



中国科学院大学

University of Chinese Academy of Sciences

博士学位论文

基于无人机及多源数据的黄海绿潮监测研究

作者姓名: 徐福祥

指导教师: 高志强 研究员 中国科学院烟台海岸带研究所

学位类别: 工学博士

学科专业: 环境科学

培养单位: 中国科学院烟台海岸带研究所

2018 年 6 月

**The UAV and Multi-resource data-based research on green tide
monitoring in the Yellow Sea**

**A dissertation submitted to
University of Chinese Academy of Sciences
in partial fulfillment of the requirement
For the degree of
Doctor of Philosophy
in Environmental Science**

By

Xu Fuxiang

Supervisor : Professor Gao Zhiqiang

**Yantai Insitute of Coastal Zone Research,
Chinese Academy of Sciences**

June 2018

摘 要

2008 年以来,已经连续 10 年在黄海大面积暴发绿潮灾害,对附近沿岸城市的生态环境、近海养殖以及观光旅游产业造成持续威胁。本文开展基于无人机的多源数据黄海绿潮监测研究,以弥补传统卫星遥感监测手段在绿潮早期监测和区域绿潮监控治理方面存在的空间和时间分辨率不足的问题。首先采用四种基于无人机 RGB 影像的颜色指数分别对岸滩绿潮、海面漂浮绿潮以及紫菜筏架附着绿潮藻进行监测识别,确定不同情景下的最佳绿潮识别算法。在此基础上,根据无人机的现场调查数据,提出辐射沙洲区绿潮藻初始生物量估算模型,并结合 S2A 影像和现场调查数据对辐射沙洲区绿潮藻初始生物量进行估算。综合利用无人机、航次调查以及 GF-1 WFV 数据对 MODIS 绿潮监测的误差进行定量分析,并利用 MODIS 数据分析 2015 年以来黄海绿潮的时空变化特征,为绿潮的综合防控提供参考依据。主要结论如下:

(1) 利用无人机对岸滩、海面、筏架三种情景下的绿潮进行监测时,精度最高的常用颜色指数分别是 GLI、NGBDI 和 NGRDI。(2) 验证了紫菜养殖筏架梗绳上附着绿潮藻是辐射沙洲区绿潮藻初始生物量的主要来源。(3) 基于卫星遥感、无人机航拍以及现场调查数据估算,2017 年有 2900 t 绿潮藻被丢弃入海,成为绿潮暴发的初始生物量。(4) 多源验证数据表明 MODIS 仍是目前绿潮监测的重要数据源。MODIS 数据对 10 m 以下绿潮斑块监测精度较低,对于 100 m 以上绿潮具有较高的监测精度;MODIS 数据对绿潮的位置信息具有较高的监测精度,对大范围绿潮进行面积估算时有 50%左右的监测误差。(5) 2016 年是黄海绿潮 2008 年暴发以来面积最大的一年,2017 年有下降的趋势;绿潮整个生消过程符合“形成→发展→爆发→治理→消亡”的规律,当绿潮处于“发展”阶段并处在苏北浊水区时是最佳的绿潮打捞治理时机。

论文创新点: 1) 验证了适用于不同环境下绿潮监测的无人机颜色指数。2) 提出一种辐射沙洲区筏架绿潮藻初始生物量估算模型,对 2017 年筏架绿潮藻入海生物量进行估算。3) 利用多源同步数据定量揭示 MODIS 绿潮监测误差。

关键词: 无人机, 绿潮, 生物量, MODIS, Sentinel-2A

Abstract

Since 2008, a large-scale green tide disaster has occurred in the Yellow Sea for 10 years. Every summer, the southern coastal cities of Shandong peninsula have to invest a large amount of resources and manpower to salvage, collect and deal with green algae landings along the coastal zone. As well as the ecological environment, aquaculture and tourism industry in the coastal cities. In addition, masses of floating green tide biomass significantly impact the coastal tourism industry, the coastal economy, ecological environment, and aquaculture industry. This study focuses mainly on the green tide detecting algorithm based on unmanned aerial vehicle (UAV), in order to make up for the defect of spatial and temporal resolution in the early monitoring of the green tide and the control of regional green tide by the traditional satellite remote sensing monitoring. Four kinds of color indexes based on the RGB image of UAV were used to identify the green tide of the sea beach and the sea surface and the green tide algae attached to the raft frame, respectively, to determine the best green tide recognition algorithm under different scenarios. Then, using the UAV to investigate the initial biomass of green alga in the radial sand ridge area, and the initial biomass estimation model of green algae in radial sand ridge area was proposed. In addition, the initial biomass was estimated with UAV images and sentinel-2A image, with the help of the field survey data. The authenticity of the MODIS green tide monitoring was tested by using the unmanned aerial vehicle image data, the voyage survey data and the synchronous GF-1 WFV image, and the error of the MODIS green tide monitoring was also quantitatively analyzed. On this basis, MODIS image data was used to extract the information of the green tide in recent 3 years in the Yellow Sea. Then, the temporal and spatial variation characteristics of the green tide since 2015 were analyzed, and reference was also provide for the comprehensive prevention and control of green tide. The main conclusions were listed as follows:

(1) The best monitoring index of green tide is GLI under the beach environment, and the NGBDI index has the highest monitoring precision for the floating green tide of the sea surface, and the best monitoring index of raft attached green tide algae is NGRDI. (2) The tracking aerial survey about the harvest of *P. yezoensis* and removal of raft found that the main source of the initial biomass of the green algae in the radial

sand ridge area was the green algae attaching to the rope of aquaculture rafts. (3) The initial biomass estimation model of the green algae attaching to rafts in the radial sand ridge area was proposed, and the initial biomass was estimated with the help of satellite remote sensing, UAV aerial photography and field survey data. It showed 2900 t green algae were discarded into the sea and became the initial biomass of the green tide in 2017. (4) MODIS image data has low monitoring precision for the green tide patches below 10 m, but high precision for the patches above 100 m. There is about 50% monitoring error when using MODIS to estimate the area of the large green tide, but it still has high monitoring accuracy for the location information of the green tide, because of its better temporal resolution and historical data consistency, MODIS data is still an important data source for green tide monitoring in the future. (5) Through the analysis of the spatial and temporal characteristics of green tide in the last 3 years in the Yellow Sea, the results show that the area of green tide in 2016 is the largest since the outbreak of the green tide in 2008, followed by 2015, and the declining trend in 2017. The whole process of green tide in the last 10 years is in conformity with the regular pattern of "appearance, development, bloom, treatment, and disappeared". The best time and location to salvage the green tide is when the green tide is in the "development" stage and is located in the muddy water area of Northern Jiangsu Shoal.

The innovation points: 1) The suitable color indexes for UAV green tide monitoring in different environments were verified. 2) A initial biomass estimation model of green algae in radial sand ridge area was proposed. 3) Quantitative analysis of MODIS green tide monitoring error using multi-source synchronous data.

Key words: UAV, green tide, biomass, MODIS, Sentinel-2A.

目 录

第 1 章 绪论	1
1.1 选题背景及意义	1
1.2 国内外研究进展	3
1.2.1 浒苔遥感监测研究进展	3
1.2.2 绿潮暴发成因及运移机制的研究	6
1.2.3 基于无人机的绿潮识别研究	8
1.2.4 筏架绿潮藻生物量估算研究	9
1.3 研究区概况	11
1.4 研究内容和方法	12
1.4.1 研究内容	12
1.4.2 研究方法	14
1.5 论文组织结构	14
第 2 章 数据源与数据处理	16
2.1 无人机航拍数据	16
2.2 卫星遥感影像数据	18
2.2.1 MODIS 影像	18
2.2.2 GF-1 WFV 与 Sentinel-2A MSI 影像	22
2.3 其他辅助数据	22
第 3 章 基于无人机数据的黄海绿潮监测机理与方法	24
3.1 数据与方法	24
3.1.1 无人机数据获取	24
3.1.2 基于 RGB 的颜色指数	24
3.1.3 无人机数据处理	25
3.2 基于无人机的岸滩绿潮监测研究	25
3.2.1 样本区选择及数据处理	25
3.2.2 岸滩绿潮 RGB 波段特征分析	26
3.2.3 岸滩绿潮不同颜色指数空间分布特征	26
3.2.4 岸滩绿潮监测结果分析	28
3.3 基于无人机的海面漂浮绿潮监测研究	30

3.3.1 样本区选择及数据处理.....	30
3.3.2 海面漂浮绿潮 RGB 波段特征	30
3.3.3 海面绿潮不同颜色指数空间分布特征.....	31
3.3.4 海面绿潮监测结果分析.....	33
3.4 基于无人机的紫菜养殖筏架附着绿潮监测.....	34
3.4.1 样本区选择及数据处理.....	35
3.4.2 养殖筏架绿潮 RGB 波段特征	36
3.4.3 养殖筏架绿潮不同颜色指数空间分布特征	37
3.4.4 养殖筏架绿潮监测结果分析	39
3.5 本章小结.....	40
第 4 章 无人机支持的辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量估算.....	41
4.1 数据与方法.....	42
4.2 辐射沙洲区绿潮藻来源研究.....	43
4.2.1 辐射沙洲区紫菜筏架绿潮藻来源概览	44
4.2.2 辐射沙洲区绿潮藻来源分析.....	44
4.2.2.1 紫菜养殖收获过程绿潮藻航拍调查.....	45
4.2.2.2 竹架剥落绿潮藻航拍调查	45
4.2.2.3 筏架梗绳剥落绿潮藻航拍调查.....	46
4.2.3 结论与讨论	48
4.3 辐射沙洲区绿潮藻初始生物量计算模型.....	48
4.3.1 筏架实际覆盖面积计算模型	49
4.3.2 辐射沙洲区筏架梗绳长度计算模型.....	51
4.3.3 基于哨兵 Sentinel-S2A 影像的辐射沙洲区筏架面积提取.....	52
4.3.4 辐射沙洲区筏架绿潮藻初始生物量估算	55
4.4 结论与讨论.....	56
4.4.1 无人机在绿潮监测上的应用潜力.....	56
4.4.2 对筏架绿藻进行高精度监测	57
4.5 本章小结.....	58
第 5 章 基于无人机及多源数据的 MODIS 绿潮监测真实性检验 59	
5.1 数据与方法.....	59
5.2 基于无人机的 MODIS 绿潮监测真实性检验	60
5.2.1 样本区选择及数据获取	60

5.2.2 数据处理	61
5.2.3 结果与分析	63
5.3 基于航次观测数据的 MODIS 绿潮监测真实性检验	65
5.3.1 样本区选择及数据获取	66
5.3.2 数据处理	67
5.3.3 结果与分析	70
5.3.4 讨论	72
5.4 基于高分辨率卫星数据的 MODIS 绿潮监测真实性检验	72
5.4.1 样本区选择及数据获取	73
5.4.2 结果与分析	74
5.5 本章小节	77
第 6 章 近三年黄海绿潮时空变化研究	78
6.1 近三年绿潮初始位置时空变化研究	78
6.1.1 数据与处理方法	78
6.1.2 结果与讨论	80
6.2 近三年绿潮运移特征时空变化研究	81
6.2.1 数据与方法	81
6.2.2 近三年绿潮运移路径变化研究	82
6.2.3 近三年绿潮运移趋势变化研究	87
6.3 近三年绿潮持续时间与暴发面积变化研究	92
6.3.1 2015 年黄海绿潮暴发面积变化研究	92
6.3.2 2016 年黄海绿潮暴发面积变化研究	94
6.3.3 2017 年黄海绿潮暴发面积变化研究	95
6.4 讨论	97
6.5 本章小结	98
第 7 章 结论与展望	100
7.1 结论	100
7.2 创新	101
7.3 不足与展望	101
参考文献	103
致 谢	113

