

基于透明度的东中国海水水质状况遥感评价

叶 晗¹, 王胜强^{1,2,3}, 孙德勇^{1,3}, 李俊生², 朱元励⁴,
张海龙^{1,3}, 张 悦⁵

(1.南京信息工程大学 海洋科学学院, 江苏 南京 210044; 2.中国科学院空天信息创新研究院 遥感科学国家重点实验室, 北京 100101; 3.自然资源部空间海洋遥感与应用重点实验室, 北京 100081; 4.自然资源部第二海洋研究所, 浙江 杭州 310012; 5.江苏省苏力环境科技有限责任公司, 江苏 南京 210044)

摘 要: 水体水质状况对海洋生态环境保护和可持续发展具有重要意义。本文针对东中国海海域, 从水体透明度 (Z_{sd}) 视角, 基于长时序 MODIS 光学卫星遥感资料, 构建了一种评价水体状况的新方法。该方法利用透明度及其变化趋势将水质状况进行分类, 将水体分为高值且上升趋势 (high and increasing, HI)、高值且无趋势 (high and no change trend, HN)、高值且下降趋势 (high and decreasing, HD)、低值且上升趋势 (low and increasing, LI)、低值且无趋势 (low and no change trend, LN)、低值且下降趋势 (low and decreasing, LD) 6 种类型, 以此对东中国海的水质状况及其影响因素进行分析。结果显示: 近 20 年来东中国海近岸水体大部分区域呈现 LN 类型, 但江苏近岸 (连云港附近) 水体呈现 LD 类型; 外海海域大部分水体呈现 HN 类型, 但南黄海南部和东海陆架区的部分区域水体呈现 HD 类型。外海和近岸海域的水体状况分别主要由悬浮颗粒物中的浮游植物和悬浮泥沙主导, 但在浙江—福建近岸, 其水体状况可能由两者共同主导。

关键词: 水体状况; 透明度; 光学卫星遥感; 影响因素; 东中国海

中图分类号: X824; X87

文献标识码: A

文章编号: 1007-6336(2023)04-0523-11

DOI:10.13634/j.cnki.mes.2023.04.003

Assessment of water quality in the Eastern China Seas based on water transparency satellite products

YE Han¹, WANG Shengqiang^{1,2,3}, SUN Deyong^{1,3}, LI Junsheng², ZHU Yuanli⁴,
ZHANG Hailong^{1,3}, ZHANG yue⁵

(1.School of Marine Sciences, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044, China; 2.State Key Laboratory of Remote Sensing Science, Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3.Key Laboratory of Space Ocean Remote Sensing and Application, MNR, Beijing 100081, China; 4.Second Institute of Oceanography, MNR, Hangzhou 310012, China; 5.Jiangsu Suli Environmental Technology Co. LTD, Nanjing 210044, China)

Abstract: Water quality condition is of great significance for protection of marine ecological environment and sustainable development. In this study, from the perspective of water transparency (Z_{sd}), we proposed a new

收稿日期: 2022-08-27, 修订日期: 2022-11-11

基金项目: 国家自然科学基金项目 (42176181, 42176179, 42106176); 江苏省基础研究计划 (自然科学基金) 项目 (BK20211289, BK20210667); 遥感科学国家重点实验室开放基金项目 (OFSLRSS202103); 自然资源部海岸带开发与保护重点实验室开放基金项目 (2021CZEPK02); 浙江省基础公益研究计划项目 (LGF21D060001); 江苏省环保集团科研项目 (JSEP-JC-2022-0166-S-RD)

作者简介: 叶 晗 (1999—), 女, 安徽黄山人, 本科, 研究方向为海洋遥感, E-mail: hchuantingyu@163.com

通信作者: 王胜强 (1986—), 男, 博士, 教授, 硕士生导师, 研究方向为海洋光学和水环境遥感, E-mail: shengqiang.wang@nuist.edu.cn

method for evaluating water conditions based on long time series MODIS optical satellite remote sensing data in the Eastern China Seas. The method classifies water quality using transparency and trends, and the water can be divided into High and Increasing (HI) type, High and No change trend (HN) type, High and Decreasing (HD) type, Low and Increasing (LI) type, Low and No change trend (LN) and Low and Decreasing (LD) type, were used to analyze the water quality in the Eastern China Seas and its influencing factors. The results showed that most of the coastal waters of the Eastern China Seas are LN type, while the waters in Jiangsu Coast (near Lianyungang) are LD type in the past 20 years. The offshore waters mostly beyond to HN type, while some areas of the South of South Yellow Sea and the East China Sea shelf generally showed HD type waters. Phytoplankton and suspended sediment are the dominant influence factors of the water condition in the offshore and coastal waters, respectively; and in the Zhejiang-Fujian coast, the water condition is probably modulated by the both of phytoplankton and suspended sediment.

Key words: water condition; water transparency; optical satellite remote sensing; influencing factors; Eastern China Seas

海洋是人类最大的资源宝库,是全球生命支持系统的基本组成部分。特别地,近岸水体是海洋和人类社会关系最密切的部分。随着人类的发展,近岸水体遭受气候变化、生态环境退化、污染物排放、过度捕捞和养殖等过程的影响与日俱增,尤其是通过地表径流输入的营养物质或污染水体,给近岸水质带来了巨大压力,威胁着海洋生态环境安全^[1]。因此,掌握水体状况对海洋生态环境保护和可持续发展等具有重要意义,各国都已加强了对水体的监测、评估和治理^[2-3]。

水体透明度(Z_{sd})是水体重要的光学参数,能够直观、综合地反映水体水质状况,被广泛应用于各类水体状况监测分析中^[4-5]。这是因为影响水体透明度的要素主要为水体组分,包括浮游植物、悬浮泥沙、可溶性有机物等。而这些要素都是影响水质状况的重要参量,例如,水体出现富营养化(水质变差),导致浮游植物增高,透明度下降;当悬浮泥沙增多时,透明度也会下降,所以,透明度可以综合反映水体要素的变化,进一步表征水体的水质状况。因此,以 Z_{sd} 为指标评价水体状况有着综合性优势。此外, Z_{sd} 通常是利用塞克盘进行现场测量,测量方法简单易操作,因此 Z_{sd} 作为常规性监测参数,被海洋环境监测管理部门广泛调查,具有大量数据可供参考^[6]。更为关键的是,水色卫星遥感技术能够通过反演获得高精度的 Z_{sd} 遥感产品,即使在近岸区域,其产品精度也可达到25%左右^[7]。卫星遥感技术具有大范围、长时序观测等优势,这为从宏观大

