引用格式：姜德娟, 秦松, 刘正一, 等. 基于氮磷基准的黄河口海岸带生态区划探索. 中国科学院院刊, 2025, 40(12): 2138-2150, doi: 10.3724/j.issn.1000-3045.20250806001.
Jiang D J, Qin S, Liu Z Y, et al. Exploring ecological zonation of the Yellow River estuary coastal zone based on nitrogen and phosphorus criteria. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2025, 40(12): 2138-2150, doi: 10.3724/j.issn.1000-3045.20250806001. (in Chinese)

基于氮磷基准的黄河口海岸带生态区划探索

姜德娟[1,4] 秦 松[1] 刘正一[1] 孙瑞腾[1,2] 杭小帅[3] 邹 涛[1] 李晓光[4] 李丽娟[5]
田世超[6] 李艳芳[1] 骆永明[7] 王传远[1] 李 远[1*]

1 中国科学院烟台海岸带研究所 烟台 264003
2 山东建筑大学 测绘地理信息学院 济南 250101
3 生态环境部南京环境科学研究所 南京 210042
4 中国环境科学研究院 生态环境部河口与海岸带环境重点实验室 北京 100012
5 中国科学院地理科学与资源研究所 中国科学院陆地水循环及地表过程重点实验室 北京 100101
6 中国农业科学院草原研究所 呼和浩特 010010
7 中国科学院南京土壤研究所 土壤与农业可持续发展全国重点实验室 南京 211135

摘要 河口作为生态过程高度敏感的咸淡水混合区域，传统基于社会经济属性的分区管理忽略了由盐度梯度和营养盐化学计量关系驱动的生态异质性，导致管理措施与生态保护需求脱节，是当前河口精细化管理面临的瓶颈问题。文章提出了以氮磷营养盐基准作为生态标尺开展海岸带分区的思路，确立了黄河口总体生态基准（无机氮：0.258 mg/L；磷酸盐：0.015 mg/L），构建了基于盐度梯度（以26.5 PSU为界）的差异化管理方案。建议将氮磷基准融入现行功能区划，形成功能-生态双重约束的新基准；建立动态反馈与预警机制，实现从静态管理向适应性管理的转变；通过优化水沙调度、滨海湿地修复，陆海统筹调控入海氮磷比；以期为以海定陆、陆海统筹地科学评估流域营养盐综合治理成效提供科学依据，也能为“以功能定边界”科学划定河口型海岸带范围提供科技支撑。

关键词 无机氮，磷酸盐，氮磷比，基准值，黄河口

*通信作者

资助项目：山东省自然科学基金（ZR2022ME100），中央级公益性科研院所基本科研业务费专项（2024YSKY-04），国家自然科学基金（42471140、72050001），国家重点研发计划（2023YFE0113100），山东省黄河三角洲生态环境重点实验室开放基金（2021KFJJ04）
修改稿收到日期：2025年12月4日

DOI 10.3724/j.issn.1000-3045.20250806001
CSTR 32128.14.CASbulletin.20250806001

1 河口区营养盐基准制定的新需求

科学界定海岸带范围（边界）是构建海岸带系统科学与工程体系的瓶颈。刘正一等[1]提出基于海岸带生态屏障功能确定其边界的建议，为海岸带区划开辟了新视角。在此框架下，河口作为陆地和海洋生态系统相互作用的核心枢纽和关键过渡带，在维持海洋生物多样性和生态系统服务方面发挥不可替代的作用[2]。这些区域接纳了来自陆域的氮、磷等营养盐输入，为浮游植物的生长和繁殖提供了必要的物质基础，因此成为多种重要经济物种的关键栖息地[3]。然而，这种“通道”与“摇篮”的双重角色，正因过量的营养盐输入而失衡，导致河口区域氮磷营养盐持续累积，极易引发富营养化，进而改变浮游植物群落结构，破坏河口生态系统平衡，显著增加有害藻华风险[4-6]。因此，强化河口水环境管理对维护近海生态系统健康与稳定至关重要。

当前我国河口水环境管理实践存在评估矛盾：上游河段采用《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）评估，而下游海域采用《海水水质标准》（GB 3097—1997）评估[7]。然而，河口作为典型的咸淡水混合区，其盐度受洪枯季节径流输入和潮汐作用影响而剧烈变化。在此背景下，无论单独采用上述哪一项标准，均难以客观反映河口实际的环境质量状况及其变化趋势，这不仅阻碍了水环境管理部门的有效监管，更制约了河口及沿海地区经济社会的可持续发展。

进一步而言，上述2项标准主要参考美国、日本、欧盟等发达国家和地区及国际组织的相关水质标准所制定[8]，但其设定的氮、磷指标及其限值存在显著差异。《地表水环境质量标准》（GB 3838—2002）规定了氨氮、总氮和总磷的限值，而《海水水质标准》（GB 3097—1997）则执行无机氮（DIN）和活性磷酸盐（SRP）的限值标准。这种差异直接导致河口上下游边界的评价标准与管理政策无法贯通，评价结果甚至可能出现“断崖式”突变[9]。因此，急需打破基于行政划线的“一刀切”管理模式，将河口区视为独立于地表水与海水的特殊生态系统，尽快研究制定符合河口环境特性的营养盐基准体系，为河口区的营养盐监测、科学评估与精准管理提供坚实的科学支撑[4]。

2 河口区营养盐基准的分区制定

河口分区是海岸带环境管理的科学基础，也是营养盐标准制定及差异化管控实施的前提[5]。然而，我国长江、黄河等主要河口均未明确划定河海界线。鉴于各河口在分布位置和生态环境（如径流量、泥沙量、温度、潮汐等）上存在显著差异，亟待构建“一口一标”评价体系，并据此科学划分河口管理范围[9]。关于分区方法，学术界存在多种观点，总体上以盐度及水动力条件为主导[4,5,7]。例如，武亚男等[4]将盐度为7.78±7.88和28.76±4.44 PSU的区域分别划为长江口门区和口外区。Zhang等[5]利用盐度聚类将珠江口划分为淡水区、混合区和海水区。与此不同的是，王艳等[9]认为结合淡-海水双端元指示物种，以及盐度和自然地理特征分布，可作为划分河口水体管理单元的科学依据。

基于河口分区结果，可利用长时序营养盐数据，通过频数分布法、压力-响应模型等方法推导氮磷基准阈值，为陆源污染控制与水体富营养化治理提供支撑。美国于20世纪60年代就系统开展了水质标准研究，发布了针对不同水体的营养盐标准技术指南[5,10]。其中，美国国家环境保护局（EPA）推广的频数分布

