

密级:_____



中国科学院大学

University of Chinese Academy of Sciences

硕士学位论文

太湖水下光场的时空分异规律及其对沉积物再悬浮的响应机制

作者姓名:_____刘笑菡_____

指导教师:_____张运林研究员_____

_____中国科学院南京地理与湖泊研究所_____

学位类别:_____理学硕士_____

学科专业:_____环境科学_____

培养单位:_____中国科学院南京地理与湖泊研究所_____

二〇一三年五月

Spatial-temporal Variations of Underwater Light Climate
in Lake Taihu and the Response Mechanism to Sediment
Resuspension

By
Liu Xiaohan

A Dissertation Submitted to
University of Chinese Academy of Sciences
In partial fulfillment of the requirement
For the degree of
Master of Environmental Science

Nanjing Institute of Geography and Limnology,
Chinese Academy of Sciences

May, 2013

致谢

时光荏苒，三年的硕士研究生阶段转瞬即逝。站在毕业的关头，回首过去的三年，感慨良多。一直以来，都觉得自己是个足够幸运的人。能够进入秦伯强老师带领的这个团结轻松严谨的大团队，是我的荣幸；能够师从于我的导师张运林老师，更是荣幸中的荣幸。三年中，无论是北京一年的充实学习阶段，还是南京两年的紧张科研生活，都将是我一生珍贵的财富。在此，向这三年里指导，帮助，陪伴，鼓励过我的所有人致以最真诚的感谢以及最美好的祝愿！

首先要感谢我的导师张运林研究员。从论文选题，试验设计，野外采样，数据分析一直到论文的撰写与修改，无不倾注着他的大量心血。张老师在科研上严谨勤奋，实干创新；生活中为人谦逊，低调沉稳，是我治学做人的榜样。在试验开展和论文撰写的过程中，每每遇到困难的时候，他总是不厌其烦的提出指导和建议，纠正我的错误和疏忽。三年中学业上的每一点成长都离不开张老师的辛苦栽培，感谢您三年里对学生的教导与宽容，您的言传身教学生定会铭记于心。

感谢团队里的秦伯强老师、高光老师、朱广伟老师、龚志军老师、罗激葱老师、杨宏伟老师、李未老师、李慧贇老师、吴挺峰老师、汤祥明老师、许海老师、施坤老师，老一辈科学家陈伟民老师，实验室张成英阿姨，衷心的感谢你们对我学习研究上的指导与帮助。感谢团队里的师姐殷燕、姚昕、董百丽、丁艳青、蔡琳琳、朱梦圆、刘丽贞、戴淑君等，师兄刘明亮、冯龙庆、时志强、牛城、邵克强、迟克续、蔡永久、蔡贤雷、戴江玉、张磊、赵林林、邓建明、马健荣、吴攀、牛海林、向速林、张玮等，同学陈丹、顾钊、李琳琳等，师妹王明珠、成晓奕、吴雅丽、王博雯等，师弟周永强、高贇、刘刚、任理、薛庆举、许浩等，感谢你们在科研上给我的帮助以及在生活上带给我的支持和快乐，因为有你们，做试验也成了乐趣的源泉。

感谢太湖站季江老师，钱荣树老师，黄建明老师，沈睿杰工程师在野外试验过程中给予的莫大帮助，感谢薛静琛老师在太湖采样过程中对我实验及生活上的帮助。感谢研究生部卞怡老师、顾维玮老师对生活和学习上的关心与照顾。此外，在学习过程中南京信息工程大学的孙德勇老师也给予过我不少的帮助，在此一并感谢。

感谢 2010 届硕士班的全体同学，是缘分让我们走到了一起；感谢王长风、王泽人、张维阳、燕月同学，谢谢你们给予的跨学科帮助。感谢师兄姜广甲、

李广宇、饶家旺，谢谢你们在科研上不厌其烦的讲解与示范。

特别的感谢给予我的家人，你们始终如一的关爱与默默无闻的奉献是我前行的最大动力。无论在何时何地，不用回首，总能感觉到你们温柔的目光与坚定的支持。万爱千恩百苦，疼我孰知父母？女儿唯有尽孝以报亲恩。

此外，本论文得到了江苏省杰出青年科学基金项目（BK2012050），中国科学院知识创新工程人才方向性项目（KZCX2-YW-QN312），中国科学院南京地理与湖泊研究所“一三五”重点布局项目（NIGLAS2012135003），国家水体污染控制与治理科技重大专项（2012ZX07101-010）的联合资助，特此表示感谢。

最后，谨向各位评审专家表示最真诚的谢意。感谢您们在百忙之中抽出时间评阅论文，您们辛苦了！

刘笑菡

2013 年 05 月 于南京

摘要

本文以太湖为研究对象, 首先通过对全湖不同季节的野外原位观测探讨了太湖水体生物光学特性的时空分异特征及其主要影响因素。进而结合为期六年的长期定位观测数据分析了草、藻型湖区水体生物光学特性的差异及反馈机制。同时基于草、藻型湖区的定位高频观测, 分析了风浪扰动和沉水植被分布对草、藻型湖区生物光学特性影响程度, 建立了风浪扰动与光合有效辐射漫射衰减系数 ($K_d(\text{PAR})$), 浊度与光谱吸收系数和光谱衰减系数之间的定量模型, 探讨动力扰动对水体生物光学特性、生态过程的影响机理。最后通过定量模拟试验, 探讨了 $K_d(\text{PAR})$ 的定量模拟方法, 并获得了水体不同光学组分的遥感反射率特征。

通过对太湖不同季节生物光学特性的观测, 发现太湖水体生物光学特性存在明显时空分异特征。太湖水体 $K_d(\text{PAR})$ 在不同季节有着不同的空间变化规律, 主要受非色素颗粒物吸收的影响。 $K_d(\text{PAR})$ 和非色素颗粒物吸收系数 ($a_d(\text{PAR})$) 的空间分布规律较为相似; 除西岸区和部分湖心区全年均较高以外, 冬季藻型湖区显著小于草型湖区, 其它季节则呈现出相反的趋势。太湖水体光学特性的季节变化特征为: $K_d(\text{PAR})$: 春季>冬季>夏、秋季; $a_d(\text{PAR})$ 和 $a_{ph}(\text{PAR})$ (藻类颗粒物吸收系数): 春、夏季>秋、冬季; $a_{CDOM}(\text{PAR})$ (有色可溶性有机物吸收系数: CDOM): 秋季>夏季>冬、春季。

多年长期定位观测显示草型湖区的 $K_d(\text{PAR})$ 、总悬浮物浓度 (C_{TSM})、非色素颗粒物浓度 (C_{Tripton})、藻类色素 ($C_{\text{Chla+Pa}}$) 和 CDOM 吸收系数 ($a_{CDOM}(350)$) 年平均值均显著低于藻型湖区。在冬季, 草型湖区沉水植被覆盖面积较小, $K_d(\text{PAR})$ 、 C_{TSM} 和 C_{Tripton} 显著高于没有沉水植物的藻型湖区; 草型湖区的 $C_{\text{Chla+Pa}}$ 和 $a_{CDOM}(350)$ 则显著低于藻型湖区。而在其它三个季节草型湖区沉水植被茂盛时 $K_d(\text{PAR})$ 、 C_{TSM} 、 C_{Tripton} 、 $C_{\text{Chla+Pa}}$ 和 $a_{CDOM}(350)$ 显著低于藻型湖区。沉水植被的覆盖与生长显著抑制了 C_{TSM} 、 C_{Tripton} 和 $K_d(\text{PAR})$ 。夏季短期高频观测显示藻型湖区藻类和非色素颗粒物吸收显著高于草型湖区。藻型湖区风速、波高及波切应力与 C_{Tripton} 和 $K_d(\text{PAR})$ 之间存在显著的指数函数关系, 说明风驱动的沉积物再悬浮是影响非色素颗粒物浓度及 PAR 衰减的重要因素。相反的, 在草型湖区, 风速、波高、波切应力与 C_{Tripton} 、 $K_d(\text{PAR})$ 之间的相关性则较弱, 说明沉水植物的存在很大程度上限制了沉积物再悬浮, 进而改善水下光场条件。由此可见, 太湖水下光场受沉积物再悬浮和沉水植物分布的综合影响, 长期定位观测与短期高频观测是研究湖泊环境生物光学特性动态变化过程的有力工具。

在太湖梅梁湾利用光学及气象学探头进行了短期高频在线观测以期阐明风

浪对水体固有光学特性 (IOPs) 的影响机制。强风下水体吸收和光束衰减系数显著高于中风和小风 (t -test, $p < 0.001$)。吸收、散射和光束衰减系数与风速之间存在显著的相关关系, 说明水动力过程是影响水体 IOPs 短期变化的重要因素。同时, 不同风向的风区长度不同引起的 IOPs 变化程度也不同, 由于研究区域在梅梁湾内, 靠近东侧湖岸, 因而西风是观测点最重要的驱动风向。不同风向的 $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ ($b_p(\lambda)$: 颗粒物散射系数; $c_{p+g}(\lambda)$: 颗粒物与有色可溶性有机物光束衰减系数) 与浊度之间均存在极显著的相关关系 ($p < 0.001$)。建立了 677nm 处吸收系数和光束衰减系数与浊度之间的线性模型, 可用于通过浊度进行水体 IOPs 的反演, 同时也可服务于将来水色遥感生物光学模型的改进。

在定量模拟扰动试验中, 分别获得了非色素颗粒物、藻类颗粒物及有色可溶性有机物的单位光学特性, 并探讨了水体 $K_d(\text{PAR})$ 的室内模拟方法。定量模拟试验显示, 随着各光学组分浓度的增加, 各组分的比吸收、比衰减系数均有降低的趋势, 其中比衰减系数的这一趋势更为明显; 每个组分的光合有效辐射大体上均呈线性衰减。根据两种思路 (比衰减波谱法和参数法) 分别得到了漫射衰减系数的模拟关系式。两种方法模拟结果均与实测值相关性显著 ($p < 0.001$)。与实测值相比, 比衰减波谱法模拟结果偏大, 参数法的模拟效果更好。不同光学组分的遥感反射率均随着浓度的升高而升高, 各光学组分遥感反射率特征有很大差异, 理论上为定量遥感提供可能性。

关键词: 太湖, 生物光学特性, 草藻型湖区, 沉积物再悬浮, 风浪

ABSTRACT

The spatial-temporal variation characteristics and affecting factors of the bio-optical properties in Lake Taihu China were presented based on field observations in different seasons. The differences of bio-optical properties and sediment resuspension dynamics between typical phytoplankton-dominated (PD) and macrophyte-dominated (MD) regions were further elucidated in shallow Lake Taihu, from six-years-long site-specific observations. Based on the short-term high-frequency observations in both PD and MD regions, the effects of wind waves and distribution of submerged aquatic vegetation (SAV) on the bio-optical properties were discussed. The quantitative models between wind speed and PAR diffuse attenuation coefficient ($K_d(\text{PAR})$), and between spectral absorption coefficient, spectral attenuation coefficient and turbidity were developed to discuss the effecting mechanism of wind waves on the bio-optical properties and ecological processes. In addition, the quantitative simulation method of the diffuse attenuation coefficient was studied, and the reflectance characteristics of different optical components were also obtained through a quantitative simulation experiment.

The temporal and spatial distributions of the bio-optical properties in Lake Taihu were presented based on the field observation in different seasons. The results showed that $K_d(\text{PAR})$ differed greatly in different seasons and regions, which were mainly influenced by the concentration of non-pigment particles. $K_d(\text{PAR})$ and $a_p(\text{PAR})$ (the absorption coefficient of non-pigment particles in PAR band) followed the similar distribution pattern. In the western inshore area and the part of the open area, $K_d(\text{PAR})$ and $a_p(\text{PAR})$ were consistently high all year round. $K_d(\text{PAR})$ and $a_p(\text{PAR})$ were noticeably lower in PD region than those in MD region in winter, but in the other three seasons $K_d(\text{PAR})$ and $a_p(\text{PAR})$ were noticeably higher in the PD region. The seasonal patterns are as follows: $K_d(\text{PAR})$: spring > winter > summer and autumn; $a_d(\text{PAR})$ and $a_{ph}(\text{PAR})$: spring and summer > autumn and winter; $a_{CDOM}(\text{PAR})$ (absorption coefficient of colored dissolved organic matter): autumn > summer > winter and spring.

The long-term observations showed that 5 parameters were markedly lower in the MD region than in the PD region: $K_d(\text{PAR})$, concentrations of total suspended matter (C_{TSM}), tripton (C_{Triton}), phytoplankton pigment ($C_{\text{Chla+Pa}}$), and CDOM absorption coefficient ($a_{\text{CDOM}}(350)$). In the MD region, with only scarce submerged

aquatic vegetation (SAV) coverage in winter, the $K_d(\text{PAR})$, C_{TSM} and C_{Tripton} were noticeably higher than in the PD region with no SAV; in contrast, $C_{\text{Chla+Pa}}$ and $a_{\text{CDOM}}(350)$ were noticeably lower in the MD region than in the PD region. In the other three seasons with high SAV coverage, $K_d(\text{PAR})$, C_{TSM} , C_{Tripton} , $C_{\text{Chla+Pa}}$ and $a_{\text{CDOM}}(350)$ were all noticeably lower in the MD region than in the PD region. The appearance and growth of SAV decreased C_{TSM} , C_{Tripton} and $K_d(\text{PAR})$. The short-term high-frequency observations showed that phytoplankton and tripton absorption coefficients were noticeably lower in the MD region than in the PD region. In the PD region, there were highly significant exponential relationships between wind speed, wave height, and wave shear stress, and C_{Tripton} and $K_d(\text{PAR})$, showing that wind-driven sediment resuspension could significantly affect both the tripton concentration and PAR attenuation. However, in the MD region, there were only weakly significant correlations, or no significant correlations, between wind speed, wave height, and wave shear stress, and C_{Tripton} , and $K_d(\text{PAR})$. The combination of the long-term site-specific and short-term high-frequency observations is an excellent tool for study of the bio-optical properties in lake environments.

We investigated short-term variability of inherent optical properties (IOPs) in Meiliang Bay, Lake Taihu. The absorption and beam attenuation coefficients under strong wind condition were significantly higher than those under weak and moderate wind conditions (t -test, $p < 0.001$). Significant correlations were found between absorption, scattering, beam attenuation and wind speed, suggesting that the hydrodynamic process was an important factor that influenced the IOPs short-term variability of the water. However, different wind directions have different effect degrees on the IOPs. Our monitoring station is located in Meiliang Bay close to the eastern lake shore, and thus western wind is the most important driven wind direction of this station. In addition, significant correlations were found between $b_p(440)$, $c_{p+g}(440)$, $b_p(677)$, $c_{p+g}(677)$ ($b_p(\lambda)$, the particles scattering coefficient; $c_{p+g}(\lambda)$, the beam attenuation coefficient of particles and dissolved organic matter) and turbidity under each wind direction ($p < 0.001$). The spectral models of absorption and beam attenuation coefficients were fitted and the linear models between $a_{p+g}(677)$, $c_{p+g}(677)$ and turbidity were developed, which could be used to derive IOPs from turbidity, and also could be introduced into bio-optical model of water color remote sensing.

In the simulated disturbance experiment, specific inherent optical properties of non-pigment particles, algae particles and colored dissolved organic matter (CDOM)

were measured and the method to estimated $K_d(\text{PAR})$ was also explored. Simulated disturbance experiment showed that with the increase of C_{Trypton} , C_{CDOM} , $C_{\text{chl}a}$, the specific inherent optical properties of absorption and attenuation coefficient decreases. The $K_d(\text{PAR})$ of tripton, CDOM, *Microcystis aeruginosa* and *Scenedesmus obliquus* decreased linearly with the increase of the concentrations. Two simulation models (Specific Attenuation Method and Parameter Method) were developed, respectively. The estimated $K_d(\text{PAR})$ using the two method were all significantly correlated with the measured $K_d(\text{PAR})$ ($p < 0.001$). Compared to the measured $K_d(\text{PAR})$, the result of specific attenuation method were overestimated to a certain degree; however, the result of the parameter method were much more accordance to the measured $K_d(\text{PAR})$. The remote sensing reflectance of each water component differed greatly with each other and increased with increase of the concentration of component, providing the feasibility for quantitative remote sensing.

Key Words: Lake Taihu, bio-optical properties, macrophyte-dominated and phytoplankton-dominated regions, sediment resuspension, wind driven waves

目录

致谢.....	I
摘要.....	III
ABSTRACT.....	V
目录.....	IX
图录.....	XII
表录.....	XV
第一章 绪论.....	1
1.1 研究意义及选题背景.....	1
1.2 国内外研究进展.....	2
1.2.1 水体光学特性.....	2
1.2.2 水体生物光学特性变化的关键过程.....	3
1.2.3 沉积物再悬浮的光学及生态效应.....	5
1.2.4 不同水体主导光学衰减因子分析.....	7
1.2.5 湖泊生态系统类型转换.....	10
1.3 研究目标与思路.....	11
1.4 研究内容.....	12
1.5 论文创新点.....	12
第二章 太湖水体生物光学特性时空分异特征.....	13
2.1 引言.....	13
2.2 材料和方法.....	13
2.2.1 采样时间与点位分布.....	13
2.2.2 PAR 的测定.....	14
2.2.3 CDOM 吸收和颗粒物吸收的测定.....	14
2.2.4 数据分析.....	15
2.3 结果与分析.....	15
2.3.1 全湖 $K_d(\text{PAR})$ 时空分布.....	15
2.3.2 全湖各光学活性物质吸收系数时空分布.....	16

2.4 讨论.....	20
2.4.1 太湖各光学组分 PAR 吸收系数及漫射衰减系数影响因子分析	20
2.4.2 各光学活性物质对 PAR 总吸收的贡献比	22
2.5 结论.....	25
第三章 典型草、藻型湖区生物光学特性对比研究.....	27
3.1 引言.....	27
3.2 材料和方法.....	27
3.2.1 长期定位试验	27
3.2.2 典型草、藻型湖区光谱衰减	28
3.2.3 样品采集及沉水植物观测	29
3.2.4 PAR 和水下光谱的测定与计算	29
3.2.5 气象参数的测定	29
3.2.6 CDOM 吸收和颗粒物吸收的测定	29
3.2.7 叶绿素 <i>a</i> 、悬浮物和非色素颗粒物浓度的测定	29
3.2.8 数据分析	30
3.3 结果与分析.....	30
3.3.1 草、藻型湖区长期研究结果比较	30
3.3.2 两种生态型湖区不同季节光谱衰减规律分析	33
3.4 讨论.....	34
3.4.1 不同生态类型对水体生物光学特性的影响	34
3.4.2 水下光场对湖泊不同生态型转换的作用	35
3.5 小结.....	36
第四章 太湖典型草、藻型湖区水下光场对沉积物再悬浮的响应机制.....	37
第一节 典型风浪过程对草、藻型湖区光学特性的影响.....	37
4.1.1 引言	37
4.1.2 材料与方法	37
4.1.3 结果与分析	40
4.1.4 讨论	43
4.1.5 结论	46

第二节 太湖水动力过程与固有光学特性间模型构建.....	47
4.2.1 引言	47
4.2.2 材料与方法	48
4.2.3 结果与分析	50
4.2.4 讨论	55
4.2.5 结论	59
第五章 模拟条件下水下光场变化规律及其计算.....	61
5.1 引言	61
5.2 材料与方法	61
5.2.1 试验方法	61
5.2.2 水体光学组分的制备	62
5.2.3 数据获取	63
5.3 结果与分析.....	65
5.3.1 水体固有光学特性	65
5.3.2 水体表观光学特性	69
5.3.3 各光学组分遥感反射率光谱特征	71
5.4 讨论.....	73
5.4.1 水体 $K_d(\text{PAR})$ 的计算方法.....	73
5.4.2 水体 $K_d(\text{PAR})$ 模拟方法验证.....	74
5.5 结论.....	75
第六章 总结与展望.....	76
6.1 结论.....	76
6.2 研究展望.....	77
参考文献.....	78
符号对照表.....	95
作者简历及攻读学位期间发表的学术论文与研究成果.....	97

图录

第一章 绪论

图 1.1 藻类爆发(a)和沉水植物生长(b)的水体环境.....	4
图 1.2 黄河入海口泥沙输入.....	5
图 1.3 CDOM 主导型水体 (a)清水(b)浊水(c)高度腐殖化状态下的吸收系数特征.....	8
图 1.4 浅水湖泊稳态模型示意图.....	11

第二章 太湖水体生物光学特性的时空分异特征

图 2.1 32 个采样点位示意图.....	13
图 2.2 全湖区 $K_d(\text{PAR})$ 时空分布 (a)冬季=2 月 (b)春季=5 月 (c)夏季=8 月 (d)秋季=11 月.....	16
图 2.3 非色素颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值时空分布 (a)冬季=2 月 (b)春季=5 月 (c)夏季=8 月 (d)秋季=11 月.....	17
图 2.4 藻类颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值时空分布 (a)冬季=2 月 (b)春季=5 月 (c)夏季=8 月 (d)秋季=11 月.....	18
图 2.5 CDOM 吸收系数 PAR 波段积分值时空分布 (a)冬季=2 月 (b)春季=5 月 (c)夏季=8 月 (d)秋季=11 月.....	20
图 2.6 草、藻型湖区不同季节 PAR 漫射衰减系数 $K_d(\text{PAR})$ 变化.....	21
图 2.7 草、藻型湖区不同季节总颗粒物 ($a_p(\text{PAR})$), 非色素颗粒物 ($a_d(\text{PAR})$), 浮游藻类 ($a_{ph}(\text{PAR})$), 有色可溶性有机物 ($a_{CDOM}(\text{PAR})$) PAR 波段平均吸收系数变化.....	22
图 2.8 32 个站点颗粒物 (a_p) 对 PAR 衰减的贡献.....	23
图 2.9 32 个站点非色素颗粒物 (a_d) 对 PAR 衰减的贡献.....	24
图 2.10 32 个站点浮游藻类 (a_{ph}) 对 PAR 衰减的贡献.....	24
图 2.11 32 个站点有色可溶性有机物 (a_{CDOM}) 对 PAR 衰减的贡献.....	25

第三章 典型草、藻型湖区生物光学特性对比研究

图 3.1 六年长期试验采样点位置示意图.....	28
图 3.2 光谱衰减试验采样点位置示意图.....	28
图 3.3 藻型湖区 (a~e), 草型湖区 (a1~e1) 5 个光衰减相关参数 2005~2010 年际变化箱式图.....	31

图 3.4 藻型湖区 (a~e), 草型湖区 (a1~e1) 5 个光衰减相关参数 2005~2010 季节变化及春夏秋冬均值箱式图.....	33
图 3.5 草、藻型湖区不同季节光谱衰减特征 (a)冬季 (b)春季 (c)夏季 (d)秋季.....	34
第四章 太湖典型草、藻型湖区水下光场对沉积物再悬浮的响应机制	
图 4.1 梅梁湾、胥口湾位置示意图.....	38
图 4.2 采样期间藻型, 草型湖区的风速(a, a1), 波高(b, b1), 波切应力(c, c1)短期高频变化图.....	40
图 4.3 采样期间藻型, 草型湖区风速和 $K_d(\text{PAR})$ (a, a1), TSM 和无机碎屑物浓度(b, b1).....	41
图 4.4 藻型, 草型湖区不同风速条件下总颗粒物 $a_p(\lambda)$ 、非色素颗粒物 $a_d(\lambda)$ 、浮游藻类 $a_{ph}(\lambda)$ 和有色可溶性有机物 $a_{CDOM}(\lambda)$ 吸收系数变化(a-d, a1-d1).....	42
图 4.5 藻型湖区(a), 草型湖区(c) 采样前一小时内不同时间无机碎屑物浓度, $K_d(\text{PAR})$ 与风速的决定系数; 藻型湖区采样前 10 分钟平均风速与 $K_d(\text{PAR})$ 的线性模型(b).....	45
图 4.6 高频观测试验采样点位图(a) 梅梁湾位置图(b) 观测点位图.....	48
图 4.7 风速(a) 风向(b) 浊度(c) 水温(d)时间序列变化.....	51
图 4.8 红蓝波段 (440nm 和 677nm) 吸收 (a_{p+g}), 散射 (b_p), 光束衰减系数 (c_{p+g}) 时间序列变化.....	53
图 4.9 小, 中, 大风浪作用下光谱吸收(a, c, e) 和光束衰减系数(b, d, f).....	54
图 4.10 $a_{p+g}(440)$, $b_p(440)$, $c_{p+g}(440)$, $a_{p+g}(677)$, $b_p(677)$, $c_{p+g}(677)$ 与风速 (a), 浊度(b)之间相关系数玫瑰图.....	58
图 4.11 浊度与 677nm 处吸收系数(a) 和光束衰减系数(b) 线性相关模型.....	59
第五章 模拟条件下水下光场变化规律及其计算	
图 5.1 试验所用的带有动力搅拌装置的黑色有机玻璃桶.....	62
图 5.2 富集后的铜绿微囊藻 (左图) 和斜生栅藻 (右图)	62
图 5.3 不同浓度非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b) 的吸收光谱曲线.....	66
图 5.4 不同浓度绿藻(c), 绿藻添加不同浓度非色素颗粒物(c'), 不同浓度蓝藻(d), 蓝藻添加不同浓度非色素颗粒物(d')吸收光谱曲线.....	66
图 5.5 绿藻(a)和蓝藻(b)标准化吸收光谱.....	67

图 5.6 非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 蓝藻(d)的比吸收系数光谱.....	68
图 5.7 非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM (b), 绿藻(c), 蓝藻(d)的比散射系数光谱.....	68
图 5.8 非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 蓝藻(d)的比衰减系数光谱.....	69
图 5.9 漫射衰减系数与非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 蓝藻(d)浓度的线性关系图.....	70
图 5.10 漫射衰减系数计算模型验证.....	71
图 5.11 非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 绿藻添加不同浓度颗粒物(c'), 蓝藻(d), 蓝藻添加不同浓度颗粒物(d')的反射率光谱.....	72
图 5.12 比衰减波谱法与参数法模拟结果验证.....	75

表录

第一章 绪论

表 1.1 不同类型水体 PAR 漫射衰减系数与光衰减因子线性关系式.....	9
---	---

第四章 太湖典型草、藻型湖区水下光场对沉积物再悬浮的响应机制

表 4.1 草、藻型湖区各风速条件各组分吸收系数 PAR 波段积分值及贡献.....	44
表 4.2 草、藻型湖区的无机碎屑物浓度 (C_{Tripton}), $K_d(\text{PAR})$ 与风速, 波高, 波切应力的指数模型.....	46
表 4.3 440nm 和 677nm 处吸收 (a_{p+g}), 散射 (b_p), 光束衰减系数 (c_{p+g}) 统计.....	53
表 4.4 不同风速下 411nm~677nm 区间吸收系数指数模型及光束衰减系数双曲指数模型.....	55
表 4.5 采样点不同风向风区长度.....	56
表 4.6 440nm 和 677nm 处吸收 (a_{p+g}), 散射 (b_p), 光束衰减系数 (c_{p+g}) 与风速的相关系数.....	57
表 4.7 440nm 和 677nm 处吸收 (a_{p+g}), 散射 (b_p), 光束衰减系数 (c_{p+g}) 与浊度的相关系数.....	58

第一章 绪论

1.1 研究意义及选题背景

湖泊作为与人类生存和发展密切相关的重要自然资源,一方面具有调蓄洪水、提供水资源、净化水质、维护生态多样性、提供生物栖息地、提供物质生产、调节气候、航运、教育、休闲旅游等多方面的、巨大的服务功能;另一方面湖泊对气候变化的响应极为敏感,同时又是流域物质的储存库,能够忠实记录下各个湖区不同时间尺度气候变化和人类活动的信息,是人类了解全球气候变迁并做到“博古”以“通今”的重要研究对象^[1]。我国湖泊资源丰富,总数约2万多个,湖泊总储水量达7000多亿 m^3 ,但是我国人均水资源占有量仅有世界平均水平的四分之一。中国的湖泊流域是人口最为稠密、经济和文化最为发达的地带之一,湖泊(水库)占全国城镇饮用水水源的50%以上,湖泊流域的工农业总产值达到全国的30%以上^[2]。近年来由于我国人口与经济的快速发展以及不当的湖泊资源开发利用,造成湖泊水环境的急剧恶化,许多湖泊出现富营养化或者正在逐步富营养化^[3]。水量不足加上水质的恶化,使得我国水资源形势愈加紧张。

在近年来进行的湖泊研究与治理中,湖体的光学特性越来越得到研究者的重视。除纯水外,光在水体中的传播主要受制于三大类物质:溶解性有机物、非色素悬浮颗粒物及浮游藻类,这三类物质被定义为水体光学活性物质(Optically Active Substances, OASs)^[4]。太阳辐射中的可见光部分(400~700nm, 光合有效辐射)可以提供绿色植物进行光合作用的能量,直接决定着湖泊中各种生物的生长及湖泊初级生产力。水体中OASs的浓度与比例都将对水体中的光强以及光谱分布产生影响。因而,水下光场的分布不仅决定了浮游藻类以及沉水植物(Submerged Aquatic Vegetation, SAV)的生物量同时影响到它们的群落结构与垂直分布^[5],研究湖泊水体的光学特性和变化规律也有助于了解藻类爆发的机理及湖泊富营养化的防治^[6]。

浅水湖泊的生态系统较为脆弱,湖水与底泥间的物质交换强烈^[7],水下光场环境更为复杂。风力驱动的沉积物再悬浮、河流输入以及船舶扰动是大型浅水湖泊环境扰动的主要驱动因子,会引起悬浮物、藻类和沉水植物大规模的时间和空间的异质性^[8-10]。而在这众多影响中最直观的影响就是风浪搅动容易引起沉积物再悬浮,降低水体透明度、增加光衰减,进而影响湖泊初级生产力和沉水植物空间分布^[11-14]。与此同时,不同的底质条件(有无沉水植物覆盖)对水下光场变化也有着不同程度的反馈作用。在沉水植物覆盖度高的区域,沉水植物的覆盖作用限制了底泥的再悬浮,提高水体透明度并减少再悬浮引起的内源营养盐释放,同

时沉水植物生长可以改善水体中的营养盐环境,进而对沉水植物的生长产生正反馈。Carr 在美国一个滨海泻湖的研究表明,在 2m 左右的浅水区域,即使在沉水植物密度较低的情况下 ($100 \text{ 枝}/\text{m}^2$),沉积物再悬浮也能降低 14%;当沉水植物密度达到 $1000 \text{ 枝}/\text{m}^2$,则可以抑制 98%的沉积物发生再悬浮^[13]。而在藻类占据主导地位的藻型浅水湖区,频繁的沉积物再悬浮使得水下光场环境无法满足沉水植物的生长,水下光场环境进一步恶化,底泥中营养盐的释放进一步加重水体的富营养化程度,从而形成稳定的负反馈^[15,16]。因而,浅水湖泊的光学特性有着其独特的反馈机制,并且风力的驱动作用在其间扮演着相当重要的角色。加强对不同生态类型湖区的研究与比较,有利于揭示湖泊生态系统的演变过程,对湖泊生态系统的修复具有重要的理论与指导意义。

长江流域是世界污染最严重的流域之一^[17],这一流域集中着我国 60%的淡水湖泊,且绝大多数为浅水湖泊。太湖是我国第三大淡水湖泊,是长江三角洲近一千万居民重要的饮用水来源,同时兼具旅游、渔业、航运等重要经济职能,近年来工农业污水的排放使得太湖的生态环境日益恶化^[18]。太湖面积为 2338 km^2 ,最大水深不足 3m,平均水深仅为 1.89m,是典型的大型浅水湖泊,兼具草、藻型不同生态类型的湖区^[19]。依据 Bachmann 等的湖泊动力比理论计算得到,太湖动力比达到 25.6,远大于 0.8 的临界值,因而整个湖泊的动力过程完全受制于风力的驱动^[5,20]。因而,本论文选择兼具草、藻型湖区的大型浅水湖泊太湖作为研究对象,探讨不同底质条件区域沉积物再悬浮对风浪过程的响应,探究湖泊生态系统修复的光学依据,具有十分典型的代表性和重要的研究价值。

1.2 国内外研究进展

1.2.1 水体光学特性

水体的生物光学特性包括水体光学成份的固有光学特性、表观光学特性的定量描述,表观光学特性与固有光学特性之间的关系以及表观光学特性、固有光学特性与各光学组份浓度的关系^[21]。Krik 将水体中的光学组份划分为 4 种:纯水、有色可溶性有机物、浮游藻类和非色素颗粒物^[4]。固有光学特性 (Inherent Optical Properties, IOPs) 指只与水体光学组份有关而不随光照条件变化而变化的光学特性,表征水体固有光学特性的参数有纯水,有色可溶性有机物 (Colored Dissolved Organic Matter, CDOM)、浮游藻类和非色素颗粒物光束衰减系数、吸收系数、散射系数、后向散射系数、它们的比吸收、比散射系数以及体散射函数等。表观光学特性 (Apparent Optical Properties, AOPs) 是指不但与水体光学组份有关,而且会随光场条件 (如太阳高度角、直射光漫射光比例等) 变化而变化的光学特性,表征表观光学特性的参数有向上和向下辐照度、向上和向下辐亮度、离水辐

射率、漫射衰减系数、真光层深度、辐照度比和遥感反射率等^[21]。

1.2.2 水体生物光学特性变化的关键过程

水体生物光学特性的变化主要受制于水体中 CDOM、浮游藻类以及非色素颗粒物这三种水色组分浓度以及分布的变化。在太湖这类大型富营养化湖泊中,水体的生物光学特性的变化则与三个关键过程息息相关:动力扰动过程、生物的生长死亡过程以及河流输入。

(1) 动力扰动

浅水湖泊易发风力驱动的沉积物再悬浮,进而最直观的改变水体中各水色组分在垂直剖面上以及水平空间分布,从而改变水体的生物光学特性^[22, 23]。沉积物再悬浮会显著的增加水体中非色素颗粒物的浓度,增加光在水体中的吸收和衰减。如罗马南部的 Pontine 泻湖的水体光学特性很大程度上受到风引起的沉积物再悬浮的影响,研究显示当风速小于 2.2m/s 时,溶解性物质对水体中光的衰减起主导作用;而当风速达到 3.9m/s,颗粒物的衰减则成为光衰减的主导因素^[24]。2010 年在太湖梅梁湾的观测显示,从小风浪到大风浪,水体中的非色素颗粒物吸收系数增加了 1.5 倍,非色素颗粒物对光合有效辐射衰减的贡献率也显著增加^[25]。同时,风力的驱动也会改变水体中藻类的空间分布从而改变水体的光学特性,不同风速大小对藻类的生长以及迁移有着截然不同的影响,在太湖这一风速阈值约为 3~4m/s。小风作用下利于藻类的生长与上浮,堆积在表层的蓝藻会顺着风向迁移;风力增大时水体的剧烈搅动会将表层堆积的浮游藻类带到水体中下层,影响水体的初级生产力^[26, 27]。在澳大利亚西南部湖湾的研究表明,风浪是引起水体颗粒物垂直分布变化的主导因素^[14]。同时一项在大型浅水湖泊伊利湖的研究显示颗粒物上吸附的大量溶解性有机物会随着水体的扰动释放出来,进而影响水体的光谱吸收特性^[28, 29]。除风速外,风向、持续时间、风驱长度和底质状况等同时制约着波浪的形成,影响到沉积物再悬浮的规模与持续时间^[30],进而影响到水下光场条件。

(2) 生物生长死亡过程

生物生长死亡过程对水体生物光学特性的影响需要对浮游藻类和水生植物分别加以探讨(图 1.1):

浮游藻类通过生物量的变化、群落结构的演替以及死亡降解过程对水体的生物光学特性加以影响。藻类生物量的增加直观的提高光的吸收和散射;群落结构的演替会引起光谱吸收系数、比吸收系数及光谱吸收特征的变化;藻类的死亡降解会引起吸收系数的降低和 CDOM 的释放。太湖藻类生物量随季节的变化较大,

黄昌春等在梅梁湾的研究显示 8 月份的漫射衰减系数 (K_d) 要比 3 月份和 11 月份的 K_d 大一倍, 这主要是由于藻类等色素物质在夏季的大量增加引起的^[31]。太湖水体中的浮游藻类存在显著的季节演替, 5 月至 10 月, 尤其是夏季 (6~8 月) 微囊藻占绝对优势; 而在其它季节则以绿藻、硅藻和鞭毛藻为主^[32, 33]。浮游藻类吸收光谱受到细胞粒径和色素组成, 种类, 以及比例的影响, 因而在不同浮游藻类群落之间呈现显著差异^[34, 35]。研究发现, 随着浮游藻类粒径的增大, 细胞间的包裹效应也相应增强^[29, 36], 比吸收系数则呈现下降趋势^[37, 38]。藻类的降解会显著降低浮游藻类的吸收系数, 同时改变水体的光谱吸收特征以及比吸收系数。藻类降解会显著降低叶绿素 a 在 440nm 和 675nm 附近处的特征吸收; 同时会释放出大量的 CDOM, 提高 CDOM 的吸收系数^[39]。

我国大部分区域为温带、亚热带气候, 冬季温度较低^[40], 沉水植物在不同季节对水体生物光学特性的影响截然不同。在沉水植物生长季节, 其覆盖与遮蔽作用可限制底泥的再悬浮, 提高水体透明度, 直观的降低非色素颗粒物吸收系数和散射系数^[13]; 同时减少再悬浮引起的内源营养盐释放, 沉水植物生长可以改善水体中的营养盐环境, 进而对沉水植物的生长产生正反馈。沉水植物死亡后, 其对沉积物再悬浮的限制作用消失, 导致水体中非色素颗粒物的衰减系数增加; 随后的降解作用会释放大量的 CDOM, 提高水体中 CDOM 的吸收系数^[41]。

