

我国流域—海域水环境减污降碳协同治理路径探讨

陈天一^{1,2}, 张海亚¹, 王冠擎^{1,2}, 张洪伟², 王依朋^{1*}, 段亮^{1*}

1. 中国环境科学研究院流域水环境污染综合治理研究中心

2. 兰州交通大学环境与市政工程学院

摘要 在全球气候变化与水环境污染问题日益突出的背景下, 推进流域—海域水环境的减污降碳协同治理成为生态环境管理的重要研究方向。系统梳理了流域—海域水环境中碳、氮和磷等关键生源要素的迁移转化规律、碳循环特征及其与减污降碳的协同作用机制, 总结了水环境协同减污降碳的技术体系与治理政策, 并指出当前我国流域—海域水环境减污降碳面临的挑战与不足。基于此, 提出流域—海域协同减污降碳需以陆海统筹理念为核心, 建议构建“流域—河口—近海”的全链条污染物转移与碳循环预测模型, 建立多指标的减污降碳协同评估体系, 提升污染物输移与碳循环的过程监测与模拟能力, 完善陆海统筹一体化综合治理技术体系与激励机制, 健全流域—海域碳排放核算及生态补偿机制, 深化排污权与碳排放权交易制度的协同实施, 形成以技术创新为核心、政策机制为保障的流域—海域水环境协同减污降碳闭环, 通过陆海同治、源汇共治、技策融合, 持续提升流域—海域减污降碳协同增效, 为我国水环境领域“双碳”目标实现提供坚实技术保障。

关键词: 流域-海域协同; 减污降碳; 碳循环; 温室气体管控; 碳汇

中图分类号:X52 文章编号:1674-991X(2026)04-0-0 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20260227

Collaborative pathways for the reduction of pollution and carbon emissions in China's watershed-coastal water environment

CHEN Tianyi^{1,2}, ZHANG Haiya^{1*}, WANG Guanqing^{1,2}, Zhang Hongwei², WANG Yipeng¹, DUAN Liang^{1*}

1. Basin Research Center for Water Pollution Control, Chinese Research Academy of Environmental Sciences

2. School of Environmental and Municipal Engineering, Lanzhou Jiaotong University

Abstract Against the backdrop of escalating global climate change and worsening water environmental pollution, advancing the synergistic reduction of pollution and carbon emissions in the watershed-coastal water environment has emerged as a critical research frontier in the field of ecological and environmental management. The present research summarized the migration and transformation processes of key biogenic elements such as carbon, nitrogen, and phosphorus, the carbon cycle, the synergistic relationship between pollution reduction and carbon mitigation, the technological system and governance policies for synergistic pollution and carbon reduction in the watershed-coastal water environment systematically. Additionally, the challenges and deficiencies faced in the synergistic reduction of pollution and carbon emissions in the watershed-coastal water environment were also

*收稿日期: 2025-03-31

基金项目: 京津冀环境综合治理国家科技重大专项(2026ZD1215005)

作者简介: 陈天一(1999—), 男, 硕士研究生, 主要从事低碳水处理技术研究, 1769521270@qq.com

通信作者: 1.段亮(1983—), 男, 研究员, 博士, 主要从事陆海统筹协同共治、水环境领域减污降碳协同技术研发, duanliang@craes.org.cn

2. 王依朋(2000—), 女, 硕士研究生, 研究方向为流域—海域水体污染物去除与资源化,

sythia425@163.com

addressed. Based on this, it is proposed to take the land-sea coordination concept as the core, construct a full-chain prediction model for pollutant migration and carbon cycles covering “watershed-estuary-offshore waters”, and establish a multi-index evaluation system for the synergy of pollution reduction and carbon mitigation. It is essential to enhance the capabilities of whole-process monitoring and numerical simulation for pollutant transport and carbon cycling, improve the integrated technical system and incentive mechanisms for land-sea holistic governance, and refine the carbon emission accounting and ecological compensation mechanisms for watershed-coastal systems. Furthermore, the coordinated implementation of pollutant discharge rights trading and carbon emission rights trading systems should be deepened, so as to form a closed-loop framework for synergistic pollution and carbon reduction in watershed-coastal water environments with technological innovation as the core and policy mechanisms as the guarantee. Through integrated land-sea governance, coordinated source-sink regulation, and the integration of technologies and policies, the synergistic benefits of pollution control and carbon abatement in watershed-coastal zones can be continuously improved, providing solid technical support for achieving the national carbon peaking and carbon neutrality goals across water environment.

Key words watershed-coastal coordination; reduction of pollution and carbon emissions; carbon cycling; greenhouse gas emission control; carbon sinks

在全球气候变化与水环境污染问题日益突出的背景下，实现污染控制与温室气体减排的协同推进已成为环境治理的重要方向。近年来，中国提出“减污降碳协同增效”的生态环境治理新理念，将污染防治与碳排放控制统筹推进，成为实现生态文明建设和“双碳”目标的重要路径^[1-2]。水环境系统不仅是污染物迁移转化的重要载体，也是全球碳循环的重要组成部分，在减污降碳协同治理进程中发挥着不可替代的枢纽作用。流域是陆源污染物向海洋输送的重要通道，大量氮、磷营养盐及有机污染物通过河流进入近岸海域，对海域生态环境产生显著影响^[3]。此外，在流域-海域系统中，河流营养盐输入与海域富营养化之间存在明显的耦合关系，河流径流变化能够显著影响邻近海湾的营养盐浓度及生态系统结构^[4]。因此，单纯依靠海域治理难以从根本上解决近海环境问题，必须从流域尺度统筹控制陆源污染，实现“流域—河口—近海”整体治理。另一方面，水环境治理过程本身也与碳排放密切相关。在污水处理、污泥处置及污染控制设施运行等过程中会产生一定的能源消耗和温室气体排放^[5]。同时，河流、湖泊及滨海湿地等水生态系统同时也具有重要的碳汇功能，尤其是红树林、盐沼和海草床等蓝碳生态系统，在碳固定和长期碳埋藏方面发挥着重要作用^[6]。因此，在流域-海域治理过程中，通过优化污染控制技术与生态修复措施，有望同步实现污染物减排与生态系统碳汇提升的协同增效目标。

近年来，我国在流域综合治理和近海生态修复管控领域持续发力，已然取得一系列看得见、可量化的显著成效。例如，先后推行“河长制”“湾长制”等创新性管护制度，打通水域治理的责任链条，大力推进重点海域综合治理、入海排污口排查整治、流域水污染防治攻坚等专项行动，逐步打破以往陆海分割、分头管控的治理壁垒，推动陆海统筹、上下游联动、岸海协同的现代化管理模式落地生根、稳步发展。经过多年治理，国内主要流域水质持续向好，近岸海域劣四类水质断面比例逐步下降，河湖生态功能逐步恢复，近海生态环境恶化的趋势得到有效遏制，为流域-海域一体化治理打下了坚实的政策基础与实践根基。尽管我国陆海分域治理的实践成效突出，但现阶段，多数研究与治理实践多聚焦于单一流域水污染防治、近海海域环境治理，或是陆地碳减排、海洋碳汇核算等单一领域，割裂了流域与海域之间的水文连通、物质循环、生态耦合关系，未能充分挖掘水环境治理与碳循环之间的内在联动性，难以兼顾污染管控、生态修复与碳减排、碳增汇的多重效益，这也导致现有治理方案难以适配陆海一体化、

减污降碳协同化的高质量生态治理要求。目前，立足流域-海域完整的自然生态系统视角，统筹推进水环境治理与碳减排增效双重目标的工作仍存在短板，针对流域-海域系统减污降碳协同增效的内在机制、实现路径的系统性研究依旧相对匮乏。

基于此，本文立足陆海统筹的整体系统思维，深入剖析流域—海域水环境演变与碳循环过程的内在耦合关联，厘清氮磷营养盐等污染物迁移转化与碳通量变化的互作机制，系统总结流域—海域一体化减污降碳协同治理的核心抓手与关键路径，力求补齐现有研究短板，为我国推进流域—海域水环境精准治理与减污降碳协同增效提供科学的理论支撑与实践参考。

1 流域—海域水环境污染输移过程及对海域生态系统的影响

流域产生的污染物依托流域径流、河道输水，沿上下游、干支流逐级输移，经河口区最终汇入近海。此外，污染物沿岸漫流、地下水渗流、潮汐顶托与河水对冲，也会助推污染物在陆海界面交换转运，形成流域产污、河道传输、海域受污的完整传导路径，传输路径及对海域生态系统的影响，如图1所示。



图1 流域—海域水环境污染输移过程及对海域生态系统的影响

Fig.1 Pollutant transport and migration processes in the watershed-coastal water environment and their impacts on marine ecosystems

1.1 流域污染源产生特征及类型分类

流域—海域水环境中的污染物主要来源于陆域人类活动，其输入形式可分为点源污染和面源污染两大类（见图1）。点源污染主要指具有明确、可识别的排放口，且污染物排放呈连续点状或间歇性集中排放的污染来源，其来源相对固定。在工业领域，点源表现为各类工矿企业未经处理或未达标排放的生产废水；在城镇生活方面，则体现为集中式污水处理厂及居民生活污水的排放口；此外，规模化畜禽养殖场的排水口以及部分合流制管网的溢流口也属于典型的点源范畴。该类污染通常具有排污位置集中、时间规律相对明确、便于监测与管控的特点。相较而言，面源污染则具有发生区域的随机性、排放路径的模糊性以及污染物迁移过程的时空异质性^[7]。在农业生产方面，面源主要表现为化肥、农药施用后在降雨或灌溉条件下的径流与淋溶流失；在农村生活方面，则体现为生活污水与固体废弃物的分散排放；在城镇地表方面，主要表现为降雨冲刷下形成的初期径流，其中携带机动车磨损物、大气干湿沉降、建筑工地泥沙及生活垃圾等污染物；此外，矿山废弃地、水土流失区在水力侵蚀作用下产生的大面积泥沙与酸性排水也属于面源污染的重要来源。面源污染的形成受降雨、地形、土地利用方式及土壤类型等多重因

素耦合调控，其负荷贡献在流域水质管理中的占比日益凸显，已成为当前水环境治理中需要重点关注的复杂难题。

1.2 流域—海域水环境污染物输移转化路径

在人类活动增强的背景下，河流营养盐输出量在过去几十年显著增加，并输运进入近岸海域（图1），成为导致近岸海域富营养化的重要驱动因素。研究表明，2012年中国八大入海河流的氨氮（ $\text{NH}_3\text{-H}$ ）、总氮（TN）和总磷（TP）的入海通量在分别为 5.1×10^5 、 3.1×10^6 和 2.8×10^5 t，且由于污染物传输具有时间滞后效应，这些营养盐通量水平近年来始终居高不下^[8]。在主要入海河流中，长江对东海近岸海域营养盐输入贡献最大，是影响近海水环境质量的关键因素之一^[3]。同时，河流向海洋输送的营养盐是影响海岸带生物地球化学循环的重要物质来源，对海洋初级生产力和生态系统结构具有重要影响^[9]。除营养盐外，人类活动导致的污染物排放增加已显著扰动陆海洋之间的物质循环过程^[10]。农业生产、工业排放及城市生活污水产生的大量有机污染物经河流、地下水输移汇入河口与近岸海域（图1），主要包括石油类污染物、农药以及持久性有机污染物（POPs）等^[11-12]。此外，抗生素和微塑料等新污染物可通过河流网络广泛扩散，并在河口及近岸海域富集^[13]，对海洋生态系统造成潜在威胁。

