

江苏近岸海域氮磷时空分布、来源及其影响因素分析

廖晨峰¹, 毛龙江¹, 邓晓茜¹, 王 婷¹, 彭 模², 周超凡²

(1.南京信息工程大学 海洋科学学院, 江苏 南京 210044; 2.江苏省环境监测中心, 江苏 南京 210019)

摘 要:近年来,江苏沿海经济的快速发展和频繁的人类活动向海域输入过量的氮(N)和磷(P),导致水质持续恶化且严重威胁生态系统健康。本文基于2020—2022年江苏近岸海域的水质监测数据,分析氮、磷营养盐的时空分布特征、污染水平、来源及其影响因素。结果表明,2020—2022年,无机氮(DIN)和无机磷(DIP)浓度均值分别为0.234 mg/L和0.012 mg/L,其中2020年DIN和DIP浓度最高,分别为0.342 mg/L和0.015 mg/L。时空分布上,氮、磷营养盐浓度从近岸到外海逐渐降低,夏季氮、磷营养盐浓度高于春季和秋季。2020—2022年,江苏近岸海域大部分区域处于轻度富营养化状态,但是河口和海湾等区域的氮、磷污染较严重。江苏近岸海域沿海城市中盐城入海河口的全年DIN和DIP输入总量最大,分别为1.96万吨和0.06万吨。DIN和DIP的来源是农业与养殖业的混合源(60.54%和75.36%)、制造业与生活污水的混合源(29.29%和22.11%)。DIN和DIP主要受农业、养殖业和工业的影响(72.69%),其中DIN与农业和畜牧业指标呈正相关关系,DIP与农业和工业指标呈正相关关系,说明应加强氮、磷污染源头控制,建设有机农业和生态养殖系统,加强污水处理系统的建设。

关键词:氮磷营养盐; 时空分布; 来源; 影响因素; 江苏海域

中图分类号:X131; X55

文献标识码:A

文章编号:1007-6336(2025)02-0190-11

The temporal-spatial distribution characteristics, sources and influencing factors of nitrogen and phosphorus in the coastal area of Jiangsu province

LIAO Chenfeng¹, MAO Longjiang¹, DENG Xiaoqian¹, WANG Ting¹,
PENG Mo², ZHOU Chaofan²

(1.School of Marine Sciences, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China; 2.Jiangsu Provincial Environmental Monitoring Center, Nanjing 210019, China)

Abstract: In recent years, the rapid economic development and frequent human activities along the coast of Jiangsu province have input excessive nitrogen (N) and phosphorus (P) into the sea, resulting in a continuous deterioration of water quality and a serious threat to the health of the ecosystem. Based on the water quality data of Jiangsu coastal waters from 2020 to 2022, the spatial and temporal distribution characteristics, the level of pollution, sources and influencing factors of nitrogen and phosphorus nutrients were analyzed. The results showed that the average concentrations of inorganic nitrogen (DIN) and inorganic phosphorus (DIP) were 0.234 mg/L and 0.012 mg/L in 2020-2022, respectively, with the highest concentration of DIN and DIP pollutants in 2020 (0.342 mg/L and 0.015 mg/L, respectively). In terms of spatial and temporal distribution, the

收稿日期:2024-02-23, 修订日期:2024-05-08

基金项目:江苏省研究生科研与实践创新计划项目(KYCX23_1324); 江苏省生态环境厅招标项目(JSZC- 320000-JSSJ-G2022-0007); 国家自然科学基金项目(41771218)

作者简介:廖晨峰(2000—), 男, 江西新余人, 硕士研究生, 主要从事海洋沉积环境等方面的研究, E-mail: 2649972423@qq.com

通信作者:毛龙江(1975—), 男, 教授, 博士, 主要从事海洋沉积环境、海洋生态环境等方面的研究, E-mail: mlj1214@163.com

concentrations of nitrogen and phosphorus nutrients gradually decreased from nearshore to offshore, and the concentrations of nitrogen and phosphorus nutrients in summer was higher than that in spring and fall. From 2020 to 2022, the coastal waters of Jiangsu Province were in a mild eutrophication state, but the N and P pollution in estuarine and bay areas was more serious. Among the coastal cities in Jiangsu coastal zone, the estuaries entering the sea in Yancheng city have the most inputs of the total annual DIN and DIP (19,600 tons and 600 tons, respectively). The sources of DIN and DIP were mixed sources of agriculture and aquaculture (60.54% and 75.36%), and mixed sources of manufacturing and domestic sewage (29.29% and 22.11%). DIN and DIP were mainly affected by agriculture, aquaculture and industry (72.69%). Among them, DIN was positively correlated with agriculture and livestock indicators, and DIP was positively correlated with agriculture and industry indicators. These findings suggest that source control of N and P pollution should be strengthened, organic agriculture and ecological farming systems should be built, and sewage treatment systems should be strengthened.

Key words: nitrogen and phosphorus nutrients; temporal-spatial distribution; source; influencing factors; Jiangsu coastal sea

连接大陆和海洋的近岸海域是受自然环境变化和人类活动影响最严重的海洋生态系统^[1]。近岸海域是陆地水系的终点, 污染物通过河流和排污口进入并积累在沿海水域中, 导致近海生态环境问题日益严峻^[1-3]。其中, 人为排放的氮、磷营养盐浓度过高引起的富营养化是典型的全球性海洋生态环境问题^[4-5]。据估计, 全球范围内, 来自陆源的 70%~80% 的氮、磷物质已被排放至沿海水体中^[6]。氮、磷营养盐主要来源于生活污水、工业废水、农业污水和养殖废水的排放^[3-5]。近年来, 绝对主成分-多元线性回归(APCS-MLR)模型已被应用于量化源对污染物浓度的贡献, 如重金属^[7]、黑炭^[8]和多环芳烃^[8]等。沿岸不同社会经济活动的强度也会对海域水体中污染物的分布产生影响^[9-10]。因此, 识别污染物来源和影响因素对近岸海域环境保护与管理至关重要。

近年来, 随着沿海发展战略的实施, 海洋经济和沿海企业的快速发展造成江苏沿海水质的污染和恶化, 海洋环境承载力呈逐年下降趋势^[5,11]。江苏省位于中国东部沿海地区, 河网密集, 拥有丰富的土地资源, 是中国经济最发达的省份之一^[12]。江苏沿岸人类活动密集, 工业和农业活动的范围与强度持续扩大和增强^[5,11-12]。此外, 畜禽养殖和集约化海水养殖规模日益增加, 其大部分由个体户经营, 污水处理设施较少, 大量氮、磷污染物被直接排放到入海河流及沿海

水体中, 导致江苏沿海富营养化问题日益严重^[11,13]。《江苏海洋环境公报》显示, 江苏省近岸海域主要超标指标为无机氮(dissolved inorganic nitrogen, DIN)和活性磷酸盐(dissolved inorganic phosphorus, DIP)^[14]。因此, 持续关注江苏近岸海域中氮、磷营养盐的污染状况具有重要意义。本研究以 2020—2022 年水质监测数据为基础, 分析江苏近岸海域氮、磷营养盐的时空分布特征和污染程度, 追溯其污染来源及其与人类生产生活方式的关联性。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