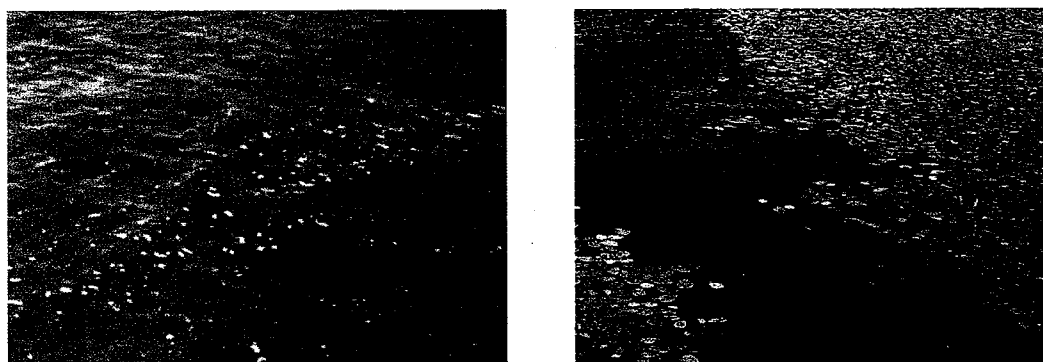


图 1.1 藻类爆发(a)和沉水植物生长(b)的水体环境

Fig.1.1 Water environment of algae bloom (a) and with vegetation (b)

(3) 河流输入

河流输入也是改变湖泊局部水体光学特性的重要原因, 并依其与湖体中水质的差异而局部的改善或者降低水体的透光性。许多研究表明河流输入是湖泊、河口水体 CDOM 浓度的重要来源^[42, 43]。刘明亮等对太湖入湖河口及开敞区域的对比研究显示, 河口处有色可溶性有机物的含量显著大于开敞区域^[44]。河流输入也是海洋局部水体生物光学特性变化的重要影响因素, Stedmon 在北冰洋的一项研究表明, 入洋河流 CDOM 输入的增加已经逐步引起北冰洋水体物理、化

学、生物环境的变化^[45]。除 CDOM 之外, 河流中非色素颗粒物一般比湖泊水体要高, 因此会对河口区域水体光学特性产生影响。黄河入海河口的泥沙含量极高 ($\geq 1\text{kg/m}^3$), 最大值更是高达 5 kg/m^3 ^[46], 极大地影响了河口处的水体光学性质 (图 1.2)。Millán-Núñez 等对加拿大 Georgia 海峡入海河流的研究显示河口处的总悬浮物浓度及 CDOM 浓度均为最高^[37]。Delaware 湾的入海河流携带的大量非色素颗粒物导致河口区域水体散射和反射系数上升^[47]。邵秘华等在长江入海口的调查显示河口区悬浮物浓度夏季为: $131.0\sim 189.0\text{mg/L}$, 冬季为 $71.6\sim 299.0\text{mg/L}$; 而临近海区悬浮物浓度夏季为 $3.7\sim 72.2\text{mg/L}$, 冬季为 $6.9\sim 125.5\text{mg/L}$ ^[48]。Gallegos 等在美国 Chesapeake 湾的研究显示, 随河流输入的营养盐是加剧海口处蓝藻爆发的规模及频率、进而改变海湾局部水体的光学特性的重要因素^[49]。



图 1.2 黄河入海口泥沙输入

(来源: http://www.sd.xinhuanet.com/travel/2012-04/05/content_25016024.htm)

Fig.1.2 Sediment input of Yellow River estuary

1.2.3 沉积物再悬浮的光学及生态效应

(1) 沉水植物分布及浮游藻类群落结构

沉积物再悬浮通过对光的吸收和散射影响水下光场的分布及结构, 降低光的可利用效率^[23, 50]。在由于沉积物再悬浮使得真光层深度长期无法达到湖底的区域, 光照强度不能支持沉水植物的生长, 沉水植物逐渐消亡。研究表明, 沉积物再悬浮对沉水植物的生长、繁殖具有抑制作用, 并且这种抑制作用在不同沉水植物之间具有一定差异^[51]。沉水植物的结构和分裂组织部位的不同可影响其对沉积物再悬浮的响应。以较为常见的苦草 (*Vallisneria spiralis*) 和马来眼子菜 (*Potamogeton malayanus*) 为例, 苦草的分蘖组织在植株基部, 植株完全分布于水体中, 因而水下光照的不足会严重抑制其母株的克隆繁殖^[52]; 马来眼子菜则具有顶端分裂组织, 因而一旦马来眼子菜母株具有足够的能量使顶端分生组织到达

水面,则即使植株基部的光照不足,也不会在很大程度上影响其主要生长组织的繁殖^[53]。不同类型沉水植物光合特征的差异也会影响其对水下光场环境的响应,光补偿点较低的植物更易在低光照条件下生存。苏文华等(2004)^[54]研究了狐尾藻(*Myriophyllum spicatum* L.)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* L.)、苦草(*Vallisneria spiralis* L.)、菹草(*Potamogeton crispus* L.)及黑藻(*Hydrilla verticillata* (L. F.) Royle) 5种沉水植物的光合特性,发现苦草的光补偿点最低,狐尾藻最高,二者分别为 9.4、27.5 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$,金鱼藻、菹草、黑藻的光补偿点分别为 24.4、20.0、15.8 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$,类似的研究结果也被国内外其他研究者广泛报道^[55, 56]。

在较低的光照强度下,蓝藻拥有比其它藻类更高的生长速率^[57],因而在扰动情况下及浮游生物大量存在时,蓝藻就具有更多的竞争优势而产生浮游藻类群落的演替。蓝藻除了能承受低光照外,其对长波波段(630nm 左右)的利用也是其呈现竞争优势的原因。它具有的藻蓝素使其能够利用桔红光,而在浅水湖泊下层水体蓝光和红光比较缺乏,不利于其它藻类对光的利用,但桔红光比较丰富,利于蓝藻的生长与竞争^[58]。与此同时,蓝藻细胞形成的伪空胞,可以使其上浮以选择最佳光照^[26]。Zhang 等在太湖的研究发现,风速为 3.1m/s 的条件下,绿藻在整个水体中趋于均匀分布,硅藻和甲藻则易于沉入下层水体中,而微囊藻则主要悬浮于表层 30cm 的水体中,更好地利用了光照^[59, 60]。风浪的作用可以决定蓝藻的下沉、上浮和垂直迁移,进而控制蓝藻水华的时空分布和迁移堆积^[61-64]。

(2) 初级生产力

水体初级生产力是表征水体物质循环和能量流动的一个重要指标,水体的初级生产者主要有浮游藻类、着生藻类、水生大型植物以及自养细菌^[65]。对湖泊而言,浮游藻类是其最为主要的初级生产者,其初级生产过程也是碳、氮等生源要素的生物地球化学循环和湖泊生态系统能量流、物质流的基础,在某种程度上影响到整个生态系统的结构和功能^[66, 67]。

沉积物再悬浮对水体初级生产力有正反两方面的影响。一方面水动力过程会增加底泥营养盐的释放和改变内源负荷的大小,缓解藻类的营养盐限制^[68-70],从而可能促进藻类的生长,这一过程在富营养化不十分严重的湖泊更为明显。同时,沉积物的再悬浮会将一部分底栖藻和沉积物中的藻细胞带入上覆水体,直接增加水体中浮游藻类的生物量^[71, 72];另一方面沉积物再悬浮造成水体中非色素颗粒物浓度上升,增加了光的衰减,会降低浮游藻类的光合作用,从而降低浮游藻类的生产力^[11, 73]。野外原位研究表明在光强达到 200 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ 左右,初级生产力随着光强的增加而降低^[74];而室内模拟的结果则显示铜绿微囊藻和斜生栅藻在光照强度为 50 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$ 条件下,藻细胞密度、叶绿素 *a* (Chlorophyll *a*, Chl*a*) 浓

度及吸收系数值为最大^[75]。原位试验和室内模拟试验中藻类对光的耐受性差异较大,可能是原位试验的环境更为复杂导致的,但具体的差异原因还需要进一步的研究。由于水体中不同深度的叶绿素 *a* 接受到的光能不同,因此不同水体的最大初级生产力出现的位置也有差异。在太湖梅梁湾的浑浊水体,最大初级生产力出现在水下 0.2m 左右处^[74],而在一些较为清澈的湖泊最大初级生产力出现的位置可深达水下 4~10m^[4]。沉积物再悬浮对水体初级生产力的影响是一个相互拮抗的过程,其对浮游藻类生物量的净影响是正反两方面共同作用的结果。

(3) 浮游动物群落结构

沉积物再悬浮可对浮游动物产生直接或间接的影响,如干扰浮游动物摄食、生长率和竞争能力等^[76, 77]。沉积物再悬浮有利于有选择性觅食能力的浮游动物(如桡足类和轮虫)的生存和发育,从而引起浮游动物群落结构发生改变。Hart 等的研究表明当悬浮颗粒物的浓度>50mg/L,溞属和网纹溞属(*Ceriodaphnia* sp.) 种类对藻类的清除率即降低,浊度与溞属种类的清除率呈负相关关系^[76]。Levine 等对 Waiholo 湖的研究表明当沉积物的浊度从 2NTU 提高到 10NTU,溞属对浮游藻类、异养鞭毛虫和纤毛虫的清除率则相应减少 72~100%,其对变形虫和细菌的清除率减少 21%~44%^[78]。相对于枝角类来说,桡足类的选择性摄取能力更强,因而可以相对减少再悬浮的干扰^[78-80];轮虫相对于溞属摄食的选择性也较强^[81]。有研究显示,沉积物再悬浮会引起浮游动物群落组成趋向小型化,在沉积物再悬浮的作用下枝角类筒弧象鼻溞(*Bosminacoregoni*)、角突网纹溞(*Ceriodaphnia cornuta*)和轮虫逐渐占据优势^[82]。

1.2.4 不同水体主导光学衰减因子分析

不同水体所含物质成分的差异对水体光学特性有很大影响。当前普遍使用的水体光学分类方法是由 Morel 和 Prieur 于 1977 年提出的,他们把自然水体划分为一类水体和二类水体^[83]。此后, Gordon 和 Morel 于 1983 年又对此方法进行了完善和修订^[84]。通常,一类水体是指光学特性主要受到浮游藻类以及藻类降解产物影响的水域,这类水体主要位于开阔大洋以及远离岸边的大陆架区域,约占整个海洋的 98%。二类水体的光学特性不仅受到浮游藻类的影响,而且受到水体本身以及陆源输入的颗粒物、CDOM 的影响。二类水体分布在与人类关系最为密切、受人类活动影响最为强烈的近岸、河口、内陆河流以及内陆浅水湖泊等水域。

近年来,由于人类活动的频繁与加剧,内陆与近岸水体的光学特性也更为复杂,仅以“一类”和“二类”水体的划分或许略显笼统。如果以水体的主导光学衰减因子来看,水体可做如下划分:浮游藻类主导型、CDOM 主导型、非色素

颗粒物主导型以及各水色因子综合影响型。

(1) 浮游藻类主导型

一类水体的光学性质多为浮游藻类主导。Fleming-Lehtinen 等在波罗的海进行了为期 24 年的透明度以及叶绿素 a 的监测,发现藻类生物量是影响该水体中光衰减的主要因素,尤其是在春季,藻类对水体光衰减所占比例达 31%~42%^[85]。Erga 等在挪威西部峡湾的研究表明在 0~30m 深度区间,水体光合有效辐射衰减的 50%由浮游植物贡献^[86]。在一些扰动较小的富营养化湖泊,也会出现浮游藻类主导的光衰减特征,如杭州西湖和美国佛罗里达州的大型浅水湖泊 Apopka 湖(叶绿素 a 对光衰减的贡献>50%)等^[87]。研究表明在这类光衰减由浮游藻类主导的水体中, $K_d(\text{PAR})$ 与叶绿素 a 浓度间存在显著的线性相关关系^[87, 88](表 1.1)。

(2) CDOM 主导型

在高度腐殖化的水体中,多以 CDOM 为主导因子。Reinart 等对爱沙尼亚与俄国交界处的 Peipsi 湖进行了研究,发现 CDOM 对光合有效辐射衰减的贡献达 73%,在 L. Vättern 湖 CDOM 的贡献也高达 40%^[89]。图 1.2 为 CDOM 主导型水体不同状态下的吸收系数特征;从图中可以看出,随着水体腐殖化程度的提高,CDOM 在短波波段的吸收系数明显上升,进而显著提高 CDOM 对 PAR 短波波段的衰减^[89](图 1.2)。部分海洋水体的光学特性也是由 CDOM 主导,Ortega-Retuerta 等对南极半岛附近水域的光学特性进行了研究,发现 CDOM 吸收系数占水体各组分(除纯水外)吸收系数的 68%^[90]。在世界第二大淡水湖 Victoria 湖,CDOM 也是影响其水下光场环境的主导因素^[91]。美国南加利福尼亚附近的河口盐沼,由于高度的腐殖化导致 CDOM 对 PAR 衰减的比例高达 84%^[92]。

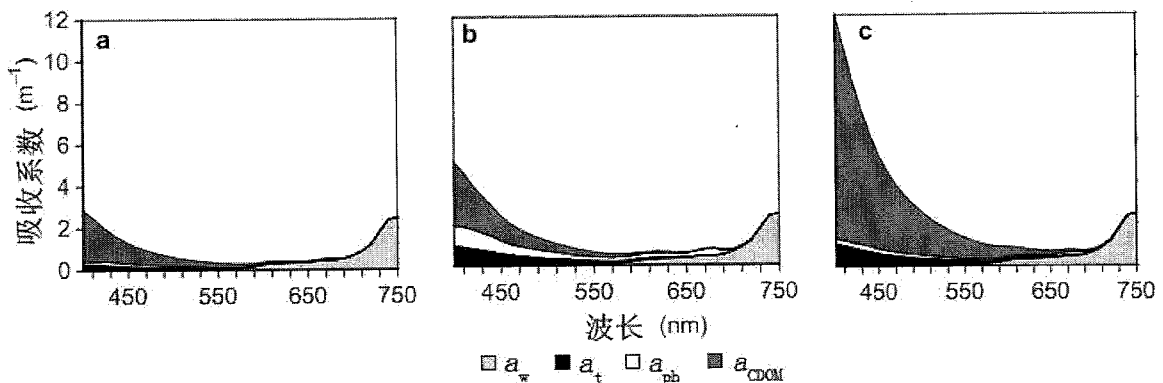


图 1.3 CDOM 主导型水体 (a)清水(b)浊水(c)高度腐殖化状态下的吸收系数特征(引自^[89], a_w 为纯水吸收系数、 a_t 为非色素颗粒物吸收系数、 a_{ph} 为藻类吸收系数、 a_{CDOM} 为 CDOM 吸

收系数)

Fig.1.3 Spectral absorption coefficients a (w=water, t=tripton, CDOM=CDOM, ph=phytoplankton) in Lake Peipsi (a CDOM dominated lake) as examples of (a) Clear, (b) Turbid and (c) Brown water type^[89].

(3) 非色素颗粒物主导型

在河口海湾区域以及内陆浅水湖泊，非色素颗粒物往往成为水体光衰减的主导因子。如荷兰北部的瓦登海（浅滩），其光学特性的变化完全受制于悬浮颗粒物的大幅度变化（波动范围高达 $2\sim 450\text{g/m}^3$ ）^[93]。Lund-Hansen 等对越南东南部的 Nha Phu 河口进行了研究，结果表明其水体 $K_d(\text{PAR})$ 的衰减主要受制于悬浮颗粒物，研究期间大多数区域悬浮颗粒物占 PAR 衰减的 63% 以上^[94]。在日本 Ariake 湾，非色素颗粒物对 $K_d(\text{PAR})$ 衰减的贡献最大（32~85%）^[95]，日本的 Biwa 湖和 Kasumigaura 湖也以非色素颗粒物为水下光场的主要影响因子^[96]。武汉东湖水体 $K_d(\text{PAR})$ 衰减也主要由非色素颗粒物主导，二者之间线性相关关系显著^[97]。

表 1.1 不同类型水体 PAR 漫射衰减系数与光衰减因子线性关系式

Table 1.1 Linear relationships between PAR diffuse attenuation coefficient and light attenuation factors in different water types

主导因子	水体, 国别	关系式	r^2	P	n	文献
浮游藻类	西湖, 中国	$K_d(\text{PAR})=0.056\text{Chla}+0.685$	0.920	≤ 0.001	10	[86]
	Xolotlán 湖, 尼加拉瓜	$K_d(\text{PAR})=0.022\text{Chla}+0.98$	0.840	≤ 0.001	10	[88]
非色素	Ariake 湾, 日本	文中未呈现	0.810	≤ 0.001	32	[95]
颗粒物	东湖, 中国	$K_d(\text{PAR})=0.112\text{ISS}+1.153$	0.806	≤ 0.001	9	[97]
多种水色	梁子湖, 中国	$K_d(\text{PAR})=0.162\text{ISS}+0.989$	0.904	≤ 0.001	10	[97]
因子综合影响		$K_d(\text{PAR})=0.245\text{OSS}+0.257$	0.758	≤ 0.001	10	
		$K_d(\text{PAR})=0.057\text{Chla}+0.631$	0.728	≤ 0.01	10	
	洪湖, 中国	$K_d(\text{PAR})=0.188\text{ISS}+1.026$	0.849	≤ 0.001	12	[97]
		$K_d(\text{PAR})=0.426\text{OSS}-0.368$	0.803	≤ 0.001	12	
		$K_d(\text{PAR})=0.063\text{Chla}+0.925$	0.789	≤ 0.001	12	

(4) 多种水色因子综合影响型

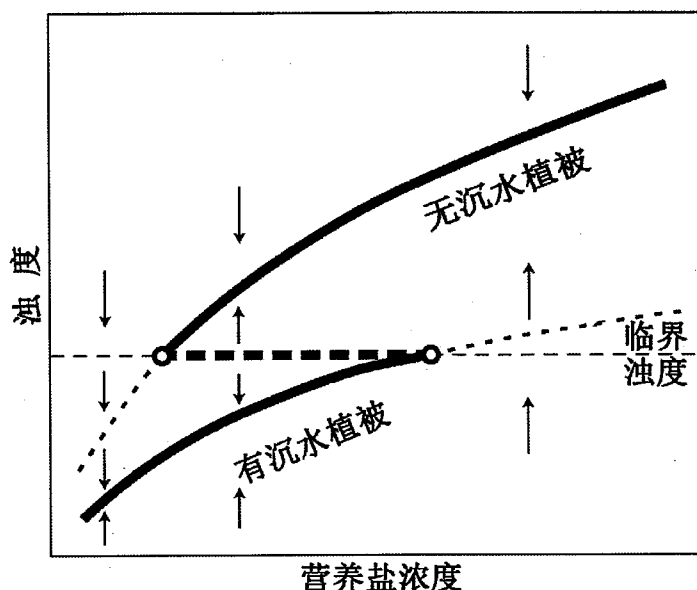
还有一些水体的光衰减主导因子并不明显，受到两种或两种以上因子的综合影响，如武汉的梁子湖和洪湖 PAR 衰减即受到无机颗粒物、有机颗粒物和叶绿素 a 的共同作用， $K_d(\text{PAR})$ 与三种水体光学组分均具有显著的线性关系^[97]

(表 1.1)。与此同时, 同一水体不同区域或同一水体不同时间段其主要的光衰减因子也会呈现差异。以太湖为例: Shi 等依据水体不同组分对吸收系数的贡献率以及不同类型水体的遥感反射率特征进行建模, 进而依托 MERIS 影像将太湖水体进行了不同类型的划分(藻类主导型, 非色素颗粒物主导型, 藻类与非色素颗粒物共同影响型), 发现三种类型水体在太湖水体中同时存在; 同时, 研究期间太湖各类水体(藻类主导型, 非色素颗粒物主导型, 藻类与非色素颗粒物共同影响型)所占比例在秋季分别为 35%、48%、17%, 而在春季这一比例则分别为 64%、32%和 4%, 说明太湖水体光衰减主导因子具有极强的时空异质性[98]。

1.2.5 湖泊生态系统类型转换

稳态理论(alternative stable states)认为, 即使在外环境相同的情况下, 几个相似的生态系统也可能分别处于不同的状态, 或同一系统中同时出现几种对立的状态, 或随着该系统的发展在不同时期呈现不同的状态[99]。这一概念已经成功运用到浅水湖泊中, 一般将浅水湖泊的生态过程分为两个状态: 沉水植物主导(macrophyte-dominated, MD)的阶段定义为草型清水状态, 藻类主导(phytoplankton-dominated, PD)的状态定义为藻型浊水状态[100]。在沉水植物为主导(MD)的草型湖泊中, 沉水植物可以通过营养盐吸收、遮蔽, 为浮游藻类以及小型鱼类提供栖息场所, 通过化感作用等提高水下光场环境以及防止底泥的再悬浮[101]。沉水植物主导区的清水相最主要是由于植被的阻尼作用阻止了底泥的沉积物再悬浮[63]。相反, 在藻型(PD)区域, 由藻类的爆发以及风力驱导的沉积物再悬浮使得水体变得浑浊, 增强了光的衰减并降低真光层的深度[23]。因而, 即使在同一个湖泊中, 草型和藻型区域水体的生物光学特性也有很大的差异。

图 1.3 展示了浅水湖泊生态类型变化的过程: 营养盐的输入使得水体变浑浊, 随着浊度的升高, 达到临界浊度后水下光场无法满足沉水植物生长, 从而沉水植物逐渐消亡[102, 103]。如图 1.3 中所示, 依据临界浊度, 营养盐状态可以被划分为三种: 营养盐浓度较低时, 湖泊表现为有沉水植被覆盖的状态; 营养盐浓度较高时, 沉水植被消失; 而当营养盐浓度处于中间水平时, 会出现两种生态型的转变(图中以较粗的虚线隔开: 浊度较高时, 无沉水植被覆盖; 浊度较低时, 呈现沉水植被覆盖的状态)。因此, 在湖泊生态系统类型稳态转换中, 水下光场发挥着极其重要的作用。Zimmer 等对美国 72 个湖泊(39 个草型湖泊, 23 个藻型湖泊, 10 个在研究期间生态系统发生转换)进行了为期两年的研究, 结果表明发生生态类型转换的叶绿素 a 阈值在 $22\sim 31\mu\text{g/L}$ 之间, 总磷浓度低于 $62\mu\text{g/L}$ 是湖泊维持清水态的重要特征[104]。

图 1.4 浅水湖泊稳态模型示意图（引自^[102]）Fig 1.4 A graphical model of alternative stable states in shallow lakes^[102]

浅水湖泊受外源和内源作用的共同控制，单靠降低外源负荷难以实现浅水湖泊稳态转换。世界上已有许多湖泊稳态转换的实例，如：荷兰的 Veluwemeer 湖与英国的 Alderfen Broad 湖均是由于污染物的输入导致营养盐升高而从草型湖泊转化为藻型湖泊，而美国的 Apopka 湖和新西兰的 Ellesmere 湖则是由于强烈的暴雨事件完成的这一跳转；瑞典的 Tamnaren 湖由于水位的骤降或骤高，从 18 世纪 70 年代年至 19 世纪 70 年代间完成了“藻型—草型—藻型”的一系列变化；也有由于人类的生物调控而诱发的稳态转换，如荷兰的 Zwemlust 湖^[100]。综合理论及表观现象来看，诱发浅水湖泊双稳态跳转的外在因素主要有以下几个：营养盐负荷增加、台风和暴雨事件、水位的大幅度变化、鱼类组成和储量的变动以及其它因素的综合作用等。

1.3 研究目标与思路

本研究试图从草、藻型湖区水体光学特性差异，风浪引起沉积物再悬浮对水体光学特性的影响这两个关键过程入手，深入分析太湖水体固有光学特性、表观光学特性以及二者与水体光学成份浓度之间的关系，以期揭示风浪引起的沉积物再悬浮的光学效应、生态环境效应，以及其在水体生态环境变化中扮演的角色，响应和反馈机制。进而揭示浅水湖泊生物光学特性的独特性和区域特征，为湖泊生态修复，区域水环境遥感提供理论依据。

本研究首先探讨了太湖水体生物光学特性的时空分异特征，进而结合长期观测数据试图阐释草、藻型湖区水体生物光学特性的差异及反馈机制。接着进行了草、藻型湖区的定位高频观测，旨在抓住风浪引起沉积物再悬浮之前、过程中以

及之后的关键过程,提高动力扰动对水体的生物光学特性、生态过程的影响机理的理解。最后通过定量模拟试验,以得到不同光学组分比吸收系数,比散射系数,比衰减系数及遥感反射率特征,进而基于光学组分浓度计算水体吸收、散射、衰减等生物光学特性参数。

1.4 研究内容

(1) 利用 2010 年全湖 32 个站点不同季节的监测结果,初步探讨了太湖水体生物光学特性的空间分异特征、季节差异及影响因素。

(2) 基于梅梁湾 5 个站点、胥口湾 3 个站点水下光合有效辐射 6 年长期定位观测数据以及两个区域水下光谱辐射短期定位试验数据,深入分析了典型草、藻型湖区胥口湾和梅梁湾两个区域生物光学特性以及水下光场影响机制的差别。

(3) 在太湖草型和藻型湖区分别进行了 4~9 天的短期高频实验,对不同生态类型湖区水体光学活性物质吸收系数贡献比例进行了分析,并探讨了水文气象参数、水体生物光学特性与光学活性物质浓度的相关性。建立了吸收系数,光束衰减系数光谱模型,以及吸收系数、光束衰减系数与浊度之间的经验模型,定量表述了水文气象参数对水体生物光学特性作用机制。

(4) 通过定量模拟试验,以得到不同光学组分比吸收系数,比散射系数,比衰减系数及遥感反射率特征,有助于通过光学组分浓度测定计算获得吸收、散射、衰减等生物光学特性。

1.5 论文创新点

(1) 通过水动力过程连续观测,结合原位自动监测站水文气象水质连续记录数据和生物光学特性数据,建立了生物光学特性与水动力扰动之间定量关系,深入探讨了大型浅水湖泊关键过程沉积物再悬浮对水体生物光学特性的影响机制。

(2) 探讨水动力扰动对水体生物光学特性短时间尺度的影响程度,构建吸收系数,光束衰减系数光谱模型,及其与浊度之间的定量模型,服务于水色遥感生物光学模型的改进。

(3) 进行定量模拟试验,得到了不同水体光学组分的比吸收系数,比衰减系数以及遥感反射率特征,建立了 $K_d(\text{PAR})$ 的模拟模型,有助于 $K_d(\text{PAR})$ 的定量反演。

第二章 太湖水体生物光学特性时空分异特征

2.1 引言

太湖是一个典型的大型浅水湖泊，面积为 2338km^2 ，其最大水深不足 3m ，平均水深仅为 1.89m ，具有草、藻型不同生态系统类型，同时是中国第三大淡水湖泊^[105]。在湖泊东南部的草型区域（如胥口湾），夏季被沉水植物覆盖，即使风速很高的情况下，风浪也不会引起大规模的沉积物再悬浮，不会引起水体透明度的显著下降。然而，在冬季无沉水植物覆盖时，由于胥口湾的水深相对太湖藻型湖区来说较浅，冬天其对风浪的响应反而更强。在太湖的藻型湖区，比如北部的梅梁湾以及大太湖区域，风速经常达到 $5\sim 6\text{m/s}$ ，引起显著的沉积物再悬浮现象^[9]。这些反过来影响水体的生物光学特性，包括水体吸收和散射的增加，因而改变了水下光场的结构^[23]。本章节以太湖全湖为研究对象，旨在得到太湖水体生物光学特性的时空分异特征及其主要影响因素。

2.2 材料和方法

2.2.1 采样时间与点位分布

分别在 2010 年 2 月 21~23 日、5 月 15~17 日、8 月 11~12 日、11 月 15~18 日对全太湖 32 个站点进行了冬、春、夏、秋 4 季水下光合有效辐射垂直剖面测量和水样采集。

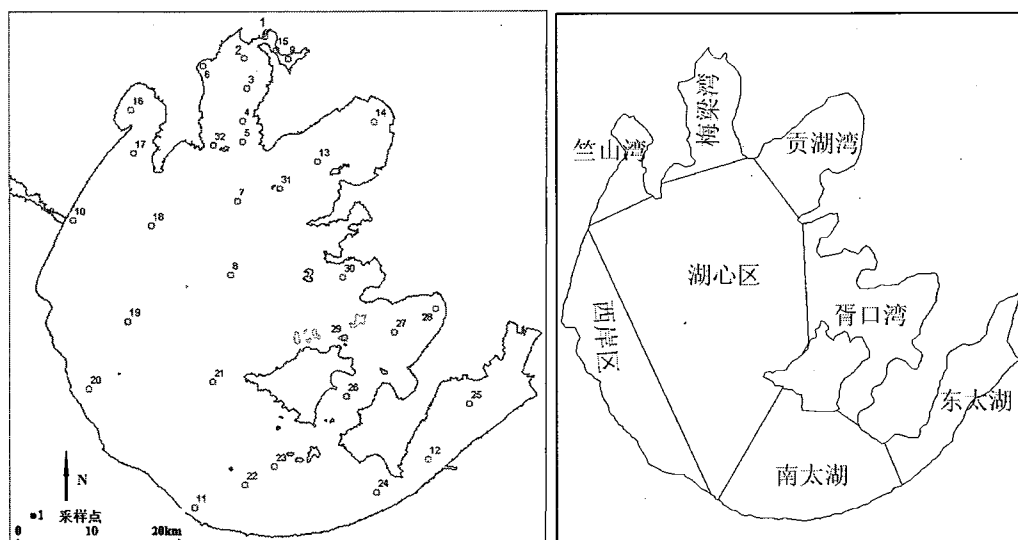


图 2.1 32 个采样点位示意图

Fig.2.1 Distribution of sampling sites in Lake Taihu

2.2.2 PAR 的测定

光合有效辐射 (photosynthetically active radiation, PAR) 总量的测定选用通用的美国 LI-COR 公司生产的 Li-cor 192SA 水下光量子仪, 测定向下辐照度。观测期间天空晴朗无云, 按水下 0、0.2、0.5、0.75、1.0、1.5、2m 共 7 层测定 PAR 强度, 每层记录 3 个数据, 求平均值。

对于垂直方向上光学性质相对均一水体, 水下辐照度随水深衰减遵循如下指数衰减规律^[106]:

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

式中 $K_d(\text{PAR})$ 为向下辐照度漫射衰减系数, $E_d(\text{PAR}, 0)$ 和 $E_d(\text{PAR}, z)$ 分别为恰好水面下及 z 深度处向下辐照度。 $K_d(\text{PAR})$ 值通过对不同深度水下辐照度强度进行指数回归后得到, 回归效果只有当 $r^2 \geq 0.90$, 深度数 $n \geq 3$ 时, 其 $K_d(\text{PAR})$ 值才被接受, 否则视为无效值。

2.2.3 CDOM 吸收和颗粒物吸收的测定

CDOM 的光谱吸收系数测定, 水样先通过高温灼烧的孔径 $0.7\mu\text{m}$ 的 Whatman GF/F 过滤, 然后用经纯水清洗过的孔径 $0.22\mu\text{m}$ 的 Millipore 膜过滤, 装入高温灼烧后的玻璃瓶中, 然后在 UV-2450 分光光度计下测定其吸光度, 然后根据 (2-2) 式进行计算得到各波长的吸收系数^[107]。

$$a_{\text{CDOM}}(\lambda') = 2.303D(\lambda)/r \quad (2-2)$$

式中, $a_{\text{CDOM}}(\lambda')$ 为未校正的吸收系数 (m^{-1}), $D(\lambda)$ 为吸光度, r 为光程路径 (m)。

由于过滤清液还有可能残留细小颗粒, 可能会引起散射, 为此作如下散射效应订正^[108]:

$$a_{\text{CDOM}}(\lambda) = a_{\text{CDOM}}(\lambda') - a_{\text{CDOM}}(750)\lambda/750 \quad (2-3)$$

式中, $a_{\text{CDOM}}(\lambda)$ 为波长 λ 的吸收系数 (m^{-1}); λ 为波长 (nm)。由于 CDOM 的浓度无法直接测定, 一般用 355nm、375 nm 或 440nm 等波长处的吸收系数来表示 CDOM 浓度^[106, 109, 110]。本研究中均以 350nm 处的吸收系数来表示 CDOM 浓度。

颗粒物吸收系数采用定量滤膜法测定。将一定体积水样用直径 25mm 的 GF/F 膜过滤膜过滤, 在 UV-2450PC 型分光光度计下用 ISR-240A 型积分球测定滤膜上颗粒物在 350~800nm 波长范围的吸光度, 用同样湿润程度的空白滤膜做参比, 经放大因子校正和进一步计算后得到总悬浮颗粒物的光谱吸收系数。然后用次氯酸钠溶液浸泡样品滤膜 15 分钟左右以漂白样品滤膜上的色素, 经多次反复清洗晾干去除滤膜上次氯酸钠, 按与总颗粒物吸收系数同样的方法测定计算沉积在滤膜上的非色素颗粒物的吸收系数。由于浮游颗粒物的吸收是非色素

颗粒物和浮游藻类色素吸收的简单线性叠加, 因而由总悬浮颗粒物的光谱吸收系数减去非色素的光谱吸收系数就得到浮游藻类的光谱吸收系数^[23, 111]。

2.2.4 数据分析

使用 Surfer10.0 软件绘制等值线图, 数据分析包括均值、标准差计算、组间方差分析, 使用 SPSS16.0 软件进行。 $p < 0.05$ 为显著, $p > 0.05$ 为不显著。

2.3 结果与分析

2.3.1 全湖 $K_d(\text{PAR})$ 时空分布

图 2.2 给出了 2010 年不同季节 $K_d(\text{PAR})$ 的空间分布情况。由图 2.2a 知, 2010 年冬季太湖水域 $K_d(\text{PAR})$ 的变化范围为 $1.04 \sim 7.58 \text{ m}^{-1}$, 平均值为 $3.78 \pm 1.93 \text{ m}^{-1}$; 其中, 最大值 7.58 m^{-1} 出现在湖心区的 19#, 南太湖 24# 点的值也较高 (7.48 m^{-1}), 并以这两个点为中心形成了两个高值区 ($> 5 \text{ m}^{-1}$)。总体上, 西岸区、胥口湾、南太湖和东太湖冬季的 $K_d(\text{PAR})$ 较高, 而梅梁湾、贡湖湾和竺山湾及相邻湖心区的 $K_d(\text{PAR})$ 均较低。春季 $K_d(\text{PAR})$ 变化范围为 $3.52 \sim 9.49 \text{ m}^{-1}$, 平均值为 $5.58 \pm 1.77 \text{ m}^{-1}$, 高值区分布在西岸区、湖心区、梅梁湾以及贡湖湾处; 最大值出现在梅梁湾附近的 6# (9.49 m^{-1}) (图 2.2b)。

由图 2.2c 看出, 夏季各站点 $K_d(\text{PAR})$ 的变化范围为 $0.99 \sim 5.50 \text{ m}^{-1}$, 平均值为 $2.61 \pm 1.23 \text{ m}^{-1}$ 。夏季 $K_d(\text{PAR})$ 高值区域相对于其他季节略有减小, 全湖最高点出现在竺山湾附近的 17#。对比冬季的 $K_d(\text{PAR})$ 分布情况可以看出, 除了部分湖心区一直维持较高的 $K_d(\text{PAR})$ 之外, 全湖高值区与低值区分布与冬季恰好相反。湖心区较为开阔, 风区长度较长, 全年均受风浪影响较大, 因而 $K_d(\text{PAR})$ 维持高值; 其余区域冬夏季节 $K_d(\text{PAR})$ 分布的反差可能是由于沉水植物的季节性分布及沉水植物区水深相对较浅共同导致的。秋季 $K_d(\text{PAR})$ 变化范围为 $0.74 \sim 5.37 \text{ m}^{-1}$, 平均值 $2.45 \pm 1.13 \text{ m}^{-1}$, 高值区主要分布在湖心区以及西岸区, 高值面积较夏季有所扩大 (图 2.2d)。

$K_d(\text{PAR})$ 冬季、春季、夏季和秋季全湖平均值分别为: 3.78 ± 1.93 、 5.58 ± 1.77 、 2.61 ± 1.23 和 $2.45 \pm 1.13 \text{ m}^{-1}$ 。全年呈现春季 $>$ 冬季 $>$ 夏、秋季的规律。单因素组间方差分析显示, 夏季和秋季 $K_d(\text{PAR})$ 没有显著性差异, 春季和冬季 $K_d(\text{PAR})$ 显著高于夏季和秋季 ($p < 0.001$)。

