

富营养化驱动的近海缺氧-酸化形成机制及其生态效应研究进展

杨东敏¹, 亚涛¹, 赵乙彤², 张海亚¹, 高秋生¹, 段亮^{1*}

1. 中国环境科学研究院

2. 浙江工商大学环境科学与工程学院

摘要 在全球气候变化与人类活动持续增强下, 河口与近海生态系统正面临富营养化、缺氧与酸化等多重压力, 成为当前海洋环境科学研究的前沿热点。系统梳理了营养盐富集、水体层化、有机质沉降与微生物再矿化等关键环节如何驱动低氧与酸化的形成, 并总结了缺氧-酸化耦合下近海生物群落结构的响应特征及对生物地球化学循环的影响。结果表明, 营养盐输入刺激初级生产力, 进而增加有机质沉降并增强微生物矿化, 导致底层溶解氧和 pH 下降, 而水体层化和交换受阻则放大这一效应, 使缺氧-酸化形成过程呈现多过程叠加、时空异质、非线性响应及滞后等特征, 并最终导致食物网结构简化, 同时增加 N₂O 等温室气体排放风险。进一步结合长江口、珠江口、切萨皮克湾和波罗的海等典型海域案例, 分析了不同海域单元在营养来源、径流与潮汐强度、碳酸盐缓冲能力等方面的差异及其对局部缺氧-酸化形成的调控作用, 总结了当前近海生态治理在跨区域协同、治理尺度匹配及生态修复滞后等方面存在的主要问题和挑战; 针对性提出以“流域—河口—近海”一体化的综合治理体系, 通过强化陆海统筹与区域协作, 完善生态过程调控和长期监测体系, 提升近海生态系统韧性与安全, 为沿海生态环境的可持续管理提供科学支撑。

关键词 富营养化; 缺氧; 酸化; 群落演替; 生物地球化学循环

中图分类号: X55 文章编号: 1674-991X(2026)04-0-0 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20260442

Advances in formation mechanisms and ecological effects of eutrophication-driven coastal hypoxia and acidification

YANG Dongmin¹, YA Tao¹, ZHAO Yitong², ZHANG Haiya¹, GAO Qiusheng¹, DUAN Liang^{1*}

1. Chinese Research Academy of Environmental Sciences

2. School of Environmental Science and Engineering, Zhejiang Gongshang University

Abstract Under global climate change and intensifying human activities, estuarine and coastal ecosystems are facing multiple environmental challenges, including eutrophication, hypoxia, and acidification, making them a frontier focus in current marine environmental research. This paper systematically reviews the driving mechanisms behind low oxygen and acidification, focusing on key processes such as nutrient enrichment, water column stratification, organic matter sedimentation, and microbial remineralization. It further summarizes the

¹ 收稿日期: 2026-05-29

基金项目: 京津冀科技重大专项 (2026ZD1215005), 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项 (2026YSKY-45)

作者简介: 杨东敏 (1990—), 女, 博士, 主要从事减污降碳污水处理技术研究, ydm9110@163.com

通信作者: 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

response characteristics of coastal community structures under coupled hypoxia-acidification conditions and their impacts on biogeochemical cycles. The results indicate that nutrient loading stimulates primary production, which in turn enhances organic matter deposition and microbial remineralization, leading to declines in bottom-water dissolved oxygen and pH. The coupled hypoxia-acidification phenomenon is further amplified by water-column stratification and reduced hydrodynamic exchange and is typified by multi-process interactions, pronounced spatiotemporal heterogeneity, nonlinear responses, and temporal lags. Ultimately, these changes tend to simplify food web structure and increase the risk of greenhouse gas emissions, such as N_2O . By examining case studies from typical regions—including the Yangtze River Estuary, Pearl River Estuary, Chesapeake Bay, and the Baltic Sea—this study further analyzes the differences among various marine units in terms of nutrient sources, runoff and tidal intensity, and carbonate buffering capacity, as well as their regulatory roles in the formation of localized hypoxia and acidification. Additionally, the study summarizes the major issues and challenges currently facing nearshore ecological management, including cross-regional coordination, mismatches in management scales, and delays in ecological restoration, proposing an integrated “watershed-estuary-coastal” management framework. This approach emphasizes enhanced land-sea integration and regional collaboration, improves regulation of ecological processes, and strengthens long-term monitoring systems to enhance the resilience and safety of coastal ecosystems, thereby providing scientific support for sustainable coastal environmental management.

Key words eutrophication; hypoxia; acidification; community succession; biogeochemical cycle

近海海域是陆海相互作用最为活跃的区域，具有营养盐输入丰富、生物生产力高和生物地球化学过程复杂等特征^[1]。尽管近海面积不足全球海洋总面积的 10%，却贡献了约 10%~30% 的海洋初级生产力，并埋藏了近 80% 的海洋有机碳，是全球碳、氮等关键元素循环的重要场所^[2-3]。同时，近海地区也是人口、产业和经济活动高度集中的区域，全球约 40% 的人口居住在距海岸 100 km 范围内，其生态环境质量直接关系到海洋资源利用、沿海经济发展及人类社会可持续发展^[4]。然而，在全球气候变化与高强度人类活动影响下，大量陆源营养盐持续输入导致近海富营养化问题日益加剧，并进一步引发缺氧（DO 浓度 < 2 mg/L）、酸化等一系列环境问题，对全球近海生态系统稳定造成严重影响^[5-6]。

近年来，全球海洋缺氧现象持续扩张，但近海海域因受陆源营养盐输入、富营养化和有机质分解等过程影响，更易发生缺氧现象。据报道，波罗的海成为全球最大的持续性人为缺氧海域之一^[7]。墨西哥湾北部夏季低氧区面积长期维持在 15 000~20 000 km² 之间，是世界第二大富营养化相关沿海死区^[8]。而在我国近海，长江口及邻近东海海域低氧现象也呈现发生频率增加、持续时间延长和空间范围扩大的趋势^[9]。不仅如此，近海酸化问题也日益突出。自工业革命以来，海洋已吸收约 25%~30% 的人为排放 CO_2 ，导致全球表层海水 pH 下降约 0.1 个单位，相当于海洋酸度增加约 30%^[10-11]。然而，与开放海洋主要受大

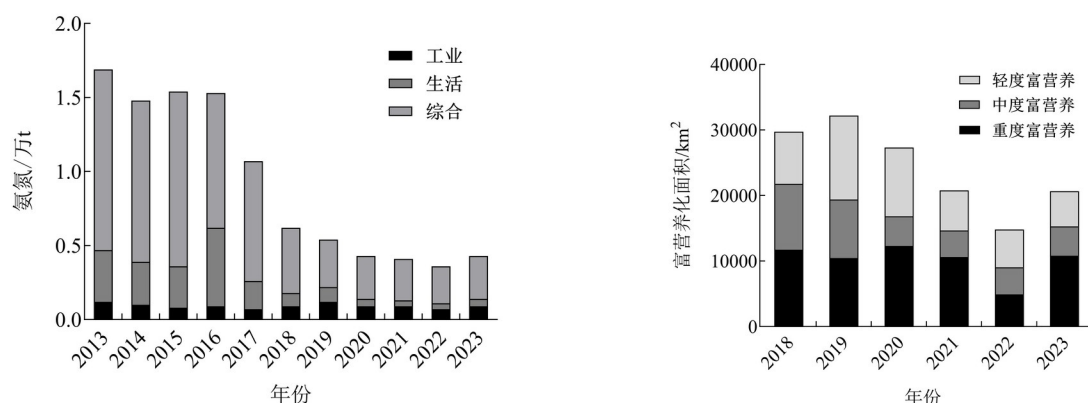
气 CO₂ 吸收驱动不同，近海酸化过程受陆源有机质输入、富营养化增强以及区域生物地球化学循环等因素影响较大^[12]。尤其在河口和半封闭海湾等富营养化严重区域，内源生物地球化学过程所产生的酸化效应甚至超过大气 CO₂ 吸收的贡献，导致近海水体酸化程度显著高于开放海域^[13-14]。值得注意的是，富营养化条件下的缺氧与酸化并非两个独立过程。近年来，国内外多个河口和近海海域均监测到低氧区与低 pH 区高度重叠的情况，相较于单一环境压力，缺氧-酸化耦合对近海生态系统服务功能造成更为深远的影响^[15]。

因此，近海缺氧与酸化是全球变化背景下自然过程与人为活动共同作用导致近海生态系统退化的重要表征。然而，现有研究多聚焦于沿海富营养化治理研究，对近岸海域缺氧和酸化形成机制、生物地球化学耦合关系及生态效应相关研究仍相对较少。尤其是在全球气候变化与人为营养盐输入持续增强背景下，缺氧-酸化复合胁迫可能成为未来近海生态系统最具威胁力的环境风险之一。因此，有必要系统梳理近海缺氧与酸化研究领域的最新进展，深入分析其形成机制、驱动因素及生态环境效应，探讨未来演变趋势及面临的关键治理挑战，从而为近岸海域生态环境治理、海洋生态风险评估及沿海地区可持续发展提供科学支撑。

