



**中国环境与发展国际合作委员会
专题政策研究报告**

**全球海洋治理与生态文明专题政策
研究**

中国环境与发展国际合作委员会 2019 年年会

2019.6.2-5

课题组/项目组成员

中外组长*:

WINTHER, Jan-Gunnar 第六届国合会委员, 挪威极地研究所所长
苏纪兰 中国科学院院士, 自然资源部第二海洋研究所名誉所长

项目组中外成员*:

SVENSSON, Lisa	联合国环境署海洋与沿海生态系统分部协调员
DEGRANIAN, Nishan	世界经济论坛海洋项目主任
MIMIKAKIS, John	美国环保协会海洋项目副总裁
刘慧	中国水产科学院黄海水产研究所信息中心副主任, 研究员
王菊英	国家海洋环境监测中心副主任, 研究员
孙松	中国科学研究院海洋科学研究所原所长
戴民汉	中国科学院院士 厦门大学近海海洋环境科学国家重点实验室主任
韩保新	生态环境部华南环境科学研究所, 研究员

课题 3 中外成员*:

SVENSSON, Lisa	联合国环境署海洋与沿海生态系统分部协调员
王菊英	国家海洋环境监测中心副主任, 研究员
雷坤	中国环境科学研究院, 研究员
于仁诚	中国科学研究院海洋科学研究所所长助理, 研究员

支持专家:

穆景利	闽江学院, 教授
朱爽	联合国环境署
王艳	中国环境科学研究院, 副研
张清春	中国科学研究院海洋科学研究所, 副研
那广水	国家海洋环境监测中心, 研究员

协调员:

NJÅSTAD, Birgit	挪威极地研究所高级顾问
刘慧	中国水产科学院黄海水产研究所信息中心副主任, 研究员

* 本课题/专题政策研究项目组中外组长、成员以其个人身份参加研究工作

目 录

执行摘要.....	1
第 1 章 引言	6
第 2 章 中国海洋污染及主要污染物	8
2.1 营养盐与水体富营养化.....	8
2.2 海洋垃圾与微塑料.....	10
2.3 新兴污染物.....	11
2.3.1 短链氯化石蜡（SCCPs）	11
2.3.2 多溴联苯醚（PBDEs）	12
2.3.3 有机氯农药（OCPs）	13
2.3.4 多氯联苯（PCBs）	14
2.3.5 多环芳烃（PAHs）	14
2.3.6 抗生素和抗性基因.....	15
2.4 小结.....	16
第 3 章 海洋污染的来源与途径分析	17
3.1 入海河流及排污口.....	17
3.1.1 中国主要河流污染物入海评估	17
3.1.2 沿岸陆源入海直排口	19
3.2 大气沉降.....	21
3.3 地下水.....	23
第 4 章 陆源污染对海洋生态系统的影响分析	26
4.1 营养盐污染与近海富营养化.....	26
4.2 微塑料污染.....	30
4.3 持久性有机污染物和内分泌干扰物质.....	31
4.4 抗生素.....	32
4.5 重金属.....	33
4.6 海洋污染与气候变化的相互作用	34
4.7 小结.....	34
第 5 章 中国海洋污染治理措施	36
5.1 法律.....	36
5.2 国家条例和部门规章.....	37
5.2.1 国务院颁布的管理条例	37
5.2.2 国务院部门规章	37
5.3 国家和地方政府颁布的政策.....	38
5.4 制度建设.....	39

5.5 存在的问题分析.....	40
第 6 章 国际海洋污染物治理趋势与经验	42
6.1 全球和区域性管理政策.....	42
6.1.1 全球海洋治理机构和国际法律文书	42
6.1.2 应对海洋污染全球治理的新概念/议题	44
6.1.3 污染物消减全球行动计划	46
6.1.4 区域海洋管理框架或方案	49
6.2 沿海国家的管理措施.....	49
6.2.1 海洋管理案例	49
6.2.2 禁塑与限塑政策	50
6.3 小结.....	51
第 7 章 政策建议.....	52
主要参考文献.....	56

执行摘要

海洋是全球最重要的生态系统，影响着全球生态系统的稳定与安全，人类生存及其经济、政治、文化和社会发展均与海洋息息相关。我国是海洋大国，自然资源丰富，近岸海洋生态环境具有多样性、“封闭性”和脆弱性等特性。丰富的海洋自然资源和巨大的生态系统服务价值是国家经济社会发展的重要基础和保障。改革开放 40 年来，中国经济取得举世瞩目的成就，但高速的经济和社会发展给近海海洋环境带来了巨大的压力和影响，由此产生的污染物大量进入海洋环境，引发了富营养化加剧、水环境恶化和生态服务功能下降等一系列生态问题。陆域社会经济活动对中国海洋环境污染的贡献超过 80%，污染物主要通过河流和排污口等点源与非点源途径进入海洋环境中，水体中营养盐水平与中国的 GDP 增长率、发展模式、人口规模和环境保护措施息息相关。自上世纪 80 年代末至本世纪初，伴随着中国沿海 GDP 的高速增长，大量营养盐输入近海环境，富营养化问题开始显现并逐渐加剧。近 10 年来，随着中国大力推进生态文明建设，营养盐入海量已呈下降趋势，近岸生态环境质量出现向好趋势，水体富营养化有所改善。但新兴污染物（海洋垃圾、微塑料、内分泌干扰物和抗生素与抗性基因）及所引起的生态影响已引起社会、公众和科学界的高度关注，其治理已上升至全球层面，亟待从技术创新、产业升级和管理策略等取得新突破，实现从源头管理的目标。

目前，针对海洋污染，已有多个海洋治理的全球、区域和国家层面的法律和体制框架，但这些框架相对较为分散，侧重于具体行业，而少有针对性的措施。为实现海洋的综合治理，一些新兴概念不断涌现并加以应用，如蓝色经济、循环经济和污染溯源方法等。为应对营养盐、废水、海洋垃圾和抗生素等海洋污染问题，多项举措和行动已在全球范围内实施，如针对海洋垃圾与微塑料所成立的联合国政府间专家工作组和联合海洋法公约下的国家管辖范围外海洋生物多样性保护与可持续利用国际协定等。围绕海洋塑料垃圾的全球治理，倡议在不同层面建立相应的治理策略，在全球层面，建立全球塑料平台和成立新塑料经济全球委员会，促进塑料循环经济发展；在区域上，强化发挥区域海洋项目在污染治理方面的关键作用；在国家层面，则实施污染治理攻坚战，从源头

控制污染排放。

近年来，中国充分利用改革开放 40 年来积累的坚实物质基础，加大力度推进生态文明建设，污染防治攻坚战是必须打赢的三大攻坚战之一。为了更好地追求人与海洋的和谐，促进海洋保护和绿色发展，加强海洋繁荣，就海洋污染防治，提出以下政策建议：

建议 1：构建全方位的海陆统筹、联防联控管理机制

完善陆海一体化生态环境监测体系。按照陆海统筹、统一布局的原则，优化建设全覆盖、精细化的海洋生态环境监测网络，强化网格化监测和动态实时监视监测，对主要的入海河流、陆源入海排污口等实施在线实时监测。建立海洋污染基线调查/普查制度。

加强农业、医药等行业的陆源污染管控。统筹考虑增强农业综合生产能力和防治农村污染，加强农村污水和垃圾处理等环保设施建设，采取多种措施培育发展各种形式的农业面源污染治理、农村污水垃圾处理市场主体。推行农业绿色生产，促进主要农业废弃物全量利用。探索开展绿色金融支持畜禽养殖业废弃物处置和无害化处理试点，逐步实现畜禽粪污就近就地综合利用。加强抗菌药物管理，依法规范、限制使用抗生素等化学药品。

进一步健全我国海洋环境质量目标体系。我国海洋环境质量目标体系以水质目标为主，一般以海洋功能区划和近岸海域环境功能区达标率或水质优良海域（第一类、第二类海水）所占比例来表达。建议进一步丰富我国海洋环境质量目标体系的内容，除了水质目标外，结合海洋生态系统时空分布特征，进一步增加海洋生态保护目标，如表征生物多样性、栖息地适宜性、生态系统结构与功能的目标等，为海洋生态保护工作奠定基础、指明方向。加强地表水和海水水质标准在分类、指标设置、标准定值等方面的衔接，增设总磷、总氮、新兴污染物等指标，推进海水水质标准修订工作，推动陆海一体化的排放控制和水质目标管理。

构建河湾（滩）长制的一体化治理机制。按照山水林田湖草系统治理的理念，加强入海河流综合治理、河口海湾综合治理的系统设计，建立河长制、湾

长制联动机制，建立定期会商机制和应急处置机制，协调推进，协同攻坚，提升陆海一体化的污染防治能力。

建议 2：强化全过程管控，制订国家海洋垃圾污染防治行动计划

强化塑料和微塑料源头管控。探讨与本国国情相适应的废弃物减量化、资源化、无害化管理模式，有效防范沿海地区生产活动、生活消费、极端天气和自然灾害等因素导致塑料废弃物进入海洋环境。加强塑料颗粒原材料管理，建立“树脂原材料-塑料制品-商品使用流通”过程的备案和监管。鼓励和促进生产者责任延伸制度（EPR）和相关机制，把生产者对其产品承担的资源环境责任从生产环节延伸到产品设计、流通消费、回收利用、废物处置等全生命周期。逐步禁止生产和销售含有塑料微珠的个人护理品。研发并应用洗衣机过滤技术，捕获家用和商用/工业洗涤产生的纤维并避免排放进入环境。

倡导可持续的废弃物综合管理。制定和完善国家废弃物监管框架，包括生产者责任延伸制度（EPR）的法律框架，并加强执法和治理；开展能力建设和基础设施投资，通过改善城市和农村现有的废物管理体系，促进废弃物收集，并促进对废物管理基础设施的投资，以防止塑料废弃物泄漏入海。在沿海城市港口建立足够的废弃物接收设施，以便船只无害处置废弃物。

研究制订国家海洋垃圾污染防治行动计划。促进建立海洋垃圾管理国家管理框架，建立跨部门、区域、流域的海洋垃圾防治综合协调机制。鼓励绿色发展，加快塑料制品替代化和环境清理技术的研发和应用，推动传统塑料产业结构调整，鼓励可降解塑料制品和传统塑料替代品的生产与使用。促进基础科学研究与技术交流，加强对微塑料的来源、输移路径和环境归趋，及其对海洋生态环境影响评估研究，提升对微塑料问题的科学认知。鼓励社会组织、团体和公众开展清理行动，倡导绿色消费等方式，减少一次性塑料包装和产品的使用，防止和大幅减少海洋微塑料污染。

建议 3：构建运用经济杠杆进行海洋环境治理和生态保护的市场体系

加快沿海地区创新驱动发展和绿色发展转型。推动产业升级，发展新兴产业和现代服务业。强化工业企业园区化建设，推进循环经济和清洁生产，建设

生态工业园区，加强资源综合利用和循环利用。沿海地区确定产业结构、布局、资源环境承载力、生态红线等方面约束，严格项目审批，提高行业准入门槛，倒逼产业转型升级，逐步淘汰落后产能。

完善海洋生态补偿制度。坚持“谁受益、谁补偿”的原则，综合运用财政、税收和市场手段，采用以奖代补等形式，建立奖优罚劣的海洋生态保护效益补偿机制。

严格实行生态环境损害赔偿制度。强化生产者环境保护法律责任，大幅度提高违法成本。健全环境损害赔偿方面的法律制度、评估方法和实施机制，对违反海洋环保法律法规的，依法严惩重罚；对造成生态环境损害的，以损害程度等因素依法确定赔偿额度；对造成严重后果的，依法追究刑事责任。

建立多元化资金投入机制。中央财政整合现有各类涉海生态环保资金，加大投入力度，继续支持实施农村环境综合整治、蓝色海湾整治等行动。地方切实发挥主动性和能动性，加大地方财政投入力度，充分利用市场投融资机制，鼓励和吸引民间、社会、风投等资金向近海生态环境保护领域集聚。

建议 4：强化滨海湿地生态保护修复，恢复水质净化等湿地生态功能

完善滨海湿地分级管理体系。建立国家重要滨海湿地、地方重要滨海湿地和一般滨海湿地分级管理体系，分批发布国家重要滨海湿地名录，确定各省（区、市）滨海湿地面积管控目标。探索建立滨海湿地国家公园，创新保护管理形式。

建立退化滨海湿地修复制度。按照海洋生态系统的自然属性和沿海生物区系特征进行滨海湿地修复，通过实施退养还湿、植被厚植、生境养护等工程，改善湿地植被群落结构，提高湿地生境的生物多样性，提升湿地水质净化、固碳增汇等能力，扩大滨海湿地面积，恢复湿地生态功能。到 2020 年修复滨海湿地面积不少于 2 万公顷。

建议 5：加强合作交流，共同应对全球海洋污染

强化新兴全球海洋环境问题研究。重点围绕海洋酸化、塑料垃圾、缺氧等全球性海洋环境问题，在热点区域开展调查研究，系统分析大洋和极地区域全

球重点关注的海洋生态环境问题，深度参与公海保护区建设、海底开发活动环境影响评估和南北极海洋环境保护等工作，为全球海洋环境治理做出贡献。

建立海洋命运共同体共同应对海洋污染。借助 21 世纪海上丝绸之路建设，在亚洲基础设施投资银行、中国-太平洋岛国经济发展合作论坛、中国-东盟海上合作、全球蓝色经济伙伴论坛等框架下开展务实高效的合作交流，加强全球性海洋环境问题的研究，构建广泛的蓝色伙伴关系，建立中国—东盟海洋环境保护合作机制，推动开展海洋环境保护合作。充分利用 PEMSEA、APEC、NOWPAP 和 COBSEA 等区域组织的平台，共享认识，共同提升监测、应对和治理海洋污染的能力，携手打造人类命运共同体。

第1章 引言

海洋污染是世界各国共同面临的问题和挑战，也是中国要优先考虑的环境事项，中国已采取一系列措施解决海洋污染问题。根据新的机构改革方案，把包括海洋污染监管在内的海洋环境保护职能调整到新组建的生态环境部，这是在新形势下进一步加强海洋生态环境保护、促进经济高质量发展的重要举措，强化了陆海生态环境保护职能的统筹协调。2018年11月中国和加拿大发布了《中华人民共和国政府和加拿大政府关于应对海洋垃圾和塑料的联合声明》；中国在全球和区域积极参与关于海洋垃圾的全球谈判进程，以及东亚海洋协调机构（COBSEA）和西北太平洋行动计划（NOWPAP）等。

中国国家主席习近平多次强调海洋环境的重要性：在2018年7月访问非洲期间指出，蓝色经济要纳入非洲2063年社会经济转型议程，中国率先推动海洋友好合作，为非洲提供开发蓝色国土所需的支持；在对葡萄牙进行国事访问期间，在当地主流媒体报纸上发表的署名文章中习近平主席提到，两国需通过推进海上合作来引领蓝色经济发展。葡萄牙以其传统海上探险而闻名，拥有悠久的海洋文化和丰富的海洋资源开发经验；加强中国与其他沿海国之间的蓝色伙伴关系，促进海洋研究、海洋开发和保护，港口物流等领域的合作，共同发展蓝色经济，更好地利用海洋，造福子孙后代；在2019年4月中国人民解放军建军成立70周年多国海军活动中提出的海洋命运共同体重要理念，海洋命运共同体理念是对人类命运共同体理念的丰富和发展，是人类命运共同体理念在海洋领域的具体实践，是中国在全球治理特别是全球海洋治理领域贡献的又一“中国智慧”“中国方案”，必将有力推动世界发展进步，造福各国人民。

海洋覆盖地球约四分之三，占地球水总量的97%。海洋可提供供应、调节和支持等服务，它对地球上的各种生命至关重要。海洋提供生物和非生物资源，便利航运和其他海上用途，在全球气候和天气系统中发挥关键作用。海洋和海岸是世界经济重要的基础，全球有3.5亿个工作岗位与海洋有关¹。

¹ Why does addressing land-based pollution matter? UN Environment website, <https://www.unenvironment.org/explore-topics/oceans-seas/what-we-do/addressing-land-based-pollution/why-does-addressing-land>

海洋环境资源和生物多样性正遭受日益严重排放入海的污水、垃圾、溢油和工业废弃物等的威胁。陆源和海源污染引起了越来越多的关注，粗略估算 80% 的海洋塑料垃圾来自陆地，但没有足够的证据证实这一点。可以肯定的是，无论是废水还是固体废弃物，废物的收集和管理存在显著的区域差异(UNEP, 2016)。有研究估计，开阔大洋中漂浮的大块和微塑料垃圾总数量为 5.25 万亿，重量为 269,000 吨(Eriksen et al, 2014)。到 2015 年，全球已生产了 83 亿吨新塑料，并产生了 63 亿吨塑料废物。其中，9% 的塑料废弃物被回收，12% 被焚烧，79% 被堆放在垃圾填埋场或弃置在自然环境中。根据目前的生产和废物管理趋势估算，到 2050 年将有 120 亿吨塑料废物进入垃圾填埋场或自然环境(Geyer et al, 2017)。在全球范围内，未经处理就直接排放的废水超过 80%（部分发展中国家超过 95%）(WWAP, 2017)。不同层面的治理体系改善、制度变革、行为改变等长期解决方案将支持向循环经济和可持续海洋的过渡。

本报告旨在回顾目前中国海洋污染的现状和政策，评估现有的全球和国家海洋倡议，在此基础上给出中国的政策建议。该报告首先关注中国的海洋污染，特别是营养盐、海洋垃圾、短链氯化石蜡（SCCPs）、多溴联苯醚（PBDEs）、有机氯农药（OCPs）、多氯联苯（PCBs）、多环芳烃（PAHs）和抗生素等，确定中国海洋污染的现状和来源，分析海洋污染对生态系统的影响，剖析中国现有的近岸和海洋污染政策，然后以全球视野描绘现有的国际海洋治理结构、新出现的海洋污染概念和国家措施，最后给出政策建议。

第2章 中国海洋污染及主要污染物

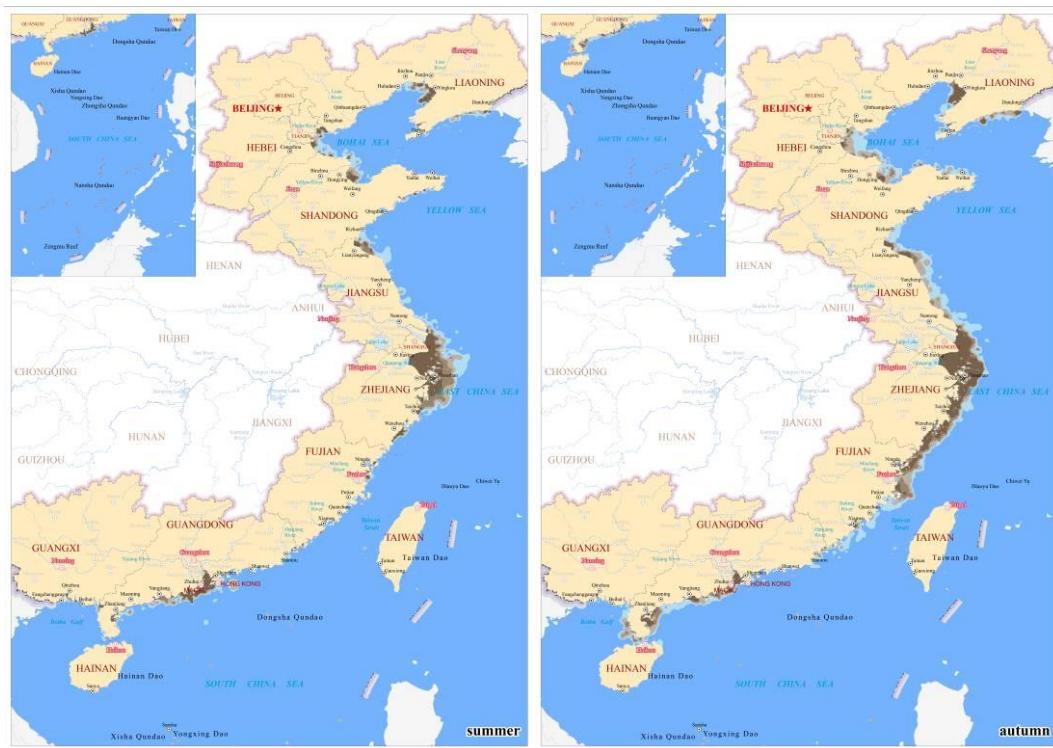
过去四十年，在经济建设快速发展及开发利用的共同推动下，中国近海海洋生态系统发生了深刻变化。当前，中国经济已进入新的时代，与此同时，海洋生态文明建设对海洋环境保护工作提出了新的要求，海洋可持续发展也面临着新的形势与挑战。根据原国家海洋局历年发布的《中国海洋环境质量公报》，由于陆源营养盐的过量向海输入，我国近岸海域的主要污染物是无机氮、活性磷酸盐等，导致了我国近海的富营养化问题。不断涌现的新兴环境问题（如海洋垃圾和微塑料）和新兴污染物（如抗生素、短链氯化石蜡、新型阻燃剂等）因其普遍具有持久性、生物蓄积性和毒性，其入海导致的新的海洋环境问题也在我国近海逐步显现。因此，本章选择营养盐、海洋垃圾和微塑料、短链氯化石蜡、多溴联苯醚、有机氯农药、多氯联苯、多环芳烃、抗生素等，概述了我国近海上述污染物的分布特征。

