

曹晓艳,代嫣然,冯玉琴,等. 江南河网地区典型河道二干河水质时空分异特征及污染源解析[J]. 江苏农业科学,2015,43(2):351-355.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2015.02.114

江南河网地区典型河道二干河水质 时空分异特征及污染源解析

曹晓艳^{1,2}, 代嫣然¹, 冯玉琴¹, 成水平¹

(1. 同济大学长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092; 2. 同济大学-张家港市生态环境研究生工作站, 江苏张家港 215600)

摘要:基于 2006—2012 年张家港二干河 4 个监测断面的 9 项水质指标数据,综合运用水质标识指数(WQI)、方差分析(ANOVA)和因子分析(FA)的方法分析张家港二干河水质时空分异特征,并解析污染来源。2006—2012 年间,河道整体污染水平呈减轻趋势,4 个监测断面污染程度由低到高依次为十一圩闸<栏杆桥<港丰公路大桥<蒋桥,呈现河道中段污染较严重的现象;所有断面各年粪大肠杆菌、铵态氮和总氮的污染程度均较严重;不同年份二干河的主导污染源有所差别,近年来工业点源污染、农村及城市生活面源污染起综合的作用。运用以上 3 种方法可以客观合理地评价二干河的水质变化状况,为水环境治理提供参考。

关键词:江南河网地区;二干河;水质标识指数;多元统计分析;时空分布;污染源

中图分类号: X824 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2015)02-0351-04

城市河流作为区域居民生活污水、工业废水和地表径流排放等污染源的主要载体,最易遭受到污染和破坏。近几十年来,地方政府部门开展了大量河流水质监测项目,鉴于各个监测指标及监测点之间存在复杂的相互影响,无法直观地提供给地方决策者管理和改善水环境的依据^[1-4];因此,有必要以大量的环境监测数据为基础,综合评价河流水质,识别潜在污染源,帮助决策者建立高效合理的水环境管理和综合治理方案^[4-5]。近年来,各类评价方法和多元统计方法被广泛应用于水质综合评价。水质标识指数法(WQI)是一种基于代数运算的水质连续性刻画评价方法^[6],对水质进行定性与定量评价,并考虑多个水质因子之间的相互作用,能够较好地评价污染严重的河流水质^[7-10]。多元统计技术能够对复杂的多元数据进行降维简化,且可以保证主要信息不会丢失。方差分析、因子分析作为传统的多元统计技术,在水质时空分异特征及潜在污染源识别上得到普遍的应用^[11-15]。本研究基于江苏省张家港市二干河水质监测数据,应用综合水质标识指数法和方差分析法对水质进行综合评价,揭示河道水质污染特征和时空变化规律;结合单因子标识指数识别不同时间段不同区域水环境的主要污染源,以期较客观合理地评价水环境治理措施对该河道水质提升的效果,为江南河网地区典型城市河流的水质评价和环境治理工作提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

张家港市水系属长江流域太湖水系,长江萦绕于西北部、

北部和东北部,属典型平原感潮河网地区。全市的河网布局为南北分片控制,相互之间水系连通性差,无法实现水体的充分交换和循环流动。二干河是张家港市的一条锡北运河主航道,提供工业、农业用水,自江苏省江阴市北涇起到十一圩港口,长约 27 km,流域面积约为 7 210 hm²,功能区目标为地表水Ⅳ类水。

1.2 数据收集

水质数据为张家港环境监测站 2006—2012 年的监测数据,其水质采样在 1—12 月各进行 1 次,水质指标均采用国家地表水环境质量标准基本分析方法进行分析^[16]。选取二干河 4 个典型监测断面作为分析点位(图 1),每个点位选择高锰酸盐指数(COD_{Mn})、五日生化需氧量(BOD₅)、铵态氮(NH₄⁺-N)含量、石油类含量、挥发酚含量、化学需氧量(COD_{Cr})、总氮(TN)含量、总磷(TP)含量和粪大肠杆菌数量 9 项指标作为水质分析参数。为了便于分析,取每个指标 12 个月的平均值作为分析数据。