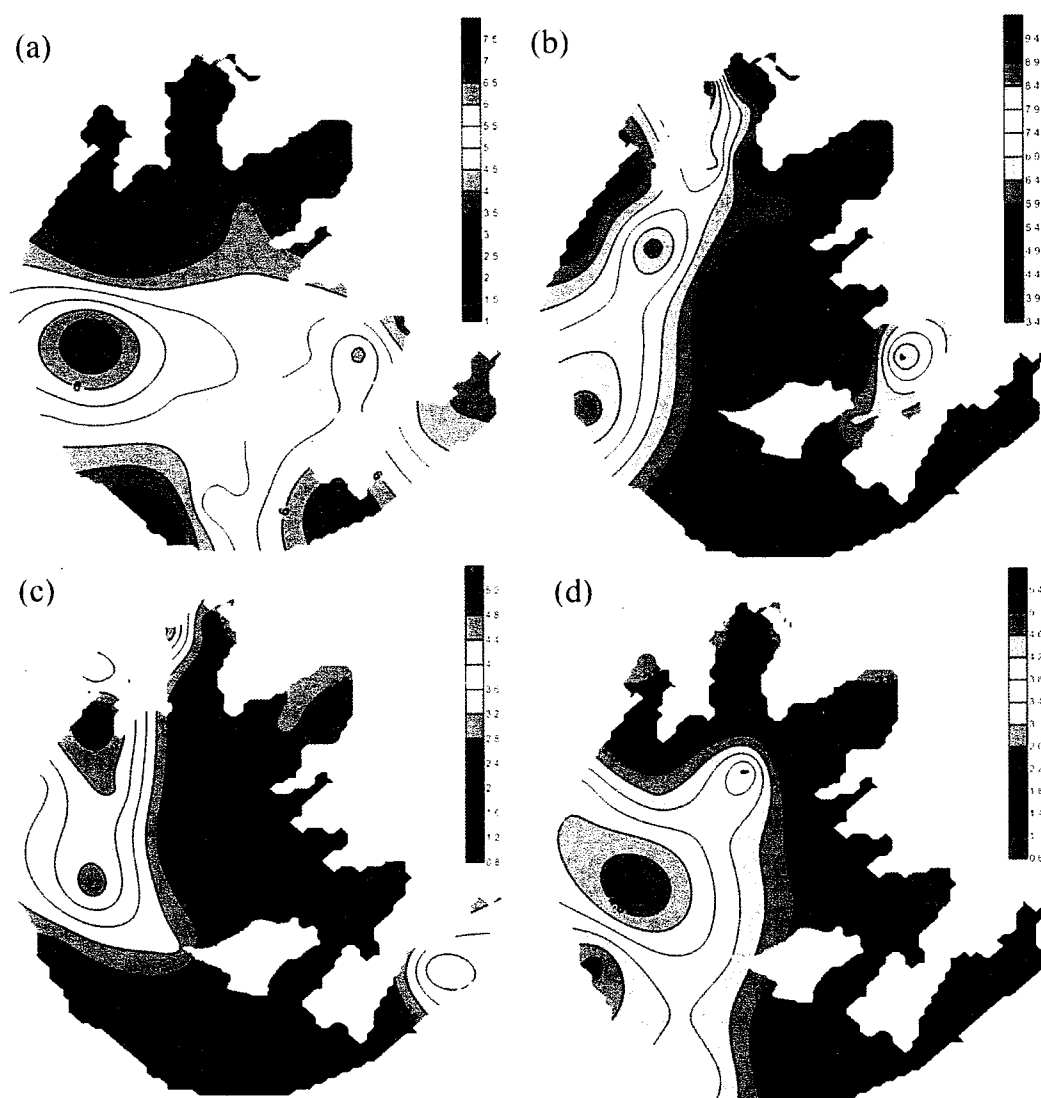


图 2.2 全湖区 $K_d(\text{PAR})$ 时空分布 (a) 冬季=2 月 (b) 春季=5 月 (c) 夏季=8 月 (d) 秋季=11 月

Fig. 2.2 Spatial and temporal variations of $K_d(\text{PAR})$ in Lake Taihu (a) Winter=February (b)

Spring=May (c) Summer=August (d) Autumn=November

2.3.2 全湖各光学活性物质吸收系数时空分布

(1) 非色素颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值时空分布

图 2.3 给出了 2010 年不同季节非色素颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值的空间分布情况。冬季采样当天及采样前均处于静风期（风速 $<3\text{m/s}$ ），因而非色素颗粒物吸收系数总体较低，但空间分异特征仍十分明显。由图 2.3a 知，2010 年冬季太湖水域无机颗粒物变化范围为 $0.17\sim 1.62\text{m}^{-1}$ ，平均值为 $0.71\pm 0.42\text{m}^{-1}$ ，最大值 1.62m^{-1} 出现在贡湖湾附近的 27#，并以此为中心形成了一个高值区，而贡湖湾、梅梁湾、竺山湾区域则显相对较低。由图 2.3b 知，春季太湖非色素颗粒

物吸收系数变化范围为 $0.62\sim 5.96\text{m}^{-1}$ ，均值为 $2.02\pm 1.58\text{m}^{-1}$ ，较高的区域则集中在西岸区，湖心区以及梅梁湾，最大值出现在西岸区的 20# (5.96m^{-1})。

由图 2.3c 看出，夏季各站点 $a_d(\text{PAR})$ 非色素颗粒物吸收系数的变化范围为 $0.48\sim 4.56\text{m}^{-1}$ ，平均值为 $1.45\pm 0.92\text{m}^{-1}$ 。夏季非色素颗粒物吸收系数高值区域相对于其他季节明显减小，全湖最高点出现在五里湖区域的 9#。秋季各站点非色素颗粒物吸收系数的变化范围为 $0.11\sim 2.02\text{m}^{-1}$ ，平均值为 $0.62\pm 0.42\text{m}^{-1}$ ，全湖最高点出现在湖心区的 19# (图 2.3d)。综合全年非色素颗粒物吸收系数空间分布来看，西岸区和湖心区的非色素颗粒物吸收系数全年均处于较高的状态 (图 2.3a, b, c, d)。

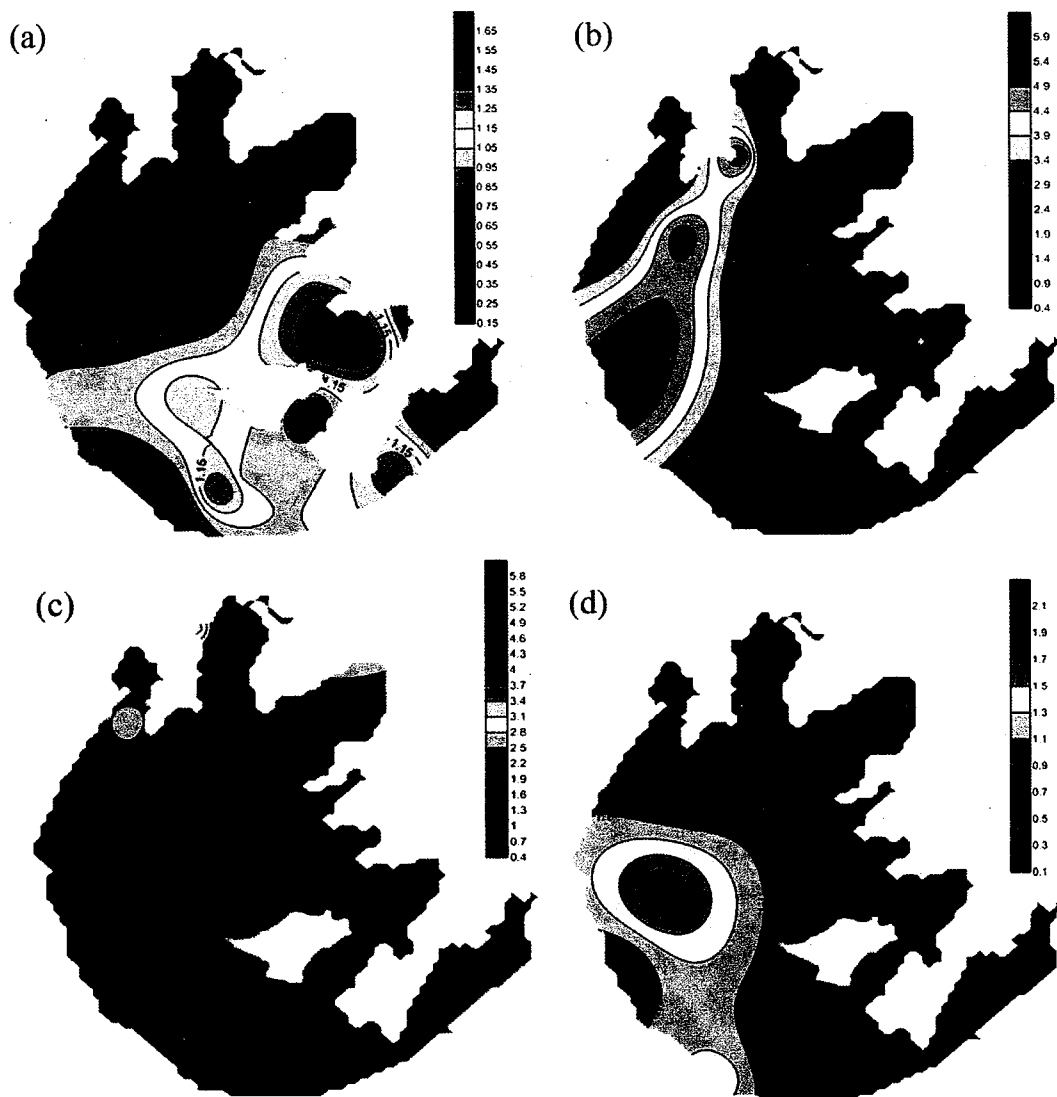


图 2.3 非色素颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值时空分布 (a)冬季=2 月 (b)春季=5 月 (c)夏季=8 月 (d)秋季=11 月

Fig. 2.3 Spatial and temporal variation of $a_d(\text{PAR})$ in Lake Taihu (a) Winter=February (b) Spring=May (c) Summer=August (d) Autumn=November

$a_d(\text{PAR})$ 冬季、春季、夏季和秋季全湖平均值分别为: 0.71 ± 0.42 、 2.02 ± 1.58 、 1.45 ± 0.92 和 $0.62\pm0.42\text{m}^{-1}$ 。全年呈现春季>夏季>秋、冬季的规律。单因素组间方差分析显示, 春季 $a_d(\text{PAR})$ 显著高于夏季, 二者均显著高于冬季和秋季 ($p<0.001$)。冬季和秋季之间无显著性差异。

(2) 藻类颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值时空分布

图 2.4 给出了 2010 年不同季节藻类颗粒物的空间分布情况。冬季全湖藻类颗粒物吸收系数均较低, 变化范围 $0.20\sim1.10\text{m}^{-1}$, 均值 $0.57\pm0.22\text{m}^{-1}$; 同样, 秋季全湖藻类颗粒物吸收系数也很低, 变化范围为 $0.04\sim0.75\text{m}^{-1}$, 均值为 $0.32\pm0.22\text{m}^{-1}$ 。因而, 冬季和秋季全湖藻类颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值的空间变化幅度均较小 (图 2.4a, d)。

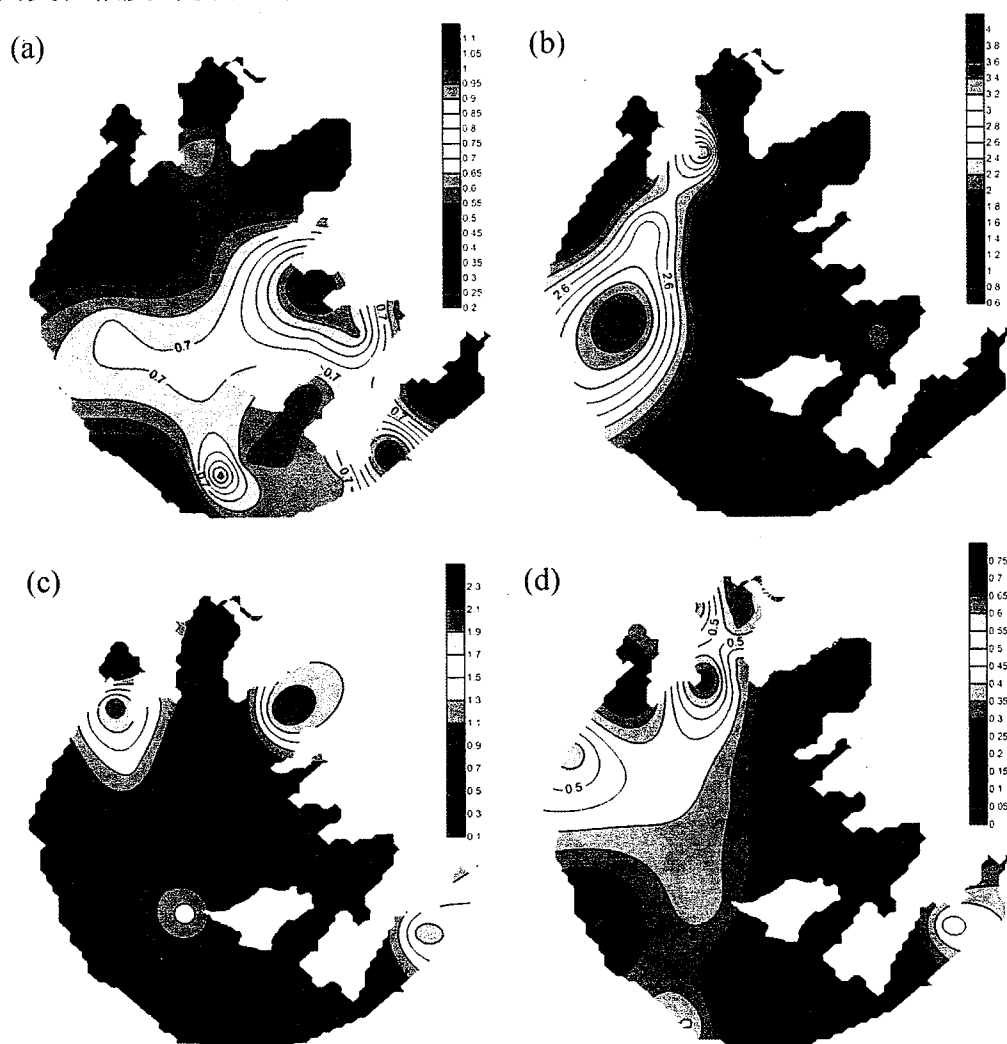


图 2.4 藻类颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值时空分布 (a)冬季=2 月 (b)春季=5 月 (c)夏季=8 月 (d)秋季=11 月

Fig. 2.4 Spatial and temporal variations of $a_{ph}(\text{PAR})$ in Lake Taihu (a) Winter=February (b) Spring=May (c) Summer=August (d) Autumn=November

春季和夏季由于藻类的爆发,藻类颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值相对较高。春季藻类颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值变化范围 $0.62\sim 3.94\text{m}^{-1}$, 均值 $1.43\pm 0.85\text{m}^{-1}$; 其中最大值出现在湖心区附近的 19# (图 2.4b)。夏季藻类颗粒物吸收系数 PAR 波段积分值变化范围 $0.19\sim 2.25\text{m}^{-1}$, 均值 $0.70\pm 0.59\text{m}^{-1}$; 高值区域集中在太湖北部的三个湾口, 湖心区部分区域以及东太湖 (图 2.4c)。

$a_{\text{ph}}(\text{PAR})$ 冬季、春季、夏季和秋季全湖平均值分别为: 0.57 ± 0.22 、 1.43 ± 0.85 、 0.70 ± 0.59 和 $0.32\pm 0.22\text{m}^{-1}$ 。全年呈现春季>夏季>秋、冬季的规律。单因素组间方差分析显示, 春季 $a_{\text{ph}}(\text{PAR})$ 显著高于夏季、冬季和秋季 ($p<0.001$)。

(3) CDOM 吸收系数 PAR 波段积分值时空分布

图 2.5 给出了 CDOM 吸收系数 PAR 波段积分值时空分布情况, 由图 2.5a 可知, 冬季太湖水域 a_{CDOM} 范围为 $0.14\sim 0.45\text{m}^{-1}$, 平均值为 $0.25\pm 0.09\text{m}^{-1}$ 。最大值出现在竺山湾内的 17# 点, 并以此为中心形成了一个高值区 ($>0.25\text{m}^{-1}$), 另外, 贡湖湾以及东太湖的 CDOM 吸收系数也相对较高; 在太湖其他区域 a_{CDOM} 均较低 (图 2.5a)。从图 2.5b 可以看出, 春季太湖水域 a_{CDOM} 范围为 $0.13\sim 0.63\text{m}^{-1}$, 均值为 $0.25\pm 0.13\text{m}^{-1}$ 。与冬季 a_{CDOM} 分布情况相似, 春季最大值仍然为竺山湾内的 17# 点; 同时, 春季胥口湾与南太湖区域出现了明显的 a_{CDOM} 低值区, 这可能与春季沉水植物的大量生长的净化作用有关 (图 2.5b)。该结果与殷燕等 2009 年在太湖进行的 DOC 分布情况研究的结论相似^[112]。

由图 2.5c 可知, 夏季太湖 a_{CDOM} 范围为 $0.16\sim 0.72\text{m}^{-1}$, 平均值为 $0.34\pm 0.15\text{m}^{-1}$, 显著高于冬、春季节。 a_{CDOM} 高值区域主要在竺山湾、西岸区以及湖心区, 最大值出现在湖心区的 18#。相对于冬、春季节, 夏季 a_{CDOM} 的高值区域有所扩大。由图 2.5d 可以看出, 秋季 a_{CDOM} 的范围为 $0.16\sim 1.62\text{m}^{-1}$, 平均值为 $0.45\pm 0.35\text{m}^{-1}$, 明显高于其它三个季节, 这可能是由于夏季藻华爆发后降解大量释放 CDOM 的缘故, 张运林等的研究表明藻类降解释放的 CDOM 是富营养化浅水湖泊 CDOM 的重要来源之一^[39]。梅梁湾处的 a_{CDOM} 显著高于其它区域, 最大值出现在梅梁湾的 3#, 并向全湖梯度降低, 这可能是由于风堆积在梅梁湾的大量藻类降解形成的 (图 2.5d)。综合来看, 冬, 春, 夏季竺山湾附近的 $a_{\text{CDOM}}(\text{PAR})$ 一直维持在较高水平。有研究表明, 漕桥河、殷村港和沙塘港均为太湖的主要纳污河流, 且其入湖口均在竺山湾附近^[113, 114], 外来 CDOM 的输入可能是该区域 $a_{\text{CDOM}}(\text{PAR})$ 维持高值的重要因素。

$a_{\text{CDOM}}(\text{PAR})$ 冬季、春季、夏季和秋季全湖平均值分别为: 0.25 ± 0.09 、 0.25 ± 0.13 、 0.34 ± 0.15 和 $0.45\pm 0.35\text{m}^{-1}$ 。全年不同季节变化不大, 呈现秋季>夏季>冬、春季的规律。单因素组间方差分析显示, 秋季 $a_{\text{CDOM}}(\text{PAR})$ 显著高于其他三个季节 ($p<0.05$)。

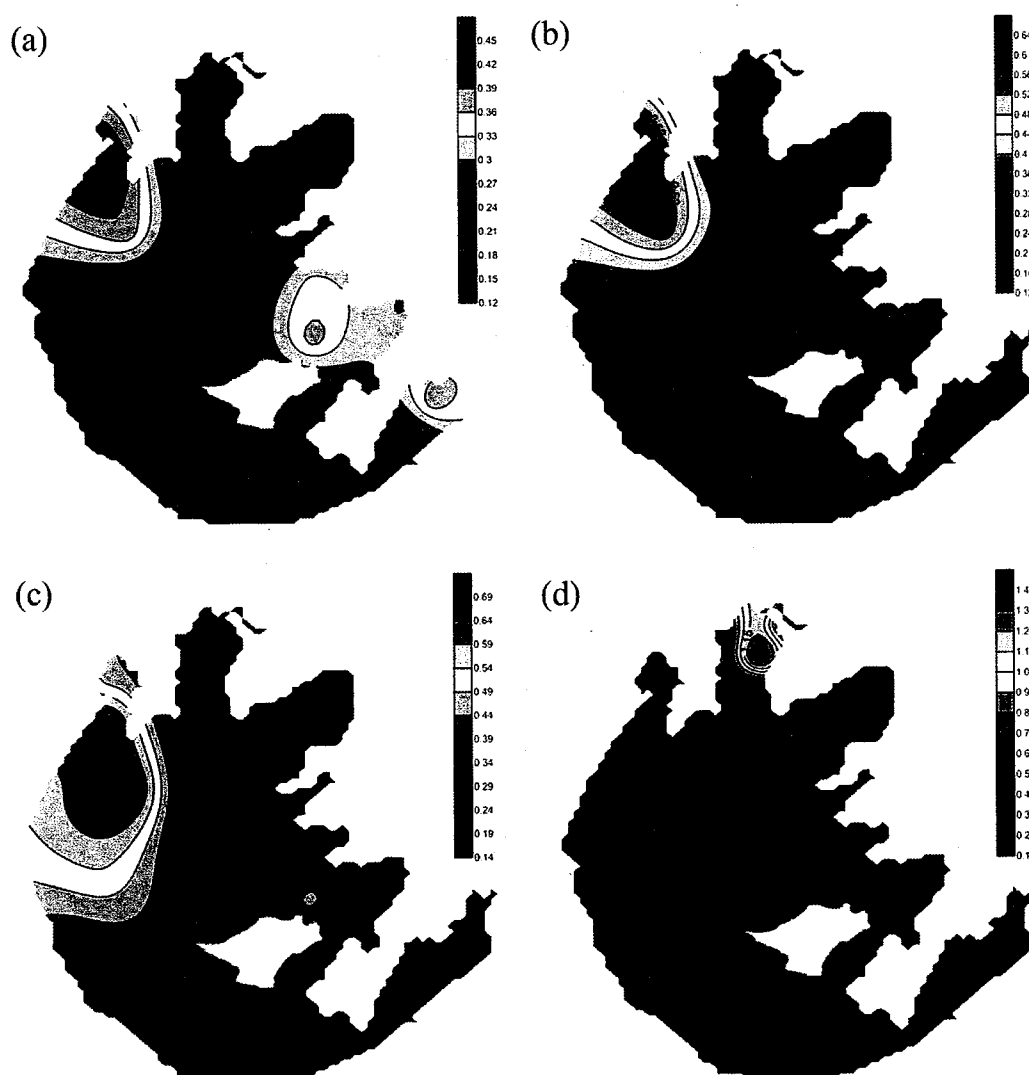


图 2.5 CDOM 吸收系数 PAR 波段积分值时空分布 (a)冬季=2 月 (b)春季=5 月 (c)夏季=8 月
(d)秋季=11 月

Fig. 2.5 Spatial and temporal variations of $a_{CDOM}(PAR)$ in Lake Taihu (a) Winter=February (b) Spring=May (c) Summer=August (d) Autumn=November

2.4 讨论

2.4.1 太湖各光学组分 PAR 吸收系数及漫射衰减系数影响因子分析

水体中沉积物的再悬浮与水体底质的状况以及水动力强度息息相关。水体底质状况包括湖底地形, 有无沉水植物覆盖以及水体底质的疏松程度等^[115]。水深也扮演着极其重要的角色。太湖藻型湖区水深绝大多数地区均大于 2m, 而草型湖区水深多在 1.5m 左右, 因而在无沉水植物覆盖的冬季, 深度则成为影响不同湖区 $K_d(PAR)$ 衰减的主要因素。地中海沿海泻湖 Albufera des Grau, 水深 1.37~3m, 仅在水深<2m 的区域有沉水植物覆盖^[116]。Gonzalo 等对南美洲的 16

个浅水湖泊（包含不同的富营养状态）进行了调查研究，其中 4 个湖泊相对较深（3.5~12m），其余 12 个湖泊深度均小于 2.2m。从研究结果可以看出，4 个较深的湖泊 $K_d(\text{PAR})$ 变化范围为 $0.40\sim 1.62\text{ m}^{-1}$ ，而较浅的 12 个湖泊中有 11 个湖泊的 $K_d(\text{PAR})$ 均大于 2.5 m^{-1} ^[117]。在浅水河口和沿岸带水域，水深也是影响其水下光场环境的重要影响因素^[118]。

对于太湖来说，水动力状况主要受制于风浪的作用，与此同时，风速、风向、持续时间、风驱长度同时制约着波浪的形成^[30, 119]，风浪作用对太湖水体光学特性的影响将在第四章中进行探讨。

为了研究沉水植物覆盖以及水深对水体生物光学特性的影响，根据沉水植物分布情况，将太湖水域分为两个组：有沉水植物分布的草型湖区（胥口湾、南太湖和东太湖，共 11 个点位），以及非沉水植物分布的藻型湖区（贡湖湾、梅梁湾、竺山湾、湖心区以及西太湖，共 21 个点位）。图 2.6 给出了草、藻型湖区不同季节 $K_d(\text{PAR})$ 的变化情况，从图中可以看出，冬季草型湖区（ $4.99\pm 1.34\text{ m}^{-1}$ ） $K_d(\text{PAR})$ 显著大于藻型湖区（ $3.15\pm 1.91\text{ m}^{-1}$ ）（ $p<0.01$ ）；而春、夏、秋季节中藻型湖区（ $5.84\pm 1.83\text{ m}^{-1}$ ， $3.08\pm 1.11\text{ m}^{-1}$ ， $2.80\pm 1.10\text{ m}^{-1}$ ）的 $K_d(\text{PAR})$ 则大于草型湖区（ $5.06\pm 1.60\text{ m}^{-1}$ ， $1.72\pm 0.95\text{ m}^{-1}$ ， $1.80\pm 0.87\text{ m}^{-1}$ ），并且在夏季这一差值最大（ $p<0.01$ ）（图 2.6）。

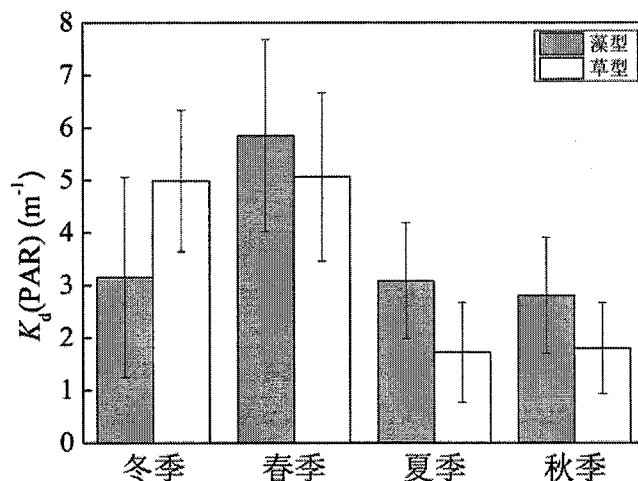


图 2.6 草、藻型湖区不同季节 PAR 漫射衰减系数 $K_d(\text{PAR})$ 变化

Fig. 2.6 Seasonal variation of PAR diffuse attenuation coefficient $K_d(\text{PAR})$ in PD and MD region

为了探讨不同季节 $K_d(\text{PAR})$ 差异的深层次因素，图 2.7 给出了草、藻型湖区不同季节 $a_p(\text{PAR})$ 、 $a_d(\text{PAR})$ 、 $a_{ph}(\text{PAR})$ 和 $a_{CDOM}(\text{PAR})$ 的变化。冬季草型湖区 $a_p(\text{PAR})$ 、 $a_d(\text{PAR})$ 、 $a_{ph}(\text{PAR})$ 和 $a_{CDOM}(\text{PAR})$ 颗粒物吸收系数（ $1.79\pm 0.67\text{ m}^{-1}$ ， $1.08\pm 0.41\text{ m}^{-1}$ ， $0.71\pm 0.28\text{ m}^{-1}$ ， $0.28\pm 0.08\text{ m}^{-1}$ ）显著高于藻型湖区（ $1.02\pm 0.41\text{ m}^{-1}$ ，

$0.52 \pm 0.29 \text{ m}^{-1}$, $0.50 \pm 0.14 \text{ m}^{-1}$, $0.23 \pm 0.09 \text{ m}^{-1}$), 而在其它季节则 $a_p(\text{PAR})$ 、 $a_d(\text{PAR})$ 、 $a_{ph}(\text{PAR})$ 和 $a_{CDOM}(\text{PAR})$ 均低于藻型湖区。从图 2.7 a, b, c 可以看出, $a_p(\text{PAR})$ 、 $a_d(\text{PAR})$ 和 $a_{ph}(\text{PAR})$ 的季节变化趋势相似, 均为春季>夏季>秋、冬季。不同湖区 $a_{CDOM}(\text{PAR})$ 的季节变化规律则异于前三者: 藻型湖区 $a_{CDOM}(\text{PAR})$ 秋季显著增大, 这可能是由于夏季藻类爆发后死亡降解, 导致秋季 CDOM 浓度大量上升; 草型湖区春季 $a_{CDOM}(\text{PAR})$ 显著低于其他季节, 这可能是由于春季沉水植物萌发消耗大量有机质, 造成 CDOM 浓度的下降 (图 2.7 d)。Rochelle 等通过一系列的藻类试验证实藻类并不是海湾、湖泊中 CDOM 的直接来源, 水体中的原位的 CDOM 是由藻类所含有的非荧光有机物质经微生物降解后产生的^[120]。进而解释了 CDOM 浓度的上升相对于藻类爆发的时间上的滞后性。

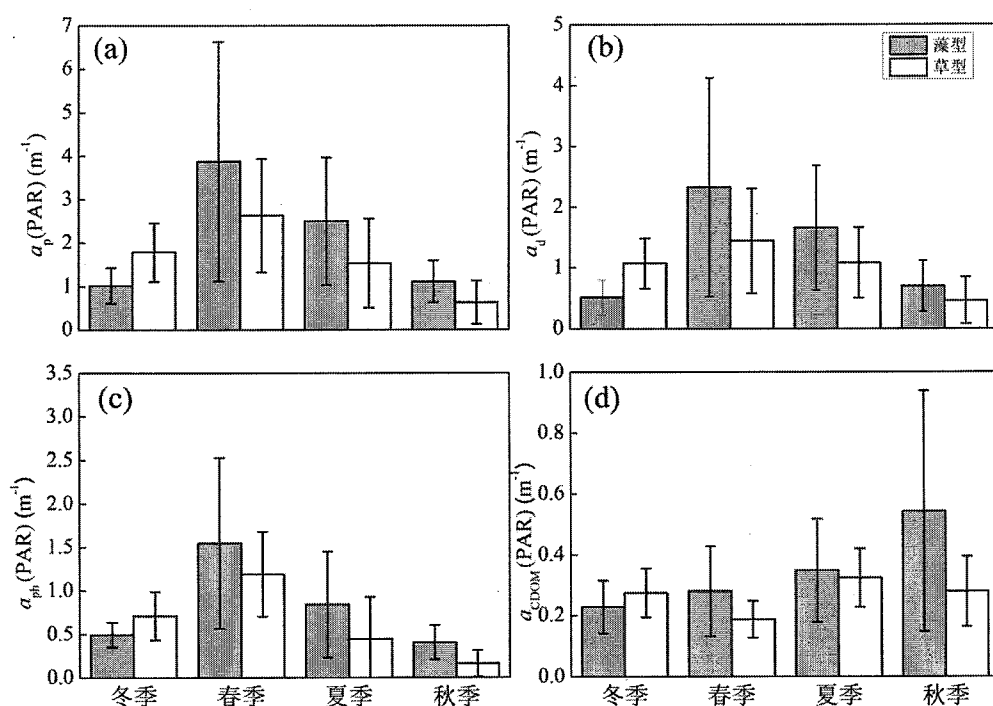


图 2.7 草、藻型湖区不同季节总颗粒物 ($a_p(\text{PAR})$), 非色素颗粒物 ($a_d(\text{PAR})$), 浮游藻类 ($a_{ph}(\text{PAR})$), 有色可溶性有机物 ($a_{CDOM}(\text{PAR})$) PAR 波段平均吸收系数变化

Fig. 2.7 Seasonal variations of the mean absorption coefficient during PAR range of the particles ($a_p(\text{PAR})$), tripton ($a_d(\text{PAR})$), phytoplankton ($a_{ph}(\text{PAR})$), CDOM ($a_{CDOM}(\text{PAR})$) in PD and MD region

2.4.2 各光学活性物质对 PAR 总吸收的贡献比

图 2.8~2.11 给出了 32 个站点 a_p 、 a_d 、 a_{ph} 和 a_{CDOM} 对 PAR 总吸收的贡献, 从图 2.8 中可以看出, 对太湖大多数站点来说, 颗粒物吸收 a_p 占 PAR 总吸收的比例较高 (多数站点贡献比均在 50% 以上)。同时, 除部分被沉水植物覆盖的站

点外, 多数站点非色素颗粒物吸收的贡献也较大(图 2.9)。与非色素颗粒物吸收相比, 藻类颗粒物对 PAR 总吸收的贡献较小(图 2.10)。相对于其它两种光学活性物质来说, 冬、春、夏季 a_{CDOM} 对 PAR 总吸收的贡献均相对较小, 在秋季由于藻类和沉水植物的大量降解, 其贡献比有明显的提升(图 2.11)。与太湖不同, 朱宜平等在上海崇明湖的研究结果显示, 其水体光合有效辐射衰减是由 DOC 和 TSM 共同主导的^[121]。时志强等研究了东湖、梁子湖和洪湖颗粒物吸收特征, 发现三个湖泊总颗粒物吸收均表现出明显的浮游植物吸收特征, 反映出颗粒物中浮游植物的贡献较高^[122]。Kostoglidis 等在澳大利亚西南部的浅水河口区研究了 $K_d(\text{PAR})$ 的各个贡献因子, 结果表明该水体 $K_d(\text{PAR})$ 变化的 66% 可由 CDOM 决定, 而 TSM 只能解释其变化的 8%^[123]。

太湖不同湖区底质光学组分比例及变化机制差异较大, 不同生态型湖区各光学组分对 PAR 衰减的贡献特点及产生原因在第四章第一节中加以讨论。

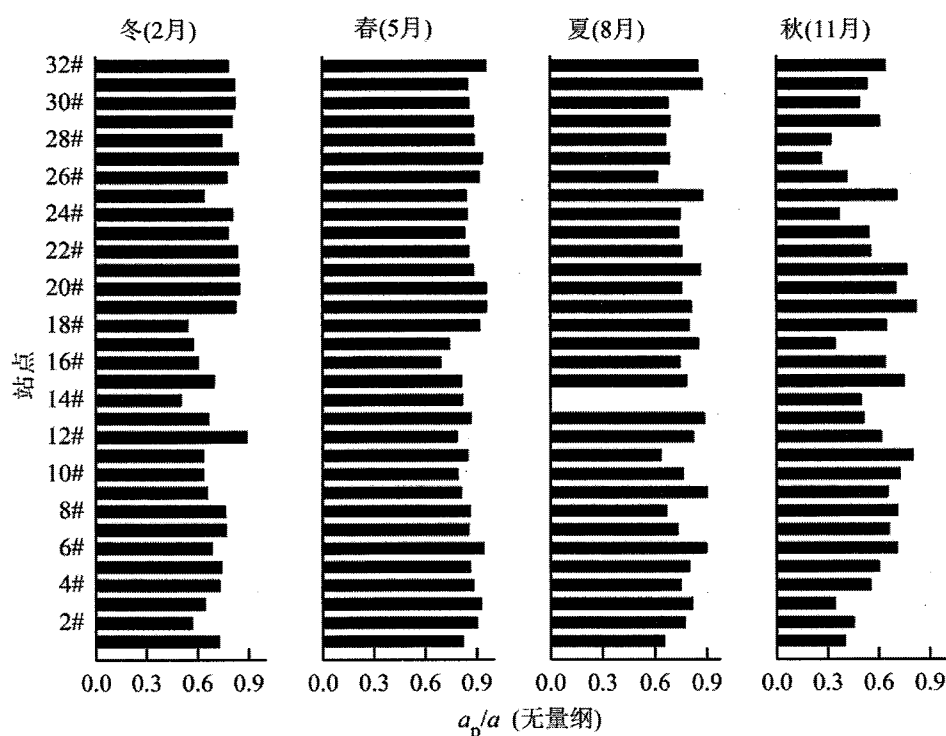


图 2.8 32 个站点颗粒物 (a_p) 对 PAR 总吸收的贡献; 8 月份 14# 的数据未得到

Fig. 2.8 The relative contribution of the particles (a_p) to PAR total absorption. Data for a_p in August was not available

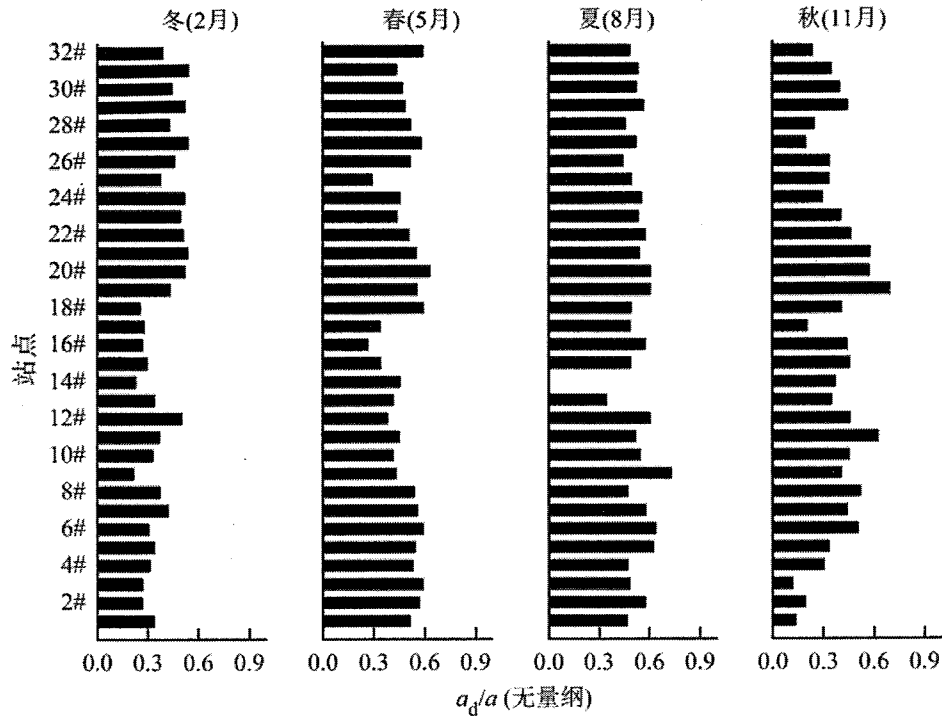


图 2.9 32 个站点非色素颗粒物 (a_d) 对 PAR 总吸收的贡献; 8 月份 14# 的数据未得到

Fig. 2.9 The relative contribution of the tripton (a_d) to PAR total absorption. Data for a_p in August was not available