2.1 营养盐与水体富营养化

维护健康的海洋生态环境是中国富营养化管理的战略目标。造成富营养化现象出现的主要原因是氮、磷营养盐过量输入导致的营养盐污染 (Strokal et al., 2014)。随着中国沿海经济快速发展及人口增长，大量氮、磷等通过河流和排污口等点源与非点源的形式进入海洋环境，并影响海洋环境质量。2001 年至 2017 年 (SOA, 2018)，全国不符合洁净水标准的海域面积最大值为 177 720 km²，水质低于 SQSC (海水水质质量标准) IV 级的海域平均面积为 36 102 km² (SOA, 2018)。2012 年至 2017 年，渤海水质达到 SQSC I 级的海域面积显著增加，其主要污染物为溶解态无机氮 (DIN) 和溶解态无机磷酸盐 (DIP)。2017 年夏季和冬季，无机氮浓度达到 SQSC IV 级的海域主要分布在辽东湾、渤海、莱州湾、江苏近岸、长江口、杭州湾、浙江近岸和珠江口。DIP 浓度低于 SQSC IV 级的海域主要分布在长江口、杭州湾、浙江海岸和珠江口近岸海域。

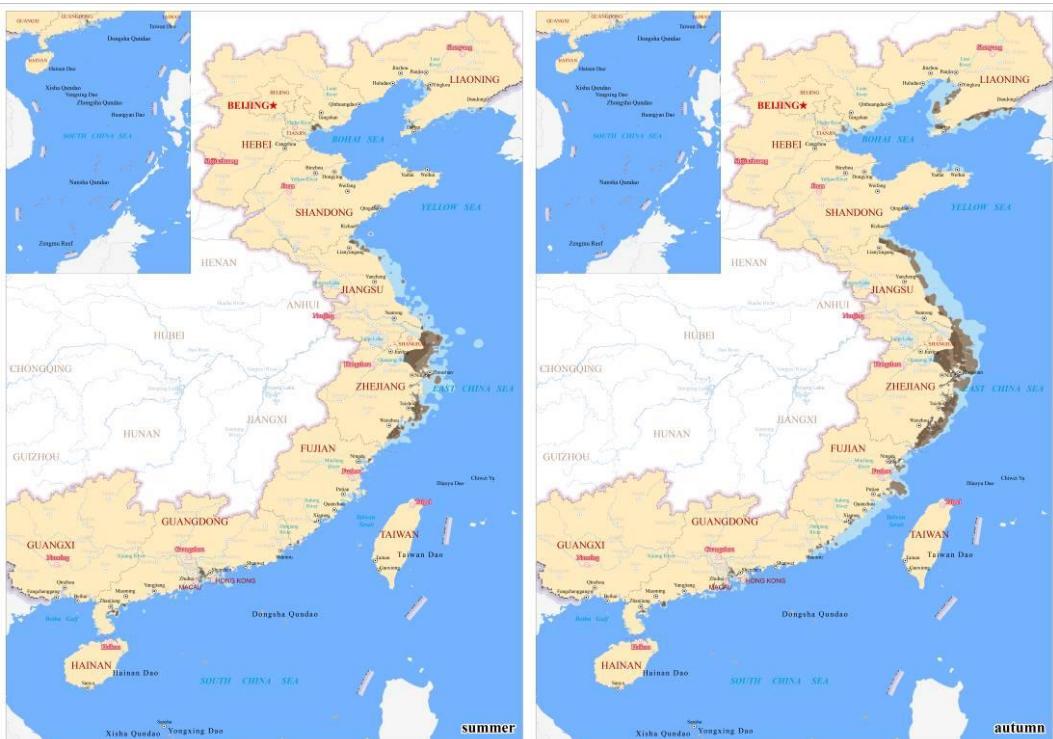
近十年，中国通过“水十条”和“气十条”等一系列举措，在减少水污染和大气污染方面取得了显著成效，同时也显著减低了入海污染物的输入，并在一定程度上改善了中国近海海域的富营养化程度。然而，在受人类活动较大的河口、海湾等区域，富营养化问题仍非常突出，对陆源点源输入和大气沉降的贡献研

究仍需要加以关注。



■ Seawater Quality Standard Category I ■ Seawater Quality Standard Category II ■ Seawater Quality Standard Category III ■ Seawater Quality Standard Category IV ■ worse than Seawater Quality Standard Category IV

图 2-1 2017 年中国近海海水中无机氮污染现状及分布 (国家海洋局, 2018)



■ Seawater Quality Standard Category I ■ Seawater Quality Standard Category II 、 III ■ Seawater Quality Standard Category IV ■ worse than Seawater Quality Standard Category IV

图 2-2 2017 年中国近海海水中无机磷污染现状及分布 (国家海洋局, 2018)

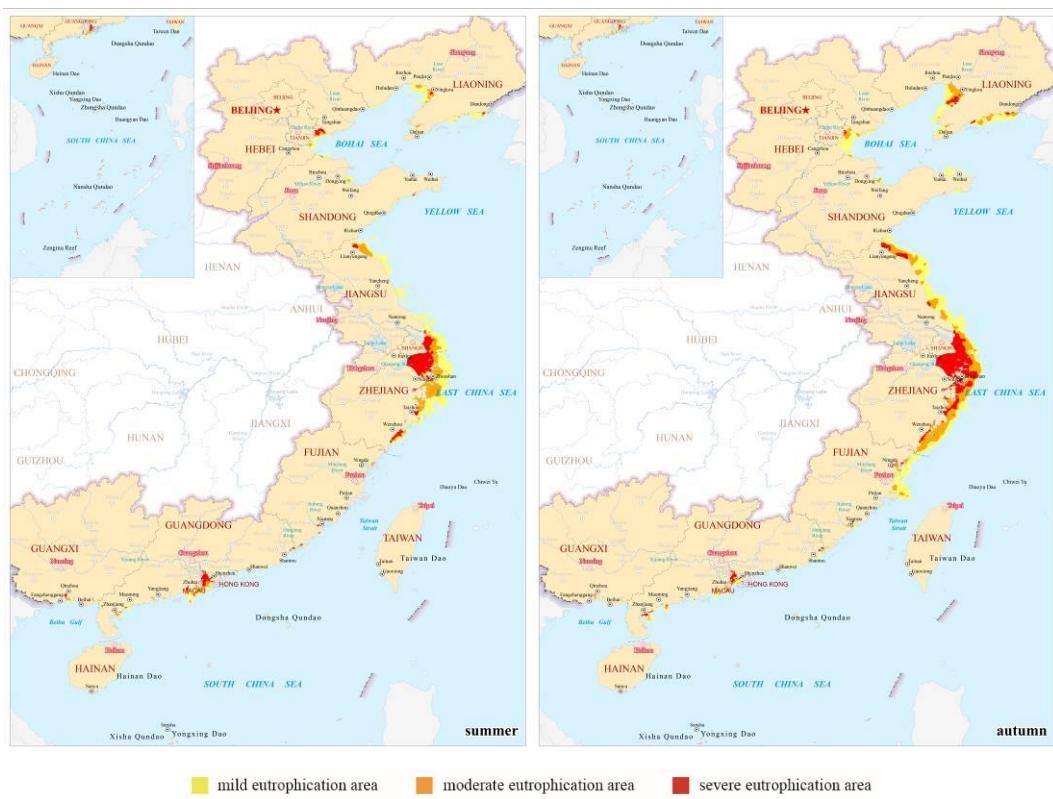


图 2-3 2017 年中国近海富营养化状况及分布（国家海洋局，2018）

2.2 海洋垃圾与微塑料

海洋塑料垃圾污染在全球范围内备受关注，已成为全球治理的热点，被列为全球亟待解决的十大环境问题之一。其中粒径或尺寸小于 5 毫米的微塑料对海洋生态环境和人体健康存在较大的潜在威胁，被科学界称为海洋中的 PM2.5，是海洋塑料垃圾防治的重点。

海洋塑料垃圾主要来自于陆源，全球每年向海洋中排放塑料垃圾约 800 万吨，输入途径主要包括河流输运、雨水冲刷、陆源直接排放等。原国家海洋局监测显示，中国近岸海域海面可见漂浮垃圾数量约为每平方公里 3700 个，其中约 80% 为塑料垃圾，密度较高的区域主要分布在滨海旅游休闲娱乐区、农渔业区、港口航运区、部分河口海域等；海底垃圾的平均丰度为 1 400 个/ km²，其中塑料垃圾占比最大，约为 74%，其次是玻璃和木材，分别占 13% 和 5%。海底垃圾的主要种类是塑料袋、玻璃瓶和木块（SOA，2018）。总体上，中国海洋垃圾污染水平与欧美等国家处于同一数量级；近十年来，海面漂浮垃圾呈逐年下降趋势，海底垃圾则有上升趋势。

在进入海洋的塑料垃圾中包括大块塑料和微塑料。海洋微塑料包括原生微

塑料和次生微塑料，原生微塑料主要来源于合成织物洗涤、汽车轮胎磨损、个人护理用品使用和小颗粒塑料树脂泄漏等，次生微塑料主要来自于海洋中大块塑料的逐渐降解破碎。据 2017 年世界自然保护联盟报告估计，原生微塑料在海洋塑料垃圾中的比例高达 15 ~ 30%。2017 年中国海洋监测断面漂浮微塑料平均丰度为 0.08 个/m³，最高丰度为 1.26 个/m³ (SOA, 2018)。渤海、黄海、东海和南海的漂浮微塑料平均丰度分别为 0.04、0.33、0.07 和 0.01 个/m³。漂浮微塑料的主要类型为颗粒、纤维和碎片，主要成分为聚苯乙烯和聚丙烯。2017 年海滩微塑料平均丰度为 245 个/m²，最高丰度为 504 个/m² (SOA, 2018)。主要类型为线条、颗粒和纤维，主要成分为聚苯乙烯和聚丙烯。海滩沉积物中微塑料的平均丰度为 25 ~ 47 897 个/m²，潮下滩沉积物为 15 ~ 3 320 个/kg。总体上，亚洲海滩的微塑料含量明显高于美国和欧洲，其中热点区域集中在中国、日本、香港和韩国等近岸海域。

微塑料易被鸟类、鱼类、浮游动物、底栖动物等摄入，对海洋生物产生影响。2016 年联大秘书长报告指出，有 663 个物种受到不利影响，包括 50%以上的濒危海洋哺乳动物。我国近岸 21 种鱼类中，微塑料含量为 0.2 ~ 26.9 个/g，其中底栖鱼类的含量明显高于游泳鱼类，微塑料多为纤维 (Lusher et al., 2013)。中国近岸鱼体中微塑料的平均含量略高来源于北海、波罗的海和英吉利海峡的鱼类 (Rummel et al., 2016)。贝类软组织中微塑料检出率为 74.2%，平均每个贝类检出 2.5 个，平均每千克贝类组织中检出 347 个，主要材质为丙烯酸纤维、赛璐玢、人造丝。其中，毛蚶和翡翠贻贝中微塑料含量较高，养殖贝类中的含量略高于野生贝类。各城市采集的贝类样品中微塑料含量差异不大。

2.3 新兴污染物

2.3.1 短链氯化石蜡 (SCCPs)

SCCPs 是一类新型的持久性有机污染物，研究刚刚起步，国外的报道主要集中在欧美国家，我国已开展该领域的相关研究 (Hilger et al., 2011)。我国是世界上最大的氯化石蜡 (CPs) 生产国和使用国，国内的生产厂家超过 100 家，仅 2007 年的年产能就达到 60 万吨 (de Boer et al., 2008)，因此，做为氯代阻燃剂，其对我国海洋环境的压力不容小觑。

已有的文献报道显示, SCCPs 在我国不同海洋环境介质中均普遍检出, 并且含量水平明显的高于国外报道结果 (van Mourik et al., 2015)。其中, 辽宁普兰店湾海水中 SCCPs 的浓度范围达到 494 ~ 1 490 ng/L, 该结果与英国的 Darwen 河水(200 ~ 1 700 ng/L)和西班牙 Llobregat 河水中(< 20 ~ 2 100 ng/L) SCCPs 的浓度相当; 沉积物中 SCCPs 含量的含量具有明显的区域特征, 其中珠江河口附近沉积物中 SCCPs 含量范围在 320 ~ 6 600 ng/g 之间, 显著的高于大辽河入海口表层沉积物中 SCCPs 的浓度(64.9 ~ 407.0 ng/g) (Gao et al., 2012), 该结果同样高于巴塞罗那近岸海域 (210 ~ 1 170 ng/g) 以及波罗的海沉积物中 SCCPs 的浓度含量(108 ~ 377 ng/g)。此外, 东海海域表层沉积物及柱状沉积物的研究发现, 随着离岸距离的增加, SCCPs 浓度呈下降趋势, 表明河流输入是海洋环境中 SCCPs 的污染来源的一个主要途径, 并且海洋环境中 SCCPs 分布受大气传输及海流的影响比较显著; 海洋生物体中 SCCPs 的赋存程度同样不容乐观, 而辽河口水生生物中 SCCPs 的含量最高达到 20.32 $\mu\text{g/g}$ (以脂肪含量计), 该结果显著的高于挪威境内食用鱼类中 SCCPs 浓度水平(108 ~ 3 700 ng/g, 以脂肪含量计) (Gao et al., 2012)。

2.3.2 多溴联苯醚 (PBDEs)

PBDEs 是一类广泛使用的溴代阻燃剂, 依溴原子数量不同分为十个同系组, 共有 209 种单体化合物。PBDEs 具有优异的阻燃性能, 常作为添加剂加到原料中, 被广泛应用于各种工业产品和日用产品中, 如油漆、纺织品、电路板和电器元件等。近十年来, PBDEs 已在全球范围内被大量使用, 据统计, 1990 年全球 PBDEs 的产量为 4 万 t, 到 2001 年全球 PBDEs 的需求量已增加到 6.7 万 t, 它们可通过多种途径进入环境中 (Chen et al., 2013; Mai et al., 2005)。水中溶解态 PBDEs 浓度相对较低, 一般在 pg/L 量级, 但由于 PBDEs 具有较高的沉积物-水分配系数 ($\log K_{\text{oc}}$), 如五溴联苯醚、八溴联苯醚和十溴联苯醚分别为 4.89 ~ 5.10、5.92 ~ 6.22 和 6.80, 因此高溴代 PBDEs 在沉积物中具有更高的残留分布。总体上, 中国近岸不同海洋介质中 PBDEs 的浓度高于世界其他报道, 甚至高于发达国家(Yu et al., 2016)。如, 珠江口为当前所报道的 PBDEs 含量最高的区域, 水中含量达 68 ng/L(Guan et al., 2007)。

PBDEs 是一类具有高度疏水性的化合物, 可通过食物链进行生物放大。对

比全球不同海域的鱼类研究显示，除少数区域外，海洋鱼类对 PBDEs 的富集能力普遍高于海洋浮游动物和海洋双壳类，这与鱼类的营养级较高有关。同一海域，不同鱼类间对 PBDEs 的富集能力也存在较大差异，如中国渤海海域的 6 种海鱼中，黄姑鱼 (*nibea albiflora*) 体内 PBDEs 含量最高，最低为海鲶 (*chaeturichthys sitgmatis*)。在西北大西洋海域，大西洋鲱 (*clupea harengus*) 富集 PBDEs 的能力较强，而灰西鲱 (*alosa pseudoharengu*) 的富集能力较弱。此外，海洋鱼类富集的 PBDEs 种类会因栖息环境不同而有所不同，如我国渤海湾和珠江口的鱼类体内富集的 PBDEs 均以低溴同系物为主，而大亚湾海域则是高溴同系物。

2.3.3 有机氯农药 (OCPs)

OCPs 的广泛使用极大提高了粮食产量，但这类农药的持久性和“三致”毒性也同时给生态环境和人类健康带来了不可忽视的负面影响。我国已全面禁止《POPs 公约》中禁用的 OCPs 的生产和使用。由于 OCPs 的持久性，虽然其环境水平在缓慢降低，目前在海洋环境中仍能普遍检出。与国内外类似水体相比，渤海海水中 OCPs 的污染处于中等水平。在丰水期、枯水期，珠江干流河口水体中 OCPs 总量分别是 $917 \sim 2\ 613\ \text{ng/L}$ 、 $4\ 117 \sim 12\ 215\ \text{ng/L}$ ，OCPs 含量随季节变化明显，枯水期 OCPs 含量明显高于丰水期。近岸水体中 OCPs 的分布特征是近岸高，离岸低，由近岸向湾外延伸方向依次递减。对水体中 OCPs 分布特征的分析表明我国近岸海域 OCPs 的来源具有明显的陆源特征。

目前在我国海洋环境中，滴滴涕 (DDTs) 和六六六 (HCHs) 是丰度较高、毒性较强的两类 OCPs，在我国沿海区域广泛检出。如，海河和渤海湾表层水中 HCHs 和 DDT 的含量分别为 $0.105 \sim 1.107\ \mu\text{g/L}$ 和 $0.101 \sim 0.115\ \mu\text{g/L}$ 。中国东海沉积物中 HCHs 和 DDTs 的残留水平分别低于 $0.05\ \text{ng/g}$ 和 $0.06\ \text{ng/g}$ ，对其垂直分布分析表明，DDTs 存在复合污染，一方面来源于历史早期 (1950~1980 年) 的使用，另一方面存在近期的新源输入；而 HCHs 主要来源于历史使用。

总体上，与北冰洋、太平洋、白令海等公海相比，中国边缘海域的 OCPs 残留水平相对较高，但沉积物中 HCHs 和 DDTs 浓度远低于亚洲其他一些地区，如越南、印度和新加坡 (Wu et al., 2015)。但值得注意的是，在软体动物中，

中国中部沿海地区可能是世界上 DDT 和 HCH 污染最严重的地区之一 (Zhou et al., 2014)。

2.3.4 多氯联苯 (PCBs)

PCBs 被广泛地应用于变压器和电容器内的绝缘介质以及热导系统和水力系统的隔热介质，在油墨、农药和润滑油等生产过程中作为添加剂和塑料的增塑剂。自 PCBs 被禁用以来，PCBs 在环境中的污染水平也在逐步降低。海河和渤海表层水中 PCBs 的含量为 $0.106 \sim 3.111 \mu\text{g/L}$ ，莱州湾海域表层水体中 PCBs 总浓度范围在 $4.5 \sim 27.7 \text{ ng/L}$ 之间，珠江口海域水体中 PCBs 总浓度范围为 $0.19 \sim 7.04 \text{ ng/L}$ ，均值为 1.8 ng/L 。与 OCPs 类似，河流流域内的工业废水排放等陆源输入是近岸海域环境中 PCBs 重要来源，同样呈近岸高，离岸低，由近岸向湾外延伸方向依次递减的分布规律。与国内外类似水体相比，渤海海水中 PCBs 污染处于中等水平。长江口和附近海域表层沉积物中 PCBs 的浓度为 $0.19 \sim 18.95 \text{ ng/g}$ ，珠江三角洲河口表层沉积物中 PCBs 的浓度为 $10 \sim 399 \text{ ng/g}$ ，PCBs 污染较严重的地区多为靠近港口、工农业发达的区域、发生过泄漏的 PCBs 退役设备封存点和 PCBs 设备非法拆卸的海区。水流交换畅通、水体流量大、沉积物含砂质较多、适当的管理等会减轻 PCBs 污染，人口密集、工业发达、有历史或当前排污、航运繁忙等会导致 PCBs 污染加重。第二次全国海洋污染基线调查数据表明，PCBs 的高值主要分布于秦皇岛近岸、辽东湾近岸和渤海湾近岸海区。