1.3 研究方法

1.3.1 水质标识指数 单因子水质标识指数 P_i 可表示为:

$$P_i = W_1 \cdot W_2 \cdot W_3。$$

式中: W_1 为第 i 项水质指标的水质类别, W_2 为监测数据在 W_1 类水质变化区间中所处的位置, W_3 表示水质类别与功能区划设定类别的比较结果,视评价指标的污染程度而定^[17-18]。

综合水质标识指数(I_{wq})由整数位和 3 位小数位组成。表示为:

$$I_{wq} = X_1 \cdot X_2 \cdot X_3 \cdot X_4。$$

式中: X_1 为综合水质类别, X_2 为综合水质在 X_1 类水浓度区间中距下限值的位置, X_3 为参与评价的指标中劣于水环境功能区水质类别的指标个数, X_4 为综合水质劣于水环境功能区目标的类别数^[19]。上述两式中的 W_1 、 W_2 和 X_1 、 X_2 由计算获得, W_3 、 X_3 和 X_4 根据比较结果得到。通过综合水质标识指数可以判断河流是否黑臭,判断标准为: $6.0 < X_1 \cdot X_2 \leq 7.0$,水质

收稿日期:2014-07-11

基金项目:国家科技支撑计划(编号:2012BAJ25B07)。

作者简介:曹晓艳(1990—),女,江苏苏州人,硕士研究生,主要从事河道修复研究。E-mail:yxh20000905@163.com。

通信作者:成水平,博士,教授,主要从事生态工程研究。Tel: (021) 65980763; E-mail:shpcheng@tongji.edu.cn。

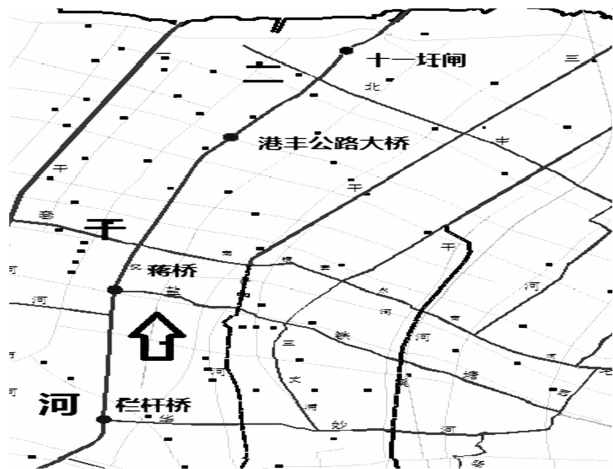


图1 二干河典型监测断面位置

劣于Ⅴ类,但不黑臭; X_1 、 $X_2 > 7.0$,水体黑臭^[19]。

1.3.2 多元统计分析 在水质评价过程中,考虑到水体污染物在时间、空间上的差异性与相似性,采用方差分析的方法对各评价指标分别进行年际间和空间上的显著差异性检验。

因子分析是一种数据简化技术,通过研究众多变量之间的内部依赖关系,探求观测数据之间的基本结构,并用少数几个独立的不可观测变量(因子)来表示其基本的数据结构。各公因子对应的最高因子载荷变量对其有最强的解释能力^[20]。根据负荷值的大小将变量的相关性水平分为3类:负荷值 >0.75 ,为显著相关;负荷值 $\in (0.50, 0.75]$,中等相关;负荷值 $\in [0.30, 0.50]$,为弱相关^[5]。水质分析中常用因子分析提取污染因子对污染源定性^[2,5,8,11,14,21]。

2 结果与分析

2.1 水质时空变化综合评价

2006—2012年二干河栏杆桥、蒋桥、港丰公路和十一圩闸4个断面综合水质标识指数的评价结果见图2。由图2可见,2006—2012年间,二干河整体污染程度呈减轻趋势,各年