1 富营养化驱动的近海缺氧-酸化形成机制

1.1 近海富营养化的来源与成因

沿海地区富营养化在过去 50~100 年甚至更长时间内，已广泛出现在西欧、北美及部分东亚国家近岸海域^[16-18]。之后，随着工业化和城市化进程加快，中国及亚洲其他发展中国家也相继出现不同程度的近海富营养化问题^[19]。目前，近海富营养化已被《海洋状况报告》（IOC-UNESCO，2022 年）列为十大主要挑战之一^[20]。近几十年来，随着人类对近海资源开发活动日益增加，对近海生态系统施加了巨大压力，大量氮、磷、有机物进入海洋，改变了原有养分结构与生态平衡，引发了一系列生态环境问题。这些营养物质主要来源于化肥农药、化石燃料燃烧、生活污水、工业废水等，此外，豆科植物生物固氮、大气沉降等也会增加氮素输入^[20]。根据《中国海洋生态环境状况公报》，2013—2023 年我国直排海污染源呈下降趋势，但 2023 年较 2022 年有所升高。其中总氮排放量 5.34×10^4 t、总磷排放量 971 t、COD 排放量 1.43×10^5 t，氨氮排放量 4 288 t，陆源入海污染物总量占比仍较高^[21]（图 1）。其中，东海作为我国近海河口富营养化较为严重的地区之一，近几年其呈富营养化状态的海域面积基本超过 20 000 km²，治理形势严峻^[21]。Galloway 等^[22]预测，到 2050 年，沿海地区人为氮输入将从 2000 年的约 20% 增加至 40%~50%，未来近海生态系统营养盐负荷压力仍在加剧。



(a) 2013—2023 年中国直排海污染源氨氮排放量 (b) 2018—2023 年东海呈富营养状态的海域面积

图 1 中国直排海污染源氨氮输入及东海海域富营养化时空变化情况

Fig.1 Ammonia-nitrogen inputs from direct discharges into the sea in China and temporal changes in eutrophic areas of the East China Sea

近海海域作为连接海洋和陆地的重要过渡带，是陆源营养物质输送进入海洋的关键通道^[13,23]。同时，近海生态系统也是陆海相互作用最强烈的典型区域，其富营养化过程不仅受流域外源输入控制，还受到复杂水动力过程的影响。研究表明，近海环流、潮汐混合、淡水径流以及由盐度横向分布产生的斜压压强梯度共同决定水体交换能力和冲刷时间，进而影响营养盐在局部水域中的输运、扩散与滞留^[24]。当水体停留时间延长时，氮、磷等营养盐更容易在河口或近岸半封闭海湾中累积，从而提高浮游植物爆发性增长和富营养化发生的风险。人类的开发活动对沿海水域水动力结构的改变同样会影响水体交换。例如航道疏浚、港口建设以及河口整治工程均可能改变原有潮汐混合与垂直交换条件，使局部区域更易形成稳定的盐度梯度和密度分层^[25]。Pein 等^[26]关于近海河口生物地球化学过程的研究指出，即使较弱的水体分层也可能通过抑制垂向混合而改变氧和营养盐循环过程，在加深的航道和港口区域尤为明显。此外，气候变化也是导致近海水域和河口富营养化风险升高的重要因素。一方面，水温升高通常会提高浮游植物的生理代谢和生长速率。另一方面，极端降雨和洪水事件增多会增强流域地表径流以及农业、城市面源污染输入，使氮、磷负荷在短时间内显著升高。同时，气候变化还可能通过改变河流径流过程、海洋环流特征，进一步影响营养盐的输运过程。在多重因素共同作用下，营养盐输入、水体停留时间与藻类生长之间的耦合关系不断强化，对近海生态环境质量造成严重影响^[27]。

目前，针对河口及近海富营养化所引发的一系列生态环境问题，国内外学者已开展了大量研究。报道称，富营养化不仅会恶化沿海水质，其最典型的生态表现还包括缺氧和藻华暴发^[28]。此外，富营养化还会造成近岸水体酸化，其诱导的酸化效应与全球变暖背景下海洋吸收大气 CO₂ 所导致的海洋酸化共同作用，在水体层化明显或交换能力较弱的近海河口和半封闭海湾中尤为突出，削弱了海洋生态系统的稳定性^[29-31]。

1.2 缺氧形成机制

近海海域溶解氧持续下降的过程被称为脱氧，该过程通常是自然发生的^[32]。然而，人类活动导致的外源营养盐输入增加了近海缺氧的发生频率。主要原因是过量氮磷等营养盐刺激藻类过度生长并诱发藻华，导致初级生产力升高。藻类死亡后，大量颗粒有机质沉降到底层水体，被微生物分解并消耗溶解氧^[33]。当有机质供给长期高于水体复氧能力时，底层水体将由低氧发展为缺氧，严重时进入无氧状态。Dai等^[20]将这种“营养盐输入—富营养化—缺氧”的链式过程，定义为富营养化近海系统中最典型且被广泛验证的核心机制。另外，由于不同类型海域在水动力条件、层化稳定性及有机质滞留时间等方面存在差异，导致缺氧形成机制呈现一定的区域异质性^[6]。其中，河口系统、半封闭海湾系统以及近海陆架系统作为典型的近海海洋环境单元，逐渐形成不同的缺氧演化模式。

河口区是陆源物质向海洋输送的重要通道，位于咸淡水交汇区，受河流径流与潮汐动力共同影响^[1]。当淡水径流与外海咸水在河口区汇合后，低密度淡水覆盖于高密度海水之上，逐渐形成显著的盐度-密度分层结构^[34-35]。这种层化水体在夏季汛期尤为明显，大量相对高温低盐淡水持续汇入近海河口地区，促进了盐度-密度锋面发育和水体稳定性，使上下层水文差异进一步扩大，从而抑制了水体垂向混合，使表层通过大气交换和光合作用获得的氧气难以输送至底层^[36]。同时，底层有机质分解和沉积物耗氧仍继续进行，而海水富营养化间接增加了有机质向底层输送通量，进一步加剧耗氧过程，最终导致底层缺氧。另外，在河口地区，强风、台风、风暴潮以及大潮等能够增强垂向混合，削弱甚至破坏水体层化结构，促进表层富氧水向底层输送，从而实现快速复氧^[37]。因此，河口及近岸海域缺氧通常表现出显著的夏季季节性特征，其发生范围、持续时间及强度与营养盐负荷、有机质降解、区域水动力条件、层化稳定性等密切相关。

半封闭海湾及河口深槽、港池、航道疏浚区和弱潮区等区域，因与外海水体交换能力较弱，底层水更新速率较低，由富营养化导致的底层缺氧海水难以及时被富氧海水替代，更容易形成长期稳定的缺氧环境^[6]。一旦底层缺氧形成，沉积物中的磷、氨氮及还原性物质会大量释放至上覆水体，形成显著的内源营养盐负荷。这些释放的营养盐进一步刺激初级生产力增长，增加有机质沉降和耗氧过程^[38]。因此，即使外源营养盐输入得到控制，缺氧状态仍可能持续较长时间，表现出明显的生态系统滞后效应。波罗的海是全球最典型的半封闭海湾，仅通过狭窄的丹麦海峡与北海相连，20世纪中后期以来，大量氮、磷输入导致波罗的海深层缺氧区持续扩张，由缺氧诱导的沉积物磷释放成为波罗的海富营养化的重要内源来源。尽管近年来外源营养盐输入有所减少，波罗的海深水区长期缺氧问题仍未得到根本缓解，部分区域已形成持续性甚至准永久性缺氧状态^[39]。

相较于河口和半封闭海湾，近海陆架系统更具开放性和复杂性，受到环流、风场、上升流、跨陆架水体交换等多种海洋动力过程的影响^[40]。因此，近海陆架缺氧往往表现出较强的空间异质性和年际变化特征，其缺氧范围和持续时间对区域气候变化及海洋环流异常具有高度敏感性^[41]。其中，上升流是近海陆架缺氧形成的重要驱动力之一。一方面，上升流为表层水体提供大量营养盐，促进浮游植物繁殖和有

机质沉降；另一方面，上涌水体本身 DO 浓度较低，可直接降低近岸底层水体氧水平，增加缺氧发生风险。在俄勒冈州和华盛顿州沿岸，自 2001 年以后，受风力驱动的加利福尼亚洋流系统发生变化，改变了上升流的长期模式，导致内陆架沿线出现大范围缺氧现象^[42]。而我国长江口因受陆架上升流、黑潮次表层水入侵以及外海水团输运过程等影响，缺氧区已出现向 122.5°E 以东扩展的趋势^[36,43]。另外，其他因素如全球气温升高对区域风向模式造成影响，削弱垂向混合和底层复氧能力，也会加剧近海缺氧区的形成^[44]。

因此，近海缺氧现象是营养盐负荷、有机质沉降速率、气温上升、水体层化强度、底层水更新速率以及沉积物耗氧等多因素共同作用的结果，但不同区域主导机制存在显著差异。即使外源营养盐得到削减，沉积物内部营养盐再释放、生态系统结构变化和水动力条件改变仍可能使缺氧长期存在^[45]（图 2）。另外，近海水域缺氧具有明显非线性和滞后性，这也导致在过去 10 年里，由于人类活动持续增强和全球气候变化，近海海洋已逐渐由偶发性、小尺度缺氧事件，演变为具有明显季节性和区域扩张趋势的持续性缺氧过程，而未来 50 年全球海洋缺氧区可能在近岸海域与公海范围内广泛分布^[46-47]。