1.3 流域污染对海域生态系统的影响

如图1所示，河流营养盐的过量输入会引发近岸海域水体富营养化，该过程会提升水体初级生产力、加剧有机质沉积，进而改变沉积物氧化还原环境，加速氮、磷等营养盐内源释放并形成正反馈循环，对海洋生态安全和沿海社会经济产生构成严重威胁^[9,14-15]。富营养化也会显著影响河口、半封闭海湾等典型区域的浮游植物生长及水体营养盐结构^[16]。此外，随着农业科技迅速发展和城市化进程加快，未来全球许多流域的氮磷入海通量仍可能持续增加，从而进一步加剧沿海水域富营养化风险^[17]。同时，富营养化是诱发海洋赤潮和低氧区扩张的重要驱动因素之一，在高营养盐输入量的河口及近岸海域，低氧区范围会持续扩大，且低氧事件的发生频率与持续时间亦显著增加^[18-19]。长期的高营养盐输入量和污染物积累引发的富营养化和水质恶化，已成为全球海岸生态系统退化的关键驱动因素之一，严重威胁蓝碳生态系统稳定性，并诱发海草床衰退、滨海湿地功能衰减、珊瑚礁生态系统退化等一系列生态问题。这些生态系统变化不仅会影响海洋生物多样性，还将削弱滨海生态系统的碳汇能力、栖息地供给功能和海岸防护能力等关键生态服务功能^[16,20]。

2 流域—海域水环境治理中的碳循环与减污降碳协同关系

流域—海域水环境碳循环并非孤立过程，而是依托水文连通形成的陆海连贯、双向交互的物质循环系统。流域—海域碳循环及减污降碳关系如图2所示。

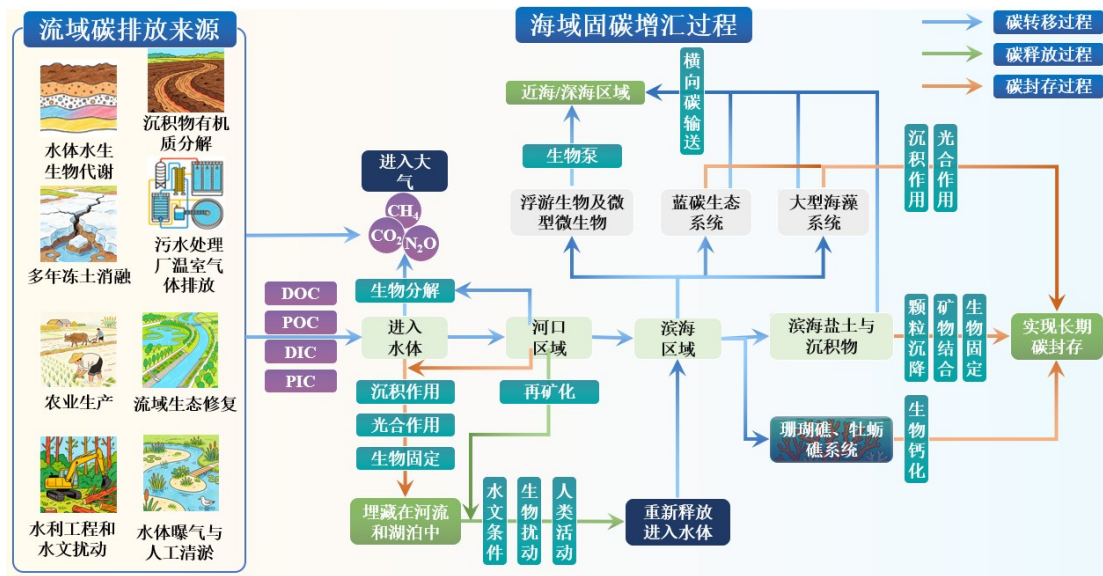


图2 流域—海域水环境治理中的碳排放来源及碳循环过程

Fig.2 Carbon emission sources and carbon cycles in watershed-coastal water environment governance

2.1 流域水环境治理过程中的碳排放来源

如图2所示，流域入河碳排放通量的变化主要受多年冻土消融、农业生产、植被清除、水利工程和人文扰动等自然与人为活动影响，这些过程会直接改变入河碳的输送与排放规模^[21]。现阶段流域水环境治理以污水处理厂、人工湿地、流域生态修复等工程措施为核心技术手段。其中，人工湿地兼具碳源与碳汇双重属性^[22-23]，流域生态修复工程能够推动河流和湖泊实现从碳源到碳汇的动态转变^[24]；而污水处理厂则为典型的碳排放大户^[25]。因此对污水处理系统进行“水-碳”协同管理已成为实现水环境治理与气候变化协同治理的重要方向^[26]。污水处理厂在运行过程中需要消耗大量电能，用于曝气、污水提升、污泥回流以及消毒等工艺环节，其中曝气系统通常占污水处理厂总能耗的40%~60%。因此，污水处理过程中的能源消耗是水环境治理碳排放的重要来源之一^[27]。近年来，随着污水排放标准不断提高和处理规模扩大，污水处理厂的能源需求和碳排放也呈现增加趋势^[28]。同时，污泥处理与处置是污水处理系统碳排放的重要组成部分。污水处理过程中产生的大量剩余污泥需要经过浓缩、脱水、厌氧消化、焚烧或填埋等处理过程。在这些污泥处理与处置过程会释放CH₄和N₂O等温室气体，其碳当量排在部分情况下甚至与污泥消化过程产生的排放相当^[29]。此外，污泥运输和最终处置环节也会产生额外的碳排放，因此污泥管理已成为污水处理系统碳足迹的重要来源^[28]。除了能源消耗和污泥处理产生的间接排放外，污水处理过程中还会产生直接温室气体排放，主要包括CO₂、CH₄和N₂O。其中，CO₂主要来源于设备电力消耗及好氧条件下的有机物分解，CH₄主要来源于厌氧条件下的有机物分解，而N₂O则主要产生于硝化与反硝化过程^[5]。

2.2 流域—海域水环境的碳循环过程

如图2所示，陆地碳以溶解性有机碳（DOC）、颗粒有机碳（POC）、溶解性无机碳（DIC）及颗粒无机碳（PIC）等多种形态，通过河流径流、地下水渗透等路径输送至河口和近岸海域。其中，河流是陆地碳向海洋转移的关键通道。全球河流年际向海洋输送的碳通量可达十亿吨级，是连接陆地与海洋碳循环的重要环节，在全球碳循环中发挥关键调控作用^[30-31]。此外，河流碳输送过程受流域水文条件、生物扰动以及人类活动的显著影响，例如水库建设、土地开发及气候变化等均可能改变碳的输移路径和通量，从而影响陆海碳循环过程^[32]。在陆地与海洋物质循环过程中，河口是重要的过渡区域，也是碳循环过程最为活跃的区域之一。在河口区域^[21,33]，一部分有机碳被微生物分解并转化为CO₂并释放至大气，而另一

部分则沉积于河口沉积物中，形成长期碳储存。此外，河口可通过再矿化过程，将沉积的营养盐与碳重新释放至水体中，这一过程会对近岸海域生态系统的物质循环、生物群落结构及生态平衡产生重要反馈作用。最后碳经由河口进入近岸海域的滨海生态系统，并通过物理埋藏、化学固定及生物转化等多重途径，实现碳的长期封存与储存，有效参与陆海碳循环过程，发挥重要的碳汇功能。

2.3 流域—海域水环境的碳汇潜力

如图 2 所示，在流域层面，河流和湖泊在全球碳循环中发挥着重要作用。流域中的有机碳和无机碳可通过沉积、光合作用以及生物固定等过程在水体中储存，从而形成一定的碳汇功能。近年来研究表明内陆水体不仅是碳运输通道，同时也是重要的碳储存系统，部分有机碳会沉积在湖泊或河流沉积物中并实现长期埋藏^[34]。此外，人类活动和流域管理措施会显著影响内陆水体碳通量及其碳汇功能^[35]。与许多陆地碳汇系统相比，滨海碳汇系统具有更高的单位面积碳埋藏速率，是全球重要的自然碳汇，在气候变化缓解和碳中和战略中具有重要作用。红树林、盐沼和海草床等蓝碳生态系统也在全球碳循环和气候变化缓解中发挥着重要作用。通过红树林复杂根系与海草叶片的物理阻尼作用，能够显著降低陆源径流流速，促使携带污染物的悬浮颗粒物定向沉降，实现低能耗的自然过滤；蓝碳植物凭借极高的养分吸收速率，将径流中的氮、磷等富营养化因子转化为生物量，在源头上遏制了近岸赤潮的爆发；沉积物中独特的氧化还原微环境可促进反硝化作用，将硝态氮转化为 N_2 移出水体，并利用有机质的强络合能力对重金属进行长期钝化封存。这种净化-固碳的协同增效机制，不仅强化了区域水质的自我净化能力，更利用陆源营养物质输入实现了生物量固碳速率的补偿性提升^[20,36-38]。近年来，蓝碳生态系统保护与恢复已成为全球气候治理的重要措施之一^[6,39]。同时，滨海区域还存在重要的无机碳汇过程，珊瑚礁、牡蛎礁及钙藻群落通过生物钙化作用将溶解无机碳转化为碳酸钙壳体或礁体结构，该类无机碳具有地质尺度的稳定性，实现长时间尺度的碳固定^[40]。此外，浮游生物及微型微生物通过生物泵过程促进碳向深海输送^[41-42]，而马尾藻、巨藻等大型海藻通过光合作用固定无机碳后，在潮汐、洋流等水动力过程的驱动下，通过横向碳输送将 POC 和 DOC 输出至邻近深海或沉积环境中完成长期埋藏^[43]，构成滨海碳汇的重要补充路径。滨海盐土与沉积物也是滨海区域的重要碳汇储库，其通过颗粒沉降、矿物结合及微生物稳定化等过程，实现有机碳的长期埋藏^[44]；而且滨海盐土与沉积物也可对近海进行横向碳输出，对区域碳收支产生重要影响^[38]。