综合WQI值分别为6.734、6.314、6.236、5.712、5.893、5.654、5.983,由劣Ⅴ类水体提升至Ⅴ类水体;但目前二干河水质仍未达地表水Ⅳ类水的功能区目标。二干河栏杆桥、蒋桥、港丰公路大桥和十一圩闸4个监测断面年平均WQI值分别为5.37、7.45、6.25、5.25,污染程度由低到高依次为十一圩闸<栏杆桥<港丰公路大桥<蒋桥,河道呈现中段污染较大的特点。除了栏杆桥和十一圩闸断面,其余各断面两两间均差异极显著($P < 0.01$)。栏杆桥和蒋桥断面污染程度呈现波动性下降趋势,WQI值分别下降24%、25%,水质逐年改善。栏杆桥断面以居民用地为主。随着城镇化发展,生活污水接管率不断提高,断面水质得到改善。蒋桥断面WQI极显著高于其他断面($P < 0.01$)。该断面以工业用地和居民用地为主,城市中心不断扩张,大多企业往下游迁移或关停,断面工业负荷大幅度下降,水质在短期能得到改善。同时,该区域人口密度和硬化路面的比例增大,城市径流等面源污染负荷逐步成为该断面的主要污染源,水质在2010年出现恶化。港丰公路断面7年间综合水质均处于劣Ⅴ类,黑臭问题频频暴发。蒋桥—港丰公路段以居住用地和工业用地为主,沿途接纳工业废水和生活污水, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量超标造成了水体缺氧而呈黑臭状态(图3)^[22]。十一圩闸断面2006—2009年水质波动较大,2010—2011年综合水质达到功能区目标。十一圩闸位于入江口,长江水对其稀释作用明显。

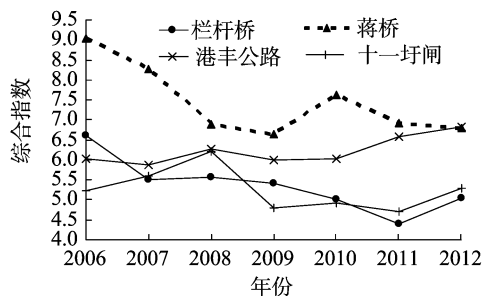


图2 二干河典型监测断面2006—2012年综合水质变化

单因子标识指数

	COD _{Cr}	NH ₄ ⁺ -N	TN	TP	BOD ₅	COD _{Mn}	石油类	挥发酚	大肠杆菌
十一圩闸	4.36	6.14	7.72	5.18	4.77	4.17	4.01	3.70	12.24
港丰公路	5.20	6.50	8.30	5.92	5.63	4.52	4.34	3.98	14.75
蒋桥	5.52	6.86	8.72	6.25	6.03	4.54	4.44	4.07	17.39
栏杆桥	4.13	6.59	7.93	4.31	5.08	4.12	4.27	3.87	13.10

图3 各断面单因子标识指数

进一步对2006—2012年各断面的月综合水质标识指数进行统计分析,结果见图4。由图4可知,栏杆桥断面2006—2012年间各个月WQI值均在3~8之间波动,该断面每年(2006—2012年)1月综合标识指数均超过年均WQI,属于污染最严重的月之一,因为张家港市1月属于冬季少雨期,水体水流不畅,富氧情况差,污染物累积,所以导致该月污染严重;蒋桥断面WQI在5~10之间波动;港丰公路断面2006—2010年各月WQI均在4~9之间波动,2011年、2012年各月WQI在3~12之间波动;十一圩闸断面2006—2012年间各月综合

标识指数均在3~8之间波动,5月在大多数年份中的污染均较严重。二干河是一条高度人工受控河流,在雨量较小的干旱季节往往通过人为调水保证河道充盈,同时河道清淤等整治工作可使河道水质在短时间内发生较大变化。

