

太湖典型湖区真光层深度的时空变化 及其生态意义*

张运林 秦伯强** 胡维平 王苏民 陈宇炜 陈伟民

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008; 中国科学院研究生院, 北京 100039)

摘要 利用 1998~2004 年在太湖不同湖区进行的多次水下辐照度观测资料及全湖典型湖区 13 个站点 1993~2003 年的悬浮物和风速资料, 分析了 *PAR* 真光层深度的影响因素, 并获得太湖典型湖区真光层深度的时空变化以及 2 号点真光层深度的光谱分布. 结果表明, *PAR* 真光层深度主要受悬浮物浓度影响, 其次则是叶绿素 *a* 浓度, 溶解性物质对其影响甚微. 1993~2003 年典型湖区 *PAR* 真光层深度年均值在 1.04~1.95 m 之间变化(均值为 1.35 ± 0.23 m), 空间上大致可以分为 3 类区, 其中湖心区、河口区最小, 为 Ⅲ类区; 梅梁湾、五里湖、贡湖湾其次, 为 Ⅱ类区; 东太湖最大, 为 Ⅰ类区, 对应的均值分别为 1.1, 1.4, 2.0 m 左右. 不同湖区真光层深度季节变化存在一定差异, 其中湖心区真光层深度夏、秋 2 季大于冬、春 2 季, 梅梁湾是冬季要大于其他 3 季, 而东太湖则是冬季均要小于其他 3 季, 五里湖、贡湖湾和河口区 4 季变化则不是很明显. 真光层深度的光谱分布最小值出现在 400 nm 的蓝光波段, 最高值出现在 580 nm 附近的绿光波段. 1998~1999 年在 2 号点每季多日连续观测得到 *PAR* 真光层深度春、夏、秋、冬 4 季的均值分别为 2.00 ± 0.21 , 2.52 ± 0.45 , 1.58 ± 0.24 , 2.00 ± 0.15 m, 而浮游植物吸收的 440 nm 峰值对应的真光层深度则只有 0.81~1.47 m(均值为 1.07 ± 0.29 m), 明显低于 1.98 ± 0.41 m 的平均 *PAR* 真光层深度.

关键词 太湖 真光层深度 漫射衰减系数 悬浮物 生态意义

真光层深度定义为水柱中支持净初级生产力的部分, 其底部为临界深度, 即水柱的日净初级生产力为零值的深度^[1]. 在海洋、湖泊、河流等水域生态系统中浮游植物基本上都分布在这一层, 在研究浮游

植物初级生产力、生物量时一般以真光层深度为下界, 因而该深度有时也被称为光合层厚度. 真光层深度一方面取决于水体中各类物质对光的衰减, 另一方面还与到达水表面的光强有关. 但为了研究的方便

收稿日期: 2005-08-25; 接受日期: 2005-11-23

* 中国科学院知识创新工程项目(批准号: KZCX1-SW-12)、“863”项目(批准号: 2002AA0601011)和国家自然科学基金项目(批准号: 40203007)共同资助

** 联系人, E-mail: qinbq@niglas.ac.cn

和规范化, 大多数研究采用 1%表面光强深度来代替真光层深度, 当然也有人将水下光强 $14\ \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 对应的深度称之为真光层深度^[2].

真光层深度主要受制 4 种物质, 即纯水、有色可溶性有机物、非藻类颗粒物及浮游植物^[3]. 不同的水体真光层深度差异显著, 在清洁的海洋其值可以高达 100 m 以上, 而在浑浊的内陆水体有时则只有几十厘米^[3]. 由于浮游植物主要分布在这一层, 因此其深度直接影响到浮游植物光合作用过程和水体初级生产力^[4,5].

最近 20 年来, 由于人类活动的加剧, 长江中下游湖群水体污染严重, 湖泊生态系统发生重大变化, 种群数量减少, 湖泊生物小型化, 湖泊富营养化与藻类暴发的形势十分严峻, 直接危及区域的社会经济可持续发展, 成为中国当前面临的最严重的环境问题之一. 真光层是衡量湖泊生态与环境总体状况最重要的因子之一, 是湖泊物理、化学、生物综合作用的关键指标, 但在中国这方面研究十分薄弱. 本文以太湖为实例, 研究其时空及光谱变化, 并阐明真光层深度研究在湖泊科学理论与湖泊治理实践中的意义.

太湖是中国第三大淡水湖, 是长江三角洲经济区重要的供水源地, 近 20 年来由于强烈人类活动干扰, 水体污染严重, 湖泊生态系统结构和功能也发生明显改变^[6]. 真光层深度测定相对比较困难, 因而作为评价湖泊生态系统结构, 揭示湖内营养盐循环宏观特征的重要生态因子真光层深度至今未见报道. 本文基于多次野外水下光场观测建立真光层深度与悬浮物浓度的相关式, 并利用太湖典型湖区 13 个点 11 年的悬浮物资料反推太湖真光层深度的时空变化, 进而阐述其生态环境意义.

1 数据与计算方法

1.1 数据来源

1998 年 5 月 17~20 日、10 月 23~26 日、12 月 10~13 日以及 1999 年 8 月 4~7 日在太湖梅梁湾沿岸带 2# 点(120.2095°E, 31.4237°N)分别进行了春(3~5 月)、秋(9~11 月)、冬(12~2 月)、夏(6~8 月)每季连续 4 天水下辐照度观测, 通过对不同深度辐照度的计算可以得到漫射衰减系数, 进而计算得到真光层深度. 2003

年 7 月 12~17 日在梅梁湾 M1 点(120.17942°E, 31.47897°N)进行了连续 6 天不同风浪条件下水下光场的连续观测, 2003 年 12 月~2004 年 8 月又分别在太湖不同湖区(包括五里湖、梅梁湾、贡湖湾、大太湖、河口区及东太湖)进行了 6 次水下辐照度的观测.