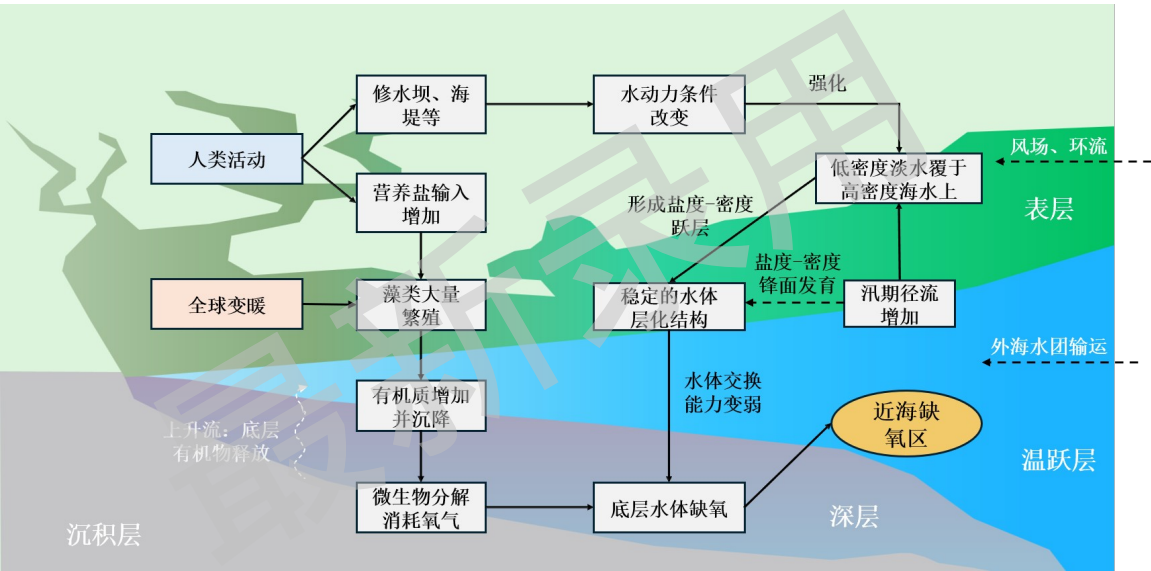


图 2 近海海域缺氧形成机制示意

Fig.2 Schematic illustration of the mechanisms of hypoxia generation in coastal seas

1.3 酸化形成机制

近海酸化是指海洋碳酸盐体系向高二氧化碳分压（ $p\text{CO}_2$ ）、低 pH 及低碳酸盐矿物饱和度状态演变，本质上是由人类活动引起的沿海水域 pH 和碳酸盐矿物饱和度下降的过程^[48]。与由大气 CO_2 吸收驱动的开放海洋酸化不同，河口和近海酸化通常受到陆源输入、生物地球化学循环和物理输运过程的共同控制。目前，随着全球气候变化和沿海富营养化加剧，酸化水团正在由公海向沿海海域扩展，Wallace 等^[13]将这种由营养盐过量输入及有机质降解驱动的酸化现象称为“富营养化的另一种后果”。

研究发现，当溶解无机碳（Dissolved Inorganic Carbon, DIC）与总碱度（Total Alkalinity, TA）之间收支失衡时，将对海水碳酸盐体系稳态造成影响^[49]。DIC 代表海水中 CO_2 、 HCO_3^- 和 CO_3^{2-} 等无机碳组分总量，而 TA 则反映海水中和酸输入的能力，是维持碳酸盐体系稳定性和缓冲能力的核心参数。当 DIC 增

加而 TA 保持稳定或下降时，碳酸盐体系平衡将向 CO_2 和 HCO_3^- 方向移动，导致 pH 降低、 CO_3^{2-} 浓度下降以及碳酸钙饱和度减小，从而引发海水酸化^[50-52]（图 3）。有机质再矿化是近海 DIC 积累的重要来源之一，由于富营养化过程促进浮游植物初级生产力提高，大量有机颗粒沉降后在水体和沉积物中发生微生物分解和再矿化，持续释放 CO_2 并提高 DIC 浓度^[53-54]。而近海和河口地区普遍具有较长水体停留时间及较强分层特征，再矿化产生的 CO_2 容易在底层积累，从而形成高 DIC、低 pH 环境。但是，有研究认为仅以 DIC 变化衡量酸化程度存在局限性，近海生态系统对酸化的响应还受到缓冲能力的显著调控。Revelle 因子被用来反映碳酸盐体系对 CO_2 扰动的敏感程度，Revelle 因子越高，表明系统缓冲能力越弱，相同规模的 CO_2 输入将导致 $p\text{CO}_2$ 升高和 pH 下降^[55]。河口低盐区通常具有较低碱度和较弱缓冲能力，当面对相同幅度的 DIC 增加时往往表现出更高的 pH 下降幅度。

此外，一些生物地球化学反应还能够通过改变 TA 收支影响酸化进程。在富营养化河口和近海区域，硝化作用对酸化的贡献可与有机质呼吸作用相当，甚至成为部分区域 pH 下降的主要因素^[56]。相比之下，反硝化作用、厌氧氨氧化、硫酸盐还原以及铁锰氧化物还原等厌氧过程能够产生碱度，对酸化具有一定缓冲作用^[57]。然而，这种缓冲效应并非持续发生。沉积物中形成的 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 、 HS^- 等还原性物质在后续氧化过程中会重新释放 H^+ 并消耗碱度，形成所谓“继发性酸化”，从而增强和延长酸化过程^[58]。因此，从长期尺度看，酸化过程不仅取决于 DIC 积累，还受到 TA 生成、储存与再消耗过程的共同控制。

物理输运过程则影响近海酸化的时空分布格局。沿岸上升流能够将深层富含 CO_2 、低 pH 海水输送至陆架和近岸区域，使沿海生态系统进一步暴露于酸化环境^[59]。河流径流则通过改变 DIC 输入通量、盐度结构及水体停留时间影响河口区碳酸盐体系稳定^[60]。同时，大气—海洋 CO_2 交换持续增加近海 DIC 储量叠加气候变化背景下增温、降水增强及径流变化等，将进一步改变河口碳酸盐体系的缓冲能力和酸化敏感性^[61]。

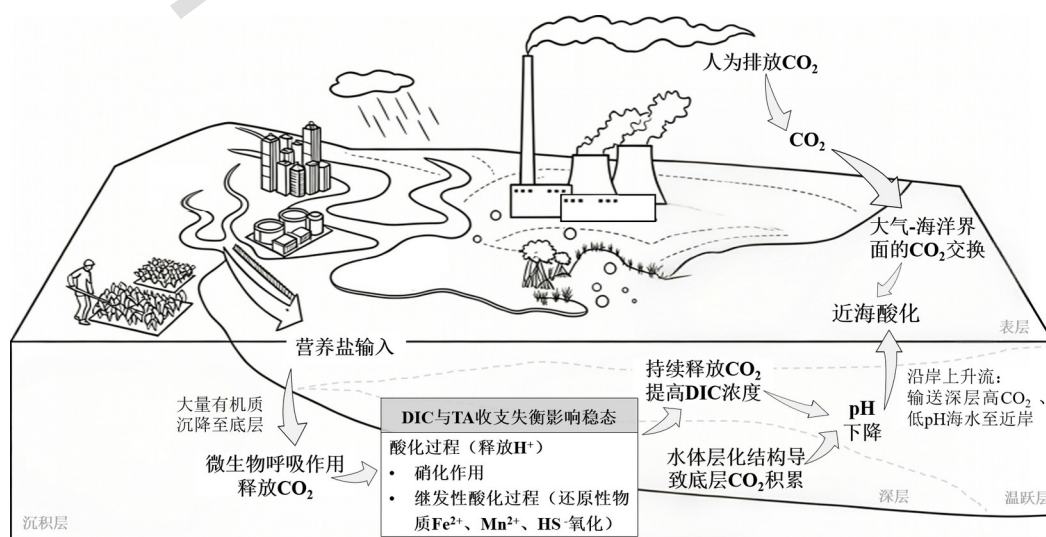


图 3 近海海域酸化形成机制示意

Fig.3 Schematic illustration of the mechanisms of acidification generation in coastal seas

2 缺氧-酸化耦合对近海生态系统的影响

2.1 缺氧-酸化耦合效应

研究认为, 缺氧与酸化作为当前河口和近海生态系统面临的两类主要环境压力, 在时间和空间分布上高度重叠, 常共同出现在富营养化严重、水体层化明显及交换受限的近海区域^[62-63]。在温暖期, 河口区营养盐输入增加, 促进表层浮游植物生长, 暂时消耗 CO_2 并提高 pH, 但大量有机质沉降到底层后, 在微生物呼吸和再矿化过程中重新释放 CO_2 ^[53-54]。当微生物快速呼吸速率消耗氧气的速度超过水平或垂直通风补充的氧气速度时, 将导致溶解无机碳升高、DO 下降、pH 下降及碳酸盐饱和度降低。因此, 由富营养化驱动的“有机质生产-沉降-再矿化”过程, 是近海缺氧与酸化发生耦合的核心生物地球化学基础。