江苏近岸海域(118°25'E—121°60'E, 31°36'N—35°08'N)位于黄海西南部, 北至海州湾, 南至辐射状沙脊群, 海域面积约为 37.5 万平方千米^[15]。沿海城市包括连云港、盐城、南通(图 1), 海岸线长 954 千米^[5,16]。江苏近岸海域远离黑潮流系, 环流较弱, 水交换能力差, 易受自然环境因素和人类活动的干扰和影响, 属于典型的生态脆弱区^[17]。江苏省沿海三市人口密集, 城市化和工业化进程较快, 拥有 407 家化工企业和 8 个化工产业集群^[16], 据统计年鉴估算, 沿海三市的工业废水从 2020 年的 0.22 Gt 增加至 2022 年的 0.25 Gt, 生活污水从 2020 年的 0.65 Gt 增加至 2022 年的 0.67 Gt。此外, 沿海三市物种资源丰富, 农业和养殖业生产力高, 农作物和

畜禽产量持续上升,同时,还拥有海州湾渔场和吕泗渔场。自 20 世纪 80 年代以来,江苏近岸海域水质较差,一直受到来自农业、工业和养殖业

产生的氮、磷富集的影响^[3,15-16],由此导致的海域富营养化对当地的野生动物保护区和渔场造成威胁。

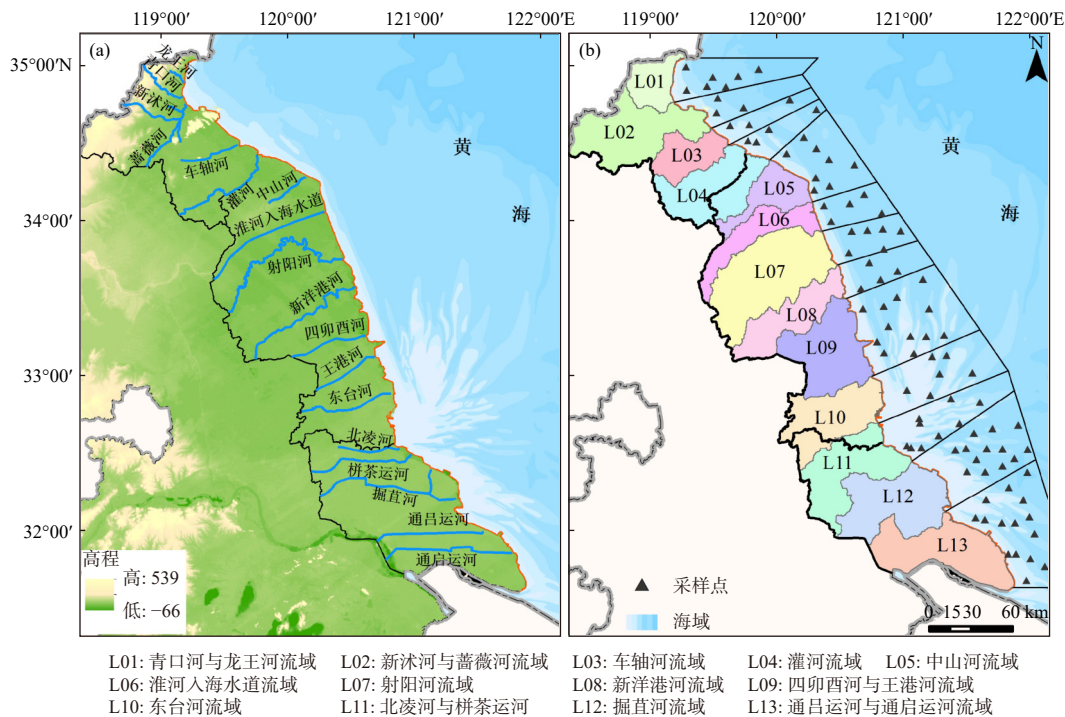


图 1 江苏近岸海域采样站点

Fig. 1 sampling sites in the coastal area of Jiangsu province

1.2 样品采集与分析

江苏近岸海域包含河口断面的 2020—2022 年(春、夏、秋)水质监测由江苏省环境监测中心完成,海域监测站点共 95 个(图 1),河口断面共 17 个。海域水质监测数据包含 DIN、DIP、化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)、石油类(Oil)、悬浮颗粒物(suspended solids, SS)以及重金属砷(As)、锌(Zn)、铜(Cu)、镉(Cd)、铬(Cr)、汞(Hg)和铅(Pb),其中 DIN 为硝酸盐(NO₃-N)、亚硝酸盐(NO₂-N)和铵盐(NH₄-N)的浓度之和, DIP 以磷酸盐(PO₄-P)计。河口水质监测数据包含径流量、DIN 和 DIP 浓度,由江苏省环境监测中心提供。近岸海域水文观测、水样采集和保存以及水质参数实验分析按照《近岸海域环境监测技术规范》(HJ 442—2008)和《海洋调查规范》(GB/T 12763—2007)执行。河口断面根据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中的监测原则和方法执行。

1.3 数据处理方法

1.3.1 水质评价

选取 DIN、DIP 和 COD 评估江苏近岸海域的富营养化水平,计算公式如下^[3,18]:

$$EI = \frac{COD \times DIN \times DIP}{4500} \times 10^6 \quad (1)$$

式中: EI(eutrophication index)为富营养化状态指数,无量纲; DIN、DIP 和 COD 为实测浓度(mg/L)。根据 EI 值可将富营养化水平分为 5 个等级,见表 1。

表 1 富营养化评价指数法和内梅罗污染指数法的评价标准
Tab.1 Evaluation standard of EI and NI

EI	富营养化水平	NI	污染程度
≤1	贫营养状态	≤1	清洁
1~2	轻度富营养状态	1~1.5	轻
2~5	中度富营养状态	1.5~2	中等
5~15	重度富营养状态	2~2.5	重
≥15	严重富营养状态	≥2.5	严重

根据 DIN、DIP、COD 和 Oil 浓度的极值和均值综合评估江苏近岸海域的污染程度^[19]。计算公式如下:

$$NI = \sqrt{\frac{\left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\max}^2 + \left(\frac{C_i}{S_i}\right)_{\text{ave}}^2}{2}} \quad (2)$$

式中: NI (nemerow index) 为内梅罗污染指数; C_i 为水质参数 i 的实测值; S_i 为水质参数 i 的最大容许浓度, S_i 选取《海水水质标准》(GB3097—1997) 的 II 类水质标准。 NI 污染等级分类标准见表 1。

1.3.2 河口区域氮、磷营养盐输入总量

河口区域的氮、磷营养盐输入总量计算公式^[20]为:

$$Q = q \times c \times 100 \quad (3)$$

式中: Q 为全年氮、磷营养盐输入总量(t/a); q 为年径流量($10^8 \text{ m}^3/\text{a}$); c 为 DIN 和 DIP 浓度(mg/L)。径流量和氮、磷营养盐浓度为 2020—2022 年河口断面监测水质数据的年平均值。

