

密级:_____



中国科学院大学

University of Chinese Academy of Sciences

博士学位论文

太湖水生植被时空变化及对水下光场和富营养化的响应

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

李忠平 教授 University of Massachusetts, Boston

学位类别: 理学博士

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

二〇一六年五月

Temporal-spatial variations of aquatic vegetation and response to
underwater light climate and eutrophication

By
Liu Xiaohan

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

Nanjing Institute of Geography and Limnology,
Chinese Academy of Sciences

May, 2016

致 谢

六年前，我有幸加入湖泊生态系统动力学团队，师从张运林研究员，开始了我的硕士生涯。至此三年的博士学习接近尾声之际，回忆起过往的点点滴滴：有成长、有挫折、有欢笑、有艰辛，但更多的是感恩。

首先要感谢导师张运林研究员，是他带领我一点点进入水体光学与水色遥感的领域。论文从选题到实施都倾注了张老师大量的心血。张老师学识渊博，在科研上求实创新、严谨高效，总能适时的给我精妙的点拨和中肯的建议。科研之外，张老师也循循善诱，毫不保留的为学生传授经验、指点方向，亦师亦友。博士期间能够顺利申请出国也得益于张老师的鼓励。科研生涯上迈出的每一步都离不开张老师的关怀与指导，您的恩德学生时刻铭记于心。

感谢施坤老师在论文思路和数据处理上的知道。科研上是老师，科研外又似兄长。外出采样时，有“坤哥”的地方就有欢声笑语，再辛苦的采样也变得兴致盎然。每每沮丧失落时，给我鼓励给我打气。所有的所有，汇成一句最真诚的感谢。

感谢团队里的秦伯强老师，您的博学与儒雅让我体会到学术大家的风采，是我治学为人的楷模。朱广伟老师博古通今、风趣谦和，感谢您在我彷徨迷茫之际多次的耐心长谈，给我学术上以及未来发展方向上的诸多建议与鼓励。高光老师洒脱博学，如春风化雨，感谢您给予的热情关怀。还要感谢恣意洒脱的龚志军老师、潇洒帅气的罗澈葱老师、温文尔雅的汤祥明老师、开朗豁达的杨宏伟老师、机敏强干的吴挺峰老师、踏实肯干的许海老师、开朗贤淑的李未老师、蕙质兰心的李慧赞老师、玲珑可爱的董百丽老师、温润随和的邵克强老师、窈窕活力的李枫老师，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、朱梦圆、刘丽贞、戴淑君、余丽、朱琳等，师兄刘明亮、冯龙庆、时志强、邓建明、吴攀、牛城、马健荣、牛海林、向速林、张玮等，师妹王明珠、周莉、白杨、韩晓霞、崔扬、金颖薇等，师弟周永强、刘刚、张毅博、姚晓龙、邓瑜兵、任杰、许浩、丁文浩、夏忠等，同学周健，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。

在美国学习的一年多时间里，有幸得到李忠平教授的悉心指导，让我对海洋光学的理论框架有了更加深刻的认识。李老师渊博的学识和严谨的科研作风让我受益良多。感谢课题组里的林俊芳博士、魏建伟博士、Rodrigo Garcia 博士，商哲海博士，王国青博士，谢谢你们在学习和生活上的帮助。感谢来自巴西国

家太空研究所的 Claudio Barbosa 教授，中国科学院南海海洋研究所的周雯副研究员、中国地质调查局青岛海洋地质研究所的陈军博士，异国他乡的岁月因为有你们的陪伴而变得丰富多彩。学习过程中还受到过陆地遥感专家 Crystal Barker Schaaf 教授的指导以及工程师 Francesco Peri 在野外工作中的帮助，在此一并感谢。

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。

感谢我的父母、家人，你们用深沉的爱和支持伴我走过各种困境。你们的牵挂永远是我前行的最大动力。

最后，感恩所有在我成长道路上给我支持与温暖的人和事。

我定会不断前行，常怀感恩之心，为成为更好的自己而不断努力！

刘笑菡

2016 年 4 月于南京

摘 要

本研究以太湖为研究对象, 首先建立了一种适用于太湖这类草、藻共存的富营养化水体的水生植被遥感提取方法; 进而针对水生植被茂盛的东太湖, 通过将长时间序列的水质监测数据与水生植被的遥感反演数据相结合的方法, 探讨其水生植被消退的潜在影响机制, 厘清其主导影响要素; 随后针对影响水生植被生长的关键光学要素, 建立了一种适用于太湖的半分析遥感算法; 最终得到了太湖水生植被恢复的光学阈值, 并对其潜在恢复区域进行了探讨。本研究有助于揭示富营养化浅水湖泊水下光场变化对沉水植物生长及消退的作用机制, 并服务于太湖水生植被的恢复和良性生态系统的重建。

针对太湖草、藻型湖区并存的现状建立了一种基于藻类指数频次法的富营养水体水生植被遥感提取方法, 以去除常年水华区域对水生植被面积精确遥感反演的影响。经过 2008-2012 年 MODIS (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer, MODIS) 影像与实测结果的对比, 水生植被遥感反演总体精度分别为 87%、81%、77%、88%和 73%。将藻类指数频次法应用到 2003-2014 年的 MODIS 影像, 并得到了其水生植被的分布动态变化。经验证, 本方法能有效去除漂浮藻类在水生植被遥感反演中造成的影响, 通过典型时段划分、频次判定与卫星影像判定结合的方式, 有效消除漂浮藻类以及常年水华区域对水生植被面积精确遥感反演的影响。

通过对 2003-2014 年间太湖典型草型区域(东太湖)的 MODIS 影像进行分析, 获得了该区域水生植被的出现频次, 并结合 1998-2014 年间长期定位观测的水质指标进行分析, 厘清了影响太湖水生植被生长的关键环境因子。东太湖生境呈现氮磷营养盐、悬浮物和藻类生物量显著增加, 透明度显著下降, 湖泊长期处于高水位运行, 湖泊生境条件越来越不利于水生植被生长。由此导致的湖泊富营养化和水下光环境的恶化显著影响了水生植被的生长。2003-2014 年 MODIS 影像揭示: 水生植被出现频次 (Vegetation Presence Frequency, VPF) 逐渐降低, 水生植被低频次水域也在逐渐扩大, 水生植被和生态系统呈现快速退化趋势。统计分析和分类回归树模型揭示, 在总氮、总磷、溶解性总氮、溶解性总磷、氨态氮、叶绿素 a 、悬浮物、透明度、水位等生境因子中, 氨态氮浓度 (反映富营养化水平)、透明度与水位比值 (反映水下光照强度) 对水生植被出现频次的解释率高达 60.1%, 是决定东太湖水生植被消退的决定性因子。该研究结果可以用于指导我国受损湖泊生态系统进行以水生植物重建为主导的湖泊生态修复。

东太湖的定量研究表明, 透明度是影响太湖水生植被生长的关键因素, 而

现有的透明度半分析遥感算法在浑浊水体的适用性较差, 很难获得准确的透明度时空变化。因此, 本研究首先提出了一种改进的半分析方法 (Quasi-Analytical Algorithm, QAA), 以从遥感反射率 (R_{rs}) 反演得到更为精确的水体固有光学特性 (Inherent Optical Properties, IOPs), 进而由 R_{rs} 和 IOPs 反演得到透明度; 从而实现类似太湖这类浑浊水体透明度的半分析遥感反演。基于地面实测数据, 改进的 QAA 模型反演得到的总吸收系数 ($a(\lambda)$) 与实测值的吻合性较好, 9 个 MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrometer, MERIS) 波段反演结果与实测值相比的决定系数 (r^2) 均大于 0.70, 相对均方根误差变化范围为 17.2~27.7%。反演得到的透明度与实测值相关性较好, r^2 大于 0.7。将该模型应用于 MERIS 影像上, 其反演结果与实测值的相符度较高 ($r^2=0.83$, $p<0.001$, $n=85$)。进而使用 2003-2011 年间的 74 幅 MERIS 影像得到了太湖透明度的气候学变化和时空格局。本方法对太湖吸收系数及透明度的反演具有较好的效果, 并有助于进一步实现浑浊水体悬浮物的半分析遥感反演和提高有色可溶性有机物吸收系数半分析反演精度。

进一步基于 2006 到 2013 年的实测数据 (8 年 $\times$ 4 季节 $\times$ 32 个站点), 对太湖各采样点的水生植被出现频次进行了分析, 获得太湖水生植被恢复的关键光学阈值。研究显示, 胥口湾和东太湖的大部分站点在 32 次调查中, 水生植被出现频次达 0.70 以上。与半定量参数透明度相比, 真光层深度能更精确地反映光的穿透深度, 因此本研究提出使用真光层深度与水深的比值 (Euphotic Depth dividing Water Depth, Z_{eu}/WD) 表征水下光环境。研究发现随着 Z_{eu}/WD 的升高, 水生植被的覆盖比例有所上升。在有水生植被出现的 19 个站点, Z_{eu}/WD 与 VPF 呈显著的正相关关系 ($r^2=0.48$, $p<0.001$, $n=19$)。由于营养盐和水下光环境对水生植被的协同作用, 在营养盐浓度较高、水体污染较严重的区域, 需要比低营养盐区域更高的光学条件以满足水生植被的生长。太湖水生植被分布的光学阈值 Z_{eu}/WD 为 0.80。 Z_{eu}/WD 在 0.57 和 0.80 之间的水域被稀疏、零星的水生植被覆盖, 这部分区域是水生植被恢复的潜在区域。

通过建立 MODIS 波段与真光层深度的经验关系, 利用 2003-2013 年间的 MODIS 影像以及水位日变化的监测数据反演得到了太湖 Z_{eu}/WD 的时空分布。结合太湖各区域多年光学和营养盐分布情况提出: 太湖南部、胥口湾、光福湾及贡湖湾的部分区域可作为水生植被恢复的关键区域, 若未来竺山湾和梅梁湾的营养盐水平继续降低, 也可作为水生植被恢复的潜在区域。

关键词: 太湖, 富营养化, 水生植被, 藻类出现频次, 水下光环境, 透明度, 真光层深度, 生态恢复

ABSTRACT

A novel approach to map the distribution of aquatic vegetation in Lake Taihu (a shallow, eutrophic lake in China) is developed, reducing the influence of floating algae on aquatic vegetation mapping. Based on a 17 year field investigation (1998-2014) of water quality and 12 year remote sensing mapping (2003-2014) of aquatic vegetation presence frequency (VPF) in Eastern Lake Taihu, the driving mechanisms of aquatic ecosystem degradation in Lake Taihu is elucidated. A semi-analytical retrieving model of the key optical factor influencing on aquatic vegetation is calibrated and validated. The critical optical threshold for the growth of aquatic vegetation is determined and the potential aquatic vegetation recovery region is presented. Our research further elucidated the driving mechanism of aquatic vegetation degradation and would facilitate the ecological restoration of Lake Taihu in the future.

The presence of floating algae poses difficulties for accurately estimating the distribution of aquatic vegetation in eutrophic lakes. We present an approach to map the distribution of aquatic vegetation in Lake Taihu (a large, shallow eutrophic lake in China) and reduce the influence of floating algae on aquatic vegetation mapping. Our approach involved a frequency analysis over a 2003–2014 time series of the floating algal index (FAI) based on moderate-resolution imaging spectroradiometer (MODIS) data. We validated the accuracy of our approach by comparing the results between the satellite-derived maps and the *in situ* results obtained from 2008–2012. The overall classification accuracy was 87%, 81%, 77%, 87% and 73% in the five years from 2008–2012, respectively. Our findings suggest that the proposed approach can be used to map the distribution of aquatic vegetation in eutrophic algae-rich waters with satisfactory accuracy.

In order to reveal the driving mechanisms of aquatic ecosystem degradation in Lake Taihu, we present results from a 17-year site-specific investigation (1998-2014) of water quality and a 12-year remote sensing mapping (2003-2014) of the aquatic VPF in Eastern Lake Taihu, a macrophyte-dominated bay of Lake Taihu in China. In the past 17 years, nutrient concentrations have significantly increased, stimulating phytoplankton growth and suspending sediments. In addition, the Secchi depth (Z_{SD}) significantly decreased and the water level significantly increased. These changes were associated with lake eutrophication and a degraded underwater light climate and

further inhibited the growth of aquatic vegetation. In Eastern Lake Taihu, increased nutrients and chlorophyll *a*, a decreased Z_{SD} and an increased water level were all significantly correlated with a decreased VPF. The linear relative importance partition analysis, and nonlinear classification and regression trees model both showed $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentration and the ratio of Z_{SD} to water level were the most important controlling factors of VPF, explaining 60.12% of the total r^2 of the multiple linear regression. Therefore, our results suggest that increased anthropogenic nutrient inputs and a degraded underwater light climate do result in a decreased VPF. These results further elucidate the driving mechanism of aquatic vegetation degradation and will facilitate the future ecological restoration of Lake Taihu.

Based on our research, Z_{SD} is one of the main parameters that influence the growth of aquatic vegetation in Lake Taihu. A new theoretical model of Z_{SD} has been developed in a previously published work, with results showing excellent performance in oceanic waters. In order to apply this newly developed Z_{SD} scheme to shallow and extremely turbid inland water (e.g. Lake Taihu), we here first refined the Quasi-Analytical Algorithm (QAA) for accurate estimation of inherent optical properties (IOPs) from remote sensing reflectance (R_{rs} , sr^{-1}), as Z_{SD} was estimated from the IOPs and R_{rs} with the former derived by the QAA. With field measurements, the total absorption ($a(\lambda)$) estimated by the refined QAA had a good agreement with the in situ measurement, and the determination coefficient (r^2) of the 9 medium resolution imaging spectrometer (MERIS) bands were all higher than 0.70, with the relative root mean square error (RRMSE) from 17.2% to 27.7%. Estimated and measured Z_{SD} were all distributed along the 1:1 ratio, with $r^2 > 0.70$. We further validated the Z_{SD} estimation model from satellite remote sensing (MERIS). A good agreement was found between in situ and derived Z_{SD} ($n=85$), and the slope, intercept and r^2 were 1.102, 0.043 and 0.83, respectively. The climatology changes of Z_{SD} in Lake Taihu were also investigated using 74 MERIS images between 2003 and 2011, and impact factors on its temporal and spatial variation were further discussed. A good relationship between Z_{SD} and total suspended matter concentration (TSM) was found, which provides a new approach to estimate TSM in turbid Lake Taihu from satellite remote sensing.

In this study, we evaluated the underwater light environment of Lake Taihu using the index of euphotic depth (Z_{eu}) divided by the water depth (WD) based on investigations from 2006 to 2013 (8 years $\times$ 4 seasons $\times$ 32 sites). The distribution of

the VPF was greater than 0.70 in Xukou Bay and Eastern Lake Taihu over the 32 investigations. The proportion of macrophyte coverage increased with the increase in Z_{eu}/WD . A significant relationship was observed between Z_{eu}/WD and VPF for the 19 sites with macrophytes ($r^2=0.48$, $p<0.001$, $n=19$). In the region with high nutrient concentrations and serious water pollution, better underwater light conditions are required for the growth of macrophytes. A Z_{eu}/WD value of 0.80 can be regarded as the critical underwater light threshold for the growth of macrophytes in Lake Taihu. The region with Z_{eu}/WD ranging between 0.57 and 0.80 was usually covered by sparse macrophytes; this region should be vital for macrophyte recovery and environmental management in Lake Taihu.

An empirical model between MODIS R_{rs} and Z_{eu} was builded to get the temporal and spatial distribution of Z_{eu}/WD using MODIS image during 2003 and 2013. The Xukou Bay, Guangfu Bay, part of Gonghu Bay and regions in the southern part of Lake Taihu can be regarded as potentially crucial regions for the recovery of macrophytes from the perspective of underwater light and nutrient levels. Zhushan Bay and Meiliang Bay can be also regard as potential regions for the recovery of aquatic vegetation, if the nutrient level in these regions is reduced in the future.

Key Words: Lake Taihu, Aquatic vegetation, Vegetation Presence Frequency, Underwater light climate, Secchi depth, Euphotic depth, Ecological recovery

目 录

致 谢.....	I
摘 要.....	III
ABSTRACT.....	V
目 录.....	IX
图 录.....	XII
表 录.....	XV
1. 引言.....	1
1.1 研究意义与选题背景.....	1
1.2 国内外研究进展.....	2
1.2.1 内陆水体水生植被动态变化.....	2
1.2.2 水生植被生长的关键影响因子.....	4
1.2.3 水生植被的光谱特征.....	10
1.2.4 植被指数在遥感反演中的应用.....	11
1.2.5 水体关键光学参数的遥感反演.....	12
1.3 研究目标与思路.....	13
1.4 论文创新点.....	14
2. 富营养化水体水生植被遥感提取方法及应用.....	15
2.1 材料与方法.....	16
2.1.1 研究区域.....	16
2.1.2 水生植被调查数据.....	16
2.1.3 影像数据描述及处理.....	17
2.1.4 方法描述.....	18
2.1.5 精度评估方法.....	21
2.1.6 分析方法.....	22
2.2 研究结果.....	22
2.2.1 阈值的判定.....	22
2.2.2 太湖植被信号的物候学变化.....	24
2.2.3 方法验证.....	25
2.2.4 水生植被分布的时空变化.....	28
2.3 讨论.....	30
2.3.1 遥感方法用于水生植被提取的优势.....	30
2.3.2 关于频次法的探讨.....	30
2.3.3 水生植被分布时空变化的影响因素.....	32
2.3.4 对太湖水生植被恢复的启示.....	34
2.4 本章小结.....	34

3. 水生植被对富营养化及水下光环境变化的响应机制	37
3.1 材料与方法	38
3.1.1 研究区域	38
3.1.2 样品采集	38
3.1.3 水质测定	39
3.1.4 水生植被出现频次	40
3.1.5 数据分析	40
3.2 研究结果	41
3.2.1 东太湖水生植被生境因子的长时间序列变化	41
3.2.2 水生植被分布时空变化	42
3.2.3 水生植被季节变化	43
3.2.4 水质与水生植被	44
3.2.5 VPF 的分类和回归树分析	46
3.3 讨论	47
3.3.1 水生植被分布的控制因素	47
3.3.2 对太湖水环境改善的启示	48
3.4 本章小结	49
4. 太湖水生植被生长关键光学参数透明度的遥感反演	51
4.1 材料与方法	52
4.1.1 方法概述	52
4.1.2 实测数据	53
4.1.3 测定指标	55
4.1.4 影像的下载及处理	56
4.1.5 严重藻华区域的去除	56
4.1.6 精度检验	57
4.2 研究结果	57
4.2.1 研究区域的水质及光学特性分布	57
4.2.2 QAA 模型的改进	58
4.2.3 模型建立与验证	61
4.2.4 模型应用于 MERIS 影像得到的透明度时空格局	64
4.3 讨论	66
4.3.1 QAA.TH 与其它相关模型的比较	66
4.3.2 基于 MERIS 影像的太湖 Z_{SD} 反演中可能的误差来源	68
4.3.3 太湖透明度时空分布的影响因素	69
4.3.4 本方法的应用前景	71
4.4 本章小结	71
5. 太湖水生植被生长的光学阈值	73
5.1 材料与方法	74
5.1.1 实测数据	74
5.1.2 阈值判断与统计方法	75
5.2 研究结果	76
5.2.1 Z_{eu}/WD 的季节分布	76
5.2.2 水生植被分布	76

5.2.3 Z_{eu}/WD 与 VPF 的关系	78
5.2.4 Z_{eu}/WD 与水生植被覆盖比例的关系	79
5.3 结果及讨论	80
5.3.1 水生植被生长的 Z_{eu}/WD 阈值	80
5.3.2 营养盐对水生植被生长的潜在影响	82
5.4 本章小结	83
6. 太湖水生植被恢复的潜在区域探讨	85
6.1 材料与方法	85
6.1.1 水位历史数据的获取	85
6.1.2 数据描述及影像处理	86
6.2 结果与讨论	86
6.2.1 Z_{eu}/WD 的年际分布	86
6.2.2 $Z_{eu}/Depth$ 的月份分布	88
6.2.3 太湖营养盐区位分布	90
6.2.4 水生植被恢复的潜在区域	91
6.3 本章小结	93
7. 总结与展望	95
7.1 总结	95
7.2 研究不足与展望	96
参考文献	99
附录 A: 符号对照表	121
附录 B: 内陆湖泊水生植被面积变化表	123
作者简历及攻读学位期间发表的学术论文与研究成果	131

图 录

图 1.1 不同时段水生植被变化趋势图.....	3
图 1.2 不同时段水生植被变化率图.....	4
图 1.3 本研究的技术路线图.....	14
图 2.1 2013 年 244 个实测样点分布（有水生植被分布的样点表示为黑色叉，无水生植被分布的样点表示为黑色点）及 2008-2012 年常规采样点分布（以带编号的红色圈表示，2008 和 2009 年的 45 号点数据缺失）.....	17
图 2.2 研究方法流程图.....	19
图 2.3 太湖 2003-2013 年平均水深分布；2.2 m 水深线用黑色实线表示.....	21
图 2.4 水生植被判别的最适阈值 T_{FAI} 选取示意图.....	23
图 2.5 不同阈值 T_{FAI} 判别结果对比图，(a) -0.04, (b) -0.025 (c) -0.004。其中，黑色圆点表示实测结果为水域，黑色十字表示实测结果为水生植被，红色十字表示实测结果为堆积藻华.....	23
图 2.6 基于 MODIS 影像得到的太湖 2003-2014 逐月 VPF 分布图.....	26
图 2.7 2003-2014 年遥感得到的太湖水生植被及 2008-2012 年实测结果分布图。实测结果有水生植被分布的点用黑色的叉表示，无水生植被用黑色圆点表示.....	28
图 2.8 MODIS 影像得到的太湖各区域水生植被覆盖面积：(a) 竺山湾、(b) 梅梁湾、(c) 贡湖湾、(d) 胥口湾、(e) 东太湖、(f) 开敞水域、(g) 全太湖.....	29
图 2.9 太湖各区域 (a) 竺山湾 (b) 梅梁湾 (c) 贡湖湾 (d) 胥口湾 (e) 东太湖 (f) 开敞水域，平均水深与水生植被覆盖比例的关系.....	33
图 3.1 采样点位图；长期采样点位 (●)，水位监测站点 (□).....	39
图 3.2 水生植被生境因子的时间序列变化：(a) 水位 (b) 透明度 (c) 总悬浮物 (d) 总氮 (e) 溶解性总氮 (f) 氨态氮 (g) 总磷 (h) 溶解性总磷 (i) 叶绿素 a 浓度；虚线为 GAM 法拟合得到的趋势线，灰色区域为 95% 置信区间.....	42
图 3.3 MODIS-Aqua 影像计算得到的 2003-2014 年 VPF 月变化.....	43
图 3.4 2003-2014 年东太湖 VPF 变化；虚线为 GAM 法拟合得到的趋势线，灰色区域为 95% 置信区间.....	43
图 3.5 由 MODIS-Aqua 影像计算得到的 (a) 春，(b) 夏，(c) 秋，(d) 冬季 VPF 分布.....	44
图 3.6 水生植被 VPF 与 (a) 水位，(b) Z_{SD} ，(c) TSM，(d) TN，(e) DTN，(f) NH_4^+-N ，(g) TP，(h) DTP 和 (i) Chla 浓度相关关系.....	45
图 3.7 VPF 的分类和回归树；不同组的结果通过均值、标准差、样本数及所占总测定的比例表示.....	46

图 4.1 方法流程图.....	52
图 4.2 采样点位分布.....	54
图 4.3 特征样点的 (a) 总吸收系数 a 与对应的 (b) R_{rs} 波谱变化	59
图 4.4 新的 $a(560)$ 经验模型	60
图 4.5. 改进的 η 经验模型.....	61
图 4.6 使用建模数据集反演得到的 MERIS 波段的吸收系数 ($a(\lambda)$) 与实测值比较.....	62
图 4.7 使用建模数据集反演得到的 Z_{SD} 与实测值比较.....	63
图 4.8 使用验证数据集反演得到的 MERIS 波段的吸收系数 ($a(\lambda)$) 与实测值比较.....	63
图 4.9 使用验证数据集反演得到的 Z_{SD} 与实测值比较.....	64
图 4.10 MERIS 影像反演得到的 Z_{SD} 与实测值比较	64
图 4.11 太湖平均 Z_{SD} 月分布.....	65
图 4.12 太湖 Z_{SD} 月分布	66
图 4.13 吸收系数在不同水平下各模型的反演结果与实测值比较 (a) $a(560)=0.41\text{ m}^{-1}$ (b) $a(560)=0.99\text{ m}^{-1}$ (c) $a(560)=2.05\text{ m}^{-1}$ (d) $a(560)=3.35\text{ m}^{-1}$	67
图 4.14 不同模型在不同吸收系数水平下反演结果与实测值的平均绝对百分误差	68
图 4.15 太湖各区域平均 Z_{SD} 月变化.....	70
图 4.16 太湖平均 Z_{SD} 月变化与风速的关系.....	70
图 5.1 采样点分布; 绿色标注的为营养盐浓度较低的植被区域, 蓝色标注的为营养盐浓度较高的植被区域.....	74
图 5.2 2006-2013 年平均 Z_{eu}/WD 季节分布 (a) 2 月 (b) 5 月 (c) 8 月 (d) 11 月	76
图 5.3 2006-2013 太湖平均水生植被出现频次.....	77
图 5.4 水生植被和藻类主导区域 Z_{eu}/WD 的季节变化箱式图	78
图 5.5 2006-2013 年太湖有水生植被覆盖区域 Z_{eu}/WD 与 VPF 的关系 (a) 2 月 (b) 5 月 (c) 8 月 (d) 11 月	79
图 5.6 2006-2013 年太湖有水生植被覆盖区域 Z_{eu}/WD 与 VPF 的关系	79
图 5.7 Z_{eu}/WD 与水生植被覆盖比例的关系	80
图 5.8 (a) Z_{eu}/WD 的频率分布图: 水生植被覆盖比例 $\geq 30\%$ 的区域及其它水域 (b) OP 与 Z_{eu}/WD 的关系	81
图 5.9 不同营养盐区域富营养化指标箱式图: (a) 总氮 (b) 总磷 (c) 化学需氧量 (d) 生物需氧量 (e) 叶绿素 a ; 组 1 为高营养盐区域, 在图 5.6 b 中以黑色实心点表示, 在图 5.1 中以绿色标出; 组 2 为低营养盐区域, 在图 5.6 b 中以空心点表示, 在图 5.1 中以蓝色标出。箱式图中表示了最大值、最小值、25%和 75%分位数, 中值 (蓝色线) 和平均值 (菱形点)	83
图 6.1 太湖水位站分布图.....	85

图 6.2 基于 MODIS $R_{rs}(645)$ 的 $K_d(PAR)$ 单波段模型	86
图 6.3 2003-2013 年太湖 $Z_{eu}/Depth$ 年际分布	87
图 6.4 2003-2013 年太湖 Z_{eu}/WD 为 0.57~0.80 及 >0.80 的面积	88
图 6.5 2003-2013 年太湖 Z_{eu}/WD 月分布	89
图 6.6 2003-2013 年月平均 Z_{eu}/WD 为 0.57~0.80 及 >0.80 的面积	89
图 6.7 太湖各区域 (a) TN (b) TP 浓度	90
图 6.8 太湖 (a) TN (b) NH_4^+-N (c) TP (b) DTP 分布	91
图 6.9 由 2003-2013 年 6 到 10 月 MODIS 影像得到的太湖 Z_{eu}/WD 分布	92
图 6.10 太湖水生植被潜在恢复区域	92

表 录

表 1.1 水生植被生长与营养盐输入的定量关系.....	6
表 1.2 水生植被的光谱特征.....	10
表 1.3 常用植被指数的计算方法.....	11
表 2.1 太湖主要水生植被种类.....	16
表 2.2 本研究所用 MODIS 影像时间分布.....	18
表 2.3 2008 到 2012 年水生植被判别精度表.....	27
表 3.1 水环境、水质参数和 VPF 变化.....	41
表 3.2 9 个水环境与水质指标之间的皮尔森相关系数.....	45
表 3.3 各变量对 VPF 的相对贡献.....	46
表 4.1 MERIS 影像同步点位的采样时间及分布.....	54
表 4.3 建模和验证数据集的光学特性分布.....	57
表 4.2 QAAv6 模型反演总吸收系数的步骤.....	58

1. 引言

1.1 研究意义与选题背景

我国湖泊学奠基者施成熙教授认为：“湖泊是湖盆、湖水、水体中所含物质—矿物质、溶解质、有机质及水生生物等所共同组成的矛盾统一体”。换言之，湖泊主要由三部分组成，即湖盆、湖水和水生生物。湖泊是在自然界各种内外营力的长期作用下形成的，并参与自然界的物质和能量循环(苏民等, 1998)，湖泊生态系统是全球生物圈中至关重要的组成部分，在生物地球化学循环中起到非常重要的作用，并且提供许多关键的生态系统服务功能。

我国湖泊资源丰富，主要集中于长江中下游平原及青藏高原区域，全国共有面积大于 1.0 km^2 的湖泊 2928 个，总面积逾 9 万 km^2 (马荣华等, 2011)。湖泊作为主要的国土资源，具有多种功能(施成熙和汪宪, 1989)：1) 生态功能：湖泊的水生生物资源丰富，种类繁多(庄大昌, 2004)；湖泊能调节河川径流，并有调节局部地区气候的功能(李英华等, 2004)。2) 经济功能：湖水可用于沟通航运，用于工农业生产或引用水源(尹澄清, 1995)；水域生产，进行水生动植物的养殖；一些湖泊风景宜人，具有重要的旅游和休闲价值；众多盐湖中含有丰富的矿物质，是极其重要的矿产资源(高峰等, 2011)。3) 社会价值：湖泊具有调蓄洪涝的作用，发挥了巨大的社会价值(庄大昌, 2004)。

湖泊水生态系统是一个较为脆弱的生态系统，其具有一定的自净能力，但其纳污能力有限，在人类活动的强烈干扰下极易造成其生态结构的破坏和功能的减弱，外在表现为水生植被的大量减少、生物多样性的下降和景观的破坏(李晶晶等, 2011)。近年来由于经济的快速发展及资源利用强度的加大，导致湖泊生源要素的严重富集、生态系统退化、水华频发、水生植被的严重退化(许秋瑾等, 2006)。

水生植被具有水体产氧、氮循环、固定沉积物、抑制浮游藻类繁殖、减轻水体富营养化、提高水体自净能力的重要功能；同时，还能为水生动物、微生物提供栖息地和食物来源，维持水岸带的物种多样性(李冬林等, 2011)。因此，其对富营养湖泊的生态恢复具有重要意义。

水生植被生长状态是水生态系统健康程度的重要指示指标，使得水生植被资源的实时快速检测更为重要。相对于传统的实地检测，遥感手段对于大面积水域的水生植被监测具有便捷、快速、经济的优势(Tian 等, 2010)；但同时也存在其局限性。尤其对于藻华与水生植被共存的水域来说，漂浮藻华的频繁出现常常给水生植被分布的精确反演带来不少困难(Hestir 等, 2008; Oyama 等,

2015)。

湖泊生态环境是一个有机联系的整体。湖底地形、营养盐水平、水下光环境、水动力过程等环境或水质指标均会对其生长产生影响(王华等, 2008)。因此, 有必要对水生植被生长的相关环境因子进行剖析, 找到影响水生植被生长的关键因子及其阈值, 从而服务于水生植被的恢复及湖泊生态系统的重建。而遥感手段与实地监测的结合为这一目标的实现提供了可能; 因此, 找到一种更加有效的、针对草、藻型共存水域的水生植被分布以及影响水生植被生长的关键因子的遥感方法, 显得愈发重要。

太湖是中国的第三大淡水湖泊, 水域面积为 2338 km^2 , 平均水深为 1.89 m , 位于长江中下游流域的南部(Qin 等, 2010)。作为一个典型的富营养化浅水湖泊, 太湖同时具有草型、藻型生态系统区域(Liu 等, 2013b; Qin 等, 2013)。胥口湾和东太湖为水生植被主导的草型湖区, 这两个区域的水质相对较好且水生植被较为丰富(Yin 等, 2011)。然而, 在藻类为主导的生态区域, 如北部的梅梁湾和竺山湾, 富营养化导致藻华频发(Qin 等, 2010)。近年来, 营养盐的大量输入导致藻华的覆盖面积与持续时间均不断增加。此外, 由于一系列因素引起的光限制(Zhang 等, 2007b), 使得太湖水生植被的分布也有了显著的变化(Zhao 等, 2013)。

因此, 本研究以太湖为研究对象, 首先建立一种适用于中等分辨率卫星及草、藻共存水域的水生植被面积的遥感提取方法, 以得到太湖水生植被的时空分布; 进而结合水生植被分布与各项环境、理化指标, 探讨影响太湖水生植被生长的关键因素; 并针对其关键影响因子建立了适用于浑浊水体的半经验遥感反演算法; 最终基于实测及影像数据, 获得太湖水生植被生长关键因子的阈值并对其潜在恢复区域进行了讨论。

1.2 国内外研究进展

1.2.1 内陆水体水生植被动态变化

许多研究表明, 近年来全球范围内陆水体水生植被覆盖面积呈现不断降低趋势, 但针对其覆盖面积的动态变化还缺少定量的研究。因此, 我们在 Web of Science 数据库中通过检索关键词: (submerged aquatic vegetation* or SAV) 和关键词 (macrophyte* and lake* or change* or decline* or recovery*), 最终搜索到两千余篇相关文献。通过对这些文献中水生植被面积记录的分析, 挑出了研究周期大于 2 年的研究, 整理出了分布在世界各地的 48 个湖泊水生植被年际变化 (附录 B: 内陆湖泊水生植被面积变化表)。根据植被面积记录年份, 将样本分为三个组来研究近

年来水生植被覆盖面积的变化：1995 年之前，1995-2000 年之间，以及 2000 年以后。当水生植被面积小于起始年份的 90% 时，定义为降低；当水生植被面积大于起始面积的 110% 时，则定义为升高；植被面积与起始面积的差别在 $\pm 10\%$ 之间的，则认为没有差别。由图 1.1 可以看出，2000 年以后水生植被面积显著下降的研究区域比例明显增大，将近 60% 的研究区域在近十几年中水生植被覆盖比例显著下降。

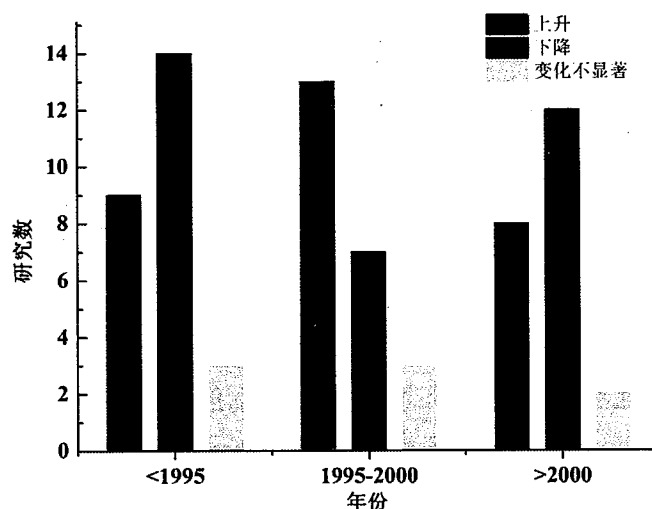


图 1.1 不同时段水生植被变化趋势图

Figure 1.1 Changing trend of aquatic vegetation in different periods

同时，还对水生植被面积年变化百分率进行了研究。水生植被面积年变化百分率 (μ , $\% y^{-1}$) 是指研究时段中起始记录年与最终记录年 (A_0 , A_t) 在该时段中面积的变化率 ($\mu = [\ln(A_t/A_0)/t] \times 100$)。由图 1.2 可以看出，对于水生植被面积增加的区域，近三十年来，其增加率一直在不断降低；而对于水生植被面积减少的区域，其降低率则有缓慢增加的趋势。因而，全球范围内陆湖泊水生植被面积整体呈消退的趋势，且消退速率呈现缓慢上升的状态，因此厘清水生植被生长的关键影响因子，进而服务于全球内陆湖泊水生植被的生态恢复迫在眉睫。

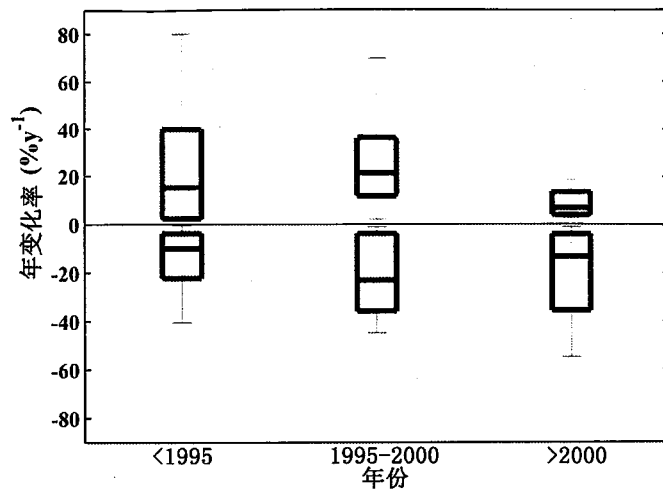


图 1.2 不同时段水生植被变化率图

Figure 1.2 Changing rate of aquatic vegetation in different periods

1.2.2 水生植被生长的关键影响因素

水生植被的生长受到一系列环境及水质指标的影响，对水生植被生长主要影响因素的了解有助于提高水生植被恢复的可行性。王华等将水生植被生长的影响因素分为三类：1) 主要限制因子：光照；2) 显著限制因子：营养盐、悬浮物、底质、水流、温度；3) 一般影响因子：着生藻类、重金属和 pH (王华等, 2008)。

1.2.2.1 光环境

光照是水生植被光合作用的主要驱动因子。研究表明，光的可利用性对水生植被（尤其是沉水植被）的生物量及分布有重要影响(Carr 等, 2010)。光进入水体中后，经过水体各组分（纯水、有色可溶性有机物（Chromophore Dissolved Organic Matter, CDOM）、悬浮颗粒物（Total Suspended Matter, TSM）、浮游植物）的吸收和衰减后最终到达沉水植物的表面。光在水体中的衰减包括吸收和散射两部分，纯水及水体中各物质对光的衰减用公式表示为：

$$c(\lambda) = c_w(\lambda) + c_{CDOM}(\lambda) + c_d(\lambda) + c_p(\lambda) \quad (1.1)$$

其中， $c(\lambda)$ ， $c_w(\lambda)$ ， $c_{CDOM}(\lambda)$ ， $c_d(\lambda)$ ， $c_p(\lambda)$ 分别为总衰减系数、纯水衰减系数、CDOM 衰减系数、悬浮颗粒物衰减系数及浮游藻类衰减系数。

光强在水下的变化规律遵从朗伯-比尔定律：

$$I_z = I_0 e^{-kz} \quad (1.2)$$

其中， I_0 为水面以下表层处的光照强度， z 为水面下深度， I_z 为深度 z 处的光照强度， k 为光照强度的衰减系数。

由于光合作用对植物生长的重要意义，人们提出了真光层深度的概念，一

般认为显著的光合作用发生的最大深度即为真光层深度 (Z_{eu} , m), 其物理定义为下行光合有效辐射 (PAR) 辐照度衰减为恰好水表面以下辐照度的 1% 的深度。一般来说, 水生植被可生长的最大深度 (Z_c , m) 与水体的透光性呈负相关关系。

直观的讲, 光对水生植被的限制主要通过水深的增加或水体透光性的降低体现的 (Westlake, 1971)。一方面, 当水深增加时, 光无法到达植物的表面, 抑制了水生植被的光合作用。有许多研究证实了水深 (或水位) 变化对水生植被分布及生物量的影响。Riis 等 2002 年对新西兰的 21 个湖泊进行研究, 表明水位变幅/变化频率/极端水位持续时间均可造成水生植被结构、多样性的变化 (Riis 和 Hawes, 2002)。Strand 等研究了水深及风浪对狐尾藻生长的影响, 结果显示: 在有挡浪处, 随水深增加植物地下生物量呈减少的趋势 (Strand 和 Weisner, 2001)。吴晓东等研究了水深对黑藻生长的影响, 研究表明当水深 > 2.5 m 时, 黑藻生长受到了明显抑制, 水深 3.0、3.5、4.0 m 处黑藻分别于试验第 57、33、21 天死亡; 水深 0.5-2.0 m 处, 黑藻株高和茎节数随水深增加而逐渐增加, 当水深 > 2.0 m 时, 随水深增加开始减少。各水深梯度处黑藻生物量呈先升高后降低的趋势, 黑藻的光补偿水深在水体平均透明度 (1.0 m) 以下 1.5-2.0 m 之间 (吴晓东等, 2012)。另一方面, 水体浊度的增加伴随着水体中光衰减过程的加快, 进而大大降低了水体的透明度和真光层深度, 抑制了水生植被的光合作用, 进而表现为水生植被分布、生物量、以及群落组成的变化。水体中藻类、悬浮物的增加均会导致光的衰减, 进而对水生植被产生光限制, 造成生物量的减少, 甚至引起水体生态类型的转变 (Scheffer 等, 2001; Liu 等, 2013b)。Arthaud 等针对法国 25 个浅水湖泊, 研究了藻类引起的光限制对水生植被的影响, 结果显示藻类生物量与水生植被的丰度呈现显著的负相关关系 (Arthaud 等, 2012)。Adams 等通过对澳大利亚 Macquarie 湖和 Tuggerah 湖历史光照及水生植被覆盖情况的研究, 结果显示: 历史光照可以在一定程度上实现对水生植被生物量的预测 (Adams 等, 2015)。相反的, 一项在 Lake Huron 的研究表明, 当浊度显著降低时, 会带来沉水植被丰度及覆盖度的上升 (Skubinna 等, 1995)。

1.2.2.2 营养盐

营养盐的过度输入是造成水体富营养化的重要因子, 研究其对水生植被生长及退化的影响机理对水生植被的恢复与重建具有重要意义 (王华等, 2008)。目前, 关于营养盐对水生植被生长的影响机理研究还存在一定程度的分歧。

一部分研究者认为, 营养盐对水生植被产生影响的主要机理是由于水体透光性降低后引起的光限制和对植物生长型的影响, 而非氮 (N)、磷 (P) 等营养盐浓度升高直接导致的对水生植被的生理影响 (Hough 等, 1989; Daldorph 和 Thomas,

1995)。营养盐的过度输入会引起藻类生物量的升高,造成叶绿素浓度的升高及光衰减的加剧,进而导致水生植被的光限制。王小冬等进行了伊乐藻对高浓度N、P浓度的耐受性模拟实验,发现伊乐藻能耐受总氮(TN) = $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,总磷(TP) = $0.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的胁迫,且在该营养盐水平下水体中没有出现大量的浮游藻类;而多数富营养化严重的湖泊(如太湖)的营养盐水平低于此水平,因此,对许多富营养化湖泊而言,沉水植被的消亡可能不是由于N、P营养盐所产生的直接伤害和胁迫(王小冬等, 2009)。Beklioglu和Moss通过对英国浅水湖泊Littie Meer的研究发现,水生植被对水体营养盐具有较宽的耐受区间,并能显著降低水体的污染负荷(Beklioglu和Moss, 1996)。