作者简历及攻读学位期间发表的学术论文与研究成果115

图 目 录

图 1.1 论文技术路线.....	13
图 2.1 无人机绿潮航拍工作图.....	16
图 3.1 样本区位置示意图.....	26
图 3.2 岸滩地物 RGB 波段统计特征.....	27
图 3.3 岸滩地物颜色指数空间分布图.....	28
图 3.4 岸滩绿潮监测结果图.....	29
图 3.5 研究区位置示意图.....	31
图 3.6 海面漂浮绿潮和海水 RGB 波段统计特征.....	31
图 3.7 海面绿潮样本区颜色指数空间分布图.....	32
图 3.8 海面绿潮监测结果图.....	34
图 3.9 研究区位置示意图.....	35
图 3.10 紫菜筏架区样本示意图.....	36
图 3.11 紫菜养殖筏架地物 RGB 波段统计特征.....	37
图 3.12 紫菜养殖筏架指数空间分布图.....	38
图 3.13 筏架附着绿潮监测结果图.....	40
图 4.1 紫菜养殖筏架无人机航拍图.....	43
图 4.2 紫菜收获作业图.....	45
图 4.3 竹架拆除过程无人机航拍图.....	46
图 4.4 梗绳拆除过程无人机航拍图.....	47
图 4.5 辐射沙洲区紫菜养殖筏架图.....	49
图 4.6 辐射沙洲区紫菜养殖筏架正射航拍图.....	50
图 4.7 辐射沙洲区紫菜养殖筏架空间布置抽象模型.....	51
图 4.8 辐射沙洲区筏架面积提取过程图.....	53
图 4.9 辐射沙洲区紫菜筏架与海水深度空间叠加图.....	54
图 5.1 无人机海面绿潮航拍图.....	61
图 5.2 无人机拍摄的绿潮图斑连续正射影像.....	62
图 5.3 无人机合成影像及提取的绿潮分布图.....	63
图 5.4 无人机航拍区域 MODIS 影像.....	64
图 5.5 无人机航拍区域绿潮及海表面风场空间分布.....	65

图 5.6 航次站位示意图.....	66
图 5.7 研究区 MODIS 影像假彩色合成图.....	68
图 5.8 研究区海表面风场空间分布图.....	69
图 5.9 2016 年 5 月 19 日航次站位点缓冲区与绿潮分布叠置图.....	70
图 5.10 研究区位置空间示意图.....	73
图 5.11 GF-1 假彩色影像和 MODIS 影像 NDVI 值对比图.....	74
图 5.12 GF-1 和 MODIS 影像绿潮提取结果示意图.....	75
图 6.1 2015-2017 年黄海绿潮卫星首次观测地点空间分布示意图.....	79
图 6.2 南黄海海表面温度空间分布图.....	81
图 6.3 绿潮运移趋势示意图.....	82
图 6.4 2015 年黄海绿潮移动路径空间示意图.....	83
图 6.5 绿潮暴发海域海表面风场分布图.....	84
图 6.6 2016 年黄海绿潮移动路径空间示意图.....	85
图 6.7 2017 年黄海绿潮移动路径空间示意图.....	86
图 6.8 2015 年黄海绿潮运移趋势空间示意图.....	87
图 6.9 黄海绿潮暴发海域海表温度空间分布图.....	88
图 6.10 绿潮在不同海水环境下的漂浮航拍图.	89
图 6.11 2016 年黄海绿潮运移趋势空间示意图.....	90
图 6.12 绿潮暴发海域海表面风场空间分布图.....	91
图 6.13 2017 年黄海绿潮运移趋势空间示意图.....	91
图 6.14 2015 年绿潮分布面积统计图.....	92
图 6.15 黄海绿潮暴发海域海表面温度空间分布图.....	93
图 6.16 2016 年绿潮分布面积统计图.....	95
图 6.17 2017 年绿潮漂浮面积统计图.....	96

表 目 录

表 1.1 石莼属绿藻种的全球分布.....	2
表 1.2 浒苔属绿藻种的全球分布.....	2
表 2.1 本研究使用的卫星影像列表.....	19
表 3.1 岸滩绿潮不同颜色指数绿潮提取阈值与提取精度.....	30
表 3.2 海面绿潮不同颜色指数海面绿潮提取阈值与提取精度.....	33
表 3.3 筏架绿潮藻不同颜色指数筏架附着绿潮提取阈值与精度.....	39
表 5.1 航测站位观测点绿潮灾害等级分类及其描述.....	67
表 5.2 基于走航站位点的 MODIS 绿潮监测精度.....	71
表 5.3 基于 GF-1 影像的绿潮提取结果与精度.....	76

第1章 绪论

1.1 选题背景及意义

2008年6月,我国青岛附近海域出现大规模绿潮灾害现象,对即将开始的奥帆赛项目产生威胁,引起国内外广泛的关注(Hu and He, 2008; 史合印,邢前国, 2010)。绿潮是普遍发生在沿岸国家的大型海洋绿潮藻过度增殖的生态灾害现象。已有的研究表明,形成绿潮的藻类主要是对营养盐具有较强吸收能力和适应环境胁迫能力较强的机会主义海藻(王晓坤, 2007)。这些藻类主要包括石莼属、浒苔属、硬毛藻属以及刚毛藻属等(Blomster and Stanhope, 2002; Russell, 1996)。绿潮通常发生在水体营养盐含量较高的河口、泻湖、内湾和城市密集的海岸等水域环境中。绿潮暴发的时间通常在春夏之交,最多可持续长达2-3个月。根据已有的报道,从上个世纪70年代开始,全球沿岸地区,比如美国、日本、法国、南非、菲律宾中国等已经连续发现大型海洋绿藻造成的绿潮灾害现象(Anderson等, 2002; Largo等, 2004; Charlier等, 2007; Nelson等, 2008; Sun等, 2008; Yabe等, 2009; Shimada等, 2010),并有愈演愈烈的趋势,可见绿潮现象已经成为一个世界性的严重生态问题(表1.1、1.2)(唐启升等, 2010)。

2008年以来青岛海域暴发的绿潮灾害主要的优势种是绿藻纲石莼科浒苔属绿藻,藻体呈管状中空,多以单条或分支的形态存在,光合作用下会产生氧气并形成气囊,最终可以使藻体漂浮在海水表面,大量的绿藻聚集形成遮蔽海面的大型漂浮绿潮斑块条带即形成绿潮灾害(王晓坤等, 2007; 叶乃好等, 2008; 王浩东, 2012)。

南黄海海域绿潮的持续时间之长、影响海域范围之广、清理难度之大世所罕见(蒋兴伟等, 2009),被认为是世界最大规模的大型藻华现象(Liu等, 2013a; Xing等, 2015a)。另据中国海洋灾害公报结果,2008年黄海绿潮灾害对山东、江苏两省沿岸近海海域产生重大灾害影响,直接经济损失可达13.22亿元,对近海养殖以及观光旅游产业的等相关产业带来的负面影响不可估量(Wang等, 2012; Lyons等, 2014; Xing等, 2015b; Keesing等, 2016)。因此,绿潮

灾害已经成为我国一项重要的海洋环境生态灾害问题,对绿潮灾害进行综合监测与防控治理迫在眉睫。

表 1.1 石莼属绿藻种的全球分布

Table 1.1 Global distribution of *Ulva* species

石莼属种类	爆发地点	石莼属种类	爆发地点
<i>Ulva rigida</i>	英国 <i>Langstone Harbour</i>	<i>Ulva rotundata</i>	法国 <i>Brittany</i>
	意大利 <i>Sacca di Goro lagoon</i>	<i>Ulva fasciata</i>	巴西 <i>Cabo Frio region</i>
	巴西 <i>Cabo Frio region</i>	<i>Ulva ohnoi</i>	日本 <i>Kochi Bay</i> 高知
	阿根廷 <i>Golfo Nuevo Patagonia</i>	<i>Ulva reticulate</i>	菲律宾 <i>Mactan Island</i>
	荷兰 <i>Veerse Meer lagoon</i>	<i>Ulva pertusa</i>	法国 <i>Thau Lagoon</i>
<i>Ulva lactuca</i>	英国 <i>Ythan Estuary</i>	<i>Ulva armoricana</i>	法国 <i>Brittany</i>
	荷兰 <i>Veerse Meer lagoon</i>	<i>Ulva curvata</i>	西班牙 <i>Palmones River Estuary</i>
	菲律宾 <i>Mactan Island</i>		荷兰 <i>Veerse Meer lagoon</i>
	印度 <i>Jaleswar Island</i>		
<i>Ulva fenestrata</i>	美国 <i>Nahcotta Jetty</i>	<i>Ulva scandinavica</i>	荷兰 <i>Veerse Meer lagoon</i>

表 1.2 浒苔属绿藻种的全球分布

Table.1-2 Global distribution of *Enteromorpha* species

浒苔属种类	爆发地点	浒苔属种类	爆发地点
	葡萄牙 <i>Mondego estuary</i>	<i>Enteromorpha</i>	美国 <i>Tokeland</i>
	美国 <i>South California</i>	<i>prolifera</i>	中国 <i>Yellow Sea</i>
<i>Enteromorpha</i>	美国	<i>Enteromorpha</i>	美国
<i>intestinalis</i>	<i>Hood Canal Belfair State Park</i>	<i>Linza</i>	<i>Hood Canal Belfair State Park</i>
	芬兰 <i>Espoo, Haukilahti</i>	<i>Enteromorpha</i>	美国 <i>Muskegon lake</i>
	芬兰 <i>West Coast</i>	<i>flexuosa</i>	

通常绿潮在海面分布范围较广,有时可达数万平方公里(张苏平等,2009),因此依靠传统的航次调查方式很难对海上大范围绿潮进行全面实时的监控。而卫

星遥感影像具有较高的时效性、经济性以及大面积同步观测的能力而作为绿潮灾害动态监测的重要手段，并广泛应用于黄海绿潮的防控监测（赵英时，2003；吴玲娟等，2013）。但是现阶段对于黄海绿潮的遥感监测研究主要聚焦于卫星遥感的提取方法以及大面积绿潮的分布面积、漂移过程等宏观空间信息，对于绿潮在形成大面积条带斑块之前漂浮藻体的形成以及聚集机制依然了解甚少。而鉴于卫星遥感相对较低的空间分辨率，利用卫星首次观测到绿潮暴发时，漂浮藻体覆盖面积往往已经达到数十平方公里（黄娟等，2014），进而导致黄海绿潮灾害的防控治理还处于被动应对的阶段。

另外，有学者研究发现辐射沙洲区域的大规模紫菜养殖筏架上的绿潮藻生物量巨大，可为南黄海的大面积绿潮爆发提供初始的生物量，可能是黄海绿潮大面积爆发的原因之一（Liu等，2009；Liu等，2010）。而紫菜养殖筏架上附着绿潮藻空间尺寸极小，利用卫星遥感影像对其监测分析时精度远远不够。同时，辐射沙洲区干湿交替的泥滩环境限制了实地采样调查的活动范围与时间，传统的调查手段难以大面积展开（曹可等，2017）。

