

doi:10.3969/j.issn.2097-0013.2025.01.013

南海近岸海域表层海水化学特征及富营养化研究

杨嘉钰¹, 曹荆亚^{2*}, 胡 琴³, 陈 欣¹

YANG Jia-Yu¹, CAO Jing-Ya^{2*}, HU Qin³, CHEN Xin¹

1. 自然资源部南海生态中心, 广东 广州 510310; 2. 南方海洋科学与工程广东省实验室(广州), 广东 广州 511458;

3. 中海石油(中国)有限公司北京研究中心, 北京 100029

1. South China Sea Ecological Center, Ministry of Natural Resources, Guangzhou 510310, Guangdong, China;

2. Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Guangzhou), Guangzhou 511458, Guangdong, China;

3. Beijing Research Center of CNOOC (China) Co., LTD, Beijing 100028, China

摘要: 南海近岸海域面临严重的富营养化的威胁, 而有关南海近岸海域的富营养化状态仍缺乏系统的研究。本文采集了中国南海近岸海域 161 个站点的水质样品并获得了其 pH、溶解氧(DO)、化学需氧量(COD)、活性磷酸盐、无机氮(亚硝酸盐氮、硝酸盐氮和氨氮)等数据并估算了各站点的富营养化指数(E)。研究结果表明, 北部湾和珠江口海域的水体 pH 值总体偏高, 而粤西、粤东和南海海域的水体 pH 值相对较低; 北部湾和珠江口的水体 DO 水平较高, 而粤西、粤东和海南的 DO 浓度较低; 北部湾水体的 COD 浓度最高, 而珠江口、粤西和粤东海域略低, 南海海域的 COD 浓度最低; 无机氮浓度在北部湾海域最高, 粤东和珠江口次之, 粤西和南海海域相对较低; 活性磷酸盐浓度最高的海域为粤东, 其次为珠江口和北部湾, 而粤西和南海海域最低。基于上述数据, 估算结果显示北部湾海域 E 值最高(最大 63.34, 均值 6.30), 粤东次之(最大 17.84, 均值 3.74), 粤西(最大 17.33, 均值 0.44)和珠江口(最大 2.93, 均值 0.39)相对较低, 而南海海域 E 值最低(最大 0.49, 均值 0.02), 指示重度富营养化海域主要位于北部湾、粤东和粤西海域, 轻度富营养化海域主要为珠江口海域, 其他海域富营养化程度较轻。引起北部湾海域重度富营养化的关键因素是工农业生产活动以及水产养殖过程中无机氮的过度排放, 而粤东海域富营养化加剧可能主要与富含活性磷酸盐工农业废水和生活污水的过度排放有关。北部湾和粤东海域严重的富营养化导致水体的 pH 和 DO 明显降低, 进而可能加剧水体的富营养化程度。

关键词: 营养盐; 富营养化; 生态风险; 近岸海域; 南海

中图分类号: P734

文献标识码: A

文章编号: 2097-0013(2025)-01-0158-12

Yang J Y, Cao J Y, Hu Q and Chen X. 2025. Chemical Characteristics and Eutrophication of Surface Seawater in the South China Sea Coastal Area. *South China Geology*, 41(1): 158–169.

Abstract: Offshore waters of the South China Sea are facing serious threats of eutrophication, which is short of systematic research. In this study, total of 161 water samples were collected from sites in the offshore areas of the South China Sea, and data on pH, dissolved oxygen (DO), chemical oxygen demand (COD), reactive phosphorus, and inorganic nitrogen (nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, and ammonia nitrogen) were obtained, along with the estimation of eutrophication index (E) for each site. The results indicate that the water in the Beibu Gulf and Pearl River Estuary generally have higher pH values, while those in Western Guangdong,

收稿日期: 2024-11-20; 修回日期: 2024-12-04

基金项目: 广东省基础与应用基础研究基金(2022B1515130001)、自然资源部南海局科技发展基金(No.23YD02)

第一作者: 杨嘉钰(1992—), 女, 工程师, 主要从事环境化学研究, E-mail: jy501@hotmail.com

通讯作者: 曹荆亚(1985—), 男, 博士, 高级工程师, 主要从事地球化学研究, E-mail: jingyacao@126.com

Eastern Guangdong, and Hainan have relatively lower pH values. The DO levels in the Beibu Gulf and Pearl River Estuary are comparatively high, while those in Western Guangdong, Eastern Guangdong, and Hainan are lower. The COD concentration is highest in the Beibu Gulf, slightly lower in the Pearl River Estuary, Western Guangdong, and Eastern Guangdong, and the lowest in Hainan. The concentration of inorganic nitrogen is highest in the Beibu Gulf, followed by Eastern Guangdong and the Pearl River Estuary, and relatively lower in Western Guangdong and Hainan. The highest concentration of labile phosphorus is found in Eastern Guangdong, followed by the Pearl River Estuary and Beibu Gulf, with the lowest levels in Western Guangdong and Hainan. Based on the aforementioned data, the estimated results show that the Beibu Gulf has the highest E values (maximum of 63.34, average of 6.30), followed by Eastern Guangdong (maximum of 17.84, average of 3.74), Western Guangdong (maximum of 17.33, average of 0.44), and the Pearl River Estuary (maximum of 2.93, average of 0.39), while Hainan has the lowest E values (maximum of 0.49, average of 0.02), indicating that severe eutrophication mainly happened in the Beibu Gulf, Eastern Guangdong, and Western Guangdong areas, with mild eutrophication primarily in the Pearl River Estuary area, and other areas showing light eutrophication. The key factor causing severe eutrophication in the Beibu Gulf is the excessive discharge of inorganic nitrogen from industrial and agricultural production activities and aquaculture processes, while the exacerbation of eutrophication in Eastern Guangdong may be mainly related to the excessive discharge of labile phosphorus-rich industrial and agricultural wastewater and domestic sewage. Severe eutrophication in the Beibu Gulf and Eastern Guangdong has led to a significant decrease in water pH and DO, which may further intensify the threat of eutrophication.

Key words: nutrients; eutrophication; ecological risk; offshore waters; South China Sea

工农业生产、城市化等社会活动产生的营养盐通过陆地径流的方式进入到海洋中,进而导致海水富营养化,这是当前全球海洋面临的一个严重环境问题 (Smith et al., 1999, 2009; Díaz and Rosenberg, 2008; Howarth et al., 2011; Xu H L et al., 2019; Malone and Newton, 2020; Wang M R et al., 2020; Zang N et al., 2022)。海洋富营养化会诱发一系列生态环境问题,如赤潮、底层缺氧、生物多样性减少、温室效应加剧等,不仅影响海洋生态系统的稳定性,而且对人类社会产生了深远的经济和社会影响 (Paerl et al., 2011; 林晓娟等, 2018; Li Y et al., 2022; Nguyen et al., 2022)。前人研究表明海洋环境富营养化的主要原因是陆源营养盐过量输入 (Rabalais et al., 2009; Schindler and Hecky, 2009)。营养盐元素(氮和磷等)是海洋生物生命过程中必不可少的营养元素,适量的营养盐元素有助于水生生态系统的健康发展,但过量输入则会引发水体富营养化,导致藻类过度繁殖、水质恶化及生态系统失衡等严重的

环境问题 (Smith et al., 1999; Conley et al., 2009)。另外,全球气候变化亦对海水富营养化起促进作用,如,海水升温将会导致海水的物理化学特性发生变化,进而影响元素的生物地球化学循环 (Wei Y Q et al., 2023)。近年来,随着全球人口增长、沿海开发和气候变暖的加剧,海水富营养化问题已成为全球性环境挑战,尤其在沿海和半封闭海域,如波罗的海、墨西哥湾和中国南海等地 (Díaz and Rosenberg, 2008; Zhou Y et al., 2020)。