法在全球得到广泛应用[10]。相较国际研究，我国河口营养盐基准研究起步较晚，但已借鉴国际经验在长江口、珠江口等典型河口推导出DIN与SRP的基准值（表1）[4,5,11-14]。然而，不同研究在评价方法、数据来源（监测点密度、精度）及时间尺度（季节覆盖度、年份跨度）上存在显著差异，导致基准值缺乏区域可比性与管理普适性。因此，亟待建立标准化技术框架与数据质控体系，推动区域营养盐协同治理。

3 黄河口氮磷现状与基准制定

3.1 黄河口氮磷现状

黄河口被《山东省近岸海域环境功能区划》列为I类环境功能区，执行海水水质I类标准。然而，黄河流域人类活动干扰剧烈，导致大量氮磷输入河口，硝酸盐和亚硝酸盐氮年均入海通量高达1.78×10^4 t[15]，致使约2/3近岸区域超过DIN阈值，水质长期处于II类及以下水平[16]。1952—2017年，黄河口附近海域累计发生赤潮灾害11次（覆盖4 627 km^2）[17]，属典型富营养化亚健康水域[10,16]。近年来，山东省通过“湾长制”、入海总氮治理等措施显著改善水环境，使2024年黄河入海断面水质稳定达地表水II类标准，黄河刀鱼、江豚等珍稀鱼类重现河口。这表明对DIN机械执行I类标准存在“过保护”风险。因此，亟待根据黄河口水质现状及变化趋势确定合适的氮磷基准值。

然而，现有研究存在两大局限。① 忽视盐度梯度影响。黄河口DIN与盐度呈显著负相关[18]，且关键生物（硅藻、甲藻）及生态过程（鱼卵分布）对盐度有特定需求（如25—29 PSU海域）[19,20]。② 未动态评估氮磷比限制作用。黄河口因泥沙吸附与沉降导致磷酸盐（PO_4-P）浓度偏低[6,16,18]，平均氮磷比>50∶1，远超Redfield比值（16∶1），使磷成为浮游植物生长限制因子，过剩DIN则驱动水体富营养化[6,18,21]。持续高氮磷比导致浮游植物群落由硅藻优势向硅藻-甲藻共优势转变[6]，引发渔业资源衰退[22]。因此，本文旨在建立基于盐度分区的氮磷（比）基准值（研究框架见图1），为河口水质评估、分区管理及“流域—河口—近

表1　我国典型河口氮磷基准阈值的区域对比研究

Table 1　Comparative study of nitrogen and phosphorus benchmarks in typical estuaries of China

河口	分区	研究方法	无机氮(mg/L)	活性磷酸盐(mg/L)	参考文献
长江口	河口外海	频数分布法	0.317(春季)	0.014(春季)	郑丙辉等[11]
			0.273(夏季)	0.009(夏季)	
			0.211(冬季)	0.018(冬季)	
	舟山海区		0.372(春季)	0.020(春季)	
			0.273(夏季)	0.018(夏季)	
			0.441(冬季)	0.029(冬季)	
长江口	口门区	频数分布法、压力-响应模型	0.614	0.029	武亚男等[4]
	口外区		0.295	0.008	
长江口	河口区过渡带和杭州湾	频数分布法	1.05—1.24	0.030—0.036	Yang等[12]
	河口外和舟山邻近水域		0.200	0.010	
珠江口	淡水区	频数分布法	0.573	0.004—0.009	Zhang等[5]
	混合区		0.312	0.004—0.009	
	海水区		0.134	0.004—0.009	
小清河口	—	压力-响应模型	0.170	0.020	王司玉等[13]
大辽河口	—	压力-响应模型	0.235	0.037	杨福霞[14]

岸海域”污染协同防控提供有力支撑。

3.2 黄河口氮磷基准推导

3.2.1 数据来源与方法

本文所采用的黄河口实测数据主要来自中国科学院烟台海岸带研究所航次及地方部门协调数据，包括2016—2019年5、8和10月，2022年2、4、5、6、7、8、11月在黄河口开展的现场水质监测数据（盐度、叶绿素a等参数）和表层水样中的硝酸盐、亚硝酸盐、氨氮和PO_4-P浓度数据，调查点位详见图2和表2。DIN浓度为硝酸盐、亚硝酸盐和氨氮的浓度之和。黄河三角洲垦利区2016—2019年、2022年渔业产量数据来自历年《东营统计年鉴》。黄河全年入海径流量及利津站年径流量和输沙量数据来自《中华人民共和国水文年鉴黄河流域水文资料》和《黄河水资源公报》。通过文献检索获取了黄河口利津站1981—2018年DIN和PO_4-P的浓度数据[23,24]，根据黄河利津站年径流量估算了近年来DIN和PO_4-P的入海通量，以揭示河流输入对黄河口氮、磷分布的影响。

采用SPSS软件对黄河口DIN、PO_4-P浓度和氮磷比进行频数统计分析，并基于频数分布法推导出DIN和PO_4-P的基准值；利用Pearson相关分析检验了上述指标与生物量（叶绿素a浓度、渔业产量）及黄河全年入海径流量之间的相关性。盐度及氮磷指标的空间分布通过反距离加权法（IDW）进行插值，并在ArcGIS中完成制图；其中，氮磷浓度的空间插值使用表2所列的所有调查点位数据；盐分空间插值选用数据覆盖范围较大的调查点位2的数据。

3.2.2 黄河口DIN和PO_4-P时空分布

2016—2019年和2022年的黄河口DIN平均浓度总体较高（0.416 mg/L）（图3a），属海水IV类水质，且总体呈上升趋势，增幅达53.8%，对河口及近海水域的富营养化防控及生态健康构成压力。DIN浓度与黄河入海径流呈一定相关性（p<0.1）（图3b），空间分布呈现自河口向近海、由南向北递减的梯度特征（图3d），这说明其主要来源于陆源输入[21]。黄河流域作为我国重要粮食产区，农业化肥施用量大。2021年全流域化肥施用量达1.12×10^7 t，平均施用强度为329.4 kg/hm^2，远超国际安全阈值（225 kg/hm^2）[25]。农业氮素经地表径流和地下水持续汇入河口，是DIN浓度升高的主要驱动因素，致使河口长期面临富营养化威胁[10,26]，进而危害海域生态环境和生物群落结构[27]。