而无人机影像同卫星影像相比具有更高的空间分辨率；还可以根据需及时调整目标地区，现势性极高；同时旋翼的无人机便携性好，并且受大气状况影响较小（Jannoura等，2015；Vega等，2015；Senthilnath等，2016）。将无人机应用到绿潮监测中将能极大地弥补绿潮早期监测中遥感影像精度的不足，同时还可以配合卫星遥感影像对筏架附着绿潮藻进行大范围精确调查；另外依靠无人机空间分辨率接近真实值的特点，可以对卫星遥感绿潮监测的真实性进行检验，为绿潮时空动态监测提供更加科学可信的参考依据。因此无人机技术在绿潮灾害监测方面具有较大的应用潜力。但目前无人机绿潮监测的潜力还未引起足够重视，对于无人机绿潮监测的研究报道还较少。因此开展基于无人机支持的多源数据黄海绿潮监测研究对阐明黄海绿潮暴发机制以及综合监测防控预警具有重要意义。

1.2. 国内外研究进展

1.2.1 浒苔遥感监测研究进展

相较于传统的实地现场调查手段，卫星遥感技术具有更高的时效性、更佳的

经济性,同时卫星遥感还具有大面积同步观测的能力,因此针对漂浮绿潮在海面大面积分布的特征,基于卫星遥感的绿潮监测成为绿潮动态监测的及时有效手段(赵英时,2003;吴玲娟等,2013)。利用卫星遥感对大面积绿潮进行动态监测,可以全天候监控绿潮漂移趋势以及空间分布态势以及分布面积,提高对绿潮灾害的感知能力,在最短时间内掌握绿潮灾害发展态势,使绿潮打捞防控以及灾害预警等应对措施更为科学合理,减少沿岸居民及相关产业损失(姚东瑞,2011)。

MODIS 影像由于获取方便和较高的时间分辨率(一天两次)而在绿潮监测中得到广泛应用(邱亚会等,2015)。王宁等(2014)基于 MODIS 卫星影像数据,分析不同生长阶段下归一化植被指数(NDVI)、比值植被指数(RVI)、大气阻抗植被指数(ARVI)、差值植被指数(DVI)以及增强型植被指数(EVI)五种植被指数对绿潮的检测发现能力,并利用“类间距”作为植被指数探测能力的指标,并研究发现 NDVI 指数相较于其他四种指数在 MODIS 绿潮监测中的精度以及稳定性均较高,可作为绿潮遥感监测的判读指数。而梁刚(2011)则基于 MODIS 影像数据研究了单波段阈值法、多波段比值法、图像分类法、叶绿素-a 浓度反演以及归一化植被指数的绿潮监测技术,结果发现多波段比值法对绿潮信息探测提取效果最佳。

吴孟泉等(2014)利用 MODIS 数据结合 NDVI 指数法提取 2008 年至 2012 年山东半岛浒苔爆发的时间、面积、影响范围等参数,综合对比发现 2008 年和 2009 年浒苔较其他年份爆发较为严重;Liu 等(2013a)和 Kessing 等(2011)利用 MODIS 数据和 SAI 分类法提取了 2007 年至 2009 年黄海浒苔爆发情况,并认为江苏浅滩附近的紫菜养殖是浒苔爆发的可能成因。李三妹等(2010)基于 MODIS 卫星数据,利用可见光与近红外波段光谱在普通海水和绿潮水体之间的差异特征建立了绿潮监测模型,并利用该模型方法监测了 2008 年 5-7 月份黄海海域的绿潮信息,同时发现了绿潮的移动主要受风场和洋流的综合作用的影响。邢前国等(2011)利用 MODIS 等数据对 2007-2010 年间黄海和东海绿潮进行了监测,结果表明虽然绿潮在 5 月初有沿苏北沿岸流向南漂移并影响东海海域的趋势,但是随着夏季季风的加强,绿潮主要的漂移方向是山东半岛附近海域,部分甚至可横跨整个黄海,漂向朝鲜半岛南部附近海域。Lin Qi 等(2016)基于 MODIS

卫星影像利用面向对象的绿潮信息提取方法对 2007 年到 2015 年的黄海绿潮信息进行了统计分析。发现 2008 年以后黄海绿潮分布面积具有下降的趋势,但是 2012 年以后分布面积又急剧升高,并于 2015 年达到最高值,同时 2015 年也是有报道以来的最高值。而在月际变化上除了 2009 和 2010 年以外,黄海绿潮最大的分布面积均为 6 月份。

除了 MODIS 影像,其他卫星影像由于分辨率往往更高,因此在绿潮监测中也有广泛应用。李颖等(2011)对预处理后的 RADARSAT-1、ALOS-PALSAR、ENVISAT-ASAR 三种雷达数据进行灰度值分割,并对正常海水以及浒苔进行了对比分析,得到不同极化方式以及不同传感器对应的浒苔灰度值的分布范围,研究表明,虽然三种雷达数据都能有效监测浒苔分布信息,但 ENVISAT-ASAR 数据对浒苔探测提取的效果最为突出。类似的,Shen 等(2014)基于新的指数因子,利用 RADARSAT-2 合成孔径雷达影像确定了绿潮在遥感图像上的灰度值以及后向散射系数的有效范围,并据此将绿潮同海水区分开来,实现了不同极化方式下雷达影像上绿潮的无监督探测,并可通过建立有效的阈值自动提取绿潮信息。

蒋兴伟等(2009)综合利用 17 颗遥感卫星数据,采用 RVI 和 NDVI 指数对 2008 年青岛海域绿潮灾害进行全面、准确、客观的监测,同时建立了绿潮灾害卫星遥感应急监视监测系统,为浒苔绿潮灾害的应对提供了技术支持。

Hu 等(2009)提出浮游藻类指数(FAI)并对青岛附近海域浒苔进行监测,监测结果与 NDVI 指数进行对比,发现 FAI 指数法能较好的从卫星影像中提取浒苔信息;蔡晓晴等(2014)基于 GOCI 数据对 NDVI、EVI、RVI、FAI、IGAG、NDAI 等主流指数的绿潮监测能力进行了对比验证,并提出了基于算术平均行式的 NDVI-a 算法和基于光谱特征的支持向量基的 SVM 模型。结果表明,较其它几种指数,NDVI-a 算法可以显著提升绿潮的探测能力,而 SVM 模型则能够实现浒苔与马尾藻伴生时的绿潮藻种探测。

然而 MODIS 影像空间分辨率在 250 到 1000 米之间,往往会受到分辨率和不良天气条件的影像,因此基于 MODIS 影像数据的绿潮监测信息与绿潮真实分布存在一定误差(钟山等,2013)。施英妮等(2012)和吴传庆等(2015)将环

境卫星 CCD 传感器的数据应用在黄海浒苔监测中, 研究发现 HJ-1A/1B 所搭载 CCD 传感器可以提供比 MODIS 更精细的信息, 能够精确计算出浒苔分布范围、漂移路线等信息。但是不同的验证标准往往会产生不同的结果。因此不同学者对于 MODIS 绿潮监测的误差有较大差异。Qiao 等 (2011) 认为基于 MODIS 数据的绿潮监测误差可能是数量级水平, 而钟山等 (2013) 将 HJ-CCD 数据提取的绿潮信息与 MODIS 绿潮监测的结果进行对比, 发现 MODIS 绿潮监测的误差在 30% 左右。

中国高分卫星影像的空间分辨率可达 16 米, 相较于 MODIS 能更为准确的反映浒苔的空间分布信息; 另外无人机以及科考船航次数据具有对绿潮进行连续动态的原位监测能力。综合无人机、科考船航次数据以及高分辨率卫星影像可以对 MODIS 绿潮监测的真实性进行充分的验证, 然而关于这方面的研究还少见报道。

1.2.2 绿潮暴发成因及运移机制的研究

关于绿潮暴发的成因, 现有的研究大都认为和江苏的紫菜养殖有重要关系。Hu 等 (2010) 基于 MODIS 和 Landsat 数据以及浮藻指数 (FAI) 算法, 研究了 2000 年 4 月至 2009 年 5 月黄海和东海的绿潮情况。结果表明, 黄、东海的绿潮首先出现在江苏北部海域, 并通过研究其漂移过程, 认为绿潮与苏北海域的紫菜养殖有关。张浩等 (2013) 在大连、连云港、南通附近海域分别设立紫菜养殖筏架观测站点, 通过分析筏架附着绿潮藻的生长、繁殖过程的生物学过程以及相关实验分析, 结果发现辐射沙洲紫菜养殖区筏架面积与绿潮藻的初始生物量有着密切关系, 紫菜养殖面积的扩张可能是航海绿潮暴发的主要原因。由于紫菜养殖工艺的特点, 紫菜养殖过程中筏架和烂苗等途径会产生大量浒苔, 而农民往往在绿潮藻未被处理的情况下直接丢弃到海里, 进而成为绿潮暴发的重要物质来源 (Keesing 等, 2011; Xing and Hu, 2016)。

Pang 等 (2010) 对江苏沿岸 3 月至 5 月份的多个采样点进行数据进行分析, 发现浒苔幼体广泛存在于各个采样点, 并且密度从 7 到 3140 个/L 不等, 而进一步的分子监测技术发现陆基的水产养殖池里的浒苔微藻体与 2008 年青岛爆发的

浒苔基因匹配较好,这可能是由于虾、蟹苗养殖时施用大量鸡粪培育饵料,导致水体严重富营养化,同时证明水产养殖也是黄海绿潮的重要源头。

还有研究者认为黄海附近海域有浒苔过冬的温床,进而成为绿潮爆发的源头。Lin 等(2011)通过对比南黄海中部的冷水团(又名冷涡,可将海底营养物质通过水团内部的流动运输到中上部,从而供给浒苔越冬繁殖)和绿潮的漂移路径,发现冷水团的运动轨迹与浒苔的漂浮规律十分吻合,进而认为冷水团的存在是绿潮爆发的重要成因。

绿潮的危害主要通过巨大的生物量来体现,因此大量漂浮绿潮的漂移运移时空特征也是研究的重点。张苏平等(2009)和衣立等(2010)基于 MODIS 影像获得绿潮时空分布信息,并结合海表面风场、降水、海表面温度、云中液态水含量、海流等资料对 2008、2009 年黄海绿潮的暴发和漂移原因进行了分析。研究发现降雨量的增多与绿潮的暴发有明显的关系,而海表面风场是绿潮漂移的主要驱动力,海面漂浮绿潮的运移方向往往与盛行风向一致。类似的,高松等(2014)基于 MODIS 和 SAR 卫星数据结合 QSCAT 海表面风场资料,分析了 2008、2009 年黄海绿潮漂移路径差异的动力机制,结果表明,当地的季风差异和季风所引起海表面环流差异的共同作用是绿潮漂移路径差异的主要原因。黄娟等(2014)基于 MODIS、HJ-1A/1B、COSMO SAR 等多源卫星数据,对近 6 年黄海绿潮年际变化特征,包括分布特征、分布面积、漂移路径等进行了对比分析,发现每年 4 月至 5 月初绿潮首次被监测到的位置基本都在苏北浅滩的东沙、竹根沙和蒋家沙附近海域。