尺度上评价海洋水体状况提供了优越的技术手段^[8-9]。

东中国海主要为中国大陆东侧、北太平洋西侧的海域,是世界上最广阔的陆架海之一,受到陆地径流输入、洋流季风等影响,其水体状况复杂多变^[10-11]。针对该海域,目前有学者研究过其 Z_{sd} 的变化,例如,早期何贤强等^[12]提出了关于 Z_{sd} 的半分析定量遥感模型,基于此计算了1998—1999年中国海月平均 Z_{sd} 遥感产品,并分析了其时空分布特征;叶晗等^[7]基于Lee等^[13]和Mao等^[14]提出的 Z_{sd} 半分析算法,针对MODIS传感器对该算法进行了改进,实现了对 Z_{sd} 的高精度遥感反演;此外,Zhou等^[6]基于Lee等^[13]提出的 Z_{sd} 遥感反演模型,分析了渤海和黄海 Z_{sd} 的变化特征及其影响因素。整体上,目前学者们对于 Z_{sd} 的研究主要集中在遥感估算或其本身变化特征上,但较少从 Z_{sd} 的视角提出一种水体状况综合评价方法。

因此,本文基于近20年(2002—2021年)的 Z_{sd} 卫星遥感产品,从 Z_{sd} 的视角,提出了一种评价水体状况的新方法,进而分析了东中国海水体状况的分布变化情况,并结合水色参数对其影响因素进行了深入探究。

1 材料与方法

1.1 研究区域

本文以东中国海为研究区域,所选具体经纬度为27°N—41.2°N,117°E—127°E。东中国海是

中国重要的边缘海,包括渤海、黄海和东海。这3个海域紧密相连,海水交换密切,同时与西北太平洋也存在复杂的水体交换,使得东中国海水文环境复杂。此外,东中国海沿岸工农业发达、人类活动密集,导致东中国海每年接纳陆地径流输入的大量泥沙和营养物质,这严重影响着其水体状况和透明度的变化^[15-17]。

为了深入分析东中国海水体状况的变化特征及其影响因素,本文选取了4个具有代表性的典型区域作为研究区(图1),分别为:(1)渤海海峡(Bohai Strait, BS),经纬度为38.2°N—38.8°N, 121°E—122°E;(2)江苏近岸(Jiangsu Coast, JC),经纬度为34.7°N—35.5°N, 119.1°E—120°E;(3)南黄海中部(Central South Yellow Sea, CSYS),经纬度为35°N—35.9°N, 124°E—125.4°E;(4)东海陆架区(East China Sea shelf, ECSS),经纬度为28°N—30°N, 123.4°E—125.6°E。其中,渤海海峡和南黄海中部对应 Z_{sd} 上升的区域,江苏近岸和东海陆架区对应 Z_{sd} 下降的区域(详情见2.1节)。

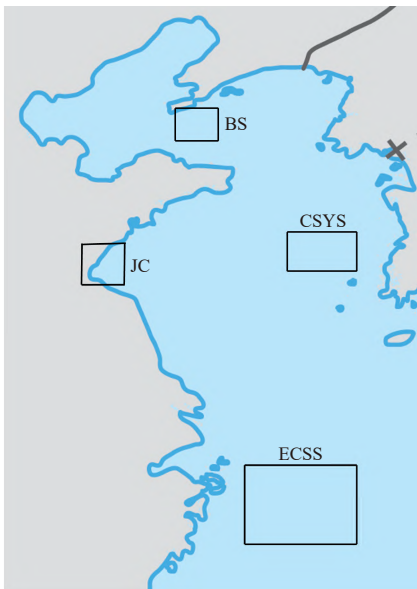


图1 研究区域

Fig. 1 The study area

1.2 卫星数据和数据处理

本文所使用的卫星遥感数据为搭载在 Aqua 卫星上的 MODIS 传感器 L3 级遥感反射率 R_{rs} 月产品,其空间分辨率为 4 km,时间跨度为 2002

年 7 月到 2021 年 12 月,从 NASA Ocean Color 官网(<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>)下载获得。

针对东中国海的 Z_{sd} ,本文基于 R_{rs} 月产品,利用叶晗等^[7]针对 MODIS 传感器改进的半分析算法计算得到。该算法主要包括两个核心步骤:第一步是利用 Mao 等^[14]的遥感反演联合算法计算 K_d ;第二步是利用 Lee 等^[13]的 Z_{sd} 理论模型计算 Z_{sd} 。Lee 等^[13]的 Z_{sd} 理论模型如公式(1)所示:

$$Z_{sd} = \frac{1}{2.5 \min(K_d)} \ln \left(\frac{10.14 - R_{rs}}{0.013} \right) \quad (1)$$

式中: K_d 表示水体漫衰减系数,其具体计算方法参考叶晗等^[7]的论文,此处不做详述。基于现场实测数据的验证显示该算法具有良好的精度,反演的 Z_{sd} 适用于中国近海,其平均绝对相对误差为 25.1%^[7]。

此外,为了探究东中国海水体状况的影响因素,本文基于 R_{rs} 月产品,计算了水色参数遥感产品,包括叶绿素 a (Chlorophyll a concentration, Chl a) 和悬浮颗粒物浓度 (Total Suspended Matter, TSM)。其中, Chl a 利用 OC2 遥感反演算法^[18] 计算得到,该算法是韩国地球静止水色仪 (Geostationary Ocean Color Imager, GOCI) 的标准算法之一(观测区域为东中国海及西北太平洋海域)。OC2 反演算法的形式源于 O'Reilly 等^[18] 针对 SeaWiFS 和 MODIS 提出的 OCx 算法,研究者基于现场实测数据的验证结果表明 OC2 算法在东中国海具有良好的精度, Chl a 反演的平均绝对相对误差为 30.68%^[19]。TSM 则利用了 YOC 遥感反演算法^[20] 计算得到。YOC 算法形式由 Tassan^[21] 率先提出,但其模型系数由 Siswanto 等^[20] 根据黄海和东海的多年实测数据进行重新校正后得到,目前也是 GOCI 水色仪的标准算法之一,现场验证结果显示该算法在东中国海表现出良好的精度, TSM 反演的平均绝对相对误差为 35%^[22]。

需要指出的是,本文虽然使用了 MODIS 传感器数据而非 GOCI 数据,但 MODIS 和 GOCI 的水色波段设置非常相似(特别是 OC2 和 YOC 反演算法所使用的波段),这为将 OC2 和 YOC 反演算法移植到 MODIS 传感器数据提供了可靠性。

1.3 研究方法

为了研究分析东中国海的水体状况,本文基于近20年东中国海的 Z_{sd} 数据,提出了一种全新的 Z_{sd} 视角下的水体状况分类评价方法,各类水体的定义如图2所示。具体而言,该水体状况评价方法包括两个关键的指标,分别为 Z_{sd} 总体平均值大小(指标1)和 Z_{sd} 的变化趋势(指标2)。其中,指标1将研究区水体分为 Z_{sd} 高值区(high, H)和 Z_{sd} 低值区(low, L)两类;指标2将研究区水体分为 Z_{sd} 上升趋势(increasing trend, I)、 Z_{sd} 无趋势(no change trend, N)和 Z_{sd} 下降趋势(decreasing trend, D)3类。在此基础上,综合指标1和指标2,可将研究区水体分为以下6大类。