定点资料主要包括 1993~2003 年中国科学院太湖湖泊生态系统研究站(以下简称太湖站)常规监测的悬浮物和风速资料, 站点位置分布参见图 1, 全湖 13 个采样点代表太湖典型湖泊生态类型, 根据其地理位置对各站点进行湖区划分, 表 1 列出了不同湖区的测点情况. 其中 0~6 号位于蓝藻频繁暴发的藻型湖区梅梁湾内, 9 号位于城郊湖区五里湖, 7 和 8 号位于开阔水域大太湖湖心区, 10, 11 号分别位于太湖两条主要入湖河流宜溧河和苕溪的入湖口大浦口和小梅口, 12 号点位于草型湖区东太湖正中央, 而 13 号点则位

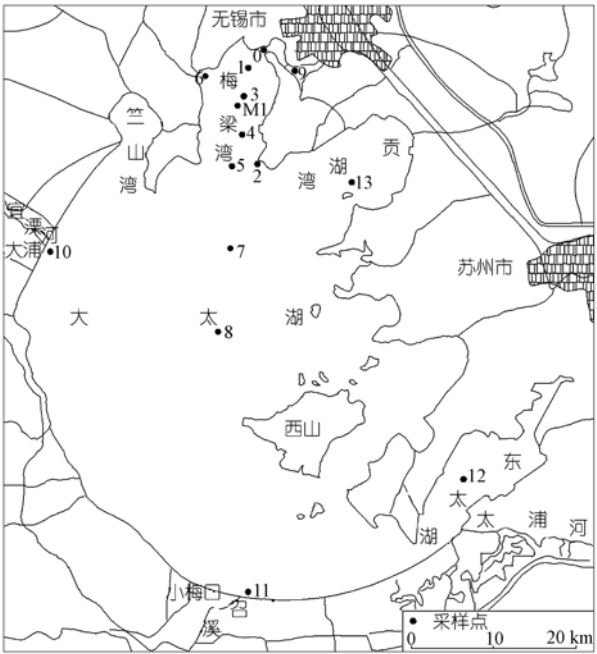


图 1 野外调查站点分布图

表 1 各测点资料的详细情况

湖区	五里湖	梅梁湖	湖心区	河口区	东太湖	贡湖
点号	9	0~6	7, 8	10, 11	12	13
资料年限及 观测频度	0~8 号点为 1993~2003 年(每月观测 1 次), 9~13 号点为 1998~2003 年(每季度观测 1 次, 其中 9 号点 2001~2003 年每月观测 1 次)					

于贡湖湾外围区,大致处于藻型湖区与草型湖区的交接地带。

1.2 采样与测量方法

光合有效辐射(photosynthetically active radiation: PAR)的测定选用国际上通用的美国LI-COR公司生产的水下光量子仪(Li-cor 192SA),光谱的测量选用Macam公司的水下光谱仪,其匹配的光纤仅3 m,主要用于内陆水体水下光谱的测量^[7~9]。探头架于不锈钢支架上置于船的迎光面,并远离船沿20 cm左右,仪器测量波段范围为240~800 nm,包括紫外、可见光波段和近红外光波段,但在实验期间主要测量400~700 nm光合有效辐射波段(在没有特别说明的情况下,所论述的辐照度都是指400~700 nm波段),波长精度为±0.5 nm,焦距长100 mm,探头接收到的光信号经数据线由RS232接口传送到计算机上,然后在计算机上进行显示和存储。透明度使用30 cm的赛氏圆盘测定。悬浮物用GF/C滤纸过滤,采用电子天平称重法测定。叶绿素a的测定采用分光光度法,用90%的热酒精萃取提取色素,然后在7230分光光度计上测定吸光度换算得到叶绿素a浓度。DOC的测定方法是现场用Whatman GF/F玻璃纤维滤膜(直径为25 mm,孔径为0.45 μm)过滤水样,将过滤后的清液在1020型TOC仪进行测定,仪器检测范围为0.5~500 mg·L⁻¹,相对误差为±3%。

1.3 真光层的定义及计算

在这里将辐照度为水表面辐照度1%处的深度视为真光层深度,其与光衰减系数存在一定量关系,可以表示为:

$$D_{eu}(\lambda) = 4.605 / K_d(\lambda), \quad (1)$$

式中, $D_{eu}(\lambda)$ 为真光层深度(m), $K_d(\lambda)$ 为漫射衰减系数(m⁻¹)。

漫射衰减系数 $K_d(\lambda)$ 按下式进行计算^[3]:

$$K_d(\lambda) = -\frac{1}{z} \ln \frac{E_d(\lambda, z)}{E_d(\lambda, 0)}, \quad (2)$$

式中, $K_d(\lambda)$ 为漫射衰减系数(m⁻¹), z 为从湖面到测量处的深度(m), $E_d(\lambda, z)$ 为深度 z 处的辐照度(μmol·m⁻²·s⁻¹), $E_d(\lambda, 0)$ 为水面起始辐照度(μmol·m⁻²·s⁻¹)。

$K_d(\lambda)$ 值通过对不同深度处水下辐照度进行指数回归得到,回归效果只有当 $R^2 \geq 0.95$, 深度数 $N \geq 3$ 时其 $K_d(\lambda)$ 值才被接受。

太湖典型湖区真光层的时空变化是根据多次采样得到的真光层深度与悬浮物浓度的相关式再利用多年定点悬浮物观测资料计算得到。

2 结果与分析

2.1 真光层深度与悬浮物、叶绿素 a 和溶解性有机碳的关系

在水体中光的衰减主要取决于悬浮颗粒物浓度和溶解性物质浓度,分别可以用悬浮物、叶绿素a和溶解性有机碳3项指标来代替。由于太湖是一个典型的大型浅水湖泊,面积为2338.1 km²,最大水深不足3.0 m,平均水深仅1.9 m^[10],再加之其处于亚热带季风区并受台风的影响,全年四季风速均较大,致使太湖底泥容易发生再悬浮,水体中全年悬浮物浓度较高,悬浮颗粒物在对光的衰减中常常占主导地位^[11]。