南海,又称南中国海,位于中国最南端,为西太平洋最大的边缘海,是一个面积约为 350 万平方千米的深水边缘半封闭海域 (徐俊杰等, 2020) (图 1)。南海近岸区域是我国社会经济活动最为活跃的区域之一,而快速的城市化、发达的工业生产活动以及人口的剧增,使得南海近岸海域面临严重的富营养化威胁 (Wang M R et al., 2020)。另外,南海沿岸生态系统多样性丰富,除了河口、海湾生态系统外,还有以物种多样性高著称的珊瑚

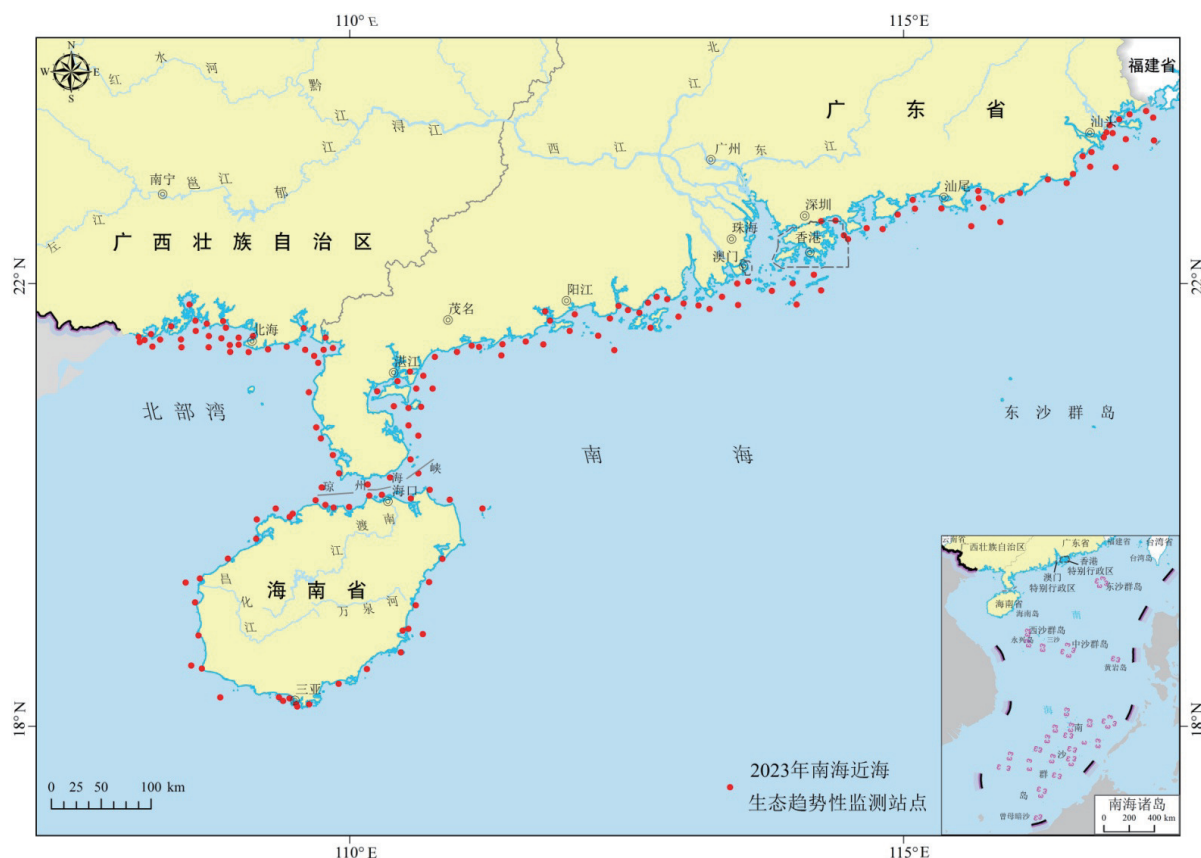


图 1 南海近岸海域简图及采样站位

Fig. 1 Sketch map of offshore area of the South China Sea and sampling sites

礁、红树林和海草床典型海洋生态系统。因此,开展南海近海海域生态环境研究不仅对该区域社会经济的健康持续发展,而且也对该区域的海洋生态环境保护有重要意义。尽管前人针对南海近岸海域富营养状态做了大量的调查和研究工作,但研究多针对单独的区域,如北部湾、三亚湾、深圳湾等(Huang X P et al., 2003; Xu H L et al., 2019; Zhang P et al., 2020; Lao Q B et al., 2021; He Y X et al., 2023),有关南海近岸海域的富营养化状态仍缺乏系统的研究。基于此,本文对南海近岸的珠江口、粤西、粤东、北部湾和海南海域开展了富营养化状态研究,重点关注与富营养化有关的 pH、溶解氧(DO)、化学需氧量(COD)、活性磷酸盐、无机氮(亚硝酸盐氮、硝酸盐氮和氨氮)等指标,以评估南海近岸海域水体化学组成、富营养化现状以及主要影响因素,为该海域的富营养化治理等提供数据基础和理论参考,并为海域生态环境监测的高效发展提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 站位布设、样品采集及测试分析

本研究于 2023 年 6~9 月份对中国南海近岸海域(包含珠江口、粤西、粤东、北部湾和海南海域)共计 161 个站点开展了表层水体取样(采样深度为水面下 0.5 m)(站点位置见图 1)。样品的采样和测试分析均按照《海洋监测规范》(GB 17378.4-2007)(国家质量监督检验检疫总局和中国国家标准化管理委员会, 2007a)和《海洋调查规范》(GB/T 12763.4-2007)(国家质量监督检验检疫总局和中国国家标准化管理委员会, 2007b)中规定的方法进行。取样完成后,将样品装入纯净的聚乙烯样品瓶中,取出部分样品用于 pH、溶解氧(DO)和化学需氧量(COD)测试。在调查船上实时测试后,将剩余样品放入冰箱中冷冻保存。活性磷酸盐和无机氮(亚硝酸盐氮、硝酸盐氮和氨

氮)含量测试在自然资源部南海生态中心完成,测试仪器为 SEAL AA500 连续流动分析仪,其中活性磷酸盐、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮和氨氮的检出限分别为 0.72 μg /L、0.60 μg /L、0.35 μg /L 和 1.08 μg /L。pH 测试利用雷磁 PHS-3E 型 pH 计完成;溶解氧(DO)和化学需氧量(COD)测试利用电子滴定器完成,检出限分别为 0.32 mg/L 和 0.15 mg/L。具体测试方法如下:pH 采用 pH 计法测定,DO 采用碘量法测定,COD 采用碱性高锰酸钾法测定,活性磷酸盐采用磷钼蓝分光光度法测定,而无机氮(亚硝酸盐氮、硝酸盐氮和氨氮)分别采用萘乙二胺分光光度法、镉柱还原法和次溴酸盐氧化法测定。

1.2 水体富营养化评价方法

本次研究利用前人提出的富营养化指数(E)评价水体富营养化状态(冈市友利, 1972),具体计算公式如下:

$$E = (C_{\text{COD}} \times C_{\text{DIN}} \times C_{\text{DIP}} \times 10^6) / 4500$$

式中: C_{COD} 为化学需氧量浓度; C_{DIN} 为无机氮浓度,即亚硝酸盐-氮(NO₂-N)、硝酸盐-氮(NO₃-N)、氨-氮(NH₄-N)的总和; C_{DIP} 为活性磷酸盐浓度。以上指标单位均为 mg/L。依据海水评价的插值方法,当计算值 E ≥ 1 时为富营养化状态,进一步

