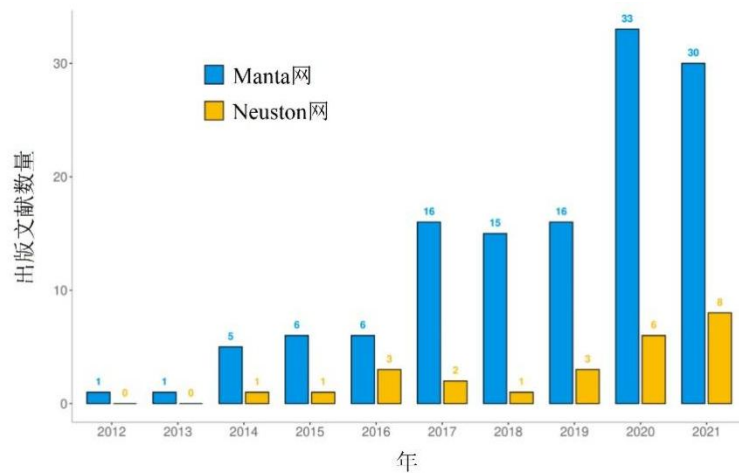


图3 过去十年使用 Manta 网和 Neuston 网作为水面微塑料采样方法的文献数量

多功能加速网具（AVANI）是另一种采样器^[85]，设计用于在平稳海域以高达 8 kn 的正常巡航速度对表层海水中的微塑料进行收集，浸没高度为矩形网口高度的一半。AVANI 采样器收集的微塑料数量和类型与 Manta 网和 Neuston 网相似，研究数据可以相互比较。

瞬时采样是直接使用非塑料容器采集水样，适用于浅水区、表层水和水柱采样，适用于点源污染的采样（不同采样方法的比较见表 5）^[67]。优点是不受带网孔设备对微塑料尺寸的限制；且采样时间短，由于暴露导致污染的风险也更低。缺点是样本量有限，代表性较差，但可以通过重复采样或采集组合点位样品来弥补不足。瞬时采样的最小采样量为 1 L~2 L。如果使用机械泵或手动泵辅助采样，开始采样前应至少使 5 L 水流过泵和管道。样品采集后，若无法冷藏（避免微生物增殖）保存，应添加中性缓冲福尔马林溶液（水样中浓度为 4% V/V）。

表5 水体中微塑料不同采样方法的比较

方法	概述及应用	优点	局限性
瞬时采样	使用非塑料容器（或由环境中较少存在或不属于测量概念的材料制成）进行离散样品采集。适用于生活用水、淡水、处理过的废水和未经处理的废水。适用于表层水和水柱采样。	1、 相对快速且直接； 2、 降低污染风险； 3、 对微塑料尺寸没有限制； 4、 可对表层水和水柱进行采样。	1、 采样体积小； 2、 需要将大型或多个容器运输到实验室； 3、 代表性较差； 4、 如果在更深的水域（例如海洋、湖泊或河流的中部）采样，可能需要船只。
多级过滤	大体积水过滤采样。使用非塑料筛子（或由环境中较少存在或不属于测量概念的材料制成）的级联过滤器进行收集。适用于生活水、淡水、海水、处理过的废水和未经处理的废水。适用于表层水和水柱采样。	1、 过滤网孔在 0.001 mm 至 5 mm 之间变化，与 Manta 网或 Neuston 网相比，可更高效实现更广泛尺寸范围颗粒的收集；使用更精细的过滤器进行级联过滤可以比 Manta 网、Neuston 网等更有效地收集较小尺寸的颗粒；	1、 最小过滤尺寸取决于要检测的最小颗粒尺寸； 2、 需要电能（除非从加压系统采样，或者使用手动泵）； 3、 与瞬时采样相比涉及设备数量较多； 4、 过滤器可能会堵塞，特别是在使用较小的网孔尺寸或对悬浮固体含量高的水进

方法	概述及应用	优点	局限性
		2、 采样量大； 3、 允许直接在现场进行尺寸分级。可对表层水和水柱进行采样。	行采样时； 5、 设备和操作造成样品污染的风险较高； 6、 如果在更深的水域（例如海洋、湖泊或河流的中部）采样，可能需要船只。
网采	大体积水过滤采样。网具由带有绳索的船牵引。理想情况下，网具材料应该为环境中少有的或不属于测量概念的材料。网孔尺寸决定最小颗粒尺寸。必须报出网具开口规格。通过对采样器进行设计可以采集不同深度的样品。多重开闭网也可用于水体采样，如垂直多开口浮游生物采样器（VMPS）、多开口闭网与环境感应系统（MOCNESS）。 广泛用于江河、湖泊、海洋的表层水和水柱采样。	采样量大，覆盖面积大，允许有较长的采样时间。	1、 大多数网孔尺寸在 0.05 mm~0.5 mm 之间，最常见的是 0.33 mm； 2、 采集的最小微塑料尺寸有限； 3、 会有堵塞问题； 4、 需要用船牵引； 5、 存在转移样品导致样品丢失或污染的风险。

3.3.2 海滩沉积物样品采集

海滩沉积物样品的采集关键在于采样点布设。受河流输入、城市人类活动、潮汐作用、风向、海流等影响，微塑料在不同海滩位置的组成、丰度和分布也会随之变化。有些研究布设的采样点从潮间带到潮上带覆盖整片海滩，大多数研究的采样区域为海滩的低潮线至高潮线之间，有的研究将不同区域采集的样本混合到一起进行处理。

不同研究采集海滩沉积物使用的样方规格不同，调研发现有 25 cm×25 cm、30 cm×30 cm、50 cm×50 cm、100 cm×100 cm、200 cm×200 cm 等；采样深度在 2 cm~60 cm 不等。为确定海滩沉积物微塑料样品的采样深度，标准编制组对近年来已公开发表的五十余篇相关文献资料进行了统计，其中采集海滩表层 5 cm 的文献最多，占 41%，其次是表层 2 cm，占 19%（图 4）。关于样品的采集量，经文献统计从几十克到几百克不等，也有上至几千克。采样量越大，代表性越强。但是样本量太大，不方便储存和运输，有些研究选择现场浮选^[86-87]、过筛^[88]等方式提取微塑料或进行样本体积减量化。但是现场处理样品可能引入外来污染（如衣服上脱落的纤维）。在现有研究中，由于检测方法不同，不同文献报道的微塑料的最小检测尺寸存在显著差异，最小尺寸从 0.02 mm 至 1 mm 不等，具体包括 0.02 mm、0.05 mm、0.065 mm、0.3 mm、1 mm 等，这也导致了调查数据不可比。

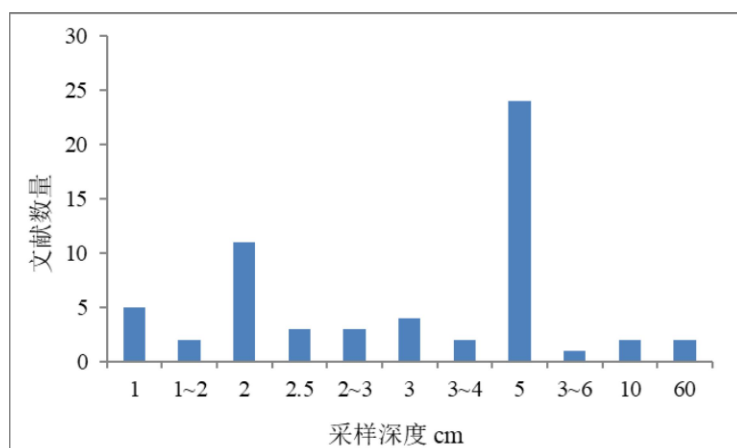


图 4 不同研究海滩沉积物样品的采样深度情况

3.3.3 海底沉积物样品采集

潮下带和海底沉积物可以根据需要选择抓斗采泥器、箱式采泥器和柱状采样器等进行采集。传统抓斗采泥器会破坏沉积物的表层结构，研究中采用箱式采泥器居多。箱式或柱状采样器不会对沉积物表面产生干扰，柱状采泥器可以对水深超过 5000 m 的海底沉积物进行采集^[89]。标准编制组对近年来已公开发表的三十余篇相关文献资料进行了统计，其中采集沉积物表层 5 cm 的文献最多，占 47%，其次是 3 cm 左右和 10 cm~15 cm，均占 15%（图 5），还有部分研究对沉积物的柱状样进行了采集。在现有研究中，由于检测方法不同，不同文献报道的沉积物微塑料的最小检测尺寸存在显著差异，最小尺寸从 0.001 mm 至 0.3 mm 不等，具体包括 0.001 mm、0.01 mm、0.032 mm、0.045 mm、0.1 mm、0.174 mm、0.3 mm 等，这也导致了调查数据不可比。

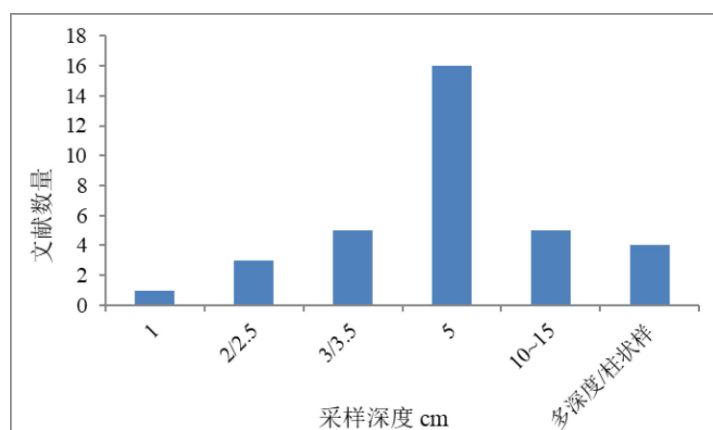


图 5 不同研究海底沉积物的采样深度情况

3.3.4 海洋生物样品采集

海洋生物样品的采集方式包括海洋捕捞^[90-91]、养殖场或市场直接购买等^[92]。直接购买是一种成本效益较高的采样方式，但要作为环境污染指标，应确定生物样本的采集地点或拖网

位置等信息。生物微塑料研究中采用的样本种类有鱼类、贝类、海胆、棘皮类、海豚、鲸鱼、海龟、各种海鸟等。主要研究对象集中在呼吸系统^[33]和消化系统^[40, 91], 包括胃容物、肠容物和消化腺等, 或贝类软组织, 也有部分研究者对整个生物有机体进行解剖分析。在现有研究中, 由于物种选择不同, 检测方法也不同, 不同文献报道的生物体中微塑料最小检测尺寸存在显著差异, 最小尺寸从 0.027 mm 至 2.2 mm 不等, 具体包括 0.027 mm、0.1 mm、0.2 mm、0.3 mm、0.45 mm、0.77 mm、1 mm 和 2.2 mm 等, 这也导致了调查数据不可比。

3.4 本标准与国内外技术方法的联系与区别

通过对国内外相关方法文献资料的搜集、整理和研究, 本标准规范了微塑料的定义, 即采用了国内外普遍认可的以“尺寸小于 5 mm 的塑料”作为微塑料定义。对于微塑料尺寸的下限, 受制于样品的采样和分析方法。由于目前国际上并无微塑料统一化的监测技术方法, 导致微塑料尺寸下限不统一, 很多调查数据不可比。随着技术发展, 微塑料的可检测尺寸下限可能越来越小, 本标准作为监测技术规范, 综合参考了 NOAA (2013)、GESAMP (2019)、ISO 5667-27:2025 相关指导, 同时结合标准编制组多年工作经验, 推荐将表层海水中微塑料的尺寸下限规定为 0.33 mm, 海滩沉积物、海底沉积物和海洋生物体微塑料的监测尺寸下限根据分析方法确定。

对于表层海水样品的采集国际上还没有形成统一的标准方法, 但目前国内外统一认为通过网采的方式采集的微塑料数据更具代表性和可比性。本标准表层海水微塑料样品的采集是通过海上现场试验, 不断优化采样步骤, 最终确定表层海水微塑料样品的采样程序, 并给出了详细的采样条件, 如采样时的船速、采样时间、采样量、质量控制等技术要求, 相比于 DB21/T 2751-2017、DB37/T 4323-2021、T/LNEMA002-2023 等标准增加了具体操作步骤并进行了规范化, 更具有操作性, 采用与 DB37/T 4323-2021、T/LNEMA002-2023 相同的分析方法 (包括尺寸下限) 获得的微塑料数据可比。海滩沉积物和海底沉积物采样参考了 UNESCO IOC/WESTPAC (2018)、MSFD 技术小组 (2023)、NOAA (2013、2015) 等国际组织提供的相关技术方法内容, 并与 DB37/T 4684-2023、DB37/T 4323-2021 沉积物微塑料样品采集方法、采样深度及采样量等相协调, 本标准规范了海滩沉积物和海底沉积物监测点位布设、采样方法、采样深度及采样量等技术要求。结合文献调研和国内研究情况, 海洋生物样品的种类选择同时按照《海洋监测规范 第 3 部分: 样品采集、贮存与运输》(GB 17378.3-2007)、《近岸海域环境监测技术规范 第五部分 近岸海域生物质量监测》(HJ 442.5-2020) 相关内容执行; 采样方法按 GB 17378.3-2007 相关要求执行。

此外, 陆地上的微塑料采样与分析技术通常来自海洋微塑料的研究成果, 或根据陆地上的不同环境特点对海洋中的方法进行适应性改进^[68]。因此, 本方法在某些特定研究或监测目的情况下可以适用于内陆的微塑料监测与调查, 但由于内陆环境影响因素不同于海洋环境, 微塑料赋存可能远高于海水样品, 水体中的有机物也可能相对丰富, 为避免网衣在采样过程中过早堵塞, 地表水的微塑料采样可能需要对海洋采用的方法 (采样器大小) 和采样量做出适度调整, 以缩短采样时间, 减少采样量。

综上所述, 本标准在技术方法上与国内外常用技术方法相衔接, 并对其中的操作细节进行了优化和规范化, 数据结果可以与国内外调查数据进行对比。

4 标准制订的基本原则和技术路线

4.1 标准制订的基本原则

本标准制订过程中遵循以下原则。

- (1) 符合性：符合国家和行业有关方针、政策、法律、法规。
- (2) 适用性：本标准规范了微塑料的定义；针对表层海水、海滩沉积物、海底沉积物和海洋生物微塑料样品的特点，建立的微塑料现场采样技术，设备及操作过程均具有普遍适用性，易于推广，可满足我国海洋微塑料监测工作。
- (3) 目的性：本标准以掌握海洋微塑料污染状况为目的，从微塑料监测计划设计、样品现场采集、质量保证和质量控制等方面，系统地规范了海洋微塑料监测方法。
- (4) 协调性：本标准与国内相关的国家和行业标准协调一致，与主要国际组织和国家推荐使用的技术方法具有可比性。

4.2 标准制订的技术路线

本标准技术路线如图 6 所示。标准编制组收集和整理了国内外海洋微塑料污染现状研究采用的监测技术方法，包括表层海水、海滩沉积物、海底沉积物和海洋生物体等不同介质中微塑料样品的采集，在此基础上确定了标准的主要框架。通过现场和实验室试验验证，确定了表层海水、海滩沉积物、海底沉积物和海洋生物体微塑料监测的点位布设、样品采集、样品保存、运输与交接、监测指标与分析方法、质量保证与质量控制等技术内容。

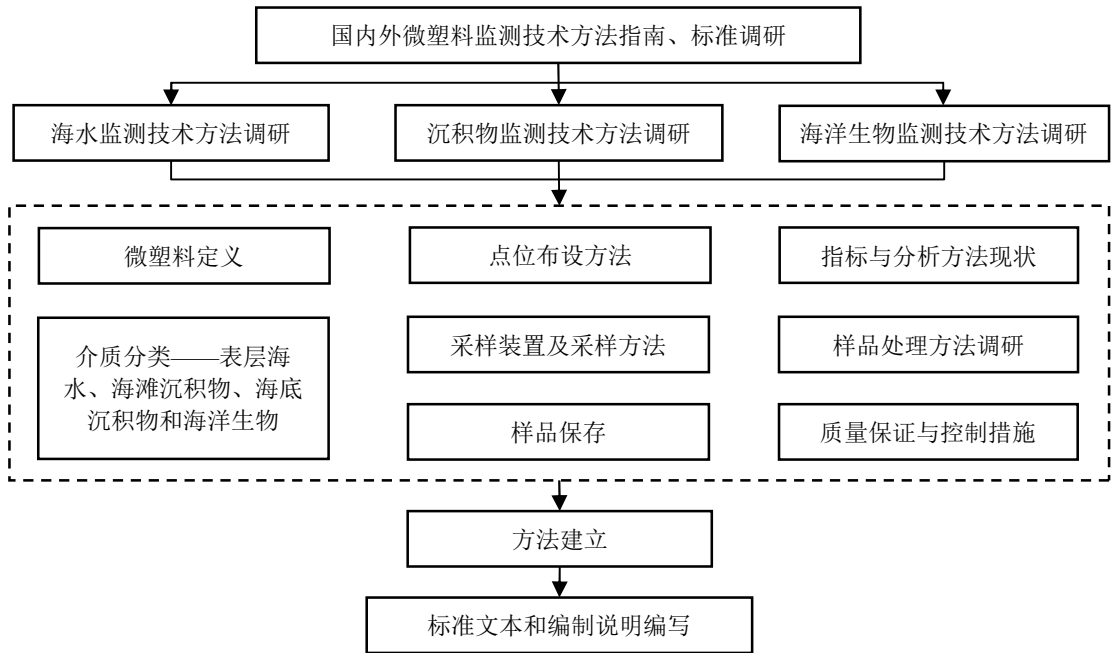


图6 标准制订技术路线图

5 标准主要技术内容

5.1 研究目标

微塑料污染是近年来国际社会广泛关注的热点环境问题。近年来微塑料研究得到快速发展,但由于缺乏标准化监测与分析技术方法,导致海洋环境中微塑料丰度、成分的可靠数据匮乏,不同研究间的结果不可比,甚至不确定。

本标准旨在测定表层海水、海滩沉积物、海底沉积物、海洋生物体中微塑料的数量、尺寸、形态和聚合物类型等指标。本标准在制订过程中,以国际上经常采用的技术方法为参考前提,以现场试验为基础,建立了可以与国际通用方法相接轨的标准化微塑料监测分析方法。研究的主要目的在于建立既能满足当前环境保护工作的需要,满足普遍适用性要求,又能与不同国家地区的调查数据相对比的标准监测技术方法。

5.2 适用范围

本标准规定了海洋环境中微塑料监测的点位布设、样品采集、样品保存、运输与交接、监测指标与分析方法、质量保证与质量控制、数据与报告等技术内容。

本标准适用于表层海水、海滩沉积物、海底沉积物、海洋生物体微塑料的监测。

5.3 术语和定义

5.3.1 微塑料

(1) 微塑料的定义

尺寸小于 5 mm 的塑料。

参考多数国家、地区和国际组织推荐的定义,如 NOAA、欧盟、UNESCO IOC/WESTPAC、GESAMP 等均推荐使用该定义,且被广大研究学者所接受。

该尺寸定义源于美国国家海洋和大气管理局(NOAA)主办会议上专家提出的一个工作定义,提出了微塑料的尺寸上限,因为有证据表明 5 mm 的颗粒很容易被生物摄入,人们担心这些颗粒会带来不同的风险。欧盟随后在其海洋战略框架指令(MSFD)中采用了 5 mm 作为微塑料尺寸的上限。在大多数研究中,微塑料的尺寸下限通常受到方法学限制。

(2) 表层海水中的微塑料尺寸下限

对于海水中的微塑料尺寸下限,90%的文献研究中采用的网衣孔径尺寸为 0.3 mm~0.35 mm^[83],小于网孔尺寸的微塑料采集代表性不足。不同国家和国际组织推荐的表层海水微塑料尺寸下限详见表 6。NOAA(2013)最早推荐应用 0.33 mm 作为表层海水微塑料监测尺寸的下限,0.33 mm 也是标准编制组最初研究和监测使用的微塑料尺寸下限。

表6 不同国家和国际组织推荐的微塑料监测尺寸下限

机构	文件名称	英文名称	定义	微塑料尺寸下限
NOAA	海洋垃圾监测与评估: 关于监测海洋环境中垃圾趋势的建议, 2013	Marine Debris Monitoring and Assessment: Recommendations for Monitoring Debris Trends in the Marine Environment	尺寸小于 5 mm 的塑料颗粒。	网衣孔径为 0.33 mm。
UNESCO IOC/ WESTPAC	海滩沉积物微塑料采样和分析指南, 2018	Guidelines for Sampling and Analysis of Microplastics in Beach Sediment	尺寸小于 5 mm 的塑料颗粒。	0.02 mm 或 0.3 mm 取决于研究目的。
GESAMP	海洋塑料监测评价指南, 2019	Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter and Microplastics in the Ocean	建议将直径小于 5 mm 作为用于监测目的的微塑料颗粒的尺寸边界上限的“通用定义”。	网衣孔径尺寸通常为 0.2 mm ~ 0.33 mm。
日本环境省	海面漂浮微塑料统一化监测方法指南, 2023 (1.2 版本)	Guidelines for Harmonizing Ocean Surface Microplastic Monitoring Methods	尺寸小于 5 mm 的塑料颗粒。	推荐网衣孔径 0.3 mm。
MSFD	欧洲海域海洋垃圾监测指南, 2023	Guidance on the Monitoring of Marine Litter in European Seas	5 mm 为微塑料的最大尺寸界限。	海水中推荐为 0.3 mm; 沉积物和生物(鱼)中推荐为 0.10 mm; 贝类推荐 0.05 mm。
ISO	环境中微塑料的分析原则, ISO 24187:2023	Principles for the analysis of microplastics present in the environment	微塑料: 尺寸在 1 μm ~1 mm 之间任何不溶于水的固体塑料颗粒; 大尺寸微塑料: 尺寸在 1 mm~5 mm 之间任何不溶于水的固体塑料颗粒。	建议使用表 7 中的微塑料尺寸分级, 以便可以根据尺寸等级评估结果并用于不同研究的比较。
	水中微塑料采样指南, ISO 5667-27:2025	Water quality-Sampling Part 27 Guidance on sampling for microplastics in water	最大尺寸在 1 μm ~5 mm 之间的不溶于水的固体塑料或合成聚合物颗粒。	网衣孔径常见 0.33 mm。

DB37/T 4323-2021 中规定以 0.33 mm 作为海水中微塑料的尺寸下限。对于一般监测目的的需求, 参考目前国际上通用的微塑料监测尺寸下限, 采用 0.33 mm 作为表层海水中微塑料的监测尺寸下限, 获得的数据可以与国内外数据进行对比。若监测任务有特殊需求的,

根据不同分析方法所测定的微塑料尺寸下限可能不同，因此本标准对海水中采集的微塑料尺寸下限不作规定。

(3) 沉积物和海洋生物体微塑料尺寸下限

对于沉积物和海洋生物体内的微塑料尺寸，MSFD技术小组（2023）推荐0.10 mm作为沉积物微塑料监测尺寸的下限，推荐0.10 mm作为鱼类微塑料监测尺寸的下限，推荐0.05 mm作为贝类微塑料监测尺寸的下限（表6）。ISO 24187:2023将微塑料定义为最大尺寸在1 μm～5 mm之间的不溶于水的固体塑料颗粒，并对所有过滤网孔尺寸要求“建议使用表7中所示的颗粒尺寸分级，以便可以根据尺寸分级评估结果用于不同研究之间的比较”。此外，ISO 24187:2023还提出依据项目目标 and 需求选择定量或定性的检测方法。因为不同的检测方法（如光谱法、热分析法、化学方法等）在识别聚合物类型、添加剂、分子量、颗粒表面形态、尺寸和形状等定性指标，以及数量、质量分数等定量指标上存在差异。