2.2 断面污染特征分析

基于“2.1”节中的水质时空综合评价,由各断面的单因子水质标识指数进一步分析各断面污染特征(图3)。2006—2012年间,栏杆桥断面COD_{Cr}、BOD₅、COD_{Mn}、石油类含量和挥发酚含量的平均值均能达到水质功能区目标,而大肠杆菌

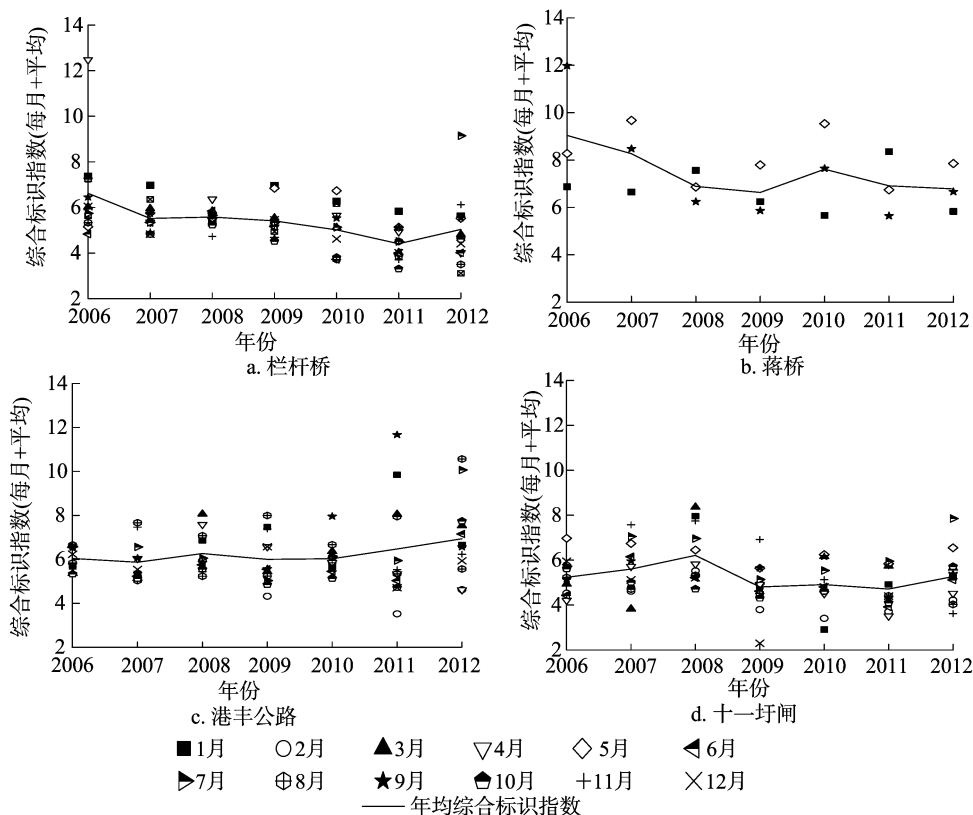


图4 2006—2012 年二干河监测断面综合水质标识指数月际变化

污染最严重,其次是 TN 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。港丰公路和蒋桥断面仅 COD_{Mn} 、石油类含量和挥发酚含量达到水质功能区目标,主要污染因子为 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、TN 和大肠杆菌,其中蒋桥断面 TP 单因子标识指数为 6.25,磷污染严重。十一圩闸断面 COD_{Cr} 、TP 含量、 BOD_5 、高锰酸盐含量、石油类含量和挥发酚含量的平均值达到 V 类水标准。

2006—2012 年,所有断面粪大肠杆菌数量、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量、TN 含量超标严重,可能是乡镇污水处理规模与人口增长不一致,农村生活污水、畜牧养殖废水的排入导致河流污染。有资料显示, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量、粪大肠杆菌数量的升高标志着生活污水、人畜排泄物的排入^[23]。