2.4 流域—海域减污降碳协同关系

流域—海域水环境治理与碳减排之间存在深刻且复杂的协同关联。水环境治理与碳减排的正向协同效应，主要体现在污染管控对碳循环的优化调节和治理过程的低碳化升级两个维度。在污染管控方面，对碳循环的优化调节核心机制在于通过削减陆源营养盐与有机污染物输入，重塑水生生态系统的代谢平衡，推动水环境系统从碳源向碳汇转变^[45]。过量的氮、磷负荷会刺激藻类异常增殖，其死亡后的微生物分解过程不仅消耗水体溶解氧，在缺氧条件下还会释放大量 CO_2 与 CH_4 。实施严格的污水处理与农业面源管控会降低水体中生物可利用性有机碳，导致微生物呼吸作用强度下降，从而直接降低温室气体的逸散通量^[46]。在这一过程中，受损的海草床、盐沼与红树林等蓝碳生态系统得以恢复，这些植被群落通过光合作用固定大气 CO_2 ，并将有机碳长期埋藏于沉积物中。研究表明，恢复后的滨海湿地碳埋藏速率可达热带雨林的数十倍，且其储存的碳在无扰动条件下可保留数百至上千年^[47]。同时，水体透明度提升后，浮游食物网的能量传递效率显著改善，更多的有机碳经由摄食作用被转化为生物量而非呼吸产物，这种碳泵增效机制进一步强化了生态系统的固碳潜力。在治理过程的低碳化升级方面，传统水环境工程长期依赖高能耗设备，如曝气系统占污水处理厂总能耗的 50%至 70%；流域清淤、底泥疏浚等机械作业也会因燃料燃烧与沉积物再悬浮造成直接与间接碳排放。因此污染治理技术逐渐聚焦基于自然的解决方案，

如构建人工湿地、生态缓冲带与河口梯级净化系统，利用植物-微生物协同作用降解污染物，其运行能耗仅为常规处理工艺的十分之一。例如，任南琪院士团队研发的 β -环糊精功能化生物炭（BC@ β -CD）改良人工湿地，在处理低碳氮比污水时脱氮率较传统湿地分别提升45.89%和42.48%，且 N_2O 排放量显著降低70.57%和85.45%^[48]。同时，部分污水处理厂开始推行能源自给模式，余杭污水处理厂通过厌氧消化回收污泥中的化学能转化为沼气发电，配合光伏板覆盖氧化沟与沉淀池，光伏年减碳61.78 t、水源热泵年减碳373.68 t，地上植物年固碳约797.5 t，2025年中水回用率达96.7%；北京高安屯再生水厂通过热水解+厌氧消化实现能源回收，正在向碳中和运营迈进^[49]。此外，精准监测技术的进步，如无人机高光谱遥感与物联网传感器的布设，使得污染溯源与治理决策从粗放式转向靶向化，避免了因过度清淤或过量投药造成的隐性碳足迹。银川市第一再生水厂通过错峰运行、智慧曝气、智能加药三大系统，综合运行能耗较传统污水厂节省20%以上，年碳减排约2000 t。这些低碳化措施并非简单的技术替代，而是从原材料开采、施工建造到运行维护、废弃处置等全生命周期环节综合性地实现了治理过程的低碳化升级。

综上所述，减污降碳的协同治理路径在于通过精准调控N、P的生化归宿，最大限度地抑制还原态GHG（ CH_4 、 N_2O ）的非受控排放，并协同提升生态系统的固碳增量，实现水环境质量改善与温室气体减排的同向增效。利用减污措施，可以通过削减氮、磷负荷，直接阻断上述温室气体产生途径，但强化生物脱氮除磷工艺往往伴随曝气能耗的增加或化学除磷药剂的使用。因此，量化评估需引入协同效能指数通过LCA核算不同工艺路径下的碳排放强度，以寻求污染物削减阈值与碳减排的最优平衡点。此外，陆源污染物减少能提升海域透明度，通过正反馈效应增强底层海草床和浮游植物的光合作用，从而提升蓝碳系统的长期封存潜力^[27]。

3 流域—海域水环境协同减污降碳技术体系

流域—海域系统是一个典型的陆海耦合生态系统。流域内农业活动、城镇发展和工业排放产生的大量营养盐、污染物和温室气体，会通过河流输送至河口和近岸海域，从而对海洋生态系统和碳循环产生重要影响^[50]。近年来，国内外减污降碳技术呈现显著的空间分异特征。在流域尺度，技术焦点集中于陆域面源污染与点源污染的协同治理。在海域尺度，则以碳汇系统的保护与修复为核心路径（图3）。



图3 流域—海域水环境协同减污降碳重点技术分类

Fig.3 Key technologies for synergistic pollution reduction and carbon mitigation in watershed-coastal water environment

3.1 流域面源污染减污降碳治理技术

3.1.1 农业生产面源污染治理

农业面源污染是流域氮、磷营养盐输入的重要来源，也是导致河口与近岸海域富营养化的重要驱动因素。农业生产过程中大量氮肥和磷肥的施用不仅会导致营养盐通过径流进入河流系统，还会促进农业土壤产生 N_2O 等温室气体，从而对区域水环境质量和气候变化产生双重影响。在源头控制方面，精准施肥与减量施肥技术是控制农业面源污染的重要措施。农业土壤是全球人为 N_2O 排放的重要来源，而过量

氮肥施用是导致 N_2O 排放和氮素流失的关键因素。因此，通过土壤养分监测、精准施肥设备以及滴灌施肥等技术，可以显著提高氮肥利用效率并减少氮素损失。同时，在农业种植过程中适当减少氮肥施用量或优化施肥方式也可显著降低 N_2O 排放并减少氮素向水体的迁移^[45,50]。此外，缓释肥料、控释肥料以及资源化肥料也被认为是减少农业面源污染的重要技术路径。相比传统氮肥，这些新型肥料能够通过控制养分释放速率提高作物吸收效率，从而减少氮素流失和温室气体排放^[51]。在过程调控方面，秸秆还田、生物炭施用及种养结合等关键措施能有效提升土壤有机碳储量、改良土壤结构，进而显著削减流域污染负荷，减少养分流失，并增强农业生态系统的碳汇功能，实现生态农业与循环农业的发展模式。例如，生物炭施用不仅能够提高土壤肥力，还能够通过调节微生物过程显著降低农田土壤 N_2O 排放，因此被认为是一种兼具污染控制与碳减排功能的重要农业管理措施^[52]。在末端拦截方面，农业生态沟渠、生态缓冲带以及农田人工湿地等生态拦截系统通过沉积、植物吸收以及微生物反硝化等过程实现污染物去除，可有效拦截农田径流中的氮、磷和悬浮颗粒物^[53-55]。同时，该类生态拦截系统中的植被可通过光合作用吸收二氧化碳，并将部分碳储存在土壤中，从而增强陆地生态系统的碳汇能力^[56]。因此该类生态拦截系统在流域生态修复和气候变化缓解中具有重要意义，是重要的农业面源污染控制技术。

3.1.2 农村生活面源污染治理

农村生活污水由于排放分散、收集困难，具有典型面源污染特征，是流域氮、磷和有机物的重要来源之一。在人口相对分散的农村地区，农村污水治理通常采用分散式处理模式^[57]，主要包括人工湿地、生物滤池、稳定塘以及土壤渗滤系统等生态处理技术。该类技术主要依赖植物吸收、微生物降解和基质吸附等自然过程去除污染物，其中人工湿地的应用最为广泛^[58-60]。同时，相比传统集中式污水处理厂，该技术具备能源消耗低、运行成本低廉的显著优势，是适用于农村地区污水治理的重要可持续技术路径^[61]。在人口相对集中的农村地区，可以建设小型一体化污水处理设施，并结合厌氧处理工艺。该类技术可将污水中的有机物转化为 CH_4 等可再生能源，在高效去除有机污染物的同时，实现污水治理与碳减排的协同增效。

3.1.3 城市地表径流面源污染治理

城市降雨径流，尤其是初期雨水冲刷形成的污染负荷，是流域污染物向河口输入的重要脉冲来源。同时，随着城市不透水面积的增加，降雨径流量及污染物输移通量显著增加，进一步加剧了流域水环境压力^[62]。针对城市地表径流面源污染，绿色基础设施（GI）与低影响开发（LID）技术已成为重要的控制手段。雨水花园、透水铺装及绿色屋顶等措施能够通过增强降雨入渗、延长水力停留时间及促进污染物生物地球化学转化过程，有效削减径流量并改善水质^[63-64]。此外，生物滞留设施可通过物理过滤、植物吸收及微生物作用去除污染物，在控制径流污染及改善微生物水质方面具有显著效果^[65]。在工程调控方面，结合灰色基础设施的调蓄池与生态湿地系统，可对初期高浓度径流进行削峰与净化处理，从而降低对受纳水体的冲击，并实现城市径流污染的系统性控制^[66-67]。

3.1.4 矿区与水土流失面源污染治理

矿山开发活动及水土流失区域是流域泥沙、重金属及酸性污染物的重要来源，其中酸性矿山排水（AMD）因其低 pH 和高金属浓度，对水生态系统具有长期危害^[68]。针对矿区污染控制，被动式处理技术已得到广泛应用。该类技术通过石灰石沟、厌氧湿地及生物反应器等系统，利用微生物硫酸盐还原及碳酸盐中和作用，实现酸度中和及金属沉淀，从而有效改善水质^[69]。同时，人工湿地系统可通过沉淀、吸附及植物吸收等多重机制实现对重金属及硫酸盐的去除，在 AMD 治理中具有良好的应用前景^[68]。此外，通过矿区生态修复与水土保持措施，如植被恢复、坡面稳定及土地复垦，可显著减少泥沙及污染物向水体的输入，同时通过植被固碳作用提升区域碳汇能力，实现污染控制与碳减排的协同效应^[70]。

3.2 流域点源减污降碳治理技术

3.2.1 城镇污水处理点源治理

传统污水处理厂是城市能源消耗和温室气体排放的重要来源之一，其碳排放主要来自曝气系统的电力消耗以及处理工艺过程中产生的 CH_4 和 N_2O 等温室气体。近年来，在污水处理工艺优化方面，厌氧氨氧化等高效生物脱氮工艺，可有效降低曝气需求和外加碳源投加量^[71]。相较于传统硝化反硝化工艺，该类技术可有效降低能源消耗和温室气体排放，已成为推动污水处理厂向能源中性甚至能源正产出发展的关键技术之一。在资源化利用方面，污水处理厂可通过污泥厌氧消化和沼气回收系统，将污泥进行厌氧消化产生富含 CH_4 的沼气，并用于发电或供热，从而部分抵消污水处理过程中的能源消耗。该模式有望实现污水处理厂能源自给甚至能源正产出，从而显著降低整体碳排放^[72]。

3.2.2 工业点源污染治理

工业污染源是流域污染物排放的重要来源，同时伴随较高的能源消耗与碳排放。在工业废水管理方面，通过优化生产流程并推广废水回用技术，可以显著降低工业用水量和污染物排放。在化工、电子和纺织等高耗水行业中，膜分离技术以及水循环利用系统已被广泛应用于工业废水回用，从而减少废水排放并提高水资源利用效率^[73]。在工业能源利用方面，通过能源系统优化和废热回收技术，可以降低工业生产过程中的碳排放。在钢铁、水泥和化工等高耗能行业中，通过余热回收系统和能源梯级利用技术可以将生产过程中产生的废热转化为电力或热能，从而显著提高能源利用效率并减少温室气体排放^[74]。

