

基于SCHISM-CoSiNE模拟的2021年珠江口海域海表浮游植物分布

张昕^{1,2}, 高姗^{1,2*}, 李轩梁^{1,2}, 杨洪桥³, 朱学明³, 郑静静^{1,2}

(1. 国家海洋环境预报中心, 北京 100081; 2. 自然资源部海洋灾害预报技术重点实验室, 北京 100081; 3. 南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海), 广东 珠海 519080)

摘要: 为了探索弱径流年的浮游植物分布特征, 基于非结构网格半隐式跨尺度海洋模式建立珠江口的三维斜压水动力-生态耦合模型, 基于模型结果讨论2021年弱径流条件下珠江口海域海表状态变量的分布, 探索关键海洋要素与逐日径流量的相关性空间分布, 对海表叶绿素a进行经验正交函数分解。结果表明: 2021年6月下旬—8月的叶绿素a浓度较多年平均值存在负异常; 叶绿素a浓度的分布在近海和远海存在相反相位, 丰水期近海叶绿素a为增强态势, 枯水期减弱, 外海则相反; 2021年与多年均值存在较大差异的原因在于第三模态8月、9月时间系数相反。整体而言, 2021年浮游植物分布规律与常年较一致。

关键词: 珠江口; 三维斜压水动力-生态耦合模型; 海洋生物地球化学; 数值模拟

中图分类号: P731.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1003-0239(2024)06-0089-14

0 引言

珠江口位于南海北部, 年均入海水量为 $3.32 \times 10^9 \text{ m}^3$, 平均流量为 $1.0525 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{s}$, 与雨季相对应的4—9月为径流汛期, 径流量占全年总量的74%~84%^[1]。珠江口是世界上水系最复杂的河口三角洲之一, 由西江、北江、东江与潭江干流4大水系组成, 其中西江径流量约占73%^[2], 河网系统错综复杂, 自东向西汇集于虎门、蕉门、洪奇门、横门、磨刀门、鸡啼门、虎跳门和崖门八大口门入海。珠江口区域河流相互贯通, 水文状况十分复杂, 动力过程变化多样。另外, 珠江三角洲也是高度城市化和工业化的区域, 河口区域也表现出较高的氮和磷含量、有害藻华、水体缺氧等富营养化特征以及相应的生态灾害^[3-5], 同时河口区域存在潜在的磷限制现象^[6], 丰水期的氮磷比往往可达200:1^[7]。径流量是珠江口浮

游植物空间分布的主要驱动因素之一^[8]。在季风的支配下, 珠江羽流或冲淡水^[9]携带了大量营养物质和颗粒物等河流环境物质, 这些物质对浮游植物等生物量较高的生物地球化学循环过程产生了重要影响^[9]。受2020年秋冬季和2021年秋冬季“拉尼娜”事件的影响^[10-12], 2021年珠江口流域降雨较常年偏少, 该年径流总量仅为 $2.031 \times 10^9 \text{ m}^3$, 较多年平均值偏小约40%。为了探索弱径流年下珠江口海域浮游植物的分布特征, 本文基于半隐式跨尺度水科学集成系统海洋模式(Semi-implicit Cross-scale Hydrosceince Integrated System Model, SCHISM)建立了三维斜压水动力-生态耦合模型, 开展模拟数据与观测数据的对比, 分析在弱径流条件下珠江口海域关键环境参数的分布以及和径流量日变化的相关关系, 探讨2021年珠江口海域叶绿素a的分布特征。

收稿日期: 2024-01-23。

基金项目: 国家重点研发计划重点专项(2023YFC3107702、2023YFC3107705); 南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海)科研项目(SML2023SP219)。

作者简介: 张昕(1998-), 男, 硕士在读, 主要从事海洋生态数值模拟研究。E-mail: zhangzx988@126.com

*通信作者: 高姗(1982-), 女, 副研究员, 博士, 主要从事海洋生态预报。E-mail: gaos@nemfc.cn

1 珠江口水动力-生态耦合模型构建

1.1 模型介绍

本文的水动力模型基于SCHISM,采用精确高效的半隐式有限元方法求解Navier-Stokes方程^[113-14],利用Boussinesq近似得到控制方程。

动量方程为:

$$\frac{D\mathbf{u}}{Dt} = -g\nabla\eta + \mathbf{f} + \frac{\partial}{\partial z}\left(v\frac{\partial\mathbf{u}}{\partial z}\right) \quad (1)$$

二维和三维深度积分形式的连续性方程为:

$$\frac{\partial\eta}{\partial t} + \nabla \cdot \int_{-h}^{\eta} \mathbf{u} dz = 0 \quad (2D) \quad (2)$$

$$\nabla \cdot \mathbf{u} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (3D) \quad (3)$$

输运方程为:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \nabla \cdot (\mathbf{u}C) = \frac{\partial}{\partial z}\left(\kappa \frac{\partial C}{\partial z}\right) + F_h \quad (4)$$

式中: \mathbf{u} 为水平速度,其中包括笛卡尔分量(u, v); t 为时间; g 为重力加速度; η 为自由表面高度; \mathbf{f} 为动量方程中的其他强迫项(斜压梯度、水平黏度、科氏力、潮汐势、大气压、辐射应力); v 为垂直涡流粘性系数; z 为笛卡尔坐标垂直分量(向上为正); h 为水深(以固定基准面测量); w 为垂向速度; C 为示踪剂浓度,如盐度、温度等; κ 为垂向湍流扩散系数; F_h 为水平扩散。

本研究采用碳、硅酸盐、氮生态系统模型(Carbon, Silicate, Nitro-gen Ecosystem Model, CoSiNE),该模型最初由CHAI等^[15]开发,用于模拟赤道和太平洋的海洋地球生物化学过程,目前已经应用到多尺度的研究上^[16-17]。模型有13个状态变量,包括2个浮游植物物种(S1和S2)、2个浮游动物物种(Z1和Z2)、3种氮形态(NO_3 、 NH_4 和DN(碎屑氮))、2种硅形式(SiO_4 和DSi(碎屑硅)) and 1种磷形态(PO_4)以及3个碳循环的变量(溶解氧(DOX)、总二氧化碳(CO_2)和总碱度(ALK))。CoSiNE模型的概念方程可以表示为:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \text{Physics}(C) + \text{Biology}(C) \quad (5)$$

式中: C 可以表示为13个CoSiNE变量中的任意一个; $\text{Physics}(C)$ 为物理源汇过程,包括平流项以及扩

散项; $\text{Biology}(C)$ 为生物源汇过程。

1.2 模型配置

本次建模采用了由119 653个格点组成的229 887个三角形的水平网格,模型区域包括珠江八大入海口门以及河口伶仃洋、磨刀门、黄茅海和南海北部陆架区,模型模拟范围为 $19.20^\circ \sim 24.27^\circ \text{N}$, $110.16^\circ \sim 119.15^\circ \text{E}$ (见图1a)。三角形网格的最大优点是空间分辨率灵活对不规则岸线、岛屿拟合精确。珠江河口—南海北部陆架区水平分辨率的设置为50~8 000 m不等。网格在珠江口海域尤其是航道区进行了重点加密,网格分辨率由陆架深水海域的8 000 m逐渐平滑地变化到海岸线附近约1 000 m,接近珠江口处为500 m,河道内的分辨率达到最高,为50 m。模型共设置8个河流开边界(从东自西依次为虎门、蕉门、洪奇门、横门、磨刀门、鸡啼门、虎跳门和崖门)和2个海洋开边界(琼州海峡以及南海北部)^[18]。

模型的水深数据使用全球和海图数据集融合构建,其中河道及近岸水深采用海图中的水深数据;外海陆架区水深数据为美国国家海洋和大气管理局(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)水平分辨率为15"的世界大洋深度图(General Bathymetric Chart of the Oceans, GEBCO)格点化水深数据集;在两种数据重叠的部分统一进行水深插值。垂直网格采用特殊的局地 σ 坐标分层(LSC2)^[13],根据水深不等分为5~53层的Sigma分层。在这个坐标系统中,垂向网格尺寸会随着深度的增加而增加,即在水深较深的地方,垂向网格尺寸较大,而在水深较浅的地方,垂向网格尺寸较小。这种垂向分层可以更好地模拟地形变化对模拟效果的影响^[19],提高模型的准确性和可靠性,简化水深平滑,节省计算资源。