2.3.5 多环芳烃 (PAHs)

PAHs 是含有两个或两个以上苯环的碳氢化合物以及由它们衍生出的各种化合物的总称，主要来源于石油泄漏和各种不完全燃烧过程。PAHs 分布很广，可通过大气、水和食物等途径进入人体，是人类致癌的重要起因之一。随着化石燃料使用量的增加，PAHs 在环境中的水平呈上升趋势，并分布于各环境介质中。我国近岸海水中 PAHs 整体处于 $\text{ng/L} \sim \mu\text{g/L}$ 的水平，且在不同海域差别较大，呈现出一定的区域特征，与区域经济结构、发展水平与人口数量等密切相关。在空间上，PAHs 水平一般随离岸距离的增加而降低，且河口>海湾>外海的浓度梯度特征，说明陆源入海输入是我国海洋 PAHs 污染的一个主要特征。河流径流与大气输入是我国 PAHs 输入到海洋环境的主要过程，造成河口与近岸海

域 PAHs 浓度高于外海海域的重要原因 (Li and Duan, 2015; Yao et al., 2009)。

我国近岸海湾和港口沉积物中 PAHs 的浓度整体处于中等污染水平。近岸沉积物中 PAHs 的浓度与近海工业化和都市化进程有关, 表现出明显的区域性特征。比如经济相对发达的珠三角地区要明显的高于其他区域。此外, 对比不同海区 (渤、黄、东、南) 典型沉积物中 PAHs 的浓度值可以发现, 同一海区的不同地点在有机物污染均较为严重的情况下, 沉积物中 PAHs 浓度差别很大, 说明沉积物中 PAHs 受区域内污染源的影响较大, 近海地区工业的发展程度与海洋沉积物中 PAHs 的污染程度存在明显的正相关关系 (Ya et al., 2017)。例如, 渤海沉积物中 PAHs 浓度范围为 24.7~3 558.9 ng/g, 高低值相差近 150 倍, 黄海海域 PAHs 浓度范围 76.2 ~ 27 512.2 ng/g, 高低值相差 360 倍, 东海与南海沉积物中 PAHs 浓度的高低值相差也超过百倍。

2.3.6 抗生素和抗性基因

中国抗生素的用量约占世界的一半, 最终将排放进入环境。2013 年中国抗生素使用量惊人, 达 9.27 万吨, 其中近 5.4 万吨的抗生素由于人类和动物的不完全吸收而被排出体外进入环境 (Zhang et al., 2015)。在水体、沉积物和生物体中抗生素已有约 68 种抗生素被检出, 平均浓度在 0.1 ~ 150.8 ng/L 之间。其中磺胺类抗生素磺胺嘧啶、磺胺甲基异恶唑、磺胺二甲嘧啶和氟喹诺酮类抗生素氧氟沙星、诺氟沙星、环丙沙星的平均浓度水平与检出频率均较高。与其他国家相比, 中国水环境抗生素污染水平相对较高 (Zhang et al., 2015b), 磺胺类化合物和四环素的环境浓度高于意大利、法国等欧洲国家; 大环内酯类药物中, 罗红霉素在德国河流中的平均浓度范围为 ND ~ 150 ng/L, 而在中国为 0.05 ~ 378 ng/L; 氟喹诺酮类药物(环丙沙星、诺氟沙星、氧氟沙星)在意大利(9 ng/L)、美国(120 ng/L)、德国(20 ng/L)的环境监测浓度远低于中国(7 560 ng/L), 所有氟喹诺酮类药物的平均浓度为 303 ng/L。

抗生素长期滥用所引起的直接后果, 是诱导动物体内的抗生素抗性基因, 其排泄后将对周边环境造成潜在的基因污染。对我国东南沿海养殖区的抗生素和抗性基因调查发现, 水体中主要药物污染为磺胺类, 浓度在 62.0 ~ 373.8 ng/L, 磺胺类耐药基因总体水平高于四环素类抗性基因, 为鱼塘抗性基因的主要

类型，其中磺胺类耐药基因 *sul2* 在水体和沉积物中广泛分布 (Chen et al., 2017)。Gao 等人的研究显示，在我国近岸主要养殖区内，抗性基因被普查检出，其中 *sul1* 和 *sul2* 丰度最高 (Qiao et al., 2018)，在南海养殖对虾中，*sul1*、*sul2*、*qnrD* 和 *floR* 是主要抗性基因，且在幼体中含量显著高于成体 (Su et al., 2018)。

2.4 小结

改革开放以来，中国沿海地区的经济和社会发展取得了举世瞩目的成就，由此产生的污染物大量进入海洋环境，引发了富营养化加剧、水环境恶化和生态服务功能下降等一系列生态问题。陆域社会经济活动对中国海洋环境污染的贡献超过 80%，污染物主要通过河流和排污口等点源与非点源途径进入海洋环境中，水体中营养盐水平与中国的 GDP 增长率、发展模式、人口规模和环境保护措施息息相关。自上世纪 80 年代末至本世纪初，伴随着中国沿海 GDP 的高速增长，大量营养盐输入近海环境，富营养化问题开始显现并逐渐加剧。近 10 年来，随着中国大力推进生态文明建设，营养盐入海量已呈下降趋势，近岸生态环境质量出现向好趋势，水体富营养化有所改善。除了营养盐和富营养化效应外，不断增长的新兴污染物及其潜在的危害日益严峻。中国近海海面漂浮垃圾的丰度与世界其他国家沿岸相比处于同一数量级，微塑料已不同介质中普遍被检出，沉积物和生物体中微塑料总体污染水平不容乐观，相对较高的区域主要集中在河口、渔港和码头等。同时，大部分新兴污染物，由于具有较强的生物富集性、难降解性和毒性等特点，中国政府和学者已高度关注该类化合物，且发现 PBDEs、SCCPs、OCPs、PCBs、PAHs 和抗生素等在中国近岸环境中的污染水平相对较高，尤其在渤海，亟待从分布状况、输移扩散规律、长期变化趋势及其对海洋生态和人类健康危害等方面开展系统研究。

第3章 海洋污染的来源与途径分析

随着沿海地区经济活动和海洋事业的发展，大量污水和各种有害物质进入海洋环境，造成一定程度的污染。近年来，近海部分区域渔业资源衰退、自然岸线受损、滨海服务功能下降等均与近岸污染有关。本章基于中国海洋环境长期监测数据的基础上，对中国近海污染物的主要来源与传输途径进行了分析。

3.1 入海河流及排污口

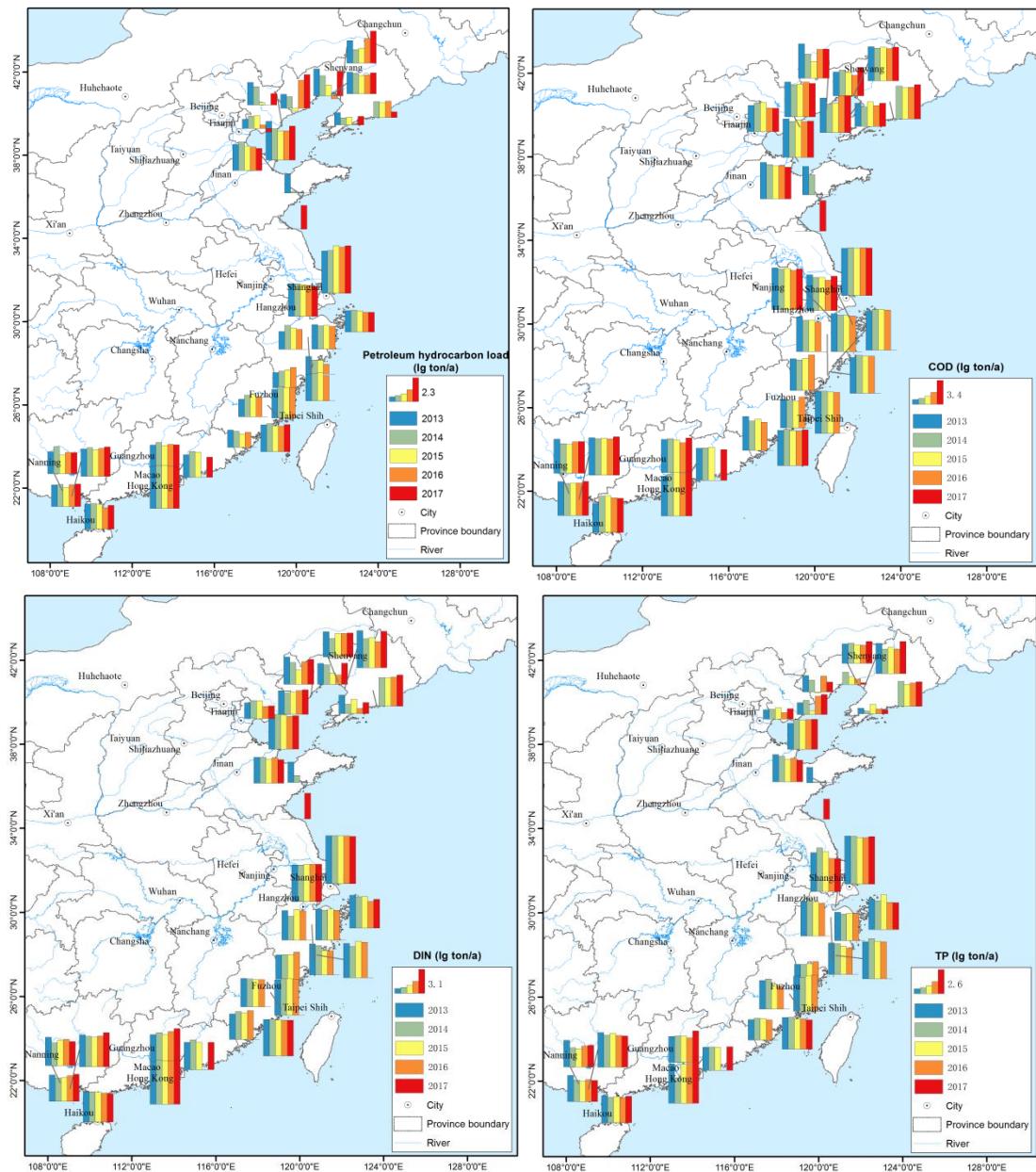
3.1.1 中国主要河流污染物入海评估

2017 年，全国入海河流水质状况为中度污染，与上年同期相比水质总体保持稳定。110 条入海河流监测结果显示，其中，枯水期、丰水期和平水期，有 55 条河流入海监测断面水质劣于第 V 类地表水水质标准的比例分别为 44%、42% 和 36%（表 3-1）。污染要素主要为化学需氧量（COD_{Cr}）、总磷、氨氮和石油类。

表 3-1 多年连续监测的河流入海监测断面水质类别统计（条）

监测时段	I ~III类水质	IV类水质	V类水质	劣V类水质	合计
枯水期	6	18	7	24	55
丰水期	4	16	12	23	55
平水期	6	15	14	20	55

2017 年，55 条河流入海合计污染物通量分别为 COD_{Cr} 1 330 万吨，氨氮（以氮计）15 万吨，硝酸盐氮（以氮计）210 万吨，亚硝酸盐氮（以氮计）5.0 万吨，总磷（以磷计）23 万吨，石油类 5.0 万吨，重金属 1.0 万吨（其中锌 6974 吨、铜 2826 吨、铅 445 吨、镉 105 吨、汞 49 吨），砷 2761 吨（SOA，2018）。



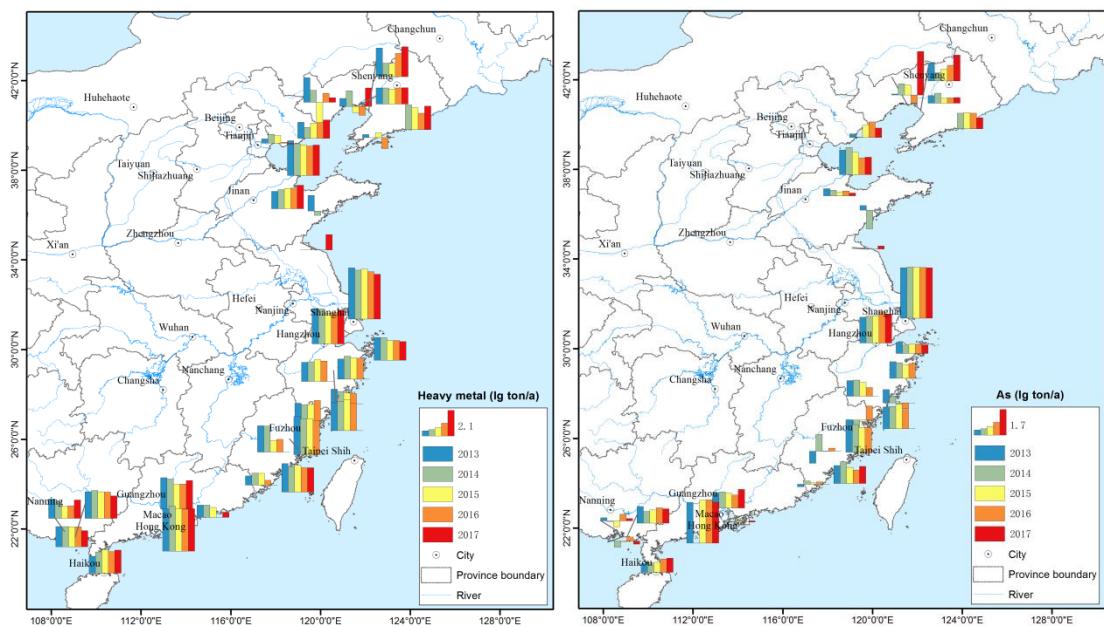


图 3-1 2013-2017 年中国主要河流污染物入海通量

2013 ~ 2017 年的监测结果表明，河流入海的氮（氨氮、硝酸盐、亚硝酸盐）总量为每年 230 ~ 270 万吨，磷总量为 18 ~ 27 万吨 (SOA, 2018)。长江是监测河流中污染物入海通量最大的河流，其次是珠江。陆源排放是沿海水域污染物的重要来源。通过排污口排入海洋的主要污染物为总磷、 COD_{Cr} 、悬浮物和氨氮 (SOA, 2014-2018)。

3.1.2 沿岸陆源入海直排口

2017 年，不同类型排污口监测结果显示，综合排污口排放污水量最多，其次为工业污染源，生活污染源排放量最少。各项主要污染物中，综合排污口排放量均最多 (表 3-2)。沿海各省（自治区、直辖市）中，浙江污水排放量最大，其次是福建和广东；浙江的化学需氧量排放量最大，其次是辽宁和山东 (表 3-3)。

表 3-2 2017 年各类直排海污染源排放情况

污染源类别	排口个数	废水量 /104t	化学需氧量/t	石油类/t	氨氮/t	总氮/t	总磷/t	六价铬/kg	铅/kg	汞/kg	镉/kg
工业	150	162033	21168	153.0	711	3594	120	361.0	469.5	1.8	9.0
生活	59	73385	24081	290.0	1946	7058	385	130.3	422.9	5.9	18.1
综合	195	400624	127165	463.3	8102	45973	1664	1843.5	2965.3	235.7	516.3

表 3-3 2017 年沿海省份直排海污染源排放情况

省份	排口个数	废水量/10 ⁴ t	化学需氧量/t	石油类/t	氨氮/t	总氮/t	总磷/t	六价铬/kg	铅/kg	汞/kg	镉/kg
辽宁	34	52 534	19 742	278.4	3 282	6 209	264	138.4	30.3	31.1	--
河北	5	7 123	1 884	--	619	903	133	71.9	3.6	--	0.2
天津	18	7 037	2 213	3.5	201	577	26	--	11.3	1.7	4.2
山东	47	64 771	19 637	36.5	860	6 106	203	157.6	389.3	64.9	66.1
江苏	15	4 752	1 989	8.9	111	460	32	119.2	111.8	13.2	30.3
上海	10	24 598	6 269	72.7	322	2 513	131	--	126.1	26.5	14.5
浙江	85	206 877	74 702	271.1	2 585	23 480	524	1589.8	1 139.1	28.3	289.1
福建	59	156 516	18 870	86.9	936	5 981	229	167.5	135.7	51.9	16.7
广东	66	71 487	14 529	70.9	1 014	6 008	328	22.9	201.6	14.5	4.0
广西	38	11 901	5 043	12.9	289	1 630	205	67.6	1 664.8	9.7	117.7
海南	27	28 446	7 537	64.3	541	2 757	93	--	44.2	1.6	0.5

我国陆源入海排污口超标排放现象严重，2011 年以来，各类排污口的平均超标次数比率约为 50%，工业和市政排污口超标排放次数比率分别为 33% 和 48%，排污河和其他类排污口超标排放次数比率分别为 55% 和 37%，主要超标污染物包括总磷、COD_{Cr}、氨氮等。超标排放的氮、磷、COD 等营养物质造成排污口邻近海域富营养化状况严重，以 2017 年为例，5 月，53 个排污口邻近海域水质劣于第四类海水水质标准，占监测总数的 67%；8 月，56 个排污口邻近海域水质劣于第四类海水水质标准，占监测总数的 70%。排污口邻近海域水体中的主要污染要素为无机氮、活性磷酸盐、石油类和化学需氧量，个别排污口邻近海域水体中重金属、粪大肠菌群等含量超标。88% 的排污口邻近海域的水质不能满足所在海洋功能区水质要求。



图 3-2 2011~2017 年不同类型入海排污口达标排放次数比率

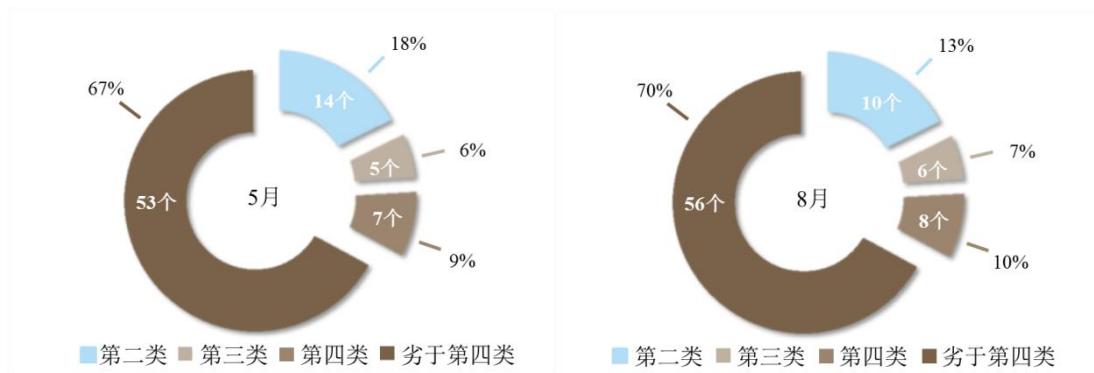


图 3-3 2017 年 5 月和 8 月入海排污口邻近海域水质等级

对新兴污染物的监测显示，有毒有害污染物排放现象严重。自 2006，连续 11 年对 120 余个陆源入海排污口及其邻近海域开展了持久性有机污染物监测。监测结果显示，排污口污水及邻近海域环境中多环芳烃类、多氯联苯类、有机氯农药类、酞酸酯类和酚类化合物普遍检出，部分排污口超标排放有毒污染物，邻近海域环境受到明显污染。该类污染物具有持久性、富集性、致癌、致突变性和内分泌干扰等特性，在海洋环境中难以降解，并不断富集到海洋生物体中，对海洋生态环境的影响不容忽视。

以剧毒化合物苯并(a)芘 (BaP) 为例，陆源入海排污口污水中 BaP 的浓度范围为 N.D-515.9 ng/L (注：多年监测均值)，平均浓度为 28.4 ng/L，排污口多年来超标 (30 ng/L，污水综合排放标准限值) 排放的次数比率为 15.5%。BaP 超标排放的排污口主要分布在辽宁、河北、天津、福建和广东省。

排污口邻近海域水体中 BaP 污染严重，其浓度范围为 N.D ~ 652.2 ng/L，平均浓度为 20.8 ng/L，历年来邻近海域水体超标 (2.5 ng/L，海水水质标准) 率为 62.7%；邻近海域沉积物中 BaP 的含量范围为 0.1 ~ 404.8 ng/g，平均含量为 34.3 ng/g。

3.2 大气沉降

大气沉降是陆源物质向海洋输送的重要途径，通过大气沉降进入海洋的营养物质和重金属等有害物质，对近岸海域，特别是表层海水中污染物质分布、富营养化、重金属污染及海洋酸化等具有一定影响。