3.2.3 规模化畜禽养殖点源污染治理

规模化畜禽养殖产生的高浓度有机废水和养分流失对水环境构成显著压力。厌氧消化已成为畜禽废弃物资源化利用的核心技术路径^[75]。通过厌氧消化技术，可将畜禽粪污中的有机物转化为沼气，实现污染物削减与能源回收的协同。同时，畜禽废水及厌氧消化液中的氮磷可通过氮磷回收技术，实现高效回收并减少养分向环境的扩散^[76-77]。

3.2.4 合流制溢流（CSO）点源污染治理

在降雨条件下，合流制排水系统因水力负荷超限，会将未经处理的混合污水直接排入受纳水体，形成典型的间歇性点源污染，对水环境造成显著冲击。通过建设调蓄设施并实施实时控制（RTC）技术优化泵站和闸门运行策略，可充分利用管网与调蓄空间，动态调节流量分配，从而有效显著减少 CSO 排放量并提升系统运行效率^[78-79]。此外，结合绿色基础设施与传统排水系统优化，可通过源头削减径流量与末端调控协同作用，实现城市排水系统中污染控制与碳排放降低的综合效益^[80]。

3.2.5 污水排放口点源污染治理

污水排放口作为流域点源污染的重要界面，是污染物由管网系统进入河流及近岸水体的直接通道，其排放水质与水量直接影响受纳水体水环境质量。在末端强化处理方面，在排放口设置末端深度处理与生态缓冲措施，可进一步去除尾水中的氮、磷及悬浮物，从而减少对受纳水体的直接冲击^[56,81]。在水量调控方面，在排放口前端设置调蓄池或缓冲设施，可在高流量或非正规排放条件下削减瞬时排放负荷，实现污染物的削峰错峰排放，从而降低对河流及河口水体的冲击^[82]。同时，结合智能监测与 RTC 技术，可进一步优化排放口流量调度，提高污染控制效率。在管网优化方面，通过完善污水收集管网系统、实施雨污分流改造及加强非法排放监管，可从源头减少未经处理污水直接排放现象^[83]。

3.3 海域碳汇系统的保护与修复

3.3.1 蓝碳生态系统的保护与恢复

蓝碳生态系统保护与恢复^[84-86]是当前全球海洋气候治理的重要方向之一。以盐沼湿地、红树林、海草床为代表的典型蓝碳生态系统，可通过植物光合作用吸收大气中的 CO₂，并将大量有机碳长期封存于沉积物中。同时，该类蓝碳生态系统兼具高效的污染物拦截功能，在减少陆源污染输入的基础上，可依靠自身较强的碳储存能力，实现流域—海域污染控制与碳汇提升的协同效应^[84,87]。在蓝碳生态系统保护的过程中需通过划定海洋保护区与生态保护红线、构建长期监测体系等举措搭建综合管理体系，减少人类开发活动对蓝碳生态系统的破坏，从而有效维持其碳储存功能。同时，开展碳储量监测和碳核算研究，能够为蓝碳碳汇纳入碳市场和气候政策提供科学依据^[88]。此外，对蓝碳生态系统实施规模化修复，具备显著的气候缓解潜力。Macreadie 等^[39]研究发现，若在全球范围内恢复退化的蓝碳生态系统，理论上每年可吸收碳排放量约 8.41×10^{11} kg（以 CO₂ 计）。这表明蓝碳生态系统在应对气候变化方面具有重要作用。蓝碳生态系统恢复通常通过恢复潮汐水文条件、底质修复以及植被重建等技术措施进行。首先，通过拆除围垦堤坝、开挖潮沟等方式恢复自然潮汐交换过程，可重塑湿地水动力过程，恢复沉积过程和盐度梯度，促进沉积物沉降与有机碳累积，进而有效提升蓝碳生态系统的碳埋藏能力^[89-90]。其次，开展蓝碳生态系统植被群落结构优化与重建，并对底质进行稳定化处理，可进一步增强植物吸收作用，并通过沉积物固定微生物反硝化等过程削减氮磷营养盐向近岸海域的输送通量，进一步提升蓝碳生态系统对营养盐和有机物的拦截净化能力，缓解近岸海域富营养化压力^[91-93]。同时，通过减少陆源污染和悬浮沉积物输入，可以改善水体透明度并优化光照条件，促进水底海草床的修复与生长，从而提升蓝碳生态系统整体碳储存能力^[94]。值得注意的是，生物扰动对蓝碳系统的作用存在密度阈值^[95]。蟹、虾、多毛类蠕虫等生物扰动者在低密度状态下，可通过取食、掘穴等行为改善生境条件，促进植物生长，间接提升蓝碳生态系统碳汇能力；而当其密度过高时，会通过扰动沉积物、引入氧气激发微生物活性，加速有机碳分解并将 CO₂ 释放至大气，直接削弱甚至抵消生态恢复带来的碳汇增益。为避免此类负面影响，在实际修复工程中应采取调控策略。在修复初期，通过控制有机质输入、优化水文连通、适当引入天敌等措施，将生物扰动者密度维持在中低水平；同时，建立基于生态承载力的监测预警机制，当生物密度异常增长或超过阈值时通过季节性疏浚等措施对种群密度进行人工干预。综上所述，通过系统推进蓝碳生态系统的保护与恢复可以在减少陆源污染输入的同时增强海岸带碳汇能力，从而为实现流域—海域协同减污降碳提供重要的生态解决方案。

3.3.2 珊瑚礁与牡蛎礁系统的保护与修复

珊瑚礁保护与修复修复技术包括人工基底投放、珊瑚碎片移植及耐高温品种筛选等，以提升其抗干扰能力与恢复速率^[96]。同时，通过减少陆源污染输入及缓解海洋酸化压力，可维持碳酸盐沉积过程的稳定性。对于牡蛎礁系统，则通过构建高起伏人工礁体、投放贝壳基质及种群恢复等措施，增强礁体稳定性与生态功能^[97]。此外，近年来研究强调礁体结构复杂性在促进沉积物碳积累中的关键作用，高结构复杂度能够有效降低水流剪切应力，从而提高颗粒有机碳的沉降效率^[98]。因此，珊瑚礁与牡蛎礁修复不仅有助于恢复生态系统结构，还通过强化无机碳固定与有机碳埋藏过程，提升滨海区域碳汇能力。

3.3.3 大型海藻生态系统的保护与修复

在大型海藻生态系统的保护与修复策略上，应重点维持其结构的完整性与水动力环境的稳定性。具体措施包括控制近岸富营养化以避免藻类群落退化、减少海岸开发活动对栖息地的破坏以及修复退化海藻床^[99]。同时，多营养级综合养殖模式通过耦合海藻与贝类养殖，不仅可吸收水体营养盐，还能促进有机碳积累与转化，成为兼具减污与降碳功能的重要技术路径^[100]。因此，大型海藻生态系统的保护与合理利用，对于提升滨海碳汇效率及稳定性具有重要意义。

3.3.4 滨海盐土与沉积物的保护与修复

在保护与修复方面，维持滨海盐土与沉积物环境稳定性是保障碳汇功能的核心。一方面，应通过恢复潮汐连通性及水动力过程，促进沉积物持续累积并提高碳埋藏效率^[101]。另一方面，应限制围填海、底拖网捕捞等人为扰动，以防止沉积物再悬浮及已埋藏碳的再释放^[102]。此外，滨海盐土与沉积物还可通过横向碳输出向近海输送溶解无机碳和有机碳，对区域碳收支产生重要影响^[38]。因此，滨海盐土与沉积物保护不仅关系到局地碳储存能力，还直接影响区域乃至全球碳循环过程。

综上，尽管减污降碳技术在流域或海域单一系统内取得一定成效，但流域与海域跨系统的技术体系之间缺乏有效协同联动，尚未形成完善的陆海统筹一体化治理格局。同时，针对污染物在“流域—河口—近海”连续体中的迁移转化过程、时空演变规律及总量通量的监测与精准预测能力仍显不足，难以支撑跨区域污染协同管控决策。此外，现有技术多以末端污染控制为主导理念，对污染物资源化利用及生态价值实现的探索不够深入，核心目标仍聚焦于污染物达标排放，缺乏对碳排放全生命周期的系统性考量，未能充分实现污染治理与碳减排的深度融合。未来需进一步加强跨尺度、多过程耦合技术集成，以实现流域—海域水环境污染控制与碳减排的系统优化。

4 我国流域—海域水环境协同减污降碳治理政策

4.1 我国流域—海域综合管理机制

我国通过生态补偿机制和市场化环境管理工具推动流域—海域生态保护与污染治理。在流域综合管理机制层面，流域生态补偿是协调上下游利益关系的重要政策工具。通过财政转移支付或生态补偿资金补偿上游地区在生态保护过程中产生的机会成本，从而促进流域整体生态环境改善。在长江经济带和新安江流域，中国已建立跨区域生态补偿机制，通过政府间财政补偿和绩效考核机制推动流域水环境质量改善^[103]。在海域综合管理机制层面，通过《“十四五”海洋生态环境保护规划》建立“国家、省、市、海湾”分级治理体系，划定近岸海域环境管控单元及海洋生态保护红线，筑牢生态安全屏障^[104]。同时，中国还逐步建立排污权交易^[105-106]和碳排放交易^[107-108]等市场化环境治理机制。排污权交易制度通过设置污染物排放总量控制指标，并允许企业之间进行排放指标交易，从而以市场化方式降低污染治理成本。碳排放交易体系则通过碳市场机制推动企业减少温室气体排放。近年来，全国碳市场已正式运行，并成为全球规模最大的碳排放交易市场之一，通过排污权交易与碳交易机制的协同推进，可以在控制污染物排放的同时降低温室气体排放，从而推动减污降碳协同治理。

4.2 中国流域—海域陆海统筹治理政策体系

近年来，中国通过河长制、湾长制以及重点海域综合治理等政策的协同实施，并在流域—海域水环境领域已开展了一系列技术研究与实践应用探索（表 1），逐步构建起以“陆海统筹”为核心的水环境治理政策体系。其中，“河长制”和“湾长制”被认为是中国生态环境治理的重要制度创新。“河长制”是中国在水环境治理领域的重要制度安排。2016 年中共中央办公厅和国务院办公厅发布《关于全面推行河长制的意见》^[109]，明确由各级党政领导担任河长，负责流域水资源保护、水污染防治和水生态修复等工作，从而建立跨区域、跨部门的流域治理协调机制。该制度通过明确责任主体和加强行政协同，有效推动了流域水环境治理和生态保护工作的落实^[110]。在海洋治理方面，中国近年来逐步推进“湾长制”，通过设立湾长并建立分级管理体系，对海湾生态环境保护和污染治理实行责任制管理。湾长制强调“治湾先治河”的治理理念，通过建立河长与湾长联席会议机制，实现入海河流污染治理与海湾生态保护之间的衔接，从而形成陆海统筹的生态治理体系。同时，建成“空天地海”一体化监管平台，统筹海水质量点位、入海河流及直排海污染源监测，推进河口衔接监测试点与生态环境大数据中心建设。此外，中国还通过实施重点海域综合治理行动，加强入海河流污染控制和海岸带生态修复。例如，《重点海域综

