

基于赤潮控制要素识别的近海富 营养化压力指数研究*

林国红¹ 李国强^{1,2} 王修林¹

(1. 中国海洋大学海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室 青岛 266100; 2. 青岛海洋科学与技术试点国家实验室 海洋生态与环境科学功能实验室 青岛 266071)

摘要 鉴于赤潮发生影响要素之间一般性逻辑关系模糊不清,且缺乏表征关键控制要素之间量化关系的解析式,造成当前赤潮预测预警与防控间关系不紧密甚至相脱节。为将二者密切连接,本文利用胶州湾 1982—2015 年的调查数据,在解析富营养化和赤潮发生关键控制要素基础上,建立了应用于赤潮预测预警的复合富营养化压力指数(compound eutrophication index, CEI),同时将 CEI 应用于长江口赤潮高发区海域验证。结果表明,胶州湾赤潮发生关键控制要素有 14 种,CEI 评价结果不仅与 chl *a* 吻合度较高(相似性指数为 0.86),而且与赤潮发生时间匹配度较好(达 93%),与统计方法预测预警准确度相当,其空间匹配度达 77%,与生态动力学模型预测预警准确度相当。将 CEI 应用于长江口赤潮高发区,时间上与 chl *a* 吻合度(相似性指数)为 0.74,达到较高的一致性;空间上与 chl *a* 吻合度(Kappa 系数)为 0.25,达到一般一致性。由于海域的特殊性,关键控制要素的遗失可能是一致性偏低的主要原因,未来研究基于长江口赤潮高发区进行 CEI 构建可能使问题改善。

关键词 赤潮预测预警; 赤潮防控; 富营养化; 胶州湾; 长江口

中图分类号 P734 **doi:** 10.11693/hyhz20180700181

赤潮已经发展成为沿海区域主要海洋灾害之一,对沿海经济造成重大损失(Sellner *et al*, 2003; 孙晓娜, 2014; 郭皓, 2014)。赤潮的预测与防治已经成为我国急需解决的问题之一(Morse *et al*, 2013; Jetoo, 2018)。对于赤潮预测预警,提出了经验预测、生态动力学模型预测、统计预测模型以及遥感预测等方法(Wong *et al*, 2007; 王洪礼等, 2003)。经验预测法受限于研究者的经验,对长期赤潮预警作用较少(晏丽红, 2006)。生态动力学模型预测,目前应用较为广泛(Wyatt *et al*, 1973; Walsh, 2001; Gibson *et al*, 2005; Stock *et al*, 2005),针对特定藻种赤潮,预测准确率平均可达 79%(Roiha *et al*, 2010)(附表 1),但同时对于模型参数的精准化率定要求较高(Ray *et al*, 2006; Ward *et al*, 2010)。统计预测方法如回归分析(Chen *et al*, 2015)、

主成分分析(张俊峰, 2006)、聚类分析(李培顺等, 2003)、判别分析(Chen *et al*, 2004)、演绎结构分析(Anderson *et al*, 2010)和人工神经网络(Scardi *et al*, 1999; Wei *et al*, 2001; Laanemets *et al*, 2006; 王洪礼等, 2006)等,基于对海洋监测大数据的分析预测赤潮发生,近 20 年来得到长足发展。但该方法影响要素之间逻辑关系模糊,模型解释能力差,缺乏赤潮生态学发生机制的支持,对环境因子的选取和分析带有一定的主观性和盲目性(王丹, 2013)。遥感技术目前主要应用于赤潮发生过程中,同时受限于气候条件,阴雨天气和晚上无法监测赤潮,此外对于空间分辨率较低,对小尺度赤潮的监测十分困难(李炳南, 2014)。

对于国际赤潮灾害防控措施,大多是基于赤潮

*国家科技部重点研发项目, 2017YFC1404300 号; 国家基金委-山东联合基金, U1706215 号, U1606404 号。林国红, 博士研究生, E-mail: 1012134573@qq.com

通信作者: 李国强, 教授, E-mail: likeqiang@ouc.edu.cn

收稿日期: 2018-07-24, 收修改稿日期: 2019-02-01

的预测预警提前做好赤潮藻的事前隔离, 事后沉降、驱散等防灾工作。例如美国海洋大气管理局(National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA)建立了赤潮监测预报管理系统, 能够做到提前几天的短期预报, 并可开展提前数月的季节预报(任湘湘等, 2012), 从而提醒政府与市民做好防灾措施降低经济和安全受损程度(<http://www.noaa.gov/oceans-coasts>)。该系统在墨西哥湾、缅因州海湾、切萨皮克湾和华盛顿海岸等海域得到应用(Tester *et al.*, 1991; Horner *et al.*, 1997; Hu *et al.*, 2005)。日本建立了黑潮水系流入型预测法、赤潮包囊水文预测法和赤潮生物浓度标准值预测法等, 根据预测结果进行调整渔民投放饵料、强化公共污水处理系统、调控污水排放等措施, 严格实施陆源生化需氧量(Biochemical Oxygen Demand, BOD)等富营养物质入海排放总量管理, 使濑户内海赤潮灾害频次逐年降低, 到 2000 年减少了约 70%(张季栋, 1995; Imai *et al.*, 2006; 姜独祎等, 2008)。西班牙赤潮预警系统(Centro de Control da Calidade do Medio Marino, CCCMM)在伊比利亚半岛西北部的沿海赤潮预测中, 成功率高达 95.5%(Fdez-Riverola *et al.*, 2002)。中国在渤海建立了神经网络的综合集成预测系统, 以夜光藻的生物量作为预测指标, 预测误差小于 20%(王其茂等, 2006)。同时加强隔离、增氧、沉降、控制污水排放、防止富营养化等防控措施。然而, 赤潮发生统计结果显示, 2000—2016 年, 渤海赤潮总次数达 165 次, 是 20 世纪以前 48a 总和的 8 倍(宋南奇等, 2018)。因此, 提高赤潮防控措施的高效性, 是目前急需解决的问题。

然而, 对于赤潮防控措施的高效性, 关键在于赤潮发生控制要素识别的准确性。早前学者认为增加的藻生物量与温度、风速、日照、营养盐等有明显的相关关系(Sellner *et al.*, 2003; Paerl *et al.*, 2009), 同时研究表明, 由人类活动引起的富营养化与赤潮的发生密不可分(Imai *et al.*, 2006; Heisler *et al.*, 2008), 尤其是营养盐的输入导致的富营养化对赤潮的发生有明显的驱动影响(Edmondson, 1970; Ashworth *et al.*, 1986; Glibert, 2001; Cloern, 2001; Hagy *et al.*, 2004; Kemp *et al.*, 2005; Beman, 2005; Glibert *et al.*, 2006)。多年来, 富营养化被认为引起赤潮的首要条件(Hoyer *et al.*, 2002; Nielsen *et al.*, 2002; Tett *et al.*, 2003; Carstensen *et al.*, 2004; Smith *et al.*, 2006; Anderson *et al.*, 2008)。对于富营养化评价方法, 国际上相继提出了营养盐为基础的第一代河口及近岸海域富营养化评价方法和欧

美国家推出的以富营养化症状为基础的第二代河口及近岸海域富营养化评价方法。前者主要包括单因子评价法: Carlson 指数法(Carlson *et al.*, 1977)、富营养化指数(eutrophication index, EI)法(邹景忠等, 1983)、营养质量状态指数评价(nutrient quality index, NQI)法(陈于望等, 1987)、营养指数(trophic index, TRIX)法(Vollenweider *et al.*, 1998)、浮游植物群落结构指数评价法(李清雪等, 1999)、潜在性富营养化程度评价法(氮磷比值法)(郭卫东等, 1998)、水质指数法(Justic *et al.*, 1991)、溶解氧饱和度参数法(Ignatiades *et al.*, 1992)、营养盐生态分布法、环境保护局全国沿海评估水质指数(Environmental Protection Agency national coastal assessment, EPA NCA WQI)法(USEPA, 2005, 2008)等。由于研究者认识到近海系统的一些模糊性和不确定性问题, 统计学或软计算的方法得到运用, 如主成分分析(principal component analysis, PCA)法(柴超等, 2007)、模糊数学理论(fuzzy comprehensive evaluation, FCE)(彭云辉等, 1991)和人工神经网络(artificial neural network, ANN)方法(苏畅等, 2008)等。第二代河口及近岸海域富营养化评价方法主要包括美国河口营养状况(assessment of estuarine trophic status, ASSETS)(Bricker *et al.*, 1999, 2003)、巴黎-奥斯陆委员会综合评价法(Oslo-Paris comprehensive procedure, OSPAR-COMPP)(OSPAR Commission, 2003)和赫尔辛基委员会综合评价法(Helsinki Convention Eutrophication Assessment Tool, HEAT)(HELCOM, 2006; 吴在兴, 2013)等。第一代评价方法具有明确的数学形式, 能够清晰地表现出不同要素之间数量关系, 但忽视了营养入海要素、海域环境、水动力等与生态响应之间的相互作用关系, 评价要素主要采用富营养物质浓度要素, 虽然在中国近海富营养化评价过程中得到广泛应用, 但是在某些情况下反映不出富营养化的程度, 更与赤潮的发生吻合度不高(Liu *et al.*, 2011; Wu *et al.*, 2013)。第二代评价方法应用压力-状态-响应理论, 评价因子以富营养化症状分析为重点, 在欧美国家的河口与沿岸水体中得到广泛的应用(Bricker *et al.*, 2003), 然而, 此类方法尤其是美国 ASSETS 方法, 评价要素中不仅没有采用营养入海要素、海域环境、水动力等赤潮驱动要素, 同时附加了 chl *a*、浮游植物丰度、大型藻和附生植物、覆盖面积等大量赤潮状态要素, 这与中国海洋常规调查项目不相匹配, 同时相关调查需消耗更多的人力物力。

王淑萍等(2017)基于压力-状态-响应理论(pressure-state-response, PSR), 结合水质模型和流域模型, 完善了一套揭示近海环境质量关联要素之间一般性逻辑关系的方法(Wang *et al.*, 2017)。这样, 围绕赤潮发生影响要素之间逻辑关系模糊不清, 缺乏表征控制要素之间量化关系解析式, 赤潮预测预警、防控与(关键)控制要素之间的关系不紧密甚至相脱节, 导致赤潮防控措施效率不高的关键科学问题, 本文应用近海环境质量关联要素解析方法, 在对胶州湾赤潮发生关键控制要素与富营养化量化解析基础上,