基于2003年在梅梁湾M1点不同风浪条件下的连续观测和在太湖不同湖区进行的7次观测得到的PAR衰减系数与悬浮物、叶绿素a和溶解性有机碳浓度进行线性相关分析,结果如下:

$$K_d(PAR) = 0.0626TSS + 1.6068, \quad (R^2 = 0.942, N = 117, P \leq 0.0001), \quad (3)$$

$$K_d(PAR) = 0.0335Chla + 3.1924, \quad (R^2 = 0.260, N = 117, P \leq 0.001), \quad (4)$$

$$K_d(PAR) = 0.0454DOC + 4.3433, \quad (R^2 = 0.0012, N = 117, P = 0.71), \quad (5)$$

式中 $K_d(PAR)$, TSS , $Chla$, DOC 分别表示 PAR 漫射衰减系数(m⁻¹)、悬浮物浓度(mg·L⁻¹)、叶绿素 a 浓度(μg·L⁻¹)和溶解性有机碳浓度(mg·L⁻¹)。

由(3)~(5)式可知, PAR衰减系数与悬浮物浓度的相关性最好,其次是叶绿素a浓度,并且与悬浮物的相关性明显要高于与叶绿素a,说明悬浮颗粒物(其实也包括浮游植物)在太湖PAR衰减中占主导地位,而溶解性物质对PAR的衰减则不是主要的,由悬浮物浓度来计算PAR衰减系数并进而推导真光层深度完全可行,另外Irigoien等^[12]在浑浊的河口区也曾利用悬浮物浓度来反推真光层深度。尽管也有学者根据透

明度(SD)来反演推算真光层深度^[13,14],但从 2003~2004 年大量实测结果来看,用悬浮物来推算真光层深度比用透明度精度要更高(图 2).将(1)和(3)式相结合可以得到太湖真光层深度的计算公式:

$$D_{eu}(PAR) = \frac{4.605}{0.0626TSS + 1.6068}, \quad (6)$$

式中, $D_{eu}(PAR)$ 为 PAR 真光层深度(m), TSS 为悬浮物浓度($mg \cdot L^{-1}$).

国外许多浅水湖泊和海湾的研究也表明悬浮物浓度对透明度、光衰减系数、真光层深度甚至湖泊初级生产力均有显著的影响^[15~20]. Philips等^[15]对美国 Florida湾的一个浅水泻湖光衰减系数与无机颗粒物、叶绿素a和水色的线性回归分析发现衰减系数与无机颗粒物相关性最好,无机颗粒物对衰减系数的贡献率均在50%以上,最大的高达 $(92 \pm 3)\%$. Pierson等^[18]基于一个半分析模型对瑞典Mälaren湖的研究发现,无机颗粒物对 PAR 真光层的影响约占 60%. James 等^[19]在大型浅水湖Peoria湖研究发现 PAR 衰减系数在低风浪下超过 $10 m^{-1}$,而在大风浪情况下则高达 $25 m^{-1}$ 以上,其与悬浮物、透明度均存在显著性相关.

2.2 真光层深度的空间分布

表 2 给出 1993~2003 年典型湖区各站点 PAR 真光层深度的年均值及标准差,整体而言,太湖水体的真光层深度非常小,年均值在 1.06~1.95 m之间变化,与世界上许多浅水湖泊的研究结果比较接近^[13,18,19,21],反映了浅水湖泊特有的光学特性.对各站点真光层

深度进行组间方差分析发现(表 3),太湖真光层深度空间存在显著性差异,大致可以分为 3 个等级,湖心区的 7, 8 号点和河口区的 10, 11 号点真光层深度最小,均值在 1.1 m 左右;其次是位于梅梁湾的 0~6 号点、五里湖的 9 号点、贡湖湾的 13 号点,真光层深度在 1.4 m 左右;真光层深度最大值出现在东太湖,其均值接近 2.0 m 左右.尽管同处梅梁湾的 1, 3, 4, 5 号点其真光层深度之间没有显著性空间差异,但还是大致呈现从湾内向湾口递减的趋势.而 13 号点尽管位于草型湖区的贡湖湾,由于位置比较接近湾口,受风浪的作用较大,悬浮物浓度与梅梁湾的值比较接近,相应的真光层深度也比较接近,因而在本文中被归为同一类型.但贡湖湾内湾由于水生植物生长茂盛,在不是非常强烈的风浪作用下其水体还是非常清澈,真光层深度也较大,与东太湖相似.

真光层深度这种空间分布主要是由于悬浮物浓度变化引起的,湖心区水面开阔,风的吹程较长,同样的风速在湖心区作用于湖底的切应力要高于湖湾和沿岸带,加之其年平均风速要比湖岸大 $0.5 \sim 1 m \cdot s^{-1}$ ^[22],在风浪的作用下底泥容易发生再悬浮,致使水体中悬浮物浓度较高,1993~2003 年 7, 8 号点悬浮物的多年均值高达 $64.93 mg \cdot L^{-1}$,明显高于其他湖区,从而造成真光层深度降低.又如 2003 年 7 月在梅梁湾 M1 点的连续观测发现在小风浪(风速小于 $4 m \cdot s^{-1}$)、中风浪(风速在 $4 \sim 6 m \cdot s^{-1}$)和大风浪(风速大于 $6 m \cdot s^{-1}$)下对应的真光层深度分别是 1.75, 1.24,