合治理攻坚战行动方案》^[111]提出，通过加强入海河流水质管控、推进沿海城市污水治理以及实施农业面源污染控制等措施，系统改善近岸海域生态环境质量。

4.3 中国减污降碳协同评估体系

目前，我国已初步建立多层次的减污降碳协同评估体系，共涵盖“协同效果、协同路径、协同管理”三个维度的综合指标体系。其中，协同效果关注环境质量改善与碳减排的耦合，协同路径聚焦能源、产业、运输结构调整及环境基础设施低碳化，协同管理评估碳评价纳入环评、制度建设及技术创新等。在量化方法上，目前常用协同效应评价模型和协同度弹性系数，省级层面（如浙江、北京等）已发布地方性协同指数，以实现区域治理水平的动态诊断。此外，还将生命周期评价与边际减排成本法（MAC）广泛应用于污水处理与流域修复，通过减排成本曲线识别最优路径。

5 我国流域—海域水环境协同减污降碳治理面临的挑战与不足

尽管我国在流域—海域水环境领域相关政策与研究，已取得初步成效，但对照“构建从山顶到海洋的保护治理大格局”^[112]的战略目标，当前仍存在以下方面的不足与欠缺。

表 1 我国流域—海域水环境协同减污降碳典型研究与实践应用案例

Table 1 Typical research and practical application cases of coordinated reduction of pollution and carbon emissions in China's watershed-coastal water environment

案例名称	核心治理内容	减污降碳协同机制
基于陆海统筹的九龙江—厦门湾海岸生态过渡带综合监测体系构建 ^[113]	构建涵盖生物—水环境—沉积物—生态系统—景观的多层次监测体系；制定河口营养盐基准，衔接陆海水质标准；研发入海污染物通量在线监测系统；开展红树林碳汇功能监测与生态安全评价	通过入海通量精准监测与溯源，支撑陆源污染精准减排（减污）；将红树林固碳功能纳入生态安全评价框架（降碳）；以河口营养盐基准统一陆海管理目标，协同提升近岸水质与蓝碳汇形成条件
韩江流域—河口近海氮收支模型研究 ^[114]	构建流域—海洋耦合动力水质模型，模拟氮营养盐从陆域产生、输移到河口近海的全过程，建立流域与河口的氮收支平衡	模型同步耦合营养盐污染控制（减污）与碳循环过程，为流域—海域一体化的环境容量计算提供方法学支撑
陆海统筹的南流江流域污染物总量分配研究 ^[115]	以廉州湾近岸海域水质目标为约束，反推入海 COD、氨氮、总氮、总磷的最大允许排放量，并将总量削减指标分解至流域陆域	将陆域污染排放控制与海域水质目标直接挂钩，实现流域—海域容量总量的协同管控
我国北黄海长山群岛“绿水青山就是金山银山”理念践行路径与实证研究 ^[116]	通过海草床修复、渔业碳汇交易、生态旅游融合等举措，实现海岛生态产品价值转化，形成“蓝碳经济”与“海洋生态资本”的实证案例	海草床修复以降碳增汇为目标，同时依赖于陆源污染控制所改善的水质条件，形成“减污改善生境—生境恢复增汇—增汇价值实现”的正向反馈链条
流域海域多元协同综合治理 ^[117]	系统梳理流域海域综合治理格局，提出以小微湿地与绿色基础设施建设实现污染源头减量，推动治理策略由“治”向“用”转变	将绿色基础设施（减污）与生态产品价值实现（降碳及增值）相联动，体现治理理念从末端控制向系统增值的升级

5.1 水环境协同管控标准与规划体系衔接不足

陆海水质标准体系不协调，是当前制约陆海统筹治理的关键瓶颈之一。现行的《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）与《海水水质标准》（GB 3097—1997）在指标设置、分类体系、阈值设定等方面存在显著脱节，未形成陆海衔接的协同管控逻辑。以氮指标为例，良好的 II 类地表水总氮限值（ ≤ 0.5 mg/L）与最劣的第四类海水无机氮限值（ ≤ 0.5 mg/L）数值一致。这种标准体系的错位直接影响了陆海统

筹治理的科学性。同时，现行污水处理厂排放标准缺乏对碳排放效能的系统考量。例如，深度脱氮工艺虽然降低了氮素排放，却往往伴随能耗上升和 N_2O 排放增加，在标准层面未建立减污与降碳的双重约束机制。此外，国土空间规划、流域综合规划、海洋功能区划、近岸海域环境功能区划等相关规划之间缺乏系统耦合与有效衔接，加之规划编制涉及多部门、多地区协同，现有机制下易出现规划目标冲突与管控边界留白问题，直接影响陆海一体化生态安全格局的系统性构建，制约了陆海统筹治理的整体效能。

5.2 “流域—河口—近海”全过程监测与模拟技术体系尚不完善

尽管中国已构建“空天地海”的一体化监管平台，但对“流域—河口—近海”连续体监测能力仍显不足，难以满足陆海统筹治理的精准化需求。现有监测网络在空间分布上存在“陆密海疏”的不平衡特征，尤其在河口过渡带这一关键陆海交互界面，监测站点布设稀疏，无法有效捕捉污染物在咸淡水混合环境中复杂的非线性转化过程。同时，当前监测主要关注常规水质指标，对 CH_4 、 N_2O 等温室气体的同步监测覆盖不足，导致碳收支核算基础数据不足，难以量化减污措施的降碳协同效应。此外，现有陆海耦合模型在复杂场景下的模拟能力仍面临挑战。一方面，针对河口区域复杂动力环境，尤其是极端天气事件下的碳氮通量模拟精度有限。另一方面，现有的流域水文模型、海域水动力-生化模型与碳循环过程模型在空间尺度和时间步长上难以匹配，缺乏能够贯通“流域源头—河口迁移—海域末端”的全链条、全过程污染物转移预测模型。这都使得陆源污染输入量与入海通量之间的定量对应关系存在较大不确定性，难以以为陆海统筹治理方案的制定、优化提供可靠的技术支撑。

5.3 流域产污-河口传输-海洋纳污统筹管控机制尚不健全

首先，尽管“河长制”与“湾长制”在明确入海河流污染治理的行政责任方面取得突破，但在实际执行中仍面临挑战。河长制重点关注指标为流域断面水质，湾长制指标则聚焦近岸海域水质与生态健康。然而，在流域上游污染物削减与海湾生态改善之间存在数月乃至数年的滞后期，这导致在短期考核压力下，地方倾向于采取末端截污等见效快的工程措施，而非从源头减排的长效手段，削弱了陆海协同的长期效果。其次，流域—海域水环境的协同治理涉及生态环境部、自然资源部、农业农村部、水利部、住房和城乡建设部等多个部门，需多部门协同配合，但当前各部门间存在职能交叉重叠、权责边界模糊的问题，易出现协同治理合力不足的情况。同时，各部门分别掌握流域—海域水环境相关的监测数据，却普遍存在数据标准不统一、技术接口不兼容、数据共享机制缺失等问题，导致“数据孤岛”现象突出，难以支撑污染物全过程精准溯源、跨区域协同决策等核心治理需求。此外，流域—海域水环境协同治理具有显著的跨区域属性，流域上游地区为保护水质往往承担较高的发展成本，而下游及近海地区则直接享受水质改善带来的生态效益，形成成本和效益分配不均衡的格局。此外，内陆地区对海洋生态环境压力的感知不足，沿海地区对陆源污染负荷的管控又存在地域局限，现有管理方式难以解决跨市、跨省乃至跨国流域对近岸海域生态环境造成的影响。因此跨部门、跨区域的陆海统筹治理机制仍需完善。

5.5 减污与降碳管理间统筹协调与效益激励不足

尽管我国在减污降碳协同治理方面已做出相关部署，但在实际推进过程中，污染治理与碳减排难以统筹兼顾，在不同的执行导向下仍存在部分冲突。部分区域与治理单元在实际管控中，要么以水质达标为核心刚性目标，忽视能耗与碳排放约束，要么片面迎合节能降碳考核要求，弱化水环境质量底线管控。二者缺乏一体化统筹机制与协同调控路径，导致协同治理难以落到实处。同时，排污权交易与碳排放权交易两大市场体系相互独立，缺乏统一的折算标准与交易平台，导致减污降碳的协同效应难以在市场中实现货币化体现。排污权交易以常规污染物（如化学需氧量、二氧化硫）为核算对象，碳排放权交易以二氧化碳当量为核算单位，这导致企业在推行低碳技术创新或工艺升级时，虽能在减少温室气体排放的同时产生显著的污染物减排增益，但这种复合型生态价值却因缺乏科学的折算体系而无法在碳市场中获

得公允的货币化体现。这使得协同减排的外部性无法转化为企业的内在经济驱动力，造成了减污降碳投资回报率的边际递减，削弱了企业开展前沿绿色技术研发与协同创新实践的激励动机，延缓了工业体系深度脱碳的转型进程。

6 研究展望与政策建议

当前中国流域—海域水环境协同减污降碳仍面临陆海环境标准与规划体系衔接不足，全过程监测与模拟技术体系尚不完善，陆海统筹治理机制尚不健全等问题。同时，结合中国流域—海域水环境协同减污降碳研究与实践应用案例，图4提供了中国流域—海域水环境协同减污降碳可能的路径方案。

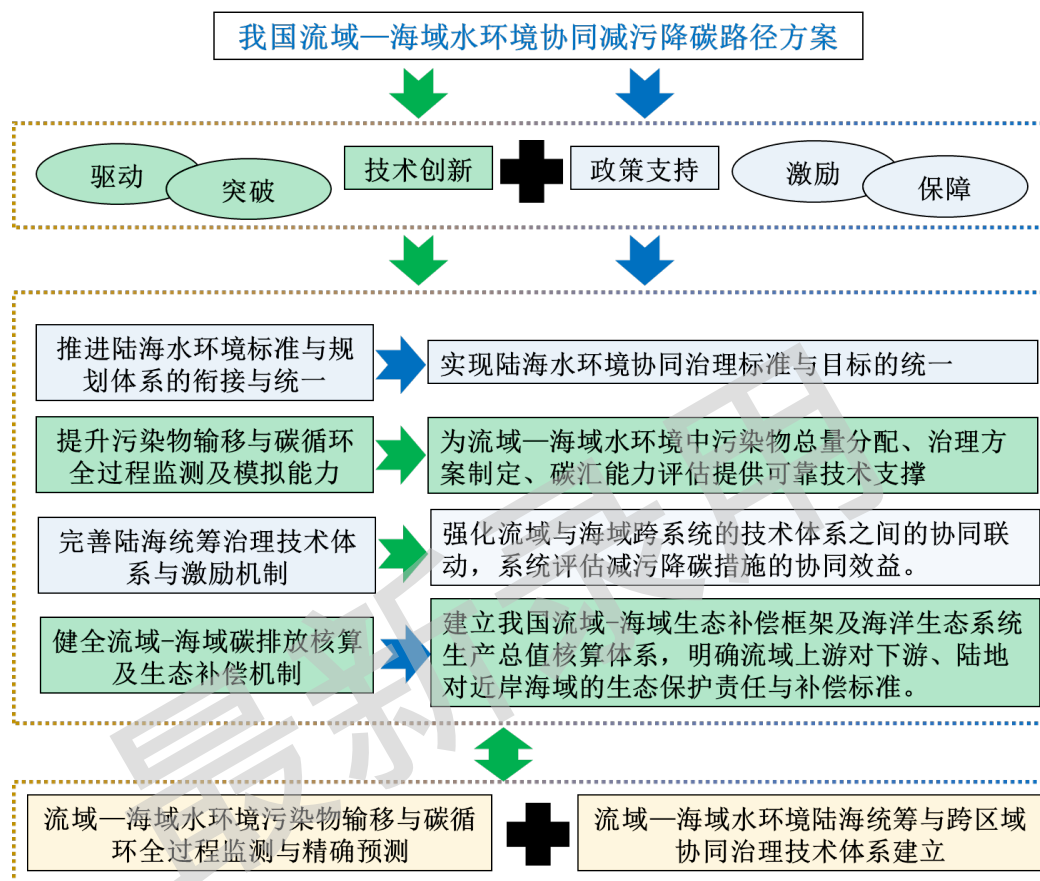


图4 中国流域—海域水环境协同减污降碳路径方案

Fig.4 Collaborative pathways for the reduction of pollution and carbon emissions in China's watershed-coastal water environment