1.3.3 APCS-MLR 模型

APCS-MLR 模型是基于主成分分析(principal component analysis, PCA)的因子提取结果获取绝对主成分因子得分(absolute principal component scores, APCS), 并与污染物浓度进行多元线性回归分析(multiple linear regression, MLR), 来量化估计污染源对每种污染物的贡献^[7-8]。计算公式如下:

$$C_i = b_{i0} + \sum_{p=1}^n (b_{pi} \times \text{APCS}_p) \quad (4)$$

式中: C_i 是污染物 i 的实测值; b_{i0} 和 b_{pi} 分别是多元线性回归的常数项和回归系数; APCS_p 是绝对主成分因子的得分; $b_{pi} \times \text{APCS}_p$ 表示污染源 p 对 C_i 的贡献率。

1.3.4 简单面积权重法

简单面积权重法是假设统计数据在行政单元内是均匀分布的, 在进行空间分布模拟时, 根据行政单元与目标单元的面积比重将行政单元内的社会经济数据赋值到目标单元^[21]。计算公式如下:

$$y_t = \sum_{st} A_{st} \frac{y_s}{A_s} \quad (5)$$

式中: y_t 和 y_s 分别为目标分区单元和行政分区的社会经济指标值; A_{st} 为行政分区单元与目标分区单元相交形成的空间单元 st 的面积; n 为交集单元个数。

2 结果与讨论

2.1 氮、磷营养盐时空分布特征

2020—2022 年, 江苏近岸海域 DIN 和 DIP 浓度整体上呈现下降趋势, 其中 2020 年夏季氮、磷营养盐浓度最高(图 2)。2020 年、2021 年和 2022 年 DIN 平均浓度分别为 0.342 mg/L、0.176 mg/L 和 0.184 mg/L, 符合 II 类海水水质标准的站点占比分别为 46.3%、90.5% 和 89.4%。DIP 平均浓度分别为 0.015 mg/L、0.010 mg/L 和 0.011 mg/L, 只有 2020 年 1 个站点超过 II 类海水水质标准, DIN 污染程度远高于 DIP。与 2014 年江苏近岸海域相比, 2020 年 DIN 浓度水平与其相近, DIP 浓度显著降低^[22], 进一步证实江苏近岸海域主要超标污染物是 DIN^[15-16]。

空间上, DIN 与 DIP 浓度总体呈现为近岸高、远岸低的特点(图 2), 其中盐城近岸海域浓度较高。连云港和盐城海域的 DIN 和 DIP 浓度呈现明显的季节性变化, 夏季浓度较高, 这可能与降水量和径流量增加有关。DIN 与 DIP 高值区主要分布在入海河流河口和海州湾附近海域, 这与海湾内易富集污染物^[23]和河流输入氮、磷有关, 如灌河和射阳河^[11]。沿岸区域过量的农用作肥、工业废水和居民生活污水流入河流并输送至近岸海域, 导致污染物浓度显著升高^[3,15,24]。此外, 夏季是虾、贝类等海水养殖生物繁殖的高峰期^[11,22], 其间投放的大量饵料以及养殖生物的排泄物会进一步导致江苏海域夏季氮、磷营养盐浓度增加, 从而加重海域污染。

2.2 近岸海域污染程度

2020—2022 年, 江苏近岸海域整体处于轻度富营养化状态(EI 平均值为 1.27)。2020 年、2021 年和 2022 年 EI 平均值分别为 2.39(中度富营养化)、0.74(贫营养)和 0.69(贫营养), 其中, 2020 年超过轻度富营养化的站位占比为 15.70%。 EI 的空间分布特征(图 3)与 DIN 和 DIP 的浓度空间分布特征相似(图 2), 均呈现近岸高、远岸

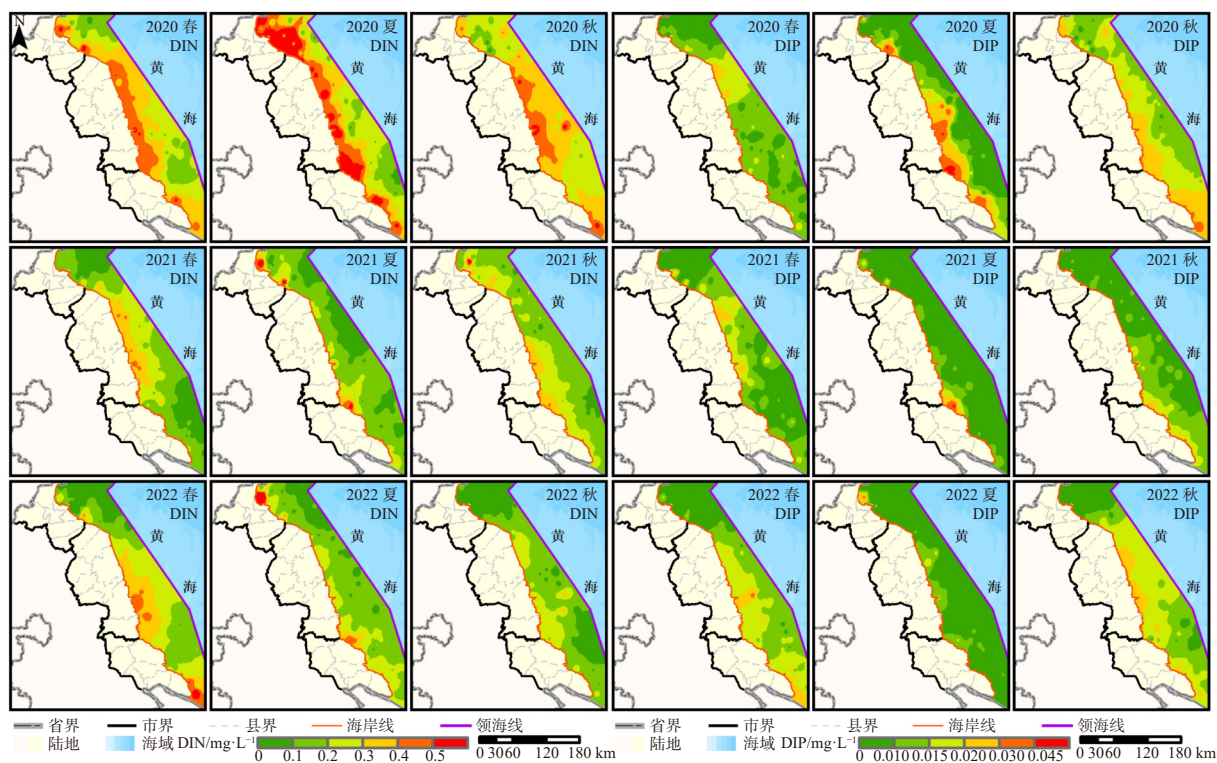


图2 2020—2022年江苏近岸海域的DIN和DIP的空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of DIN and DIP in the coastal area of Jiangsu province during 2020—2022