干沉降监测结果表明，2010 年以来我国海域大气气溶胶中氨-氮和硝酸盐-氮含量分别在 $2.32 \sim 5.41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $0.73 \sim 4.30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 之间，铜和铅含量分别在

22.33 ~ 89.21 ng/m³ 和 38.20 ~ 153.06 ng/m³ 之间, 近几年气溶胶中污染物含量虽有所下降, 但整体仍处于较高水平。

渤海湿沉降监测结果表明, 2010 年以来渤海氨-氮和硝酸盐-氮湿沉降通量分别在 0.52 ~ 1.56 t/km²/yr 和 0.25 ~ 1.20 t/km²/yr 之间, 铜和铅含量分别在 1.64 ~ 14.36 kg/km²/yr 和 0.39 ~ 19.59 kg/km²/yr 之间, 大气湿沉降对渤海营养物质和重金属的输入压力依然较大。

对渤海大气氮、磷沉降量进行了初步估算, 结果显示, 2016 年渤海大气氨氮、硝酸盐-氮、亚硝酸盐-氮和磷酸盐-磷的沉降量分别为 98 904 吨/年、106 338.6 吨/年、92.04 吨/年和 248.43 吨/年。与陆源点源输入相比, 渤海氨氮和硝酸盐-氮的沉降总量 (205 243.0 吨/年) 已超过陆源点源输入量 (179 005.6 吨/年), 大气沉降已经成为渤海中氮的最重要输入来源。

表 3-4. 渤海大气氮磷沉降总量 (吨)

要素	大气干沉降量	大气湿沉降量	大气总沉降量	陆源点源输入量*
磷酸盐-磷	248.4	-	248.4	17 496.5
氨氮	32 783.6	66 120.8	98 904.4	36 279.6
硝酸盐-氮	67 945.9	38 392.7	106 338.6	142 726.0
亚硝酸盐-氮	92.0	-	92.0	-

*陆源点源输入量——包含入海排污口和入海河流; 数据来源——2010 年渤海专项

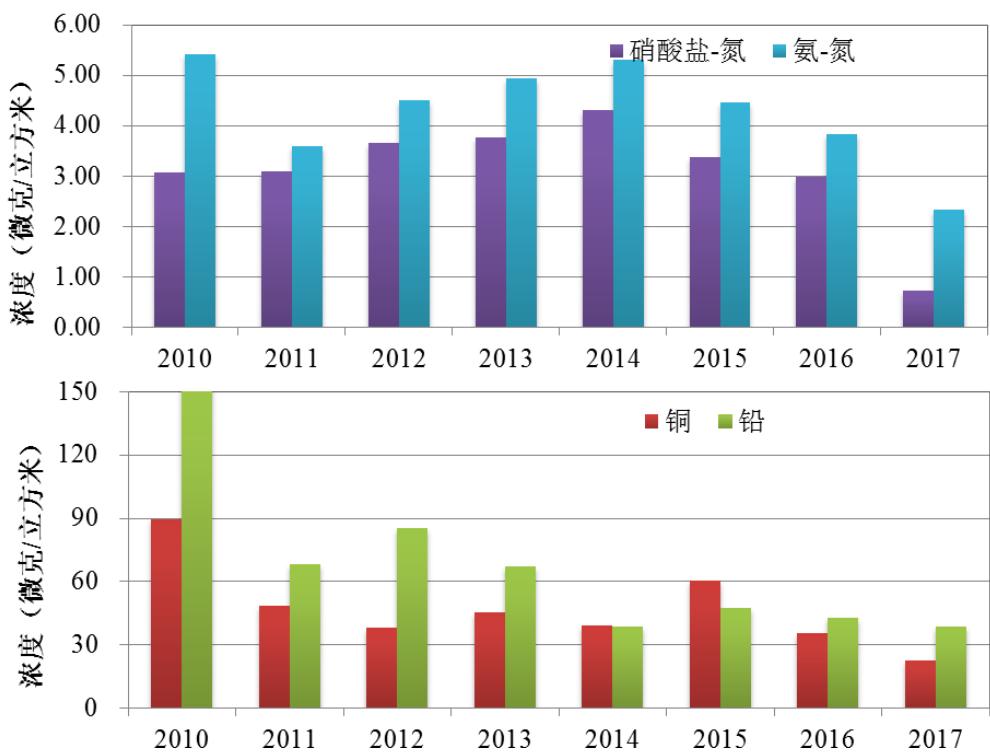


图 3-4 2010 年~2017 年气溶胶中污染物含量

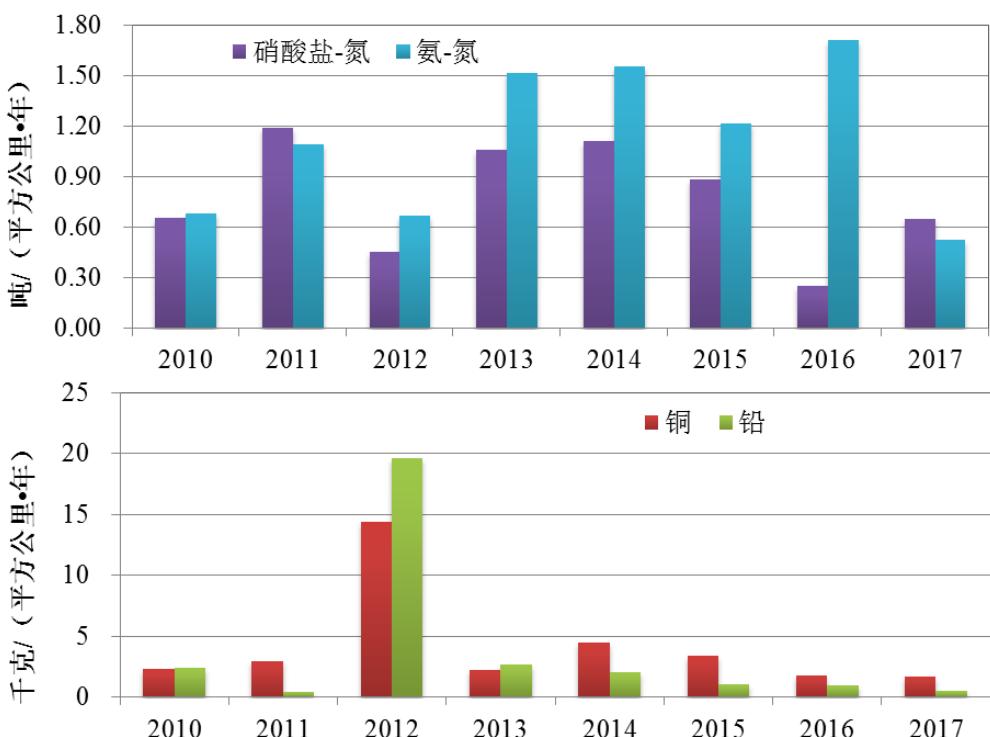


图 3-5 2010-2017 年渤海大气污染物湿沉降通量

3.3 地下水

海底地下水排放 (Submarine Groundwater Discharge, SGD) 逐渐被认为是

陆源化学物质，如营养盐、痕量元素及污染物等输入海洋的重要的途径之一。我国有关 SGD 的研究起步较晚，不过到目前时为止已经开展了许多工作。我国的 SGD 研究主要集中在黄河、长江、珠江等河流入海口，属于三角洲海岸类型，松散沉积物分布面积广而厚，沿岸含水层富水性较好，地下水输入比较明显 (Peterson et al., 2008; Gu et al., 2012; Liu et al., 2012)；胶州湾、厦门湾和香港吐露湾，既有基岩海岸，又有砂质海岸，还有小型河流三角洲，地下水的输入分布很不均一 (郭占荣等, 2011; 刘花台等, 2013; Tse&Jiao, 2008)；海南岛东海岸，不同程度分布着红树和珊瑚等，地下水输入对红树林和珊瑚有着特殊意义 (Su et al., 2011; Wang et al., 2015)；闽江河口三角洲不明显，属于三角港海岸，地下水输入量十分有限 (章斌等, 2012)。

表 3-5.不同研究区域的 SGD 特征及其携带的营养盐 (DIN, DIP, D_{Si}) 排放通量

研究区域	区域特点	河流	SGD	潮汐驱动的 SGD	SGD/河流		
		流量 $10^7 \text{m}^3 \text{a}^{-1}$	$10^7 \text{m}^3 \text{d}^{-1}$	$10^5 \text{m}^3 \text{d}^{-1}$	DIN	DIP	D _{Si}
桑沟湾	半封闭型养殖海湾	17 ~ 23	2.59 ~ 3.07	75 ~ 100	21.0	1.5	5.8
老爷海	相对封闭性养	1.26	0.17	1.5 ~ 1.9	2.6	0.1	79.7
小海	殖潟湖	83.6	0.18	0.6 ~ 2.2	0.9	3.5	0.9
东海陆架	大河影响下的陆架边缘海	1.14×10^5	(1.14 ~ 5.42) $\times 10^5$	-	0.8	2.2	1.2

研究者运用镭同位素示踪技术对我国北方典型的半封闭型养殖海湾—山东半岛最东端的桑沟湾，南方典型的相对封闭型养殖潟湖—海南岛东部的老爷海和小海，以及典型的大河影响下的开阔陆架边缘海—东海大陆架的海底地下水排放进行研究，同时对其携带的生源要素等的输送通量进行分析 (王希龙, 2017)。三种类型的研究区域的 SGD 通量列于表 3-5 中，可见 SGD 通量整体上表现为桑沟湾>两个潟湖>东海。对比发现，潮流潮汐动力的作用在半封闭型海湾较之相对封闭的潟湖系统更突化，所以在老爷海和小海这种相对封闭的水体环境中，由单一海洋驱动为引起的海水循环量是有限的。不论是在半封闭型的海湾、相对封闭型的潟湖还是开阔海域的陆架系统，SGD 均在其生物地球化学循环中起着非常重要的作用：在河流流量较小、区域范围较小、相对封闭和半封闭的研究区域，SGD 是主要的输入源，由其输入的营养盐通量可达营养盐总输入量的 40%以上，甚至可达 98%；在河流流量较大、区域范围较大且开阔

的研究区域，由 SGD 输入的营养盐通量与河流输送的营养盐通量相当，同样是一个不可忽略的重要输入源。

第4章 陆源污染对海洋生态系统的影响分析

海洋生态系统是地球上最大的生态系统，在气候调节、生物多样性保育和人类社会可持续发展方面都具有重要意义。海洋生态系统不仅为海洋生物生存提供了河口、海草床、盐沼、滩涂、红树林和珊瑚礁等多样化的生境，也为人类社会发展提供了许多重要的服务。海洋生态系统的健康对于保持全球经济的发展至关重要，每年渔业和养殖业产出可达2520亿美元，而海洋中的鱼类为31亿人提供了超过20%的膳食蛋白 (UN Environment, 2019)。

长期以来，人们一直认为海洋生态系统对外界胁迫具有较高的承受能力，但实际上，海洋生态系统在多重胁迫影响下已经发生了显著的变化。影响海洋生态系统的因素很多，包括海洋变暖、酸化、污染、对海洋的过度开发、陆源物质过量输入、垃圾等废弃物的输入等。这些因素综合作用，对海洋生态系统健康及其对人类社会的服务价值造成了巨大的损害。第一次全球海洋评估报告详细说明了海洋生态系统健康所受到的影响 (The First Global Integrated Marine Assessment, 2016)。为保护海洋生态系统和资源，“针对可持续发展的海洋资源保护与可持续利用”也被列为联合国第14条可持续发展目标 (SDG14) (SDG14, 2018)。

中国是海洋大国，海岸线长度超过 18,000 公里，管辖海域面积超过 300 万平方公里。海洋生态系统为海洋生物提供了多样化的生境，也为社会发展提供了重要的生物资源保障。丰富的海洋生物资源和多样化的生态系统服务为中国社会经济发展提供了重要支持。然而，随着社会经济的快速发展和沿海地区的城市化进程，近海生态系统也面临着各类污染问题带来的持续增加的压力。在许多海域，已经出现了有害藻华、缺氧、食物网结构改变、生境退化和生物多样性受损等显著的生态系统变化。

4.1 营养盐污染与近海富营养化

因人为活动导致的过量营养盐输入近海，会造成营养盐污染和富营养化问题，最终影响海洋生态系统。世界上许多近海海域，尤其是在东亚和西欧近海，存在比较严峻的富营养化问题。

造成近海富营养化的主要原因在于农业中大量施用化肥的流失。在亚洲、欧

洲和北美等化肥用量较大的地区，大量DIN经由河流进入水体，据估计，全球每年大约有60 Tg 氮(N) 经由河口进入海洋。与磷肥相比，人工合成的氮肥产量增长更为迅速。在中国，过去40年里氮肥产量增加了约5倍。动物养殖产生的废弃物另外一类重要的营养物质来源。动物养殖过程会产生大量的还原态氮化合物，如氨氮、尿素和其他形式的溶解有机氮化合物等。此外，海水养殖业也是海洋环境中氨氮等还原态氮化合物的重要来源之一。除河流之外，经由大气沉降过程输送到海洋中的营养盐物质也不容忽视。

在中国，营养盐污染问题主要出现在近海河口和海湾海域，如辽东湾、渤海湾、长江口、杭州湾和珠江口等。营养盐的过量输入会造成海水中营养盐浓度和结构的显著改变，在长江口邻近海域，氮的过量输入导致 20 世纪 60 年代以来河口区海水中 DIN 浓度增加了约 4 倍(Zhou et al., 2008)，而磷酸盐浓度变化不大，硅酸盐则表现出下降趋势。这使得海水营养物质结构也出现了显著变化，氮磷比显著上升，而硅氮比则明显下降。在渤海海域，20 世纪 80 年代中期氮磷比仅有 3 左右，进入 21 世纪后，氮磷比上升到约 25，同期硅氮比则显著下降(Wang et al., 2018)。在黄海海域，20 世纪 80 年代中期到 2000 年前后，氮磷比从 5 上升到 20，而硅氮比则从 2 下降到 1。在南海珠江口海域，从 20 世纪 90 年代开始，氮磷比则表现出一定的下降趋势。除了氮磷比的变化之外，营养盐输入的形式也有明显变化。目前全球氮肥产量的一半由尿素贡献，大量有机氮的使用有可能会带来和无机氮不一样的生态效应，如促进海洋中鞭毛藻类的快速生长等。

有害藻华(harmful algal blooms, HABs)是近海富营养化导致的最突出的生态效应(Glibert, 2017)。营养盐进入海洋之后，最直接的效应是促进藻类生长，提高叶绿素 a 含量，有时也会引起有毒或有害藻华。过去 20 年里，中国近海有害藻华发生次数明显增加，分布范围也逐渐扩大(图 4.1, Yu et al, 2018)。在 20 世纪 90 年代以前，中国近海记录的有害藻华次数很少，而且大部分是由硅藻形成的赤潮，影响海域面积非常有限。在 2000 年之后，中国近海每年记录的有害藻华次数可达 50~80 次，在许多海域都出现了不同类型的有害藻华现象。以东海为例，2000 年之后出现的甲藻赤潮成为主要的有害藻华问题，每年 5 月初到 6 月中旬，大规模暴发的甲藻赤潮面积可达上万平方公里。形成赤潮的东海原甲

藻(*Prorocentrum donghaiense*)、米氏凯伦藻(*Karenia mikimotoi*)等甲藻对海水养殖业和海洋生态系统都有严重危害。2005 年的一次米氏凯伦藻赤潮造成了南麂列岛大量养殖鱼类死亡，经济损失超过 3000 万元；2012 年，福建近海的米氏凯伦藻赤潮造成了大量养殖鲍死亡，造成了大约 20 亿元的经济损失。东海原甲藻尽管无毒，但对于东海浮游动物关键种中华哲水藻(*Calanus sinicus*)的繁殖具有强烈抑制效应。在渤海，2009 年出现了由一种微小的海金藻类抑食金球藻(*Aureococcus anophagefferens*)形成的大规模褐潮，此后褐潮连年暴发。2010 年，褐潮影响海域面积超过 3000 平方公里，对该海域的海湾扇贝养殖业造成了近乎毁灭性的打击，经济损失约 2 亿元。在南海柘林湾，由定鞭藻类球形棕囊藻(*Phaeocystis globosa*)形成的赤潮从 20 世纪 90 年代中期开始出现，导致大量养殖鱼类死亡，经济损失约 7000 万元。从 2010 年开始，以往很少有赤潮现象的广西北部湾海域也出现了大规模的球形棕囊藻赤潮，2014~2015 年发生的大规模棕囊藻赤潮一度威胁到当地核电设施的安全运行。除了由各种微藻形成的赤潮之外，2007 年后黄海海域还出现了由大型绿藻形成的大型藻藻华“绿潮”，对黄海西部沿海一线造成了诸多危害。许多研究表明，中国近海的有害藻华现象与营养盐污染造成的近海富营养化密切相关(Zhou et al., 2008)。大量的氮、磷营养物质以各种形式、形态进入海洋后，产生了不同的生态效应。长江口邻近海域的富营养化以高浓度的硝酸盐和高氮磷比为特征，而渤海秦皇岛近岸海域则以高浓度的有机氮污染为特征。因此，也造成了上述海域不同类型的有害藻华问题。

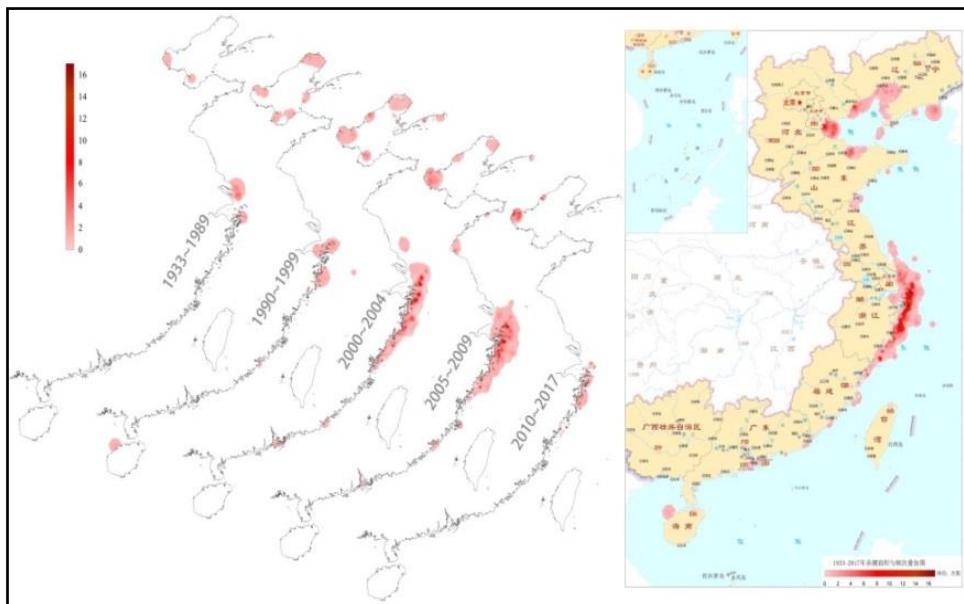


图 4-1 1933–2017 年中国近海赤潮发生频次与面积

缺氧是近海富营养化的另一重要生态效应，严重时会造成底栖生物群落的衰退甚至渔业资源的崩溃(Rabalais et al., 2010)。近海富营养化会促进海洋中藻类的生长，造成大量有机质沉降入海。这些有机质的分解会消耗底层海水中的溶解氧(DO)，对底栖生物产生危害效应。当缺氧问题非常严重时，会造成“死亡区”(dead zone)的形成。据估算，全球受缺氧影响的“死亡区”面积超过245 000 km²。墨西哥湾和黑海西北部海域是全球缺氧现象最为突出的两处海域。在长江口邻近海域的大量研究表明，底层水体缺氧现象在过去几十年里也有不断加剧的趋势(Wang, 2009; Wei et al., 2007)。特别是在20世纪90年代以后，夏季缺氧现象出现的概率增加了90%。在珠江口海域，随着过量的氮输入，底层水体中的溶解氧水平也有下降趋势，自20世纪70年代以来，沉积物中对缺氧具有耐受能力的有孔虫丰度表现出明显上升趋势。近年来，在渤海海域底层水体中也观察到了明显的氧亏损现象。除缺氧之外，底层水体酸化也是近海富营养化的效应之一，同样也会对底栖生物群落造成不利影响。