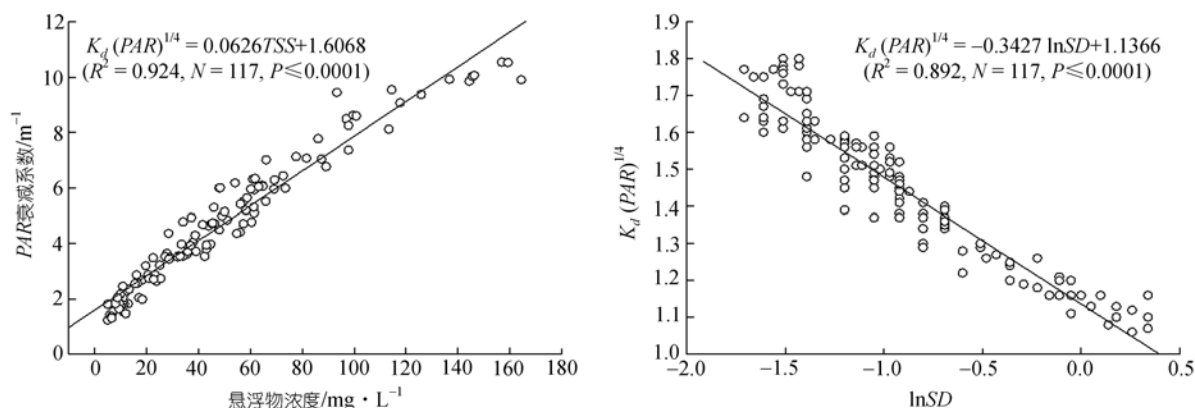


图 2 PAR 衰减系数与悬浮物浓度、透明度的相关图

表 2 全湖典型湖区 13 站点真光层深度的年均值(单位: m)

站点		1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	多年
0	均值	1.28	1.56	1.27	1.08	1.13	1.54	1.61	1.57	1.46	1.43	1.09	1.36
	标准差	0.37	0.66	0.62	0.35	0.19	0.36	0.34	0.33	0.43	0.21	0.39	0.43
1	均值	1.60	1.17	1.26	1.14	1.08	1.47	1.66	1.47	1.64	1.43	1.44	1.41
	标准差	0.36	0.38	0.17	0.26	0.27	0.32	0.43	0.49	0.35	0.30	0.40	0.39
2	均值	1.52	1.31	1.23	1.32	1.21	1.31	1.81	1.43	1.44	1.38	1.50	1.41
	标准差	0.56	0.40	0.43	0.41	0.34	0.43	0.40	0.41	0.24	0.46	0.41	0.43
3	均值	1.60	1.24	1.38	1.13	1.06	1.29	1.62	1.50	1.55	1.48	1.28	1.38
	标准差	0.38	0.59	0.63	0.28	0.20	0.41	0.47	0.49	0.34	0.52	0.40	0.46
4	均值	1.45	1.18	1.33	1.17	1.03	1.27	1.74	1.47	1.39	1.35	1.09	1.32
	标准差	0.31	0.49	0.59	0.37	0.28	0.43	0.50	0.43	0.26	0.49	0.36	0.45
5	均值	1.52	1.11	1.24	1.11	1.01	1.28	1.77	1.38	1.40	1.32	1.04	1.29
	标准差	0.46	0.51	0.47	0.32	0.38	0.39	0.55	0.37	0.36	0.39	0.30	0.45
6	均值	1.65	1.51	1.51	1.17	1.42	1.58	1.46	1.45	1.43	1.51	1.34	1.45
	标准差	0.42	0.64	0.72	0.50	0.48	0.27	0.31	0.61	0.29	0.35	0.44	0.47
7	均值	1.15	0.83	0.95	1.12	0.93	1.31	1.38	1.00	1.11	1.13	0.95	1.09
	标准差	0.55	0.39	0.58	0.62	0.53	0.53	0.67	0.46	0.51	0.43	0.39	0.53
8	均值	1.28	0.79	0.77	1.14	0.93	1.33	1.27	0.87	1.22	1.08	0.81	1.06
	标准差	0.72	0.36	0.38	0.73	0.62	0.61	0.65	0.50	0.62	0.45	0.28	0.58
9	均值						1.39	1.51	1.43	1.49	1.48	1.48	1.47
	标准差						0.20	0.35	0.35	0.40	0.27	0.38	0.32
10	均值						1.33	1.36	0.91	1.09	1.18	1.01	1.14
	标准差						0.40	0.25	0.40	0.31	0.52	0.43	0.39
11	均值						1.24	1.40	1.00	1.01	0.85	0.74	1.04
	标准差						0.57	0.66	0.53	0.24	0.26	0.25	0.46
12	均值						2.00	2.02	1.88	1.86	2.02	1.91	1.95
	标准差						0.52	0.49	0.67	0.49	0.37	0.40	0.45
13	均值						1.64	1.70	1.24	1.40	1.40	1.39	1.46
	标准差						0.48	0.55	0.14	0.46	0.62	0.43	0.45

表 3 99%置信度水平下各站点真光层深度之间的显著性值

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	1.000												
2	0.923	1.000											
3	0.629	0.582	1.000										
4	0.097	0.094	0.277	1.000									
5	0.036	0.036	0.133	0.667	1.000								
6	0.393	0.466	0.217	0.021	0.007	1.000							
7	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	1.000						
8	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.674	1.000					
9	0.318	0.397	0.220	0.035	0.016	0.817	0.000	0.000	1.000				
10	0.003	0.005	0.018	0.074	0.128	0.003	0.619	0.485	0.000	1.000			
11	0.000	0.000	0.001	0.006	0.013	0.000	0.693	0.899	0.000	0.410	1.000		
12	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.000	
13	0.551	0.620	0.438	0.158	0.102	0.953	0.001	0.002	0.903	0.012	0.003	0.000	1.000