分为轻度富营养化(1 < E ≤ 3)、中度富营养化(3<E ≤ 9)和重度富营养化(E>9)。

2 结果

南海近岸各海域水体营养相关指标测试结果统计见表 1 和图 2。研究结果表明北部湾和珠江口海域水体 pH 总体偏高(分别为 7.29 ~ 8.74 和 8.08 ~ 8.48),而粤西、粤东和海南海域水体 pH 相对较低(7.52 ~ 8.66、7.68 ~ 8.44 和 8.02 ~ 8.22;图 2a 和图 3);北部湾和珠江口海域水体的溶解氧(DO)浓度依旧相对较高(分别为 5.22 ~ 12.63 mg/L 和 5.98 ~ 8.72 mg/L),粤西、粤东和海南海域水体 DO 浓度相对较低(4.76 ~ 8.18 mg/L, 4.67 ~ 9.22 mg/L 和 5.36 ~ 8.04 mg/L;图 2b 和图 4);北部湾海域水体的化学需氧量(COD)浓度最高(0.56 ~ 3.88 mg/L),珠江口、粤西和粤东海域略微偏低(分别为 0.42 ~ 1.60 mg/L、0.29 ~ 2.52 mg/L 和 0.64 ~ 2.84 mg/L),而海南海域最低(0.12 ~ 2.51 mg/L;图 2c 和图 5);无机氮浓度最高的海域为北部湾海域(5.48 ~ 1990 μg/L),其次为粤东海域(48.00 ~ 1370 μg/L)和珠江口海域(1.74 ~ 861 μg/L),粤西和海南海域相对最低(分别为 11.00 ~ 650 μg/L 和 7.24 ~ 54.00 μg/L;图 2d 和图 6);活性磷酸盐浓度

表 1 南海近岸海域水体要素统计表
Table 1 Statistics of water essential factors in the South China Sea coastal area

海域	描述	pH	溶解氧 (mg/L)	化学需氧量 (mg/L)	硝酸盐-氮 (μg /L)	亚硝酸盐-氮 (μg /L)	氨-氮 (μg /L)	无机氮-氮 (μg /L)	活性磷酸盐 (μg /L)	富营养化 指数
珠江口	最小值	8.08	5.98	0.42	0.30	0.64	0.54	1.74	1.21	0.00
	最大值	8.48	8.72	1.60	820	45.60	28.10	861	14.20	2.93
	平均值	8.27	7.43	0.92	155	18.95	9.35	183	6.21	0.39
粤西	最小值	7.52	4.76	0.29	0.80	0.18	0.54	11.00	0.36	0.00
	最大值	8.66	8.18	2.52	444	118	112	650	47.60	17.33
	平均值	8.13	6.30	1.25	56.26	13.81	30.37	100.43	3.02	0.44
粤东	最小值	7.68	4.67	0.64	20.20	1.20	17.70	48.00	1.00	0.01
	最大值	8.44	9.22	2.84	1204	67.40	261	1370	66.30	17.84
	平均值	8.06	6.66	1.27	294	22.81	69.94	387	15.78	3.74
海南	最小值	8.02	5.36	0.12	0.76	0.69	2.26	7.24	0.64	0.00
	最大值	8.22	8.04	2.51	44.30	15.60	23.40	54.00	32.90	0.49
	平均值	8.12	6.19	0.46	8.13	3.61	8.42	20.16	4.31	0.02
北部湾	最小值	7.29	5.22	0.56	0.30	0.18	4.80	5.48	0.36	0.00
	最大值	8.74	12.63	3.88	1390	244	523	1990	46.20	63.34
	平均值	8.25	8.03	1.72	320	58.56	168	546	7.74	6.30

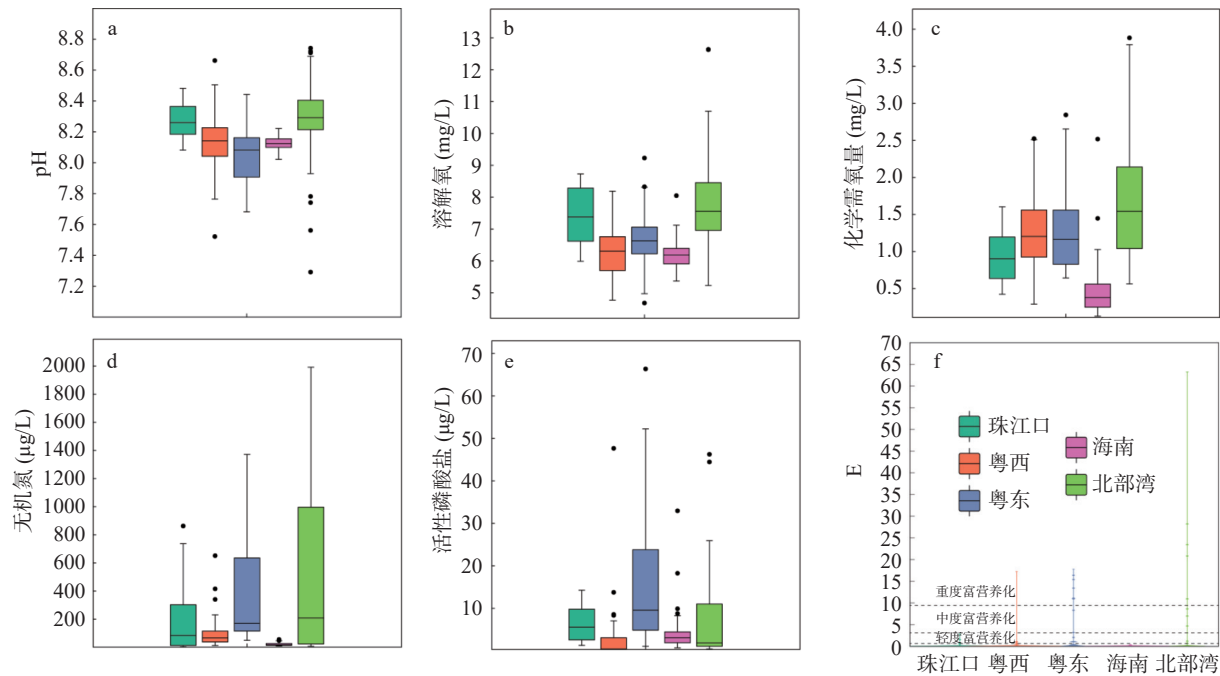


图2 南海近岸水域富营养化影响因子统计图

Fig. 2 Statistics of eutrophication-related factors in the offshore waters of the South China Sea