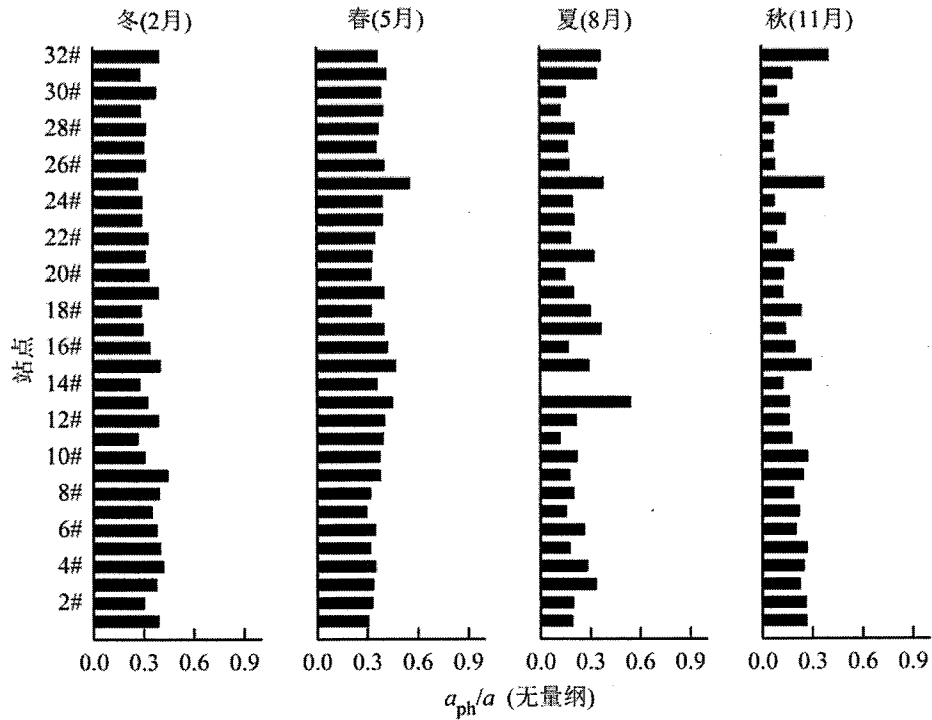


图 2.10 32 个站点浮游藻类 (a_{ph}) 对 PAR 总吸收的贡献; 8 月份 14# 的数据未得到

Fig. 2.10 The relative contribution of the phytoplankton (a_{ph}) to PAR total absorption. Data for a_p in August was not available

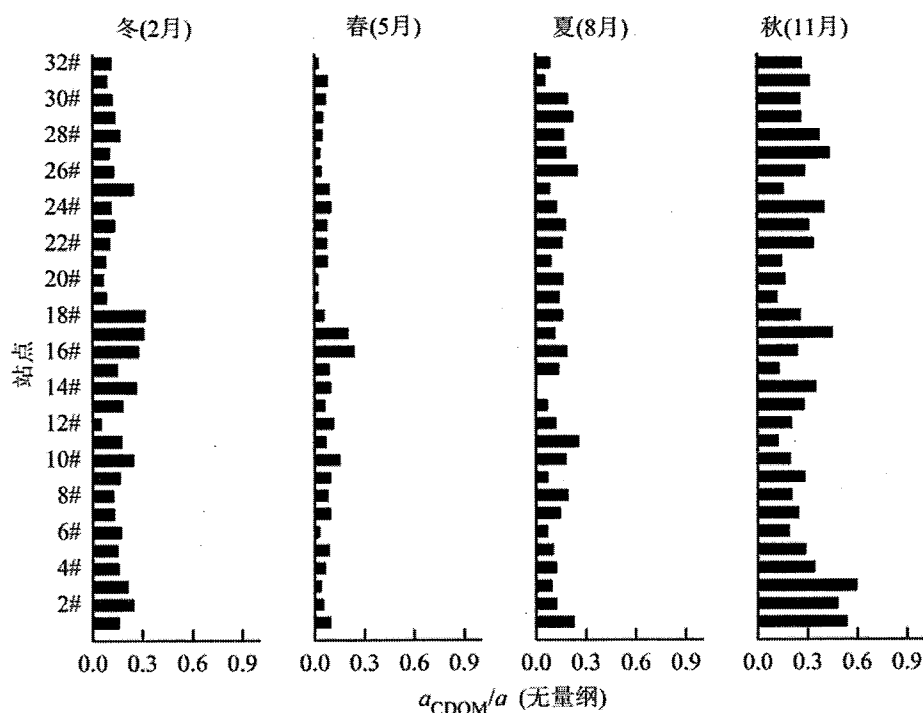


图 2.11 32 个站点有色可溶性有机物 (a_{CDOM}) 对 PAR 总吸收的贡献; 8 月份 14# 的数据未得到。

Fig. 2.11 The relative contribution of the CDOM (a_{CDOM}) to PAR total absorption. Data for a_p in August was not available

在富营养化的太湖，营养盐很难成为藻类生长的限制性因子，藻型湖区非色素颗粒物的吸收在全年中基本都高于浮游藻类（图 2.7 b, c），再加上太湖藻型 CDOM 浓度也较高（图 2.7 d）使得浮游藻类对光吸收的贡献较低（图 2.10）。由于非色素颗粒物及 CDOM 对光的吸收随波长的增加呈指数递减，因而大大降低了藻类在 PAR 短波波段的利用。蓝藻含有独特的藻胆色素，其在长波波段的特征吸收（630nm 左右）使其能够有效的利用桔红光，因而更能显现出其竞争优势^[124]。

2.5 结论

(1) 太湖水体光学特性的空间特征: PAR 漫射衰减系数 $K_d(\text{PAR})$ 和非色素颗粒物吸收系数 $a_d(\text{PAR})$ 的分布规律较为相似; 除西岸区和部分湖心区全年均较高以外, 冬季藻型湖区显著小于草型湖区, 其他季节则呈现出相反的趋势。浮游藻类 $a_{\text{ph}}(\text{PAR})$ 在春夏季的湾口和湖心区较高。

(2) 太湖水体光学特性的季节变化: PAR 漫射衰减系数 $K_d(\text{PAR})$ 春季 > 冬季 > 夏季、秋季; 非色素颗粒物吸收系数 $a_d(\text{PAR})$ 和浮游藻类吸收系数 $a_{\text{ph}}(\text{PAR})$ 春

季, 夏季>秋、冬季; $a_{\text{CDOM}}(\text{PAR})$ 为秋>夏季>冬、春季。

(3) PAR 漫射衰减系数 $K_d(\text{PAR})$ 、非色素颗粒物吸收系数 $a_d(\text{PAR})$ 、浮游藻类吸收系数 $a_{\text{ph}}(\text{PAR})$ 和 CDOM 吸收系数 $a_{\text{CDOM}}(\text{PAR})$ 均呈现冬季草型湖区>藻型湖区, 其它季节藻型湖区>草型湖区。说明太湖水体生物光学特性的区域分布受湖区生态型及水深的共同影响。

第三章 典型草、藻型湖区生物光学特性对比研究

3.1 引言

水下光场环境是决定藻类和沉水植物 (SAV) 生长的重要因素。光线在进入水体的过程中会由于纯水、非色素颗粒物、藻类以及 CDOM 的吸收或散射而衰减^[106]。虽然当前对河口和海岸带水体的光学参数以及光学特性已经有了许多研究^[125-130]，但是对于湖泊光学性质的研究依然相对较少。之前湖泊方面的一些研究都主要针对于沉积物再悬浮与水下光场的影响^[23, 131, 132]。湖泊具有饮用水补给以及生态系统调节的功能，并且湖泊水体中的光学活性物质 (OASs) 具有较强的时间和空间异质性。因而，相对于海洋、河口以及淡水环境来说，对于湖泊生物光学特性的了解亟待进一步的加深。

当湖泊中沉水植物较少时，缺少沉水植物的底泥固定作用会使得沉积物再悬浮的规模显著增加^[13, 130, 132, 133]。因此沉水植物生态系统中沉积物悬浮/沉降、营养盐输入和沉水植物生长之间均存在十分显著的正反馈。这些正反馈会加速湖泊生态系统从清澈、沉水植物覆盖的状态向浑浊、藻类爆发的状态转变过程^[100, 134]。

为了获取长时间尺度上草、藻型湖区生物光学特性，我们在太湖草型和藻型湖区分别进行了长达 6 年的长期定位观测实验。同时为了解草、藻型湖区水下光辐射漫射衰减的波谱分布，进行春、夏、秋、冬不同季节光谱辐射垂直剖面测定。本章的研究目的是：(1) 得到太湖草、藻型湖区 2005 到 2010 年生物光学特性的变化特征；(2) 分析光辐射漫射衰减系数波谱特征；(3) 明确不同生态类型区域生物光学特性以及水下光场影响机制的差别。

3.2 材料和方法

3.2.1 长期定位试验

2005 到 2010 年间，在太湖的草、藻型湖区分别设置站点，进行了 6 年的定位研究。其中，藻型湖区站点位于梅梁湾（点位 1~5），草型湖区研究站点设在胥口湾（点位 6~8）（图 3.1）。

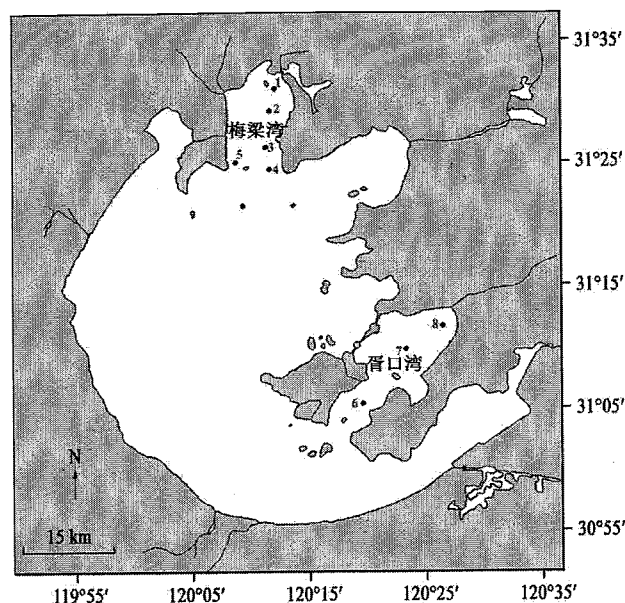


图 3.1 2005-2010 年长期试验采样点位置示意图

Figure 3.1 Location of the long-term phytoplankton-dominated (PD) and macrophyte-dominated (MD) sampling sites in Lake Taihu

3.2.2 典型草、藻型湖区光谱衰减

2006 年 1 月、2006 年 7 月、2006 年 10 月、2007 年 4 月分别对太湖藻型湖区（点位 1~9）以及草型湖区（点位 10~15）进行了下行辐照度垂直剖面的数据采集（图 3.2）。

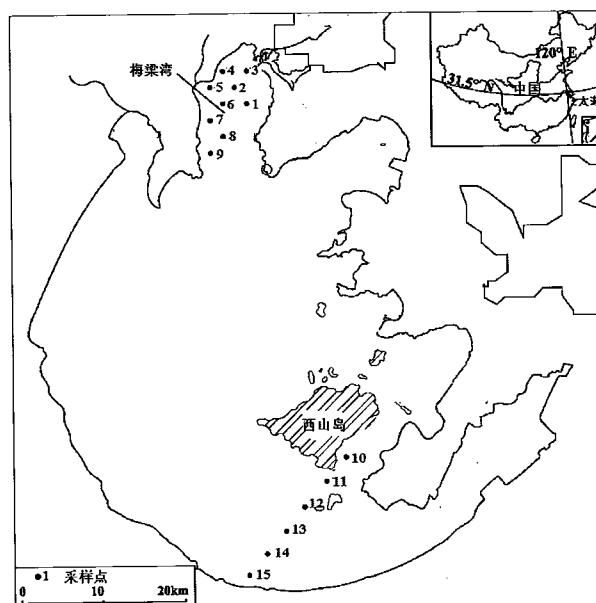


图 3.2 光谱衰减试验采样点位置示意图

Fig. 3.2 Location of spectral attenuation sampling sites

3.2.3 样品采集及沉水植物观测

6 年长期定位试验测定为每季度一次（8 个站点）。季节划分方法为：冬季=2 月，春季=5 月，夏季=8 月，秋季=11 月。采得表层，中层和底层水样，混合后盛入酸洗过的 2L 桶内，测定前 4℃ 冷藏。

所有样品均在中国科学院太湖湖泊生态系统研究站进行分析，-20℃ 保存不超过 3 天。CDOM 样品测定前用 Millipore 滤膜过滤后 4℃ 保存。所有样品测定均在 2 周之内完成。目前的研究已经证实类似的短期冷冻不会造成有色物质测定的低估，因而不会影响光谱测定的结果^[135]。

长期试验每个站点的采样过程中，沉水植物的覆盖度均为肉眼的大致观测结果，沉水植物种类是在约为 5m×5 m 观测区域内的统计结果。

3.2.4 PAR 和水下光谱的测定与计算

水下 PAR 剖面测量以及 PAR 漫射衰减系数计算参见第二章 2.2.2。

下行辐照度垂直剖面测量的深度分别为 0.0、0.1、0.2、0.3、0.4、0.5、0.6、0.7、0.8、0.9m。使用仪器为德国 Trios 公司生产的 SAM 8180 光谱辐射仪探头，探头波谱范围 280~720nm，采样隔间 2.2nm，经仪器程序内插得到每 1nm 波长光辐射强度。对于光学性质均一的水体，水下辐照度衰减遵循指数衰减规律^[4]：

$$K_d(\lambda) = -\frac{1}{z} \ln \frac{E_d(\lambda, z)}{E_d(\lambda, 0)} \quad (3-1)$$

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)， $E_d(\lambda, z)$ 、 $E_d(\lambda, 0)$ 分别为 z 深度和水表面下 (0) λ 波长辐照度强度 (mol quanta/m^2)。 $K_d(\lambda)$ 值通过对不同深度水下辐照度强度进行指数回归后得到，回归效果只有当 $R^2 \geq 0.95$ ，深度数 $N \geq 5$ 时，其 $K_d(\lambda)$ 值才被接受，否则视为无效值。

3.2.5 气象参数的测定

长期定位试验中，风速和风向参数是在巡测过程中使用旋转杯风速计原位监测得到。

3.2.6 CDOM 吸收和颗粒物吸收的测定

参见第二章 2.2.3。

3.2.7 叶绿素 a 、悬浮物和非色素颗粒物浓度的测定

叶绿素 a 的测定采用分光光度法，用 90% 的热乙醇萃取，在 UV-2450PC 型

分光光度计下测定 665、750nm 处吸光度，从而计算得到其浓度^[23, 111]。

总悬浮物浓度采用灼烧称重法测定。光学测量中经常把总悬浮颗粒物划分为藻类和非色素颗粒物，因而一旦总悬浮物浓度及藻类生物量确定，则可以相应求得非色素颗粒物的量，张运林等 2009 在太湖的研究得到了藻类生物量干重与 Chla 和 Pa (Phaeophytin, Pa) 之间的关系，如下^[136]：

$$C_{\text{Trypton}} = C_{\text{TSM}} - 0.09C_{\text{Chla+Pa}} \quad (3-2)$$

式中 C_{Trypton} 和 C_{TSM} 分别是非色素颗粒物和总悬浮物的浓度 (mg/L)， $C_{\text{Chla+Pa}}$ 是 Chla 和 Pa 的浓度之和 ($\mu\text{g/L}$)。

3.2.8 数据分析

数据分析包括均值计算、线性以及非线性拟合、独立样本 t 检验，使用 SPSS16.0 软件进行。 $p < 0.05$ 为显著， $p > 0.05$ 为不显著。

3.3 结果与分析

3.3.1 草、藻型湖区长期研究结果比较

(1) 两种生态型湖区光学参数的年际变化

两个湖区 2005~2010 间 5 个与光衰减有关的物理化学参数箱式图见图 3.3。

在藻型湖区， $K_d(\text{PAR})$ 的 5 个采样点年均值从 2006 年 $6.75 \pm 1.79 \text{ m}^{-1}$ 到 2010 年 $3.02 \pm 1.92 \text{ m}^{-1}$ 呈下降趋势 (图 3.3a)。 TSM 的年均值从 2005 年的 $80.89 \pm 25.96 \text{ mg/L}$ 锐减到 2007 年的 $44.95 \pm 39.85 \text{ mg/L}$ ，然后升高到 2010 年的 $54.74 \pm 62.35 \text{ mg/L}$ (图 3.3b)。非色素颗粒物浓度的年均值与 TSM 浓度的变化趋势相同 (图 3.3c)。总体上， $K_d(\text{PAR})$ 、 TSM 浓度以及非色素颗粒物浓度的年际变化趋势相似，因此， $K_d(\text{PAR})$ 的降低与 TSM 和非色素颗粒物的减少有关，共同源于沉积物再悬浮量的减小。浮游藻类颗粒物浓度的年均值变化范围为 $21.97 \pm 20.00 \mu\text{g/L}$ (2007 年) 到 $78.63 \pm 49.52 \mu\text{g/L}$ (2008 年)。 CDOM 在 350nm 处吸收系数的变化范围为 $3.30 \pm 0.65 \text{ m}^{-1}$ (2007 年) 到 $4.19 \pm 1.18 \text{ m}^{-1}$ (2006 年)。浮游藻类颗粒物浓度和 $a_{\text{CDOM}}(350)$ 没有显著的时间变化。

在草型湖区， $K_d(\text{PAR})$ 、 TSM 浓度和非色素颗粒物浓度从 2005 年到 2006 年呈上升趋势，2006 年到 2010 年呈下降趋势 (图 3.3a1, 3.3b1, 3.3c1)。非色素颗粒物浓度的变化范围从 2007 年的 $23.57 \pm 13.68 \text{ mg/L}$ 到 2006 年的 $61.46 \pm 37.97 \text{ mg/L}$ (图 3.3c1)。浮游藻类浓度的年均值变化从 2007 年的 $5.77 \pm 3.36 \mu\text{g/L}$ 到 2006 年的 $10.47 \pm 3.60 \mu\text{g/L}$ (图 3.3d1)。 $a_{\text{CDOM}}(350)$ 的年均值变化范围为 2007 年的 $1.93 \pm 0.26 \text{ m}^{-1}$ 到 2009 年的 $2.88 \pm 0.58 \text{ m}^{-1}$ (图 3.3e1)。

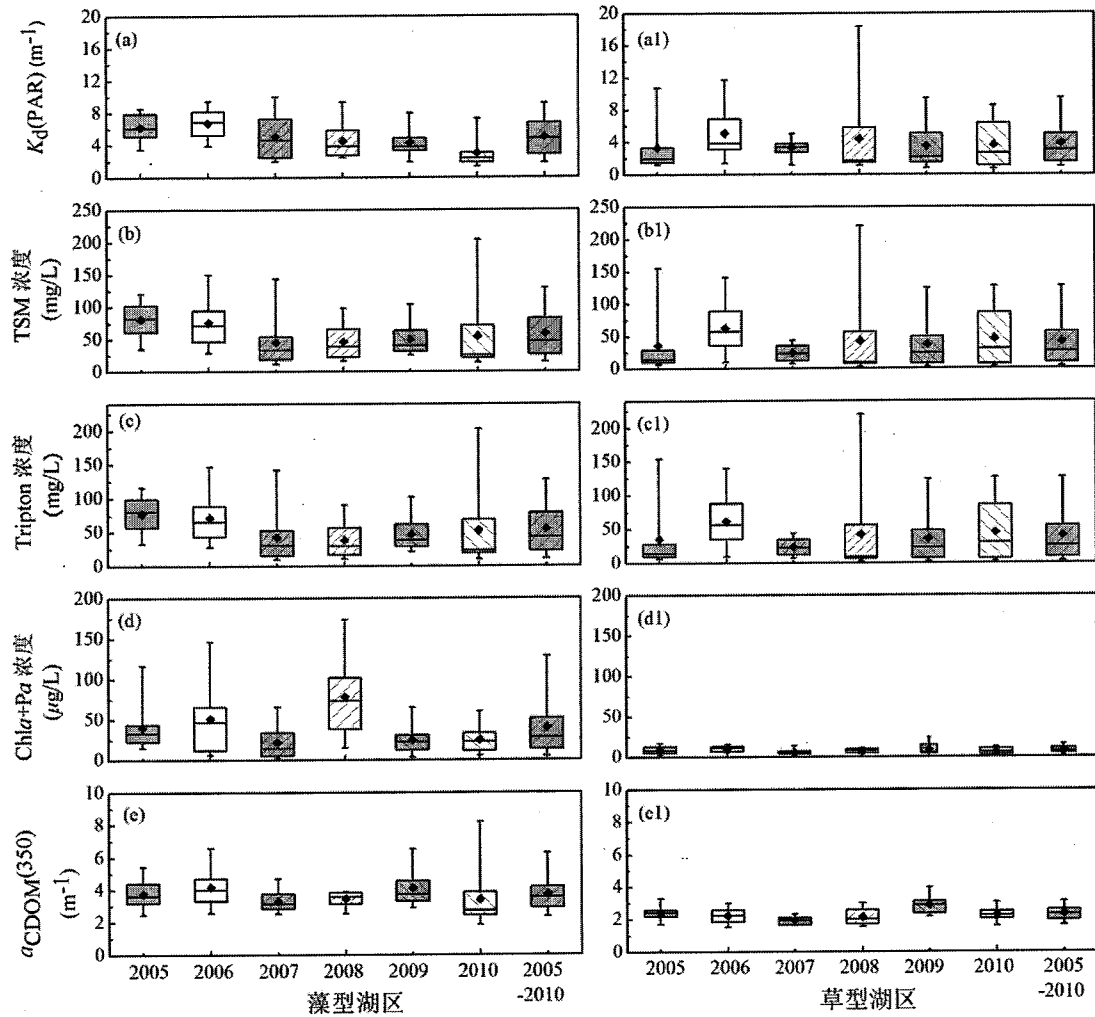


图 3.3 藻型湖区(a~e), 草型湖区(a1~e1) 5 个光衰减相关参数 2005~2010 年际变化箱式图; 箱式图展示了上下四分位, 中位数及均值; 2007 年 8 月和 11 月的 $a_{\text{CDOM}(350)}$ 数据未得到

Fig. 3.3 Box plot of inter-annual variations (2005 ~ 2010), and mean of the 6 years, for 5 physical and chemical parameters related to light attenuation in the PD region (a~e) and the MD region (a1~e1). Data of $a_{\text{CDOM}(350)}$ in August and November 2007 were not available. The box is determined by the 25th and 75th percentiles, values for median (horizontal line), and mean (diamond) are also included

草、藻型湖区 $K_d(\text{PAR})$ 、 C_{TSM} 、 C_{Trypton} 、 $C_{\text{Chla+Pa}}$ 和 $a_{\text{CDOM}(350)}$ 均值均存在显著差异, 且草型湖区显著低于藻型湖区 (t -test, $p < 0.05$)。均值依次为: (i) $K_d(\text{PAR})$ $3.90 \pm 3.24 \text{ m}^{-1}(\text{MD})$, $4.99 \pm 3.23 \text{ m}^{-1}(\text{PD})$ (t -test, $p < 0.01$); (ii) C_{TSM} $41.34 \pm 44.32 \text{ mg/L}(\text{MD})$, $58.60 \pm 40.26 \text{ mg/L}(\text{PD})$ (t -test, $p < 0.01$); (iii) C_{Trypton} $40.62 \pm 44.18 \text{ mg/L}(\text{MD})$, $54.97 \pm 40.31 \text{ mg/L}(\text{PD})$ (t -test, $p < 0.05$); (iv) $C_{\text{Chla+Pa}}$ $8.08 \pm 4.57 \mu\text{g/L}(\text{MD})$, $40.36 \pm 37.42 \mu\text{g/L}(\text{PD})$ (t -test, $p < 0.001$); (v) $a_{\text{CDOM}(350)}$ $2.34 \pm 0.52 \text{ m}^{-1}(\text{MD})$, $3.74 \pm 1.18 \text{ m}^{-1}(\text{PD})$; (vi) 水深 $1.69 \pm 0.38 \text{ m}(\text{MD})$, $2.42 \pm 0.35 \text{ m}(\text{PD})$

(t -test, $p < 0.001$)。草型湖区 C_{TSM} 、 $C_{Tripton}$ 较低主要是由于沉水植物的覆盖, 这部分将在第四章第一节中加以深入探讨。在太湖北部及西北部藻型湖区, 河流的陆源输入可能是造成 $a_{CDOM}(350)$ 以及营养盐浓度较高的原因之一^[105, 137, 138]; 并进一步导致了藻类爆发, 使得藻型湖区 $C_{Chla+Pa}$ 显著高于草型湖区。

(2) 两种生态型湖区光学参数的季节变化

在藻型湖区, $K_d(PAR)$ 、 C_{TSM} 和 $C_{Tripton}$ 均为冬季最低, 春季最高 (图 3.4a, b, c): $K_d(PAR)$, 冬季为 $3.63 \pm 1.71 m^{-1}$ 春季为 $6.51 \pm 1.75 m^{-1}$ (图 3.4a); C_{TSM} , 冬季为 $39.65 \pm 24.45 mg/L$ 春季为 $90.35 \pm 43.81 mg/L$ (图 3.4b); $C_{Tripton}$, 冬季为 $36.80 \pm 25.10 mg/L$ 春季为 $87.17 \pm 44.45 mg/L$ (图 3.4c)。春季的 C_{TSM} 、 $C_{Tripton}$ 和 $K_d(PAR)$ 浓度均显著高于其它季节 (t -test, $p < 0.005$)。相反, $C_{Chla+Pa}$ 在冬季最低 $31.60 \pm 36.37 \mu g/L$ 夏季最高 $56.92 \pm 47.42 \mu g/L$ (图 3.4d)。 $C_{Chla+Pa}$ 夏季浓度显著高于其他季节 (t -test, $p < 0.05$)。 $a_{CDOM}(350)$ 夏季最低 ($3.23 \pm 0.69 m^{-1}$) 春季最高 ($4.24 \pm 1.33 m^{-1}$) (图 3.4e), 不同季节之间差异不显著。四个季节中藻型湖区均没有沉水植物覆盖。

草型湖的 $K_d(PAR)$ 、 C_{TSM} 和 $C_{Tripton}$ 均为夏季最低冬季最高: $K_d(PAR)$, $2.00 \pm 1.04 m^{-1}$ 到 $7.27 \pm 4.02 m^{-1}$; C_{TSM} , $12.63 \pm 15.51 mg/L$ 到 $83.30 \pm 53.26 mg/L$; $C_{Tripton}$, $12.02 \pm 15.49 mg/L$ 到 $82.33 \pm 53.17 mg/L$ (图 3.4a1, 3.4b1, 3.4c1)。冬季的 C_{TSM} 、 $C_{Tripton}$ 和 $K_d(PAR)$ 均显著高于其他季节 (t -test, $p < 0.01$)。而 $C_{Chla+Pa}$ 秋季最低 ($4.65 \pm 2.93 \mu g/L$) 冬季最高 ($10.75 \pm 3.91 \mu g/L$) (图 3.4d1), $a_{CDOM}(350)$ 秋季最低 ($2.14 \pm 0.40 m^{-1}$) 春季最高 ($2.54 \pm 0.39 m^{-1}$) (图 3.4e1)。草型湖区 $C_{Chla+Pa}$ 和 $a_{CDOM}(350)$ 季节差异不显著。草型湖区春、夏、秋季均有大量的沉水植被覆盖, 平均覆盖度分别为 $65 \pm 21\%$ 、 $88 \pm 12\%$ 和 $75 \pm 42\%$; 而冬季沉水植物平均覆盖度较低, 为 $17 \pm 26\%$ 。草型湖区沉水植物优势种为伊乐藻 (*Elodea nuttallii*)、黑藻 (*Hydrilla verticillata*)、菹草 (*Potamogeton crispus*)、微齿眼子菜 (*Potamogeton maackianus*)、马来眼子菜 (*Potamogeton malaianus*) 和 苦草 (*Vallisneria spiralis*)。

冬季草型区域的 $K_d(PAR)$ 、 C_{TSM} 和 $C_{Tripton}$ 均显著高于藻型区域 (t -test, $p < 0.001$), 而 $C_{Chla+Pa}$ 和 $a_{CDOM}(350)$ 显著低于藻型区域 (t -test, $p < 0.01$) (图 3.4)。在春、夏、秋季, 草型湖区沉水植被覆盖度高, $K_d(PAR)$ 、 C_{TSM} 、 $C_{Tripton}$ 和 $C_{Chla+Pa}$ 均显著低于藻型湖区 (t -test, $p < 0.05$) (图 3.4)。将春、夏、秋季数据求均值后 (这三个季节中草型湖区沉水植物覆盖度高, 而藻型湖区无沉水植物覆盖), 草型湖区的 $K_d(PAR)$ 、 C_{TSM} 、 $C_{Tripton}$ 、 $C_{Chla+Pa}$ 和 $a_{CDOM}(350)$ 分别是藻型湖区的 51.0%、42.1%、43.8%、16.6% 和 62.2%。

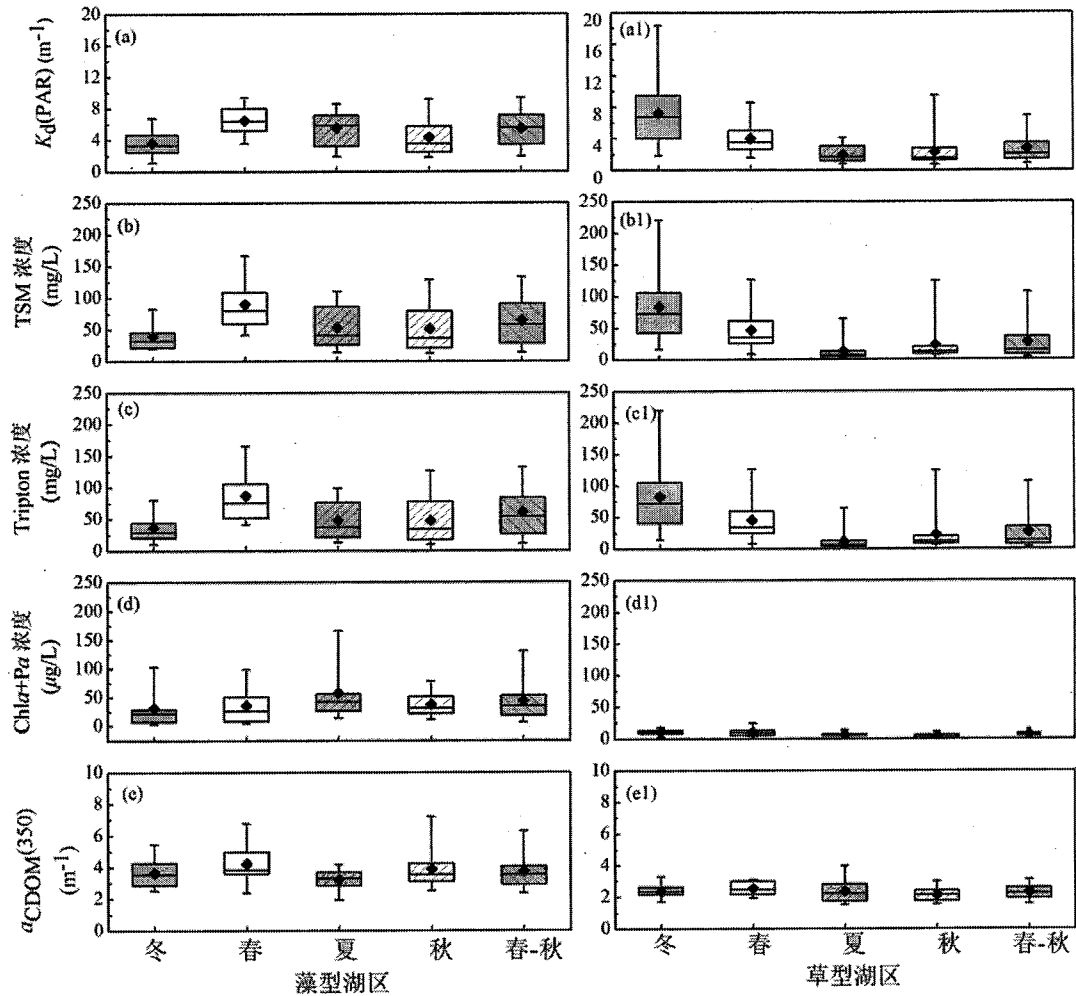


图 3.4 藻型湖区(a~e), 草型湖区(a1~e1) 5 个光衰减相关参数 2005~2010 季节变化及春夏秋季均值箱式图。箱式图展示了上下四分位, 中位数及均值; 2007 年 8 月和 11 月的 $a_{\text{CDOM}}(350)$ 数据未得到

Fig. 3.4 Box-plot of seasonal variations of 5 physical and chemical parameters related to light attenuation in the PD region (a~e) and the MD region (a1~e1). Data of $a_{\text{CDOM}}(350)$ in August and November 2007 were not available. The mean values from spring to autumn were presented for the comparison of these 3 SAV growth seasons with winter, the non-growth season. The box is determined by the 25th and 75th percentiles, values for median (horizontal line), and mean (diamond) are also included

3.3.2 两种生态型湖区不同季节光谱衰减规律分析

图 3.5 给出了典型草、藻型湖区冬、春、夏、秋季所测站点 400~720nm 的漫射衰减系数光谱变化。两种类型光谱衰减系数特征在不同季节既有相似处又在特征波段呈现显著差异。冬、春两季水体中藻类含量较低, 水体的光谱衰减主要由悬浮颗粒物、CDOM 贡献, 两种类型的湖区中谱型在可见光波段均呈指数衰减;

由于草型湖区水深较浅,冬、春季沉水植被还未大量恢复,易发生沉积物再悬浮,因而冬、春季节草型湖区光谱衰减系数在整个波段均显著高于藻型湖区。夏季草型湖区的光谱衰减呈现典型的 CDOM 和纯水为主导的衰减特征,且在整个波段中显著低于藻型湖区;藻型湖区在蓝光波段衰减系数均较大,这是由于悬浮颗粒物及 CDOM 在短波波段的强烈吸收所致,在 550nm 附近的绿光波段呈现衰减谷,并在 675nm 附近呈现明显的藻类衰减峰值。秋季草型湖区仍呈现以 CDOM 和纯水为主导的光谱衰减特征,且衰减系数在整个波段显著低于藻型湖区;而藻型湖区则呈现藻类与颗粒物共同主导的波谱特征,在 550nm 附近的绿光波段呈现衰减谷,在 675nm 附近由于藻类的强烈吸收呈现明显的衰减峰值。

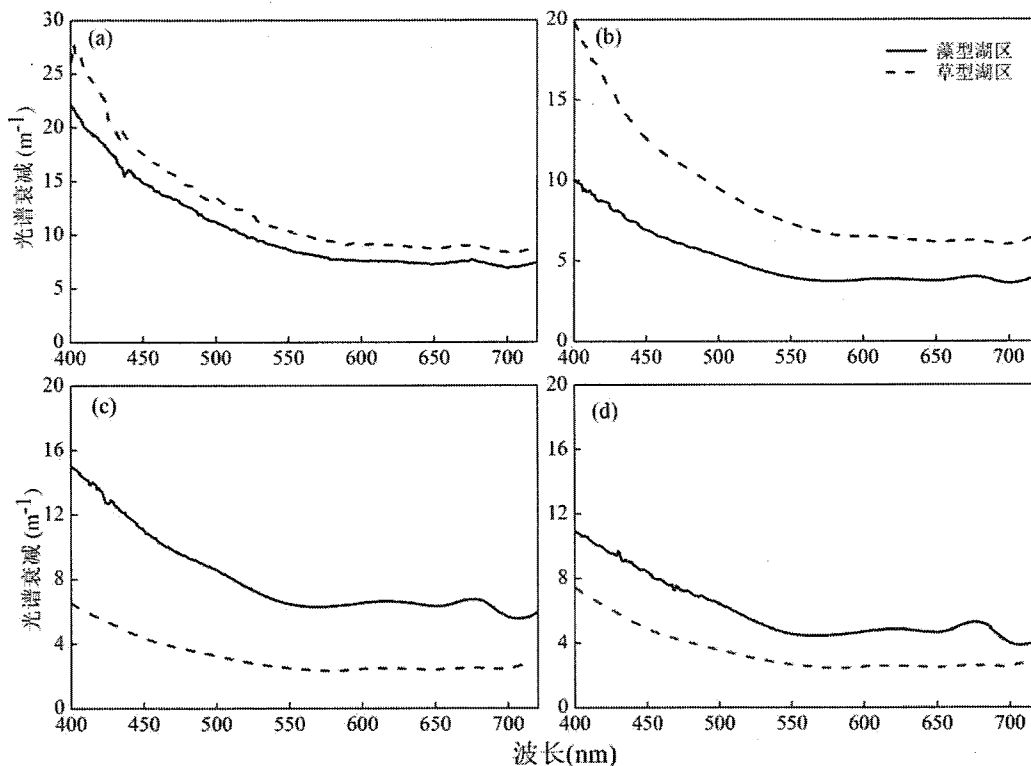


图 3.5 草、藻型湖区不同季节光谱衰减特征 (a)冬季 (b)春季 (c)夏季 (d)秋季

Fig. 3.5 Seasonal variations of spectral attenuation coefficients in PD and MD regions (a) winter (b) spring (c) summer (d) autumn

3.4 讨论

3.4.1 不同生态类型对水体生物光学特性的影响

由于沉水植物和浮游藻类的生长、死亡和降解,不同生态类型对太湖水体的生物光学特征有极其重要的影响。在草型湖区,冬季由于沉水植物的死亡使得其水体中总悬浮物和非色素颗粒物的浓度显著高于其它季节。冬季里,没有