而缺氧本身还可能强化酸化过程。在缺氧或厌氧条件下, 沉积物中硫酸盐还原、铁锰还原等过程会产生 HS^- 、 Fe^{2+} 和 Mn^{2+} 等还原性物质; 当水体复氧后, 这些物质重新氧化, 可进一步释放 H^+ 并降低碱度, 从而延长酸化持续时间^[58]。因此, 沉积物中还原性物质的季节性再氧化, 也是河口和近海缺氧和酸化的重要反馈机制之一。另外, 酸化也可能反向影响缺氧发展。海水 pH 下降会改变营养盐循环、微生物代谢及沉积物氧化还原反应速率, 进而影响氧气消耗过程^[12]。中国近海的观测研究同样证实了酸化与缺氧的耦合关系。Zhai 等^[63]调查发现, 2011 年夏季北部渤海底层水体出现了明显的 DO 浓度和 pH 下降, DO 浓度甚至低于 $6 \mu\text{mol/L}$, 并证实底层有机质呼吸及再矿化造成的 CO_2 积累是海水酸度增加的主要原因。Song 等^[62]进一步指出, 2017 年渤海北部沿近岸底层 DO 浓度与 pH 在夏季出现同步下降, DO 浓度下降至 $96 \mu\text{mol/L}$, pH 降至 7.74, 而 DIC 持续增加, 净氧消耗与 DIC 产生的摩尔比 (1.42) 接近 Redfield 比例 (1.30), 说明有机质再矿化与海水底层酸化有明显相关性。此外, 风力驱动上升流可将深层富含 CO_2 、低 DO 的水体输送至近岸, 使低 DO、低 pH 海水暴露于沿岸区域, 并与近岸富营养化效应叠加, 从而加剧酸化和低氧现象^[64-67]。酸性硫酸盐土壤排水也会向河口输入酸性物质, 进一步促进酸化和低氧耦合, 在对澳大利亚东部河口研究中发现, 酸性硫酸盐土壤排水是河口酸化区和缺氧的重要控制因素^[68]。

可以发现, 近海酸化与缺氧在时间和空间分布上往往具有高度一致性, 二者均受到外部营养盐输入、水体层化与交换条件及内部生物地球化学过程共同调控。然而, 近海酸化并不能简单视为缺氧的伴随现象, 其本质是海水碳酸盐体系失衡的结果, 核心机制在于 DIC 累积、总碱度变化以及微生物再矿化和氧化还原反应等过程所引起的 CO_2 动态调节。

2.2 群落结构演替和生态响应

尽管缺氧和酸化在许多生态系统中自然发生, 但人类营养物质摄入增加了其发生频率和分布范围。随着河口和近海地区缺氧和酸化问题日益加剧, 沿海地区物种分布和生物多样性也逐渐发生变化。群落演替的首要机制是生理耐受阈值差异, 当干扰超过大多数物种的耐受水平时, 群落可能表现出阈值反应。当达到群落多样性、组成和功能发生严重变化的临界点时, 生态系统将迫使进入另一种状态^[6,69]。

沉积物与水的界面是最容易也是最先缺氧的水体区域, 因此, 当富营养化增强初级生产力时, 底栖

生境最先发生退化^[70-71]。具体来说，短期低氧可诱导底栖动物离开洞穴、上浮至沉积物表面或迁移至浅水区，但持续低氧或无氧则会导致大型底栖动物死亡，而群落中耐受性较强的小型多毛类、线虫、寡毛类以及微生物过程的重要性将逐渐提升^[72-73]，比如松鲱（*Lyopsetta exilis*）在严重缺氧条件下数量丰富，反而随着夏季溶解氧的增加而数量减少；相对甲壳类在缺氧区的平均丰度较低，多毛类的海稚虫科（*Spionidae*）在缺氧区的平均丰度更高^[70]。因此，缺氧环境对不同功能类群具有明显的筛选作用。Villnäs等^[74]的原位低氧扰动实验也证实了，当低氧持续时间延长会改变底栖群落的物种数、均匀度、丰度、生物量和功能性状组成，并进一步影响沉积物-水界面的氧气和营养盐通量。这就说明群落演替并不只是简单的“物种替换”，还会逐渐演化为生态系统功能变化。另外，酸化还通过提高体液酸碱调节成本、降低碳酸盐饱和度和影响钙化过程，削弱钙化生物的生长和壳体形成能力^[75]，其对群落演替的影响更突出地体现在钙化生物和棘皮动物、软体动物、甲壳类的早期生活阶段。由于低 pH 和低碳酸盐饱和度会降低贝类、珊瑚、棘皮动物及部分浮游钙化生物的钙化速率、生长和存活率，这将削弱这些类群在群落中的竞争力^[76]。

实际上，在河口与近海系统中，酸化往往不是单独发生，而是与低氧同时出现。因此，缺氧-酸化耦合下生物将面临“供氧不足”和“酸碱调节成本升高”双重压力，群落变化表现为多重胁迫下的“筛选效应”：耐受低 pH 和低 DO 的非钙化藻类、机会型底栖动物和部分微生物类群占比上升，而钙化、固着、低迁移能力和长寿命类群下降。如幼体扇贝对富营养化河口的自然缺氧和酸化水体高度敏感，当 pH 为 7.4~7.6 时其幼体死亡率超过 50%，而在低氧条件下其幼体生长和变态率降低 50%^[77]。幼年红鲍鱼在长时间重复暴露于低溶解氧（24 小时）时几天内死亡率就出现显著上升，较对照组高 5~20%，个体生长速率差异显著^[78]。针对鱼类和游泳动物群落，缺氧和酸化会导致这些种群的空间分布压缩和栖息地丧失。当底层水体变得不适宜时，活动能力强的种类会逃逸，活动能力弱或固着种类则被迫承受胁迫^[79-80]。其中，活动能力较强的鱼类、虾蟹类通常会主动避开低氧底层水体，分布向浅水、近表层或氧气较高区域集中但这种逃逸会增加种间竞争、捕食风险和渔业捕捞暴露度，并减少可利用底层栖息地。对于不能及时迁移的底栖鱼类、幼体和卵，低氧和低 pH 则可能直接造成发育异常、孵化率下降、生长减慢和死亡率上升。因此，近海溶解氧浓度和 pH 条件的变化，使自下而上营养供给和自上而下捕食控制关系发生重组，食物网结构趋于简单化、造成能量流动路径、营养级结构和生态系统功能发生改变^[81]。同样地，群落结构和功能群组成的变化还会通过生物-地球化学过程反馈影响底栖生境条件，进一步加剧或延长局部酸化过程^[74]。

2.3 生物地球化学循环

近海海洋是全球碳和营养元素化学循环中的重要区域。同时，近海沉积物是反硝化作用主要发生场所，强烈影响海洋氮收支。然而，在过去的一个世纪里，人类活动对沿海海洋进行了大规模的扰动，造成沿海生态系统发生显著变化，碳和营养元素生物地球化学循环过程发生改变^[82]（图 4）。

研究发现,随着氧气耗竭,微生物代谢将由高能量效率的有氧呼吸转向反硝化、铁还原、锰还原以及硫酸盐还原等厌氧代谢过程^[83]。由于厌氧代谢能量产率较低,有机质降解效率明显下降,从而提高了沉积物中有机碳的埋藏比例。微生物碳泵理论强调,海洋微生物能将易降解的溶解性有机碳转化为难降解有机碳,在海洋长期储碳过程中发挥关键作用^[84]。此外,缺氧导致底栖动物代谢抑制、活动减弱甚至死亡,使沉积物翻动减少,进一步降低有机碳再暴露和再氧化率^[85]。研究发现,与其他深度相比,缺氧环境下海洋沉积物 2~6 cm 深层中的有机碳埋藏显著增加^[86]。因此,近海海洋缺氧具有将沿海沉积物由“有机质再循环”逐渐转向“长期碳储存”的潜在能力。而在酸化条件下,水体酸化会削弱贝类、珊瑚钙质浮游生物等钙化生物的钙化能力,进而影响碳酸钙沉积、颗粒有机碳输出和蓝碳埋藏效率^[87-88]。

而就氮循环过程来说,硝化作用($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$)是氮循环中的关键环节,对环境扰动极为敏感^[89]。多项研究表明,缺氧、酸化对氨氧化细菌(ammonia-oxidizing bacteria, AOB)的抑制作用明显强于氨氧化古菌(ammonia-oxidizing archaea, AOA)^[56,90]。随着 pH 下降, AOB 丰度及硝化速率降低,而 AOA 由于具有更高的 NH_3 亲和力和更强的低氧适应能力,在酸化环境中更容易占据优势。在未来高 CO_2 背景下,近海河口硝化群落可能由 AOB 主导逐渐转向 AOA 主导。在对珠江口长期观测研究中发现,随着酸化强度增强,硝化微生物网络稳定性下降,微生物之间的协同作用减弱,而丰水期径流增强会进一步放大酸化与硝化之间的耦合效应^[91]。