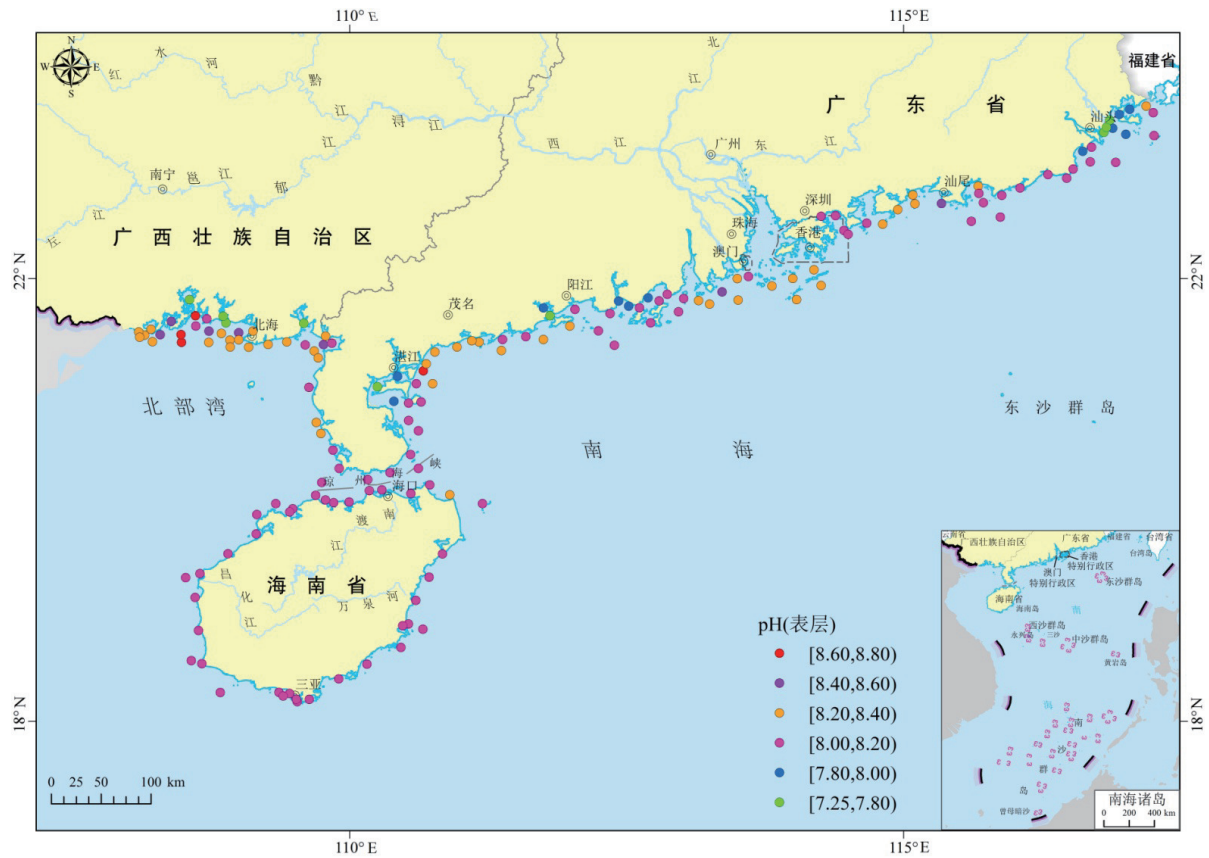


图3 南海近岸水域 pH 值分布图

Fig. 3 pH distribution of the offshore waters of the South China Sea

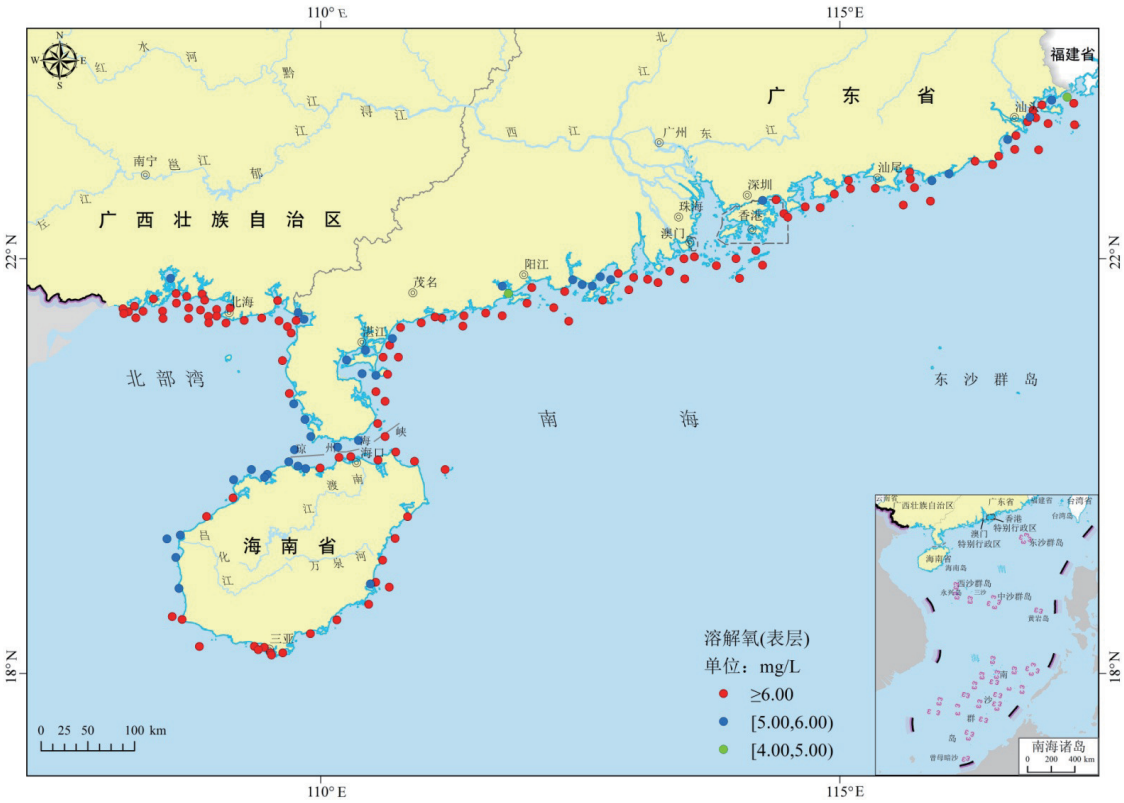


图 4 南海近岸水域溶解氧含量分布图

Fig. 4 Dissolved oxygen distribution of the offshore waters of the South China Sea

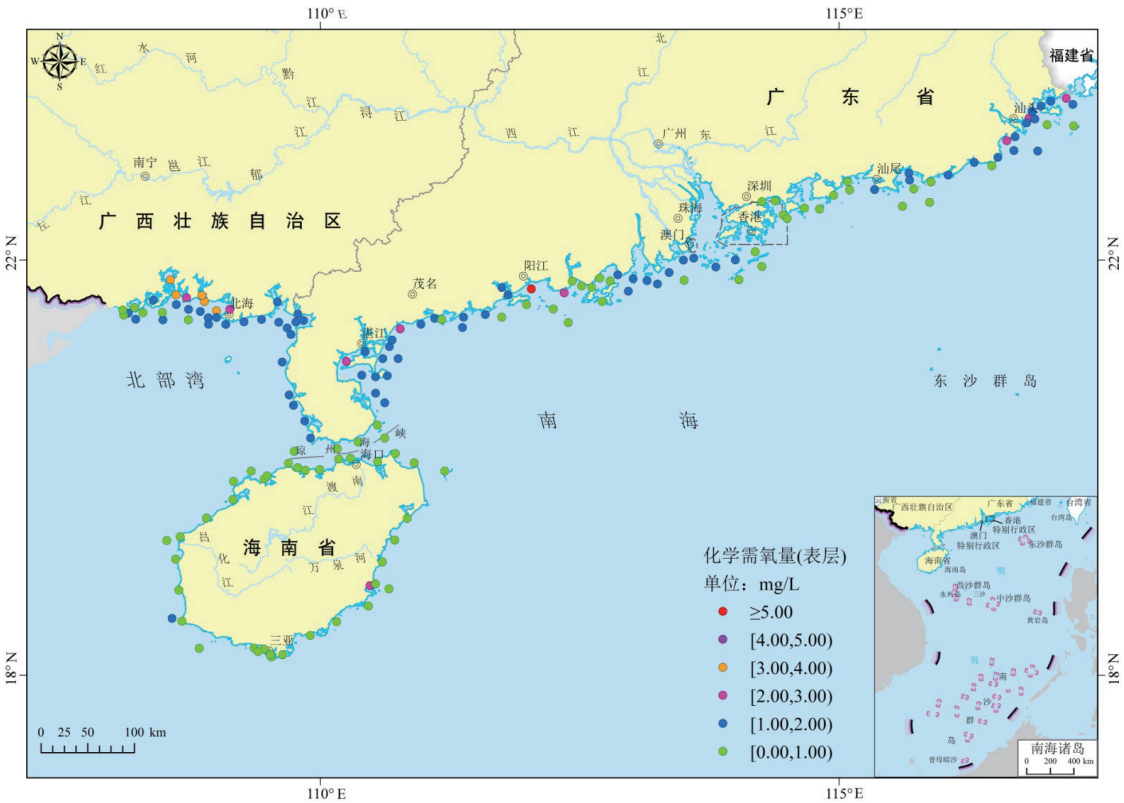


图 5 南海近岸水域化学需氧量含量分布图

Fig. 5 Chemical oxygen demand distribution of the offshore waters of the South China Sea