模型的潮汐强迫采用法国国家空间研究中心开发的FES2014潮汐模型的M2、S2、N2、K2、K1、O1、Q1、P1天文分潮。模型的温度(T)、盐度(S)、流场(u, v)、水位(elev)以及13个生态要素(CoSiNE13)初始场和边界场使用国家海洋环境预报中心建设和运行的南海海洋预报业务系统(South China Sea Operational Forecasting System, SCSOFS)数据^[20-23]。该数据是基于ROMS-CoSiNE耦合模型的

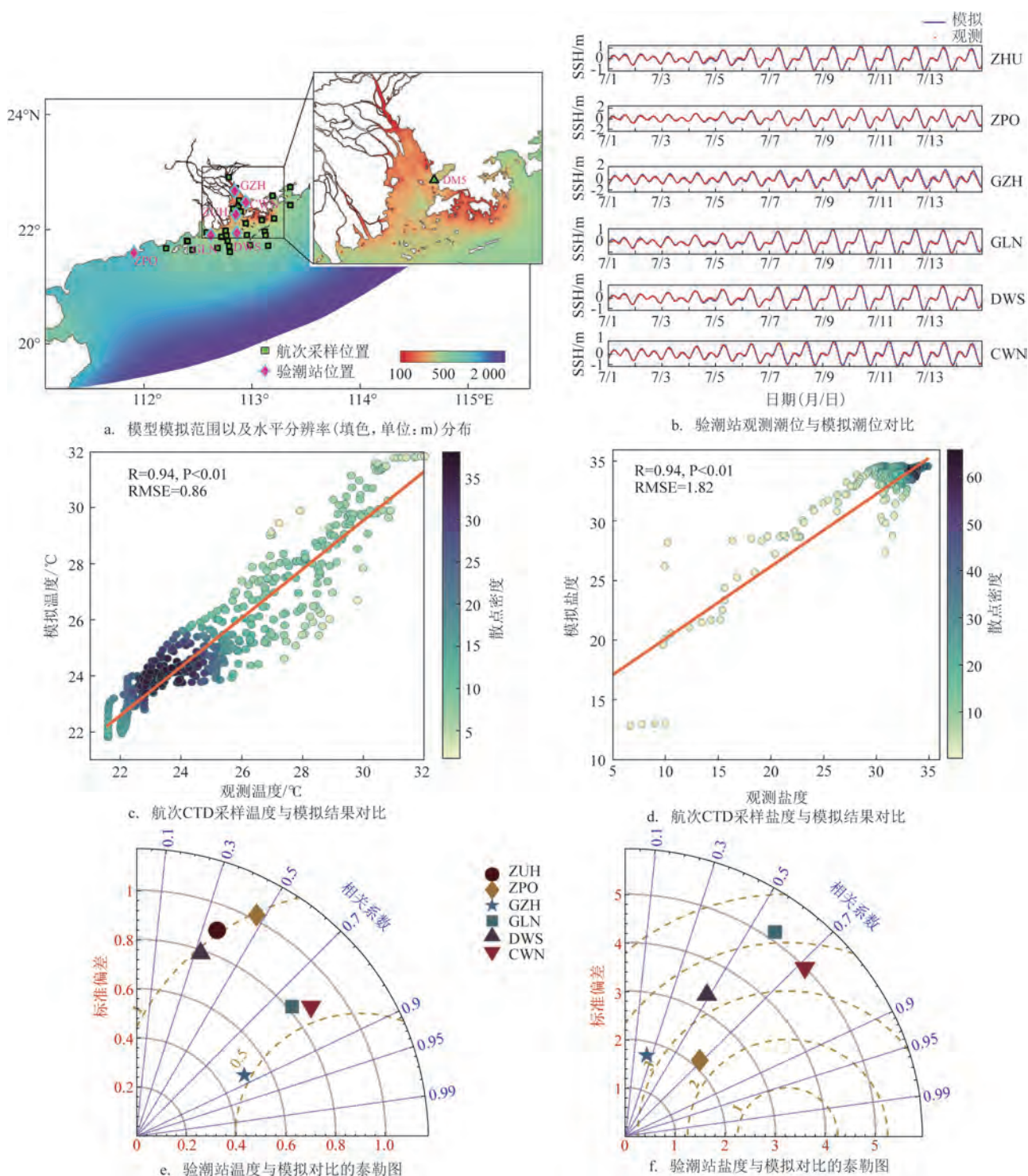


图1 模型水力模拟性能表现

Fig.1 Model hydrodynamic simulation performance

模拟结果,水平分辨率可达 $1/30^\circ$ 。

珠江径流量数据来自中华人民共和国水利部珠江水利委员会(网址: <http://www.pearlwater.gov>。

cn)的逐日流量数据,日缺值用邻近日期数据插补,利用关键水文控制站的数据计算出日总流量,以《中国河流泥沙公报》以及《珠江片河流泥沙公报》

的总流量数据订正,再按比例分配到八大出海口^[2],其中磨刀门占比最多,为29.6%,鸡啼门占比最低,为4.9%。2021年7月和8月的日径流量数据缺失严重,所以使用2020年同期数据并乘以两年的比例系数替代。河流开边界输入的变量除温度使用高分辨率海表温度研究小组(Group for High Resolution Sea Surface Temperature, GHRSSST)0.01°分辨率的卫星遥感数据进行插值外,其余均使用SCSOFS数据进行插值,时间分辨率为逐日。

模型的大气强迫数据来自美国国家环境预测中心(National Centers for Environmental Prediction, NCEP)的气候预报再分析数据(Climat Forecast System Reanalysis, CFSR),包括10 m上空风速、平均海平面大气压、2 m气温、湿度、向下长波辐射通量及净短波辐射通量等。数据的时间分辨率为6 h,空间分辨率为1/4°。

模型采用斜压模型,时间步长为180 s,最大扩散系数设置为1.0 m²/s,最小为1.0×10⁻⁶ m²/s。底摩擦系数 C_b 根据水深设置为不同的值^[24],水深小于10 m设置为3.41×10⁻³,逐10 m更改 C_b 设置,大于50 m设为2.50×10⁻³^[25]。水体反射率以及水体类型从近岸—陆架区设置为三级,近岸河口最小反射率设置为0.12,过渡到远海为0.15;近岸河口水体类型设置为4,过渡到2,远海为1。

1.3 生态模型构建

本文的生态模型参数主要参考了CHAI等^[15]和SCSOFS的设置,悬浮物(Suspended Particulate Matter, SPM)浓度使用欧洲哥白尼海洋环境监测系统全球海洋水色(Copernicus-GlobColour, 网址: <https://marine.copernicus.eu>)的多年平均海表SPM浓度数据。将SCHISM-CoSiNE模拟的小型浮游植物S1和硅藻S2之和视为模拟的浮游植物总生物量,并且以1:1的关系转化为叶绿素a,即将1 mmol的浮游植物量转化为1 mg的叶绿素a^[26]。

在本文构建的模型中耦合了CoSiNE的沉积物通量模块。沉积物的生物地球化学过程会对中上层生态系统产生重要影响。底栖环境是中上层生态系统的下边界,它会接受来自水柱沉积的颗粒有机物(Particulate Organic Matter, POM)并返回无机营养物质以支持真光层的浮游植物增殖^[27]。POM

的矿化会将沉积的POM转化为溶解的无机碳和营养物质,在沉积物通量模型中不同反应活性的有机质会被分成G类,每类有机质对应不同的衰减速率。POM分为3个G类,这个模块具体可表示为:

$$JPOM_i = RPOM_i \cdot PPOM_i \quad (6)$$

$$\frac{dRPOM_i}{dt} = rkPOM_i - \frac{RPOM_i \cdot fPOM_i \cdot flxPOM_i}{PPOM_i} \quad (7)$$

$$\frac{dPPOM_i}{dt} = fPOM_i \cdot flxPOM_i - JPOM_i \quad (8)$$

式中: i 代表每种POM,对应CoSiNE中S2、DN以及DSi; $JPOM_i$ 代表每种POM的再矿化通量; $RPOM_i$ 代表每种POM的衰减率,并且不会超过给定的上限值 $mkRPOM_i$; $PPOM_i$ 代表每种POM在沉积物的浓度; $rkPOM_i$ 代表给定的POM衰减率的变率; $fPOM_i$ 代表每种POM从水柱到沉积物的分配系数; $flxPOM_i$ 代表水柱到沉积物的POM通量。事实上,沉积物中POM的矿化由细菌所介导,矿化反应速率即POM的衰减率由有机质的反应活性和细菌密度所决定,新鲜沉积到沉积物的POM的衰减速率需要一定时间才能达到最大值(对应最大细菌密度)^[26]。在模型中, $\frac{RPOM_i \cdot fPOM_i \cdot flxPOM_i}{PPOM_i}$ 代表了新鲜沉积物对衰减率的影响,从而使模型产生了可变的POM衰减率(具体参见:<https://github.com/schism-dev>)。