建立应用于赤潮预测预警近海富营养化压力指数(compound eutrophication index, CEI), 并为近海赤潮精准化防控提供量化科学依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

数据主要取自中国海洋灾害公报、生物谷网站(Bioonnews)和文献结果, 对于季节空缺数据, 根据要素自身季节变化形式, 采用内插法补齐。具体数据来源见表 1。

表 1 统计数据来源
Tab.1 Data and statistics

集群	要素: 单位	海域	来源
赤潮发生情况	时间: 年月日 位置: 经纬度 覆盖面积: km ²	胶州湾	中国海洋灾害公报, 1989—2016 生物谷网站(Bioonnews) 郝建华, 2000 卢敏, 2001 吴绍渊, 2010
		长江口	中国海洋灾害公报, 1989—2016 青岛统计信息网 (http://www.stats-qd.gov.cn/statsqd/index/index.shtml) NCEP 气候预测系统(http://www.ncep.noaa.gov/) 《湖泊湿地海湾生态系统卷-山东胶州湾站》, 2010
水动力 输运	海域面积(S_{JZB}): km ² 流场(r): m/s 气温(T_A): K 风速(W): m/s 光照强度(I): Wh/(m ² ·d) 降水量(R): mm	胶州湾	李颖虹, 2010 赵淑江, 2002 刘永哲, 2014 马立杰, 2014 王淑萍, 2017 青岛市环境监测中心站, 1991—2012 《湖泊湿地海湾生态系统卷-山东胶州湾站》, 2010 沈志良, 2002 赵淑江, 2002 董开升, 2007 冷悦山, 2008 钱国栋, 2009 李颖虹, 2010 孙晓霞等, 2011 王艳玲, 2012 康美华, 2014 王玉珏, 2015 吴在兴, 2013
生物地球化学要素	溶解无机氮浓度(C_{DIN}): mg/L 溶解无机磷浓度(C_{DIP}): mg/L 化学需氧量浓度(C_{COD}): mg/L 硅酸盐浓度(C_{Si}): mg/L 水温(T_w): K 盐度(S) 酸度(pH) 溶解氧浓度(DO): mg/L 透明度(SD): m 叶绿素浓度(chl a): μg/L	胶州湾	钱国栋, 2009 李颖虹, 2010 孙晓霞等, 2011 王艳玲, 2012 康美华, 2014 王玉珏, 2015 吴在兴, 2013
		长江口	王文涛, 2012 唐红杰, 2009 辛明, 2014 青岛市环境监测中心站, 1991—2012
陆海界面要素	入海河流径流量(V_{RR}): m ³ /s 围填海面积(ΔS_{JZB}): km ² 入海口数量(N): 个	胶州湾	周春艳, 2010 张鹏, 2017
		长江口	辛明, 2014

续表

集群	要素: 单位	海域	来源
污染物 入海排 放数量 要素	总氮入海通量(F_{TN}): t/m	胶州湾	王修林, 2006
	总磷入海通量(F_{TP}): t/m		青岛市环境监测中心, 2000—2012
	化学需氧量入海通量(F_{COD}): t/m		盛茂刚, 2014
	泥沙入海通量(F_{Se}): t/m	长江口 暴发	鲁栋梁, 2016
			Li keqiang, 2018
			中国海洋环境质量公报, 2000—2013
		方倩, 2008	
		朱建荣, 2003	
		辛明, 2014	

1.2 CEI 构建

1.2.1 要素识别 参照王淑萍等(2017)构建的近海环境质量关联要素, 结合欧美富营养化评价方法(ASSETS、OSPAR)中的压力指标, 近海赤潮发生影响要素主要包括四个集群: 陆源污染物入海排放数量、陆海界面、海域水动力输运和生物地球化学迁转过程(图 1)。通过变异性系数、相关性分析剔除年际变化

不大且有横向相关性的要素, 筛选近海赤潮发生绩效要素, 应用层次分析法, 根据累计贡献率达 95% 的原则, 对胶州湾近海赤潮关键控制要素进行识别, 最后通过主成分分析, 根据要素在主因子上载荷确定要素与 CEI 的正负向关系(Wang *et al*, 2017)。

变异性系数是通过计算要素观测值的变异程度来表征要素评价价值的方法, 变异性系数越大, 评价价

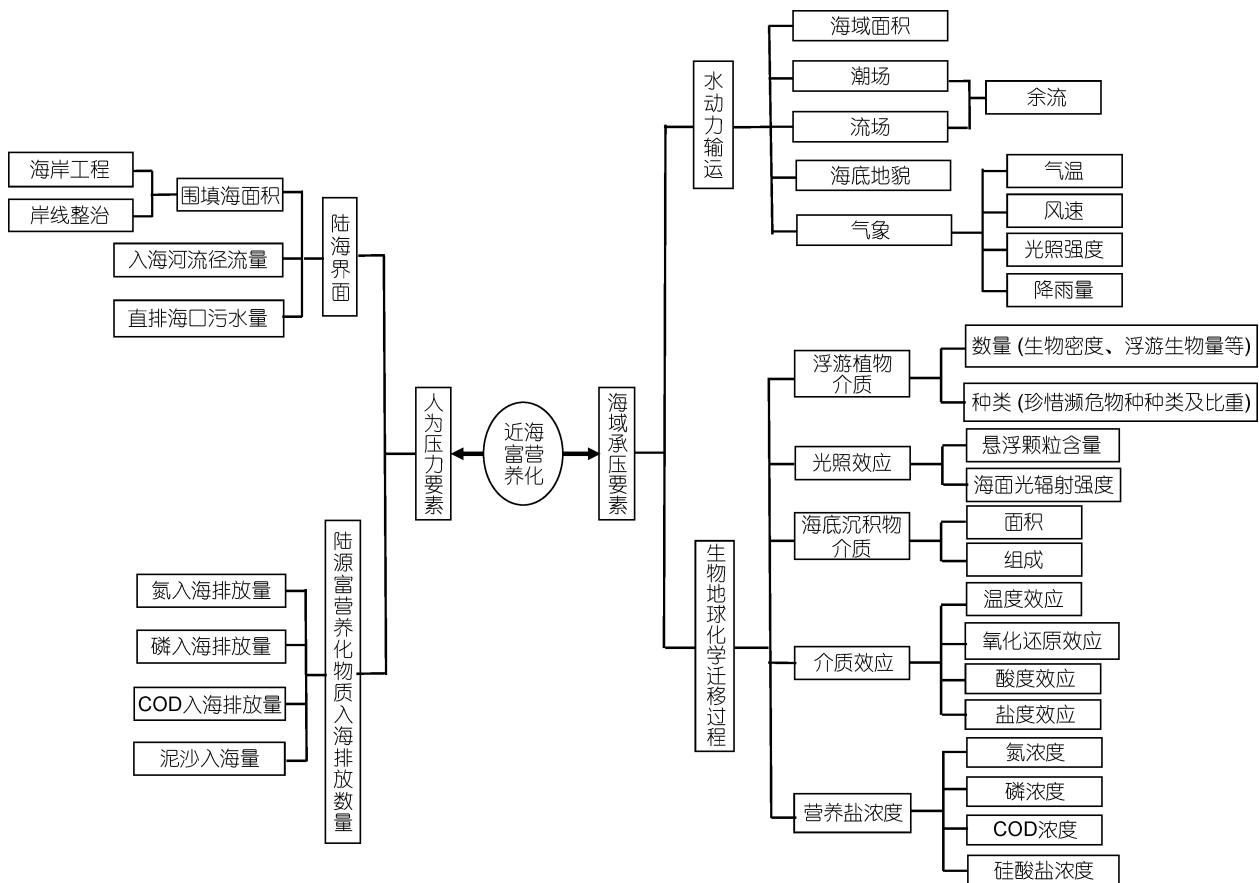


图 1 近海赤潮发生关联要素框架

Fig.1 The framework of relationship for influence factors of harmful algal bloom (HAB)

注: 在 Wang 等(2017)的近海环境质量关联要素框架基础上将陆源污染物入海排放数量集群补充为氮、磷、化学需氧量以及泥沙入海量, 同时生物地球化学迁转过程集群中补充营养盐浓度群组

值越高(赵微等, 2013), 近海赤潮发生关联要素变异系数计算如公式(1)(时光新等, 2000):

$$V_i = \frac{S_i}{\bar{X}_i}, \quad (1)$$

其中, V_i 表示要素变异系数, S_i 表示要素标准差, \bar{X}_i 表示要素均值。

双变量相关性分析方法通过 SPSS19.0 统计分析软件计算, 在 $P < 0.05$ 的置信区间, 剔除横向相关要素(郑克芳等, 2015)。为消除主观因素影响, 层次分析根据变异系数建立层次分析框架, 将各个潜效要素两两比较, 构建判断矩阵, 借助 Matlab 软件及相关程序进行要素贡献率计算(附录 2)

1.2.2 数学形式 对于 NQI 等商函数形式, 不仅可用于富营养化评价, 而且也可以用于关键控制要素识别。实际上, NQI 等权重叠加的数学形式不仅广泛应用于富营养化评价指数法, 而且也是海洋资源环境承载力评价空间状态法采用的数学形式。因此, CEI 方程如公式(2):

$$I_{CE} = \sum_{g=1}^G \sum_k \sum_i \frac{E_{(g,k,i)}}{E_{(g,k,i)}^*} \\ = \sum_k \sum_i \frac{WD_{(h,k,i)}}{WD_{(h,k,i)}^*} + \sum_k \sum_i \frac{BGC_{(h,k,i)}}{BGC_{(h,k,i)}^*} + \\ \sum_i \frac{F_{(i)}}{F_{(i)}^*} + \sum_k \sum_i \frac{LSI_{(h,k,i)}}{LSI_{(h,k,i)}^*}, \quad (2)$$

其中, I_{CE} 表示富营养化压力指数, E 表示赤潮发生影响要素, 上标“*”表示赤潮发生时要素阈值, 下标 g 、 k 和 i 分别表示要素集群、组团和要素编号, WD 、 BGC 和 LSI 分别表示海域水动力运输、生物地球化学迁转和陆海界面要素集群, F 表示陆源污染物入海排放数量要素组团(主要包括 F_{TN} 、 F_{TP} 、 F_{COD} 、 F_{Sc})。WD 主要包括水动力运输组团(海域面积 S_{JZB} 、潮流场 r)、气象要素组团(气温 T_A 、风速 W 、光照强度 I 、降雨量 R)和海底地貌要素(SG)等组团, BGC 主要包括营养盐浓度组团(C_{DIN} 、 C_{DIP} 、 C_{COD} 、 C_{Si})、介质效应组团(温度效应 T_w 、氧化还原效应 DO、酸度效应 pH、盐度效应 S)、浮游植物介质、光照效应(LE, 悬浮颗粒含量、海面光辐射强度)和海底沉积物介质(BS)等组团, LSI 主要包括陆海界面要素(海岸线形态 CL、围填海面积 ΔS_{JZB} 、海岸工程、入海排污口 N 和入海河流径流量 V_{RR} 组团)。