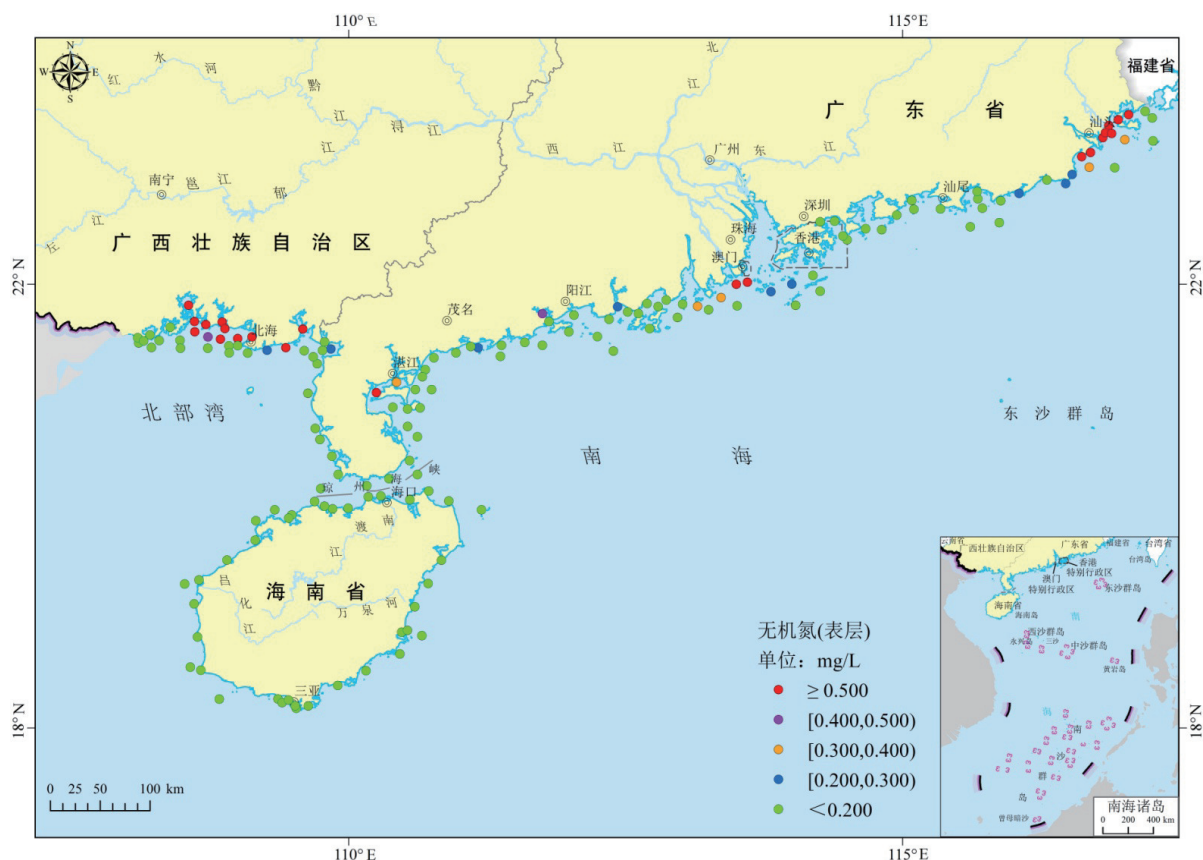


图6 南海近岸水域无机氮（表层）含量分布图

Fig. 6 Inorganic nitrogen distribution of the offshore waters of the South China Sea

最高的海域为粤东海域($1.00 \sim 66.30 \mu\text{g/L}$), 其次为珠江口和北部湾(分别为 $1.21 \sim 14.20 \mu\text{g/L}$ 和 $0.36 \sim 46.20 \mu\text{g/L}$), 粤西和海南海域最低(分别为 $0.36 \sim 47.60 \mu\text{g/L}$ 和 $0.64 \sim 32.90 \mu\text{g/L}$; 图 2e 和图 7)。

依据前述公式, 南海近岸各海域水体富营养化指数计算统计结果见表 1 和图 2f, 富营养化水体分布情况见图 8。其中, 北部湾海域水体富营养化指数(E)值最高(最大可达 63.3, 均值为 6.30), 其次为粤东海域(最大可达 17.84, 均值为 3.74), 粤西海域次之(最大可达 17.33, 均值为 0.44), 珠江口相对较低(最大为 2.93, 均值为 0.39), 海南海域最低(最大仅为 0.49, 均值为 0.02)(图 2f 和图 8)。

3 讨论

3.1 南海近岸海域营养盐分布及来源

一般认为, 富营养化水体中无机氮主要来源

于工农业废水的排放(Lao Q B et al., 2021), 而活性磷酸盐除了工农业废水外, 生活污水的排放也有较大的贡献(Lei X T et al., 2019)。近些年, 海水养殖活动的急剧膨胀也是近岸水体富营养化加剧的重要因素(姚云和沈志良, 2005)。据统计, 2023 年度全国海水增养殖总氮、总磷年排放量分别达到 32.43 万吨和 10.75 万吨, 且海水养殖总产量与沿海省份的污染程度有明显的正相关关系(陈一波等, 2016; 王申等, 2018)。本次研究结果表明南海近岸海域水体富营养化最为严重的海域为北部湾海域(重度富营养化站点 5 个)和粤东海域(重度富营养化站点 6 个), 其次为粤西海域(重度富营养化站点 1 个)(图 2f)。珠江口和海南海域富营养化程度较低, 仅有珠江口海域还有 2 个轻富营养化站点(图 2f)。而且这些重度富营养化的区域多数分布在河流入海口或者港口附近, 如北部湾海域的钦江、大风江和钦州港、粤西的湛江、粤东榕江和韩江等, 而且呈现出从河流到入海