因此，应先确定监测目标，如丰度监测、尺寸分布、不同类型微塑料丰度、微塑料数量、形状分析等，微塑料的不同特性可用来支撑毒理学研究，或是评估微塑料与环境的相互作用及其来源，再考虑检测技术适用性，确保检测技术适用于待调查微塑料的尺寸范围。因此微塑料的监测尺寸下限需要根据项目目标 and 需求给出不同的要求。

表7 ISO 24187:2023推荐的微塑料尺寸分级

分级（μm）	微塑料						大型微塑料
尺寸分级	1～5	5～10	10～50	50～100	100～500	500～1000	1000～5000
平均尺寸	3	7.5	30	75	300	750	3000

综上所述，考虑到目前国际上沉积物和海洋生物体微塑料的监测现状和现有技术的成熟度，本标准不对海滩沉积物、海底沉积物和海洋生物体微塑料的监测尺寸下限做出要求，具体的微塑料尺寸下限根据分析方法确定。

5.3.2 微塑料丰度和微塑料质量浓度

GESAMP（2019）指出，海洋垃圾丰度估计值可表示为每单位距离（m、km）、每单位面积（m²、km²）、每单位体积（L、m³）中的数量或质量（g 或 kg），这取决于环境介质和采样方法。选择数量或质量的理由取决于要解决的政策问题以及生成可重复和可靠数据的实际情况。理想情况下，建议两种单位同时使用。并推荐沉积物中的微塑料丰度以沉积物干重（kg⁻¹）的微塑料数量进行表示。

日本环境省（2023）指出，海洋表面的微塑料丰度以每单位水体积或单位表面积微塑料数量或质量来进行报告，但推荐每单位面积微塑料丰度需要与采样深度一起报出，便于单位面积与单位体积水中的微塑料丰度进行比较。

在国内外文献中，微塑料丰度（microplastic abundance）通常指单位环境介质中微塑料的颗粒数量。这一概念在环境科学领域已形成广泛共识。DB21/T 2751-2017 将微塑料丰度定义为颗粒数量“单位海水体积中含有微塑料的数量，本标准中以每升海水中微塑料个数与每立方米海水中微塑料个数表征”，总站土壤微塑料监测对土壤微塑料丰度的定义为“单位土壤（干重）中含有微塑料的数量，个/kg”。而质量浓度（microplastic mass concentration）

在特定情况下会作为补充参数。

综上所述，为避免概念混淆，同时参考 DB21/T 2751-2017 和总站土壤微塑料监测中对微塑料丰度的定义，本标准将微塑料丰度定义为单位体积或单位质量的环境介质中微塑料的数量，一般以每立方米海水和每千克沉积物（干重）中微塑料的数量表示，海洋生物体中一般以个体或每克生物体中微塑料的数量表示（若分析方法中有要求则按分析方法规定执行）；将微塑料质量浓度定义为单位体积或单位质量的环境介质中微塑料的质量，一般以每立方米海水和每千克沉积物（干重）中微塑料的毫克数表示，海洋生物体中一般以个体或每克生物体中微塑料的毫克数表示（若分析方法中有要求则按分析方法规定执行）。

5.3.3 监测断面

NOAA（2013）要求开展海洋垃圾监测需要完成足够的采样以揭示海洋垃圾密度的异质性。为了提高对漂浮垃圾密度估算的可信度，需要在该监测区域内平衡采样点位的空间分布及点位数量。建议在确定监测区域后，至少在平行于海岸线的 2 海里和垂直于海岸线 1 海里范围内随机选取 3 个点位开展监测。

UNESCO IOC/WESTPAC（2018）要求在每个海滩，选择 3 个 100 m 的参考线，即在低潮线、高潮线和后滨线（靠近天然或人工屏障处）3 条参考线上，分别取 100 m 的采样区间，在这 100 m 区间内的参考线上布设采样框（采样点位），如图 2 所示。

COBSEA & CSIRO（2022）在海洋垃圾监测方法操作手册中描述，为了全面了解特定区域的垃圾数量和分布，每个地点至少完成 3 条样带（最多 6 条）。在每个海滩要求布设 3~6 个横断面，横断面宽 2 m，从海岸线的水边延伸到连续植被或海堤或其他障碍物，横断面间隔至少为 50 m；海面样品采集，要求在近岸区域布设 3 条样带，每条样带上布 9 个点（河口区）。

MSFD 技术小组（2023）建议开展海滩垃圾监测的海滩长度应至少为 100 m，即拥有至少 1 个采样单元。海滩沉积物样品的采样单元（平行于海岸线的断面）应沿海岸线分布，采样范围可以拓展到潮上带。建议每个断面至少采集 5 个重复样品，采样点间隔至少 5 m。MSFD 技术小组（2023）在对海底垃圾目视观测中建议，应在每个区域确定 3 个调查点，最好彼此相距不小于 500 m。应在每个调查点确定 3 个采样单元（长 200 m，间距不小于 50 m）。

综合上述技术指南中对监测区域、采样点位等相关布设要求的描述，在需要开展监测的区域内应划分一定数量的采样单元，采样单元内布设一定数量的监测点位，以揭示该监测区域的微塑料污染特征。据此，标准编制组将在监测区域内布设的这种以监测点位形成的线状或面状的采样单位定义为监测断面，即为掌握监测区域或特定环境介质微塑料的污染特征，沿特定方向或路径设置的若干监测点位所形成的线或面。

5.4 点位布设

5.4.1 布设原则

MSFD 技术小组（2023）对监测点位的描述如下“监测计划中的点位应具有一致性、连贯性和可比性。鉴于海洋垃圾和微塑料分布的高度异质性，点位的选择标准可能对结果可靠性产生至关重要的影响。海洋微塑料监测应根据潜在垃圾和微塑料来源的远近程度等因素来

考虑点位布设，如河流垃圾输入、径流量、沉积物沉积率等。点位布设应体现监测区域内微塑料的分布，并应在可能的情况下整合点位，以监测海洋环境质量状况、环境目标的实现情况和开展措施的有效性为考虑前提。对于漂浮的海洋微塑料，建议考虑近岸和近海。点位的最终数量取决于点位和监测区域的异质性。点位位置应基于监测计划中的数据需求，可以根据监测目的确定，并考虑与已有的水质点位进行整合，不仅可以节约成本，还能够使用现有的水文特征数据。”

ISO 24187:2023 在对水体采样的一般情况中描述“原则上，ISO 5667 系列标准中规定了水样的采集，包括淡水（例如湖泊、河流和地下水）和海水的采样。虽然这些标准并非专门针对微塑料采样制定，但可以提供很好的借鉴，在应用于微塑料采样时应详查其与当前任务的适用性，并在适当的情况下进行必要的调整”。

ISO 5667-27:2025 中要求“选择的点位应能够代表更广泛的环境或所监测的区域。在确定微塑料排放源时，采样点应与排放源的位置相适应。通常需要考虑一些实际因素，例如采样点的可达性、放置采样设备的合适位置或保护采样设备免遭破坏或盗窃”。

综上所述，结合微塑料的特殊性，本标准规定了微塑料点位布设的总体布设原则。

- 整体布局上能反映监测海域或区域的环境质量状况和微塑料分布特征。
- 监测点位的选择需要综合考虑微塑料的潜在来源（潜在来源包括河口、排污口、垃圾聚集区、海上养殖区等）分布、水文动力特征（海流与水体运动、潮汐等）、气象条件（季风驱动表层流促进近岸微塑料扩散；暴雨径流携带陆源微塑料短时集中输入海洋）等因素，以助于了解微塑料污染的时空分布和变化规律。
- 尽量考虑点位在地理分布上的均匀性，并尽量避开特征区划（如生态类型、污染分布、水文特征等）的系统边界，使得采集的样品更具区域代表性。
- 监测点位位置确定后原则上应保持不变，如确需变更，应保证变更后的点位仍能反映原监测区域的环境质量状况和微塑料分布特征。
- 海水点位、沉积物点位和海洋生物点位布设优先考虑与其他海洋生态环境监测任务同步开展。可在海洋生态环境质量监测点位基础上，根据实际管理需求选取点位。通过与国家网点位布设相结合开展微塑料监测，不仅可以直接采用相关水文特征数据，而且还经济适用。
- 监测点位的位置和数量应根据监测目的、区域经济水平、技术水平和实际采样条件等确定。

5.4.2 布设方法

国际上目前对海洋环境中微塑料监测布点没有具体要求和规范性方法，但建议应结合具体目的、地理位置、经济等因素综合考虑。

（1）近岸海域

标准编制组根据近岸海域、河口海湾近年来的微塑料监测数据，结合海洋生态环境质量监测点位布设，对近岸海域表层海水的微塑料点位布设进行了优化和规范。

以天津市生态环境监测中心渤海湾微塑料监测数据为例（图 7，不同监测时间）。表层海水微塑料点位 16 个，经 Spearman 相关系数分析得出相邻两行两列数据的相关性（表 8

和表 9)。图 7 a) 的第 2 行与第 3 行具有相关性, 说明在此距离范围内可优化为一组数据 (这两行点位相距 10 km~25 km)。第 1 行距第 4 行 32 km~60 km, 4 行数据可优化为 3 行, 点位间距**优化为 16 km~30 km**。图 7 a) 的第 1 列与第 2 列具有一定相关性 (表 8), 说明在此距离范围内可优化为一组数据 (这两列点位相距 5 km~13 km)。第 1 列距第 4 列 22 km~35 km, 4 列数据可优化为 3 列, 点位间距**优化为 11 km~18 km**。优化前 16 个点位的微塑料丰度为 0.136 ± 0.021 个/ m^3 ; 优化后为 9 个点, 微塑料丰度为 0.141 ± 0.024 个/ m^3 , 相对偏差为 3.7%。

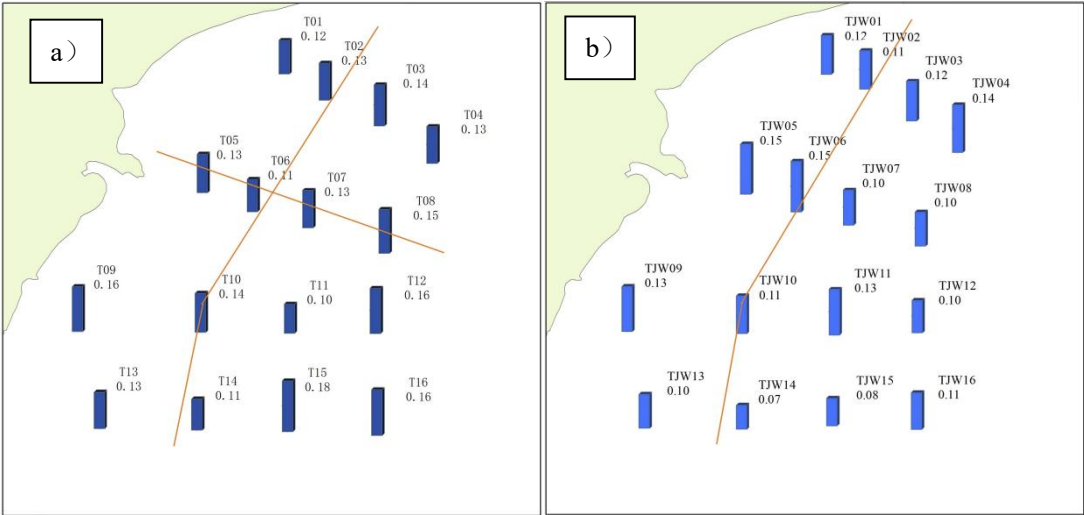


图 7 同海域不同时间表层海水微塑料分布情况 (单位: 个/ m^3)

表 8 图 7 a) Spearman 相关系数

图 a	行 1	行 2	行 3	行 4
行 1	1			
行 2	-0.6	1		
行 3	-0.8	0.8	1	
行 4	0.4	0.4	-0.2	1
图 a	列 1	列 2	列 3	列 4
列 1	1			
列 2	0.4	1		
列 3	-0.8	-0.8	1	
列 4	0.4	-0.4	0.2	1

表 9 图 7 b) Spearman 相关系数

图 b	行 1	行 2	行 3	行 4
行 1	1			
行 2	-1	1		
行 3	0.4	-0.4	1	
行 4	-0.2	0.2	-0.8	1
图 b	列 1	列 2	列 3	列 4
列 1	1			
列 2	0.8	1		
列 3	0.4	0.2	1	
列 4	-0.6	0	-0.4	1

图7 b) 相邻两行之间数据不相关(表9), 4行数据均保留。第1行距第4行32 km~60 km, 点位间距为10 km~20 km。第1列与第2列相关性较好, 说明在此距离范围内可优化为一组数据(这两列点位相距5 km~13 km)。4列数据可优化为3列, 点位间距**优化为11 km~18 km**。优化前16个点位的微塑料丰度为 0.114 ± 0.023 个/ m^3 ; 优化后为12个点, 微塑料丰度为 0.115 ± 0.020 个/ m^3 , 相对偏差为0.9%。综上所述, 由于微塑料丰度在环境中的分布差异较大, 为避免点位间距过大降低微塑料丰度数据的准确性, 建议点位间距宜为10 km~20 km。

以河口图8 a) 为例, 第1行与第2行Spearman相关系数为-0.25, 第2行与第3行相关系数为-0.25, 3行数据均保留, 点位间距**5 km~10 km**。第1列与第2列相关性强(Spearman相关系数为1), 可优化为一组数据; 第2列与第3列不相关。第3列离岸约18 km, **优化后布设2列点位, 点位间距约为9 km**。优化前9个点位的微塑料丰度为 1.13 ± 0.52 个/ m^3 ; 优化后为6个点, 微塑料丰度为 1.19 ± 0.63 个/ m^3 , 相对偏差为5.3%。

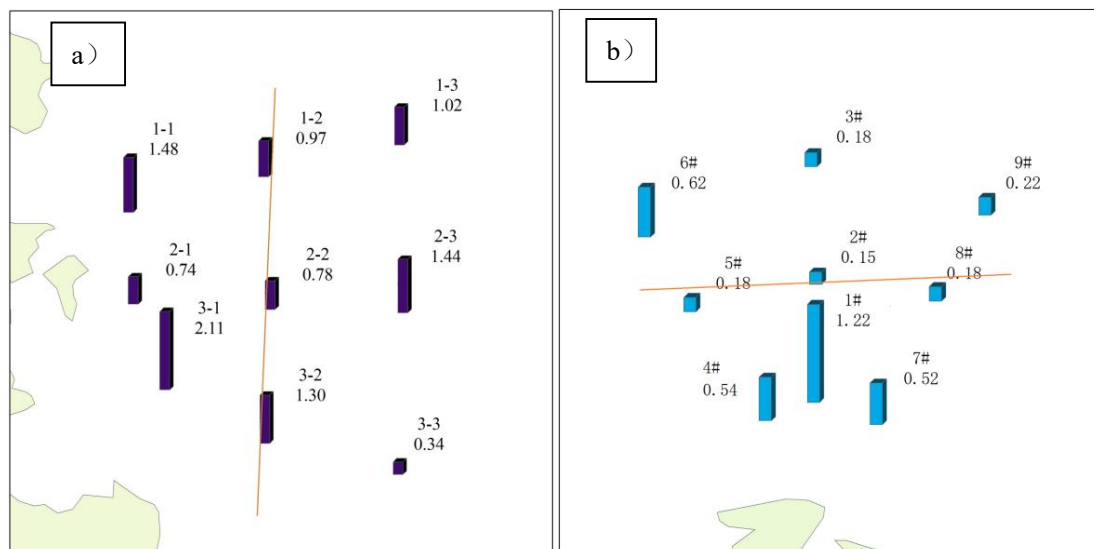


图 8 河口表层海水微塑料分布情况(单位: 个/ m^3)

河口图 8 b), 第 1 行与第 2 行 Spearman 相关系数为 0.5, 第 2 行与第 3 行相关系数为

0.5, 第1行与第3行相关系数为-0.5(不相关)。第3行离岸约10 km, 可优化为2行点位, 点位间距为5 km。第1列与第2列Spearman相关系数为0.5, 第2列与第3列相关系数为1, 第1列与第3列相关系数为0.5, 3列数据相关性较好; 第1列与第3列点位间距3 km~10 km, 可适当增加点位间距。优化前9个点位的微塑料丰度为 0.42 ± 0.35 个/ m^3 ; 优化后为6个点, 微塑料丰度为 0.55 ± 0.37 个/ m^3 , 相对偏差为31.0%。因为去掉了离岸最近的最大值, 导致相对偏差变化很大。因此, 在布点时需要同时考虑微塑料的易聚集区, 在此区域内应适量增加点位数量。

根据国控网海洋生态环境质量监测点位布设情况, 近岸海域点位间距3 km~20 km, 不同区域点位间距根据实际情况进行布设。结合上述数据分析结果, 可以根据实际管理需求在海洋生态环境质量监测点位基础上选取微塑料监测点位。本标准参考HJ 730-2014对近岸海域环境质量的布设要求, 根据岸线长度确定点位位置及数量, 同时考虑点位的覆盖性, 本标准要求一般情况下, 近岸海域微塑料监测断面应与海岸线垂直设置, 每隔20 km布设1个监测断面, 也可根据实际情况适当调整断面间隔, 每个断面至少布设3个点位。另外, 微塑料的分布与人类活动密切相关, 通常在人口密集区、重要港口、工业园区、海上养殖区等区域聚集。HJ 730-2014对上述区域的点位布设方法与自然岸线的布点方法进行了区分, 但由于微塑料的特殊性质在海水环境中以非匀质状态存在, 其赋存情况与水文动力特征等因素密切相关, 即使是自然岸线海域也可能存在微塑料聚集的情况, 因此本标准对滨海城镇、人口密集区、自然岸线等海域不作区分, 但要求重要河口海湾、港口码头、海水养殖区等区域可适当增加监测点位数量。

参考《海洋调查规范 第4部分 海水化学要素调查》(GB/T 12763.4-2007)点位布设内容“沿岸与近海区也可采用沿流系轴向和穿越流系、水团方向布站。穿越流系、水团断面, 应与陆岸垂直, 或是近似发散型”, 同时结合实际操作经验, 对入海河口区的微塑料监测点位布设进行要求。本标准要求入海河口区的监测断面应沿径流扩散方向布设。同时考虑到入海河口区形态多样, 大小悬殊, 如喇叭形(如钱塘江口)、三角洲型(如长江口)、潟湖型(如黄河口部分区域)等, 特殊的地理位置和地形特征易造成不同位置的微塑料聚集或分散, 因此应根据地形特征布设至少1个监测断面, 每个断面布设3个点位, 点位间最大距离不超过20 km, 以此来评估整个监测区域的微塑料丰度情况及分布特征。

(2) 近海海域

通过对北部湾表层海水微塑料数据进行分析(图9), 8个近岸点位微塑料丰度为 0.78 ± 1.20 个/ m^3 , 近海4个点位微塑料丰度为 0.10 ± 0.07 个/ m^3 , 可以看出, 近岸海域微塑料赋存情况差异及变化都很大, 而近海海域的微塑料丰度值相对偏低且变化不大。因此对于近海海域的点位布设, 点位间距可以适当增加。北部湾近海海域点位间距为45 km~76 km。国控网海洋生态环境质量监测点位间距一般在30 km~50 km, 部分点位相距约100 km。同时结合标准编制组在近海海域历年开展的微塑料监测点位布设情况, 将监测断面上的点位间距规定为50 km。

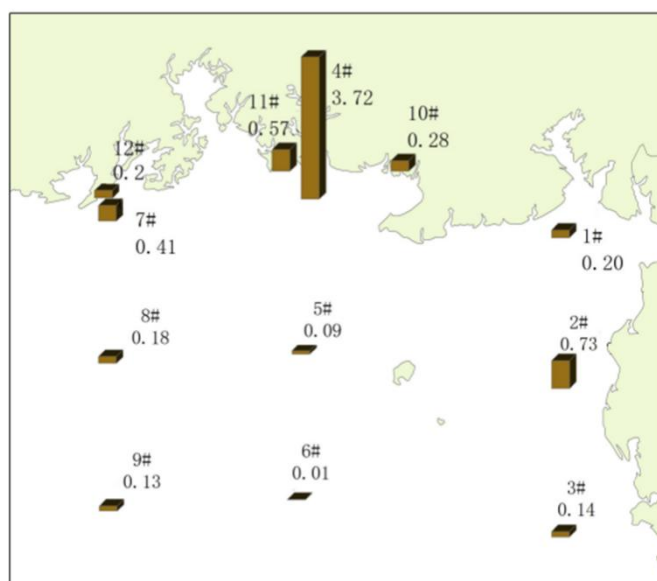


图9 北部湾表层海水微塑料分布情况（单位：个/m³）

综上所述，为能反映监测海域或区域的环境质量状况和微塑料分布特征，考虑点位的覆盖性，本标准要求近海海域的微塑料监测断面应与海岸线垂直设置，一般情况下每隔 50 km~100 km 布设 1 个监测断面，也可根据实际情况适当调整断面间隔。断面上的监测点位均匀布设，间距一般为 50 km，可以根据实际监测要求适当增加或减少点位数量，以便了解微塑料在近海海域的赋存及分布变化情况。

(3) 海滩

目前国际上可参考的海滩微塑料监测布点方法有 NOAA（2013）、UNESCO IOC/WESTPAC（2018）和 MSFD 技术小组（2023）发布的监测技术指南，方法却不尽相同。

GESAMP（2019）总结了沙滩、岩石海岸（包括鹅卵石和巨石海滩）以及红树林和盐沼三种主要海岸线类型不同尺寸垃圾类别的采样方案。对于微塑料基线调查，沙滩、红树林和盐沼都可开展；对于常规监测则推荐沙滩。因此，为掌握不同类型海滩沉积物微塑料的赋存和分布情况，针对不同的监测目的可以选择沙石海滩、淤泥质海滩等开展微塑料监测，本标准不作特殊要求。

1) 确定监测断面

国内监测标准中关于海滩监测断面布设情况。GB/T 12763.6-2007 对潮间带生物调查的要求是不少于 3 个监测断面。HJ 730-2014 中潮间带环境质量监测点位布设的要求是设置至少 1 个监测断面。T/CAOE 21.7-2020 在潮间带沉积物质量调查对监测断面的要求是“海滩长度不大于 2 km，设置不少于 1 个监测断面；海滩长度 2 km~5 km，设置不少于 2 个监测断面；海滩长度大于 5 km，设置不少于 3 个监测断面”。DB37/T 4684-2023 要求“长度<2 km 的区域设置 2 个监测断面，长度>2 km 且≤5 km 的区域设置 4 个监测断面，长度>5 km 的岸滩设置 4 个~8 个监测断面”“监测断面应垂直于海岸线布设”“每个监测断面在潮上带和潮间带的高潮区、中潮区、低潮区各随机布设 1 个采样站位”。因为微塑料的分布存在高度异质性，监测断面（点位）的布设数量可能对结果产生重要影响。