1.2.3 阈值确定 对于营养盐浓度要素组团阈值, 按赤潮发生季节海上调查数据平均值(吴迪, 2007; 吴

在兴, 2013), 结合《海水水质标准》(GB 3097-1997) 优化取值。对于陆源污染物入海排放数量要素组团, 除排沙量按赤潮发生季节监测值取平均以外, F_{TN} 、 F_{TP} 和 F_{COD} 按近海水质模拟数学规划法在营养盐浓度阈值条件下的入海分配容量计算结果取值。对于其他要素组团(例如: 气象要素组团、水动力运输组团、浮游植物介质组团等)阈值, 按赤潮发生季节数据取值, 如果缺乏季节数据, 则按赤潮发生年际调查数据结果均值取值。

1.2.4 等级划分 对于 CEI 计算结果, 按不一致系数 $\Phi \rightarrow \Phi_{max}$ 且类间与类内之间差异的聚合度 $\delta(n) \geq 0$ 确定最佳聚类分组数(方开泰 1982; 张艳军, 2015), 不一致系数使用 inconsistent 函数实现(附表 3)(Jain, 1988; Zahn, 1971)。在社会科学统计程序(Statistical program for social sciences, SPSS)聚类分析方法基础上, 参照 chl a 赤潮发生强度 5 等级评价标准(WANG *et al*, 2005), 结合 ASSETS 等指数型富营养化因子 5 等级评价标准, 划分胶州湾 CEI 评价等级。

1.3 CEI 时空验证

由于胶州湾平面、季节、年际近海赤潮发生影响要素数据较齐全, 因此本文根据胶州湾 1982—2015 年季节统计数据构建 CEI 并验证, 分别比较 CEI 和第一、二代河口及近岸海域富营养化评价方法与 chl a 赤潮发生频次、覆盖面积时空吻合度, 分别用相似性指数(similarity index, SI)、相对标准偏差(relative standard deviation, RSD)和 Kappa 系数表征时间吻合度和空间吻合度。需要指出的是, ASSETS 的计算中, 由于中国近海常规监测项目中缺乏浮游植物丰度、下沉藻、大型藻等相关数据, 因此本文 ASSETS 的计算结果是去除这些指标后的结果。

1.4 CEI 在长江口及邻近海域赤潮高发区应用

由于不同海区存在显著差异, CEI 评价要素阈值进行地域性调整后, 应用于长江口及邻近海域赤潮高发区。同时比较 CEI 与 chl a 、赤潮发生情况等时空吻合度。

2 结果与讨论

2.1 复合富营养化压力指数 CEI

2.1.1 要素识别结果 根据近海环境质量关联要素和富营养化压力指标, 胶州湾赤潮影响要素共有 26 个(图 1)。根据变异系数显示, 2 个变动性不显著, 分别为余流、气温, 其变异系数小于 0.05, 由于海洋潮流对物质输运迁移有重要作用(Figueiras, 1994; 褚

芹芹, 2010), 因此保留余流。根据双变量相关性分析显示, 7 个要素之间不具有横向独立性, 在 0.05 水平上显著相关。Δ*S*_{JZB} 与 *S*_{JZB}、SD 的相关性系数分别为 0.996、-0.381, *V*_{RR} 与 *F*_{TN}、*F*_{COD}、*C*_{Si} 的相关性系数分别为 0.53、0.553、0.404。根据相关系数分析, 当 Person 系数大于 0.6 时, 变量之间属于强相关关系, 且 *V*_{RR}、*F*_{TN} 和 *F*_{COD} 要素体现营养盐补充机制, 应保留, 因此潜效要素只剔除强相关要素。按层次分析方法结果显示(图 2), 在 20 个潜效影响要素中, 14 个是控制要素, 要素权重大小总体上按 *F*_{TN}>*F*_{COD}>*V*_{RR}>*F*_{TP}>*C*_{DIN}>*F*_{Se}>*C*_{Si}>*C*_{DIP}>*r*>*C*_{COD}>*I*>*DO*>*T*_W>*S*_{JZB} 顺序依次递减。其中, 陆源富营养物质入海排放数量要素组团 4 个(29%), 陆海界面要素组团 1 个(7%), 水动力输运要素组团 2 个(14%), 气象要素组团 1 个(7%), 营养盐浓度组团 4 个(29%), 介质效应组团 2 个(14%)。根据主成分分析结果, 陆源富营养物质入海排放数量要素组团、陆海界面要素组团、水动力输运要素组团(*r*)、气象要素组团、营养盐浓度组团和温度效应组团呈正向, *S*_{JZB} 要素(水动力输运要素组团)和 *DO* 要素(氧化还原效应组团)却呈负向作用。

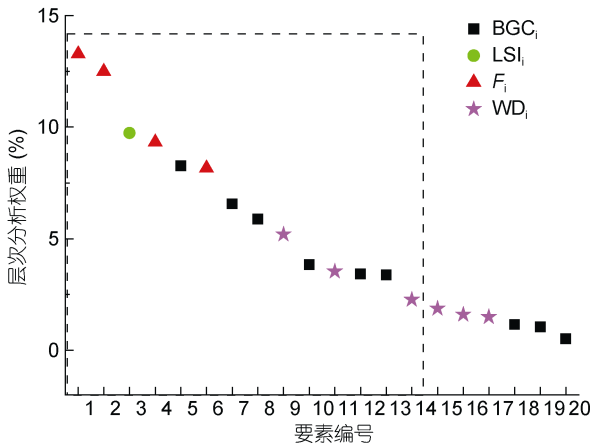


图 2 胶州湾赤潮发生影响要素层次分析累计权重(Σ*W*_{*i*})图
Fig.2 Hierarchical analysis weight (Σ*W*_{*i*}) of the HAB influence factors in Jiaozhou Bay

注: 虚线框表示累计权重Σ*W*_{*i*}达到 95%的要素, *W*_{*i*}表示单个要素权重; BGC 表示生物地球化学迁移转化过程要素集群; LSI 表示陆海界面要素集群; *F* 表示陆源富营养物质入海排放数量要素集群; WD 表示水动力输运要素集群。1. *F*_{TN}; 2. *F*_{COD}; 3. *V*_{RR}; 4. *F*_{TP}; 5. *C*_{DIN}; 6. *F*_{Se}; 7. *C*_{Si}; 8. *C*_{DIP}; 9. *r*; 10. *C*_{COD}; 11. *I*; 12. *DO*; 13. *T*_W; 14. *S*_{JZB}; 15. *N*; 16. *R*; 17. *W*; 18. *SD*; 19. *S*; 20. *pH*

2.1.2 CEI 及等级划分 根据要素筛选和阈值确定结果, 胶州湾复合富营养化指数构建如公式(3)所示:

$$I_{CE} = \frac{F_{TN}}{789} + \frac{F_{TP}}{71} + \frac{F_{COD}}{4167} + \frac{F_{Se}}{3 \times 10^4} + \frac{C_{DIN}}{0.21} + \frac{C_{DIP}}{0.015} + \frac{C_{COD}}{1.65} + \frac{C_{Si}}{0.25} - \frac{DO}{6.48} + \frac{V_{RR}}{5.41} + \frac{r}{0.03} - \frac{S_{JZB}}{360} + \frac{I}{526} + \frac{T_W}{296} \quad (3)$$

其中, 陆源污染物入海排放量组团阈值单位均为 t/m, 对应数值即为赤潮防控的量化依据, 营养盐浓度组团单位均为 mg/L, 后五者单位分别为 m³/s、m/s、km²、Wh/(m²·d)和 K。

计算结果显示, 在 1982—2015 年期间, 胶州湾 CEI 平均是 11.02±4.49, 最大是 23.10, 最小是 2.73。根据不一致系数类内间差率 δ = 0 且 *P*<0.01, 胶州湾 CEI 可聚类为 14 组, 应用 SPSS 聚类方法分析结果显示, 类组间距呈现出显著的等间距分布特征, 平均是 1.56±0.40(图 3)。这样, 参照 chl *a* 赤潮发生强度 5 等级(Wang *et al*, 2005)和 ASSETS 等指标型富营养化 5 等级, 可按等间距 4 将胶州湾 CEI 划分为超低(CEI_I < 7)、低(7 < CEI_{II} < 11)、中等(11 < CEI_{III} < 15)、高(15 < CEI_{IV} < 19)和超高富营养化(19 < CEI_V)5 个等级(图 3)。

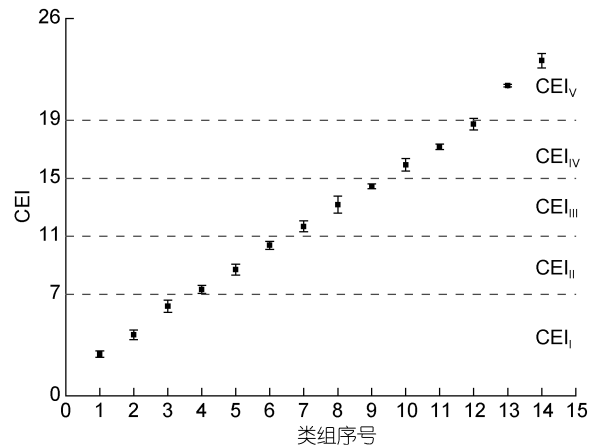


图 3 胶州湾复合富营养化指数(CEI)聚类分组和等级划分图

Fig.3 The clustering and grading map of compound eutrophication index (CEI) in Jiaozhou Bay
注: 虚线代表 CEI 等级划分上下界限

2.2 CEI 在胶州湾时空验证

2.2.1 时间验证 胶州湾 1982—2015 年富营养化评价结果与 chl *a* 吻合程度(表 2)显示, 第一代河口及近岸海域富营养化评价方法中, NQI 评价结果吻合度最高(SI = 0.80, RSD = 17%), 第二代河口及近岸海域富营养化评价方法中, ASSETS 评价结果吻合程度最高(SI = 0.84, RSD = 26%), 前者与 chl *a* 吻合程度平均($\bar{SI} = 0.71$, $\overline{RSD} = 34\%$)略低于后者平均