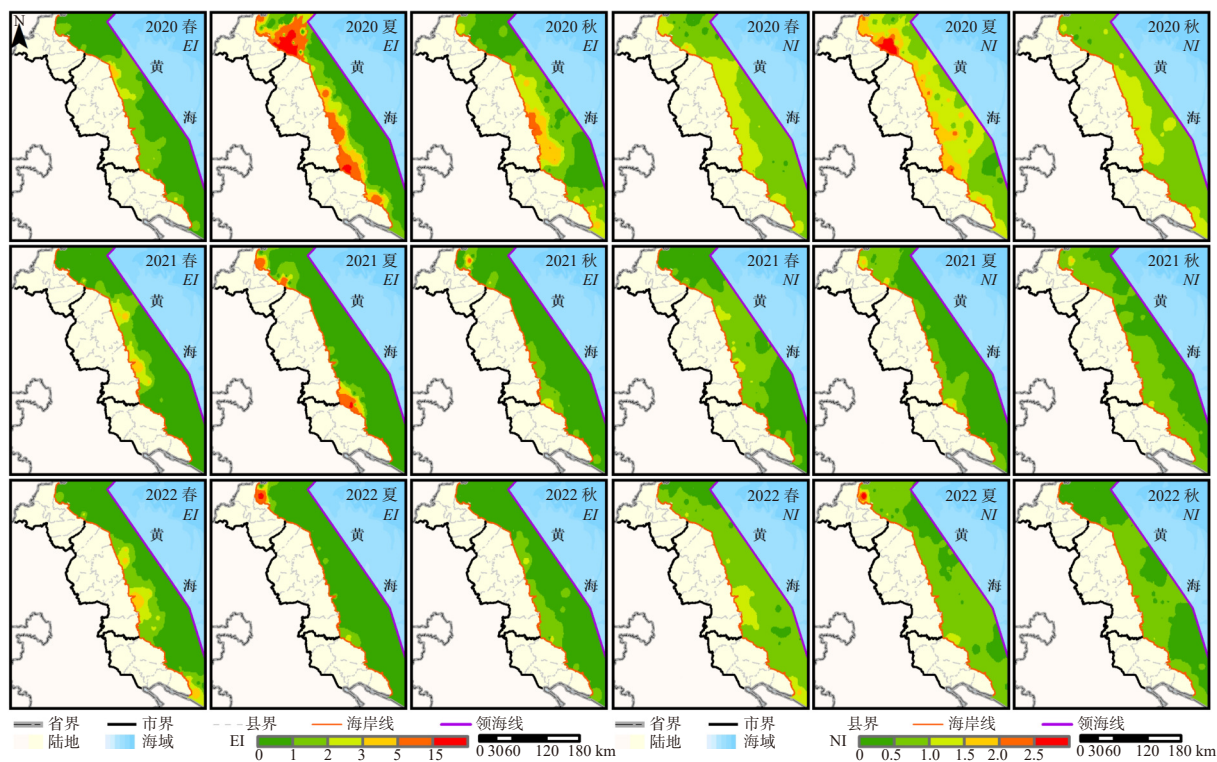


图3 2020—2022年富营养化指数和内梅罗指数的空间分布

Fig. 3 Spatial distribution of EI and NI during 2020—2022

低的特点,高值区处于河口和海州湾,且夏季富营养化水平较高。2020—2022 年,江苏近岸海域处于中度至重度富营养化水平的海域面积呈现减少趋势,但海州湾和小部分河流河口处于重度富营养化水平,说明河流输入氮、磷对海域生态环境造成一定威胁。

2020—2022 年,根据 NI 值,江苏近岸海域处于清洁—轻度污染水平。2020 年海域处于轻污染水平(NI 平均值为 1.01),2021 年和 2022 年处于清洁水平,其中,2020 年夏季的灌河口附近存在中等、重污染区。结合 EI 和 NI 时空分布特征可知,2020—2022 年 EI 和 NI 均呈现降低趋势,江苏近岸水质得到改善,且高值区均在河口和海湾处,说明受陆源输入影响显著^[11]。因此,解析陆源污染贡献,加强对入海河口的监测,是缓解该海域富营养化的关键。

2.3 氮、磷污染物来源分析

河口处于入海河流与近海的交汇处,据报道,陆源污染物中有 70%~80% 的氮、磷物质通

过地表径流和大气沉降等方式被排放至海域^[6]。根据氮、磷营养盐的时空分布特征可知,浓度高值区均出现在河口区,因此,本文统计分析江苏省沿海三市 17 条主要入海河流河口区域的 DIN 和 DIP 浓度,并估算氮、磷营养盐的入海输入总量(表 2),探讨河口输入对江苏近岸海域污染的贡献。经计算,江苏省沿海三市主要入海河流河口区域的全年 DIN 输入总量为 3.78 万吨,其中连云港、盐城和南通入海河口区域的全年 DIN 输入总量为 1.49 万吨(39.42%)、1.96 万吨(51.85%)和 0.33 万吨(8.73%)。沿海三市主要入海河口区域的 DIP 输入总量为 0.11 万吨,其中连云港入海河口区域的全年 DIP 输入总量为 0.04 万吨(35.40%),盐城为 0.06 万吨(49.40%),南通为 0.01 万吨(15.20%)。江苏省沿海三市中盐城入海河口区域的氮、磷营养盐输入总量最大,对江苏近岸海域影响显著^[5]。比较不同入海河口区域的全年输入总量可知(表 2),DIN 输入总量较大的河口为射阳河口(23.09%)、灌河口

表 2 江苏近岸海域主要入海河口的全年 DIN 和 DIP 输入总量

Tab.2 Total annual DIN and DIP input of main estuaries in the coastal area of Jiangsu province