1.05 m. 湖心区常年处于中到大风浪作用下, 很难有风平浪静的时候, 因而其真光层深度最小. 在梅梁湾从湾内到湾口, 由于风浪的作用越来越明显, 致使水体中悬浮物浓度增加, 真光层深度降低. 而 10, 11 号点真光层深度非常小则与河流来水携带大量悬浮物有关, 10, 11 号点分别位于大浦口和小梅口, 太湖的两大重要水系宜溧河和苕溪分别在此入湖, 地表径流携带来大量悬浮物致使该地区湖水混浊, 真光层降低. 真光层深度最大值出现在东太湖, 一方面是因为东太湖位于太湖东南部的一个狭长湖湾, 受风浪的作用小, 另一方面则是由于东太湖是典型的草型湖区, 水生植物茂盛, 90%以上湖底被覆盖, 对水体起着过滤、净化、消浪、抑制底泥上浮和浮游植物生长的作用, 加之围隔纵横交错抑制了风浪. 另外作为控制光衰减的三个要素, 即悬浮物、浮游植物和有色可溶性有机物浓度在东太湖均明显低于其他湖区¹⁾.

2.3 真光层深度的季节变化

真光层深度的时间变化表现为年际和季节的差异, 从表 2 可知, 全湖典型湖区 13 个点真光层深度的年际变化不明显. 但由于一年内不同季节风速、风向不一样, 加之动植物季节生长差异, 因而真光层深度一般会表现出一定季节变化. 基于上述真光层深度的空间分布, 在分析其季节差异时将其分为 3 类区域分别加以分析. 其中 Ⅰ类区包括真光层深度最小的湖心区和河口区, Ⅱ类区包括梅梁湾、五里湖和贡湖

湾, Ⅲ类区则为东太湖. 表 4 给出了不同湖区及全湖 4 季的真光层深度均值及标准差, 从全湖平均来看 4 季差异不大, 春季略小于其他 3 季. 但不同湖区其季节变化存在一定差异, 如湖心区是夏、秋 2 季明显大于冬、春 2 季, 而东太湖则是春、夏、秋 3 季明显大于冬季. 为此对不同湖区 4 季进行方差分析, 结果如表 5.

由表 5 可知, 不同湖区 PAR 真光层深度的季节变化不尽相同, 对于湖心区夏、秋 2 季真光层深度与冬、春 2 季存在显著性差异, 前者明显大于后者, 这主要是因为太湖地区冬、春季风速大且持续时间长, 底泥容易发生再悬浮. 如对 2001 年太湖站气象观测场日平均风速进行分析发现, 大于 $6\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的风速全年出现 22 次, 其中冬季出现最多, 有 11 次, 其次则是春季, 有 5 次, 其他 2 季均每季只有 3 次. 秦伯强等^[23]研究发现太湖沉积物起动再悬浮的临界波浪切应力为 $0.03\sim0.04\text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$, 相当于野外风速达 $4\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 以上, 当风速超过 $4\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时沉积物发生再悬浮, 当风速达到 $6\sim6.5\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时沉积物就发生大规模再悬浮. 风浪作用引起的水动力促使大量底泥发生再悬浮, 从而造成真光层深度大大降低. 梅梁湾和东太湖的真光层深度季节变化恰好相反, 梅梁湾是冬季均值要大于其他 3 季, 这主要是因为真光层深度除受风浪引起的悬浮物浓度变化外还与浮游植物的生长有关, 梅梁湾近 10 年来藻类暴发频繁, 往往从年初 3 月到年底 11 月均有不同程度的蓝藻水华出现, 春、夏、

表 4 各类湖区 4 季 PAR 真光层深度的均值及标准差

季节	湖区	类区			类区			类区	全湖平均
		湖心区	河口区	梅梁湖	五里湖	贡湖湾	东太湖		
冬 (12~2 月)	均值	0.84	1.17	1.48	1.62	1.47	1.47	1.34	
	标准差	0.40	0.47	0.47	0.35	0.52	0.38	0.52	
春 (3~5 月)	均值	0.78	0.94	1.31	1.31	1.31	1.97	1.21	
	标准差	0.34	0.40	0.45	0.34	0.28	0.26	0.48	
夏 (6~8 月)	均值	1.39	1.26	1.36	1.57	1.63	2.10	1.39	
	标准差	0.61	0.48	0.41	0.31	0.68	0.43	0.47	
秋 (9~11 月)	均值	1.26	1.00	1.36	1.40	1.43	2.24	1.35	
	标准差	0.55	0.30	0.43	0.21	0.21	0.34	0.46	

1) 张运林. 太湖水体生物-光学特性及其生态学意义. 中国科学院研究生院博士学位论文. 2005

表 5 99%置信度水平下各类湖区各季节间显著性值

	类区								类区			
	湖心区				河口区				东太湖			
	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋
冬	1.000				1.000				1.000			
春	0.376	1.000			0.215	1.000			0.024	1.000		
夏	0.000	0.000	1.000		0.652	0.095	1.000		0.023	0.542	1.000	
秋	0.000	0.000	0.210	1.000	0.290	0.714	0.124	1.000	0.004	0.152	0.547	1.000

	类区								类区			
	梅梁湖				五里湖				贡湖湾			
	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	秋
冬	1.000				1.000				1.000			
春	0.000	1.000			0.041	1.000			0.520	1.000		
夏	0.006	0.274	1.000		0.752	0.080	1.000		0.658	0.312	1.000	
秋	0.007	0.965	0.244	1.000	0.080	0.445	0.145	1.000	0.853	0.435	0.502	1.000

秋 3 季叶绿素 a 浓度明显高于冬季, 如 2001 年梅梁湾 7 个采样点春、夏、秋、冬 4 季叶绿素 a 浓度分别为 17.81, 34.71, 18.27, 3.93 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. 浮游植物对光的衰减一定程度上降低了真光层深度, (4)式也显示叶绿素 a 浓度与 PAR 真光层深度呈正相关趋势. 而东太湖则是冬季明显小于其他 3 季, 这主要是因为东太湖冬季水生植物处于越冬期, 大多枯萎腐烂, 减少了对悬浮物过滤净化和抑制上浮作用, 致使悬浮物浓度增加, 真光层深度降低, 而东太湖叶绿素 a 浓度全年则差异不大. 如 2001 年春、夏、秋、冬悬浮物浓度分别为 14.12, 3.48, 17.40, 28.40 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 对应的叶绿素 a 浓度分别为 4.35, 2.95, 2.70, 3.35 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. 对于其

他湖区真光层深度季节变化则不是很明显.