国际上，奥巴委起草的《OSPAR 海域海滩垃圾监测指南》（2010）^[93]对海洋垃圾断面

布设的要求是，100 m 断面可用于识别所有类型的海洋垃圾（含微塑料）；在有多个监测断面的情况下，相邻断面间隔至少 50 m。NOAA（2013）对监测区域要求，布设的断面长度不低于 100 m。UNESCO IOC/WESTPAC（2018）也要求监测断面的长度不小于 100 m。COBSEA & CSIRO（2022）^[94]在对海滩垃圾监测要求中建议，每个海滩布设 3 个~6 个断面（断面长度 2 m，最多 6 个断面）。MSFD 技术小组（2023）建议开展海洋垃圾监测的海滩长度应至少为 100 m，即拥有至少 1 个监测断面；海滩沉积物采样区域应沿海岸线并平行于海岸线进行分布。

参考 OSPAR（2010）、NOAA（2013）、UNESCO IOC/WESTPAC（2018）和 MSFD 技术小组（2023）要求，监测断面长度设为 100 m，并应垂直于海岸线进行布设。受陆源、海源、地形、位置等不同因素影响，不同采样位置的微塑料赋存情况可能差异很大。因此可以在一个海滩布设多个监测断面、多个不同位置的点位以评估整个海滩的微塑料赋存情况。参考国内标准 T/CAOE 21.7-2020 和 DB37/T 4684-2023 中要求，监测断面数量应取决于海滩长度。同时结合国内海滩的类型多样、形态各异、大小悬殊，本标准规定每个海滩至少设置 1 个断面（即同时布设 3 组垂直于海岸线的点位），这与 DB37/T 4684-2023 中要求的至少布设 2 个断面（每个断面垂直于海岸线布设 1 组点位）的布设方法具有一定的协调性，点位数量上更具代表性。同时根据海岸线长度差异实施分级监测要求：对于长度大于 5 km 或受塑料污染影响严重的海滩，可视情况适当增加监测断面数量。

2) 确定监测断面间距

OSPAR（2010）要求，在有多个监测断面的情况下，相邻断面间隔至少 50 m。

COBSEA & CSIRO（2022）建议监测断面间隔至少为 50 m。

参考上述技术指南中的要求，本标准规定海滩的监测断面间隔至少为 50 m。

3) 确定监测点位位置

由于海浪的向岸进流速度通常大于离岸回流速度，导致底部泥沙向岸搬运，并在海岸线上堆积，同时还伴随着微塑料的搁浅和沉积。因此，在海滩的不同位置 and 不同深度采样代表不同的微塑料分布和丰度信息。

NOAA（2013）利用样带随机数字表在 100 m 断面内随机选取 4 条长度为 5 m 的样带。样带宽度为水体的边缘到海岸线后侧的第一道屏障的垂直距离。使用随机数字表在 5 m 长的样带内确定微塑料的采样点（图 10）。随机数表上数字的位置决定了点位位置。例如，选择随机数 7，则样方的位置位于漂浮带（高潮线）上。由于海岸线上中小块碎片分布非常不均匀，随机放置样方可能并不总是首选方法。如果以非随机方式收集样本，可能会选择在碎片丰度高的漂浮带（高潮线）上取样，这样将无法在更大的空间尺度上推断结果。

微塑料随机数字表					
	1	2	3	4	5
1	6	2	14	17	19
2	8	10	13	5	9
3	16	18	15	4	7
4	1	3	20	12	11

←————— 5 m —————→

注：每列代表 1 m 的样带宽度。横排表示海岸线不同区域。

白色：漂浮带以上的区域（更靠近第一道屏障）；

浅灰色：漂浮带上；

深灰色：漂浮带以下的区域（接近水体）。

图10 海滩点位布设随机数字表

UNESCO IOC/WESTPAC（2018）关于海滩沉积物微塑料监测点位的布设方法为“在后滨线（植被或人工构筑物前）、高潮线和低潮线处布设点位，以评估整个海滩的微塑料污染水平”。

MSFD 技术小组（2023）建议海滩垃圾监测应从水边覆盖到海滩后面的整个区域（可以到沙丘底部、悬崖、植被线或人工构筑物）；海滩沉积物采样区域应沿海岸线分布，采样范围可以拓展至潮上带（平行于海岸线的断面），建议从每个断面采集至少 5 个重复样本，采样点之间应至少相隔 5 m。

DB37/T 4684-2023 中的点位布设方法为“每个监测断面在潮上带和潮间带的高潮区、中潮区、低潮区各随机布设 1 个采样站位。如潮上带特征不明显可不设潮上带采样站位”。

微塑料的重要来源之一是大块塑料垃圾的老化破碎形成，因此受陆源影响的潮上带应是微塑料监测的重点区域之一。虽然海滩微塑料研究中很少涉及海岸沙丘和后滨，但包括这些区域的研究表明此处确实存在大量塑料。为体现海滩整体的微塑料赋存状态，应开展潮上带区域的微塑料监测。同时，微塑料又受海水的来源和分布影响，微塑料在海滩上沉积，并随潮汐再次分布。一般来说，低潮线上的微塑料代表最近搁浅，而高潮线和潮上带区域的微塑料代表长时间累积的结果。GESAMP（2019）也提出，理想情况下，点位应覆盖整个海滩。

综上所述，结合微塑料在海滩的分布特征，为评估整个海滩微塑料的污染水平，本标准参考了 UNESCO IOC/WESTPAC（2018）对微塑料点位的布设方法，建议微塑料的监测点位应布设在水体的边缘到海岸线后侧的第一道屏障范围内的区域，即分别在低潮线、高潮线和靠近天然或人工屏障处进行点位布设。

4) 确定点位数量

对于点位数量，UNESCO IOC/WESTPAC（2018）要求在 100 m 长的监测断面内均匀布设 12 个点位，每条位置线（后滨线、高潮线和低潮线）各 4 个点位；MSFD 技术小组（2023）建议每个监测断面采集至少 5 个重复样本（点位），点位之间应至少间隔 5 m，但没有对点位位置进行描述。每条位置线所受影响因素不同，微塑料赋存情况也不同，应在每条位置线上设置一定数量的点位以体现该区域的微塑料分布特征。因此，本标准参考 UNESCO

IOC/WESTPAC（2018）和MSFD技术小组（2023）对点位数量设置的要求，规定在每个监测断面的低潮线、高潮线和靠近天然或人工屏障处，分别均匀布设3个点位，共9个点位。点位布设示意图如图11所示。

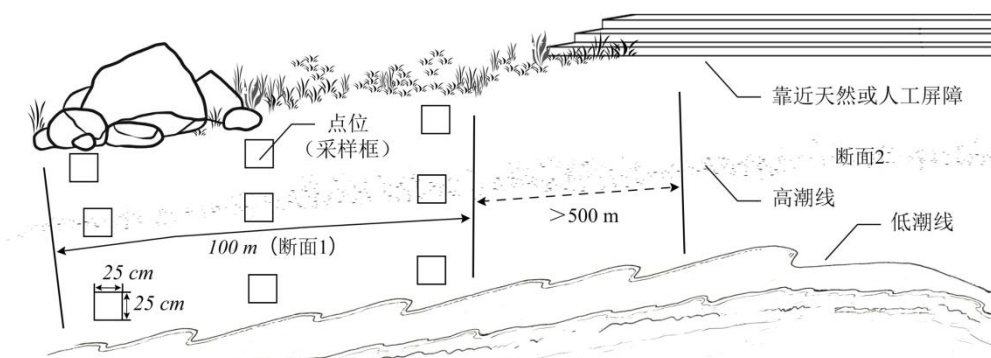


图11 海滩点位布设方法示意图

当高潮线与天然或人工屏障处间距小于5 m时，鉴于两条位置线交互不清的情况下，可只布设1条位置线的监测点位，加上低潮线的3个点位，1个断面共需布设6个点位。

5.5 样品采集

5.5.1 采样频次

5.5.1.1 采样频次确定原则

MSFD技术小组（2023）对于监测频率和时间的建议是根据采样方法、微塑料丰度变化和当地情况进一步确定。ISO 5667-27:2025也要求“采样频率和时间取决于调查的主要目的”。

因此本标准规定根据海洋生态环境管理需求和监测目的，结合监测区域水文气象条件对微塑料分布影响等实际情况，力求以最低的采样频次，取得最具有代表性的样品，既要满足反映环境状况的要求，又要切实可行。

5.5.1.2 采样频次与采样时间

（1）表层海水采样频次与时间

为反映微塑料长期变化趋势，每年开展1次监测，一般于7~8月开展监测。相比于化学污染物，微塑料受到塑料聚合物类型、海况等影响，在海洋中的分布并非均质。在秋冬季海况较差情况下，受风浪影响较大，表层海水中微塑料可向水下迁移，表层微塑料丰度出现下降现象。而夏季海况相对较好，夏季采集可更好代表表层海水微塑料分布结果。因此，本标准推荐夏季（7~8月）开展微塑料分布趋势监测。

天气、潮汐和河流输入也会影响海水中微塑料的丰度和组成，因此，为了调查不同环境因素对微塑料丰度和分布情况的影响，应考虑到季节变化，可以每季度开展1次监测，分别于1~2月（冬季结冰海域除外）、4~5月、7~8月和10~11月开展监测。河口区亦可按雨季和旱季采集样品，监测时间根据各区域实际情况确定，因为在此期间入海河流处于丰水期或枯水期，水流量变化最大，最能反映入海河流微塑料对近岸海域水体污染的影响程度。

（2）海滩沉积物采样频次与时间

为反映海滩沉积物微塑料的长期变化趋势，应每年开展 1 次监测。为与海水微塑料丰度结果形成对比，建议海滩沉积物微塑料监测也在 7~8 月开展。

UNESCO IOC/WESTPAC（2018）技术指南中的建议是在季风前的旱季采集样品。GESAMP（2019）建议，如果资源允许，可以进行多次重复调查（每月、每季度或每年），并将结果结合起来以提供短期波动的平均值和范围（在指定时间段内）；最好每年至少 2 次，以采集季节变化数据，如雨季和旱季。海滩因受陆地和海洋多重因素影响，为掌握海滩沉积物微塑料不同季节分布水平变化趋势，根据监测目的可按季度进行监测，采样时间一般为 1~2 月、4~5 月、7~8 月和 10~11 月。

（3）海底沉积物采样频次与时间

参照 GB 17378.3-2007 中相关内容，“由于沉积物相对稳定，受水文、气象条件变化的影响较小，污染物含量随时间变化的差异不大，采样频次与水质采样相比较少”；UNEP（2020）“湖泊沉积物中的塑料丰度随时间的变化可能比水体中的变化小很多。因此，不需要频繁的采样”“采样频率可以根据沉积率（沉积率越高，采样频率越高）或根据气象条件等（例如风暴、洪水、流域内主要土地利用变化）来进行指导”。因此本标准规定，根据监测条件和评价要求可按照每 5 年开展 1 次监测；重要河口海湾、港口码头、海水养殖区等区域因受河流、地理位置、海区功能类型等影响，可适当增加监测频次，采样时间一般为 7~8 月。

（4）海洋生物采样频次与时间

考虑到监测目的的不同、选择监测的海洋生物种类不同，成熟期也不一致，采样频次与时间应根据实际情况进行确定。《近岸海域环境监测技术规范 第五部分 近岸海域生物质量监测》（HJ 442.5-2020）中对生物质量监测的频次和时间要求是“国家确定的重要河口海湾和重点区域例行监测的生物质量监测频次为每年 1 次，其他区域可根据监测条件和评价要求按照每年 1 次或每 2 年 1 次，采样时间安排在 7~8 月或贝类成熟期。生物成熟期根据各地的具体情况确定，不同年份的采样时间应保持一致。采集甲壳类、鱼类和藻类样品根据监测目的确定采样的频次和时间，采样一般在捕捞期；养殖鱼虾类监测一般在成熟期；不同年份的采样时间应保持一致”“其他监测任务的生物质量监测项目、时间、频次等依据监测目的确定”，此规定亦可以满足我国海洋生物体内微塑料的赋存情况监测，因此本标准参照 HJ 442.5-2020 相关要求，规定海洋生物样品采样频次一般为每年 1 次。采样时间一般为 7~8 月或贝类成熟期，鱼类采样时间一般为捕捞期；不同年份的采样时间应保持一致。其他海洋生物样品可根据其生长周期等情况确定采样频次和时间。

5.5.2 采样器材

5.5.2.1 表层水体微塑料采样器

（1）确定采样方法

开放水体中微塑料的丰度相对较低，因此需要采集大量海水。选择对表层海水微塑料样品进行采集，是因为微塑料在表层海水中的赋存更高，对生态环境的影响更直观，而且表层海水更容易获取。此外，通过借鉴浮游生物采集方法，国内外使用网采的方法采集表层海水的研究成果最多，可以对累积的数据进行比较。不同采样方法的采样量不同，瞬时采样的最小采样量为 1 L~2 L，泵过滤技术最小采样量为 1000 L，网采方法的采样量通常在几百立

方米。出于可行性原因，表层海水微塑料也可以使用泵过滤技术进行收集，但网采的方法通常覆盖数千平方米的面积，这通常比收集几立方米水的泵过滤技术更具代表性。而且泵过滤技术对于海水表面微塑料的采集可能存在代表性不足的问题。因此网采方法是表层海水微塑料样品采集的最佳方法。

(2) 确定采样器

Neuston 网和 Manta 网是最常用于采集海水表面漂浮微塑料的采样器，都改自传统的浮游生物网，可以快速大量过滤海水，收集的样品通常具有可比性，可以互换使用（GESAMP，2019）。近年来在使用频率上，Manta 网的使用数量是 Neuston 网的 5 倍（图 3）^[83]。MSFD 技术小组（2023）在技术指南中也提到，经过十余年的系统性应用实践，Manta 网采样法的技术成熟度已提升至中上水平，地理适用性也高^[59]。日本环境省（2023）也推荐使用 Neuston 网、Manta 网或其他可以有效过滤大量水的采样器进行海面漂浮微塑料的采集。

表层水体微塑料采样器主要由牵引绳、金属框、网衣、网底管组成。根据浮体的不同，常见类型为 Neuston 网、Manta 网或双体船采样器等（图 12～图 14），可适用于不同的采样条件。

Neuston 网与 Manta 网体积小质量较轻，组装及采样操作便捷，抗风浪能力相对较弱，河口区与近岸海域、千吨以下船舶监测的情况下优先考虑使用 Neuston 网与 Manta 网；双体船采样器由于浮体较重、体积也大，安装及采样操作相对繁复，但抗风浪能力强，在开阔海域监测、或使用千吨以上船舶监测的情况下优先考虑使用双体船采样器。

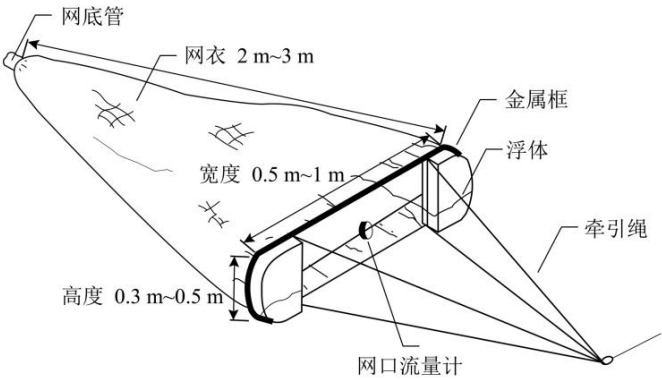


图12 表层水体微塑料采样器（Neuston网）示意图

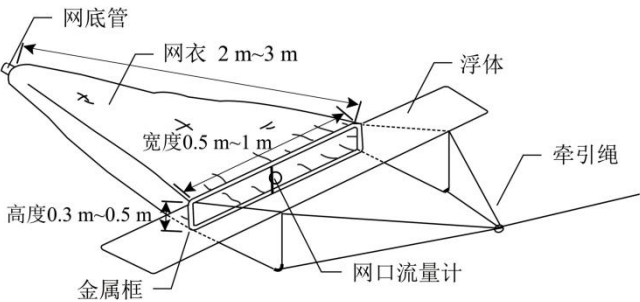


图13 表层水体微塑料采样器（Manta网）示意图

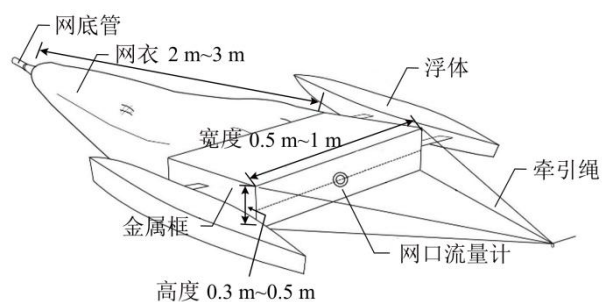


图14 表层水体微塑料采样器（双体船采样器）示意图

（3）确定采样器规格

采样口规格：采样器采样口宽度一般为 30 cm~120 cm 不等，高度 10 cm~75 cm 不等（图 15）^[83]，但常用规格为宽 0.5 m~1 m，高 0.5 m（GESAMP，2019）。

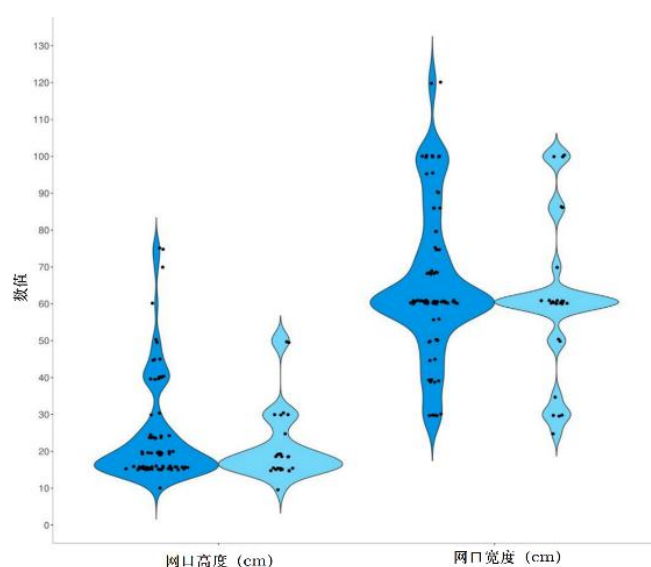


图15 不同研究表层水体微塑料采样器参数设置

网衣规格：NOAA（2013）最早推荐应用 0.33 mm 孔径的网衣，0.33 mm 也是标准编制组最初研究微塑料时参考使用的监测尺寸下限。图 16 给出了文献研究采用的网衣孔径^[83]，90%的研究中网孔尺寸为 0.3 mm~0.35 mm。0.33 mm 是常用尺寸（ISO 5667-27:2025），不同国际组织推荐的网衣孔径大小也不同（表 6）。标准编制组结合多年的微塑料监测工作经验，将表层海水中采集的微塑料尺寸下限规定为 0.33 mm，便于与不同国家和地区的海洋研究调查结果进行比较。

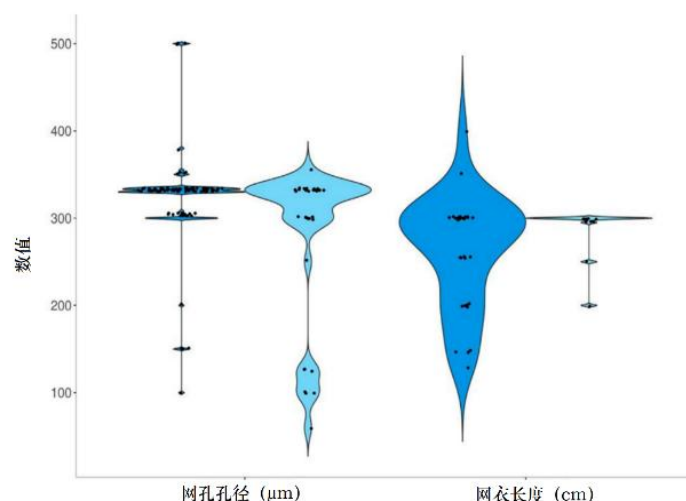


图16 不同研究表层水体微塑料采样器的网衣孔径尺寸和网衣长度分布

网衣长度以网口（采样口）尺寸而定，一般在 2 m~3 m（图 16）^[83]。网衣堵塞是采样时经常会遇到的问题之一，网衣的过滤面积与采样口面积的比值越小，堵塞越快，对于 0.3 mm 孔径网衣，推荐最小比值为 6:1^[83]，因此，本标准推荐使用长度为 2 m~3 m 的网衣。此外，圆锥形网衣的抗堵塞性最好，其次是圆筒形^[83]。根据 ISO/FDIS 5667-27:2023 要求，为避免微塑料污染，所采用设备、器具、材料等或其组成部件应为非塑料材质，或环境中较少出现的塑料材质或不属于测量范围的其他材质，因此本标准要求网衣应由蚕丝等非塑料材质或环境中较少出现的塑料材质制成，以便减少外来污染。

我国早在 2015 年就已发布了《海洋微塑料监测技术规程》（试行）。近年来国内也开展了很多微塑料监测和研究工作，不同研究中使用的采样器规格略有不同。但在保证采样量、浸没高度一定的前提下，使用不同规格采样器获取的数据通常可比。因此本标准将表层水体微塑料采样器规格定为国内外常用规格：采样口宽度一般为 0.5 m~1.0 m、高度为 0.5 m，采样口高度应有醒目刻度标识（可每 0.1 m 进行标注）用以估算浸没高度，以便计算过滤的海水体积；圆锥形网衣长度为 2 m~3 m，孔径为 0.33 mm，末端连接网底管（材质一般为不锈钢，内置滤网孔径为 0.33 mm）。

（4）网口流量计

网口流量计是一款生物网口流量计，用于测量各种浮游生物网的滤水量。表层水体微塑料采样器是由浮游生物网通过改进后用于采集海水中悬浮/漂浮的微塑料，因此也可采用网口流量计来计算流经表层水体微塑料采样器的海水量。

网口流量计用于计算采集的海水体积，受波浪和不稳定船速影响小，较基于船速和点位距离计算的海水体积更为准确。有研究表明，使用网口流量计计算的海水体积与使用全球卫星导航系统得出的结果相比可能会截然不同，丰度可能减半或加倍^[83, 92]。日本环境省（2023）在调查研究中使用全球卫星导航系统和网口流量计分别计算船只的行驶距离，两种方法获得的结果相似，没有统计学上的显著差异。但鉴于其他专家和国际上其他技术指南的推荐，因此也建议使用网口流量计，并建议应定期标定。同时也指出，如果没有网口流量计，则有必要通过其他替代方法如使用拖曳距离来估算采集的水量。

综上所述，本标准推荐使用网口流量计对海水的采样量进行计算。经调研，国内外用于测量浮游生物网过水体积的网口流量计通常具备多位计数器，转子常数也因型号的不同而异（详见表 10）；有可水平拖网使用，也有可垂直拖网使用（带逆行自动停止功能），连接方式各异（单点连接或双点连接和三点连接），或者水平与垂直两功能兼备。本标准方法是采集表层海水，需要水平拖网，虽然带逆行自动停止功能（因网衣阻塞可能导致的水流反向或设备回退导致叶轮逆转，计数器将暂停计数以确保滤水量计算，仅基于有效正向流量）的网口流量计也适用于水平拖网，但避免不同产品在硬件设计的适配性上有所不同，采购时应注意需兼容水平拖网。标准编制组通过采集表层海水 10 min~15 min，记录的网口流量计的示值差约 3000~5000，若网口流量计具备 4 位计数器，则完全可以满足海水中微塑料的采样要求。