1.4 检验数据

用来开展模型结果比较检验的数据包括:

①国家海洋环境预报中心的6个验潮站数据,包括2021年7月逐小时的潮位、温度和盐度(见图1a)。

②航次调查数据,来源于南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海)2021年7月27日—8月9日珠江口夏季航次调查的温盐深(CTD)采样数据^[22]。

③卫星遥感叶绿素a数据来源于美国国家航空航天局(National Aeronautics and Space Administration, NASA)海洋水色处理中心(网址: <http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>)的MODIS-Aqua月平均数据,水平分辨率为4 km。

④定点观测数据,来源于香港环境保护署(网址: <https://www.epd.gov.hk>)逐月定点海水水质数

据,包括温度、盐度、叶绿素a浓度以及营养盐浓度等。本文选取了距离珠江口河道最近的DM5站点(113.89°E , 22.43°N)。

2 结果

2.1 模型验证

首先,使用南海北部潮位的模拟结果与6个验潮站的水位数据进行对比,其中ZUH站模拟结果与观测数据的相关系数(Correlation Coefficient, COR)达到0.99,均方根误差(Root Mean Squared Error, RMSE)为0.09 m(见表1和图1b)。总体来说,模型6个验潮站水位的模拟结果与观测数据的COR在0.9以上,除GZH站的RMSE为0.23 m外,其他站点的RMSE均在0.20 m以内。

验潮站7月逐日温度与模拟结果的对比结果表明(见图1e和1f),ZUH站温度的RMSE最大,为 1.36°C ,其余站点均在 1.00°C 以内;盐度的对比结

表1 观测与模拟潮位对比

Tab.1 Comparison of observed and simulated tidal levels

站点	潮位 COR	潮位 RMSE
ZUH	0.99	0.09
ZPO	0.98	0.13
GZH	0.92	0.23
GLN	0.97	0.13
DWS	0.95	0.17
CWN	0.98	0.10

果表明,GLN的RMSE最大,为4.24。这可能是由于上述两个站点过于接近湾内河口,模拟输入的河流流量和盐度与实际条件有一定出入所导致的误差。

航次调查的温度和盐度均和模拟结果表现出较高的相关性(见图1c和1d),其中温度的RMSE为 0.86°C ,盐度的为1.82。总体而言,模型满足水动力过程模拟的要求。

图2为DM5站点2021年水质数据与模型数据

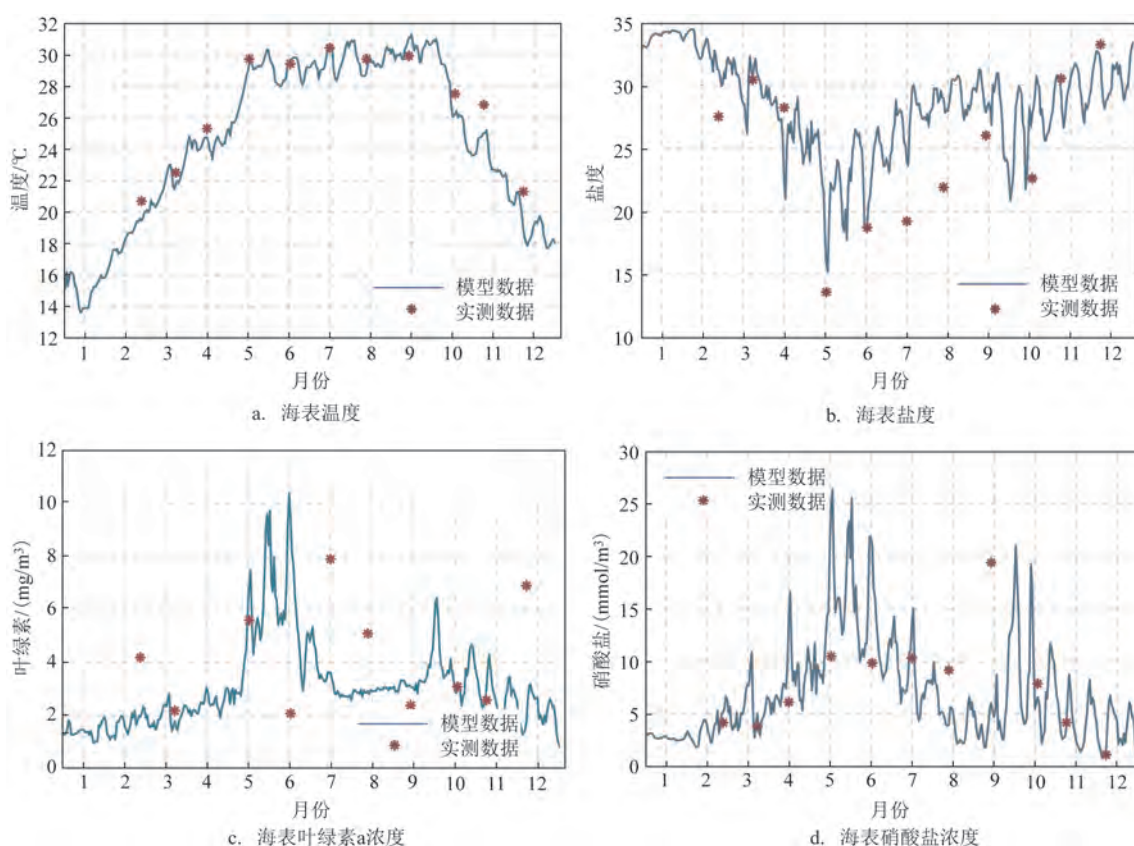


图2 2021年DM5站水质数据与模型数据对比

Fig.2 Comparison of water quality data and model data of DM5 station in 2021

对比。结果表明,夏季盐度偏高,叶绿素a和硝酸盐偏低,这可能是由于径流量引起,7月和8月数据缺失比较严重,可能无法体现短期天气事件对径流量的影响,并且站点离陆地较近,容易受到陆源物质的影响。但大多数实测数据分散在模型数据周围,总体而言,模型模拟的海表温度、盐度、叶绿素a以及硝酸盐的季节变化较符合实测数据的变化特点。

2.2 模拟的海表温度、盐度以及叶绿素a的季节分布

南海北部在冬季受东北季风控制,夏季受西南季风控制^[28],在季风的交替作用下,生物地球化学过程具有很强的季节性^[29]。珠江冲淡水对温度、盐度和流场结构影响较大,羽流在冬季具有低温属性,在夏季具有高温属性^[28],汛期径流量往往占据全年径流量的80%左右。冬季,南海北部温度随纬度递减而升高(见图3a),具有沿岸水温低、陆架水温高的特点,等温线呈西南—东北走向分布,由岸向海的水温梯度比较大,温度大致分布在14~24℃。冬季珠江径流较弱,冲淡水影响范围相对较小(见图3e),并且由于地转流以及季风的影响,淡水主要位于河口的西侧。春季,该区域温度和盐度的分布(见图3b和3f)整体与冬季类似,不过温度较冬季明显升高,随着蒸发减弱以及径流量增大,冲淡水范围扩大,表层盐度有所下降。夏季,该区域温度为26~31℃,达到全年最高(见图3c),在西南季风的影响下,该海域存在局部上升流,造成局部区域温度偏低,雨季径流量较大,淡水扩散范围大大增加,在西南季风的影响下,淡水向河口东侧有一定的扩展(见图3g)。秋季,随着气温下降,海水对流混合增强,东北季风的兴起引起降水和径流减少,蒸发增强,表层盐度有一定的升高(见图3h)。