Qiao 等(2011)运用三维波浪-潮汐-循环耦合模型对 2008 年黄海绿潮空间分布时空特征进行了模拟研究,发现青岛附近海域绿潮漂移的动力主要是由风引起的海表面流,而区域气候变化则是影响海洋生态系统的一种物理手段。作者运用该耦合模型还预测了 2010 年 6 月末青岛附近海域不会出现大面积浒苔绿潮聚集现象,并由后期的实测数据得到证实。Son 等(2015)基于 GOCI 影像数据,运用 GOCI 绿藻指数(IGAG)和拉格朗日粒子追踪方法,对 2011 年黄海、东海的绿潮灾害进行了追踪监测,发现黄海、东海绿潮可能源于江苏省包括长江口地区,是海藻养殖面积的人为扩大以及风场影响下的绿潮暴发海域水体富营养化的

综合作用结果。郑向阳等（2011）同样利用 FVCOM 模式拉格朗日粒子跟踪模块对 2008 年 5 月至 7 月黄海绿潮的漂移路径进行了追踪模拟，模拟结果和卫星遥感影像相吻合，进一步验证了绿潮来源于苏北沿岸的结论。

综上所述，黄海绿潮的暴发源头主要是苏北浅滩辐射沙洲区养殖筏架已经成为共识，风场以及洋流是绿潮漂移的主要驱动力，区域内的降水、台风等对绿潮的暴发也有一定影响。然而对于绿潮早期漂移聚集机制的研究还较少，同时近三年黄海绿潮依旧大面积暴发，对 2015 年以来黄海绿潮漂移规律以及时空变化特征的系统性研究还较少见报道。

1.2.3 基于无人机的绿潮识别研究

绿潮灾害本身无毒，但是绿潮巨大的生物量会大量地堆积在海滩，海滨的景观遭到破坏，旅游业损失惨重（Wang 等，2009）。卫星遥感由于较高的轨道高度和较宽的视场，可以一次扫描大范围的地物，因此常被用来监测大范围的绿潮监测（Kumar 等，2015；Xing 等，2015a）。而对于诸如旅游景区这样的小范围绿潮重点防治区域，单靠卫星已经不能满足监测、打捞所需要的时间分辨率和空间分辨率。

近年来无人机技术作为地表测量和卫星遥感的桥梁应运而生，以其体积小、质量轻、运行成本低、灵活性高、影像实时传输、可在特殊地区探测等特点，在生态环境监测、农业生产、自然灾害监测期间数据的实时获取等方面发挥了不可替代的作用，是高分辨率遥感数据获取的重要工具之一，也是地面观测和遥感卫星的有益补充（Wang 等，2014）。相对于卫星与航空遥感图像可以使用基于近红外波段与红波段的植被指数（如归一化植被指数（normalized difference vegetation index, NDVI）来指示绿色植物（Motohka 等，2010），搭载传统数码相机的 UAV 获取的遥感图像往往由于缺少近红外波段的数据，在植被提取方面只能另辟蹊径，借助可见光的红光波段与绿光波段构建颜色指数来提取植被信息。目前使用传统数码相机图像建立的颜色指数主要包括过绿指数（excess green index, ExG）、过绿减过红指数（excess green minus excess red index, ExG-ExR）和归一化绿—红差值指数（normalized green-red difference index, NGRDI）等。Woebbecke 等（1995）

在 1995 年测试了 4 种基于色度坐标 (r, g, b) 的颜色指数 ($(r-g), (g-r), (g-b) / |r-g|$ 和 $ExG (2g-r-b)$), 发现 ExG 指数对于区分植被与土壤有较高的精度, 因此 ExG 颜色指数在近些年的研究中已被广泛引用 (龙满生 等, 2007; 胡健波 等, 2011; 迟德霞 等, 2012)。其他颜色指数对于区分植被与背景信息也有较好的效果, Meyer 等 (2008) 通过对比 $NGRDI, ExG$ 和 $ExG-ExR (3g-2.4r-b)$ 颜色指数, 发现基于固定阈值的 $ExG-ExR$ 指数分离植被与背景的精度较高, 其精度优于基于最大类间方差 (OTSU) 自动阈值算法的 $NGRDI$ 与 ExG 指数, 并且对区分单株植被与不同背景图像的效果最好。Louhaichi 等 (2001) 利用基于 0 阈值的绿叶指数 (greenleaf index, GLI) 提取麦信息, 分析过度放牧对小麦的影响。Eraymondjr 等 (2011) 和 Hunt 等 (2013) 还通过计算三角形绿度指数 (triangular greenness index, TGI) 计算叶片叶绿素含量; 该指数引入了波长信息对指数进行修正, 在高叶面积指数和高郁闭度的区域, TGI 指数与叶绿素的相关性最好。Shimada 等 (2012) 通过计算禾本科丰度指数 (poaceae abundance index, PAI) 来区分禾本科草地与其他植被。

已经有学者利用无人机对赤潮灾害进行了监测研究, 并取得较好的监测效果 (Shang 等, 2017), Xu 等 (2017) 利用四旋翼无人机对打捞区域的漂浮绿潮进行了实时监测, 辅助打捞船进行浒苔清理作业。但是总体上利用无人机对绿潮灾害进行监测的研究还较少见, 基于无人机的绿潮识别具有较大应用前景。

1.2.4 筏架绿潮藻生物量估算研究

对于绿潮灾害的成因机制, 全世界的研究者已经开展了大量的工作, 普遍认为海水的富营养化和全球变化是绿潮的重要原因 (Hongyan, 2008; 刘雅萌 等, 2014)。而对于中国南黄海的绿潮灾害, 众多的研究成果表明, 除了水体富营养化以及全球变化以外, 苏北浅滩紫菜养殖生产中遗留的大量绿潮藻为绿潮的爆发提供了初始生物量, 是绿潮灾害爆发的重要成灾因素 (Liu 等, 2013a; Zhang 等, 2011)。有学者通过多年的遥感监测技术发现南黄海的绿潮最初的产生位置大都位于辐射沙洲附近 (Xing and Hu, 2016), 还有学者经过研究发现辐射沙洲区域的大规模紫菜养殖筏架上的绿潮藻生物量巨大, 为南黄海的大面积绿潮爆发提供

了初始的生物量 (Liu 等, 2010; Liu 等, 2009)。因此科学准确的评估辐射沙洲区域绿潮藻的生物量可为探究绿潮连续大面积爆发的成因提供科学依据, 也可作为绿潮的治理及预警提供支持。

目前的研究中对于辐射沙洲区绿潮藻生物量的研究大都通过社会调查或者参阅统计年鉴等方式对紫菜筏架的养殖面积进行估算, 精度较低 (商兆堂 等, 2008; Qi 等, 2016)。刘材材等 (Zhang 等, 2014) 通过卫星遥感与社会调查的方式统计了辐射沙洲区的紫菜面积, 并以此估算了绿潮藻的生物量。但是由于紫菜筏架数米的空间尺寸以及较大的布置间隙, 遥感影像上存在大量的混合像元, 直接利用遥感影像对筏架的面积进行量算必然会导致对筏架面积的高估, 进而增加对辐射沙洲区绿潮藻生物量估算的误差, 不利于绿潮灾害的成因探索和预警模型的建立。

近年来, 无人机影像同卫星影像相比具有高空间分辨率、极高的现势性和小比例尺特点, 并且受大气状况影响较小, 因此无人机影像在生物量遥感反演上具有很好的应用前景 (Jannoura 等, 2015; Vega 等, 2015; Senthilnath 等, 2016)。张正健等 (张正健 等, 2016) 基于若尔盖高原典型样带的无人机可见光影像和地面实测样本, 建立生物量与多种可见光植被指数的指数回归模型, 对比不同植被指数模型生物量估算精度的差异, 发现可见光植被指数能够有效区分草地和其他覆盖类型, 生物量与植被指数具有较好的相关关系。何游云等 (2016) 以四川省王朗自然保护区岷江冷杉为研究对象, 利用无人机获取无阴影遥感影像通过人机交互的方式提取单木树冠面积 (CA) 数据, 并结合野外实测的胸径 (DBH), 建立 DBH 遥感估算模型, 发现基于无人机遥感影像提取的单木 CA 与实测 DBH 存在较好的非线性相关关系, 所建立的模型有较好的拟合度, 证明利用无人机遥感获取影像, 通过提取的单木 CA 进行树干生物量的估算是有效的。Herwitz 等 (2004) 利用无人机搭载的多光谱传感器对咖啡因的咖啡产量进行了估算, 证明无人机在生物量估算上具有较大潜力。Sugiura 等 (2005) 甚至开发了更为复杂的包含更多仪器的农作物叶面积指数 (LAI) 监测系统。但这些都较为复杂, 同样价格不菲, 限制了其应用的广泛度, 因此更多的研究者开始寻求更为经济的无人机监测手段 (Dean 等, 2000)。Hunt 等 (2005) 使用航模飞机获取的图像

计算 NGRDI 指数来估算作物的生物量,取得较好的效果。陆国政等(2017)以多载荷无人机获取数据和地面实测的数据为基础,通过数学建模来估算大豆开花期和结荚期的鲜生物量。井然等(2017)利用无人机影像生成的 SFM 数据对挺水植物的生物量进行了估算,与实测结果具有较高的吻合度。虽然无人机具有较高的精度以及简单便携的特点,但现阶段利用无人机进行生物量的估算主要还是应用在农林业,将无人机应用到紫菜养殖筏架上绿潮藻生物量估算的研究还未见报道。

综上所述,目前对于黄海绿潮的监测研究主要是利用卫星遥感技术对绿潮暴发的时空变化特征,如绿潮分布与覆盖面积、漂移路径、持续时间等进行跟踪监测研究,抑或结合漂浮模型以及原位采样分析技术对绿潮进行溯源研究。但是卫星遥感影像相对较低的监测精度导致对于绿潮早期聚集漂浮机制以及绿潮藻初始生物量的估算还未进行深入研究。因此迫切需要精度更高的绿潮监测手段以弥补卫星影像在早期绿潮监测上的不足,同时对卫星遥感绿潮监测的真实性进行定量分析,以期为绿潮时空动态监测提供更加科学可信的参考依据。

1.3 研究区概况

通常认为黄海是太平洋西部的一个边缘海,其经纬度介于 $31.6-39.8^{\circ}\text{N}$, $119-126.8^{\circ}\text{E}$ 之间。但是本研究根据 2008 年以来黄海绿潮暴发的空间分布特征,确定拟开展的研究区域主要是南黄海海域,经纬度范围为: $31.6-37.5^{\circ}\text{N}$, $119-124^{\circ}\text{E}$ 。该研究区北至山东半岛南部海域,南至长江口水域,东可达我国领海外缘线以东海域,西部涵盖山东、江苏沿岸,研究区整个海岸线总长度约为 2446 km。从北到南,研究区主要濒临山东、江苏两省,其中包括威海市、烟台市、青岛市、日照市、连云港市、盐城市、南通市共 7 个地级行政区。

区域内入海河流众多,因此沿岸海水中含沙量多,透明度较小。含沙量较多的浊水区主要分布在江苏省附近海域,尤其是苏北浅滩附近海域,而北面的山东半岛附近海域海水则较为清澈,其他远离近岸的海域海水也较为清澈,浊度较低。因此从南向北海,由近岸向远海,研究区内海水逐渐变得更为清澈(张正龙,2014)。根据国家海洋局的报告,研究区内水质整体较好,但是近岸水体由于陆源输入较