此外，大量营养盐的输入还会导致生物多样性丧失、生境退化、生态系统结构改变，以及生态系统服务功能的下降等。营养盐的过量输入是海草床、珊瑚礁、盐沼湿地等退化的重要原因。在渤海海域，从 20 世纪 80 年代到 21 世纪初，随着浮游植物生物量 (chl- α 含量) 的持续上升，个体较大的网采浮游植物所占

比例明显下降。90年代后，甲藻优势度明显上升。在长江口邻近海域，底栖生物种类多样性明显下降，而生命周期较短的耐污生物多毛类所占比例明显增加。在黄、渤海，大型水母的暴发也与近海富营养化存在密切关联。

4.2 微塑料污染

塑料和微塑料在海洋中几乎随处可见，其污染问题日益受到关注 (Egbeocha et al., 2018)。据估计，每年进入海洋的塑料垃圾总量可达800万吨，其中80%来自陆源污染。塑料是合成有机物，常见的塑料包括聚丙烯(PP)、聚乙烯(PE)，聚苯乙烯(PS)，聚氯乙烯(PVC)和聚对苯二甲酸乙二酯(PET)等，其化学性质有明显差异。微塑料通常是指粒径在1~5 μm之间的塑料颗粒，常以颗粒状或纤维状存在于海水中。根据产生过程，微塑料可以划分为原生微塑料和次生微塑料，其中原生微塑料是指直接生产的工业用或家用塑料颗粒产品，而次生微塑料是指在自然环境中由大块塑料分解产生的细微颗粒。

一般认为海洋中的塑料垃圾会通过缠绕海洋生物，或被海洋生物误食等，造成危害效应。许多滤食性的桡足类和贝类，以及鱼类和鲸等海洋动物，都会主动或被动摄入微塑料(Guzzetti et al., 2018)。而且，微塑料可以作为污染物或病原生物的载体，增加对海洋动物的危害风险。由于微塑料具有颗粒小、比表面积大等特征，容易吸附和浓缩海水中的有机污染物，并沿食物链传递到不同营养级的海洋生物中，有可能造成潜在的生态效应。

随着海洋微塑料逐渐增多，其对海洋生物甚至人类健康的影响风险也在不断加大。许多模拟实验研究表明微塑料对海洋生物具有危害效应。例如，桡足类生物长期暴露于微塑料后，会造成其摄食率下降、生长缓慢和生殖受损等。而经济动物体内蓄积微塑料后，也会对食用海产品的人类健康带来威胁。

在中国近海许多海域的海水和沉积物样品中检测到了微塑料，如渤海、北黄海、东海长江口邻近海域以及南海近海等(Zhu et al., 2018)。对渤海和北黄海海域微塑料与多环芳烃(PAHs)的研究表明，存在通过微塑料向海洋生物体内传递多环芳烃的风险(Mai et al., 2018)。目前，在中国近海的浮游动物、贝类和鱼类样品中也检测到了微塑料。通常底栖性生物体内微塑料含量高于浮游性生物。但是，目前关于微塑料的生态效应研究多是基于模拟实验推测，关于微塑料对

中国近海海洋生物或生态系统的真正危害效应还缺乏认识。

4.3 持久性有机污染物和内分泌干扰物质

一部分卤代有机化合物，如有机氯农药(OCPs)、多氯联苯(PCBs)、多溴联苯醚(PBDEs)、六溴环十二烷(HBCDs)、得克隆(DP)及全氟烷基化合物(PFASs)等，被斯德哥尔摩公约列入持久性有机污染物(POPs)清单 (Liu et al., 2016)。在人口高度聚集的沿海城市区或工业区附近海域，往往存在高浓度的持久性有机污染物，这些污染物通常来自陆源污染。

持久性有机污染物能够通过多种途径危害海洋生物。有机氯农药、多溴联苯醚和全氟辛酸等持久性有机污染物，对藻类具有急性毒性效应，能够抑制藻类生长。持久性有机污染物还会影响海洋生物体内的酶活力，损害其免疫系统。据报道，多溴联苯醚还会影响鱼类基因的表达。美国南加州的一些调查结果表明，DDT等有机氯农药会对褐鹈鹕(*Pelecanus occidentalis*)等鸟类的产卵造成不利影响。许多研究证明持久性有机污染物能够在生物体内蓄积，并经由海洋食物网的生物放大作用，对高营养级生物造成危害。

一些有机污染物，如丁基锡化合物、天然雌激素(雌酮[E1]， 17β -雌二醇[E2])、合成雌激素(壬基酚[NP])、阿特拉津、DDT类化合物、多氯二苯并二噁英/多氯二苯并呋喃类化合物(PCDD/F)，以及共平面多氯联苯类化合物(co-PCBs)等，具有特殊的内分泌干扰效应，被统称为内分泌干扰物质(EDCs)。其中，丁基锡化合物会导致腹足类性逆转(imposex)，严重污染情况下有可能造成腹足类种群的衰退甚至灭绝。

为保护近海生态系统与人类健康，人们常常选用贻贝等作为特定指示生物，用于反映污染物的长期累积情况及其变化。如美国执行的“贻贝观察”计划，记录了海域持久性有机污染物的长期变化情况。

中国在斯德哥尔摩公约的执行中发挥了重要作用，有效消减了持久性有机污染物的排放，也在沿海地区开展了针对持久性有机污染物的系统监测。根据对渤海和黄海海域的监测结果(Meng et al. 2017)，发现高疏水性的有机氯农药、多氯联苯、多溴联苯醚和六溴环十二烷类化合物主要存在于沉积物中，而具有一定亲水性的持久性有机污染物往往在海水中浓度较高。根据环境中持久性有

机污染物的污染状况，对其生态风险进行了分析和评估。一些研究发现，在南海珠江口海域，龙头鱼和刀鲚中存在多氯联苯、多溴联苯醚和DDE的生物放大效应。在福建九龙江河口，分析认为持久性有机污染物的生态风险较低，但多环芳烃存在一定的生态风险(Wu et al., 2017)。

对内分泌干扰物质而言，丁基锡化合物在中国沿海普遍存在，由其造成的腹足类性逆转问题也有报道。在大连、连云港、厦门、深圳、北海、海口等海域的腹足类生物中，存在较高比例(10 ~ 27%)的雌性不育个体(图 4.2)。雌性不育情况在汕头到深圳之间的南海海域最为突出。在渤海采集的野生四角蛤蜊(*Mactra veneriformis*)中也存在性畸变现象，有可能是受到内分泌干扰物质的影响。在渤海的调查中发现，内分泌干扰物质的生态风险要高于多环芳烃。

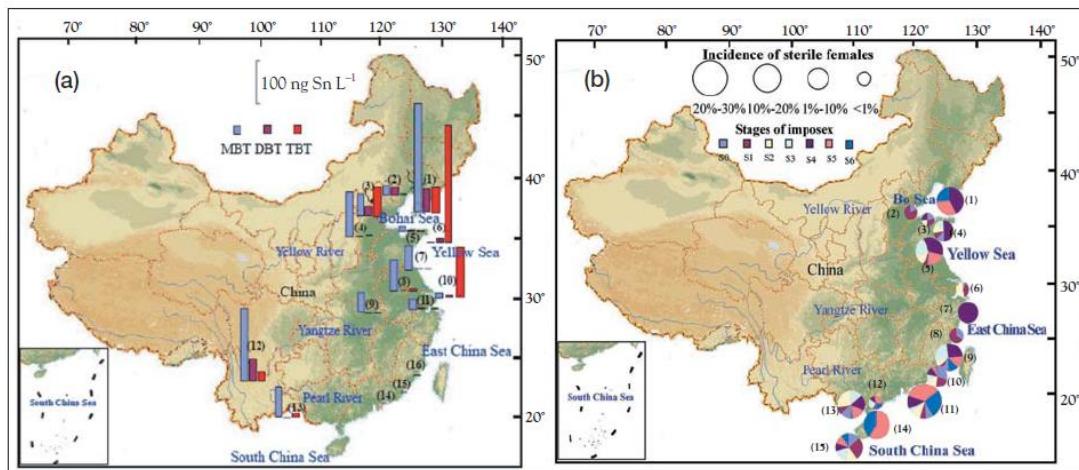


图 4-2 中国近海丁基锡化合物的浓度以及腹足类性逆转及雌性不育个体所占比例(An and Hu, 2012).

4.4 抗生素

抗生素广泛应用于人类传染性疾病的治疗，以及畜禽养殖和水产养殖的病害防治。水环境是抗生素的重要环境归宿，在近海海域可以检测到多类抗生素。进入海洋中的抗生素对海洋生态系统具有潜在威胁(Brandt et al., 2015)。目前对抗生素的研究集中在其急性和慢性毒性效应上，已经利用不同种类的海洋生物建立了多种针对抗生素的生态风险评估方法。但是，目前在抗生素对海洋微生物群落的影响效应认识方面却非常有限。越来越多的证据表明，环境中的抗生素能够导致抗药性细菌的出现。抗生素抗性基因(ARGS)也被认为是一种潜在的污

染问题，在近年来的研究中备受关注。

在中国近海，渤海湾、胶州湾、莱州湾、烟台近海、辽东湾、深圳湾和北部湾等许多海域都检测到了抗生素(图4.3)。在2017年的调查中 (Lu et al., 2018)，在13种目标抗生素中检测到了7种抗生素。分析认为，诺氟沙星(NFC)和联磺甲氧苄啶具有较高的生态风险，但对人类健康的影响风险不大。有研究发现，在国内水产品中分离到的创伤弧菌(*Vibrio vulnificus*)和副溶血弧菌(*V. parahaemolyticus*)检出耐药性，一些菌株对多种抗生素表现出抗性或中等程度的抗性，可能对人类健康构成潜在风险(Jiang et al., 2019)。

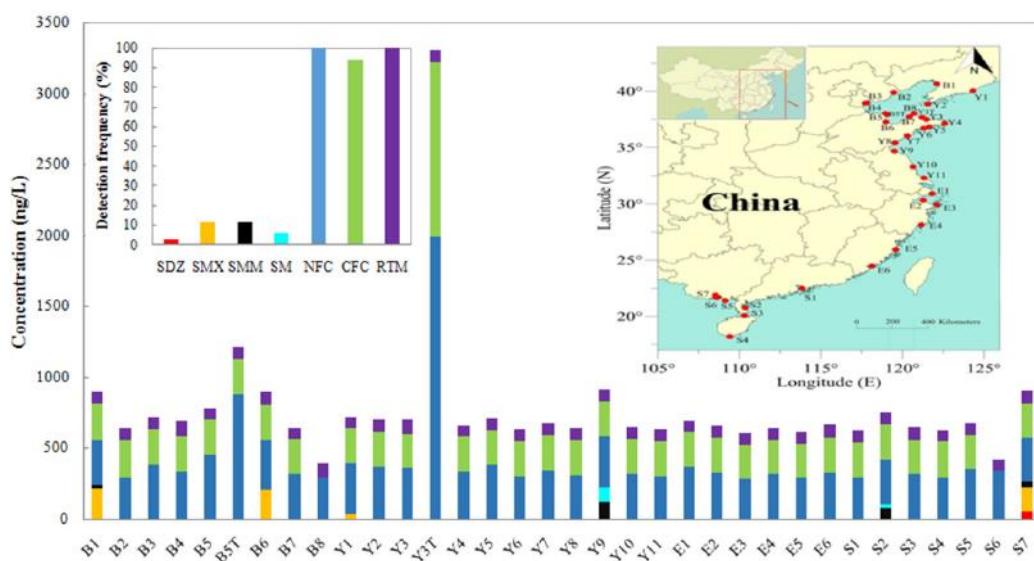


图 4-3 中国近海海水中目标抗生素的分布、浓度和检出率情况 (Lu et al, 2018)

4.5 重金属

许多自然环境中存在的重金属，如锌、铜、铬、铅、镍、砷、汞、镉等，因人类活动而大量进入海洋环境中。海洋环境中的重金属通常能够被生物吸收，在高浓度下会对海洋生物产生毒性效应。

许多室内研究结果表明，重金属对浮游植物、浮游动物、鱼类和底栖生物具有急性或慢性毒性效应。在一些近海海域，重金属浓度已足以造成对海洋生物的危害效应。海洋环境中重金属的危害效应会受到海水盐度、沉积物中有机质含量许多因素调控。对高营养级动物而言，经由食物链传递的重金属要比环境中的重金属影响更大。

中国政府采取了大量措施控制海洋重金属污染问题。但是，沿海地区对重金属的生产和使用仍然保持上升态势，因此，重金属污染问题短期内无法消除。以珊瑚礁作为指示物，发现海南岛附近海域Cr, Cu, Cd, Ba, Pb和U等重金属浓度在过去140年里有稳定上升趋势。在辽东湾海域，沉积物中Cd、Hg、Zn、Pb等重金属浓度在20世纪70年代以后也在持续上升。总体上，中国南方海域海水和沉积物中的Pb、As浓度较高，而在渤海锦州湾等北方海域，Cd和Hg的污染程度比较严重。研究发现锦州湾海域高浓度的重金属对海洋生态系统具有潜在风险。

4.6 海洋污染与气候变化的相互作用

在近海海域，海洋污染与气候变化（如水温上升、海洋酸化等）、过度捕捞、生境丧失等诸多胁迫因子共同作用于近海生态系统，影响食物网结构及生态系统的服务功能(Alava et al, 2017; Lu et al, 2018)。这些胁迫因子之间存在复杂的相互作用，如气候变化会影响到海洋生物对污染物的暴露过程和累积效应等。研究指出，随着全球变暖不断加剧和海冰的融化，北极海域的顶级捕食者会更容易受到持久性有机污染物和汞污染的影响。气候变化还会通过不同方式影响海洋中的营养盐污染状况。进入海洋中的营养盐与淡水输入密切相关，而后者又受到区域气候变异和长期气候变化的影响。有必要针对海洋污染与气候变化等因子的相互作用开展系统研究，以便更好地理解其相互作用过程及其对近海生态系统的影响。

4.7 小结

海洋环境受到营养盐、重金属、溢油、持久性有机污染物、内分泌干扰物质、抗生素及塑料垃圾(包括微塑料)等诸多污染问题的影响。其中，营养盐污染造成的富营养化问题无疑是中国近海最为突出的海洋污染问题，造成了诸如有害藻华、缺氧等许多生态灾害问题。内分泌干扰物质、溢油和重金属污染也会造成显著的生态效应，但通常影响海域范围有限。对于一些新出现的海洋污染问题，如微塑料、抗生素抗性基因等，目前的认识仍非常欠缺。

为了更好地了解海洋污染的生态效应，需要针对污染物本身及其导致的海洋生态系统效应，建立起一套完善的海洋环境综合监测评估系统，确保海洋环境达到良好状态。此外，针对海洋污染和气候变化之间的复杂的相互作用，也需要开展系统研究，特别是对生态系统健康的综合评估，明确污染导致的生态

效应，更针对性的采取污染防控措施。

第 5 章 中国海洋污染治理措施

中国作为《联合国海洋法公约》、《伦敦倾废公约及 1996 年议定书》、《国际防止船舶造成污染公约》、《生物多样性保护公约》、《巴塞尔公约》、《斯德哥尔摩公约》、《鹿特丹公约》和《水俣公约》等国际公约的缔约方，一直致力于完善国家法律、法规和政策，切实履行国际公约规定的义务。经过 20 至 30 年的建设，中国已经建立了保护海洋环境和可持续利用生物资源的基本法律和法规体系。

中国海洋污染国内法在很大程度上依赖于其行政法律法规，而其他一些重要规定则在民法、刑法、程序法及其司法解释中反映。中国共产党中央委员会或国务院制定的政策虽然不具法律约束力，但也可能对海洋环境利益相关者起着至关重要的作用，这一点不容小觑。

5.1 法律

中华人民共和国海洋环境保护法（以下简称“海洋环境保护法”）是海洋环境保护领域的基本法。“海洋环境保护法”自 1982 年 8 月 23 日颁布以来，历经修订一次（1999 年）、修正三次（2013 年、2016 年、2017 年）。该法律目前共有 10 章，包括总则、海洋环境监督管理、海洋生态保护、防治陆源污染物对海洋环境的污染损害、防治海岸工程建设项目对海洋环境的污染损害、防治海洋工程建设项目对海洋环境的污染损害、防治倾倒废弃物对海洋环境的污染损害、防治船舶及有关作业活动对海洋环境的污染损害、法律责任和附则，共 98 条。该法是中华人民共和国保护海洋环境的基本法，全面规范了污染控制、生态系统保护和资源保护。规定国务院环境保护行政主管部门负责指导、协调和监督全国海洋环境保护工作，负责防治陆源污染和海岸、海洋工程建设项目对海洋环境的海洋污染损害。

该法建立了一系列保护海洋环境的法律制度。在污染控制方面，法律建立了海洋环境质量标准制度、总量控制制度和区域限批制度；在重点海域实施海洋污染物排放总量控制；在超过主要污染物总量控制指标的重点海域，环境保护行政主管部门应暂停批准新增建设项目的环境影响报告（表）。污染防治是“海洋环境保护法”的核心部分，相关内容覆盖五章，包括防治陆源污染物对海

洋环境的污染损害、防治海岸工程建设项目对海洋环境的污染损害、防治海洋工程建设项目对海洋环境的污染损害、防治倾倒废弃物对海洋环境的污染损害、防治船舶及有关作业活动对海洋环境的污染损害。2016 年修订版明确要求船舶及相关操作应采取有效措施防止海洋环境污染，同时增加“海事管理部门和其他有关部门应加强对船舶及其相关操作的监督管理”的规定。对于海洋污染事件，要求国家制定国家应急计划应对重大海洋污染事故。

此外，还有一些与海洋环境保护密切相关的法律，“中华人民共和国大气污染防治法”规定了大气沉降造成的污染。“中华人民共和国水污染防治法”通过实施排放标准制度、总量控制制度和排污许可制度来规范陆源污染。“中华人民共和国环境影响评价法”将环境影响评估作为控制海岸和海洋工程建设项目等环境影响的有用工具。

5.2 国家条例和部门规章

为落实全国人民代表大会及常务委员会颁布的法律，或规范现行法律尚未解决的问题，国务院、中央行政管理部门、地方人民代表大会和地方人民政府发布了 80 余项各级条例和细则，在很大程度上丰富了海洋环境保护法律体系。

5.2.1 国务院颁布的管理条例

自 20 世纪 80 年代以来，为落实全国人民代表大会及人大常委会颁布的法律或规范现行法律尚未解决的问题，国务院发布了 15 项国家管理条例。其中，6 项管理条例是针对不同来源的海洋污染，如船舶、拆船、海岸和海洋工程建设项目、倾废、油气勘探开发，表明污染问题是国务院关注的重点领域。

- 1) 中华人民共和国防治船舶污染海洋环境管理条例
- 2) 中华人民共和国防治海岸工程建设项目污染损害海洋环境管理条例
- 3) 中华人民共和国防治海洋工程建设项目污染损害海洋环境管理条例
- 4) 中华人民共和国海洋倾废管理条例
- 5) 中华人民共和国防止拆船污染环境管理条例
- 6) 中华人民共和国海洋石油勘探开发环境保护管理条例

5.2.2 国务院部门规章

为切实落实法律、管理规定，履行国务院规定的管理职责，在海上有管理

权限的行政管理部门颁布了 28 项部门规章。其中, 7 项与船舶污染控制、海上石油开采和海洋倾废有关。

表 5.1 部分相关部门规章

序号	名称	颁布机构	颁布日期	生效日期
1	中华人民共和国船舶及其有关作业活动污染海洋环境防治管理规定(2017年修正本)	交通部令第 15 号[2017]	2017.05.23	2017.05.23
2	中华人民共和国船舶污染海洋环境应急防备和应急处置管理规定(2018年修正本)	交通部令第 21 号[20168]	2018.09.27	2018.09.27
3	中华人民共和国海洋倾废管理条例实施办法(2016年修正本)	国土资源部令第 64 号	2016.01.05	2016.01.05
4	海洋石油勘探开发环境保护管理条例实施办法(2016年修正本)	国土资源部令第 64 号	2016.01.05	2016.01.05
5	委托签发废弃物海洋倾倒许可证管理办法	国土资源部令第 25 号	2004.10.08	2005.01.01
6	渔业污染事故调查鉴定资格管理办法	农业部	2004.04.12	2004.04.12
7	渔业水域污染事故调查处理程序规定	农业部令第 13 号	1997.03.26	1997.03.26