	河口名称	径流量/ 亿立方米	DIN		DIP		占沿海三市河口 总输入量的比例/(%)	
			浓度范围 (均值)/	输入总量/	浓度范围 (均值)/	输入总量/	DIN	DIP
			mg·L ⁻¹	万吨	mg·L ⁻¹	万吨		
连云港	龙王河口	0.66	0.34 ~ 6.98 (1.61)	0.0107	0.003 ~ 0.503 (0.091)	0.0006	0.28	0.54
	青口河口	0.26	0.02 ~ 3.18 (1.16)	0.0030	0.008 ~ 0.091(0.038)	0.0001	0.08	0.09
	新沭河口	10.71	0.24 ~ 4.47(2.08)	0.2233	0.010 ~ 0.228 (0.062)	0.0066	5.91	5.93
	蔷薇河口	11.9	2.40 ~ 8.47 (4.65)	0.5530	0.010 ~ 0.016 (0.040)	0.0048	14.63	4.29
	车轴河口	0.5	0.17 ~ 3.43 (1.43)	0.0072	0.016 ~ 0.199 (0.059)	0.0003	0.19	0.26
	灌河口	76.39	0.23 ~ 1.43(0.91)	0.6964	0.007 ~ 0.059 (0.036)	0.0272	18.42	24.29
盐城	淮入海水道 河口	14.35	1.30 ~ 4.79 (2.50)	0.3586	0.001 ~ 0.096 (0.042)	0.0060	9.49	5.39
	射阳河口	48.68	0.32 ~ 4.32 (1.81)	0.8728	0.020 ~ 0.063 (0.042)	0.0204	23.09	18.22
	新洋港河口	34.46	0.51 ~ 3.15 (1.17)	0.4015	0.030 ~ 0.081 (0.049)	0.0169	10.62	15.12
	四卯酉河口	13.15	0.52 ~ 2.69 (1.89)	0.2491	0.037 ~ 0.139 (0.069)	0.0091	6.59	8.13
	王港河口	3.53	1.09 ~ 2.85 (1.78)	0.0628	0.028 ~ 0.162 (0.067)	0.0024	1.66	2.10
	东台河口	0.74	0.34 ~ 1.77 (1.10)	0.0082	0.020 ~ 0.168 (0.065)	0.0005	0.22	0.34
南通	北凌河口	8.53	0.25 ~ 3.70 (1.09)	0.0928	0.003 ~ 0.225 (0.040)	0.0034	2.45	3.02
	栟茶运河口	8.2	0.66 ~ 3.76 (1.87)	0.1537	0.001 ~ 0.261 (0.116)	0.0095	4.06	8.47
	掘苴河口	3.27	1.04 ~ 4.39 (2.27)	0.0741	0.017 ~ 0.258 (0.112)	0.0037	1.96	3.27
	通吕运河口	0.47	0.05-2.89 (1.81)	0.0085	0.002 ~ 0.114 (0.064)	0.0003	0.23	0.27
	通启运河口	0.75	0.28-0.99 (0.64)	0.0049	0.003 ~ 0.057 (0.024)	0.0002	0.13	0.16

(18.42%)和蔷薇河口(14.63%), DIP输入总量较大的河口为灌河口(24.29%)、射阳河口(18.22%)和新洋港河口(15.12%)。其中,灌河和射阳河的径流量大(表2),导致河口输入的氮、磷物质总量偏高。城市化水平高的流域主要受生活污水和工业废水的影响,蔷薇河和新洋港河均流经城市中心,因此,河口区域氮、磷营养盐浓度高,氮、磷物质输入总量偏高^[25-26]。由此可知,氮、磷污染物的来源与人类活动密切相关,因此需采用多元统计分析和受体模型进一步分析氮、磷污染物的来源及其贡献。

采用 Pearson 相关性分析方法和因子分析探讨氮、磷污染物与其他水质参数的关联。相关性分析结果表明(图4), DIN、DIP和As之间均呈显著正相关关系。除As与Hg之外, DIN和DIP与其他重金属之间相关性较弱,说明氮、磷污染物与As和Hg具有同源性。因此,采用因子分析进一步追溯氮、磷污染物来源。因子分析结果中KMO值为0.63,提取出4个特征值大于1的旋转因子,其累积贡献率为67.90%,可解释绝大部分的数据信息,说明结果可靠(图5)。因子F1、F2、F3和F4分别解释总方差的23.38%、16.59%、14.84%和13.02%。

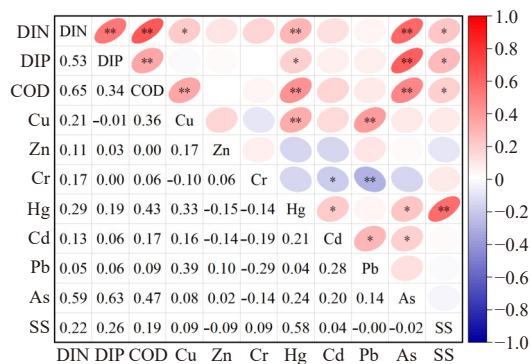


图4 相关性分析热力图

Fig. 4 Correlation analysis heat map

F1主要载荷因子是DIN、DIP、COD和As(均超过0.6)。As是农药、化肥和饲料的重要组分^[27]。江苏省的农业种植中普遍存在施肥过量现象,且规模化畜禽养殖在江苏畜牧业区域逐渐成为主导生产模式,未经妥善处理的畜禽粪污排放大幅增加,这些均导致大量氮、磷营养盐通

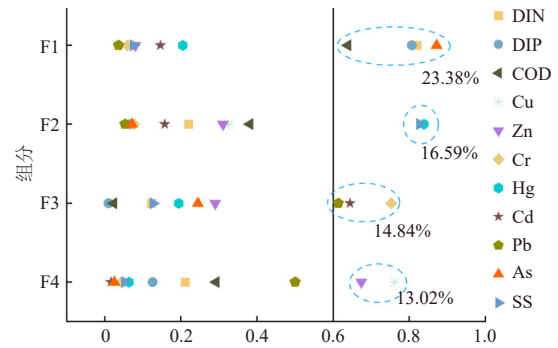


图5 因子载荷图

Fig. 5 Factor loading plot

过径流输入沿海区域^[9,13,24]。此外,集约化海水养殖的饲料中未利用的氮、磷物质也会被排放至海域中,造成富营养化^[11,28]。因此,F1反映了农业源与养殖源的复合源。F2中Hg和SS的载荷较大(0.83和0.84)。Hg和SS之间呈强相关关系,表明两者可能有相同的来源。SS主要通过海岸侵蚀、水气界面物质交换以及水生生态系统中的物质能量交换等途径进入水体^[29]。海水中以离子/化合物的形式存在的Hg通过径流和排污进入海洋后,往往会吸附在悬浮颗粒物上^[30]。悬浮颗粒物易沉降在沉积物中,在沿岸流扰动和生物活动等作用下又会逐渐解吸出来,有研究表明,黄海的Hg输入主要是沉积物扩散和再悬浮过程导致的^[31]。因此将F2归类为沉积物扩散和再悬浮过程。F3可由Cr、Cd和Pb代表。江苏沿海有许多化工企业,且拥有多个地区性港口(如连云港港、射阳港和新洋港等),船舶来往频繁。Pb常来源于石油工业、汽车尾气排放和港口交通泄漏等^[27,32]。此外,燃油中不仅有Pb,还含有微量的Cd,在燃烧过程中两者一起释放到环境中^[32]。Cd和Cr常来源于电镀、电路板印刷和精炼等工业活动,Cr可能还来自工业盐的生产^[33-34]。因此,F3可看作化工产业和陆港交通污染的混合源。F4中Cu(0.76)和Zn(0.67)具有较高的载荷。Cu广泛应用于金属加工制造和冶金产业,Zn与镀锌工业和机械制造业相关^[35]。此外,城市污水管多为镀锌材料,随着水管材料的磨损,Zn会随着生活污水汇入海河流及海域中^[36]。因此,F4来源主要是制造业和生活污水。