多,水质相对较差,仍有待于进一步改善。其中江苏省近岸海域水体主要以第三类、第四类为主,而山东半岛近岸水体主要为二类水质以上,远离近岸的海水水质普遍好于近岸水体(国家海洋局,2011)。

风场与引发的流场是绿潮漂移的主要驱动力,绿潮漂移方向往往与盛行风方向一致。研究区内风向季节特征明显,冬季在蒙古高压的作用下盛行冬季风,主要是北风为主,通常是 NE、N 和 NW 方向,月平均风速为 6-8 m/s;而夏季在热低压的控制下盛行东亚夏季风,常吹偏南风,主要以 SE、S、SW 风向为主,月平均风速为 4-6 m/s(李克让,1993;阎俊岳,1993)。区域内近岸海域潮汐多为半日潮,平均潮差大于 3 m。其中山东半岛附近海域潮流一般为旋转流,而江苏沿岸则主要为往复流为主,因此苏北浅滩的辐射沙洲区域多为干湿交替的泥滩(邬惠明等,2016)。

研究区内冬季 2 月份平均气温最低,黄海表层水温介于 2-8 °C 之间,南北温差大,并呈自南向北增加的趋势;夏季 8 月份平均气温最高,海水表面温度介于 24-27 °C 之间(张正龙,2014),同样呈自北向南增加的趋势。4-9 月份研究区海域水温自北向南呈逐渐增加的趋势,其中 4-6 月份增加趋势最明显,而到了 7-9 月份则总体维持在较高水平。南黄海雨季通常在 6-8 月份,在此期间的降雨量可占全年降雨量的 50%-70%(王保释,2013)。

1.4 研究内容和方法

1.4.1 研究内容

本研究主要内容如下:

(1) 基于无人机绿潮识别算法研究

以四旋翼大疆无人机为例,利用 NGRDI、NGDBI、EXG、GLI 四种颜色指数分别对近岸绿潮、海面漂浮绿以及筏架附着绿潮藻进行监测研究,确定不同环境下精度最佳的颜色指数,为基于无人机的绿潮监测提供理论依据。

(2) 辐射沙洲区绿潮藻初始生物量估算

通过对辐射沙洲区紫菜养殖整个收获过程的跟踪航拍调查,明确入海绿潮藻的来源,同时构建辐射沙洲区绿潮藻初始生物量估算模型,并对其进行估算。

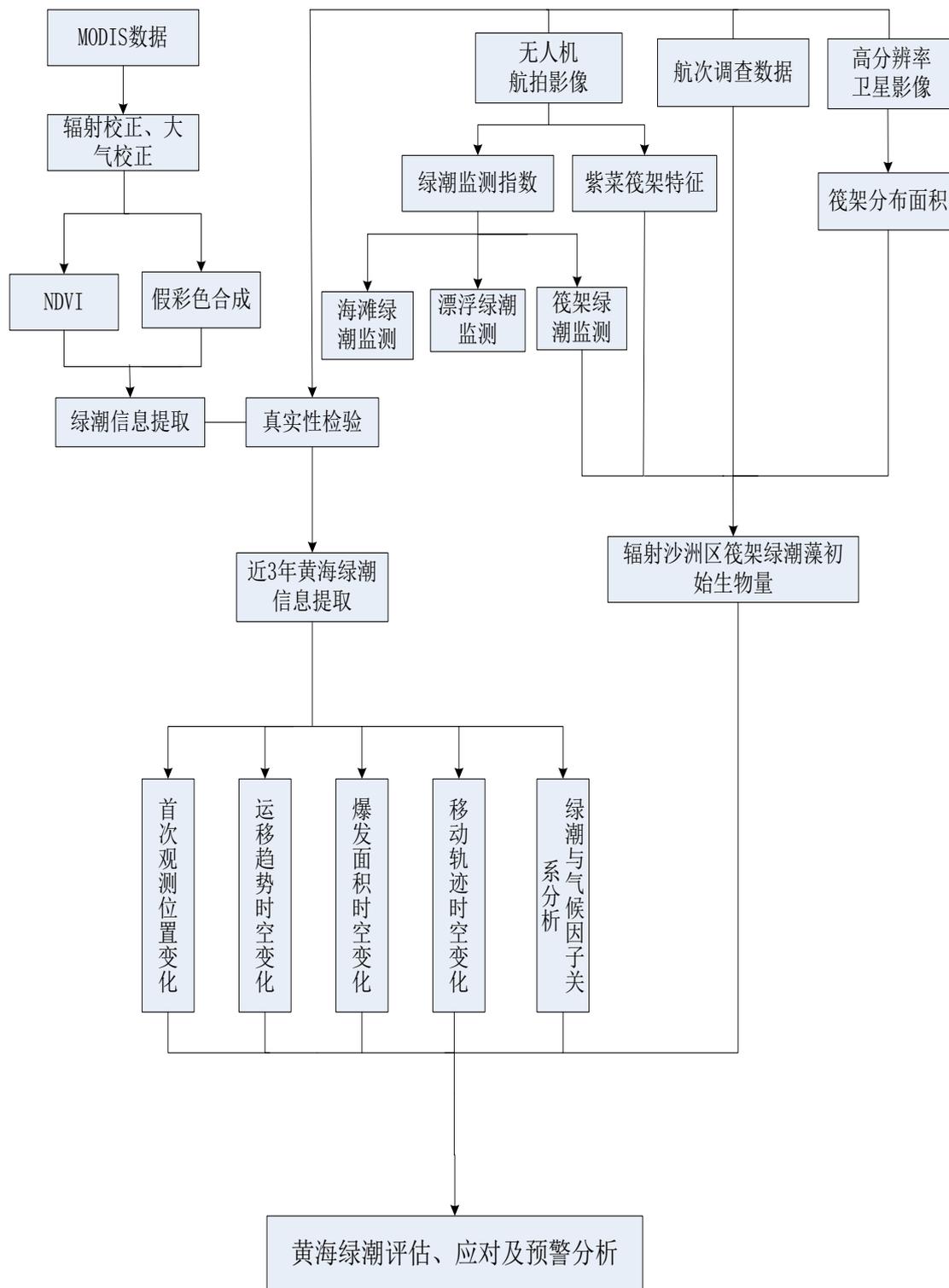


图 1.1 论文技术路线

Figure 1.1 Flow chart of this thesis

(3) 无人机支持的多源数据 MODIS 绿潮监测真实性检验

综合利用无人机航拍数据、航次调查数据以及高分辨率卫星影像数据对同时相的 MODIS 影像绿潮提取结果进行对比, 定量检验 MODIS 绿潮监测的误差。

(4) 近三年黄海绿潮时空变化特征研究

利用 MODIS 对 2015 年以来黄海绿潮移动路径、持续时间、分布面积等时空特征进行监测研究, 并分析其趋势, 为绿潮综合防控提供参考。

1.4.2 研究方法

本文利用无人机设备对岸滩绿潮、海面漂浮绿潮以及辐射沙洲区绿潮进行正射航拍, 确定针对不同环境下绿潮监测的最佳颜色指数。根据对辐射沙洲区紫菜养殖整个收获过程的跟踪航拍调查, 明确入海绿潮藻的来源, 同时构建基于无人机和卫星影像的辐射沙洲区绿潮藻初始生物量估算模型, 并对其进行估算。同时收集研究区近 3 年 4 至 8 月份 MODIS 卫星影像, 并筛选出无云可用的影像进行辐射校正和大气校正, 然后基于 NDVI 算法和假彩色合成图进行人机交互解译, 提取 2015 年以来绿潮信息, 并进行统计分析。结合同同时相的无人机绿潮监测信息、航次实地调查数据以及 GF-1 卫星影像绿潮监测结果对 MODIS 绿潮监测的误差进行分析, 定量检验 MODIS 绿潮监测的真实性。根据本文研究内容, 制定技术路线, 如图 1-1 所示。

1.5 论文组织结构

围绕无人机支持的多源数据黄海绿潮监测为目标, 根据研究内容和研究方法, 论文通过以下几个章节展开研究和讨论:

第一章, 绪论。

主要介绍了本文的选题背景及意义, 然后通过对黄海绿潮相关研究现状与进展的介绍归纳总结, 提出本文的主要研究内容与研究方法。同时对研究区内的范围、温度、风场、潮汐等要素进行了概括说明。

第二章, 数据与处理方法。

主要介绍了本文用到的无人机航拍数据、卫星遥感数据、航拍调查数据等的来源以及相对应的处理方法和涉及的主要处理过程。

第三章，基于无人机的绿潮监测识别研究。

以黄海绿潮为例，利用航拍无人机分别对岸滩绿潮、海面漂浮绿潮以及紫菜养殖筏架上的绿潮藻进行正射扫描拍摄，分析三种绿潮在 RGB 波段的统计特征，并在此基础上采用 4 种基于 RGB 色域的植被颜色指数对绿潮进行识别监测，通过精度分析最终确定不同情景下无人机绿潮监测的适宜算法。

第四章，无人机支持的辐射沙洲区筏架绿潮藻初始生物量估算研究。

通过对紫菜收获和筏架拆除过程进行跟踪航拍调查，确定黄海绿潮藻初始生物量的来源；同时采用厘米级的无人机影像结合空间分辨率为 10 米的哨兵 S2A 数据，协同地面定点观测采样数据构建筏架绿潮藻初始生物量估算模型，并对辐射沙洲区筏架以及梗绳上绿潮藻的初始生物量进行科学高精度的星空地一体化调查估算。

第五章，基于无人机及多源数据的 MODIS 绿潮监测真实性检验。

针对 MODIS 在绿潮监测中的真实性问题，采用无人机航拍影像、科考船站位数据以及高分辨率卫星数据对 MODIS 绿潮监测结果进行定量检验分析。

第六章，近 3 年黄海绿潮时空变化特征研究。

采用 MODIS 影像对 2015 年至 2017 年黄海绿潮时空变化特征进行研究，并分析提出黄海绿潮的防控策略，以期为黄海绿潮的综合防控提供数据基础和参考

第七章，结论与展望。给出本文的结论，研究存在的问题，并做进一步展望。

第 2 章 数据源与数据处理

2.1 无人机航拍数据

本研究中采用大疆 Inspire 1 无人机系统进行航空拍摄。该系统由一个飞行器（图 2.1a, 2.1b），两个遥控器以及两个显示平板组成（图 2.1d）。飞机整个飞行过程都可通过平板显示器内置的 App 程序来控制，可以实现一键启动与自动降落。在正射航拍作业过程中，两个遥控器可以分别进行航向控制和拍摄角度以及拍摄频率控制。飞行重量为 3060 g，最大起飞重量为 3500 g，最大平飞速度高达 79 km/h，在 2500 m 高度范围内都可以自由升降。无人机利用携带 DJI X3 数码相机对目标进行扫描监测，飞行器内置的全球定位系统（GPS）可以对每幅影像进行坐标定位以及高度信息，满足镶嵌拼接的需求。同时该飞行系统云台内置新一代 Lightbridge 高清视频传输技术，可以稳定传输 4K 航拍影像，达到 720p 视觉效果。通过云台系统飞行器可以向地面控制站实时传回现场拍摄的影像数据（图 2.1c）。无人机系统电池续航能力约为 30 分钟，为此我们增配 10 块大容量智能电池，保证一天的作业任务用电需求。