更重要的是,缺氧-酸化耦合可能通过改变海洋氮循环过程,显著增强温室气体 N_2O 的释放。全球海洋 N_2O 排放具有显著的空间异质性,其中近海和陆架海由于营养盐输入丰富、有机质积累以及缺氧、酸化等频发,其单位面积 N_2O 通量明显高于开放海洋,是全球海洋 N_2O 的重要贡献区域。据估算,每年由沿海河口区释放的 N_2O 约占全球天然 N_2O 排放总量的 9.6%^[91-92]。 N_2O 主要来源于反硝化和硝化过程^[93],而缺氧与酸化可通过影响微生物代谢途径和氮转化过程促进 N_2O 生成。有研究称,在海洋环境中 N_2O 的微生物来源存在显著差异:开放大洋主要以硝化过程为主,而近岸缺氧区则更多受到反硝化过程控制^[91]。其中,硝酸盐反硝化(nitrifier denitrification, NDN)和异养反硝化(heterotrophic denitrification, HDN)是 N_2O 产生的重要途径,在缺氧区域中合计贡献约 68.8% 的海洋 N_2O 排放,每年释放约 1.1 Tg $\text{N}_2\text{O-N}$ ^[56](图 5)。Zhou 等^[1]估算,当河口与近岸海域 pH 下降约 0.21 单位时,全球河口硝化过程产生的 N_2O 排放量将增加 0.05~0.15 Tg/a 的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 。此外,即使在表层充氧水体中,颗粒有机物内部仍可形成微尺度低氧区,为反硝化提供适宜环境^[94]。在对珠江口、九龙江口和长江口的 N_2O 排放监测中,发现反硝化贡献比例分别高达 51%、64%和 70%,表明颗粒相关反硝化对近海 N_2O 排放贡献较高^[94]。因此,随着沿海富营养化加剧及缺氧范围持续扩张,近海 N_2O 产生机制可能进一步由硝化主导向反硝化主导转变,从而增强海洋向大气的 N_2O 释放通量。由于 N_2O 的增温潜势大约是 CO_2 的 296 倍,沿海缺氧与酸化不仅改变局部地区碳-氮循环过程,还可能通过强化温室气体排放加剧全球温室效应。

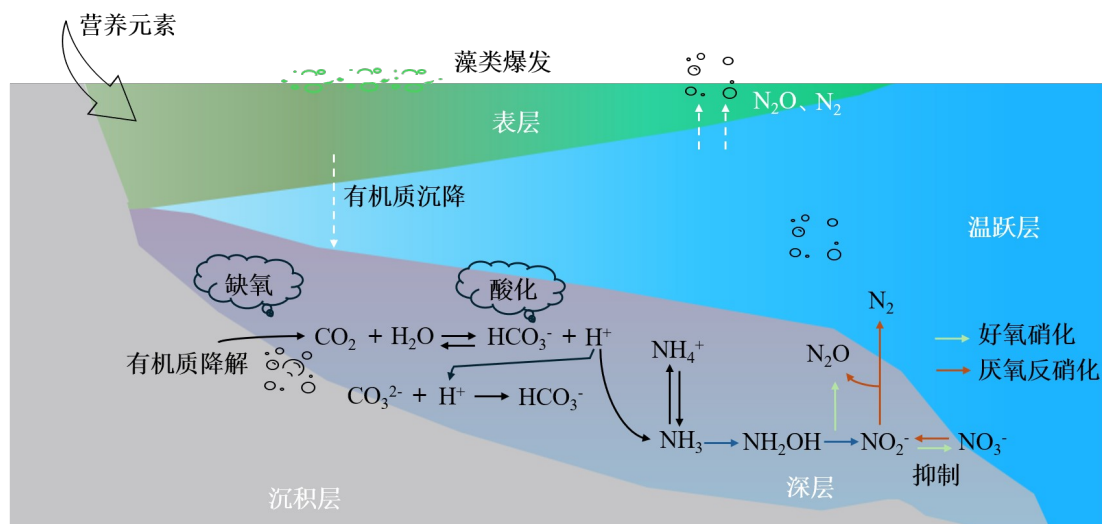


图 4 缺氧-酸化耦合对水体中碳氮代谢的影响

Fig.4 Effects of the hypoxia-acidification coupling on carbon and nitrogen metabolism in aquatic systems

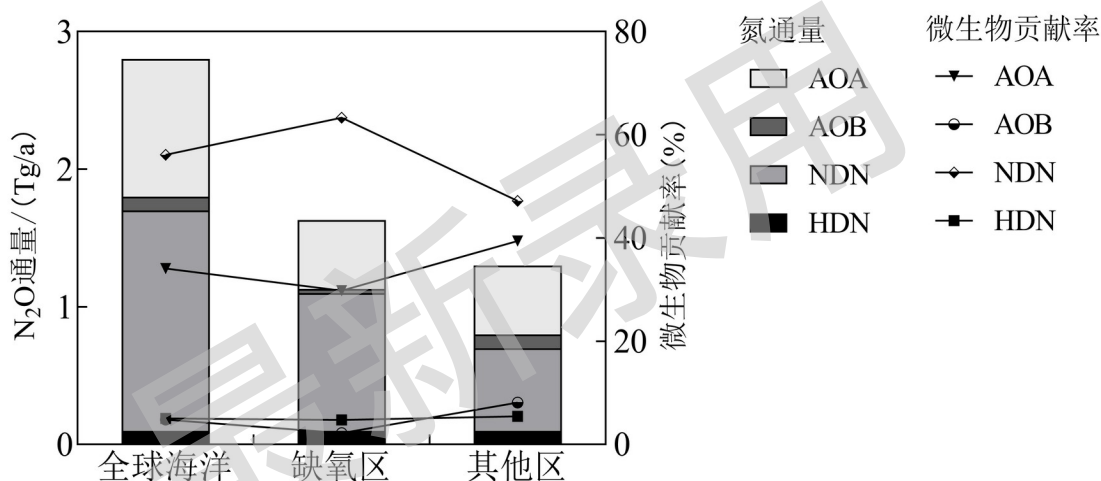


图 5 微生物对全球海洋、缺氧区及其他区 N_2O 排放和 N_2O 通量的贡献^[56]
Fig.5 Microbial contribution to N_2O emissions and N_2O flux in the ocean

3 未来发展和治理挑战

由此可见，近海富营养化所引发的生态环境问题已经不再局限于水体营养盐浓度升高，而是逐渐演变为涉及氧循环、碳酸盐体系、沉积物过程、生物群落和温室气体释放等多环节耦合的系统性风险^[6]。因此，开展近海富营养化治理不仅是改善水质的需要，更是维持近海生态系统结构、功能和生物地球化学循环稳定性的关键。过去 30 年来，欧洲、北美、亚洲和澳大利亚各地针对沿海水域富营养化采取了一系列措施，包括污水处理工艺升级、农业面源污染控制、工业排放限制、流域营养盐总量削减以及海湾生态修复等^[95]。然而，富营养化治理的难度比预期的更大，生态修复效果难以达到预期目标。

Howarth 等^[96]指出，相比突发性环境灾害，富营养化的生态反馈具有明显滞后性，使其难以形成持续性的公共压力，这主要与近海缺氧 - 酸化形成具有多过程耦合、时空尺度复杂和生态反馈滞后等有关。而过去的近海治理逻辑主要围绕氮、磷污染控制展开，但即使外源营养盐输入已被有效控制，生态系统

也可能因为沉积物营养盐再矿化、底层有机碳累积以及食物网结构变化而维持缺氧或酸化状态^[58]。对北亚得里亚海（Northern Adriatic Sea）长期观测中也证实了这点，发现即使流域营养盐输入量下降，持续升温 and 大气 CO₂ 吸收仍会导致海水酸化，并改变海洋碳酸盐平衡状态^[97]。因此，缺氧和酸化并不是以灾难性形式即时出现，而是长期、渐进、累积性的富营养化驱动的生态退化过程，这也导致近海治理存在明显的滞后性和不确定性。这种“慢变量困境”使近海缺氧与酸化问题容易被政治体系、市场机制和短期管理目标所低估，限制了治理措施的有效实施。

另外，近海生态治理还受行政边界、管理措施和短期政策限制。由于近海环境问题的形成通常是“陆源－流域－河口－近海海洋”的连续过程，营养盐可能来源于上游农业径流、城市污水、工业废水和大气沉降，而缺氧、酸化及生态退化的主要影响区则往往出现在下游河口、半封闭海湾^[98]。这种污染来源、生态响应和治理收益通常在空间上存在分离，造成传统以行政边界为基础的治理体系难以实施^[99]。以美国切萨皮克湾为例，尽管早在 1987 年便提出到 2000 年削减 40% 氮、磷输入的治理目标，但由于营养盐来源跨越多个州域，并包含不受传统水污染法规约束的大气沉降来源，最终实际氮、磷可控削减比例仅分别达到 24%、35%^[100-102]。类似情况同样出现在波罗的海 HELCOM 计划与北海 OSPAR 治理框架中，即治理对象跨流域、跨行政区，而治理责任却碎片化分散，导致长期治理效率低下^[95]。我国长江口、珠江口等典型近海河口区的治理也面临类似挑战，目前治理体系仍主要以地方行政单元为核心，而营养盐输移、缺氧扩展和酸化暴露则具有明显的跨流域、跨海域特征，导致污染责任、治理投入和生态收益之间存在空间错配，影响长期协同治理的积极性^[103]。