表10 国内外不同品牌规格的网口流量计

品牌/制造商	型号	转子常数	特点
德国 HYDRO-BIOS	438 110	0.3	5 位机械计数器，专用于生物采样领域，适配浮游生物网等设备
青岛溯源环保设备有限公司	TCK-XFY	0.4	5 位机械式计数器，带逆行停止功能，水平、垂直拖网兼用
丹麦 KC Denmark	23.090	0.3	5 位显示计数器，约等于 16.2 海里，计数器可以重置为 0
欧仕科技 OSEES	MF315	0.245	6 位机械式计数器，采用聚酰胺叶轮和 POM 塑料主体，适用于拖曳式采样设备或固定监测场景
美国 General Oceanics 公司	2030R 标准型	0.2687	6 位机械式计数器，总计算距离约 14.5 海里
普力特/Purity	PF-R	0.4	7 位机械式计数器，主要用于水平拖网

此外，网口流量计使用一段时间后，转子常数会发生变化，应进行重新标定。本标准参考了《海洋监测规范 第 7 部分：近海污染生态调查和生物监测》（GB 17378.7-2007）对网口流量计的标定方法“未经检定的流量计，使用前应检定或在平静海区经现场标定后方可使用。标定方法是将流量计按实际使用时的位置，安装在不带网衣的网圈上，并按实际采样时的拖网速度从一定深度（10 m 或 30 m）垂直拖至表层，记录其转数。如此重复 5 次~10 次，取得平均值，再计算每转的流量，则为流量计标定值”，规定了本标准网口流量计的标定方法：将网口流量计安装在不带网衣的金属框上，将金属框释放到水下一定深度（10 m 或 30 m），以 0.5 m/s 左右的速度从水下垂直拖拽至水体表层，记录网口流量计的起始读数和终止读数，计算网口流量计拖拽距离与流量计起始读数和终止读数差值的比值（即转子常数）。如此反复 5 次~10 次，计算转子常数的平均值，为该网口流量计转子常数的标定值，此值至少保留 2 位有效数字。在现场情况下，相对于进行水平拖曳标定，垂直拖曳的距离受水流、海浪、海风影响更小，标定相对更准确。

（5）Neuston 网和双体船采样器采样效果对比情况

本标准编制单位国家海洋环境监测中心与日本环境省合作开展了表层海水微塑料采样现场比对工作。2020 年 10 月在东京相模湾海域开展了 Neuston 网和双体船采样器现场采样，网衣孔径为 0.33 mm，长 3 m，采样口装有网口流量计用以计算过水体积（图 17）。两种采样器分别置于船体两侧同时开展样品采集，开展采样期间现场风速 0.2 m/s~4.2 m/s，浪高 0.1 m~0.5 m，船速 3 kn。从现场操作看，Neuston 网便于操作，但是在浪高较大情况下容易随波浪摆动，影响过水体积的准确估算。双体船采样器的稳定性较好，但是体积较大，需要专业的绞车设备，不便于在小型船上操作。



图 17 Neuston网和双体船采样器的现场采样

本标准的建立是以监测监管为目的，所采用的微塑料检测方法应能够至少确定微塑料的数量及其尺寸（分布），并确定聚合物成分。标准编制组通过资料、文献调研，确定采用目前国内外通用的海洋微塑料测定方法——傅立叶变换（显微）红外光谱法，并与显微镜进行联用，可以测定微塑料的尺寸、形态、颜色、成分和数量，给出微塑料的丰度信息。采用该分析方法检测本次比对实验采集的表层海水微塑料样品，图 18 为比对采样的分析结果。尺寸范围在 1.0 mm~5.0 mm 的微塑料丰度无显著差异。尺寸小于 1.0 mm 时，与通过 Neuston 网获得的结果相比，使用双体船采样器采集的微塑料丰度略高，但在 5% 的显著性水平上无明显差异。

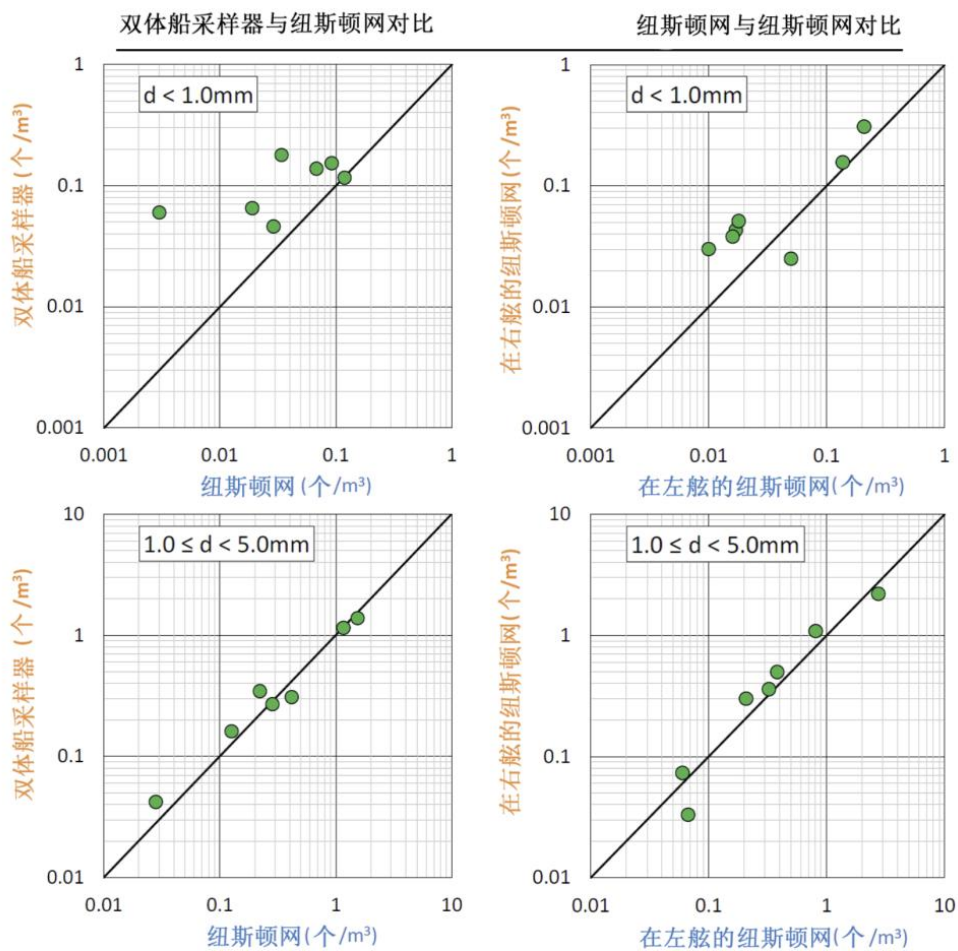


图18 Neuston网和双体船采样器现场样品采集结果对比

5.5.2.2 沉积物采样器

沉积物采样器一般为金属材质，可使用掘式（抓式）采泥器、箱式采泥器等，总样本体积与取样装置有关。建议采集的最少样本量应允许进行重复分析和确定其他沉积物相关参数（MSFD 技术小组，2023），因此本标准建议选择可以满足海底沉积物最小采样量（800 g）要求的采样器类型。

5.5.2.3 冲水设备：由水泵、水管组成，或具有相关功能的设备，如船上的消防水管也可以使用。设备启用前应先进行冲洗（泵和管道），放出至少 5 L 现场海水。这是根据 ISO 5667-27:2025 中的相关要求“在使用前应使至少 5 L 水流过泵和管道”。放出的海水应直接导入废液桶中，避免对当前点位需要采集的海水造成污染。

5.5.2.4 采样框：非塑料材质，边长 25 cm×25 cm，高 5 cm，用于规范采样范围，便于收集松散的海滩沉积物样品。

5.5.2.5 铲子或勺子：非塑料材质。

5.5.2.6 海水样品瓶：1 L 广口玻璃样品瓶，标准编制组不推荐使用棕色瓶，因为实际操作上，棕色瓶不利于样品转移。微塑料不同于常规污染物，在水中无法溶解且匀质，但微塑料具有多彩鲜艳的特征，使用纯水冲洗透明玻璃瓶转移样品过程中方便查看肉眼可见的微塑料是否挂壁，有无遗漏，但若换成棕色瓶，在转移过程中就缺少了查看这个环节，有可能会造成样品中微塑料损失。

5.5.2.7 沉积物样品容器：不小于 1 L（带盖）的金属容器。

5.5.2.8 托盘：非塑料材质，容积不小于 40 cm×30 cm×3 cm。

5.5.2.9 其他用品：铝箔纸、密封袋等。

5.5.3 样品采集

5.5.3.1 表层海水样品采集

5.5.3.1.1 选择合适的海况

由于风驱动表层水的垂直混合，导致网具随波浪上下浮动，影响采样器的采样效果，使采样体积数据无效，进而影响表层海水中微塑料的丰度数据。恶劣的海况条件也会使采样器随波浪上下浮动，导致监测结果无效。GESAMP（2019）推荐应在波高低于 0.5 m 的平静海面或蒲福风力级 3 级以下进行表层海水样品采集。MSFD 技术小组（2023）也建议应该在蒲福风力级 3 级以下（含 3 级）开展采样。对标《海洋调查规范 第 2 部分：海洋水文观测》（GB/T 12763.2-2007），根据现场试验情况，3 级以下海况时，采样器可以保持良好平衡状态；大于 3 级海况时，缆绳打结，采样器上下颠簸不易保持平衡，因此本标准规定选择 3 级以下海况的条件下进行现场采样，海况等级依据 GB/T 12763.2-2007 进行观测和记录。

5.5.3.1.2 采样前准备

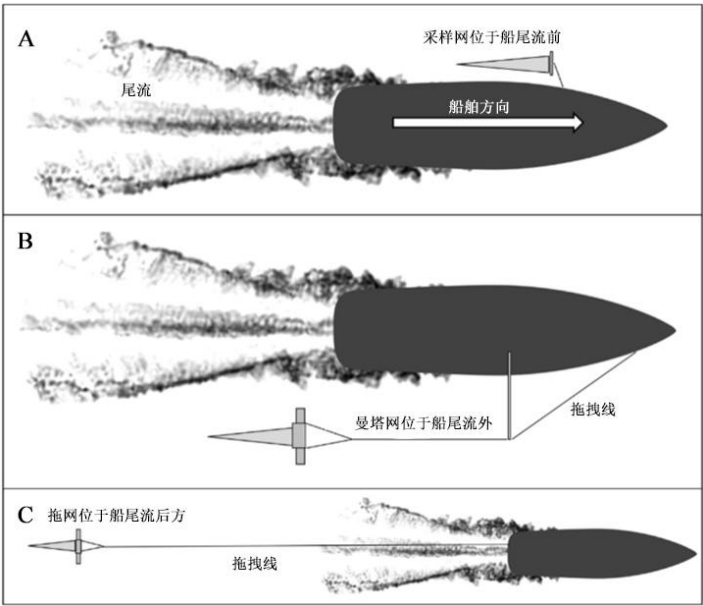
每次采样前，应仔细检查装置是否正常，以免无效采样。具体采取以下措施：

——组装表层水体微塑料采样器，检查表层水体微塑料采样器是否正常、网衣是否有破损；

——选择在船尾尾流扰动区外和船舶非排水一侧预备采样。

GESAMP（2019）要求为避免船舶的尾流可能导致采样的不准确性，采样器一般布放在船的侧面并远离船体。MSFD 技术小组（2023）在技术指南中要求采样器布置在船体一侧，避免在尾流区采样，因为尾流区的湍流会影响样品的代表性。图 19 给出了在船上的不同部位进行拖网采样的效果图。标准编制组通过现场验证，在船舷一侧拖网可以较好控制采样器状态，不受船尾流影响。放置于船体前侧，并与船舶保持一定距离，可以避免船迹线影响；

如果在船尾部采样，为避免船尾流影响，需要较长的缆绳。因此本标准推荐采样时应选择在船尾尾流扰动区外和船舶非排水一侧进行采样。



说明：

- A——在船体一侧布放的Neuston网；
- B——使用杆移动拖拽线远离尾流区的Manta网；
- C——用于较小船只的Manta网，在船尾后方20 m～30 m处布放。

图19 拖网位置示意图

到达监测点位后停船，打开网底管，吊起表层水体微塑料采样器，使用冲水设备抽取现场海水，自上而下反复冲洗网衣外表面，尽量将网衣内壁的附着物冲洗到网底管，至少冲洗3次并避免海水进入采样口污染样品。冲洗完成后关闭网底管，记录网口流量计起始读数，对应记录的网口流量计的终止读数，可用于计算采集（过滤）的海水体积。

由于光照的昼夜变化促使浮游动物进行昼夜垂直移动，夜间浮游动物上升到水体表层活动。为避免浮游动物堵塞网衣造成海水溢流，进而导致样品损失且获取海水体积小，代表性差，应尽量避免夜间开展表层海水样品采集；同时样品中若有大量的生物会对前处理造成困难。

此外，监测点位应避开溢油发生区域，避免油污沾染网衣，污染样品。实验证明，微塑料被油污粘黏后很难开展进一步处理与分析，导致采集样品失效。日本环境省（2023）在调查中发现，当采样捕获大量水母时，微塑料数量显著减少，因此强调有浮游生物、藻类、水母等堵塞网衣的情况下会影响调查结果。因此本标准建议应避免在赤潮、大型藻聚集、水母旺发区域采样。

5.5.3.1.3 下放采样器

到达监测点位后，下放表层水体微塑料采样器，具体操作如下：

- a) 将表层水体微塑料采样器吊出船舷外；

- b) 缓慢放至海水表面，参照 GB/T 12763.6-2007 中鱼类浮游生物调查方法中网具的下放要求“下网速度约 0.5 m/s”，规定下网速度不超过 1 m/s，根据标准编制组的现场工作经验，这对于没有绞车的船舶更具有操作性；
- c) 使表层水体微塑料采样器自然漂浮在海水表面，保持采样口与水面垂直；
- d) 通过调节牵引绳长度调整浮体姿态来保持采样器稳定，使表层水体微塑料采样器的采样口维持在一定的浸没高度。GESAMP (2019) 在技术指南中描述，当 Neuston 网的浸没高度为采样口的一半时，与 Manta 网采集的样品数据具有可比性。日本环境省 (2023) 在技术指南中描述，通常 Neuston 网采样时浸没高度为采样口高度的 1/2~1/3，Manta 网的浸没高度为其采样口高度。因此，本标准要求采样口的浸没高度应为采样口高度的 1/2 以上，并保持网口流量计浸没在水面以下，避免采样口完全浸没，导致采样无效，必要时可调整重锤数量。

5.5.3.1.4 开始采样

采样开始时，及时记录起始时间及经纬度，以掌握采样时长（评估过水体积）及采样开始的位置。采样过程中通过观察水面与采样口高度标识的位置，记录采样口的平均浸没高度。

(1) 确定采样船速

GESAMP (2019) 要求采样时的船速一般不超过 2 kn；NOAA (2013) 推荐速度为 1 kn~3 kn；MSFD 技术小组 (2023) 建议应以 0.5 kn~3 kn 的恒定速度进行采样，最大速度不应超过 4 kn~4.5 kn；日本环境省 (2023) 也建议根据使用的设备和船只的类型设置船速为 1 kn~3 kn，使用小型渔船进行采样时，有必要降低牵引速度到 1 kn~2 kn。结合标准编制组现场试验结果，确定本方法采样时的船舶行驶速度为 1 kn~3 kn (0.51 m/s~1.54 m/s)，此速度可以较好的保持采样器在水中的平衡状态，船速过快会导致海水从采样口溢出或使采样器脱离水面，影响过水体积的准确计算，过滤效率也会降低。

(2) 确定采样时间和采样量

日本环境省 (2023) 对同一区域的不同采样时间进行了对比，2 次 10 min 拖曳和 2 次 5 min 拖曳。结果表明，对于大于 1 mm 和小于 5 mm 的塑料颗粒数量因采样时间的不同而没有显著差异，但当调查区域局部海面颗粒丰度较高时，结果出现了分散现象。由此可知较短的采样时间采集的样品代表性可能不足。MSFD 技术小组 (2023) 推荐的最短时间为 10 min (30 min 内)；ISO 5667-27:2025 也推荐 10 min~30 min。标准编制组总结多年工作经验，在船舶行驶速度为 1 kn~3 kn，采样时间持续 10 min~15 min 的时候，过滤海水体积一般为 100 m³~500 m³。在保证足够采样量（代表性）的前提下，考虑到现阶段微塑料分析方法效率低的情况，本标准建议每个点位的最少采样时间为 10 min，因为个别微塑料丰度高的点位在 10 min~15 min 的采样时间微塑料数量可能达到上千个，而且合适的采样时间捕获的生物量相对减少，这有利于前处理过程并可以降低样品的分析难度。具体时间可根据现场条件（天气、波浪、藻类等）确定，不超过 20 min。清洁水面可适当延长拖网时间，水中悬浮物、浮游生物较多时可适当缩短持续拖网时间，但应确保采样体积不小于 100 m³ (MSFD 技术小组，2023)，以便取得代表性样品。

5.5.3.1.5 采样结束

采样结束时，及时记录结束时间及经纬度，以掌握采样时长及采样结束的位置。具体要求如下：

- a) 船舶减速；
- b) 参照 GB/T 12763.6-2007 中鱼类浮游生物调查方法中网具的起网要求“起网速度为 0.5 m/s~0.8 m/s”，规定起网速度不超过 1 m/s，根据标准编制组的现场工作经验，这对于没有绞车的船舶更具有操作性；
- c) 直至表层水体微塑料采样器完全吊起。

5.5.3.1.6 样品收集

在表层水体微塑料采样器完全吊起状态下，使用冲水设备抽取现场海水对网衣进行冲洗。关于冲洗用水，ISO 5667-27:2025 在对网采的全程序空白进行要求时描述“在现场使用外带的实验室用水或无塑料颗粒海水冲洗网衣不切实际。可以通过与采样用网相同的方式清洗未使用的网衣来进行空白样采集”。日本环境省（2023）采用与 GESAMP（2019）推荐的相同方法对全程序空白的采集进行了验证。即使用安装在船上的泵抽出的现场海水冲洗未使用的网衣（避免海水进入网口），收集水样作为全程序空白样品。验证结果表明，平均有 2 个塑料颗粒（范围为 0~5 个），而且颗粒的最短长度都比网孔（0.35 mm）短，成分与表层海水中测定的成分不同。因此可以假定从外部对网衣进行冲洗，小于网孔的塑料颗粒不会造成样品污染。标准编制组使用现场海水冲洗网衣得到全程序空白，实验结果如图 20 所示。使用现场海水冲洗“干净”的网衣采集的全程序空白可以做到 0 个微塑料颗粒检出，甚至是 0 个纤维微塑料；含有一定数量微塑料颗粒的全程序空白样品中必定含有较高数量的纤维，说明网衣没有清洗干净，或是干净的网衣在储存过程中受到了污染。

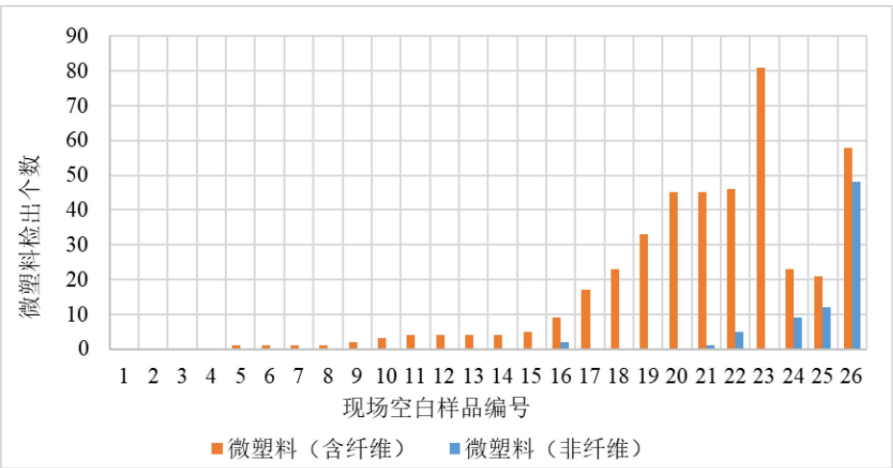


图20 全程序空白检测结果

综上所述，采用船舶水泵系统或自带水泵抽取现场海水对采样器的网衣进行冲洗辅助样品收集的方法是可行的，网衣的洁净程度可以通过全程序空白结果进行判断。因此本标准规定可以使用现场海水对网衣的外表面进行冲洗，并要求自上而下反复冲洗网衣外表面至少 3

次，应尽量将网衣内壁的附着物冲洗到网底管，冲洗过程应避免海水进入采样口污染样品。

5.5.3.1.7 全程序空白和对照样品采集

全程序空白用于识别与样品容器和采样过程有关的微塑料污染。日本环境省（2023）在技术指南中描述“为了了解网衣的洁净程度，建议至少几张网进行1次空白测试”。MSFD技术小组（2023）也建议收集冲洗网衣的过滤水作为全程序空白样品。本标准对海水全程序空白样品的采集进行了规范，全程序空白与样品以相同方法进行储存、运输及分析处理。

ISO 5667-27:2025指出，当使用网采方法时（如Manta网、浮游生物或Neuston网），在现场使用外带的实验室用水或无微塑料海水冲洗网衣获得空白样品不切实际。但可以通过与采样相同的方式，通过使用现场海水清洗未使用的网衣来进行全程序空白样品的采集。日本环境省（2023）采用与GESAMP（2019）推荐的相同方法对全程序空白样品的采集进行了验证。即使用安装在船上的泵抽出的海水冲洗网衣，同时避免海水进入网口，收集水样作为全程序空白样品。验证结果表明，采用与采样相同的方式对未使用的网衣进行清洗，收集的全程序空白平均有2个塑料颗粒（范围为0~5个），而且颗粒的最短长度都比网孔尺寸（0.35 mm）短，成分与表层海水中测定的微塑料成分不同。因此可以假定从外部清洗网衣，小于网孔的塑料颗粒不会造成样品污染。此外，验证中发现了高比例的氯乙烯、聚苯乙烯和聚氨酯颗粒。这些成分在调查的样本中很少见，推测是由船舶油漆或缓冲材料引起的颗粒污染。因此建议收集船只上的缓冲材料、浮标和油漆等进行背景测定。

参考上述技术指南，结合标准编制组全程序空白的试验结果（图20），证明使用现场海水进行全程序空白采集是可行的。

由于样品污染可能来自多种来源（油漆碎片、纤维、未清洗的网），导致高估微塑料颗粒的丰度，GESAMP（2019）建议收集一些船舶油漆碎片跟样品中的微塑料进行比较。此外，采样或辅助设备中若有含塑料成分的材料，也可能引入污染，如泵管等。因此，本标准规定，在海水采样过程中若使用了合成聚合物材料，应对材料进行收集，并同时收集船舶甲板或船体的油漆碎屑、缓冲材料等，每种不少于3个颗粒作为对照样品，通过对这些颗粒进行成分测定，用以排除采样装置和环境污染。

5.5.3.2 海滩沉积物样品采集

（1）国际组织推荐的海滩沉积物微塑料采样方法情况

目前国际上可参考的海滩沉积物微塑料采样方法有UNESCO IOC/WESTPAC（2018）、NOAA（2013）和MSFD技术小组（2023）发布的监测技术指南，方法却不尽相同。

UNESCO IOC/WESTPAC（2018）建议，为保证每个50 cm×50 cm的样方的采样深度相等，使用不锈钢刮刀先将不平整的海滩表面抹平，采集样方内表层2.5 cm的样品。然后依次通过5 mm和1 mm的金属筛后转移到不锈钢托盘上。1 mm筛上的样品储存在自封袋里，用作1 mm~5 mm的微塑料分析。不锈钢托盘上小于1 mm的样品取约80 mL放入样品瓶中，用作小于1 mm的微塑料分析。