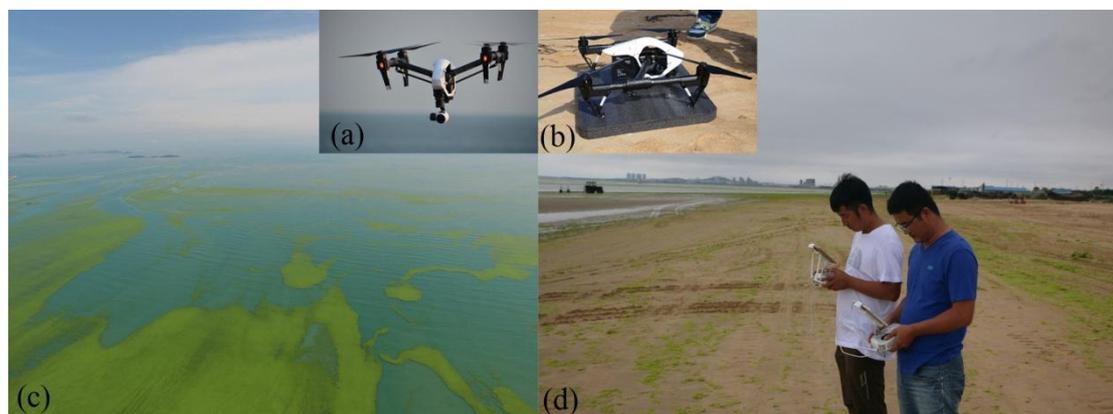


图 2.1 无人机绿潮航拍工作图：(a) 飞行航拍中的无人机；(b) 地面静止的无人机；(c) 无人机航拍的海面漂浮绿潮；(d) 利用遥控器对无人机进行操作图。

Figure 2.1 UAV green tide aerial photograph: (a) The flying UAV above the study area; (b) The UAV on the ground; (c) The aerial photography of floating ulva biomass; (d) Using remote control to make aerial photography to UAV.

经过航向重叠和旁向重叠控制的无人机航拍图像在 Pix4Dmapper 软件中进行正射相片的拼接镶嵌处理。该软件基于遥感图像处理、摄影测量以及空间信息技术等开发的一款图像处理软件,可以实现一款全自动、精确、快速处理无人机图像的需要(汪雅婕, 2016)。除了普通的光谱数据,该软件还可以处理复杂的近红外、热红外数据等,能够快速生产二维地图,并具有构建三维模型的能力,输出格式可以匹配多种软件的需求(舒婷等, 2016)。由于飞行器内置有高精度 GPS 系统,因此所获得照片均含有经纬度坐标以及高度信息。将符合重叠度要求的联系照片输入 Pix4Dmapper 软件进行拼接镶嵌操作即可获得航拍区域大面积的正射影像。由于飞行器自带经纬度信息,因此所得镶嵌图片为 WGS_1984 地理坐标系统,需要进行投影坐标的转换操作。

本文中的无人机镶嵌影像投影处理均在 ArcGIS 10.2 软件下进行。ArcGIS 10.2 是美国环境系统研究所(Environmental Systems Research Institute)公司开发的具有强大地理信息(GIS)功能的软件系统,可以实现空间地理数据的输入、查询、编辑和分析,同时还可以实现由简单到复杂的地理信息操作任务,包括地图制图、数据编辑、空间分析、可视化等(甘洪川, 2010; 于传才, 2010)。在本研究中提取绿潮信息的面积统计、制图以及无人机镶嵌影像的投影等空间信息操作均在 ArcGIS 10.2 软件下完成。采用 ArcGIS 10.2 软件的 Project 工具对 Pix4Dmapper 软件所获得的镶嵌影像进行空间投影操作,由图像原来的 WGS_1984 地理坐标投影为 WGS_1984_UTM51N 投影坐标。

为了确定适用于无人机影像绿潮监测的颜色指数,需要对投影后的无人机影像进行颜色指数的计算处理,这部分操作在 ENVI 5.1 软件下进行。ENVI(The Environment for Visualizing Images)系列软件是由美国 Exelis Visual Information Solutions 公司开发的基于交互式数据(IDL)语言的遥感图像处理平台。该软件支持各类传感器影像文件格式,包括多光谱、高光谱、雷达、地形数据等多种数据源格式。软件功能涵盖了影像数据从输入、输出、辐射定标、几何校正、大气校正、镶嵌、剪裁、图像增强等预处理到图像解译、波段运算、像元值统计等计算操作的所有流程,能够快速准确的从影像中获取所需的信息,已经获得众多影像分析师和科学家的青睐(邓书斌, 2014)。利用 ENVI 5.1 软件的 Bandmath 工具,设置无人机镶嵌影像的 RGB 波段分别为 band1、band2、band3,根据所要

计算的颜色指数公式确定对应的结算公式，并加入计算列表。输出格式一般为 TIFF 格式，便于后续 ArcGIS 10.2 软件的作图输出。

2.2 卫星遥感影像数据

本研究所涉及的卫星遥感影像主要有 MODIS 影像数据、GF-1 WFV 影像数据以及哨兵 S2A 影像数据。所用影像的获取日期以及对应传感器等信息见表 2.1

2.2.1 MODIS 影像

MODIS 是中分辨率成像光谱仪的简称，是搭载于 EOS-Terra 卫星和 EOS-Aqua 卫星上的两个非常重要传感器，自 1999 年发射以来已经在轨运行多年，并一直通过 X 波段向全世界免费广播，获取极为方便。这两颗卫星的运行轨道为太阳同步近圆形轨道，降轨上午 10:30 过境，升轨下午 13:30 过境，每天可过境四次，时间分辨率优势明显，具有对自然灾害进行实时连续监测的能力(顾行发 等, 2011)。遥感影像第 1 波段和第 2 波段分别为红波段和近红外波段，空间分辨率为 250 m，本研究中就是采用这个波段的数据进行绿潮信息监测提取。

MODIS 遥感影像在美国国家航空和宇宙航行局 (NASA) 网站下载，网址为：<https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search/>。下载的 MODIS 影像首先在 ENVI5.1 中进行辐射定标和大气校正处理。辐射定标过程在 ENVI5.1 读取遥感影像时会自动进行处理，而大气校正处理则需要“FLAASH”模块进行手动参数设置。为了避免海岸、岛屿等因素对绿潮信息提取的影响，大气校正后的 MODIS 影像在 ArcGIS 10.2 中利用利用“Extract by mask”工具结合研究区边界数据矢量数据对下载的影像进行裁切处理。

漂浮有浒苔的水体在可见光波段反射率较低，近红外波段反射率较高，这与植被的光谱特征极其相似，而与水体的光谱差异十分明显 (李三妹 等, 2010)。根据浒苔及海水在可见光-近红外波段的光谱反射特性，利用归一化植被指数 (NDVI) 法能很好的提取浒苔绿潮信息 (李庆亭 等, 2010)。

$$NDVI = \frac{B_2 - B_1}{B_2 + B_1} \quad (2.1)$$

其中， B_1 表示红光波段的反射率，对应 MODIS 的第 1 波段 (0.620~0.670 μm)， B_2 表示近红外波段的反射率，对应 MODIS 的第 2 波段 (0.841~0.876 μm)； B_1 、

B₂两波段的分辨率均为 250 m。然后在 ENVI 5.1 软件下利用“Bandmath”工具对 NDVI 指数进行批量计算。

表 2.1 本研究使用的卫星影像列表

Table 2.1 Image list used in this study

文件名称	获取日期	传感器
MOD02HKM.A2015134.0245.006.2015134140144.hdf	20150514	MODIS_Terra
MOD02HKM.A2015136.0235.006.2015136134421.hdf	20150516	MODIS_Terra
MOD02HKM.A2015141.0250.006.2015141135117.hdf	20150521	MODIS_Terra
MOD02HKM.A2015151.0330.006.2015151133817.hdf	20150531	MODIS_Terra
MOD02HKM.A2015156.0210.006.2015156141018.hdf	20150605	MODIS_Terra
MOD02HKM.A2015163.0215.006.2015163142642.hdf	20150612	MODIS_Terra
MOD02HKM.A2015172.0210.006.2015173181440.hdf	20150621	MODIS_Terra
MOD02HKM.A2015178.0310.006.2015178135536.hdf	20150627	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2015182.0245.006.2015182134658.hdf	20150701	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2015185.0315.006.2015185134858.hdf	20150704	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2015211.0215.006.2015211133742.hdf	20150730	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2015217.0315.006.2015217134449.hdf	20150805	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016133.0310.006.2016133134833.hdf	20160512	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016138.0150.006.2016138140414.hdf	20160517	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016140.0315.006.2016140134855.hdf	20160519	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016146.0240.006.2016147134436.hdf	20160525	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016151.0300.006.2016151134815.hdf	20160530	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016153.0245.006.2016153205101.hdf	20160601	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016165.0310.006.2016165222418.hdf	20160613	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016176.0250.006.2016176133203.hdf	20160624	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016176.0255.006.2016176133213.hdf	20160624	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016178.0240.006.2016179142753.hdf	20160626	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016199.0255.006.2016199134854.hdf	20160717	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016204.0315.006.2016204220238.hdf	20160722	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2016207.0210.006.2016207132903.hdf	20160725	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2017137.0255.006.2017137131834.hdf	20170517	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2017148.0240.006.2017148132843.hdf	20170528	MODIS_Terra

续表 2.1 本研究使用的卫星影像列表

Table 2.1 Image list used in this study

文件名称	获取日期	传感器
MOD02QKM.A2017155.0245.006.2017155132342.hdf	20170604	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2017168.0215.006.2017168132044.hdf	20170617	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2017172.0330.006.2017172133829.hdf	20170621	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2017177.0210.006.2017177133300.hdf	20170626	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2017190.0315.006.2017190132529.hdf	20170709	MODIS_Terra
MOD02QKM.A2017195.0335.006.2017198181256.hdf	20170714	MODIS_Terra
MOD03.A2015134.0245.006.2015134092646.hdf	20150514	MODIS_Terra
MOD03.A2015136.0235.006.2015136092824.hdf	20150516	MODIS_Terra
MOD03.A2015141.0250.006.2015141092452.hdf	20150521	MODIS_Terra
MOD03.A2015151.0330.006.2015151085923.hdf	20150531	MODIS_Terra
MOD03.A2015156.0210.006.2015156091258.hdf	20150605	MODIS_Terra
MOD03.A2015163.0215.006.2015163123603.hdf	20150612	MODIS_Terra
MOD03.A2015172.0210.006.2015173133943.hdf	20150621	MODIS_Terra
MOD03.A2015178.0310.006.2015178093210.hdf	20150627	MODIS_Terra
MOD03.A2015182.0245.006.2015182091839.hdf	20150701	MODIS_Terra
MOD03.A2015185.0315.006.2015185095124.hdf	20150704	MODIS_Terra
MOD03.A2015211.0215.006.2015211085556.hdf	20150730	MODIS_Terra
MOD03.A2015217.0315.006.2015217133735.hdf	20150805	MODIS_Terra
MOD03.A2016133.0310.006.2016133095517.hdf	20160512	MODIS_Terra
MOD03.A2016138.0150.006.2016138124417.hdf	20160517	MODIS_Terra
MOD03.A2016140.0315.006.2016140095006.hdf	20160519	MODIS_Terra
MOD03.A2016146.0240.006.2016146091336.hdf	20160525	MODIS_Terra
MOD03.A2016151.0300.006.2016151094117.hdf	20160530	MODIS_Terra
MOD03.A2016153.0245.006.2016153091714.hdf	20160601	MODIS_Terra