不仅如此，近海富营养化治理还可能引发多目标之间的现实矛盾，尤其是富营养化治理与粮食安全、农业经济、资源开发之间存在冲突。总结了国内外沿海河口主要面临的生态问题和治理挑战，发现农业氮肥使用在陆源营养盐贡献方面占比较高，多数河口还存在历史性遗留的富营养化问题^[38,100-101,104-108]（表 1）。但是，过度削减营养盐可能导致生态系统“寡营养化”。相关研究指出，持续营养盐削减可能降低表层初级生产力，并改变生态系统能量结构，并加剧沿海酸化，导致 pH 下降的速度远大于海洋酸化^[109]。因此，传统以氮、磷削减为核心的线性治理逻辑，可能难以充分应对缺氧－酸化复合胁迫下的系统性风险。即使某些海域外源营养盐输入得到控制，未来沿海生态系统可能不会简单回到历史基准状态，而可能由于底层有机碳累积、沉积物内源反馈、群落结构重组和碳酸盐体系变化而进入新的生态稳态。这种“非线性恢复”和“替代稳态”特征，将显著增加治理目标设定、生态阈值识别和治理效果评估的难度这就要求近海治理将不再是单纯减排，必须在生态健康、经济生产、碳循环之间寻求动态平衡。因此，未来近海缺氧与酸化治理需要向比传统污染控制更高层级的治理范式转型，逐步建立跨尺度、跨部门、跨流域的社会－生态协同治理体系，从而提升海洋生态系统韧性。

表 1 国内外主要近海河口面临的主要生态环境问题与治理挑战
Table 1 Major ecological and environmental issues and management challenges facing key coastal estuaries at home and abroad

国家/区域	典型河口/海域	主要生态问题	海洋保护面临的主要挑战
美国	墨西哥湾（Mississippi-Gulf of Mexico） ^[104]	富营养化、季节性缺氧	农业面源污染难控制；流域跨多个州，协同治理困难。
	切萨皮克湾（Chesapeake Bay） ^[100-101]	富营养化、长期低氧、局部酸化	农业径流和城市污染持续输入；城市扩张增加治理压力；污染削减效果滞后。
中国	长江口 ^[105-106]	夏季缺氧、富营养化、藻类过度繁殖	流域氮磷输入长期较高；工程建设改变河口环境；气候变暖和水体分层加重缺氧。
	珠江口 ^[107]	富营养化、赤潮、夏季底层缺氧问题明显	城市化和工业排污压力大；河口分层影响水体交换；污染源复杂，治理难度高。
	渤海湾/渤海 ^[108]	富营养化、夏季缺氧及酸化问题突出	半封闭海域水交换弱；工业、港口和养殖压力大；沉积物污染导致恢复缓慢
欧洲（北波罗的海（Baltic Sea） ^[38] 欧）		长期富营养化、缺氧、全球海洋缺氧最严重的区域之一	海域封闭、水体交换差；历史污染累积严重；气候条件特殊。

4 结论与展望

近海缺氧与酸化已成为全球沿海生态系统面临的典型复合生态环境问题。二者通过营养盐输入、有机质沉降和沉积物内源释放等过程形成复杂耦合关系，对沿海生物群落结构和生态功能产生深远影响，并进一步影响碳、氮等循环过程。随着全球气候变化和沿海人类活动持续增强，缺氧与酸化呈频率增加持续时间延长和影响范围扩大的趋势，生态风险和治理挑战日益突出。因此，未来应突破传统以末端污染控制为主的治理思路，逐步转向以生态过程调控为核心的“源头—过程”协同治理模式。首先，应重点围绕流域营养盐减排开展系统治理，加强农业面源污染控制、城镇污水深度处理及养殖尾水管理，从源头削减氮、磷等关键污染物输入。同时，加强海草床、盐沼、红树林和贝类礁体等蓝碳生态系统的保护与恢复，充分发挥固碳增汇、营养盐吸收和生态缓冲功能，提高近海生态系统对缺氧和酸化扰动的抵御能力。在此基础上，还应进一步优化区域水动力条件，通过强化河口生态调度与海湾水体交换过程，促进底层水体复氧与物质循环效率提升，从而减缓缺氧与酸化的累积效应。

需要注意的是，当前治理实践仍面临跨区域协同不足、治理尺度与生态过程尺度不匹配以及生态修复成效滞后等问题。有必要进一步强化流域与海域、行政区域与生态单元之间的协同管理，构建“流域—河口—近海”一体化综合治理体系，实现由分散治理向系统治理、由单要素治理向多过程协同治理的转变。此外，建立覆盖流域、河口和近海的生态风险监测与预警体系，将有机碳、溶解氧、沉积物耗氧速率、总碱度和pH等关键指标纳入统一观测网络，构建覆盖“流域—河口—近海”的多尺度监测、预测、评估体系，提高对缺氧与酸化发生发展过程及其生态风险的预测能力。最后，通过加强生态修复效果评价、生态阈值识别和适应性管理策略研究，为基于生态系统的综合治理提供科学依据。

总体上，未来近海生态治理应以生态过程调控为主，并以陆海统筹和区域协同为重要抓手，将源头

减排、生态修复和风险预警作为重点，辅以长期监测和科学预测，不断提升近海生态系统的结构稳定性功能完整性和环境适应能力，为沿海生态环境保护、生态修复及可持续管理提供坚实的理论依据和科学支撑。

参考文献

- [1] ZHOU J,ZHENG Y L,HOU L J,et al.Effects of acidification on nitrification and associated nitrous oxide emission in estuarine and coastal waters[J].Nature Communications,2023,14:1380.
- [2] LARUELLE G G,DÜRR H H,LAUERWALD R,et al.Global multi-scale segmentation of continental and coastal waters from the watersheds to the continental margins[J].Hydrology and Earth System Sciences,2013,17(5):2029-2051.
- [3] 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.
- [4] ŞİMŞEK A.Toxicity,health risks,environmental effects of trace metals in the sediments of the Middle Black Sea (Samsun) and bioaccumulation in *Hyalrella Azteca* amphipods[J].Scientific Reports,2025,15:27873.
- [5] KIM Y J,KIM K E,KIM H J,et al.Dynamics of the DNA viral community in Korean coastal waters[J].Scientific Data,2025,12:1782.
- [6] DIAZ R J,ROSENBERG R.Spredding dead zones and consequences for marine ecosystems[J].Science,2008,321(5891):926-929.
- [7] THUREBORN P,FRANZETTI A,LUNDIN D,et al.Reconstructing ecosystem functions of the active microbial community of the Baltic Sea oxygen depleted sediments[J].PeerJ,2016,4:e1593.
- [8] CAMPBELL L G,THRASH J C,RABALAIS N N,et al.Extent of the annual Gulf of Mexico hypoxic zone influences microbial community structure[J].PLoS One,2019,14(4):e0209055.
- [9] ZHU Z Y,WU H,LIU S M,et al.Hypoxia off the Changjiang (Yangtze River) estuary and in the adjacent East China Sea:quantitative approaches to estimating the tidal impact and nutrient regeneration[J].Marine Pollution Bulletin,2017,125(1/2):103-114.
- [10] HERRERA M,LIEW Y J,VENN A,et al.New insights from transcriptomic data reveal differential effects of CO₂ acidification stress on photosynthesis of an endosymbiotic dinoflagellate in hospite[J].Frontiers in Microbiology,2021,12:666510.
- [11] STOLL M M V,DEUTSCH C A,JURIKOVA H,et al.A century of change in the California Current:upwelling system amplifies acidification[J].Nature Communications,2025,16:9661.
- [12] CAI W J,HU X P,HUANG W J,et al.Acidity of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication[J].Nature Geoscience,2011,4(11):766-770.
- [13] WALLACE R B,BAUMANN H,GREAR J S,et al.Coastal ocean acidification:the other eutrophication problem[J].Estuarine,Coastal and Shelf Science,2014,148:1-13.
- [14] SUNDA W G,CAI W J.Eutrophication induced CO₂-acidification of subsurface coastal waters:interactive effects of temperature,salinity,and atmospheric P_{CO2}[J].Environmental Science & Technology,2012,46(19):10651-10659.
- [15] GOBLER C J,BAUMANN H.Hypoxia and acidification in ocean ecosystems:coupled dynamics and effects on marine life[J].Biology Letters,2016,12(5):20150976.
- [16] ANDERSEN J H,CARSTENSEN J,CONLEY D J,et al.Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea[J].Biological Reviews,2017,92(1):135-149.
- [17] KEMP W M,BOYNTON W R,ADOLF J E,et al.Eutrophication of Chesapeake Bay:historical trends and ecological interactions[J].Marine Ecology Progress Series,2005,303:1-29.
- [18] YASUHARA M,HUNT G,BREITBURG D,et al.Human-induced marine ecological degradation:micropaleontological perspectives[J].Ecology and Evolution,2012,2(12):3242-3268.
- [19] WANG B D,XIN M,WEI Q S,et al.A historical overview of coastal eutrophication in the China Seas[J].Marine Pollution Bulletin,2018,136:394-400.
- [20] DAI M,ZHAO Y,CHAI F,et al.Persistent eutrophication and hypoxia in the coastal ocean[J].Cambridge Prisms:Coastal

Futures,1:e19.