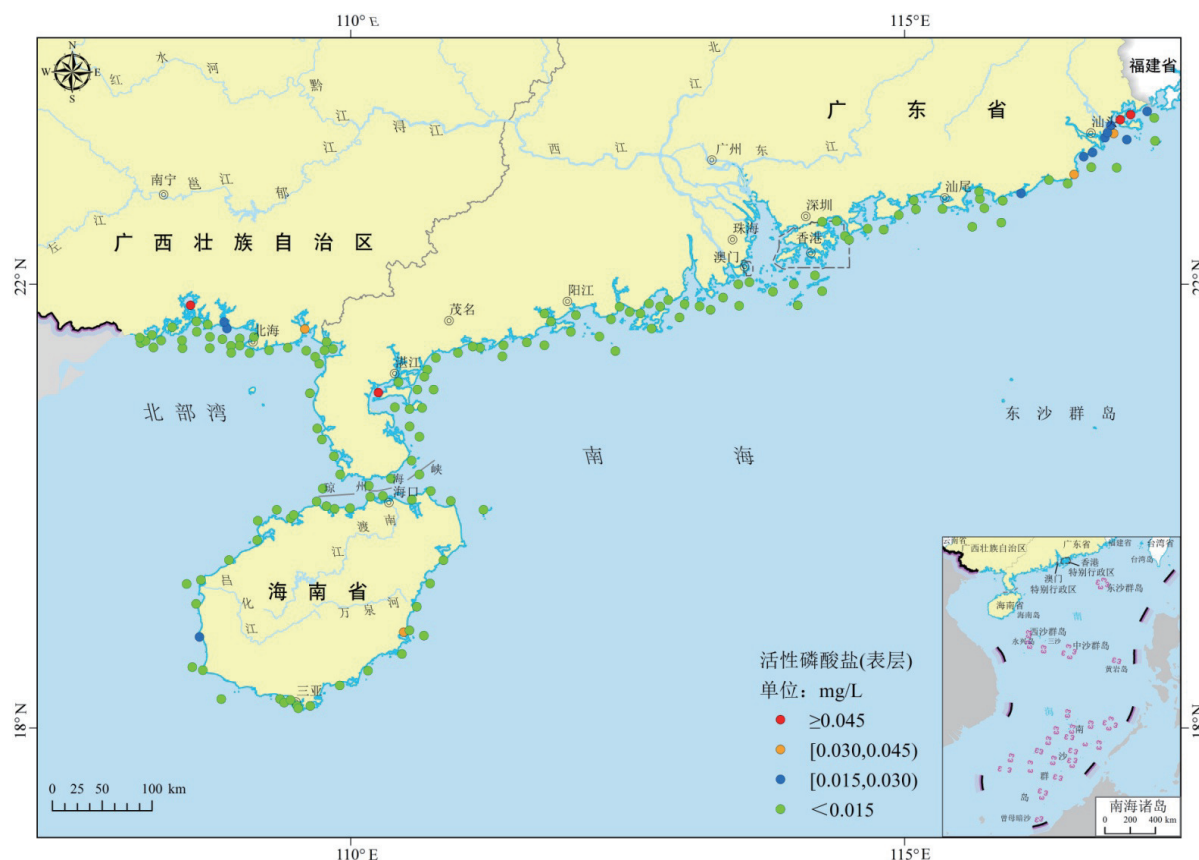


图 7 南海近岸水域活性磷酸盐含量分布图

Fig. 7 Reactive phosphorus of the offshore waters of the South China Sea

口由重度富营养化到中-轻度富营养化变化的趋势(图 8), 表明河流或者陆地径流携带的营养盐是导致南海近岸海域海水富营养化的重要因素(Wang B D et al., 2018; Xu H L et al., 2019; Wang Y J et al., 2021)。需要指出的是, 河流或者陆地径流的水流量与季节有较大关系, 进而引起水体富营养化状态的差异(Xu H L et al., 2019; Ke S et al., 2022; He Y X et al., 2023)。雨季由于较高的降雨量使得更多的营养盐成分通过河流或者陆地径流进入海洋, 导致近岸海域富营养化程度加重, 比如, 北部湾海域陆地河流流量的 80% 是在雨季汇入海洋并使得该海域雨季时无机氮含量可达旱季的五倍(Lao Q B et al., 2021)。另外, 本研究中北部湾海域水体具有较高的无机氮含量($5.48 \sim 1990 \mu\text{g/L}$; 均值为 $546 \mu\text{g/L}$)(图 2d); 而粤东海域水体含有较高含量的活性磷酸盐($1.0 \sim 66.3 \mu\text{g/L}$; 均值为 $15.8 \mu\text{g/L}$)(图 2e)。上述数据表明, 造成南海近岸不同海域水体富营养化的因素具有较大

差异, 北部湾海域水体富营养化的主要因素为无机氮, 而导致粤东海域水体营养化的主要因素为活性磷酸盐。其中, 造成北部湾海域水体严重富营养化的主要因素可能是工农业生产活动排放的无机氮(Lao Q B et al., 2021), 而粤东海域水体严重富营养化则可能与工农业废水和生活污水的过渡排放有关(樊艳翔等, 2023)。南海近岸海域是我国海水养殖的重点区域, 例如, 北部湾的钦州湾和廉州湾以及粤西的湛江海域等, 因此, 北部湾和湛江海域水体富营养化亦可能与该区域发达的水产养殖有关(杨静等, 2015; 黄沛桓等, 2021)。

3.2 南海近岸海域富营养化对水体环境的影响及治理建议

富营养化也将对水体的 pH 和 DO 产生较大的影响, 而水体环境的变化亦会加剧水体富营养化(Havens, 2008; Kosten et al., 2012; Zhang Y F et al., 2019)。比如, pH 可能对水体中氮和磷元素的地球化学行为产生较大影响, 因为在碱性条件下,

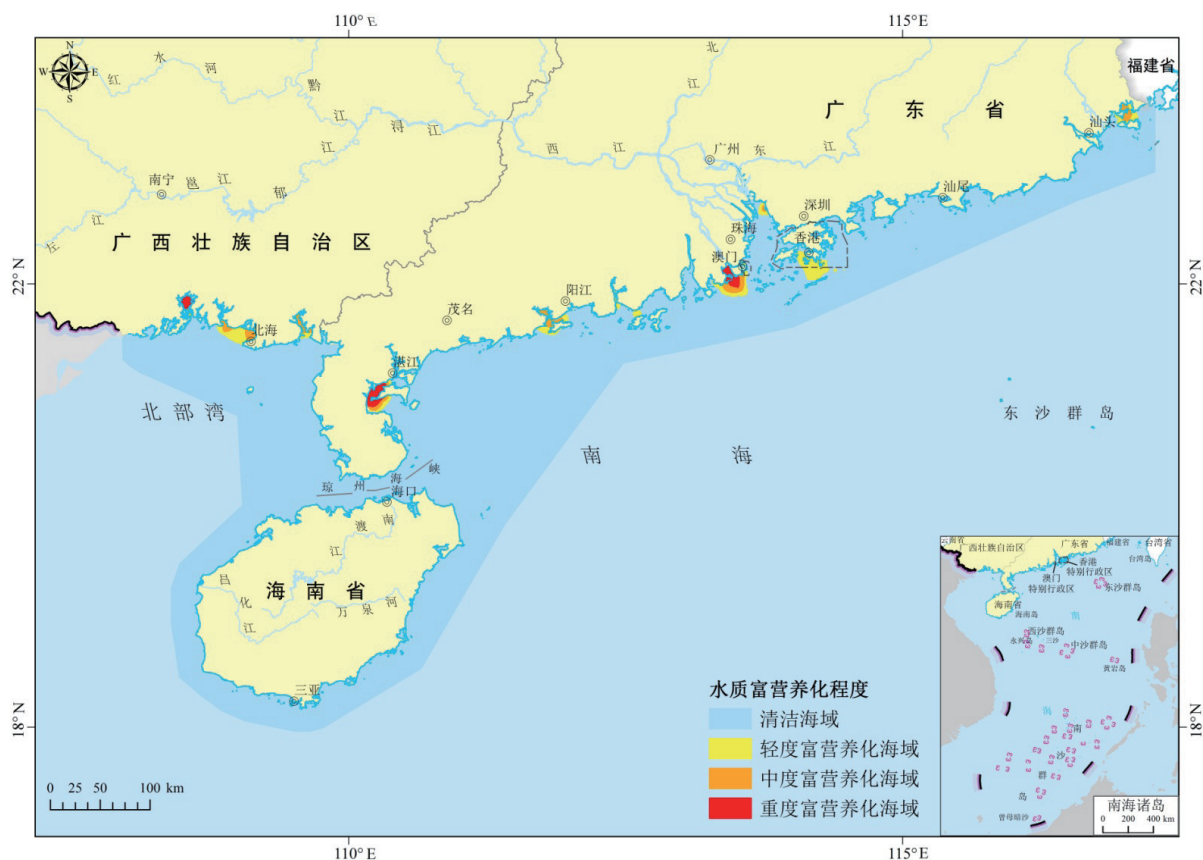


图 8 南海近岸水域富营养化程度分布图

Fig. 8 The degree of eutrophication of the offshore waters of the South China Sea