NOAA（2013）推荐使用边长1 m的样方，在其中取1/16作为微塑料的采样点，即在25 cm×25 cm的样方内采集表层3 cm的样品。NOAA（2015）中海滩沉积物取样量为400 g湿样，用于微塑料分析。

MSFD 技术小组（2023）没有推荐具体的采样方法，但建议使用金属工具（如铲子、勺子）取上层 5 cm 的样品。

ISO/TR 21960:2020 中提到文献研究中样品分析质量在 75 g~6 kg 之间，占现场采集样品质量的 1%至 40%，没有推荐的样品量。

标准编制组通过实际操作证明，每个点位收集 25 cm×25 cm 的样方内表层 3 cm 的沉积物（NOAA，2013）就约有 3 kg，随着点位数量增多，沉积物样品总质量也随之增加，反而不方便携带和操作。

（2）确定采样深度

海滩沉积物采样方案还在制定中，目前没有较为合适的统一的推荐方法。为确定海滩沉积物样品的采样深度，标准编制组对近年来已公开发表的五十余篇相关文献资料进行了统计，采样深度在表层 2 cm~60 cm 不等，其中采集海滩表层 5 cm 的文献最多，占 41%，其次是表层 2 cm，占 19%（图 4）。有研究表明约 68%的海滩微塑料被埋在沉积物表层 10 cm 范围内^[95]；通过对海滩沉积物岩心样的研究发现，超过一半的塑料分布于沉积物表层 5 cm，近 95%位于表层 15 cm 深度^[96]。有研究对杭州湾安东盐沼沉积物的两个岩心样（每 5 cm 深度）中的微塑料丰度和分布进行研究，发现沉积物岩心中微塑料的丰度随着时间的推移而增加^[97]。如图 21 中显示^[96]，微塑料的丰度整体上随深度增加而减小，表层的丰度在近 15 年虽然有波动变化但已经几乎达到峰值。DB37/T 4684-2023 要求“用不锈钢直尺在潮滩表面划定 20 cm×20 cm 或其他规格的正方形采样区域，垂直向下量取 3 cm~5 cm 深度”。结合国内外相关技术方法和文献资料的综合考虑，本标准将海滩沉积物样品的采集深度定在表层 5 cm，可以与国内外相关研究成果进行比较。

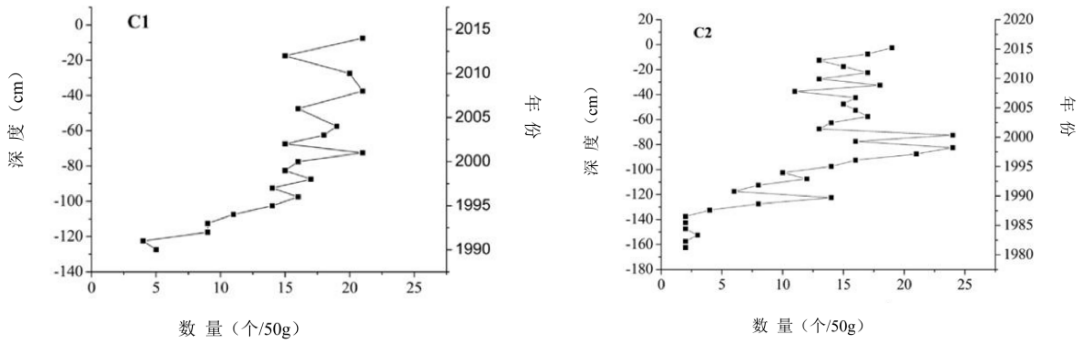


图21 随着时间变化杭州湾安东盐沼沉积物微塑料的丰度和分布对比

（3）确定采样量

采集的样品量太大不方便搬运和携带。很多研究为实现样品体积减量化，进行了现场筛分。标准编制组考虑到现场操作条件、点位数量（数据代表性）、人员配置、采样时间等方面，进行样品的现场筛分可能存在困难，还可能污染样品，因此推荐现场混匀后直接收集样品。标准编制组通过文献调查统计，海滩沉积物样品的取样量（分析量）从几十克到几百克不等，大至几千克。从目前的沉积物前处理技术和分析的角度来看，浮选时，沉积物粒度越小沉降速度越慢，而且收集一次上清液不能保证样品中的微塑料被完全提取，因此考虑到实验效率、浮选溶液用量以及实验室常用玻璃器皿的规格和人工分选操作的便捷性，取样量不

宜过多。

本标准方法的初始研究采样量是参照 NOAA（2015）的 400 g 样品取样量（分析样品用量）。标准编制组沿海岸线布设了 16 个小断面，在低潮线、高潮线、特大高潮线以上的位置共计收集 48 个样品，每个点位采样量不少于 600 g，取样量约 200 g 进行微塑料分析。检测结果（图 22）为，低潮线沉积物中检出 2 ± 3 个微塑料（检出率 81.2%），高潮线 3 ± 3 个（检出率 68.8%），特大高潮线以上 449 ± 1466 个（检出率 75.0%），该海滩沉积物的微塑料数量为 151 ± 855 个（平均检出率为 75.0%）。其中以特大高潮线以上的点位微塑料检出数量的标准偏差最大，说明海滩沉积物微塑料分布极其不均匀。若按 NOAA（2015）的 400 g 取样量，微塑料检出数量有可能加倍，对于目前通用的分析方法来说取样量可能偏大，不方便大批量操作。因此本标准推荐使用 200 g~300 g 的取样量，可以通过使用实验室常用的 500 mL 烧杯来进行沉积物中微塑料密度分离实验，也具有普遍适用性。因此，本标准将海滩沉积物的现场采样量确定为不少于 900 g，可供一个点位至少 3 次重复操作的使用量，以防分析时因操作失误造成样品损失。200 g~300 g 的取样量相较于 DB37/T 4684-2023 单次 50 g 取样量，所获取的数据更具代表性。

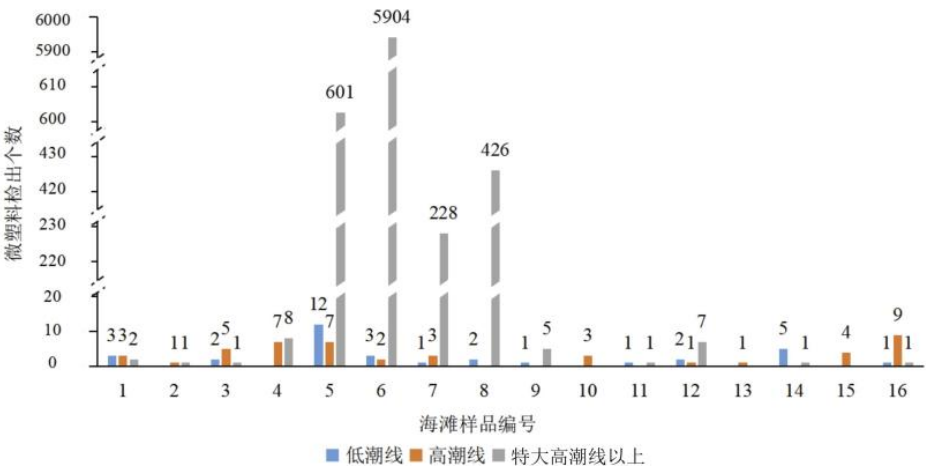


图22 海滩沉积物微塑料检出数量

（4）采样方法的确定

海滩沉积物的采样量相比于海水来说要少很多，为避免个别点位微塑料丰度过高（图 22），影响整个海滩的微塑料赋存情况评估，可通过增加样品数量来提高数据的可靠性。标准编制组参考了 MSFD 技术小组（2023）对海底沉积物重复采集样品的处理方法，将同一个点位重复采集的样品混合成 1 个复合样品用于实验室分析，这样不仅可以避免重复采样使样品数量翻倍，还可以避免在过多的处理和分析过程中引入污染，并提高数据的可靠性。

具体方法为：在选定的监测点位上，将采样框（高度 5 cm）完全压入海滩沉积物，将采样框内的大块石子等干扰物挑出，用铲子或勺子将框内的沉积物混匀，取 1200 g 左右（约 1/4 框）沉积物样品放入托盘，托盘用铝箔纸覆盖后转移至下一个点位，可以在转移过程中减少污染。如此，将同一个监测断面低潮线处 3 个点位的沉积物（共约 3600 g）在托盘中进行混匀，取不少于 1/4 体积的沉积物（不少于 900 g）于沉积物样品容器中，则得到该断面

低潮线的海滩沉积物样品。同一个监测断面高潮线处 3 个点位和靠近天然或人工屏障处的 3 个点位的海滩沉积物，采用相同的方法进行采集。

本标准的采样方法不仅可以减少后续因为监测断面布设过多导致的工作量增加，还可以根据实际情况增加监测断面数量进一步提高数据的可靠性。

（5）全程序空白

全程序空白用于识别与样品容器和采样过程有关的微塑料污染。GESAMP（2019）建议采集全程序空白以测试空气传播的纤维污染。MSFD 技术小组（2023）建议使用与盛装样品相同的容器，在转移或采集样品同时将空白容器打开盖子置于样品旁的方法采集全程序空白。

借鉴上述技术指南的要求，本标准规定，使用与盛装样品相同的容器进行全程序空白采集。采集海滩沉积物时将空白容器打开盖子置于采样区旁。采集完成后，空白容器与样品容器同时盖紧，得到全程序空白样，按照与样品相同的步骤进行储存、运输及分析。

5.5.3.3 海底沉积物样品采集

（1）确定采样方法

根据表 3 所示，大部分国际组织均推荐使用抓式采泥器或箱式采泥器对海底沉积物进行采集，但建议应尽量减少对表层沉积物的扰动。DB37/T 4323-2021 对海底沉积物样品的采集方法为“沉积物微塑料监测使用采泥器进行，调查方法按照 GB 17378.5-2007 的规定进行，采集表面至 5 cm 的沉积物样品，重量不少于 500 g”。HJ 442.4-2020 中规定的沉积物采样方法与 GB 17378.3-2007 相比可以替换使用，因此，本标准规定可按 GB 17378.3-2007 或 HJ 442.4-2020 对海底沉积物进行采样，GB 17378.3-2007 方法内容如下“5.4.2.2 表层样品采集按以下步骤操作：

——将绞车的钢丝绳与采泥器连接，检查是否牢固，同时，测采样点水深；

——慢速开动绞车将采泥器放入水中。稳定后，常速下放至离海底一定距离 3 m~5 m，再全速降至海底，此时应将钢丝绳适当放长，浪大流急时更应如此；

——慢速提升采泥器离底后，快速提至水面，再行慢速，当采泥器高过船舷时，停车，将其轻轻降至接样板上；

——打开采泥器上部耳盖，轻轻倾斜采泥器，使上部积水缓缓流出。若因采泥器在提升过程中受海水冲刷，致使样品流失过多或因沉积物太软、采泥器下降过猛，沉积物从耳盖中冒出，均应重采；

——样品处理完毕，弃出采泥器中的残留沉积物，冲洗干净，待用。

GESAMP（2019）在描述沉积物微塑料样品采集方法时提到，重复采样可以衡量每个地点微塑料丰度的变异性，重复采样可以在空间上（例如同时采集 3 个间隔很近的样本）或在时间上（例如在同一地点一周内每天采样）进行，建议应尝试获得重复采集的沉积物样品，条件允许可以至少重复 3 次，以了解数据的方差和误差。MSFD 技术小组（2023）也建议重复采样 2 次或 3 次，并将所得样品合成复合样用于进一步实验室分析。因此本标准规定海底沉积物采用掘式（抓式）采泥器、箱式采泥器等在同一点位重复采集至少 2 次，每次采样后收集表层沉积物混合成复合样品送与实验室分析（实验前应将沉积物样品混合均匀），以增加样品数据的可靠性。

（2）确定采样深度

MSFD 技术小组（2023）技术指南中描述，“海底沉积物的采样可以使用抓斗或基于取芯器的方法进行，采样的目的是收集近期沉积在海底的微塑料”。

为确定海底沉积物的采样深度，标准编制组对近年来已公开发表的三十余篇相关文献进行了统计，其中采集沉积物表层 5 cm 的文献最多，占 47%，其次是 3 cm 左右和 10 cm~15 cm，均占 15%（图 5），还有部分研究对沉积物的柱状样进行了采集。有研究以 0.5 cm 为间隔，分别对 0.5 cm~1.0 cm、1.0 cm~1.5 cm、2.0 cm~2.5 cm、3.0 cm~3.5 cm、4.0 cm~4.5 cm 及总采样深度的海底沉积物进行分析，发现微塑料总数量随着沉积物深度的增加而急剧减少，且在 4.0 cm~4.5 cm 的深度没有再发现微塑料存在，说明微塑料集中在现代沉积物中，因此建议用表层 4 cm~5 cm 的沉积物来量化微塑料丰度^[98]。此采样深度同时可以与国内方法 DB37/T 4323-2021 的沉积物采样深度保持一致，因此本标准规定在海底沉积物采集后，使用铲子或勺子收集表层 5 cm 内的海底沉积物用于微塑料监测分析。

（3）确定采样量

本标准方法的初始研究采样量是参照的 NOAA（2015）的 400 g 样品取样量（分析样品用量）。

标准编制组对 13 个点位的海底表层（5 cm）沉积物进行取样分析，每个点位约 350 g（砂质样品）的取样量，并进行了样品复测。结果表明，微塑料数量最低为 0 个（1 个样品），最高为 56 个；复测结果微塑料数量最低为 0 个（1 个样品），最高为 15 个，微塑料检出率为 92.3%（图 23）。标准编制组对另一区域 8 个点位的表层（5 cm）沉积物进行了约 200 g（泥样）的取样量分析，微塑料检出数量范围为 0~11 个，微塑料检出率占 87.5%。海底沉积物通常为淤泥，颗粒比较细，在进行浮选搅拌后会体积膨胀，为保证能够加入足够量的浮选溶液达到理想的密度分离效果，根据海底沉积物基质类型的不同，本标准推荐海底表层（5 cm）沉积物的取样量为 200 g~300 g，可以与海滩沉积物样品的实验方法保持一致，通过使用实验室常用的 500 mL 烧杯来进行沉积物中微塑料的密度分离实验，具有普遍适用性。因此确定海底沉积物的采样量应不低于 800 g，可供一个点位 3 次重复操作的使用量，以防分析时的操作失误造成样品损失。同时也可以保持与 DB37/T 4323-2021 在采样量“500 g”上相协调。

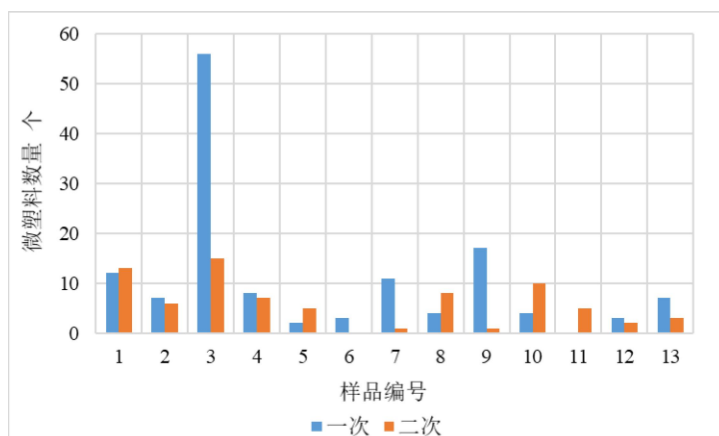


图23 海底沉积物微塑料检出数量

综上所述，本标准规定海底沉积物采用沉积物采样器按 GB 17378.3-2007 或 HJ 442.4-2020 的相关要求进行采样，同一点位重复采集至少 2 次，每次使用铲子或勺子收集表层 5 cm 内的沉积物（约 400 g）于样品容器中混合成复合样品，总采样量不少于 800 g。

（4）全程序空白

全程序空白用于识别与样品容器和采样过程有关的微塑料污染。GESAMP（2019）建议采集全程序空白以测试空气传播的纤维污染。MSFD 技术小组（2023）建议使用与盛装样品相同容器，在转移或采集样品同时将空白容器打开盖子置于样品旁的方法采集全程序空白。

借鉴上述技术指南的要求，本标准规定，使用与盛装样品相同的容器进行全程序空白采集。收集沉积物时将空白容器打开盖子置于采样区旁。收集完成后，空白容器与样品容器同时盖紧，得到全程序空白样，按照与样品相同的步骤进行储存、运输及分析。

5.5.3.4 海洋生物样品种类和采集

（1）样品种类选择

MSFD 技术小组（2023）技术指南指出，由于目前还没有一个物种能够全面代表欧洲海域并提供每个尺寸类别的海洋垃圾信息，因此需要一系列物种来监测海洋垃圾的影响。为了评估微塑料的影响，鱼类正在成为理想的候选指示物种，但尚未选定哪种鱼类。另外有很多学者已将贻贝作为微塑料的指示物种进行研究。

GESAMP（2019）介绍说滤食性双壳类软体动物分布广泛，可以通过海岸线采样或从海鲜供应商购买获得。对养殖的贝类（例如牡蛎、贻贝）体内微塑料进行评估和监测可能是一种方便且节约成本的方法。对鱼类和贝类进行市场抽样可以提供一种经济有效的方法来评估人类通过海鲜消费接触微塑料和相关化学物质的情况。

国内相关标准，GB 17378.3-2007 要求“海洋生物样品以贝类为主（选择生物质量监测种类的顺序依次为贻贝、牡蛎和菲律宾蛤）”“根据海区（滩涂）特征可增选鱼、虾和藻类作为监测生物”；HJ 442.5-2020 要求“种类以贝类为主”“根据我国海洋生物分布的特点，建议采样的贝类为贻贝、牡蛎、蚶类、蛤类、蛏类等”“当不能满足 GB 17378.3 要求时，应选择当地优势种；如开展甲壳类、鱼类和一般藻类生物质量监测时，应采集当地优势种或经济类种类。种类应选择产量丰富，最好是食用的经济生物；本区域的定居者，生命周期要求为一年以上；有适当的大小，以提供足够的组织样品进行分析；对污染物有较强的积累能力”“鱼类为黄鱼、梅童鱼、鲳鱼、鲱鱼、鲹鱼等”“具体种类可视当地实际情况确定”。

标准编制组对海洋生物体微塑料污染研究中受检生物物种类别进行了统计分析，数据基于近十年（2013-2023 年）国内外三百余篇相关文献，详见表 11 和表 12。

表11 海洋生物体微塑料污染研究中受检生物物种类别统计

生物类别	研究占比%	代表物种
软体动物门	58	贻贝、牡蛎、扇贝
节肢动物门	24	磷虾、蟹、虾
脊索动物门	11	鱼类（鲳鱼、鲱鱼）、海豚
棘皮动物门	5	海胆、海参
其他（腔肠/环节动物等）	2	水母、多毛类

表12 国内外海洋生物体微塑料监测物种偏好对比

类别	中国占比%	国际占比%
双壳类软体动物	68	52
经济鱼类	24	15
甲壳类	7	22
浮游生物	<1	11

综上所述，在海洋环境监测领域，贝类生物作为污染物核心指示物种已具有充分的科学依据和实践验证，在微塑料监测方面也被广泛采用。因此，标准编制组将国内外文献调研的情况，与国内常规污染物监测技术规范内容进行了协调，规定海洋生物体微塑料监测的样品种类选择按照 GB 17378.3-2007 和 HJ 442.5-2020 相关要求执行，既可以满足国内海洋生物体微塑料监测需求，又可以与国内外已有监测数据进行对比，如果需要还可以与常规污染物进行对比研究分析。具体要求如下，应优先选择监测区域内具有代表性的贝类生物作为监测对象，监测种类的优先选择顺序为贻贝、牡蛎和蛤仔等。

因为鱼种类繁多，想要一定数量的大小相近的个体开展微塑料赋存情况分析的难度更大，因此本标准推荐，根据实际监测需求，可开展鱼类消化道和鳃内微塑料监测，优先选择鱼类为在我国沿海广泛分布的斑鲷属，其次可选择本地其他代表性鱼类；如开展特定区域监测，可根据实际监测目的，开展其他本地种监测。此外，因为不同种类的鱼生活在海洋中的不同深度，对不同深度鱼类进行取样分析可以揭示不同深度悬浮的微塑料对海洋生物体的影响，MSFD 技术小组（2023）也推荐应考虑环境分区（即底栖鱼类、底层鱼类和中上层鱼类），应针对每个区域的鱼类进行调查。因此本标准规定在选择鱼的种类时应区分中上层鱼类、中下层鱼类和底层鱼类。

（2）样品采集

MSFD 技术小组（2023）建议将贻贝网箱固定在海底放置 3~4 周，以实现贻贝在摄食和排泄微塑料之间的稳定状态，用于微塑料监测。

GESAMP（2019）介绍说滤食性双壳类软体动物分布广泛，可以通过海岸线采样或从海鲜供应商购买获得。对养殖的贝类（例如牡蛎、贻贝）体内微塑料进行评估和监测可能是一种方便且节约成本的方法。对鱼类和贝类进行市场抽样可以提供一种经济有效的方法来评估人类通过海鲜消费接触微塑料和相关化学物质的情况。作为环境污染指标，购买的方式可靠性较低，除非可以在一定程度上确定来源（即收集地点、捕捞地点）。

综上所述，海洋生物样品可以通过养殖、捕捞等方式获得。在可以确定海洋生物具体来源（捕获时的地理位置）的前提下，可以采用市场购买的方式来轻松获得样品，这在 GB 17378.3-2007 中也有提到“市场直接购买，样品来源必须确认监测海区”。标准编制组参考了 GB 17378.3-2007 的相关要求“生物样品的来源主要包括：生物测站的底栖拖网捕捞；近岸定点养殖采样；渔船捕捞；沿岸海域定置网捕捞及垂钓；市场直接购买，样品来源必须确认监测海区”，规定海洋生物样品采集按 GB 17378.3 相关要求执行，主要包括底栖拖网捕捞、近岸定点养殖采样、渔船捕捞、沿岸海域定置网捕捞及垂钓、市场直接购买。样品来源必须确认监测海域。

(3) 样品的数量

参考GB 17378.6-2007对于贝类样品的制备“至少10个个体”，对于虾样制备“每个样品须包含6个以上”，对于中小型鱼样制备“个体数不应少于6个”，本标准要求进行微塑料分析的每个点位的同一物种采集不少于10个。

MSFD 技术小组（2023）在技术指南中描述，为了减少由于鱼类在不同生命阶段（例如幼鱼/成鱼）的摄食行为差异导致的微塑料摄入变化，建议选择可进行比较的个体（例如大小和/或生命阶段相似），因此本标准要求海洋生物个体应尽量具有相近的年龄、大小和重量。一般应在成熟期采样，样品量应满足样品分析要求。

样品采集后置于非塑料容器中或用铝箔纸包裹后置于密封袋内，以避免样品直接接触塑料制品受到污染。

5.6 样品保存、运输与交接

5.6.1 样品保存

光、热、水分、化学条件和生物活性等环境因素会导致聚合物化学键断裂，进而促使塑料老化降解。但主要降解机制是光降解、热降解或生物降解。对于微塑料样品的保存可以从以上这3个方面进行阻隔。

(1) 保存方法调研情况

NOAA（2013）建议表层拖网法采集的微塑料样品应尽快处理，否则应保存在玻璃样品瓶中并进行冷冻，防止样品降解。冷冻储存方法同样适用于海滩和海底沉积物样品的保存。