模型模拟的叶绿素a分布与卫星遥感数据存在一定的差异(见图4),这可能是由于卫星遥感在近岸受到高浓度悬浮物以及陆源物质影响造成的。与淡水分布类似,叶绿素a浓度高值整体分布靠近河口,由湾内到湾外递减。冬季叶绿素a平均浓度较小,在东北季风以及地转流的影响下,高值主要沿河口向西扩展(见图4a和4b)。春季由于径流增大,叶绿素a高值范围增大,平均浓度增加(见图4c和4d)。夏季径流量达到全年峰值,整个区域叶绿素a浓度大幅提高,在西南季风影响下,高值在河口

东侧有一定的扩展(见图4f)。秋季,随着东北季风逐渐兴起,叶绿素a高值主要集中在河口西侧沿岸(见图4g和4h)。总体而言,模型对季节变化的模拟满足后续研究需求。

3 讨论

3.1 弱径流影响下的海洋环境变量特点

珠江口叶绿素a和营养盐的分布与冲淡水的分布高度相似,大量营养盐通过河流输送入海。许多研究也表明径流量是珠江口浮游植物空间分布的主要驱动因子之一^[9],而冲淡水的空间分布与径流量高度相关^[30]。为了进一步揭示这种关系,下面分析2021年逐日径流量与环境变量相关性的空间分布。

图5为该海域2021年径流量日变化与海表叶绿素a浓度、盐度、浮游植物对硝酸盐的吸收以及海表温度的相关性空间分布。叶绿素a与径流量高度正相关现象主要集中在河口以及周边区域,越远离河口相关性越低(见图5a)。珠江丰水期往往对应着南海北部西南季风的盛行期,在东北流的作用下,河口东侧通常会出现叶绿素a高值区。而在2021年径流量总体较小的情况下,羽流的影响范围较往年的研究结果偏弱^[31]。盐度可以作为径流冲淡水的示踪剂,盐度与径流量主要呈负相关,且两者的强相关性区域较叶绿素a与径流量高度正相关的区域分布更广,盐度与径流量在湾内的相关性更强,负相关的高值区在河口东侧有一定的延伸(见图5b)。浮游植物按照一定的比例(Redfield比值)摄取营养物质以维持生长繁殖^[32],浮游植物对营养盐的吸收情况和其分布存在一定的联系^[6,33],珠江羽流中氮磷比远高于Redfield比值^[34],存在营养盐失衡现象。值得注意的是,尽管汛期径流输送了大量的营养盐,但湾内营养盐的吸收并不如湾口处显著,甚至湾内硝酸盐的吸收与径流量之间还呈现出较弱的负相关关系。这可以解释为由于湾内存在较高浓度的悬浮物(见图6a),限制了浮游植物的生长^[35],而且较高流量的冲刷也会使浮游植物的滞留时间变短,不利于其增殖,湾内的浮游植物量可能主要来自径流的直接输送,所以汛期湾内浮游植物对硝酸盐的吸收也不会随流量的增加而提升。湾口处浮游植物的生长受悬浮物的影响减弱,对营养盐的

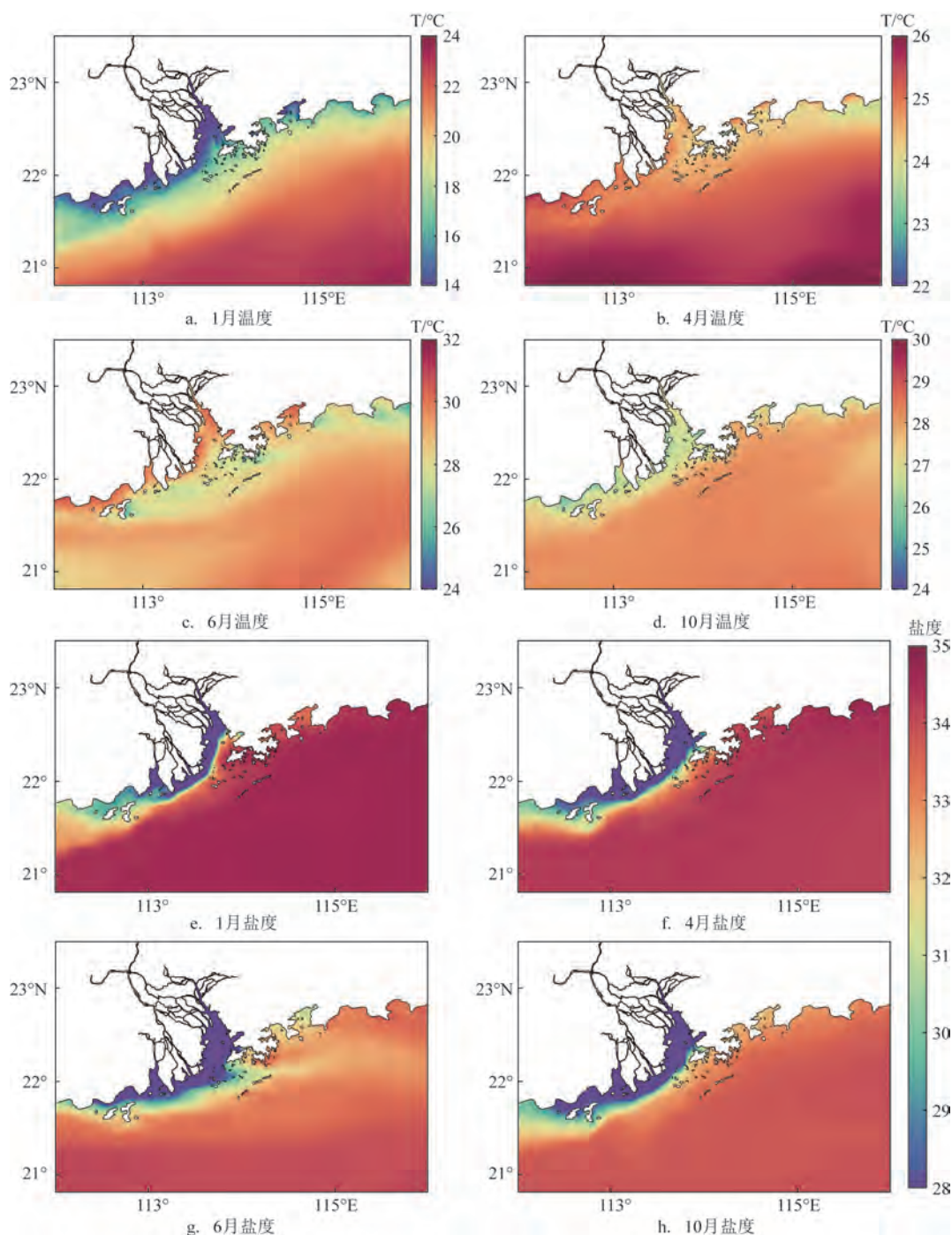


图3 模型模拟的2021年海表四季温度与盐度分布

Fig.3 The simulated temperature and salinity distribution of the sea surface in four seasons in 2021

利用增大,与径流量呈现正相关关系。另外,汛期对应的西南季风导致的离岸流对这种效应也有一定的影响。整个区域的温度与径流量呈现较弱的正相关性(见图 5d),温度变化主要由季节变化引起,径流量的季节变化对温度的影响较为次要。

珠江片河流泥沙公报显示(网址:<http://www.pearlwater.gov.cn/zwgkcs/lygb/nsgb>),2021 年关键水文控制站的月径流量较 2020 年各月均有所下降,且主要集中于汛期,其中 6 月西江高要站径流量仅为 2020 年同期的 43%。为了进一步揭示弱径流年叶