沉水植被的覆盖且草型湖区水深较浅（平均水深仅 1.69m）因而底泥很容易发生再悬浮。冬季草型湖区的沉水植物覆盖度为 $17\pm 26\%$ ，而在春、夏、秋季该区域沉水植物覆盖度则分别为 $65\pm 21\%$ 、 $88\pm 12\%$ 和 $75\pm 42\%$ 。在沉水植物生长旺盛的三个季节中，总悬浮物浓度、非色素颗粒物浓度以及 $K_d(\text{PAR})$ 相对于冬季均显著降低。夏季沉水植物生长最旺盛时^[139]，总悬浮物浓度、非色素颗粒物浓度以及 $K_d(\text{PAR})$ 分别仅为冬季的 27.5%、15.2%和 14.6%（图 3.4a1, b1, c1）。该结果也证实了 *Havens* 等提出的浅水湖泊中沉水植物可影响其水质的结论^[132, 140]。Obrador 等对地中海滨海泻湖 *Albufera des Grau* 进行了为期四年的研究，结果表明冬季沉水植物生长受光限制最为强烈，这一方面是由于冬季温度较低、沉水植物生长较差覆盖度较低，另一方面也是由于地中海气候冬季降水量大、水位上升导致的^[141]。

在太湖的藻型湖区，情况则完全相反。由于缺少沉水植物的覆盖，总悬浮物、非色素颗粒物、藻类颗粒物和 $K_d(\text{PAR})$ ，全年均维持在较高水平。藻型湖区水体生物光学特性的变化主要与风速、动力扰动和水华的爆发相关。

3.4.2 水下光场对湖泊不同生态型转换的作用

稳态模型^[100]已经成为浅水湖泊研究和管理的范例。当浅水湖泊被沉水植物覆盖的生态型主导时，这些湖泊可以维持一个低 TSM 浓度、藻类颗粒物、营养盐，以及高透明度的稳定状态。相反，没有沉水植物覆盖的浅水湖泊则会维持在一个高 TSM 浓度、藻类颗粒物、营养盐、以及低透明度的状态。

也有一些研究观测了湖泊不同生态型之间的转换^[103]，以及同一个湖泊内位于不同区域的不同生态型^[130]。从遥感数据可以得知，太湖同时具有草、藻生态类型以及过渡生态型。太湖被沉水植物覆盖的总区域面积从 2001 年的 454.6km^2 降低至 2007 年的 364.1km^2 ，且贡湖湾的沉水植被由于 2007 年严重的水华事件几乎全部消失^[18, 139]。然而，在湖西沿岸带以及东北部的光福湾、胥口湾，东太湖仍然有大量的沉水植被覆盖^[139]。

有两种技术手段可以改善水下光场环境并促使湖体从藻型向草型转变。第一种方法是在沉水植物生长期降低水体深度。美国的大型富营养化浅水湖泊 *Lake Okeechobee* 即是利用这种方法达到了提高沉水植物覆盖度和生物量的效果^[140]。在太湖，1989~2010 年的 52 次遥感计算的结果也显示一月到三月间的水深与沉水植物的覆盖度有负相关关系^[142]。因此，可以利用控制水位的方法，在沉水植物萌发生长期间降低湖水深度以达到恢复沉水植物的目的。第二种方法是提高真光层深度。许多研究显示沉水植被的分布和生物量受真光层深度的控制^[8, 143]。在太湖，真光层深度主要受制于悬浮物的浓度，悬浮物的浓度主要

受水动力过程的影响^[144, 145], 因而可以通过降低水动力扰动来达到降低悬浮物浓度进而提高真光层深度的目的。

3.5 小结

(1) 长期定位试验显示, 草型湖区的总悬浮颗粒物, 非色素颗粒物浓度以及 PAR 衰减系数均显著低于藻型湖区。相对于藻型湖区, 草型湖区 PAR 衰减系数较低, 水质较好且水体中颗粒物浓度较低。

(2) 草、藻型湖区不同季节光谱衰减特征差异较大。春季草型湖区光谱衰减系数在整个波段均显著高于藻型湖区。夏、秋季节则藻型湖区光谱衰减系数显著高于草型湖区, 且藻型湖区光谱衰减曲线呈现显著的藻类吸收特征。进一步结合遥感手段和短期高频监测, 对浅水湖泊不同生态型湖区的光学特性及物理动力过程进行研究, 将有助于我们更好提高沉积物再悬浮对水下光场环境影响的理解。

第四章 太湖典型草、藻型湖区水下光场对沉积物再悬浮的响应机制

第一节 典型风浪过程对草、藻型湖区光学特性的影响

4.1.1 引言

大型浅水湖泊是高度扰动性水体,入湖河流、风力作用、船舶扰动以及不同的生态系统类型共同影响并决定着水体物理、化学、生物环境的变化。水动力对浅水湖泊生态系统的影响是多方面的:①影响到底泥营养盐的释放和内源负荷的大小^[68, 70];②改变水土界面的氧化还原环境使微生物发生变化,从而影响有机物的降解和矿化^[146];③决定蓝藻的下沉、上浮、垂直迁移,进而控制蓝藻水华的时空分布和迁移堆积^[61, 63, 147];④影响水下光照分布及光场结构^[23, 148]。

风力驱动的沉积物再悬浮、河流输入以及船舶扰动是大型浅水湖泊环境扰动的主要驱动因子,会引起悬浮物、藻类和沉水植物(SAV)大规模的时间和空间的异质性^[8, 9, 105]。而在这众多影响中最直观的影响就是风浪搅动容易引起沉积物再悬浮,降低水体透明度、增加光衰减,进而影响湖泊初级生产力和沉水植物空间分布^[11-14]。

在一些浅水湖泊中,已经有研究者运用光学探头进行了定位水下光学参数的测定,对沉积物再悬浮的短期变化进行了研究^[23, 149]。但是对于不同生态型区域间,短期内风驱动的沉积物再悬浮与水下光场的关系,以及这些相互作用的临界值的研究还相对欠缺。

之前有一些针对于太湖风浪对沉积物悬浮的影响、营养盐的释放、水下光场、初级生产力的研究,其中有关于太湖草、藻型湖区对比的报道^[9, 144, 145]。不过,其中大多数研究持续时间均较短,并且排除了气象水文因子的影响,因而波高和波切应力这些关键要素阈值并未得到。为了填补这些空白,我们在太湖草型和藻型湖区进行了4~9天的短期高频实验,旨在抓住风浪引起沉积物再悬浮之前、过程中以及之后的关键过程,提高动力扰动对水体的生物光学特性、生态过程的影响机理的理解,进而获得其与水下光场变化的内在联系。

4.1.2 材料与方法

(1) 采样时间与点位

藻型湖区:2010年7月24日至8月1日在梅梁湾进行了为期9天的连续观测,研究区域无沉水植物覆盖(图4.1b, d);观测点位于梅梁湾太湖生态系统

研究站 (TLLER) 栈桥顶端, 距离岸边 240m, 观测点水深 2.3m, 底泥厚度 0.3m (图 4.1b)。

草型湖区: 2007 年 8 月 28 日至 8 月 31 日在胥口湾 (草型湖区) 进行了为期 4 天的连续观测, 观测期间沉水植物覆盖度为 80% (图 4.1c, e); 观测点位于太湖东南部, 水深 1.5m, 底泥厚度为 1.0m。

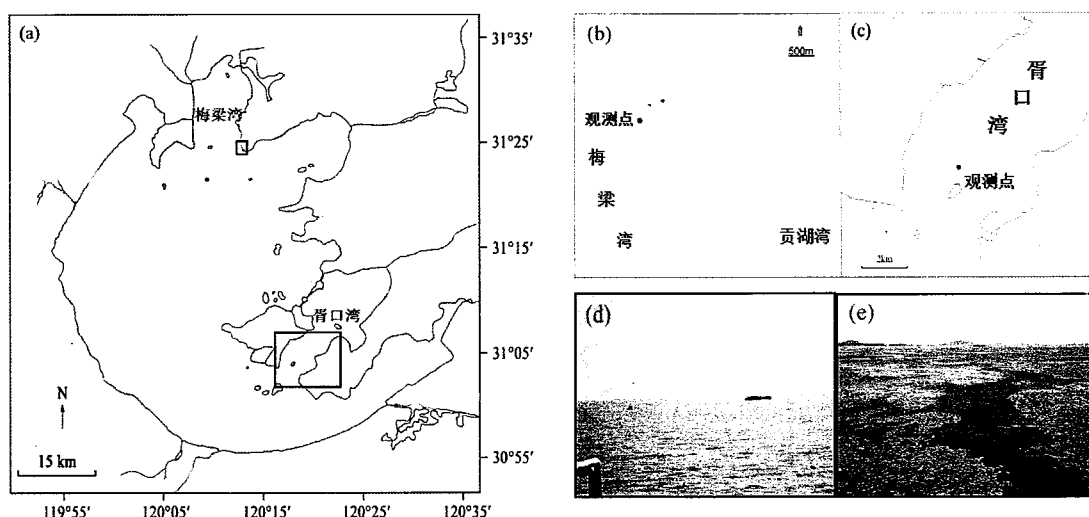


图 4.1 梅梁湾、胥口湾位置示意图(a); 梅梁湾(b)、胥口湾(c)高频采样位置; 梅梁湾(d)、胥口湾(e)采样点位现场照片

Fig. 4.1 Location and conditions of the phytoplankton-dominated (PD) and macrophyte-dominated (MD) sampling sites in Lake Taihu. (a), Location of the short-term, high-frequency observations, site in Meiliang Bay (b) and Xukou Bay (c). In situ photos of the short-term high-frequency sites in Meiliang Bay (d) and Xukou Bay (e)

(2) 样品采集及沉水植物观测

梅梁湾试验(图 1b)观测期间每天分别在 09:00 和 17:00 分水下表层(0.2m)、中层(1.2m)、底层(2.0m)三层进行水样采集(各 500mL), 通过对在线风速风向数据进行实时观察, 若发现风速变化较大则进行加密采样。胥口湾试验(图 4.1c), 观测期间每天的 9:00、13:00 和 17:00 分水下表层(0.2m)、中层(0.8m)、底层(1.4m)三层进行水样采集(各 2000mL)。所有短期试验的样品采集后均放入酸洗过的 2L 瓶中, 样品处于野外时 4°C 冷藏保存。

所有样品均在中国科学院太湖湖泊生态系统研究站进行分析, -20°C 保存不超过 3 天。CDOM 样品测定前用 Millipore 滤膜过滤后 4°C 保存。所有样品测定均在 2 周之内完成。目前的研究已经证实类似的短期冷冻不会造成有色物质测定的低估, 因而不会影响光谱测定的结果^[135]。

短期试验每个站点的采样过程中, 沉水植物的覆盖度均为肉眼的大致观测

结果, 沉水植物种类是在约为 $5\text{m} \times 5\text{m}$ 观测区域内的统计结果。

(3) PAR 的测定

参照第二章 2.2.2。

(4) 水文气象参数的测定

梅梁湾 2010 年的短期高频实验中风速和风向数据来源于距离采样点 100m 的全球湖泊生态观测网络 (Global Lake Ecological Observatory Network: GLEON) 的 Vaisala WXT520 (Vaisala Inc, 芬兰) 自动气象监测站。2007 年的胥口湾短期高频观测中风速和风向数据来自采样点临时附近放置的自动气象监测站。梅梁湾和胥口湾的试验中, 波高的测定均使用放置在湖底以上 0.5m 的向上 SonTek 1.0-MHz PC-XR。

2010 年梅梁湾短期试验中, 风速和风向数据获取频率为每 10 分钟一个, 波浪数据为每 30 分钟一个; 进而计算出波高, 波周期以及波切应力^[9]。2007 年的胥口湾试验中, 风速和风向数据获取频率为每 10 分钟一个, 波浪数据为每 5 分钟一个。风浪过程划分为: 30 分钟内平均风速 $< 3\text{m/s}$ 为小风浪, 风速在 $3 \sim 5\text{m/s}$ 为中风浪, 风速 $> 5\text{m/s}$ 为大风浪。

(5) CDOM 吸收和颗粒物吸收的测定

参照第二章 2.2.3。

(6) 叶绿素 a 、悬浮物 (TSM) 和非色素颗粒物浓度的测定

参照第三章 3.2.7。

(7) 切应力的计算

切应力是水动力对水-沉积物界面作用的一种表现。湖流运动过程会对水-沉积物界面产生水平切应力 (T_e^b)。波浪运动过程中也会对水-沉积物界面产生底部波切应力 (T_w^b)。当水动力所形成的切应力大于沉积物的临界切应力时, 沉积物将会被动力悬浮进入上覆水体。根据水力学的判断标准, 沉积物临界切应力状态指此时表层沉积物颗粒开始逐步悬浮。波切应力和流切应力的计算参照相关文献^[150]。

(8) 数据分析

数据分析包括均值计算、线性以及非线性拟合、独立样本 t 检验, 使用 SPSS16.0 软件进行。 $p < 0.05$ 为显著, $p > 0.05$ 为不显著。

4.1.3 结果与分析

(1) 水文气象参数

藻型湖区有 4 天持续或者较短的小风浪过程：7 月 27 日，7 月 28 日，7 月 30 日，7 月 31 日；2 天中具有强风浪过程：7 月 25 日，7 月 30 日；其它时间为中风浪过程（图 4.2）。藻型湖区波高与波切应力的变化规律与风速相似（图 4.2a~4.2c）。最高风速 13.9m/s，最高波高 23.7cm 和最大波切应力 0.103N/m^2 均出现在 7 月 30 日。引起沉积物再悬浮的临界切应力约在 $0.03\sim 0.04\text{N/m}^2$ 之间

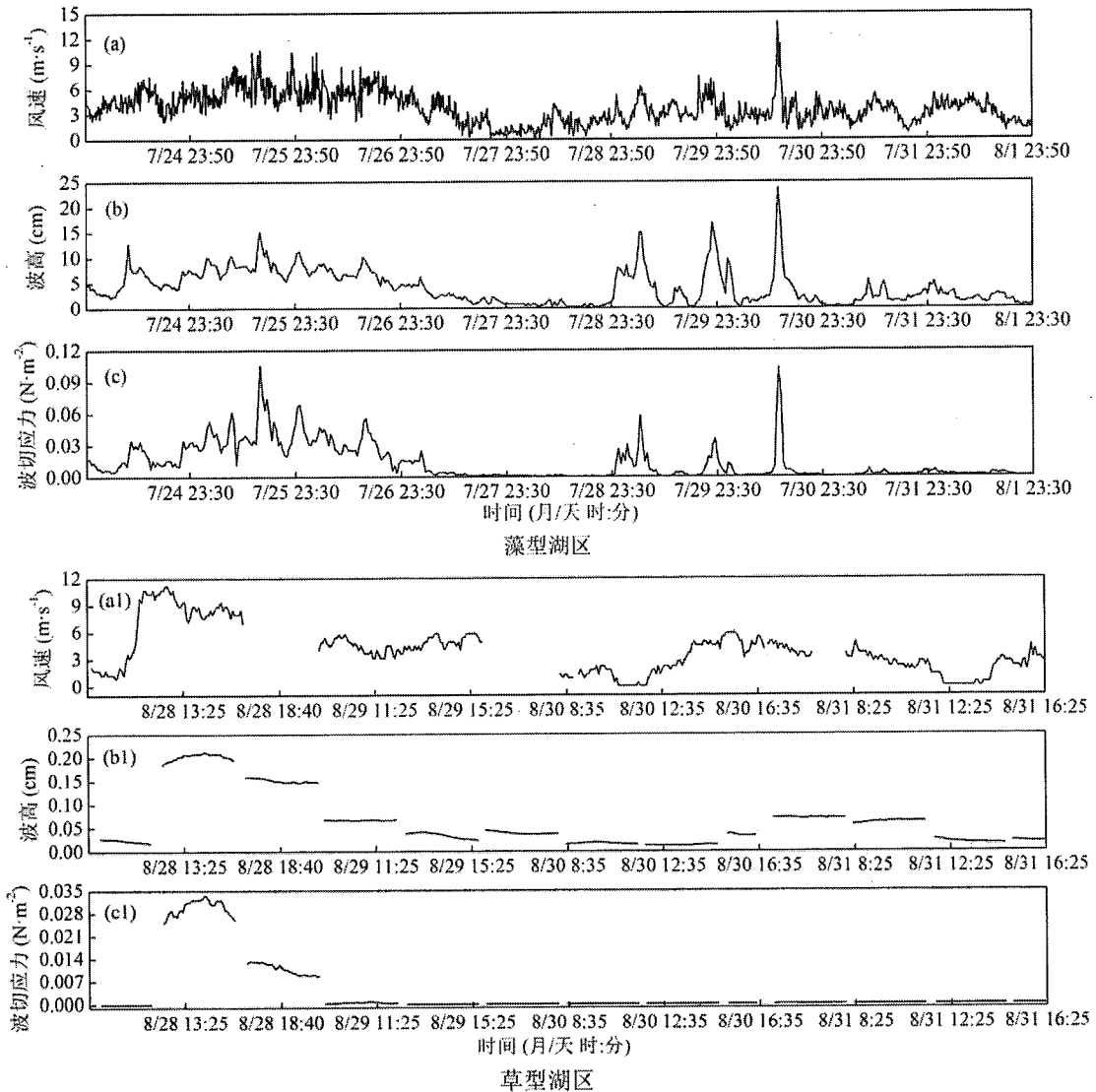


图 4.2 采样期间藻型，草型湖区的风速(a, a1)，波高(b, b1)，波切应力(c, c1)短期高频变化图

Fig. 4.2 Short term time series of (a) wind speed, (b) wave height, (c) wave stress in the PD region from July 24 to August 1 2010, and (a1) wind speed, (b1) wave height, (c1) wave stress in the MD region from August 28 to August 31 in 2007

草型湖区有 2 天持续或者较短的小风浪过程：8 月 30 日，8 月 31 日；1 天的强风浪过程：8 月 28 日；其它时间为中风浪过程（图 4.2）。草型湖区只在大风下有波高和波切应力的响应，而在小风和中风下波高和波切应力的响应均较弱（图 4.2a1, b1, c1）。波切应力除了在 8 月 28 日之外均接近于 0。风速相当时，草型湖区的波高和波切应力显著低于藻型湖区（ t -test, $p < 0.05$ ）。观测期间未发现大规模沉积物再悬浮的现象，因而临界切应力值远大于 0.034N/m^2 。

(2) $K_d(\text{PAR})$ 和 OASs 浓度

草、藻型湖区与光衰减有关的物理、化学参数如图 4.3。藻型湖区各指标的变化范围和（均值 $\pm$ 标准差）分别为： $K_d(\text{PAR})$ 为 $2.45\sim 10.42\text{m}^{-1}$ ($4.22\pm 1.67\text{m}^{-1}$)， C_{TSM} 为 $25.95\sim 170.17\text{mg/L}$ ($49.49\pm 28.99\text{mg/L}$)， C_{Trypton} 为 $24.58\sim 164.07\text{mg/L}$ ($45.58\pm 28.48\text{mg/L}$)， $C_{\text{Chla+Pa}}$ 为 $13.31\sim 106.36\mu\text{g/L}$ ($43.45\pm 30.94\mu\text{g/L}$)（图 4.3a, b, d）。草型湖区对应指标为： $K_d(\text{PAR})$ 为 $0.77\sim 1.15\text{m}^{-1}$ ($0.96\pm 0.19\text{m}^{-1}$)， C_{TSM} 为 $2.08\sim 4.24\text{mg/L}$ ($2.86\pm 0.89\text{mg/L}$)， C_{Trypton} 为 $1.25\sim 2.17\text{mg/L}$ ($2.71\pm 0.90\text{mg/L}$)， $C_{\text{Chla+Pa}}$ 为 $0.98\sim 2.34\mu\text{g/L}$ ($1.64\pm 0.41\mu\text{g/L}$)（图 4.3a1, b1, d1）。

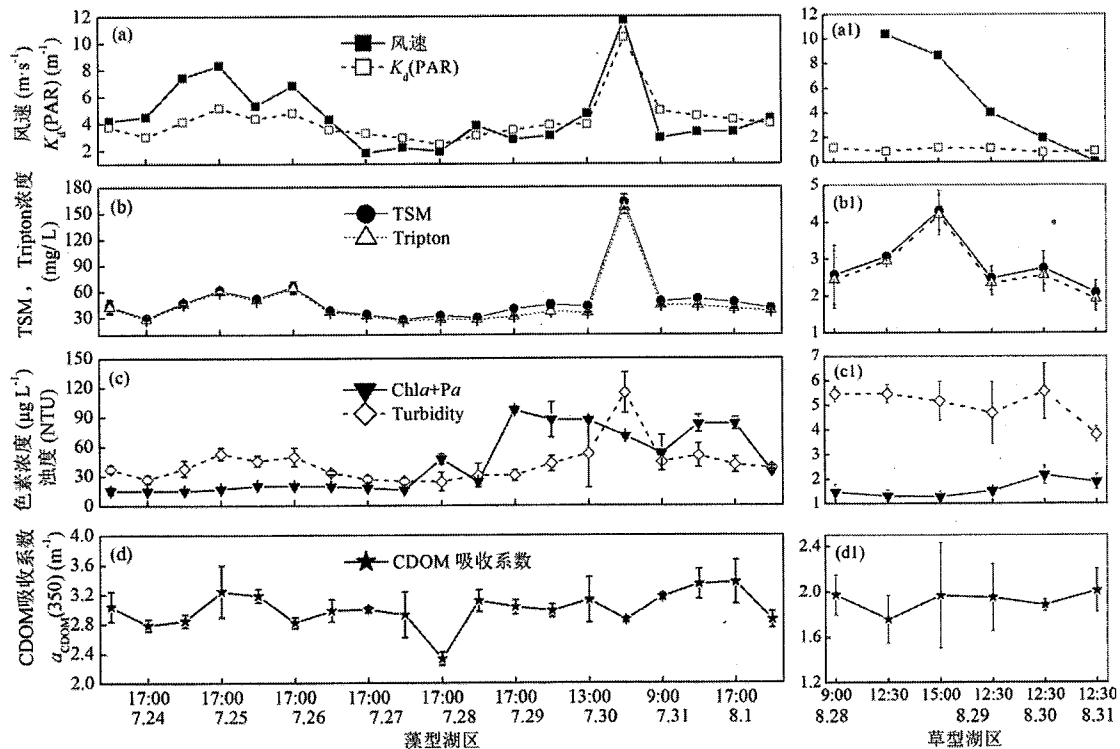


图 4.3 采样期间藻型，草型湖区风速和 $K_d(\text{PAR})$ (a, a1)，TSM 和无机碎屑物浓度(b, b1)，浊度(c, c1)及 $a_{\text{CDOM}}(350)$ (d, d1)变化（均值和标准偏差）

Fig. 4.3 Short-term time series of variations of wind speed and PAR diffuse attenuation coefficient (a, a1), TSM and tripton concentrations (b, b1), pigment concentration and turbidity (c, c1), and CDOM absorption coefficient at 350 nm (d, d1) in PD and MD region

(3) 光学活性物质吸收系数和贡献比例

在对两个区域的观测中, 风速变化范围相似, 藻型湖区为 1.83~11.7m/s, 草型湖区为 1.96~10.04m/s (图 4.3a, 4.3a1)。然而, 两个湖区的六个物理化学指标间差异显著 (图 4.3); 藻型湖区的 $K_d(\text{PAR})$ 、 C_{TSM} 、 C_{Trypton} 、 $C_{\text{Chla+Pa}}$ 、浊度和 $a_{\text{CDOM}}(350)$ 均显著高于草型湖区 (t -test, $p < 0.001$)。这与我们在沉水植物生长期间对两个湖区长期观测试验得到的结果一致。两个区域中风浪对 CDOM 吸收系数的影响均不显著。

草、藻型湖区不同风速下 a_p 、 a_d 、 a_{ph} 和 a_{CDOM} 见图 4.4。藻型湖区小、中、大风下各组分光谱吸收系数分别为: 总颗粒物 $a_p(440)$ 为 4.16、3.25 和 5.25m^{-1} ; 非色素颗粒物 $a_d(440)$ 为 1.45、1.72 和 4.21m^{-1} ; 藻类 $a_{ph}(440)$ 为 2.72、1.53 和 1.03m^{-1} ; $a_{\text{CDOM}}(350)$ 为 3.03、3.00 和 2.94m^{-1} (图 4.4a, b, c, d)。三种光学活性物质中, 非色素颗粒物随风速的变化最大, 大风下是小风下的 1.90 倍。其次为浮游藻类, 小风下是大风下的 1.64 倍。 $a_{\text{CDOM}}(350)$ 随风速的变化最小。

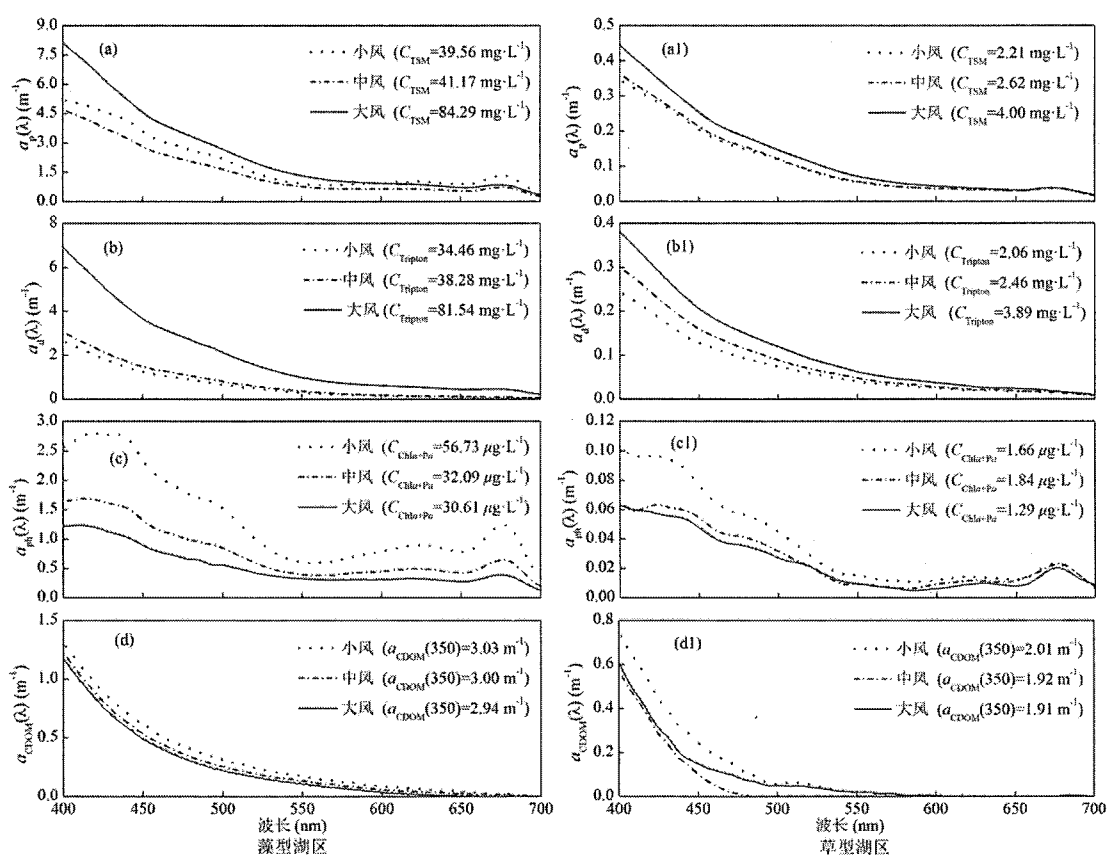


图 4.4 藻型, 草型湖区不同风速条件下总颗粒物 $a_p(\lambda)$ 、非色素颗粒物 $a_d(\lambda)$ 、浮游藻类 $a_{ph}(\lambda)$ 和有色可溶性有机物 $a_{\text{CDOM}}(\lambda)$ 吸收系数变化(a~d, a1~d1)

Fig. 4.4 Spectral absorption coefficients of total particles $a_p(\lambda)$, tripton $a_d(\lambda)$, phytoplankton $a_{ph}(\lambda)$ and CDOM $a_{\text{CDOM}}(\lambda)$ under three different wind and wave strengths in the PD region (a~d) and

MD region (a1~d1). C_{TSM} , $C_{Tripton}$ and $C_{Chla+Pa}$ were TSM, tripton and pigment concentration respectively. $a_{CDOM}(350)$ was the CDOM absorption coefficient at 350 nm

草型湖区小、中、大风下各组分光谱吸收系数分别为：总颗粒物 $a_p(440)$ 为 0.24、0.24 和 $0.29m^{-1}$ ；非色素颗粒物 $a_d(440)$ 为 0.15、0.18 和 $0.24m^{-1}$ ；浮游藻类 $a_{ph}(440)$ 为 0.09、0.06 和 $0.05m^{-1}$ ； $a_{CDOM}(350)$ 为 2.05、1.91 和 $1.90m^{-1}$ （图 4.4 a1, b1, c1, d1）。三种光学活性物质中，非色素颗粒物随风速的变化也最大，大风下是小风下的 1.60 倍。浮游藻类浓度和 $a_{CDOM}(350)$ 随着风速的增大略有降低。

藻型湖区的总颗粒物、非色素颗粒物以及浮游藻类的光谱吸收系数均为草型湖区的十倍以上，差异十分显著（ t -test, $p < 0.001$ ）。藻型湖区的 CDOM 的吸收系数也显著高于草型湖区（ t -test, $p < 0.001$ ）。

4.1.4 讨论

(1) 光学活性物质吸收系数贡献比例分析

为了进一步说明每种光学活性组分对风浪的响应，分析了每种光学组分对 PAR 衰减的贡献（表 4.1）。藻型湖区大风下的总颗粒物吸收系数显著高于小风和中风条件，相对于小风下分别升高 16.3% 和 46.1%。CDOM 吸收系数随风速的变化较小，小、中、大风下分别为 0.30、0.26 和 $0.23m^{-1}$ 。藻类吸收系数随着风速的增加显著降低，小、中、大风浪下分别为 1.33、0.76 和 $0.53m^{-1}$ 。对应的，由于沉积物再悬浮，非色素颗粒物的吸收系数在小、中、大风浪下的吸收系数分别为 0.62、0.74 和 $1.88m^{-1}$ 。大风浪作用下由于混合作用将表层的水华搅入下层，使得藻类颗粒物吸收系数变小。纯水占总衰减的比例不足 5%，并且贡献比随着风浪的增大而减小。总体上，风浪引起的沉积物再悬浮导致非色素颗粒物吸收系数的显著增加，以及其贡献比的增加；降低了藻类的吸收系数以及其对 PAR 衰减的贡献比（表 4.1）。夏季藻型湖区小风浪和中风浪条件下颗粒物吸收系数基本相当。这是由于微风条件有利于藻类的堆积，使得小风浪下藻类的吸收系数大于中风浪；而中风浪会引起沉积物的再悬浮，提高了非色素颗粒物的吸收系数，与此同时本身处于水体表面的藻类进入整个水体，使得藻类的吸收系数显著降低。

在草型湖区，风浪作用对每种光活性物质吸收系数及贡献比的影响均相对较小。从小风浪到大风浪，非色素颗粒物的吸收系数分别为 0.07、0.08 和 $0.11m^{-1}$ ，其相对贡献率则分别为 7.4%、8.6% 和 10.3%。随着风浪的增大，藻类的吸收系数逐渐降低，分别为 0.04、0.03 和 $0.02m^{-1}$ ；其贡献比则分别为 4.0%、2.7% 和 2.3%。

藻型湖区颗粒物（非色素颗粒物和藻类）对 PAR 衰减的贡献最大（>39%），

而在草型湖区纯水对水体 PAR 衰减的贡献最大 ($\geq 15\%$) (表 4.1)。因此, 相对于草型湖区, 风浪通过引起的沉积物再悬浮进而增加非色素颗粒物的吸收和散射对草型湖区产生更大的影响。另外, 随着风速的增大, 总吸收对 $K_d(\text{PAR})$ 衰减的贡献降低, 说明随着水体中颗粒物的大量增加, 散射对光衰减的作用增强。

表 4.1 草、藻型湖区各风速条件各组分吸收系数 PAR 波段积分值及贡献率

Table 4.1 Absorption coefficients averaged over the range of PAR (pure water $a_w=0.152 \text{ m}^{-1}$) averaged the range of (PAR) and relative contributions of pure water, CDOM, tripton, phytoplankton and total absorption to PAR diffuse attenuation coefficient

区域	风速	a_{CDOM}	a_d	a_{ph}	a_p	a	$K_d(\text{PAR})$
		m^{-1}					
藻型	小	0.30	0.62	1.33	1.95	2.40	3.67
	中	0.26	0.74	0.76	1.50	1.91	3.78
	大	0.23	1.88	0.53	2.41	2.79	6.12
草型	小	0.11	0.07	0.04	0.11	0.37	0.92
	中	0.06	0.08	0.03	0.11	0.32	0.95
	大	0.08	0.11	0.02	0.13	0.36	1.02
区域	风速	$a_{\text{CDOM}}/$ $K_d(\text{PAR})$	$a_d/$ $K_d(\text{PAR})$	$a_{\text{ph}}/$ $K_d(\text{PAR})$	$a_p/$ $K_d(\text{PAR})$	$a/$ $K_d(\text{PAR})$	$a_w/$ $K_d(\text{PAR})$
		贡献率 (%)					
藻型	小	8.2	16.9	36.1	53.0	65.4	4.1
	中	6.8	19.5	20.2	39.7	50.5	4.0
	大	3.8	30.7	8.6	39.4	45.6	2.5
草型	小	12.0	7.4	4.0	11.4	39.9	16.5
	中	5.9	8.6	2.7	11.3	33.2	16.0
	大	7.8	10.3	2.3	12.6	35.3	14.9

(2) 水文气象参数水体生物光学特性与 OASs 浓度的相关性分析

由于能量从风到达水体进而扰动底泥是一个较为缓慢的过程, 因而风浪对于湖泊水体各项指标的影响具有一定的迟滞效应。为了确定风浪能量传递过程的大概时间范围, 本研究收集了采样前 60 分钟之内的风速瞬时数据 (藻型湖区每 10 分钟一个, 草型湖区每 5 分钟一个), 对不同时段 (采样前 10、20、30、40、50 和 60 分钟) 的风速取均值以代表该时段的平均风速; 并对采样前不同时段平均风速与 $K_d(\text{PAR})$ 、 C_{Tripton} 的相关性进行了分析。

藻型湖区 $K_d(\text{PAR})$ 、 C_{Tripton} 与采样前 10 分钟平均风速的相关性最好, 指数模拟得到的相关系数分别为 0.848 和 0.849 (图 4.5a)。因此, 以下对风速与理化指标和光学参数之间的分析均基于 10 分钟平均风速。图 4.5b 给出了 PAR 漫

射衰减系数与 10 分钟平均风速的线性关系，由图中可以看出，在包括（实线）和不包括（虚线）圆圈中最大点的情况下，两者均呈现显著的线性关系。

草型湖区 $K_d(\text{PAR})$ 、 C_{Trypton} 同样与采样前 10 分钟平均风速的相关性最好（图 4.5c）。与藻型湖区不同的是，草型湖区内 C_{Trypton} 与平均风速间的决定系数(0.157)显著低于藻型湖区 (0.848) (表 4.2, 图 4.5)。

两个研究区域内 C_{Trypton} 与风速的决定系数均高于 $K_d(\text{PAR})$ 与风速间的决定系数。这是由于一方面风浪会引起沉积物的再悬浮（主要是非色素颗粒物）进而影响光的衰减；另一方面，风浪的增强会引起表面藻类在水柱中混合，会在一定程度上降低 $K_d(\text{PAR})$ 与风速之间相关性（图 4.5）。测定深度的波动以及表面波浪对入射光的折射和反射也会影响测定的精度，尤其是在强风下这些影响会更为强烈。

藻型湖区 C_{Trypton} 、 $K_d(\text{PAR})$ 与风速、波高、波切应力之间存在显著的指数相关关系（表 4.2）。 C_{Trypton} 、 $K_d(\text{PAR})$ 与风速间的相关系数均大于 0.80。 C_{Trypton} 与波高和波切应力之间的决定系数小于 $K_d(\text{PAR})$ 与波高和波切应力间的决定系数 (0.610, 0.573 vs 0.654, 0.582)。

草型湖区 C_{Trypton} 与风速、波高、波切应力间的决定系数均显著高于 $K_d(\text{PAR})$ 与风速、波高、波切应力间的决定系数。草、藻型湖区指数模型决定系数差别较大，与两次短期试验水下 PAR 的采集次数不同有关：草型湖区水下 PAR 在 4 天内采集 52 次，而 C_{Trypton} 只在采集水样时进行了测定（仅 6 次）。

对草型湖区的分析中，只有 C_{Trypton} 与波高、波切应力之间具有显著正相关关系； C_{Trypton} 、 $K_d(\text{PAR})$ 与风速、波高、波切应力之间无相关性或相关性较弱（结果未在表 4.2 中给出）。显示出草型湖区风浪对沉积物再悬浮以及水下光场影响较小，与藻型湖区的情况相异。

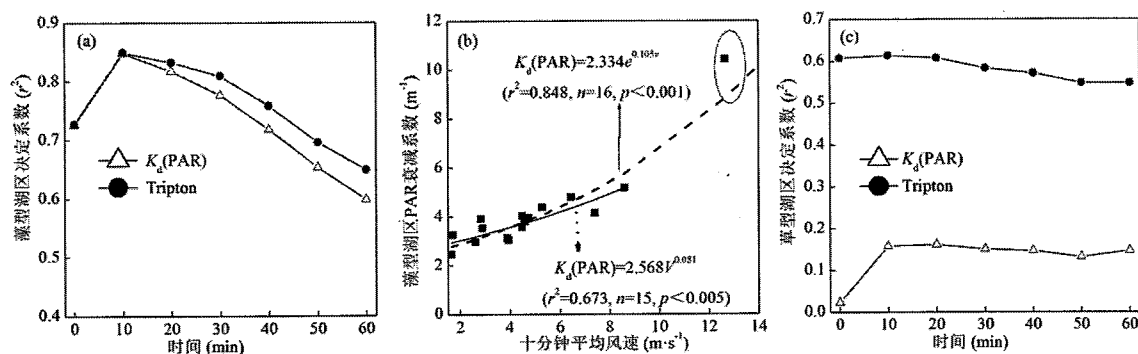


图 4.5 藻型湖区(a)，草型湖区(c)采样前一小时内不同时间无机碎屑物浓度、 $K_d(\text{PAR})$ 与风速的决定系数。藻型湖区采样前 10 分钟平均风速与 $K_d(\text{PAR})$ 的线性模型(b)；对包含最高风速 12.65 $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ （圈中的点，虚线）与不包含最高风速（实线）分别进行了模拟