GESAMP（2019）建议用作不同目的的微塑料样品应采取不同的保存措施。当样品用以分析化学污染物时应注意，对于痕量有机物的分析，盛装样品的玻璃容器需要提前用溶剂进行清洗。为了防止目标污染物降解，样品最好进行冷冻保存。若添加有机防腐剂，如甲醛，可能会污染样品或改变目标污染物的分配。冷冻保存的话应考虑塑料在冻结过程中碎裂的可能。为了限制微生物分解塑料，样品可以储存在4℃或添加异丙醇，但也不是绝对必要。

MSFD 技术小组（2023）建议样品在低温（最高温度6℃或冷冻）下进行保存以阻止生物过程，如果冷冻保存，应研究冷冻对颗粒完整性的影响。若可以保证不会影响后续要检测的其他参数，可以使用添加剂进行保存。

ISO 5667-27:2025建议样品存放于 $3\pm 2^{\circ}\text{C}$ 的环境中，远离光线直至后续分析。仅当需要防止微生物（如浮游生物、细菌）增殖且储存期间无法冷藏时才需要向样品中添加中性缓冲福尔马林溶液（水样中浓度为4% V/V）。

有研究表明，暴露于湖水中在紫外线辐射10天（相当于温带气候地区连续照射50天阳光照射）的聚乙烯样本表面退化不明显^[99]。暴露在紫外光辐射12天（相当于真实水环境中大约200天的阳光照射）的餐盒、茶杯和纯PP微塑料均出现了不同程度的老化^[100]。暴露于模拟远洋区域低营养物浓度环境条件下的聚乙烯样本24个月厚度没有发生变化（20 μm）；富营养化条件下24个月的聚乙烯样本的厚度依然没有变化；而生物基共聚酯材料，在低营养物浓度环境条件下24个月减少了4 μm（富营养化条件下无变化）^[101]。由于聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯和聚氯乙烯等大多数塑料具有高相对分子质量和缺乏官能团的结构特征，其生物降解受到限制，因此上述聚合物必须先经过非生物降解过程，形成更小的片段^[102]（形

成分子量小于 600 道尔顿的低聚物^[103], 600 道尔顿即相对质量为碳-12 原子质量的 600 倍)后, 才能被细胞吸收并进一步降解。而且可以参与不同塑料降解的微生物种类也不同, 都需要具备各自的最佳生长条件, 即使在优化的实验室条件下, 传统塑料的微生物降解率也极低^[103]。因此大多数传统塑料在海洋环境中难以生物降解, 使其寿命长达数十年甚至数百年^[103]。

有文献对塑料生物降解的矿化研究进行了综述^[103]。现行的海洋环境标准提出了基于呼吸测量的测试, 用于描述有氧条件下塑料生物降解的矿化(矿化是塑料生物降解的最终步骤, 生成完全氧化的代谢物, 如CO₂、N₂、CH₄和H₂O)步骤, 标准规定, 在有氧条件下塑料转化为CO₂的最低百分比为60%~70%, 时间为3个月(ASTM D 6691 -09)、6个月(ASTM D 7473 -12)或24个月(ISO 18830、ISO 19679、ASTM D 7991-15)。但研究指出这些测试可能会低估或高估聚合物在自然生态系统中生物降解所需的时间, 因为塑料表面生长的光合微生物会消耗CO₂, 而塑料表面吸附的疏水性有机化学物质可被塑料上的生物膜降解产生CO₂。

(2) 光降解和热降解方面

文献中基本都是对塑料如何老化降解做出的研究, 目前尚未查到关于微塑料环境样品的保存时间研究, 但大多数文献和国际组织发布的技术指南都要求样品需要冷藏保存。冷藏是最简单有效的微塑料环境样品保存方法, 可以防止微塑料光降解和热降解。但不推荐采用冷冻方式。有研究发现, -20℃对微塑料的降解速率提升表现明显(但也有专家提出质疑); 实验样品(纯水介质, 与本标准采集后的海水样品介质类似——使用纯水转移样品)经过36天的冷冻处理后, 在FTIR谱图上观察到聚苯乙烯的-OH和CO拉伸峰发生了改变, 说明聚苯乙烯很可能发生了降解^[104]。也有研究证明, 盐水条件(与本标准海底沉积物样品类似)下冷冻并不会显著改变微塑料(聚乙烯、聚氨酯、聚四氟乙烯)的性质^[105]。但上述研究只限于个别聚合物类型的微塑料。

(3) 生物降解方面

MSFD技术小组(2023)建议样品在低温(最高温度6℃或冷冻)下进行保存以阻止生物过程, 但没有明确提出时间。

有文献表明, 海底的低温环境(0~4℃)、低能量输入以及缺乏光照的条件下, 可使塑料的降解率变低, 从而导致沉积物中的塑料垃圾可以长期存在^[106]。即使在优化的实验室条件下, 传统塑料的微生物降解率也极低, 因此大多数传统塑料在海洋环境中难以生物降解, 使其寿命长达数十年甚至数百年^[105]。

(4) 确定微塑料环境样品保存条件

综上所述, 冷藏是微塑料样品的最佳保存方法, 可以避免微塑料热降解并保持样品较长时间存放, 避光的同时可以做到避免微塑料光降解。虽然DB21/T 2751-2017中规定“样品于48 h内进行分析, 否则应于4℃下冷藏保存, 7天内测定”; T/LNEMA002-2023要求“应及时进行分析测定, 否则应于4℃冷藏保存, 14天内测定”。考虑到实际监测周期、样品数量及人员设备配置(如船上)等实际情况, 对采集到的海洋环境微塑料样品进行短时间内测定存在困难。

根据实际监测分析情况, 表层海水微塑料最小监测尺寸>330 μm, 沉积物和海洋生物体内微塑料目前实验室分析阶段的最小尺寸>100 μm, 两个尺寸均未达到纳米级别, 并且微塑料在环境介质中无法达到匀质, 相对较大颗粒的微塑料可能因降解尺寸变小或是剥离分

出的更小级别尺寸的微塑料带来的样品中微塑料丰度的变化可能远没有不同点位的微塑料丰度甚至是同点位重复采样、重复样品分析的结果差异大。基于目前国内外也没有明确研究证明微塑料样品的实际保存时间,参照有氧条件下塑料矿化时间(3个月,ASTM D 6691 -09)和目前一般航次最长时间要求,标准编制组规定海水样品、海滩沉积物和海底沉积物样品于4℃以下冷藏避光保存,时间一般不超过3个月,若分析方法中有具体要求则按分析方法进行样品保存。

参照HJ 442.5-2020中“4.3.1 样品保存:所采生物样品应放入双层聚乙烯袋中冷冻保存(-10℃~-20℃),样品在未发生变质前测定”中的“样品在未发生变质前测定”的要求,规定本标准的微塑料海洋生物样品保存要求,即海洋生物样品于4℃以下短期冷藏避光保存,应在发生变质前及时进行处理,避免样品因腐败无法进行表面清洗或无法取出完整的消化道等软组织,影响微塑料分析。若分析方法中有具体要求则按分析方法进行样品保存。

5.6.2 样品运输

玻璃样品瓶在装箱运输时应用减震材料分隔固定,以防样品瓶破损,造成样品损失。同时防止沾污,保持低温(4℃以下)运输,避免阳光照射。

5.6.3 样品交接

现场监测人员与实验室接样人员进行样品交接时,对照采样记录清点和检查样品。核查采样记录是否完整、样品是否有损坏或污染、样品编号是否清晰准确、样品交接时间、样品数量、样品的体积或质量、样品的性状等,确认无误后在交接记录上签字。若发现样品异常或处于损坏状态,应如实记录,并采取相关处理措施,必要时重新采样。

5.7 监测指标与分析方法

微塑料监测指标至少应包括微塑料的数量、尺寸、形态和聚合物类型。没有相应分析方法的暂时按照附录B^[107]的方法执行,待适用于测定微塑料各个指标的国家或生态环境保护行业标准分析方法发布后,按相关标准的规定执行。

(1) 分析方法概述

MSFD技术小组(2023)、IOC/WESTPAC(2018)均推荐使用FTIR或Raman光谱对微塑料进行成分分析。GESAMP(2019)也提到FTIR或Raman光谱是微塑料化学表征中最常用的方法,热分析与质谱联用等替代方法用于微米和纳米塑料的批量分析。ISO 24187:2023在报告中提到“选择一种或多种定量或定性检测方法具体取决于项目的目标和任务或现有需求,不同的检测方法每次测定的结果不同”。该报告还描述了光谱法(不同测试条件配置的红外和Raman光谱)适用于测定微塑料的数量和尺寸;热分析方法(TED-GC-MS、Py-GC-MS)适用于测定微塑料的质量。

标准编制组通过对四十篇水体和沉积物微塑料研究调研发现,有50%的研究使用了FTIR的方法,32.5%采用了目视检测,10%采用了Raman光谱,其他则采用了电子显微镜、染色和GC-MS方法。热分析方法虽可作为测定微塑料化学成分的替代的方法,也可用于确定样品中聚合物的质量分数(质量浓度),但不能生成有关颗粒尺寸、形状、数量或老化状况信息。常见不同分析方法的特点与应用详见表13。

表13 常见微塑料物理化学特征分析方法对比

	仪器名称	特点	应用
物理 表征	解剖显微镜	直接对颗粒表面进行观测，操作简单。	可初步识别筛选出塑料颗粒；但有时难以排除天然颗粒。
	偏光显微镜	用于鉴定物质细微结构光学性质，仪器精密。	有研究用于追踪识别贻贝组织及切片中的塑料颗粒。
	荧光显微镜	分析前先用荧光染料对颗粒进行染色。	对聚合物颗粒进行定性和定量，降低主观识别的误差，减少使用光谱仪器分析微塑料的时间；但天然有机成分也会被着色。
	扫描电子显微镜	可提供极其清晰的高倍放大图像，通过颗粒表面纹理来区分塑料和其他有机物粒子。	应用于观察各种固态物质的表面超微结构的形态和组成；难以用于大量样品的常规分析。
	原子力显微镜	不需要对样品进行任何特殊处理，可直接以纳米级分辨率获得表面形貌结构信息及表面粗糙度信息。	针对表面结构进行分析。
化学 表征	傅立叶红外光谱法（FTIR）	需要借助显微镜人工挑选，再用红外光谱逐一定性；能够获取形态、颜色、聚合物类型、数量、丰度等信息。	适用于 20 μm 以上微塑料检测，也是市场占比最多的仪器；但检测周期长。
	激光红外光谱法（LDIR）	可以连续扫描，检测效率高，适用于批量样品测试；能够获取形态、聚合物类型、丰度信息。	适用于 20 μm~500 μm 的微塑料。但光谱范围相对较窄、仪器价格相对较高。
	拉曼光谱（Raman）	功能与 FTIR 相当，但拉曼光谱可以识别的颗粒尺寸更小。	拉曼光谱对微塑料中的添加剂、颜料及前处理残留的荧光材料敏感，会干扰聚合物类型的识别，可通过调节参数和优化前处理减少影响但不能完全消除。
	扫描电子显微镜-能量分散 X 射线光谱（SEM-EDS）	通过 SEM 进行物理表征后，可以使用能量色散 X 射线光谱（EDS）进一步分析目标颗粒的元素组成，进而对塑料进行识别。	价格昂贵，且需要大量时间和精力来进行样品制备和分析；适用于特定塑料颗粒的分析，如老化的塑料颗粒。
	热解气相色谱-质谱（Py-GC/MS）	提供给定样品量中基于质量的目标聚合物浓度。	对污染非常敏感，无法分析颗粒的关键物理特性并确定数量，但可以用于补充数据的分析，不能用作替代方法。
	热萃取和解吸气相色谱-质谱（TED-GC/MS）	同时结合了热重分析与固相萃取（TGA-SPE）和热解吸气相色谱质谱（TDS-GC/MS），该方法可以直接对环境样品中的聚合物进行鉴定，无需任何预分选或样品制备步骤。	正在开发中，目前只公布了掺有聚乙烯样品的结果。

	仪器名称	特点	应用
	热重-差示扫描热联用 (TGA-DSC)	基于测定聚合物在固-液相转变过程中的热量差与温度的关系来判断聚合物的类型，只能识别半结晶聚合物，如聚乙烯和聚丙烯。	无法识别聚氯乙烯，聚酰胺，聚酯，聚乙烯对苯二甲酸酯和聚氨酯。

(2) 本标准附录 B 方法

目前还没有测定微塑料指标的国家或生态环境保护行业标准分析方法发布，但标准编制组制定的《海洋微塑料监测技术规范（试行）》（海环监〔2022〕13号）已经广泛应用，因此本标准直接引用了该文件的微塑料测定方法，并对其中的个别表述与本标准进行了协调和统一，待适用于测定微塑料各个指标的国家或生态环境保护行业标准分析方法发布后，按相关标准执行。

本方法的建立是以监测管控为目的，所采用的微塑料测定方法应能够至少确定微塑料的数量及其尺寸（分布），并确定聚合物类型（化学成分）。为获取微塑料的潜在来源和途径、评估生态毒理学影响，微塑料的质量、形态、颜色、透明度等也都是重要指标。目前还没有任何一种技术可以提供全部的特性指标信息。因此，如果要研究微塑料的所有特性，需要使用不同技术的组合方法。

标准编制组通过文献资料调研，确定采用目前国内外通用的海洋微塑料测定方法——傅立叶变换（显微）红外光谱法，并与显微镜进行联用，可以测定微塑料的尺寸、形态、颜色、成分和数量，给出微塑料丰度信息。对于微塑料的成分分析，MSFD 技术小组(2023)、ISO/TR 21960:2020 及部分文献有提到非全样品分析：“为了减少分析的时间和成本，建议对至少 10%的可能被识别为合成颗粒（每个样品至少分析 20 个颗粒，少于 20 个时应分析整个样品）的代表性子集进行分析”^[59]；“通过 FTIR-ATR 或 FTIR/拉曼显微技术识别单个颗粒非常耗时，因此通常只分析样品的一小部分，并将结果外推到整个样品。但文献中关于颗粒识别的确切方法通常描述不完整，颗粒数量在几个到 200 个之间，或者是过滤面积在 1%到 10%”^[65]；“为了识别微塑料的聚合物组成，从样品中随机选取了 162 个微塑料颗粒进行了 FTIR 分析，占微塑料总数的 20.4%^[108]”；“当样本中的微塑料颗粒数<100 个时应检测整个样本。当颗粒数>100 个时，应最少检测 100 个，同时保证至少样本中有 50%以上的颗粒被检测”^[109]。标准编制组在实际工作中发现，若样品中微塑料颗粒很多，由于颗粒形态、大小不一，通常成叠加的状态，且分布混乱；即使数量少的情况，在过滤处理后，颗粒在滤膜上也通常成聚集状态。这种不均匀分布，无论是分析一定数量还是一部分的滤膜，对聚合物数量和类型的实际分布都具有相当大的不确定性。目前大多数文献还是采用全膜检测的方法对微塑料进行分析和数量统计，因此标准编制组建议对处理后的微塑料样品进行全膜检测，以确保数据的完整性和精确性。

标准编制组在 2016 年制定了《海洋微塑料监测技术规程（试行）》（海环字〔2016〕13 号），同年试点应用于我国近海微塑料业务监测。部分沿海环境监测机构应用本标准方法，获取了我国近岸海域海洋微塑料分布状况数据，结果通过《中国海洋生态环境状况公报》发布。为掌握微塑料对海洋生物体的影响，标准编制组应用本方法对 13 个沿海城市鱼类、贝类体内的微塑料开展了研究，并编制形成《七成海洋鱼贝类检出微塑料潜在安全风险亟待

关注》，上报中办国办。2023 年该方法应用于第三次海洋污染基线调查。

本方法与国际通用方法相接轨。2017 年~2021 年标准编制组参加了 3 次分别由日本环境省组织（包括日本、美国、韩国、挪威等 12 家实验室参加）的 1 次、中挪合作项目组织（6 家实验室参加）的 2 次对水和沉积物的加标样品比对实验，均获得良好成绩，其中 12 家实验室的比对中标准编制组实验结果排名第 2。

5.8 质量保证与质量控制

5.8.1 采样质量保证与质量控制

5.8.1.1 基本要求

关于微塑料监测中需要的质量保证与质量控制措施，GESAMP（2019）、MSFD 技术小组（见 3.1.1.8）、ISO 5667-27:2025（见 3.1.6.7）等在技术指南中均有提到，主要是减少外来的、来自设备的污染、使用的器具应该保持清洁、应注意减少来自空气中纤维微塑料的污染等。

本标准为保障监测数据质量，减少样品在采集过程中受到潜在污染影响，同时结合上述技术指南中推荐的措施方法，对人员、着装、操作过程等进行了规范。主要内容如下。

监测人员需着纯棉工作服，并尽量避免穿着合成材质的衣物；尽量使用玻璃和金属材质的器具，避免样品直接接触塑料制品；与样品有直接接触的如网口流量计、网底管、托盘、样品容器等应用纯水预先清洗，并在使用前进行覆盖避免污染，必要时在使用前再次用纯水进行冲洗；不同点位应遵循相同的采样操作步骤，使样品具有可比性；采样过程中尽量减少工作人员/船员/操作员在工作区域活动，降低潜在污染；收集、转移样品时采样人员应处于下风向，减少空气中的纤维干扰。

本标准针对不同环境介质的采样操作提出了具体要求。

（1）表层海水

采集表层海水所需的网衣、网底管、网口流量计在组装前应使用密封袋存放，避免沾污。

标准编制组对网口流量计的转子常数进行了现场标定（表 14）。将固定有网口流量计的金属框释放到水下 10 m，以约 0.5 m/s 的速度从水下垂直拖拽至表层，计算得出转子常数标定值为 0.33（出厂转子常数为 0.3），相对误差为 10%。

表14 网口流量计转子常数现场标定结果

起始读数	终止读数	差值	Rci	转子常数标定值及相对误差
44660	44692	32	0.312	标定值：0.33 相对误差：10%
44692	44721	29	0.345	
44721	44747	26	0.385	
44748	44787	39	0.256（有涌浪）	
44787	44816	29	0.345	

表 15 以网口流量计转子常数标定值的相对误差±15%为例，根据反推结果，获得微塑料颗粒数量变动范围为 75~101 个，若按回收率计算（本底 86 个），回收率为 87%~117%，

满足分析方法（附录 B，75%~125%）要求。若分别以相对误差 10%和 20%为例，微塑料丰度相对误差分别为 9%~11%和 17%~25%，相比回收率分别为 91%~112%和 84%~124%。因此本标准推荐网口流量计转子常数的标定值与出厂值的最大允许误差为 15%。

表15 网口流量计转子常数标定值的最大允许误差值±15%

参数		表层海水的采样体积/m ³	微塑料丰度/（个/m ³ ）	相对误差
转子常数/m	0.255（-15%）	324	0.265（86 个）	17%
	0.3	381	0.226（86 个）	—
	0.345（+15%）	438	0.196（86 个）	13%
反推	微塑料丰度/（个/m ³ ）		微塑料数量/个	
	0.265	381	101	17%
	0.226	381	86	—
	0.196	381	75	13%
网口流量计记录器起始读数和终止读数差值为 4230；采样口宽度为 1 m；浸没高度为 0.3 m。				

此外，网口流量计在使用前后应用纯水进行清洗，避免交叉污染。

（2）海滩沉积物和海底沉积物

防止设备污染方面需要注意，采样框、铲子或勺子和托盘使用前应用纯水冲洗，并用铝箔纸包裹后备用或包裹后放入自封袋内，避免沾污和交叉污染。

在收集海底沉积物样品时应避免在沉积物采样器边缘取样，最大程度减少样品污染。

（3）海洋生物

海洋生物样品在收集后需要使用铝箔纸包裹后放入自封袋内，避免沾污。

5.8.1.2 全程序空白

（1）海水全程序空白

全程序空白是用于识别与样品容器和采样过程有关的微塑料污染。日本环境省（2023）在技术指南中描述，为了了解网衣的洁净程度，建议至少几张网进行一次空白测试。MSFD 技术小组（2023）要求，海水样品的全程序空白数量不少于采集样品总数的 10%，并应至少为 3 个全程序空白。本标准参照 MSFD 技术小组（2023）的建议，对海水全程序空白样的采集进行了规范，要求全程序空白数量不少于每日采集样品总数的 10%。因为现场每天的环境空气中的微纤维可能不同，或因现场技术人员的不同造成背景污染不一样，因此还要求每天每船至少采集 1 个全程序空白。

（2）海滩沉积物和海底沉积物全程序空白

MSFD 技术小组（2023）要求，沉积物样品的全程序空白数量不少于采集样品总数的 10%，并应至少为 3 个全程序空白。本标准参考了 MSFD 技术小组（2023）的建议，对沉积物全程序空白样的采集进行了规范，要求全程序空白数量不少于每日采集样品总数的 10%（至少 1 个）。

（3）海洋生物

海洋生物包含微塑料作为一个整体，分析前需要对其外部进行清洗，因此不考虑涉及现

场采样的全程序空白。

(4) 检出要求

对表层海水采样设备进行验证的全程序空白采集,标准编制组整理了不同时期及不同采样人员的全程序空白样品数据(共22个),详见图20。其中检出微塑料数量不超过10个的样品数(14个)占总数量的63.6%,不超过5个的样品数(13个)占59.1%。检测结果显示纤维含量普遍偏高。含有一定数量颗粒的全程序空白样品中必定含有较高数量的纤维,说明网衣没有清洗干净,或是干净的网衣在储存过程中受到污染。日本环境省(2023)对全程序空白的方法验证结果为平均有2个塑料颗粒,范围为0~5个。

标准编制组整理了不同时期及不同采样人员的沉积物全程序空白样品(共12个),检出微塑料结果为1~7个,平均值为3.3个,只有1个样品检出7个微塑料纤维。

空气中的纤维无处不在,且不可完全避免,考虑到每个实验室的分析环境不同,人员差异、方法差异影响,本标准要求全程序空白和对照样品测定结果应满足分析方法要求。

5.8.2 实验室质量保证与质量控制

5.8.2.1 基本要求

样品污染主要是来自外部、来自器皿的污染,因此需要保持使用的器具清洁,溶液需要过滤后使用,同时注意减少来自空气中纤维微塑料的干扰。本标准对此进行了规范,具体要求如下。

实验室分析人员需着纯棉工作服,尽量避免穿着合成材质的衣物;应保持实验室洁净、减少空气流通和工作人员流动,避免空气中的纤维对实验结果产生影响;尽量使用玻璃和金属材质的器具,避免样品直接接触塑料制品;所有玻璃器皿使用前应用纯水彻底清洗,并用玻璃表面皿或铝箔纸覆盖;实验中使用的溶液均应经滤膜(滤膜孔径应小于微塑料监测尺寸下限)过滤;培养皿、滤膜和镊子在使用前应用显微镜检查,确认无微塑料后方可使用。

5.8.2.2 内部质量控制

(1) 实验室空白样品

GESAMP(2019)建议对每批样品进行程序空白的质量控制。建议每批样品应包含3个空白样品,并与样品处理同时进行,以此发现来自空气、衣服或设备污染。MSFD技术小组(2023)在技术指南中也提到,可以使用空白样品测试来检验可能存在的环境污染。ISO/TR 21960:2020和ISO 24187:2023中均强调了空白值的重要性,但均未提到相关技术要求。