与之相反，黄河口PO_4-P浓度极低，多年均值仅为0.005 mg/L，空间上呈南低北高态势（图3e）。黄河输入泥沙是河口磷酸盐主要来源[22]，黄河含泥沙量

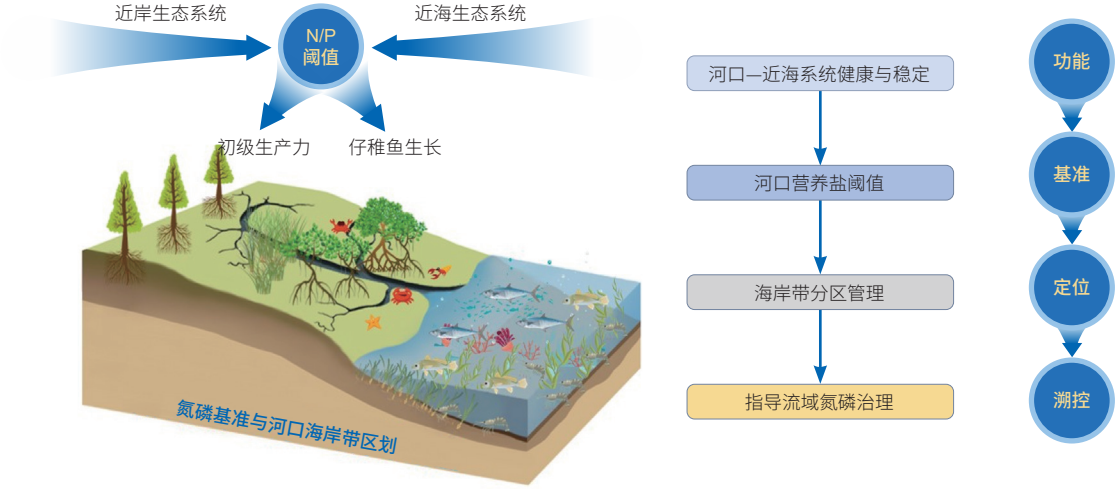


图1 基于盐度分区的氮磷（比）基准值研究思路框架图

Figure 1 Conceptual framework for establishing nitrogen and phosphorus (ratio) benchmark values based on salinity zoning

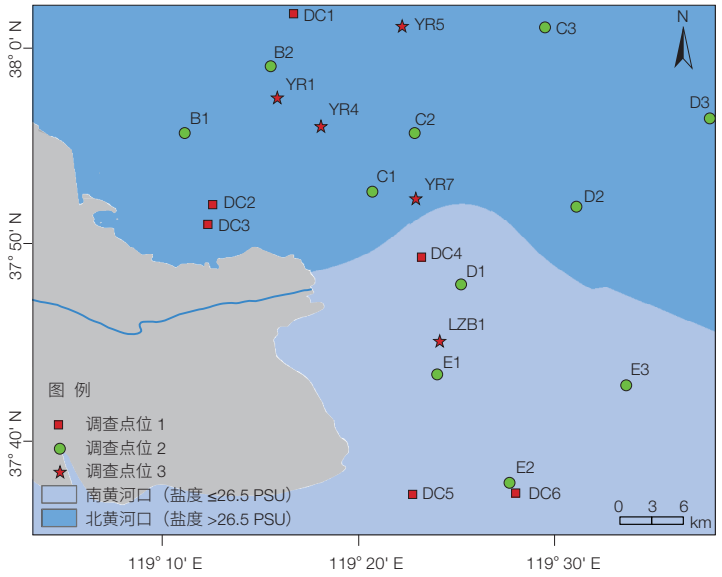


图2　黄河口调查点位分布及盐度分区

Figure 2　Distribution of sampling stations and salinity zonation in the Yellow River estuary

高，对磷酸盐有强吸附作用[16,27]。加之河口多变的水动力促使泥沙沉降，导致水体PO_4-P缺乏，浮游生物普遍受磷浓度限制[6,22]。

高DIN与低PO_4-P导致氮磷比异常偏高（图3f），均值达96∶1，造成浮游植物生物量降低、渔业产量减少（总体呈负相关）（图3c），并引发群落结构由硅藻主导转向硅藻-甲藻共存[6,18]。甲藻比例增加会抬升有害藻华发生风险[3,6,16,17]。值得注意的是，氮磷比自2016年的62∶1增至2022年的105∶1，进一步加剧磷限制效应，对黄河口生态系统构成更大的威胁。

鉴于陆源输入对黄河口氮、磷分布及氮磷比具有显著影响，本文对黄河利津站径流量、输沙量，以及DIN、PO_4-P入海通量进行了分析。1981—2018年，黄河下游年径流量和输沙量同步下降（R^2=0.57，p < 0.01）（图4a）；在入海通量上，2002年以后，径流量呈波动上升趋势，DIN通量也随之增加，但PO_4-P通量不仅受径流量影响（R^2=0.75，p< 0.01），还与输沙量密切相关（R^2=0.66，p< 0.01），总体呈下降趋势（图4b）。在浓度和比值上，2002年以后，DIN浓度震荡波动，但PO_4-P浓度有所下降，这些变化导致黄河下游氮磷比异常偏高，平均值超过850∶1（图4c），远高于黄河口区域的水平。氮磷比与黄河水沙量均存在显著负相关关系（图4d和e），说明由于黄河来水来沙减少造成稀释效应和吸附效应减弱，而流域人为活动产生的氮排放仍在增强、磷排放有所减弱[23,28]，导致黄河口氮磷比近年来显著增加。由此可见，黄河水沙变化深刻影响着黄河口的氮磷分布格局，这些要素沿盐度梯度的迁移与转化，塑造了河口的氮磷分布，进而主导浮游生物的生长繁殖过程，最终重塑该区域的生物多样性和生态系统功能的演变。

3.2.3　黄河口氮磷基准推导与推荐

（1）黄河口总体基准值确定。① PO_4-P浓度基准值。基于频数分布法的黄河口DIN与PO_4-P浓度及其氮磷比的统计结果见表3和图5a—c。鉴于该区域属富营养化水域，本文以频数分布曲线的第25百分位数（25%）计算基准推荐值，得出DIN为0.258 mg/L、PO_4-P为0.003 mg/L、氮磷比为57∶1（表3）。然而，维持浮游植物正常生长所需PO_4-P浓度不应低于0.015 mg/L[29]，0.013 mg/L已构成限制因子[18]，低于0.003 mg/L则导致绝对磷限制[30]。因此，综合历史研究结

表2　黄河口水质监测和营养盐数据的调查点位信息

Table 2　Detailed information of sampling stations for *in-situ* water quality data and nutrient data in the Yellow River estuary

野外调查	调查时间	点位
调查点位1	2016—2019年5、8、10月	DC1、DC2、DC3、DC4、DC5、DC6
调查点位2	2022年5、6、7、11月	B1、B2、C1、C2、C3、D1、D2、D3、E1、E2、E3
调查点位3	2022年2、4、8月	YR1、YR4、YR5、YR7、LZB1