由于因子分析只能定性分析污染物来源,因此本文采用 APCS-MLR 模型对江苏近岸海域的水质参数进行分析,定量追溯来源的贡献率(图 6)。模型结果显示,实测值与预测值的拟合度 R^2 范围为 0.68~0.91, E/O 平均值为 1.05,表明两者具有较好的一致性,说明模型结果可靠。APCS-MLR 模型结果显示, F1、F2、F3 和 F4 对江苏近岸海域污染的贡献率分别为 32.20%、12.35%、20.31% 和 35.14%。其中,江苏近岸海域氮、磷污染物来源具有差异性。DIN 和 DIP 主要来源是农业与养殖业的混合源(60.54% 和 75.36%),其次是制造业和生活污水的混合源(29.29% 和 22.11%)、沉积物扩散和再悬浮过程(5.21% 和 2.01%)、化工产业与交通排放的混合源(4.95% 和 0.51%)。模型结果进一步证实江苏海域氮、磷污染物的来源主要与农业和养殖业有关^[24,37]。

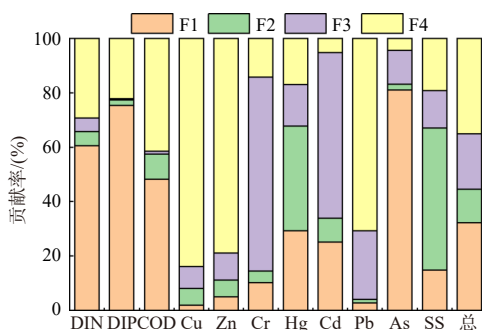


图 6 基于 APCS-MLR 模型的来源贡献率

Fig. 6 Contribution of source based on APCS-MLR model

2.4 氮、磷污染物的影响因素分析

区域的氮、磷输入与社会经济发展密切相关^[9]。为了进一步分析水体中氮、磷污染物与沿岸流域社会经济指标的关联性,本文采用相关性分析和冗余分析(redundancy analysis, RDA)来探讨氮、磷污染物受人类活动的影响程度。社会经济指标都属于行政单元,需通过 ArcHydroTool 水文分析工具提取江苏省沿海三市 DEM 数据的水系和流域,提取方法为层级嵌套多尺度流域提取方法^[38],研究区域最终被划分为 13 个流域(L1—L13)分区(图 1)。选取流域分区的社会经济指标作为解释变量,分别是年末总人口、城镇人口、农业人口、工业生产总值、农业生产总值、林业生产总值、畜牧业生产总值、渔业生产

总值、农作物播种面积、畜禽存栏量、农用化肥施用量和综合能源消耗量。选取流域分区对应海域的 DIN 和 DIP 浓度作为响应变量。

相关性分析表明(图 7a), DIN 浓度与农业生产总值、畜牧业生产总值和农用化肥施用量呈正相关关系; DIP 浓度与农作物播种面积的正相关性最强,其次是农用化肥施用量和工业生产总值, DIP 与农业生产总值、林业生产总值和渔业生产总值呈负相关关系。RDA 可通过二维排序图明确展示响应变量与解释变量之间的关联关系^[10],除了城镇人口、林业生产总值和渔业生产总值属于 RDA2,其他社会经济指标均属于 RDA1, RDA1 可归类为农业、工业和养殖业,且 RDA1 和 RDA2 的解释贡献率分别为 72.69% 和 27.31%(图 7b)。江苏近岸海域的 DIN 浓度与农用化肥施用量、畜牧业生产总值及农业生产总值呈正相关关系; DIP 与农作物播种面积、农业人口和综合能源消耗量呈正相关关系,说明 DIN 与 DIP 受农业影响显著。这与中国近海氮、磷输入的主要来源是农业的结论一致^[24]。此外, DIN 还受畜牧业影响显著, DIP 受工业影响。相关性分析和 RDA 分析的结果与来源分析结果一致。在江苏省沿海三市中,盐城的氮、磷需求相对较高,尤其是东台和大丰,这主要是由于这些地区的农业生产规模较大^[13],进一步证实了盐城海域的氮、磷污染相对严重。近年来,生活水平的提高导致人们对鱼类、鸡肉、牛羊肉和蛋类等养殖产品的需求增多,养殖业规模因此迅速扩大,特别是在沿海地区^[13,24]。饲料中只有 24% 的 N 被动物体吸收, 66% 从海水养殖系统释放到沿海水域^[24]。畜牧养殖释放的粪便可用作农业生产的有机肥料,而江苏沿海的农业生产过程中每年却使用大量甚至过量的无机肥料(近 1500 kg/ha),以增加或维持粮食产量,大量的牲畜粪没有得到有效利用,进一步导致过量的氮、磷污染物输入河流和近海生态系统中^[13]。江苏沿海城市有许多工业集群,其中连云港的灌云化工产业集群、盐城的大丰化工产业集群和南通的如东化工产业集群附近的河流与近海的水质都已经恶化,其主导行业分别是农药生产、制造业和精细化工生产^[17],这进一步说明氮、

磷污染物与工业生产废水的排放有关。根据氮、磷污染物的来源和 RDA 分析结果, 2020—2022 年氮、磷污染物浓度降低可能与政府采取

减排措施有关, 例如, 农用化肥施肥量的减量增效举措、除磷技术的更新及应用降低了氮、磷污染物的量^[39-40]。

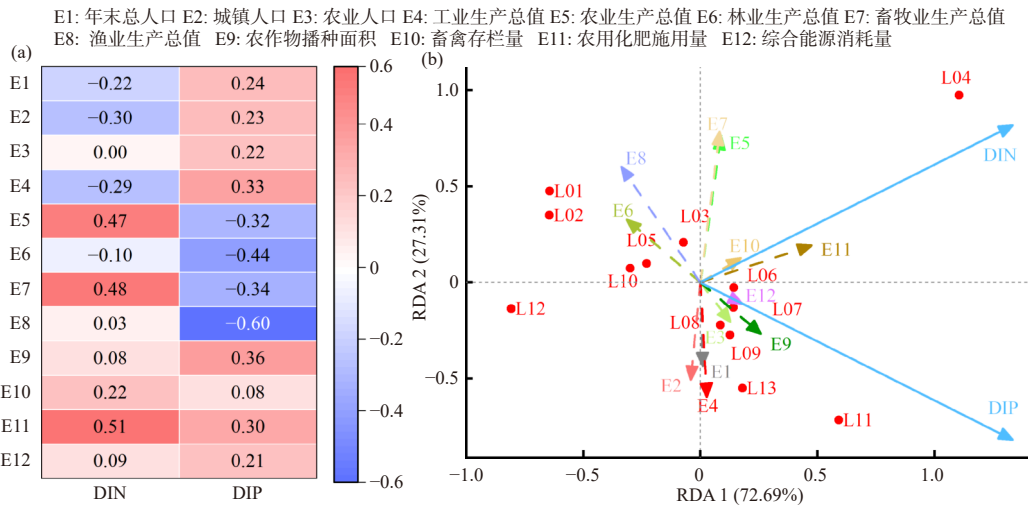


图7 基于相关性分析(a)和冗余分析(b)的氮、磷污染物与社会经济指标之间的关联结果

Fig. 7 Results of association between the nitrogen and phosphorus pollutants and socio-economic indicators based on correlation analysis (a) and redundancy analysis (b)