综上所述,本标准规定每批次样品应按分析方法中的要求进行实验室空白样品分析。

(2) 样品重复分析

GESAMP(2019)建议对每批样品进行质量控制的要求中包含了重复样品。微塑料丰度的变化可以体现在时间上,也可以体现在空间上。在空间上中小尺度的丰度变化可以是<1 m到几十米的尺度上,中大尺度的丰度变化可以是100 m到100 km。短时间重复水面拖网采样将有助于描述系统内的可变性。并建议至少重复3次,以了解数据的方差和误差。海底沉积物样品的采集也应尝试进行重复采样,条件允许可以至少重复3次。

MSFD技术小组(2023)并未对海水微塑料样品提出重复采样要求,但建议海底沉积物

可以重复采样（采集 2 次或 3 次），并将所得样品合并为复合样品以供实验室进一步分析。对于潮上带可以重复采集 5 个样品（间隔不小于 5 m）。

ISO 5667-27:2025 提出，采用适当的重复样品可以用来评估精度和可重复性。并建议每个样品应重复采集至少 3 次（同一点位）。如果可能，为了确保数据更具代表性，应在一天中的不同时间或一年中的不同时间重复采样。

通过本标准编制单位国家海洋环境监测中心与日本环境省合作开展的表层海水微塑料采样现场比对结果证明，在船体两侧同时开展表层海水样品采集，获得的尺寸范围在 1.0 mm~5.0 mm 的微塑料丰度无显著差异，对于尺寸小于 1.0 mm 的微塑料丰度，Neuston 网获得的结果较使用双体船采样器获得的微塑料丰度略高，但在 5% 的显著性水平上无明显差异（图 18）。因此，从经济适用性和检测结果两方面考虑，对于表层海水的微塑料采样不要求进行重复采集，但因为海滩沉积物和海底沉积物的采样量较少，数据代表性较差，因此在本标准中的采样环节对重复采样进行了要求。除重复采样以外，样品的实验室重复分析也可以提高数据的代表性。微塑料的环境样品与常规项目不同，样品无法达到均质，因此微塑料样品没有办法做成结果相近的平行样。

但国内标准对平行样的相关要求可作为本标准样品重复分析的参考。《地表水环境质量监测技术规范》（HJ 91.2-2022）规定“对于均匀样品，凡可做平行双样的监测项目应采集现场平行样品，每个采样批次至少采集一个现场平行样品”。《环境监测质量管理技术导则》（HJ 630-2011）“随机抽取一定比例的样品做平行样品测定”“平行样的测定结果在允许偏差范围内时，用其平均值报告测定结果”。《土壤环境监测技术规范（征求意见稿）》“当批次样品数 ≥ 20 个时，随机抽取不少于 5% 的样品；当批次样品数 < 20 个时，至少随机抽取 1 个样品；质量控制比例也可根据数据质控要求而调整”。目前国控网海洋环境质量监测要求，平行样测定数量为该批次样品数量的 10%。

综上所述，本标准规定海滩沉积物和海底沉积物样品应随机抽取样品总数的 10%（至少 1 组）进行样品的实验室重复分析。

5.8.2.3 加标回收

加标回收是必要的质量控制措施，主要考验技术人员对方法的操作熟练程度及根据实际样品的不同采用不同的实验步骤，可以评估前处理方法对微塑料的提取效率或损失。GESAMP（2019）建议对每批样品进行空白样品加标或基质加标的质量质控，建议应检测加标回收率（添加一些已知聚合物特性的微塑料颗粒）以确定微塑料的检测效率。MSFD 技术小组（2023）在技术指南中描述，加标样品应是掺入大量合成聚合物颗粒的真实沉积物样品，这些合成聚合物颗粒代表沉积物样品中要检测颗粒的主要尺寸类别、形态和聚合物组成；每批次样品应分析一定数量的加标样品。日本环境省（2023）和 ISO 5667-27:2025 也提到了微塑料参考物质的加标回收率可用于检验微塑料在处理提取及分析过程中的准确性。ISO/TR 21960:2020 和 ISO 24187:2023 都强调了样品加标的重要性，但均未提到相关技术要求。

因此，为考察任务相关技术人员对方法的操作水平、熟练程度，本标准规定，分析方法中有加标回收试验要求时，按照分析方法执行。若更换分析人员或方法时，首批样品必须同

步开展加标回收测试；分析人员不变时，可以根据样品分析频率，一般可按每季度或每半年开展一次加标分析。且每次应分析加标样品数量不少于 2 个。

根据 ISO 24187:2023，微塑料的参考物质分为两种：纯材料，其中目标分析物（即微塑料）是仅与潜在杂质和/或添加剂相关的主要成分，可以溶解或悬浮在纯溶剂中；基体参考物质，其中目标分析物是次要成分，嵌入基质（如土壤、水、空气、生物群）中，以模拟真实样品。为更好的模拟环境样品的处理效果（微塑料的提取效率），本标准要求微塑料的加标回收率测定应使用基体参考物质的方式。

（1）微塑料参考物质的选择及数量确定

ISO 24187:2023 要求，微塑料参考物质应是与环境样品相关的不同聚合物，应涵盖微塑料的整个尺寸范围或该范围内的特定尺寸类别，应包括不同形态的颗粒（包括球形颗粒、纤维、薄膜、碎片）。并根据需求优先考虑最需要的参考物质及添加数量。MSFD 技术小组(2023)对于沉积物标样的要求，“应是掺入大量合成聚合物颗粒的真实沉积物样品，这些合成聚合物颗粒代表沉积物样品中要检测的颗粒的主要尺寸类别、形态和聚合物组成。计算添加参考物质颗粒的回收率（%），应考虑不同尺寸类别、形态和聚合物组成的平均值。至少应包含 3 种不同密度、3 种不同形态的聚合物，及颗粒尺寸下限（即 100 μm）”。

标准编制组对研究期间的海水、沉积物加标实验结果进行了整理，详见表 16～表 17。

表16 海水样品微塑料加标回收情况

尺寸范围 mm	样品 1	样品 2	样品 3	样品 4	样品 5	样品 6	平均%	标准偏差 (%)	RSD%
<0.5	80.0	73.3	92.5	87.5	—	—	83.3	8.4	10.1
0.5~1	91.7	90.0	95.0	85.0	92.5	87.5	90.3	3.6	4.0
1~5	95.0	91.7	96.7	100.0	100.0	100.0	97.2	3.4	3.5
平均回收率	88.9	85.0	95.0	93.3	78.6	77.1	86.3	7.4	8.6

表17 沉积物样品微塑料加标回收情况

尺寸范围 mm	样品 1	样品 2	样品 3	样品 4	样品 5	样品 6	平均%	标准偏差 (%)	RSD%
<0.5	—	—	40.0	75.0	60.0	100.0	68.8	25.3	36.8
0.5~1	100.0	77.8	70.0	90.9	72.7	91.7	83.8	12.0	14.4
1~5	100.0	100.0	83.3	100.0	100.0	100.0	97.2	6.8	7.0
平均回收率	100.0	80.0	71.4	90.5	79.2	95.5	86.1	11.0	12.7

数据结果表明，小尺寸微塑料回收率相较于大尺寸要低，相对偏差也更大，说明回收小尺寸颗粒更加困难。NOAA（2015）在制定方法时，向水样中掺入了 2 种尺寸的聚乙烯颗粒，

1 mm 的颗粒获得 95% 的回收率, 0.3 mm 的颗粒获得 60%~85% 的回收率。实际的环境样品中小尺寸颗粒数量通常更多, 因此, 为了使标准样品更贴合实际情况, 更好的验证实验方法的有效性, 本标准建议添加的参考物质颗粒应包含一定数量的靠近检出尺寸下限的颗粒。

环境样品分析中常见的塑料种类包括聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯、聚酰胺、聚氯乙烯等, 不同聚合物类型的材质密度不同。选择的参考物质应为环境中微塑料的常见成分, 本标准要求应使用具有与特定环境样品相关的参考物质, 以模拟环境样品。加入水中的参考物质应多使用密度小于海水的聚合物类型; 加入沉积物和生物体中的参考物质应多使用密度大于海水的聚合物类型。根据 MSFD 技术小组 (2023) 建议, 参考物质中的微塑料应含不同聚合物类型、不同形状 (不包含纤维微塑料), 涵盖微塑料整个尺寸范围, 并应尽可能接近尺寸下限。因此本标准要求, 应使用具有与特定环境样品相关的参考物质。成分应为环境介质中常见塑料种类, 如聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯、聚酰胺、聚氯乙烯等。参考物质中的微塑料至少应包含 3 种不同成分、3 种不同形状 (不包含纤维微塑料), 覆盖微塑料整个尺寸范围, 根据分析方法应尽可能接近微塑料的尺寸下限 (如海水微塑料为 0.33 mm)。

由于参考物质颗粒的数量会影响回收率的分辨率, MSFD 技术小组 (2023) 建议碎片和线至少使用 50 个, 从而获得 2% 的分辨率; 对沉积物标样建议参考物质颗粒的最小平均回收率为 80%。在本标准编制组参与的中挪合作项目 (2021) 加标实验中, 标样中加入了环境中的常见成分的颗粒, 分别为聚乙烯 (代表低浓度, PE: 0.9 g cm^{-3}), 聚苯乙烯 (代表中等浓度, PS: 1.05 g cm^{-3}) 以及聚氯乙烯 (代表高浓度, PVC: 1.4 g cm^{-3}), 总数量不少于 50 个。

综上所述, 本标准要求参考物质添加数量原则上应不少于 50 个。

(2) 微塑料参考物质的来源

ISO 24187:2023 “用于参考物质的微塑料颗粒通常可以通过两种方法获得: 通过合成, 或通过将大块塑料颗粒/制品的尺寸减小 (如超声处理和低温研磨)。科学文献中描述了多种生产方法, 但最常用的是研磨法。使用低温研磨所得颗粒覆盖的尺寸范围更广” “参考物质必须在一个或多个指定的定性和/或定量特性方面足够均匀和稳定, 例如微塑料颗粒的质量和/或数量”。

标准编制组通过实验室实际操作, 确定可以通过购买现成的、大小不同的塑料微球, 或者将不同颜色的大块塑料制品 (如薄膜、渔线、硬质塑料片等) 通过切割得到更小尺寸的塑料颗粒来完成加标实验。但实验中也发现, 某些微球或是结构不稳定的颗粒在长时间溶液浸泡或者搅拌过程中可能碎成两半或从其表面剥离形成另外的颗粒, 可能造成加标回收率偏高。因此, 本标准规定, 微塑料的参考物质颗粒可以通过购买, 或者通过切割、低温研磨等方法将大块塑料制成可以使用的更小尺寸的颗粒, 但微塑料参考物质应具有稳定性。

(3) 微塑料参考物质添加方法

GESAMP (2019) 建议对每批样品进行空白样品加标或基质加标的质量质控。

MSFD 技术小组 (2023) “加标样品应是掺入大量合成聚合物颗粒的真实沉积物样品”。

ISO 24187:2023 “加标样品可以由掺有参考物质的干净基质制备, 然后均质化, 也可以由已含有参考物质的基质制备, 大量取样并均质化, 或两者相组合。对于含有微塑料的标样, 目前所使用的方法是掺入原始的、轮廓分明且特征明确的塑料颗粒”。

参考上述技术指南对微塑料加标样品的描述，本标准规定，可以选择在清洁的基质（纯水、经多次浮选后的沉积物、生物肌肉匀浆）或环境样品（表层海水、海滩沉积物、海底沉积物、生物匀浆）中添加微塑料参考物质，并混合均匀，制备成海水、沉积物和海洋生物加标样品。并且要求，添加进环境样品中的微塑料参考物质应轮廓分明、特征明显，易于辨识。此外，由于不同粒径颗粒的沉积物在前处理过程中对微塑料在浮选溶液中的分离存在一定影响，本标准要求，制备清洁的沉积物加标样品时应根据具体环境样品的基质类型确定加标样品基质，如砂砾、淤泥等。

5.8.2.4 外部质量控制

根据 HJ 630-2011 对外部质量控制的相关要求，可采用实验室间比对的方法开展质量控制。实验室间比对“可采用能力验证、比对测试或质量控制考核等方式进行实验室间比对，证明各实验室间监测数据的可比性”。因此本标准规定，可采用加标回收方式开展实验室间比对。

为检验本方法在国内不同实验室的可操作性，编制单位邀请国内 6 家具有 CMA 资质的单位开展微塑料分析实验比对。参与比对的单位分别为中国环境科学研究院、自然资源部第二海洋研究所、中国科学院海洋研究所、岛津企业管理（中国）有限公司、江苏省南通环境监测中心、广西壮族自治区海洋环境监测中心站。采用的分析仪器如表 18 所示。方法比对所用的微塑料标样为国家海洋环境监测中心自制，海水、沉积物和生物体各准备 2 个标样，加入了不同尺寸、颜色、成分和形态的塑料颗粒及微球作为参考物质，如图 24 所示。海水经 0.7 μm 玻璃纤维滤膜过滤，200 g 沉积物经 1.8 g/ml 的 NaI 溶液反复浮选，20 g 鱼肉剪碎后使用。

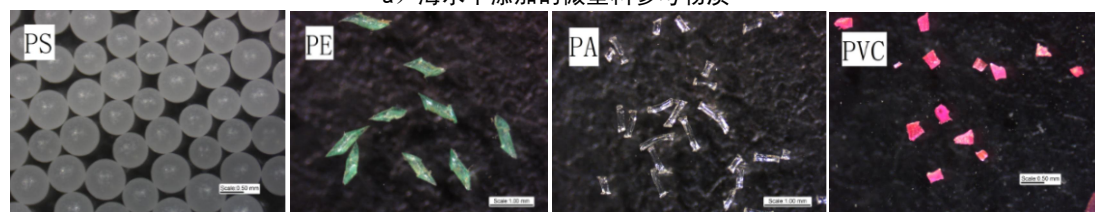
表18 各家实验室验证使用的分析仪器

验证单位	仪器名称	型号	技术参数
中国环境科学研究院	傅立叶变换红外显微镜	Varian 610-IR	空间分辨率：4 cm^{-1} ； 检测器：专利线性 MCT 检测器。
自然资源部第二海洋研究所	傅立叶显微变换红外光谱仪	iN10 MX	光谱范围：7800~450 cm^{-1} ； 光谱分辨率：0.4 cm^{-1} ； 空间分辨率：10 μm （ATR 3 μm ）； 信噪比：25000:1； 检测器：室温 DTGS 检测器、液氮冷却 MCT 检测器。

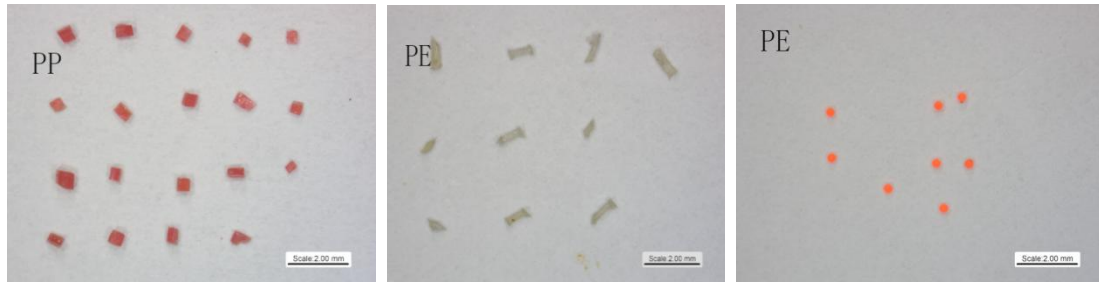
中国科学院海洋研究所	傅立叶显微红外光谱仪	Spotlight 400	光谱范围：主机，8000~350 cm ⁻¹ ；显微成像系统，7800~600 cm ⁻¹ ； 光谱分辨率：优于 0.4 cm ⁻¹ ； 空间分辨率：1.56 μm； 信噪比：主机优于 220000:1，显微成像部分优于 40000:1； 检测器：16 单元 MCT 检测器阵列。
岛津企业管理（中国）有限公司	傅立叶红外光谱仪	IRTracer-100	光谱范围：4000~400 cm ⁻¹ ； 光谱分辨率：最高 0.25 cm ⁻¹ ； 信噪比：60000:1； 检测器：DLATGS 检测器。
江苏省南通环境监测中心	傅立叶显微红外光谱分析仪	Nicolet iS50, iN10 MX	Nicolet iS50 光谱范围：12800~350 cm ⁻¹ ； 光谱分辨率：0.09 cm ⁻¹ ； 检测器：DLATGS 中红外检测器、InGaAs 检测器、液氮制冷 MCT 检测器。 iN10MX 光谱范围：7800~450 cm ⁻¹ ； 光谱分辨率：0.4 cm ⁻¹ ； 空间分辨率：10 μm（ATR 3 μm）； 信噪比：25000:1； 检测器：室温 DTGS 检测器、液氮冷却 MCT 检测器。
广西壮族自治区海洋环境监测中心站	显微红外光谱仪	Spotlight 400	光谱范围：8300~380 cm ⁻¹ ； 光谱分辨率：0.5 cm ⁻¹ ； 检测器：16 单元 MCT 检测器阵列。



a) 海水中添加的微塑料参考物质



b) 沉积物中添加的微塑料参考物质



c) 生物体中添加的微塑料参考物质

图24 标样中的微塑料参考物质

6 家实验室均按照《海洋微塑料监测技术规范（征求意见稿）》建立的方法开展实验。海水微塑料的加标回收率范围为 78.0%~98.4%，平均回收率为（87.4±7.4）%，实验室间相对标准偏差为 8.5%；沉积物微塑料的加标回收率范围为 76.0%~91.6%，平均回收率为（83.4±9.2）%，实验室间相对标准偏差为 11.1%；生物体微塑料的加标回收率范围为 76.6%~100%，平均回收率为（87.5±10.3）%，实验室间相对标准偏差为 11.8%。不同实验室间微塑料加标样回收情况见表 19。

表19 不同实验室分析比对微塑料回收情况

验标单位	回收率（%）								
	海水样品			沉积物样品			生物体样品		
	样品 1	样品 2	平均	样品 1	样品 2	平均	样品 1	样品 2	平均
1	100.0	96.7	98.4	93.3	90.0	91.6	96.7	100	98.4
2	84.0	72.0	78.0	76.0	76.0	76.0	73.3	80.0	76.6
3	90.0	86.0	88.0	75.0	80.0	77.5	100	100	100
4	90.0	96.0	93.0	95.0	100.0	97.5	73.3	80.0	76.6
5	84.3	85.7	85.0	80.0	85.0	82.5	93.3	86.7	90.0
6	80.0	84.0	82.0	80.0	70.0	75.0	86.7	80.0	83.4
平均回收率	—	—	87.4	—	—	83.4	—	—	87.5
标准偏差	—	—	7.4	—	—	9.2	—	—	10.3
实验室间相对标准偏差	—	—	8.5	—	—	11.1	—	—	11.8

综上所述,本标准要求微塑料参考物质加标数量回收率的相对标准偏差一般不大于 15%。若分析方法有相关要求的则按分析规定执行。

5.8.2.5 其他实验室质量控制要求

此外，分析人员还应按照相应分析方法中的要求做好其他实验室质量控制要求。

5.9 数据与报告

5.9.1 原始记录

5.9.1.1 现场记录

现场采样记录至少包括：监测区域名称、采样日期和时间、采样位置、样品编号、保存方法等。若采样现场出现特殊情况，应予以记录，便于之后参照相关信息对样品及数据进行处理和分析。可以根据监测项目要求参照本标准附录 C 自行设计表格。

表层海水采样应同时记录海况等级、网口流量读数、采样船速、表层水体微塑料采样器采样口浸没高度、采样口宽度、网衣孔径等。

海滩沉积物样品采集应同时记录海滩长度、点位位置、样品性状描述（砾石、粗砂、细粉砂、粘土）等。

海底沉积物样品采集应同时记录水深、重复采样次数、采样设备类型、样品性状描述（砂、砾、粗砾、淤泥）等。

海洋生物样品采集应同时记录物种中文名、物种拉丁名、生长方式、采样方式、样品数量等。

5.9.1.2 交接记录

交接记录至少包括：交接样品日期和时间、样品编号、保存方式、交样人员、接样人员等信息，记录样品（包括实际样品、全程序空白和对照样品）交接时的样品状态、数量以及异常情况。

5.9.1.3 实验室原始记录

实验室原始记录至少包括：任务编号、监测项目名称、分析方法、样品编号、样品类别、分析仪器名称及型号，分析日期；监测过程的关键信息，如与计算有关的样品体积信息、质量信息、计算公式；分析人员、复核人员、审核人员等信息，同时按分析方法要求记录微塑料指标，并应保存微塑料的照片、谱图等电子图像文件。

5.9.2 监测数据处理

5.9.2.1 微塑料不同于常规污染物，在环境中无法达到均质，不同点位的微塑料丰度可能差异很大。因此，当微塑料丰度异常偏高或偏低时，应从原始记录、采样和分析方法以及点位周边环境特点等实际情况查找原因，同时结合邻近点位及历史数据，必要时重新采样分析，以对该点位的微塑料赋存情况进行复核。

5.9.2.2 微塑料在环境中以非匀质状态存在，即使是同一点位的海滩沉积物和海底沉积物样品重复分析的微塑料数据结果也可能差异较大。不同点位的微塑料丰度、质量浓度可能变化不大也可能变化很大，因此监测点位/区域的微塑料丰度需要以平均值来表示，并以算术平均值计算，同时结合标准偏差，以反应数据的变化情况。

5.9.2.3 微塑料的尺寸单位一般为“mm”，保留小数点后两位。

5.9.2.4 根据表 3 显示，不同环境介质中的微塑料表示单位不同，而且国际上也未就微塑料丰度或质量浓度的报告单位形成一致建议。

GESAMP (2019) 推荐同时记录数量和质量数据。

MSFD 技术小组 (2023) 推荐，水样中的微塑料丰度使用“个/m³”和“个/m²”同时报告；沉积物使用“个/kg (干重)”；海鸟使用“个/个体”和“g/个体”，海龟使用“g/个体”（监测的主要信息），海洋哺乳动物使用“个/个体”和“g/个体”（监测的主要信息）；鱼类使用“个/个体”和“g/个体”；贝类使用“个/个体或个/g”。

NOAA (2015) 建议根据研究目标，选择合适的表示单位。比如想了解微塑料在特定尺寸范围内的丰度与其他自然物丰度的比值，即采用两者在干燥的条件下的质量比表示“(g 微塑料)/(g 总固体)”；若想了解微塑料在监测点位间随区域或时间的变化趋势，可以使用“(g 微塑料)/(mL 基质)”，基质体积是指经过处理后获得样品的水、沙子或沉积物的体积；若了解样品与历史样品的比较结果，或者微塑料在一定区域内的分布，可以使用“(g 微塑料)/(m² 基质)”表示。

UNESCO IOC/WESTPAC (2018) 推荐 1 mm~5 mm 的微塑料使用“个/m²、个/m³、g/m²、g/m³”，小于 1 mm 的微塑料使用“个/m²，个/m³、个/kg”。

本标准参考了 NOAA (2015) 的建议，根据研究目标选择合适的表示单位。同时结合标准编制组历年工作成果，规定根据监测任务要求确定微塑料丰度和质量浓度的表示单位，并给出了一般性建议。

海水微塑料丰度单位一般用“个/m³”表示；海滩沉积物和海底沉积物（干重）微塑料丰度一般用“个/kg”表示；贝类软组织微塑料丰度一般用“个/个体”、“个/g”表示，鱼类和其他海洋生物体（如鸟类）微塑料丰度可使用“个/个体”表示。

海水微塑料质量浓度单位一般用“mg/m³”表示；海滩沉积物和海底沉积物（干重）微塑料质量浓度单位一般用“mg/kg”表示；贝类软组织微塑料质量浓度单位一般用“mg/个体”、“mg/g”表示，鱼类和其他海洋生物体（如鸟类）微塑料质量浓度单位可使用“mg/个体”表示。