Fig. 4.5 Determination coefficients between tripton concentration and wind speed (v), diffuse attenuation coefficient $K_d(\text{PAR})$ and wind speed (v) at different times within the hour before sampling, in the PD region (a) and MD region (c). Linear model between $K_d(\text{PAR})$ and the 10-minute antecedent average wind speed in the PD region (b); two linear relationships were fitted: including the highest wind speed of 12.65 m/s (circle, dash line), and excluding the highest wind speed (solid line)

表 4.2 草、藻型湖区的无机碎屑物浓度 (C_{Tripton}), $K_d(\text{PAR})$ 与风速(v), 波高(H_s), 波切应力(T_w)的指数模型

Table 4.2 Exponential models between tripton concentration, PAR diffuse attenuation coefficient and wind speed, wave height, wave shear stress in the PD and MD regions of Lake Taihu

区域		水文气象参数	指数模型	r^2	n	P
藻型湖区	非色素颗粒物	风速 (v)	$C_{\text{Tripton}} = 19.910e^{0.146v}$	0.849	16	<0.001
		波高 (H_s)	$C_{\text{Tripton}} = 28.020e^{0.065H_s}$	0.610	16	<0.001
		波切应力 (T_w)	$C_{\text{Tripton}} = 30.930e^{11.920T_w}$	0.573	16	<0.005
	$K_d(\text{PAR})$	风速 (v)	$K_d(\text{PAR}) = 2.334e^{0.105v}$	0.848	16	<0.001
		波高 (H_s)	$K_d(\text{PAR}) = 2.955e^{0.049H_s}$	0.654	16	<0.001
		波切应力 (T_w)	$K_d(\text{PAR}) = 3.198e^{8.650T_w}$	0.582	16	<0.005
草型湖区	非色素颗粒物	风速 (v)	$C_{\text{Tripton}} = 2.016e^{0.054v}$	0.613	5	0.117
		波高 (H_s)	$C_{\text{Tripton}} = 2.1630e^{2.535H_s}$	0.725	6	<0.05
		波切应力 (T_w)	$C_{\text{Tripton}} = 2.294e^{15.845T_w}$	0.761	6	<0.05

C_{Tripton} : 非色素颗粒物浓度 (mg/L); $K_d(\text{PAR})$: PAR 漫射衰减系数 (m^{-1}); v , H_s , T_w 分别为 10 分钟平均风速 (m/s), 波高 (cm), 和波切应力 (N/m^2); 草型湖区 $K_d(\text{PAR})$ 的与水文气象参数之间无显著相关关系故未列出。

4.1.5 结论

(1) 利用高频水文气象及生物光学观测数据, 揭示了风浪引起的沉积物再悬浮、浮游藻类的混合迁移对水体生物光学特性短期变化的影响。高频观测能弥补月均观测在时间上的不连续, 帮助人们更好的理解太湖这种高度变化水体的生物光学特性动态变化规律。

(2) 藻型湖区风浪引起的沉积物再悬浮对颗粒物吸收以及 PAR 漫射衰减的影响显著。由于搅动混合, 浮游藻类吸收系数随风速增大而减小, CDOM 吸收变化不明显, 风浪主要增加非色素颗粒物吸收和散射。而在草型湖区, 风浪作用对每种光活性物质吸收系数及贡献比的影响均相对较小。风浪和沉水植物分布综合影响太湖水体生物光学特性。

(3) 藻型湖区引起沉积物再悬浮的临界切应力约为 $0.03\sim0.04\text{N}/\text{m}^2$, 而在草型湖区由于具有沉水植物的抑制作用, 这一临界切应力值远大于 $0.034\text{N}/\text{m}^2$ 。

第二节 太湖水动力过程与固有光学特性间模型构建

4.2.1 引言

当自然光进入水体后,首先与水体分子和粒子之间产生弹性作用包括散射和光量子的吸收;第二步为无弹性的相互作用包括 CDOM 和藻类颗粒物的荧光以及与水分子产生的拉曼散射^[151]。光线在水体里传播过程中的散射和吸收是影响水色的重要因素。一般情况下,把吸收、散射、后向散射、光束衰减和散射相函数作为描述水体固有光学特性的主要参量。

内陆湖泊生态问题的加剧促进了湖泊水色遥感的发展。水体生物光学模型的研究也逐渐引起研究者的注意。这些模型一般都基于水体光辐射传输理论,以及水体的表观光学特性、固有光学特性和各种水色组分的浓度^[152]。生物光学模型将水体的 IOPs, AOPs 以及水体各组分浓度参数联系起来,从而提高水色遥感的精度,目前已广泛应用于水质参数的反演^[136, 152, 153]。对于内陆二类水体来说,水体的光学特性具有极为显著的区域差异,因此加强对不同区域湖泊水体光学特性的测定有助于提高生物光学模型的精度^[153-155]。

内陆浅水湖泊水体的生物光学特性主要受制于水动力过程,尤其是风浪驱动的沉积物再悬浮过程^[24, 156]。风驱动是控制浅水湖泊垂直变化的主要驱动力^[157]。风浪引起的沉积物再悬浮导致悬浮物增多,进而增加光的吸收、散射和衰减^[14, 23, 149]。风浪引起的扰动甚至会加剧有色可溶性有机物的释放^[23],影响有机物质的降解和矿化^[146]。一项在伊利湖(美国北部的大型浅水湖泊)的研究表明,再悬浮的沉积物上选择性吸附的有机物质也会造成颗粒物及有机物吸收系数的变化,从而增大总吸收系数^[28]。另外,颗粒物上蓄积的有色有机物质也为光学模型参数化增加了不确定性^[28]。

海洋和沿岸水体的光衰减特性研究已经较多^[154, 158-160]。而内陆浑浊水体的此类研究,尤其是高频研究则相对较少^[23, 161]。也有一些研究探究了浅水湖泊中微风或者暴风对湖泊生态特性、沉积物迁移、波浪能量的影响^[8, 162-164]。Eleveld (2012) 将 MERIS 图像与 TSM 的现场测定结果结合起来,基于风速、风向以及水深建立了沉积物再悬浮模型^[156]。然而,由于观测频率较低,我们对波浪、湖流对浅水湖泊水体光学特性的动力学及瞬时变化的影响还知之甚少。

本高频试验在大型浅水湖泊太湖展开,研究了水动力过程对水体固有光学特性(包括吸收、散射和光束衰减)以及浊度的影响。定位、高频光学观测当前已经成功运用于粒子动力学以及水下光场的研究,采集频率多为几个小时一次,这对于揭示采样点位生物光学特性的瞬时变化是远远不够的^[14, 149]。从目前国内已报道的研究现状来看,本试验是第一个在浅水湖泊中运用极高频次观

测手段探究风浪对水下光场影响的尝试。本小节的研究的目标是：(1) 确定水动力过程与固有光学特性之间的关系；(2) 抓住浑浊水体光学特性变化的瞬时关键过程；(3) 为未来进一步的优化生物光学模型，提高二类水体水色遥感精度提供帮助。

4.2.2 材料与方法

(1) 采样时间与点位

短期定位高频观测在太湖北部的梅梁湾，临近太湖生态系统研究站（图 4.6）。观测点位于栈桥顶端，距离岸边 240m，水深 2.3m。观测点位湖底沉积物厚度为 20cm^[165]，颗粒物粒径中值为 $11.67 \pm 2.08 \mu\text{m}$ （朱梦圆，未发表数据），观测时间为 2010 年 9 月 8~2010 年 9 月 21 日，为期 14 天。

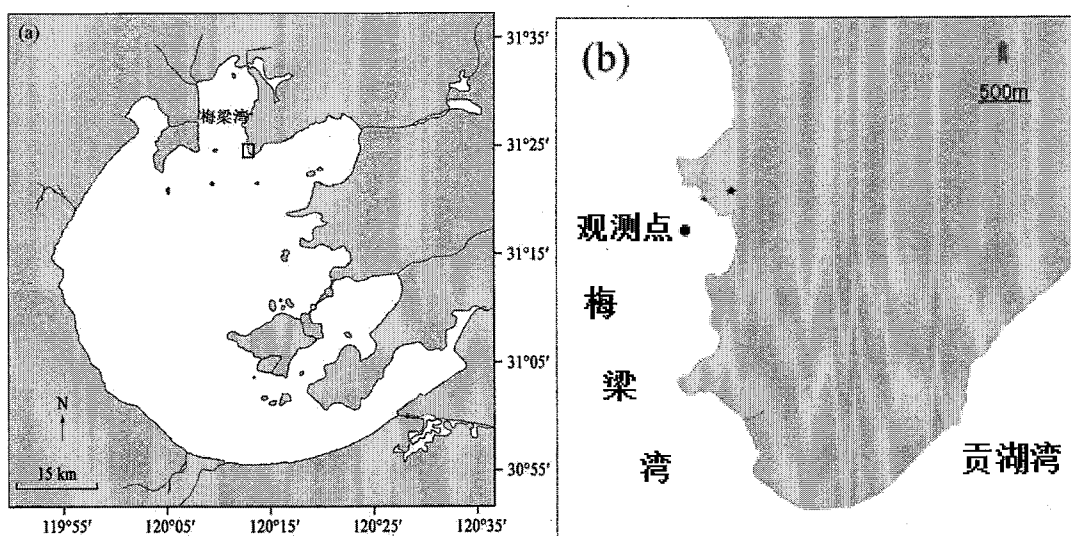


图 4.6 高频观测试验采样点位图(a)梅梁湾位置图(b)观测点位图

Fig.4.6 Location of the in situ high-frequency sampling site. (a) Location of Meiliang Bay, and (b) location of the observation site

(2) 气象参数测定

风速、风向、水温、水体表面浊度数据每 10 分钟测定一次，来自距离采样点 50m 的全球湖泊生态观测网络（Global Lake Ecological Observatory Network: GLEON）。

(3) 固有光学特性的测定

光学测量仪器置于栈桥顶端，是一个内置可以潜水的离心采样泵、尼龙滤膜和光学传感器的不锈钢架子。探头的测定深度是 1.0m。WETLabs ac-s 仪器

的抽吸、动力以及数据记录是由 WETLabs DH4 数据自动监测器控制 (WET Labs, Philomath, OR, USA)。每 5 分钟完成采样一次, 仪器先从睡眠状态转为工作状态, 采样前对泵进行两分钟的冲洗, 将系统中的滞留水和聚积颗粒物冲洗掉, 再连续采样 30 秒。

试验时间为 2010 年 9 月 8 日~2010 年 9 月 21 日, 每 5 分钟对水体吸收系数和光束衰减系数进行一次测定。由于进行仪器清洗, 9 月 13 日 7:00~14:15 未进行数据采集。

WETLabs ac-s 在可见光波段有 85 个光谱通道, 光谱分辨率为 4nm, 测定精度为 $\pm 0.01\text{m}^{-1}$, 可对吸收系数和光束衰减系数进行同步测定。试验前, WETLabs ac-s 仪器用纯水和空气校正, 测定误差在出厂误差之内 ($\pm 0.005\text{m}^{-1}$)。光在水体中的吸收和光束衰减系数与水体的温度和盐度有关。太湖属于淡水湖泊, 因而无需进行盐度的校正, 温度依据 Pegau 等^[166]和 Sullivan 等^[167]的方法进行校正。校对方程如下:

$$a'_{p+g}(\lambda) = a_m(\lambda) - [\Psi_t(t-t_r) + \Psi_s(S-S_r)] \quad (4-1)$$

$$c_{p+g}(\lambda) = c_m(\lambda) - [\Psi_t(t-t_r) + \Psi_s(S-S_r)] \quad (4-2)$$

a_m 是测得的吸收系数; $a'_{p+g}(\lambda)$ 是进行过温度和盐度校正的颗粒物与 CDOM 吸收系数之和; c_m 是测得的光束衰减系数; $c_{p+g}(\lambda)$ 是进行了温度和盐度校正的颗粒物与 CDOM 光束衰减系数之和; t 是观测点位的温度; S 是观测点位的盐度; t_r 和 S_r 分别为校正温度和盐度。

另外, 颗粒物吸收用 ac-s 测得的最长波段处的光谱值进行了散射校正:

$$a_{p+g}(\lambda) = a'_{p+g}(\lambda) - a'_{p+g}(\lambda_{\max}) \quad (4-3)$$

其中 $a_{p+g}(\lambda)$ 是校正过的颗粒物与 CDOM 吸收系数之和; $\lambda_{\max}$ 是校正波长, 考虑到太湖的浊度极高, 此处使用本次试验中所测的最长波段, 为 733.5nm。

由于水体中的有色可溶性有机物 (CDOM) 对散射的影响极小, 因而颗粒物的散射系数可由下式得到:

$$b_p(\lambda) = c_{p+g}(\lambda) - a_{p+g}(\lambda) \quad (4-4)$$

其中 $b_p(\lambda)$ 是颗粒物的散射系数; $c_{p+g}(\lambda)$ 是颗粒物和溶解性物质的光束衰减系数; $a_{p+g}(\lambda)$ 是颗粒物和溶解性物质的吸收系数。 $c_{p+g}(\lambda)$ 和 $a_{p+g}(\lambda)$ 是由 ac-s 直接测得后, 通过方程 (4-1) ~ (4-3) 校正得到。

红光波段 (如 650nm 和 670nm) 的光束衰减系数可以用于表征天然水体中 TSM 浓度^[168]。一般情况下, $c_{p+g}(650)$ 的升高可用于表征 TSM 浓度的上升, 且对直径 20 μm 以内的颗粒物响应最为灵敏^[169]。本试验中选取 440nm 和 677nm 处的吸收、散射和光束衰减表征固有光学特性的变化。

(4) 吸收系数和光谱衰减系数的拟合

CDOM 和非色素颗粒物随波长的固有光学特性变化特征, 均可以用指数模型进行模拟^[125, 170]。在太湖这类大型浅水湖泊中, 总颗粒物中以非色素颗粒物主导^[171], 我们对 411nm 到 677nm 间的颗粒物及 CDOM 的吸收系数进行了如下的指数模拟:

$$a_{p+g}(\lambda) = a_{p+g}(677)e^{S_{p+g}(677-\lambda)} \quad (4-5)$$

S_{p+g} 是颗粒物和 CDOM 的吸收系数光谱斜率。

在海岸带、大洋水体以及湖泊中, 颗粒物衰减光谱的谱型随着波长的增加而单调递减^[169, 172]。校正后颗粒物衰减系数随波长降低(411nm 到 677nm)的谱型符合双曲指数模型^[173]。另一方面, 双曲指数模型同时可以较好的描述 CDOM 的光谱衰减特征^[174], 我们建立了如下的双曲指数模型^[173]。Boss 等(2001)发现 $c_p(\lambda)$ 和 $c_{p+g}(\lambda)$ 均可通过双曲指数模型得到光谱斜率^[173]。参照波长的选择不会影响光谱斜率的拟合结果, 鉴于本论文中建立了 $c_{p+g}(677)$ 与浊度之间的回归模型, 因而选择以 677nm 作为参照波长。

$$c_{p+g}(\lambda) = c_{p+g}(677)(\lambda/677)^{-\gamma_{p+g}} \quad (4-6)$$

式中 γ_{p+g} 为颗粒物和 CDOM 光束衰减系数光谱斜率, 可表征颗粒物的有机无机组成和粒径大小。

(5) 数据分析

许多因素会影响风浪引起的再悬浮以及光衰减的规模。Evans 在湖泊的一项研究显示风向及沿岸带地势均会对其造成影响^[175]。由于本研究地点接近于滨岸带, 风向及地势均可能为 IOPs 的重要影响因素。因此, 在分析风速及风向对水体固有光学特性影响时将实验数据依据风向分为八个组: NE 22.5°~67.5°, E 67.5°~112.5°, SE 112.5°~157.5°, S 157.5°~202.5°, SW 202.5°~247.5°, W 247.5°~292.5°, NW 292.5°~337.5°, N 0°~22.5° 和 337.5°~360°。

数据分析包括均值计算、线性和非线性拟合, 均使用 SPSS16.0 (社会科学统计软件包) 软件完成。由于不同风向的数据量差别较大, 因而不同风向间的各参量差异均使用独立样本 t 检验。运用回归分析检验了风速、浊度与吸收系数、衰减系数、光束衰减系数间关系的显著性。 $p>0.05$ 为显著, $p<0.05$ 为不显著。

4.2.3 结果与分析

(1) 气象和水文参数

在两周的观测期间, 风速和风向的变化较大 (图 4.7a, 4.7b)。强风 (30

分钟平均风速 $>6\text{m/s}$) 只有两天出现(9月11日和9月21日), 大体来说风向基本上稳定为W、NW、E和SW。此外, 还有3个短暂的大风过程, 分别为: 9月10日12时30分, 风速为 11.7m/s ; 9月12日7时10分, 风速为 7.6m/s ; 以及9月14日9时20分, 风速为 7.8m/s 。9月15日至19日之间风速相对稳定, 然后在20日突然升高。在9月12、14、15和19日观测到短暂的小风过程($<3\text{m/s}$), 中风过程于9月8、9、10、13、16和17日监测到, 而大风过程于9月11日和21日观测到(图4.7a)。

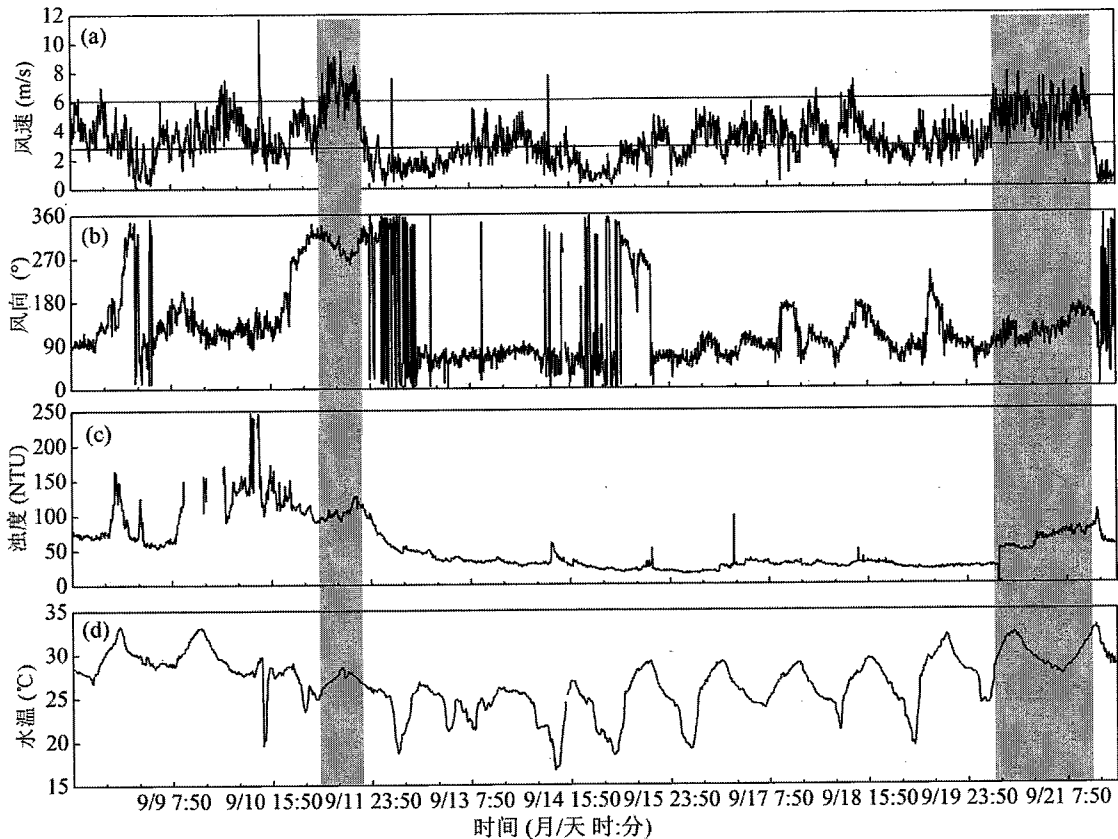


图 4.7 风速(a)风向(b)浊度(c)水温(d)时间序列变化。灰色部分为持续强风阶段

Fig. 4.7 Short term time series of changes in wind speed (a), wind direction (b), turbidity (c), and water temperature (d) from September 8 to September 21 2010. Grey bars indicate periods of continuous strong wind-waves .

研究期间浊度变化范围为 1.9 到 247.4NTU , 均值为 $52.72\pm 37.20\text{NTU}$ (图 4.7c)。三个浊度的峰值分别出现在 9 月 8、10 和 11 日。在两个强风浪过程中(9 月 11 日、9 月 20 至 21 日), 浊度随着风速的增加迅速上升(图 4.7a, 4.7c)。但是, 9 月 11 日和 21 日晚上, 随着风速的逐渐降低, 浊度并没有立即降到较低的水平。有研究结果显示太湖的沉降速率为 $0.002\sim 0.005\text{cm/s}$, 因此浊度不会立即下降^[176]。另外, 9 月 11 日前相对较高的浊度也可以解释为由于此前连续

的大风浪使并且颗粒物没有立即沉降。从图中还可看出风速与浊度并不始终同步或对应,这可能是由于不同风向影响的原因。在本节 4.2.4(2)部分中将着重讨论风向对固有光学特性的影响。

水温展现出昼夜差异,最低温出现在夜间 4:00~6:00,最高温出现在 14:00~16:00 (图 4.7d)。两周观测期间水温变化范围是 $16.7\sim 33.3^{\circ}\text{C}$ (均值 $26.74\pm 3.19^{\circ}\text{C}$)。水温在 9 月 8 号至 14 号之间呈降低趋势,随后至 9 月 22 日之间缓慢上升。

(2) 固有光学特性

表 4.3 和图 4.8 给出了 440nm 和 677nm 处的吸收、散射和光束衰减系数的统计数据及短期时间变化趋势。总体上,在两周的观测期间内, IOPs 在不同时间呈现较大波动。观测期间 $a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 和 $c_{p+g}(440)$ 的最大值分别为最小值的 2.50、2.72 和 2.38 倍;较之 440nm 处的固有光学特性, 677nm 处最大值分别为最小值的 4.91、3.42 和 3.36 倍,说明固有光学参数在长波波段的波动更为显著。这可能是由于风浪引起的沉积物再悬浮造成的颗粒物浓度增加引起了吸收、散射、光束衰减系数的显著增加,而对 CDOM 吸收的影响相对较小^[23]。随着波长的增加, CDOM 吸收呈指数衰减,因而对于长波波段的吸收系数和光束衰减系数变化的影响逐步减小,从而造成长波吸收、散射和光束衰减变化大于短波。

$b_p(440)$ 和 $c_{p+g}(440)$ 的变化趋势相一致,均在 9 月 10 日的 13:20、9 月 13 日的 0:20 以及 9 月 21 日的 6:50 达到峰值;两周的观测期间内 b_p 一直小于 c_{p+g} 。相对来说, $a_{p+g}(440)$ 在观测期间内相对恒定。9 月 10 日到 13 日期间及 9 月 21 日吸收系数较高,与强风浪过程相一致(图 4.8)。这是由于风浪引起了沉积物再悬浮,进而引起非色素颗粒物吸收系数的增加。

观测期间 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 的瞬时趋势相一致。 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 的五个明显峰值出现在 9 月 9 日的 14:00、1:40、17:30、21:00 及 7:00。 $b_p(440)$ 和 $c_{p+g}(440)$ 的三个峰值分别出现在 9 月 9 日的 14:00、21:00 和 7:00。 $b_p(440)$ 和 $c_{p+g}(440)$ 的另外两个吸收肩峰出现在 9 月 9 日的 1:40 和 17:30。677nm 及 440nm 处的散射系数和光束衰减系数均随着风浪的变化而变化。由于非色素颗粒物和 CDOM 的吸收随着波长的增加而降低,因而 $a_{p+g}(677)$ 显著低于 $a_{p+g}(440)$ 。同时,一般情况下 $a_{p+g}(\lambda)$ 通常在 670nm 处会由于藻类吸收的影响呈现峰值。而在本研究中, $a_{p+g}(440)$ 显著高于 $a_{p+g}(667)$,说明研究过程中非色素颗粒物为主导,因而藻类颗粒物的吸收可以忽略。

表 4.3 440nm 和 677nm 处吸收 (a_{p+g}), 散射 (b_p), 光束衰减系数 (c_{p+g}) 统计 (单位: m^{-1})

677 nm (unit: m^{-1})						
	$a_{p+g}(440)$	$b_p(440)$	$c_{p+g}(440)$	$a_{p+g}(677)$	$b_p(677)$	$c_{p+g}(677)$
变幅	6.28–15.73	23.89–64.89	32.59–77.70	0.76–3.73	18.56–63.32	19.48–65.50
均值±标准差	10.65±1.78	40.89±9.68	51.54±11.12	1.29±0.42	32.35±9.39	33.65±9.74

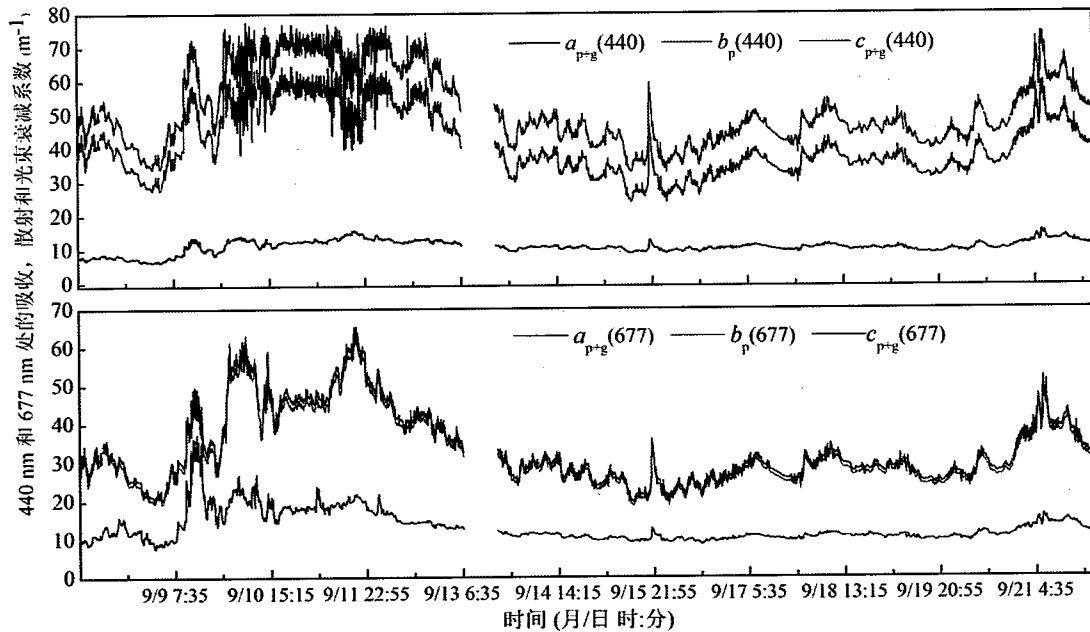


图 4.8 蓝红波段 (440nm 和 677nm) 吸收 (a_{p+g}), 散射 (b_p), 光束衰减系数 (c_{p+g}) 时间序列变化。图中 $a_{p+g}(677)$ 是原始数据的 10 倍

Fig.4.8 Short term time series of changes in the absorption (a_{p+g}), scattering (b_p) and beam attenuation coefficients (c_{p+g}) at the blue and red wavelengths (440 nm and 677 nm) from September 8–21 2010. Information of $a_{p+g}(677)$ presented in the figure was ten times that of the original data

为了研究风速大小对水体吸收和光束衰减的影响, 小、中、大风下各选取典型时段 50 分钟 (9 月 15 日 14:15~15:05、9 月 17 日 00:00~00:50 和 9 月 21 日 13:00~13:50), 具体吸收系数和光束衰减系数见图 4.9。所选取的每个时段, 风向均在 250° 和 317° 之间。由于采样点从北到南被湖岸包围 ($0^\circ\sim180^\circ$), 因而风区长度的影响可以忽略。

不同风速下, 颗粒物、CDOM 及 $a_{p+g}(\lambda)$ 的光谱曲线均随着波长的升高而降低。强风下的吸收系数显著高于小风和中风 (t -test, $p<0.001$)。不同风速条件下 675nm 波长处基本上均没有吸收峰, 说明水体中藻类较少。

三种风速条件下,光束衰减系数均随着波长的增大而减小(图 4.9b, d, f)。小风和中风条件下蓝光波段的峰值出现在 410nm 处,而大风条件下峰值出现在 470nm 处。光束衰减峰位置的变化可能是由于仪器饱和的原因。从图 4.9b、4.9d 和 4.9f 中可以看出,仪器饱和波谱区间为 400~700nm,仪器饱和的数值约为 $60\sim 65\text{m}^{-1}$ 。强风浪下的光束衰减系数显著高于小风和中风($t\text{-test}$, $p<0.001$)。

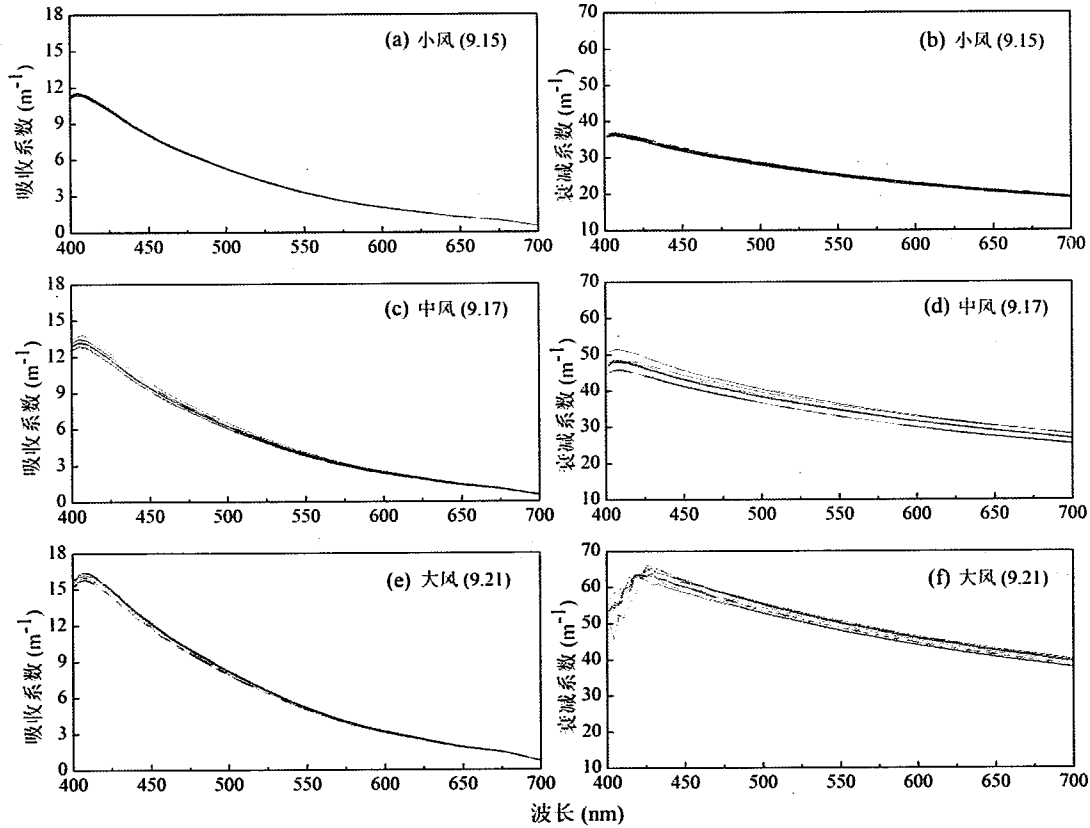


图 4.9 小、中和大风浪作用下光谱吸收(a, c, e)和光束衰减系数(b, d, f)

Fig. 4.9 Spectral absorption (a, c, e) and beam attenuation (b, d, f) coefficients under weak, moderate and strong winds

(3) 吸收系数和光谱衰减系数建模

选取小风、中风、大风三种风速下的典型时期(9月15日13:00~16:00、9月17日0:00~24:00和9月21日10:00~17:00)构建光束衰减系数的幂指数模型,并分别计算出光谱斜率 S_{p+g} 和 γ_{p+g} 。通过对 434 个样本在 411~677nm 波长范围内进行指数拟合,得到其决定系数均大于 0.997,说明指数模型可以很好的描述吸收系数的光谱变化规律(表 4.4)。不同风速下, S_{p+g} 的变化范围为 9.020 到 $9.549\mu\text{m}^{-1}$ 。不同风速组别间, S_{p+g} 随着风速的增加呈下降趋势(9.408~9.134),但相对于 γ_{p+g} 来说变幅较小。

双曲指数模型可以很好的描述 411nm 到 677nm 区间的光束衰减变化规律, 通过对 434 个样本的拟合结果显示, 决定系数均在 0.98 以上 (表 4.4)。随着风速的增大, γ_{p+g} 从 0.755nm^{-1} 增大至 1.225nm^{-1} 。从小风、中风到大风, γ_{p+g} 显著下降, 分别为 1.214nm^{-1} 、 1.110nm^{-1} 和 0.948nm^{-1} (t -test, $p < 0.001$)。

表 4.4 不同风速下 411nm~677nm 区间吸收系数指数模型及光束衰减系数双曲指数模型
Table 4.4 Exponential models of absorption coefficient (411nm~677nm) and hyperbolic exponent models of beam attenuation coefficient (411nm~677nm) and under three wave processes

风浪	采样次数		$a_{p+g}(677)$ 变幅 (m^{-1})	S_{p+g} 变幅(μm^{-1})	平均指数模型	r^2
小	61	吸 收 系 数	0.91–0.99	9.298–9.549	$a_{p+g}(\lambda) = 1.009e^{9.408(677-\lambda)}$	0.998
中	288		0.93–1.11	9.260–9.534	$a_{p+g}(\lambda) = 1.1446e^{9.401(677-\lambda)}$	0.997
大	85		1.34–1.54	9.020–9.257	$a_{p+g}(\lambda) = 1.531e^{9.134(677-\lambda)}$	0.997
风浪	采样次数		$c_{p+g}(677)$ 变 幅(m^{-1})	γ_{p+g} 变幅(nm^{-1})	平均双曲指数模型	r^2
小	61	光 束 衰 减系数	14.48–23.12	1.204–1.225	$c_{p+g}(\lambda) = 21.000(\lambda/677)^{-1.214}$	0.999
中	288		23.81–32.81	0.991–1.151	$c_{p+g}(\lambda) = 28.007(\lambda/677)^{-1.110}$	0.999
大	85		37.80–43.72	0.755–1.036	$c_{p+g}(\lambda) = 41.171(\lambda/677)^{-0.948}$	0.983

4.2.4 讨论

(1) 光谱衰减系数光谱斜率的讨论

本研究中获得的光谱斜率 ($0.755\sim 1.225\text{nm}^{-1}$) 落入 Boss 等(2001)在大陆架水体研究结果的范围内 ($0.4\sim 2.4\text{nm}^{-1}$) [173]。同时, 我们发现在大陆架水体 γ_{p+g} 的研究结果 ($0.7\sim 1.3\text{nm}^{-1}$) 与之前报道的 $c_{p+g}(660)$ 小于 0.6m^{-1} 的清洁水体的研究结果相一致[173], 同时也与本试验中 $c_{p+g}(660)$ 为 $20\sim 45\text{m}^{-1}$ 的浑浊水体的结果相吻合。另外, 本试验中得到的 γ_{p+g} 与 Boss 等(2001)得到的 γ_p 的结果 ($0.3\sim 1.1\text{nm}^{-1}$, 中值约为 1.0nm^{-1}) 更为接近。可惜的是, 本试验中未同步测定 CDOM 的光谱吸收, 因而无法计算得出 $c_p(\lambda)$ 和 γ_p 的值。为了与其他研究之间具有可比性, 我们在 2010 年 8 月底至 9 月初在同一采样点进行了连续 9 天的采样, 同时采集了光束衰减系数和 CDOM 吸收系数, 样本数为 59。采样期间最高风速为 13.9m/s , 两次采样期间的水文气象过程相似。经计算, 试验过程中 γ_{p+g} 相对于 γ_{p+g} 平均增加约 9%。在此基础上, 若将本试验中 γ_{p+g} 的校正为 γ_g , 则本试验 γ_p ($0.693\sim 1.124\text{nm}^{-1}$) 的中值也大约在 1.0 左右。事实上, 由于太湖属于极度浑浊的水体, CDOM 吸收系数显著低于颗粒物吸收系数, 因而可见光区间 γ_{p+g} 和 γ_p 的差异极小且 $c_{p+g}(\lambda)$ 完全由 $c_p(\lambda)$ 主导[171]。相反, 在 CDOM 衰减对 $c_{p+g}(\lambda)$ 贡献较大的清洁水域中, γ_{p+g} 比 γ_p 高约 180%。因此, 太湖水体的 γ_{p+g} 必然显著低于大陆架水域的研究结果[173]。同时, 本试验中以 γ_{p+g} 的结果代替 γ_p 进行讨论

是可行的。

光谱斜率 γ 与颗粒物粒径分布具有线性相关关系^[169]。因此,可通过对光谱斜率的计算获得采样点颗粒物的粒径分布特征。 γ 上升说明颗粒物粒径分布范围较小且平均粒径较低^[173, 177]。随着风浪从弱到强, γ_{p+g} 从 1.214 显著下降为 0.948, 说明颗粒物粒径分布范围及颗粒物平均粒径在风浪过程中有所上升^[173]。另外, γ_{p+g} 和 $c_{p+g}(676)$ 之间存在显著的负相关关系 ($r^2=0.90$, $p<0.001$, $n=434$), 说明颗粒物粒径分布和颗粒物平均粒径随着风速的增加呈现上升趋势。