然而,也有部分学者认为水体中过高的N、P浓度对水生植被而言也是一种环境胁迫,影响其正常的生理过程,进而阻碍其生长(Best, 1980; Bulthuis等, 1992; Cao等, 2004)。Ni L研究了武汉东湖水体中营养盐浓度的升高对马来眼子菜(*Potamogeton maackianus* A. Been)生长的影响,结果显示马来眼子菜植株内N、P浓度及过氧化物酶的变化与水体中的N浓度呈相关关系,且东湖中马来眼子菜的消退受到水体中N浓度升高的影响(Ni, 2001)。王珺等通过静态培养试验比较了在不同营养盐水平下金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)的蛋白质、叶绿素含量、过氧化物酶及超氧化物歧化物的活性变化,研究表明在重富营养水平下,金鱼藻的抗逆能力受到影响,具有明显的胁迫作用(王珺等, 2005)。一些研究显示,在浅水湖泊,相对于P浓度来说,较高的N浓度,尤其是高浓度的氨态氮会对水生植被的生长产生更为显著的胁迫作用(Özkan等, 2010; Moss等, 2013)。Özkan等的研究显示,在TP浓度较高的水域,过高的N浓度会刺激沉水植被上附着的固着生物的生长,进而限制水生植被的生长(Özkan等, 2010)。Yu等通过定量模拟实验,保持TP浓度为中等水平($0.03 \pm 0.04 \text{ mg/L}$), TN浓度分别为0.5, 2, 10, 20和100 mg/L ,并对沉水植被的生长状况进行了研究,结果显示: N浓度的升高与水体中藻类浓度无显著正相关关系,水生植被的生长主要受到高N浓度造成的环境胁迫的影响(Yu等, 2015)。

此外,营养盐过度输入导致的富营养化同时会导致水体矿化及缺氧现象的发生,进而影响到水生植被的生长。由于水生植被的生长受到诸多因素的共同影响,有部分研究试图通过经验关系的建立,得到营养盐输入与水生植被生长之间的定量关系,见表 1.1:

表1.1 水生植被生长与营养盐输入的定量关系

Table 1.1 Relationships between nutrients inputs and the growth of aquatic vegetation

水生植被	变量	关系式	国家	参考文献
大叶藻	总氮, TN (mg/l)	$\ln Z_c = 6.039 - 0.755 \ln \text{TN}$	丹麦	(Nielsen 等, 2002)

(Z. marina)		$(r^2 = 0.55^{***}, n = 128)$		
大叶藻 (Z. marina)	水深, $Z_{\max}$ (m^{-1}); 透明度, S_w (m); 冬季 $[\text{NH}_4^+]$ 浓度, NH_{4w}^+ (μM)	$Z_c = 2.44 + 0.11Z_{\max} - 0.87\text{NH}_{4w}^+ + 0.26S_w$ $(r^2 = 0.71^{***}, n = 46)$	丹麦, 1994	(Greve 和 Krause-Jensen, 2005)
大叶藻 (Z. marina)	水深, $Z_{\max}$ (m^{-1}); 透明度, S (m); 冬季 $[\text{NH}_4^+]$ 浓度, NH_{4w}^+ (μM)	$Z_c = 1.27 + 0.06 Z_{\max} - 0.15\text{NH}_{4w}^+ + 0.38S$ $(r^2 = 0.42^{***}, n = 390)$	丹麦, 1989–1998	(Sagert 等, 2005)
大叶藻 (Z. marina)	总磷, TP (μM); 总氮, TN (μM)	$Z_c = 5.361 \text{TP}^{-1.86}$ $(r^2 = 0.602^{***})$	丹麦, 1989–1998	(Sagert 等, 2005)
		$Z_c = 659.4 \text{TN}^{-1.456}$ $(r^2 = 0.632^{***})$	丹麦, 1989–1998	(Sagert 等, 2005)
SAV-出现/未出现	溶解性无机氮, DIN; 溶解性无机磷, DIP; 总悬浮物, TSM; 叶绿素 <i>a</i> , Chla	未呈现关系式	美国, Chesapeake 湾	(Dennison 等, 1993a; Staver 和 Staver, 1993)
海草叶片生物量, ABB, ($\text{g} \cdot \text{dw} \cdot \text{m}^{-2}$)	N 输入 ($\text{kg} \cdot \text{N} \cdot \text{day}^{-1}$)	$\text{ABB} = 336.15 (\text{N-load})^{-0.342}$ $(r^2 = 0.536^{***})$	美国, Sarasota 湾	(Tomasko 等, 1996)
海草叶片每日生物量, ABP, ($\text{g} \cdot \text{dw} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)	N 输入 ($\text{kg} \cdot \text{N} \cdot \text{day}^{-1}$)	$\text{ABP} = 11.35 (\text{N-load})^{-0.371}$ $(r^2 = 0.536^{***})$	美国, Sarasota 湾	(Tomasko 等, 1996)
Z. marina 生物量, B ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)	N 输入	负相关, 未呈现关系式 $(r^2 = 0.59^{***})$	美国, Waquoit 湾	(Hauxwell 等, 2003)
Z. marina 生物量, B ($\text{gDW} \cdot \text{m}^{-2}$)	N 输入 ($\text{kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)	$B = 94(10^{-0.029\text{N-load}}) - 1$ $(r^2 = 0.82^*, n = 7)$	美国, Waquoit 湾	(Hauxwell 等, 2003)
Z. marina 植株密度, D, (shoots $\cdot \text{m}^{-2}$) N)	N 输入 ($\text{kg} \cdot \text{N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$)	$D = 647(10^{-0.040\text{N-load}}) - 1$ $(r^2 = 0.88^*, n = 7)$	美国, Waquoit 湾	(Hauxwell 等, 2003)
Z. noltii 生物量, BZ ($\text{gAFDW} \cdot \text{m}^{-2}$)	光周期, Ph (min); 存在时间, WRT (h); NH_4^+ (mg L^{-1}); 有机质, OM (%); 浒苔或石莼生物量, B_E or B_U ($\text{gAFDW} \cdot \text{m}^{-2}$)	$\log B = -1.677 + 2.493(\log \text{Ph}) - 3.16(\log \text{WRT}) - 3.902(\log \text{NH}_4^+) + 1.593(\log \text{OM}) - 0.948(\log B_E) + 0.552(\log B_U)$ $(r^2 = 0.531^{***}, \text{d.f.} = 139)$	葡萄牙, Mondego 河口	(Silva-Santos 等, 2006)
总海藻覆盖比例, TC (%)	总氮, TN (μM)	$\text{TC} = 1.3472 - 0.0226 \text{TN}$ $(r^2 = 0.73^{***}, n = 27)$	丹麦	(Krause-Jensen 等, 2007)
多年生水草覆盖比例, PC	总氮, TN (μM)	$\text{PC} = 6.2236 - 0.0732 \text{TN}$ $(r^2 = 0.50^{***}, n = 27)$	丹麦	(Krause-Jensen 等, 2007)

(%)				
生物量峰值 PB (gdw·m ⁻²)	DIN 输入 (mm·m ⁻² d ⁻¹)	负相关, 未呈现关系式	新英格兰河口	(Kinney 和 Roman, 1998)
沉水植被与藻类	营养盐输入, 营养盐浓度, 存在时间, 叶绿素浓度, 水深	相关矩阵	波罗的海的 10 个浅湾	(Dahlgren 和 Kautsky, 2004)
褐藻	总氮, TN (μg/L)	$\ln Z_c = 9.717 - 1.329 \ln TN$ ($r^2 = 0.48^{***}$, $n = 111$)	丹麦	(Sagert 等, 2005)

因此, 营养盐过度输入对水生植被生长的影响是显而易见的, 并且其是影响水生植被生长的重要因素。综合分析大量文献的研究结果, 我们可以发现, 在自然水体中, 大多数富营养状态的水体中 N、P 的浓度并未达到对水生植被胁迫的水平。因而, 较之于营养盐胁迫造成的影响, 营养盐过度输入导致的光限制在水生植被的消退中, 扮演着更为重要的角色。

1.2.2.3 底质和悬浮物

底质是沉水植被根系固着的基础, 同时也是沉水植被各种营养物质以及微量元素的主要来源。因此, 其物理、化学特性均对沉水植被的生理、生长有着重要影响(张俊, 2006; 李垒等, 2010)。当前, 关于底质对沉水植被的影响研究主要集中在不同底质的物理、化学性质对沉水植被所带来的影响。

对底质物理特性的研究主要集中在粒径组成、紧密度、含水率及厚度等。底质的结构在很大程度上影响到沉水植被的生长, 底质颗粒的粒径组成可影响植物根部的发展和对矿质营养的获取能力, 进而影响到植株的密度和生物量(Assani 等, 2006; Xie 等, 2007)。沉积物的密度和有机质含量对不同类型水生植被的影响不同, 砂质、低密度、高有机质的底质会抑制非维管束植物的生长, 而对维管束植物的生长则没有显著影响(Matheson 等, 2005)。Dong 等研究了东太湖软质底泥厚度与水生植被生物量之间的关系, 发现研究区域的底泥厚度为 0.2 m 左右时最适宜于沉水植被的生长(Dong 等, 2014)。蒋金辉等研究了轮叶黑藻在两种底质(沙, 泥+沙)和不同初始植株密度条件下的生长响应, 研究发现: 在植株密度较高时, 植株在砂质底质上生长较好; 而当植株密度较低时, 植株在泥沙底质上生长较好(蒋金辉等, 2008)。陈开宁等通过模拟实验研究了太湖五里湖的主要三种底质类型(砂石、生土、湖泥)对 4 种沉水植物(苦草, 马来眼子菜, 金鱼藻, 轮叶黑藻)生长的影响, 研究表明湖泥更适合四种水生植被的生长, 砂石最不宜四种水生植被的生长(陈开宁等, 2006)。

对底质化学特性的研究则主要集中在营养盐浓度方面。1) 在低营养盐浓度的范围内, 底质是植物生长所需矿物质的主要来源, 因此营养盐浓度的升高对水

生植被的生长有促进作用。谢贻发等研究了沉积物营养盐状态对苦草形态特征、生物量积累及分配格局的影响,在营养盐较丰富的湖泥中,苦草的生物量、分株数量和甸甸茎总长度等指标显著大于粘土和沙土(谢贻发, 2008)。

Ságová-Marečková 等研究了捷克南部的 Bohemia 中小黑三棱生长状态和底质营养状态的关系,发现含有丰富矿质营养和有机物质的底泥上小黑三棱生长较好(Ságová-Marečková 和 Květ, 2002)。在受营养盐浓度限制的水域,由于外界磷的输入少,且容易被吸附固定、有效性不高,因此大多是受到磷浓度的限制(米玮洁, 2008)。

Rattray. MR 研究了在贫营养和富营养底质状态下生长的狐尾藻 (*Myriophyllum triphyllum*) 和卷蜈蚣草 (*Lagarosiphon major*),发现在贫营养湖泊中的富营养底质上生长的植株是贫营养底质上植株的两倍左右,分析植株内的磷的含量,发现磷是限制贫营养底质上植株生长的关键因素(Rattray 等, 1991)。

2) 在高营养盐浓度条件下,营养盐浓度的升高对其生长产生胁迫。邱东茹等利用人工栽培方法,研究了武汉东湖重污染区湖水和底泥对黄丝草 (*Potamogeton maackianus* A.Bnee) 生长的影响,发现底泥中有机质含量过高对黄丝草根系发育不利(邱东茹等, 1997)。

1.2.2.4 水流条件

在河流等动态的水体中,水流条件对水生植被生长的影响极大,甚至大于光照或营养盐的影响(Franklin 等, 2008)。湖泊水体是相对静态的;而对于适宜水生植被生长的浅水湖泊来说,其水流条件极易受到风浪的扰动(Liu 等, 2013b),进而影响到水生植被的生长。因而,水动力条件也是湖泊水生植被生长的重要影响因素之一。

水动力条件对水生植被的影响分为两方面,一方面是直接影响,包括水流运动直接对沉水植被产生的机械拉伸、拖拽作用。水流对沉水植被的作用力是水的流速和植被生物量的函数(Dawon 和 Robinson, 1984):

$$F = k * V^{l * Bm}$$

其中, F 是作用力, N; V 是水的流速, m^{-1} ; B 是沉水植被的生物量, kg; k , l 和 m 是针对不同季节和沉水植被种类的常数。研究表明,在夏季水生植被植株较高、茎秆较粗壮、叶子扩散较大时, k 和 m 的数值越高;在植株较矮、茎秆较瘦弱、叶子扩散较小的秋季,其数值则越低。

波浪也会造成对水生植被的破坏。随着波高从 0.1 m 增至 0.3 m,波浪对狐尾藻 (*Myriophyllum spicatum*) 华盖的破坏作用增强,并对苦草 (*Vallisneria americana*) 的花絮和顶部叶片造成损坏(Stewart 等, 1997)。波浪的作用甚至可以将海草连根拔起(Fonseca 和 Kenworthy, 1987)。

另一方面是由于水流作用导致的营养盐释放、气体交换、沉积物性质变化、悬浮物浓度变化等间接影响。气体在空气中的扩散速度是水体中的10000倍，因此，气体的扩散速度是水生植被生长的限制因素之一。水流的作用可以改变水体中溶解态二氧化碳、氧气的含量，进而影响水生植被的光合作用过程。由于当水流速较小时，沉水植被的新陈代谢受制于碳到达植被叶面的速率(Westlake, 1967)。因此，当水流流速较低时（淡水植被，流速 ≤ 0.01 m/s；海洋植被，流速小于0.02-0.06 m/s），流速的升高有利于光合作用的进行(Westlake, 1967; Wheeler, 1980)。此时，水流的增加降低了水体中溶解物质对水生植被光合作用的制约，进而促进其生长(Madsen等, 2001; Hatton-Ellis等, 2003)。而当水流流速过高时则会降低水生植被的光合作用，Madsen等研究了流速对水马齿（*Callitriche stagnalis*）光合作用的影响，结果显示：当流速大于0.04 m/s时，水马齿受水流的扰动强烈，光合作用速率有所降低(Madsen和Søndergaard, 1983)。

1.2.3 水生植被的光谱特征

当太阳辐射到达植物叶片，会被反射、吸收或透射。由于植被均存在一些造成其光谱反射特征的基本组成成分，包括色素（叶绿素等）、水分、蛋白质、淀粉、角质层、木质素和纤维素等(Price, 1992; Kokaly 等, 2003)。因此，植被一般具有其固有的光谱特征：近红外波段的反射率和透射率较高，而中红外波段由于较强的水体吸收，导致遥感反射率较低（见表 1.2）。

表1.2 水生植被的光谱特征

Table 1.2 Spectral characters of aquatic vegetation

波段区间 (nm)	描述	水生植被遥感反射率	参考文献
400-700	可见光	由于叶绿素和胡萝卜素的吸收导致该区间遥感反射率和透射率均较低	(Adam 等, 2010) (Rosso 等, 2005)
680-750	红光	该区间遥感反射率与水生植被的生物化学和生物物理特征具有相关性	(Mutanga 和 Skidmore, 2007) (Clevers, 1999)
700-1300	近红外	反射率和透射率较高，吸收较低。该区间的光谱特征主要受叶片内部结构影响	Kumar 2001 (Rosso 等, 2005)
1300-2500	中红外	由于较强的水体吸收导致该波谱区间的遥感反射率低于其他波段区间	(Adam 等, 2010)

对沉水植被而言，其反射率特征还要受到水体、水底以及光学活性物质（如

藻类、悬浮物和CDOM)的影响,因而使得其遥感反演更加困难(Klemas, 2016)。由于上覆水体在长波的强吸收,沉水植被在近红外波段的遥感反射率随水深的增加而降低(Han和Rundquist, 2003)。对于沉水植被的遥感反演,绿光波段是最佳的光谱区间,其次是红光波段和红边区间(Red Edge Regions)(Han和Rundquist, 2003; Williams等, 2003; Pinnel等, 2004)。

1.2.4 植被指数在遥感反演中的应用

遥感在植被生长状态及生物化学参数的监测中具有便捷、经济的优势,弥补了实地监测的不足(Hunter 2010; Jiang 2012)。同时,多时相遥感影像的获取和比较,有利于植被环境历史变化的记录和重建(Coppin and Bauer 1994; Munyati 2000)。在水生植被的遥感反演中,植被指数的应用可突出植被信号。植被指数具有简便、适用性强且比较性强的优点;因而,在区域或全球范围内,对水生植被现状和动态变化的遥感反演常基于各种形式的植被指数(Paolo Villa, 2014)。植被指数在水生植被分布、叶片面积指数、健康状况等的监测方面均有较好的应用。

最为常见的植被指数是 NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (Rouse Jr 等, 1974; van der Wal 等, 2010), 它表示为红波段与近红外波段之差与二者之和的比值。除此之外, 还有一系列直接或者间接由 NDVI 发展而来的植被指数用于水生植被的遥感反演, 如: NDWI (Normalized Difference Water Index), SAVI (Soil Adjusted Vegetation Index), EVI (Enhanced Vegetation Index), NDAVI (Normalized Difference Aquatic Vegetation Index) 和 WAVI (Water Adjusted Vegetation Index) 等。其中, SAVI, EVI 和 WAVI 均在归一化的基础上进行了背景校正。

表1.3 常用植被指数的计算方法

Table 1.3 Vegetation indexes

植被指数	公式	参考文献
NDVI	$\frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}}$	(Rouse Jr 等, 1974)
NDWI	$\frac{\rho_{NIR1} - \rho_{NIR2}}{\rho_{NIR1} + \rho_{NIR2}}$	(Gao, 1996)
SAVI	$(1+L) \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED} + L}$	(Huete, 1988)

EVI	$2.5 \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + 6\rho_{RED} - 7.5\rho_{BLUE} + L}$	(Huete 等, 1997)
NDAVI	$\frac{\rho_{NIR} - \rho_{BLUE}}{\rho_{NIR} + \rho_{BLUE}}$	(Villa 等, 2013)
WAVI	$(1+L) \frac{\rho_{NIR} - \rho_{BLUE}}{\rho_{NIR} + \rho_{BLUE} + L}$	(Villa 等, 2014)

在富营养化严重的水域，藻类指数常用于水华区域的判别。常用的藻类指数有 MCI (Maximum Chlorophyll Index) (Gower 等, 2005), CI (Cyanobacteria Index) (Stumpf 等, 2012) 和 FAI (Floating Algal Index) (Hu, 2009) 等。这些藻类指数的共同点在于：均为线性模型，基于不同波段遥感反射率的简单计算得到。一般情况下藻类指数的计算包含三个波段：其中一个波段对应的是位于红波段或近红外波段的反射峰，另外两个波段分别位于较短的波段和较长的波段 (Letelier 和 Abbott, 1996)。植被指数在水生植被及藻华面积及分布的遥感中应用十分广泛 (Rodgers III 等, 2009; Stumpf 等, 2012; Oyama 等, 2015)。

漂浮的藻华与水生植被的光谱信号较为相似。虽然微囊藻华在 620 nm 处由于藻青蛋白的特殊吸收峰，使得其可以通过 620 nm 处的遥感反射率特征而与水生植被得以区分 (Simis 等, 2005; Tyler 等, 2009; Dash 等, 2011)。但是，仅有少数的遥感影像具有 620 nm 处的波段，如 MERIS (MEdium Resolution Imaging Spectrometer)、OCM (Ocean Colour Monitor) 以及高光谱影像 (如 Hyperion 和 CHRIS (Compact High Resolution Imaging Spectrometer) (Oyama 等, 2015)。因而，在多数情况下，目前广泛采用的植被指数或藻类指数均不能有效的区分水生植被与藻华区域。

1.2.5 水体关键光学参数的遥感反演

目前水色遥感较为常见的光学参量反演模型包括区域性经验模型 (Dierssen, 2010; Gordon 和 Morel, 2012) 和半分析模型 (Gordon 和 Morel, 2012)。经验模型一般通过对所研究的光学参量与辐照度比 (Sathyendranath 等, 2001) 或者遥感反射率 (Gordon 和 Morel, 2012)、光学指标浓度 (Morel 等, 2007) 之间进行简单的或者多次的回归而建立。半分析模型则多基于对辐射传输理论的推导或近似，物理意义更为明确。经验模型的区域性应用效果较佳，但由于建模数据的局限性，其一般仅适用于与建模水体光学特性相似的水体 (Lee 等, 2002)。相比之下，基于辐射传输理论的半分析模型适用范围更广，且可反演得到水体更多的光学特性信息。较为常见的半分析模型主要有 Garver-Siegel-Maritorena (GSM) (Maritorena 等, 2002), moderate-resolution imaging spectrometer (MODIS) 半分析模型 (Carder 等, 2004) 和 Quasi-Analytical Algorithm (QAA) (Lee 等, 2002; Lee 等, 2009) 等。

当前，水色遥感涉及较多的水体光学指标有下行漫射衰减系数 (Downwelling

Diffuse Attenuation Coefficient, K_d), 透明度 (Secchi Disk Depth, Z_{SD}), CDOM, Chl a 以及总悬浮物等(Brezonik等, 2005; Binding等, 2007; Shi等, 2014)。可见光波段是植被光合作用的有效波谱区间 (Photosynthetically Active Radiation, PAR), 400-700 nm; PAR波段光谱的可利用性会影响到藻类及水生植被的种群组成及分布。 K_d (PAR) (PAR区间的 K_d) 和 Z_{SD} 反映的是水体中各组分对植被光合作用最有效的可见光波段衰减的整体结果, 因而在生态研究中的作用显得更加直观。

K_d (PAR)反演大体上分为三类: 1) 建立 K_d 与归一化离水辐亮度或遥感反射率之间的关系, 一般为单波段或波段比值模型(Doron 等, 2007; Kratzer 等, 2008; Zhang 等, 2012b); 2) 建立 K_d 与叶绿素浓度之间的经验关系, 该模型适用于藻类为主导的大洋水体(Morel 等, 2007); 3) 基于辐射传输模型的半分析模型, 由遥感反射率得到水体的固有光学特性, 通过建立 K_d 与吸收系数与后向散射系数之间的关系推导得到(Lee, 2005; Wang 等, 2009b; Lee 等, 2013)。类似的, Z_{SD} 的反演也大体分为这几类, 其反演方法与 K_d 主要区别在于半分析方法上: Z_{SD} 是 K_d 与光束衰减系数的函数, 或者是 K_d 的函数(Zaneveld 和 Pegau, 2003; Aas 等, 2014; Lee 等, 2015)。

总体上, 经验模型及半分析模型在一类水体光学参数的反演过程中的适用性均较好。而对于水体组成、光学特性复杂的二类水体, 半分析模型仍需区域性的改进, 以得到更好的反演效果。

1.3 研究目标与思路

太湖作为一个草、藻型湖区兼具的富营养化大型浅水湖泊, 在水环境研究中具有其特殊性。鉴于目前的中等分辨率卫星水生植被遥感反演方法均未考虑到漂浮藻类对水生植被分布精确反演的影响, 且太湖水生植被对水下光场和富营养化的响应机制并不明确, 缺乏定量和系统的分析。因此, 本研究试图结合遥感的手段与地面实测数据, 通过建立水生植被和太湖关键光学参数的遥感方法, 并结合多年营养盐及环境指标进行分析, 以得到太湖水生植被生长的关键光学阈值, 为区域水环境遥感及湖泊生态修复提供理论依据。

本论文以大型富营养化浅水湖泊太湖为研究对象, 首先, 基于对野外观测和卫星影像数据的收集与分析, 针对太湖藻华与水生植被共存的现状, 提出了一种新的、去除藻华在水生植被分布反演过程中造成的影响的遥感提取方法, 以得到太湖历年的水生植被分布情况。进而以典型草型湖区东太湖为重点, 结合东太湖多年营养盐、环境数据及遥感反演得到的水生植被出现频次, 深入剖析太湖水生植被生长的关键影响因子。在此基础上, 对太湖水生植被生长的关键光学参数的反演方法进行了改进, 建立了适合太湖这种极浑浊水体的半分析

遥感反演算法。最后, 结合太湖多年实测数据及遥感反演结果, 确定了太湖水生植被生长的关键光学阈值, 并判别出其潜在恢复区域, 为太湖水生植被的恢复与实施提供科学依据。技术路线图见图 1.3。

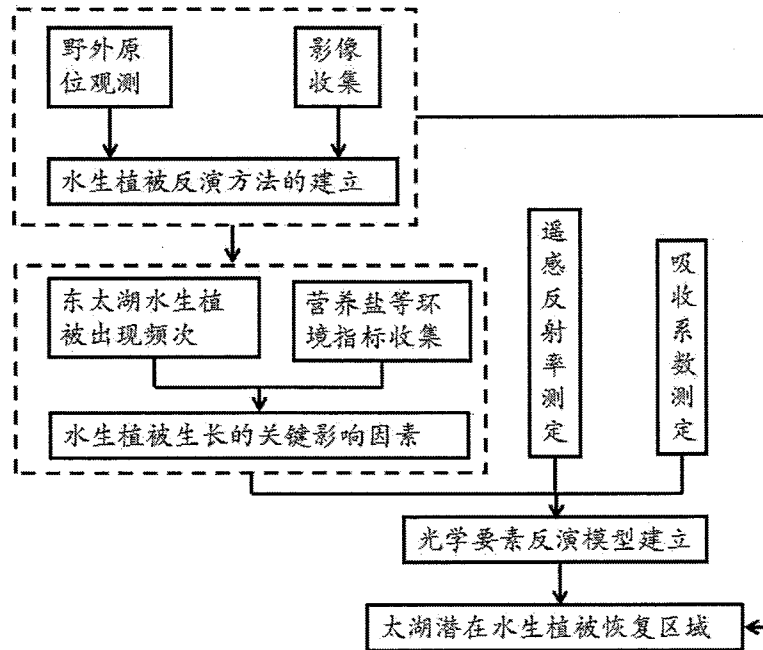


图 1.3 本研究的技术路线图

Figure 1.3 Flow chart of the study

1.4 论文创新点

本研究的创新点有以下三点:

- 1) 提出了一种基于发生频次修正的、适用于富营养化的草、藻生态型共存水域的水生植被遥感提取方法, 以去除藻华在水生植被分布反演过程中造成的影响。
- 2) 筛选出太湖水生植被生长的关键影响要素, 并针对其关键光学影响因子改进半分析遥感算法, 建立了一种适用于太湖这种极浑浊水域的半分析遥感反演方法。
- 3) 确定了太湖水生植被生长的光学阈值, 并结合太湖水下光环境遥感反演结果及营养盐状态, 判别太湖水生植被潜在恢复区域。

2. 富营养化水体水生植被遥感提取方法及应用

一般来说, 水生植被的遥感监测多使用机载相机(Lee 等, 2011; O'Neill 和 Costa, 2013)或多光谱遥感影像数据(如 Landsat TM 和 SPOT)(Adam 等, 2010)来进行。较之机载成像, 卫星遥感影像具有诸多优势: 1) 区域的重复性。卫星会周期性的覆盖固定区域, 有利于监测目标地物的时空变化(Chen 等, 2013; Zhang 等, 2014)。2) 数据处理的便捷性。遥感卫星数据是数字格式, 可以便捷的整合进地理信息系统以便进一步的分析处理。3) 更加经济实用(Ozesmi 和 Bauer, 2002; Adam 等, 2010)。反之, 机载成像花费高且处理过程复杂, 不适合区域的重复监测(Adam 等, 2010)。当然, 卫星遥感监测也受制于一些因素: 1) 卫星影像的空间分辨率较低, 很难判别出小面积的水生植被; 2) 卫星影像的返回周期是固定的(Ozesmi 和 Bauer, 2002)。总体上来说, 对于大面积水域水生植被的监测, 卫星遥感有着机载相机不可比拟的优势。

通过卫星遥感影像判别水生植被的分析手段一般有影像分类法和植被指数法(Adam 等, 2010)。众多遥感影像的分析方法已被运用在水生植被的判别中, 如监督最大似然分类法(Domaç 和 Süzen, 2006), 决策树法(Zhao 等, 2012b), 人工神经网络和模糊聚类法(Filippi 和 Jensen, 2006), 非监督聚类分类法(Dogan 等, 2009)以及基于先验知识的遥感反演(Gullström 等, 2006)等。植被指数可加强植被的信号。在众多的植被指数中, FAI 指数在浑浊水体和浅水水域的实用性更强, 其最初用于浑浊二类水体漂浮藻类的识别, 可有效避免 CDOM、厚气溶胶以及夏季太阳耀斑的影响, 并已在太湖、黄海、墨西哥湾等水域得到了验证(Hu, 2009; Hu 等, 2010a; Hu 等, 2010b)。多数植被指数可用于无藻华发生水域水生植被的判别。然而, 在水生植被与藻华共同存在的水域, 由于二者相似的光学特性, 会产生判别错误: 比如, 漂浮藻类常被误判为挺水或者沉水植被(Hestir 等, 2008)。

对于大型浅水湖泊太湖而言, 由于富营养化严重, 藻类频发, 而目前的中等分辨率卫星均难以区分藻类与水生植被的光谱信息, 因而极大地影响了水生植被面积的遥感精确反演。同时, 目前现存的利用中等分辨率卫星对此类水域水生植被的判别均是基于环境先验知识(直接去除可能出现藻类的区域)(Ma 等, 2008; Luo 等, 2014)或者缺少地面实测数据的检验(Zhao 等, 2012b)。事实上, 在浅水环境中水生植被与藻类共存的情况十分多见。以太湖为例, 实地监测表明, 即使是在藻华频发的竺山湾, 梅梁湾和贡湖湾依然有部分水生植被生存。并且, 目前的方法反演水生植被面积时直接依据先验知识去除藻类频发的区域, 在长时间序列反演时会造成较大的误差, 不能真实的反映水生态系统的演变过程。

有鉴于此,针对富营养化水域这一敏感地带,有必要提出一种新的水生植被遥感提取方法,提高水生植被的遥感判别精度。本研究基于太湖水生植被实测数据,以及 MODIS 影像计算得到的 FAI 指数,同时引入水生植被出现频次 (Vegetation Presence Frequency, VPF) 的概念,目的在于:1) 提出一种适用于水生植被与藻类共存水域的水生植被判别法;2) 基于新的方法,用长时间序列的 MODIS 影像得到太湖水生植被历史变化;3) 分析太湖水生植被的时空变化并探讨其潜在驱动因子。

2.1 材料与方法

2.1.1 研究区域

一般情况下,根据地理、环境及人类活动因素的影响,太湖可以分为以下 6 个区域:竺山湾、梅梁湾、贡湖湾、胥口湾、东太湖和开敞水域 (Zhang 等, 2014) (图 2.1)。6 个区域的平均水深由浅至深分别为:东太湖 (1.76 ± 0.37 m; 平均值 $\pm$ 标准差), 胥口湾 (1.82 ± 0.50 m), 竺山湾 (1.97 ± 0.54 m), 贡湖湾 (1.98 ± 0.44 m), 梅梁湾 (2.11 ± 0.63 m) 和开敞水域 (2.63 ± 0.38 m) (图 2.1 和图 2.3)。太湖东南区域的水质较好(Yin 等, 2011), 胥口湾和东太湖水生植被丰富。太湖主要水生植被种类见表 2.1, 这些水生植被在中国其它湖泊也广泛分布(Hu 和 Hong, 2008)。而在太湖其他区域,比如北部的竺山湾和梅梁湾,富营养化导致藻华频发(Hu 和 Hong, 2008)。

表2.1 太湖主要水生植被种类

Table 2.1 Dominant species of aquatic vegetation in Lake Taihu

植被类型	主要植被种类
挺水植物	茭草, 芦苇
浮叶植物	荇菜, 野菱, 刺菱
沉水植物	微齿眼子菜, 马来眼子菜, 苦草, 金鱼藻, 黑藻, 伊乐藻, 狐尾藻, 小茨藻

2.1.2 水生植被调查数据

野外实测样点为 482 个, 分为两个数据集。1) 建模和阈值判断数据集: 包含 244 个样点。野外水生植被监测分别在 2013 年 8 月 20-23 日, 9 月 1-9 日以及 10 月 25 日进行 (见图 2.1, 以黑色叉和实心点表示)。2) 验证数据集: 包含 238 个样点。全湖分布 48 个常规采样点, 2008-2012 年每年的 8 至 10 月之间进行水生植被调查 (见图 2.1, 以带编号的红色圈表示)。其中, 45 号点在 2008 和 2009 年未采集。在野外采样前, 野外样点的分布均是在对太湖水生植被分布有了总体

了解的前提下均匀布设的。

水生植被种类与分布比例由有经验的水生植被鉴别人员目视鉴别得到。每个样点的水生植被种类与分布比例记录为：如，75%的水生植被 A，25%的水生植被 B。

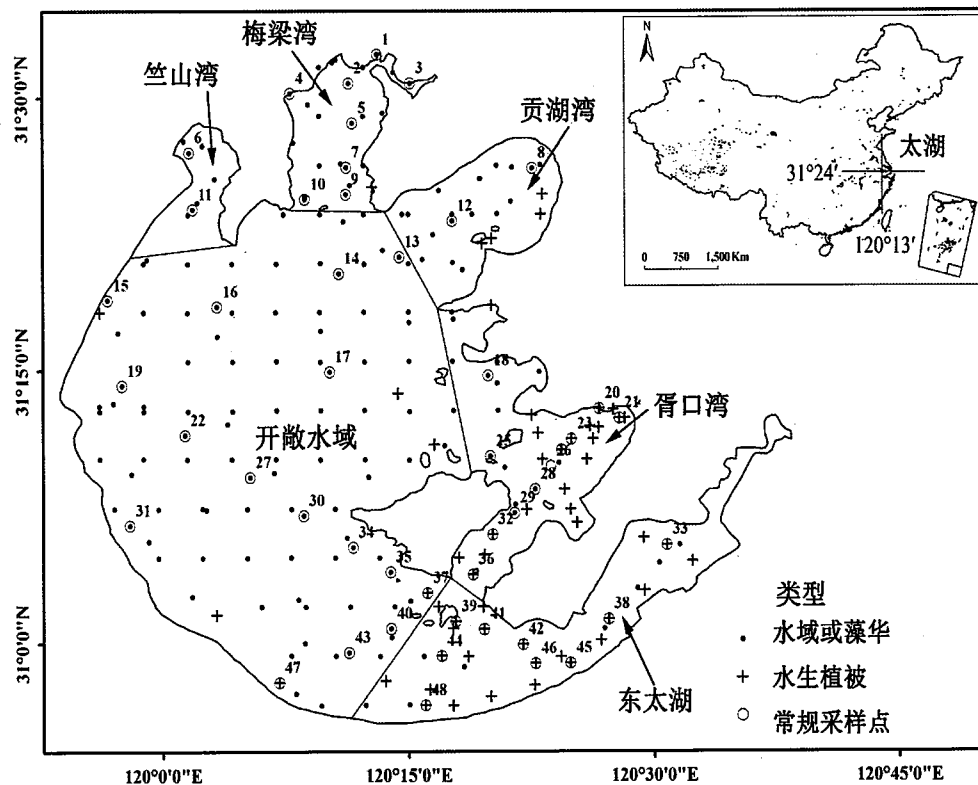


图 2.1 2013 年 244 个实测样点分布（有水生植被分布的样点表示为黑色叉，无水生植被分布的样点表示为黑色点）及 2008-2012 年常规采样点分布（以带编号的红色圈表示，2008 和 2009 年的 45 号点数据缺失）

Figure 2.1 The locations of 244 ground-truth samples collected in 2013 (presence of aquatic vegetation is denoted by black crosses and absence is denoted by black dots) and the annual sampling sites from 2008–2012 (represented by numbered red circles; site 45 was not sampled in 2008 and 2009); the chart in upper right box is the map of South China Sea

2.1.3 影像数据描述及处理

MODIS Aqua 卫星从 2002 年开始工作。本研究中从 NASA 下载了 2003-2014 年的 Level-0 数据，然后用 SeaDAS 软件进行了辐射校正后得到了 Level-1b 数据。从 2003 年 1 月至 2014 年 12 月，研究区域共得到逾 4000 幅影像。然后，根据目视鉴别的结果，剔除受云、太阳耀斑及气溶胶影响严重的影像，选择了 1121 幅高质量的影像，所使用影像时间分布见表 2.2。大气校正方法参见文献 (Shi 等, 2015)。太湖边界用 MODIS 的 FAI 产品得到，具体方法描述见文献 (Hu 等, 2010b)。

表2.2 本研究所用MODIS影像时间分布

Table 2.2 Temporal distribution of the MODIS-Aqua images used in this study

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	总数
1月	10	8	3	5	4	3	8	3	8	6	4	9	62
2月	3	6	2	1	5	8	2	5	5	3	3	4	43
3月	6	6	10	9	11	8	4	7	4	7	6	14	78
4月	7	12	13	4	9	7	12	4	9	10	10	8	97
5月	4	7	9	10	9	14	14	7	6	10	11	6	101
6月	5	8	7	8	1	3	7	5	4	4	2	7	54
7月	7	13	4	8	7	12	3	8	2	10	12	5	86
8月	9	11	6	10	10	8	7	11	2	7	8	3	89
9月	9	8	8	8	10	5	11	8	13	8	3	8	91
10月	14	13	12	11	12	7	14	10	5	12	11	14	121
11月	10	14	7	7	12	10	7	12	5	12	12	2	108
12月	12	7	14	9	4	15	6	13	9	12	10	0	111
总计	96	113	95	90	94	100	95	93	72	101	92	80	1121

2.1.4 方法描述

在富营养化水体中,使用中等分辨率卫星影像将水生植被与藻华直接区分十分困难,因此本研究中引入频次判断,以得到更加准确的水生植被分布。本方法基于以下假设:太湖主要水生植被均非漂浮植物(表 2.1)。因此,水生植被的分布位置在全年相对固定;而藻华浮于水面,位置不固定。藻华的出现频率会低于水生植被。因此,水生植被和藻华可通过其出现的频率区分出来。本方法的主要流程为(图 2.2):

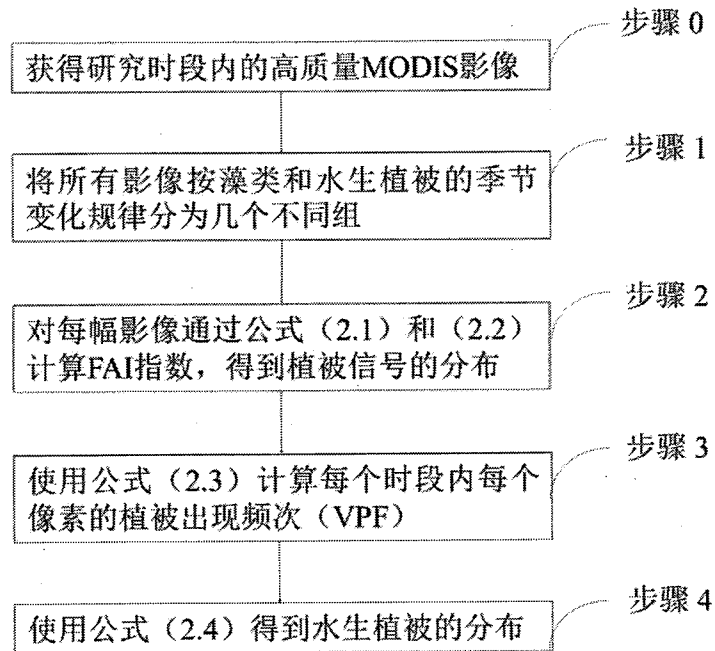


图 2.2 研究方法流程图

Figure 2.2 Flow chart of the general approach

步骤 0: 得到一年内的 MODIS 影像

步骤 1: 根据研究区域水生植被和藻华的季节变化将影像划分为几个时间段

在富营养化严重的湖区, 藻华在某些特定区域有可能长时间稳定分布, 为了避免此类区域误判为水生植被, 本研究基于研究区域水生植被和藻华的生长特征, 将全年划分为三个时段。

时段 1, 越冬水生植被时段 (Wintering Aquatic Vegetation period, WAV 时段), 为 12 月至次年 1 月。由于温度较低, 藻华在此时段较少出现(Deng 等, 2014), 草本植物芦苇是冬季主要的水生植被。

时段 2, 藻华与冬季水生植被共存时段 (prolonged coexisting Algal Bloom and Wintering Aquatic Vegetation period, ABWAV 时段), 2、3 月, 该时段通过观测获得。微囊藻 (太湖主要藻类) 在 5 天平均水温高于 9 °C 时开始生长(Cao 等, 2008)。Deng et al. 对太湖区域水温和微囊藻的生长情况进行了研究, 研究发现太湖 1991-2010 年 3 月份平均水温达 11 °C(Deng 等, 2014), 使得 3 月份成为太湖微囊藻复苏的关键时期。在这个时段内, 太湖 5 日平均水温开始大于 11 °C, 导致沉积物中越冬的微囊藻开始生长、并上浮形成藻华(Deng 等, 2014)。

时段 3, 藻华与水生植被共存峰值时段 (the peak of coexisting Algal Bloom and Aquatic Vegetation period, ABAV 时段), 6 月至 10 月。在该时段, 水生植被的面积、生物量和种类, 以及藻华出现的频次均为一年中的峰值期(Deng 等, 2014; Dong 等, 2014)。

由于 4、5、11 月份期间水生植被面积正处于急剧变化中, 因此本研究中定义三个阶段未包括这三个月。一般来说, 4、5 月份水生植被面积急剧扩张, 11 月份水生植被面积急剧减退(Wang 等, 2009a)。

步骤 2: 通过 FAI 指数的计算得到每幅影像中水生植被的分布

本研究中使用 FAI 指数将覆盖区域与水域区分开来, 这里所指的“覆盖区域”同时包含水生植被区域及括藻华区域(下同)。经验证, FAI 指数对所研究区域内具有较强的适应性, 受包括 CDOM, 气溶胶以及太阳耀斑等因素的影响较小(Hu 等, 2010b)。

FAI 指数的计算是通过 MODIS 影像瑞利散射校正后的遥感反射率($R_{rc}(\lambda)$, λ 为波长, nm) 进行如下波段运算获得(Hu, 2009):

$$FAI = R_{rc}(859) - R_{rc}'(859) \quad (2.1)$$

$$R_{rc}'(859) = R_{rc}(645) + [R_{rc}(1240) - R_{rc}(645)] \cdot (859 - 645) / (1240 - 645) \quad (2.2)$$

随后, 水生植被或藻华的面积可通过一个阈值(T_{FAI} , 这一阈值的确定见 2.2.1.1) 与水域区分开来。数值大于这一阈值的像元点被判别为植被。

步骤 3: 计算植被出现频次 (Vegetation Presence Frequency, VPF)

该步骤的主要目的是将暂时出现的藻华与水生植被区分开来。

计算各个时段中每一像元 j 处植被信号出现频次 VPF 方法如下:

当 FAI 大于阈值 T_{FAI} , 即将像该元 j 在 FAI 计算层 (L_{FAI}) 赋值为 1; 否则, 即赋值为 0; 进而在包含 n 幅影像的某一影像集中, 每个像元点上的 VPF 即可表示为:

$$VPF(j) = \frac{\sum_{i=1}^n L_{FAI}(j, i)}{n} \quad (2.3)$$

其中, $VPF(j)$ 指像元 j 在影像集 n 中植被信号出现的频次, 代表总影像数量 n 中像元 j 值为 1 的频次。

随后, 暂时性藻华可以通过设定 VPF 阈值而与水生植被区分开。三个时段的 VPF 确定见 2.2.1.2。

步骤 4: 基于 FAI 和 VPF 计算水生植被分布

这一步骤的主要目的是防止长期存在的藻华被误判为水生植被, 主要基于季节比较与水深的限制来完成。

在这一步骤中, 先通过定义 VPF 阈值去除暂时性藻华引起的误判, 得到所定义的每个时段中植被的分布; 再对不同时段中得到的植被面积进行比较, 进而

去除长期存在的藻华区域。然后,基于太湖水生植被生长的最大深度进一步提高反演准确性。太湖多年研究表明,仅在太湖水深小于 2 m 的区域有水生植被出现(Zhang 等, 2014)。基于此,参考在本区域的其他研究,本研究使用水深 < 2.2 m 来进一步提高判别精度(Carr 等, 2010)。

因此,水生植被分布区域可由以下公式计算得到:

$$A_{av} = A(T_3) + A(T_1) - A(T_2) - A(\text{depth}) \quad (2.4)$$

A_{av} 指水生植被面积; T_1 、 T_2 、 T_3 分别是第一时段、第二时段和第三时段的 VPF 阈值; $A(T_1)$ 、 $A(T_2)$ 、 $A(T_3)$ 指三个 VPF 图层中数值大于 VPF 阈值 T_1 、 T_2 、 T_3 的区域; $A(\text{depth})$ 指水深大于某一深度阈值的区域。2003-2014 年太湖平均水深分布见图 2.3。