除国家法律法规外, 沿海省市还颁布了地方海洋环境保护法律和法规, 进一步完善了海洋环境保护法律体系。

5.3 国家和地方政府颁布的政策

为落实法律法规, 履行国际公约, 出台了多项国家政策, 并启动了一系列保护海洋环境的规划。许多政策和规划可在国家和地方政府的发展规划中找到, 最基本的是国家发展和改革委员会(NDRC)制定的国民经济和社会发展五年规划。还有一些特定领域的规划, 如环境部制订的“十三五”生态环境保护规划, 国家发展改革委员会和国家海洋局制定的“全国海洋经济发展规划(2016-2020年)”。地方政府根据国家规划和地方特色制定具体规划, 如江苏省“十三五”海洋事业发展规划、江苏省海洋生态红线保护规划(2016-2020年)。

各级政府严格控制排入海洋的陆源污染物, 必须符合污染物的排放标准和污染物排放的总量控制要求。政府部门正努力建立预警机制, 以防止排放的污染物超过海洋环境的承载能力。

《近岸海域污染防治方案》是为了切实加强近岸海域环境保护工作, 改善

河口和近岸海域的生态环境质量，该方案的目标是在“十三五”期间全国近岸海域水质稳中趋好，2020 年沿海各省（区、市）近岸海域一、二类海水比例达到目标要求，全国近岸海域水质优良（一、二类）比例达到 70%左右；入海河流水质与 2014 年相比有所改善，且基本消除劣于 V 类的水体。

《中华人民共和国国民经济和社会发展第十三个五年规划纲要》明确提出实施“蓝色海湾”整治工程、“南红北柳”湿地修复工程和“生态岛礁”工程。通过实施“蓝色海湾”整治工程，优化海湾、滨海湿地的生产、生态、生活空间布局，控制陆源污染物入海排放，加强海湾生态整治与修复，打造美丽海湾，加快滨海湿地和岸滩恢复，遏制我国滨海湿地退化和丧失，提升海湾和滨海湿地生态系统服务功能。

《渤海综合治理攻坚战行动计划》要求以改善渤海生态环境质量为核心，开展陆源污染治理行动、海域污染治理行动、生态保护修复行动、环境风险防范行动等四大攻坚行动，确保渤海生态环境不再恶化。通过三年综合治理，到 2020 年，渤海近岸海域水质优良（一、二类水质）比例达到 73%左右，自然岸线保有率保持在 35%左右，滨海湿地整治修复规模不低于 6900 公顷，整治修复岸线新增 70 公里左右。

5.4 制度建设

生态文明制度建设。2012 年党的十八大将生态文明建设作为“五位一体”总体布局的一个重要部分，要求树立尊重自然、顺应自然、保护自然的理念，提出生态文明建设不仅影响经济持续健康发展，也关系政治和社会建设，必须放在突出地位，融入经济建设、政治建设、文化建设、社会建设各方面和全过程。树立山水林田湖是一个生命共同体的理念，按照生态系统的整体性、系统性及其内在规律，统筹考虑自然生态各要素、山上山下、地上地下、陆地海洋以及流域上下游，进行整体保护、系统修复、综合治理，增强生态系统循环能力，维护生态平衡。“十三五”时期，既是全面建成小康社会的决胜阶段，也是生态文明建设的关键时期。关键任务包括发展绿色经济促进经济转型升级，提高能源和资源利用效率，建设环境友好型资源节约型社会，实施生态建设项目，提升生态系统服务能力，解决威胁人民健康的突出环境问题，制定和严格遵守生态红线，推进新型城镇化和农业现代化，促进城乡区域协调发展；开展国家生

态资产核算，建立生态资产监测平台。在“十三五”期间制定了若干海洋生态文明的目标，修复 2000 公里海岸线和 66 个海湾，恢复 8500 公顷以上的滨海湿地，海洋保护区面积占国家管辖海域的 5%。

湾长制。建立实施湾长制是全面贯彻落实习近平新时代生态文明思想和全国生态环境保护大会精神要求的重要举措，是落实党政领导干部治海管海护海主体责任的重要制度创新，对持续改善近岸海域生态环境质量，打好污染防治攻坚战，满足沿海地区人民群众亲海拥海爱海的美好生活需求具有十分重要的现实意义。2017 年，原国家海洋局成立“湾长制”试点工作领导小组，在浙江、秦皇岛、青岛、连云港、海口“一省四市”先期启动了湾长制试点工作。2018 年，湾长制试点工作范围进一步扩大，浙江、山东、海南 3 省已全面推行湾长制工作，江苏、河北、广东、广西等省（区）部分沿海市已经开展或正在探索开展湾长制试点工作。在各试点地区的积极推动下，湾长制工作已经取得了一定工作成效，为全面建立实施湾长制奠定了实践基础。

生态保护红线。2017 年，中国发布《关于划定并严守生态保护红线的若干意见》，指出以改善生态环境质量为核心，以保障和维护生态功能为主线，按照山水林田湖系统保护的要求，划定并严守生态保护红线，实现一条红线管控重要生态空间，确保生态功能不降低、面积不减少、性质不改变，维护国家生态安全，促进经济社会可持续发展。2020 年年底前，全面完成全国生态保护红线划定，基本建立生态保护红线制度，国土生态空间得到优化和有效保护，生态功能保持稳定，国家生态安全格局更加完善。到 2030 年，生态保护红线布局进一步优化，生态保护红线制度有效实施，生态功能显著提升，国家生态安全得到全面保障。海洋生态红线制度是指为维护海洋生态健康与生态安全，将重要海洋生态功能区、生态敏感区和生态脆弱区划定为重点管控区域并实施严格分类管控的制度安排。《近岸海域污染防治方案》要求近岸海域的生态保护红线区面积不少于 30%。

5.5 存在的问题分析

尽管过去 10 年，中国在与环境（特别是海洋环境）相关的法律和政策方面有了较大的改善，但仍存在一些差距，不利于中国充分履行其在国际公约中的

义务，保护海洋生态环境和资源。

缺乏基于生态系统的综合观念。海洋生态系统的生态特征决定了维护和管理生态系统的最终目标是保持其生态完整性。这要求任何保护和管理活动必须基于生态系统的观点来设计。虽然“根据海洋环境容量来确定陆源排放量”和“海陆统筹发展”等是重要的国家政策指导原则，但由于受限于管理体系，这些原则未得到有效实施。现行法律、法规、政策和规划的制订缺乏部门间足够的沟通和协调。

缺乏资源和生态保护的法律法规。在审查现行环境法律和政策后，中国污染控制的法律和政策相对发达，而资源和生态系统保护的法律和政策相对薄弱。例如，缺乏国家湿地法律或法规仍然是中国湿地保护面临的挑战，特别是建立湿地管理的具体机制，包括保护特许权、生态补偿、生态用水供给和水污染治理等。在海洋环境保护法，目前“海洋生态保护”章节所占比例太小，在 10 章 97 条中仅占 1 章 9 条，不足 10%，“污染防治”则占了 5 章 44 条，与目前“生态”与“环境”并重的形势不符。近年来，国际社会非常关注海洋垃圾。虽然中国拥有一系列防控各种海洋污染的法律制度，及一项国家固废管理法，但海洋垃圾的管理尚不完善。因为目前固废法尚未与海岸带管理法律和政策相结合，需要进一步加强沿海地区海洋垃圾防控管理法律体系建设。

缺乏法律实施细则。自 1982 年颁布“海洋环境保护法”以来，法律框架提供了保护海洋环境和利用海洋资源的粗略路线。但是大多为一般性表述，并无遵循实施细则，这在很大程度上影响了实施效果。

缺乏跨部门实施机制。环境问题的“全球化”特征越来越明显，最近国际环境公约讨论的问题都是相互交叉的，特别是气候变化、湿地退化、生物多样性丧失、渔业资源枯竭等。在中国，国际公约的履约责任是根据不同的行政部门的职责进行分配的，没有协调或协调不够。不同的执行机构分别履行中国作为国际公约参与国规定的权利和义务。其缺点是实施机构所花费的资源不能产生综合效应，因此存在大量的工作和活动重复，造成有限的管理资源浪费。

第 6 章 国际海洋污染物治理趋势与经验

2050 年，我们的星球将为 90 亿人口提供食物、健康、工作与能源。健康的海洋对地球上所有生命，从最小的浮游生物到最大的海洋哺乳动物都至关重要，它是生态系统和人类福祉的基础。据估计，全球约 40% 的人口生活在沿海，30 亿人依海而生。随着我们对海洋依赖的增加，越来越多的政治参与其中，各种防治海洋污染的政策与倡议已经制定或正在酝酿中。

6.1 全球和区域性管理政策

6.1.1 全球海洋治理机构和国际法律文书

全球有多个海洋污染治理的机构和相关法律或协定，具体如表 1 所示。

表 6.1 法律和组织机构

国际机构
国际海事组织 (International Maritime Organization)
国际海底管理局 (The International Seabed Authority)
世界贸易组织 (The World Trade Organisation)
联合国粮食及农业组织 (The Food and Agriculture Organization)
世界银行/全球环境基金 (The World Bank/Global Environment Facility)
联合国开发计划署 (UN Development Programme)
法律、协定、协议等
《联合国海洋法公约》(United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS) — 关于执行《联合国海洋法公约》第六部分的协定 (Agreement relating to the Implementation of Part XI of UNCLOS) — 《执行 1982 年 12 月 10 日联合国海洋法公约有关养护和管理跨界鱼类种群和高度洄游鱼类种群的规定的联合国协定》(《跨界鱼类种群协定》) (The United Nations Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks (the Straddling Stocks Agreement))
《生物多样性公约》(The Convention on Biological Diversity)
《联合国气候变化框架公约》(The United Nations Framework Convention on Climate Change, UNFCCC) — 《京都条约》(The Kyoto Protocol) — 《巴黎协定》(The Paris Agreement)

《联合国粮食及农业组织章程》(FAO instruments)

- 1993 年联合国粮食及农业组织制定的《促进公海渔船遵守国际养护和管理措施的协定》(The 1993 FAO Agreement to promote Compliance with International Conservation and Management Measures by Fishing Vessels on the High Seas)
- 1995 年联合国粮食及农业组织制定的《负责任渔业行为守则》(The 1995 FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries)

《国际海事组织公约》(IMO treaties)

- 1972 年制定的《防止倾倒废物及其他物质污染海洋公约》(The Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, 1972)
- 《防止倾倒废物及其他物质污染海洋的公约 1996 年议定书》(The 1996 Protocol to the Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter)

《保护迁徙野生动物物种公约》(The Convention on Migratory Species)

《控制危险废料越境转移及其处置巴塞尔公约》(The Basel Convention on the Control of Transboundary Movements of Hazardous Wastes and their Disposal)

《关于在国际贸易中对某些危险化学品和农药采用事先知情同意程序的鹿特丹公约》(Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade)

《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》(The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants)

《关于汞的水俣公约》(The Minamata Convention on Mercury)

拟议的具有法律约束力的国际文书 《国家管辖范围以外区域海洋生物多样性的养护和可持续利用》(Proposed international legally binding instrument (on the conservation and sustainable use of marine biological diversity of areas beyond national jurisdiction)

《保护海洋环境免受陆上活动污染全球行动纲领》(The Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities)

UNCLOS 是海洋治理的全球法律公约，其中深海海底采矿和高度洄游鱼类种群的执行协定与海洋污染有关。《国家管辖范围以外区域海洋生物多样性养护和可持续利用执行协定》(BBNJ)目前正在谈判中，预计将于 2020 年定稿。

UNCLOS 第十二部分涉及“保护和保育海洋环境”，要求各国采取一切必要措施，防止、减少和控制任何来源对海洋环境的污染，旨在最大限度地减少有毒、有害或有毒物质的释放。同时，对关于陆源污染、船只污染、海底活动、

倾倒和大气污染或通过大气污染给出了详细规定。

《联合国可持续发展目标》第 14.1 项目标：到 2025 年，防止和大幅减少各种海洋污染，特别是来自陆地活动的污染，包括海洋废弃物和营养盐污染。

联合国环境大会(UNEA)通过了几项与海洋污染有关的决议²。

国际海事组织(IMO)和《国际防止船舶污染公约》也对航运业造成的海洋污染做出了规定。

1995 年通过了《保护海洋环境免受陆上活动污染全球行动纲领》。该方案目前正在审查中，但其任务侧重于与三个来源有关的海洋污染：营养盐、垃圾和废水。这些全球法律文书的详细情况见附件。

6.1.2 应对海洋污染全球治理的新概念/议题

为应对海洋污染，多项全球治理概念已经提出，且部分已在全球或者区域被接受与实施，尤其是蓝色经济、循环经济和污染溯源方法。

a. 蓝色经济

“可持续蓝色经济”的提出为审查和处理海洋经济活动与其对环境影响之间的关系提供了有效方法，其关键是确保海洋经济活动在不破坏海洋价值赖以产生的生态资产的情况下进行。目前为止，有关蓝色经济所取得进展包括：

- 2018 年 11 月 26 日至 28 日肯尼亚政府在内罗毕举行了首次可持续蓝色经济会议，吸引了来自世界 184 个国家的 18000 名与会者。
- 为“促进大胆、务实的海洋解决方案”，由一些国家元首和政府首脑成立了可持续海洋经济高级别小组(IISD, 2018 年)。
- 2018 年 9 月，世界银行宣布设立一个多捐助方信托基金“PROBLUE”，以支持实现可持续发展目标中的第 14 项目标，解决海洋污染、过度捕捞、海岸侵蚀和沿海经济的可持续增长问题。

²大会第 71/312 号决议:我们的海洋，我们的未来；联合国环境大会关于可持续珊瑚礁管理的第 2.12 号决议；联合国环境规划署关于应对海洋塑料垃圾和微塑料和对相关国际组织有效性的评估的第 2/11 号决议，关于海洋垃圾和微塑料的第 3/7 号决议，关于海洋塑料垃圾和微塑料的第 4/L7 号决议和关于保护海洋环境免受陆地活动影响的第 4/L12 号决议。

- “联合国全球契约”(UN Global Compact)的“可持续海洋商业行动平台”包括35家世界上最大的公司、银行和投资基金，它们都是各自经营领域的领导者。

b. 循环经济

海洋污染的治理需从上游生态系统和下游生态系统两方面着手。上游生态系统的治理方法包括从源头上阻止污染。随着越来越多的政府对海洋垃圾和一次性塑料采取行动，“循环经济”的概念越来越受到重视。该方法旨在重新定义经济增长，侧重于积极的全社会效益。实现废物减量化、资源化和无害化，使经济系统和自然生态系统的物质和谐循环，维护自然生态平衡，是以资源的高效利用和循环利用为核心，以“减量化、再利用、资源化”为原则，合可持续发展理念的经济增长模式，是对“大量生产、大量消费、大量废弃”的传统增长模式的根本变革。

为了努力将欧洲经济转变为更可持续经济，欧盟委员会在2018年1月通过了一套新的措施，实施了循环经济行动计划。这些措施包括欧盟循环经济中的塑料战略、解决化学品、产品和废物立法之间界限的备选方案、循环经济进展监测框架以及关于关键原材料和循环经济的报告。

c. 污染溯源方法

“污染溯源方法”对于解决陆上活动和污染至关重要。这一概念将陆源污染与海洋和沿海污染联系起来。影响下游生态系统、沿海地区和海洋环境的几个因素源于上游生态系统陆地和河流的开发。其中包括农业、工业活动、林业和能源生产等陆域产生的直接排放，以及人类消费等产生的间接来源。此外，渔业、运输、非生物资源(矿、沙、石油和天然气)的开采也势必给海洋环境带来压力，并对沿海地区以及三角洲和河流上游产生影响。

综合海洋污染治理所面临的挑战，结合当前气候变化及人们对美好生活日益增长的需求，基于生态系统的综合海洋管理新模式亟待建立。政策和管理系统需要在各部门和下游/上游用户之间分配水资源，确保可靠的供水和满足需求的水质，并保护人类和环境免受生态系统的危害和退化的影响。因此，将复杂的经济、社会以及环境和污染溯源方法相结合是实现可持续发展的重要策略。

6.1.3 污染物消减全球行动计划

a. 营养物质

多种营养盐在全球范围内广泛使用，不同地区使用量也不尽相同，过度使用和营养缺乏同时并存，但目前面临最主要问题是全球范围内营养盐的利用效率均较低 (Krushelnytska, 2018)。畜禽养殖是当前造成水体营养盐污染的主要原因之一。中国是全球最大的牛羊肉和奶制品生产和消费国之一，但由于这对畜禽养殖尚无建立完善的污染管理体系，部分粪便未经处理进入环境中。美国目前实施零排放管理系统，畜禽养殖可实现零营养物质排放(Krushelnytska, 2018)。

当前，全球正在积极实施一项关于“陆源污染所导致的富营养化和低氧消减计划”项目，该项目由 GEF-Global 基金资助，致力于开发和应用全球营养盐循环模型，评估全球不同流域营养盐来源、入海负荷及其影响等，为科学评估陆源营养盐输入对近岸生态系统的影响提供支撑。

b. 废水

废水也是一种资源，无论处理与否。发达国家废水处理率约为 70%，但全球约 80%以上(一些发展中国家会超过 95%)的废水未经处理直接排入环境中。

全球废水倡议致力于解决废水相关问题，促进、协调和鼓励将更多的投资纳入废水分管理方面。近期，为保护海洋生态环境和珊瑚礁，在全球珊瑚礁保护合作网络和全球废水倡议下，共同制定了“防止珊瑚礁免受陆源污水污染”的政策，重点是针对废水对珊瑚礁的影响，围绕珊瑚礁的健康和恢复潜力来开展相关工作。

此外，作为联合国环境规划署区域海洋项目之一“红海和亚丁湾环境保护”项目，旨在编制废水排放对珊瑚礁影响的监测实施手册，收集有关珊瑚礁生态价值的基础资料，促进和倡导更有效的实际管理行动。同时，相关环境和水利管理部门等将举办一系列研讨会，加深市民对废水资源的认识和了解，提高和促进对废水可持续管理有关重要问题的认识和推广。

《城市污水管理指南》提出了废水可持续管理的相关建议，并指出 10 个关键机制，包括保障国内财政资源、发展城市供水和卫生管理系统、采取长远且循序渐进的行动，以及针对水资源管理采取适宜和经济有效的技术与替代方案

等。

c. 海洋垃圾

当前，塑料污染已成为全球性热点话题，为解决这一问题也采取了相关措施。主要通过各种宣传活动和知识推广形式引起公众和政府的关注，鼓励各利益相关者自行采取行动，具体措施包括：

- 全球海洋垃圾伙伴关系(联合国环境)
- 联合国环境规划署清洁海洋运动
- Charlevoix 海洋塑料宪章(G7, 2018)
- G7 海洋塑料垃圾创新挑战赛(G7, 2018, 海洋垃圾)
- 英联邦海洋塑料蓝色宪章行动小组(也被称为“英联邦清洁海洋联盟”)
- 海洋行动团队，实施可持续发展目标 14.1(海洋污染)(联合国可持续发展目标)
- 海洋垃圾问题不限成员名额特设专家组

下列措施较海洋垃圾更为广泛，从发展循环经济的角度为解决海洋垃圾污染问题提供了新的方案：

- 全球塑料平台 (欧盟和联合国环境)
- 新塑料经济全球委员会 (IISD, 塑料经济)
- 欧洲循环经济塑料战略(欧盟塑料战略)

与主要利益相关方合作推动污染防治行动，支持会员国采取具体措施，对解决这一问题的紧迫性至关重要。

根据联合国环境规划署关于海洋垃圾和微塑料的第 3/7 号决议，2018 年 5 月召开了不限成员名额特设专家组第一次会议，提出了三个备选方案：

- 1) 维持现状，继续当前的努力；
- 2) 修订现有的框架，以更好地处理海洋塑料垃圾和微塑料；
- 3) 构建多层次治理的国际新架构。

由于目前制度的不完善和不协调，海洋塑料垃圾和微塑料的治理未见明显成效，已重点针对订正现有框架(备选方案 2)或新框架构建(备选方案 3)。

第二次特别会议于 12 月举行，政府专家讨论结果如下：

- 有必要对塑料的循环管理采取全面和以实践为基础的方法
 - 将预防作为优先事项，探讨现有框架(多边协定)的潜力是否有用
 - 需要加强科学政策接口和方法的来源
 - 生产者延长责任制度
 - 信息交换与共享
 - 循环经济和全生命周期方法
 - 考虑是否可能制订一项具有全球法律约束力的文书
 - 会议还讨论了设立临时协调部门的问题
- 在 2019 年 3 月召开的第四届联合国环境规划署会议上通过了一项关于海洋垃圾的决议，此外，正在制定海洋垃圾国家来源清单和监测方法。