2.3 污染源解析

利用因子分析对 2006—2012 年间各水质参数进行污染源分析,结果见表 1。由表 1 可知,2006 年,第 1 变量因子(VF1)与 TN 含量和 COD_{Mn} 强相关,与 BOD_5 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量中度相关,主要代表耗氧有机污染^[20]。VF2 表征因子为 TP 含量和粪大肠杆菌数量,代表着城市生活及养殖废水等面源污染。VF3 主要代表工业污染源。因此,2006 年二干河受到综合污染。2007 年的 VF1 表征因子为 COD_{Mn} 和 COD_{Cr} ;VF2 表征因子为石油类含量,主要污染源为工业污染。2008 年 VF1 表征因子为 TN 含量和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 最主要的来源是生活污水,其次还可来源于降雨径流。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 是水体中的主要耗氧物,这就解释了 COD_{Mn} 在 VF1 上也占有较高载荷的原因;VF2 与 TP 含量强相关,与 COD_{Cr} 、 BOD_5 和粪大肠杆菌数量中度相关,表明其污染来源可能是与养殖废水和生活污水相关的面源污染。可见,工业整治初见成效,河道污染情况呈现出以面源污染为主、点源污染为次的格局。

2009 年 VF1 与石油类、TN、TP 含量强相关,主要代表工业污染;VF2 与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量和 COD_{Cr} 强相关;VF3 与粪大肠杆菌数量强相关。2010 年 VF1 的方差贡献率为 43.553%,与 COD_{Mn} 、 BOD_5 、挥发酚含量和 COD_{Cr} 强相关,主要代表市政污水和工业点源对河道水质的影响。2011 年 VF1 与粪大肠杆菌数量和石油类含量强相关,主要代表径流污染^[5];VF2 的表征因子为 COD_{Cr} 和 TN 含量,主要代表工业污染;VF3 的表征因子为 COD_{Mn} 和 BOD_5 ,主要代表有机污染,说明河道水体受快速城市化引起的市政污水排放的强烈影响^[2,24]。2012 年 9 项水质指标分别在不同的变量因子上均占有较高的载荷,这表明工业污水、市政污水、农村农业及城市活动对河道水质起综合作用,没有明显的主导污染源。因此,2009—2012 年工业污水、市政污水、农村农业及城市活动对二干河水质起综合影响。

3 结论

采用综合水质标识指数法评价二干河的水质,结果表明,2006—2012 年间河道整体污染程度减轻,水质得到改善,由劣 V 类提升至 V 类,但仍未达到功能区目标,水污染控制与水环境治理仍要加大力度。

二干河 4 个监测断面污染程度由低到高依次为十一圩闸 < 栏杆桥 < 港丰公路大桥 < 蒋桥,呈现河道中段污染较严重的现象,与其工业发展、居住人口较多有关。断面各月综合指数波动受降雨径流、河道清淤和闸控调度的影响。

2006—2012 年,二干河各监测断面粪大肠杆菌、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 TN 的污染程度均较严重,河道断面受生活污水、人畜排泄物的影响,但主要污染源有所变化。2006 年河道表现为综合