($\overline{SI} = 0.81$, $\overline{RSD} = 50\%$), 这表明基于 PSR 理论的第二代富营养化评价方法对叶绿素的预测预警水平较高。本文构建的 CEI 与叶绿素的吻合较好, 不仅表现在 SI 最大(0.86), 同时 $RSD\%$ 较小(28%)。因此在时间验证中, 只比较 NQI、ASSETS、CEI 与赤潮发生随时间的变化趋势。根据胶州湾赤潮年际变化特征(图 4a), 从 1990 年开始有赤潮发生, 1994—1995 年赤潮发生次数最多, 但是无覆盖面积记录, 2003 年 7 月在胶州湾北部和湾口处连续发生两次赤潮, 覆盖面积达 200km^2 , 约占胶州湾面积的 55%, 随后赤潮发生频次和覆盖面积开始降低。由于评价因子中包含赤潮发生覆盖面积因子, ASSETS 评价结果在 2002 和 2003 年达到高富营养化水平, 与赤潮覆盖面积吻合度较

高, 而 NQI 和 CEI 评价结果随时间变化趋势相似 ($SI = 0.88$), 均从 1980 年持续增加, 自 1998 年开始降低, 但仍维持在较高的富营养化水平(图 4b)。同时, 胶州湾赤潮的发生具有明显的季节性(图 4c), 每年夏季(6、7、8 月份)赤潮发生次数和覆盖面积均最高, 而三种富营养化评价结果均与赤潮的发生季节性较为吻合(图 4d)。对于胶州湾赤潮发生与 CEI 季节分布(图 5), 由于考虑到数据的完整性, 1997—2008 年, 共 50 组海洋监测数据, 其中 14 组伴随赤潮发生, 计算结果显示, 13 组 $CEI > CEI_{III}$, 与赤潮发生匹配度为 93%; 对于 36 组未赤潮数据, 计算结果显示有 26 组 $CEI < CEI_{III}$, 与赤潮发生匹配度为 72%, 因此 CEI 与赤潮发生空间匹配度加权为 78%。

表 2 胶州湾富营养化评价结果与 chl a 吻合程度
Tab.2 The degree of conformity for eutrophication evaluation and chl a in Jiaozhou Bay

富营养化评价方法		与 chl a 吻合程度	
		相似性指数	相对标准偏差(%)
本文	复合富营养化指数法	0.86	28
	潜在性富营养化评价法	0.71	36
	富营养化指数法	0.68	33
	营养质量状态指数法	0.80	17
第一代河口及近岸海域富营养化评价方法	模糊数学理论法	0.79	32
	营养指数法	0.73	46
	水质指数法	0.74	53
	营养盐生态分布法	0.53	50
	美国河口营养状况评价法	0.84	26
第二代河口及近岸海域富营养化评价方法	巴黎奥斯陆委员会综合评价法	0.81	71
	赫尔辛基委员会综合评价法	0.79	52

2.2.2 空间验证 对于胶州湾 CEI 空间分布(图 6), 采用 9 组赤潮发生的调查监测数据验证(1997—2006 年)。结果显示, CEI 与赤潮发生空间匹配度是 77%, 稍低于时间匹配度。其中, 有 7 组 $CEI > CEI_{III}$ 海域与赤潮发生相吻合(图 6b—图 6h), 其中 2 组虽然赤潮发生在 CEI 低值区, 但是高值区也有赤潮发生(图 6d 和图 6f), 这可能是沿岸流和潮汐的作用导致的。然而, 图 6a 和图 6e 两次赤潮监测区虽与 CEI 后报高值区不完全吻合, 但是根据胡跃波(2010)和褚芹芹(2010)等对胶州湾水体输移路径的研究, 可以认为是赤潮藻的漂移造成的。因此对于胶州湾赤潮空间后报结果, 考虑到潮流、密度流等水动力驱动漂浮, 赤潮发生空间匹配度略低于时间匹配度。同时, 根据平面分布结果, 胶州湾西北部、西南部和东北部大部分处于超

CEI_{III} (46%), 东北部(4%)处于超 CEI_{III} , 约 1%处于 CEI_V , 与胶州湾赤潮覆盖面积约 12%, 61%次暴发分布于超 CEI_{III} 大体吻合。

2.3 CEI 在长江口及邻近海域赤潮高发区应用

由于长江口及邻近海域赤潮高发区无固定海域面积统计数据, 因此 CEI 在长江口中的应用中, 忽略海域面积要素。除此以外, C_{DIN}^* 、 C_{DIP}^* 、 C_{Si}^* 和 C_{COD}^* 分别根据长江口及邻近海域赤潮发生前监测浓度, 分别为 0.31mg/L 、 0.018mg/L 、 0.55mg/L 、 1.13mg/L (张传松, 2008), F_{TN}^* 、 F_{TP}^* 、 F_{COD}^* 分别为 $9.3 \times 10^6 \text{ t/a}$ 、 $1.5 \times 10^5 \text{ t/a}$ 和 $6.5 \times 10^8 \text{ t/a}$ (唐洪杰, 2009), 径流量阈值为 $28740\text{m}^3/\text{s}$, 泥沙输入量 $23558 \times 10^4 \text{ t/a}$, DO 为 6.6mg/L , 余流为 0.03m/s , 水温为 286K , 光照为 $12\text{MJ}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (孙霞, 2005)。即对于长江口及邻近海域, CEI 表征为公式(4):

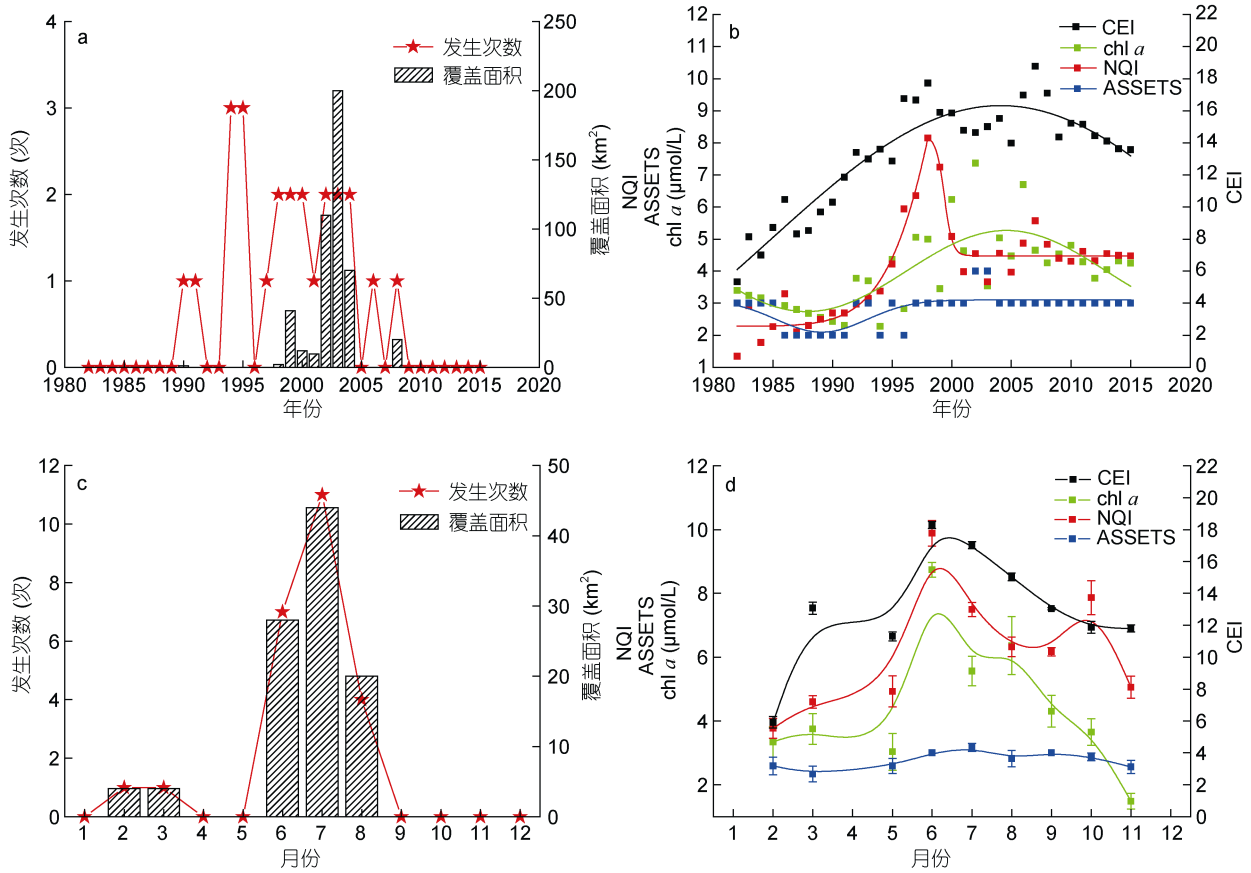


图 4 胶州湾赤潮发生情况(a, c)、chl a 及富营养化年际变化(b)和月季变化(d)趋势图

Fig.4 The trend graph for HAB (a, c), chl a and eutrophication interannual change (b), and seasonal change (d) in Jiaozhou Bay
注: CEI、NQI 和 ASSETS 分别表示根据复合富营养化指数、营养质量状态指数和美国河口营养状况指数计算的胶州湾富营养化状况

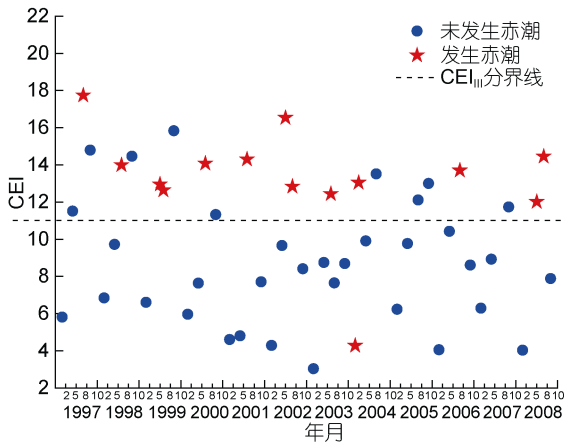


图 5 胶州湾赤潮发生与 CEI 季节分布

Fig.5 Seasonal distribution of HAB and CEI in Jiaozhou Bay

$$I_{CE} = \frac{F_{TN}}{7.8 \times 10^5} + \frac{F_{TP}}{1.2 \times 10^4} + \frac{F_{COD}}{5.4 \times 10^7} + \frac{F_{Se}}{2.0 \times 10^7} + \frac{C_{DIN}}{0.31} + \frac{C_{DIP}}{0.018} + \frac{C_{COD}}{1.13} + \frac{C_{Si}}{0.55} - \frac{DO}{6.6} + \frac{V_{RR}}{2.9 \times 10^4} + \frac{r}{0.03} + \frac{I}{3.3 \times 10^3} + \frac{T_w}{286} \quad (4)$$