2.4 真光层深度的光谱分布

表 6 给出 1998~1999 年 2 号点春、夏、秋、冬 4 季各 4 天 PAR 真光层深度的变化范围、均值及标准差. 1998~1999 年 2 号点春、夏、秋、冬 4 季 PAR 真光层深度的均值分别为 2.00 ± 0.21 , 2.52 ± 0.45 , 1.58 ± 0.24 , 2.00 ± 0.15 m, 高值出现在夏季, 低值出现秋季, 两季节均值相差 1 m 左右, 春、冬 2 季相差不大, 这意味着在 1.5~2.0 m 以下深度浮游植物、水生植物的净初级生产力为负值, 即其基本上无法获取太阳能进行有效光合作用. 从真光层深度与叶绿素 a 浓

表 6 1998~1999 年 2 号点 4 季 PAR 真光层深度季节变化及对应的叶绿素 a 浓度

项目	时间	春季(1998 年 5 月 17~20 日)				夏季(1999 年 8 月 4~7 日)			
		5.17	5.18	5.19	5.20	8.4	8.5	8.6	8.7
D_{ev}/m	范围	1.98~2.30	1.95~2.30	1.55~2.22	2.04~2.59	1.45~2.36	2.71~3.29	2.13~2.94	2.33~2.97
	均值	2.09	2.09	1.88	2.19	2.05	3.01	2.58	2.54
	标准差	0.15	0.11	0.19	0.18	0.36	0.26	0.31	0.27
$Chla/\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$		15.5	11.7	20.9	18.0	4.2	6.3	5.0	5.4

项目	时间	秋季(1998 年 10 月 23~26 日)				冬季(1999 年 12 月 10~13 日)			
		10.23	10.24	10.25	10.26	12.10	12.11	12.12	12.13
D_{ev}/m	范围	1.50~2.08	0.95~1.83	1.44~1.61	0.88~1.93	1.63~2.05	1.90~2.03	1.77~2.21	1.97~2.21
	均值	1.70	1.50	1.52	1.56	1.87	1.97	2.00	2.11
	标准差	0.20	0.37	0.06	0.29	0.17	0.05	0.17	0.10
$Chla/\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$		9.6	8.0	6.1	5.7	2.8	5.7	5.7	5.7

度的对应情况来看, 两者关系的离散程度比较高, 未表现出明显负相关趋势, 说明叶绿素 a 浓度并不能真正决定 *PAR* 真光层深度, 与前面 *PAR* 衰减系数的分析结果一致.

不同波段衰减系数不一样, 并且在湖泊内这种波谱的差异比较显著, 在太湖已有研究结果显示^[24,25], 400~700 nm 光合有效辐射中蓝光的衰减最强, 绿光和红光的衰减最弱, 由于浮游植物在蓝光的 440 nm 以及红光的 670 nm 附近为其特征吸收, 因而单纯的由 *PAR* 总量得到的真光层深度还不能完全反映浮游植物在光合层的分布. 图 3 给出 1998~1999 年春、夏、秋、冬 4 季 9:00~14:00 中午时段平均真光层深度的光谱分布. 从图 3 可知, 在浮游植物吸收的第一个峰值 440 nm 对应的真光层深度仅有 0.81~1.49 m (均值为 1.07 ± 0.29 m), 第二个峰值 670 nm 对应的真光层深度为 1.49~2.82 m (均值为 2.02 ± 0.57 m). 相比于平均 1.98 ± 0.41 m 的 *PAR* 真光层深度, 浮游植物在 440 nm 吸收峰对应的真光层深度明显要小得多. 如果按生态学的限制性定律, 在梅梁湾 2 号点平均真光层深度基本上要小于 1 m. 从春、夏、秋、冬 4 季真光层深度的光谱分布来看, 春季 670 nm 附近真光层深度的谷值非常之明显, 这主要是由于水下光场测定期间春季的叶绿素 a 最高(表 6), 并明显要高于其他季节, 而浮游植物叶绿素 a 在 670 nm 附近会有明显的吸收峰. 上面仅分析了靠近太湖站的 2 号点真光层深度光谱变化, 但缺乏悬浮物和浮游植物组成成分的对比分析, 因而要获得不同湖区不同季节真光层的光谱分布特点及其影响因素, 探讨较高精度的

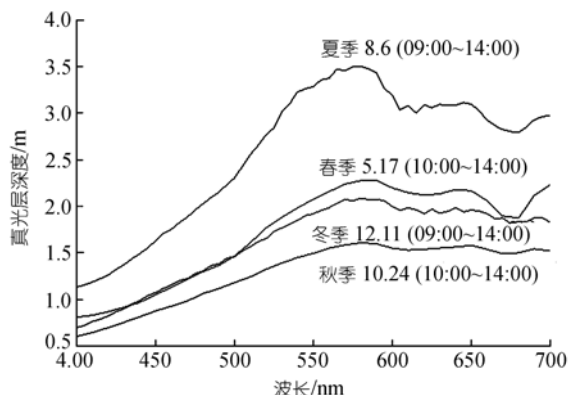


图 3 光谱真光层深度的季节变化

浮游植物生产力及其相应的营养盐需求, 尚需进一步深入研究.