表 1 二干河 2006—2012 年污染因子旋转载荷矩阵

水质指标	载荷值									
	2006 年			2007 年		2008 年		2009 年		
	VF1	VF2	VF3	VF1	VF2	VF1	VF2	VF1	VF2	VF3
COD _{Mn}	0.885	0.211	0.11	0.795	-0.163	0.705	0.154	0.417	0.674	-0.141
BOD ₅	0.708	-0.179	0.46	0.517	0.576	0.376	0.646	0.382	0.471	0.505
NH ₄ ⁺ - N 含量	0.732	0.522	-0.004	0.746	0.144	0.711	0.114	-0.109	0.835	0.17
石油类含量	0.275	0.359	0.71	0.186	0.784	0.67	0.341	0.873	0.082	0.121
挥发酚含量	-0.034	-0.095	0.859	0.178	-0.581	0.562	0.129	0.696	-0.019	0.421
COD _{Cr}	0.382	0.5	0.107	0.87	0.107	0.446	0.739	0.209	0.815	0.022
TN 含量	0.787	0.464	-0.058	0.749	0.426	0.754	0.092	0.765	0.236	-0.334
TP 含量	0.201	0.919	-0.012	0.645	0.358	0.351	0.807	0.8	0.262	0.251
粪大肠杆菌数量	0.106	0.903	0.044	0.646	-0.062	-0.316	0.606	0.068	0.029	0.881
方差贡献率(%)	30.19	29.02	16.46	40.84	18.4	32.22	56.24	31.7	24.13	16.08

水质指标	载荷值									
	2010 年			2011 年			2012 年			
	VF1	VF2	VF3	VF1	VF2	VF3	VF1	VF2	VF3	VF4
COD _{Mn}	0.944	0.147	0.059	0.141	0.091	0.974	0.833	0.166	0.069	-0.071
BOD ₅	0.907	0.266	-0.027	0.145	0.073	0.98	0.864	0.103	0.227	0.044
NH ₄ ⁺ - N 含量	-0.127	0.906	0.139	-0.594	0.527	0.182	0.178	0.901	-0.052	0.136
石油类含量	0.508	0.145	0.636	0.762	-0.145	0.21	0.102	-0.236	0.882	0.184
挥发酚含量	0.846	-0.205	-0.173	0.511	0.512	0	-0.127	0.427	0.679	-0.399
COD _{Cr}	0.957	0.003	0.103	0.102	0.762	0.087	0.76	0.055	-0.112	0.276
TN 含量	0.202	0.603	-0.26	-0.095	0.787	0.016	0.039	0.914	-0.013	0.048
TP 含量	0.487	0.393	0.303	0.628	0.529	0.23	0.852	-0.052	-0.12	-0.051
粪大肠杆菌数量	-0.148	-0.107	0.798	0.834	0.145	0.158	0.034	0.164	0.043	0.934
方差贡献率(%)	43.55	16.74	14.05	26.08	23.07	23.02	31.18	21.72	14.75	13.02

污染;2007 年工业污染占主导作用;2008 年工业治理初见成效,河道污染情况呈现出面源污染为主、点源污染为次的格局;2009—2012 河道受到工业点源和农村及城市生活面源的综合作用。

参考文献:

[1] Yang Y H,Zhou F,Guo H C,et al. Analysis of spatial and temporal water pollution patterns in Lake Dianchi using multivariate statistical methods[J]. Environmental Monitoring and Assessment,2010,170 (1/2/3/4):407-416.

[2] Su S L,Zhi J J,Lou L P,et al. Spatio-temporal patterns and source apportionment of pollution in Qiantang River (China) using neural-based modeling and multivariate statistical techniques[J]. Physics and Chemistry of the Earth,2011,36(9/10/11):379-386.

[3] Xu H S,Xu Z X,Wu W,et al. Assessment and spatiotemporal variation analysis of water quality in the Zhangweinan River Basin,China [J]. Procedia Environmental Sciences,2012,13:1641-1652.

[4] Wang Y,Wang P,Bai Y J,et al. Assessment of surface water quality via multivariate statistical techniques: a case study of the Songhua River Harbin region, China[J]. Journal of Hydro-Environment Research,2013,7(1):30-40.

[5] Huang F,Wang X Q,Lou L P,et al. Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang River (China) using statistical techniques[J]. Water Research,2010,44(5):1562-1572.

[6] 尹海龙,徐祖信. 河流综合水质评价方法比较研究[J]. 长江流域资源与环境,2008,17(5):729-733.