已有研究发现, 1980—2010 年在中国东部沿海区域氮、磷营养盐浓度分别增加了 62% 和 27%, DIN 的积累速率是 DIP 的 32 倍^[41], 而本研究结果显示 DIN 是研究海域主要超标污染物, 说明江苏近岸海域需采取更多措施来抑制 DIN 的负荷, 实现对氮、磷污染物的管控。江苏近岸海域 DIN 浓度与农业和畜牧业呈正相关关系, 其污染控制可考虑农业和畜牧业的面源排放^[5,41]。因此, 地方政府首先应切实开展绿色农业、生态农业和有机农业, 例如, 沿海地区受盐渍影响的土壤可使用牲畜粪便代替化肥, 可通过优化有机肥和无机肥的施用比例来构建平衡的种植育种系统^[13]。其次需建设新的生态养殖系统模式(含沼气能源工业和有机肥料制造), 采用配方饲料并通过改善空间分布和繁殖方式来优化和缩小江苏沿海地区畜牧养殖的规模, 从而减少畜牧养殖的环境风险^[13,24]。此外, 农村的污水处理系统较少, 生活污水大多直接排放到环境中, 因此还需加强农村污水处理系统的建设^[9,11,13]。减少 DIN 负荷的措施是复杂的, 因为这涉及对陆地(农业、工业和污水)、海洋(水产养殖)和间接来源(大气沉降)等多种不同来源的管理, 且不同河

流不同站点的氮、磷输入具有差异性^[24], 因此, 为了评估减少氮、磷污染的政策战略的有效性, 迫切需要监测河流和沿海水质状况。

3 结论

(1) 2020—2022 年, 江苏近岸海域主要超标污染物是 DIN。DIN 与 DIP 浓度在空间分布上呈现近岸高、远岸低的特点, 高值区位于河口区域和海州湾。2020—2022 年, 氮、磷营养盐浓度呈现降低趋势, 且夏季氮、磷营养盐浓度高于春季和秋季, 这与降水量与径流量有关。

(2) 2020 年, 江苏近岸海域处于中度富营养化状态和轻度污染水平, 2021 年和 2022 年处于贫营养和清洁水平, 说明海域水质逐渐变好。但海州湾、灌河口和盐城市河口附近处于重度富营养化状态和中等、重污染水平, 其中盐城海域污染程度比连云港和南通大。

(3) 江苏省沿海三市主要河口区域的全年 DIN 和 DIP 输入总量为 3.78 万吨和 0.11 万吨, 其中盐城河口区域输入总量最高 (51.85% 和 49.40%), 其次是连云港河口区域 (39.42% 和 35.40%)。DIN 和 DIP 来源于农业与养殖业的混

合源(60.54%和75.36%)、制造业和生活污水的混合源(29.29%和22.11%)、沉积物扩散和再悬浮过程(5.21%和2.01%)、化工产业与交通排放的混合源(4.95%和0.51%)。

(4)相关性分析和冗余分析结果表明,农业对DIN与DIP影响最大,DIN还受畜牧业的显著影响,DIP受工业影响,这与来源分析结果一致。氮、磷污染物的富集与无机肥料的大量使用、饲料的低吸收率和养殖规模的扩大等有关,因此需加强污染源头控制。

参考文献:

- [1] WANG C, FENG L, THAKURI B, et al. Ecological risk assessment of organochlorine pesticide mixture in South China Sea and East China Sea under the effects of seasonal changes and phase-partitioning[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 185: 114329.
- [2] LIU Y Q, ZHANG X, WU Q Y. Effects of landscape pattern change on non-point source pollution in coastal zone[J]. *Journal of Coastal Research*, 2018, 85(S1): 756-760.
- [3] CHEN S F, JIANG L, CHENG X H, et al. A physical perspective of recurrent water quality degradation: a case study in the Jiangsu coastal waters, China[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2023, 128(8): e2022JC019607.
- [4] LE MOAL M, GASCUEL-ODOUX C, MÉNESGUEN A, et al. Eutrophication: a new wine in an old bottle?[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 1-11.
- [5] CHEN Y N, WEI A H, WANG C, et al. Method of cost-effectiveness-based total maximum allocated load index and measures of nitrogen and phosphorus pollutants on jurisdictions in Jiangsu coast, China[J]. *Regional Studies in Marine Science*, 2022, 53: 102429.
- [6] LU D L, HUANG X R, YANG B, et al. Composition and distributions of nitrogen and phosphorus and assessment of eutrophication status in the Maowei Sea[J]. *Journal of Ocean University of China*, 2021, 20(2): 361-371.
- [7] 刘德新, 孟凡磊, 段海静, 等. 基于APCS-MLR和PMF的污灌与工业复合区农田土壤重金属来源解析[J/OL]. *环境科学*, 2024: 1-17.
- [8] LI Y, ZHOU S L, LIU K, et al. Application of APCA-MLR receptor model for source apportionment of char and soot in sediments[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 746: 141165.
- [9] DENG C N, LIU L S, PENG D Z, et al. Net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs in the Yangtze River economic belt: spatiotemporal dynamics, attribution analysis, and diversity management[J]. *Journal of Hydrology*, 2021, 597: 126221.
- [10] DENG X Q, MAO L J, PENG M, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal rivers in Jiangsu Province, China: spatial distribution, source apportionment and human impacts[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 466: 133576.
- [11] LI H M, ZHANG Y Y, TANG H J, et al. Spatiotemporal variations of inorganic nutrients along the Jiangsu coast, China, and the occurrence of macroalgal blooms (green tides) in the southern Yellow Sea[J]. *Harmful Algae*, 2017, 63: 164-172.
- [12] YUAN F, DING Y C, WANG Y, et al. Microplastic pollution in *Larimichthys polyactis* in the coastal area of Jiangsu, China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 173: 113050.
- [13] LI J G, LIU L L. Determining the carrying capacity and environmental risks of livestock and poultry breeding in coastal areas of eastern China: an empirical model[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(8): 7984-7995.
- [14] 江苏省生态环境厅. 江苏省近岸海域环境质量(2019年度)[R/OL]. 南京: 江苏省生态环境厅. (2020-11-25). http://sthjt.jiangsu.gov.cn/art/2020/11/25/art_83580_10045939.html.
- [15] JIANG L, LU X Y, WANG G F, et al. Unraveling seasonal and interannual nutrient variability shows exceptionally high human impact in eutrophic coastal waters[J]. *Limnology and Oceanography*, 2023, 68(5): 1161-1171.
- [16] YAO H, LIU B, YOU Z, et al. Risk perception of aquatic pollution originated from chemical industry clusters in the coastal area of Jiangsu province, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(6): 5711-5721.
- [17] 丁言者. 江苏近岸海域水质变化特征研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2014.
- [18] 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[J]. *海洋环境科学*, 1983, 2(2): 41-54.
- [19] 陈敏, 蓝东兆, 任建业, 等. 2008年广西北仑河口海域水质状况评价[J]. *海洋湖沼通报*, 2012(1): 110-115.
- [20] 廖名稳, 裴绍峰, 段云莹, 等. 江苏盐城近海富营养化评价与径流输入的影响[J]. *海洋地质前沿*, 2022, 38(9): 26-36.
- [21] 李飞, 张树文, 杨久春, 等. 社会经济数据空间化研究进展[J]. *地理与地理信息科学*, 2014, 30(4): 102-107.
- [22] 张艾芹, 江辉煌, 顾正平, 等. 江苏近岸海域表层海水中营养盐组成、分布及季节变化特征[J]. *海洋湖沼通报*, 2018(2): 49-59.
- [23] 邓晓茜, 毛龙江, 蔡於杞, 等. 基于APCS-MLR和PMF模型的海州湾沉积物重金属污染特征与来源研究[J]. *海洋环境科学*, 2023, 42(3): 387-395.
- [24] WANG J J, BEUSEN A H W, LIU X C, et al. Spatially explicit inventory of sources of nitrogen inputs to the Yellow Sea, East China Sea, and South China Sea for the period 1970-2010[J]. *Earth's Future*, 2020, 8(10): e2020EF001516.
- [25] 欧维新, 高建华, 杨桂山. 苏北盐城海岸带陆源氮磷污染负