VPF 阈值 T_1 、 T_2 、 T_3 通过 2013 年 244 个实测样点数据与影像数据分析得到。频次法的效果及阈值的可靠性通过 2008-2012 年的实测数据进行验证。

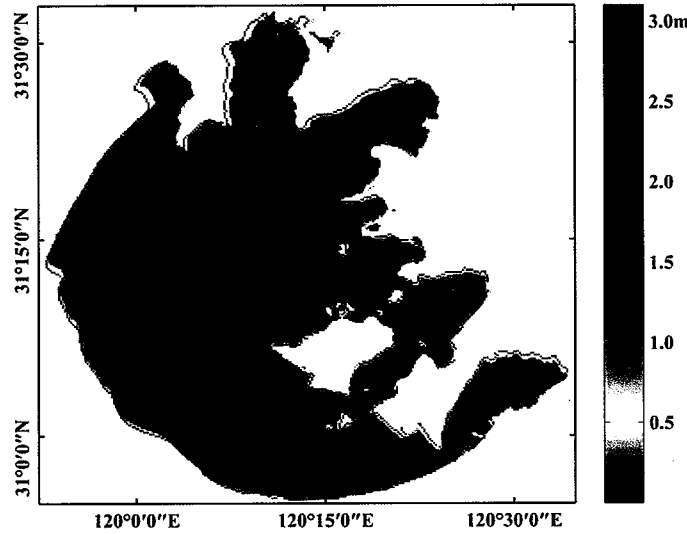


图 2.3 太湖 2003-2013 年平均水深分布; 2.2 m 水深线用黑色实线表示

Figure 2.3 The 2003–2013 average depth distribution in Lake Taihu; the depth of 2.2 m is indicated by the black line

2.1.5 精度评估方法

反演得到的水生植被分布与实测结果的一致性通过用户精度 ($p_c(i)$) 和总体分类精度 ($p_o(i)$) 进行表征。 $p_c(i)$ 表示从分类结果中任取一个随机样本, 其所具有的类型与地面实际类型相同的概率, 具体表示为:

$$p_u(i) = \frac{p_c(i)}{p_i(i)} \quad (2.5)$$

其中, $p_c(i)$ 为类别 i 中被准确分类的样点数, $p_i(i)$ 指基于实测数据得到

的类型 i 中的总样点数。

$p_o(i)$ 是对每一个随机样本, 所分类的结果与地面对应区域的实际类型相一致的的概率, 具体表示为:

$$p_o = \frac{\sum_{i=1}^n p_c(i)}{p_i} \quad (2.6)$$

其中, n 为总分类数, $p_c(i)$ 为类型 i 中准确分类的样点数, p_i 为验证数据集中的总样点数。

2.1.6 分析方法

数据分析均使用 SPSS 18.0 软件完成, 包括均值计算与非线性拟合。数据相关性用 p 值表示, $p < 0.05$ 视为相关性显著。

2.2 研究结果

2.2.1 阈值的判定

2.2.1.1 太湖水生植被判别的 FAI 阈值判定

Hu et al. 等将 FAI 阈值 (T_{FAI}) 为 -0.004 设为太湖藻华与非藻华区域的判别阈值 (Hu 等, 2010b)。该阈值的设定是基于 FAI 数值的梯度统计, 而缺乏地面实测数据的验证。因此, 直接将此阈值应用于水生植被分布的鉴别将会带来较大的误差和不确定性。

为了确定太湖水生植被判别的 T_{FAI} , 选了一幅 2013 年 8 月 8 日的太湖影像, 利用同步观测的地面实测结果对分类结果进行验证; 进而判断 FAI 阈值的变化对总体分类精度的影响。所用的 104 个实测样点中, 水域和藻华的调查数据采样时间为 2013 年 8 月 5 号至 10 号, 采样期间天空晴朗无云, 平均风速为 3.1 m/s。由于水生植被的分布位置较为固定, 因而所有 2013 年 7 月至 10 月间有水生植被分布的点位均用于此分析。

随着 T_{FAI} 的升高, 所判定的水生植被分布区域降低。我们使 T_{FAI} 以 0.005 的步长上升, 同时基于实测数据对影像的总体分类精度进行分析。随着 T_{FAI} 从 -0.06 上升到 0.10, 总体分类精度从 62% 上升到 82%, 然后再下降至 52%。当 T_{FAI} 为 -0.025 时, 总体分类精度最高 (图 2.4)。为了进一步阐明 FAI 阈值变化对水生植被面积判别结果的影响, 挑选了阈值为 -0.04, -0.025 和 -0.004 的情况加以详述。从图 2.5 中可以看出, 当阈值 T_{FAI} 为 -0.04 (小于 -0.025) 时, 总体精度为 78%, 大面积的非藻华堆积区域被误判为植被信号, 如太湖北部的两个湖湾; 当阈值 T_{FAI} 为 -0.004 (大于 -0.025)

时，总体精度为 70%，太湖东南部的水生植被区域明显偏小；当阈值 T_{FAI} 为 -0.025 时，总体精度为 82%，判别结果与实测结果十分相符。因此，本研究中以 -0.025 作为植被判别阈值。

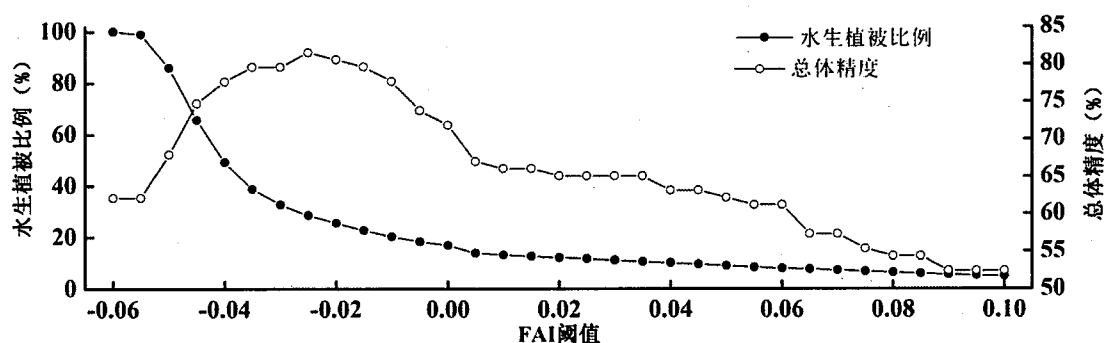


图 2.4 水生植被判别的最适阈值 T_{FAI} 选取示意图

Figure 2.4 Variation in vegetation signal coverage proportion and overall accuracy with variation in the FAI threshold on 8 October 2013

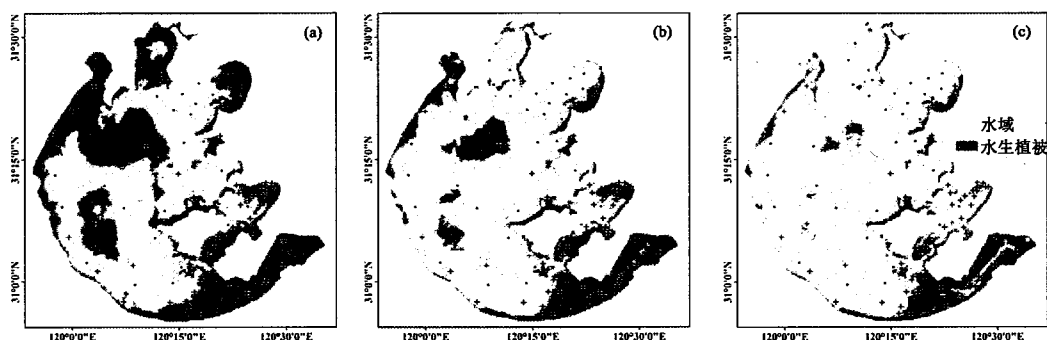


图 2.5 不同阈值 T_{FAI} 判别结果对比图，(a) -0.04，(b) -0.025 (c) -0.004。其中，黑色圆点表示实测结果为水域，黑色十字表示实测结果为水生植被，红色十字表示实测结果为堆积藻华

Figure 2.5 Variation in the area classified as vegetation signal on 8 October 2013 with FAI thresholds of (a) -0.04, (b) -0.025 and (c) -0.004. Aquatic vegetation at the locations is denoted by black crosses, and thick floating algal blooms are denoted by red crosses. The black dots denote locations of open water

2.2.1.2 基于 VPF 区分水生植被与藻华

6 月至 10 月之间为太湖“藻华与水生植被共存峰值时段”，即 ABAV 阶段，在这个时段内水生植被覆盖面积最大且相对稳定。因此，基于实测数据，ABAV 阶段 (T_3) 的 T_{FAI} 定为 0.85，即当该时段内植被信号出现频率大于 85% 的区域被判别为水生植被。

然而，对于常年被藻华覆盖的区域，不能通过设定 ABAV 阶段 (T_3) 的 VPF 阈值实现。因此，在将 ABAV 阶段 (T_3) 的 VPF 阈值设为 0.85 的

前提下, 试图找到 WAV 时段 (T_1) 和 ABWAV 时段 (T_2) 的 VPF 阈值。其中 T_1 用来判别 WAV 时段越冬水生植被的分布区域, T_2 用来判别 ABWAV 时段中藻华与冬季水生植被的分布区域。基于对太湖 2003 至 2014 年植被信号出现频率的物候学分析 (图 2.6) 以及 2013 年的野外实测, 竺山湾和梅梁湾的部分湖岸带常有草本水生植被 (芦苇) 覆盖。2013 年竺山湾和梅梁湾的水生植被覆盖比例分别小于 20% 和 10%, 而东太湖水生植被覆盖比例则为近 70%。基于此, 我们使 T_1 和 T_2 在 0.35 和 0.95 之间变化, 并对相应的竺山湾、梅梁湾和东太湖水生植被覆盖面积进行了计算。当 T_1 和 T_2 在 0.45 和 0.65 之间时, 判别得到的三个区域内的水生植被覆盖比例在合理的范围内。当 T_1 和 T_2 分别为 0.50-0.65 及 0.45-0.55 时, 总体分类精度最高, 为 84%。因此, 当 T_2 为 0.45 到 0.55 之间时判断藻华与冬季水生植被区域 (2 月和 3 月) 的总体精度最高。为了更好的判别长期存在的藻华区域, T_2 阈值设定为 0.45。 T_1 阈值为 0.5 到 0.65 之间时, 判断越冬水生植被 (12 月和 1 月) 的总体精度最高。研究表明, 当 T_1 , T_2 和 T_3 分别为 0.55、0.45 和 0.85 时, 判别得到的水生植被分布与实测结果的符合度最高, 这些阈值被应用在 2003-2014 年水生植被的判定中。

2.2.2 太湖植被信号的物候学变化

图 3.6 为基于 MODIS 影像得到的太湖 2003-2014 逐月 VPF 分布图。从图 3.6 中可以看出: 1 月和 12 月的“覆盖区域”分布十分相似, “覆盖区域”多分布在东太湖和岸边带。这与实地观测的结果相吻合, 在此期间的植被信号均来自于岸边及浅滩处的芦苇。芦苇主要分布在太湖南部和西部湖滨带及东太湖区域 (Ma 等, 2008)。2 月和 3 月期间高频植被信号区域逐渐扩大, 尤其在胥口湾及梅梁湾区域。在此期间, 水温有所升高, 藻华严重区域沉积物中越冬的微囊藻生长并上浮至水体表面 (Deng 等, 2014)。4 月和 5 月, 由于藻类和水生植被的生长, 高频覆盖区域迅速扩张。在此期间, 高频覆盖区域显著扩张的区域主要在竺山湾、梅梁湾、胥口湾和东太湖。6 月至 10 月, 藻类和水生植被生长均处于巅峰期, 高频覆盖区域达到最大。11 月期间, 由于温度的降低, 藻类和水生植被面积均急剧减小。说明在藻华频发的水域, 以时段划分的方法去除常年堆积藻华区域对水生植被分布的遥感精确反演, 有着明确的生态学理论基础。

结合之前确定的 T_1 和 T_2 阈值及图 2.6 中逐月 VPF 分布, 可以得到太湖 WAV 时段和 ABWAV 时段太湖植被的生态分布。12 月和 1 月 ($T_1=0.55$), 越冬水生植被主要分布在东太湖湖湾及南岸和东岸的沿岸带 (图 2.6)。2

月和3月($T_1=0.45$)，在富营养化严重的区域，如竺山湾和梅梁湾，藻华开始出现并漂浮在水面上(图2.6)。

2.2.3 方法验证

为了验证本方法的稳定性与精确性，我们将此方法应用于2008-2012年的MODIS影像，并得到了这5年的水生植被分布。从2008年到2012年，水生植被判别的用户精度分别为91%，80%，67%，86%和68%，总体分类精度分别为87%，81%，77%，87%和73%(表2.3)。有水生植被分布的点位从2008年的22个降至2009年的20个，进而降为2010年的12个；随后上升为2012年的19个。与此同时，由影像得到的水生植被面积从2008年的503.38 km²降至2009年的414.5 km²以及2010年的290.94 km²；随后上升为2012年的360.38 km²(图2.7)。从得到的水生植被分布图可以看出2008-2010年东太湖的水生植被逐年减少，至2010年和2012年有所上升，这与实测结果相符。当水生植被覆盖面积较低时总体分类精度也较低。为了便于进行年际比较，采样点位置是固定的。当植被覆盖面积较小时，其中的某些站点水生植被覆盖情况会十分稀疏，导致其较难被MODIS影像监测到；这一点关系到MODIS影像的空间分辨率，我们在讨论部分做了专门的分析。同时，由于采样点位是固定的，且在全湖范围内分布不太均匀(在东太湖分布较为密集)，总体分类精度也可能有小幅的高估或低估。

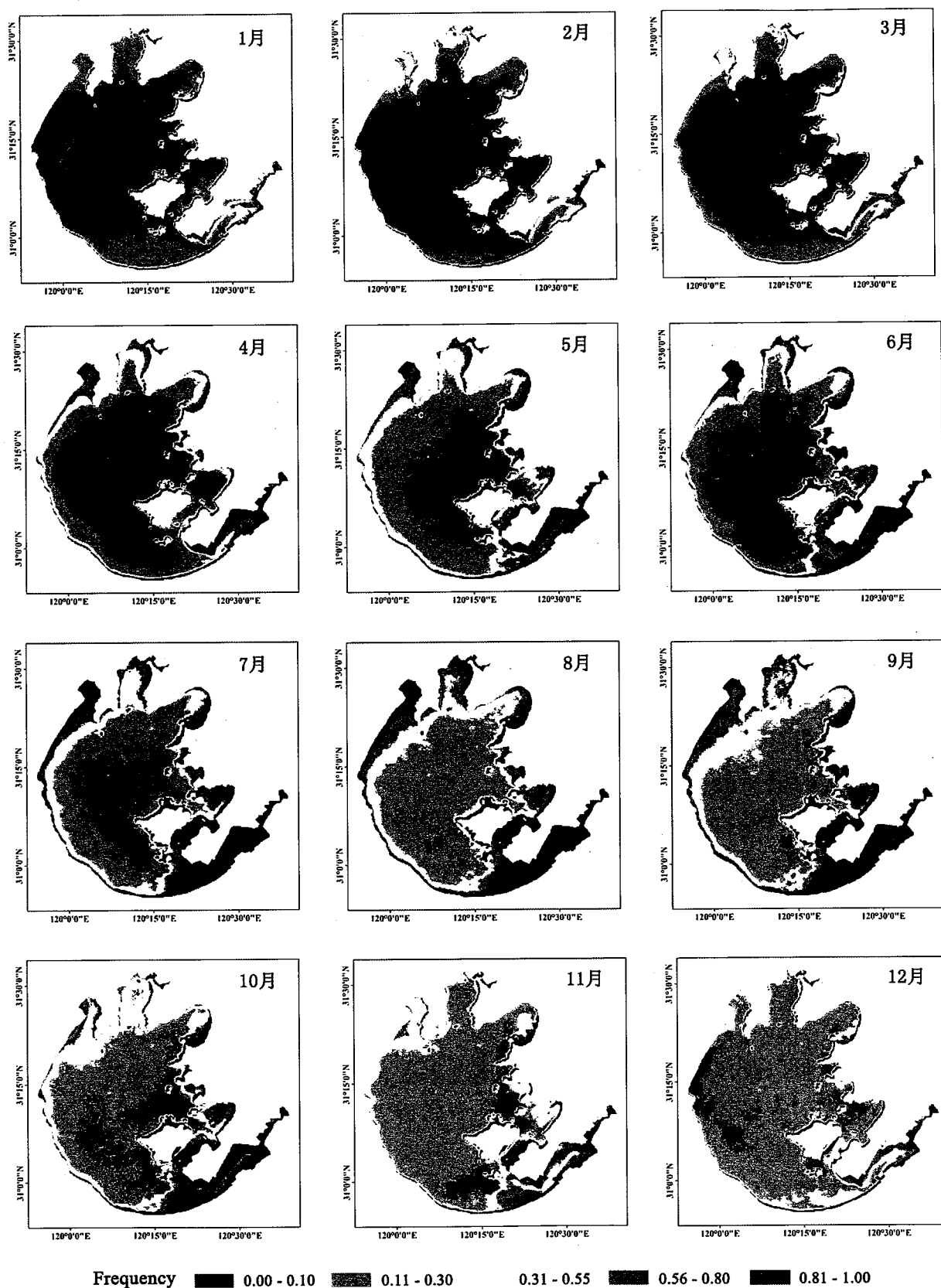


图 2.6 基于 MODIS 影像得到的太湖 2003-2014 逐月 VPF 分布图

Figure 2.6 MODIS-Aqua-derived (2003–2014) monthly climatology Floating Algae
Index frequencies

表2.3 2008到2012年水生植被判别精度表

Table 2.3 Accuracy assessment of classification results from 2008–2012

年份	测定结果	分类结果			
		水生植被	水域	分类精度	总体精度
2008	水生植被	20	2	90.90%	87.23%
	水域	4	21	84.00%	
2009	水生植被	16	4	80.00%	80.85%
	水域	5	22	81.48%	
2010	水生植被	8	4	66.67%	77.08%
	水域	7	29	80.56%	
2011	水生植被	19	3	86.36%	87.50%
	水域	3	23	88.46%	
2012	水生植被	13	6	68.42%	72.92%
	水域	7	22	75.86%	

判别过程中, 少数被马来眼子菜 (*Potamogeton malaianus*) 覆盖的点被判别为水域, 如 2008 年和 2009 年的 28 号和 37 号点; 以及 2011 年和 2012 年的 37 号点和 44 号点。马来眼子菜属于眼子菜科, 是中国湖泊中十分常见的一种沉水植被。然而, 在其他以沉水植被为主导的一些样点, 却未出现此类误判的情况, 如 2008 年的 42 号点 (100% 的轮叶黑藻), 2009 年的 20 号点 (100% 的金鱼藻), 2010 年的 21 号点 (100% 的苦草), 2011 年的 42 号点 (55% 的苦草, 45% 的金鱼藻) 以及 2012 年的 19 号点 (75% 的微齿眼子菜, 15% 的狐尾藻, 5% 的轮叶黑藻以及 5% 的荇菜) (图 2.1 和 2.7), 说明除了对马来眼子菜的鉴别效果相对较差外, 本方法对各种沉水植被的鉴别效果均较好。

为了验证本方法在不同深度区域的判别效果, 本研究进一步根据水体深度将太湖的不同区域划分为三个组 (图 2.1 和 2.3): 深水区域, 包含开敞水域和梅梁湾, 采样点位 24 个; 中等深度区域, 包含贡湖湾和竺山湾, 采样点位 4 个; 浅水区域, 包含东太湖和胥口湾, 采样点位 20 个。2008 到 2012 年三个深度组的总体分类精度分别为: 84%, 94% 和 76%。本方法在不同深度区域的判别效果相对稳定。

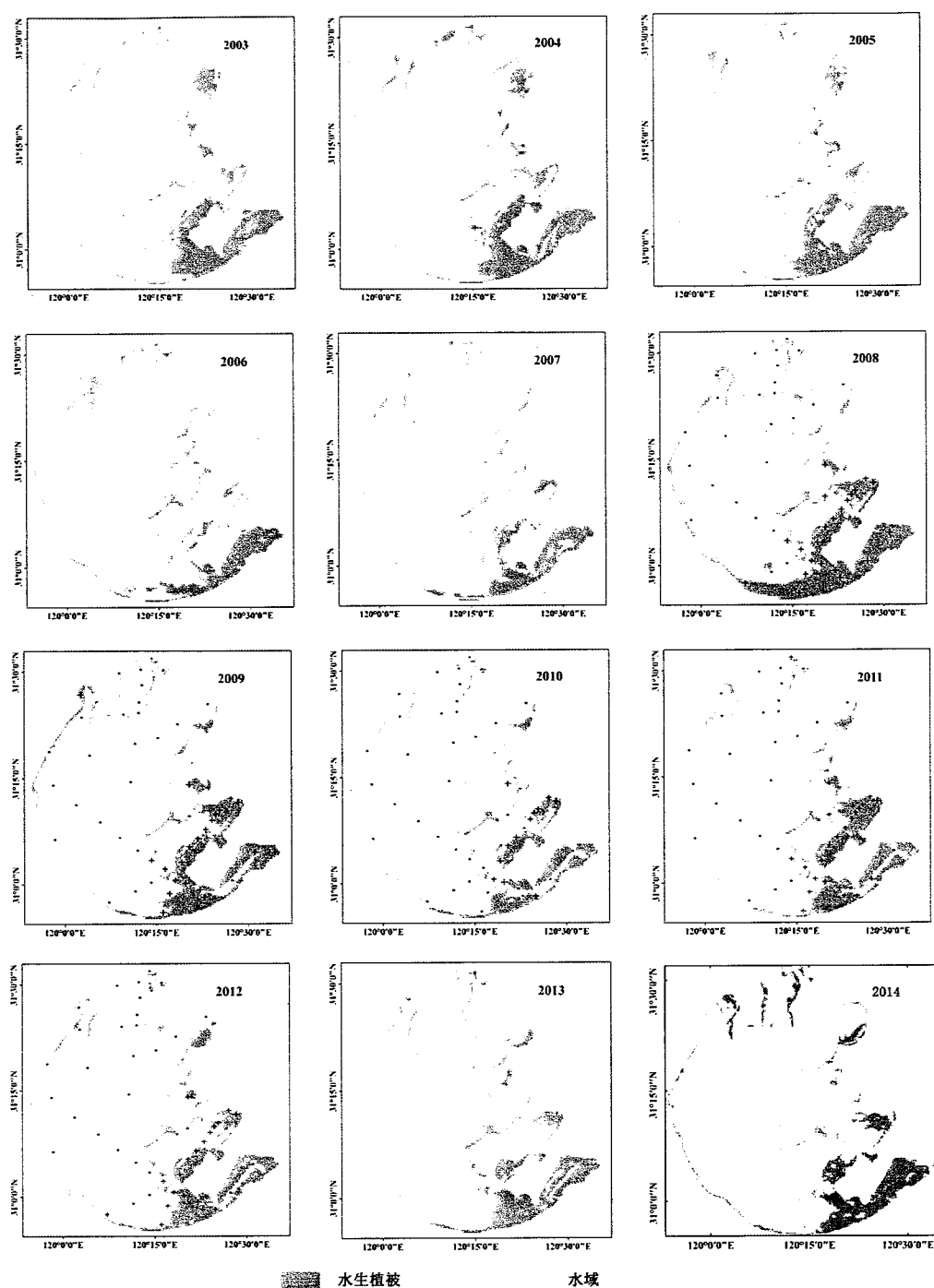


图 2.7 2003-2014 年遥感得到的太湖水生植被及 2008-2012 年实测结果分布图。实测结果有
水生植被分布的点位用黑色的叉表示，无水生植被用黑色圆点表示

Figure 2.7 Distribution of aquatic vegetation from 2003–2014 and the distribution based on ground-truth measurements from 2008–2012. The presence of aquatic vegetation at the locations is denoted by black crosses and the absence of aquatic vegetation is denoted by black dots

2.2.4 水生植被分布的时空变化

2003-2014 年，太湖水生植被主要分布于太湖的东部湖区。在这 12 年中，水

生植被在各个区域的分布均产生较大变化,变化最大的区域为贡湖湾和胥口湾(图 2.7 和 2.8)。水生植被的覆盖面积在 2007 年为最低 265.94 km^2 , 2008 年为最高 503.38 km^2 , 多年平均覆盖面积为 $356.78 \pm 66.71 \text{ km}^2$ 。

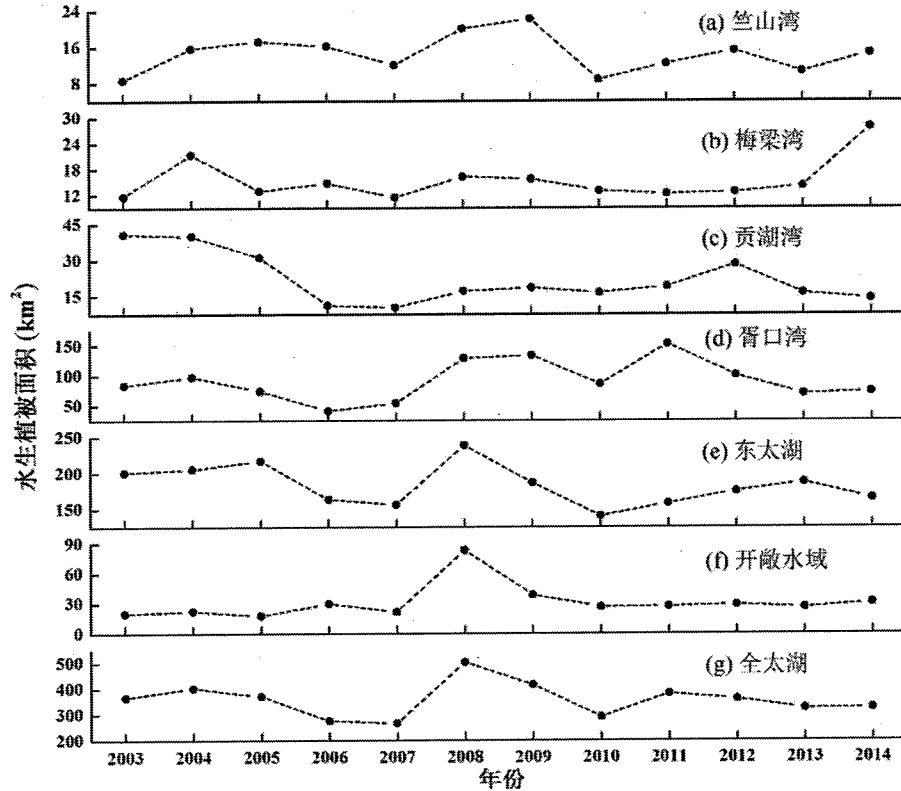


图 2.8 MODIS 影像得到的太湖各区域水生植被覆盖面积: (a) 竺山湾、(b) 梅梁湾、(c) 贡湖湾、(d) 胥口湾、(e) 东太湖、(f) 开敞水域、(g) 全太湖

Figure 2.8 Satellite-derived areas of aquatic vegetation area: (a) Zhushan Bay, (b) Meiliang Bay, (c) Gonghu Bay, (d) Xukou Bay, (e) Eastern Lake Taihu, (f) Open Area and (g) Entire Lake Taihu

为了更好地分析太湖水生植被分布的空间变化,图 2.8 中给出了太湖各区域及全太湖水生植被面积的年际变化。太湖各区域在 12 年间平均水生植被覆盖面积由高到低分别为: 东太湖 (面积 182.79 km^2 , 占该区域面积的 64.0%, 下同), 胥口湾 (91.24 km^2 , 37.4%), 开敞水域 (31.11 km^2 , 2.2%), 贡湖湾 (21.90 km^2 , 13.5%), 竺山湾 (14.44 km^2 , 20.5%) 和梅梁湾 (15.30 km^2 , 11.6%)。其中, 东太湖和胥口湾的水生植被面积分别占到太湖水生植被总面积的 51.2%和 25.6%。东太湖、胥口湾以及全太湖的水生植被年际变化趋势相似, 均为 2008、2009 和 2011 年面积较大, 而 2006 和 2007 年面积相对较小。考虑到竺山湾和梅梁湾岸边时有藻华的堆积现象, 因此, 虽然本方法已在最大程度上降低了藻华的影响, 这两个区域的水生植被面积仍有可能存在部分的高估。

2.3 讨论

2.3.1 遥感方法用于水生植被提取的优势

越来越多的研究者意识到,在进行生态恢复、管理以及水生植被的恢复研究时,大时空尺度的研究与单个采样点的调查相比具有不可比拟的优势(Dronova 等, 2015)。虽然传统的实地调查可以得到更为详尽的信息,但并不能得到大的空间和时间尺度上水生植被的动态变化过程。因此,有许多研究者使用遥感的手段对水生植被的变化进行了研究,包括时空分布及生物量(Phinn 等, 2008; Shuchman 等, 2013)、水生植被物种的光谱分辨(Phinn 等, 2008; Roelfsema 等, 2014)以及水生植被与水环境的区分(Schweizer 等, 2005; Giardino 等, 2015)。此外,遥感手段可以显著的降低水生植被调查的花费。水生植被的遥感产品包括中等分辨率卫星数据(TM, ETM, MODIS, MERIS),多光谱高分辨率卫星数据(Quickbird 2),以及机载多光谱影像(CASI 2)等(Phinn 等, 2008; Zhao 等, 2012b; Cheruiyot 等, 2014; Giardino 等, 2015; Liu 等, 2015; Oyama 等, 2015)。

本研究利用基于 MODIS 影像的 VPF 方法得到太湖水生植被分布的变化。但是,水生植被种群的变化需要影像的空间分辨率达 10-15 m 以上,由于空间分辨率的限制,我们目前的研究并不能得到水生植被的群落演替情况(Dekker 等, 2006)。未来还需要通过高光谱、高空间分辨率或者机载高光谱影像进行水生植被种群组成变化的鉴定。

2.3.2 关于频次法的探讨

2.3.2.1 频次法的优点

缺乏野外实测数据及同时段的卫星影像的结合,很难实现历史水生植被分布的准确反演(Ma 等, 2008)。本研究通过结合实测数据与卫星影像,建立了一套经验方法,并将其应用到历史卫星影像上,用于历史水生植被分布的反演。

准确地得到研究区域的植被信号,并与水体信号区分开来,是进行水生植被遥感提取的第一步。这一步可以通过结合植被指数与各种分类方法而实现。然而,对于富营养化的内陆湖泊或海岸带,藻华与水生植被会共同存在(Havens, 2003; Ibelings 等, 2007),因而给水生植被的遥感提取造成一定困难。

之前应用于太湖的水生植被遥感反演方法多是基于先验知识将“藻华区域”直接去除(Ma 等, 2008; Luo 等, 2014)。然而,基于我们的实地调查发现,在竺山湾、梅梁湾、贡湖湾以及开敞水域仍然会有水生植被分布,这一结果也得到其它研究的证实(Liu 等, 2007)。另外,在进行水生植被遥感反演时,直接将“藻华区域”去除不利于反映研究区域生态类型的变化。也有一些针对太湖的其它研

究, 通过对少数影像不同季节间的比较来去除藻华的影响(Jiang 等, 2012; Zhao 等, 2013)。然而, 对于太湖来说, 藻华与水生植被的面积均是在冬季最小, 夏季达到最大(图 3.6); 因此, 简单的季节比较不能真正的去除藻华对水生植被遥感反演的影响。

本研究中, 通过 FAI 植被指数、藻类和水生植被物候学的典型时段划分以及植被信号出现频次三者结合的方法实现了对太湖水生植被分布的精确反演。6 月到 10 月之间的频次判断可以去除暂时性漂浮藻华对水生植被遥感反演的影响; 基于频次法的典型时段比较又可以去除长期藻华区域。该方法一方面去除了漂浮藻类引起的误判, 另一方面去除了常年水华堆积区域引起的误判, 因而在富营养化草藻共存水体水生植被遥感反演中具有较为明显的优势和创新性。

2.3.2.2 频次法的局限性

当然, 本研究方法也存在一定的限制性。首先, MODIS 影像的分辨率较低, 仅有 250 m, 使其对于小面积分布的水生植被无法判别。有研究对比了 Landsat/ETM+ 影像与 MODIS 影像的 FAI 产品, 结果显示, 只有当水生植被分布的面积大于 60 m 时, 其才能被 MODIS 影像检测到(Hu, 2009)。因此, 我们尝试了用分辨率较高的 Landsat 影像来弥补这一不足。然而, 由于 Landsat 影像的返回周期为 16 天, 而太湖处于污染较为严重的区域, 导致夏季高质量的 Landsat 影像极少。在 USGS 网站上, 当把最大云覆盖比例设置为 40%时, 太湖区域仅有 39 幅 Landsat 5 影像, 其中可用于本研究的影像不足 30 幅。同时, 太湖区域可被使用的 Landsat 8 影像不足 10 幅。由于 6 到 10 月期间, 太湖藻类与水生植被共存, 仅通过几幅影像的对比很难去除藻类对水生植被反演的影响。未来我们希望能够通过在本研究区域获取大量的高分辨率卫星影像, 以得到更加精确的水生植被分布。

由于 MODIS 影像的分辨率问题, 本研究方法的分类精度与水生植被的覆盖面积及采样点的分布有关。本研究中的采样点位相对固定, 当水生植被面积降低时, 部分采样点的水生植被相对稀疏, 不能被 MODIS 影像检测到。因此解释了反演精度的年际变化: 当水生植被覆盖面积较大时, 对应的用户精度及总体分类精度均较高; 而当水生植被覆盖面积较小时, 对应的用户精度及总体分类精度均较低。比如, 水生植被覆盖面积在 2010 (290.94 km^2)、2012 (360.38 km^2) 较低, 而在 2011 (380.81 km^2)、2009 (414.50 km^2)、2008 (503.38 km^2) 年较高; 对应的, 总体分类精度在 2010 和 2012 年分别为 77%和 72%, 而在 2011、2009、2008 年分别为 88%、81%和 87%。

其次, 在本研究中有一种沉水植被-马来眼子菜的鉴别效果不够理想。由于水体对辐射的强吸收, 极大的降低了沉水植被的遥感信号, 使得沉水植被的反演

较难实现(Silva 等, 2008)。但是在本研究中马来眼子菜的鉴别效果较差可能也与其本身的生态特性有关。马来眼子菜遥感反演精度的提高, 仍需要进一步的研究。

再次, 本研究中的验证数据也有一定的局限性。一方面, 实测样点在整个湖区并非完全均匀分布; 另一方面, 每年的验证数据集仅包含 48 个样点。这两个限制因素可能导致精度评价的略微高估或低估。但是, 本验证数据集在水生植被覆盖的区域分布较为密集, 可以更加精确地捕捉水生植被面积的细微变化; 从这个角度来说, 反而有利于水生植被反演精度的准确评估。

另外, 本研究方法若应用到其它类似水域仍有几个方面需要注意。第一, 本研究中对藻华和水生植被生长的不同时段划分是基于太湖进行的。第二, 不同湖泊的最大水生植被生长深度有所差异, 主要受水体光学性质及透明度的影响。第三, VPF 判别阈值在不同研究区域会有所差异, 这与研究对象藻华的出现频率与严重程度有关。同时, 在某些以移动性强的水生植被为主导的水域, 本方法也不太适用, 如水葫芦。

2.3.3 水生植被分布时空变化的影响因素

2.3.3.1 直接或者间接人为影响

在过去的几十年中, 人类活动对太湖水生植被的时空变化产生了巨大影响。围网养鱼是太湖主要的水产养殖方式(Qin 等, 2007)。围网养鱼面积在 2003-2007 年间达到 60 km^2 , 随后降低到 2008-2010 年的不到 40 km^2 (Zhao 等, 2013)。相应的, 水生植被的分布面积也从 $336.45 \pm 61.35 \text{ km}^2$ (2003-2007 年平均) 升至 $402.94 \pm 106.69 \text{ km}^2$ (2008-2010 年平均)。

相对于人类活动对水生植被分布的直接影响, 如种植和收割; 人类活动对其的间接影响更加复杂。近年来贡湖湾水生植被面积的减小是由一系列的营养盐输入过程引起的: 2003-2008 年间, 每年从长江经由望虞河输入贡湖湾的水量约为 8 亿立方米(Li 等, 2011)。入湖河水中所含的营养盐浓度经常高于湖体本身(Li 等, 2011)。由长江输入的水体中总磷浓度为 0.1 mg/L (Jia 等, 2008), 高于除梅梁湾与竺山湾之外的太湖大多数区域的水体 ($\sim 0.03\text{-}0.09 \text{ mg/L}$; (Li 等, 2011))。同时, 输入水体中的总悬浮物浓度也高于贡湖湾(Wang 和 Lu, 2010; Zhang 等, 2014)。水下光环境是影响水生植被生长和分布的重要因子; 营养盐的输入会提高贡湖湾的营养水平并促进藻类的生长, 同时悬浮物浓度的提高会进一步提高水体浊度并降低水下光场的供给, 进而降低水生植被的面积(Scheffer 等, 2001)。在贡湖湾, 2003-2005 年平均水生植被的面积为 $37.31 \pm 5.37 \text{ km}^2$, 而到 2006 至 2013 年间, 其平均面积锐减为 $17.12 \pm 5.47 \text{ km}^2$ 。富营养化导致的严重藻华也是影响水生植被生长的另一重要因素。2007 年 5 月, 太湖爆发了一场严重的藻华事

件(Qin 等, 2010), 相应的, 2007 年水生植被的面积为研究时段中最低的, 仅为 265.94 km^2 (图 2.7 和 2.8)

2.3.3.2 湖泊地形及风浪影响

湖泊地形影响到水深分布, 而研究表明水深是直接影响到水生植被生物量、种群组成及变化的重要指标(Van Geest 等, 2005; O'Farrell 等, 2011; Paillisson 和 Marion, 2011)。太湖水生植被生长最大深度为 2.0 m。在其他沿岸带和浅水湖泊也有类似的研究结果。太湖各湖区平均水深由浅到深分别为: 东太湖 ($1.76 \pm 0.37 \text{ m}$; 平均值 $\pm$ 标准差), 胥口湾 ($1.82 \pm 0.50 \text{ m}$), 竺山湾 ($1.97 \pm 0.54 \text{ m}$), 贡湖湾 ($1.98 \pm 0.44 \text{ m}$), 梅梁湾 ($2.11 \pm 0.63 \text{ m}$) 和开敞水域 ($2.63 \pm 0.38 \text{ m}$)。随着水深的增加, 水生植被的覆盖比例呈指数下降 ($r^2=0.95$, $n=6$; 图 2.9)。太湖近年来水深变化较小, 研究表明 2000-2010 年间, 太湖水深的平均年变化系数小于 5.00%, 平均月变化系数为 5.41%(Zhao 等, 2012a)。因此, 在本研究中水深的变化对水生植被分布的变化影响相对较小(Zhao 等, 2012a)。

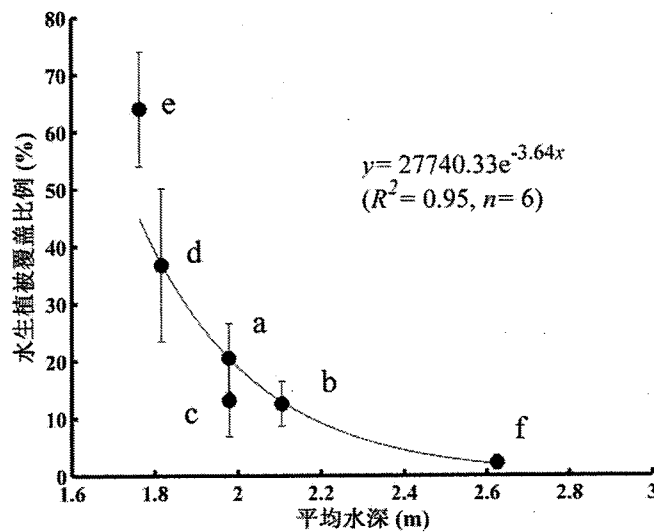


图 2.9 太湖各区域 (a) 竺山湾 (b) 梅梁湾 (c) 贡湖湾 (d) 胥口湾 (e) 东太湖 (f) 开敞水域, 平均水深与水生植被覆盖比例的关系

Figure 2.9 Relationship between average water depth and the percentage covered by aquatic vegetation in the six regions: (a) Zhushan Bay, (b) Meiliang Bay, (c) Gonghu Bay, (d) Xukou Bay, (e) Eastern Lake Taihu and (f) Open Area

大型浅水湖泊环境动态变化较强。在所有的动态影响因素中, 由风浪引起的沉积物再悬浮直接引起水体透明度的下降以及真光层深度的降低, 进而直接和间接的影响到水生植被的时空分布变化(Liu 等, 2013b)。湖泊地形通过影响风区长度而影响到风浪对水生植被的影响(Eleveld, 2012; Liu 等, 2014; Zhang 等, 2014)。因而, 水生植被主要分布在受风浪影响较小的湖湾及岸边带。

2.3.4 对太湖水生植被恢复的启示

太湖为富营养化水体,水生植被的生长主要受到水下光环境的影响(Dokulil 等, 2000; Zhang 等, 2007b; Liu 等, 2013b)。太湖 VPF 的月变化显示, 3 月到 5 月是太湖水生植被生长的关键时期(图 2.6), 在此时段内, 东太湖及胥口湾的水生植被面积迅速扩张。研究表明, 水生植被在萌发及最初的生长阶段对光环境最为敏感(Tuckett 等, 2010)。因此, 在这个关键时期通过人工手段提高水下光的供给会极大地有利于水生植被的生长, 例如人工降低水深或通过工程手段降低风浪扰动进而提高真光层深度(Liu 等, 2013b)。研究表明 1989-2010 年太湖水生植被面积与 3 月和 4 月的水深的负相关性最强, 这与本研究的结果相符。因而, 在此关键时期降低水深可以提高真光层深度与水深的比值, 进而提高水下光环境, 使其更加适宜水生植被的萌发与生长。另外, 由于藻华爆发的主要时段为 6 月到 10 月, 而非 3 月到 5 月, 在此时段降低水深不会存在促进藻华爆发的环境风险。

在过去的十几年中, 太湖水生植被的分布有显著变化。尤其是在 2006 和 2007 年间, 水生植被面积显著较低, 这与此时间段内营养盐的过度输入有关。在 2006 和 2007 年间总氮和总磷的输入均为 2003-2010 年间最高的; 说明水生植被对营养盐的净化作用不能被过分夸大。对于太湖这类动态变化强烈且极不稳定的生态系统, 极易完成从草型生态系统到藻型生态系统的转换(Scheffer 等, 2001)。营养盐输入的控制仍为太湖水生植被保护及恢复的重要环节。

2.4 本章小结

水生植被分布的准确估算对湖泊生态恢复及水资源保护有着重要的意义。本研究中, 基于植被出现频次及藻类和水生植被生长的物候学特征提出了一种新的水生植被遥感判别方法。本方法可以同时去除暂时漂浮性藻华与长期堆积藻华对水生植被反演的影响。基于实测数据的验证, 反演结果在 2008-2012 年的总体精度分别为 87%, 81%, 77%, 87%和 73%。

水生植被覆盖面积最低值为 2007 年的 265.94 km^2 , 最高值为 2008 年的 503.38 km^2 , 2003-2014 年的平均覆盖面积为 $356.78 \pm 66.71 \text{ km}^2$ 。水生植被的时空分布变化主要受到直接或者间接的人类活动、湖泊地形及风浪扰动的影响。