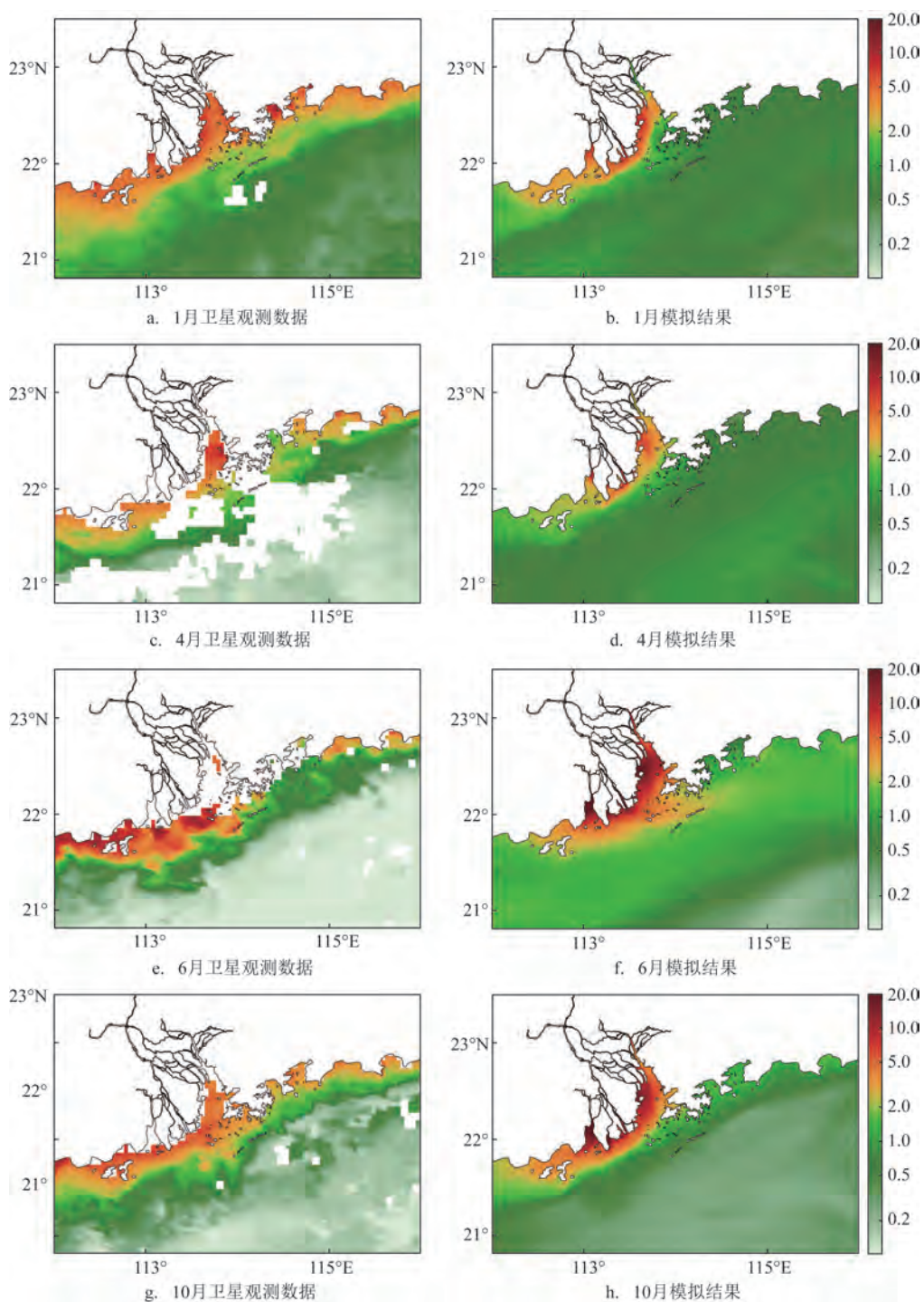


图4 2021年海表月平均叶绿素a(单位: mg/m^3)分布

Fig.4 Monthly average chlorophyll-a (unit: mg/m^3) distribution of sea surface in 2021

绿素a分布的特点,选取一条沿湾内一离岸的经向线段来观察2021年海表叶绿素a分布时间序列与过去十年平均结果的对比(见图6a)。结果显示(见图

6b、6d和6e),2021年春季和冬季海表叶绿素a含量与十年均值相似,主要差别体现在汛期的6—8月,即2021年6月下旬—8月叶绿素a主要表现为负异

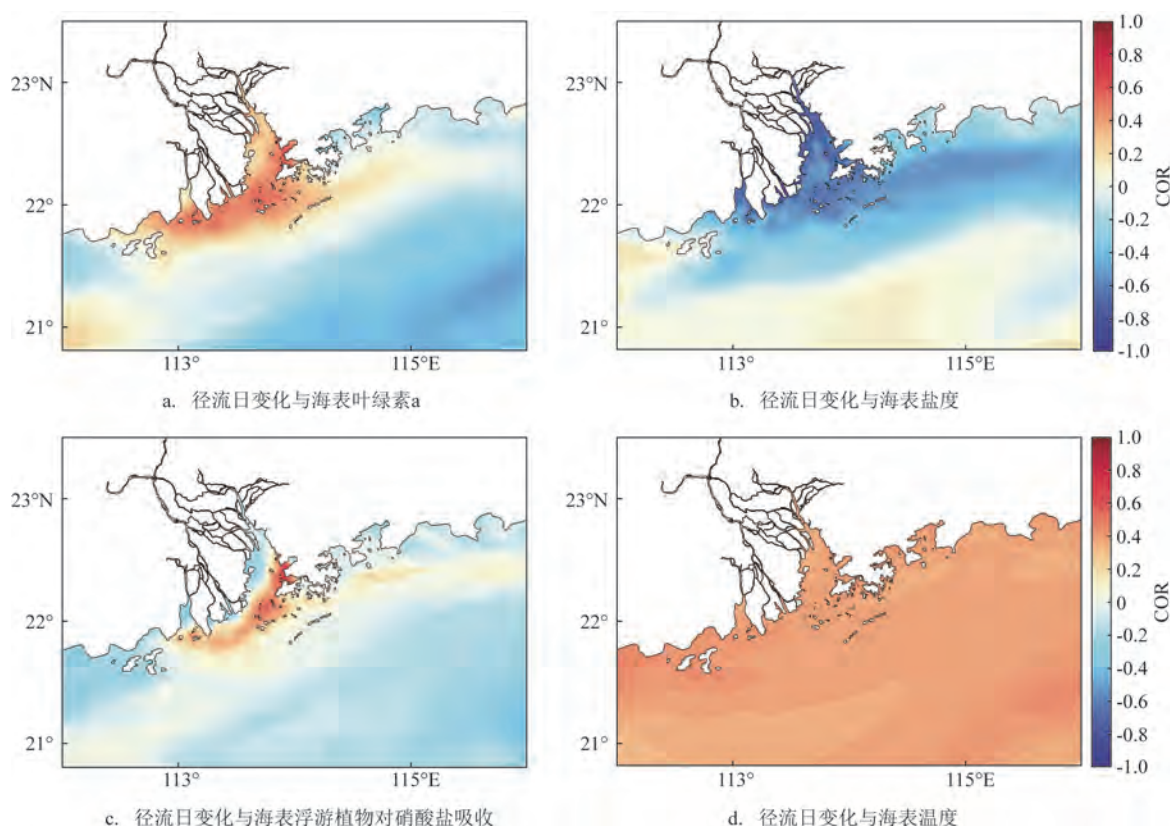


图5 2021年径流量与各参数的相关性分布

Fig.5 The correlation distribution between runoff and various parameters in 2021

常,整体来看2021年叶绿素a浓度的峰值期大幅缩短。2021年逐日径流量与十年均值的比较显示(见图6c),2021年整个汛期流量减少,这足以解释6月下旬—8月叶绿素a的负异常结果。

3.2 海表叶绿素a的时空分布特征

河流流量不仅控制着营养盐的输入,同时也控制着浮游植物的滞留时间^[36]和悬浮物浓度^[37],为了进一步评估弱径流条件下叶绿素a的时空分布特征,使用经验正交函数分解法(Empirical Orthogonal Function, EOF)^[38]进行进一步分析。结果表明2012—2021年海表叶绿素a的第一、二、三模态的方差贡献率分别为60.28%、12.90%、6.18%,累积方差贡献率接近80%,3个模态全部通过North检验。

第一模态空间向量表明存在一条西南—东北的分界线(见图7a),以该线为界呈现相反的空间相位,并且与盐度与径流存在负相关的区域有一定的重合(见图5b),第一模态的时间系数也在丰水期和

枯水期存在相反的相位(见图7b、7c),近岸增强时期基本和汛期重合(见图6c)。有研究表明由于冬季的深层混合,南海北部部分海区存在着冬季初级生产力高于夏季的现象^[39],第一模态也呈现出了丰水期近岸区域增强而远海减少的态势,枯水期则相反。丰水期在西南季风的影响下,由于Ekman运输的影响,近岸海水一定程度上向外海运输^[40],考虑到浮游植物对硝酸盐的吸收与径流量在湾口呈正相关,很可能丰水期外海的减弱态势与羽流中的营养盐失衡有关。2021年与十年均值的第一模态时间系数基本重合(见图7c),仅在6—8月在量值上存在差异,这体现了受弱径流的影响,丰水期叶绿素a浓度较常年低(见图6e)。