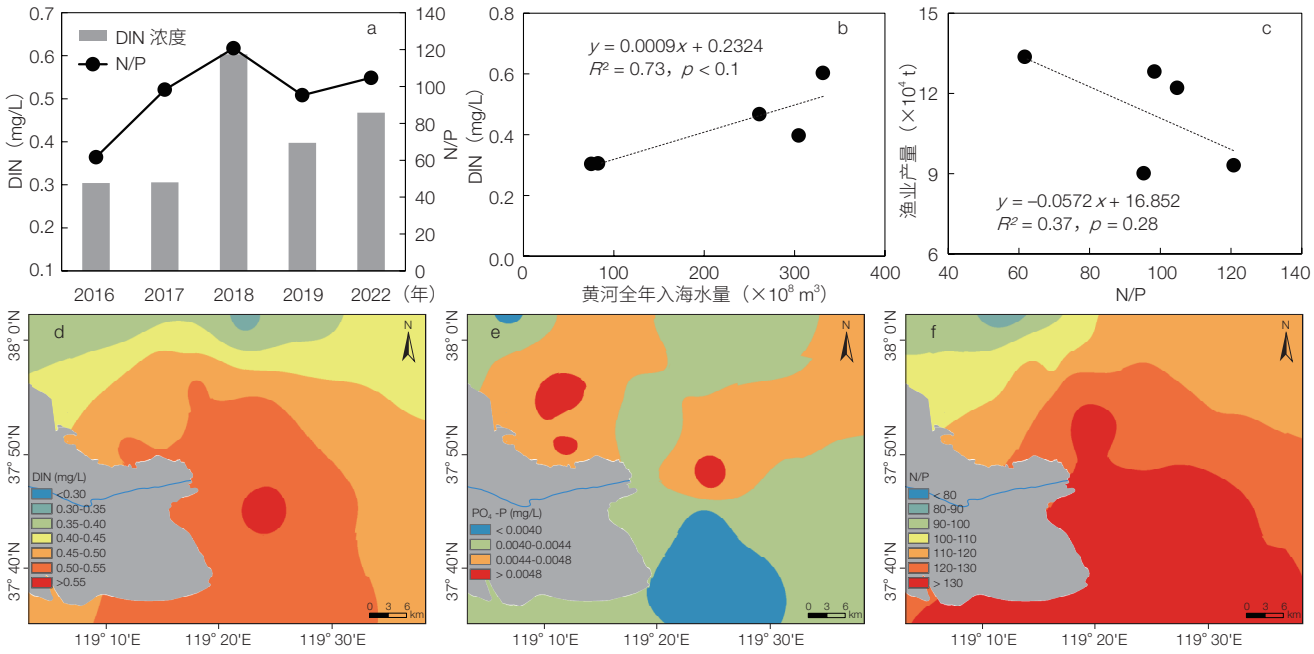


图3　2016—2019及2022年黄河口营养盐时空分布特征

Figure 3　Spatiotemporal dynamics of nutrients in the Yellow River estuary for the period 2016 – 2019 and 2022

（a）黄河口DIN与氮磷比（N/P）的年际变化；（b）黄河口DIN与黄河全年入海水量之间的关系；（c）黄河口N/P与垦利区渔业产量的关系；（d—f）黄河口DIN（d）、PO_4-P（e）和N/P（f）的空间分布特征

(a) Inter-annual variations of DIN concentration and N/P ratio; (b) relationship between DIN concentration and annual runoff of the Yellow River; (c) relationship between N/P and fishery yields in Kenli region; and (d–f) spatial distribution patterns of DIN (d), PO_4-P (e) and N/P ratio (f)

果，以及《海水水质标准》（GB 3097—1997）中I类水质标准（0.015 mg/L）和《山东省近岸海域环境功能区划》要求，最终舍弃频数分布法的计算值，而是将PO_4-P浓度基准值确定为0.015 mg/L。该取值兼具科学性与法规依据。② DIN浓度基准值。基于确定的PO_4-P浓度基准值，按Redfield比值反推DIN理论基准值为0.240 mg/L。该结果与频数分布法直接推荐的0.258 mg/L高度接近，说明后者符合黄河口实际氮负荷与水环境现状，并与Lou等[10]推荐的0.244 mg/L一致。因此，最终根据频数分布法的计算值确定黄河口DIN浓度基准值为0.258 mg/L。③ 氮磷比适宜范围。通过分析叶绿素a（作为反映浮游植物生物量的关键指标[31]）与氮磷比之间的关系，可进一步界定适用于黄河口实际生态现状的氮磷比范围。尽管二者未呈现简单线性关系，但双累积曲线分析（图5d）显示明显阈值效应：随氮磷比累积升高，浮游植物生长虽一定程度受限，但叶绿素a累积速率仍保持较快增长，表明当前营养盐结构仍处于相对适宜状态；然而当氮磷比瞬时值超过49∶1（对应累积值331∶1）时，叶绿素a累积速率显著下降，反映浮游植物生长受到明显抑制；当氮磷比瞬时值高达194∶1时，叶绿素a累积几乎停滞，表明该值已严重超出其耐受极限。因此，本研究认为，氮磷比在16∶1—49∶1的范围内可支持黄河口浮游植物生长与繁殖的需求。

（2）基于盐度梯度的分区基准推荐。为推进区域差异化管控，本文进一步考虑盐度梯度对营养盐分布的影响，以盐度26.5 PSU为界（图2）将研究区域划分为北黄河口（高盐）和南黄河口（低盐）两个子区域，分别推导相应基准值。频数分布分析显示（表2），两区PO_4-P浓度均较低，全区磷限制显著，因此