本研究中, 在水生植被与藻华共存阶段, 利用频次法可以简单的去除暂时性漂浮藻华对水生植被反演的影响, 随后利用基于频次法的不同生态时段间的比较可以去除长期堆积藻华的影响, 因而使得本方法更适用于富营养化的复杂水域水生植被的遥感反演。当然, 本方法仍然也存在一定不足, 主要体现为较低的空间分辨率以及对马来眼子菜的判别精度有待提高。总的来说, 本研究提供了一种新

的利用中等分辨率卫星影像区分漂浮藻华与水生植被的方法,有利于未来湖泊的管理以及水生态系统的恢复。

3. 水生植被对富营养化及水下光环境变化的响应机制

在水环境中,水生植被的出现经常伴随着较高的水体透明度及较好的水质(Orth 等, 2006; Carr 等, 2010)。在水生植被生物量较高、覆盖面积较大的湖泊,水体中的营养盐水平和藻类浓度也相对较低;水生植被降低了沉积物再悬浮、营养盐的释放和藻类的生长,使得水体的透明度较高(Liu 等, 2013b; Wu 和 Hua, 2014)。相反的,当水生植被较少或者无水生植被时,营养盐浓度会上升,引起藻华,进而导致水体浊度升高、水质变坏(Liu 等, 2013b)。基于此发展了稳态转换理论,以描述浅水湖泊由水生植被主导的清水态向藻类主导的浊水态的变化过程(Scheffer 等, 1993; Scheffer 等, 2001)。

在过去的几十年间,在世界范围内由于人类居住地的急剧扩张以及水资源的过度开采,使得湖泊、沿岸带以及海洋生态系统遭受严重退化(Orth 等, 2006; Waycott 等, 2009; Hicks 和 Frost, 2011; Bresciani 等, 2012; Azzella 等, 2014)。基于对丹麦的 17 个湖泊以及 13 个溪流 100 年间水生植被种类的研究显示:相对于 1896 年,1996 年 17 个所研究湖泊的水生植被基本全部消退、13 个溪流的水生植被的种类也大幅度降低(Sand - Jensen 等, 2000)。在意大利的 Garda 湖,通过实测和高光谱遥感影像对其水生植被分布进行了为期 13 年的研究,研究结果显示:98%的沉水植被草甸被较为稀疏的水生植被群落替代,覆盖密度降为 10%-40%;同时,水生植被由发育健全的沉水植被群落变为水生植被密度较低的次级群落(Bresciani 等, 2012)。

水生植被群落的这些变化主要归结于营养盐浓度升高,附近水域输入的沉积物以及其对水质的后续影响导致的富营养化,比如:透明度的降低、浮游藻类的升高、水体缺氧或低氧(Scheffer 等, 2001; Krause-Jensen 等, 2008; Waycott 等, 2009)。此外,由于土地开垦、疏浚以及围网养殖造成的生境变化也是造成水生植被种类减少的重要原因(Qin 等, 2007; Qin, 2008; Schallenberg 和 Sorrell, 2009; Villamagna 和 Murphy, 2010)。

国内的许多浅水湖泊也正面临水生植被的消退与水质的急速恶化。水生植被的消退过程十分复杂,自然和人为的因素均会影响到水生植被的生长,并且这些因素之间也存在交互的影响。之前的一些研究利用野外实测、试验培养、遥感以及生态学模型的方法对浅水湖泊水生植被的时空分布变化进行了研究(Dong 等, 2014; He 等, 2014; Zhang 等, 2015)。然而,到目前为止并没有研究将长时间的水质观测数据和水生植被分布研究相结合,以探讨富营养化加剧及水下光环境恶化对湖泊富营养状态以及水生植被的影响。由于水生植被的生长或

消退从某种程度上决定了水体的生态类型、动力学过程以及水质，因而对水生植被动态变化及其潜在影响因素的了解对浅水湖泊的恢复及管理极为重要 (Søndergaard 等, 2010)。

因此，本章节的研究内容试图通过将长时间序列的水质监测数据与水生植被的遥感反演数据相结合，以探讨富营养化加剧引起的水下光环境恶化，对东太湖水生植被消退的潜在影响机制。我们首先对东太湖水生植被长时间序列的变化进行了研究。进而利用多年的 MODIS 影像，对研究区域水生植被的年际分布变化及强度进行了系统的研究。试图得到水生植被变化与富营养化加剧导致的光环境恶化之间的定量关系。

3.1 材料与方法

3.1.1 研究区域

东太湖 ($30^{\circ}58'-31^{\circ}07'N$, $120^{\circ}25'-120^{\circ}35'E$) 是位于太湖东南部湖区的一个湖湾，整个湖区以水生植被为主导 (图 3.1)。基于 1997 年野外采样及 TM 影像解译的结果，95% 的东太湖湖区被水生植被覆盖 (Qin 等, 2007)。东太湖与太湖主体通过一个窄的湖湾相连接。东太湖长 27.5 km，最宽处达 9.1 km，水域面积为 131 km^2 ，平均水深为 1.2 m。

3.1.2 样品采集

从 1998 至 2014 年，每年的 2 月、5 月、8 月和 11 月，对东太湖湖湾中心处进行了 17 年的连续采样测定 (图 3.1, ●)。采得表层，中层和底层水样，混合后盛入酸洗过的 2 L 桶内，测定前 4°C 冷藏。随后，水样运送到位于梅梁湾的中国科学院太湖湖泊生态系统研究站进行分析，所有分析在采样后 3-5 天内完成。水体透明度用直径 30 cm 的塞克盘进行测定。

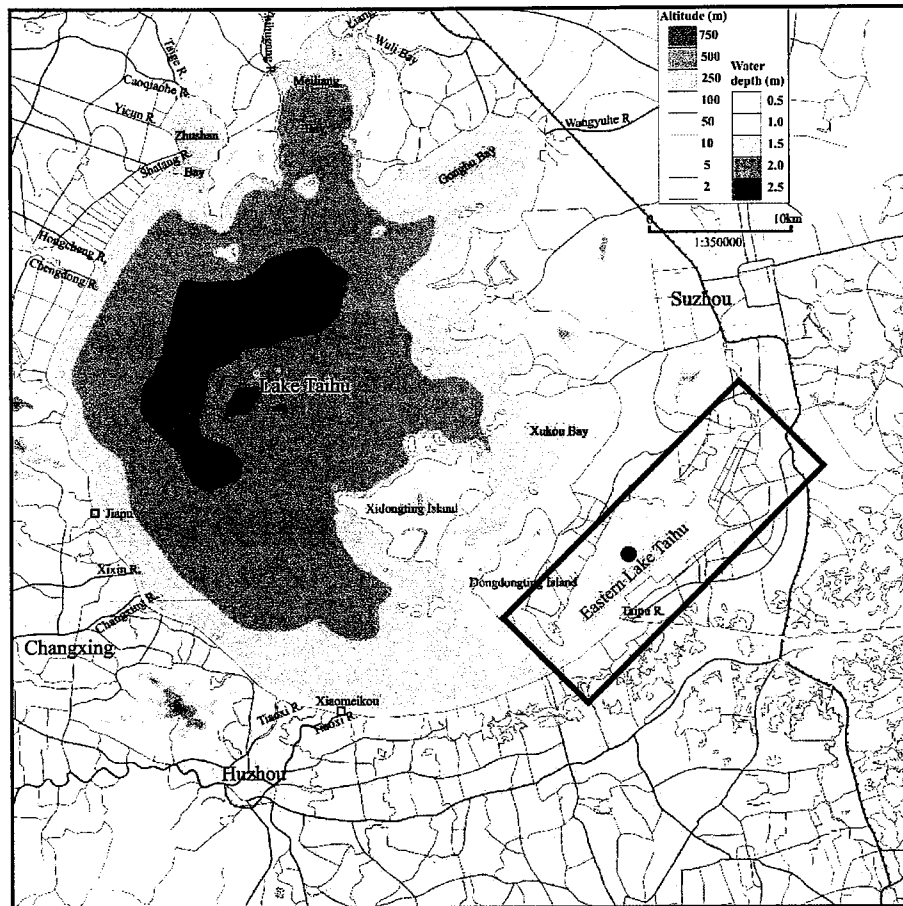


图 3.1 采样点位图；长期采样点位 (●)，水位监测站点 (□)

Figure 3.1 Sketch of Lake Taihu, the location of Eastern Lake Taihu (red block), the locations of the long-term site-specific observation site (●), and water level observation sites (□). This map is created using CorelDraw Graphic Suite X6 software (Corel Corporation, Ottawa, Canada, <http://www.corel.com>)

3.1.3 水质测定

水生植被的生境包括水位（替代水深），营养盐，光可利用性，沉积物以及人为收割。这里，我们对 TLLER 测定的 9 个环境和水质指标进行了分析，包括：水位 (WL)，透明度 (Z_{SD})，总悬浮物 (TSM)，总氮 (TN)，溶解性总氮 (TDN)，氨态氮 (NH_4^+-N)，总磷 (TP)，溶解性总磷 (TDP) 和叶绿素 a (Chl a)。样品通过孔径为 $0.7\ \mu m$ 的 Whatman GF/F 滤膜的过滤后进行分析。Chl a 的测定使用 $80^\circ C$ 的 90% 浓度的热乙醇进行萃取，然后使用岛津分光光度计测定 650 nm 和 750 nm 处的吸收系数，并进行了脱镁叶绿素 (P_a) 的校正。TSM 使用定量滤膜法进行测定。

对样品的 TN，TDN， NH_4^+-N ，TP 和 TDP 测定方法均参照国家环境保护总局的《水及废水监测分析方法》。TN 浓度的测定是将样品消煮后使用岛津

UV-2550PC 分光光度计在 210 nm 进行测定。TDN 浓度的测定是将水样过滤后使用与 TN 同样的方法测得。TP 浓度的测定是将样品消煮后使用碱性过硫酸钾法 ($K_2S_2O_8+NaOH$) 测定 $PO_4^{3-}P$ 的浓度; $PO_4^{3-}P$ 浓度的测定使用钼蓝法, 使用岛津 UV-2550PC 分光光度计 700 nm 进行测定。TDP 浓度的测定是将水样过滤后使用与 TP 同样的方法测得。 NH_4^+-N 浓度使用流动注射分析仪进行测定 (Skalar SAN++, The Netherlands)。

对太湖夹浦口和小梅口每日的水位数据进行收集和测定, 同时基于两个观测站的每日水位数据计算了太湖的年平均水位。

3.1.4 水生植被出现频次

MODIS 影像的收集及处理过程见第 2 章的 2.1.3, 东太湖水生植被的提取方法及 VPF 的计算方法见第 2 章的 2.1.4。

3.1.5 数据分析

数据分析包括平均值、最大值、最小值、线性和非线性回归, 均使用 SPSS 17.0 软件进行。不同参数之间的相关性使用 SPSS 进行。各指标之间的差异使用单因素方差分析进行检验, $p<0.05$ 为差异显著, $p>0.05$ 为差异不显著。

由于本研究中的环境指标年变化可能为非线性。广义相加模型 (Generalized Additive Model, GAM) 提供了一种灵活、有效的针对非线性变化的研究方法 (Dominici 等, 2002; Harding Jr 等, 2015)。因此, 本研究中使用 GAM 的 “mgcv” 工具包对 WL, Z_{SD} , TSM, TN, DTN, NH_4^+-N , TP, DTP 和 Chla 进行了非线性拟合 (Wood, 2006)。

为了得到不同环境因子对 VPF 的相对贡献, 此处使用了离散重要性的概念: 基于多元回归分析确定了不同变量对 VPF 变化的解释程度。此外, 由于水生植被的生长很大程度上取决于湖底光的可利用性。因此, 我们将透明度和水位的比值作为湖底光可利用性的指示指标, 而未将透明度和水位作为单独的指标参与分析。首先, 通过方差膨胀因子的计算 (以 10 为阈值) 去除了两个自相关的变量 (DTN 和 Chla)。进而使用 R 语言 relaimpo 程序包中的 “lmg” 方法将 VPF 与剩余的 7 个环境因子, Z_{SD}/WL , TSM, TN, NH_4^+-N , TP 和 DTP 进行了多元线性回归分析, 并将总模型的 r^2 分解为各个指标的预测贡献值 (Grömping, 2006)。该方法在分解 r^2 时将变量间的直接和间接影响均考虑在内, 同时在整个模型中对其他预测参量进行调整, 因而在诸多 r^2 分解方法中具有明显优势 (Johnson 和 LeBreton, 2004; Grömping, 2006)。

此外, 由于 VPF 与环境因子之间的关系可能是非线性的, 且不能简单地用线性分析模型进行表示。因此, 使用分类和回归树模型 (Classification and

Regression Trees, CART)进行了分析,以提取关键变量和阈值(De'ath 和 Fabricius, 2000; Joshi 和 D' Sa, 2015)。本研究中使用 CART 模型的主要作用是分析每个环境因子对 VPF 的相对作用,使用 SPSS 17.0 对 TSM, TN, DTN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TP, DTP, Chla 和 Z_{SD} /WL 进行了分析。

3.2 研究结果

3.2.1 东太湖水生植被生境因子的长时间序列变化

长时间序列的定点采样结果显示,9个水环境及水质指标变化较大(表 3.1, 图 3.2)。基于 GAM 的时间序列分析,研究期间 9 个指标中的 WL, TSM, TN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 Chla 均接近于线性增加的趋势(图 3.2a, c, f, i), Z_{SD} 则呈现为线性降低的趋势(图 3.2b)。TN, DTN, TP 和 DTP 在 2009 或 2010 年之前大体为上升趋势,而在之后则为降低趋势。总体上,9 个指标大体呈现出 2 种不同的变化趋势。水位、TSM 和 Chla 浓度的上升及 Z_{SD} 的下降显示了东太湖水下光场环境逐渐的恶化。TN, DTN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TP, DTP 和 Chla 浓度的变化说明在过去的二十年中东太湖的富营养化加剧。

表3.1 水环境、水质参数和VPF变化

Table 3.1 Descriptive statistics for nine aquatic environmental and water quality variables (water level, Z_{SD} , TSM, TN, DTN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TP, DTP, and Chla) and the VPF

	水位(m)	Z_{SD} (m)	TSM (mg/L)	TN (mg/L)	DTN (mg/L)	$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	TP (mg/L)	DTP (mg/L)	Chla ($\mu\text{g/L}$)	VPF
最小值	3.02	0.38	11.89	0.47	0.29	0.034	0.029	0.011	2.18	0.666
最大值	3.31	1.10	47.62	1.84	1.41	0.402	0.062	0.021	14.79	0.935
平均值	3.19	0.68	27.49	1.11	0.83	0.179	0.049	0.016	6.52	0.795
标准差	0.09	0.24	12.51	0.38	0.31	0.124	0.010	0.004	3.54	0.082

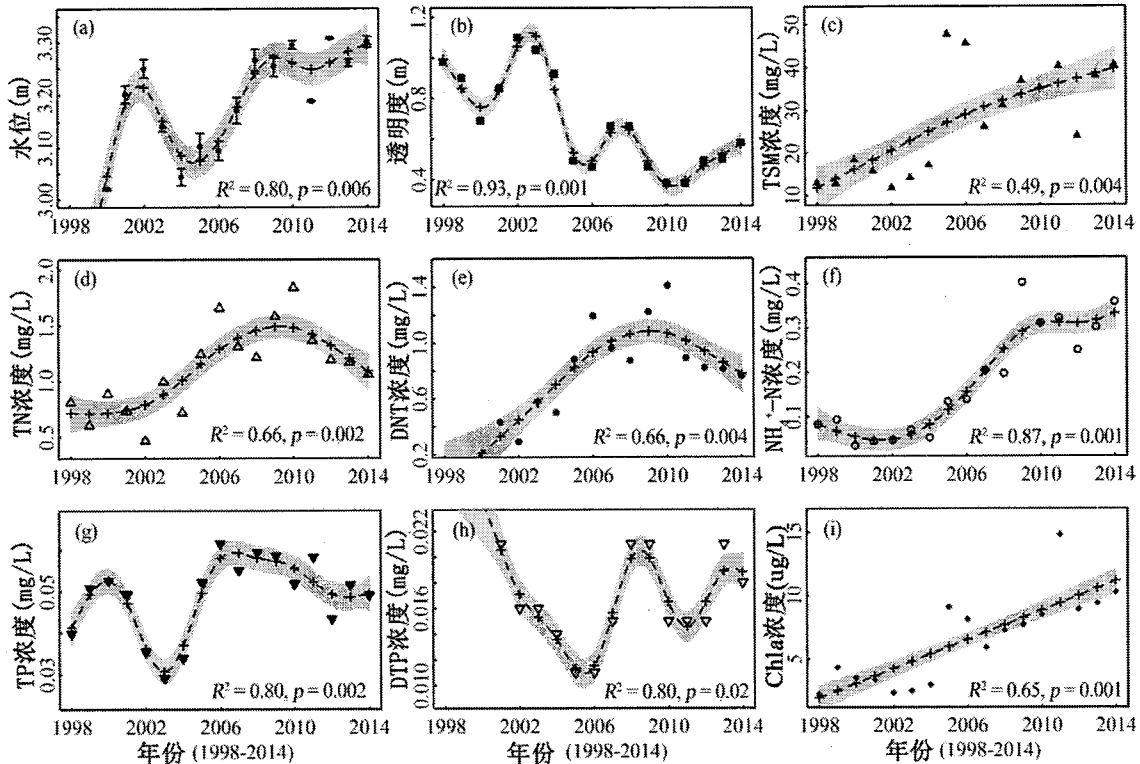


图 3.2 水生植被生境因子的时间序列变化：(a) 水位 (b) 透明度 (c) 总悬浮物 (d) 总氮 (e) 溶解性总氮 (f) 氨态氮 (g) 总磷 (h) 溶解性总磷 (i) 叶绿素 a 浓度；虚线为 GAM 法拟合得到的趋势线，灰色区域为 95%置信区间

Figure 3.2 Long-term trends in the habitat environment of the aquatic vegetation for the nine variables: (a) water depth, Secchi disk depth, (b) total suspended matter, (c) total nitrogen, (d) dissolved total nitrogen, (e) ammonium, (f) total phosphorus, (g) dissolved total phosphorus, (h) and chlorophyll *a*, (i) concentrations. The dash lines indicates fitted values to the data on each given parameter vs. year by GAMs

3.2.2 水生植被分布时空变化

通过对一千余幅高质量 MODIS 影像的计算,得到了 2003-2014 年东太湖 VPF 的时空变化趋势。东太湖水生植被在研究时段变化显著,2003-2014 年间 VPF 整体呈现下降趋势(图 3.3 和 3.4)。VPF 的最高值为 2004 年的 0.935,低于 1997 年的 0.95(Qin 等, 2007)。然而, GAM 时间序列分析显示,2003 至 2014 年间的 VPF 并非呈现连续降低的趋势。从 2003 至 2010 年,VPF 从 0.902 降低至 0.666,降低比例为 26.2%;随后 VPF 缓慢上升至 2013 年的 0.786 并在 2014 年继续降低(图 3.4)。在空间上,东太湖沿岸带被茂密的水生植被覆盖并延伸到湖湾的中心(图 3.3)。通过 VPF 的分布图可以清晰地看出水生植被分布变化的主要区域。总体上,较之湖岸带,水深较深的湖湾中心地带的水生植被分布变化较大。比如,2008 年之前全湖湾的 VPF 均大于 0.5,而从 2009 年之后湖湾中心区域的 VPF 则

小于 0.5，说明该区域水生植被覆盖面积显著下降。

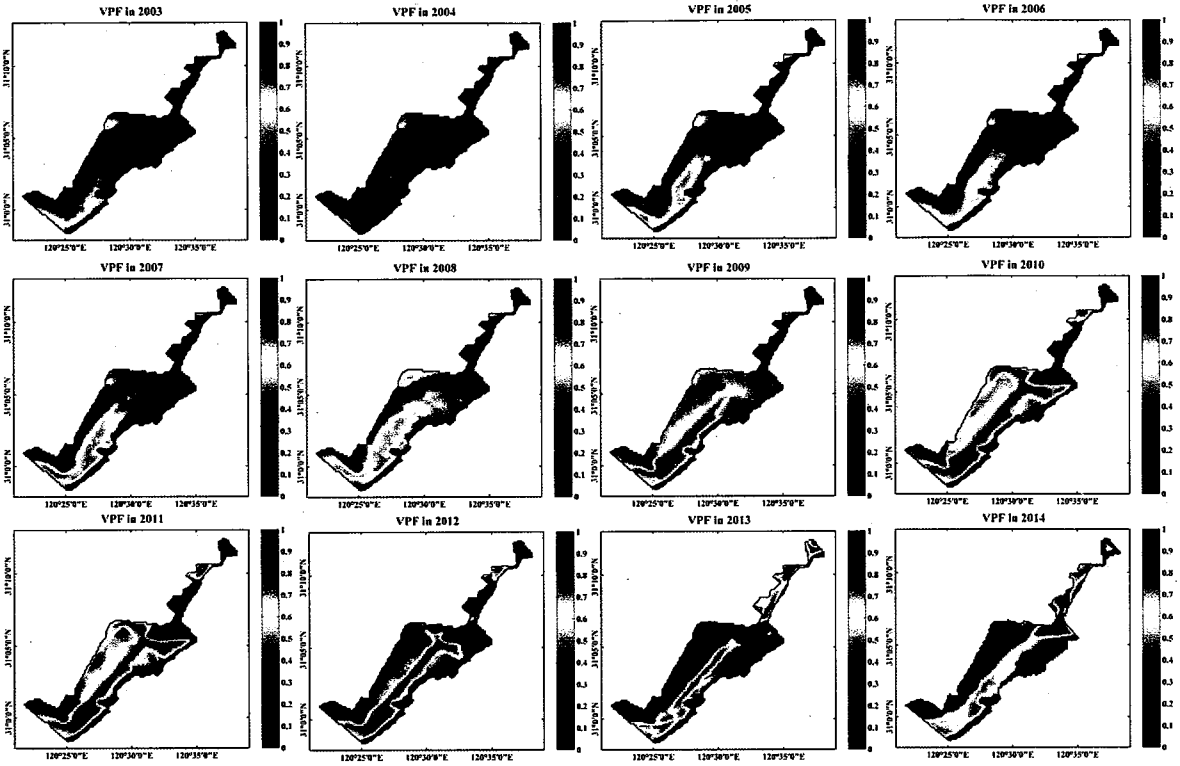


图 3.3 MODIS-Aqua 影像计算得到的 2003-2014 年 VPF 月变化

Figure 3.3 MODIS-Aqua-derived monthly climatology VPF from 2003 to 2014

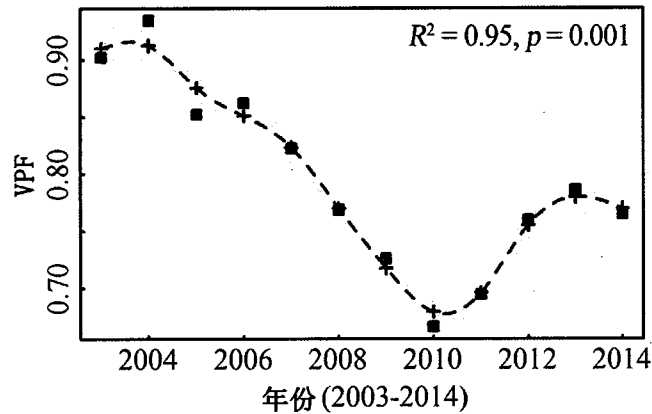


图 3.4 2003-2014 年东太湖 VPF 变化；虚线为 GAM 法拟合得到的趋势线，灰色区域为 95% 置信区间

Figure 3.4 Long-term trend in the vegetation presence frequency (VPF) from 2003 to 2014 in eastern Lake Taihu. The dash line indicates fitted values of VPF data vs. year by GAM

3.2.3 水生植被季节变化

春、夏、秋和冬季的 VPF 分别为 0.775 ± 0.120 , 0.970 ± 0.031 , 0.869 ± 0.079 以及 0.551 ± 0.129 。基于单因素方差分析，四个季节 VPF 分布具有显著差异且夏

季>秋季>春季>冬季 ($p<0.05$)；这种季节上的差异主要是由水生植被生长的季节性造成的。在冬季，湖区的大部分区域 VPF 均低于 0.5，导致东太湖冬季沉积物再悬浮强烈且浊度较高(Liu 等, 2013b)。

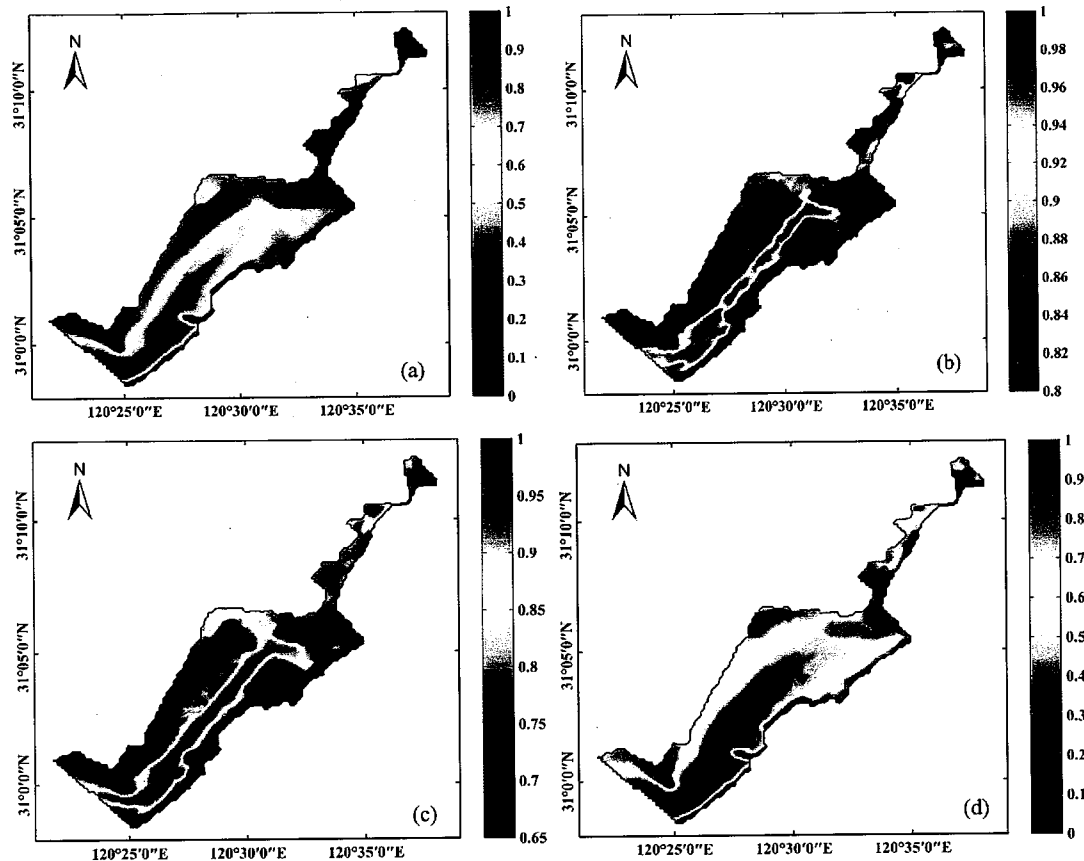


图 3.5 由 MODIS-Aqua 影像计算得到的 (a) 春, (b) 夏, (c) 秋, (d) 冬季 VPF 分布

Figure 3.5 MODIS-Aqua-derived (2003–2014) seasonal VPF in (a) spring, (b) summer, (c) autumn, and (d) winter

3.2.4 水质与水生植被

我们将东太湖 VPF 与影响水生植被的 9 个潜在因子进行了相关性分析。水生植被 VPF 与水位, TN, DTN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{Chl}a$ 浓度均呈现显著的负相关关系 (图 3.6a, 3.6d, 3.6e, 3.6f, 3.6i)。此外, 水生植被 VPF 与 TSM, TP 和 DTP 浓度也呈现负相关的趋势, 但并不显著 (图 3.6c, 3.6g, 3.6h)。VPF 与 Z_{SD} 呈现为显著的正相关关系 (图 3.6b)。与 Zhao et al. 2012 的研究结果略有不同的是, 本研究发现水生植被的 VPF 与水位变化存在显著的正相关关系 (Zhao 等, 2012a); 这可能是由于 Zhao et al. 对太湖 22 年间 (1989-2010 年) 的研究中仅使用了 52 幅 TM 影像, 并不能很好的反映太湖水生植被的变化 (Zhao 等, 2012a)。

由于 9 个变量存在自相关关系 (表 3.2), 因而仅通过各变量与 VPF 之间的线性相关性分析不能分别得到各变量对 VPF 变化的贡献 (图 3.6)。通过多元线

性相关分析，我们首先去除了两个自相关的变量（Chla 和 DTN），然后计算了各个指标对 VPF 变化的贡献（表 3.3）。多元线性回归方程为： $0.732 Z_{SD}/WL + 0.003TSM - 0.050TN - 0.336 NH_4^+-N + 0.250TP - 2.139DTP + 0.732$ ($r^2=0.89$, $p=0.03$)。各个变量对水生植被 VPF 变化的贡献由大到小分别为： $Z_{SD}/WL > NH_4^+-N > TN > DTP > TP > TSM$ 。因而， Z_{SD}/WL 与 NH_4^+-N 为对 VPF 贡献最大的两个因子，这两个指标可以解释多元线性回归关系 r^2 的 60.12%。

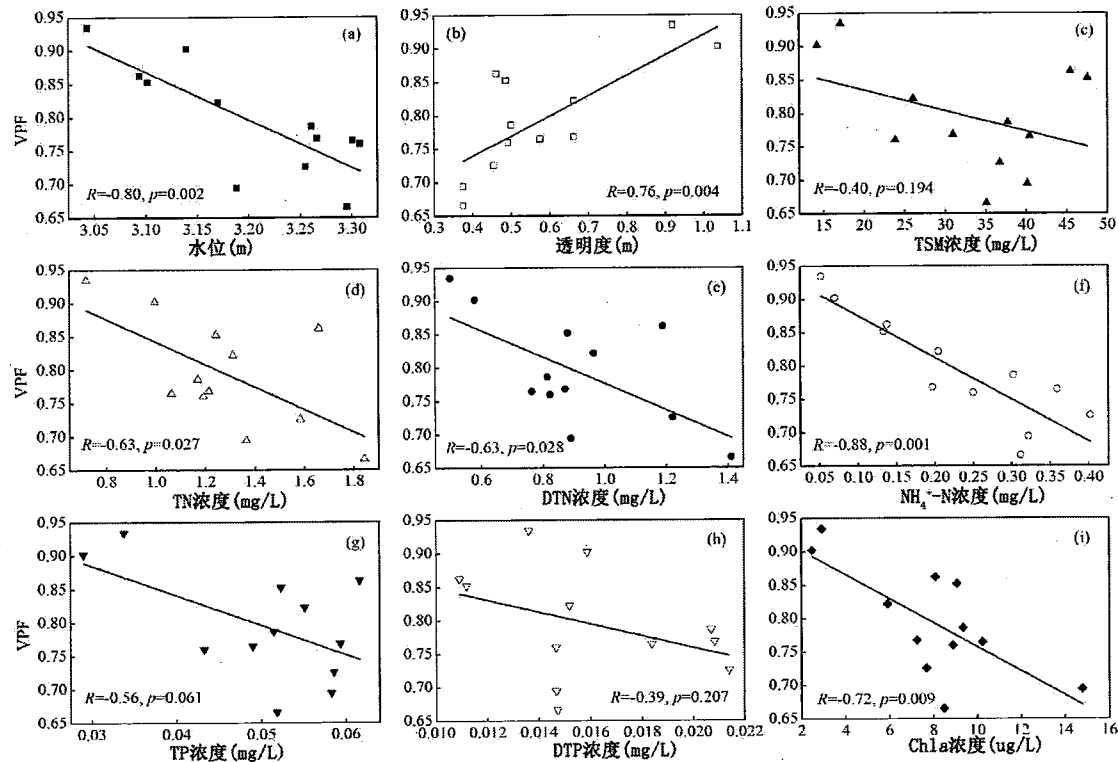


图 3.6 水生植被 VPF 与 (a) 水位, (b) Z_{SD} , (c) TSM, (d) TN, (e) DTN, (f) NH_4^+-N , (g) TP, (h) DTP 和 (i) Chla 浓度相关关系

Figure 3.6 Linear relationships between (a)water level, (b) Z_{SD} , (c)TSM, (d)TN, (e)DTN, (f) NH_4^+-N , (g)TP, (h)DTP and (i)Chla concentrations and the VPF

表3.2 9个水环境与水质指标之间的皮尔森相关系数

Table 3.2 Coefficient of determination and significance level of Pearson correlations for nine aquatic environmental and water quality variables

	WL	Z_{SD}	TSM	TN	DTN	NH_4^+-N	TP	DTP	Chla
WL	1.00								
Z_{SD}	0.21 ^{NS}	1.00							
TSM	0.02 ^{NS}	0.64 ^{**}	1.00						
TN	0.09 ^{NS}	0.55 ^{**}	0.31 ^{NS}	1.00					
DTN	0.11 ^{NS}	0.55 ^{**}	0.31 ^{NS}	0.96 ^{**}	1.00				

NH ₄ ⁺ -N	0.63 ^{**}	0.49 [*]	0.21 ^{NS}	0.23 ^{NS}	0.26 ^{NS}	1.00			
TP	0.06 ^{NS}	0.61 ^{**}	0.60 ^{**}	0.48 [*]	0.50 ^{NS}	0.28 ^{NS}	1.00		
DTP	0.41 [*]	0.00 ^{NS}	0.01 ^{NS}	0.01 ^{NS}	0.00 ^{NS}	0.31 ^{NS}	0.02 ^{NS}	1.00	
Chla	0.18 ^{NS}	0.71 ^{**}	0.54 ^{**}	0.16 ^{NS}	0.12 ^{NS}	0.46 [*]	0.40 [*]	0.00 ^{NS}	1.00

WL: 水位; Z_{SD}: 透明度; TSM: 总悬浮物; TN: 总氮; DTN: 总溶解性氮; NH₄⁺-N: 氨态氮; TP: 总磷; DTP: 溶解性总磷; Chla: 叶绿素 *a*
NS: 不显著; *: $p<0.05$; **: $p<0.01$

表3.3 各变量对VPF的相对贡献

Table 3.3 The relative contribution rate of nine variables to the VPF

	Z _{SD} /WL	TSM	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP	DTP
贡献比例 (%)	30.12	5.80	14.18	30.00	8.24	11.66

3.2.5 VPF的分类和回归树分析

我们使用非线性的 CART 模型提取对 VPF 影响最大的关键因子及其阈值，见图 3.7。根节点设定为所有数据均包括在内 ($N=12$ 年，数据 = 100%)。NH₄⁺-N 浓度是影响东太湖 VPF 的最主要因素。基于 NH₄⁺-N 的浓度可将所有数据分为两组（阈值为 0.1675 mg/L）。NH₄⁺-N 浓度较低时，Z_{SD}/WL 是影响太湖 VPF 分布的重要因素。在节点 5 中，Z_{SD}/WL 的升高引起 VPF 的显著升高（节点 = 5，均值 = 0.780 ± 0.025 ，比例 = 41.7%）。总体上，高的 NH₄⁺-N 浓度，高的 Z_{SD}/WL 以及低的 Z_{SD}/WL 分别控制了 VPF 的 33.3%，25.0%以及 41.7%。东太湖 2003-2014 年的 CART 模型显示了 NH₄⁺-N 浓度和 Z_{SD}/WL 是控制东太湖 VPF 变化最主要的两个因素，该结果与之前的各因素贡献比例分析的结果相符。

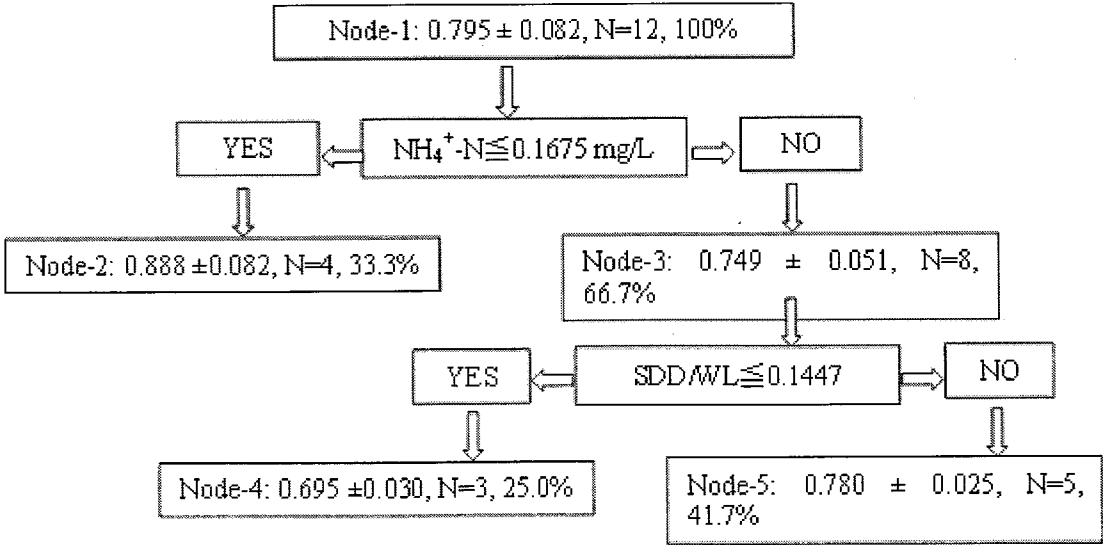


图 3.7 VPF 的分类和回归树；不同组的结果通过均值、标准差、样本数及所占总测定的比

例表示

Figure 3.7 Classification and regression trees for VPF. The groups are represented by mean, standard deviation, number of samples (years) and percentage (%) of total measurements

3.3 讨论

3.3.1 水生植被分布的控制因素

有许多研究通过试验的、观测的及遥感的手段研究了水环境状况与水生植被生长的关系(O' Farrell 等, 2011; Zhao 等, 2012a; Van Zuidam 和 Peeters, 2015)。虽然有部分研究报道了太湖水生植被的时空变化, 但并未阐明环境因子对太湖水生植被消退的影响机制(Zhao 等, 2012a; Dong 等, 2014; Liu 等, 2015)。本研究通过对 1998-2014 年太湖实地观测及卫星遥感数据的分析, 发现太湖水生植被的分布受到多种因素的共同影响。太湖是一个生态环境极其复杂的水体, 在过去的 30 年中, 其水生植被的分布产生了极大的变化。太湖流域人口的增长与经济的快速发展加剧了富营养化过程、藻类生物量及沉积物的输入。本研究中, 9 个水环境和水质指标均与水生植被的变化相关性较好(图 3.6), 这与其它区域的研究结果类似(Krause-Jensen 等, 2008)。但是, 目前基本没有研究可以清晰的分辨出水生植被生长的关键控制因素及其对水生植被的影响比例。

通过对各因子的相对重要性分析以及 CART 模型的应用, 本研究发现: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和 Z_{SD}/WL 是对水生植被 VPF 影响最大的两个因素。因而, 东太湖水生植被的变化主要受制于富营养化(藻类生物量及营养盐)以及水文条件(水位及水下光环境)。结合线性回归的结果, 可以发现东太湖富营养水平的升高促进了藻类生物量的升高。水位的升高以及由藻类生物量和 TSM 浓度的升高导致的 Z_{SD} 下降共同造成的低真光层深度与水深比, 进而导致了该区域底部的光供给缺乏。这一比值的大小对水生植被的生长和分布至关重要, 甚至会影响到草型生态系统向藻型生态系统的转变(Zhang 等, 2007a; Schelske 等, 2010)。在东太湖, 由于富营养化加剧和水下光环境恶化共同导致了东太湖水生植被的退化。

与磷浓度和氮浓度相比, 氨态氮对东太湖水生植被的退化影响最大(图 3.6, 表 3.3)。一些试验及野外研究均显示: 高的氮浓度尤其是氨态氮浓度会造成浅水湖泊水生植被的消退(Moss 等, 2013; Olsen 等, 2015; Yu 等, 2015)。本研究中通过相关性分析及 CART 模型, 基于实地观测与影像观测进一步证实了这一结论。

此外, 由于缺少沉积物的多年观测数据, 本研究中并未包括底质环境变化对水生植被的影响; 但这并非意味着在浅水湖泊中, 底质对营养盐循环和沉水植被的影响是可以忽略的。事实上, 底质是根植水生植被营养盐的重要来源, 且对其生长、再繁殖和抽条起着重要的作用(Carr 等, 2010; Wu 等, 2013; Dong

等, 2014)。在太湖的研究显示, 太湖松软底质的厚度及其营养盐的变化是影响太湖沉水植被分布、生长及种群组成的重要因素(Dong 等, 2014)。

3.3.2 对太湖水环境改善的启示

确定水生态环境与水生植被之间的定量响应关系是指导水生植被的保护与恢复的先决条件。本研究的结果显示东太湖水生植被的生态环境正在持续退化, 由于水位、TSM、Chl_a 浓度的上升以及 Z_{SD} 的降低导致的水下光场恶化, 以及由于氮、磷浓度升高导致的富营养化加剧, 共同导致了水生植被 VPF 的持续降低。东太湖水生植被主导影响因子的确定会对我们以后水生植被的恢复与决策提供帮助。此外, 本研究中建立的经验关系及 CART 模型也有助于判断和预测水体的富营养化及光学环境对水生植被生长状态的影响, 进而有利于确定水环境条件的恢复目标。

本研究显示氮浓度对东太湖水生植被退化的影响远大于磷浓度, 进一步证实了氮输入控制对水生植被恢复及富营养化控制的重要意义。而在之前的营养盐负荷分析中, 通过营养盐添加和营养盐循环试验得出结论: 需要同时进行氮和磷输入的控制以降低太湖的富营养化及藻华现象(Xu 等, 2010; Paerl 等, 2011)。然而, 虽然基于稳态理论, TP 浓度低于水生植被主导的生态型的阈值; 东太湖 VPF 的持续降低显示了其生态环境现状接近于生态型转化的临界值(Scheffer 等, 1993)。研究显示, 在许多水环境较差的浅水湖泊, 水体环境会从水生植被主导的清水态转为藻类主导的浊水态(Scheffer 等, 1993)。然而, 仅仅通过降低营养盐水平并不能引起水环境向水生植被主导的清水态变化。事实上, 仅仅当营养盐浓度远低于水生植被消失的阈值时, 才能引起水体向水生植被主导的清水态转化(Scheffer 等, 2001)。

由于水生态系统从水生植被主导的清水态向藻类主导的浊水态的变化常常缺乏较为显著的预警信号, 因此, 相对于生态系统恢复力稳定性的降低, 我们应当加强对突发事件的关注。事实上, 一旦水生植被受到富营养化的影响, 可以观察到水生植被主导的清水态的自我延续。许多难以预测的随机事件会触发水体生态类型的转变, 比如台风、水位的升高、干旱或疾病的爆发(Scheffer 等, 2001)。因此, 我们建议在东太湖生态系统的管理和恢复上应考虑将营养盐输入的大幅度降低作为关键控制因素。目前已经实施了许多控制手段以降低太湖的富营养化水平, 监测数据也显示: 许多太湖入湖河流的营养盐水平在不断降低。从 2008 年水体污染控制与治理国家重大专项实施以来, 东太湖区域从 2010 年开始营养盐浓度呈下降趋势(图 3.2), 但由于内源营养盐的释放, 东太湖的水质并没有显著的提升。因此, 太湖生态系统的恢复仍需要注重流域内外源营养