第二、三模态的时间系数在丰水期也存在较大变化(见图7b),并且有着不同的相位,空间向量的高值也非常靠近河口。第二模态湾口处11月一次年5月基本为减弱态势(见图7c),而夏季存在较大变化,8—10月为增强态势。这一模态很可能与

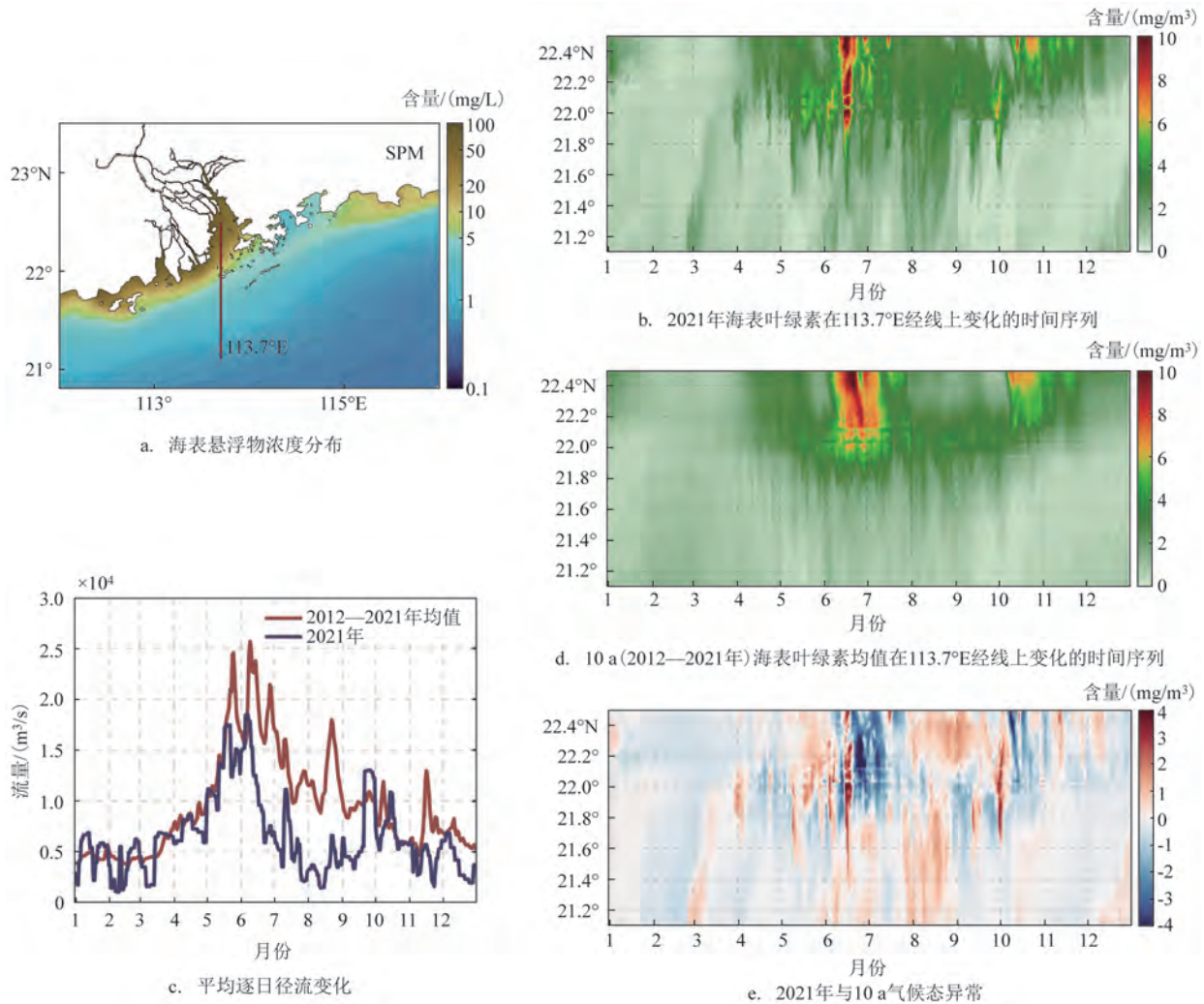


图6 模拟的113.7°E经线上的海表叶绿素a变化

Fig.6 The simulated sea surface chlorophyll-a change on the 113.7°E

风场有关,在东北季风盛行时,风场引起的沿岸向岸流不利于羽流向外扩展,同时河口西侧正值空间向量也对应着东北风主导的羽流西扩的影响;而西南季风盛行时,引起的离岸流更利于冲淡水向湾外扩展,此时的时间系数也可能对应西南季风存在着较大的周期性和强度变化^[41]。第三模态方差贡献率较小(见图7a),湾内则在6、7月的丰水期表现为增强。值得注意的是,该模态在2021年8、9月的时间系数与十年均值相反(见图7c),这代表2021年该模态在湾内呈现增强趋势,然而尽管2021年8、9月的径流量低于多年年均,但这并不意味着对湾内的浮游植物量只存在负贡献。这可能是由于弱径流导致湾内的浮游植物量不利向外海输运,从而在湾内

滞留时间变长所致,也可能由于河流直接输送的浮游植物的影响、浮游动物的捕食效应^[42]以及河流输入引发的湾内营养盐失衡导致,这值得进一步探索。

总体而言,2021年珠江在弱径流条件下,近岸水域的浮游植物依然符合常年分布规律。遗憾的是本文模型中并未考虑悬浮物输运的影响,未来应开展更多的模拟实验,从过程诊断上进一步分析珠江径流变化对浮游植物分布的影响机制。珠江口近岸径流强度变化、营养盐结构与失衡^[43]、悬浮物引起的光衰减以及浮游植物种群变化还值得进一步综合分析研究,这有利于预测气候变化和人类活动下的近海海域生态环境变化^[44-45]。