2017 年 2 月，联合国启动了清洁海洋行动，并将其推向全球，在减少海洋塑料污染方面发挥积极作用。为了做到这一点，清洁海洋将个人、民间社会团体、企业和政府联系起来，改变全球各地的习惯、做法、标准和政策，以期大幅减少海洋垃圾及其造成的危害。截至 2018 年 12 月，已有 54 个国家承诺开展这一活动。

系统性地解决海洋塑料问题，需要从线性塑料经济向循环经济进行根本性转变，方法是在设计、生产、消费、废物管理和消减阶段，在整个价值链上采取行动。目前已有倡议要集中解决整个塑料生命周期的问题，其目标是实现塑料的循环经济。全球塑料平台由联合国环境规划署与欧盟委员会等政府共同发起，是联合国环境署、各国政府和地区组织之间的伙伴关系。其目的是促进各国政府之间在最高一级就通过可持续消费和生产方式处理塑料污染方面的经验和吸取的教训进行对话和交流。全球塑料平台的工作包括五个方面：(1) 政策，其他政策是围绕该政策制定的；(2) 循环性、创新和技术；(3) 教育和宣传；(4) 财政；(5) 科研。所有相关者都可以通过这五个流程参与进来。该平台活动有助于 20 国集团国家正在进行的关于海洋垃圾和资源效率的讨论。艾伦·麦克阿瑟基金会(Ellen MacArthur Foundation)与联合国环境规划署(UN Environment)合作发起的“新塑料经济全球委员会”(New plastic Economy Global Commitment)，将企业、政府和其他组织联合起来，共享塑料循环经济的共同愿景，以及从源头解决塑料污染的目标。截至 2019 年 3 月，超过 350 个机构(新塑料经济全球承

诺)签署了新的塑料经济全球承诺,其中包括全球 16 个政府部门、150 多家塑料包装价值链企业(占全球塑料包装使用总量的 20%以上)、26 家金融机构,管理资产总额 4.2 万亿美元。

d. 抗生素

鉴于抗生素及其药物残留对海洋环境的全面影响尚未清楚,海洋中抗生素和药物残留普遍令人担忧。这是一个新兴领域,在国家和区域两级都需要开展许多工作。到目前为止,波罗的海区域在这个问题上取得了更多进展。

在波罗的海地区,2017 年 11 月启动了一个制药平台,汇集了整个区域的项目和利益攸关方,以协助知识共享、提高效率、精简活动和支持区域政策发展。它将主要关注非监管解决方案,例如新的技术和管理选项,并包含三个相互关联的列:项目、支持活动和地区的状态报告与政策发展(瑞典环保局,2017)。

6.1.4 区域海洋管理框架或方案

为了可持续管理和利用海洋和沿海环境,超过 143 个国家加入了 18 项区域海洋公约和行动计划。多数情况下,强有力的法律框架是行动计划的基础,其形式是关于具体问题的区域公约和有关议定书。现有区域海洋管理框架主要有:

- 运用基于生态系统的管理方法治理海洋;
- 确保区域战略,旨在实施和加强保护,以及可持续利用(蓝色经济);
- 建立创新伙伴关系或治理机制,实现区域蓝色经济的可持续发展;
- 基于可持续蓝色经济原则和现有框架,制定区域海洋治理战略。

6.2 沿海国家的管理措施

6.2.1 海洋管理案例

越来越多国家认识到海洋污染的负面影响,各国纷纷采取相关遏制行动。

新加坡 新加坡通过立法控制和行政措施,控制陆源污染。《环境保护和管理法》(EPMA)规定:通过控制工业废水、石油、化学物质、污水或其他污染物的排放来保护和管理环境;EPMA 还确保以无害化的方式妥善管理有害物质。针对土壤污染,实施综合固体废物管理系统,防止垃圾乱丢、乱放,确保防止包括塑料废物在内的陆源垃圾流入海洋。国家能源局还与民间、私营和公共部门(3P)开展合作,助力减少陆域固体废物的产生和排放,如制定新加坡包装协

议等。

南非 在南非则设立了海洋经济部长管理委员会，主要负责向副主席报告，并与海洋有关部门协调，以便实现更有效的跨部门海洋管理。

肯尼亚 2018年11月26日至28日，肯尼亚政府举办首届可持续蓝色经济会议。来自世界各地的超过18000个参与者学习如何构建一个蓝色经济：利用海洋、湖泊和河流的潜力，改善人类生活，特别是发展中国家人民、妇女、青年和土著人民的生活；利用改革创新、科学进步和最佳实践手段，为子孙后代保护水资源的同时建设繁荣。

瑞典 在瑞典，截至2020年，土地、淡水和海洋保护的中期目标至少占瑞典陆地和淡水面积的20%，以及海洋面积的10%，这将通过采取保护措施来实现，主要针对生物多样性和生态系统服务的重要领域。湖泊、河流的正式保护面积至少增加1.2万公顷，海洋的正式保护面积至少增加57万公顷。通过发展和加强绿色基础设施加强生态关系，使受保护和保护的地区、生境，与包括海洋环境在内的景观相互联系与融合(RAMSAR公约，国家报告)。欧盟海洋战略框架指令正在瑞典实施。该指令于2010年通过《海洋环境条例》(Marine environment Regulation)，被正式转换为瑞典的立法。

加拿大 加拿大颁布了海洋战略，该战略是关于国家河口海岸和海洋生态系统管理的相关政策声明。它致力于提升体制治理机制，实施综合管理计划，鼓励合作伙伴参与海洋活动的规划管理，明确管理职责和提升公众意识。

6.2.2 禁塑与限塑政策

2018年世界环境日发布了《全球塑料状况》报告，报告中，联合国环境规划署制定了一项10步路线图，供各国政府在寻求或改进措施时遵循。倡议各国政府需要控制塑料废物数量，建立鼓励使用便利袋的激励机制，并加强监管执行，及时推行替代方案。截至2018年7月，192个国家中已有127个国家通过了各种形式的立法规范塑料袋(UNEP, 2018年，一次性塑料)。各国采取多种措施对海洋塑料污染的治理发挥了积极作用。

欧洲议会通过一项禁令，即到2021年，禁止在欧洲使用吸管、盘子、餐具

和棉签等一次性塑料制品。根据该提案，目前还没有切实可行的替代品，以减少一次性汉堡盒和三明治盒等其他塑料制品的使用量。目标到 2025 年，将至少减少 25% 一次性塑料制品使用量，90% 的饮料瓶也将被回收利用。

英国对购物时购买塑料袋征收附加费，而肯尼亚甚至对使用塑料袋的人处以高达 4 万美元的罚款或四年监禁。

印度尼西亚计划到 2025 年减少 70% 的塑料垃圾。

乌拉圭宣布将在 2018 年后期对一次性塑料袋征税。

哥斯达黎加将努力通过增加适当的废物管理措施(立法)和教育来减少塑料垃圾。

6.3 小结

全球海洋管理面临着诸多挑战：对海洋环境问题的认知不足；部门/跨部门政策、合作和治理体系的低效；缺乏提高资源利用效率和鼓励循环经济的解决方案和激励措施；公共和私人融资不足等。目前，已有多个海洋治理的全球、区域和国家层面的法律和体制框架，但这些框架相对较为分散，侧重于具体行业，而少有针对性的措施。为实现海洋的综合治理，一些新兴概念不断涌现并加以应用，如蓝色经济、循环经济和污染溯源方法等。为应对营养盐、废水、海洋垃圾和抗生素等海洋污染问题，多项举措和行动已在全球范围内实施，如针对海洋垃圾与微塑料所成立的联合国政府间专家工作组和联合海洋法公约下的国家管辖范围外海洋生物多样性保护与可持续利用国际协定等。围绕海洋塑料垃圾的全球治理，倡议在不同层面建立相应的治理策略，在全球层面，建立全球塑料平台和成立新塑料经济全球委员会，促进塑料循环经济；在区域上，强化发挥区域海洋项目在污染治理方面的关键作用；在国家层面，则实施污染治理攻坚战，从源头控制污染排放。

第7章 政策建议

过去两个世纪，全球工、农业取得了为世界提供衣食住行的巨大成就，其代价是包括许多海洋环境在内的地球重要组成部分严重退化，特别是沿海地区。通常，虽然生产和排放在很大程度上是基于陆地的，但海洋环境实则上是最终的受纳者。除了众所周知的陆源营养盐输入导致的富营养化效应外，全球不断增长的塑料污染挑战是这种海陆相互作用的另一个主要例子。

中国也是如此。改革开放 40 年间，中国基本形成了经济高速发展的沿海经济带，成为中国城市化程度高、人口密集、经济发达的区域。海岸带及近岸海洋生态系统在支撑沿海及海洋经济发展的同时，承受着巨大的生态破坏和陆源污染压力，可持续发展能力明显下降。陆源及其他来源污染物进入海洋环境，直接导致海洋水体、沉积物和生物质量下降。海洋污染对海洋渔业、滨海旅游和人群健康等方面造成巨大经济损失。海洋污染还造成重要生境退化、生物多样性减少和生态系统提供服务的功能丧失等更多难以量化的经济损失。

近年来，中国充分利用改革开放 40 年来积累的坚实物质基础，加大力度推进生态文明建设，污染防治攻坚战是必须打赢的三大攻坚战之一。当前，中国生态环境质量持续好转，出现了稳中向好趋势。为了更好地追求人与海洋的和谐，促进海洋保护和绿色发展，加强海洋繁荣，就海洋污染防治，提出以下政策建议：

建议 1：构建全方位的海陆统筹、联防联控管理机制

完善陆海一体化生态环境监测体系。按照陆海统筹、统一布局的原则，优化建设全覆盖、精细化的海洋生态环境监测网络，强化网格化监测和动态实时监视监测，对主要的入海河流、陆源入海排污口等实施在线实时监测。建立海洋污染基线调查/普查制度。

加强农业、医药等行业的陆源污染管控。统筹考虑增强农业综合生产能力 and 防治农村污染，采取财政和村集体补贴、住户付费、社会资本参与的投入运营机制，加强农村污水和垃圾处理等环保设施建设，采取多种措施培育发展各种形式的农业面源污染治理、农村污水垃圾处理市场主体。推行农业绿色生产，

促进主要农业废弃物全量利用。按照市场化原则，探索开展绿色金融支持畜禽养殖业废弃物处置和无害化处理试点，逐步实现畜禽粪污就近就地综合利用。加大对畜禽粪污综合利用生产有机肥的补贴力度，同步减少化肥补贴。加强抗菌药物管理，依法规范、限制使用抗生素等化学药品，禁止滥用抗生素（包括人用和兽用）。

进一步健全我国海洋环境质量目标体系。我国海洋环境质量目标体系以水质目标为主，一般以海洋功能区划和近岸海域环境功能区达标率或水质优良海域（第一类、第二类海水）所占比例来表达。建议进一步丰富我国海洋环境质量目标体系的内容，除了水质目标外，结合海洋生态系统时空分布特征，进一步增加海洋生态保护目标，如表征生物多样性、栖息地适宜性、生态系统结构与功能的目标等，为海洋生态保护工作奠定基础、指明方向。加强地表水和海水水质标准在分类、指标设置、标准定值等方面衔接，增设总磷、总氮、新兴污染物等指标，推进海水水质标准修订工作，推动陆海一体化的排放控制和水质目标管理。

构建河湾（滩）长制的一体化治理机制。按照山水林田湖草系统治理的理念，加强入海河流综合治理、河口海湾综合治理的系统设计，建立河长制、湾长制联动机制，建立定期会商机制和应急处置机制，协调推进，协同攻坚，提升陆海一体化的污染防治能力。

建议 2：强化全过程管控，制订国家海洋垃圾污染防治行动计划

强化塑料和微塑料源头管控。探讨与本国国情相适应的废弃物减量化、资源化、无害化管理模式，有效防范沿海地区生产活动、生活消费、极端天气和自然灾害等因素导致塑料废弃物进入海洋环境。加强塑料颗粒原材料管理，建立“树脂原材料-塑料制品-商品使用流通”过程的备案和监管。鼓励和促进生产者责任延伸制度（EPR）和相关机制，把生产者对其产品承担的资源环境责任从生产环节延伸到产品设计、流通消费、回收利用、废物处置等全生命周期。禁止生产和销售含有塑料微珠的个人护理品。研发并应用洗衣机过滤技术，捕获家用和商用/工业洗涤产生的纤维并避免排放进入环境。

倡导可持续的废弃物综合管理。制定和完善国家废弃物监管框架，包括生

产者责任延伸制度（EPR）的法律框架，并加强执法和治理；开展能力建设和基础设施投资，通过改善城市和农村现有的废物管理体系，促进废弃物收集，并促进对废物管理基础设施的投资，以防止塑料废弃物泄漏入海。在沿海城市港口建立足够的废弃物接收设施，以便船只无害处置废弃物。

研究制订国家海洋垃圾污染防治行动计划。促进建立海洋垃圾管理国家管理框架，建立跨部门、区域、流域的海洋垃圾防治综合协调机制。鼓励绿色发展，加快塑料制品替代化和环境清理技术的研发和应用，推动传统塑料产业结构调整，鼓励可降解塑料制品和传统塑料替代品的生产与使用。促进基础科学研究与技术交流，加强对微塑料的来源、输移路径和环境归趋，及其对海洋生态环境影响评估研究，提升对微塑料问题的科学认知。鼓励社会组织、团体和公众开展清理行动，倡导绿色消费等方式，减少一次性塑料包装和产品的使用，防止和大幅减少海洋微塑料污染。

建议 3：构建运用经济杠杆进行海洋环境治理和生态保护的市场体系

加快沿海地区创新驱动发展和绿色发展转型。推动产业升级，发展新兴产业和现代服务业。强化工业企业园区化建设，推进循环经济和清洁生产，建设生态工业园区，加强资源综合利用和循环利用。沿海地区确定产业结构、布局、资源环境承载力、生态红线等方面约束，严格项目审批，提高行业准入门槛，倒逼产业转型升级，逐步淘汰落后产能。

完善海洋生态补偿制度。坚持“谁受益、谁补偿”的原则，综合运用财政、税收和市场手段，采用以奖代补等形式，建立奖优罚劣的海洋生态保护效益补偿机制。

严格实行生态环境损害赔偿制度。强化生产者环境保护法律责任，大幅度提高违法成本。健全环境损害赔偿方面的法律制度、评估方法和实施机制，对违反海洋环保法律法规的，依法严惩重罚；对造成生态环境损害的，以损害程度等因素依法确定赔偿额度；对造成严重后果的，依法追究刑事责任。

建立多元化资金投入机制。中央财政整合现有各类涉海生态环保资金，加大投入力度，继续支持实施农村环境综合整治、蓝色海湾整治等行动。地方切

实发挥主动性和能动性，加大地方财政投入力度，充分利用市场投融资机制，鼓励和吸引民间、社会、风投等资金向近海生态环境保护领域集聚。

建议 4：强化滨海湿地生态保护修复，恢复水质净化等湿地生态功能

完善滨海湿地分级管理体系。建立国家重要滨海湿地、地方重要滨海湿地和一般滨海湿地分级管理体系，分批发布国家重要滨海湿地名录，确定各省（区、市）滨海湿地面积管控目标。探索建立滨海湿地国家公园，创新保护管理形式。

建立退化滨海湿地修复制度。按照海洋生态系统的自然属性和沿海生物区系特征进行滨海湿地修复，通过实施退养还湿、植被厚植、生境养护等工程，改善湿地植被群落结构，提高湿地生境的生物多样性，提升湿地水质净化、固碳增汇等能力，扩大滨海湿地面积，恢复湿地生态功能。到 2020 年修复滨海湿地面积不少于 2 万公顷。

建议 5：加强合作交流，共同应对全球海洋污染

强化新兴全球海洋环境问题研究。重点围绕海洋酸化、塑料垃圾、缺氧等新型海洋环境问题，在热点区域开展调查研究，系统分析大洋和极地区域全球重点关注的海洋生态环境问题，深度参与公海保护区建设、海底开发活动环境影响评估和南北极海洋环境保护等工作，为全球海洋环境治理做出贡献。

建立海洋命运共同体共同应对海洋污染。借助 21 世纪海上丝绸之路建设，在亚洲基础设施投资银行、中国-太平洋岛国经济发展合作论坛、中国-东盟海上合作、全球蓝色经济伙伴论坛等框架下开展务实高效的合作交流，加强全球性海洋环境问题的研究，构建广泛的蓝色伙伴关系，建立中国—东盟海洋环境保护合作机制，推动开展海洋环境保护合作。充分利用 PEMSEA、APEC、NOWPAP 和 COBSEA 等区域组织的平台，共享认识，共同提升监测、应对和治理海洋污染的能力，携手打造人类命运共同体。

主要参考文献

- [1] Alava J.J., Cheung W.W.L., Ross P.S., Sumaila U.R., 2017. Climate change-contaminant interactions in marine food webs: Toward a conceptual framework. *Global Change Biology* 23:3984–4001.
- [2] Brandt K.K., Amézquita A., Backhaus T., Boxall A., Coors A., Heberer T., Lawrence J.R., Lazorchak J., Schönfeld J., Snape J.R., Zhu Y.G., Toppm E., 2015. Ecotoxicological assessment of antibiotics: A call for improved consideration of microorganisms. *Environment International* 85: 189–205
- [3] Cai, M., Duan, M., Guo, J., Liu, M., Qi, A., Lin, Y., Liang, J., 2018. PAHs in the Northern South China Sea: Horizontal transport and downward export on the continental shelf. *Marine Chemistry* 202, 121-129.
- [4] Canada's Oceans Strategy, <http://www.dfo-mpo.gc.ca/oceans/publications/cos-soc/index-eng.html>
- [5] Carstensen, J., Henriksen, P., Heiskanen, A.-S., 2007. Summer algal blooms in shallow estuaries: Definition, mechanisms, and link to eutrophication. *Limnology and Oceanography* 52, 370-384.
- [6] Chen, C.-W., Chen, C.-F., 2011. Distribution, origin, and potential toxicological significance of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 63, 417-423.
- [7] Chen, M.-Y., Luo, X.-J., Zhang, X.-L., He, M.-J., Chen, S.-J., Mai, B.-X., 2011. Chlorinated Paraffins in Sediments from the Pearl River Delta, South China: Spatial and Temporal Distributions and Implication for Processes. *Environmental Science & Technology* 45, 9936-9943.
- [8] Chen, S.-J., Feng, A.-H., He, M.-J., Chen, M.-Y., Luo, X.-J., Mai, B.-X., 2013. Current levels and composition profiles of PBDEs and alternative flame retardants in surface sediments from the Pearl River Delta, southern China: Comparison with historical data. *Science of The Total Environment* 444, 205-211.
- [9] Collignon, A., Hecq, J.-H., Glagani, F., Voisin, P., Collard, F., Goffart, A., 2012. Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 64, 861-864.
- [10] Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Úbeda, B., Hernández-León, S., Palma, Á.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111, 10239-10244.
- [11] Cui, S., Qi, H., Liu, L.-Y., Song, W.-W., Ma, W.-L., Jia, H.-L., Ding, Y.-S., Li, Y.-F., 2013. Emission of unintentionally produced polychlorinated biphenyls (UP-PCBs) in China: Has this become the major source of PCBs in Chinese air? *Atmospheric Environment* 67, 73-79.
- [12] Doyle, M.J., Watson, W., Bowlin, N.M., Sheavly, S.B., 2011. Plastic particles in coastal pelagic ecosystems of the Northeast Pacific ocean. *Marine Environmental Research* 71, 41-52.
- [13] Ellen MacArthur Foundation, Concept of circular economy. <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/concept>
- [14] European Commission, Environment, Implementation of the Circular Economy Action Plan http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm
- [15] G7, 2018, Charlevoix Blueprint for Healthy Oceans, Seas and Resilient Coastal Communities, <https://g7.gc.ca/en/official-documents/charlevoix-blueprint-healthy-oceans-seas-resilient-coastal-communities/>
- [16] Mai L., Bao L.J., Shi L., Liu L.Y., Zeng E.Y., 2018. Polycyclic aromatic hydrocarbons affiliated with microplastics in surface waters of Bohai and Huanghai Seas, China. *Environmental Pollution* 241:834–840
- [17] Meng J., Hong S.J., Wang T.Y., Li Q.F., Joon Y.S., Lu Y.L., Giesy J.P., Khim J.S. 2017. Traditional and new POPs in environments along the Bohai and Yellow Seas: An overview of China and South Korea. *Chemosphere* 169:503–515
- [18] Egbeocha C.O., Malek S., Emenike C.U., Milow P., 2018. Feasting on microplastics:

- ingestion by and effects on marine organisms. *Aquatic Biology*, Vol. 27: 93–106
- [19] Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS one*.
- [20] Fang, C., Zheng, R., Zhang, Y., Hong, F., Mu, J., Chen, M., Song, P., Lin, L., Lin, H., Le, F., Bo, J., 2018. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. *Chemosphere* 209, 298 - 306.
- [21] G7, 2018, G7 Innovation Challenge to Address Marine Plastic Litter, <https://g7.gc.ca/en/g7-presidency/themes/working-together-climate-change-oceans-clean-energy/g7-ministerial-meeting/joint-chairs-summary/g7-innovation-challenge-address-marine-plastic-litter/>
- [22] GEF Marine Plastics publications, <http://gefmarineplastics.org/publications>
- [23] Gao, Y., Zhang, H., Su, F., Tian, Y., Chen, J., 2012. Environmental Occurrence and Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Sediments and Soils from the Liaohe River Basin, P. R. China. *Environmental Science & Technology* 46, 3771-3778.
- [24] Glibert P. M., 2017. Eutrophication, harmful algae and biodiversity—Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin* 124 :591–606
- [25] Grung, M., Lin, Y., Zhang, H., Steen, A.O., Huang, J., Zhang, G., Larssen, T., 2015. Pesticide levels and environmental risk in aquatic environments in China — A review. *Environment International* 81, 87-97.
- [26] Gu H, Moore W S, Lei Z, et al. Using radium isotopes to estimate the residence time and the contribution of submarine groundwater discharge (SGD) in the Changjiang effluent plume, East China Sea[J]. *Continental Shelf Research*, 2012, 35(1):95-107.
- [27] Guo Z, Huang L, Liu H, et al. The Estimation of Submarine Inputs of Groundwater to a Coastal Bay Using Radium Isotopes [J]. *Acta Geoscientia Sinica*, 2008, 29(5):647-652 (in Chinese, with English abstract).
- [28] Guo Z, Huang L, Yuan X, et al. Estimating submarine groundwater discharge to the Jiulong River estuary using Raisotopes [J]. *Advances in Water Science*, 2011, 22(1):118-125 (in Chinese, with English abstract).
- [29] Guan, Y.-F., Wang, J.-Z., Ni, H.-G., Zeng, E.Y., 2007. Riverine Inputs of Polybrominated Diphenyl Ethers from the Pearl River Delta (China) to the Coastal Ocean. *Environmental Science & Technology* 41, 6007-6013.
- [30] Guzzetti E., Sureda A., Tejada S., Faggio C. 2018. Microplastic in marine organism: Environmental and toxicological effects. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 64:164–171
- [31] IISD, 2018, Heads of State and Government Form Panel to Support Sustainable Ocean Economy, http://sdg.iisd.org/news/heads-of-state-and-government-form-panel-to-support-sustainable-ocean-economy/?utm_medium=email&utm_campaign=2018-09-27%20-%20SDG%20Update%20AE&utm_content=2018-09-27%20-%20SDG%20Update%20AE+CID_01f07018f6597500dc479b31b110422a&utm_source=cm&utm_term=Heads%20of%20State%20and%20Government%20Form%20Panel%20to%20Support%20Sustainable%20Ocean%20Economy
- [32] IISD, Over 290 Companies Sign Global Commitment on New Plastics Economy, <http://sdg.iisd.org/news/over-290-companies-sign-global-commitment-on-new-plastics-economy/>
- [33] Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J., Shi, H., 2017. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environmental Pollution* 221, 141-149.
- [34] Jiang Y.H., Chu Y.B., Xie G.S., Li F.L., Wang L.Z., Huang J., Zhai Y.X., Yao L., 2019. Antimicrobial resistance, virulence and genetic relationship of *Vibrio parahaemolyticus* in seafood from coasts of Bohai Sea and Yellow Sea, China. *International Journal of Food Microbiology* 290: 116–124.
- [35] Ju, T., Ge, W., Jiang, T., Chai, C., 2016. Polybrominated diphenyl ethers in dissolved and suspended phases of seawater and in surface sediment from Jiaozhou Bay, North China. *Science of The Total Environment* 557-558, 571-578.
- [36] Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., Shi, H., 2016. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 214, 177-184.
- [37] Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H., 2015. Microplastics in commercial bivalves from

- China. Environmental pollution (Barking, Essex : 1987) 207, 190-195.
- [38] Lin, T., Hu, L., Shi, X., Li, Y., Guo, Z., Zhang, G., 2012a. Distribution and sources of organochlorine pesticides in sediments of the coastal East China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 64, 1549-1555.
- [39] Lin, T., Li, J., Xu, Y., Liu, X., Luo, C., Cheng, H., Chen, Y., Zhang, G., 2012b. Organochlorine pesticides in seawater and the surrounding atmosphere of the marginal seas of China: Spatial distribution, sources and air-water exchange. *Science of The Total Environment* 435-436, 244-252.
- [40] Lin, T., Nizzetto, L., Guo, Z., Li, Y., Li, J., Zhang, G., 2016. DDTs and HCHs in sediment cores from the coastal East China Sea. *Science of The Total Environment* 539, 388-394.
- [41] Liu H, Guo Z, Gao A, et al. Distribution Characteristics of Radium and Determination of Transport Rate in the Min River Estuary Mixing Zone[J]. *Journal of Jilin University (Earth Science Edition)*, 2013, 43(6):1966-1971 (in Chinese, with English abstract).
- [42] Liu L.Y., Ma W.L., Jia H.L., Zhang Z.F., Song W.W., Li Y.F. 2016. Research on persistent organic pollutants in China on a national scale: 10 years after the enforcement of the Stockholm Convention. *Environmental Pollution* 217:70-81
- [43] Liu, Q., Dai, M., Chen, W., Huh, C.A., Wang, G., Li, Q., Charette, M.A. How significant is submarine groundwater discharge and its associated dissolved inorganic carbon in a river-dominated shelf system-the northern South China Sea?[J]. *Biogeosciences*, 2012, 9: 1777-1795.
- [44] Lu J., Wu J., Zhang C., Zhang Y.X., Lin Y.C., Luo Y.M., 2018. Occurrence, distribution, and ecological-health risks of selected antibiotics in coastal waters along the coastline of China. *Science of the Total Environment* 644:1469-1476
- [45] Lu Y.Y., Yuan J.J. , Lu X.T., Su C., Zhang Y.Q., Wang C.C., Cao X.H. , Li Q.F., Su J.L., Ittekkot V., Garbutt R.A., Bush S., Fletcher S., Wagey T., Kachur A., Sweijd N., 2018. Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution* 239:670-680
- [46] Lusher, A.L., McHugh, M., Thompson, R.C., 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 67, 94-99.
- [47] Ma, X., Chen, C., Zhang, H., Gao, Y., Wang, Z., Yao, Z., Chen, J., Chen, J., 2014a. Congener-specific distribution and bioaccumulation of short-chain chlorinated paraffins in sediments and bivalves of the Bohai Sea, China. *Marine Pollution Bulletin* 79, 299-304.
- [48] Ma, X., Zhang, H., Wang, Z., Yao, Z., Chen, J., Chen, J., 2014b. Bioaccumulation and Trophic Transfer of Short Chain Chlorinated Paraffins in a Marine Food Web from Liaodong Bay, North China. *Environmental Science & Technology* 48, 5964-5971.
- [49] Mai, ChenChen, Luo, ChenChen, Yang, Sheng, Peng, Fu, Zeng, E.Y., 2005. Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers in Sediments of the Pearl River Delta and Adjacent South China Sea. *Environmental Science & Technology* 39, 3521-3527.
- [50] Meng, J., Hong, S., Wang, T., Li, Q., Yoon, S.J., Lu, Y., Giesy, J.P., Khim, J.S., 2017. Traditional and new POPs in environments along the Bohai and Yellow Seas: An overview of China and South Korea. *Chemosphere* 169, 503-515.
- [51] Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., 2001. A Comparison of Plastic and Plankton in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1297-1300.
- [52] National Report on the Implementation of the RAMSAR Convention on Wetlands, Sweden, 2015, <http://archive.ramsar.org/pdf/cop12/nr/COP12NRFSweden.pdf>
- [53] Na, G., Fang, X., Cai, Y., Ge, L., Zong, H., Yuan, X., Yao, Z., Zhang, Z., 2013. Occurrence, distribution, and bioaccumulation of antibiotics in coastal environment of Dalian, China. *Marine Pollution Bulletin* 69, 233-237.
- [54] New Plastics Economy Global Commitment, 2019, <https://newplasticseconomy.org/assets/doc/GC-Report-Spring.pdf>
- [55] Norén F., 2007. Small plastic particles in coastal Swedish waters. KIMO Sweden. www.n-research.se. Accessed 29 June 2015.
- [56] Official website of World Economic Forum, From linear to circular-Accelerating a proven concept, <http://reports.weforum.org/toward-the-circular-economy-accelerating-the-scale-up-across-global-supply-chains/from-linear-to-circular-accelerating-a-proven-concept/#view/fn-11>

- [57] Olha Krushelnitska, Solving Marine Pollution, Successful models to reduce wastewater, agricultural runoff, and marine litter, September 2018.
- [58] Pan, H., Geng, J., Qin, Y., Tou, F., Zhou, J., Liu, M., Yang, Y., 2016. PCBs and OCPs in fish along coastal fisheries in China: Distribution and health risk assessment. *Marine Pollution Bulletin* 111, 483-487.
- [59] Peterson R N, Burnett W C, Makoto T, et al. Radon and radium isotope assessment of submarine groundwater discharge in the Yellow River Delta[J]. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 2008, 113(C9):-.
- [60] Rabalais, N.N., Diaz, R.J., Levin, L.A., Turner, R.E., Gilbert, D., Zhang, J., 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences* 7 (2), 585–619.
- [61] Rochman, C.M., Browne, M.A., Halpern, B.S., Hentschel, B.T., Hoh, E., Karapanagioti, H.K., Rios-Mendoza, L.M., Takada, H., Teh, S., Thompson, R.C., 2013a. Policy: Classify plastic waste as hazardous. *Nature* 494, 169-171.
- [62] Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J., 2013b. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports* 3, 3263.
- [63] Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D.V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F.-C.C., Weronilangi, S., Teh, S.J., 2015. Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific reports* 5, 14340.
- [64] Rummel, C.D., Löder, M.G.J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E.-M., Janke, M., Gerdts, G., 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 102, 134-141.
- [65] Shi, J., Li, P., Li, Y., Liu, W., Zheng, G.J.-S., Xiang, L., Huang, Z., 2016. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in surface sediments from Shantou Bay, China: Sources, seasonal variations and inventories. *Marine Pollution Bulletin* 113, 585-591.
- [66] Shi, T., Chen, S.-J., Luo, X.-J., Zhang, X.-L., Tang, C.-M., Luo, Y., Ma, Y.-J., Wu, J.-P., Peng, X.-Z., Mai, B.-X., 2009. Occurrence of brominated flame retardants other than polybrominated diphenyl ethers in environmental and biota samples from southern China. *Chemosphere* 74, 910-916.
- [67] SOA, 2018. *Bulletin of Marine Environmental Quality in China 2017*. SOA, Beijing.
- [68] SOA, 2014-2018. *Bulletin of Marine Environmental Quality in China 2013-2017*. SOA, Beijing.
- [69] Su N, Du J, Moore W S, et al. An examination of groundwater discharge and the associated nutrient fluxes into the estuaries of eastern Hainan Island, China using ^{226}Ra [J]. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(19):3909-3918.
- [70] Spear, L.B., Ainley, D.G., Ribic, C.A., 1995. Incidence of plastic in seabirds from the tropical pacific, 1984–1991: Relation with distribution of species, sex, age, season, year and body weight. *Marine Environmental Research* 40, 123-146.
- [71] Strokal, M., Yang, H., Zhang, Y., Kroeze, C., Li, L., Luan, S., Wang, H., Yang, S., Zhang, Y., 2014. Increasing eutrophication in the coastal seas of China from 1970 to 2050. *Marine Pollution Bulletin* 85, 123-140.
- [72] Sun, X., Li, Q., Zhu, M., Liang, J., Zheng, S., Zhao, Y., 2017. Ingestion of microplastics by natural zooplankton groups in the northern South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 115, 217-224.
- [73] Sun, X., Liu, T., Zhu, M., Liang, J., Zhao, Y., Zhang, B., 2018. Retention and characteristics of microplastics in natural zooplankton taxa from the East China Sea. *Science of The Total Environment* 640-641, 232-242.
- [74] Swedish Agency for Marine and Water Management, the concept of Source to Sea, <https://www.havochvatten.se/en/swam/eu--international/international-cooperation/the-concept-of-source-to-sea.html>
- [75] Swedish EPA, A regional cooperation platform to reduce pharmaceuticals in the Baltic Sea, <http://www.swedishepa.se/Environmental-objectives-and-cooperation/Cooperation-internationally-and-in-the-EU/International-cooperation/Multilateral-cooperation/Baltic-Sea-Region-EUSBSR/Policy-Area-Hazards/A-cooperation-to-reduce-pharmaceuticals-in-the-Baltic-Sea/>
- [76] Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D., Russell, A.E., 2004. Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science* 304, 838-838.

- [77] Tse K C, Jiao J J. Estimation of submarine groundwater discharge in Plover Cove, Tolo Harbour, Hong Kong by 222 Rn[J]. *Marine Chemistry*, 2008, 111(3):160-170.
- [78] UNEP (2016). Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- [79] UNEP Legal Limits on Single-Use Plastics and Microplastics: A Global Review of National Laws and Regulations, https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27113/plastics_limits.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- [80] UNEP Marine and Coastal Strategy, 2019, <https://papersmart.unon.org/resolution/uploads/k1900315.pdf#overlay-context=pre-session-unea-4>
- [81] United Nations Global Compact (UN Global Compact), Action Platform for Sustainable Ocean Business, <https://www.unglobalcompact.org/take-action/action-platforms/ocean>
- [82] United Nations Environment, 2019. Global Environment Outlook–GEO-6: Healthy Planet, Healthy People. Nairobi. DOI 10.1017/9781108627146
- [83] United Nations Environment Assembly and the United Nations Environment Programme, Towards a Pollution-Free Planet, 2017, 26.
- [84] United Nations Environment Programme, Wastewater pollution on coral reefs, science-to-policy brief on managing wastewater to support coral reef health and resilience, 2018, 4.
- [85] Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution* 193, 65-70.
- [86] Wang BD, Xin M, Wei QS, Xie LP, 2018. A historical overview of coastal eutrophication in the China Seas. *Marine Pollution Bulletin* 136:394–400
- [87] Wang, B.D., 2009. Hydromorphological mechanisms leading to hypoxia off the Changjiang estuary. *Marine Environmental Research* 67 (1), 53–58.
- [88] Wang, Z., Ma, X., Lin, Z., Na, G., Yao, Z., 2009. Congener specific distributions of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediment and mussel (*Mytilus edulis*) of the Bo Sea, China. *Chemosphere* 74, 896-901.
- [89] Wang X, Li H, Jiao J J, et al. Submarine fresh groundwater discharge into Laizhou Bay comparable to the Yellow River flux.[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5:8814.
- [90] Wang X.L. Study on submarine groundwater discharge (SGD) and its driven nutrient fluxes from typical area in coastal sea of China East China Normal University[D], 2017 (in Chinese, with English abstract).
- [91] Wei, G.-L., Liang, X.-L., Li, D.-Q., Zhuo, M.-N., Zhang, S.-Y., Huang, Q.-X., Liao, Y.-S., Xie, Z.-Y., Guo, T.-L., Yuan, Z.-J., 2016. Occurrence, fate and ecological risk of chlorinated paraffins in Asia: A review. *Environment International* 92-93, 373-387.
- [92] Wei, H., He, Y., Lia, Q., Liu, Z., Wang, H., 2007. Summer hypoxia adjacent to the Changjiang Estuary. *Journal of Marine System* 67 (3–4), 292–303.
- [93] Wilcox, C., Van Sebille, E., Hardesty, B.D., 2015. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112, 11899-11904.
- [94] Wu, Y., Wang, X., Ya, M., Li, Y., Hong, H., 2016. Distributions of organochlorine compounds in sediments from Jiulong River Estuary and adjacent Western Taiwan Strait: Implications of transport, sources and inventories. *Environmental Pollution* 219, 519-527.
- [95] Wu Y.L., Wang X.H., Li Y.Y., Ya M.L., Luo H., Hong H.S., 2017. Polybrominated diphenyl ethers, organochlorine pesticides, and polycyclic aromatic hydrocarbons in water from the Jiulong River Estuary, China: levels, distributions, influencing factors, and risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 24:8933–8945
- [96] Xu, W.-h., Zhang, G., Zou, S.-c., Li, X.-d., Liu, Y.-c., 2007. Determination of selected antibiotics in the Victoria Harbour and the Pearl River, South China using high-performance liquid chromatography-electrospray ionization tandem mass spectrometry. *Environmental Pollution* 145, 672-679.
- [97] Yu Rencheng, Lv Songhui, Liang Yubo, 2018. Ecology and Oceanography of Harmful Harmful algal blooms in the coastal waters of China. In P. Glibert, E .Berdal, M.A. Burford, G.C. Pitcher, M.J. Zhou (edi): *Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms*. Springer pp:309–316.
- [98] Zeng, L., Chen, R., Zhao, Z., Wang, T., Gao, Y., Li, A., Wang, Y., Jiang, G., Sun, L., 2013.

- Spatial Distributions and Deposition Chronology of Short Chain Chlorinated Paraffins in Marine Sediments across the Chinese Bohai and Yellow Seas. *Environmental Science & Technology* 47, 11449-11456.
- [99] Zhang, H., Zhao, X., Ni, Y., Lu, X., Chen, J., Su, F., Zhao, L., Zhang, N., Zhang, X., 2010. PCDD/Fs and PCBs in sediments of the Liaohe River, China: Levels, distribution, and possible sources. *Chemosphere* 79, 754-762.
- [100] Zhang, Q.-Q., Ying, G.-G., Pan, C.-G., Liu, Y.-S., Zhao, J.-L., 2015. Comprehensive Evaluation of Antibiotics Emission and Fate in the River Basins of China: Source Analysis, Multimedia Modeling, and Linkage to Bacterial Resistance. *Environmental Science & Technology* 49, 6772-6782.
- [101] Zhang, R., Tang, J., Li, J., Cheng, Z., Chaemfa, C., Liu, D., Zheng, Q., Song, M., Luo, C., Zhang, G., 2013a. Occurrence and risks of antibiotics in the coastal aquatic environment of the Yellow Sea, North China. *Science of The Total Environment* 450-451, 197-204.
- [102] Zhang, R., Tang, J., Li, J., Zheng, Q., Liu, D., Chen, Y., Zou, Y., Chen, X., Luo, C., Zhang, G., 2013b. Antibiotics in the offshore waters of the Bohai Sea and the Yellow Sea in China: Occurrence, distribution and ecological risks. *Environmental Pollution* 174, 71-77.
- [103] Zhang B, Guo Z, Gao A, et al. Estimating groundwater discharge into Minjiang River estuary based on stable isotopes deuterium and oxygen-18* [J]. *Advances in Water Science*, 2012, 23(4):539-548 (in Chinese, with English abstract).
- [104] Zhao, S., Zhu, L., Li, D., 2015. Microplastic in three urban estuaries, China. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 206, 597-604.
- [105] Zhao, S., Zhu, L., Wang, T., Li, D., 2014. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution. *Marine pollution bulletin* 86, 562-568.
- [106] Zheng, Q., Zhang, R., Wang, Y., Pan, X., Tang, J., Zhang, G., 2012. Occurrence and distribution of antibiotics in the Beibu Gulf, China: Impacts of river discharge and aquaculture activities. *Marine Environmental Research* 78, 26-33
- [107] Zhou MJ, Shen ZL, Yu RC. 2008. Responses of a coastal phytoplankton community to increased nutrient input from the Changjiang (Yangtze) River. *Continental and Shelf Research*, 28:1483er di.
- [108] Zhu L., Bai H.Y., Chen B.J., Sun X.M., Qu K.M., Xia B., 2018. Microplastic pollution in North Yellow Sea, China: Observations on occurrence, distribution and identification. *Science of the Total Environment* 636:20-29