续表 2.1 本研究使用的卫星影像列表

Table 2.1 Image list used in this study

文件名称	获取日期	传感器
MOD03.A2016165.0310.006.2016165184506.hdf	20160613	MODIS_Terra
MOD03.A2016176.0250.006.2016176105200.hdf	20160624	MODIS_Terra
MOD03.A2016176.0255.006.2016176105233.hdf	20160624	MODIS_Terra
MOD03.A2016178.0240.006.2016179120020.hdf	20160626	MODIS_Terra
MOD03.A2016199.0255.006.2016199104806.hdf	20160717	MODIS_Terra
MOD03.A2016204.0315.006.2016204090345.hdf	20160722	MODIS_Terra
MOD03.A2016207.0210.006.2016207132015.hdf	20160725	MODIS_Terra
MOD03.A2017137.0255.006.2017137093003.hdf	20170517	MODIS_Terra
MOD03.A2017148.0240.006.2017148090657.hdf	20170528	MODIS_Terra
MOD03.A2017155.0245.006.2017155092414.hdf	20170604	MODIS_Terra
MOD03.A2017168.0215.006.2017168085756.hdf	20170617	MODIS_Terra
MOD03.A2017172.0330.006.2017172085522.hdf	20170621	MODIS_Terra
MOD03.A2017177.0210.006.2017177085151.hdf	20170626	MODIS_Terra
MOD03.A2017190.0315.006.2017190094755.hdf	20170709	MODIS_Terra
MOD03.A2017195.0335.006.2017198180722.hdf	20170714	MODIS_Terra
S2A_MSIL1C_20170228T023631_N0204_R089_T 51SUR_20170228T024641.SAFE	20170228	Sentinel 2A_MSI
GF1_WFV3_E119.7_N33.9_20160601_L1A0001617337.tiff	20170601	GF-1 WFV
GF1_WFV3_E120.1_N35.4_20160601_L1A0001617336.tiff	20170601	GF-1 WFV
GF1_WFV4_E121.8_N33.5_20160601_L1A0001617349.tiff	20170601	GF-1 WFV
GF1_WFV4_E122.2_N34.9_20160601_L1A0001617346.tiff	20170601	GF-1 WFV

通过目视解译结合 NDVI 阈值分割法进行浒苔信息提取。首先确定 NDVI 固定阈值,进行密度分割处理,生成研究区二值图,然后对照目视解译特征进行筛选。目视解译主要依据合成的 RGB 假彩色影像,合成通道分别对应 MODIS L1B 的第 1 通道、第 2 通道、第 1 通道。由于漂浮浒苔在近红外波段的高反射峰,

绿潮条带在合成影像上呈翠绿色，云呈现白色，而海水在近红外和红波段反射率都较低，因此多呈紫色或者黑色，三者差异明显，利用这一特性经过水陆掩膜处理后可以有效识别浒苔水体。

2.2.2 GF-1 WFV 与 Sentinel-2A MSI 影像

GF-1 WFV 是高分辨卫星 GF-1 宽视场相机的简称，是中国新型高分辨传感器。GF-1 卫星在 2013 年 4 月 26 日发射成功，星上搭载四台 16 m 分辨率多光谱相机宽视场相机(WFV)。该卫星运行轨道为太阳同步回归轨道，重访周期 2 天，WFV 多光谱相机影像包含可见光波段和近红外波段，空间分辨率可达 16 m，观测带宽 830 km。该卫星在高空间分辨率、多光谱以及高时间分辨率技术上实现了突破，并能在 5 至 8 年的寿命期内维持较高的可靠性，是目前我国民用卫星的最高水平（刘兆军，2013）。GF-1 WFV 影像从中国资源卫星应用中心获取，网址为：<http://www.cresda.com/CN/>。在本文中，GF-1 WFV 影像处理方法与 MODIS 影像类似，首先在 ENVI 5.1 软件下进行辐射定标和大气校正。定标信息和光谱响应函数在中国资源卫星应用中心网站获取。大气校正处理后的卫星影像采用与 MODIS 类似的方式进行对应研究区的绿潮提取。

2015 年 6 月 23 日，哨兵 Sentinel-2A (S2A) 卫星在库鲁航天发射中心成功发射。S2A 卫星是欧洲“哥白尼”计划中光谱成像任务中的首星。运行轨道为太阳同步轨道，重访时间为 10 天。其搭载的多光谱成像仪 MSI 采用推扫式成像，在可见光与近红外空间分辨最高可到 10 m，幅宽为 100 km。虽然 2015 年底才传回可用的遥感影像，但是较高的空间分辨率优势使其已经在农作物和树种分类、城市景观监测、森林火灾监测预警以及水体信息提取等领域得到了广泛应用（Du 等, 2016; Fernández-Manso 等, 2016; Immitzer 等, 2016）。本研究中使用 S2A_MSI 影像 10 m 空间分辨率的红波段和近红外波段对辐射沙洲区筏架面积进行空间分布信息提取，并在 Arcgis10.2 中统计其面积。S2A_MSI 影像由欧洲航天局(ESA)提供，下载网址为：http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus。

2.3 其他辅助数据

2016 年 5 月“科学三号”黄海绿潮调查航次，获得了大量绿潮站位观测信息。

在航次过程中记录海面漂浮绿潮斑块大小,并依据其尺寸进行分类统计。将观测船对应的时相接近的 MODIS 影像进行绿潮信息提取,进而与观测结果进行对比,用于分析 MODIS 绿潮监测精度。

文中用到的海表面风场以及海表面温度数据主要来源于美国国家海洋和大气局(NOAA)网站:<http://pifsc-oceanwatch.irc.noaa.gov/>,部分来自于欧洲中期天气预报中心(ECMWF)网站:<http://apps.ecmwf.int/datasets/data/interim-full-daily/levtype=sfc/>。

第3章 基于无人机数据的黄海绿潮监测机理与方法

有学者利用无人机对赤潮灾害进行了监测研究，并取得较好的监测效果（Shang 等，2017）。无人机在绿潮监测方面也有初步的应用，例如应用单波段阈值法对打捞区域的漂浮绿潮进行了实时监测，辅助打捞船进行绿潮清理作业（Xu 等，2017），但是结果稳定性仍然较差。总体上利用无人机对绿潮灾害进行监测的研究还较少见，基于无人机的绿潮识别研究有待于进一步研究。本章以黄海绿潮为例，利用航拍无人机分别对岸滩绿潮、海面漂浮绿潮以及紫菜养殖筏架上的绿潮藻进行正射扫描拍摄，分析三种绿潮在 RGB 波段的统计特征，并在此基础上采用 4 种基于 RGB 色域的植被颜色指数对绿潮进行识别监测，通过精度分析最终确定不同情景下无人机绿潮监测的适宜算法，可为绿潮防控监测及治理提供技术支持和科学参考。

3.1 数据与方法

3.1.1 无人机数据获取

2016 年，在绿潮爆发前夕和绿潮爆发期间，采用大疆 Inspire 1 无人机系统分别对山东海阳岸滩登陆的绿潮、海面漂浮绿潮以及辐射沙洲区紫菜养殖筏架上的绿潮藻进行正射航拍，获取无人机航拍影像。

3.1.2 基于 RGB 的颜色指数

本章所用颜色指数主要包括：过绿指数（EXG）、归一化绿红差值指数（NGRDI）、归一化绿红差值指数（NGBDI）、绿叶指数（GLI）。其公式表达如下所示：

$$EXG=(2G-R-B) \quad (3.1)$$

$$NGRDI = (G-R)/(G+R) \quad (3.2)$$

$$NGBDI = (G-B)/(G+B) \quad (3.3)$$

$$GLI = (2G-R-B)/(2G+R+B) \quad (3.4)$$

其中，R、G、B 分布代表无人机正射影像的红、绿、蓝波段。

3.1.3 无人机数据处理

按照 2.1 章节的无人机数据处理方法对获得的无人机航拍影像进行镶嵌拼接处理。然后根据岸滩、海面以及筏架的不同环境在 ENVI 5.1 软件下对无人机正射影像上不同地物,如海面绿潮、海水、海滩绿潮、沙滩、筏架等,分别选取一定数量采样点,并获得每个样点的 RGB 波段数据。随机选取样点总数的 70% 作为特征样点,并分析其 RGB 特征,剩余 30% 样点验证点,对绿潮监测结果进行精度验证。依据不同颜色指数的定义(公式 3.1,公式 3.2,公式 3.3,公式 3.4)根据 2.1 章节介绍的计算方法对无人机影像进行计算处理,并采用阈值法分别提取不同情景绿潮信息。利用验证点对获得的绿潮信息进行精度分析,最终确定不同情景下最适宜的提取指数。

3.2 基于无人机的岸滩绿潮监测研究

岸滩处于海陆交汇地带,养殖业和观光旅游产业往往较为发达,2008 年以来暴发的黄海绿潮灾害对近岸养殖和旅游业的影响也最大(Wang 等,2009)。而这些需要重点防护的区域往往面积相对较小,单靠卫星遥感已经不能满足监测、打捞所需要的时间分辨率和空间分辨率。无人机具有便携、灵活、高分辨率的特点,可以对区域地物进行连续动态监测,因此开展基于无人机的岸滩绿潮监测研究很有必要。

3.2.1 样本区选择及数据处理

样本区位于烟台海阳市(图 3.1a),空间坐标为:121°8'53",36°40'1"。该区域为海阳市重要的滨海浴场景区,旅游业发达。自 2008 年以来绿潮灾害以来,每年都有大量绿潮堆积在景区海滩,景区景观遭到严重破坏,景区工作人员需投入大量的人力物力进行打捞处理。腐烂的绿潮藻类还会发出恶臭,景区游客数量减少,对景区旅游造成显著影响。

根据研究区特征,分别针对岸滩环境(图 3.1b)下的沙滩、海水以及绿潮藻进行采样,样品数分别为 136、123 和 164 个。针对沙滩、海水以及绿潮分别随机选取 95、86、115 个样点进行 RGB 波段特征统计分析,剩余样点作为验证点,检验无人机岸滩绿潮监测的精度。

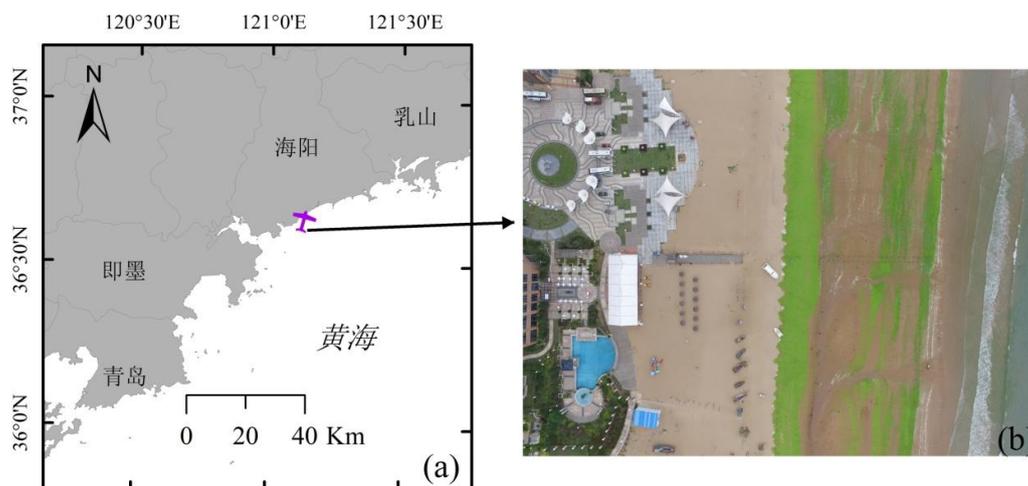


图 3.1 样本区位置示意图：(a) 研究区位置空间示意图；(b) 研究区无人机航拍示意图，可见大量浒苔堆积在岸滩，严重影响旅游观光产业发展。

Figure 3.1 The location of study area:(a) The location of study area; (b) The UAV image of study area.