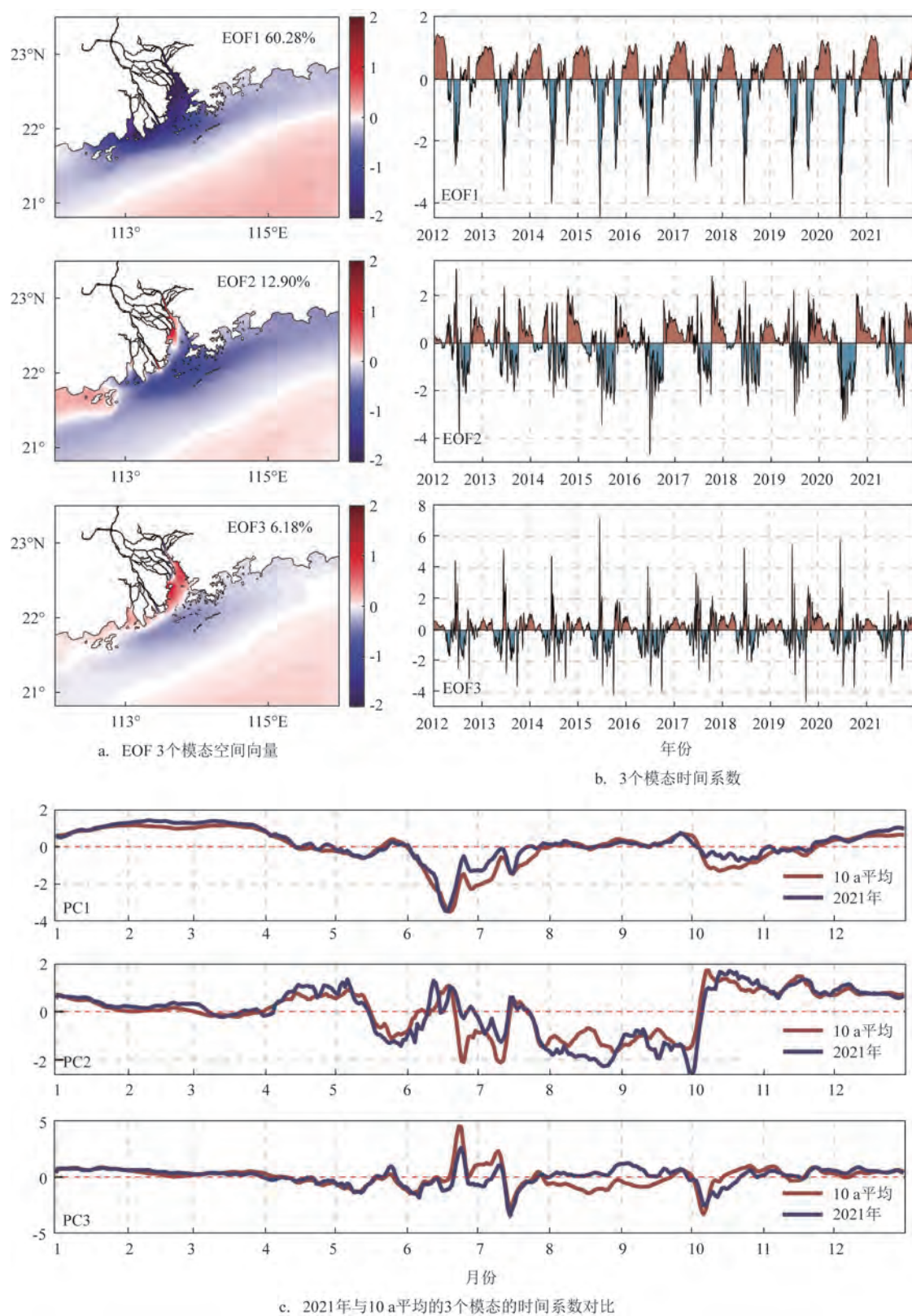


图7 2012—2021年海表叶绿素a浓度EOF分解

Fig.7 EOF of sea surface chlorophyll-a concentration

4 结论

本文通过建立了一个珠江口近岸高分辨率的水动力-生态耦合模型,对2021年浮游植物的分布特征进行了讨论。结论如下:

① 经过观测结果的比较检验,本文建立的珠江口水动力-生态耦合模型的模拟结果可以用以后续研究。

② 湾内悬浮物浓度较高,会限制浮游植物的生长和对湾内硝酸盐的吸收,该区域浮游植物对硝酸盐的吸收速率与径流量之间呈现较小的相关性。

③ 2021年整个汛期流量减少,叶绿素a浓度的峰值期大幅缩短,6月下旬—8月的叶绿素a浓度较十年均值存在明显的负异常。

④ EOF的结果表现出2021年叶绿素a的分布在近海和远海存在相反的相位,丰水期近海叶绿素a为增强态势,枯水期减弱。2021年第三模态8、9月的时间系数与多年均值相反,这说明尽管整体上2021年的浮游植物分布与常年分布规律较为一致,但弱径流年的减弱现象并不意味着对湾内的浮游植物量只存在负贡献。

本文所得结论主要是基于数值模拟的结果,由于垂向生态参数观测数据欠缺,文本未探讨浮游植物的垂向分布。当前模型使用了二维的卫星遥感平均悬浮物浓度,未来应考虑耦合三维沉积物输运模块来研究悬浮泥沙浓度带来的光限制和营养盐限制的相对作用^[36,47],对珠江口海域浮游植物分布与相关环境要素的关系开展更深入的分析。

参考文献:

- [1] 赵焕庭. 珠江河口的水文和泥沙特征[J]. 热带地理, 1989, 9(3): 201-212.
ZHAO H T. Hydrological and sedimentary characteristics of the Pearl River estuary[J]. Tropical Geography, 1989, 9(3): 201-212.
- [2] 黄畅, 王永红, 杨清书, 等. 珠江三角洲河网流量的时空变化及影响因素[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2022, 52(5): 97-106.
HUANG C, WANG Y H, YANG Q S, et al. Spatiotemporal variation of discharge and its influencing factors in the Pearl River delta network Area[J]. Periodical of Ocean University of China, 2022, 52(5): 97-106.
- [3] YIN K D, HARRISON P J. Nitrogen over enrichment in subtropical Pearl River estuarine coastal waters: possible causes and consequences[J]. Continental Shelf Research, 2008, 28(12): 1435-1442.
- [4] LAI Z G, YIN K D. Physical-biological coupling induced aggregation mechanism for the formation of high biomass red tides in low nutrient waters[J]. Harmful Algae, 2014, 31: 66-75.
- [5] WANG S F, TANG D L, HE F L, et al. Occurrences of harmful algal blooms (HABs) associated with ocean environments in the South China Sea[J]. Hydrobiologia, 2008, 596(1): 79-93.
- [6] 张伟, 孙健, 聂红涛, 等. 珠江口及毗邻海域营养盐对浮游植物生长的影响[J]. 生态学报, 2015, 35(12): 4034-4044.
ZHANG W, SUN J, NIE H T, et al. Seasonal and spatial variations of nutrient and the response of phytoplankton in PRE and Adjacent Sea Areas[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(12): 4034-4044.
- [7] 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.
- [8] 马奔, 赵辉. 夏季珠江口叶绿素a和营养盐分布特征及其与环境因子的关系[J]. 海洋环境科学, 2021, 40(5): 707-716.
MA B, ZHAO H. Distribution characteristics of chlorophyll a and nutrients in the Pearl River Estuary in summer and their relationship with environmental factors[J]. Marine Environmental Science, 2021, 40(5): 707-716.
- [9] GAN J P, LU Z M, DAI M H, et al. Biological response to intensified upwelling and to a river plume in the northeastern South China Sea: a modeling study[J]. Journal of Geophysical Research: Oceans, 2010, 115(C9): C09001.
- [10] LI X F, HU Z Z, TSENG Y H, et al. A historical perspective of the La Niña Event in 2020/2021[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2022, 127(7): e2021JD035546.
- [11] SUN B, WANG H J, LI H X, et al. A long-lasting precipitation deficit in south china during autumn-winter 2020/2021: combined effect of ENSO and arctic sea ice[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2022, 127(6): e2021JD035584.
- [12] FENG W J, LEUNG M Y T, WANG D X, et al. An extreme drought over South China in 2020 / 21 concurrent with an unprecedented warm Northwest Pacific and La Niña[J]. Advances in Atmospheric Sciences, 2022, 39(10): 1637-1649.
- [13] ZHANG Y J, ATELJEVICH E, YU H C, et al. A new vertical coordinate system for a 3D unstructured-grid model[J]. Ocean Modelling, 2015, 85: 16-31.
- [14] ZHANG Y J, YE F, STANEV E V, et al. Seamless cross-scale modeling with SCHISM[J]. Ocean Modelling, 2016, 102: 64-81.
- [15] CHAI F, DUGDALE R C, PENG T H, et al. One-dimensional ecosystem model of the equatorial Pacific upwelling system. Part I: model development and silicon and nitrogen cycle[J]. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 2002, 49(13-14): 2713-2745.
- [16] XIU P, CHAI F. Spatial and temporal variability in phytoplankton carbon, chlorophyll, and nitrogen in the North Pacific[J]. Journal of Geophysical Research: Oceans, 2012, 117(C11): C11023.