[7] 刘成,胡湛波,郝晓明,等. 城市河道黑臭评价模型研究进展

[J]. 华东师范大学学报:自然科学版,2011(1):43-54.

[8] 富天乙,邹志红,王晓静. 基于多元统计和水质标识指数的辽阳太子河水质评价研究[J]. 环境科学学报,2014,34(2):473-480.

[9] 胡成,苏丹. 综合水质标识指数法在浑河水质评价中的应用[J]. 生态环境学报,2011,20(1):186-192.

[10] 侯志珍,张明华. 温瑞塘河流域水质评价方法比较及污染特征分析[J]. 浙江农业科学,2014(1):99-105.

[11] Wang X J,Zou Z H,Zou H. Using discriminant analysis to assess polycyclic aromatic hydrocarbons contamination in Yongding New River[J]. Environmental Monitoring and Assessment,2013,185(10):8547-8555.

[12] Yang L P,Mei K,Liu X M,et al. Spatial distribution and source apportionment of water pollution in different administrative zones of Wen-Rui-Tang (WRT) river watershed,China[J]. Environmental Science and Pollution Research International,2013,20(8):5341-5352.

[13] Wang X Y,Sun M J,Xie M J,et al. Differences in microcystin production and genotype composition among *Microcystis colonies* of different sizes in Lake Taihu[J]. Water Research,2013,47(15):5659-5669.

[14] 王翠峰,杨永辉,周丰,等. 沁河流域水体污染物时空分异特征及潜在污染源识别[J]. 环境科学学报,2012,32(9):2267-2278.

[15] 王丽婧,汪星,刘录三,等. 洞庭湖水质因子的多元分析[J]. 环境科学研究,2013,26(1):1-7.

[16] 国家环境保护局水和废水监测分析方法编委. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京:中国环境科学出版社,2002:210-706.

姜红霞,倪雪,胡宝云,等. 黄海海域漂浮浒苔的生理特性[J]. 江苏农业科学,2015,43(2):355-357.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2015.02.115

黄海海域漂浮浒苔的生理特性

姜红霞,倪雪,胡宝云,夏青,盛楠,张涛,朱建一

(常熟理工学院生物与食品工程学院,江苏常熟 215500)

摘要:研究温度、盐度、光强等重要环境因子对黄海海域漂浮浒苔 PS II 活性(有效光化学效率 $\Delta F/F_m'$, Yield; 最大光化学效率 F_v/F_m)和光合放氧速率的影响。对藻体的光合生理活性而言,20~30℃是最适范围,25℃下 PS II 活性和光合放氧速率都较平稳;在高温(35℃)下培养时,漂浮浒苔很敏感,不能正常生长。当盐度为 0 时,藻体的 PS II 活性和光合放氧速率均大幅下降,转入正常盐度 3‰ 后,藻体的 PS II 活性都有所回升;大多数样品对本试验的高盐度(4‰)都有较好的耐受性。在试验光强范围内,漂浮浒苔 PS II 活性在 400 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 下的降幅较大,而 160 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 下的活性较强且较平稳;光合放氧速率表现出随培养光强增大而增大的趋势。

关键词:漂浮浒苔;光合活性;温度;盐度;光强

中图分类号: Q945.79 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2015)02-0355-03

2008 年以来,我国黄海海域的漂浮浒苔大规模暴发,严重破坏了我国黄海近海海洋生态环境,已引起国内外高度关注,并一时成为研究热点^[1-3]。从浒苔发生、发展的季节和区域分布可以看出,环境因素对海面漂浮浒苔的景观象有重要影响。对 2008 年青岛海区漂浮浒苔的相关研究结果显示,在 5~25℃、光强 10~40 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 条件下,藻体生长速率随温度升高而增大。其中,在 15~25℃下,生长速率随光强增大而增大;但在低温(5、10℃)条件下,不同光强间的生长速率差异不显著。有人认为,在试验范围内,温度对漂浮浒苔的生长影响更明显^[1]。浒苔的广泛分布与其很好的盐度适应性密切相关,有研究表明,盐度从 3‰ 降为 0.5‰ 不会显著改变浒苔的光合作用速率^[4];肠浒苔从自然盐度海水(3.5‰)转入 3 倍盐度的海水后,其光合放氧速率在 2 min 后降低 60%,但之后又开始逐渐恢复,48 h 后光合活性完全恢复,而且藻体内起渗透调节作用的有机溶质也同时显著增多,表明肠浒苔对高盐环境具有较强的自我调节能力^[5]。以上