其中, 陆源污染物入海排放量组团阈值单位均为 t/m, 营养盐浓度组团单位均为 mg/L, 后五者单位分别为 mg/L、m³/s、m/s、Wh/(m²·d)和 K。

2.3.1 时间上 根据长江口赤潮暴发年际变化特征(图 7a), 从 1992 年开始有赤潮记录, 20 世纪 90 年代, 长江口及邻近海域总共发生 9 次赤潮, 总覆盖面积达 770km², 2000—2010 年, 赤潮发生 56 次, 总覆盖面积达 63900km², 分别是 20 世纪 90 年代的 6 倍和 83 倍。而 CEI 随时间变化幅度较小, 与叶绿素随时间变化吻合程度(SI = 0.78, RSD = 26%)较高(图 7b), 同时, 长江口赤潮的发生集中于每年 5 月份, 其次是 8 月份, 平均占全年 77%左右(图 7c), 而 CEI 与赤潮发生频次、覆盖面积和 chl a 季节性吻合程度(SI)分别为 0.52、0.47 和 0.74, NQI 和 ASSETS 评价结果与 chl a 吻合度分别为 0.56 和 0.61, 均低于本文构建 CEI 吻合度(图 7d)。

2.3.2 空间上 根据 1992—2016 年赤潮暴发集中月份(5 月份)记录结果可知, 长江口及邻近海域共暴

发过 52 次赤潮赤潮，平均覆盖面积达 800km²，优势藻种为东海原甲藻、米氏凯伦藻和巨齿原甲藻等，主要分布在长江口外海域、杭州湾以东海域以及以南海域。根据平面水质监测数据结果可知，叶绿素与 CEI 的空间吻合程度(Kappa 系数为 0.25)只有一般的一致性，图 8a 结果显示，5 月份叶绿素高值主要分布于杭州湾湾外、象山湾湾外甚至往南方向海域，而 CEI 高值区主要分布在长江口以及杭州湾营养盐加富程度较高的海域(图 8b)，评价结果与 chl *a* 吻合程度低于 NQI 和 ASSETS，可能是由于 CEI 评价指标中不包含 chl *a*、浮游植物丰度、覆盖面积、持续时间等赤潮状态因子导致的，而在 ASSETS 方法中，生态响应等级的分布基本上决定了最终富营养化状况等级的分布(吴在兴, 2013)。而造成长江口与杭州湾的 chl *a* 分布状况和营养盐的分布趋势不同是多原因造

成的，首先河口区域的系统特性较海湾系统更复杂，每年长江河口与杭州湾区域除了接受大量陆源营养盐的排放以外，还接受了大量的泥沙，同时长江沿岸流、外海水流等的交汇造成了较强的水动力混合区，形成了浑浊带(邵秘华等, 1996)，使得河口湾口处水体悬浮物浓度较高，水体透光度降低，因此叶绿素浓度较低；而同时随着离岸距离的增加，外海受河口的影响越弱，黑潮东海分支、台湾暖流、沿岸流等为长江口及邻近海域提供了大量的营养盐(刘兴泉, 2001)，特别是磷酸盐的补充(Chung *et al*, 1999; Ou *et al*, 2008; 张传松, 2008; 孟佳, 2015)，使得叶绿素浓度较高。但由于 CEI 指标的构建是基于胶州湾，关键控制要素基本不考虑海源营养盐的补充和悬浮物的浓度，因此 CEI 在长江口的评价还需日后对指标重新筛选。

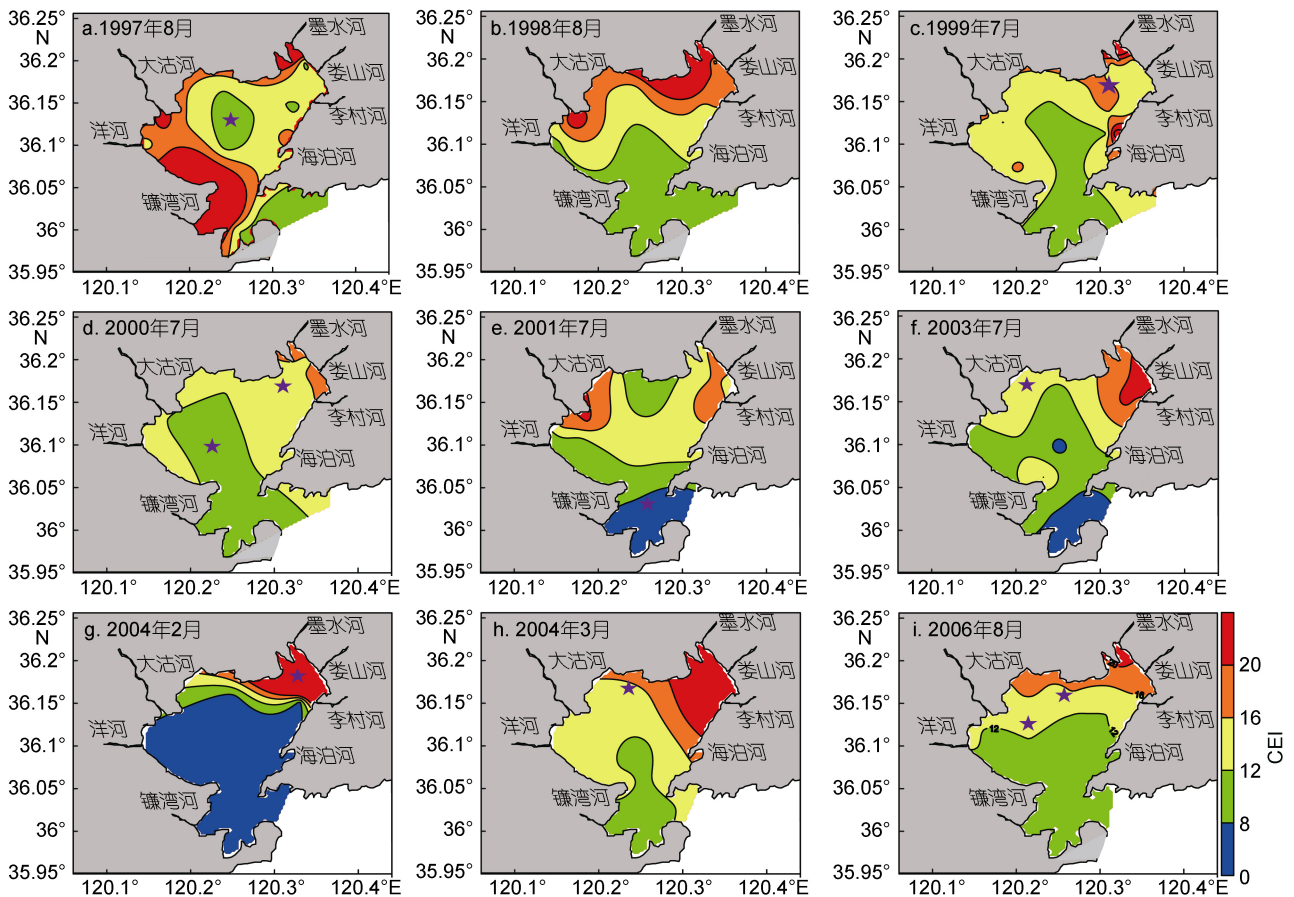


图 6 胶州湾赤潮发生情况与 CEI 空间分布图
 Fig.6 Spatial distribution of HAB and CEI in Jiaozhou Bay
 注： 表示赤潮暴发位置标记

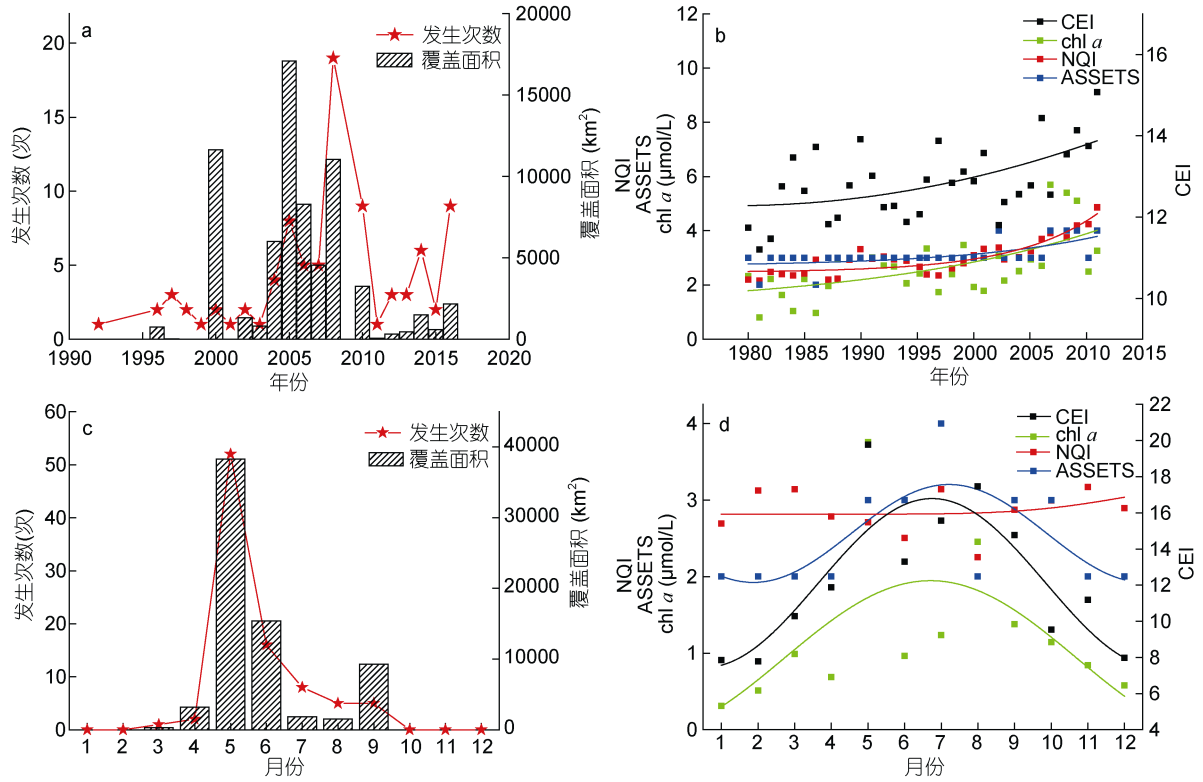


图 7 长江口及邻近海域赤潮高发区赤潮发生情况(a, c)、chl a 及富营养化年际变化(b)和月季变化(d)趋势图

Fig.7 The trend graph for HAB (a, c), chl a and CEI, interannual change (b), and seasonal change (d) in Changjiang Estuary and adjacent sea
注: CEI、NQI 和 ASSETS 分别表示根据复合富营养化指数、营养质量状态指数和美国河口营养状况指数计算的胶州湾富营养化状况