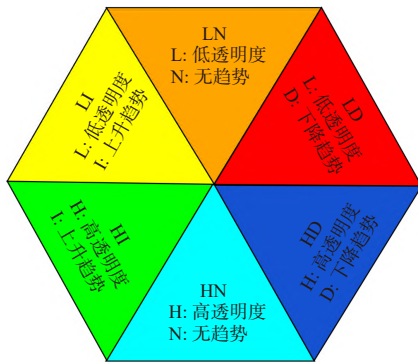


图2 水体状况类型分类方法定义

Fig. 2 Definition of classification methods for water conditions

(1) HI(high and increasing)类型:表示高 Z_{sd} 且近20年来 Z_{sd} 呈上升趋势的水体,为水体状况最好的类型;

(2) HN(high and no change trend)类型:表示高 Z_{sd} 且近20年来 Z_{sd} 变化趋势较为稳定的水体,为水体状况良好的类型;

(3) HD(high and decreasing)类型:表示高 Z_{sd} 但近20年来 Z_{sd} 呈下降趋势的水体,为水体状况一般的类型;

(4) LI(low and increasing)类型:表示低 Z_{sd} 且近20年来 Z_{sd} 呈上升趋势的水体,为水体状况改善的类型;

(5) LN(low and no change trend)类型:表示低 Z_{sd} 且近20年来 Z_{sd} 变化趋势较为稳定的水体,为水体状况无改善的类型;

(6) LD(low and decreasing)类型:表示低 Z_{sd} 且近20年来 Z_{sd} 呈下降趋势的水体,为水体状况恶化的类型。

针对指标1—— Z_{sd} 总体平均值大小,本文利用2002年7月—2021年12月 Z_{sd} 的月产品数据进行平均计算获得。针对指标2—— Z_{sd} 的变化趋势,本文在90%置信水平上利用Sen斜率算法获得了其趋势变化。Sen斜率检验是一种时间序列趋势分析的非参数检验法,对离群值不敏感。具体地,设一段时间序列为 $x_i = (x_1, x_2, \dots, x_n)$,该时间序列的变化趋势 sl 计算公式为^[23]:

$$sl = \text{Median} \left(\frac{x_j - x_i}{j - i} \right), \forall j > i \quad (2)$$

式中:Median表示中值函数; i 和 j 分别表示第 i 年和第 j 年; x_i 和 x_j 分别表示第 i 年和第 j 年的目标参数。即将按时间顺序排列的年平均 Z_{sd} 作为函数输入,设置90%的置信水平,通过公式(2)可以计算出2003—2021年的 Z_{sd} 趋势变化。

2 结果与讨论

2.1 透明度视角下的东中国海水体状况评价

本文利用2002年7月至2021年12月近20年的MODIS长时序 R_{rs} 月产品,反演获得近20年东中国海海域每个月的 Z_{sd} 遥感产品,将其进行平均得到东中国海海域的总平均 Z_{sd} ,结果如图3所示。从图3可以看出:东中国海海域的 Z_{sd} 整体呈现外海高近岸低的空间分布特征。高值区和低值区呈现出明显的分界,分界处 Z_{sd} 值约为5 m,因此,本文选取5 m作为 Z_{sd} 高、低值区的阈值,即将 $Z_{sd} < 5$ m的区域定义为透明度低值区(L),将 $Z_{sd} > 5$ m的区域定义为透明度高值区(H)。可以看出,低值区主要分布在渤海、苏北浅滩、长江口舌苔状以及浙江—福建近岸,高值区主要分布在黄海大部分区域和东海大部分区域。

进一步,本文基于东中国海 Z_{sd} 遥感产品计算了 Z_{sd} 的逐年平均值(2003—2021年),并利用Sen斜率算法获得了其趋势变化,结果如图4a所示。可以看出:东中国海 Z_{sd} 每年的变化趋势为

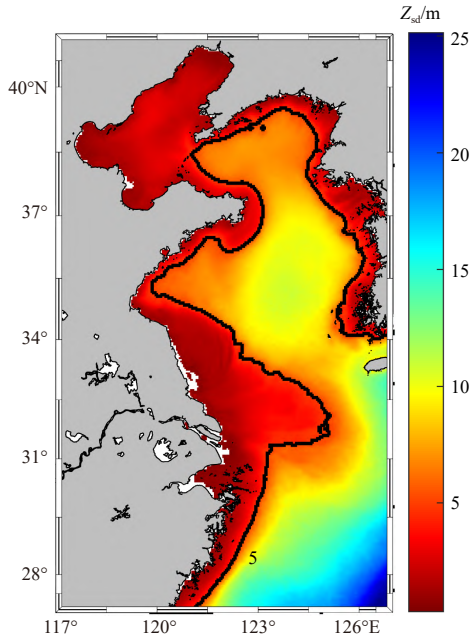


图 3 东中国海 Z_{sd} 的整体平均值及分类结果

Fig. 3 Overall mean value of Z_{sd} and classification results in the Eastern China Seas

-0.16 ~ 0.16 m。根据整个海域的变化趋势情况, 本文定义以 ± 0.04 m/a 为阈值, 将东中国海分为 Z_{sd} 上升趋势区(I)、 Z_{sd} 无趋势区(N)和 Z_{sd} 下降趋势区(D)3类(图 4b)。可以看出: 东中国海大部分区域的 Z_{sd} 在近 20 年无明显趋势变化, 而东海中部、南黄海中部部分海域和江苏近岸(连云

港附近)等区域的 Z_{sd} 呈明显下降趋势。此外, 渤海、北黄海、黄海中部部分海域的 Z_{sd} 呈明显升高趋势, 近岸部分区域 Z_{sd} 也呈现小幅度的增加趋势, 但不太明显。对于水体状况变化的影响因素将在 2.2 节进行分析探究。

本文利用 Z_{sd} 视角下的水体状况分类评价方法, 将东中国海的水体状况分为如图 5 所示的 6 种类型。可以看出: 除江苏近岸(连云港附近)水体状况为 LD 类型以及长江口毗邻海域有少量 LI 类型之外, 其他近岸水体均呈现 LN 类型, 这表明近 20 年来中国近岸水体状况除江苏近岸有恶化之外, 其他近岸水体基本保持稳定, 但在长江口毗邻海域有少量区域的水体状况有所改善。渤海海域整体上为 LN 类型水体, 但在少部分区域出现了 LI 类型。此外, 在渤海海峡处出现了一定规模的 LI 类型和 HI 类型, 表明在渤海海域, 特别是渤海海峡, 水体状况逐年有所改善。对于外海海域, 大部分区域呈现为 HN 类型, 在北黄海中部部分区域和南黄海中部部分区域的水体均出现一定规模的 HI 类型, 表明这些海域的水体正在逐年变清; 但需要注意的是, 在南黄海南部部分区域和东海大部分陆架区域的水体都呈现为 HD 类型, 表明这些区域的水体虽然透明度比较高, 但却在逐年变浑浊。