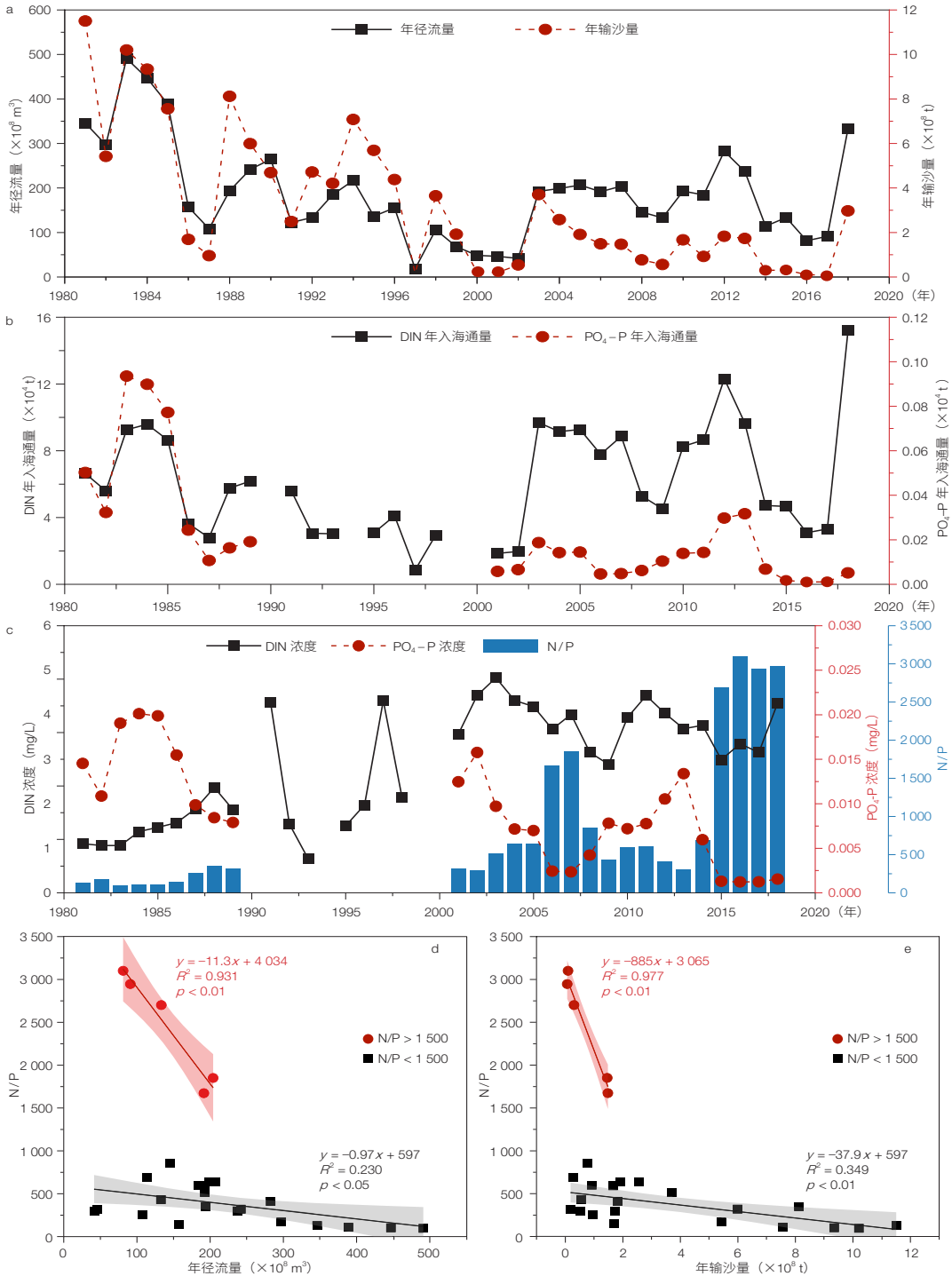


图 4　1981—2018 年黄河利津站水沙及营养盐的年际变化与相关性分析

Figure 4　Inter-annual variations and correlation analysis of water discharge, sediment load, and nutrients at Lijin Station of the Yellow River from 1981 to 2018

（a）年径流量与年输沙量变化；（b）DIN 与 PO_4-P 年入海通量变化；（c）DIN、PO_4-P 浓度及氮磷比（N/P）年际变化；（d）N/P 与年径流量相关性；（e）N/P 与年输沙量相关性

(a) Variations in annual river discharge and sediment load; (b) variations in annual fluxes of DIN and PO_4-P; (c) inter-annual variations in concentrations of DIN, PO_4-P, and N/P ratio; (d) correlation between N/P ratio and annual river discharge; and (e) correlation between N/P ratio and annual sediment load

表3　基于频数分布法的黄河口无机氮、磷酸盐和氮磷比统计值

Table 3　Frequency distribution of DIN, PO_4-P and N/P in the Yellow River estuary

类别		无机氮(mg/L)			磷酸盐(mg/L)			氮磷比		
		研究区	北河口	南河口	研究区	北河口	南河口	研究区	北河口	南河口
平均值		0.432	0.422	0.446	0.005	0.005	0.004	126.695	109.383	151.193
标准差		0.269	0.304	0.213	0.003	0.003	0.003	96.285	90.332	99.929
最小值		0.036	0.036	0.148	0.000	0.000	0.000	6.576	6.576	22.033
最大值		2.226	2.226	1.226	0.018	0.016	0.018	565.278	426.000	565.278
百分位数统计值	5%	0.140	0.122	0.172	0.001	0.002	0.001	22.318	19.244	42.476
	25%	0.258	0.231	0.297	0.003	0.003	0.002	57.246	48.813	81.521
	50%	0.401	0.386	0.423	0.004	0.005	0.003	94.631	78.906	119.494
	75%	0.515	0.493	0.531	0.006	0.006	0.005	190.482	135.967	225.141
	95%	0.839	0.828	0.905	0.011	0.012	0.011	316.327	323.789	327.397

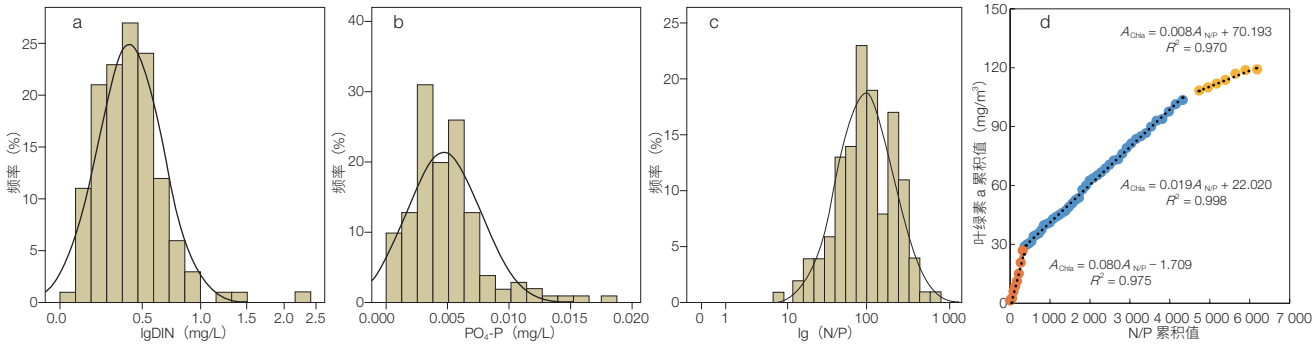


图5　黄河口DIN（a）、PO_4-P（b）和氮磷比（N/P）（c）的频数分布，以及N/P与叶绿素a的双累积曲线（d）

Figure 5　Frequency distributions of DIN (a), PO_4-P (b) and N/P (c), and dual accumulation curve of Chlorophyll a versus N/P ratio (d) in the Yellow River estuary