3 讨论与结论

3.1 讨论

真光层是浮游植物进行光合作用产生有机物的场所, 层内的生物生产力被视为是支持其它生物过程的基础. 在 Behrenfeld & Falkowski 提出并在海洋遥感中广泛使用的初级生产力深度积分模型 (VGPM) 中, 真光层深度是一个主要的输入参数^[26~28]. 在海洋一类水体中可以根据其与叶绿素 a 浓度的经验关系加以确定^[28], 从太湖研究结果来看, 则可通过悬浮物浓度反演得到. 一旦太湖真光层深度的时空分布被确定, 再根据浮游植物数量的时空分布、到达湖面上的太阳辐射强度、水温等参数就可以估算全湖初级生产力^[26,29,30]和浮游植物生长所消耗的营养盐, 从而揭示太湖营养盐负荷平衡, 为开展太湖外源营养盐控制、内源营养盐释放控制以及营养盐动态平衡估算奠定理论基础. 通过对全湖初级生产力的研究可以了解氮、磷营养盐的动态循环, 实现湖泊营养盐总量控制, 从而科学地提出湖泊治理方案. 太湖真光层深度在湖泊内源释放的研究中也有重要意义, 在内源释放的研究上最后的关注点是底泥释放出来的营养盐有多少能被浮游植物所利用, 形成生物生产力. 由于太湖真光层深度大部分湖区无法到达湖底, 而营养盐的释放无论是静态还是动态则主要集中水土界面和上覆水下部^[23], 如果这部分营养盐无法扩散到真光层深度范围内, 浮游植物则无法有效利用这部分营养盐, 因而内源释放的营养盐对浮游植物生长的支撑就会受到一定限制. 由此可见, 风浪作用造成的底泥再悬浮增加了水体营养盐浓度, 可能会促使初级生产力增加, 但同时由于悬浮物浓度增加降低了真光层深度又会抑制湖泊初级生产, 这对矛盾演化动态过程的研究是深入揭示再悬浮作用的生态与环境效应的核心问题, 需通过室内模拟实验和野外原位观测相结合的方法加以探讨.

真光层深度研究除在湖泊初级生产和营养盐估算方面的意义之外, 它还在湖泊生态修复和水质改

善方面发挥重要作用。太湖光合层平均厚度绝大部分在 1.5 m 以下, 如果考虑 440 nm 波长光对浮游植物和水生植物的光限制作用, 其光合层厚度仅 1 m, 因此湖泊浮游植物的初级生产力基本上来自于上部 1~1.5 m 厚的水层, 而在此深度以下的浮游植物和沉水植物由于无法获取足够的太阳光进行光合作用而面临衰竭。真光层深度远远小于水深也是造成许多浅水湖泊沉水植物消退的主要原因之一^[31]。然而沉水植物由于能抑制风浪和减少沉积物的再悬浮, 又能有效地改善水质^[19,32,33], 因而选择太湖部分湖区重建沉水植物以降低风浪和底泥再悬浮以及吸收营养盐、抑制藻类生长是太湖湖泊生态修复的重要方面, 也是当前实施“太湖梅梁湾水源地水质改善技术”研究的主要内容。然而太湖真光层深度仅 1~1.5 m, 当前的水下光场条件尚无法满足沉水植物的生长。Doyle 等^[34]的实验研究发现一旦漫射衰减系数达到 4 m^{-1} 水平, *V. americana* 的生长则大大降低, 而在太湖衰减系数大于 4 m^{-1} 经常会发生, 因而沉水植物的自然修复比较困难。可行的途径是通过物理消浪工程先恢复岸边水生植物和湖滨湿地带, 再借助水生植物生长抑制底泥再悬浮物, 提高真光层深度, 进一步促进水生植物生长, 在水下光照严重不足时甚至可以采用水下光补偿系统技术为沉水植物生长提供光源, 促进沉水植物向湖面生长扩展, 力图形成一个沉水植物生长-抑制沉积物悬浮-提高水体透明度-进一步促进沉水植物生长的良性循环。

3.2 结论

(1) *PAR* 真光层深度主要受悬浮物浓度影响, 其次则是叶绿素 *a* 浓度, *PAR* 真光层深度与悬浮物浓度

之间的关系是: $D_{eu}(PAR) = \frac{4.605}{0.0626TSS + 1.6068}$ 。

(2) 太湖典型湖区 *PAR* 真光层深度年均值在 1.04~1.95 之间变化(均值为 1.35 ± 0.23), 存在明显空间差异, 其中湖心区、河口区最小; 梅梁湾、五里湖、贡湖湾其次; 东太湖最大, 对应的均值分别为 1.1, 1.4, 2.0 m 左右。

(3) 真光层深度季节变化因湖区而异, 其中湖心区是夏秋 2 季大于冬春 2 季, 梅梁湾是冬季要大于其

他 3 季, 而东太湖则是冬季均要小于其他 3 季, 五里湖、贡湖湾和河口区 4 季变化则不是很明显。

(4) 真光层深度的光谱分布是最小值出现在 400 nm 的蓝光波段, 最大值出现在 580 nm 附近的绿光波段, 浮游植物吸收的 440 nm 峰值对应的真光层深度明显小于 *PAR* 真光层深度。670 nm 附近由于浮游植物的特征吸收峰对应的真光层深度往往会出现谷值, 叶绿素 *a* 浓度越高谷值越明显。

致谢 感谢中国科学院太湖湖泊生态系统研究站提供了悬浮物和风速资料, 参加 2003 年 7 月采样的还有高光、朱广伟、张路、罗淑葱、季江等, 在此一并表示衷心感谢。