磷容易与钙离子结合形成沉淀,进而降低其在水中的溶解度和导致氨的解离平衡向具有毒性的非离子氨转化 (House, 1990; Camargo and Alonso, 2006)。本次研究中,南海近岸海域水体中富营养化较为严重的北部湾和粤东海域取样站点的 pH 值较无富营养化的区域明显偏低,分别为 7.29 ~ 8.50 (均值为 7.77) 和 7.68 ~ 7.87 (均值为 7.78) (图 3), 且采样站点水体 (尤其是富营养化水体) 的 pH 值与 E 呈明显的负相关关系 (图 9a、9b)。南海近岸海域水体中富营养化较为严重的北部湾和粤东海域取样站点的 DO 较无富营养化的区域亦明显偏低,分别为 5.22 ~ 8.16 mg/L (均值为 6.63 mg/L) 和 5.20 ~ 6.62 mg/L (均值为 6.20 mg/L) (图 9), 且采样站点水体 (尤其是富营养化水体) 的 pH 值与 E 值呈明显的负相关关系 (图 9c 和 9d)。这可能是因为富营养化导致水体中藻类和其他有机物大量积累时,这些有机物在分解过程中会消耗水中的溶解氧,并产生大量的二氧化碳,同时微

生物的厌氧氧化作用也会产生有机酸 (如乳酸、乙酸等), 进而导致水体 pH 和 DO 的降低 (Cai W J et al., 2011; Sunda and Cai W J, 2012)。另外,富营养化导致水体含氧量的降低将会导致鱼类等动物的死亡,进而可能加剧水体的富营养化。

南海近岸海域是我国经济最为发达的区域之一,近年来工农业生产、城市化以及人口规模不断扩大,使得该区域面临较大的富营养化威胁及生态环境恶化的压力。而且不同海域富营养化程度以及诱因有较大差异,因此,需要科学评估和加强监测,有针对性地开展污染治理工作。北部湾和湛江海域的富营养化可能主要与工农业废水以及水产养殖排放有关,则需要多种手段的工农业治理措施,如:清洁生产、节能减排、末端治理、合理施肥、科学评估养殖规模、减少无序养殖活动、发展生态农业等。而粤东和粤东海域的富营养化加剧除了上述措施外,还需要加强生活污水治理、减少含磷洗衣粉的使用等。尽管相比于上述三个海

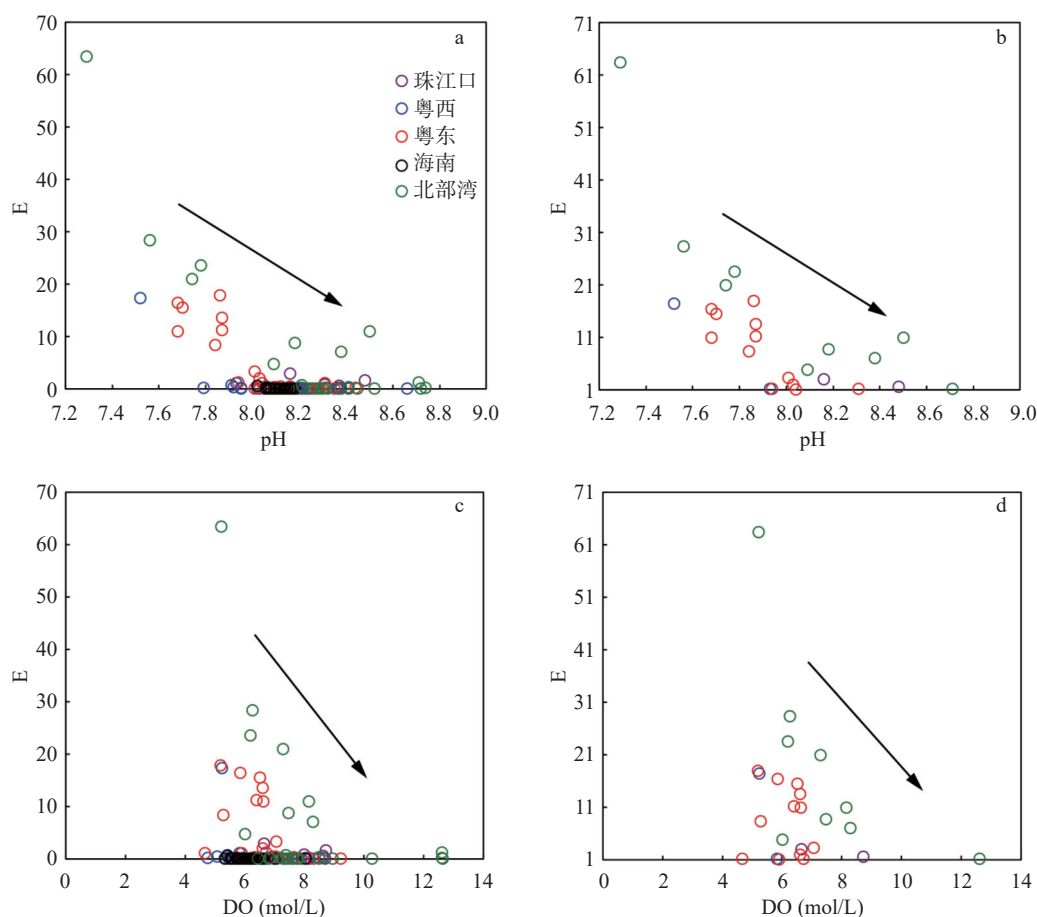


图 9 南海近岸海域水体 pH 值与 E (a、b) 和 DO 与 E (c、d) 关系图

Fig. 9 Relationship diagrams of pH vs. E(a, b) and DO vs. E(c, d) in the offshore waters of the South China Sea

图 b 和 d 为富营养化站位数据

域, 珠江口海域尚未达到重度富营养化程度, 但是富营养化程度已然较高(党二莎等, 2019), 加之由于该区域工业发达、人口密集, 未来可能面临更大水体富营养化程度加剧压力, 需引起足够重视。

4 结论

(1) 南海近岸海域存在不同程度的富营养化现象, 其中, 中重度富营养化海域主要位于北部湾、粤东和粤西海域, 轻度富营养化海域主要为珠江口海域, 其他海域富营养化程度较轻。

(2) 无机氮和活性磷酸盐的过度排放可能是引起北部湾海域和粤东海域重度富营养化的关键原因。前者可能主要来源于工农业生产活动过度排放, 而后者可能主要与富含活性磷酸盐的工农业废水和生活污水过度排放有关。

(3) 富营养化可能会降低水体的 pH 和 DO,

进而可能加剧水体的富营养化程度。

参考文献:

- 陈一波, 宋国宝, 赵文星, 陈景文. 2016. 中国海水养殖污染负荷估 [J]. 海洋环境科学, 35(1): 1-6.
- 党二莎, 唐俊逸, 周连宁, 叶超, 鲍晨光. 2019. 珠江口近岸海域水质状况评价及富营养化分析 [J]. 大连海洋大学学报, 34(4): 580-587.
- 樊艳翔, 雷社平, 解建仓. 2023. 广东省河流水体富营养化综合评价及分异特征——基于博弈论组合赋权法与 VIKOR 模型 [J]. 生态环境学报, 32(10): 1811-1821.
- 冈市友利. 1972. 浅海的污染与赤潮的发生——内湾赤潮的发生机制 [R]. 东京: 日本水产资源保护协会, 58-76.
- 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 2007a. 海洋监测规范 第 4 部分: 海水分析 [S].
- 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 2007b. 海洋调查规范 第 4 部分: 海水化学要素调查 [S].
- 黄沛桓, 王刚, 黄子茵, 管东生. 2021. 华南近岸海域水质评价