A_{Chla}和$A_{N/P}$分别为叶绿素a和N/P累积值

A_{Chla} and $A_{N/P}$ represent cumulative values of chlorophyll a and N/P ratio, respectively

PO_4-P基准统一采用0.015 mg/L。南黄河口DIN值（第25百分位数为0.297 mg/L）相对高于北黄河口（0.231 mg/L），主要因其南侧邻近的小清河作为高强度外源氮输入通道，DIN浓度约是黄河口的12倍，对南黄河口氮水平贡献显著[32]。为体现该空间差异性，分区DIN基准推荐为：北黄河口0.231 mg/L，南黄河口0.297 mg/L。两分区氮磷比与叶绿素a的双累积曲线特征与全区总体模式一致，表明生态响应机制相似，因此分区氮磷比范围也统一确定为16∶1—49∶1。根据上述分区DIN和PO_4-P基准推算的理论氮磷比（北区15∶1，南区20∶1）均处于或接近推荐范围（16∶1—49∶1），证明该分区方案在保障浮游植物生长与繁殖方面合理有效，可为黄河口差异化水质目标管理提供科学依据。

4　黄河口氮磷基准在海岸带生态区划应用中的对策与建议

4.1　引入生态基准的必要性

当前我国海岸带分区研究多为主体功能区划或空间规划框架，主要依据土地利用类型/方式、海域使用

功能等要素进行划分[33]。例如，《省级海岸带综合保护与利用规划编制指南》依据海域区位、资源及生态环境等属性，将海岸带划分为生态保护区、生态控制区和海洋发展区3个一级功能区，并将海洋发展区进一步细分为渔业用海区、交通运输用海区、工矿通信用海区、游憩用海区、特殊用海区和海洋预留区等6个二级分区。王雪鸽等[33]则基于地理空间场景分布特征，构建了大湾区海岸带分区分类体系，将其划分为农业、绿地、湿地、城镇以及近岸海域等空间场景。

此类分区在宏观上指导了海岸带资源开发与保护，但对于黄河口等河口区生态环境因子（如盐度、浊度、营养盐）呈连续梯度变化、生态过程高度敏感的区域，存在明显的局限性。黄河口的生态系统，特别是其初级生产力（浮游植物群落结构）和水生食物网的稳定性，受到氮磷（比）阈值调控。传统“均质化”的空间分区标准，未能充分考虑这种内在的、由营养盐驱动的生态异质性，导致管理措施与生态保护需求脱节。因此，本文提出基于盐度梯度的氮磷（比）基准可以为分区管理提供量化的“生态阈值标尺”，推动治理模式从粗放型向精准化转变。

4.2 基于氮磷基准的河口海岸带管理对策

（1）确立分区基准，构建科学分级标准体系。① 河口海岸带水环境管理的空间差异化策略。河口海岸带具有明显的陆海梯度特征，其水环境管理需体现空间差异。建议将河口氮磷分区基准与现有空间功能区划深度耦合，构建近口段、河口段和口外海滨段差异化的分级标准体系。② 河口段与口外海滨段差异化管控措施。在河口段与口外滨海段，本文基于盐度梯度推导的分区基准，可作为制定地方性海水水质标准的重要科学依据。在不同海洋功能区域（如渔业区、生态保护区）应实施差异化管控。例如，生态保护区建议严格执行基准要求，而渔业用海区则应侧重于维持适宜的氮磷比，以促进硅藻等优质饵料生物的繁殖，支撑渔业资源可持续发展。③ 加强近口段氮磷监测。在近口段，陆源输入影响更为显著，但由于缺乏足够的实测数据，本研究未能推导该区域的氮磷基准值。今后应加强近口段的野外调查与现场观测，完善氮磷基准研究，支撑“以海定陆”的陆源氮污染管控策略实施。

（2）建立动态机制，实施基于基准的适应性管理。① 建立动态管理机制。应建立以氮磷基准为核心依据的动态管理机制，通过持续生态监测与评估确保分区达标。② 推动河口管理向动态适应性转型。建议构建“河口生态分区动态数据库”，集成水质、水文、生物群落及遥感等多源数据。借助机器学习等模型，模拟极端气候事件（如暴雨洪水）或重大工程（如围填海）下的氮磷生态基准的弹性响应，动态评估与优化分区及基准，推动静态管理向适应性管理转型。

（3）完善技术体系，推动基准成果应用落地。构建“监测—评估—预警—决策”一体化技术体系。监测方面，构建融合卫星遥感、无人机、无人船、水下传感器的空天地一体化观测网络；评估方面，将氮磷基准符合度作为生态系统健康评价的核心指标；预警方面，引入机器学习模型预测藻华等生态风险；决策方面，开发用户友好的智能决策支持平台，将复杂数据与模型结果转化为可视化的地图、图表及针对性政策建议。最终，通过编制《河口海岸带生态分区管理技术导则》，推动基准成果的业务化应用与持续优化。

（4）强化政策协同，构建激励约束长效机制。对于达标或优于分区管理要求的用海主体，可实施生态补偿、财政奖励、绿色信贷等激励措施，并可授予“生态原产地”“蓝色伙伴”等称号，以提高其生态保护积极性。未能达标的主体应实施差异化约束机制，如推行排污权交易、阶梯式生态赔偿与罚款制度，以市场化手段低成本推动分区管理有效落实。

（5）强化源头调控，推进陆海统筹系统治理。① 系统削减入河氮污染负荷。推进流域农业化肥减量增效与畜禽养殖粪污资源化利用，严格监管工业园区的

氮排放，从源头系统削减入河氮负荷。② 通过水库生态调度优化入海氮磷比。科学实施小浪底等水库的生态调度，通过模拟天然洪水脉冲的泄流方式，输送下游所需颗粒态磷的“生态沙量”，主动塑造更健康的氮磷比入海比例，从而有效维持区域生物多样性、增强生态系统功能。③ 推进滨海湿地生态修复，构建生态缓冲屏障。依托植被过滤带、人工湿地等生态工程，有效拦截陆源氮素，助力河口维持历史良好生态状态下的氮磷比，优化浮游生物生境。

致谢 中国科学院烟台海岸带研究所唐建辉及“创新”一号科考团队对本文数据给予大力支持，谨致谢忱！

参考文献

1 刘正一, 胡飞龙, 肖凯, 等. 海岸带范围与边界的划定研究进展. 应用海洋学学报, 2025, 44(1): 15-20.
Liu Z Y, Hu F L, Xiao K, et al. Progress in research on delineation of the extent and boundaries of coastal zone. Journal of Applied Oceanography, 2025, 44(1): 15-20. (in Chinese)

2 Raimonet M, Cloern J E. Estuary–ocean connectivity: Fast physics, slow biology. Global Change Biology, 2017, 23(6): 2345-2357.