研究尚未设置胁迫条件,无法探讨其生理阈值。因此,本试验对江苏省沿海主要漂浮浒苔的生理特性展开研究,分析重要环境因子对其光合生理参数及生长的影响作用,为建立黄海绿潮藻早期预警技术提供基础数据资料。

1 材料与方法

1.1 材料

浒苔样品由国家海洋局海洋公益性行业科研专项组成员出海采集后带回实验室,分别于 2012 年 5 月采自南通海区、2012 年 7 月采自连云港海区、2013 年 5 月采自南通海区,在实验室进行挑选分离。

1.2 试验方法

挑取单枝藻体 0.15~0.20 g,于 60 mL 的消毒海水中培养。温度试验设置 7 个梯度:5、10、15、20、25、30、35℃,盐度 3‰;盐度试验通过加入不同量 NaCl 来调节盐度,设置 5 个梯度:0、1‰、2‰、3‰、4‰,温度为 20℃,均培养于光强 80 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ 的光照培养箱(MLR-351,日本)内。光强试验在低温强光照射培养箱(SII 300,美国)内进行,设置 4 个梯度:40、80、160、400 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,盐度 3‰,温度 20℃。所有试验的光周期都为 12 L/12 D,每种处理设置 3 个重复,每天更换培养液。

PS II 活性的测定:每天中午用便携式叶绿素荧光仪(PAM-Water,德国)测定光适应样品 PS II 的有效光化学效

收稿日期:2014-03-17

基金项目:国家海洋公益性行业科研专项(编号:201205010);江苏省高校青蓝工程资助项目(编号:苏教师[2010]27号)。

作者简介:姜红霞(1977—),女,湖北武汉人,博士,副教授,主要从事藻类生理生态学研究。E-mail: hxjiang10@163.com。

通信作者:朱建一,教授,主要从事海藻生物学研究。E-mail: xupu666@163.com。

[17] 徐祖信. 我国河流单因子水质标识指数评价方法研究[J]. 同济大学学报:自然科学版,2005,33(3):321-325.

[18] 孙伟光,邢佳,马云,等. 单因子水质标识指数评价方法在某流域水质评价中的应用[J]. 环境科学与管理,2010,35(11):181-184.

[19] 徐祖信. 我国河流综合水质标识指数评价方法研究[J]. 同济大学学报:自然科学版,2005,33(4):482-488.

[20] 李义禄,张玉虎,贾海峰,等. 苏州古城区水体污染时空分异特征及污染源解析[J]. 环境科学学报,2014,34(4):1032-1044.

[21] 徐华山,徐宗学,唐芳芳,等. 漳卫南运河流域水质时空变化特征及其污染源识别[J]. 环境科学,2012,33(2):359-369.

[22] 谌伟,李小平,孙从军,等. 低强度曝气技术修复河道黑臭水体的可行性研究[J]. 中国给水排水,2009,25(1):57-59.

[23] Xing G, Cao Y, Shi S, et al. N pollution sources and denitrification in waterbodies in Taihu Lake region[J]. Science in China: Series B, 2001, 44(3):304-314.

[24] Zhou F, Huang G H, Guo H C, et al. Spatio-temporal patterns and source apportionment of coastal water pollution in eastern Hong Kong[J]. Water Research, 2007, 41(15):3429-3439.