- 及其影响因素[J]. 热带地理, 41(1): 124-135.
- 林晓娟, 高 珊, 仇天宇, 刘桂梅. 2018. 海水富营养化评价方法的研究进展与应用现状[J]. 地球科学进展, 33(4): 373-384.
- 王 申, 高珊珊, 蒋 力, 黎祖福, 申倩倩, 冯建祥. 2018. 水产养殖系统氮磷营养盐收支及其生态影响研究[J]. 水产学杂志, 31(5): 50-57.
- 徐俊杰, 徐宏根, 刘道涵, 陈 松, 刘 磊, 刘 慧, 柳 潇, 刘 盼. 2020. 南海南部曾母盆地的原型盆地划分及其形成演化过程[J]. 华南地质, 36(3): 221-231.
- 杨 静, 张仁铎, 赵庄明, 翁士创, 李风华. 2015. 近 25 年广西北部湾海域营养盐时空分布特征[J]. 生态环境学报, 24(9): 1493-1498.
- 姚 云, 沈志良. 2005. 水域富营养化研究进展[J]. 海洋科学, 29: 53-57.
- Cai W J, Hu X, Huang W J, Murrell M C, Lehrter J C, Lohrenz S E, Chou W C, Zhai W D, Hollibaugh J T, Wang Y C, Zhao P S, Guo X H, Gundersen K, Dai M H, Gong G C. 2011. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication[J]. Nature Geoscience, 4(11): 766-770.
- Camargo J A, Alonso Á. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment[J]. Environment International, 32(6): 831-849.
- Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, Boesch D F, Seitzinger S P, Havens K E, Lancelot C, Likens G E. 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus[J]. Science, 323(5917): 1014-1015.
- Diaz R J, Rosenberg R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems[J]. Science, 321(5891): 926-929.
- Havens K E. 2008. Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems[M]. // Cyanobacterial harmful algal blooms, Springer, 733-747.
- He Y X, Zhang P, Xu F, Zhao L R, Zhang J B. 2023. Seasonal nutrients variation, eutrophication pattern, and chlorophyll a response adjacent to Guangdong coastal water, China[J]. Frontiers in Marine Science, 10: 1236609.
- House W A. 1990. The prediction of phosphate coprecipitation with calcite in freshwaters[J]. Water Research, 24(8): 1017-1023.
- Howarth R, Chan F, Conley D J, Garnier J, Doney D C, Marion R, Billen G. 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 9(1): 18-26.
- Huang X P, Huang L M, Yue W Z. 2003. The characteristics of nutrients and eutrophication in the Pearl River estuary, South China[J]. Marine Pollution Bulletin, 47: 30-36.
- Ke S, Zhang P, Ou S J, Zhang J X, Chen J Y, Zhang J B. 2022. Spatiotemporal nutrient patterns, composition, and implications for eutrophication mitigation in the Pearl River Estuary, China[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 266: 107749.
- Kosten S, Huszar V L M, Bécares E, Costa L S, Van Donk E, Hansson L A, Jeppesen E, Kruk C, Lacerot G, Mazzeo N, Meester L D, Moss B, Lürling M, Nöges T, Romo S, Scheffer, M. 2012. Warmer climates boost cyanobacterial dominance in shallow lakes[J]. Global Change Biology, 18(1): 118-126.
- Lao Q B, Liu G Q, Shen Y L, Su Q Z. 2021. Biogeochemical processes and eutrophication status of nutrients in the northern Beibu Gulf, South China[J]. Journal of Earth System Science, 130(4): 199.
- Lei X T, Chen M, Guo L, Zhang X G, Jiang Z H, Chen Z G. 2019. Diurnal variations in the content and oxygen isotope composition of phosphate pools in a subtropical agriculture soil[J]. Geoderma, 337: 863-870.
- Li Y, Geng M D, Yu J L, Du Y X, Xu M, Zhang W Z, Wang J J, Su H J, Wang R, Chen F Z. 2022. Eutrophication decrease compositional dissimilarity in freshwater plankton communities[J]. Science of the Total Environment, 821: 153434.
- Malone T C, Newton A. 2020. The globalization of cultural eutrophication in the coastal ocean: causes and consequences[J]. Frontiers in Marine Science, 7: 670.
- Nguyen A T, Némery J, Gratiot N, Dao T S, Le T T M, Baduel C, Garnier, J. 2022. Does eutrophication enhance greenhouse gas emissions in urbanized tropical estuaries?[J]. Environmental Pollution, 303: 119105.
- Paerl H W, Hall N S, Calandrino E S. 2011. Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change[J]. Science

- of the total environment, 409(10): 1739-1745.
- Rabalais N N, Turner R E, Díaz R J, Justić D. 2009. Global change and eutrophication of coastal waters[J]. ICES Journal of Marine Science, 66(7): 1528-1537.
- Schindler D W, Heckey R E. 2009. Eutrophication: more nitrogen data needed[J]. Science, 324(5928): 721-722.
- Smith V H, Schindler D W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here?[J]. Trends in ecology & evolution, 24(4): 201-207.
- Smith V H, Tilman G D, Nekola J C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems[J]. Environmental Pollution, 100(1-3): 179-196.
- Sunda W G, Cai W J. 2012. Eutrophication induced CO₂-acidification of subsurface coastal waters: interactive effects of temperature, salinity, and atmospheric pCO₂[J]. Environmental science & technology, 46(19): 10651-10659.
- Wang B D, Xin M, Wei Q S, Xie L P. 2018. A historical overview of coastal eutrophication in the China Seas[J]. Marine Pollution Bulletin, 136: 394-400.
- Wang M R, Kroeze C, Stokal M, van Vliet M T H, Ma L. 2020. Global change can make coastal eutrophication control in China more difficult[J]. Earth's Future, 8(4): e2019EF001280.
- Wang Y J, Liu D Y, Xiao W P, Zhou P, Tian C G, Zhang C S, Du J Z, Guo H, Wang, B D. 2021. Coastal eutrophication in China: Trend, sources, and ecological effects[J]. Harmful Algae, 107: 102058.
- Wei Y Q, Ding D S, Gu T, Xu Y, Sun X M, Qu K M, Sun J, Cui Z G. 2023. Ocean acidification and warming significantly affect coastal eutrophication and organic pollution: A case study in the Bohai Sea[J]. Marine Pollution Bulletin, 186: 114380.
- Xu H L, Zhang Y, Zhu X Z, Zheng M F. 2019. Effects of rainfall-runoff pollution on eutrophication in coastal zone: a case study in Shenzhen Bay, southern China[J]. Hydrology Research, 50(4): 1062-1075.
- Zang N, Zhu J, Wang X, Liao Y J, Cao G Z, Li C H, Liu Q, Yang Z F. 2022. Eutrophication risk assessment considering joint effects of water quality and water quantity for a receiving reservoir in the South-to-North Water Transfer Project, China[J]. Journal of Cleaner Production, 331: 129966.
- Zhang P, Chen Y, Peng C H, Dai P D, Lai J Y, Zhao L R, Zhang J B. 2020. Spatiotemporal variation, composition of DIN and its contribution to eutrophication in coastal waters adjacent to Hainan Island, China[J]. Regional Studies in Marine Science, 37: 101332.
- Zhang Y F, Gao Y H, Kirchman D L, Cottrell M T, Chen R, Wang K, Ouyang Z X, Xu Y Y, Chen B S, Yin K D, Cai W J. 2019. Biological regulation of pH during intensive growth of phytoplankton in two eutrophic estuarine waters[J]. Marine ecology progress series, 609: 87-99.
- Zhou Y, Wang L L, Zhou Y Y, Mao X Z. 2020. Eutrophication control strategies for highly anthropogenic influenced coastal waters[J]. Science of the Total Environment, 705: 135760.