6.1 推进陆海水环境标准与规划体系的衔接与统一

加快修订陆海水水质标准，统筹优化指标设置与阈值设定，建立陆海衔接的营养盐、污染物浓度阈值体系，以海域水质目标与碳减排目标为约束，反推流域陆源污染物的最大允许排放量，将总量削减指标层层分解至各级行政区域与排污单位，实现流域水质管控与海域水质目标的协同统一。同时，在城镇污水处理厂等排放标准中增加碳排放约束指标，建立减污与降碳双重约束的标准体系，避免单一污染控制导致的碳排放增加。此外，加强各类规划的系统耦合，统筹衔接流域综合规划、海洋功能区划、国土空间规划、近岸海域环境功能区划等相关规划，以陆海生态安全格局为核心，明确流域—海域协同治理的空间管控边界与治理目标，避免规划管控留白与目标冲突，推动陆海空间开发与生态保护的协同布局。

6.2 提升污染物输移与碳循环全过程监测及模拟能力

优化“流域—河口—近海”连续体监测网络的布局，加密河口过渡带关键界面的监测站点，同步补齐温室气体监测短板，实现对污染物与碳排放的协同感知。同时，加快打破数据孤岛，建立全国统一的“流域—河口—近海”连续体的水环境与碳循环数据共享平台，统一数据标准与技术接口，整合各部门

各地区的监测、模型、治理等相关数据，实现数据互联互通，为精准溯源、协同决策提供数据支撑。此外，加大对流域—海域水环境污染转移预测模型研发的政策支持与资金投入，依托科研院所、高校建立产学研用协同创新平台，研发适用于中国“流域—河口—近海”的全链条污染物转移与碳循环预测模型，并整合多源监测数据实现模型的动态校准与优化，从而提升复杂场景下污染物入海通量与碳汇能力的精准模拟和预测能力，为流域—海域水环境中污染物总量分配、治理方案制定、碳汇能力评估提供可靠技术支撑。

6.3 完善陆海统筹治理技术体系与激励机制

强化流域与海域跨系统的技术体系之间的协同联动，实现农业面源污染防控、污水处理厂低碳改造、蓝碳生态系统保护与修复、监测体系建设等关键技术的有机衔接。将流域—海域协同减污降碳纳入“双碳”目标考核与生态文明建设评价体系，把陆海统筹治理成效作为地方政府与相关部门绩效考核的重要指标，建立健全考核问责机制，推动治理责任落地落实。同时，建立覆盖“技术—工程—政策”多指标协同评估体系，将污染物削减量、碳排放变化、生态系统碳汇以及经济社会效益等指标纳入统一评估框架，系统评估减污降碳措施的协同效益，利用多目标进化算法在水质达标、低碳运行与成本控制之间寻找最优平衡解集，从而改变过去单一、机械的运行模式。一方面持续强化污染源管控，减少营养盐和有机污染物输入，抑制水体温室气体排放，同时推动污水处理行业低碳转型，推广节能工艺与资源循环利用技术，加强湿地、河口等碳汇系统保护与修复，构建“减污-降碳-增汇”协同推进的治理技术体系，最终实现流域-海域水环境质量持续改善与碳达峰、碳中和目标的协同推进。

6.4 健全流域-海域碳排放核算及生态补偿机制

深化排污权与碳排放权交易制度的协同实施，通过生命周期评价核算单位污染物削减所对应的净碳足迹，并将温室气体排放等价于环境负效益，与水质改善的正效益进行统一度量，扩大排污权交易的覆盖范围，将氮、磷等主要营养盐纳入交易指标。完善全国碳市场建设，探索将蓝碳生态系统的碳汇量纳入碳市场交易体系，制定蓝碳汇的核算方法、备案机制与交易规则，推动蓝碳生态产品价值实现。同时建议探索建立我国流域-海域生态补偿框架及海洋生态系统生产总值（GEP）核算体系，明确流域上游对下游、陆地对近岸海域的生态保护责任与补偿标准，通过财政转移支付、横向生态补偿等方式，激励上游地区加强源头治理、保护生态屏障，从而保障近岸海域水质安全与生态健康。此外，通过构建流域-海域生态补偿机制和环境市场机制，创新生态产品质押融资、绿色债券、生态保险等金融工具，引导更多资源投入到流域—海域协同治理中，实现流域—海域生态环境的高质量保护与可持续发展。建立陆海统筹的协同增效信用体系，将减污降碳的量化贡献转化为可交易的生态积分，利用市场化激励机制驱动治理主体主动从减污降碳无法平衡的被动应对转向能水耦合的系统优化，实现流域—海域治理在时空尺度上的整体增效。

7 结语

流域—海域水环境协同减污降碳是践行“双碳”目标与生态文明建设的重要举措，更是破解陆海生态环境治理协同性不足问题的关键路径。流域—海域作为有机耦合的生态系统，碳氮磷等生源要素的迁移转化与温室气体排放深度关联，农业面源、城镇与工业排放及滨海生态退化形成的复合型环境压力，对陆海统筹治理提出了更高要求。当前，中国流域—海域协同减污降碳仍面临碳面临陆海环境标准与规划体系衔接不足，全过程监测与模拟技术体系尚不完善，陆海统筹治理机制尚不健全等问题。未来，需以陆海统筹理念为核心，建议构建“流域—河口—近海”的全链条污染物转移与碳循环预测模型，建立多指标的减污降碳协同评估体系，提升污染物输移与碳循环的过程监测与模拟能力，完善陆海统筹一体化综合治理技术体系与激励机制，健全流域—海域碳排放核算及生态补偿机制，深化排污权与碳排放权

交易制度的协同实施,形成技术创新为核心、政策机制为保障的流域—海域水环境协同减污降碳闭环,通过陆海同治、源汇共治、技策融合,持续提升流域—海域生减污降碳协同增效,为我国流域—海域“双碳”目标实现提供坚实技术保障。

参考文献

- [1] 新华社.中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和 2035 年远景目标纲要[A/OL].[2026-03-05].https://www.gov.cn/xinwen/2021-03/13/content_5592681.htm.
- [2] 生态环境部,国家发展和改革委员会,工业和信息化部,等.减污降碳协同增效实施方案[A/OL].(2022-06-10)[2026-03-05].https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2022-06/17/content_5696364.htm.
- [3] TONG Y D,ZHAO Y,ZHEN G C,et al.Nutrient loads flowing into coastal waters from the main rivers of China (2006–2012)[J].Scientific Reports,2015,5:16678.
- [4] SUN X Y,ZHANG J J,LI H L,et al.Coastal eutrophication driven by long-distance transport of large river nutrient loads,the case of Xiangshan Bay,China[J].Science of the Total Environment,2024,912:168875.
- [5] 张海亚,李思琦,黎明月,等.城镇污水处理厂碳排放现状及减污降碳协同增效路径探讨[J].环境工程技术学报,2023,13(6):2053-2062.
ZHANG H Y,LI S Q,LI M Y,et al.Carbon emission analysis of municipal wastewater treatment plants and discussion on synergistic path of pollution and carbon reduction[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2023,13(6):2053-2062.
- [6] DUARTE C M,LOSADA I J,HENDRIKS I E,et al.The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation[J].Nature Climate Change,2013,3(11):961-968.
- [7] DING Y K,SONG Z X,HU Y,et al.A review on curbing non-point source pollution in watershed:the answer lies at the root[J/OL].Environment,Development and Sustainability,2024. <https://doi.org/10.1007/s10668-024-05464-x>.
- [8] QU H J,KROEZE C.Nutrient export by rivers to the coastal waters of China:management strategies and future trends[J].Regional Environmental Change,2012,12(1):153-167.
- [9] TIVIG M,KELLER D P,OSCHLIES A.Riverine nutrient impact on global ocean nitrogen cycle feedbacks and marine primary production in an Earth system model[J].Biogeosciences,2024,21(19):4469-4493.
- [10] REGNIER P,FRIEDLINGSTEIN P,CIAIS P,et al.Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean[J].Nature Geoscience,2013,6(8):597-607.
- [11] SCHWARZENBACH R P,ESCHER B I,FENNER K,et al.The challenge of micropollutants in aquatic systems[J].Science,2006,313(5790):1072-1077.
- [12] DONEY S C.The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry[J].Science,2010,328(5985):1512-1516.
- [13] LEBRETON L C M,van der ZWET J,DAMSTEEG J W,et al.River plastic emissions to the world's oceans[J].Nature Communications,2017,8:15611.
- [14] LIN Y X,SUN J,ZHOU X T,et al.Sediments provide amplifying feedback to coastal eutrophication:disproportionate nutrient recycling under increasing organic matter deposition[J].Environmental Science & Technology,2026,60(3):2503-2514.
- [15] ZHU T Y,ZHAO S B,XU B C,et al.Large scale submarine groundwater discharge dominates nutrient inputs to China's coast[J].Nature Communications,2025,16:2932.
- [16] de RAUS MAÛRE E,TERAUCHI G,ISHIZAKA J,et al.Globally consistent assessment of coastal eutrophication[J].Nature Communications,2021,12:6142.
- [17] URAL-JANSSEN A,KROEZE C,MEERS E,et al.Large reductions in nutrient losses needed to avoid future coastal eutrophication across Europe[J].Marine Environmental Research,2024,197:106446.
- [18] LAN J X,LIU P F,HU X,et al.Harmful algal blooms in eutrophic marine environments:causes,monitoring,and treatment[J].Water,2024,16(17):2525.
- [19] NAN Y,CHEN Z,WANG B,et al.Human activities caused hypoxia expansion in a large eutrophic estuary:non-negligible role of riverine suspended sediments[J].Biogeosciences,2025,22(20):5573-5589.
- [20] JIAO N Z,WANG H,XU G H,et al.Blue carbon on the rise:challenges and opportunities[J].National Science Review,2018,5(4):464-468.
- [21] BAUER J E,CAI W J,RAYMOND P A,et al.The changing carbon cycle of the coastal ocean[J].Nature,2013,504(7478):61-70.
- [22] HE Z X,WANG R P,WANG J F,et al.Water conservation strategies reduce greenhouse gas emission from wastewater treatment plants:a domino effect[J].Environmental Science and Ecotechnology,2025,26:100574.
- [23] HUANG Y J,MENG F L,LIU S M,et al.China's enhanced urban wastewater treatment increases greenhouse gas emissions and regional inequality[J].Water Research,2023,230:119536.
- [24] HAO Z,CHEN S B,ZHANG Q W,et al.Enhanced carbon sequestration potential following sediment dredging in river ecosystems:insights into CO₂ fluxes,phytoplankton,and carbon fixation pathway responses[J].Environmental Science & Technology,2025,59(27):14075-14088.
- [25] WANG H Y,LI L P,LIN Z D,et al.Optimization of greenhouse gas accounting methods for wastewater treatment plants in east Chinese regions:a comparative analysis of IPCC and group standards based on 49 plants in Shandong Province[J].Applied Sciences,2025,15(11):6175.
- [26] 余晨,秦文凯,潘泓哲,等.城市污水系统碳氮转化驱动温室气体产排机制及管控研究进展[J/OL].环境科学,1-17[2026-05-16].<https://doi.org/10.13227/j.hjlx.202512096>.
- [27] 刘思玉,张建强,白华清,等.提标升级对乡镇污水处理厂碳排放特征的影响[J].环境工程技术学报,2024,14(3):798-807.
LIU S Y,ZHANG J Q,BAI H Q,et al.Impact of upgrading on carbon emission characteristics of township sewage treatment plants[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2024,14(3):798-807.
- [28] SUN Y Y,ZUO Y,SHAO Y J,et al.Carbon footprint analysis of wastewater treatment processes coupled with sludge *in situ* reduction[J].Water Research X,2024,24:100243.