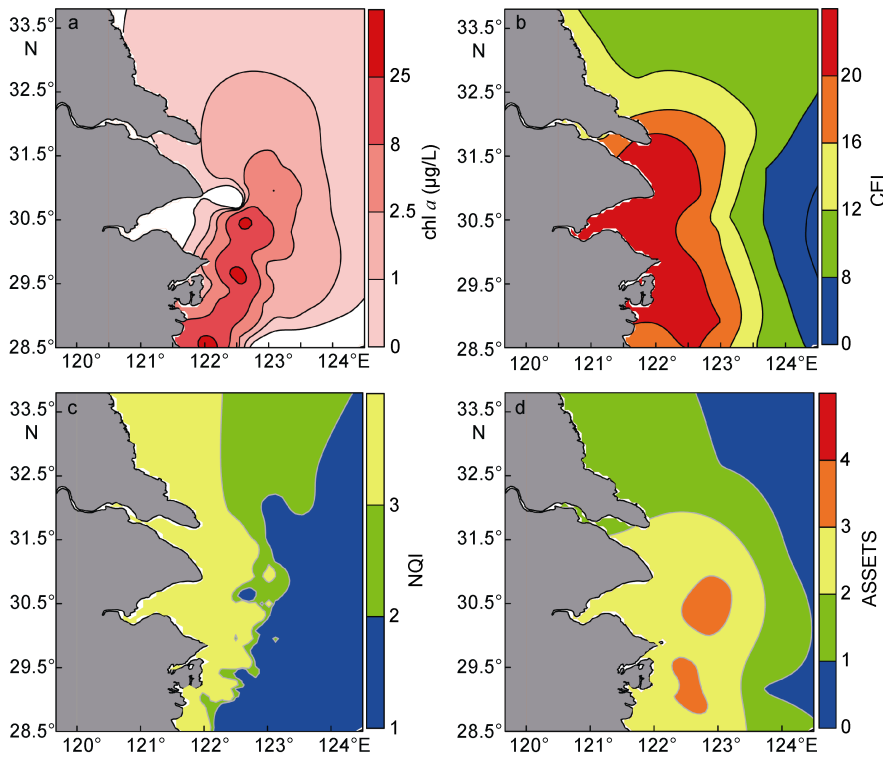


图 8 长江口及邻近海域赤潮高发区 5 月份 chl a (a)、CEI (b)、NQI (c)、和 ASSETS (d) 平面分布图

Fig.8 Spatial distribution of chl a (a), CEI (b), NQI (c), and ASSETS (d) in Changjiang Estuary and adjacent sea in May
注: 表示赤潮暴发位置标记

3 结论

CEI 构建结果表明, 胶州湾 CEI 评价结果与当前 NQI 和 ASSETS 结果相比, 与 chl *a* 吻合程度最高 (SI = 0.86, RSD = 28%), 并与赤潮发生监测发生时间匹配度达 93%, 与统计方法预测预警准确度相当, 而空间匹配度达 77%, 与生态动力学模型预测预警准确度相当。同时, CEI 在准确度较高的前提下, 不仅借鉴了 NQI 等第一代富营养化方法具有的要索量化关系清晰, 评价所需要素易得的优点, 同时借鉴了 ASSETS 等第二代富营养化方法具有的评价要素全面、吻合度高、并能为赤潮的防控提供指导的优点, 因此在中国近海海域具有一定的适用性。CEI 应用于长江口赤潮高发区时, 时间上与 chl *a* 吻合度(SI)为 0.76, 达到较高的一致性; 空间上与 chl *a* 吻合度(Kappa 系数)为 0.24, 达到和一般一致性。从两个区域赤潮高发季节富营养化状况的比较来看, 胶州湾富营养化状况(CEI 取值为 17 ± 2)明显低于长江口和杭州湾海域(CEI 取值为 30 ± 8), 这与较多学者的研究结果相一致(吴在兴, 2013)。一般来说, 海湾内的富营养化程度由近岸向湾内递减, 尤其是流入海湾内流速缓慢、泥沙量不高的河口区域, 营养物质输入后, 富营养化症状在湾内河口处便得以表达。而近岸开阔性海域, 富营养化症状一般在河口的外海海域表达。比较分析表明, CEI 优越性不仅体现在与赤潮发生指标(频次、面积、chl *a* 浓度)吻合度与 ASSETS 相当, 更体现在评价要素均为赤潮发生前置要素, 不仅逻辑关系明确, 同时不需要精准的生态动力学参数, 使赤潮发生预测预警更加简单。但由于本文 CEI 的构建是基于海湾, 因此营养盐的排放贡献比水动力运输大, 所以富营养化症状在湾内表达的准确度较高, 而长江口及邻近海域除陆源营养盐的排放, 上升流、暖流等特有的水动力条件和营养盐补充机制, 是长江口及邻近海域 CEI 构建过程中不可忽视的重要因素。

参 考 文 献

柴 超, 俞志明, 宋秀贤等, 2007. 长江口水域富营养化特性的探索性数据分析. 环境科学, 28(1): 53—58
 陈于望, 1987. 厦门港海域营养状况的分析. 海洋环境科学, 6(3): 14—19
 褚芹芹, 李 磊, 李培良, 2010. 胶州湾潮流场的示踪粒子数值模拟研究. 中国海洋大学学报, 40(11): 29—34
 董开升, 王悠, 杨震等, 2007. 胶州湾夏、冬两季叶绿素 *a* 的分布特征研究. 中国海洋大学学报(自然科学版), 37(S2): 127—130

方开泰, 1978. 聚类分析(). 数学的实践与认识, (1): 66—80
 方倩, 2008. 东海主要化学污染物来源和近 30 年排海通量变化规律研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文
 国家海洋局, 2000—2013. 中国海洋环境质量公报
 国家海洋局, 1989—2016. 1989—2015 年中国海洋灾害公报. http://gc.mnr.gov.cn/201806/t20180619_1798019.html
 郭皓, 林凤翔, 刘永健等, 2014. 近年来我国海域多发性赤潮生物种类以及赤潮风险指数分级预警方法. 海洋环境科学, 33(1): 94—98
 郭卫东, 章小明, 杨逸萍等, 1998. 中国近岸海域潜在性富营养化程度的评价. 台湾海峡, 17(1): 64—70
 郝建华, 霍文毅, 俞志明, 2000. 胶州湾增殖养殖海域营养状况与赤潮形成的初步研究. 海洋科学, 24(4): 37—41
 胡跃波, 2010. 胶州湾溢油动态预报模式及可视化研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文
 姜独沛, 2008. 青岛奥帆赛场及邻近海域赤潮监控预警系统研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文
 康美华, 2014. 胶州湾生源要素的时空分布特征研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文
 刘兴泉, 2001. 东海 PN 断面夏季温盐及化学要素的分布特征. 海洋与湖沼, 32(2): 204—212
 李炳南, 2014. 基于 GIS 的赤潮灾害应急决策支持系统研究与应用. 上海: 华东师范大学硕士学位论文
 李培顺, 曹丛华, 王爱莲等, 2003. 黄、渤海沿岸港湾的假潮及成因探讨. 海洋预报, 20(4): 5—13
 李清雪, 陶建华, 1999. 应用浮游植物群落结构指数评价海域富营养化. 中国环境科学, 19(6): 548—551
 李颖虹, 王凡, 任小波, 2010. 海洋观测能力建设现状、趋势与对策思考. 地球科学进展, 25(7): 715—722
 刘永哲, 黄翠艳, 姜雯等, 2014. 近 52 年青岛市气温变化特征分析. 青岛农业大学学报(自然科学版), 31(3): 199—204
 冷悦山, 2008. 胶州湾海洋生态系统健康评价研究. 青岛: 国家海洋局第一海洋研究所硕士学位论文
 卢敏, 张龙军, 李超等, 2001. 1999 年 7 月胶州湾东部赤潮生消过程生态环境要素分析. 黄渤海海洋, 19(4): 43—50
 鲁栋梁, 2016. 胶州湾 DIN 浓度超标状况与陆源 TDN 组成之间的量化关系研究. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文
 马立杰, 杨曦光, 祁雅莉等, 2014. 胶州湾海域面积变化及原因探讨. 地理科学, 34(3): 365—369
 孟 佳, 2015. 长江口—东海内陆架磷的生物地球化学过程研究. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文, 20—23
 彭云辉, 王肇鼎, 1991. 珠江河口富营养化水平评价. 海洋环境科学, 10(3): 7—13
 钱国栋, 汉红燕, 刘静等, 2009. 近 30 年胶州湾海水中主要化学污染物时空变化特征. 中国海洋大学学报(自然科学版), 39(4): 781—788
 青岛市环境监测中心站, 1991—2012. 胶州湾海上调查数据
 任湘湘, 李 海, 吴辉斌, 2012. 海洋生态系统动力学模型研究进展. 海洋预报, 29(1): 65—72
 时光新, 王其昌, 刘建强, 2000. 变异系数法在小流域治理效益评价中的应用. 水土保持通报, 20(6): 47
 邵秘华, 李 炎, 王正方等, 1996. 长江口海域悬浮物的分布时空变化特征. 海洋环境科学, 15(3): 36—40
 盛茂刚, 崔峻岭, 时青等, 2014. 青岛市环胶州湾各河流输沙特征分析. 水文, 34(3): 92—96