(2) 不同风向下风速与 IOPs 的关系

风浪是引起太湖沉积物再悬浮及水体 IOPs 变化的主导因素。波浪的发展与风速、风区长度以及风持续时间有关^[178]。采样点处于梅梁湾内, 不同风向的风区长度有较大差异, 表 4.5 统计了八个风向的风区长度。从表 4.5 可以看出, 不同风向的风区长度从小到大依次为: NE、N、E、SE、S、W、NW 和 SW。其中, 较大的风区长度 (SW, 39385m; NW, 11227m; W, 8198m) 是较小的风区长度 (NE, 195m; N, 261m) 的 30 倍以上。

表 4.5 采样点不同风向风区长度

Table 4.5 Fetch length of the sampling site for all wind directions

风向	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
风区长度(m)	261	195	294	422	1078	39385	8198	11227

440nm 和 677nm 处吸收、衰减和光束衰减系数与风速的相关关系如表 4.6 和图 4.10a 所示, 按风向划分为八组分别进行了计算。当风向为 W 或 NW 时, $a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 与风速之间具有显著的正相关关系, 说明动力过程是影响水体固有光学特性瞬时变化的重要因素。之前也有一些研究揭示了风浪引起的沉积物再悬浮对于营养盐循环以及水体表观光学特性的关系^[23, 156, 165]。

风向为 NE 和 E 时, $a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 与风速之间有负相关或无相关性关系 (表 4.6)。当风向为 SE、S 或 SW 时, $a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 与风速间具有显著的正相关或负相关关系。当参数间为正相关关系时, 风向为 SE 或 E 时的相关系数显著低于风向为 W 或 SW 的取值, 说明观测点水体的固有光学特性对风区长度较长方向的风速响应更剧烈。

表 4.6 440nm 和 677nm 处吸收 (a_{p+g})、散射 (b_p) 和光束衰减系数 (c_{p+g}) 与风速的相关系数。风速按风向分为 8 个组, 分别进行计算

Table 4.6 Correlation coefficients between the absorption (a_{p+g}), scattering (b_p), beam attenuation coefficients (c_{p+g}) (at 440 and 677nm) and wind speed. Data is presented for all wind directions combined, and then separately for each of 8 wind directions

风向	n	440nm			677nm		
		$a_{p+g}(440)$	$b_p(440)$	$c_{p+g}(440)$	$a_{p+g}(677)$	$b_p(677)$	$c_{p+g}(677)$
All	1929	0.180**	0.193**	0.197**	0.230**	0.297**	0.296**
N	104	0.258**	0.339**	0.332**	0.422**	0.332**	0.335**
NE	314	-0.166**	-0.272**	-0.260**	-0.288**	-0.257**	-0.258**
E	708	-0.045	-0.014	-0.020	0.007	0.027	0.026
SE	372	0.184**	0.144**	0.156**	0.027	0.179**	0.175**
S	144	0.262**	-0.005	0.042	-0.161*	0.046	0.033
SW	25	0.242	0.558**	0.532**	0.461*	0.538**	0.537**
W	108	0.790**	0.599**	0.651**	0.833**	0.832**	0.832**
NW	154	0.323**	0.454**	0.447**	0.506**	0.464**	0.466**

*: $0.01 < p < 0.05$, **: $p < 0.01$

$a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 与风速的相关关系在风向不同时产生差别的原因, 主要与采样点的具体位置有关。水体光学性质的短期变化与波浪剪切力紧密相关, 而剪切力的大小是由风速, 风持续时间以及风区长度共同影响的^[179]。采样点的具体位置从北部到东部再到南部 (图 4.8), 因此 N、NE、E 和 SE 风向的风区长度显著低于其它风向。离岸风向的 SW、W 和 NW 与吸收系数, 光束衰减系数的相关系数相对较高; 其中, W 的相关系数达到 0.833 (表 4.6)。风浪过程中浅水湖泊太湖的固有光学特性与最大风速, 风区长度, 以及上一次沉积物再悬浮发生的时间有关。

(3) 浊度与 IOPs 间经验反演模型的建立

440nm 及 677nm 波长处的吸收, 散射, 衰减与浊度的相关系数见表 4.7 及图 4.10b。风向为 N、NE、S、SE、W 及 NW 时, $a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 6 个参数均与浊度之间呈现显著的正相关关系。风向为 E 和 SW 时, $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 5 个参数与浊度之间有显著正相关关系。另外, 从表中可以看出 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 与浊度的相关性高于 $a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 和 $c_{p+g}(440)$ 与浊度的相关性。这也是红光波段 (650nm 和 670nm) 的散射和光束衰减系数常用作表征天然水体中 TSM 浓度的原因^[168]。另外, CDOM 对蓝光波段的吸收的衰减的贡献较大, 使得 $a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 和 $c_{p+g}(440)$ 与浊度之间的相关关系较低。较之风速, 浊度与吸

收系数, 散射系数以及光束衰减系数的相关性在不同风向之间差别较小。因此, 我们在所有风向之间建立了浊度与吸收系数 (图 4.11a) 和光束衰减系数 (图 4.11b) 的相关关系。

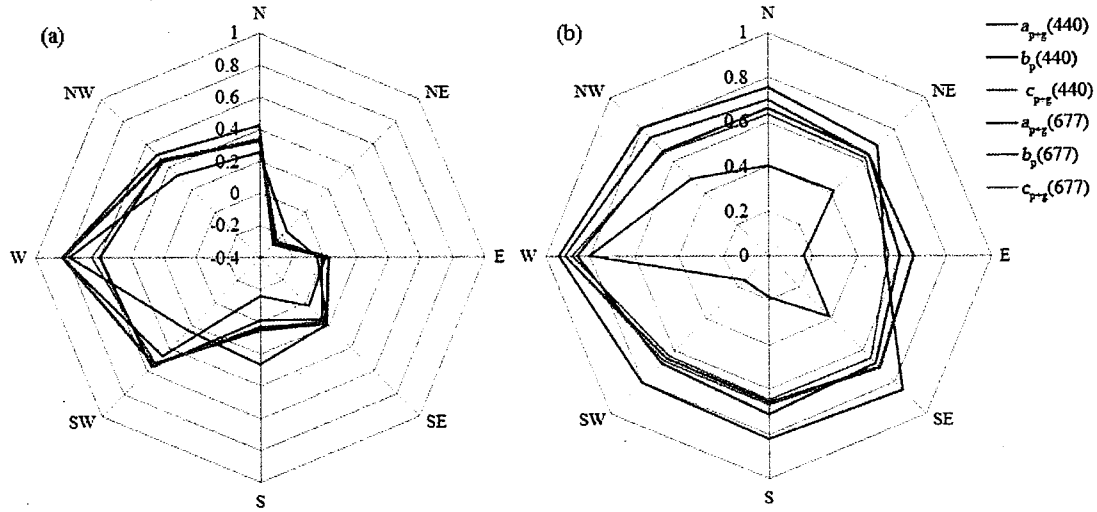


图 4.10 $a_{p+g}(440)$ 、 $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 与风速(a)、浊度(b)之间相关系数玫瑰图

Fig. 4.10 Rader chart of correlation coefficients among $a_{p+g}(440)$, $b_p(440)$, $c_{p+g}(440)$, $a_{p+g}(677)$, $b_p(677)$, $c_{p+g}(677)$ and wind speed (a), turbidity (b)

表 4.7 440nm 和 677nm 处吸收 (a_{p+g})、散射 (b_p) 和光束衰减系数 (c_{p+g}) 与浊度的相关系数。风速按风向分为 8 个组, 分别进行计算

Table 4.7 Correlation coefficients between the absorption (a_{p+g}), scattering (b_p), beam attenuation coefficients (c_{p+g}) (at 440 and 677nm) and turbidity. Data is presented for all wind directions combined, and then separately for each of 8 wind directions

风向	n	440nm			677nm		
		$a_{p+g}(440)$	$b_p(440)$	$c_{p+g}(440)$	$a_{p+g}(677)$	$b_p(677)$	$c_{p+g}(677)$
All	1929	0.394**	0.673**	0.648**	0.822**	0.723**	0.728**
N	104	0.407**	0.662**	0.635**	0.752**	0.700**	0.702**
NE	314	0.413**	0.643**	0.619**	0.693**	0.637**	0.639**
E	708	0.156**	0.589**	0.539**	0.526**	0.648**	0.653**
SE	372	0.387**	0.682**	0.651**	0.848**	0.701**	0.710**
S	144	0.185	0.709**	0.647**	0.818**	0.655**	0.667**
SW	25	0.153	0.684**	0.633**	0.802**	0.653**	0.662**
W	108	0.803**	0.860**	0.882**	0.942**	0.915**	0.916**
NW	154	0.485**	0.667**	0.659**	0.808**	0.746**	0.750**

*: $0.01 < p < 0.05$, **: $p < 0.01$

当前,已经有一些研究探讨了 TSM 浓度与 IOPs 之间的相关关系,并建立起了 TSM 浓度与 IOPs(散射系数与光束衰减系数)之间的经验关系模型^[168, 180]。相对于其它光学参数来说,浊度数据更易测得,因而在许多高频实验中均对比了浊度与 TSM 浓度以及固有光学特性之间的关系^[149, 181-183]。在太湖这类浅水湖泊中,运用在线自动检测浊度的方法反演水体的固有光学特性会是一个有效且可行性较强方法(图 4.12)。将吸收系数、光束衰减系数光谱模型,与二者和浊度之间的经验模型相结合,则可通过对不同风浪状态下的浊度监测反演获得光谱吸收、后向散射以及光束衰减系数等 IOPs 的结果,同时也将有助于水色遥感生物光学模型的改进。

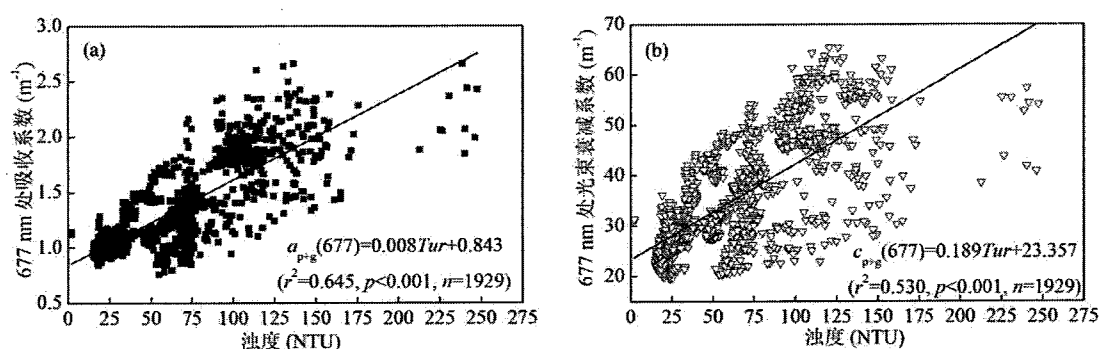


图 4.11 浊度与 677nm 处吸收系数(a)和光束衰减系数(b)线性相关模型

Fig. 4.11 Linear relationships between turbidity and absorption coefficient at 677 nm (a), beam attenuation coefficient at 677 nm (b)

4.2.5 结论

(1) 通过在浅水湖泊太湖高频生物光学和气象观测,我们得到研究区域吸收、散射和光束衰减系数的短期显著变化主要由风浪驱动。风区长度,风速对浊度、光吸收、散射及光衰减有显著影响。离岸风向 SW、W 和 NW 是对水下光场影响最大的三个风向。

(2) 不同风向下 $b_p(440)$ 、 $c_{p+g}(440)$ 、 $a_{p+g}(677)$ 、 $b_p(677)$ 和 $c_{p+g}(677)$ 与浊度之间均存在显著的相关关系 ($p < 0.001$)。

(3) 指数模型和双曲指数模型分别可以很好的模拟吸收系数及光束衰减系数的光谱特征。光谱斜率可用于表征颗粒物大小,强风下颗粒物粒径较大,对应的光谱斜率较小。

(4) 在太湖这类浅水湖泊中,通过对浊度的在线实时观测,结合吸收系数、光束衰减系数光谱模型,及二者与浊度之间的经验模型;进而反演水体的固有光学特性将会是一个有效且可行性较强方法。未来对浅水环境光学特性和物理

动力过程的研究，辅以遥感探测数据及短期高频监测，能够帮助我们更好地了解水下光场的变化及影响机制。

第五章 模拟条件下水下光场变化规律及其计算

5.1 引言

光在水体的传播过程中会由于纯水、悬浮物、浮游藻类以及有色可溶性有机物 (CDOM) 的吸收或散射而逐渐变弱。纯水的详细吸收系数已经由许多学者研究得到^[184-188]，一般被视为已知量，因而影响水体介质的光学特性的成分主要为：非色素颗粒物、藻类颗粒物和有色可溶性有机物。

水体单位固有光学特性反映了单位浓度水体组分的吸收和散射能力的程度，可在一定程度上降低区域和季节对水体吸收和散射能力的影响，是利用生物光学模型反演水体水质参数时最为重要的输入参数，其定义为水体中各个组分的吸收系数和散射吸收与其浓度的比值。对应的，水体固有光学特性包括：浮游藻类色素的单位吸收系数、非色素颗粒物单位吸收系数、CDOM 单位吸收系数以及总悬浮物单位散射系数等^[189]。

水体 $K_d(\text{PAR})$ 需要在采样现场进行测定，测定条件也相对较为苛刻。首先，水体 $K_d(\text{PAR})$ 需要在太阳高度角较大的情况下进行测定，因而测定时间需在正午前后；其次，要求天气晴朗无云且风浪较小；同时要求测定现场无阴影无遮挡。对于野外采样，尤其是太湖这类大型浅水湖泊来说，这些条件很难一一确保。因而，本章首次试图从两个方面入手探讨水体 $K_d(\text{PAR})$ 室内模拟方法，并利用实测数据进行了验证。方法一：获取水体单位固有光学特性，得到不同组分不同浓度下的比衰减光谱。水样采集后测定各光学组分的浓度，代入已得到的比衰减光谱，积分后得到 $K_d(\text{PAR})$ 。方法二：通过对各水色组分不同浓度的光合有效辐射衰减规律进行拟合得到拟合关系式。测定水样的各光学组分浓度，代入关系式计算得到 $K_d(\text{PAR})$ 。

前面几章的内容探讨了在各种水色组分共同影响下的水体生物光学特性，本章通过设计定量模拟扰动试验，分别获得非藻类颗粒物、藻类颗粒物及有色可溶性有机物的单位光学特性，探讨水体 $K_d(\text{PAR})$ 的室内模拟方法，旨在为水质参数的定量反演服务，同时加深对水体中不同光学活性物质对水体光学特性影响的了解。

5.2 材料与方法

5.2.1 试验方法

试验装置为带有动力搅拌装置的黑色有机玻璃桶，直径 0.6m，高度 0.8m，

容积为 220L。



图 5.1 试验所用的带有动力搅拌装置的黑色有机玻璃桶

Fig. 5.1 The black plexiglass barrel with dynamic stirring apparatus used in the experiment

5.2.2 水体光学组分的制备

(1) 藻类

试验选用铜绿微囊藻（蓝藻）和斜生栅藻（绿藻）作为代表藻种进行研究。铜绿微囊藻取自太湖原位生长的藻类，经富集，洗涤后得到；经镜检，铜绿微囊藻比例达 99.5%以上。斜生栅藻由中国科学院水生生物研究所提供藻种，在光照培养箱中培养。采用 BG11 培养基，培养过程中温度设置为 25℃，光暗周期比为 12:12。试验中铜绿微囊藻的梯度设置为： $C_{Chla}3\sim250\mu\text{g/L}$ ，7 个梯度；斜生栅藻梯度设置为： $C_{Chla}5\sim150\mu\text{g/L}$ ，7 个梯度。

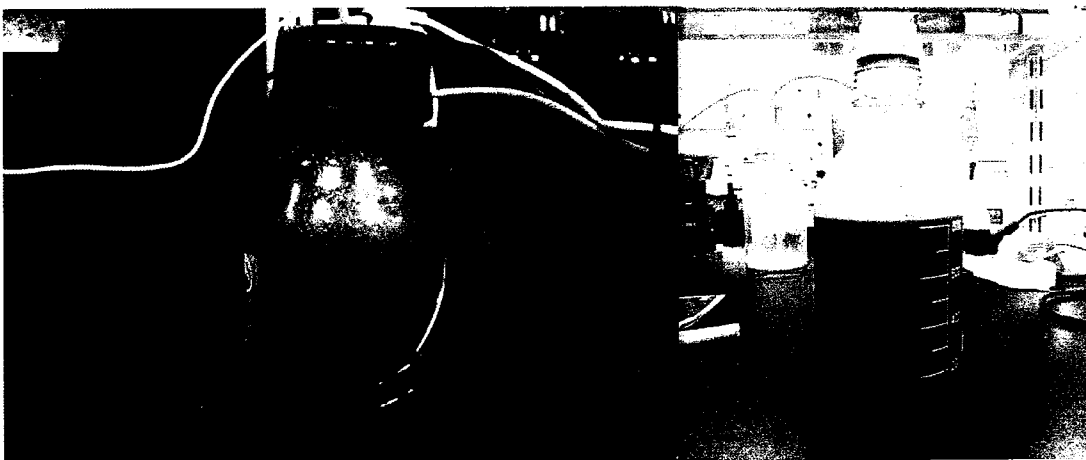


图 5.2 富集后的铜绿微囊藻（左图）和斜生栅藻（右图）

Fig.5.2 *Microcystis aeruginosa* (left) and *Scenedesmus obliquus* (right) after enrichment

(2) 非色素颗粒物

太湖梅梁湾表层 10cm 底泥，加入次氯酸钠漂白，彻底去除沉积物中浮游

藻类和底栖藻类等色素颗粒物后 105℃烘干、磨细、过 100 目筛。非色素颗粒物梯度设置为： C_{Tripton} 10~500mg/L，9 个梯度。

(3) 有色可溶性有机物 (CDOM)

藻类的降解是太湖这类富营养湖泊中 CDOM 的主要来源之一。因此，本试验采用的 CDOM 取自太湖原位生长的藻类，浓缩后加入纯水，经降解、离心、用 GFF 滤膜过滤后，再用 Millopore 膜过滤得到。CDOM 梯度设置为： $a_{\text{CDOM}}(350)$ 1~5.5 m^{-1} ，3 个梯度。

5.2.3 数据获取

(1) PAR 的测定

测定方法参照第二章 2.2.2，由于桶深度较浅，按水下 0、0.1、0.2、0.3、0.4m 共 5 层测定 PAR 强度。

(2) 遥感反射率的测定

遥感反射率 (Remote Sensing Reflectance) 是水体最重要，也是最常用的表观光学量之一，是水面实验获取的重要参量，虽然不能直接测量，但可以通过一定的测量方法配合相应的数据处理分析获取，其定义如下：

$$R_{\text{rs}} = \frac{L_w}{E_d} \quad (5-1)$$

本章中采用唐军武(2004)提出的地物光谱仪水面以上水体光谱测量法获取桶内的浮游藻类水体遥感反射率^[190]。实验选择在室外自然光源下进行光谱测量，测量时间为上午 10:00 至下午 2:00，地点选择在空旷的场地，以减少周围环境对光场的影响。本实验采用最典型的观测几何设置，即 $\phi_v=135^\circ$ ， $\theta_v=40^\circ$ 。在仪器面向桶内的藻类水体进行测量后，将仪器在观测平面内向上旋转一个角度，使得天空光辐亮度 L_{sky} 的观测方向天顶角等于水面测量时的观测天底角 θ_v ，从而测量天空光的辐亮度 L_{sky} 。分别观测到达传感器的辐亮度 L_{sw} 和天空漫散射 L_{sky} ，计算得到离水辐亮度 L_w

$$L_w = L_{\text{sw}} - r_{\text{sky}} L_{\text{sky}} \quad (5-2)$$

其中 L_{sky} 不带有任何水体信息，必须去掉； r_{sky} 为气-水界面对天空光的反射率。据经验，在上述观测几何条件下，平静水面可取 $r=2.2\%$ ，在 5m/s 左右风速的情况下， r 可取 0.025，10m/s 左右风速的情况下，取 0.026~0.028。本试验中依据试验时动力扰动造成的波动情况， r 的取值选择为 0.025。

E_d 是水表面上总的入射辐照度，可以由测量标准板的反射 L_p 而得：

$$E_d = L_p \pi / \rho_p \quad (5-3)$$

其中 ρ_p 为标准板的反射率。则,

$$R_{rs} = (L_{sw} - r_{sky} L_{sky}) \rho_p / (\pi L_p) \quad (5-4)$$

具体测量时设置 ASD 参数, 每次保存一条光谱, 避免太阳耀斑平均到光谱里面。每个样本测量 15 条光谱, 去掉异常值后余下的光谱做平均得到藻类水体的遥感反射率。

(3) 光束衰减系数及吸收系数的测定

除纯水之外的光束衰减系数 $c_{t-w}(\lambda)$ 是利用分光光度计直接测量原始水样相当于超纯水的光学密度得到的。为了降低前向散射, 使用 4cm 的比色皿, 并尽量远离接受窗口, 在 UV-2550PC 型分光光度计下测定原水样的吸光度。同时, 为尽可能降低多次散射, 对部分样品进行稀释以确保样品吸光度低于 1.2。理论上光束衰减系数可能被轻微低估, 尤其当出现前向散射峰时, 但研究表明这种方法仍然可行^[111, 191], 根据下式计算得到光束衰减系数^[106]。

$$c_{t-w}(\lambda) = 2.303 D(\lambda) / r \quad (5-5)$$

式中, $c_{t-w}(\lambda)$ 为 λ 波长相对于超纯水的光束衰减系数 (m^{-1}); $D(\lambda)$ 为光学密度; r 为光程路径 (m)。

有色可溶性有机物的光谱吸收系数及颗粒物吸收系数采用定量滤膜法测定。方法参照第二章 2.2.3

标准化吸收光谱可以去除吸收光谱中所包含的色素浓度及包裹效应等其它方面的影响, 因而可以更好地比较不同藻类的吸收光谱差异。标准化吸收光谱定义如下:

$$a_x^n(\lambda) = \frac{a_x(\lambda)}{a_x} \quad (5-6)$$

其中定义 $\overline{a_x} = \frac{\int_{\lambda_1}^{\lambda_2} a(\lambda) d\lambda}{\lambda_2 - \lambda_1}$ 平均吸收系数, λ_2 和 λ_1 为吸收光谱的波段范围,

本文分别取值为 700nm 和 400nm。

(4) 单位固有光学特性的计算

水体中各个组分的吸收系数和散射系数与其浓度做比值即得到了水体的单位固有光学特性 (Specific Inherent Optical Properties, SIOPs)

比吸收系数的定义如下:

$$a_{ph}^*(\lambda) = a_{ph}(\lambda) / C_{Chla} \quad (5-7)$$

$$a^*_{\text{Trypton}}(\lambda) = a_{\text{Trypton}}(\lambda) / C_{\text{Trypton}} \quad (5-8)$$

$$a^*_{\text{CDOM}}(\lambda) = a_{\text{CDOM}}(\lambda) / a_{\text{CDOM}}(\lambda_0) \quad (5-9)$$

其中, $a^*_{\text{ph}}(\lambda)$ 为浮游藻类的单位吸收系数。 C_{Chla} 为叶绿素 a 的浓度, 单位是 $\mu\text{g/L}$ 。 $a^*_{\text{Trypton}}(\lambda)$ 为非色素颗粒物的单位吸收系数。 C_{Trypton} 为非色素颗粒物浓度, 单位是 mg/L 。 $a^*_{\text{CDOM}}(\lambda)$ 为 CDOM 的单位吸收系数, λ_0 为参考波长, 一般选择 350nm ; 由于黄色物质的浓度的大小常用其在 350nm 处的吸收系数来表示, 因此 CDOM 的单位吸收系数不是 $a_{\text{CDOM}}(\lambda)$ 与 CDOM 的浓度的比值, 而是与 $a_{\text{CDOM}}(350)$ 的比值。

比衰减系数的定义如下 (由于 CDOM 被认为只有吸收没有衰减, 因而比衰减系数与比吸收系数相等):

$$c^*_{\text{ph}}(\lambda) = c_{\text{ph}}(\lambda) / C_{\text{Chla}} \quad (5-10)$$

$$c^*_{\text{Trypton}}(\lambda) = c_{\text{Trypton}}(\lambda) / C_{\text{Trypton}} \quad (5-11)$$

其中, $c^*_{\text{ph}}(\lambda)$ 为浮游藻类的单位衰减系数。 C_{Chla} 为叶绿素 a 的浓度, 单位是 $\mu\text{g/L}$ 。 $c^*_{\text{Trypton}}(\lambda)$ 为非色素颗粒物的单位衰减系数。 C_{Trypton} 为非色素颗粒物浓度, 单位是 mg/L 。

(5) 叶绿素 a 的测定

测定方法参照第三章 3.2.7。

5.3 结果与分析

5.3.1 水体固有光学特性

(1) 各光学组分吸收特征

通过非色素颗粒物、蓝藻、绿藻梯度添加试验, 获取了不同浓度下水体各光学组分的吸收光谱特征 (图 5.3, 图 5.4)。颗粒物浓度梯度的设置为 $10\sim 500\text{mg/L}$, 随着非色素颗粒物浓度的升高, 颗粒物吸收逐步增加。在可见光区间 ($400\sim 700\text{nm}$), 非色素颗粒物光谱呈指数衰减 (图 5.3a)。CDOM 浓度范围为 $1.0\sim 5.5\text{m}^{-1}$, 随着浓度的升高, CDOM 吸收系数显著增加。整体谱型在可见光谱区间内呈指数衰减 (图 5.3b)。两种藻类不同浓度情况下的吸收光谱曲线的特征较为相似 (图 5.4c, d)。绿藻含有的主要色素蛋白为叶绿素 a 、叶绿素 b 和类胡萝卜素。由于绿藻含有的叶绿素 a 使其在 440nm 和 675nm 处具有明显的吸收峰, 而叶绿素 b 的吸收作用使得在 $460\sim 470\text{nm}$ 和 655nm 附近存在着吸收肩峰, 因含有类胡萝卜素在 490nm 处具有吸收肩峰 (图 5.4c)。蓝藻体内含有色素蛋白有叶绿素 a 、藻蓝蛋白和类胡萝卜素。因其含有的叶绿素 a 使其在 440nm

和 675nm 处分别具有明显的吸收峰,而藻蓝蛋白的存在使其在 620nm 处具有明显吸收峰,类胡萝卜素的吸收作用使得吸收光谱在 490nm 处具有吸收肩峰(图 5.4d)。各光学组分不同浓度吸收光谱曲线之间均不存在任何交集。

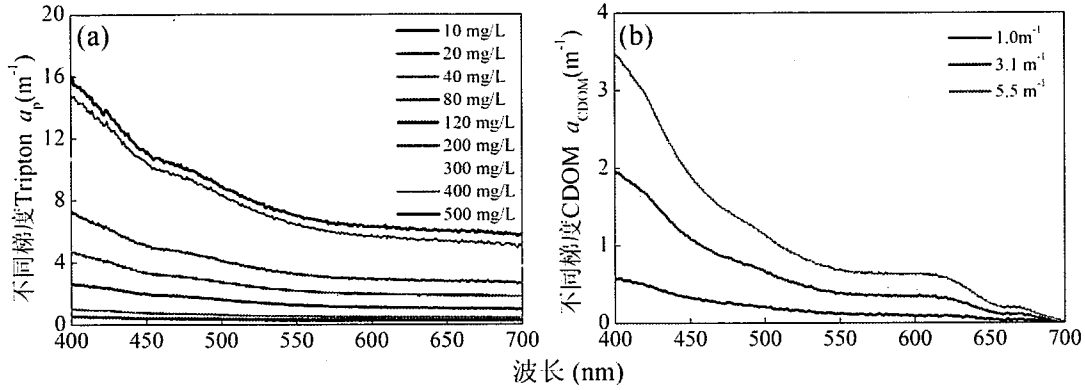


图 5.3 不同浓度非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b)的吸收光谱曲线

Fig. 5.3 Absorption spectra of tripton (a), CDOM (b) under different concentration

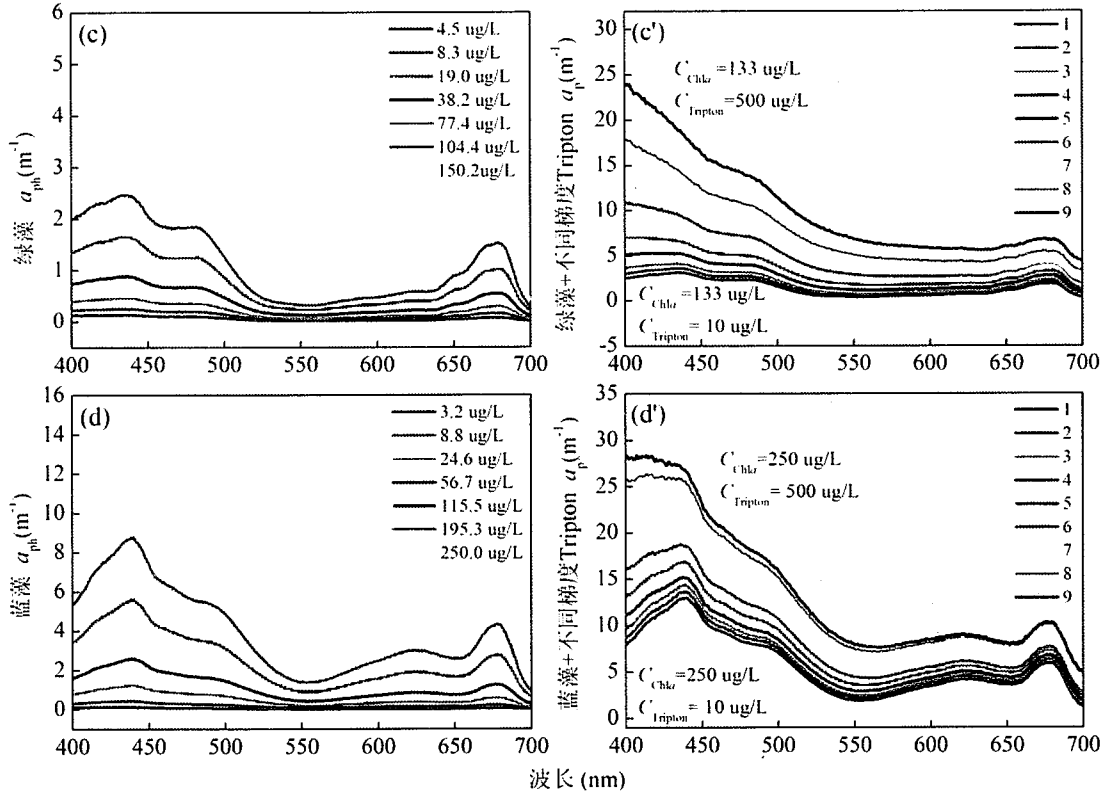


图 5.4 同浓度绿藻(c), 绿藻添加不同浓度非色素颗粒物(c'), 不同浓度蓝藻(d), 蓝藻添加不同浓度非色素颗粒物(d')吸收光谱曲线

Fig.5.4 Absorption spectra of *Microcystis aeruginosa*(c), *Microcystis aeruginosa* with tripton(c'), *Scenedesmus obliquus*(d), *Scenedesmus obliquus* with tripton(d')

为了去除色素浓度及包裹效应对两种藻类吸收谱型的影响,对不同浓度下两种藻类吸收光谱进行了标准化处理后得到图 5.5。经标准化处理后可以更明显

的看出, 两种藻类由于所含色素蛋白种类及组成的不同, 使得其光谱吸收曲线在特征波长 (460~470nm, 620nm 和 655nm 附近) 处呈现差异 (图 5.5a, b)。

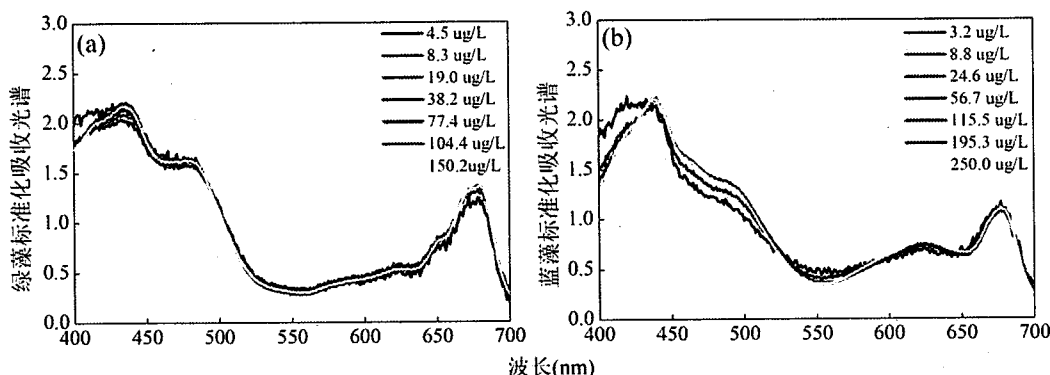


图 5.5 绿藻(a)和蓝藻(b)标准化吸收光谱

Fig. 5.5 Standarded absorption spectra of *Microcystis aeruginosa* (a) and *Scenedesmus obliquus*

(b)

(2) 藻类、非色素颗粒物共同影响的颗粒物吸收特性

图 5.5 (c', d')为向固定浓度藻类水体中梯度添加非色素颗粒物的光谱吸收曲线。绿藻的浓度固定为 $133.0\mu\text{g/L}$, 非色素颗粒物浓度为 $10\sim 500\text{mg/L}$ 。随着非色素颗粒物浓度的升高, 整体颗粒物吸收系数显著增加, 而绿藻在 440nm 和 675nm 处的特征吸收峰逐渐减弱 (图 5.4c')。蓝藻浓度固定为 $250.0\mu\text{g/L}$, 非色素颗粒物浓度变化范围为 $10\sim 500\text{mg/L}$ 。颗粒物吸收系数随着无机颗粒物浓度的增加显著上升, 而蓝藻在特征波长处的特征吸收峰逐渐减弱 (图 5.4d')。由于蓝藻的本底浓度较高, 因而即使在无机颗粒物浓度达到 500mg/L 的情况下, 440nm 和 675nm 处的藻类特征吸收峰仍然较为明显 (图 5.4d')。

(3) 各水色组分单位固有光学特性

水体的单位固有光学特性可反映单位浓度水体组分的吸收和散射的能力, 它能够在一定程度上降低区域和季节变化对水体吸收和散射能力的影响, 是水体生物光学模型的重要输入参数。

(a) 各水色组分比吸收系数特征

从图 6 中可以看出, 不同浓度下非色素颗粒物以及 CDOM 的比吸收系数均随着波长的增加呈指数衰减 (图 5.6a, b)。除非色素颗粒物浓度为 10mg/L 时以外, 不同浓度间颗粒物比吸收系数的差异较小, 这可能是由于当水体中光衰减物质浓度极低时会导致测定误差较大 (图 5.6a)。两种藻类比吸收系数谱型差异较大, 同种藻类不同浓度间比吸收系数差异较小 (图 5.6c, d)。

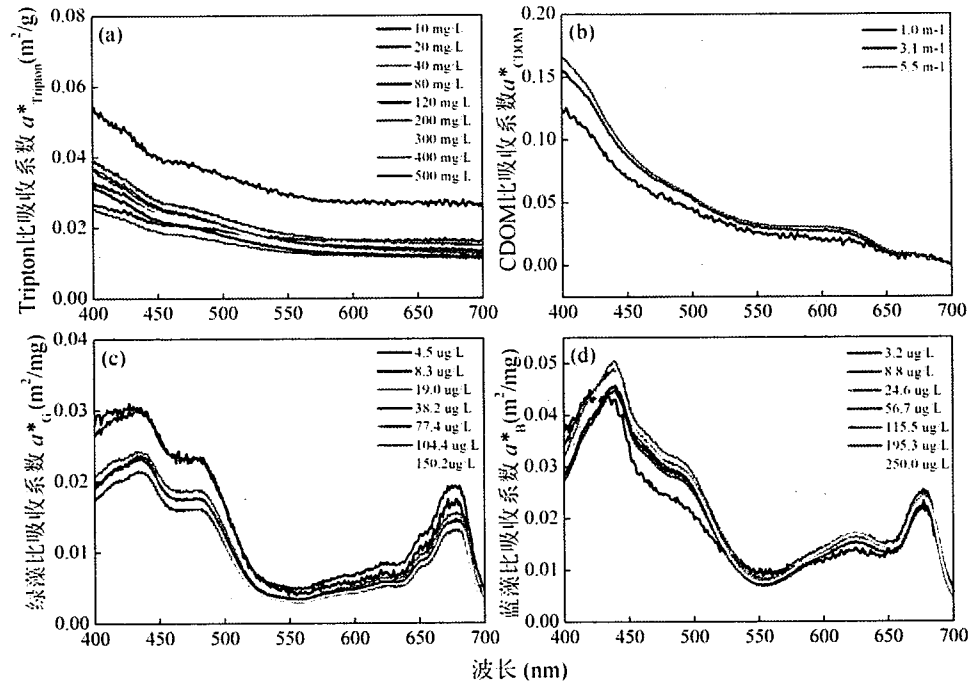


图 5.6 非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 蓝藻(d)的比吸收系数光谱

Fig. 5.6 Specific absorption coefficient spectra of tripton (a), CDOM (b), *Microcystis aeruginosa* (c) and *Scenedesmus obliquus* (d)

(b) 各水色组分比散射系数特征

非色素颗粒物的比散射系数与浓度关系较大, Tripton 浓度较低时 (10~80mg/L) 比散射系数也较低, 浓度上升后比散射系数则处于较高的水平。这可能是与随着非色素颗粒物浓度的急剧上升, 颗粒物产生的散射迅速增加有关。在可见光区间内, 非色素颗粒物的比散射系数谱型趋近于水平直线 (图 5.7a)。藻类的比散射系数随着浓度的增高则有逐渐降低的趋势, 这是由于藻类浓度升高后色素包裹效应会逐渐增强 (图 5.7b, c)。