盐输入的控制。

此外,水位与VPF的显著负相关关系、 Z_{SD} 与VPF的正相关关系以及 Z_{SD}/WL 对VPF的显著影响,共同说明了水下光环境对水生植被生长及分布的重要作用(Zhang等, 2007b; O' Farrell等, 2011; Paillisson和Marion, 2011)。在过去的二十年中,东太湖水下光环境的恶化伴随着水位的升高以及 Z_{SD} 的下降。因此,作为水生植被恢复的辅助手段,应当降低太湖水位,进而提升沉水植被的水下光环境(Coops和Hosper, 2002; Van Zuidam和Peeters, 2015)。虽然实施难度较大,我们仍然建议在春季水生植被生长的关键时期,通过人为的手段降低水位,以改善水生植被萌发的水下光环境。

3.4 本章小结

本研究结合水环境参数长期定位观测数据和水生植被的遥感反演,揭示了东太湖水生植被对富营养化加剧和水下光环境恶化的响应机制。本研究显示,由于富营养化的加剧,东太湖的多个与水生植被生长相关水质要素在1998至2014年间不断恶化,进而引起了水生植被的消退。基于相对重要性剖分分析及CART模型的分析结果,本章节提到的所有生境环境因子中, NH_4^+-N 浓度及 Z_{SD}/WL 是影响水生植被生长最重要的两个环境因子。

近年来太湖已实施一些控制措施以降低富营养化,自2008年水体污染控制与治理国家重大专项实施以来,一些监测数据显示许多太湖入湖河流的营养盐输入量已有所减少。但由于营养盐输入的多元化及底泥营养盐的释放,东太湖的水质并没有显著的提升。太湖流域持续的人口增长及经济发展严重影响了此类项目的效应。为了进一步促进太湖水环境的改善,需要对一些重点区域进行水质的全面恢复。此外,在大型浅水湖泊,通过降低水位以提高透明度与水位的比值,进而提高水下光环境是促进水生植被生长的潜在方法。

4. 太湖水生植被生长关键光学参数透明度的遥感反演

东太湖水生植被动态变化研究发现,透明度和水位的比值是太湖水生植被出现频次的關鍵影响因子。因此,本章节中拟针对透明度这一太湖水生植被生长的关键光学参数,建立一种适用于浑浊水体的透明度半分析遥感反演算法。

对 Z_{SD} 进行半分析遥感反演大体可分为两步。第一步是从 R_{rs} 反演得到水体的固有光学特性。近年来,有研究者对各种水体固有光学特性的半分析反演模型进行了对比,发现 Lee et al.提出的 QAA 模型物理意义明确、计算简便且适用性强(Brewin 等, 2013)。因此,已被广泛应用(Le 等, 2009; Qing 等, 2011; Kahru 等, 2013)。基于水体吸收和散射系数的波谱变化特征, QAA 可以在对水体各组分光谱斜率知之甚少的情况下计算得到总吸收系数 ($a(\lambda)$, m^{-1}) 及颗粒物后向散射系数 ($b_{bb}(\lambda)$, m^{-1}) (Huang 等, 2014)。第二步是从水体固有光学特性到 Z_{SD} 。传统的研究认为 Z_{SD} 是 K_d 和光束衰减系数的函数。近年来, Lee 等指出传统的 Z_{SD} 半分析反演方法仍存在一些缺陷,并提出了一种新的 Z_{SD} 半分析反演方法(Lee 等, 2015)。经验证,该方法在海洋及较清洁的沿岸带水体具有较好的效果;但该方法在极浑浊的内陆水体的应用效果仍有待验证。

大量研究表明,对于一类水体, QAA 虽较为适用,而对于二类水体,特别是太湖这类极为浑浊的水体, QAA 应用效果仍不理想。这主要的原因归结于, QAA 建模数据更倾向于常规的海洋水体,并未包含类似太湖的复杂光学特性水体,从而造成 QAA 中所用的部分经验关系并不适用。目前许多研究通过对 QAA 进行合理的校正,较好的应用于海岸带及内陆湖泊中,如中国的黄东海(Qing 等, 2011)、鄱阳湖(Huang 等, 2014)、Monterey Bay(Lee 等, 2007)、墨西哥湾(Lee 等, 2007)、Arabian Sea(Lee 等, 2007)。但此类修正过的 QAA 算法具有较强的区域性,对数据的依赖性较大,在应用中仍存在其局限性。近年来虽也有针对太湖进行的半分析算法的改进研究(Le 等, 2009),但其研究区域仅为梅梁湾,并未覆盖整个太湖;同时,该研究仅针对实测数据进行了参考波长的优化,并未涉及对关键步骤的优化。

太湖是典型的大型浅水湖泊,风浪扰动作用强烈,极易发生沉积物再悬浮(Liu 等, 2013b);由于水深较浅,水体表面波对光场的扰动作用强烈;另外,通过径流输送的陆源非藻类颗粒物及有色可溶性有机物丰富(Zhang 等, 2011);从而造就了太湖水体较为复杂的光学特性。同时,太湖水体固有光学特性具有较强的时空差异性(Zhang 等, 2014)。因此,目前针对太湖仍不存在一套可靠成熟的固有光学特性半分析反演算法。

综上, 本章节中首先对 QAA 模型进行了改进, 使其适用于太湖, 然后将改进后的 QAA 模型应用于新的 Z_{SD} 半分析反演方法, 以得到太湖透明度的气候学分布。

4.1 材料与方法

4.1.1 方法概述

可用于表征水体光可利用性的指标较多, 如 $K_d(\lambda)$ 、 Z_{eu} 以及更为直观的 Z_{SD} 。其中, Z_{eu} 与 $K_d(PAR)$ 关系密切, 其定量表示为当光合有效辐射区间的下行辐照度衰减为表面光强的 1% 时的深度 (Kirk, 2011), 可简单表示为 $4.605/K_d(PAR)$ 。因而, 本章节中仅对 $K_d(\lambda)$ 及 Z_{SD} 的半分析算法进行了详述。

图 4.1 为 $K_d(\lambda)$ 以及 Z_{SD} 从 R_{rs} 中推导的流程图。本方法先对 QAA 进行改进, 使其适用于太湖; 其次, 利用改进的 QAA 模型计算得到 $a(\lambda)$ 和 $b_b(\lambda)$; 进而由 $a(\lambda)$ 和 $b_b(\lambda)$ 推导得到 $K_d(\lambda)$; 最终由 $K_d(\lambda)$ 和 R_{rs} 推导得到 Z_{SD} 。

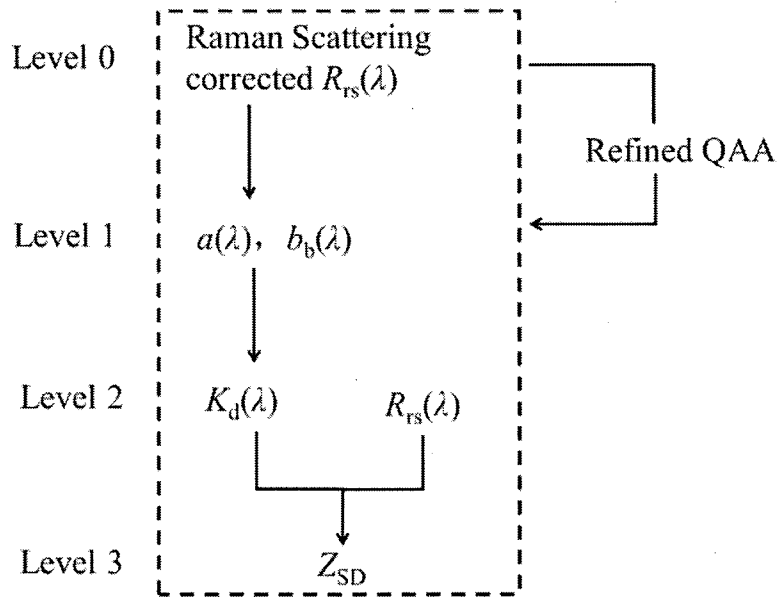


图 4.1 方法流程图

Figure 4.1. Flow chart of the level-by level derivation of the Z_{SD} from R_{rs} .

QAA 模型的改进过程在 4.2.2 中进行详述。

基于辐射传输模型, K_d 与水体中的固有光学特性之间的关系为: $K_d(\lambda)$ 可表示为 $a(\lambda)$ 与 $b_b(\lambda)$ 的方程 (Kirk, 1984; Gordon, 1989; Lee, 2005)。同时, 由于 $a(\lambda)$ 与 $b_b(\lambda)$ 均可由 $R_{rs}(\lambda)$ 基于分析的或半分析的方法计算得到, 因此, 任意波长 λ 上 K_d 的均可由 $a(\lambda)$ 和 $b_b(\lambda)$ 计算得到。Lee et al. 2013 对 K_d 的半分析反演方程进行了改进, 使其同时适用于海洋及沿岸带水体。 $K_d(\lambda)$ 半分析模型的核心公式

如下:

$$K_d(\lambda) = (1 + m_0 \times \theta_s) \times a(\lambda) + (1 - \gamma \times \eta_w(\lambda)) \times m_1 \times (1 - m_2 \times e^{-m_3 \times a(\lambda)}) \times (b_{bp}(\lambda)) \quad (4.1)$$

其中, θ_s 为太阳天顶角。其余的 5 个参数 (γ 和 m_{0-3}) 为常数, 分别为 0.265, 0.005, 4.259, 0.52 和 10.8。 γ 和 m_{0-2} 均为无量纲, m_3 的单位为米。上式中的 η_w 定义为(Morel 等, 2002):

$$\eta_w(\lambda) = \frac{b_{bw}(\lambda)}{b_b(\lambda)} \quad (4.2)$$

其中, b_{bw} 为纯水的后向散射系数。

基于对比减少法则 (Contract Reduction Law), Lee et al. 提出了一种新的 Z_{SD} 半分析反演模型。传统的 Z_{SD} 半分析反演模型主要依赖于光束衰减系数, 与之不同的是, 该 Z_{SD} 方法主要基于漫射衰减系数反演得到。其核心公式如下:

$$Z_{SD} = \frac{1}{2.5 \text{Min}(K_d(\lambda))} \ln \left(\frac{|0.14 - R_{rs}^{pc}|}{C_t^r} \right) \quad (4.3)$$

其中, $\text{Min}(K_d(\lambda))$ 表示波长 443 nm 到 665 nm 之间 K_d 的最小值。 R_{rs}^{pc} 表示最小的 K_d 对应的波长处的 R_{rs} 。 C_t^r 表示人眼辨别辐射反射率的阈值, 经测定为 0.013 sr^{-1} 。

4.1.2 实测数据

4.1.2.1 QAA 模型的改进

在全湖布设了 50 个采样点 (图 4.2), 共进行了 5 次调查, 调查中同步测定了遥感反射率 R_{rs} , 吸收系数和透明度, 用于 QAA 模型的改进。分为两个数据集: 1) 建模数据集: 共包含 3 次调查的 150 个采样点, 分别采集于 2006 年的 1 月、7 月和 10 月; 2) 验证数据集: 共包含 2 次调查的 100 个采样点, 分别采集于 2007 年的 1 月和 4 月。

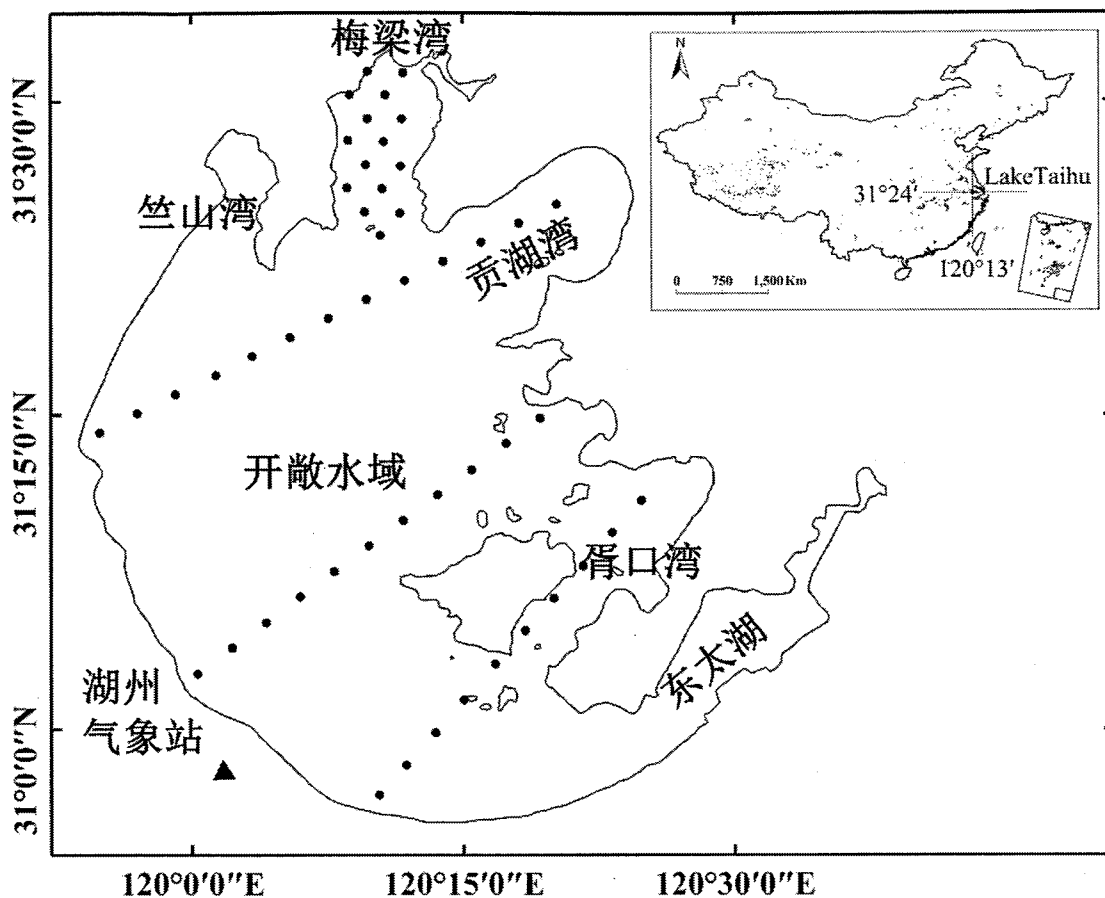


图 4.2 采样点位分布

Figure 4.2 The distribution of sampling sites

采集表层、中层、下层水样，混合后盛入 2 L 酸洗过的瓶中。在野外时使用冰块 4 °C 保存。采样结束后，迅速将样品送至位于梅梁湾的中科院太湖生态系统研究站的实验室中进行分析测定。

4.1.2.2 MERIS 影像验证数据

与 MERIS 影像同步的 Z_{SD} 实测数据采集于 2005 年 1 月到 2010 年 8 月之间，分布于 6 次野外采样（表 4.1）。共有 85 个匹配样点，匹配时间为采样前后 1 天内。匹配样点分布在太湖不同区域及不同季节（表 4.1）。因而，该样点对于本研究区域的光学特性变化具有极强的代表性。

表4.1 MERIS影像同步点位的采样时间及分布

Table 4.1 Sampling date, number of samples, and distribution of sampling sites for six cruises in Lake Taihu during 2005-2010

采样日期	样点数	样点分布
2005.1.17	9	梅梁湾, 竺山湾, 贡湖湾

2006.3.15	5	梅梁湾, 竺山湾
2006.4.16	4	梅梁湾, 竺山湾
2007.11.11	5	梅梁湾, 贡湖湾
2007.1.7-2007.1.9	47	全太湖
2010.8.11-2010.8.12	15	全太湖

4.1.3 测定指标

4.1.3.1 $R_{rs}(\lambda)$ 的测定

R_{rs} 使用 ASD (Analytical Spectral Devices) 光谱仪 (Analytical Devices, Inc, Boulder, CO) 进行测定, 测定方法为表面光谱法。测定了表面以上总辐射 (L_t), L_t 测定相反方向的下行天空光辐射 (L_{sky}), 标准灰板的辐射 (L_g)。 R_{rs} 的计算公式为:

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{\rho}{\pi} \frac{L_t(\lambda) - FL_{sky}(\lambda)}{L_g(\lambda)} - \Delta \quad (4.4)$$

其中, ρ 为标准灰板的反射率; F 为水-气界面的菲涅尔反射率, 静风状态下取为 2.2%, 风速为 5 m/s 时取 2.5%, 风速接近 10 m/s 时取 2.6%-2.8%。本研究中对 R_{rs} 进行了二次校正。上式中的 Δ 表示由于粗糙湖面反射导致的从其他角度进入探头的天空光, 这部分光的数值不随波长的变化而变化, 但与不同批次的测量有关。由于在长波波段纯水的吸收系数极大 ($\sim 50 \text{ m}^{-1}$), 因此本研究通过扣除每条光谱 950-1000 nm 区间的平均值进行 R_{rs} 的二次校正。

ASD 测定时, 每次保存一条光谱, 避免太阳耀斑平均到光谱测量数据中。每个样本测量 15 条光谱, 去掉异常值后余下的光谱求平均值后得到水体的遥感反射率。

4.1.3.2 吸收系数的测定

CDOM 的光谱吸收系数测定, 水样先通过孔径为 $0.7 \mu\text{m}$ 并经高温灼烧后的 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 (4.2) 式进行计算得到各波长的吸收系数(Bricaud 等, 1981)。

$$a_{\text{CDOM}}(\lambda') = 2.303D(\lambda)/r \quad (4.5)$$

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(Keith 等, 2002):

$$a_{\text{CDOM}}(\lambda) = a_{\text{CDOM}}(\lambda') - a_{\text{CDOM}}(750)\lambda/750 \quad (4.6)$$

式中, $a_{\text{CDOM}}(\lambda)$ 为波长 λ 的吸收系数 (m^{-1}); λ 为波长 (nm)。

颗粒物吸收系数采用定量滤膜法测定。将一定体积的水样用直径 25 mm 的 GF/F 滤膜过滤, 在 UV-2450PC 型分光光度计下使用 ISR-240A 型积分球测定滤膜上颗粒物在 350~800 nm 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。放大因子校正公式如下:

$$OD_s = 0.423OD_f + 0.479OD_f^2 \quad (OD_s \leq 0.4) \quad (4.7)$$

式中, OD_s 为校正后的滤膜上悬浮颗粒物吸光度; OD_f 为在仪器上直接测得的滤膜上悬浮颗粒物的吸光度。

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的次氯酸钠, 按与总颗粒物吸收系数同样的方法测定并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颗粒物的光谱吸收系数就得到浮游藻类的光谱吸收系数(Zhang 等, 2006; 张运林和秦伯强, 2006)。

纯水的详细吸收系数已经由许多学者研究得到(Morel, 1974; Palmer 和 Williams, 1974; Smith 和 Baker, 1981; Pope 和 Fry, 1997; Sogandares 和 Fry, 1997), 一般视为已知量。

4.1.4 影像的下载及处理

在European Space Agency (ESA)Earthnet Online (<http://earth.esa.int/>) 网站上下载了74幅受云、太阳耀斑影响较小的MERIS 1P影像。之后使用BEAM 5.0软件进行了几何校正及Smile效应校正, 进而使用专为浑浊二类水体的MERIS影像校正开发的Case-2 Regional Processor模式对影像进行了大气校正。

4.1.5 严重藻华区域的去除

由于太湖是富营养化严重的水域, 在夏季会有部分水域爆发严重藻华, 漂浮藻华会遮挡(甚至完全遮挡)水体的信号, 无法进行 Z_{SD} 的反演。因此, 本研究中使用藻青蛋白指数(Phycocyanin Index)先对藻华严重区域进行了判断, 去除受漂浮藻华影响严重的影像区域(Qi 等, 2014)。PCI 的计算方法如下:

$$PCI = R'_{rc}(620) - R_c(620)$$

$$R'_{rc}(620) = R_{rc}(560) + \frac{620 - 560}{665 - 560} * (R_{rc}(665) - R_{rc}(560)) \quad (4.8)$$

其中, $R_{rc}(\lambda)$ 为气体吸收和瑞利散射校正过后的遥感反射率 Level-1b 数据, 使用 BEAM 5.0 进行。

4.1.6 精度检验

使用相对均方根误差 (Relative Root-Mean Square Error, RRMSE) 以及平均绝对百分误差 (Mean Absolute Percentage Error, MAPE) 评估了测定值与模拟值之间的差异, 计算公式如下:

$$RRMSE(\%) = 100 \cdot \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{x_{i,measured} - x_{i,derived}}{x_{i,measured}} \right)^2} \quad (4.9)$$

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{x_{i,measured} - x_{i,derived}}{x_{i,measured}} \right| \quad (4.10)$$

其中 n 是数据个数, x 是所评估的变量。

4.2 研究结果

4.2.1 研究区域的水质及光学特性分布

水体各组分浓度以及无机颗粒物, 藻类和 CDOM 的吸收系数见表 4.2。在建模数据集及验证数据集中各组分的数值分布范围均较大。建模及验证数据集中的 TSM 平均浓度分别为 69.95 mg/L 和 80.22 mg/L。两个数据集中 TSM 的最大值均大于 200 mg/L, 最小值均为 10 mg/L 左右。大多数观测点的光学特性受无机颗粒物主导, 建模和验证数据集中 ISM/OSM 的平均比值 (Inorganic Suspended Matter/Organic Suspended Matter) 分别为 4.23 和 5.67。建模和验证数据集中色素浓度 $C_{Chla+Pa}$ (Phytoplankton Pigment) 的变化范围更大: 2006 年为 5.03 $\mu\text{g/L}$ 到 412.68 $\mu\text{g/L}$, 2007 年为 4.86 $\mu\text{g/L}$ 到 371.01 $\mu\text{g/L}$ 。两个数据集中的吸收系数变化范围均较大: 2006 年无机颗粒物、藻类和 CDOM 的平均吸收系数分别为 3.64 m^{-1} , 0.88 m^{-1} 和 0.79 m^{-1} 。2007 年无机颗粒物、藻类和 CDOM 的平均吸收系数分别为 3.94 m^{-1} , 1.35 m^{-1} 和 0.77 m^{-1} 。因此, 两个数据集均覆盖了较大的光学范围, 对于光学特性极为复杂的水体代表性极强。

表4.2 建模和验证数据集的光学特性分布

Table 4.2 General optical properties of the dataset

数据集	数值	TSM(mg/L)	ISM/OSM	$C_{Chla+Pa}$ ($\mu\text{g/L}$)	$a_d(443)(\text{m}^{-1})$	$a_{ph}(443)(\text{m}^{-1})$	$a_g(443)(\text{m}^{-1})$
建模	最大值	285.60	11.10	412.68	12.36	11.71	2.31
	最小值	10.32	0.15	5.03	0.46	0.09	0.20

2006	均值	69.95	4.23	41.83	3.64	0.88	0.79
	标准差	57.21	2.66	56.72	2.88	1.52	0.28
验证	最大值	227.60	10.94	371.01	10.86	23.10	1.80
	最小值	11.15	0.40	4.86	1.00	0.11	0.29
2007	均值	80.22	5.67	33.37	3.94	1.35	0.77
	标准差	55.08	3.04	56.09	2.61	3.31	0.30

4.2.2 QAA模型的改进

QAA 模型基于辐射传输模型的理论推导和数值模拟,建立了 r_{rs} 和固有光学特性之间的半分析模型。由 R_{rs} 反演到总吸收系数主要分为 7 步: 3 个半分析步骤、2 个分析步骤和 2 个经验步骤 (表 4.3)。由于经验模型的限制,两个经验步骤受到水体特性的影响。

表4.3 QAAv6模型反演总吸收系数的步骤

Table 4.3 Steps of deriving the total absorption from remote sensing reflectance by QAAv6

步骤	参数	公式	类别
步骤 0	r_{rs}	$r_{rs}(\lambda) = R_{rs}(\lambda) / (0.52 + 1.7 R_{rs}(\lambda))$	半分析
步骤 1	$u(\lambda)$	$u(\lambda) = \frac{-g_0 + \sqrt{(g_0)^2 + 4 * g_1 * r_{rs}(\lambda)}}{2g_1}$	半分析
IF $R_{rs}(670) < 0.0015 \text{ sr}^{-1}$ (else)			
步骤 2	$a(\lambda_0)$	$\chi = \log \left(\frac{r_{rs}(443) + r_{rs}(490)}{r_{rs}(550) + 5 \frac{r_{rs}(670)}{r_{rs}(490)} r_{rs}(670)} \right)$ $a(\lambda_0) = a(670)$ $= 0.43 + 0.39 \left(\frac{R_{rs}(670)}{R_{rs}(443) + R_{rs}(490)} \right)^{1.14}$ $a(\lambda_0) = a(550) = 0.056 + 10^{-1.146 - 1.366\chi - 0.469\chi^2}$	经验
步骤 3	$b_{bp}(\lambda_0)$	$b_{bp}(\lambda_0) = b_{bp}(550) = \frac{u(\lambda_0) \times a(\lambda_0)}{1 - u(\lambda_0)} - b_{bw}(550)$ $b_{bp}(\lambda_0) = b_{bp}(670) = \frac{u(\lambda_0) \times a(\lambda_0)}{1 - u(\lambda_0)} - b_{bw}(670)$	分析
步骤 4	η	$\eta = 2.0 \left(1 - 1.2 \exp \left(-0.9 \frac{r_{rs}(443)}{r_{rs}(550)} \right) \right)$	经验
步骤 5	$b_{bp}(\lambda)$	$b_{bp}(\lambda) = b_{bp}(\lambda_0) \left(\frac{\lambda_0}{\lambda} \right)^\eta$	半分析

步骤 6 $a(\lambda)$

$$a(\lambda) = (1 - u(\lambda))(b_{bw}(\lambda) + b_{bp}(\lambda)) / u(\lambda)$$

分析

步骤 1 中, Lee et al. 建议在散射较高的近岸水体中 g_0 取 0.084, g_1 取 0.17, 在对太湖 QAA 的改进中使用该值(Lee 等, 1999)。为了方便叙述, 本改进的太湖 QAA 模型在下文中记为 QAA.TH。

在以往的研究中认为, 两个经验步骤在整个模型中的重要性相对较低; 由于在海洋水体的遥感反演中, 其变化对反演结果的影响相对较小。与海洋不同, 内陆湖泊水体的光学特性时空变化较大, 如: 在本观测过程中, 太湖的 TSM 浓度变化范围为 10.32~285.60 mg/L; 对应的 $a(560)$ 由 0.41 m^{-1} 增至 3.35 m^{-1} (图 4.3)。

步骤 2 中, 我们基于太湖实测数据建立了 a 与 R_{rs} 之间的关系。考虑到卫星影像的波段设置及不同波段处的吸收和遥感反射率特性, 我们选取了 560 nm 和 750 nm 处的吸收系数和遥感反射率进行建模。

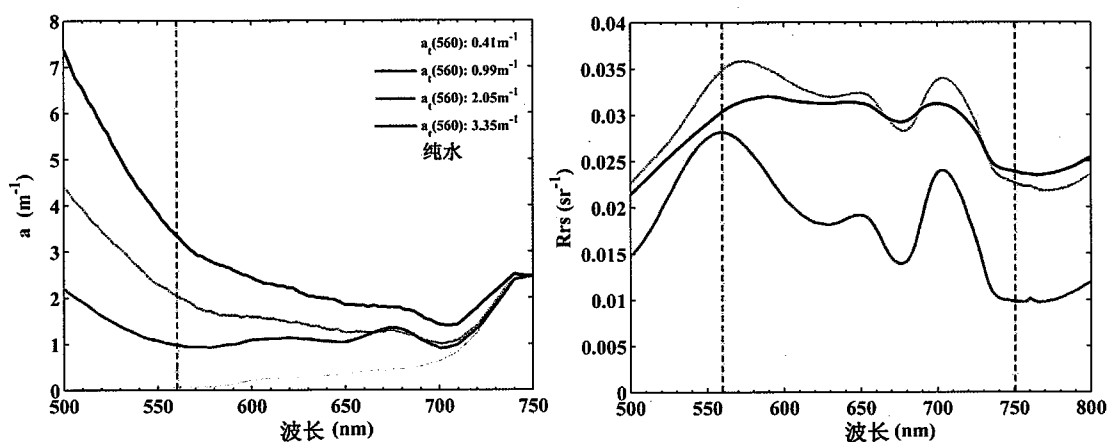


图 4.3 特征样点的 (a) 总吸收系数 a 与对应的 (b) R_{rs} 波谱变化

Figure 4.3 Examples of (a) a and corresponding (b) R_{rs} variations at different wavelength

如图 4.3b 所示 $R_{rs}(750)$ 对总吸收系数及 TSM 的变化较为敏感。此外, 560 nm 和 750 nm 均为 MERIS 影像的中心波段。因此 $R_{rs}(560)/(R_{rs}(560)+R_{rs}(750))$ 的波段比值可作为吸收系数反演的潜在指标。基于吸收系数及 R_{rs} 的特性, 选取 560 nm 为参考波长: 1) $a(560)$ 对总吸收系数的变化较为敏感, 同时 560 nm 处 R_{rs} 的值较高; 2) 560 nm 处于可见光波段的中间, 因而将反演结果推算到长波和短波时引入的误差较少; 3) 由于 QFT 测定方法的局限性, 710 nm 及更长波段处的吸收系数信号极低, 因而信噪比也较低, 不能较好的反映吸收系数的变化; 相反, 560 nm 处则不受到这一局限。我们对 $a(560)$ 和 $R_{rs}(560)/(R_{rs}(560)+R_{rs}(750))$ 之间的关系进行了研究, 发现二者之间具有较好的相关关系 (图 4.4)。进而, QAA.TH 中的第二步可做如下表示:

$$a(560) = 0.062 + 0.301 \left(\frac{R_{rs}(560)}{R_{rs}(560) + R_{rs}(750)} \right)^{-3.824} \quad (4.11)$$

其中, 0.062 是 560 nm 处纯水的吸收系数。

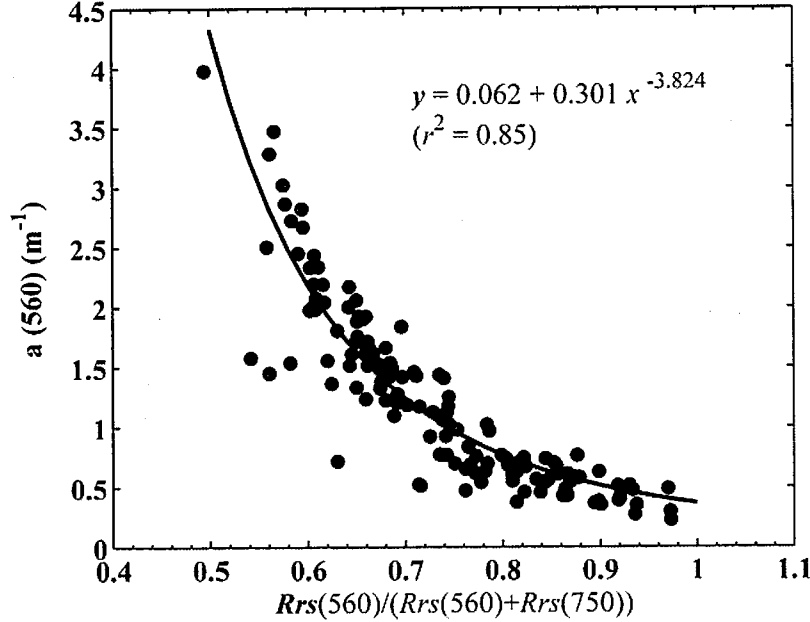


图 4.4 新的 $a(560)$ 经验模型

Figure 4.4 New empirical model of the $a_t(560)$

步骤 4 中, 我们首先模拟了 η , 并建立了 η 与 r_{rs} 比值之间的经验关系。由于 $u(\lambda)$ 是 $a(\lambda)$ 和 $b_b(\lambda)$ 的函数:

$$u(\lambda) = \frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda) + b_b(\lambda)} \quad (4.12)$$

$$\text{同时, } u(\lambda) = \frac{-g_0 + \sqrt{(g_0)^2 + 4 * g_1 * r_{rs}(\lambda)}}{2g_1} \text{ 其中 } g_0=0.084 \text{ 和 } g_1=0.17 \quad (4.13)$$

因而, $b_{bp}(\lambda)$ 可从以下公式得到:

$$b_{bp}(\lambda) = \frac{u(\lambda) \times a(\lambda)}{1 - u(\lambda)} - b_{bw}(\lambda) \quad (4.14)$$

$b_{bp}(\lambda)$ 的光谱斜率 (η) 可通过对 400 和 850 nm 之间的 $b_{bp}(\lambda)$ 进行线性拟合得到, 其中参考波长为 560 nm (λ_0):

$$\ln[b_{bp}(\lambda)] = \eta \cdot \left(\frac{\lambda_0}{\lambda} \right) + \ln[b_{bp}(\lambda_0)] \quad (4.15)$$

太湖 $b_{bp}(\lambda)$ 的光谱斜率 η 的变化范围为 0.45 到 3.40, 平均值为 2.28, 标准差为 0.65。本研究中模拟得到的 η 与 Ma et al. 2009 使用 HS-6(HS-6; HOBI Labs, Inc., USA) 测定并模拟得到的结果 (2.17 ± 0.43) 相似(Ma 等, 2009)。进而建立了 η 与 r_{rs} 比值之间的经验关系。本研究中使用 Lee et al. 的经验模型对 η 值进行

了模拟,但使用了 443 nm 和 490 nm 处的遥感反射率。QAA.TH 的步骤 4 可表述为:

$$\eta = 4.695e^{r_{rs}(443)/r_{rs}(490)} - 7.312 \quad (4.16)$$

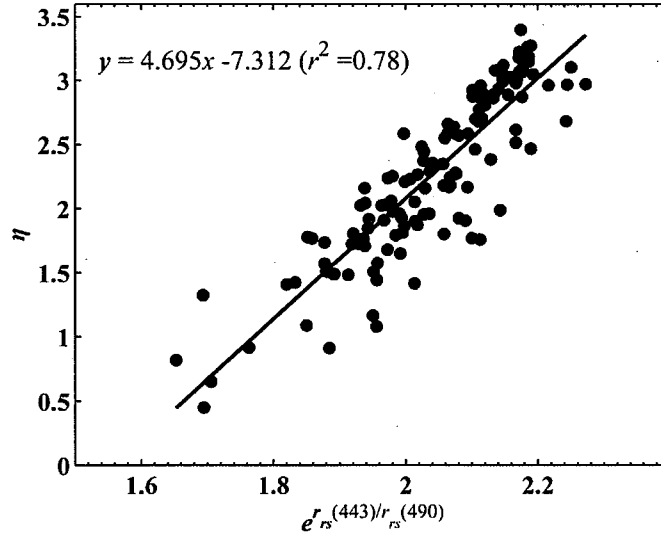


图 4.5. 改进的 η 经验模型

Figure 4.5 New empirical model of η

总体上,在本改进的 QAA.TH 模型中,对两个经验步骤(步骤 2 和 4)进行了改进,分别改进为公式 4.11 和 4.16。

4.2.3 模型建立与验证

4.3.3.1 模型的建立

为了对 QAA.TH 模型进行验证,我们首先对 MERIS 波段的 $a(\lambda)$ 反演结果与实测值进行了比较。反演得到的 $a(\lambda)$ 与实测值的吻合性较好,9 个波段的决定系数 r^2 均大于 0.80。散点图中大多数点均分布于 1:1 线附近,RRMSE 变化范围为 21.6~27.7%,平均 RRMSE 为 24.9%。665 nm 处的反演精度在 9 个波段中为最高, r^2 为 0.91,RRMSE 为 21.6% (图 4.6)。443 nm 处的反演精度为最低,为 0.80,RRMSE 为 27.5% (图 4.6)。波长小于 560 nm 时,当 $a(\lambda)$ 较高时有部分低估。如表 4.2 所示,太湖水体极其浑浊、TSM 浓度较高,高浊度使得 BB9 (WET Labs, Philomath, OR, USA) 在大多数观测站点达到饱和,因而在本研究没有办法获得可靠的实测后向散射数据进行模型的验证。

如图 4.7 所示,我们进一步反演得到了 Z_{SD} 。反演得到的 Z_{SD} 均分布在 1:1 线附近。回归线的斜率 (1.064) 约等于 1,截距 (-0.028) 接近于 0。决定系数为 0.74,RRMSE 为 30%。改进的 QAA.TH 模型在太湖的适用性较好。由于 Z_{SD} 是由 a 和 b_{bp} 经过一系列的计算反演得到的,因此,也从另一方面验证了 QAA.TH

模型对于太湖 a 和 b_{bp} 的反演也有较好的适用性。

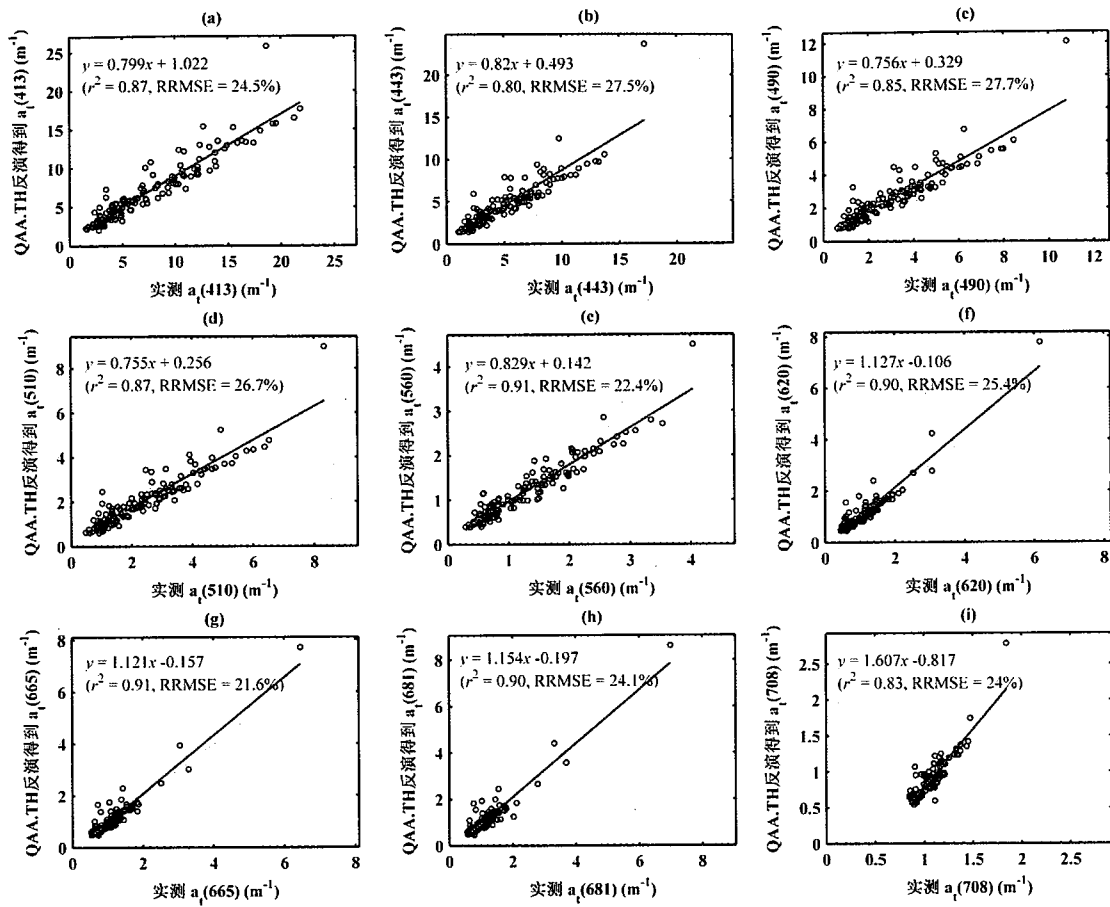


图 4.6 使用建模数据集反演得到的 MERIS 波段的吸收系数 ($a(\lambda)$) 与实测值比较

Figure 4.6 Comparing the modeled and the measured total absorption coefficient ($a(\lambda)$) at

MERIS band using the modeling dataset

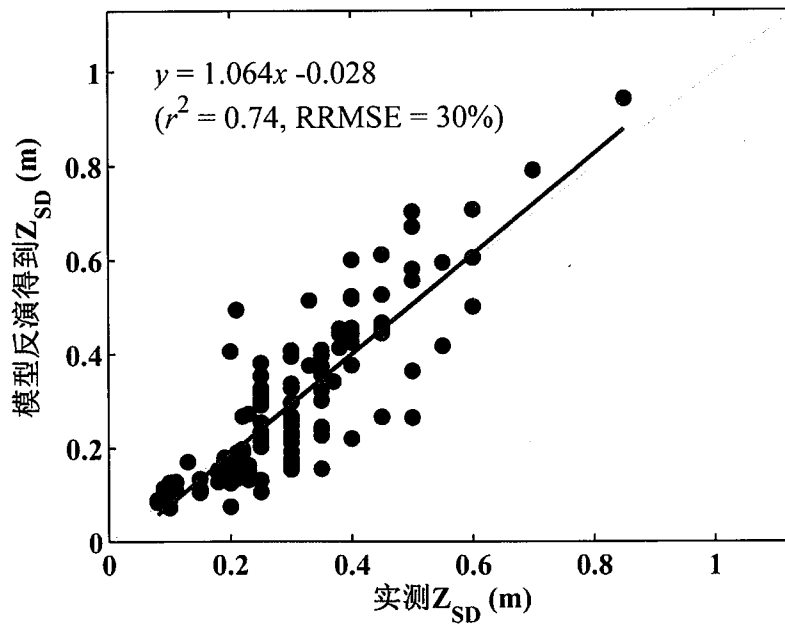


图 4.7 使用建模数据集反演得到的 Z_{SD} 与实测值比较Figure 4.7 Comparing the modeled and measured Z_{SD} using the modeling dataset

4.3.3.2 模型的验证

为了进一步评价 QAA.TH 模型的反演效果, 我们使用 2007 年的验证数据集对其反演精度进行了进一步的评估。图 4.8 为 QAA.TH 模型在 MERIS 波段的反演结果与实测值的比较, 所有波段的反演结果均与实测值吻合度较好, r^2 均大于 0.70。大多数散点落在 1:1 线附近, RRMSE 变化范围为 17.2%到 26.5%之间, 平均 RRMSE 为 19.0%。模型在 620 到 681 nm 区间的反演效果最好, r^2 大于 0.80 且 RRMSE 小于 18.6%, 回归曲线的斜率接近 1 且截距接近于 0。708 nm 处的反演结果与实测值差别最大, RRMSE 为 26.5%。与建模数据集类似, 在波长小于 560 nm 的区间, $a(\lambda)$ 的高值区域有部分的低估。总体上, 在 $a(\lambda)$ 的高值区域, QAA.TH 模型的反演偏差有所增加。

我们进一步使用建模数据集对 Z_{SD} 进行了反演, 总体上, Z_{SD} 的反演结果与实测值吻合度较好, 决定系数为 0.69, RRMSE 为 29% (图 4.9)。整体上 Z_{SD} 有部分的低估。