- 苏 畅, 沈志良, 姚 云等, 2008. 长江口及其邻近海域富营养化水平评价. 水科学进展, 19(1): 99—105
- 孙晓娜, 2014. 藻华灾害对沿海区域的影响分析. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文
- 宋南奇, 王 诺, 吴 暖等, 2018. 基于 GIS 的我国渤海 1952~2016 年赤潮时空分布. 中国环境科学, 38(3): 1142—1148
- 孙松, 孙晓霞, 2010. 中国生态系统定位观测与研究数据集: 湖泊湿地海湾生态系统卷-山东胶州湾站(1999-2006). 北京: 中国农业出版社
- 沈志良, 2002. 胶州湾营养盐结构的长期变化及其对生态环境的影响. 海洋与湖沼, 33(3): 322—331
- 孙霞, 2005. 光照对东海赤潮高发区赤潮藻类生长的影响. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文
- 孙晓霞, 孙松, 赵增霞等, 2011. 胶州湾营养盐浓度与结构的长期变化. 海洋与湖沼, 42(5): 662—669
- 唐洪杰, 2009. 长江口及邻近海域富营养化近 30 年变化趋势及其与赤潮发生的关系和控制策略研究. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文
- 王艳玲, 汪进生, 安文超, 2012. 胶州湾水质及主要营养盐季节性变化分析. 中国环境管理干部学院学报, 22(3): 50—54
- 王文涛, 曹西华, 袁涌铨等, 2016. 2012 年长江口及其邻近海域营养盐分布的季节变化及影响因素. 海洋与湖沼, 47(4): 804—812
- 王玉珏, 刘哲, 张永等, 2015. 2010-2011 年胶州湾叶绿素 *a* 与环境因子的时空变化特征. 海洋学报, 37(4): 103—116
- 王淑萍, 2017. 青岛近海环境质量高效精准化治理技术方法研究——近海环境质量影响要素量化解析和陆源污染物产强环境准入基准值列表构建. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文
- 王 丹, 刘桂梅, 何恩业等, 2013. 有害藻华的预测技术和防灾减灾对策研究进展. 地球科学进展, 28(2): 233—242
- 王其茂, 马超飞, 唐军武等, 2006. EOS/MODIS 遥感资料探测海洋赤潮信息方法. 遥感技术与应用, 21(1): 6—10
- 王修林, 李 强, 石晓勇, 2006. 胶州湾主要化学污染物海洋环境容量. 北京: 科学出版社
- 王洪礼, 李 超, 冯剑丰等, 2003. 赤潮藻类营养盐限制方程的非线性动力学研究. 海洋技术, 22(1): 40—44
- 王洪礼, 葛 根, 李悦雷, 2006. 基于模糊神经网络(FNN)的赤潮预警预测研究. 海洋通报, 25(4): 36—41
- 吴 迪, 2007. 基于 PSR 框架的河口及近岸海域富营养化综合评价方法研究. 大连: 大连海事大学硕士学位论文
- 吴绍渊, 2010. 赤潮对环境营养的掠夺性证据. 海洋环境科学, 29(4): 485—488
- 吴在兴, 2013. 我国典型海域富营养化特征、评价方法及其应用. 青岛: 中国科学院海洋研究所博士学位论文
- 辛明, 2014. 长江口海域关键环境因子的长期变化及其生态效应. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文
- 晏丽红, 谢中华, 2006. 赤潮发生的频率分析. 天津科技大学学报, 21(3): 60—62
- 张鹏, 2017. 青岛市陆源氮污染物精准化减排技术措施及减排效果评价. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文
- 张传松, 2008. 长江口及邻近海域赤潮生消过程特征及其营养盐效应分析. 青岛: 中国海洋大学博士学位论文
- 张俊峰, 俞建良, 庞海龙等, 2006. 利用水文气象要素因子的变化趋势预测南海区赤潮的发生. 海洋预报, 23(1): 9—19
- 张艳军, 2015. 青岛市陆源 COD 和氮污染物产污数量分级产强核算方法研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文
- 张季栋, 1995. 日本赤潮研究和防治. 海洋通报, 6: 78—82
- 赵淑江, 2002. 胶州湾生态系统主要生态因子的长期变化. 青岛: 中国科学院研究生院博士学位论文
- 赵 微, 林 健, 王树芳等, 2013. 变异系数法评价人类活动对地下水环境的影响. 环境科学, 34(4): 1277—1283
- 郑克芳, 田 天, 张海宁, 2015. 近岸海域资源环境承载力评估方法研究综述. 海洋信息, 1: 30—35
- 周春艳, 李广雪, 史经昊, 2010. 胶州湾近 150 年来海岸变迁. 中国海洋大学学报(自然科学版), 40(7): 99—106
- 朱建荣, 刘新成, 沈焕庭等, 2003. 1996 年 3 月长江河口水文观测和分析. 华东师范大学学报(自然科学版), 4: 87—93
- 邹景忠, 董丽萍, 秦保平, 1983. 渤海湾富营养化和赤潮问题的初步探讨. 海洋环境科学, 2(2): 41—54
- Anderson C R, Sapiano M R P, Prasad M B K *et al*, 2010. Predicting potentially toxigenic *Pseudo-nitzschia* blooms in the Chesapeake Bay. Journal of Marine Systems, 83(3—4): 127—140
- Anderson D M, Burkholder J M, Cochlan W P *et al*, 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: examining linkages from selected coastal regions of the United States. Harmful Algae, 8(1): 39—53
- Ashworth P J, Ferguson R I, 1986. Interrelationships of channel processes, channels and sediments in a proglacial braided river. Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography, 68(4): 361—371
- Beman J M, Arrigo K R, Matson P A, 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. Nature, 434(7030): 211—214
- Blauw A N, Los F J, Huisman J *et al*, 2010. Nuisance foam events and *Phaeocystis globosa* blooms in Dutch coastal waters analyzed with fuzzy logic. Journal of Marine Systems, 83(3—4): 115—126
- Bricker S B, Ferreira J G, Simas T, 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. Ecological Modelling, 169(1): 39—60
- Carlson R E, 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography, 22(2): 361—369
- Carstensen J, Conley D J, 2004. Frequency, composition, and causes of summer phytoplankton blooms in a shallow coastal ecosystem, the Kattegat. Limnology and Oceanography, 49(1): 191—201
- Chen Q W, Mynett A E, 2004. Predicting *Phaeocystis globosa* bloom in Dutch coastal waters by decision trees and nonlinear piecewise regression. Ecological Modelling, 176(3—4): 277—290
- Chen W Y, 2015. Penalized methods and their applications to genetic research and economic forecasting. Dissertation & Theses-Gradworks.
- Chung S W, Jan S, Liu K K, 2001. Nutrient fluxes through the Taiwan Strait in spring and summer 1999. Journal of Oceanography, 57(1): 47—53

- Cloern J E, 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223—253
- Edmondson W T, 1970. Phosphorus, nitrogen, and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science*, 169(3946): 690—691
- Fdez-Riverola F, Corchado J M, Torres J M, 2002. Neuro-symbolic system for forecasting red tides. In: *Proceedings of the 13th Irish Conference on Artificial Intelligence and Cognitive Science*. Limerick, Ireland: Springer, 45—52
- Figueiras F G, Jones K J, Mosquera A M *et al*, 1994. Red tide assemblage formation in an estuarine upwelling ecosystem: Ria de Vigo. *Journal of Plankton Research*, 16(7): 857—878
- Gibson G A, Chaiken A, Nauka K *et al*, 2005. Phase-change recording medium that enables ultrahigh-density electron-beam data storage. *Applied Physics Letters*, 86(5): 051902
- Glibert P M, Burkholder J M, 2006. The complex relationships between increases in fertilization of the earth, coastal eutrophication and proliferation of harmful algal blooms. In: Granéli E, Turner J T eds. *Ecology of Harmful Algae*. Berlin, Heidelberg: Springer, 341—354
- Glibert P M, Magnien R, Lomas M W *et al*, 2001. Harmful algal blooms in the Chesapeake and coastal bays of Maryland, USA: comparison of 1997, 1998, and 1999 events. *Estuaries*, 24(6): 875—883
- Hagy J D, Boynton W R, Keefe C W *et al*, 2004. Hypoxia in Chesapeake Bay, 1950—2001: long-term change in relation to nutrient loading and river flow. *Estuaries*, 27(4): 634—658
- Heisler J, Glibert P M, Burkholder J M *et al*, 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*, 8(1): 3—13
- HELCOM. 2006. Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. HELCOM, Helsinki, 64.
- Horner R A, Garrison D L, Plumley F G, 1997. Harmful algal blooms and red tide problems on the U.S. west coast. *Limnology and Oceanography*, 42(5): 1076—1088
- Hoyer M V, Frazer T K, Notestein S K *et al*, 2002. Nutrient, chlorophyll, and water clarity relationships in Florida's nearshore coastal waters with comparisons to freshwater lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(6): 1024—1031
- Hu C M, Muller-Karger F E, Taylor C *et al*, 2005. Red tide detection and tracing using MODIS fluorescence data: A regional example in SW Florida coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 97(3): 311—321
- Ignatiades L, Karydis M, Vounatsou P, 1992. A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Marine Pollution Bulletin*, 24(5): 238—243
- Imai I, Yamaguchi M, Hori Y, 2006. Eutrophication and occurrences of harmful algal blooms in the Seto Inland Sea, Japan. *Plankton & Benthos Research*, 1(2): 71—84
- Jain A K, Dubes R C, 1988. Algorithms for clustering data. *Technometrics*, 32(2): 227—229
- Jetoo, S, 2018. Barriers to effective eutrophication governance: a comparison of the Baltic Sea and North American Great Lakes. *Water*, 10(4): 400
- Justic D, 1991. An analysis of factors affecting oxygen depletion in the northern Adriatic Sea. *Acta Adriatica*, 32(2): 741—752
- Kemp W M, Boynton W R, Adolf J E *et al*, 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 303: 1—29
- Laanemets J, Lilover M J, Raudsepp U *et al*, 2006. A fuzzy logic model to describe the cyanobacteria *Nodularia spumigena* blooms in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 554(1): 31—45
- Li K Q, He J, Li L J *et al*, 2018. Linking water quality with the total load control management for nitrogen in Jiaozhou Bay, China. *Ecological Indicators*, 85, 57—66
- Liu S G, Lou S, Kuang C P *et al*, 2011. Water quality assessment by pollution-index method in the coastal waters of Hebei Province in western Bohai Sea, China. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10): 2220—2229
- Morse R E, Mulholland M R, Hunley W S *et al*, 2013. Controls on the initiation and development of blooms of the dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* Margalef in lower Chesapeake Bay and its tributaries. *Harmful Algae*, 28: 71—82
- Nielsen S L, Sand-Jensen K, Borum J *et al*, 2002. Phytoplankton, nutrients, and transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25(5): 930—937
- OSPAR Commission, 2003. The OSPAR Integrated Report 2003 on the Eutrophication Status of the OSPAR Mari-time Area based upon the first application of the comprehensive procedure. OSPAR Publication 2003, ISBN: 1-904426-25-5
- Ou L J, Wang D, Huang B Q *et al*, 2008. Comparative study of phosphorus strategies of three typical harmful algae in Chinese coastal waters. *Journal of Plankton Research*, 30(9): 1007—1017
- Paerl H W, Huisman J, 2009. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports*, 1(1): 27—37
- Ray N, Burgman M A, 2006. Subjective uncertainties in habitat suitability maps. *Ecological Modelling*, 195(3—4): 172—186
- Roiha P, Westerlund A, Nummelin A *et al*, 2010. Ensemble forecasting of harmful algal blooms in the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 83(3—4): 210—220
- Scardi M, Harding Jr L W, 1999. Developing an empirical model of phytoplankton primary production: a neural network case study. *Ecological Modelling*, 120(2—3): 213—223
- Sellner K G, Doucette G J, Kirkpatrick G J, 2003. Harmful algal blooms: causes, impacts and detection. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 30(7): 383—406
- Smith V H, Joye S B, Howarth R W, 2006. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 51(1): 351—355