- [29] XU Q Y,WANG Q D,HUANG Z Y,et al.Underestimated greenhouse gas emissions from sludge treatment processes in WWTPs[J].Environmental Science & Technology,2025,59(49):26469-26478.
- [30] LIU M D,RAYMOND P A,LAUERWALD R,et al.Global riverine land-to-ocean carbon export constrained by observations and multi-model assessment[J].Nature Geoscience,2024,17(9):896-904.
- [31] CHEN F,BAI X Y,LUO G J,et al.Assessing the global flux of organic carbon transported from terrestrial surfaces to oceans by rivers[J].Carbon Balance and Management,2025,20(1):29.
- [32] ZHANG H C,LAUERWALD R,REGNIER P,et al.Estimating the lateral transfer of organic carbon through the European river network using a land surface model[J].Earth System Dynamics,2022,13(3):1119-1144.
- [33] REWRIE L C V,BASCHEK B,van BEUSEKOM J E E,et al.Recent inorganic carbon increase in a temperate estuary driven by water quality improvement and enhanced by droughts[J].Biogeosciences,2023,20(24):4931-4947.
- [34] TRANVIK L J,DOWNING J A,COTNER J B,et al.Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate[J].Limnology and Oceanography,2009,54(6):2298-2314.
- [35] WANG K,PANG Y,GAO C,et al.Hydrological management affected dissolved organic matter chemistry and organic carbon burial in the Three Gorges Reservoir[J].Water Research,2021,199:117195.
- [36] MACREADIE P I,ANTON A,RAVEN J A,et al.The future of blue carbon science[J].Nature Communications,2019,10:3998.
- [37] LOVELOCK C E,DUARTE C M.Dimensions of blue carbon and emerging perspectives[J].Biology Letters,2019,15(3):20180781.
- [38] REITHMAIER G M S,CABRAL A,AKHAND A,et al.Carbonate chemistry and carbon sequestration driven by inorganic carbon outwelling from mangroves and saltmarshes[J].Nature Communications,2023,14:8196.
- [39] MACREADIE P I,COSTA M D P,ATWOOD T B,et al.Blue carbon as a natural climate solution[J].Nature Reviews Earth & Environment,2021,2(12):826-839.
- [40] LI Z P,CHEN Y,WANG G,et al.Ecological carrying capacity and carbon sequestration potential of bivalve shellfish in marine ranching:a case study in Bohai Bay,China[J].Frontiers in Marine Science,2023,10:1174235.
- [41] GUO J Q,ZHOU B,ACHERBERG E P,et al.Enhanced carbon sequestration in marginal seas through bacterial transformation[J].Water Research,2025,281:123595.
- [42] JIAO N Z,LUO T W,CHEN Q R,et al.The microbial carbon pump and climate change[J].Nature Reviews Microbiology,2024,22(7):408-419.
- [43] ENGLISH C J.Biogeochemistry and ecology of macroalgal-derived dissolved organic carbon[D]. Santa Barbara:University of California,2024.
- [44] LIU M Y,LI X H,LI M M,et al.Characteristics of carbon sequestration in coastal saline-alkali soils of the Yellow River Delta and their response to crop planting patterns[J].Journal of Environmental Management,2025,395:127806.
- [45] WANG Q D,LI X Q,LIU W Z,et al.Carbon source recovery from waste sludge reduces greenhouse gas emissions in a pilot-scale industrial wastewater treatment plant[J].Environmental Science and Ecotechnology,2023,14:100235.
- [46] CUN D S,CHEN X W,CHANG J J,et al.Greenhouse gas emissions from field-scale surface-flow constructed wetlands fed with different polluted water types:environmental and microbial drivers[J].Journal of Hydrology,2025,662:133867.
- [47] 全川,罗敏,陈鹭真,等.滨海蓝碳湿地碳汇速率测定方法及中国的研究现状和挑战[J].生态学报,2023,43(17):6937-6950.
TONG C,LUO M,CHEN L Z,et al.Methods of carbon sink rate measurement of coastal blue carbon wetland ecosystems,current situation and challenges in China[J].Acta Ecologica Sinica,2023,43(17):6937-6950.
- [48] SHI H T,FENG X C,XIAO Z J,et al.Enhanced denitrification in constructed wetlands with low carbon/nitrogen ratios:insights into reallocation of carbon metabolism based on electron utilization[J].Engineering,2025,45:222-233.
- [49] 石磊,李振川,戴明华,等.高安屯再生水厂碳中和实践措施及效果[J].给水排水,2024,50(2):20-26.
SHI L,LI Z C,DAI M H,et al.Measures and effects of carbon neutralization practice in Gao'antun water reclamation plant[J].Water & Wastewater Engineering,2024,50(2):20-26.
- [50] ROSENRETER J A,LARUELLE G G,BANGE H W,et al.Coastal vegetation and estuaries are collectively a greenhouse gas sink[J].Nature Climate Change,2023,13(6):579-587.
- [51]
- [52] ZHANG Y Y,WANG W J,YAO H Y.Urea-based nitrogen fertilization in agriculture:a key source of N₂O emissions and recent development in mitigating strategies[J].Archives of Agronomy and Soil Science,2023,69(5):663-678.
- [53] WANG L,YE C S,GAO B,et al.Applying struvite as a N-fertilizer to mitigate N₂O emissions in agriculture:feasibility and mechanism[J].Journal of Environmental Management,2023,330:117143.
- [54] ZHONG L,WANG P,GU Z B,et al.Biochar reduces N₂O emission from fertilized cropland soils:a meta-analysis[J].Carbon Research,2025,4(1):31.
- [55][53] LI J Y,ZHENG B H,CHEN X,et al.The use of constructed wetland for mitigating nitrogen and phosphorus from agricultural runoff:a review[J].Water,2021,13(4):476.
- [56][54] JIANG F,PREISENDANZ H E,VEITH T L,et al.Riparian buffer effectiveness as a function of buffer design and input loads[J].Journal of Environmental Quality,2020,49(6):1599-1611.
- [57] LI X Y,ZHANG X,ZHAO M,et al.Application of decentralized wastewater treatment technology in rural domestic wastewater treatment[J].Sustainability,2024,16(19):8635.
- [58] ZHANG L,PAN W L,XU C,et al.Greenhouse gas emissions and control measures for constructed wetland:a systematic review[J].Journal of Environmental Management,2026,397:128222.
- [59] LIU X P,ZHANG H,YAO M F,et al.Assessment of carbon reduction benefits of A/O-gradient constructed wetland renovation for rural wastewater treatment in the southeast coastal areas of China based on life cycle assessment:the example of Xiamen Sanxiushan Village[J].Sustainability,2023,15(10):8094.
- [60] 郭林睿,顾佳艳,何国富,等.基于碳足迹核算的农村生活污水处理工艺比选[J].环境工程技术学报,2025,15(2):454-464.
GUO L R,GU J Y,HE G F,et al.Comparison and selection of rural domestic sewage treatment processes based on carbon footprint accounting[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2025,15(2):454-464.
- [61] LIU L S,WANG J,GAO J J,et al.Research on rural wastewater treatment technology in northwest China based on anaerobic biofilm coupled with anaerobic baffle plate reactor (ABR) technology[J].Sustainability,2023,15(11):8957.