参 考 文 献

- 1 韩博平, 韩志国, 付翔编著. 藻类光合作用机理与模型. 北京: 科学出版社, 2003. 180~181
- 2 Reinart A, Arst H, Erm A, et al. Optical and biological properties of Lake Ülemiste, water reservoir of the city of Tallinn II: Light climate in Lake Ülemiste. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2001, 6: 75~84[DOI]
- 3 Kirk J T O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystem. Cambridge, Britain: Cambridge University Press, 1994. 47~144
- 4 Hinojosa F D, Castro G G, Zavala J A S, et al. The effect of vertical mixing on primary production in a bay of the Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1997, 45: 135~148[DOI]
- 5 Oliver R L, Whittington J, Lorenz Z, et al. The influence of vertical mixing on the photoinhibition of variable chlorophyll *a* fluorescence and its inclusion in a model of phytoplankton photosynthesis. *Journal of Plankton Research*, 2003, 25(9): 1107~1129[DOI]
- 6 秦伯强. 太湖水环境面临的主要问题, 研究动态与初步进展. 湖泊科学, 1998, 10(4): 1~9
- 7 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 太湖水体光学衰减系数的分布及变化特征. 水科学进展, 2003, 14(4): 447~453
- 8 Schubert H, Sagert S, Forster R M. Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. *Helgoland Marine Research*, 2001, 55(1): 12~22[DOI]
- 9 De Lange H J. The attenuation of ultraviolet and visible radiation in Dutch in land waters. *Aquatic Ecology*, 2000, 34: 215~226[DOI]
- 10 秦伯强, 胡维平, 陈伟民编著. 太湖水环境演化过程与机理. 科学出版社, 2004, 1
- 11 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 太湖水体光学衰减系数的特征及参数化. 海洋与湖沼, 2004, 35(3): 209~213
- 12 Irigoien X, Castel J. Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary: the Gironde (SW

- France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1997, 44: 507~517[DOI]
- 13 李国胜, 梁强, 李柏良. 东海真光层深度的遥感反演与影响机制研究. *自然科学进展*, 2003, 13(1): 90~94
- 14 Garibaldi L, Anzani A, Marieni A, et al. Studies on the phytoplankton of the deep subalpine Lake Iseo. *J Limnol*, 2003, 62(2): 177~189
- 15 Philips E J, Lynch T C, Badyalak S. Chlorophyll a, tripton, color, and light availability in a shallow tropical inner-shelf lagoon. *Florida Bay, USA Mar Ecol Prog Ser*, 1995, 127: 223~234
- 16 James R T, Martin J, Wool T, et al. A sediment resuspension and water quality model of Lake Okeechobee. *J Am Wat Resour Ass*, 1997, 33: 661~680
- 17 Van Duin E H, Blom G, Los F J, et al. Modeling underwater light climate in relation to sedimentation, resuspension, water quality and autotrophic growth. *Hydrobiologia*, 2001, 444: 25~42[DOI]
- 18 Pierson D C, Markensten H, Strömbeck N. Long and short term variations in suspended particulate material: the influence on light available to the phytoplankton community. *Hydrobiologia*, 2003, 494: 299~304[DOI]
- 19 James W F, Best E P, Barko J W. Sediment resuspension and light attenuation in Peoria Lake: can macrophyte improve water quality in this shallow system? *Hydrobiologia*, 2004, 515: 193~201[DOI]
- 20 Schallenberg M, Burns C W. Effects of sediment resuspension on phytoplankton production: teasing apart the influences of light, nutrients and algal entrainment. *Freshwater Biology*, 2004, 49(2): 143~159[DOI]
- 21 Conde D, Aubriot L, Sommaruga R. Changes in UV penetration associated with marine intrusions and freshwater discharge in a shallow coastal lagoon of the Southern Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 2000, 207: 19~31
- 22 孙顺才, 黄漪平编. 太湖. 北京: 海洋出版社, 1993. 10~11
- 23 秦伯强, 胡维平, 高光, 等. 太湖沉积物悬浮的动力机制及内源释放的概念性模式. *科学通报*, 2003, 48(17): 1822~1831
- 24 杨顶田, 陈伟民, 张运林, 等. 太湖水体光学特征及其对水中初级生产力的影响. *农村生态环境*, 2003, 19 (2): 24~28
- 25 张运林, 秦伯强, 陈伟民. 水下光场及其影响机制的水槽模拟实验研究. *自然科学进展*, 2004, 14(7): 792~798
- 26 Behrenfeld M J, Falkowski P G. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. *Limnology & Oceanography*, 1997, 42(1): 1~20
- 27 Moore J K, Abbott M R. Phytoplankton chlorophyll distributions and primary production in the Southern Ocean. *Journal of Geophysical Research*, 2000, 105(C12): 28709~28722[DOI]
- 28 Mizobata K, Saitoh S. Variability of Being Sea eddies and primary productivity along the shelf edge during 1998~2000 using satellite multisensor remote sensing. *Journal of Marine Systems*, 2004, 50: 101~111[DOI]
- 29 Ryther J H, Yentsch C S. The estimation of phytoplankton production in the ocean from chlorophyll and light data. *Limnology and Oceanography*, 1957, 2: 281~286
- 30 李国胜, 王芳, 梁强, 等. 东海初级生产力遥感反演及其时空演化机制. *地理学报*, 2003, 58(4): 483~493
- 31 Gulati R D, van Donk E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia*, 2002, 478: 73~106[DOI]
- 32 Dieter C D. 1990. The importance of emergent vegetation in reducing sediment resuspension in wetlands. *Journal of Freshwater Ecology*, 1990, 5: 467~473
- 33 James W F, Barko J W. Macrophyte influences on sediment resuspension and export in a shallow lake impoundment. *Lake and Reservoir Management*, 1994, 10(2): 95~102
- 34 Doyle R D, Smart R M. Impacts of water column turbidity on the survival and growth of *Vallisneria americana* winter buds and seedlings. *Lake and Reservoir Management*, 2001, 17(1): 17~28