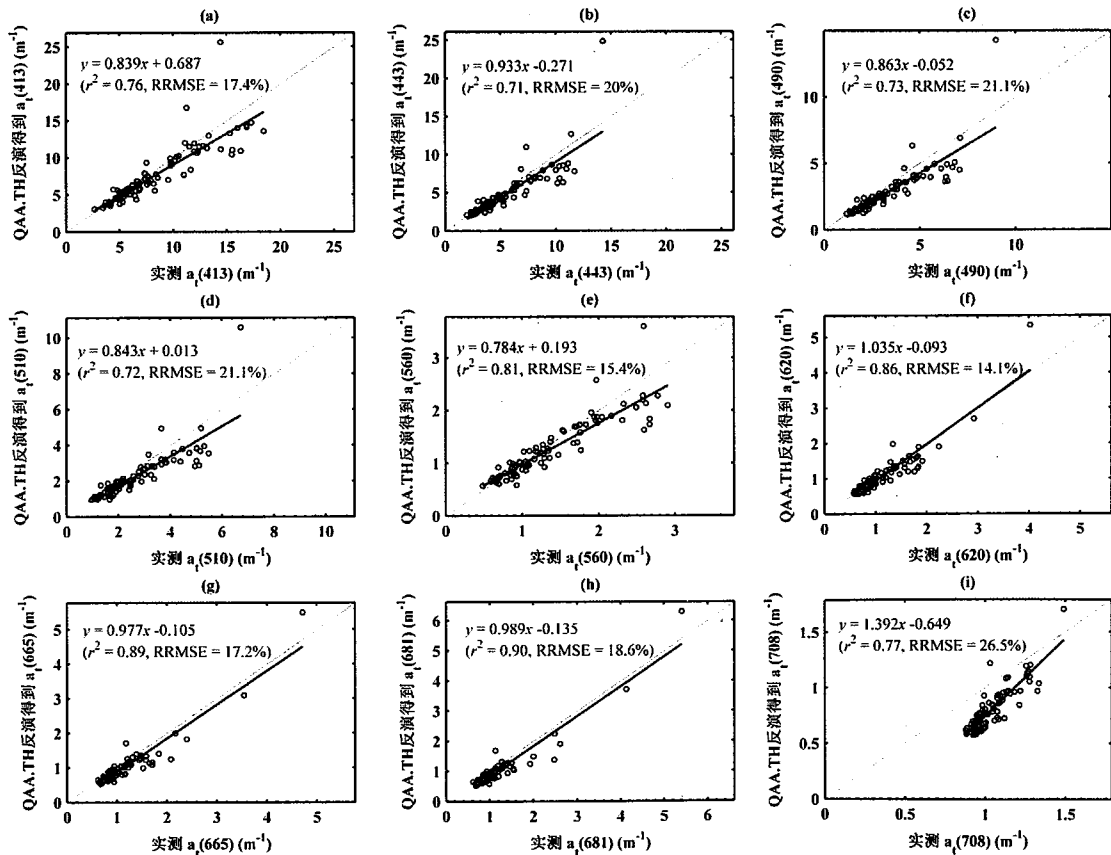
图 4.8 使用验证数据集反演得到的 MERIS 波段的吸收系数 ($a(\lambda)$) 与实测值比较

Figure 4.8 Comparing the modeled and the measured total absorption coefficient ($a(\lambda)$) at MERIS band using the validation dataset

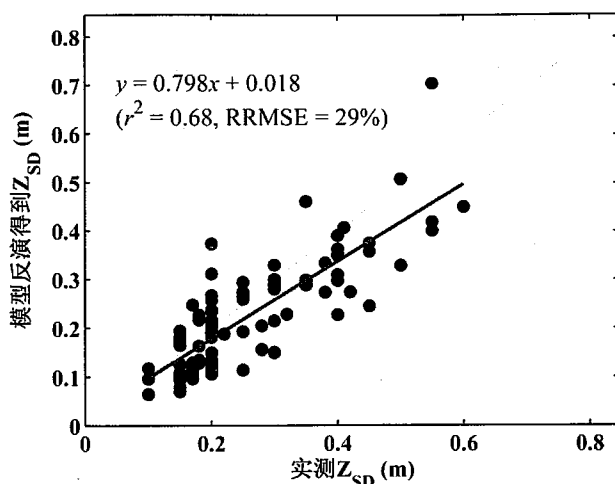
图 4.9 使用验证数据集反演得到的 Z_{SD} 与实测值比较

Figure 4.9 Comparing the modeled and measured Z_{SD} using the validation dataset

4.2.4 模型应用于MERIS影像得到的透明度时空格局

为了验证该模型在 MERIS 影像上的使用效果,我们选取了卫星影像过境时间与实测采样时间在前后 1 天内的对应点,共得到 85 个受大气、太阳耀斑影响较小的匹配样点,并使用 QAA.TH 模型反演得到了 Z_{SD} 。匹配样点的模型反演结果与实测值的比较见图 4.10,整体上反演结果与实测值的相符度较高。回归线的斜率为 1.102,截距为 0.043,决定系数为 0.83。总体上反演结果与实测值相比略微偏高。

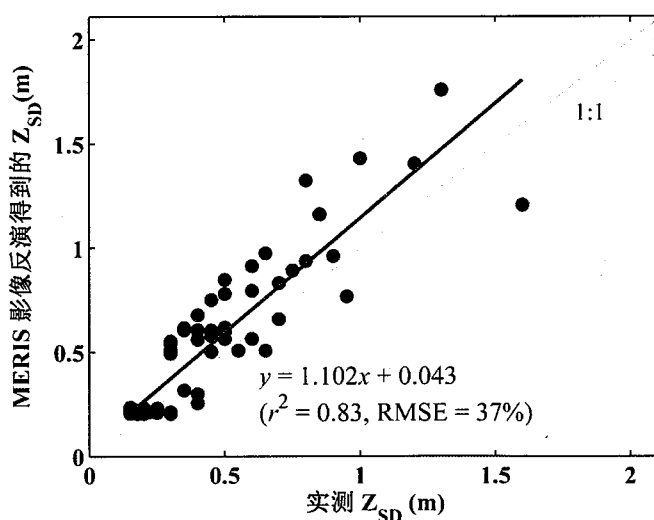
图 4.10 MERIS 影像反演得到的 Z_{SD} 与实测值比较

Figure 4.10 Comparing Z_{SD} derived from MERIS images from Measured Z_{SD}

图 4.11 为太湖 Z_{SD} 的平均月份分布。12 月到 3 月间,太湖 Z_{SD} 相对较低,变化范围为 0.56~0.61 m,全太湖平均值为 0.59 m 左右,其中 1 月份为全年最低

值 (0.56 m); 4、5 月份 Z_{SD} 显著升高至 0.70 m 和 0.86 m; 6 月至 9 月太湖 Z_{SD} 维持在较高水平, 平均值约为 0.92 m; 10、11 月份太湖 Z_{SD} 开始呈现降低的趋势, 分别为 0.80 m 和 0.68 m (图 4.11)。

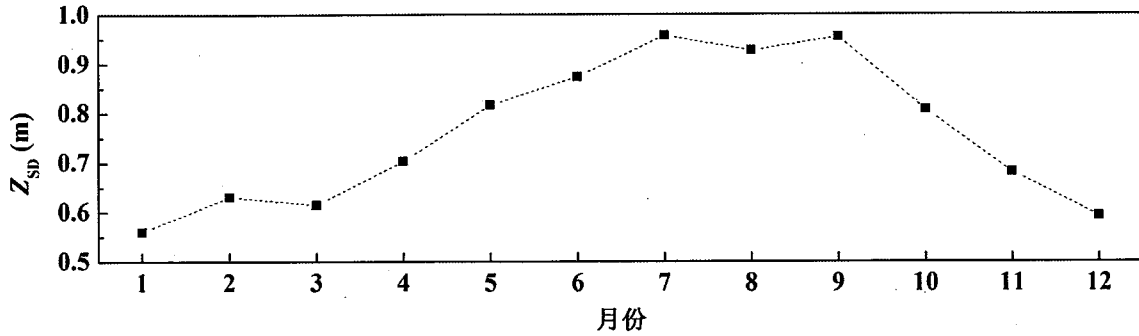
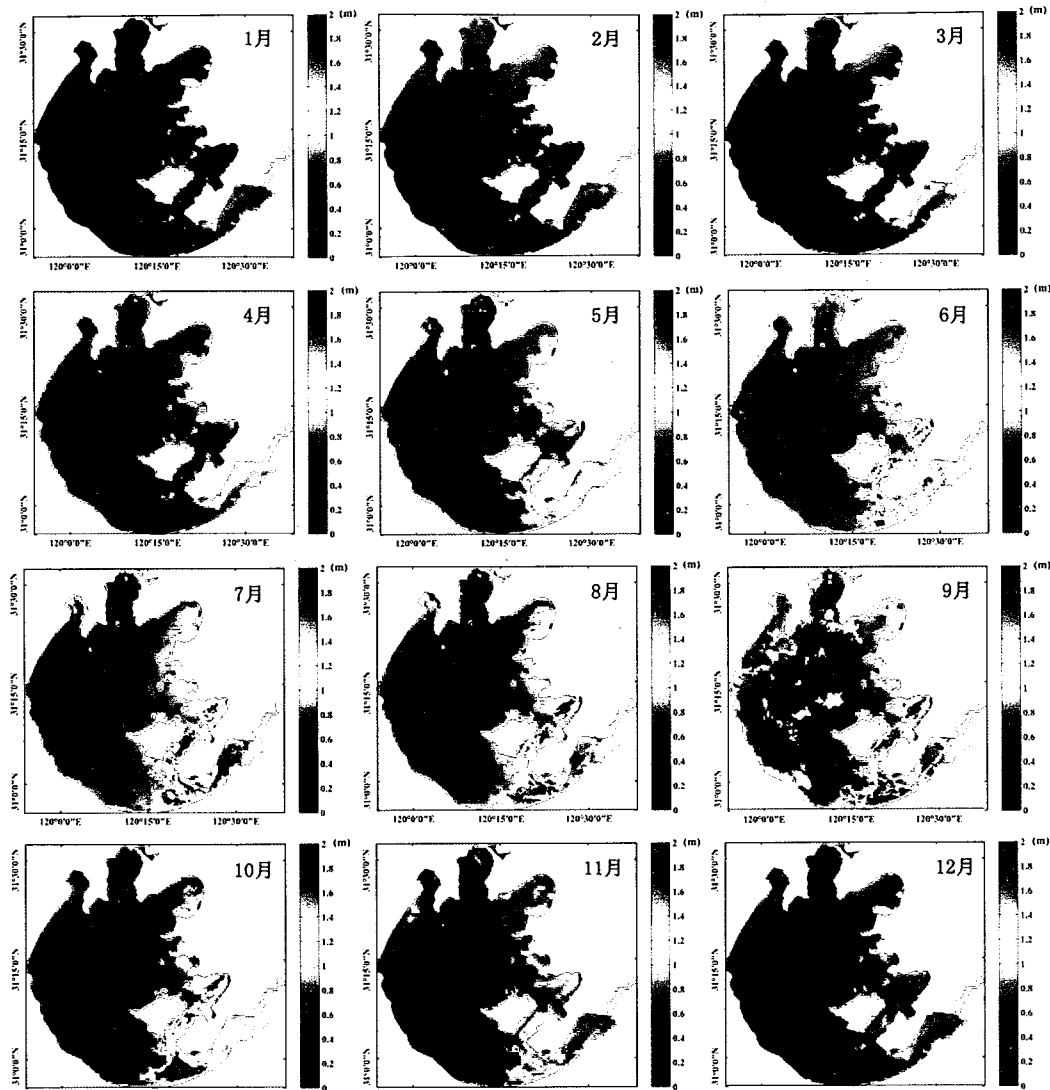


图 4.11 太湖平均 Z_{SD} 月分布

Figure 4.13 Monthly variation of Z_{SD} in Lake Taihu

从空间分布来看, 总体上, 太湖开敞水域 Z_{SD} 较低, 东部湖湾的 Z_{SD} 较高 (图 4.12)。1、2 和 3 月份的太湖 Z_{SD} 分布较为类似, 除了东部湖湾部分被多年生芦苇覆盖的水域及北部湖湾的部分区域外, 整个太湖的 Z_{SD} 均较低。值得一提的是, 在草型湖区胥口湾、贡湖湾, 由于水生植被的大量死亡降解, 其 Z_{SD} 反而低于藻型湖区。4 到 6 月份, 整个太湖的 Z_{SD} 有所提升, 尤其是东部的草型湖区。随着水生植被的逐渐萌发生长, 该区域的 Z_{SD} 逐渐上升, 且高值区域范围不断扩大。7 到 10 月, 草型湖区保持较高的 Z_{SD} 。11 月份开始, 整个水域的 Z_{SD} 呈下降的趋势, 东部草型湖区的 Z_{SD} 高值区面积不断减小。

图 4.12 太湖 Z_{SD} 月分布Figure 4.12 Monthly distribution of Z_{SD} in Lake Taihu

4.3 讨论

4.3.1 QAA.TH与其它相关模型的比较

已有一些研究者使用 QAA 模型在浑浊水体进行了相应的改进, 比如 Le 在太湖梅梁湾进行了研究, 通过将 QAA 模型的参考波长改为 710 nm, 使模型在太湖的适用性得到了提高(Le 等, 2009)。Huang 等通过对 QAA 模型的改进, 建立了适合悬浮泥沙浓度极高的鄱阳湖的水体固有光学特性反演算法(Huang 等, 2014)。为了比较 QAA.TH 模型与其他模型的差异, 我们对 QAAv6 模型(参考波长为 670 nm 或 710 nm)、Le 等建议的 QAA 改进模型(此处命名为 QAA.Le)以及 Huang 等提出的 QAA 鄱阳湖模型(此处命名为 QAA.PY)进行了比较(图 4.13)。

我们对比了当水体吸收系数在不同水平下, $a(560)$ 分别为 0.41 m^{-1} 、 0.99 m^{-1} 、 2.05 m^{-1} 和 3.35 m^{-1} 时各模型的反演结果。QAAv6 以 670 nm 为参考波长时, 不同吸收系数水平下均呈现低估的趋势。并且, 随着 $a(560)$ 吸收系数的逐渐升高, 反演结果与实测值的差距逐步增大。当 $a(560)$ 吸收系数较低 (0.41 m^{-1}) 时, 反演结果与实测值较为接近, MAPE 为 0.18 (图 4.13a); 当 $a(560)$ 吸收系数升高, 分别为 0.99 m^{-1} 、 2.05 m^{-1} 和 3.35 m^{-1} 时, MAPE 分别为: 0.56、0.61 和 0.72 (图 4.13b, c, d)。说明了 QAA 模型适合在较清洁的一类水体或浑浊度较低的二类水体使用, 在浑浊度较高的水体中仍需相应的改进。

Le 在对太湖的研究中提出, 建议针对太湖这类较浑浊的水体, QAA 的参考波长应使用较长波的波段。因此, 我们仅将 QAAv6 模型的参考波长改变为 710 nm , 其它参数保持不变, 并针对不同吸收系数水平的样点进行了反演。由反演结果可以看出, 与 670 nm 为参考波长时相比, 反演结果与实测值的吻合度有部分提高。当 $a(560)$ 分别为 0.41 m^{-1} 和 0.99 m^{-1} 时, MAPE 较低, 分别为 0.21 和 0.26 (图 4.13 a, b); 当 $a(560)$ 分别为 2.05 m^{-1} 和 3.35 m^{-1} 时, MAPE 显著上升, 分别为 0.36 和 0.55 (图 4.13 c, d)。因此, 仅单纯的改变 QAA 模型的参考波长可以提高其在浑浊水体的适用性, 但提升程度有限, 不能实现太湖这类极浑浊水体固有光学特性的精确反演。

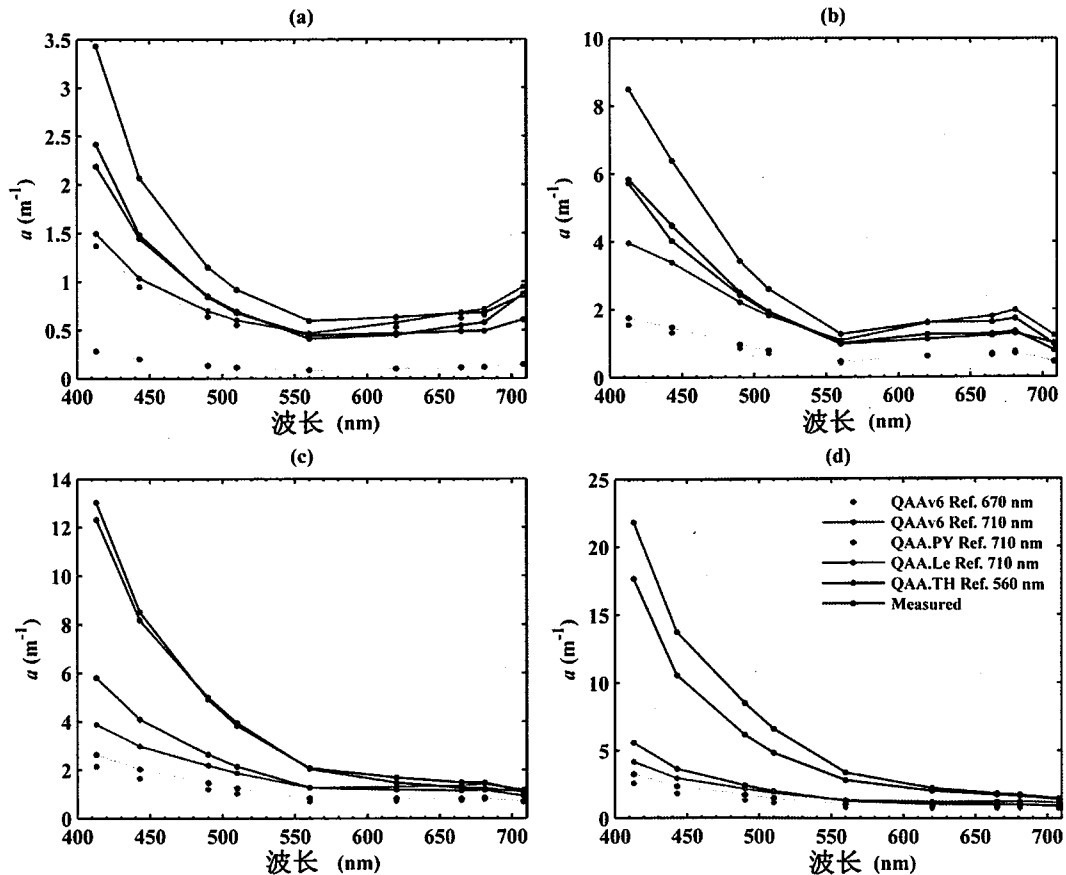


图 4.13 吸收系数在不同水平下各模型的反演结果与实测值比较 (a) $a(560)=0.41 \text{ m}^{-1}$ (b)

$$a(560)=0.99 \text{ m}^{-1} \quad (\text{c}) \quad a(560)=2.05 \text{ m}^{-1} \quad (\text{d}) \quad a(560)=3.35 \text{ m}^{-1}$$

Figure 4.13 Performance of different models with low, median and high absorption coefficients

$$(\text{a}) \quad a(560)=0.41 \text{ m}^{-1} \quad (\text{b}) \quad a(560)=0.99 \text{ m}^{-1} \quad (\text{c}) \quad a(560)=2.05 \text{ m}^{-1} \quad (\text{d}) \quad a(560)=3.35 \text{ m}^{-1}$$

QAA.PY 在不同吸收系数水平下均显著低估, 平均 MAPE 达到 0.65。当 $a(560)$ 较低 (0.41 m^{-1}) 和较高 (3.35 m^{-1}) 时低估最为显著, MAPE 分别达到 0.83 和 0.66。当 $a(560)$ 分别为 0.99 m^{-1} 和 2.05 m^{-1} 时, MAPE 分别为 0.55 和 0.56。

QAA.Le 模型在 $a(560)$ 为 0.41 m^{-1} 和 0.99 m^{-1} 时, 吸收系数在整个波谱区间的反演结果与实测值相比均高估, MAPE 分别为 0.33 和 0.36 (图 4.13 a, b); 而在 $a(560)$ 为 2.05 m^{-1} 和 3.35 m^{-1} 时, 吸收系数在整个波谱区间的反演结果与实测值相比则显著低估, MAPE 分别为 0.31 和 0.58。

由图 4.13 可以看出, 当 $a(560)$ 分别为 0.41 m^{-1} 、 0.99 m^{-1} 、 2.05 m^{-1} 和 3.35 m^{-1} 时, QAA.TH 模型的反演结果与实测值均最为相近。与实测值相比, QAA.TH 模型的反演结果在整个波谱区间的 MAPE 均在 0.15 以下, 分别为 0.09, 0.07, 0.08 和 0.15。当 $a(560)$ 为 3.35 m^{-1} 时, QAA.TH 模型的反演结果在整个波谱区间均偏低, 说明该模型在太湖极浑浊的区域对吸收系数的反演有部分的低估 (图 4.14)。

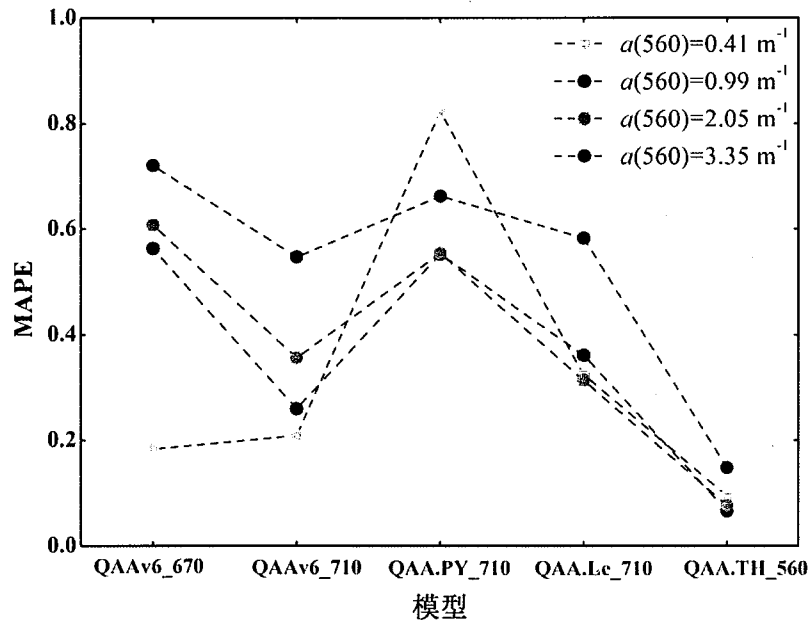


图 4.14 不同模型在不同吸收系数水平下反演结果与实测值的平均绝对百分误差

Figure 4.14 MAPE of different models comparing with the measured data

4.3.2 基于MERIS影像的太湖 Z_{SD} 反演中可能的误差来源

可能存在的误差来源有以下的几个部分: 首先太湖为浅水湖泊, 建模与验证数据集中的 $R_{rs}(\lambda)$ 有可能会受到湖底光谱信号的影响。但是建模和验证数据集

中实测 Z_{SD} 均不足 1 m, 显著低于太湖水深。因此, 虽然太湖是浅水湖泊, 其同时为光学深水, 实测 $R_{rs}(\lambda)$ 并未受到底部反射率的影响。

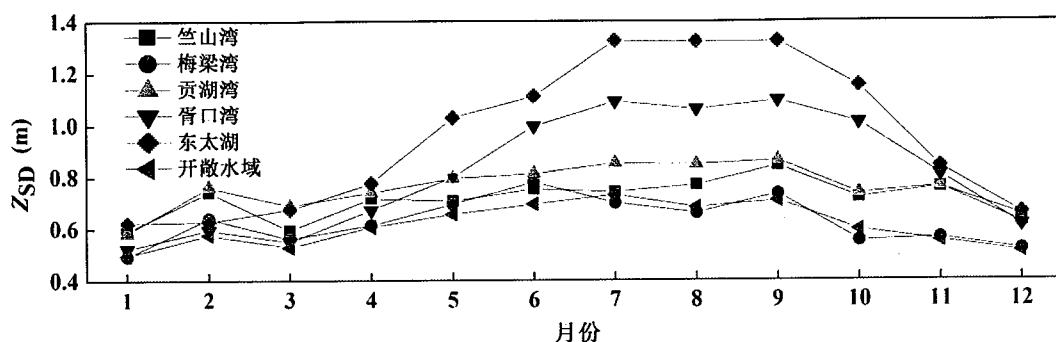
第二个因素是漂浮藻华的影响。太湖夏季会有藻华现象的发生。在藻华严重区域, 漂浮的藻华完全遮挡了水体的信号, 使得遥感反射率呈现为藻类的反射率特征, 无法进行水体 Z_{SD} 的反演。由于太湖藻华以微囊藻为主, 而藻青蛋白是微囊藻的特征色素, 因此本研究中使用藻青蛋白指数去除受漂浮藻华影响严重的区域, 替换为空值, 以避免该因素造成的 Z_{SD} 反演的错误信息。但是这一操作会使得在藻华高发区域的有效 Z_{SD} 相对较少, 并且由于藻华爆发时该位置的 Z_{SD} 通常较低 (实测中常低于 0.2 m); 因此, 此类区域长时间序列的平均 Z_{SD} 会略高于实测值。需要指出的是, 太湖藻华现象在夏季的藻型湖区时有发生, 而这一因素的影响在太湖水色要素遥感反演的诸多前期研究中并未考虑到 (如 TSM、 $K_d(\text{PAR})$ 等) (Shi 等, 2014; Zhang 等, 2014; Shi 等, 2015)。同时, 此步骤对于富营养化严重的其它水体的水色要素的遥感反演也具有一定的借鉴意义。

第三个方面, 即使我们假设实测的 R_{rs} 完全精确, 不存在误差; 在建模的整个过程中仍然会引入多重误差源。在内陆水体, 较之 $b_{bp}(\lambda)$, 参考波长处反演得到的 $a(\lambda_0)$ 对反演得到的 $a(\lambda)$ 的影响较大; 尤其在吸收系数较大的水体中, 这一影响将会更大 (Lee 等, 2010)。但这一误差源在浑浊水体中基本无法避免, 本研究中通过对模型的相关步骤如参考波长处吸收系数的模拟以及 η 的模拟进行改进, 尽可能的降低其误差。

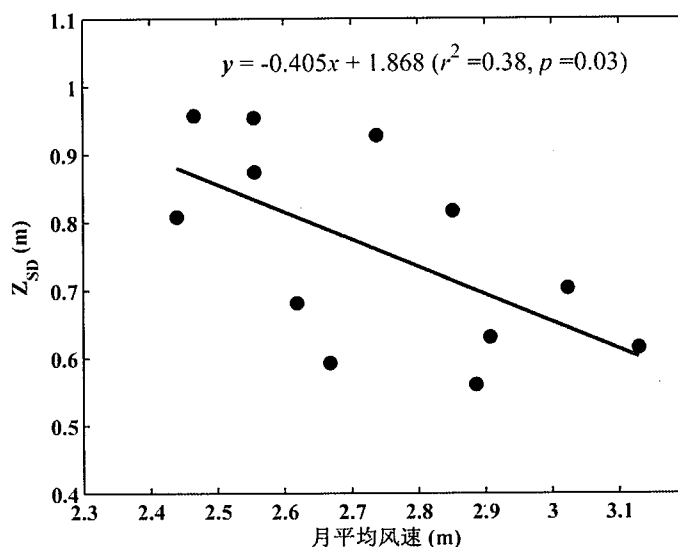
4.3.3 太湖透明度时空分布的影响因素

太湖是受风浪扰动强烈的浅水湖泊, 沉积物再悬浮是影响水体光衰减和透明度的重要因素, 对于太湖而言, 其水体光衰减及动态变化受 TSM 浓度的影响较大 (Liu 等, 2013b)。本研究中太湖 Z_{SD} 与 TSM 浓度分布的变化趋势大致相同 (Zhang 等, 2014)。相关研究表明, 太湖 TSM 的时空分布变化受到湖底地形分布 (水深以及湖湾等)、风浪驱动的沉积物再悬浮以及水生植被生长的共同影响 (Shi 等, 2014; Zhang 等, 2014)。

太湖的水深分布大体为周围湖湾较浅, 湖心区域深。太湖各湖区的水深由浅到深分别为: 东太湖, 胥口湾, 竺山湾, 贡湖湾, 梅梁湾以及开敞水域。整体上, 在水深较深的梅梁湾和开敞水域, Z_{SD} 在各个月份均处于较低的水平 (图 4.15)。而在水深较浅的东太湖和胥口湾水域, 除了 1 至 3 月份外, 平均 Z_{SD} 均大于其他水域 (图 4.15)。通过对每个区域月平均 Z_{SD} 与其平均水深做相关性分析显示, 各个月份中二者均呈负相关关系, 其中 11 和 12 月份达到显著水平 ($p < 0.05$)。

图 4.15 太湖各区域平均 Z_{SD} 月变化Figure 4.15 Monthly averaged Z_{SD} in each regions of Lake Taihu

Zhang 等讨论了 2003-2011 年间太湖每日风速对 TSM 浓度的影响, 结果显示二者关系显著: 所有风向的风速平均值与 TSM 浓度呈显著正相关关系 $r^2=0.685$; 北风、东风及西风的风速与 TSM 浓度也呈显著正相关关系, r^2 分别为 0.869、0.347 和 0.866。Shi 等研究了 2003-2010 年间 $K_d(\text{PAR})$ 变化与风速的关系, 结果显示二者之间相关关系显著, 决定系数为 0.80。我们进一步对太湖 Z_{SD} 的月变化与太湖历年来湖州气象站的风速月变化进行了分析, 结果显示太湖 Z_{SD} 的月变化与风速呈显著负相关关系 (图 4.16), 进一步证实了风浪扰动对太湖水下光场分布的重要影响。

图 4.16 太湖平均 Z_{SD} 月变化与风速的关系Figure 4.16 Relationship between monthly averaged Z_{SD} of the entire lake and the wind speed

在东太湖、胥口湾以及贡湖湾的大部分区域, Z_{SD} 的月变化主要受水生植被生长的影响, 与水生植被生长周期相一致(Liu 等, 2015)。每年的 1 至 3 月份之间, 水生植被死亡降解, 导致草型湖区大部分区域的 Z_{SD} 反而低于部分藻型湖区 (如梅梁湾、竺山湾); 4 到 6 月间, 随着沉水植被的生长, 草型湖区的 Z_{SD}

迅速上升, 部分区域达到与水深大致相等; 10 月以后, 随着植被的逐步消退和死亡降解, 草型湖区的 Z_{SD} 又逐步上升 (图 4.14)。

4.3.4 本方法的应用前景

许多内陆及海岸带的研究显示, 水体的透明度与 TSM 浓度有较好的相关关系(Pavelsky 和 Smith, 2009; Liu 等, 2013a)。如荷兰的 Frisian 湖, 水深仅 1-2 m, 水体透明度主要受到 TSM 的影响(Dekker 等, 2001)。Shi 等通过对太湖的 2432 个实测 Z_{SD} 和 TSM 浓度进行相关分析, 发现二者之间呈幂函数关系(Shi 等, 2015):

$$Z_{SD}=3.07 \cdot TSM^{-0.599} \quad (r^2=0.730, n=2432, p<0.001)$$

Z_{SD} 与 TSM 之间的显著相关关系说明了在太湖这类悬浮物为主导的水体中, 可进一步通过建立 Z_{SD} 和 TSM 的定量关系, 从而实现 TSM 的半分析遥感反演。

需要指出的是, 本研究与之前太湖 TSM、 $K_d(PAR)$ 的一些遥感反演的结果也存在一些差异, 主要体现在夏季藻华爆发期间。这些研究中, 夏季藻华爆发时段, 梅梁湾、竺山湾等富营养化严重、藻华高发区的 TSM、 $K_d(PAR)$ 与沉水植被茂盛、水体清澈的东太湖区域的浓度(大小)基本相同(Ma 和 Dai, 2005; Shi 等, 2014; Shi 等, 2015); 这显然与实际情况不符。造成这一结果的原因是, 在藻华严重区域, 漂浮的藻华遮挡了水体的吸收和散射信号, 使得该区域在光合有效辐射区间的遥感反射率降低, 因而反演结果呈现出与草型湖区相似的 TSM、 $K_d(PAR)$ 分布趋势。本研究中, 利用藻青蛋白指数去除了藻华严重区域, 避免了漂浮藻华对水体水色要素遥感反演的干扰。

本研究中, 通过对 QAA 模型的改进, 实现了太湖总吸收系数和 Z_{SD} 的较为精确的半分析反演。对于浑浊水体, 由于短波波段的吸收系数反演精度较低, 且 CDOM 吸收在总吸收中的比例较低, 导致 CDOM 浓度的遥感反演难度较大(Matsuoka 等, 2013)。对比其它模型的反演结果, 本研究中改进后的 QAA.TH 模型在短波波段(413 nm, 443 nm)的吸收系数精度得到了大幅度的提高(图 4.10)。未来结合本模型, 进一步将 CDOM 吸收系数从水体总吸收系数中分解出来(Zhu 等, 2011), 从而有望提高浑浊水体 CDOM 吸收系数半分析反演的精度。

4.4 本章小结

本研究利用实测数据, 通过对 QAA 模型的改进, 实现了太湖固有光学特性和透明度的半分析遥感反演。与其他模型的反演结果对比显示: 当 $a(560)$ 分别为 0.41 m^{-1} 、 0.99 m^{-1} 、 2.05 m^{-1} 和 3.35 m^{-1} 时, QAA.TH 模型的反演结果与实

测值均最为相近。与实测值相比, QAA.TH 模型的反演结果在整个波谱区间的 MAPE 均在 0.15 以下, 分别为 0.09, 0.07, 0.08 和 0.15。

我们选取了卫星影像过境时间与实测采样时间在前后 1 天内的 85 个匹配样点, 并使用 QAA.TH 模型反演得到了 Z_{SD} 。与实测结果对比显示, 反演结果与实测值的相关关系显著, 决定系数为 0.83。并将模型应用在 2003-2011 年间的 74 幅 MERIS 影像上, 得到了太湖 Z_{SD} 的物候学分布。

在太湖这类悬浮物为主导的水体中, 可进一步通过建立 Z_{SD} 和 TSM 的定量关系, 从而实现 TSM 的半分析遥感反演。本研究中, 通过对 QAA 模型的改进, 实现了太湖总吸收系数和 Z_{SD} 的较为精确的半分析反演; 尤其在短波波段, 较之其它模型, 吸收系数的反演精度有大幅度提升。未来结合本模型, 进一步将 CDOM 吸收系数从水体总吸收系数中分解出来, 有望提高浑浊水体 CDOM 吸收系数半分析反演的精度。

5 太湖水生植被生长的光学阈值

光的可利用性是水生植被生长的重要影响因素,它可以解释 75%以上水生植被分布的变化(De Boer, 2007)。因此,确定水生植被生长的光学阈值对水生态系统的管理及水生植被的恢复均至关重要(Collier 等, 2012)。

水下光场在水体中的变化包括光强及光质两个方面,二者随水体深度及水体中所含光学活性物质的不同而变化(Zhang 等, 2012a)。向下辐照度的漫射衰减系数, K_d , 是常用于定量描述水下衰减的指标; (Kirk, 2011; Shi 等, 2014)。 $K_d(\text{PAR})$ 指光合有效辐射的漫射衰减系数。水体中 $K_d(\text{PAR})$ 的准确测定对水体中能量传递、沉积物再悬浮等物理过程; 藻类光合作用、藻类种群分布及水生植被分布等生物过程均有重要作用(Saulquin 等, 2013; Sánchez 等, 2015)。另一个常用的光学指标为真光层深度 (Z_{eu}), 其定义为光合作用可以发生的最大深度(Kirk, 2011); Z_{eu} 与 $K_d(\text{PAR})$ 关系密切, 其定量表示为当 PAR 下行辐照度衰减为表面的 1% 时的深度(Kirk, 2011)。 Z_{eu} 的大小受到许多因素的影响, 包括 CDOM、藻类和悬浮颗粒物浓度, 植被、固着生物及水生植被的遮挡等(Lacoul 和 Freedman, 2006)。

光驱动光合作用, 产生氧气和碳水化合物以供水生植被生长(Ralph 等, 2007)。水体中光的供给是水生植被最大生长深度 (Z_c) 的重要影响因素, 只有水深小于 Z_c 才能支持水生植被的生长。水深通过两个方面影响到水生植被的分布: 一个是水体中的光学活性物质的直接影响, 另一个是辐照度随水深的指数衰减(Lacoul 和 Freedman, 2006)。一般情况下, 水体透光性与 Z_c 呈正相关关系(Kemp 等, 2004)。为了找到水生植被生长的最适光学深度, 许多研究通过经验模型模拟了 Z_c 与水体 K_d 或 Z_{SD} 的关系(Vant 等, 1986; Middelboe 和 Markager, 1997; Nielsen 等, 2002; Saulquin 等, 2013), 也有一些研究直接建立了 Z_c 与光学活性物质 (Chla, CDOM 与 TSM) 的经验关系(Dennison 等, 1993b; Søndergaard 等, 2013)。比起直接用 Z_c 来建立经验关系, Z_{eu} 直接表征了 PAR 波段光的穿透能力, 使其更适用于表征水生植被水下光场的可利用性。

在此, 我们提出了一个新的指标, 真光层深度与水深的比值 (Z_{eu}/WD), 来表征水下光对水生植被的可利用性。通过对太湖水生植被分布的长期调查结果的分析, 旨在通过分析 Z_{eu}/WD 与水生植被覆盖比例的内在关系, 定量获得水生植被生长的 Z_{eu}/WD 光学阈值。

5.1 材料与方法

5.1.1 实测数据

5.1.1.1 样品的采集与水生植被记录

从2006至2013, 每年的2月、5月、8月和11月, 分别对全湖32个站点进行了冬, 春, 夏, 秋四个季节的采样。样点总数为1024 (8年×4个季节×32个站点)。

水深的测定使用刻度尺, 在每个样品采集的同时进行测定。

样品采集方法见4.1.1.1

水生植被种类记录方法见2.1.2

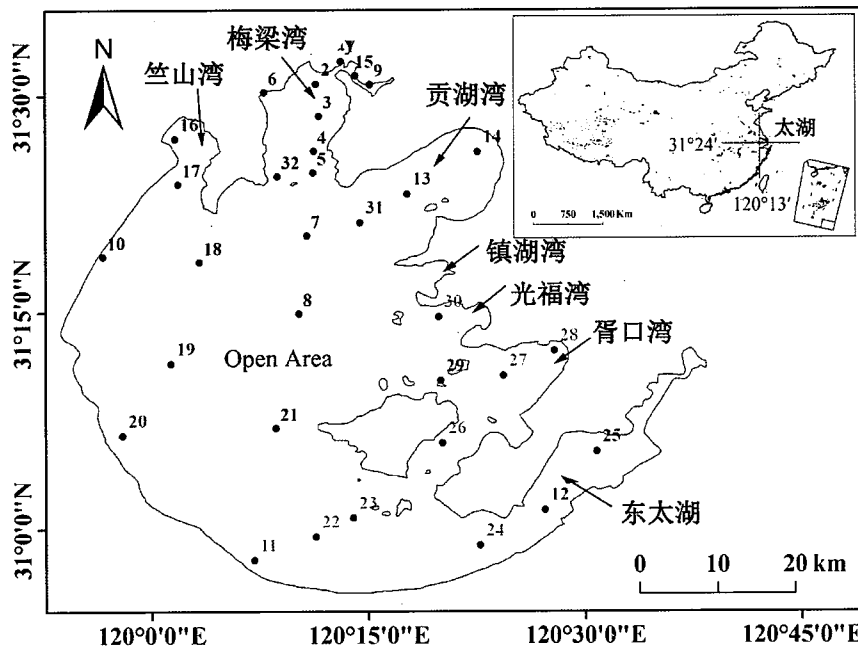


图 5.1 采样点分布; 绿色标注的为营养盐浓度较低的植被区域, 蓝色标注的为营养盐浓度较高的植被区域

Figure 5.1. Distribution of the sampling sites. The sites with green labels were covered with relatively permanent macrophytes and had low nutrient levels; the sites with blue labels were covered with relatively temporary macrophytes and had high nutrient levels

5.1.1.2 PAR 的测定

PAR 总量的测定选用通用的美国 LI-COR 公司生产的 Li-cor 192SA 水下光量子仪与 Li-Cor 1400 数据记录器(<http://www.licor.com>), 测定向下辐照度。观测期间天空晴朗无云, 在船的向阳面进行测定, 探头距离船体 0.5 m 以上, 以避免船体反射对测定结果的影响。测定时采用 Li-Cor 1400 数据记录器的瞬时模式, 即每 1 s 进行一次采集, 并对每 15 条数据进行平均后得到一个结果。测定时间为

08:30 到 16:30 之间, 按水下 0、0.2、0.5、0.75、1.0、1.5、2 m 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的水体, 水下辐照度随水深衰减遵循如下指数衰减规律:

$$K_d(\text{PAR}) = -\frac{1}{z} \ln \frac{E_d(\text{PAR}, z)}{E_d(\text{PAR}, 0^-)} \quad (5.1)$$

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 深度处的向下辐照度。 $K_d(\text{PAR})$ 值通过对不同深度水下辐照度强度进行指数回归后得到, 深度数为 5 到 7 个, 回归效果只有当 $r^2 \geq 0.99$, 其 $K_d(\text{PAR})$ 值才被接受, 否则视为无效值。

Z_{eu} 为下行 PAR 降低为表层 1% 时的深度, 由于 $K_d(\text{PAR})$ 在各个深度基本相同, 因此 Z_{eu} 可由以下公式计算得到:

$$Z_{\text{eu}} = 4.605 / K_d(\text{PAR}) \quad (5.2)$$

5.1.1.2 化学指标的测定

水体中总氮 (TN)、总磷 (TP)、叶绿素 a (Chl a)、化学需氧量 (COD) 以及生物化学需氧量 (BOD) 的测定方法均参照国家环境保护总局的《水及废水监测分析方法》。TN, TP, Chl a 浓度的测定方法见 3.1.3。COD 使用酸性高锰酸钾滴定法测定, BOD 使用接种稀释法测定。

5.1.2 阈值判断与统计方法

5.1.2.1 阈值判断

为了得到太湖水生植被分布的 Z_{eu}/WD 阈值, 在此定义了一个指数叫做目标比例指数 (Objective Proportion, OP)。OP 表示的是当 Z_{eu}/WD 为 T 时, 被准确分类的水生植被和水体所占的比例。因此, 当 OP 较高时说明分类效果较好。OP 的计算公式为:

$$OP_T = M_{T1} / (M_{T1} + M_{T2}) + W_{T1} / (W_{T1} + W_{T2}) \quad (5.3)$$

其中, M_{T1} 表示当 Z_{eu}/WD 大于 T 时有水生植被覆盖的样点; M_{T2} 表示当 Z_{eu}/WD 小于 T 时有水生植被覆盖的样点; W_{T1} 表示当 Z_{eu}/WD 大于 T 时没有水生植被覆盖的样点; W_{T2} 表示当 Z_{eu}/WD 小于 T 时没有水生植被覆盖的样点。

5.1.2.2 统计方法

相关性分析使用 SPSS 18.0 软件进行。当 $p < 0.05$ 时, 相关关系为显著。太湖 Z_{eu}/WD 和 VPF 分布图使用 MATLAB 绘制, 插值方法为 Biharmonic 样条

插值。

5.2 研究结果

5.2.1 Z_{eu}/WD 的季节分布

太湖 Z_{eu}/WD 的季节分布见图 5.2。冬季 Z_{eu}/WD 的较高值 (>1) 主要位于竺山湾、梅梁湾、贡湖湾、胥口湾及东太湖的湖湾处 (图 5.2a)。 Z_{eu}/WD 在开敞水域小于 0.5, 最小值位于湖心 (19#, 值为 0.26)。春季 Z_{eu}/WD 在胥口湾和东太湖显著上升。最高值位于 28#, 25# 和 12#, 其值分别为 2.00, 1.83 和 1.50 (图 5.2b)。夏季 Z_{eu}/WD 的高值区域在胥口湾和东太湖显著增加 (图 5.2c)。秋季 Z_{eu}/WD 的分布与夏季相似 (图 5.2d)。与秋季相比, 夏季胥口湾和东太湖的 Z_{eu}/WD 相对较高 (图 5.2c 和 d)。