- [21] 生态环境部.2013—2023 年中国海洋生态环境状况公报[A/OL].[2026-03-10].<https://link.cnki.net/doi/10.14026/j.cnki.0253-9705.2023.z3.019>.
- [22] GALLOWAY J N,DENTENER F J,CAPONE D G,et al.Nitrogen cycles:past,present,and future[J].Biogeochemistry,2004,70(2):153-226.
- [23] FEELY R A,ALIN S R,NEWTON J,et al.The combined effects of ocean acidification,mixing,and respiration on pH and carbonate saturation in an urbanized estuary[J].Estuarine,Coastal and Shelf Science,2010,88(4):442-449.
- [24] MacCREADY P,GEYER W R.Advances in estuarine physics[J].Annual Review of Marine Science,2010,2:35-58.
- [25] SKAGSETH Ø,OPPEDAL F,SØILAND H,et al.Measured oxygen levels in Norwegian waters and implications for future offshore Atlantic salmon aquaculture[J].Scientific Reports,2025,15:29416.
- [26] PEIN J,EISELE A,SANDERS T,et al.Seasonal stratification and biogeochemical turnover in the freshwater reach of a partially mixed dredged estuary[J].Frontiers in Marine Science,2021,8:623714.
- [27] CLOERN J E,ABREU P C,CARSTENSEN J,et al.Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems[J].Global Change Biology,2016,22(2):513-529.
- [28] FORSBLOM L,TAKOLANDER A,KASKELA A,et al.Particulate accumulated matter as an indicator of coastal benthic habitat condition[J].Ambio,2026,55(4):891-902.
- [29] LIU Q Y,WANG B,MIAO Y Y,et al.Ocean acidification and its regulating factors in the East China Sea off the Yangtze River estuary[J].Marine Environmental Research,2025,204:106960.
- [30] CHAMPLIN L K,MOORE T N,JEPPESSEN R,et al.Biological and physical controls on multidecadal acidification in a eutrophic estuary[J].Journal of Geophysical Research:Oceans,2024,129(3):e2023JC020405.
- [31] ZHOU J,ZHENG Y L,HOU L J,et al.Nitrogen input modulates the effects of coastal acidification on nitrification and associated N₂O emission[J].Water Research,2024,261:122041.
- [32] LEVIN L A.Manifestation,drivers,and emergence of open ocean deoxygenation[J].Annual Review of Marine Science,2018,10:229-260.
- [33] FENNEL K,TESTA J M.Biogeochemical controls on coastal hypoxia[J].Annual Review of Marine Science,2019,11:105-130.
- [34] PAERL H W,BARNARD M A.Mitigating the global expansion of harmful cyanobacterial blooms:moving targets in a human- and climatically-altered world[J].Harmful Algae,2020,96:101845.
- [35] WANG Y J,JIANG C J,CHENG H Q,et al.Influence of the density stratification on the vertical distribution of suspended sediment in a partially mixed estuary[J].Marine Geology,2025,481:107461.
- [36] 龚松柏,高爱国,倪冠韬,等.中国部分河口及其近海水域缺氧现象研究[J].水资源保护,2017,33(4):62-69.
- GONG S B,GAO A G,NI G T,et al.Progress in research of hypoxia in estuaries and coastal areas in China[J].Water Resources Protection,2017,33(4):62-69.
- [37] WANG B D.Hydromorphological mechanisms leading to hypoxia off the Changjiang estuary[J].Marine Environmental Research,2009,67(1):53-58.
- [38] CONLEY D J,BJÖRCK S,BONSDORFF E,et al.Hypoxia-related processes in the Baltic Sea[J].Environmental Science & Technology,2009,43(10):3412-3420.
- [39] CONLEY D J,CARSTENSEN J,AIGARS J,et al.Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea[J].Environmental Science & Technology,2011,45(16):6777-6783.
- [40] LENTZ S J,FEWINGS M R.The wind- and wave-driven inner-shelf circulation[J].Annual Review of Marine Science,2012,4:317-343.
- [41] BREITBURG D,LEVIN L A,OSCHLIES A,et al.Declining oxygen in the global ocean and coastal waters[J].Science,2018,359(6371):eaam7240.
- [42] RABALAIS N N,TURNER R E,DÍAZ R J,et al.Global change and eutrophication of coastal waters[J].ICES Journal of Marine Science,2009,66(7):1528-1537.
- [43] ZHU Z Y,ZHANG J,WU Y,et al.Hypoxia off the Changjiang (Yangtze River) Estuary:oxygen depletion and organic matter decomposition[J].Marine Chemistry,2011,125(1/2/3/4):108-116.

- [44] BHUIYAN M M U,RAHMAN M,NAHER S,et al.Oxygen declination in the coastal ocean over the twenty-first century:driving forces,trends,and impacts[J].Case Studies in Chemical and Environmental Engineering,2024,9:100621.
- [45] ZHAO Y Y,UTHAIPAN K,LU Z M,et al.Destruction and reinstatement of coastal hypoxia in the South China Sea off the Pearl River estuary[J].Biogeosciences,2021,18(8):2755-2775.
- [46] LAJAUNIE-SALLA K,SOTTOLICHIO A,SCHMIDT S,et al.Future intensification of summer hypoxia in the tidal Garonne River (SW France) simulated by a coupled hydro sedimentary-biogeochemical model[J].Environmental Science and Pollution Research,2018,25(32):31957-31970.
- [47] HU J T,ZHANG Z R,WANG B,et al.Long-term spatiotemporal variations in and expansion of low-oxygen conditions in the Pearl River estuary:a study synthesizing observations during 1976–2017[J].Biogeosciences,2021,18(18):5247-5264.
- [48] CAI W J,FEELY R A,TESTA J M,et al.Natural and anthropogenic drivers of acidification in large estuaries[J].Annual Review of Marine Science,2021,13:23-55.
- [49] ZEEBE R E,WOLF-GLADROW D.CO₂ in Seawater:Equilibrium,Kinetics,Isotopes[M].Amsterdam:Elsevier Science,2001.
- [50] FEELY R A,SABINE C L,LEE K,et al.Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ System in the oceans[J].Science,2004,305(5682):362-366.
- [51] DONEY S C,FABRY V J,FEELY R A,et al.Ocean acidification:the other CO₂ Problem[J].Annual Review of Marine Science,2009,1:169-192.
- [52] MOORE-MALEY B L,IANSON D,ALLEN S E.The sensitivity of estuarine aragonite saturation state and pH to the carbonate chemistry of a freshet-dominated river[J].Biogeosciences,2018,15(12):3743-3760.
- [53] CHEN Z Y,NIE T Y,ZHAO X,et al.Organic carbon remineralization rate in global marine sediments:a review[J].Regional Studies in Marine Science,2022,49:102112.
- [54] SUN X S,FAN D J,HU L M,et al.Global patterns and drivers of nitrogen isotope signal in modern marine sediments[J].Nature Communications,2025,16:11363.
- [55] JIANG L Q,CARTER B R,FEELY R A,et al.Surface ocean pH and buffer capacity:past,present and future[J].Scientific Reports,2019,9:18624.
- [56] WANG S,HUANG J L,WU Z,et al.Global mapping of flux and microbial sources for oceanic N₂O[J].Nature Communications,2025,16:3341.
- [57] HU X P,CAI W J.An assessment of ocean margin anaerobic processes on oceanic alkalinity budget[J/OL].Global Biogeochemical Cycles,2011.DOI:10.1029/2010GB003859.
- [58] JEONG H J,LEE J S,BAEK J W,et al.Impacts of seasonal hypoxia on geochemistry,organic carbon oxidation,and nutrient release in the sediment of a semi-enclosed bay[J].Marine Pollution Bulletin,2025,217:118069.
- [59] FEELY R A,SABINE C L,HERNANDEZ-AYON J M,et al.Evidence for upwelling of corrosive “acidified” water onto the continental shelf[J].Science,2008,320(5882):1490-1492.
- [60] RAYMOND P A,MCCLELLAND J W,HOLMES R M,et al.Flux and age of dissolved organic carbon exported to the Arctic Ocean:a carbon isotopic study of the five largest Arctic rivers[J].Global Biogeochemical Cycles,2007,21(4):2007GB002934.
- [61] GATTUSO J P,MAGNAN A,BILLÉ R,et al.OCEANOGRAPHY.Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO₂ emissions scenarios[J].Science,2015,349(6243):aac4722.
- [62] SONG G S,ZHAO L,CHAI F,et al.Summer time oxygen depletion and acidification in Bohai Sea,China[J].Frontiers in Marine Science,2020,7:252.
- [63] ZHAI W D,ZHAO H D,ZHENG N,et al.Coastal acidification in summer bottom oxygen-depleted waters in northwestern-northern Bohai Sea from June to August in 2011[J].Chinese Science Bulletin,2012,57(9):1062-1068.
- [64] KELLOGG C A,MOYER R P,JACOBSEN M,et al.Identifying mangrove-coral habitats in the *Florida Keys*[J].PeerJ,2020,8:e9776.
- [65] PACELLA S R,BROWN C A,KALDY J E,et al.Quantifying the combined impacts of anthropogenic CO₂ emissions and watershed alteration on estuary acidification at biologically-relevant time scales:a case study from Tillamook Bay,OR,USA[J].Frontiers in Marine Science,2024,11:1293955.
- [66] EYRE B D,CYRONAK T,DRUPP P,et al.Coral reefs will transition to net dissolving before end of

century[J].Science,2018,359(6378):908-911.