3 Song J L, Jiang W S, Xin L, et al. Predicting the temporal-spatial distribution of chlorophyll-a in the Yellow River estuary using explainable machine learning. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2024, 304: 108820.

4 武亚男, 张昊飞, 王璐, 等. 长江口无机氮和活性磷酸盐水质基准研究. 海洋与湖沼, 2020, 51(5): 1066-1079.
Wu Y N, Zhang H F, Wang L, et al. Water quality criteria of dissolved inorganic nitrogen and soluble reactive phosphorus in Changjiang River estuary. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2020, 51(5): 1066-1079. (in Chinese)

5 Zhang P, Ou S J, Zhang J X, et al. Categorizing numeric nutrients criteria and implications for water quality assessment in the Pearl River Estuary, China. Frontiers in Marine Science, 2022, 9: 1004235.

6 王占金, 李玲玲, 张文静, 等. 黄河口海域浮游植物群落结构演变趋势及影响因素. 环境污染与防治, 2025, 47(2): 114-122.
Wang Z J, Li L L, Zhang W J, et al. The succession trends and influencing factors of phytoplankton community structure in the Yellow River estuary. Environmental Pollution & Control, 2025, 47(2): 114-122. (in Chinese)

7 黎明民, 庞碧剑, 蓝文陆, 等. 河口混合区划定及营养盐标准限值构建. 中国环境监测, 2020, 36(3): 74-82.
Li M M, Pang B J, Lan W L, et al. Study on estuarine mixed zone delimitation and nutrient standard limits construction method. Environmental Monitoring in China, 2020, 36(3): 74-82. (in Chinese)

8 杨帆, 林忠胜, 张哲, 等. 浅析我国地表水与海水环境质量标准存在的问题. 海洋开发与管理, 2018, (7): 36-41.
Yang F, Lin Z S, Zhang Z, et al. Problems in environmental quality standards of surface water and marine water in China. Ocean Development and Management, 2018, (7): 36-41. (in Chinese)

9 王艳, 张镔麒, 戴爱泉, 等. 基于陆海统筹的河口区生态环境管理对策研究. 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. Research of Environmental Sciences, 2023, 36(4): 768-772. (in Chinese)

10 Lou Q, Zhang X Q, Zhao B, et al. The derivation of nutrient criteria for the adjacent waters of Yellow River Estuary in China. Journal of Ocean University of China, 2022, 21(5): 1227-1236.

11 郑丙辉, 周娟, 刘录三, 等. 长江口及邻近海域富营养化指标原因变量参照状态的确定. 生态学报, 2013, 33(9): 2780-2789.
Zheng B H, Zhou J, Liu L S, et al. The reference condition for eutrophication indictor in the Yangtze River Estuary and adjacent waters—Causal Variables. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(9): 2780-2789. (in Chinese)

12 Yang F X, Mi T Z, Chen H T, et al. Developing numeric nutrient criteria for the Yangtze River Estuary and adjacent waters in China. Journal of Hydrology, 2019, 579: 124188.

13 王司玉, 隋修国, 李正炎. 小清河口氮磷营养物基准制定.

中国海洋大学学报, 2021, 51(7): 131-140.
Wang S Y, Sui X G, Li Z Y. Approach of nutrient criteria establishment for the Xiaoqing River Estuary. Periodical of Ocean University of China, 2021, 51(7): 131-140. (in Chinese)

14 杨福霞. 大辽河口营养物基准值的制定方法及其影响因素研究. 青岛: 中国海洋大学, 2015.
Yang F X. Approaches of Nutrient Criteria Establishment and its Influencing Factors in the Daliaohe Estuary. Qingdao: Ocean University of China, 2015. (in Chinese)

15 Zhang Z X, Wang Y H, Dai Z Y, et al. Ecological niche and environmental adaptability of denitrifiers in the Yellow River Estuary. Marine Pollution Bulletin, 2025, 213: 117693.

16 张翔, 李愫. 2015—2020年黄河口近岸海域生态环境监测与分析. 水土保持通报, 2022, 42(3): 139-147.
Zhang X, Li S. Monitoring and analysis on ecological environment in near-shore waters of Yellow River Estuary during 2015–2020. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(3): 139-147. (in Chinese)

17 周健, 王玮, 吴志宏, 等. 山东沿海赤潮灾害基本特征及防控对策建议. 海洋环境科学, 2020, 39(4): 537-543.
Zhou J, Wang W, Wu Z H, et al. The basic characteristics and prevention countermeasures of red tide in Shandong coast waters. Marine Environmental Science, 2020, 39(4): 537-543. (in Chinese)

18 胡琴, 曲亮, 黄必桂, 等. 2014年秋季黄河口附近海域营养现状与评价. 海洋环境科学, 2016, 35(5): 732-738.
Hu Q, Qu L, Huang B G, et al. Status and evaluation on nutrients for the adjacent sea water of the Yellow River estuary in autumn of 2014. Marine Environmental Science, 2016, 35(5): 732-738. (in Chinese)

19 苏芝娟, 王玉珏, 董志军, 等. 调水调沙后黄河口邻近海域浮游植物群落响应特征. 海洋学报, 2015, 37(4): 62-75.
Su Z J, Wang Y J, Dong Z J, et al. Response of phytoplankton assemblages to the water-sediment regulation in the adjacent sea of the Yellow River mouth. Haiyang Xuebao, 2015, 37(4): 62-75. (in Chinese)

20 Gai Y Y, Yu M Q, Zhang J, et al. Numerical simulation of salinity around Yellow River estuary during fish spawning period and its effect on spawning ground distribution. Journal of Ocean University of China, 2025, 24(4): 886-896.

21 Yang F X, Yu Z G, Bouwman A F, et al. Human-driven long-term disconnect of nutrient inputs to the Yellow River Basin and river export to the Bohai Sea. Journal of Hydrology, 2023, 618: 129279.

22 段晓萌, 秦华伟, 马浩阳, 等. 黄河口及莱州湾海域磷的时空分布及浮游生物对低磷胁迫的响应. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2023, 53(11): 87-98.
Duan X M, Qin H W, Ma H Y, et al. Temporospatial distribution of phosphorus and response of phytoplankton to low phosphorus stress in the Yellow River Estuary and Laizhou Bay. Periodical of Ocean University of China, 2023, 53(11): 87-98. (in Chinese)

23 Wang Y J, Liu D Y, Xiao W P, et al. Coastal eutrophication in China: Trend, sources, and ecological effects. Harmful Algae, 2021, 107: 102058.