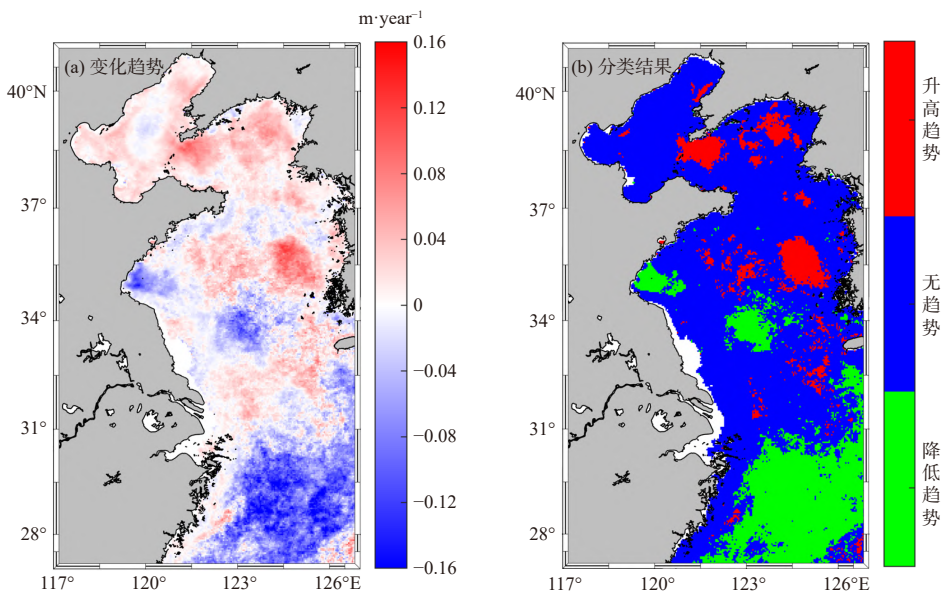


图 4 东中国海 Z_{sd} 逐年变化趋势分布及分类结果

Fig. 4 The distribution of annual variation trend and classification results of Z_{sd} in the Eastern China Seas

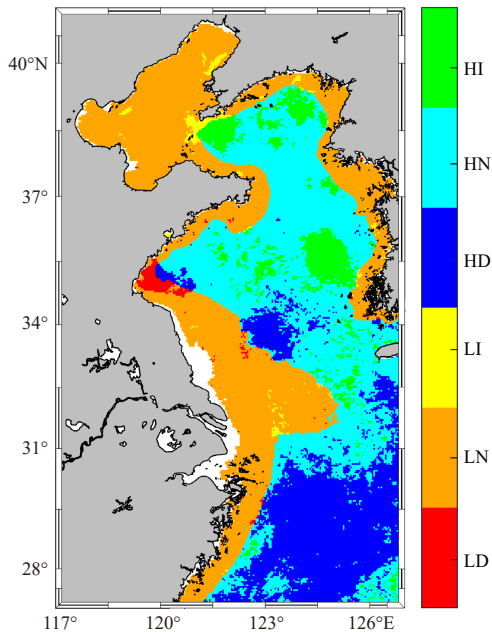


图5 透明度视角下的东中国海水体状况评价结果

Fig. 5 Evaluation result of water condition in the Eastern China Seas from the perspective of transparency

2.2 东中国海水体状况变化的影响因素分析

为探究分析东中国海水体状况的影响因素, 本文基于近 20 年的 MODIS 长时序 R_{rs} 月产品反

演了 Chl a 和 TSM 遥感产品。类似计算 Z_{sd} 的变化趋势, 本文利用 Sen 斜率算法分别计算了 Chl a 和 TSM 的变化趋势, 结果如图 6 所示。可以看出: 总体上, Chl a 和 TSM 的变化趋势与 Z_{sd} 呈现相反的模式, 即 Z_{sd} 呈上升趋势的区域往往 Chl a 和 TSM 呈下降趋势, 反之亦然。在空间分布上, Chl a 和 TSM 在近岸海域都有明显的升高或降低趋势。整体上, Chl a 在江苏近岸(连云港附近)和渤海湾的升高趋势比较明显, 每年上升幅度大于 0.04 mg/m^3 , 而在其他近岸区域 Chl a 呈现小幅下降趋势。在外海区域, 除南黄海中部部分区域和东海大部分陆架区域的 Chl a 呈现增加趋势外, 其他区域的 Chl a 近 20 年来较为稳定。对于 TSM 而言, 在渤海近岸部分区域、黄海近岸(苏北浅滩)和东海近岸均呈现明显的上升趋势, 每年上升幅度约为 0.08 mg/L ; 与之相反, 在渤海大部分区域 TSM 呈现明显的下降趋势, 每年下降幅度可达 0.08 mg/L 左右; 在外海区域, 除黄海部分区域和东海大部分陆架区域 TSM 呈现一定增加趋势外, 其他区域的 TSM 近 20 年来较为稳定。

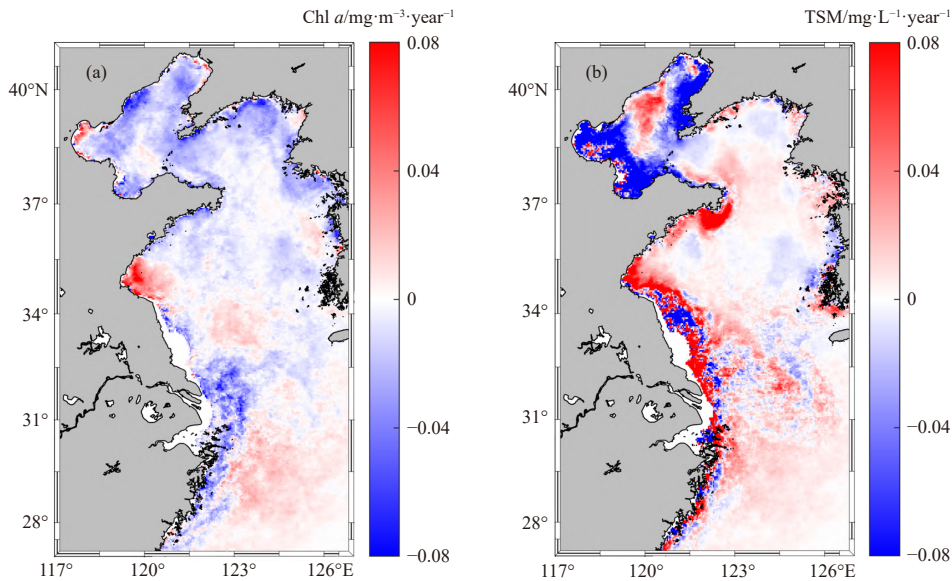


图6 东中国海 Chl a 和 TSM 逐年变化趋势分布

Fig. 6 The distribution of annual variation trend of Chl a and TSM in the Eastern China Seas