[67] KESSOURI F,McWILLIAMS J C,BIANCHI D,et al.Coastal eutrophication drives acidification,oxygen loss,and ecosystem change in a major oceanic upwelling system[J].Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America,2021,118(21):e2018856118.

[68] LIN C,WOOD M,HASKINS P,et al.Controls on water acidification and de-oxygenation in an estuarine waterway,eastern Australia[J].Estuarine,Coastal and Shelf Science,2004,61(1):55-63.

[69] GOULLETQUER P,GROS P,BOEUF G,et al.Biodiversity in the Marine Environment[M].Dordrecht:Springer Netherlands,2014.

[70] HALE S S,CICCHETTI G,DEACUTIS C F.Eutrophication and hypoxia diminish ecosystem functions of benthic communities in a new England Estuary[J].Frontiers in Marine Science,2016,3:249.

[71] CHEN C Y,BUCKMAN K L,SHAW A,et al.The influence of nutrient loading on methylmercury availability in Long Island estuaries[J].Environmental Pollution (Barking,Essex,2021,268:115510.

[72] BJERREGAARD P,HANSEN S N.Manganese uptake and lethality in the sea star *Asterias rubens*:effect of hypoxia[J].Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology,2025,114(4):65.

[73] MATABOS M,TUNNICLIFFE V,JUNIPER S K,et al.A year in hypoxia:epibenthic community responses to severe oxygen deficit at a subsea observatory in a coastal inlet[J].PLoS One,2012,7(9):2012.

[74] VILLNÄS A,NORKKO J,LUKKARI K,et al.Consequences of increasing hypoxic disturbance on benthic communities and ecosystem functioning[J].PLoS One,2012,7(10):e44920.

[75] GIZZI F,de MAS L,AIRI V,et al.Reproduction of an azooxanthellate coral is unaffected by ocean acidification[J].Scientific Reports,2017,7:13049.

[76] FLECHA S,GIMÉNEZ-ROMERO À,TINTORÉ J,et al.pH trends and seasonal cycle in the coastal Balearic Sea reconstructed through machine learning[J].Scientific Reports,2022,12:12956.

[77] GOBLER C J,DEPASQUALE E L,GRIFFITH A W,et al.Hypoxia and acidification have additive and synergistic negative effects on the growth,survival,and metamorphosis of early life stage bivalves[J].PLoS One,2014,9(1):e83648.

[78] KIM T W,BARRY J P,MICHEL F.The effects of intermittent exposure to low-pH and low-oxygen conditions on survival and growth of juvenile red abalone[J].Biogeosciences,2013,10(11):7255-7262.

[79] MCPHEE D,WATSON J R,HARDING D J,et al.Body size dictates physiological and behavioural responses to hypoxia and elevated water temperatures in Murray cod (*Maccullochella peelii*)[J].Conservation Physiology,2023,11(1):coac087.

[80] KAVANAGH L,GALBRAITH E.Links between fish abundance and ocean biogeochemistry as recorded in marine sediments[J].PLoS One,2018,13(8):e0199420.

[81] THRUSH S F,HEWITT J E,DAYTON P K,et al.Forecasting the limits of resilience:integrating empirical research with theory[J].Proceedings Biological Sciences,2009,276(1671):3209-3217.

[82] RABOUILLE C,MACKENZIE F T,VER L M.Influence of the human perturbation on carbon,nitrogen,and oxygen biogeochemical cycles in the global coastal ocean[J].Geochimica et Cosmochimica Acta,2001,65(21):3615-3641.

[83] CANFIELD D E,KRISTENSEN E,THAMDRUP B.Aquatic Geomicrobiology[M].Houston:Gulf Professional Publishing,2005.

[84] MA J Y,LIU J H,GUO Z S,et al.The interactions between dissolved organic carbon and marine microbial communities across diverse climatic zones[J].Marine Pollution Bulletin,2026,229:119686.

[85] LEVIN L A,EKAU W,GOODAY A J,et al.Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos[J].Biogeosciences,2009,6(10):2063-2098.

[86] RAVAGLIOLI C,BULLERI F,RÜHL S,et al.Ocean acidification and hypoxia alter organic carbon fluxes in marine soft sediments[J].Global Change Biology,2019,25(12):4165-4178.

[87] ALLEMAND D,OSBORN D.Ocean acidification impacts on coral reefs:from sciences to solutions[J].Regional Studies in Marine Science,2019,28:100558.

[88] DAS S,MANGWANI N.Ocean acidification and marine microorganisms:responses and consequences[J].Oceanologia,2015,57(4):349-361.

[89] KUYPERS M M M,MARCHANT H K,KARTAL B.The microbial nitrogen-cycling network[J].Nature Reviews Microbiology,2018,16(5):263-276.

- [90] BEMAN J M, CHOW C E, KING A L, et al. Global declines in oceanic nitrification rates as a consequence of ocean acidification[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(1): 208-213.
- [91] YAO H M, ZHU B Q, ZHU M, et al. Coupled acidification-nitrification dynamics in eutrophic estuarine waters[J]. *Water Research*, 2026, 289: 124829.
- [92] ZHU G G, WANG Y, HUANG A S, et al. Research status and development trend of greenhouse gas in wetlands: a bibliometric visualization analysis[J]. *Ecology and Evolution*, 2025, 15(2): e70938.
- [93] KAMPSCHREUR M J, TEMMINK H, KLEEREBEZEM R, et al. Nitrous oxide emission during wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2009, 43(17): 4093-4103.
- [94] WAN X S, SHENG H X, LIU L, et al. Particle-associated denitrification is the primary source of N_2O in oxic coastal waters[J]. *Nature Communications*, 2023, 14: 8280.
- [95] BOESCH D F. Barriers and bridges in abating coastal eutrophication[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2019, 6: 123.
- [96] HOWARTH R, CHAN F, CONLEY D J, et al. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9(1): 18-26.
- [97] GIANI M, DJAKOVAC T, DEGOBBIS D, et al. Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2012, 115: 1-13.
- [98] VIGOUROUX G, KARI E, BELTRÁN-ABAUNZA J M, et al. Trend correlations for coastal eutrophication and its main local and whole-sea drivers—Application to the Baltic Sea[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 779: 146367.
- [99] CICIN-SAIN B, BELFIORE S. Linking marine protected areas to integrated coastal and ocean management: a review of theory and practice[J]. *Ocean & Coastal Management*, 2005, 48(11/12): 847-868.
- [100] CAI W J, HUANG W J, LUTHER G W, et al. Redox reactions and weak buffering capacity lead to acidification in the Chesapeake Bay[J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 369.
- [101] BOESCH D F. Scientific requirements for ecosystem-based management in the restoration of Chesapeake Bay and Coastal Louisiana[J]. *Ecological Engineering*, 2006, 26(1): 6-26.
- [102] BOESCH D F, BRINSFIELD R B, MAGNIEN R E. Chesapeake bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(2): 303-320.
- [103] 王艳, 张锦麒, 戴爱泉, 等. 基于陆海统筹的河口区生态环境管理对策研究[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(4): 768-772.
- WANG Y, ZHANG B Q, DAI A Q, et al. Countermeasures of integrated land-sea environmental management for estuarine region[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2023, 36(4): 768-772.
- [104] RABALAIS N N, TURNER R E, WISEMAN W J Jr. Gulf of Mexico hypoxia, A.K.A. “the dead zone”[J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2002, 33: 235-263.
- [105] LI D J, ZHANG J, HUANG D J, et al. Oxygen depletion off the Changjiang (Yangtze River) estuary[J]. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2002, 45(12): 1137-1146.
- [106] WANG H J, DAI M H, LIU J W, et al. Eutrophication-driven hypoxia in the East China Sea off the Changjiang Estuary[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(5): 2255-2263.
- [107] HARRISON P J, YIN K D, LEE J H W, et al. Physical–biological coupling in the Pearl River Estuary[J]. *Continental Shelf Research*, 2008, 28(12): 1405-1415.
- [108] ZHANG G D, WEN Y J, DING C L, et al. Hypoxia in the Bohai Bay, China: distributions, causes and mechanisms[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10: 1199340.
- [109] CARSTENSEN J, CHIERICI M, GUSTAFSSON B G, et al. Long-term and seasonal trends in estuarine and coastal carbonate systems[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2018, 32(3): 497-513.