24 Li C, Wang Z L, Liu H X, et al. Impact of a water-sediment regulation scheme on nutrient variations at the Lijin station of the Yellow River. Frontiers in Environmental Science, 2022, 10: 900508.

25 郭丰山. 黄河流域农业面源污染影响因素时空异质性研究. 淄博: 山东理工大学, 2024.
Guo F S. Spatiotemporal Heterogeneity of Influencing Factors of Agricultural Non-point Source Pollution in the Yellow River Basin. Zibo: Shandong University of Technology, 2024. (in Chinese)

26 Li W, Ye J Q, Gao X, et al. Integrated ecological quality assessment of the sea area adjacent to the Yellow River estuary under multiple pollutants. Frontiers in Marine Science, 2025, 12: 1542611.

27 顾家伟. 黄河营养盐输送与河口近海生态健康研究进展. 人民黄河, 2018, 40(2): 81-87.
Gu J W. Review on the nutrients transportation of Yellow River and its ecological impacts in the estuary. Yellow River, 2018, 40(2): 81-87. (in Chinese)

28 马永星, 臧家业, 车宏, 等. 黄河干流营养盐分布与变化趋势. 海洋与湖沼, 2015, 46(1): 140-147.
Ma Y X, Zang J Y, Che H, et al. Trend and distributions of nutrient elements in the Huanghe (Yellow) River. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2015, 46(1): 140-147. (in

Chinese)

29 邹景忠, 董丽萍, 秦保平. 渤海湾富营养化和赤潮问题的初步探讨. 海洋环境科学, 1983, 2(2): 41-54.
Zou J Z, Dong L P, Qin B P. Preliminary exploration of eutrophication and red tide issues in Bohai Bay. Marine Environmental Science, 1983, 2(2): 41-54. (in Chinese)

30 Wang Y B, Sun Y Y, Wang C X, et al. Net-phytoplankton community structure and its environmental correlations in central Bohai Sea and the Bohai Strait. Aquatic Ecosystem Health & Management, 2019, 22(4): 481-493.

31 孙绍庆, 张晶晶, 申瑞婷, 等. 调水调沙期黄河口邻近海域浮游植物影响因素. 中国环境科学, 2025, 45(6): 3299-3310.
Sun S Q, Zhang J J, Shen R T, et al. Study on the dominant control effects on phytoplankton biomass in the estuary and its adjacent waters of the Yellow River during the water and sediment regulation scheme. China Environmental Science, 2025, 45(6): 3299-3310. (in Chinese)

32 关纬城, 毛晓媛, 王一诺, 等. 小清河口营养盐时空变化及其运移规律研究. 海洋湖沼通报, 2024: 1-10. (2024-08-01). https://link.cnki.net/urlid/37.1141.P.20240731.1319.002.
Guan W C, Mao X Y, Wang Y N, et al. Distribution and migration of nutrients in the Xiaoqing River estuary. Transactions of Oceanology and Limnology, 2024: 1-10. (2024-08-01). https://link. cnki. net/urlid/37.1141. P.20240731.1319.002. (in Chinese)

33 王雪鸽, 颜凤芹, 黄翀, 等. 基于陆海统筹的海岸带地理空间场景构建. 地理学报, 2025, 80(7): 1840-1856.
Wang X G, Yan F Q, Huang C, et al. Construction of geographic spatial scene for coastal areas based on land-sea coordination. Acta Geographica Sinica, 2025, 80(7): 1840-1856. (in Chinese)

Exploring ecological zonation of the Yellow River estuary coastal zone based on nitrogen and phosphorus criteria

JIANG Dejuan[1,4] QIN Song[1] LIU Zhengyi[1] SUN Ruiteng[1,2] HANG Xiaoshuai[3] ZOU Tao[1] LI Xiaoguang[4]
LI Lijuan[5] TIAN Shichao[6] LI Yanfang[1] LUO Yongming[7] WANG Chuanyuan[1] LI Yuan[1*]

（1 Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China;
2 School of Surveying and Geo-Informatics, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101, China;
3 Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China;
4 Key Laboratory of Estuarine and Coastal Environment, Ministry of Ecology and Environment,
Chinese Research Academy of Environment Sciences, Beijing 100012, China;
5 CAS Key Laboratory of Water Cycle and Related Land Surface Processes,
Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;
6 Institute of Grassland Research, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Hohhot 010010, China;
7 State Key Laboratory of Soil & Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science,
Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China）

Abstract Estuaries, as ecologically sensitive brackish water mixing zones, face a critical bottleneck in refined management because traditional zonation based on socioeconomic attributes overlooks the ecological heterogeneity driven by salinity gradients and nutrient

*Corresponding author

stoichiometry, leading to a disconnect between management measures and conservation needs. This study proposes a novel approach to coastal zonation using nitrogen and phosphorus nutrient criteria as an ecological benchmark. Overall ecological criteria are established for the Yellow River estuary (dissolved inorganic nitrogen: 0.258 mg/L; phosphate: 0.015 mg/L) and a differentiated management scheme is constructed based on a salinity gradient (26.5 PSU boundary). It is recommended to integrate these nutrient criteria into existing functional zonation to form a new standard with dual functional-ecological constraints; to establish a dynamic feedback and early-warning mechanism for a transition from static to adaptive management; and to regulate the riverine N/P ratio through a land-sea coordinated approach that includes optimizing water-sediment discharge and restoring coastal wetlands. This framework is expected to provide a scientific basis for the sea-to-land governance strategy, enabling the scientific assessment of watershed nutrient management effectiveness, and supporting the scientific delineation of estuarine-type coastal zones based on the principle of “defining boundaries by function”.

Keywords inorganic nitrogen, phosphate, nitrogen-to-phosphorus ratio (N/P), criterion, Yellow River estuary

姜德娟　中国科学院烟台海岸带研究所副研究员。主要从事海岸带环境水文与过程模拟研究。E-mail: djjiang@yic.ac.cn

JIANG Dejuan Associate Professor of Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences (CAS). She majors in environmental hydrology and process-based modeling at coastal zones. E-mail: djjiang@yic.ac.cn

李　远　中国科学院烟台海岸带研究所副研究员。主要从事海岸带蓝碳埋藏机制与增汇潜力研究。E-mail: yli@yic.ac.cn

LI Yuan Associate Professor of Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences (CAS). He majors in blue carbon burial mechanism and sequestration potential enhancement at coastal zones. E-mail: yli@yic.ac.cn

■责任编辑：岳凌生