- [17] LIU Q Q, CHAI F, DUGDALE R, et al. San Francisco Bay nutrients and plankton dynamics as simulated by a coupled hydrodynamic-ecosystem model[J]. *Continental Shelf Research*, 2018, 161: 29-48.
- [18] 杨洪桥. 径流对珠江口海域环流影响的数值模拟研究[D]. 济南: 山东大学, 2023.
- YANG H Q. Numerical simulation study of the circulation influenced by runoff in the Pearl River Estuary[D]. Ji'nan: Shandong University, 2023.
- [19] 朱子瑞, 张文静, 朱首贤, 等. 南海 SCHISM 模式不同垂向坐标研究[J]. *海洋通报*, 2022, 41(2): 147-155.
- ZHU Z R, ZHANG W J, ZHU S X, et al. Contrastive study on different vertical coordinate settings of SCHISM model in the Nanhai Sea[J]. *Marine Science Bulletin*, 2022, 41(2): 147-155.
- [20] ZHU X M, WANG H, LIU G M, et al. Comparison and validation of global and regional ocean forecasting systems for the South China Sea[J]. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 2016, 16(7): 1639-1655.
- [21] ZHU X M, ZU Z Q, REN S H, et al. Improvements in the regional South China Sea Operational Oceanography Forecasting System (SCSOFSv2)[J]. *Geoscientific Model Development*, 2022, 15(3): 995-1015.
- [22] GUO S J, ZHU X M, JI X L, et al. Oceanic and ecological response to native Typhoons Cempaka and Lupit (2021) along the northern South China Sea continental shelf: comparison and evaluation of global and regional Operational Oceanography Forecasting Systems[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10: 1175263.
- [23] ZHANG M, ZHU X, JI X, et al. Controlling factor analysis of oceanic surface $p\text{CO}_2$ in the South China Sea using a three-dimensional high-resolution biogeochemical model[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2023, 10: 1155979.
- [24] 虞旭日, 汪景庸. 三维数值模式用于海底摩擦系数的研究[J]. *海洋科学*, 1991, 15(6): 57-60.
- YU X R, WANG J Y. Study on sea-bottom friction coefficient by application of three-dimensional model[J]. *Marine Sciences*, 1991, 15(6): 57-60.
- [25] YE F, ZHANG Y L J, PRIEDRICHS M A M, et al. A 3D Cross-scale, baroclinic model with implicit vertical transport for the Upper Chesapeake Bay and its tributaries[J]. *Ocean Modelling*, 2016, 107: 82-96.
- [26] WANG Z G, CHAI F, DUGDALE R, et al. The interannual variabilities of chlorophyll and nutrients in San Francisco Bay: a modeling study[J]. *Ocean Dynamics*, 2020, 70(8): 1169-1186.
- [27] WANG Z G, CHAI F, BRADY D. Development of a new sediment flux model-application in Chesapeake Bay[J]. *Progress in Oceanography*, 2020, 185: 102332.
- [28] 苏纪兰, 袁业立. 中国近海水文[M]. 北京: 海洋出版社, 2005.
- SU J L, YUAN Y L. Coastal hydrology in China[M]. Beijing: China Ocean Press, 2005.
- [29] LIU K K, CHEN Y J, TSENG C M, et al. The significance of phytoplankton photo-adaptation and benthic-pelagic coupling to primary production in the South China Sea: Observations and numerical investigations[J]. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2007, 54(14-15): 1546-1574.
- [30] 庞海龙. 珠江冲淡水扩散路径分析[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2006.
- PANG H L. Analysis of diffuse route of the Zhujiang river diluted water[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2006.
- [31] LU Z M, GAN J P, CHEUNG Y Y, et al. Biological response to wind-driven upwelling and river plume in the Northeastern South China Sea: a modeling study[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2008, 115: C09001.
- [32] 罗辰奕. 渤海 ROMS-CoSiNE 模型关键生态参数的优化与应用[D]. 天津: 天津大学, 2018.
- LUO C Y. Optimization and application of key parameters in a coupled ROMS-CoSiNE model of the Bohai and Yellow seas[D]. Tianjin: Tianjin University, 2018.
- [33] 董燕红, 蔡建东, 钱宏林. 珠江口海域营养盐比及与浮游植物的关系[J]. *海洋通报*, 2009, 28(1): 3-10.
- DONG Y H, CAI J D, QIAN H L. Nutrient ratios and its relationship with phytoplankton in the pearl river estuary[J]. *Marine Science Bulletin*, 2009, 28(1): 3-10.
- [34] FANG W W, GENG B X, XIU P. Typhoon effects on the vertical chlorophyll distribution on the northern shelf of the South China Sea[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2022, 127(12): e2022JC019350.
- [35] 旷芳芳, 江毓武. 夏季珠江口悬浮泥沙与营养盐对生物生长影响的数模分析[J]. *厦门大学学报(自然科学版)*, 2011, 50(3): 586-592.
- KUANG F F, JIANG Y W. Numerical study of the effect of suspended sediment and nutrient on biological growth in Pearl River Estuary in summer[J]. *Journal of Xiamen University (Natural Science)*, 2011, 50(3): 586-592.
- [36] PEIERLS B L, HALL N S, PAERL H W. Non-monotonic responses of phytoplankton biomass accumulation to hydrologic variability: a comparison of two coastal plain North Carolina estuaries[J]. *Estuaries and Coasts*, 2012, 35(6): 1376-1392.
- [37] YANG Y, GUAN W B, DELEERSNIJDER E, et al. Hydrodynamic and sediment transport modelling in the Pearl River Estuary and adjacent Chinese coastal zone during Typhoon Mangkhut[J]. *Continental Shelf Research*, 2022, 233: 104645.
- [38] NORTH G R, BELL T L, CAHALAN R F, et al. Sampling errors in the estimation of empirical orthogonal functions[J]. *Monthly Weather Review*, 1982, 110(7): 699-706.
- [39] CHEN Y F L, CHEN H Y. Seasonal dynamics of primary and new production in the northern South China Sea: the significance of river discharge and nutrient advection[J]. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 2006, 53(6): 971-986.

- [40] 许泽婷, 李适宇, 胡嘉铿, 等. 夏季南海北部浮游植物对上升流与羽状流的响应[J]. 热带海洋学报, 2018, 37(6): 92-103.
- XU Z T, LI S Y, HU J T, et al. Summer phytoplankton responses to upwelling and river plume in northern South China Sea[J]. Journal of Tropical Oceanography, 2018, 37(6): 92-103.
- [41] WEI X, ZHAN H G, NI P T, et al. A model study of the effects of river discharges and winds on hypoxia in summer in the Pearl River Estuary[J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 113(1-2): 414-427.
- [42] GAN J P, LU Z M, CHEUNG A, et al. Assessing ecosystem response to phosphorus and nitrogen limitation in the Pearl River plume using the Regional Ocean Modeling System (ROMS) [J]. Journal of Geophysical Research: Oceans, 2014, 119(12): 8858-8877.
- [43] 冉祥滨, 韦钦胜, 于志刚. 中国近海营养盐结构失衡与磷消耗问题及其生态环境效应的研究进展[J]. 海洋科学, 2023, 47(8): 75-89.
- RAN X B, WEI Q S, YU Z G. Stoichiometric imbalance in the rates of nutrient and phosphorus depletion in coastal China with implications for the ecological environment[J]. Marine Sciences, 2023, 47(8): 75-89.
- [44] MALONE T C, NEWTON A. The globalization of cultural eutrophication in the coastal ocean: causes and consequences[J]. Frontiers in Marine Science, 2020, 7: 670.
- [45] CHEUNG Y Y, CHEUNG S, MAK J, et al. Distinct interaction effects of warming and anthropogenic input on diatoms and dinoflagellates in an urbanized estuarine ecosystem[J]. Global Change Biology, 2021, 27(15): 3463-3473.
- [46] WANG Z G, CHAI F, XUE H J, et al. Light regulation of phytoplankton growth in San Francisco bay studied using a 3D sediment transport model[J]. Frontiers in Marine Science, 2021, 8: 633707.

Sea surface phytoplankton distribution in the Pearl River Estuary in 2021 based on SCHISM-CoSiNE model

ZHANG Xin^{1,2}, GAO Shan^{1,2*}, JI Xuanliang^{1,2}, YANG Hongqiao³, ZHU Xueming³, ZHENG Jingjing^{1,2}

(1. National Marine Environmental Forecasting Center, Beijing 100081, China; 2. Key laboratory of Marine Hazards Forecasting, National Marine Environmental Forecasting Center, Ministry of Natural Resources, Beijing 100081, China; 3. Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory (Zhuhai), Zhuhai 519080, China)

Abstract: To explore the distribution of phytoplankton in weak runoff condition, a three-dimensional baroclinic hydrodynamic-ecological coupled model (Semi-implicit Cross-scale Hydroscience Integrated System Model coupled with Carbon, Silicon, Nitrogen Ecosystem, SCHISM-CoSiNE) for the Pearl River Estuary based on an unstructured grid semi-implicit cross-scale ocean model has been established. The distribution of sea surface state variables in the Pearl River Estuary under weak runoff condition in 2021 has been discussed based on the model results. We explore the spatial correlation between key marine factors and daily runoff, and conduct an Empirical Orthogonal Function (EOF) analysis of sea surface chlorophyll-a. The results show that chlorophyll-a concentration from late June to August exhibits negative anomalies compared to the multi-year average. A contrasting phase of chlorophyll-a concentration distribution is observed offshore and in the open sea. Offshore chlorophyll-a increases during the wet season and decreases during the dry season, opposite change has been observed in the open sea. Notably, the significant difference between the 2021 results and the multi-year mean focuses on the opposite time coefficient of the third EOF mode in August and September. Overall, the phytoplankton distribution in 2021 aligns with the normal pattern.

Key words: Pearl River Estuary; SCHISM-CoSiNE; marine biogeochemistry; numerical simulation