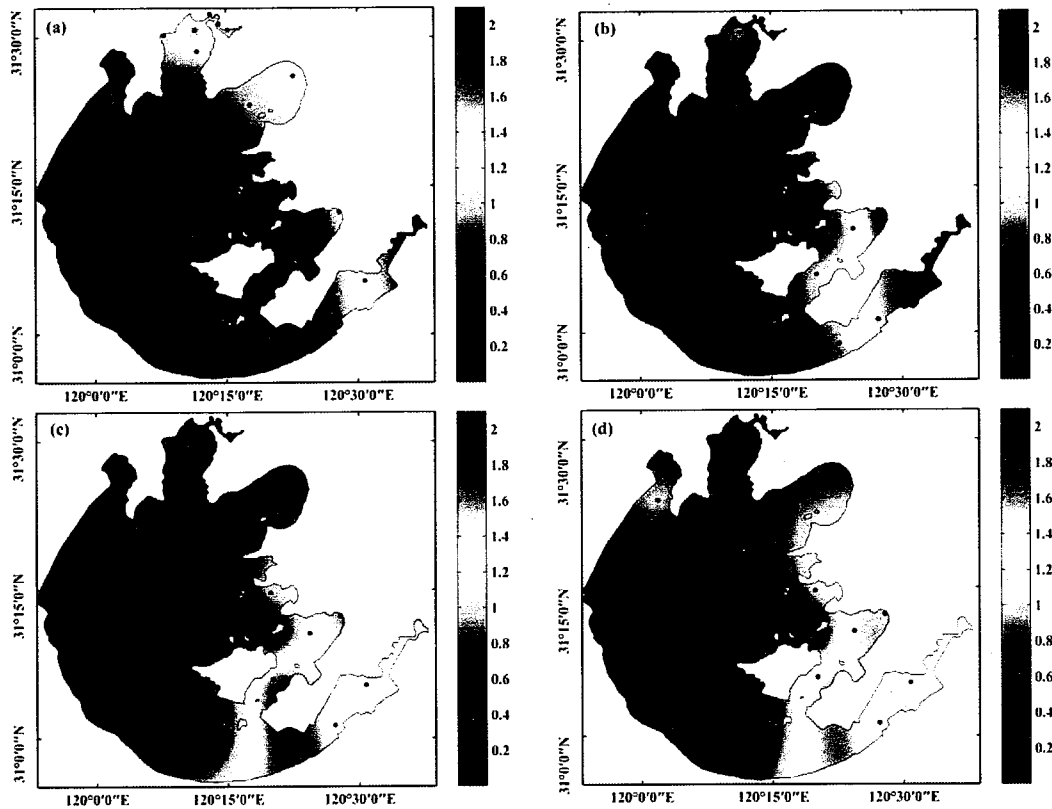


图 5.2 2006-2013 年平均 Z_{eu}/WD 季节分布 (a) 2 月 (b) 5 月 (c) 8 月 (d) 11 月

Figure 5.2 Seasonal and spatial distributions of average Z_{eu}/WD values during the period 2006-2013. (a) February, (b) May, (c) August and (d) November

5.2.2 水生植被分布

图 5.3 为 2006-2013 年间太湖水生植被出现频次的分布 (VPF, 有水生植被的次数除以总调查次数)。总体上, 水生植被主要分布在南部和东部湖湾。胥口

湾和东太湖的 24#、26#、27#、28#和 30# VPF 较高, 在 32 次调查中均为 0.70 以上; 依次为分布在东太湖的各点 25# (0.56), 11# (0.54), 12# (0.50), 22# (0.47) 和 23# (0.34) (图 5.3)。分布在竺山湾、梅梁湾及开敞水域的各点位 VPF 均小于 0.05, 其中有 13 个点位从未出现过水生植被 (图 5.3)。

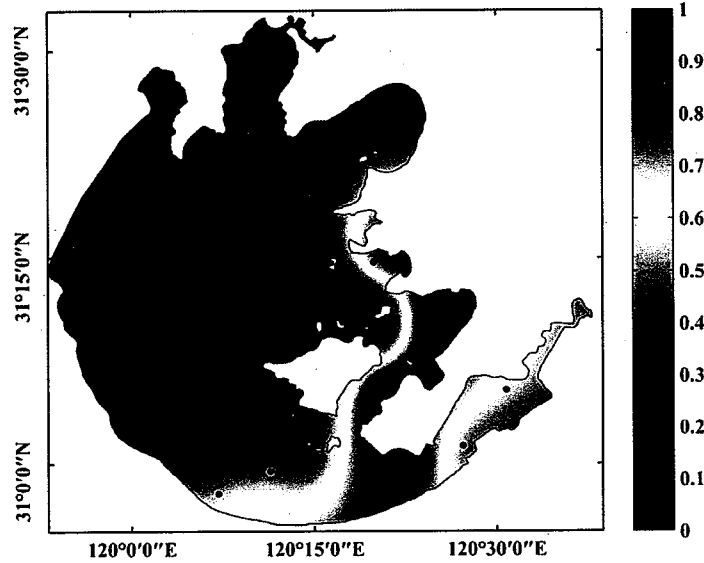


图 5.3 2006-2013 太湖平均水生植被出现频次

Figure 5.3 Distribution of average macrophyte presence frequency during 2006 to 2013

由图 5.3 中 VPF 的分布及图 5.2 中 Z_{eu}/WD 的季节分布可看出, 水生植被密集区域和无水生植被覆盖区域的 Z_{eu}/WD 分布趋势有显著差异。因此, 我们对比了 Z_{eu}/WD 在水生植被主导区域 (图 5.3 中 $VPF > 0.3$ 的样点, 10 个) 及藻类主导区域 (图 5.3 中 $VPF = 0$ 的样点, 13 个) 的差异。在水生植被主导区域, 冬季平均 Z_{eu}/WD 为 0.58 ± 0.33 , 上升到夏季的 1.15 ± 0.44 , 进一步降低为秋季的 1.07 ± 0.46 (图 5.4)。水生植被主导区域 Z_{eu}/WD 的季节变化与水生植被覆盖面积的季节变化过程相似。而在藻类主导区域, 平均 Z_{eu}/WD 从冬季的 0.73 ± 0.29 降为夏季的 0.51 ± 0.15 进而上升到秋季的 0.53 ± 0.18 (图 5.4)。藻类主导区域的 Z_{eu}/WD 的季节变化与藻类色素浓度的变化趋势相反(Liu 等, 2013b)。

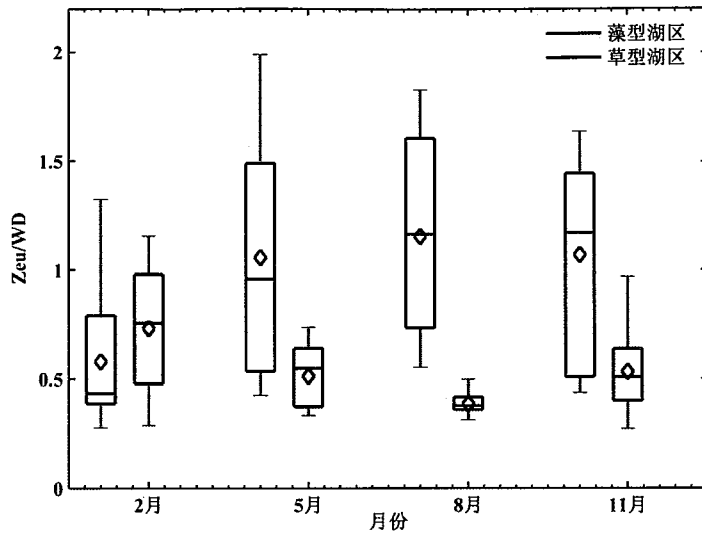


图 5.4 水生植被和藻类主导区域 Z_{eu}/WD 的季节变化箱式图

Figure 5.4 Box plot of seasonal variations of Z_{eu}/WD in the macrophyte- and phytoplankton-dominated regions. The box is determined by the maxima and minima of all of the data, the 25th and 75th percentiles and the values for the medians (horizontal lines) and means (diamonds)

5.2.3 Z_{eu}/WD 与VPF的关系

在 2006-2013 年的 32 次调查中, 32 个采样点中有 19 个样点出现过水生植被的分布。我们针对这 19 个样点对不同季节 Z_{eu}/WD 与 VPF 的关系进行了研究。冬季 Z_{eu}/WD 与 VPF 无显著相关性, 19 个样点的 VPF 均低于 0.5 (图 5.5)。随着春季和夏季水生植被的扩张, VPF 显著上升。春、夏、秋季 Z_{eu}/WD 与 VPF 的相关性均显著, 决定系数分别为 0.39, 0.71 和 0.62 (图 5.5)。与冬季相比, 其它三个季节的 VPF 显著提高。

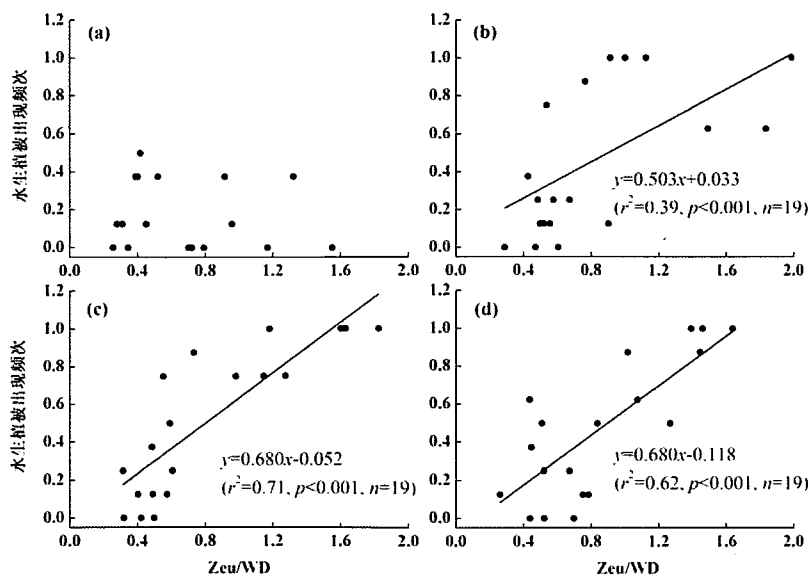


图 5.5 2006-2013 年太湖有水生植被覆盖区域 Z_{eu}/WD 与 VPF 的关系 (a) 2 月 (b) 5 月 (c) 8 月 (d) 11 月

Figure 5.5 Relationships between seasonal-averaged Z_{eu}/WD and VPF in (a) February, (b) May, (c) August and (d) November for the 19 stations with macrophytes during 2006 to 2013

如果将 8 年中的 32 次调查结果全部考虑进去, 19 个出现过水生植被分布的样点处 Z_{eu}/WD 与 VPF 具有显著的相关关系 ($r^2=0.48$, $p<0.001$, $n=19$)。从散点图 5.6a 可以看出, 这 19 个有水生植被出现的样点可以进一步分为两组: 一组为较高的 11 个点, 用黑色实心点表示; 另一组为较低的 8 个点, 用空心圆圈表示。这 11 个黑色实心点在图 5.1 中用绿色数字标注出来, 8 个空心圆圈在图 5.1 中用蓝色数字标注出来。结合 2006-2013 年的 VPF 平均分布可以看出 (图 5.3), 第一组点位表示的是不常被植被覆盖的区域, VPF 平均值为 0.18 ± 0.19 ; 第二组点位表示的是长期被水生植被覆盖的区域, VPF 平均值为 0.68 ± 0.20 。另外, 第一组点位全部位于营养盐浓度较高的区域, 2006-2013 年平均 TN, TP 浓度分别为 2.72 ± 1.29 mg/L 和 0.12 ± 0.06 mg/L; 第二组点位则位于营养盐浓度相对较低的区域, 2006-2013 年平均 TN, TP 浓度分别为 1.84 ± 0.54 mg/L 和 0.06 ± 0.02 mg/L。

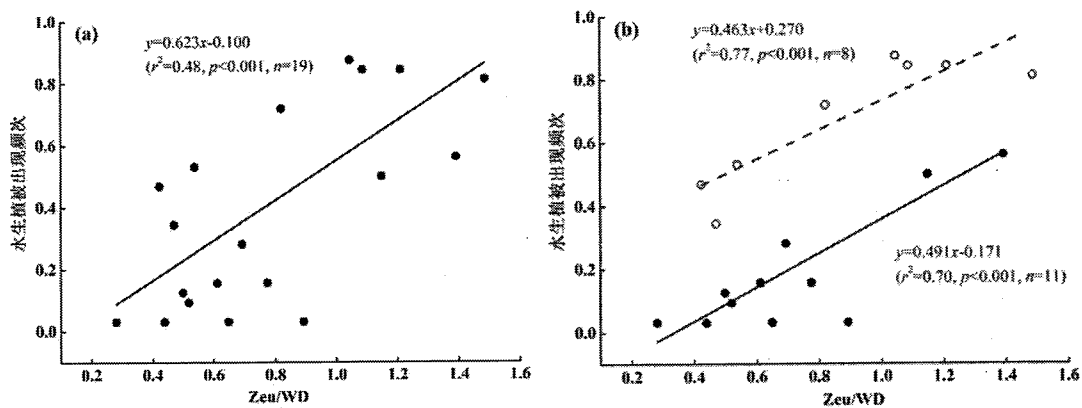


图 5.6 2006-2013 年太湖有水生植被覆盖区域 Z_{eu}/WD 与 VPF 的关系

Figure 5.6 Relationships between Z_{eu}/WD and VPF for the 19 sites with macrophytes during 2006 to 2013

5.2.4 Z_{eu}/WD 与水生植被覆盖比例的关系

为了得到 Z_{eu}/WD 与水生植被覆盖比例的关系, 我们根据 Z_{eu}/WD 的值进一步将所有样点分为 6 组: 0-0.50, 0.51-1.00, 1.01-1.50, 1.51-2.00, 2.01-2.50 和 >2.50 。图 5.7 中显示了每组中水生植被覆盖比例的平均值及上标准误差 (图 5.7)。当 Z_{eu}/WD 从 0-0.50 升至 0.51-1.00 时, 水生植被覆盖比例平均值从 1.45% 缓慢升至 6.31% (图 5.7)。随后, 当 Z_{eu}/WD 分别

为 1.01-1.50, 1.51-2.00, 2.01-2.50 和 >2.50 时, 水生植被平均覆盖比例依次显著上升: 17.90%, 36.09%, 45.50% 以及 67.73% (图 5.7)。同时 6 组之间的水生植被覆盖比例具有显著差异 (ANOVA, $p < 0.01$), 说明 Z_{eu}/WD 的变化会引起水生植被覆盖比例的变化。

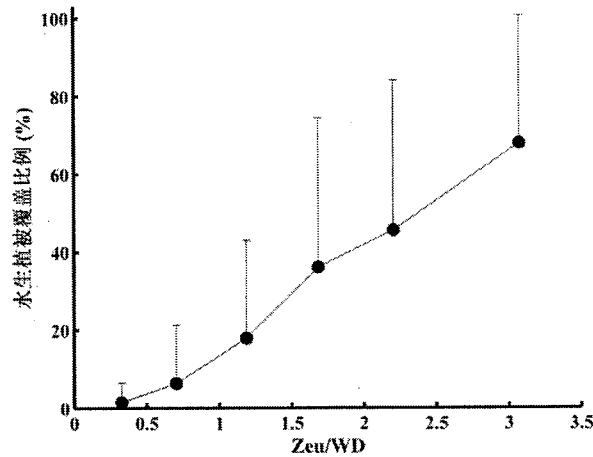


图 5.7 Z_{eu}/WD 与水生植被覆盖比例的关系

Figure 5.7 Relationship between Z_{eu}/WD and macrophyte coverage proportion

5.3 结果及讨论

5.3.1 水生植被生长的 Z_{eu}/WD 阈值

由于当水生植被覆盖比例小于 30% 时, Z_{eu}/WD 变化较小, 因此研究中把数据集分为两部分 (水生植被覆盖比例 $\geq 30\%$, 水生植被覆盖比例 $< 30\%$), 试图找到水生植被生长的确切 Z_{eu}/WD 阈值。在水生植被覆盖比例 $\geq 30\%$ 的区域, Z_{eu}/WD 的平均值和中值分别为 1.49 和 1.36 (图 5.8a); 而在水生植被覆盖比例 $< 30\%$ 的区域, Z_{eu}/WD 的平均值和中值分别为 0.59 和 0.46 (图 5.8a)。

依据 5.1.2.2 中的定义, OP 表征了当 Z_{eu}/WD 为某一阈值时被准确分类的区域所占的比例。为了得到区分两种类型区域的确切阈值, 我们使 Z_{eu}/WD 以 0.05 的步长增加, 并计算 OP 值。结果显示, 当 Z_{eu}/WD 为 0.80 时, OP 值为最高 (图 5.8b), 同时被准确分类的水生植被区域 (覆盖比例 $\geq 30\%$) 及其它区域的比例分别为 89.2% 和 78.2%。因此, Z_{eu}/WD 为 0.80 可作为本研究区域水生植被生长的光学阈值。Zhang et al. 对太湖 2004 年的 67 个站点进行了研究, 与本研究的结果相一致 (Zhang 等, 2007b)。当 Z_{eu}/WD 大于 0.80 时, 水生植被覆盖比例常大于 30%。在无水生植被覆盖的区域, Z_{eu}/WD 的平均值为 0.57 (图 5.2)。因此, Z_{eu}/WD 为 0.57 到 0.80 之间的区域为水生植被覆盖稀疏的区域, 这部分区域为太湖水生植被恢复的关键区域。

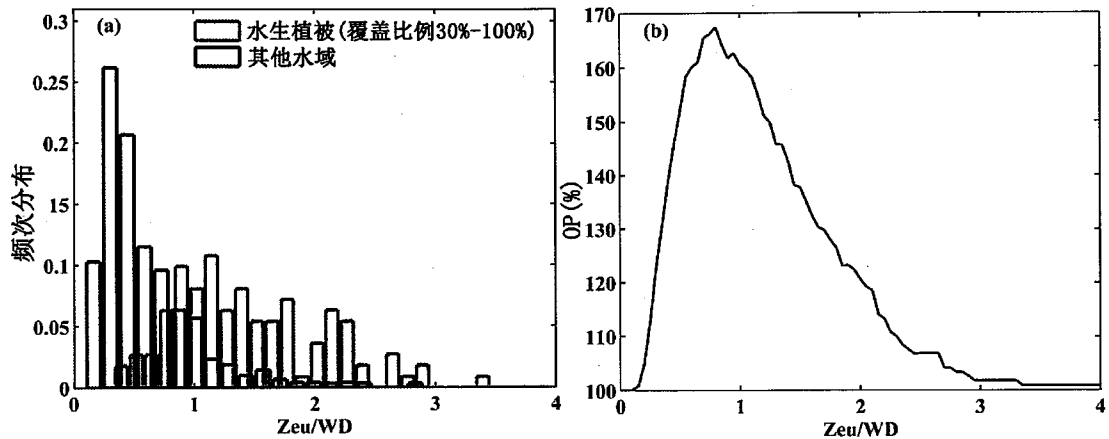


图 5.8 (a) Z_{eu}/WD 的频率分布图: 水生植被覆盖比例 $\geq 30\%$ 的区域及其它水域 (b) OP 与 Z_{eu}/WD 的关系

Figure 5.8 (a) Frequency distribution of Z_{eu}/WD in the area with a macrophyte coverage proportion greater than 30% and in other regions. (b) OP with increasing Z_{eu}/WD values

有许多经验模型分析了光衰减和 Z_c 之间的关系, 比如 $Z_c = 1.86/K_d$ (Duarte, 1991), $Z_c = 1.62/K_d$ (Dennison, 1987) 及 $\log Z_c = 0.27 - 0.84 \log K_d$ (Duarte, 1991)。也有一些针对不同 K_d 水平的分类模型, 比如当 $K_d < 0.27 \text{ m}^{-1}$ 时, $\log Z_c = 0.34 - 1.60 K_d$; 当 $K_d > 0.27 \text{ m}^{-1}$ 时, $\log Z_c = 0.10 - 1.02 K_d$ (Duarte 等, 2007)。如果将这些经验模型应用在本研究中, 1024 个样本中仅有 11-16 个样本的 Z_c 大于水深。而事实上, 实地调查中发现, 1024 个样本中有水生植被覆盖的为 115 个; 其中 16 个样本水生植被覆盖比例大于 70% (经验证, 与前面模型判别得到的 11-16 个样本相符), 99 个样本水生植被覆盖比例为 30-70%。因而, 这些已有的经验模型均只适用于水生植被覆盖极为茂密的区域。

Scheffer et al. 2001 的研究表明: 某些生态系统对环境因子为平缓的响应; 而另一些生态系统会对某一范围内环境因子的变化响应较为迟缓, 当环境因子到达某一阈值或水平时则会突然转变为另外一个生态系统 (Scheffer 等, 2001)。前面提到的这些经验模型定义的深度阈值均是以连续水生植被分布的草甸边界为阈值。比较而言, 本研究中定义的 Z_{eu}/WD 为 0.8 的光学阈值则是表征的从草型生态型向藻型生态型过渡的光学阈值。事实上, 在富营养化浅水湖泊, 具有稀疏水生植被覆盖的区域正是生态恢复的关键区域。使用 $Z_{eu}/WD = 0.8$ 为阈值, 89.2% 水生植被覆盖比例大于 30% 的区域可以被准确判断出来, 使得其更适用于此类极不稳定的水生态系统。值得注意的是, 虽然本研究中定义了水生植被生长的确切光学阈值, 具体光环境与这一阈值的差别也同样重要; 在光环境严重低于此阈值的水域, 水生植被覆盖率较低的可能性会比稍低于此阈值的水域要大 (图 5.2, 5.3, 5.7)。

5.3.2 营养盐对水生植被生长的潜在影响

在海岸带及湖泊, 营养盐的过度输入造成水生植被的消退十分多见。在 19 世纪 90 年代澳大利亚的科克本湾 (Cockburn Sound, Australia), 由于营养盐的输入造成了水生植被的大规模消失, 直到现在其水生植被的覆盖面积仍然维持在较低水平(Walker 等, 2006)。在美国切萨皮克湾的研究显示, 水生植被的丰度可作为水质的指示参数(营养盐水平及沉积物状况)(Orth 等, 2002)。许多研究均把营养盐对水生植被的影响归结为营养盐升高引起的光限制(Orth 等, 2006; Scheffer 和 Nes, 2007; Benson 等, 2013)。本研究中, 在高营养盐和低营养盐区域, 水底在 PAR 波段的光可利用性是一致的(图 5.6)。当 Z_{eu}/WD 在两个区域的值相同时, 两区域的 VPF 具有显著差异 (t -test, $p < 0.001$); 说明除了 PAR 波段光的可利用性, 还有其它的因素影响水生植被的生长。我们比较了两个区域 2006-2013 年间 TN, TP, COD, BOD 和 Chl a 的差异: 第一组点位(高营养盐区域) TN, TP, COD, BOD 和 Chl a 的平均值分别为 2.72 ± 1.29 mg/L, 0.12 ± 0.06 mg/L, 4.82 ± 0.95 mg/L, 2.26 ± 1.04 mg/L 和 19.18 ± 10.64 μ g/L (图 5.9); 在第二组点位(低营养盐区域) TN, TP, COD, BOD 和 Chl a 的平均值分别为 1.84 ± 0.54 mg/L, 0.06 ± 0.02 mg/L, 3.84 ± 0.37 mg/L, 1.17 ± 0.28 mg/L 和 7.56 ± 4.23 μ g/L (图 5.9)。

第一组点位的所有富营养化指标均高于第二组点位(图 5.9); 其中, TP, Chl a , COD 和 BOD 的浓度显著高于第二组点位 (t -test, $p < 0.05$)。高的 TN、TP 浓度直观的表征了营养盐的输入。COD 常作为水体污染的指示指标(Pisarevsky 等, 2005)。BOD 则是水体有机污染的指示指标(Hudson 等, 2008)。总体上, 较高的 COD 和 BOD 均显示了较为严重的水体污染(Yin 等, 2011)。而较高的 Chl a 则是过量营养盐输入及水体污染的共同结果。因此, 对比两组区域的光环境与营养盐水平可知, 在营养盐浓度较高、污染较为严重的区域, 需要较好的光环境以满足水生植被的生长。本研究证实了营养盐控制在水生植被恢复过程中的重要性(Asaeda 等, 2001; Sayer 等, 2010)。在图 5.6b 中, 两组点位线性回归的斜率相近; 然而低营养盐区域的截距比高营养区域高 0.44; 说明在太湖高营养盐的区域, 需要比低营养盐区域的 Z_{eu}/WD 高 0.44 左右才能有相近的 VPF 覆盖比例。

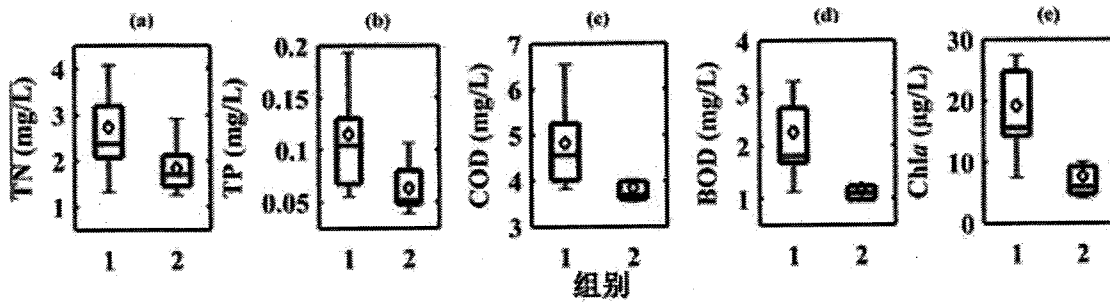


图 5.9 不同营养盐区域富营养化指标箱式图: (a) 总氮 (b) 总磷 (c) 化学需氧量 (d) 生物需氧量 (e) 叶绿素 a ; 组 1 为高营养盐区域, 在图 5.6 b 中以黑色实心点表示, 在图 5.1 中以绿色标出; 组 2 为低营养盐区域, 在图 5.6 b 中以空心点表示, 在图 5.1 中以蓝色标出。箱式图中表示了最大值、最小值、25%和 75%分位数, 中值 (蓝色线) 和平均值 (菱形点)

Figure 5.9 Box plots of environmental parameters: (a) total nitrogen, (b) total phosphorus, (c) chemical oxygen demand, (d) biological oxygen demand and (e) chlorophyll a of group 1 sites (represented by solid dots in Figure 5.6b and green labels in Figure 5.1) and group 2 sites (represented by circles in Figure 5.6b and blue labels in Figure 5.1). The box is determined by the maximum and minimum of all of the data, the 25th and 75th percentiles and values for the medians (horizontal blue lines) and means (diamonds)

营养盐对水生植被的影响机制有以下几个。一方面, 营养盐的输入引起水体中藻类的大量生长, 使得光在到达水生植被前被大量吸收(Asaeda 等, 2001; Krause-Jensen 等, 2008)。由于藻类对光的利用, 使得光谱的形状发生变化, 其主要的衰减波段位于光合作用的关键波段: 可见光的蓝波段和红波段(Dennison 等, 1993b)。因此, 即使两组样点的光在 PAR 波段间的总量相等, 两组之间的 PAR 光谱形状也有所不同, 使得营养盐浓度高、Chla 浓度高的样点 VPF 相对较低。另一方面, 太湖的主导藻类微囊藻会产生藻毒素, 其对水生植被的生长会产生拮抗作用。Saqrane 等 (2007) 研究发现微囊藻毒素对水生植被的生长有显著的抑制作用(Saqrane 等, 2007)。Romanowska - DudaTarczyńska (2002) 的研究发现, 与对照组相比, 水生植被在 0.05-0.20 mg/L 的微囊藻毒素中暴露 24 h 会显著抑制叶片的生长, 并且叶绿素浓度会降低 60-70% (Romanowska - Duda 和 Tarczyńska, 2002)。

5.4 本章小结

研究发现, 太湖水生植被在南部湖区及东部湖湾中的分布频率较高, 在 32 次调查中, 胥口湾和东太湖的 VPF 均超过 0.7。随着 Z_{eu}/WD 的升高, 平均水生植被覆盖比例也有所上升: 0-0.50 (平均覆盖比例, 1.45%), 0.51-1.00 (6.31%), 1.01-1.50 (17.90%), 1.51-2.00 (36.09%), 2.01-2.50 (45.50%) 以及 >2.50

(67.73%)。

在有水生植被出现的 19 个站点中, Z_{eu}/WD 与 VPF 呈现显著的正相关关系 ($r^2=0.48, p<0.001, n=19$)。当 Z_{eu}/WD 相同时, 高营养盐区域与低营养盐区域的 VPF 呈现显著差异 ($t\text{-test}, p<0.001$)。在营养盐浓度较高及污染严重的区域, 水生植被的生长需要更好的水下光环境。本研究证实了营养盐控制在水生植被恢复过程中的重要作用。

Z_{eu}/WD 为 0.8 是太湖水生植被恢复的光环境阈值。此时水生植被覆盖区域及其他水域的判别准确率分别为 89.2%和 78.2%。当 Z_{eu}/WD 为 0.57 和 0.8 之间时, 该区域常被稀疏的水生植被覆盖, 这些水域对于水生植被的恢复具有重要意义。

6. 太湖水生植被恢复的潜在区域探讨

上一章节中我们探讨得到了影响太湖水生植被生长的两个重要因素，一是水下光环境，二是营养盐水平（尤其是氨态氮浓度）。本章节中，旨在通过遥感的手段获取太湖水下光环境的时空变化情况；进而结合太湖多年营养盐监测结果，对其水生植被恢复的潜在区域进行探讨。

由于太湖底部的光环境受到水深以及水体中光学活性物质对光的衰减的共同影响。因此，本章节首先通过太湖周边水位站点的逐日水位观测数据以及湖底地形数据计算得太湖水深的历史变化，进而结合遥感建模、使用 MODIS 影像反演得到太湖水体光环境分布，以获得太湖湖底光环境的可利用性；最终结合营养盐分布对水生植被潜在恢复区域进行了探讨。

6.1 材料与方法

6.1.1 水位历史数据的获取

获取了 2003-2013 年太湖周围 5 个水位站：太浦闸、望亭、洞庭西山、小梅口、夹浦的逐日水位数据，水位站分布见图 6.1。结合太湖湖底地形，得到太湖水深分布的历史变化。

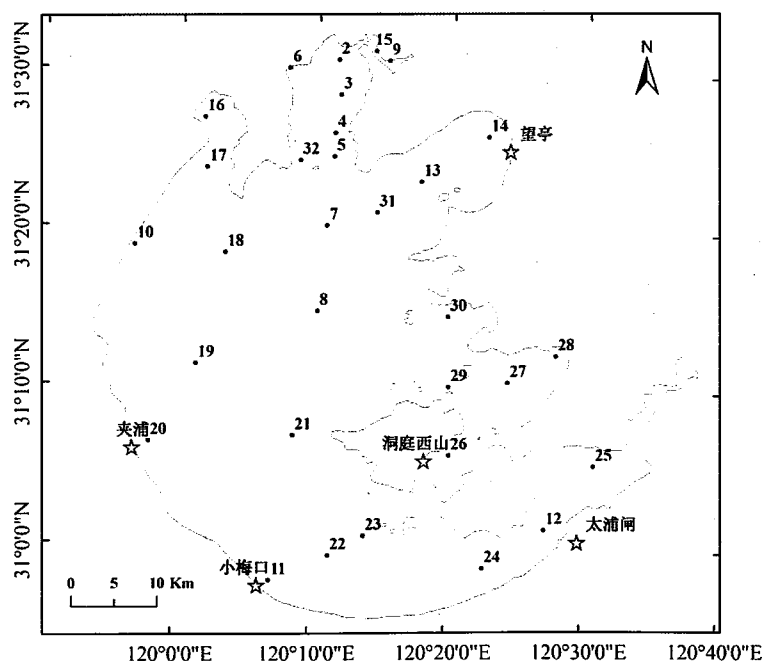


图 6.1 太湖水位站分布图

Figure 6.1 The distribution of water level station

6.1.2 数据描述及影像处理

为了得到水生植被恢复的潜在区域, 本研究通过 MODIS Aqua 影像与实测数据建立了太湖 $K_d(\text{PAR})$ 的经验反演模型。MODIS 影像的处理过程见 2.1.3。

当实测数据与影像过境时间小于等于 2 天时, 认为二者为同步数据。野外建模数据采集于 2005 年 2 月至 2013 年 12 月, 点位分布见图 6.1。在研究时间内共有 169 对配对成功的数据, 并基于 169 对实测与卫星影像数据建立了如下的经验模型:

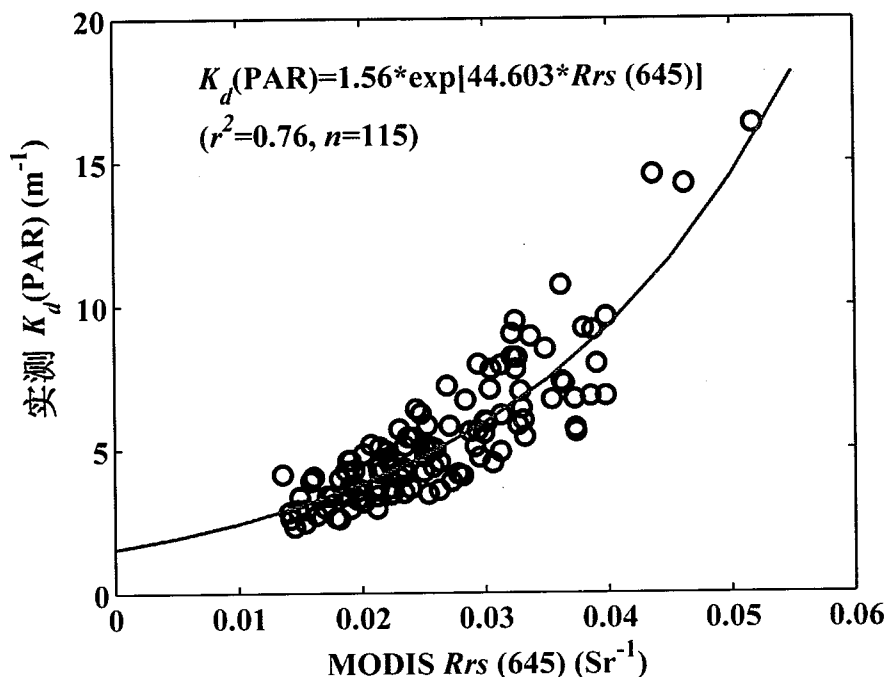


图 6.2 基于 MODIS $R_{rs}(645)$ 的 $K_d(\text{PAR})$ 单波段模型

Figure 6.2 Empirical model of $K_d(\text{PAR})$ based on MODIS $R_{rs}(645)$

进一步结合 $K_d(\text{PAR})$ 与 Z_{eu} 在公式 6.2 中的关系, 可得到 Z_{eu} 的反演模型:

$$Z_{eu} = \frac{4.605}{1.56 \cdot \exp(44.603 \cdot R_{rs}(645))} \quad (6.1)$$

通过公式 6.1, 利用 MODIS 影像得到太湖的 Z_{eu} 分布, 并用于太湖潜在水生植被恢复区域的探讨。

6.2 结果与讨论

6.2.1 Z_{eu}/WD 的年际分布

太湖 2003-2013 年 Z_{eu}/WD 的分布见图 6.3。由图中可看出, 总体上湖心区的 Z_{eu}/WD 较低, 而湖湾处的 Z_{eu}/WD 相对较高 (图 6.3)。具体而言: 太湖湖心开敞

水域的 Z_{eu}/WD 均在 0.4 以下；东太湖大部分区域的 Z_{eu}/WD 大于 0.8；竺山湾大部分区域的 Z_{eu}/WD 年均值在 0.6 到 1 之间；贡湖湾在 2003、2004、2005 及 2009 年的 Z_{eu}/WD 较高，大部分区域达到 0.6 以上（图 6.3）。2003-2013 年之间 Z_{eu}/WD 大于 0.8 的区域从 2003 年的 267.81 km^2 上升至 2005 年的 352.94 km^2 ，随后降低到 2009 年的 228.94 km^2 ，又降低至 2013 年的 149.44 km^2 。2003-2013 年之间 Z_{eu}/WD 处于 0.57 到 0.8 之间的区域从 2003 年的 321.06 km^2 降低至 2006 年的 168.81 km^2 ，随后上升到 2009 年的 341.81 km^2 ，又降低至 2013 年的 193.19 km^2 （图 6.4）。

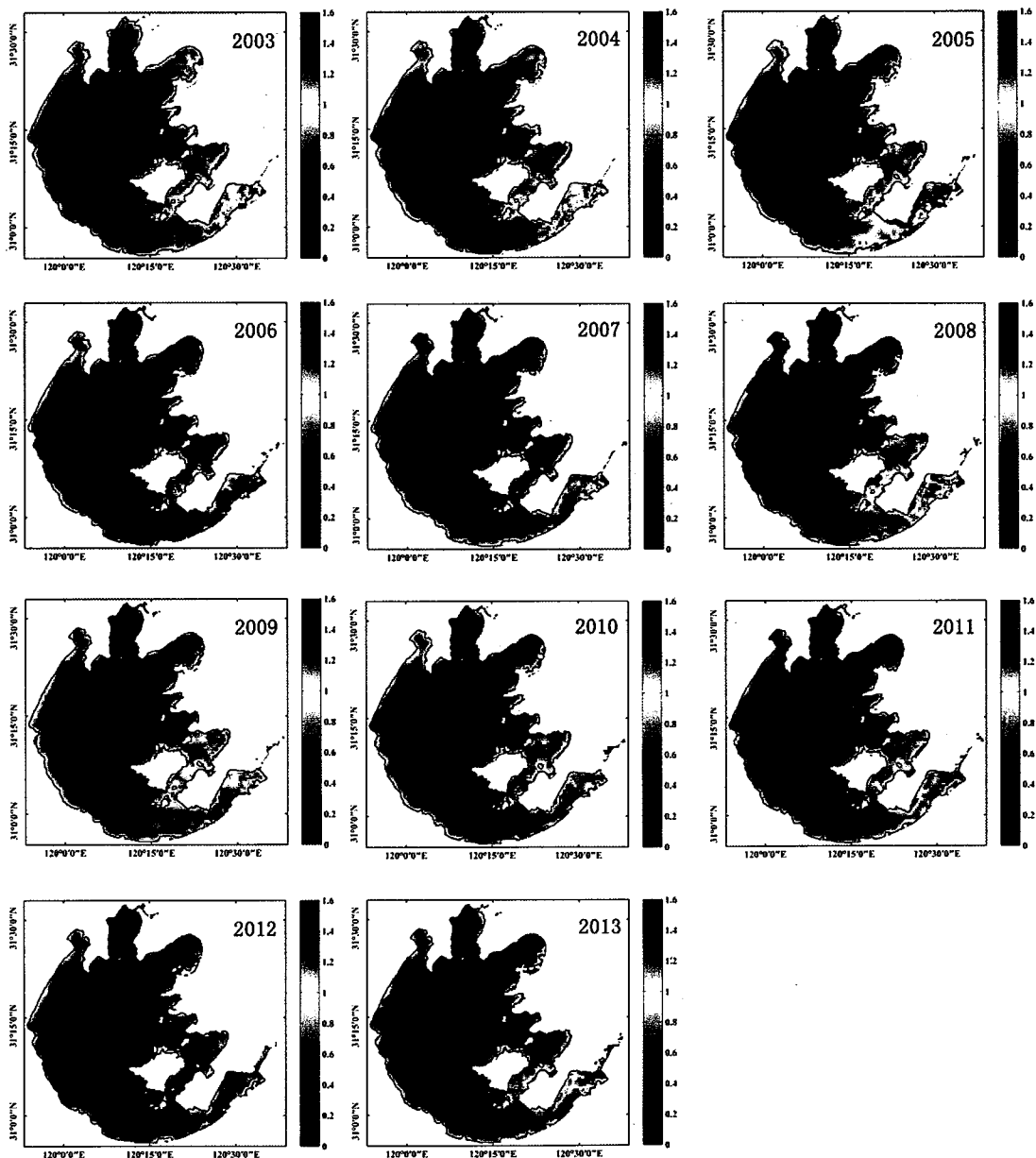


图 6.3 2003-2013 年太湖 Z_{eu}/Depth 年际分布

Figure 6.3 The distribution of Z_{eu}/Depth during 2003 and 2013

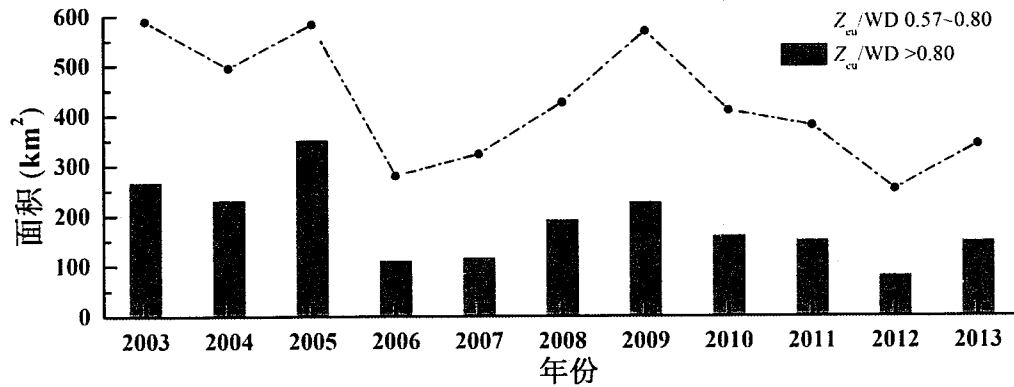


图 6.4 2003-2013 年 Z_{eu}/WD 为 0.57~0.80 及 >0.80 的面积

Figure 6.4 The area with Z_{eu}/WD between 0.57 and 0.80, and over 0.80 during 2003 and 2013

6.2.2 $Z_{eu}/Depth$ 的月份分布

太湖逐月 Z_{eu}/WD 的分布见图 6.5。由图中可看出，总体上呈现出湖心区的 Z_{eu}/WD 较低，而湖湾处相对较高的趋势（图 6.5）。湖心开敞水域的 Z_{eu}/WD 在各月份均在 0.4 以下。东太湖大部分区域的 Z_{eu}/WD 大于 0.8，其面积随着月份的变化而呈现显著变化：1、2、3 月份东太湖的 Z_{eu}/WD 大于 0.8 的区域相对较小，4 月份逐渐变大，5 至 11 月份均维持在较大的覆盖范围。竺山湾大部分区域的 Z_{eu}/WD 在全年大部分月份均在 0.6 到 1 之间。梅梁湾、贡湖湾湖岸带的 Z_{eu}/WD 较高，在全年大部分月份达到 0.6 以上（图 6.5）。全湖的 Z_{eu}/WD 大于 0.8 的区域从 1 月份的 260.13 km^2 上升至 6 月份的 397.13 km^2 ，随后上升到 8 月份的 443.38 km^2 ，又逐渐降低至 12 月份的 308.19 km^2 。2003-2013 年之间 Z_{eu}/WD 处于 0.57 到 0.8 之间的区域从 1 月份的 224.63 km^2 上升至 6 月份的 326.94 km^2 ，并维持在较高的情况至 10 月份左右，随后又降低至 12 月份的 241.56 km^2 （图 6.6）。