为定量描述东中国海海域水体状况的影响因素, 本文选取了 4 个典型子区域, 包括渤海海

峡(BS)、江苏近岸(JC)(连云港附近)、南黄海中部(CSYS)和东海陆架区(ECSS), 分别对应近岸

Z_{sd} 升高趋势区、近岸 Z_{sd} 降低趋势区、外海 Z_{sd} 升高趋势区和外海 Z_{sd} 降低趋势区。各个典型子区域的 Z_{sd} 、Chl a 和 TSM 逐年变化趋势如图 7 所示, 可以看出: 4 个典型子区域中的 Z_{sd} 趋势变化与 Chl a 和 TSM 的趋势变化均为相反的关系。具体而言, 渤海海峡和南黄海的 Z_{sd} 均呈现明显的上升趋势, 对应的水体状况分别为 LI 和 HI 类水体; 近 20 年来两个区域 Z_{sd} 上升约 1 m, 而 Chl a 和 TSM 则表现为明显的下降趋势,

渤海海峡的 Chl a 下降约 0.5 mg/m^3 , TSM 下降约 0.3 mg/L ; 南黄海中部的 Chl a 下降约 0.2 mg/m^3 , TSM 下降约 0.1 mg/L 。与之相反, 江苏近岸和东海陆架区的 Z_{sd} 则呈现明显的下降趋势, 对应水体状况分别为 LD 类型和 HD 类型; 近 20 年来江苏近岸 Z_{sd} 下降约 1 m, 而 Chl a 和 TSM 则表现为上升趋势, Chl a 上升约 0.9 mg/m^3 , TSM 上升约 1.8 mg/L ; 近 20 年来东海陆架区 Z_{sd} 下降约 2 m, Chl a 上升约 0.2 mg/m^3 , TSM 上升约 0.15 mg/L 。

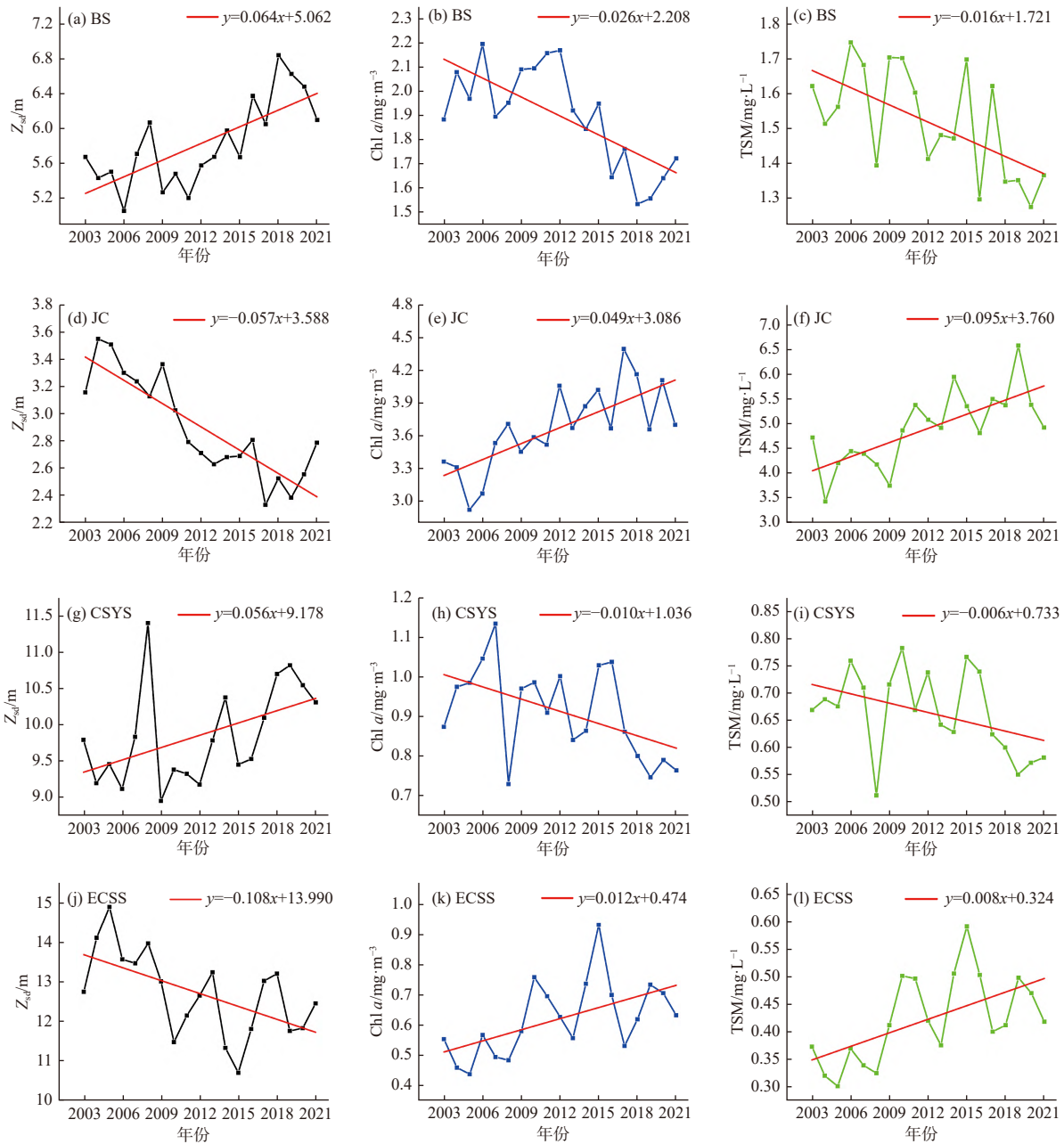


图 7 4 个典型子区域 Z_{sd} 、Chl a 和 TSM 的逐年变化情况

Fig. 7 Annual changes of Z_{sd} , Chl a and TSM in four typical sub-aeras

本文进一步分析了各典型子区域 Z_{sd} 与 $Chl a$ 和 TSM 的相关性, 结果如图 8 所示, 可以看出: 4 个典型子区域的 Z_{sd} 都与 $Chl a$ 和 TSM 具有显著的相关性 (R^2 均大于 0.60, $P < 0.01$)。其中, 东