- [62] GOLDEN H E,HOGHOOGHI N.Green infrastructure and its catchment-scale effects:an emerging science[J].WIREs Water,2018,5(1):1254.
- [63] LU G,WANG L.An integrated framework of green stormwater infrastructure planning:a review[J].Sustainability,2021,13(24):13942.
- [64] ALI L,GATO-TRINIDAD S,IMTEAZ M.Green infrastructure and urban flooding:a survey of prevailing issues and current modelling approaches[J].Water Resources Management,2025,39(8):3697-3714.
- [65] LANCASTER E,WINSTON R,MARTIN J,et al.Urban stormwater green infrastructure:evaluating the public health service role of bioretention using microbial source tracking and bacterial community analyses[J].Water Research,2024,259:121818.
- [66] ABDULJALEEL Y,SALEM A,UL HAQ F,et al.Improving detention ponds for effective stormwater management and water quality enhancement under future climate change:a simulation study using the PCSWMM model[J].Scientific Reports,2023,13:5555.
- [67] QIAN G P,WANG C,GONG X B,et al.Design of constructed wetland treatment measures for highway runoff in a water source protection area[J].Sustainability,2022,14(10):1-12.
- [68] 李振飞,李书钦,童立志,等.龙葵对典型酸性矿山废水重金属的处理效果研究[J].环境工程技术学报,2025,15(1):268-278.
LI Z F,LI S Q,TONG L Z,et al.Study on the treatment of heavy metals in typical acidic mine drainage by *Solanum nigrum* L[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2025,15(1):268-278.
- [69] SKOUSEN J,ZIPPER C E,ROSE A,et al.Review of passive systems for acid mine drainage treatment[J].Mine Water and the Environment,2017,36(1):133-153.
- [70] YUAN Y,YUAN Y,BAI Z K,et al.Ecological restoration strategies of mining areas based on composite ecological networks:a comprehensive framework and case study[J].Ecological Engineering,2025,220:107750.
- [71] 陈子健,周忠波,孟凡刚.基于碳减排的厌氧氨氧化脱氮工艺应用及强化调控进展[J].环境工程技术学报,2024,14(2):389-397.
CHEN Z J,ZHOU Z B,MENG F G.Advances in application and reinforced control of Anammox nitrogen removal process based on carbon emission reduction[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2024,14(2):389-397.
- [72] CENGİZ A I,GUVEN H,OZGUN H,et al.Enhanced energy recovery in municipal wastewater treatment plants through co-digestion by anaerobic membrane bioreactors:current status and future perspectives[J].Reviews in Environmental Science and Bio/Technology,2024,23(2):385-410.
- [73] PANDA S R,ASTHANA S,SUTHAR K,et al.Process intensification in the fields to separate,recycle and reuse waste through membrane technology[J].Environmental Science:Water Research & Technology,2024,10(8):1738-1765.
- [74] ERDOĞAN B,İBRAHİM TOPAL H,ÖZGÜR AYDİN N,et al.Integrated thermal and techno-economic analysis of waste heat recovery from sinter cooling in the iron-steel industry utilizing real data[J].Thermal Science and Engineering Progress,2025,65:103923.
- [75] KADAM R,JO S,LEE J,et al.A review on the anaerobic co-digestion of livestock manures in the context of sustainable waste management[J].Energies,2024,17(3):546.
- [76] MOYO L B,SIMATE G S,MAMVURA T A,et al.Recovering phosphorus as struvite from anaerobic digestate of pig manure with ferrochrome slag as a magnesium source[J].Heliyon,2023,9(4):e15506.
- [77] HSIAO C T,HUANG T H,LACSON C F Z,et al.Recovering struvite from livestock wastewater by fluidized-bed homogeneous crystallization as a pre-treatment process to sludge co-digestion[J].Environmental Research,2023,235:116639.
- [78] ZHANG Z Y,TIAN W C,LIAO Z L.Towards coordinated and robust real-time control:a decentralized approach for combined sewer overflow and urban flooding reduction based on multi-agent reinforcement learning[J].Water Research,2023,229:119498.
- [79] van der WERF J A,KAPELAN Z,LANGEVELD J.Towards the long term implementation of real time control of combined sewer systems:a review of performance and influencing factors[J].Water Science and Technology,2022,85(4):1295-1320.
- [80] TROUTMAN S C,LOVE N G,KERKEZ B.Balancing water quality and flows in combined sewer systems using real-time control[J].Environmental Science:Water Research & Technology,2020,6(5):1357-1369.
- [81] VYMAZAL J.Constructed wetlands for wastewater treatment[J].Water,2010,2(3):530-549.
- [82] LIN B Q,ZHAO C,LIU Y X,et al.High-efficiency control strategies for urban composite non-point source pollution:optimization of source and process control facilities[J].Frontiers of Environmental Science & Engineering,2025,19(9):126.
- [83] RAO W Q,WANG Z B,LI C,et al.Optimization strategies for urban sewage pipe networks in a representative city in China based on multi-dimensional precision assessment[J].Environmental Science:Water Research & Technology,2026,12(4):1178-1186.
- [84] WARD M A,HILL T M,SOUZA C,et al.Blue carbon stocks and exchanges along the California coast[J].Biogeosciences,2021,18(16):4717-4732.
- [85] MURDIYARSO D,KRISNAWATI H,ADINUGROHO W C,et al.Deriving emission factors for mangrove blue carbon ecosystem in Indonesia[J].Carbon Balance and Management,2023,18(1):12.
- [86] WILLIAMSON P,GATTUSO J P.Carbon removal using coastal blue carbon ecosystems is uncertain and unreliable,with questionable climatic cost-effectiveness[J].Frontiers in Climate,2022,4:853666.
- [87] DINAKARKUMAR Y,SELVAM M M,INAYATHULLAH N,et al.Mechanisms,processes,and implications of blue carbon sequestration and pollution control for climate change mitigation[J].Discover Oceans,2026,3(1):5.
- [88] FRIESS D A,SHRIBMAN Z I,STANKOVIC M,et al.Restoring blue carbon ecosystems[J].Cambridge Prisms:Coastal Futures,2024,2:e9.
- [89] ZHAO D D,WAN D J,YANG J,et al.Effects of restoration years on soil nitrogen and phosphorus in inland salt marshes[J].PeerJ,2024,12:e16766.
- [90] CHEN H Y,GE Z M,ZHU K H,et al.Ecosystem carbon and nitrogen recovery in restored coastal wetlands[J].Communications Earth & Environment,2026,7:8.
- [91] MA Q F,LIANG S X,SUN J W,et al.Quantitatively unveiling the role of coastal wetlands in regulating eutrophication and enhancing water environmental capacity[J].Marine Environmental Research,2024,202:106787.
- [92] FRADOCA R,OLIVEIRA V H,FONTE B A,et al.The effect of *Zostera noltei* recolonization on N and P fluxes at the sediment/water interface[J].Marine Pollution Bulletin,2025,215:117901.
- [93] LANDAVERDE A C,STROSNIDER W H J,WHITE S A.Plant suitability for floating treatment wetland applications in brackish waters[J].Ecological Engineering,2024,200:107183.

- [94] CHARTRAND K M,BRYANT C V,CARTER A B,et al.Light thresholds to prevent dredging impacts on the great barrier reef seagrass,*Zostera muelleri* ssp.*capricorni*[J].Frontiers in Marine Science,2016,3:106.
- [95] MACREADIE P I,NIELSEN D A,KELLEWAY J J,et al.Can we manage coastal ecosystems to sequester more blue carbon?[J].Frontiers in Ecology and the Environment,2017,15(4):206-213.
- [96] PEIXOTO R S,VOOLSTRA C R,BAUMS I B,et al.The critical role of coral reef restoration in a changing world[J].Nature Climate Change,2024,14(12):1219-1222.
- [97] BURDETT H L,ALBRIGHT R,FOSTER G L,et al.Including environmental and climatic considerations for sustainable coral reef restoration[J].PLoS Biology,2024,22(3):e3002542.
- [98] JAMIL A,AHMAD A,ZHAO Y,et al.Advances in global oyster reef restoration:innovations and sustainable ecological approaches[J].Sustainability,2024,16(22):9795.
- [99] YAMUZA-MAGDALENO A,JIMÉNEZ-RAMOS R,CASAL-PORRAS I,et al.Long-term sediment organic carbon remineralization in different seagrass and macroalgae habitats:implication for blue carbon storage[J].Frontiers in Marine Science,2024,11:1370768.
- [100] XU L L,YANG Y F,CUI Z B,et al.Carbon dynamics in seawater and sediment:a case study of shellfish and seaweed mariculture systems[J].Marine Environmental Research,2025,204:106897.
- [101] SUELLO R H,TEMMERMAN D,BOUILLON S,et al.Increased sea level rise accelerates carbon sequestration in a macro-tidal salt marsh[J].Science of the Total Environment,2025,958:178075.
- [102] HUANG R Q,HE J Y,WANG N,et al.Carbon sequestration potential of transplanted mangroves and exotic saltmarsh plants in the sediments of subtropical wetlands[J].Science of the Total Environment,2023,904:166185.
- [103] ZHAO L Z,ZHANG L,DENG X J.Ecological compensation scheme for greywater footprint transfer in the Yangtze River economic belt under the perspective of environmental equity[J].Water,2024,16(23):3419.
- [104] 生态环境部,国家发展和改革委员会,自然资源部,等.关于印发《“十四五”海洋生态环境保护规划》的通知[A/OL].[2026-03-23]. https://www.mee.gov.cn/xxgk/xxgk/xxgk03/202202/t20220222_969631.html.
- [105] 国务院办公厅.国务院办公厅关于进一步推进排污权有偿使用和交易试点工作的指导意见[A/OL].[2026-03-13].https://www.gov.cn/zhengce/content/2014-08/25/content_9050.htm.
- [106] 新华社.中共中央办公厅 国务院办公厅关于健全资源环境要素市场化配置体系的意见[A/OL].[2026-03-13].https://www.gov.cn/zhengce/202505/content_7025725.htm.
- [107] 新华社.中共中央办公厅 国务院办公厅关于推进绿色低碳转型加强全国碳市场建设的意见[A/OL].[2026-03-13].https://www.gov.cn/zhengce/202508/content_7037717.htm.
- [108] 国家发展和改革委员会.碳排放权交易管理暂行办法:中华人民共和国国家发展和改革委员会令(第17号)[A/OL].[2026-03-13].https://www.gov.cn/gongbao/content/2015/content_2818456.htm.
- [109] 新华社.中共中央办公厅 国务院办公厅印发《关于全面推行河长制的意见》[A/OL].[2026-03-13].https://www.gov.cn/zhengce/202203/content_3635240.htmutm_source.
- [110] DING R,SUN F C.Impact of river chief system on green technology innovation:empirical evidence from the Yangtze River economic belt[J].Sustainability,2023,15(8):6575.
- [111] 生态环境部,国家发展和改革委员会,自然资源部,等.关于印发《重点海域综合治理攻坚战行动方案》的通知[A/OL].[2026-03-13]. https://www.gov.cn/zhengce/zhengceku/2022-02/17/content_5674362.htmutm.
- [112] 新华社.中共中央国务院关于全面推进美丽中国建设的意见[A/OL].[2026-03-23].https://www.gov.cn/zhengce/202401/content_6925406.htm.
- [113] 王飞飞,钱灵颖,丁升,等.基于陆海统筹的九龙江-厦门湾海岸生态过渡带综合监测体系构建[J].生态学报,2021,41(11):4271-4277.
WANG F F,QIAN L Y,DING S,et al.Constructing integrated monitoring system in Jiulong River-Xiamen Bay coastal complex ecotone based on land and sea coordination[J].Acta Ecologica Sinica,2021,41(11):4271-4277.
- [114] XIANG J X,ZHANG H,LI T,et al.Nitrogen budget in a watershed-coastal ocean consortium near the Taiwan Strait:a model study in Han River watershed and its coastal water[J].Ocean & Coastal Management,2025,270:107932.
- [115] 王黎,胡守明,孟庆佳,等.陆海统筹的南流江流域污染物总量分配研究[J].环境污染与防治,2023,45(2):194-198.
WANG L,HU S M,MENG Q J,et al.Study on total pollutants allocation of Nanliu River Basin based on land-sea coordination[J].Environmental Pollution & Control,2023,45(2):194-198.
- [116] 王辉,陈思睿,乌日娜.我国北黄海长山群岛“绿水青山就是金山银山”理念践行路径与实证研究[J].中国科学院院刊,2025,40(7):1306-1316.
WANG H,CHEN S R,WU R N.Practice path and empirical evidence of “lucid waters and lush mountains are invaluable assets” concept in Changshan Archipelago,northern Yellow Sea,China[J].Bulletin of Chinese Academy of Sciences,2025,40(7):1306-1316.
- [117] 张广帅,王权明,闫吉顺,等.基于多元协同的流域海域综合治理研究[J].环境保护,2025,53(13):54-59.
ZHANG G S,WANG Q M,YAN J S,et al.Research on comprehensive governance of river basins and sea areas based on multi-stakeholder collaboration[J].Environmental Protection,2025,53(13):54-59.