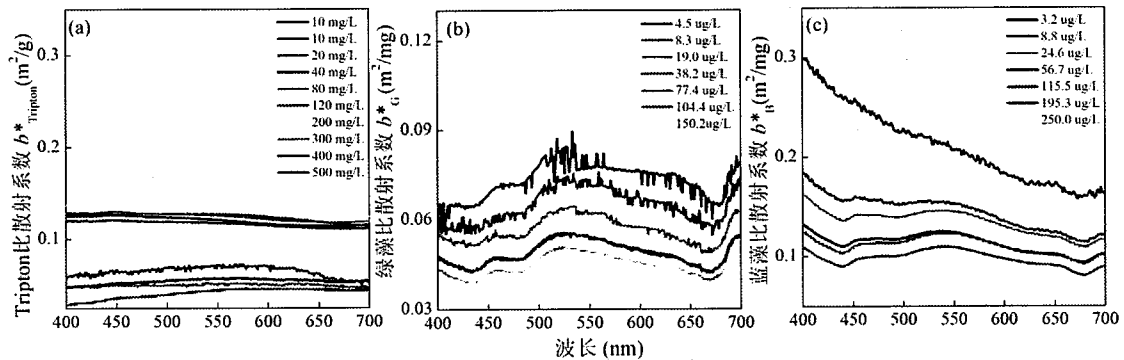


图 5.7 非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 蓝藻(d)的比散射系数光谱

Fig. 5.7 Specific scattering coefficient spectrum of tripton (a), CDOM (b), *Microcystis aeruginosa* (c) and *Scenedesmus obliquus* (d)

(c) 各水色组分比衰减系数特征

图 5.8 中为各水色组分在不同浓度添加情况下的比衰减系数变化特征。非色素颗粒物的比衰减特征随浓度的上升有较大变化。整体上, Tripton 浓度较低时 (10~80mg/L) 比衰减系数也较低, 浓度上升后比衰减系数则处于较高的水平, 这主要与颗粒物比散射系数的增加有关 (图 5.8a)。CDOM 的比衰减系数在可见光区域呈指数衰减 (图 5.8b)。绿藻和蓝藻的比衰减系数在 440nm 处的吸收峰被散射所掩盖, 只在 675nm 处呈现出了峰值 (图 5.8c, d)。

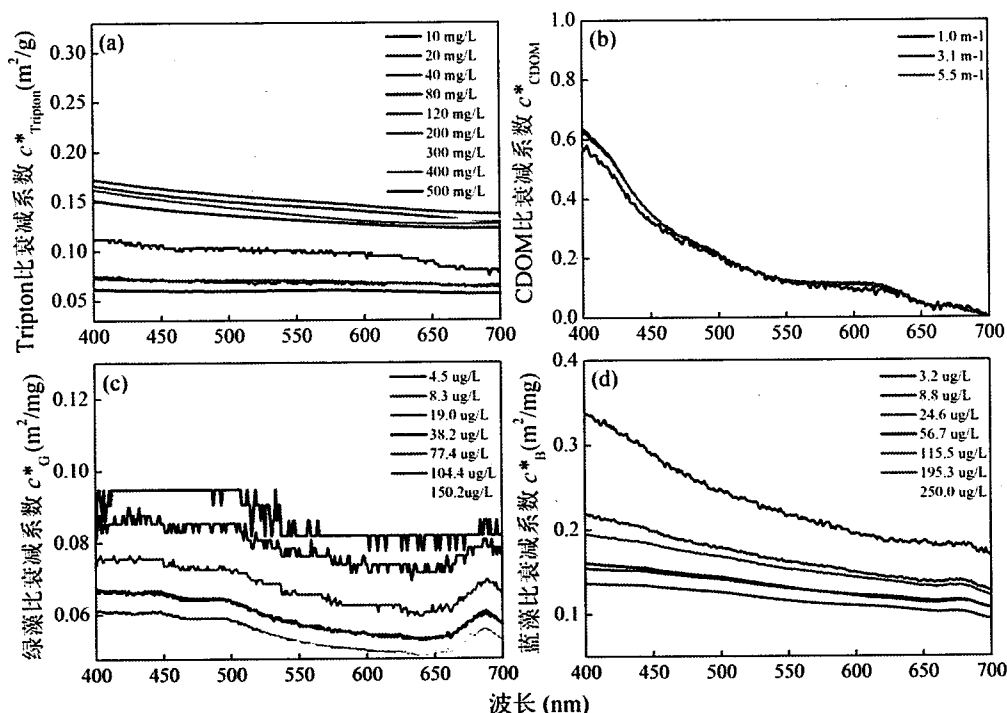


图 5.8 非色素颗粒物(a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 蓝藻(d)的比衰减系数光谱

Fig. 5.8 Specific attenuation coefficient spectrum of tripton (a), CDOM (b), *Microcystis aeruginosa* (c) and *Scenedesmus obliquus* (d)

5.3.2 水体表观光学特性

纯水对光的衰减已经由许多研究者获得^[184-188], Pope 等测定了纯水从 380nm 到 727.5nm 的吸收系数, 计算后可得到纯水在可见光区间的光谱衰减系数为 0.1539m^{-1} 。因而, 分析过程中将 $K_d(\text{PAR})$ 与非色素颗粒物, CDOM, 绿藻, 蓝藻线性回归方程的截距设置为 0.1539 (图 5.9a, b, c, d)。四种水体光学组分的漫射衰减系数均与浓度存在显著的线性关系 ($p < 0.001$)。 $K_d(\text{PAR})$ 与非色素颗粒物、CDOM、绿藻、蓝藻线性回归方程的斜率分别为 0.0367, 0.3538, 0.0313 和 0.0391。值得注意的是非色素颗粒物、蓝藻、绿藻的 $K_d(\text{PAR})$ 均随着浓度的

升高有向回归线下方移动的趋势，这可能是由于随着光学物质浓度升高，造成了颗粒物之间相互的遮光效应以及色素的包裹效应（图 5.9a, c, d）。

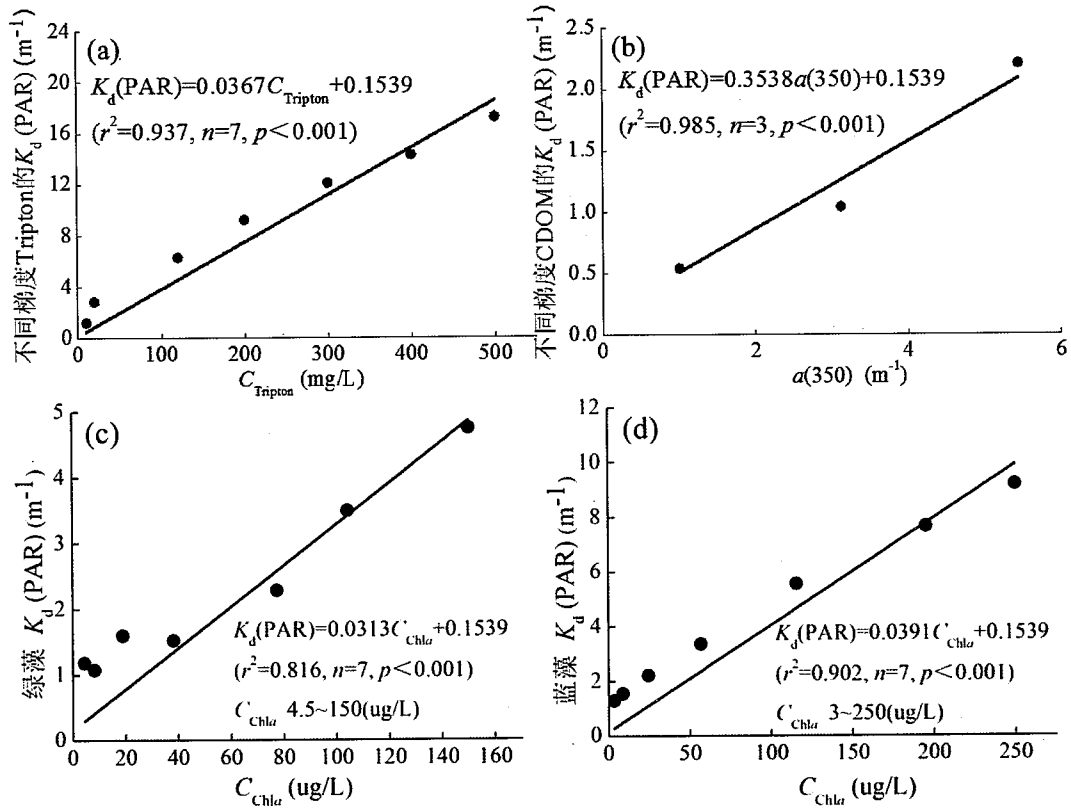


图 5.9 漫射衰减系数与非色素颗粒物 (a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 蓝藻(d) 浓度的线性关系图; 为保证模拟条件的精确, 图(a)中去除非色素颗粒物浓度为 40, 80mg/L 的两个异常点 (该点测定时太阳被云层遮挡)

Fig. 5.9 Liner relationship between $K_d(\text{PAR})$ and the concentration of tripton (a), CDOM (b), *Microcystis aeruginosa* (c) and *Scenedesmus obliquus* (d); the data of C_{Trypton} (40 and 80mg/L) were removed

不同光学组分浓度与 $K_d(\text{PAR})$ 之间存在的这种简单的线性关系，为利用各光学组分浓度对 $K_d(\text{PAR})$ 的模拟提供了理论依据。为了验证这种递推关系的有效性，试验中向一定浓度藻类的水体中添加不同浓度的非色素颗粒物，并测定了漫射衰减系数。绿藻、蓝藻的浓度分别固定为 $133\mu\text{g/L}$ 和 $250\mu\text{g/L}$ ，非色素颗粒物浓度为 $10 \sim 500\text{mg/L}$ ，设置 9 个梯度。同时，利用对每种光学活性物质单独测定后得到的线性回归模型对 $K_d(\text{PAR})$ 进行了模拟值的计算，模拟和实测值的结果见图 5.10。从图中可以看出，在非色素颗粒物浓度较低的区域，模拟值和实测值的相符度较好，而随着非色素颗粒物浓度的升高，藻类与非色素颗粒物之间相互遮蔽，影响了对光的衰减效率，使得模拟值逐渐高于实测结果；并且，这种偏离的趋势随着非色素颗粒物浓度的升高逐渐加大（图 5.10）。实际采

样中,即使在水华严重爆发的夏季,太湖所有采样点的叶绿素 a 浓度也很少超过 $150\mu\text{g/L}$,因而在实际应用中这种偏离并不会在很大程度上影响模拟的精度。

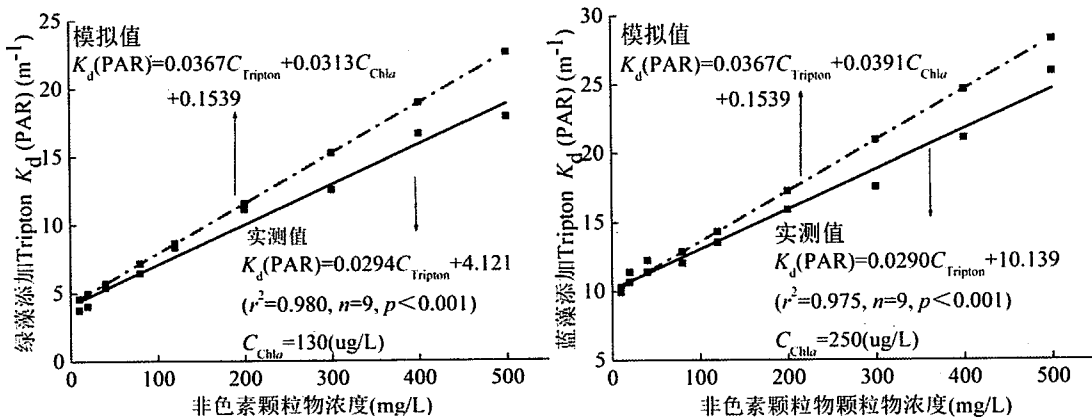


图 5.10 漫射衰减系数计算模型验证

Fig. 5.10 The validation of $K_d(\text{PAR})$ model

5.3.3 各光学组分遥感反射率光谱特征

从图 5.11 中可以看出,不同水色组分的遥感反射率谱型有显著差异。随着各水体光学组分浓度的增加,反射率光谱均呈现上升的趋势(图 5.11a, b, c, d)。非色素颗粒物在整个光谱区间的反射率均较高(图 5.11a)。随着 CDOM 浓度的升高,在 675nm 左右出现了一个反射峰(图 5.11b)。蓝和绿藻的光谱在 550nm 、 700nm 处各有一个较强的反射峰, 550nm 处的反射峰是由于两种藻类共同含有的叶绿素 a 和类胡萝卜素的弱吸收和细胞的散射作用共同影响导致的,由于纯水在 815nm 左右的吸收谷导致该处也呈现另外一个肩峰。而在 440nm 和 675nm 均存在由于叶绿素 a 的吸收作用导致的反射谷。不同浓度条件下,反射率光谱有较大变化,但是在不同浓度下的遥感反射率的光谱特征是相似的,且反射峰和反射谷的波长位置也较为相近。在低浓度条件下,反射峰与反射谷均不明显,反射率光谱整体较为平缓,随着叶绿素浓度的增大,反射峰和反射谷值越来越明显。这是因为藻类水体反射率是由水体组成成分的吸收和后向散射共同影响的结果。两种藻类的不同之处在于:蓝藻在 650nm 左右有一个较为明显的反射肩峰,这是由于蓝藻在 675nm 处存在由叶绿素 a 吸收引起反射谷,在 620nm 处存在藻青蛋白的吸收引起反射谷,因而夹在两个反射谷之间形成了反射峰(图 5.11c, d)。

悬浮物是内陆水体的重要组分,其吸收和散射特性的变化会导致水体反射率发生变化。在太湖这类藻华频发的大型浅水湖泊,经常与藻类一道成为主导水体光学特性的重要组分。为了研究悬浮物含量对含有藻类水体反射率的影响,向含有藻类的水体中加入不同含量的太湖底泥,观察水体反射率的变化。绿藻、

蓝藻的浓度分别固定为 $133\mu\text{g/L}$ 和 $250\mu\text{g/L}$, 非色素颗粒物浓度变化范围为 $10\sim 500\text{mg/L}$ (图 5.11c', d')。随着悬浮物浓度的增加, 水体反射率值明显升高, 逐渐呈现出悬浮物反射光谱的特征。短波波段范围藻类光学特性受悬浮物的影响更为强烈, 随非色素颗粒物浓度的升高藻类反射光谱的特征逐渐消失; 近红外波段内由于悬浮物的后向散射增大使得浮游藻类的光学特性逐渐被掩盖。试验中绿藻的本底浓度较低, 因而反射特征受非色素颗粒物的影响较大, 除了 675nm 处由于叶绿素 a 的强烈吸收导致的吸收峰外, 几乎呈现出非色素颗粒物的反射率特征 (图 5.11c')。由于实验中蓝藻叶绿素 a 浓度较高, 所以虽然非色素颗粒物最终达到较高水平, 水体中反射率特征仍然由浮游藻类和悬浮物共同主导, 因此, 反射率曲线在 440nm 、 620nm 和 675nm 附近均存在由浮游藻类吸收导致的反射谷 (图 5.11d')。

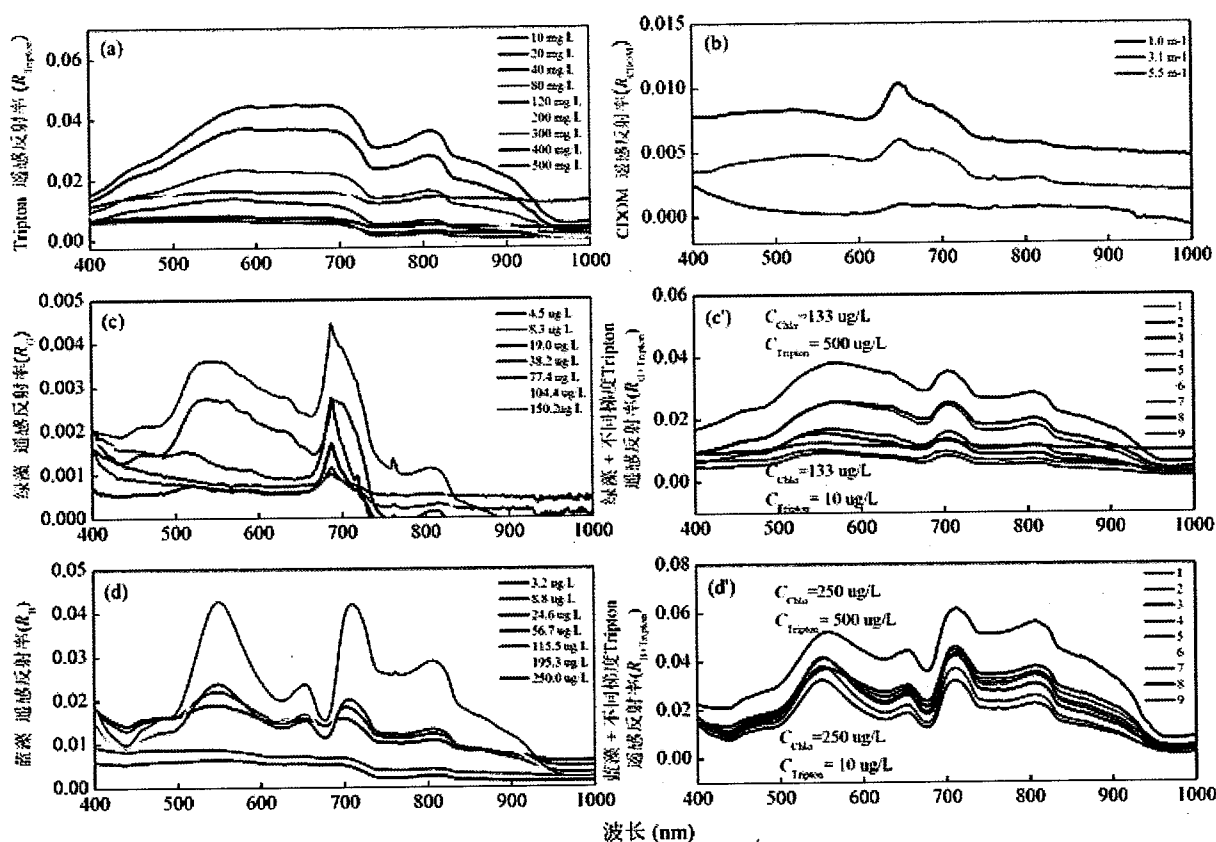


图 5.11 非色素颗粒物 (a), 有色可溶性有机物 CDOM(b), 绿藻(c), 绿藻添加不同浓度颗粒物(c'), 蓝藻(d), 蓝藻添加不同浓度颗粒物(d')的反射率光谱

Fig. 5.11 The reflectance spectrum of tripton (a), CDOM (b), *Microcystis aeruginosa* (c), *Microcystis aeruginosa* with tripton (c'), *Scenedesmus obliquus* (d), *Microcystis aeruginosa* with tripton (d')

5.4 讨论

5.4.1 水体 $K_d(\text{PAR})$ 的计算方法

漫射衰减系数 K_d 是水体中纯水, 有色可溶性有机物、浮游藻类和非色素颗粒物对太阳光的衰减和散射的综合反映。水中的有机物、浮游藻类以及无机物均受到温度、溶解氧、pH、风浪、湖体底质状况及生物代谢等因素的影响, 因而漫射衰减系数在一定程度上是水体水化学要素、水文气象要素及湖泊生物情况的综合反映。许多学者建立了漫射衰减系数与不同水体参数的关系。LaPerriere 和 Edmundson 对卡特迈国家公园以及阿拉斯加洲自然保护区的 11 个大型湖泊的透明度 (Secchi depth, SD) 以及漫射衰减系数 (K_d) 进行测定, 发现二者之间具有显著的负相关关系^[192]。Wetzel 和 Loiselle 等的相关研究也同样分别证实了 K_d 和 SD 之间的负相关关系^[193, 194, 195]。悬浮物质是漫射衰减系数的一个重要影响因子, 20 世纪 50 年代 Jones 就在河口区域研究过漫射衰减系数与悬浮物浓度的关系^[196]。随后, 也有不少研究者对不同水域水体的漫射衰减系数及悬浮物浓度进行研究, 发现二者具有显著的正相关关系, 并得到线性回归关系式; 这些水体均为悬浮质浓度较高的水域^[158, 193]。一些学者研究了光束衰减系数与 K_d 之间的关系, Bukata 等对 Superior、Huron、Georgian Bay、Erie 和 Ontarion 五个大型湖泊进行了研究, 发现二者之间具有十分显著的线性相关关系^[195]。光束衰减系数也可以通过遥感的手段进行反演, 研究发现 $K_d(\text{PAR})$ 与 $K_d(490)$ 之间具有一定的相关关系, 可以利用 SeaWiFS 影像计算 490nm 和 555nm 波段的比值, 得到 $K_d(490)$, 进而模拟得到 $K_d(\text{PAR})$ ^[197]。

多元线性回归方程也广泛地应用在漫射衰减系数的模拟中, 国外学者通过研究光学衰减系数与无机颗粒物、有机颗粒物、叶绿素 a 浓度之间的关系, 提出了一些具体的相关模型^[131]。Ditro 1978 年基于半理论的辐射传输理论提出了如下方程式^[198]:

$$K_d = 0.0 + 0.052C_{\text{ISS}} + 0.174C_{\text{det}} + 0.031C_{\text{Chla}} \quad (5-12)$$

式中 K_d 为光学衰减系数 (m^{-1}); C_{ISS} 为无机颗粒物浓度 (mg/L); C_{det} 为溶解性有机质浓度 (mg/L); C_{Chla} 为叶绿素 a 浓度 (mg/L)。下同。

Blom 等 (1994) 对瑞士的 Veluwe 湖进行研究, 得到下式^[199]:

$$K_d = 1.337 + 0.019C_{\text{ISS}} + 0.054C_{\text{det}} + 0.015C_{\text{Chla}} \quad (5-13)$$

Buiteveld 等 (1995) 从淡水的吸收、散射和衰减理论入手, 推出下式^[200]:

$$K_d = 0.627 + 0.050a_g(380) + 0.025C_{\text{ISS}} + 0.049C_{\text{det}} + 0.021C_{\text{Chla}} \quad (5-14)$$

其中, $a_g(380)$ 为溶解性有机物在 380nm 处的吸收系数。

张运林等 (2004) 在太湖的研究, 得到全湖平均光学衰减系数与各影响因

子的关系式^[201]:

$$K_d = 0.219 + 0.0768C_{ISS} + 0.214C_{det} + 0.006C_{Chla} \quad (5-15)$$

Loiselle 等 (2005) 对阿根廷东北部的浅水湖泊进行研究, 建立了如下关系式^[194]:

$$K_d = 0.71 + 0.05C_{DOM} + 0.13Tur + 0.0010F_{Chla} \quad (5-16)$$

其中, C_{DOM} 为 DOM 浓度, $\mu g/L$; F_{chl} 为叶绿素 a 荧光指数, RFU。

综合以上多元定量模拟关系可以看出, 湖泊漫射衰减系数多元线性回归模型中多数选取无机颗粒物浓度, 溶解性有机质浓度以及叶绿素 a 浓度进行建模, 与本试验中选取的参数基本相同。虽然建立模型基于的理论假设不尽相同, 但从多元回归方程的形式上来看与本章参数法得到的模拟方程较为相似。回归方程中各参数的差异可能与不同湖泊水体的底质状况、富营养化程度、各光学组分比例及浓度的差异有关。

5.4.2 水体 $K_d(PAR)$ 模拟方法验证

通过对不同浓度下比衰减系数的计算, 获得了 $K_d(PAR)$ 的模拟关系式 (比衰减波谱法)。同时, 通过对各水色组分不同浓度的光合有效辐射衰减规律进行拟合, 同样得到了 $K_d(PAR)$ 拟合关系式 (参数法)。

比衰减法: $K_d(PAR) = c^*_{Trypton}(PAR) C_{Trypton} + c^*_B(PAR) C_{Chla} + a_{CDOM}(PAR)$

($r^2 = 0.6147$, $p < 0.001$)

参数法: $K_d(PAR) = 0.0367C_{Trypton} + 0.3538a_{CDOM}(350) + 0.0391C_{Chla} + 0.1539$

($r^2 = 0.8695$, $p < 0.001$)

为了对比两种模拟方法的优劣以及适用性, 利用太湖 2010 年 5 月大采样 29 个站点的实测结果 (由于光学组分测定结果有误, 去除了 1#、2# 和 32#, 3 个站点的数据) 对两种模拟方法进行了验证。相关性分析显示, 两种方法得到的模拟值与实测值的相关性均显著 ($p < 0.001$)。从图 5.12a 中可以看出, 比衰减波谱法的模拟结果相对于实测值有偏大的趋势, 大多数点均落在中轴线的下方。从图 5.12b 中可以看出, 参数法能够更好地模拟 $K_d(PAR)$ 的变化, 各个点均匀的散落在中轴线的两边。因此, 参数法得到的模拟方程具有较强的实用价值, 有望在太湖 $K_d(PAR)$ 的反演中得到应用。但必须注意到的是比衰减波谱法由于实验设计时梯度有限特别是 CDOM 梯度仅为 3 个梯度, 这在一定程度上可能影响到其计算精度, 因此在未来的实验中可以考虑进一步增加梯度, 获得更为准确的比漫射衰减系数。

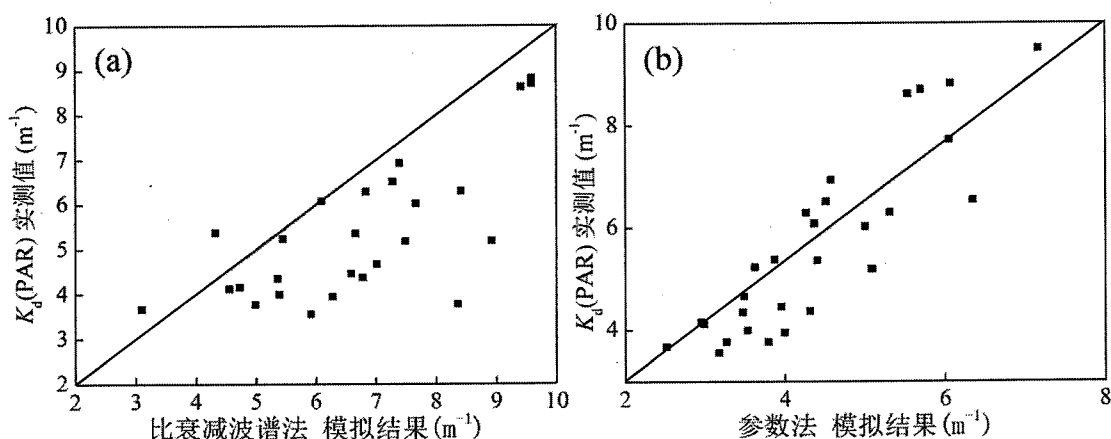


图 5.12 比衰减波谱法与参数法模拟结果验证

Fig. 5.12 The validation of Specific Attenuation Spectrum Method and Parameter Method

5.5 结论

(1) 定量模拟试验显示, 随着各光学组分浓度的增加, 各组分的比吸收、比衰减系数均有降低的趋势, 其中比衰减系数的这一趋势更为明显; 光合有效辐射大体上均呈线性衰减。两种方法模拟结果均与实测值相关性显著。与实测值相比, 比衰减波谱法模拟结果偏大, 参数法的模拟效果更好。

(2) 不同光学组分的遥感反射率均随着浓度的升高而升高。各光学组分遥感反射率特征有很大差异, 理论上为定量遥感提供可能性。

第六章 总结与展望

6.1 结论

本文首先基于野外原位光场观测、实验室分析系统分析了太湖水体生物-光学特性的时空分异规律,不同生态类型湖区水体生物光学特性的差异以及产生机制;进而结合高频定位观测分析了风浪作用这一关键过程对水下光场变化的影响。随后,进行了定量模拟试验,探讨了 $K_d(\text{PAR})$ 的定量模拟方法,并获得了水体不同光学组分的遥感反射率特征:

(1) 太湖水体光学特性的空间特征: $K_d(\text{PAR})$ 和 $a_d(\text{PAR})$ 的分布规律较为相似;除西岸区和部分湖心区全年均较高以外,冬季草型湖区显著大于藻型湖区,其它季节则呈现出相反的趋势。 $a_{ph}(\text{PAR})$ 在春夏季节的湾口和湖心区较高。太湖水体光学特性的季节变化: $K_d(\text{PAR})$ 春季>冬季>夏、秋季; $a_d(\text{PAR})$ 和 $a_{ph}(\text{PAR})$ 春、夏季>秋、冬季; $a_{CDOM}(\text{PAR})$ 为秋>夏季>冬、春季。 $K_d(\text{PAR})$ 、 $a_d(\text{PAR})$ 、 $a_{ph}(\text{PAR})$ 和 $a_{CDOM}(\text{PAR})$ 均呈现为冬季草型湖区>藻型湖区,其它季节藻型湖区>草型湖区。太湖水体生物光学特性的区域分布受湖区生态类型、风浪扰动及水深的共同影响。

(2) 太湖不同生态类型区域对风浪引起的沉积物再悬浮以及光衰减的响应有较大差异。长期定位试验显示,草型湖区的总悬浮颗粒物、非色素颗粒物浓度以及 PAR 衰减系数均显著低于藻型湖区。相对于藻型湖区,草型湖区 PAR 衰减系数较低。草、藻型湖区不同季节光谱衰减特征差异较大。春季草型湖区光谱衰减系数在整个波段均显著高于藻型湖区。夏、秋季节则藻型湖区光谱衰减系数显著高于草型湖区,且藻型湖区光谱衰减曲线呈现显著的藻类吸收特征。

(3) 高频水文气象及生物光学观测显示,藻型湖区风浪引起的沉积物再悬浮对颗粒物吸收以及 PAR 漫射衰减影响显著。由于搅动混合,浮游藻类吸收系数随风速增大而减小,CDOM 吸收变化不明显,风浪主要增加非色素颗粒物吸收和散射;而在草型湖区,风浪作用对每种光活性物质吸收系数及贡献比的影响均相对较小。风浪和沉水植物分布综合影响太湖水体生物光学特性。藻型湖区引起沉积物再悬浮的临界切应力约为 $0.03\sim 0.04\text{N/m}^2$,而在草型湖区由于具有沉水植物的抑制作用,这一临界切应力远大于 0.034N/m^2 。

(4) 太湖高频生物光学和气象观测结果显示,研究区域吸收、散射和光束衰减系数的短期显著变化主要由风浪驱动。风区长度、风速对浊度、光吸收、散射及光衰减有显著影响。指数模型和双曲指数模型分别可以很好的模拟吸收系数及光束衰减系数的光谱特征。强风下颗粒物粒径较大对应的光谱斜率较小。

在太湖这类浅水湖泊中,通过对浊度的在线实时观测,结合吸收系数、光束衰减系数光谱模型以及二者与浊度之间的经验模型,进而反演水体的固有光学特性将会是一个有效且可行性较强方法。未来对浅水环境光学特性和物理动力过程的研究;辅以遥感探测数据及短期高频监测,能够帮助我们更好地了解水下光场的变化及影响机制。

(5) 定量模拟试验显示,随着各光学组分浓度的增加,各组分的比吸收、比衰减系数均有降低的趋势,其中比衰减系数的这一趋势更为明显;光合有效辐射大体上均呈线性衰减。得到了两个漫射衰减系数的模拟方法:

比衰减法: $K_d(\text{PAR}) = c^*_{\text{Tripton}}(\text{PAR}) C_{\text{Tripton}} + c^*_B(\text{PAR}) C_{\text{Chla}} + a_{\text{CDOM}}(\text{PAR})$

$(r^2=0.6147, p<0.001)$

参数法: $K_d(\text{PAR}) = 0.0367 C_{\text{Tripton}} + 0.3538 a_{\text{CDOM}}(350) + 0.0391 C_{\text{Chla}} + 0.1539$

$(r^2=0.8695, p<0.001)$

两种方法模拟结果均与实测值相关性显著。与实测值相比,比衰减波谱法模拟结果偏大。参数法的模拟效果更好。不同光学组分的遥感反射率均随着浓度的升高而升高。各光学组分遥感反射率特征有很大差异。理论上为定量遥感提供可能性。

6.2 研究展望

(1) 本论文只选择了典型草、藻型湖区开展研究,由于太湖还包括大太湖开敞水域以及入湖河口等其它类型湖区,未来研究可以增加其它类型湖区的观测。此外,由于工作条件限制短期高频观测持续的时间还不够,观测频率也不够高,未来可以进一步加长观测时间,提高观测频率,并辅以卫星遥感数据进行分析,深入细致探讨大型浅水湖泊风浪扰动等动力过程对水下光场的影响,并进而如何影响浮游藻类生长、迁移堆积和初级生产过程。

(2) 本研究发现风浪扰动和沉水植物分布综合作用影响浅水湖泊水体生物光学特性,但对于不同类型、不同生物量沉水植物如何限制沉积物再悬浮进而改善水下光场条件缺乏定量表征,以及沉水植物生长、消退和恢复的水下光场条件阈值缺乏系统认识,因此未来可以进一步探讨大型富营养化浅水湖泊水下光场时空变异机制及其与沉水植物空间分布、生物量之间的定量关系,研究富营养化如何导致光照衰减增加和透明度下降,并进一步限制沉水植物的生长,从而确定沉水植物消退及恢复的水下光场条件和水深阈值。

符号对照表

$a(\text{PAR})$	PAR 波段积分总吸收系数 (m^{-1})
$a(\lambda)$	总光谱吸收系数 (m^{-1})
$a^*_{\text{CDOM}}(\lambda)$	CDOM 比吸收系数, 无量纲
$a^*_{\text{B}}(\lambda)$	蓝藻比吸收系数 (m^2/mg)
$a^*_{\text{G}}(\lambda)$	绿藻比吸收系数 (m^2/mg)
$a^*_{\text{ph}}(\lambda)$	浮游藻类(或浮游藻类)比吸收系数 (m^2/mg)
$a^*_{\text{Tripton}}(\lambda)$	非色素颗粒物比吸收系数 (m^2/g)
a_{CDOM}	PAR 波段积分 CDOM 吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{CDOM}}(\lambda)$	CDOM 光谱吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{d}}(\text{PAR})$	PAR 波段积分非色素颗粒物吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{d}}(\lambda)$	非色素颗粒物光谱吸收系数 (m^{-1})
AOPs	表观光学特性 (Apparent Optical Properties)
a_{p}	PAR 波段积分总颗粒物吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{p}}(\lambda)$	颗粒物光谱吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{p+g}}(\lambda)$	颗粒物与 CDOM 的光谱吸收系数
$a_{\text{ph}}(\text{PAR})$	PAR 波段积分浮游藻类吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{ph}}(\lambda)$	浮游藻类光谱吸收系数 (m^{-1})
a_{w}	PAR 波段积分纯水吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{w}}(\lambda)$	纯水光谱吸收系数 (m^{-1})
$b(\lambda)$	总光谱散射系数 (m^{-1})
$b_{\text{p}}(\lambda)$	颗粒物光谱散射系数 (m^{-1})
$b^*_{\text{B}}(\lambda)$	蓝藻比散射系数 (m^2/mg)
$b^*_{\text{G}}(\lambda)$	绿藻比散射系数 (m^2/mg)
$b^*_{\text{Tripton}}(\lambda)$	非色素颗粒物比散射系数 (m^2/g)
$c(\lambda)$	总光谱光束衰减系数 (m^{-1})
$c_{\text{d}}(\lambda)$	非色素颗粒物光谱光束衰减系数 (m^{-1})
$c_{\text{ph}}(\lambda)$	浮游藻类光谱光束衰减系数 (m^{-1})
$c_{\text{w}}(\lambda)$	纯水光谱光束衰减系数 (m^{-1})
$c_{\text{p}}(\lambda)$	颗粒物光谱光束衰减系数 (m^{-1})
$c_{\text{p+g}}(\lambda)$	颗粒物和溶解性物质光谱光束衰减系数 (m^{-1})
$c^*_{\text{B}}(\lambda)$	蓝藻比衰减系数 (m^2/mg)
$c^*_{\text{G}}(\lambda)$	绿藻比衰减系数 (m^2/mg)

$c_{ph}^*(\lambda)$	浮游藻类(或浮游藻类)比衰减系数 (m^2/mg)
$c_{Tripton}^*(\lambda)$	非色素颗粒物比衰减系数 (m^2/g)
CDOM	有色可溶性有机物
C_{Chla}	叶绿素 a 浓度 ($\mu g/L$)
$C_{Chla+pa}$	叶绿素 a 浓度与脱镁叶绿素浓度之和 ($\mu g/L$)
$C_{Tripton}$	非色素颗粒物浓度 (mg/L)
DOC	溶解性有机碳浓度 (mg/L)
IOPs	固有光学特性 (Inherent Optical Properties)
ISS	无机悬浮物浓度 (mg/L)
$K_d(\lambda)$	光谱漫射衰减系数 (m^{-1})
Pa	脱镁叶绿素 ($\mu g/L$)
PAR	光合有效辐射强度 ($\mu mol/(m^2 \cdot s)$)
QFT	定量滤膜技术 (Quantitative Filter Technique)
S_{p+g}	颗粒物和 CDOM 吸收系数的光谱斜率 (μm^{-1})
T	表层湖水温度 ($^{\circ}C$)
TSM	总悬浮物浓度 (mg/L)
v	风速 (m/s)
z	深度 (m)
γ_{p+g}	颗粒物和 CDOM 衰减系数光谱斜率 (nm^{-1})
γ_p	颗粒物衰减系数光谱斜率 (nm^{-1})