海陆架区的 Z_{sd} 与 $Chl a$ 和 TSM 的相关性均最强, R^2 分别为 0.90 和 0.92, 这表明东海陆架区的 Z_{sd} 变化主要由 $Chl a$ 和 TSM 共同主导。相比之下, 江苏近岸(连云港附近)和南黄海中部的

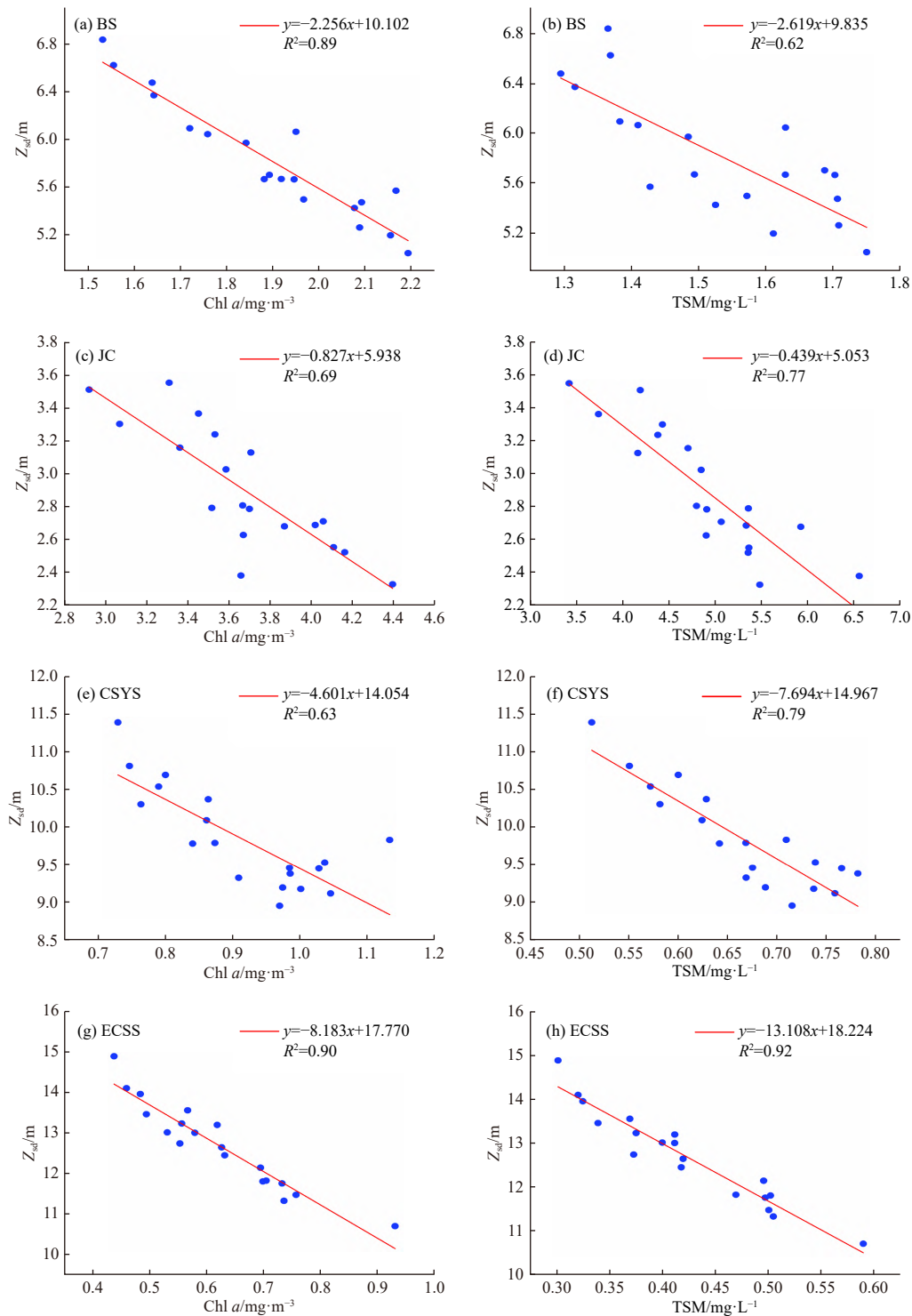


图 8 典型子区域的 Z_{sd} 分别与 $Chl a$ 和 TSM 的散点图

Fig. 8 Scatter plots of Z_{sd} with $Chl a$ and TSM in typical sub-areas respectively

Z_{sd} 与 TSM 的相关性更高, 而渤海海峡的 Z_{sd} 与 Chl a 的相关性更高, 这表明江苏近岸和南黄海中部的 Z_{sd} 受 TSM 影响更大一些, 而渤海海峡的 Z_{sd} 则更多受控于 Chl a 。

为了进一步探究整个东中国海海域水体状况的影响因素, 本研究对整个海域分别计算了 Z_{sd} 与 Chl a 和 TSM 的相关性(用 R^2 表示), 结果如图 9 所示, 可以看出: 在大部分近岸区域(除浙江—福建近岸外), Z_{sd} 与 TSM 呈现出显著相关

性($R^2 > 0.60$), 而与 Chl a 的相关性不高($R^2 < 0.20$)。但在山东半岛南部近岸和江苏近岸(连云港附近), Z_{sd} 与 Chl a 和 TSM 均具有很强的相关性($R^2 > 0.60$)。此外, 应注意到, 在浙江—福建近岸, Z_{sd} 与 Chl a 呈现出弱相关性($R^2 < 0.20$), 而与 TSM 的相关性也不是很高(R^2 为 0.40 左右)。在外海海域, Z_{sd} 与 Chl a 和 TSM 的相关性整体上都比较强, 在大部分区域 $R^2 > 0.80$ 。

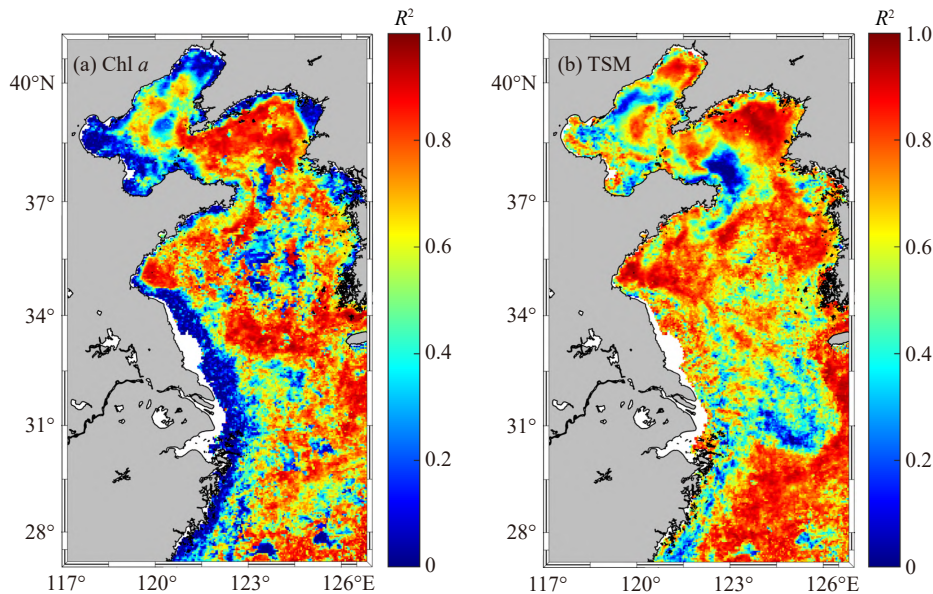


图 9 Z_{sd} 与 Chl a 和 TSM 的相关性(R^2)