- Stock C A, McGillicuddy Jr D J, Solow A R *et al*, 2005. Evaluating hypotheses for the initiation and development of *Alexandrium fundyense* blooms in the western Gulf of Maine using a coupled physical-biological model. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 52(19—21): 2715—2744
- Tester P A, Stumpf R P, Vukovich F M *et al*, 1991. An expatriate red tide bloom: transport, distribution, and persistence. *Limnology and Oceanography*, 36(5): 1053—1061
- Tett P, Gilpin L, Svendsen H *et al*, 2003. Eutrophication and some European waters of restricted exchange. *Continental Shelf Research*, 23(17—19): 1635—1671
- Vollenweider R A, Giovanardi F, Montanari G *et al*, 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9(3): 329—357
- Walsh J J, Steidinger K A, 2001. Saharan dust and Florida red tides: the cyanophyte connection. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 106(C6): 11597—11612
- Wang S P, Li K Q, Liang S K *et al*, 2017. An integrated method for the control factor identification of resources and environmental carrying capacity in coastal zones: a case study in Qingdao, China. *Ocean & Coastal Management*, 142: 90—97
- Wang X J, Liu R M, 2005. Spatial analysis and eutrophication assessment for chlorophyll *a* in Taihu Lake. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101(1—3): 167—174
- Ward B A, Friedrichs M A M, Anderson T R *et al*, 2010. Parameter optimisation techniques and the problem of underdetermination in marine biogeochemical models. *Journal of Marine Systems*, 81(1—2): 34—43
- Wei B, Sugiura N, Maekawa T, 2001. Use of artificial neural network in the prediction of algal blooms. *Water Research*, 35(8): 2022—2028
- Wong K T M, Lee J H W, Hodgkiss I J, 2007. A simple model for forecast of coastal algal blooms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(1—2): 175—196
- Wu Z X, Yu Z M, Song X X *et al*, 2013. Application of an integrated methodology for eutrophication assessment: a case study in the Bohai Sea. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 31(5): 1064—1078
- Wyatt T, Horwood J, 1973. Model which generates red tides. *Nature*, 244(5413): 238—240
- Zahn C T, 1971. Graph-theoretical methods for detecting and describing gestalt clusters. *IEEE Transactions on Computers*, C-20(1): 68—86

STUDY ON THE HARMFUL ALGAL BLOOM RISK INTENSITY INDEX AND CONTROL FACTORS

LIN Guo-Hong¹, LI Ke-Qiang^{1,2}, WANG Xiu-Lin¹

(1. Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. Laboratory for Marine Ecology and Environmental Science, Pilot National Laboratory for Marine Science and Technology (Qingdao), Qingdao 266071, China)

Abstract The current forecasting and prevention methods of harmful algal bloom (HAB) are disjointed due to the ambiguity between the factors and the lack of a quantitative analysis. To connect them, this study established a compound eutrophication index (CEI) that can both forecast and reflect the relationship between factors based on the statistics calculated during 1982—2015 in Jiaozhou Bay. Meanwhile, CEI was applied to the Yangtze River estuary. Results showed that the CEI includes 14 key control factors. A higher degree of agreement was observed between CEI and chl *a* (SI = 0.86) than that of the current eutrophication method. The accuracy of CEI and the HAB occurrence time reached almost 93%, which was equivalent to that obtained from the statistical methods, and the spatial matching degree between CEI and HAB distribution was 77%, which was equivalent to that derived from the ecological dynamic model considering grade-3 as standard. After adjusting for regional factors, the similarity index (SI) of CEI and chl *a* was 0.74 in the Yangtze River estuary, reaching a high consistency. The spatial coincidence (kappa coefficient) of CEI and chl *a* was 0.25, reaching moderate and general consistency. The general consistency may have been caused by the loss of key control factors due to the particularity of the sea area. Future studies based on CEI construction in the Yangtze River estuary may solve this issue.

Key words harmful algal bloom (HAB) forecast; HAB prevention; HAB risk intensity index; Jiaozhou Bay; Yangtze River estuary

附表 1 现有赤潮预测方法准确度表
Appendix 1 The accuracy table of current prediction methods for HAB

方法	精确度	模型类型	来源
遥感监测	83%	统计学模型	Tomlinson, 2004
模糊逻辑	90%	统计学模型	Blauw, 2010
遥感	75%	统计学模型	Stumpf, 2003
NOAA	73%	统计学模型	Arrow, 1993
遥感	80%	统计学模型	Tomlinson, 2004
NOAA	93%	统计学模型	Price, 1984
人工神经网络	84%	统计学模型	Brown, 2011
人工神经网络	90%	统计学模型	Ramers
线性回归	88%	统计学模型	Ramers
线性回归	77%	统计学模型	Magny, 2009
人工智能	95.5%	统计学模型	Fdez-Riverola, 2004
线性回归	82%	统计学模型	Jacobs, 1996
线性回归	93%	统计学模型	Jacobs, 2010
线性回归	87%	统计学模型	Decker, 2007
线性回归	75%	统计学模型	Anderson, 2010
经验模型	84%	统计学模型	Brown, 2013
动力学	78.7%	生态动力学模型	Huang, 2012
渤海综合	80%	统计学模型+生态动力学模型	Roiha, 2010
遥感综合	89%	统计学模型+生态动力学模型	Stumpf, 2009
生态动力学模型	87%	生态动力学模型	Wong, 2008

附录 2 层次分析程序

Appendix 2 Hierarchical analysis program

```
function [W, lambda] = eigen ( A )
    %%使用和法求特征根与特征向量
    [m,n] = size(A);
    A2 = zeros(m,n);A3 = zeros(m,1);A4 = zeros(m,1);W = zeros(m,1);
    for k=1:n
        A2(:,k) = A(:,k) / sum( A(:, k) );
        %%列向量归一化
    end
    for k=1:m
        A3(k,1) = sum( A2(k,:) );
        %%按行求和
    end
    W = A3 / sum(A3);
    %%归一化, 近似特征向量 W
    A4 = A * W;
    lambda = sum(A4 ./ W) / m;
    %%特征根
    clc;
    A = [1 1/5 1/3 1/2;5 1 5/3 5/2;3 3/5 1 3/2;2 2/5 2/3 1];
    n = length(A);
    RI = [0,0,0.58,0.90,1.12,1.24,1.32,1.41,1.45,1.49,1.51];
    %%随机一致性指标 RI
    [WA,LA]=eigen(A)
    %%求 A 的特征向量 WA 和特征根 LA
    CIn = (LA - n) / (n - 1);
    CRn = CIn / RI(n);
    %%A 的一致性比率 CRn
    if CRn < 0.10
        fprintf('A 的 CR %f 通过一致性检验!\n',CRn);
    else
        fprintf('A 的 CR %f 未通过一致性检验!\n',CRn);
    end
```


附表 3 聚类分析程序
Appendix 3 Cluster analysis program

(1) Inconsistent 函数

```
clc
clear all
format long g
X=textread(' C:\Users\Administrator\Desktop\ CEI.TXT');
BX=zscore(X); %标准化数据矩阵
Y=pdist(BX); %欧氏距离计算两量之间的距离
D=squareform(Y); %欧氏距离矩阵
Z=linkage(Y,'centroid'); % linkage 产生聚类树, 'centroid'重心法
c=inconsistent(Z) % 不一致系数
dlmwrite('c.txt',c)
```

(2) 在已知不一致系数的基础上, 求解分类个数, 然后确定两者之间的关系

```
clc
clear all
format short g
load c.txt
x=c(:,4);
minx=min(x);
maxx=max(x);
jz=textread(' C:\Users\Administrator\Desktop\CEI.TXT ')
j=1;
for i=0.0001:0.01:maxx %不断的量程来看细化的程度
    n=length(i);
    Out=Cluster_c2(jz,i);
    nn=length(Out.IT(:,1));
    S(j,:)= [i nn]
    j=j+1;
end
S %S 的第一列是不一致系数, 第二列是分类数
save S
```

(3) 确定了聚类的类数后运用聚类程序分类

```
function Out=Cluster_c2(CEI,c)
%CEI 是数据集
%c 是不一致系数 -inconsistency coefficient
% m 是选择指标的种类, 是一个向量。
load('CEI.TXT')
r=length(CEI);
u='euclidean'; %聚类距离
v='centroid'; %聚类原则
d=pdist(CEI);
disp 'linkaging...'
Z=linkage(d,v);
T=cluster(Z,c); % c 是前面确定的类数
TT=[(1:r),T]; %TT(:,1)对用原始的行号, T 是分组状况。
W=[TT,CEI];
uT=unique(T);
IT=0;
for i=1:length(uT)
    tl=find(T==uT(i));
    IT=[IT, length(tl)];
end
IT=[(1:length(uT))',(IT(2:end))]; %IT 是第一列的类号, 第二列是各类的样本数。
Out.W=W;
Out.IT=IT;
Out.T=T;
```