5.9.2.5 微塑料丰度和质量浓度结果一般保留到小数点后 2 位。

5.9.2.6 未检出使用“<1 个”“<0.001 mg”来表示。

GESAMP (2019) 指出，选择数量或质量数据的理由取决于要解决的政策问题以及生

成可重复和可靠数据的实际情况。理想情况下，建议两种单位同时使用。日本环境省（2023）指出，海洋表面的微塑料丰度以每单位水体积或单位表面积微塑料数量或质量来进行报告。因此，本标准推荐可以根据监测目的同时记录微塑料的数量和质量数据。

根据目前常用分析方法，采用红外或是拉曼光谱法可以直接获取微塑料的单个粒子信息，但是微塑料丰度和质量浓度是通过间接统计微塑料颗粒数量和质量获得的。虽然热分析法可以直接获取微塑料质量信息，但此方法目前还无法用作以监测为目的的样品分析（无法同时获得微塑料多个特性指标），只能作为补充分析。因此，从分析方法方面考虑，以最小分度值为 0.001 mg 的电子天平对微塑料颗粒进行称量，可以满足以监测为目的的样品分析，所以确定以“<1 个”“<0.001 mg”来表示样品中微塑料的未检出，若分析方法中有数据处理则按分析方法规定执行。

5.9.2.7 若分析方法中有数据处理要求则按分析方法的相关规定执行。

5.9.3 监测报告内容要求

监测报告内容应至少包括：监测概况（含监测区域概况）、方法依据、点位（分布图）、监测内容、仪器设备、监测结果等。其中监测区域概况应是必要内容，通过对监测区域环境特征进行调查，包括功能区类型、河流输入、海流等，可以用于分析不同特性微塑料的潜在来源，进行空间分布的影响因素分析。

5.10 附录

本标准设置了 3 个资料性附录，附录 A 为点位布设方法和表层水体微塑料采样器示意图，提供了不同海域微塑料监测点位布设方法参考，表层水体微塑料采样器的常见类型及推荐，供选用采样设备时参考。附录 B 提供了海洋微塑料测定的参考方法，修订自《海洋微塑料监测技术规范（试行）》（海环监〔2022〕13 号），并对其中的表述与本标准内容进行了协调和统一。本标准附录 B 方法相对于海环监〔2022〕13 号文件的微塑料测定方法，规范了试剂表述；修改了例如干燥箱精度（由 0.1℃ 改为 1℃）、部分操作过程的语言表达，使其更简练、更具有操作性；增加了水浴锅、章节号引用等之前有遗漏的细节；按照《环境监测分析方法标准制订技术导则》（HJ 168-2020）和《环境保护标准编制出版技术指南》（HJ 565-2010）进行编辑性修改。附录 C 包括了表层海水、海滩沉积物和海底沉积物、海洋生物采样记录表，作为资料性附录供自制表格时参考。

6 标准征求意见稿技术审查情况

于 2023 年 7 月 17 日，生态环境部生态环境监测司在线上组织召开了第一次标准征求意见稿技术审查会，本标准未通过技术审查。审查建议如下：

（1）补充完善关于分析方法与技术方法的关系，明确本标准的适用范围和与后续相关标准方法的衔接；

（2）进一步补充关于术语和定义、图表、采样时间和频次、项目、点位布设的确定依据，监测分析的微塑料尺寸范围等；

(3) 按照《环境保护标准编制出版技术指南》(HJ 565-2010) 对标准文本和编制说明进行编辑性修改。

标准编制组按照技术审查会专家意见进一步完善标准文本及编制说明。

2025 年 7 月 3 日召开第二次征求意见稿技术审查会, 通过技术审查, 专家组形成如下意见:

(1) 编制说明中补充第一次标准征求意见技术审查会处理情况, 进一步完善近岸、近海海域点位布设的依据, 说明附录 B 与《海洋微塑料监测技术规范(试行)》(海环监〔2022〕13 号) 主要差异;

(2) 标准文本中增加微塑料质量浓度的定义, 补充各类型采样网的适用范围, 完善附录 C 采样记录信息;

(3) 按照《环境监测分析方法标准制订技术导则》(HJ 168-2020) 和《环境保护标准编制出版技术指南》(HJ 565-2010) 对标准文本和编制说明进行编辑性修改。

标准编制组按照技术审查会专家意见继续完善标准文本及编制说明。

7 标准实施建议

暂无。

8 参考文献

- [1] ANDRADY A L, RAJAPAKSE N. Additives and chemicals in plastics. The handbook of environmental chemistry[M]. Springer International Publishing AG, US5.12. 2016, 78.
- [2] KUTZ M (Ed.). Applied plastics engineering handbook: Processing and materials[M]. Elsevier. 2011.
- [3] WYPYCH G. Handbook of polymers, 2nd edition[M]. ChemTec Publishing, Toronto, Canad, 5.12. 2016.
- [4] FROND H L, SEBILLE E, PARNIS J M, et al. Estimating the mass of chemicals associated with ocean plastic pollution to inform mitigation efforts[J]. Integrated Environmental Assessment and Management, 2019, 15 (4): 596-606.
- [5] ASHTON K, HOLMES L, TURNER A. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment[J]. Marine Pollution Bulletin, 2010, 60 (11): 2050-2055.
- [6] HOLMES L A, TURNER A, THOMPSON R C. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment[J]. Environmental Pollution, 2012, 160 (1): 42-48.
- [7] LEE H, SHIM W J, KWON J H. Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals[J]. Sci Total Environ, 2014, 470-471: 1545-1552.
- [8] MATO Y, ISOBE T, TAKADA H, et al. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment[J]. Environmental Science and Technology, 2001, 35 (2): 318-324.
- [9] ROCHMAN C M, HENTSCHEL B T, TEH S J. Long-term sorption of metals is similar among plastic types: implications for plastic debris in aquatic environments[J]. PLoS One, 2014, 9 (1): e85433.
- [10] ENGLER R E. The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean[J]. Environmental Science and Technology, 2012, 46 (22): 12302-12315.
- [11] RIOS L M, MOORE C, JONES P R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment[J]. Marine Pollution Bulletin, 2007, 54 (8): 1230-1237.
- [12] ROCHMAN C M, MANZANO C, HENTSCHEL B T, et al. Polystyrene plastic: a source and sink for polycyclic aromatic hydrocarbons in the marine environment[J]. Environmental Science and Technology, 2013, 47 (24): 13976-13984.
- [13] TAKADA S. International pellet watch: Studies of the magnitude and spatial variation of chemical risks associated with environmental plastics. In: Gabrys, J., Hawkins, G., Michael, M. (Eds.), Accumulation: the material politics of plastic[M]. Routledge, 2013: 198-221.
- [14] TEUTEN E L, SAQUING J M, KNAPPE D R, et al. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2009, 364 (1526): 2027-2045.
- [15] OGATA Y, TAKADA H, MIZUKAWA K, et al. International Pellet Watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs,

- and HCHs[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2009, 58 (10): 1437-1446.
- [16] WANG F, WANG F, ZENG E Y. Sorption of toxic chemicals on microplastics. In: Zeng, E. Y. (Ed.), *Microplastic contamination in aquatic environments: An emerging matter of environmental urgency*[M]. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 2018: 225-247.
- [17] WANG F, WONG C S, CHEN D, et al. Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review[J]. *Water Research*, 2018, 139: 208-219.
- [18] HARSHVARDHAN K, JHA B. Biodegradation of low-density polyethylene by marine bacteria from pelagic waters, Arabian Sea, India[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 77(1-2): 100-106.
- [19] GEYER R, JAMBECK J R, LAW K L. Production, use, and fate of all plastics ever made[J]. *Science Advances*, 2017, 3: e1700782.
- [20] BORRELLE S B, RINGMA J, LAW K L, et al. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution[J]. *Science*, 2020, 369: 1515-1518.
- [21] ANDRADY A L. Microplastics in the marine environment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62: 1596-1605.
- [22] ANTHONY L A, HALIM S H, Ayako T. Effects of climate change and UV-B on materials[J]. *Photochemical and Photobiological Sciences*, 2003, 2: 68-72.
- [23] THOMPSON R C, Olsen Y, Mitchell R P, et al. Lost at sea: where is all the plastic?[J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838.
- [24] ARTHUR C, BAKER J, BAMFORD H, et al. Summary of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris[C]. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NOS-OR&R-30, 2009, (January): 530.
- [25] KERSHAW P J, ROCHMAN C M. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment[M]. IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. GESAMP, 2016.
- [26] ERIKSEN M, LEBRETON L, CARSON H S, et al. Plastic pollution in the world's oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea[J]. *PLoS ONE*, 2014, 9(12): e111913.
- [27] MU J L, ZHANG S F, QU L, et al. Microplastics abundance and characteristics in surface waters from the Northwest Pacific, the Bering Sea, and the Chukchi Sea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, 143: 58-65.
- [28] MU J L, QU L, ZHANG S F, et al. Abundance and distribution of microplastics in the surface sediments from the northern Bering and Chukchi Seas[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 245: 122-130.
- [29] TANAKA K, TAKADA H, YAMASHITA R, et al. Facilitated leaching of additive - derived PBDEs from plastic by seabirds' stomach oil and accumulation in tissues[J]. *Environmental*

- Science and Technology, 2015, 49(19): 11799-11807.
- [30] SANTOSI R G, MACHOVSKY-CAPUSKA G E, ANDRADES R. Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding[J]. Science, 2021, 373(7): 56-60.
 - [31] SETAELAE O, FLEMING-LEHTINEN V, LEHTINIEMI M. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web[J]. Environmental Pollution, 2014, 185: 77-83.
 - [32] VAN CAUWENBERGHE L, JANSSEN C R. Microplastics in bivalves cultured for human consumption[J]. Environmental Pollution, 2014, 193: 65-70.
 - [33] LI J, QU X, SU L, et al. Microplastics in mussels along the coastal waters of China[J]. Environmental Pollution, 2016, 214: 177-184.
 - [34] TENG J, et al. Microplastic in cultured oysters from different coastal areas of China[J]. Science of The Total Environment, 2019, 653: 1282-1292.
 - [35] 于翔, 许莉莉, 刘强, 等. 象山湾常见海洋生物体内微塑料的丰度、形态和成分组成研究[J]. 渔业科学进展, 2021, 42(4): 1-11.
 - [36] LI J, LUSHER A L, ROTCHELL J M, et al. Using mussel as a global bioindicator of coastal microplastic pollution[J]. Environmental Pollution, 2019, 244: 522-533.
 - [37] SAVOCA M S, MCINTURF A G, HAZEN E L. Plastic ingestion by marine fish is widespread and increasing[J]. Global Change Biology, 2021, 27(10): 2188-2199.
 - [38] FOEKEMA E M, DE GRUIJTER C, MERGIA M T, et al. Plastic in north sea fish[J]. Environmental Science and Technology, 2013, 47(15): 8818-8824.
 - [39] ROMEO T, PIETRO B, PEDÀ C, et al. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea[J]. Marine Pollution Bulletin, 2015, 95(1): 358-61.
 - [40] BOERGER C M, LATTIN G L, MOORE S L, et al. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre[J]. Marine Pollution Bulletin, 2010, 60(12): 2275-2278.
 - [41] LUSHER A L, MCHUGH M, THOMPSON R C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel[J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 67(1-2): 94-99.
 - [42] ZHU L, WANG H, CHEN B, et al. Microplastic ingestion in deep-sea fish from the South China Sea[J]. Science of the Total Environment, 2019, 677: 493-501.
 - [43] BALTZ D M, MOREJOHN G V. Evidence from seabirds of plastic particle pollution off central California[J]. Western Birds, 1976, 7: 111-112.
 - [44] AVERY - GOMM S, PROVENCHER J F, LIBOIRON M, et al. Plastic pollution in the Labrador Sea: An assessment using the seabird northern fulmar *Fulmarus glacialis* as a biological monitoring species[J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, 127: 817-822.
 - [45] O'HANLON N J, JAMES N A, MASDEN E A, et al. Seabirds and marine plastic debris in the northeastern Atlantic: A synthesis and recommendations for monitoring and research[J]. Environmental Pollution, 2017, 231 (Pt 2): 1291-1301.
 - [46] RAPP D C, YOUNGREN S M, HARTZELL P, et al. Community-wide patterns of plastic

- ingestion in seabirds breeding at French Frigate Shoals, Northwestern Hawaiian Islands[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 123(1-2): 269-278.
- [47] BOND A L, PROVENCHER J F, DAOUST P Y, et al. Plastic ingestion by fulmars and shearwaters at Sable Island, Nova Scotia, Canada[J]. Marine Pollution Bulletin, 2014, 87 (1-2): 68-75.
- [48] WILCOX C, VAN SEBILLE E, HARDESTY B D. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015, 112 (38): 11899-11904.
- [49] LAVERS J L, HUTTON I, BOND A L. Temporal trends and interannual variation in plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Ardenna carneipes*) using different sampling strategies[J]. Environmental Pollution, 2021, 290: 118086.
- [50] VAN FRANEKER J A, KÜHN S, ANKER-NILSSEN T, et al. New tools to evaluate plastic ingestion by northern fulmars applied to North Sea monitoring data 2002-2018[J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 166: 112246.
- [51] HIDALGO-RUZ V, LUNA-JORQUERA G, ERIKSEN M, et al. Factors (type, colour, density, and shape) determining the removal of marine plastic debris by seabirds from the South Pacific Ocean: Is there a pattern?[J]. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 2021, 31 (2): 389-407.
- [52] SANTOS R G, ANDRADES R, FARDIM L M, et al. Marine debris ingestion and Thayer's law – The importance of plastic color[J]. Environmental Pollution, 2016, 214: 585-588.
- [53] NISHIZAWA B, THIEBOT J B, SATO F, et al. Mapping marine debris encountered by albatrosses tracked over oceanic waters[J]. Scientific Reports, 2021, 11 (1): 10944.
- [54] DESFORGES J P W, GALBRAITH M, & ROSS P S. Ingestion of microplastics by zooplankton in the northeast Pacific Ocean[J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2015, 69(3): 320-330.
- [55] SUN X, LI Q, ZHU M, et al. Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea[J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 115: 217-224.
- [56] CHOY C A, ROBISON B H, GAGNE T O, et al. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column[J]. Scientific Reports, 2019, 9(1): 7843.
- [57] ROTJAN R D, SHARP K H, GAUTHIER A E, et al. Patterns, dynamics and consequences of microplastic ingestion by the temperate coral, *Astrangia poculata*[J]. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 2019, 286(1905): 20190726.
- [58] JAMIESON A J, BROOKS L S R, REID W D K, et al. Microplastics and synthetic particles ingested by deep – sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth[J]. Royal Society Open Science, 2019, 6: 1-11.
- [59] MSFD Technical Group on Marine Litter, Galgani F, Ruiz-Orejón L F, Ronchi F, et al. Guidance on the monitoring of marine litter in European Seas an update to improve the

harmonised monitoring of marine litter under the Marine Strategy Framework Directive, EUR 31539 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2023, ISBN 978-92-68-04093-5.

- [60] LIPPIATT S, OPFER S, ARTHUR C. Marine debris monitoring and assessment: Recommendations for monitoring debris trends in the marine environment[R]. NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-46, 2013.
- [61] MASURA J, BAKER J, FOSTER G, et al. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: Recommendations for quantifying the synthetic particles in water and sediments[R]. Silver Spring, USA: NOAA Marine Debris Division, 2015.
- [62] IOC Sub-Commission for the Western Pacific (WESTPAC). Guidelines for sampling and analysis of microplastics in beach sediment[R]. WESTPAC, 2018.
- [63] KERSHAW P J, TURRA A, GALGANI F. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter in the ocean[R]. GESAMP Reports and Studies, UNEP, 2019.
- [64] MICHIDA Y, CHAVANICH S, CHIBA S, et al. Guidelines for harmonizing ocean surface microplastic monitoring methods[R]. Ministry of the Environment Japan, 2019, 74 pp.
- [65] Plastics-Environmental aspects-State of knowledge and methodologies[S]. ISO/TR 21960:2020.
- [66] Principles for the analysis of microplastics present in the environment[S]. ISO 24187:2023
- [67] Water quality-Sampling-Part 27 Guidance on sampling for microplastics in water[S]. ISO 5667-27:2025.
- [68] Nairobi. Monitoring plastics in rivers and lakes: Guidelines for the harmonization of methodologies[R]. United Nations Environment Programme, 2020.
- [69] 中华人民共和国生态环境部. 2021 年中国海洋生态环境状况公报[R]. 2022.
- [70] LI S Y, WANG Y L, LIU L H, et al. Temporal and spatial distribution of microplastics in a coastal region of the Pearl River estuary, China[J]. Water, 2021, 13(12): 1618.
- [71] 曲玲, 张微微, 王旭, 等. 锦州湾表层海水微塑料分布特征[J]. 海洋学报, 2021, 43(2): 98-104.
- [72] WANG T, HU M H, SONG L L, et al. Coastal zone use influences the spatial distribution of microplastics in Hangzhou Bay, China[J]. Environmental Pollution, 2020, 266: 115137.
- [73] GAO F L, LI J X, HU J, et al. A review of microplastics in China marine waters. Journal of Ocean University of China, 2022.
- [74] WU X, ZHONG C, WANG T, et al. Occurrence and distribution of microplastics on recreational beaches of Haichow Bay, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28: 6132-6145.
- [75] LI J, ZHANG H, ZHANG K, et al. Characterization, source, and retention of microplastic in sandy beaches and mangrove wetlands of the Qinzhou Bay, China[J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, 136: 401-406.

- [76] Fok L, Cheung P K. Hong Kong at the Pearl River Estuary: A hotspot of microplastic pollution [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 99: 112-118.
- [77] 辽宁省质量技术监督局. DB21/T 2751-2017 海水中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法[S]. 2017.
- [78] 山东省市场监督管理局. DB37/T 4323-2021 海水增养殖区环境微塑料监测技术规范[S]. 2021.
- [79] 山东省市场监督管理局. DB37/T 4684-2023 海滨滩涂微塑料监测技术规范[S]. 2023.
- [80] 中关村材料试验技术联盟. T/CSTM00563-2022 景观水中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法[S]. 2022.
- [81] 辽宁省环境监测协会. T/LNEMA002-2023 城市河道中微塑料的测定 傅立叶变换显微红外光谱法[S]. 2023.
- [82] HIDALGO-RUZ V, GUTOW L, THOMPSON RC, et al. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46: 3060-3075.
- [83] PASQUIER G, DOYEN P, KAZOUR M, et al. Manta Net: The golden method for sampling surface water microplastics in aquatic environments[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 811112.
- [84] 李道季. 海洋微塑料研究焦点及存在的科学认知误区[J]. *科技导报*, 2020, 38(14): 46-53.
- [85] ERIKSEN M, LIBOIRON M, KIESSLING T, et al. Microplastic sampling with the AVANI trawl compared to two neuston trawls in the Bay of Bengal and South Pacific[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 232: 430-439.
- [86] YOUNG A M, ELLIOTT J. Characterization of microplastic and mesoplastic debris in sediments from Kamilo Beach and Kahuku Beach, Hawai'i - Science Direct[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 113(1): 477-482.
- [87] HERRERA A, ASENSIO M, MARTÍNEZ I, et al. Microplastic and tar pollution on three Canary Islands beaches: An annual study[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 129(2): 494-502.
- [88] EO S, HONG S H, SONG Y K, et al. Abundance, composition, and distribution of microplastics larger than 20 μm in sand beaches of South Korea[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238: 894-902.
- [89] ZHAO S, WANG T, ZHU L, et al. Analysis of suspended microplastics in the Changjiang Estuary: Implications for riverine plastic load to the ocean[J]. *Water Research*, 2019, 161: 560-569.
- [90] COLLARD F, GILBERT B, EPPE G, et al. Detection of anthropogenic particles in fish stomachs: an isolation method adapted to identification by Raman spectroscopy[J]. *Archives of Environmental Contamination & Toxicology*, 2015, 69(3): 331-339.
- [91] GRIET V, LISBETH V C, JANSSEN C R, et al. A critical view on microplastic quantification in aquatic organisms[J]. *Environmental Research*, 2015, 143: 46-55.

- [92] SUARIA G, AVIO C G, MINEO A, et al. The mediterranean plastic soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters[J]. Scientific Reports, 2016, 6, 37551.
- [93] WENNEKER B; OOSTERBAAN L, Intersessional Correspondence Group on Marine Litter (ICGML) . Guideline for monitoring marine litter on the beaches in the OSPAR maritime area. Edition 1.0. London, UK, OSPAR Commission, 2010, 15pp.
- [94] COBSEA & CSIRO. Marine litter monitoring methods handbook. Part II. Bangkok: United Nations Environment Programme, 2022.
- [95] LAVERS J, BOND A. Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2017, 114(23): 6052-6055.
- [96] CARSON H S, COLBERT S L, KAYLOR M J, et al. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments[J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 62: 1708-1713.
- [97] LI J; HUANG W; XU Y, et al. Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt marsh, Hangzhou Bay, China[J]. Regional Studies in Marine Science, 2020, 35.
- [98] MARTIN J, LUSHER A, THOMPSON R C, et al. The deposition and accumulation of microplastics in marine sediments and bottom water from the Irish continental shelf[J]. Scientific Reports, 2017, 7(1): 10772.
- [99] GILBERTO B, GIORGIO Z, ARIANNA B, et al. Physicochemical and biological ageing processes of (micro)plastics in the environment: a multi-tiered study on polyethylene[J] , Environmental Science and Pollution Research, 2023, 30: 6298-6312.
- [100] WU X, LIU P, SHI H, et al. Photo aging and fragmentation of polypropylene food packaging materials in artificial seawater[J]. Water Research, 2021, 188: 116456.
- [101] TOSIN M, WEBER M, SIOTTO M, et al. Laboratory test methods to determine the degradation of plastics in marine environmental conditions[J]. Frontiers in Microbiotechnology, 2012, 3: 225.
- [102] 杨妮娜, 左剑恶, 张艳艳等. 塑料老化过程及其环境危害研究进展[J]. 环境科学, 2025, 03.
- [103] JACQUIN J, CHENG J, ODOBEL C, et al. Microbial ecotoxicology of marine plastic debris: a review on colonization and biodegradation by the “Plastisphere”[J]. Frontiers in microbiology, 2019, 10: 865.
- [104] 吕嘉欣. 微塑料在冷冻环境中的加速降解及其机制研究[D]. 华南理工大学, 2023 年.
- [105] CHEN Z, ELEKTOROWICZ M, AN C, et al. Revealing the freezing-induced alteration in microplastic behavior and its implication for the microplastics released from seasonal Ice[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(30): 13529-13539.
- [106] URBANEK A K, RYMOWICZ W, MIROŃCZUK A M. Degradation of plastics and

plastic-degrading bacteria in cold marine habitats[J]. Applied microbiology and biotechnology, 2018, 102: 7669-7678.

- [107] 国家海洋环境监测中心. 海环监〔2022〕13号 海洋微塑料监测技术规范（试行）[S]. 2022.
- [108] Egessa R, Nankabirwa A, Ocaya H, et al. Microplastic pollution in surface water of Lake Victoria[J]. Science of The Total Environment, 2020: 140201.
- [109] Hendrickson E, Minor E C, Schreiner K. Microplastic Abundance and Composition in Western Lake Superior As Determined via Microscopy, Pyr-GC/MS, and FTIR[J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(4): 1787-1796.