- 荷估算初探[J]. 生态环境, 2006, 15(3): 495-498.
- [26] QI X H, LIU S M, ZHANG J, et al. Cycling of phosphorus in the Jiaozhou Bay[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2011, 30(2): 62-74.
- [27] 孟 昆, 徐 敏, 徐文健, 等. 海州湾北部沉积物重金属来源解析及污染评价[J]. 南京师大学报(自然科学版), 2018, 41(2): 99-106.
- [28] ZHANG Q C, WANG Y F, SONG M J, et al. First record of a *Takayama* bloom in Haizhou Bay in response to dissolved organic nitrogen and phosphorus[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 178: 113572.
- [29] LIU L L, TANG Z, KONG M, et al. Tracing the potential pollution sources of the coastal water in Hong Kong with statistical models combining APCS-MLR[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 245: 143-150.
- [30] 贺志鹏, 宋金明, 张乃星, 等. 南黄海表层海水重金属的变化特征及影响因素[J]. *环境科学*, 2008, 29(5): 1153-1162.
- [31] CHEN L F, LIU C, YIN Y G, et al. Mass budget of mercury (Hg) in the seawater of eastern China marginal seas: importance of the sediment-water transport processes[J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(16): 11418-11428.
- [32] SAEEDI M, HOSSEINZADEH M, JAMSHIDI A, et al. Assessment of heavy metals contamination and leaching characteristics in highway side soils, Iran[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2009, 151(1/2/3/4): 231-241.
- [33] 廖启林, 任静华, 姜 丽, 等. 江苏典型地区河流沉积物重金属元素分布特征及其污染来源[J]. *地质学刊*, 2018, 42(4): 651-661.
- [34] 李 玉, 俞志明, 宋秀贤. 运用主成分分析(PCA)评价海洋沉积物中重金属污染来源[J]. *环境科学*, 2006, 27(1): 137-141.
- [35] 顾家伟. 尼罗河三角洲泻湖沉积物重金属时空分布特征及其环境意义——与长江三角洲对比研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2011.
- [36] LV J S, LIU Y, ZHANG Z L, et al. Factorial kriging and stepwise regression approach to identify environmental factors influencing spatial multi-scale variability of heavy metals in soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2013, 261: 387-397.
- [37] ZHAI T L, WANG J, FANG Y, et al. Assessing ecological risks caused by human activities in rapid urbanization coastal areas: towards an integrated approach to determining key areas of terrestrial-oceanic ecosystems preservation and restoration[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 708: 135153.
- [38] 康敏捷, 栾维新, 王 辉, 等. 环渤海陆源水污染输出分区研究[J]. *中国科技论文*, 2013, 8(5): 452-457.
- [39] 仇美华, 郁 洁, 殷广德, 等. 江苏省推进化肥利用效率提升的技术与策略[J]. *中国农技推广*, 2020, 36(9): 55-57.
- [40] 朱韩依. 超高磷工业废水组合处理工艺研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2021.
- [41] WANG H, BOUWMAN A F, VAN GILS J, et al. Hindcasting harmful algal bloom risk due to land-based nutrient pollution in the Eastern Chinese coastal seas[J]. *Water Research*, 2023, 231: 119669.
- (本文编辑: 胡莹莹)

~~~~~

(上接第 189 页)

- [27] 环境保护部办公厅. 关于印发《地表水环境质量评价办法(试行)》的通知[EB/OL]. (2011-03-09). [https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgt/201104/t20110401\\_208364.htm](https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgt/201104/t20110401_208364.htm).
- [28] HJ 1300—2023, 海水、海洋沉积物和海洋生物质量评价技术规范[S].
- [29] 李 飞, 张树文, 杨久春, 等. 社会经济数据空间化研究进展[J]. *地理与地理信息科学*, 2014, 30(4): 102-107.
- [30] 许自舟. 天津陆域氮磷污染源解析及海域水质目标研究[D]. 大连: 大连海事大学, 2022.
- [31] 夏丽佳, 余慕琴, 严 萌, 等. 珠三角四市农业面污染源解析与评价[J]. *人民珠江*, 2021, 42(5): 35-41, 72.
- [32] 郑文萍, 刘晋涛, 陈 瑜, 等. 珠三角某典型小流域水质时空特征及污染驱动力分析[J]. *环境保护科学*, 2023, 49(6): 89-95.
- [33] 张天鹏, 闫铁柱, 金平忠, 等. 我国三个典型流域人类活动净氮输入量估算及其影响因素[J]. *中国农业科学*, 2022, 55(23): 4678-4687.
- [34] 陈金月, 陈水森, 付 饶, 等. 广东省水质现状及驱动因素[J]. *生态学报*, 2022, 42(19): 7921-7931.
- [35] 王 辉, 栾维新, 康敏捷. 渤海氮污染的来源结构与污染压力空间分布[J]. *地理研究*, 2020, 39(1): 186-199.
- [36] 康敏捷. 环渤海氮污染的陆海统筹管理分区研究[D]. 大连: 大连海事大学, 2013.
- [37] 嵇晓燕, 王姗姗, 杨 凯, 等. 2016—2020 年中国地表水中总氮浓度时空变化特征分析[J]. *生态环境学报*, 2022, 31(6): 1184-1192.
- [38] 解 鑫, 李文攀, 李晓明, 等. 2020—2022 年全国入海河流总氮浓度时空特征[J]. *中国环境监测*, 2023, 39(6): 90-97.
- [39] 周 滨, 孙丽娜, 王秋莲, 等. 天津市近岸海域氮、磷入海总量核算初探[J]. *海洋环境科学*, 2021, 40(6): 851-859.
- (本文编辑: 胡莹莹)