Fig. 9 R^2 of the Z_{sd} with the Chl a and TSM

综合上述分析结果可以得出: Chl a 和 TSM 是影响水体状况变化的两个直接因素。这是因为浮游植物能够对水下光束进行吸收和散射, 造成水中光束衰减, 使得水体透明度降低, 出现 HD 或 LD 类型水体; 类似地, TSM 也能够通过吸收散射作用调控水体透明度^[4,24], 从而影响水体类型。TSM 主要由悬浮泥沙与浮游植物及其分解物共同构成, 其中悬浮泥沙主要来自河流径流输入, 以及海洋沉积物受风浪、潮汐、生物扰动和人类活动等作用而产生的颗粒物再悬浮^[25-27]。对于近岸区域, 水体 Z_{sd} 往往较低, 大部分水体呈现 LN 类型, 少量呈现 LI 和 LD 类型。从近岸区域 Z_{sd} 与叶绿素浓度的低相关性以及

与 TSM 的高相关性可以推断(图 9), 近岸区域的水体状况主要受控于悬浮泥沙, 这可能是河流径流、海上作业活动以及底层颗粒物再悬浮等过程给近岸区域带来了大量的悬浮泥沙所致^[28-29]。相比之下, 外海海域受人类活动和底层颗粒物再悬浮影响较小, 径流带来的泥沙在河口及毗邻海域发生沉降^[30-31], TSM 大多数时间由浮游植物主导, 导致水体 Z_{sd} 值比较高, 水体状况整体上表现良好, 基本上都呈现 HN 类型、HI 类型和 HD 类型。此外, 在浙江—福建近岸, 水体呈现 LN 类型, 而 Z_{sd} 与 Chl a 的相关性低, 与 TSM 的相关性也不是很强, 这可能是由于该区域的 TSM 不是由悬浮泥沙绝对主导的, 而是由浮游植物和悬浮泥沙共同组成, 即该区域的水体状况综合受控于悬浮泥沙和浮游植物。

需要指出的是,虽然通过本文的研究明确了东中国海海域的水体状况及影响因素,但本文只分析了 Chl *a* 和 TSM 的直接影响,对于其他的间接影响因素仍需在下一步工作中结合更多的数据资料进行深入研究。此外,本文使用了透明度这一综合指标,从宏观上对东中国海水体状况进行了分析,下一步工作仍需结合详细的水质参数(如氮磷、有机物等)现场实测数据,开展东中国海具体的水体质量状况研究。

3 结论

(1)本研究提出了以透明度均值及其变化趋势为视角评价水体状况的新方法,将水体分为6类:HI(水体状况最好)、HN(水体状况良好)、HD(水体状况一般)、LI(水体状况改善)、LN(水体状况无改善)、LD(水体状况恶化)。

(2)基于近20年来MODIS卫星遥感反演的透明度数据,本研究分析发现近岸海域大部分水体呈现LN类型,但江苏近岸(连云港附近)呈现LD类型,长江口毗邻海域有少量LI类型;外海海域大部分水体呈现HN类型,北黄海和南黄海中部分区域等水体呈现HI类型,但南黄海南部分区域和东海陆架区大部分水体呈现HD类型。

(3)在近岸区域,水体状况主要受河流径流和底层颗粒物再悬浮带来的悬浮泥沙影响,但在浙江—福建近岸,水体状况由悬浮泥沙和浮游植物共同主导;在外海区域,浮游植物则是水体状况的主要影响因素。

参考文献:

- [1] GU J, HU C F, KUANG C P, et al. A water quality model applied for the rivers into the Qinhuangdao coastal water in the Bohai Sea, China[J]. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B*, 2016, 28(5): 905-913.
- [2] GAI Y Y, YU D F, ZHOU Y, et al. An improved model for chlorophyll-*a* concentration retrieval in coastal waters based on UAV-borne hyperspectral imagery: a case study in Qingdao, China[J]. *Water*, 2020, 12(10): 2769.
- [3] 屠建波, 陈燕珍, 万萌萌, 等. 2009—2018年天津近岸海域水质状况及变化趋势分析[J]. *海洋环境科学*, 2021, 40(6): 873-879.
- [4] BAI S Y, GAO J X, SUN D Y, et al. Monitoring water transparency in shallow and eutrophic lake waters based on GOCI observations[J]. *Remote Sensing*, 2020, 12(1): 163.
- [5] 贾后磊, 苏文, 黄华梅, 等. 海岸带和内陆水体透明度动态变化特征及其主导影响因素[J]. *光学学报*, 2018, 38(3): 0301001.
- [6] ZHOU Y, YU D F, YANG Q, et al. Variations of water transparency and impact factors in the Bohai and Yellow Seas from satellite observations[J]. *Remote Sensing*, 2021, 13(3): 514.
- [7] 叶晗, 史玥双, 梁涵玮, 等. 南黄海透明度的时空分异特征及影响因素分析[J]. *海洋学报*, 2022, 44(3): 128-136.
- [8] CHAM D D, SON N T, NGUYEN M Q, et al. An analysis of shoreline changes using combined multitemporal remote sensing and digital evaluation model[J]. *Civil Engineering Journal*, 2020, 6(1): 1-10.
- [9] HUOVINEN P, RAMÍREZ J, CAPUTO L, et al. Mapping of spatial and temporal variation of water characteristics through satellite remote sensing in Lake Panguipulli, Chile[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 679: 196-208.
- [10] GONG G C, WEN Y H, WANG B W, et al. Seasonal variation of chlorophyll *a* concentration, primary production and environmental conditions in the subtropical East China Sea[J]. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 2003, 50(6/7): 1219-1236.
- [11] SHI W, WANG M H. Satellite views of the Bohai Sea, Yellow Sea, and East China Sea[J]. *Progress in Oceanography*, 2012, 104: 30-45.
- [12] 何贤强, 潘德炉, 黄二辉, 等. 中国海透明度卫星遥感监测[J]. *中国工程科学*, 2004, 6(9): 33-37.
- [13] LEE Z, SHANG S L, HU C M, et al. Secchi disk depth: A new theory and mechanistic model for underwater visibility[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 169: 139-149.
- [14] MAO Y, WANG S Q, QIU Z F, et al. Variations of transparency derived from GOCI in the Bohai Sea and the Yellow Sea[J]. *Optics Express*, 2018, 26(9): 12191-12209.
- [15] MI B B, ZHANG Y, MEI X. The sediment distribution characteristics and transport pattern in the eastern China seas[J]. *Quaternary International*, 2022, 629: 44-52.
- [16] 纪晨旭. 基于卫星重构数据的东中国海表温度与叶绿素浓度关系研究[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2019.
- [17] 朱庆. 东中国海浮游植物种类遥感反演研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2021.
- [18] O'REILLY J E, MARITORENA S, MITCHELL B G, et al. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS[J]. *Journal of*