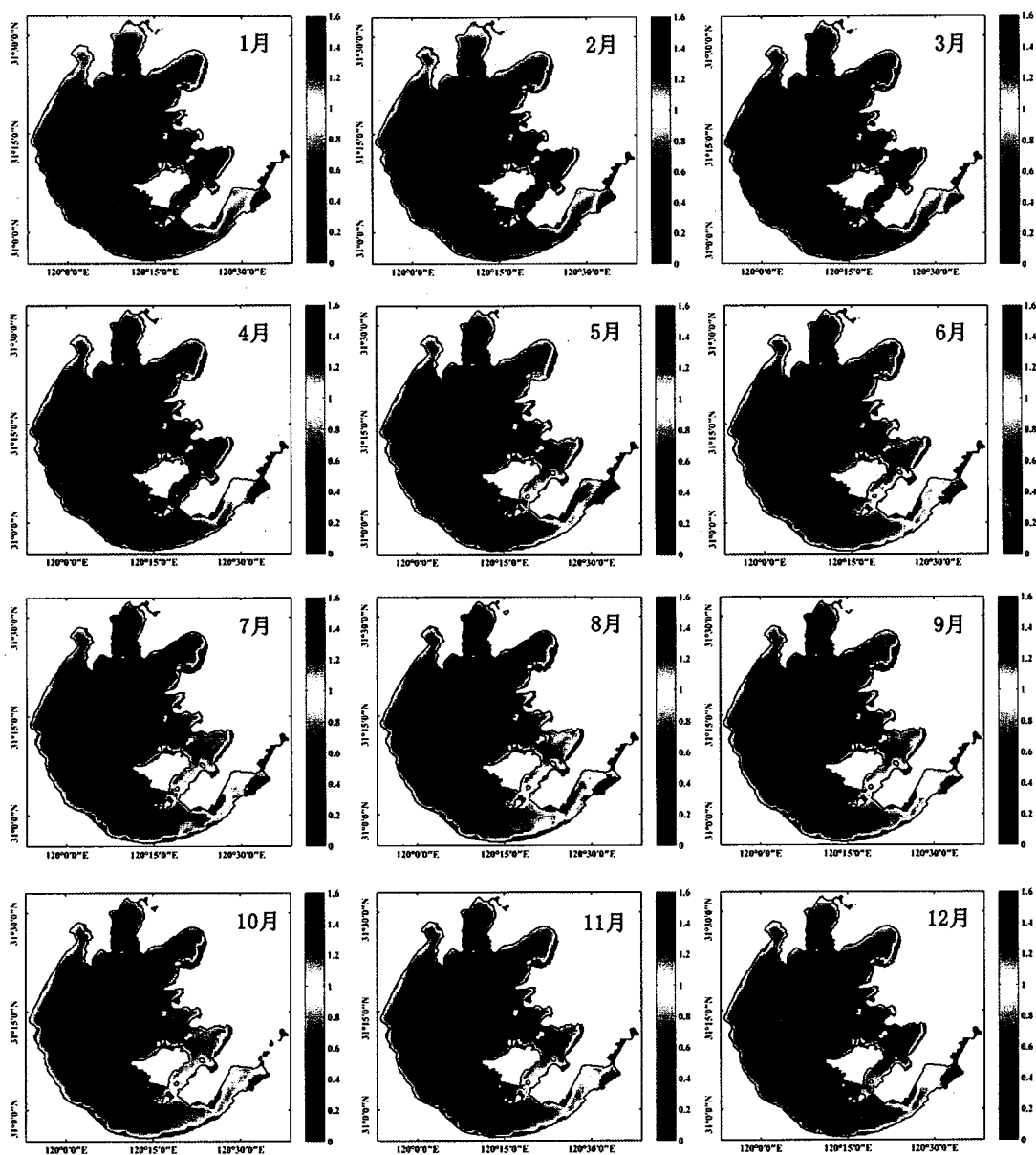
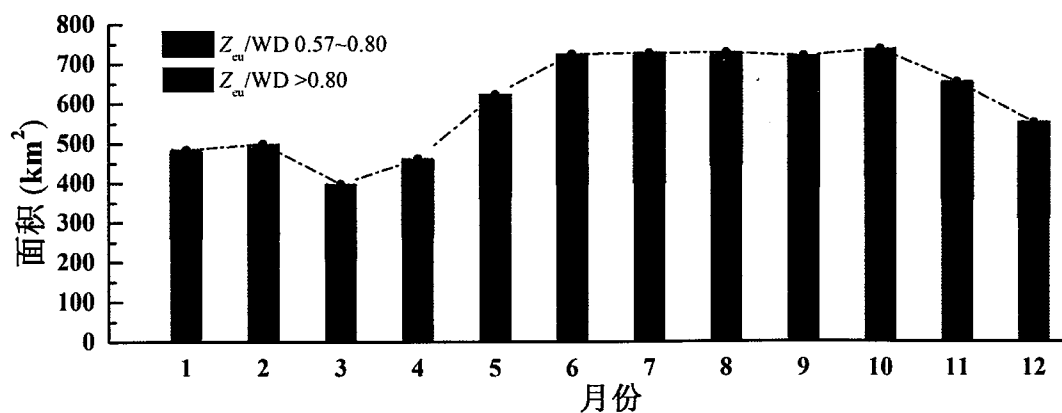
图 6.5 2003-2013 年太湖 Z_{eu}/WD 月分布Figure 6.5 Monthly variation of Z_{eu}/WD during 2003 and 2013图 6.6 2003-2013 年月平均 Z_{eu}/WD 为 0.57~0.80 及 >0.80 的面积

Figure 6.6 The monthly averaged area with Z_{eu}/WD between 0.57 and 0.80, and over 0.80 during 2003 and 2013

6.2.3 太湖营养盐区位分布

2005-2013 年平均 TN 浓度较高的区域分别为：竺山湾 ($5.30 \pm 1.96 \text{ mg/L}$)，梅梁湾 ($3.67 \pm 5.17 \text{ mg/L}$) 和开敞水域 ($3.15 \pm 2.09 \text{ mg/L}$)。贡湖湾、东太湖及胥口湾的 TN 浓度较低，分别为 $2.28 \pm 1.03 \text{ mg/L}$, $1.94 \pm 1.03 \text{ mg/L}$ 和 $1.53 \pm 0.86 \text{ mg/L}$ 。六个区域 TP 浓度依次为竺山湾 ($0.24 \pm 0.11 \text{ mg/L}$)，梅梁湾 ($0.16 \pm 0.37 \text{ mg/L}$)，开敞水域 ($0.13 \pm 0.11 \text{ mg/L}$)，贡湖湾 ($0.09 \pm 0.04 \text{ mg/L}$)，东太湖 ($0.08 \pm 0.04 \text{ mg/L}$) 和胥口湾 ($0.05 \pm 0.03 \text{ mg/L}$)。总体上，竺山湾、梅梁湾和开敞水域的营养盐水平显著高于太湖的其它区域 (ANOVA, $p < 0.001$)。

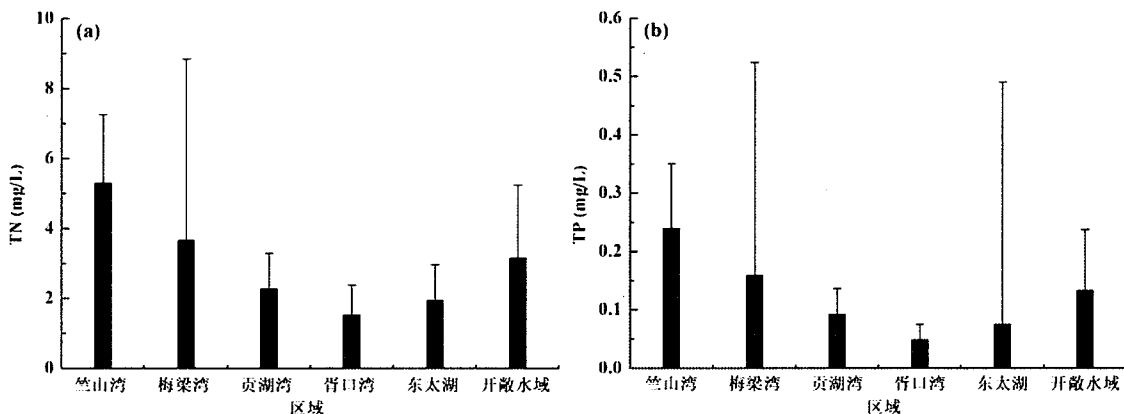


图 6.7 太湖各区域 (a) TN (b) TP 浓度

Figure 6.7 The concentration of TN, TP in each region of Lake Taihu

通过第三章的研究发现， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ，TN，DTP，TP 分别能够解释水生植被出现频次变化的 30.00%，14.18%，11.66%和 8.24%。图 6.8 中分别为太湖 TN， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ，TP，DTP 的分布趋势。从图中可以看出，各营养盐指标的分布趋势十分一致，均为西北湖区较高，东南湖区较低。其中，竺山湾、梅梁湾和开敞水域的西北岸边带显著高于其他湖区 (ANOVA, $p < 0.001$)。第五章的研究结果显示，在营养盐水平较高的区域，水生植被的生长需要更好的光环境。因此，基于太湖营养盐水平分布及其对水生植被生长的影响，可以把太湖大体分为两个区域：1) 营养盐限制区域，包括竺山湾、梅梁湾以及开敞水域的西北岸边带；2) 非营养盐限制区域，包括除竺山湾、梅梁湾以及开敞水域的西北岸边带的之外的太湖所有区域。

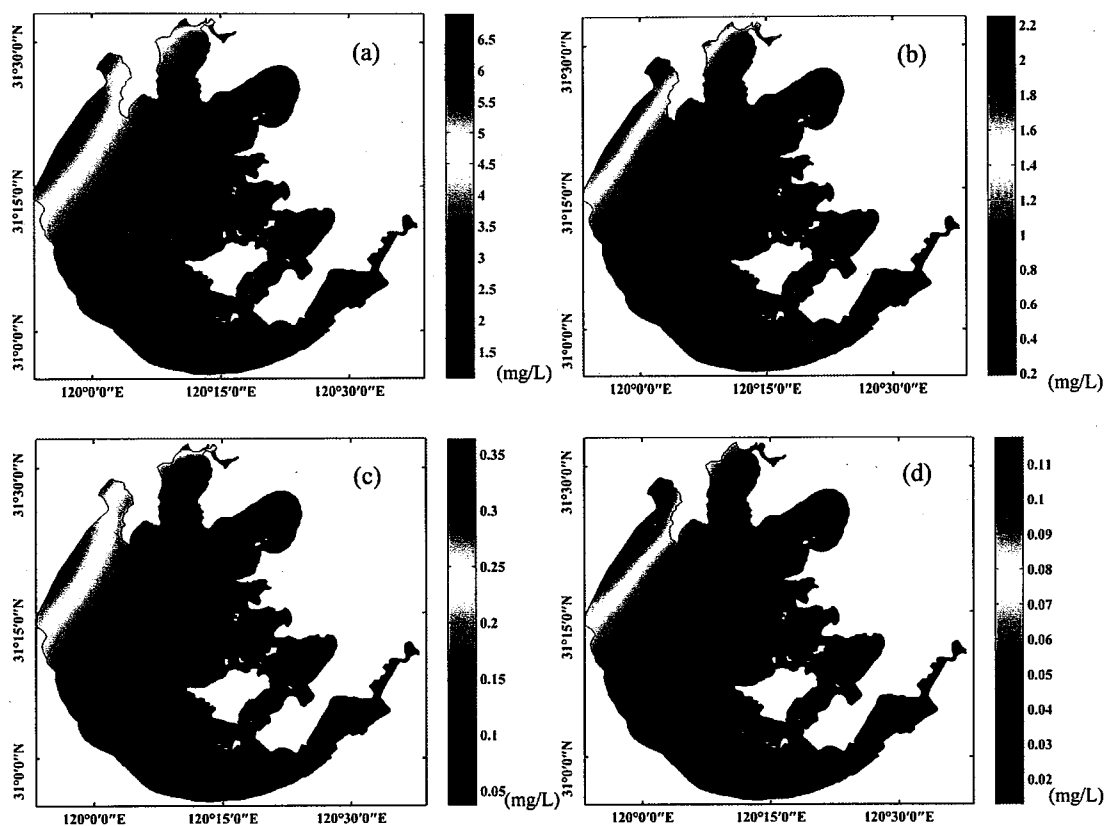


图 6.8 太湖 (a) TN (b) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (c) TP (b) DTP 分布

Figure 6.8 The distribution of (a) TN, (b) $\text{NH}_4^+\text{-N}$, (c) TP and (b) DTP in Lake Taihu

6.2.4 水生植被恢复的潜在区域

利用遥感手段获得 Z_{eu} 分布之后, 可以进一步计算得到 Z_{eu}/WD 的分布, 进而利用到水生植被的恢复中。为了更好的得到 Z_{eu}/WD 的分布特征, 本研究利用 MODIS 影像计算了 2003-2013 年 7 到 10 月之间的 Z_{eu}/WD 分布 (图 6.9)。从光环境的角度, Z_{eu}/WD 大于 0.80 为光环境供给充足的区域, Z_{eu}/WD 在 0.57 到 0.80 之间为水生植被恢复的潜在区域, Z_{eu}/WD 小于 0.57 为光限制区域 (图 6.10)。结合该光学阈值, 太湖南部、胥口湾、贡湖湾及竺山湾均可作为水生植被恢复的潜在区域 (图 6.9)。

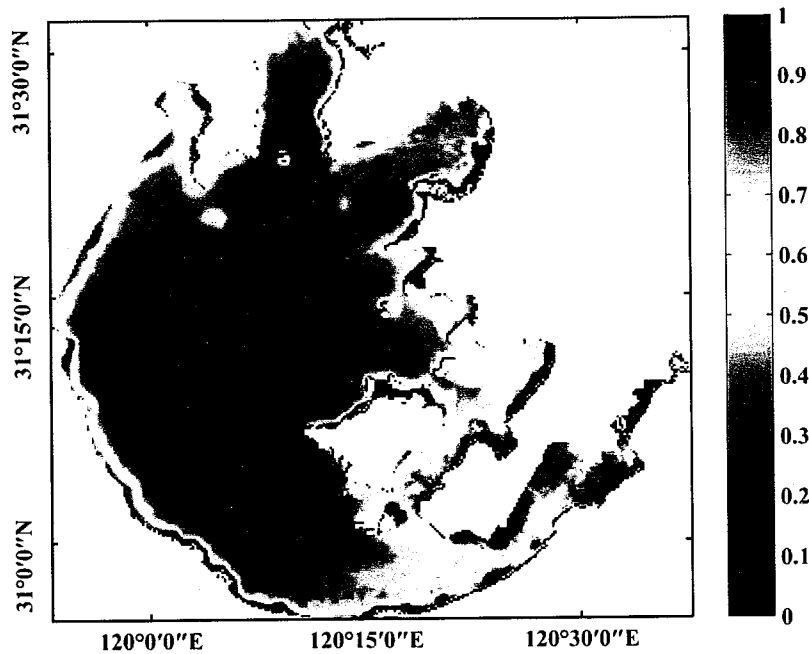


图 6.9 由 2003-2013 年 6 到 10 月 MODIS 影像得到的太湖 Z_{eu}/WD 分布

Figure 6.9 The MODIS derived Z_{eu}/WD from June to October during 2003 and 2013

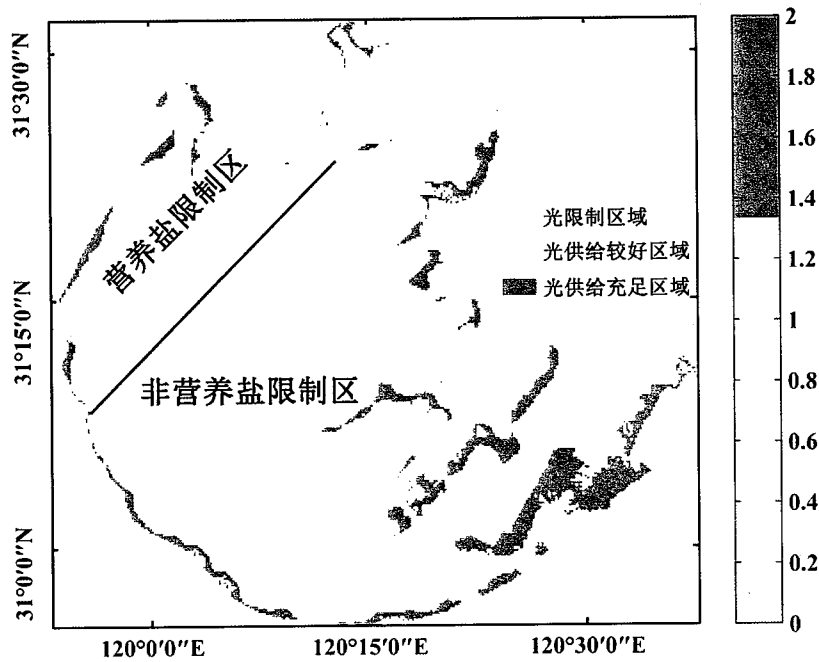


图 6.10 太湖水生植被潜在恢复区域

Figure 6.10 Potential recovery areas for aquatic vegetation in Lake Taihu

结合 Z_{eu}/WD 与营养盐的分布趋势, 竺山湾的大部分区域以及梅梁湾的部分区域水生植被的生长均为营养盐限制; 梅梁湾的大部分区域、开敞水域的水生植被生长则受到光和营养盐的双重限制 (图 6.8, 6.9, 6.10)。在营养盐浓度较高的竺山湾和梅梁湾, 需要更高的光学条件以满足水生植被的恢复, 因而 Z_{eu}/WD 的阈值应当大于 0.8, 进而解释了竺山湾虽然

Z_{eu}/WD 较高但 VPF 则较低。结合光学和营养盐分布情况,太湖南部、胥口湾、光福湾及贡湖湾的部分区域可作为水生植被恢复的关键区域。若未来竺山湾和梅梁湾的营养盐水平继续降低,也可作为水生植被恢复的潜在区域。

6.3 本章小结

本章节通过建立 MODIS 波段与 $K_d(PAR)$ 的经验关系,利用 2003-2013 年间的 MODIS 影像反演得到了太湖 Z_{eu}/WD 的平均分布。在年际变化上,2003-2013 年之间 Z_{eu}/WD 大于 0.8 的区域从 2003 年的 267.81 km^2 上升至 2005 年的 352.94 km^2 ,随后降低到 2009 年的 228.94 km^2 ,又降低至 2013 年的 149.44 km^2 。在月变化上,全湖的 Z_{eu}/WD 大于 0.8 的区域从 1 月份的 260.13 km^2 上升至 6 月份的 397.13 km^2 ,随后上升到 8 月份的 443.38 km^2 ,又逐渐降低至 12 月份的 308.19 km^2 。

太湖 TN 浓度在各区域分别为:竺山湾 ($5.30 \pm 1.96 \text{ mg/L}$),梅梁湾 ($3.67 \pm 5.17 \text{ mg/L}$),开敞水域 ($3.15 \pm 2.09 \text{ mg/L}$),贡湖湾 ($2.28 \pm 1.03 \text{ mg/L}$),东太湖 ($1.94 \pm 1.03 \text{ mg/L}$) 及胥口湾 ($1.53 \pm 0.86 \text{ mg/L}$)。六个区域 TP 浓度依次为:竺山湾 ($0.24 \pm 0.11 \text{ mg/L}$),梅梁湾 ($0.16 \pm 0.37 \text{ mg/L}$),开敞水域 ($0.13 \pm 0.11 \text{ mg/L}$),贡湖湾 ($0.09 \pm 0.04 \text{ mg/L}$),东太湖 ($0.08 \pm 0.04 \text{ mg/L}$) 和胥口湾 ($0.05 \pm 0.03 \text{ mg/L}$)。

结合光学和营养盐分布情况,太湖南部、胥口湾、光福湾及贡湖湾的部分区域可作为水生植被恢复的关键区域。若未来竺山湾和梅梁湾的营养盐水平继续降低,也可作为水生植被恢复的潜在区域。

7. 总结与展望

7.1 总结

本研究基于大量野外观测、卫星影像分析,首先建立了一种适用于太湖这种富营养化,草、藻生态型共存水域水生植被的遥感反演方法;进而针对太湖草型区域进行剖析,找到了水生植被生长的关键影响因素;改进了光学参数的半分析反演算法,使其适用于太湖;确定了水生植被生长的光学阈值并对太湖潜在水生植被恢复区域进行了探讨。获得主要结论如下:

- 1) 基于植被出现频次及藻类和水生植被生长的物候学特征提出了一种新的水生植被遥感判别方法。本方法可以同时去除暂时漂浮性藻华与长期堆积藻华对水生植被反演的影响。基于实测数据的验证,反演结果在 2008-2012 年的总体精度分别为 87%, 81%, 77%, 87%和 73%。水生植被覆盖面积最低值为 2007 年的 265.94 km^2 , 最高值为 2008 年的 503.38 km^2 , 2003-2014 年的平均覆盖面积为 $356.78 \pm 66.71 \text{ km}^2$ 。水生植被的时空分布变化主要受到直接或者间接的人类活动、湖泊地形及风浪扰动的影响。
- 2) 选择水生植被茂密的东太湖进行研究,结合固定点位的长期水质观测数据及对水生植被的遥感反演,剖析了东太湖水生植被对富营养化加剧和水下光环境恶化的响应。研究显示,由于富营养化的加剧,东太湖的多个与水生植被生长相关的水质要素在 1998 至 2014 年间不断恶化,进而引起了水生植被的消退。基于相对重要性剖分分析及 CART 模型的分析结果, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度及 Z_{SD}/WL 是影响水生植被生长最重要的两个环境因子。
- 3) 利用实测数据,通过对 QAA 模型的改进,实现了太湖固有光学特性和透明度的半分析遥感反演。与其他模型的反演结果对比显示:当 $a(560)$ 分别为 0.41 m^{-1} 、 0.99 m^{-1} 、 2.05 m^{-1} 和 3.35 m^{-1} 时, QAA.TH 模型的反演结果与实测值均最为相近。与实测值相比, QAA.TH 模型的反演结果在整个波谱区间的 MAPE 均在 0.15 以下,分别为 0.09, 0.07, 0.08 和 0.15。
- 4) 选取了卫星影像过境时间与实测采样时间在前后 1 天内的 85 个匹配样点,并使用 QAA.TH 模型反演得到了 Z_{SD} 。与实测结果对比显示,反演结果与实测值的相关关系显著,决定系数为 0.83。并将模型应用在 2003-2011 年间的 74 幅 MERIS 影像上,得到了太湖 Z_{SD} 的气候学分布。12 月到 3 月间,太湖 Z_{SD} 相对较低,变化范围为 0.56~0.61 m,全太湖

平均值为 0.59 m 左右。其中, 1 月份为全年最低值 (0.56 m); 4、5 月份 Z_{SD} 显著升高至 0.70 m 和 0.86 m; 6 月至 9 月太湖 Z_{SD} 维持在较高水平, 平均值约为 0.92 m; 10、11 月份太湖 Z_{SD} 开始呈现降低的趋势, 分别为 0.80 m 和 0.68 m。

- 5) 研究发现, 太湖水生植被在南部湖区及东部湖湾中分布频率较高, 在 32 次调查中, 胥口湾和东太湖的 VPF 均超过 0.7。随着 Z_{eu}/WD 的升高, 平均水生植被覆盖比例也有所上升: 0-0.50 (平均覆盖比例, 1.45%), 0.51-1.00 (6.31%), 1.01-1.50 (17.90%), 1.51-2.00 (36.09%), 2.01-2.50 (45.50%) 以及 >2.50 (67.73%)。在有水生植被出现的 19 个站点中, Z_{eu}/WD 与 VPF 呈现显著的正相关关系 ($r^2=0.48$, $p<0.001$, $n=19$)。当 Z_{eu}/WD 相同时, 高营养盐区域与低营养盐区域的 VPF 呈现显著差异 (t -test, $p<0.001$)。在营养盐浓度较高、污染较严重的区域, 水生植被的生长需要更好的水下光环境。本研究证实了营养盐控制在水生植被恢复过程中的重要作用。
- 6) Z_{eu}/WD 为 0.8 是太湖水生植被恢复的光环境阈值。此时水生植被覆盖区域及其他水域的判别准确率分别为 89.2% 和 78.2%。当 Z_{eu}/WD 为 0.57 和 0.8 之间时, 该区域常被稀疏的水生植被覆盖, 这些水域对于水生植被的恢复具有重要意义。
- 7) 通过建立 MODIS 波段与 $K_d(PAR)$ 的经验关系, 利用 2003-2013 年间的 MODIS 影像反演得到了太湖 Z_{eu}/WD 的平均分布。在年际变化上, 2003-2013 年之间 Z_{eu}/WD 大于 0.8 的区域从 2003 年的 267.81 km² 上升至 2005 年的 352.94 km², 随后降低到 2009 年的 228.94 km², 又降低至 2013 年的 149.44 km²。在月变化上, 全湖的 Z_{eu}/WD 大于 0.8 的区域从 1 月份的 260.13 km² 上升至 6 月份的 397.13 km², 随后上升到 8 月份的 443.38 km², 又逐渐降低至 12 月份的 308.19 km²。
- 8) 结合光学和营养盐分布情况, 太湖南部, 胥口湾, 光福湾及贡湖湾的部分区域可作为水生植被恢复的关键区域。若未来竺山湾和梅梁湾的营养盐水平继续降低, 也可作为水生植被恢复的潜在区域。

7.2 研究不足与展望

1) 太湖水生植被分布的精确遥感反演

虽然本研究中提出的水生植被遥感反演方法经验证适用于富营养化的复杂水域。但是, 其仍然存在一定不足: 首先, 是空间分辨率的问题。MODIS 影像的分辨率较低, 仅有 250 m, 使其对于小面积分布的水生植被无法判别。经研究显示, 只有当水生植被分布的面积大于 60 m 时, 才

能被 MODIS 影像检测到。其次,与实测数据比较显示,在本研究中有一种沉水植被(马来眼子菜)的鉴别效果不够理想。

因此,在未来的研究中可以通过使用光谱分辨率及空间分辨率更高的影像(如HICO),并进一步从光谱形状上对藻类及水生植被进行区分。拟尝试各种指数及阈值设定,获得更为可靠的判别方法,以实现藻类、水生植被更精确的遥感反演。

2) 水生植被的定量模拟研究。

不同种类的水生植被对光的响应有较大差异,而本研究并未细化到不同的种类。因此,未来可以通过对不同种类的水生植被进行定量模拟实验,进行现场的光学测定、定量培养试验,并结合湖底地形、湖体表面光强,进而得到水生植被种类、分布与水深、透明度、漫射衰减系数、真光层深度之间的定量耦合关系。进一步深入理解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、种群以及生物量之间的定量关系。

3) 水体固有光学参数遥感算法的改进。

本研究中对水体固有光学参数遥感半分析反演算法的改进主要基于实测数据,缺乏理论的模拟及验证。未来拟结合太湖多年的实测数据,预先分析太湖固有光学参量及生物光学参量的时空变化特征;结合卫星遥感反射率数据;进而利用 HYDROLIGHT-SBDART (Santa Barbara DISORT Atmospheric Radiative Transfer) 辐射传输耦合模型模拟不同固有光学特性和大气气溶胶特性下,天空光及水下光场的分布,从而生成建模数据集,以构建遥感反射率与水体固有光学特性的半分析算法。

附录A: 符号对照表

符号	含义
$a(\lambda)$	总吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{CDOM}}(\lambda')$	未校正的 CDOM 吸收系数 (m^{-1})
$a_{\text{CDOM}}(\lambda)$	校正后的 CDOM 吸收系数 (m^{-1})
ABAV	藻华与水生植被共存峰值时段 (the peak of coexisting Algal Bloom and Aquatic Vegetation period)
ABWAV	藻华与冬季水生植被共存时段 (prolonged coexisting Algal Bloom and Wintering Aquatic Vegetation period)
$b_b(\lambda)$	总后向散射系数 (m^{-1})
b_{bw}	纯水的后向散射系数 (m^{-1})
$b_{\text{bp}}(\lambda)$	颗粒物的后向散射系数 (m^{-1})
CART	分类和回归树模型 (Classification and Regression Trees)
CDOM	有色可溶性有机物
Chl a	叶绿素 a ($\mu\text{g/L}$)
$D(\lambda)$	吸光度 (m^{-1})
GAM	广义相加模型 (Generalized Additive Model)
IOPs	固有光学特性 (Inherent Optical Properties)
I_0	水面以下表层处的光照强度 (W/sr)
$K_d(\lambda)$	光谱漫射衰减系数 (m^{-1})
$K_d(\text{PAR})$	光合有效辐射区间的漫射衰减系数 (m^{-1})
MAPE	平均绝对百分误差 (Mean Absolute Percentage Error)
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	氨态氮 (mg/L)
PAR	光合有效辐射强度 ($\mu\text{mol}/(\text{m}^2\cdot\text{s})$)
QAA	半分析模型 (Quasi-Analytical Algorithm)
QAA.TH	改进的太湖半分析模型
QFT	定量滤膜技术 (Quantitative Filter Technique)
r	光程路径 (m)
R_{rs}	遥感反射率 (sr^{-1})
R_{rc}	瑞丽散射校正后的遥感反射率 (sr^{-1})
RRMSE	相对均方根误差 (Relative Root-Mean Square Error)
TDN	溶解性总氮 (mg/L)
TDP	溶解性总磷 (mg/L)

TSM	总悬浮物 (mg/L)
TN	总氮 (mg/L)
TP	总磷 (mg/L)
VPF	植被出现频次
Z_c	水生植被最大生长深度 (m)
Z_{eu}	真光层深度 (m)
Z_{SD}	透明度 (m)
η	颗粒物后向散射系数的光谱斜率
λ	波长 (nm)

附录B: 内陆湖泊水生植被面积变化表

参考文献	编号	湖泊名	地区	国家	湖泊面积	数据记录年份	面积	单位	SAV 比例 (%)
(Findlay 等, 2014)	1	Hudson River	New York City	USA	/	1997	52099	km ²	
						2002	42828	km ²	
						2007	38049	km ²	
(Ořaheľová 等, 2011)	2	Čičov Lake (part)		Slovak Republic	48.65	1949	29.25	ha	60.1
						1970	25.86	ha	54.4
						1990	23.93	ha	50.1
						2006	28.76	ha	60.1
(Depew 等, 2011)	3	Lake Simcoe (Cook's Bay)		Canada	44	1984	9.53	km ²	21.7
						1987	11.39	km ²	25.9
						2006	19.78	km ²	45.0
						2007	18.12	km ²	41.2
(Coops 等, 2007)	4	Ijsselmeer, (littoral area<3 m)	Rhine basin	Netherlands	99.5	1993	6.36	km ²	6.39
						1994	km ²	km ²	5.1
						1995	km ²	km ²	10.5
						1996	km ²	km ²	6.4
						1997	11.71	km ²	11.8
						1998	6.36	km ²	6.4
						1999	2.80	km ²	2.8
						2000	5.09	km ²	5.1
						2001	5.34	km ²	5.4
						2002	3.31	km ²	3.3
						2003	6.62	km ²	6.7
(Coops 等, 2007)	5	Markermeer (littoral area<3 m)	Rhine basin	Netherlands	115.7	1995	10.74	km ²	9.3
						1996	12.82	km ²	11.1
						1997	10.44	km ²	9.0
						1998	8.35	km ²	7.2
						1999	5.67	km ²	4.9
						2000	5.96	km ²	5.2
						2001	3.88	km ²	3.4
						2002	3.88	km ²	3.4
						2003	8.05	km ²	7.0
						2004	3.58	km ²	3.1
(Coops 等, 2007)	6	Volkerakmeer (littoral area<3 m)	Meuse basin	Netherlands	18.1	1992	8.24	km ²	45.5
						1993	7.53	km ²	41.6
						1994	4.84	km ²	26.7
						1995	4.44	km ²	24.5
						1996	4.53	km ²	25.0
						1997	4.79	km ²	26.5
						1998	4.26	km ²	23.5
						1999	1.61	km ²	8.9
						2000	1.61	km ²	8.9

太湖水生植被时空变化及对水下光场和富营养化的响应

						2001	0.90	km ²	5.0
						2002	0.85	km ²	4.7
						2003	1.12	km ²	6.2
						2004	1.79	km ²	9.9
(Coops 等, 2007)	7	Veluwemeer (littoral area<3 m)	Rhine basin	Netherlands	32.4	1992	1.13	km ²	3.5
						1993	3.55	km ²	11.0
						1994	5.56	km ²	17.2
						1995	11.20	km ²	34.6
						1996	8.70	km ²	26.9
						1997	18.86	km ²	58.2
						1998	21.44	km ²	66.2
						1999	23.86	km ²	73.6
						2000	25.23	km ²	77.9
						2001	25.23	km ²	77.9
						2002	19.59	km ²	60.5
						2003	18.21	km ²	56.2
						2004	21.36	km ²	65.9
(Coops 等, 2007)	8	Ketelmeer (littoral area<3 m)	Rhine basin	Netherlands	15.6	1992	0.42	km ²	2.7
						1996	0.72	km ²	4.6
						1997	0.76	km ²	4.9
						1998	0.99	km ²	6.3
						1999	1.02	km ²	6.6
						2000	1.25	km ²	8.0
						2001	1.90	km ²	12.2
						2003	3.07	km ²	19.7
						2004	0.72	km ²	4.6
(Coops 等, 2007)	9	Gooimeer (littoral area<3 m)	Rhine basin	Netherlands	16	1992	0.38	km ²	2.4
						1995	0.38	km ²	2.4
						1996	0.35	km ²	2.2
						1997	0.35	km ²	2.2
						1998	0.62	km ²	3.9
						1999	1.00	km ²	6.3
						2000	0.73	km ²	4.6
						2001	0.65	km ²	4.1
						2003	0.69	km ²	4.3
						2004	0.38	km ²	2.4
(Coops 等, 2007)	10	Wolderwijd (littoral area<3 m)	Rhine basin	Netherlands	20.2	1993	2.41	km ²	11.9
						1994	2.80	km ²	13.8
						1995	5.01	km ²	24.8
						1996	5.45	km ²	27.0
						1997	7.33	km ²	36.3
						1998	7.86	km ²	38.9
						1999	6.85	km ²	33.9
						2000	7.86	km ²	38.9
						2001	7.91	km ²	39.1
						2002	7.52	km ²	37.2
						2003	8.97	km ²	44.4
						2004	9.35	km ²	46.3
(Coops 等, 2007)	11	Zwarte Meer (littoral area<3 m)	Rhine basin	Netherlands	14.8	1993	0.47	km ²	3.2
						1995	0.90	km ²	6.1
						1996	0.68	km ²	4.6
						1997	1.68	km ²	11.4
						1998	0.47	km ²	3.2

附录

						1999	3.19	km ²	21.6
						2000	1.68	km ²	11.4
						2001	2.47	km ²	16.7
						2002	0.72	km ²	4.8
						2003	1.94	km ²	13.1
						2004	0.72	km ²	4.8
(Coops 等, 2007)	12	Gouwzee (littoral area<3 m)	Rhine basin	Netherlands	11.8	1992	2.61	km ²	22.1
						1993	1.89	km ²	16.1
						1994	3.57	km ²	30.2
						1995	5.74	km ²	48.6
						1996	5.85	km ²	49.5
						1997	5.16	km ²	43.7
						1998	5.74	km ²	48.6
						1999	5.38	km ²	45.6
						2000	5.74	km ²	48.6
						2001	5.85	km ²	49.5
						2002	5.71	km ²	48.4
						2003	6.48	km ²	54.9
						2004	6.64	km ²	56.3
(Coops 等, 2007)	13	Zoommeer (littoral area<3 m)	Scheldt basine	Netherlands	3.2	1992	1.53	km ²	47.81
						1993	1.28	km ²	39.9
						1994	1.11	km ²	34.7
						1995	1.01	km ²	31.5
						1996	1.31	km ²	40.8
						1997	1.47	km ²	46.1
						1998	1.21	km ²	37.9
						1999	0.84	km ²	26.2
						2000	0.37	km ²	11.7
						2001	0.23	km ²	7.3
						2002	0.23	km ²	7.3
						2003	0.43	km ²	13.4
						2004	0.78	km ²	24.5
(Zhu 等, 2007)	14	Sodus Bay, Lake Ontario		USA	14.1	1972	3.57	km ²	25.3
						1980	3.75	km ²	26.6
						1999	5	km ²	35.5
						2000	5.18	km ²	36.7
						2001	5.37	km ²	38.1
						2002	4.77	km ²	33.8
(Zhu 等, 2007)	15	Chaumont Bay, Lake Ontario		USA	62.2	1982	5.1	km ²	8.2
						2001	6.1	km ²	9.8
(Cristofor 等, 2003)	16	Danube Delta	Europe		>1000ha	1975	6071	ha	
						1982	3266	ha	
						1987	676	ha	
						1994	2209	ha	
(Rybicki 和 Landwehr, 2007)	17	Tidal Potomac River	Chesapeake Bay	USA	>1000ha	1990	23.96	km ²	
						1993	17.75	km ²	
						1994	14.61	km ²	
						1995	11.98	km ²	
						1996	12.51	km ²	
						1997	12.47	km ²	
						2001	32.49	km ²	
(Körner, 2001)	18	Lake Müggelsee	Berlin	Germany	740	1900	250	ha	33.8
						1969	21.5	ha	2.9

太湖水生植被时空变化及对水下光场和富营养化的响应

						1993	7	ha	1.0
						1999	22	ha	0.3
(Lauridsen 等 , 19	Lake Damhusø	Denmark	约 200		1993			ha	56.7
					1994			ha	73.1
					1995			ha	68.5
					1996			ha	47.9
					1997			ha	55.9
					1998			ha	80.3
					1999			ha	66.0
					2000			ha	89.5
(Lauridsen 等 , 20	Lake Røgbølle	Denmark	约 200		1993			ha	41.6
					1994			ha	50.9
					1995			ha	40.5
					1996			ha	52.2
					1997			ha	51.1
(Lauridsen 等 , 21	Lake Ravn	Denmark	约 200		1993			ha	1.7
					1994			ha	4.4
					1996			ha	8.8
					1997			ha	2.9
					1998			ha	2.5
					1999			ha	4.4
					2000			ha	4.0
(Lauridsen 等 , 22	Lake Furesø	Denmark	约 200		1993			ha	3.5
					1994			ha	1.7
					1995			ha	2.3
					1996			ha	5.8
					1997			ha	5.6
					1998			ha	10.6
					1999			ha	4.6
					2000			ha	7.9
(Lauridsen 等 , 23	Lake Arreskov and	Denmark	约 100		1993			ha	0.6
					1994			ha	0.4
					1995			ha	5.2
					1996			ha	12.6
					1997			ha	60.2
					1998			ha	29.4
					1999			ha	0.9
					2000			ha	7.1
(Lauridsen 等 , 24	Lake Væng	Denmark	约 100		1988			ha	2.4
					1989			ha	50.1
					1990			ha	81.2
					1991			ha	84.4
					1992			ha	30.2
					1993			ha	4.5
					1994			ha	60.2
					1995			ha	75.4
					1996			ha	24.0
					1997			ha	1.5
					1998			ha	1.1
					1999			ha	0.4
					2000			ha	0.9
(Rooney 和 Kalff, 25	Lake Brome	Quebec	Canada	14.5	1997	1.08		km ²	7.4
					1998	1.75		km ²	12.1
(Rooney 和 Kalff, 2000)	26 Lake D'Argent	Quebec	Canada	0.96	1997	0.25		km ²	26.2

附录

						1998	0.29	km ²	30.0
(Rooney 和 Kalff,	27	Lake Magog	Quebec	Canada	10.8	1997	1.40	km ²	13.0
						1998	2.01	km ²	18.6
(Rooney 和 Kalff,	28	Lake Roxton	Quebec	Canada	1.79	1997	0.28	km ²	15.6
						1998	0.74	km ²	41.6
(Rooney 和 Kalff,	29	Lake Waterloo	Quebec	Canada	1.5	1997	0.09	km ²	6.1
.....						1998	0.18	km ²	12.1
(Knapton 和 Petrie,	30	Sodus Bay, Lake Ontario		USA	>1000	1972	992	ha	
1999)					(ha)	1980	1378	ha	
						2000	2027	ha	
						2001	1976	ha	
						2002	1598	ha	
(Robbins, 1997)	31	Gavaraget, Lake Sevan	Transcaucasus	Armenia	47.88	2006	8.19	ha	17.1
						2007	18.02	ha	37.6
						2008	9.48	ha	19.8
(Luo 等, 2016)	32	Lake Okeechobee	Florida	USA	173000	1992	12000	ha	6.94
						1999	1000	ha	0.58
(Anderson 和 Kneitel, 2015)	33	southeastern Lake Saint-Pierre		Canada	62	1965	22.37	km ²	36.1
						1976	0.91	km ²	1.5
						1984	10.81	km ²	17.4
						1985	13.53	km ²	21.8
						1986	12.57	km ²	20.3
						1987	17.89	km ²	28.9
						1988	10.53	km ²	17.0
						1990	16.31	km ²	26.3
(Nishihiro 等, 2014)	34	Lake Mikata	West Honshu	Japan	3.56	2003	0.14	km ²	3.8
						2004	0.36	km ²	10.1
						2005	0.41	km ²	11.6
						2006	0.66	km ²	18.6
						2007	0.34	km ²	9.6
						2008	2.13	km ²	59.8
						2009	2.37	km ²	66.7
						2010	2.71	km ²	76.1
						2011	1.60	km ²	44.9
(Silva 等, 2013)	35	Curuai	lower Amazon	Brazil	\	1974	1123	km ²	
						1986	1140	km ²	
						1997	1710	km ²	
						2005	1636	km ²	
(Silva 等, 2013)	36	Monte Alegre	lower Amazon	Brazil	\	1974	838	km ²	
						1986	851	km ²	
						1997	1291	km ²	
						2005	1298	km ²	
(Lu 等, 2012)	37	Lake Dianchi	Yunnan-Guizhou Plateau	China	300	1961	264.5	km ²	88.2
						1978	64.5	km ²	21.5
						1997	15.5	km ²	5.2

太湖水生植被时空变化及对水下光场和富营养化的响应

						2010	7.3	km ²	2.4
(Oršahel'ová 等, 2011)	38	Čičov Lake	Danube floodplain	Slovakia	47.9	1949	12.5	ha	26.1
						1970	9.52	ha	19.9
						1990	7.09	ha	14.8
						2006	11.2	ha	23.4
(Tótrai 等, 2011)	39	Lake Major		Hungary	10	1999	0.91	ha	9.1
						2000	4.02	ha	40.2
						2001	2.64	ha	26.5
						2002	4.57	ha	45.7
						2005	8.46	ha	84.6
						2006	7.88	ha	78.8
						2007	2.87	ha	28.7
						2008	5.62	ha	56.2
						2009	7.02	ha	70.3
(Bajer 等, 2009)	40	Hennepin and Hopper Lakes	historic floodplain of the Illinois	USA	508	2004	480.85	ha	94.7
						2005	403.30	ha	79.4
						2006	317.98	ha	62.6
						2007	93.07	ha	18.3
(Sammons 等, 41)	41	Chattahoochee River	Florida	USA	5144	1997	1337.44	ha	26
						2000	1337.44	ha	26
						2001	771.6	ha	15
(Sammons 等, 42)	42	Flint River(Lake)	Florida	USA	4769	1997	1526.08	ha	32
						2000	1907.6	ha	40
						2001	1335.32	ha	28
(Sammons 等, 43)	43	Spring Creek(Lake)	Florida	USA	2343	1997	1780.68	ha	76
						2000	1686.96	ha	72
						2001	515.46	ha	22
(Valta-Hulkkonen 44)	44	Lake Luupuvesi	Finnish	Finnish	704	1953	96	ha	13.6
						1996	355	ha	50.4
						2000	258	ha	36.6
(Ruggiero 等, 2004)	45	Lake Duchessa	Apennine	Italy	3.5	1997	1.75	ha	50
						1998	2.8	ha	80
						1999	3.15	ha	90
						2000	3.15	ha	90
(Maccina 和 46)	46	Lake Gunterville	Tennessee	USA	28000	1986	6440	ha	23
						1988	7840	ha	28
						1991	1960	ha	7
						1993	3080	ha	11
(Maccina 和 47)	47	Lake Wheeler	Tennessee	USA	27200	1987	3808	ha	14
						1990	544	ha	2
						1993	2176	ha	8
(Liu 等, 2015)	48	Lake Taihu	Yangtze	China	2338	2003	366.31	km ²	15.7
						2004	402.94	km ²	17.2
						2005	370.63	km ²	15.9
						2006	276.44	km ²	11.8
						2007	265.94	km ²	11.4
						2008	503.38	km ²	21.5

附录

2009	414.50	km ²	17.7
2010	290.94	km ²	12.4
2011	380.81	km ²	16.3
2012	360.38	km ²	15.4
2013	323.56	km ²	13.8