- Geophysical Research:Oceans, 1998, 103(C11): 24937-24953.
- [19] 张 琳. 静止轨道海洋水色卫星遥感产品的真实性检验研究[D]. 杭州: 杭州师范大学, 2017.
- [20] SISWANTO E, TANG J W, YAMAGUCHI H, et al. Empirical ocean-color algorithms to retrieve chlorophyll-*a*, total suspended matter, and colored dissolved organic matter absorption coefficient in the Yellow and East China Seas[J]. *Journal of Oceanography*, 2011, 67(5): 627-650.
- [21] TASSAN S. Local algorithms using SeaWiFS data for the retrieval of phytoplankton, pigments, suspended sediment, and yellow substance in coastal waters[J]. *Applied Optics*, 1994, 33(12): 2369-2378.
- [22] HU Z F, PAN D L, HE X Q, et al. Diurnal variability of turbidity fronts observed by geostationary satellite ocean color remote sensing[J]. *Remote Sensing*, 2016, 8(2): 147.
- [23] 汪 攀, 刘毅敏. Sen's斜率估计与Mann-Kendall法在设备运行趋势分析中的应用[J]. *武汉科技大学学报*, 2014, 37(6): 454-457,472.
- [24] WANG S Q, LV J, NIE J W, et al. Dynamics of euphotic zone depth in the Bohai Sea and Yellow Sea[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 751: 142270.
- [25] HE X Q, PAN D L, BAI Y, et al. Recent changes of global ocean transparency observed by SeaWiFS[J]. *Continental Shelf Research*, 2017, 143: 159-166.
- [26] 龙小虎. 台湾海峡中部夏季水动力情况及悬浮颗粒的分布与输运[D]. 舟山: 浙江海洋大学, 2018.
- [27] 杨雪飞. 基于GOCI和数值模拟的东海近岸悬浮泥沙浓度逐时变化研究[D]. 上海: 中国科学院大学, 2016.
- [28] GEYER W R, HILL P S, KINEKE G C. The transport, transformation and dispersal of sediment by buoyant coastal flows[J]. *Continental Shelf Research*, 2004, 24(7/8): 927-949.
- [29] 陈黄蓉, 张靖玮, 王胜强, 等. 长江口及邻近海域的浊度日变化遥感研究[J]. *光学学报*, 2020, 40(5): 0501003.
- [30] CONSTANTIN S, CONSTANTINESCU Ș, DOXARAN D. Long-term analysis of turbidity patterns in Danube Delta coastal area based on MODIS satellite data[J]. *Journal of Marine Systems*, 2017, 170: 10-21.
- [31] LIU J P, LI A C, XU K H, et al. Sedimentary features of the Yangtze River-derived along-shelf clinoform deposit in the East China Sea[J]. *Continental Shelf Research*, 2006, 26(17/18): 2141-2156.

~~~~~

(上接第 522 页)

- [18] DE JONG J T M, BOYÉ M, GELADO-CABALLERO M D, et al. Inputs of iron, manganese and aluminium to surface waters of the Northeast Atlantic Ocean and the European continental shelf[J]. *Marine Chemistry*, 2007, 107(2): 120-142.
- [19] CHEN G D, WU J F. Meridional distribution of dissolved manganese in the tropical and equatorial Pacific[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2019, 263: 50-67.
- [20] 饶恩铭. 黄河中下游、长江三峡库区溶解态铝、锰的分布及其影响因素研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2019.
- [21] UPADHYAY S, LISS P S, JICKELLS T D. Sorption model for dissolved aluminium in freshwaters[J]. *Aquatic Geochemistry*, 2002, 8(4): 255-275.
- [22] UEMATSU M, WANG Z F, UNO I. Atmospheric input of mineral dust to the western North Pacific region based on direct measurements and a regional chemical transport model[J]. *Geophysical Research Letters*, 2003, 30(6): 1342.
- [23] 王希龙, 杜金洲, 张 经. 基于<sup>223</sup>Ra和<sup>224</sup>Ra的桑沟湾海底地下水排放通量[J]. *海洋学报*, 2017, 39(4): 16-27.
- [24] LOSNO R. Chimie d'éléments minéraux en traces dans les pluies méditerranéennes[D]. Paris: Université de Paris, 1989.
- [25] 刘仙金. 电感耦合等离子体质谱法同时测定海带中的10种元素[J]. *福建农业科技*, 2020 (2): 17-20.
- [26] 彭湘君, 李银保, 彭金年, 等. 微波消解-原子吸收光谱法对海带中6种金属元素的测定[J]. *广东微量元素科学*, 2015, 22(1): 7-10.
- [27] 张改荣, 向志文. 原子吸收光谱法测定龙须菜中7种微量元素含量[J]. *光谱实验室*, 2007, 24(6): 1005-1008.
- [28] 宁劲松, 尚德荣, 赵艳芳, 等. 青岛市场养殖贝类体内重金属含量的分析[J]. *安徽农业科学*, 2010, 38(21): 11154-11155,11219.
- [29] 郑翠玲, 梅允森, 黄树梁, 等. 余姚市淡水贝类产品中重金属含量调查[J]. *中国卫生检验杂志*, 2008, 18(4): 699-702.
- [30] 秦华伟, 陈爱华, 刘慧慧, 等. 乳山海域养殖太平洋牡蛎中营养成分及重金属含量分析及评价[J]. *中国渔业质量与标准*, 2015, 5(6): 64-70.
- [31] 杨武林. 微波消解/ICP-MS法同时测定贝类产品中16种金属元素的含量[J]. *福建水产*, 2013, 35(2): 129-133.
- [32] 朱逊驰. 中国近岸到陆架去典型水体中溶解态铁的生物地球化学过程[D]. 上海: 华东师范大学, 2018.
- [33] Boudreau. Diagenetic Models and Their Implementation[M]. Berlin: Springer, 1997.