3.2.2 岸滩绿潮 RGB 波段特征分析

由滨海景区不同地物采样点 RGB 波段统计特征（图 3.2）所示，R（红）波段均值最高的是沙滩，可达 160，最低的是海滩绿潮，仅为 99。相反，海滩绿潮在 G（绿）波段的均值达到了最高的 142，海水与沙滩的 G 波段均值均低于 140。B（蓝）波段最高的是海水，均值为 141，其次是沙滩的 113，海滩绿潮则低于 100。

从同一地物不同波段的差异来看，海滩绿潮均值最高的为 G 波段，均值为 142，比 R 波段高出 39.43%，比最低的 B 波段更是高出了 144.42%，呈明显的“峰”型分布特征。沙滩均值最高与最低的分别为 R 波段和 B 波段，其中 R 波段较 G 波段高出 16.20%，而 G 波段又较 B 波段高出 19.80%，所以沙滩的特征曲线呈近似平直减少的“下降”型特征。海水则完全相反，其均值最高的波段为 B 波段，而 R 波段最低；G 波段较 R 波段高出 6.63%，而 B 波段又较 G 波段高出 4.90%，呈明显的“上升”型分布特征。

3.2.3 岸滩绿潮不同颜色指数空间分布特征

根据不同颜色指数的定义（公式 3.1，公式 3.2，公式 3.3，公式 3.4），得出

岸滩地物不同颜色指数空间分布（图 3.3），可以看出，EXG、GLI 和 NGBDI 三种指数的空间分布较为一致，主要表现为右下角海水区域数值较低，而中间绿潮部分数值较高。NGRDI 指数在空间分布上则无法区分右下角的海水区域，中间部分数值偏低，影像绿潮信息的提取。可能的原因是海面绿潮 R、波段均值稍小于 G 波段均值（图 3.2 b），而海水（图 3.2c）的 R、G 波段具有同样的趋势，所以 NGRDI 算法难以区分海水和海面绿潮。

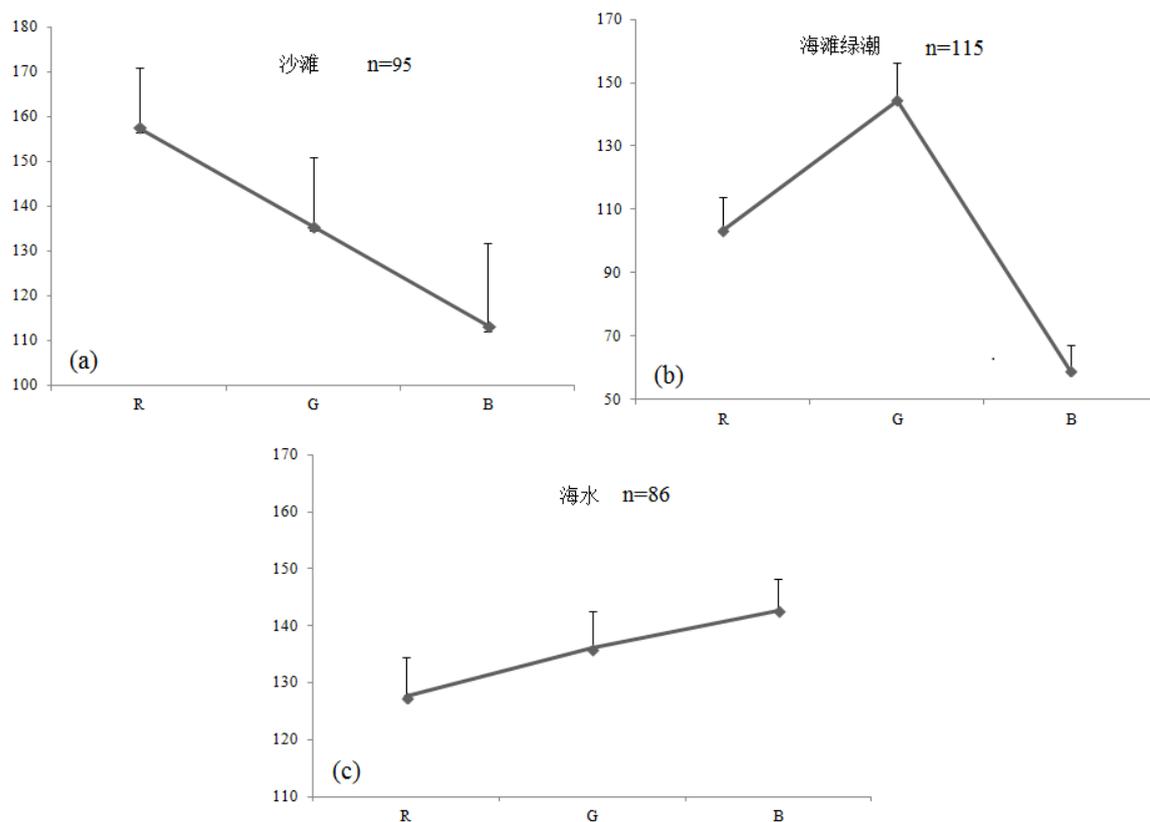


图 3.2 岸滩地物 RGB 波段统计特征：(a)沙滩在无人机 RGB 影像上的统计特征；(b)岸滩绿潮在无人机 RGB 影像上的统计特征；(c)海水在无人机 RGB 影像上的统计特征。

Figure 3.2 Statistical characteristics of seabeach based on UAV RGB image:(a) Statistical characteristics of seabeach; (b) Statistical characteristics of green tide in seabeach; (c)Statistical characteristics of seawater.

从海滩绿潮颜色指数空间分布图（图 3.3）可以看出，四种指数均能基本反映海滩绿潮空间分布，但是 NGBDI 指数空间分布整体较为模糊，辨识度不高。这是因为海滩绿潮在 G 波段高于 B 波段（图 3.2b），而沙滩同样具有这种趋势(图

3.2a), 导致 NGBDI 指数无法将海滩绿潮与沙滩准确区分开来。另外, NGRDI 指数空间分布受海水的影响, 在右下角部分较为模糊, 影响绿潮识别。

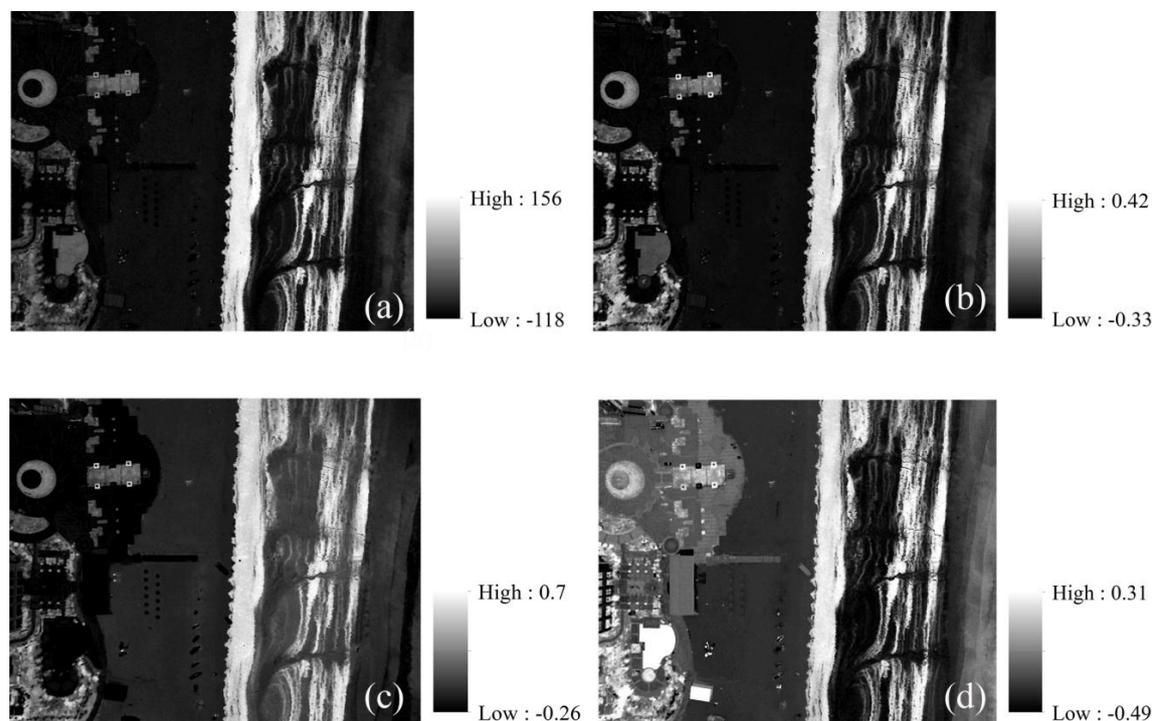


图 3.3 岸滩地物颜色指数空间分布图: (a) EXG 指数空间分布图; (b) GLI 指数空间分布图; (c) NGBDI 指数空间分布图; (d) NGRDI 指数空间分布图

Figure 3.3 Distribution map of four vegetation indexes of seabeach based on UAV RGB images:(a) Distribution map of EXG; (b)Distribution map of GLI; (c)Distribution map of NGBDI; (d) Distribution map of NGRDI.

3.2.4 岸滩绿潮监测结果分析

采用阈值法提取的滨海景区海面绿潮如图 3.4 所示,从图中可以看出 NGRDI 指数提取结果最差,这与其空间分布的趋势一致。由表 3.1 可以看出,监测结果精度最高的是 EXG 和 GLI 指数,其监测精度均高于 90%。NGBDI 指数紧随其后,监测精度为 82%,而 NGRDI 的精度仅为 71%。这是因为 EXG 和 GLI 指数(公式 3.1, 公式 3.4)都利用了海面绿潮与海水在 G 波段和 B 波段上的差异,而 NGRDI 指数(公式 3.2)则仅利用了 R 波段与 G 波段来区分绿潮与海水,效果较差。GLI 指数相对于 NGBDI 指数增加了 R 波段的要素,而海面绿潮 G 波段与 R 波段相差较小(图 3.2b),因此区分效果强于 NGBDI。

由图 3.4 可以看出, NGRDI 指数对海滩绿潮监测结果较差, 监测精度仅为 71%, 右下角水边线部分误提取为绿潮。GLI 指数海滩绿潮监测结果精度最高, 其次是 EXG, 两者监测精度都高于 90%。虽然 GLI 与 EXG 指数(公式 3.4, 公式 3.1)都用到了 R、G 和 B 波段, GLI 指数采用了归一化的参数设计, 使绿潮辨识度更高, 而 EXG 数值则较为离散, 绿潮辨识度较低, 这与 EXG 和 GLI 数值空间分布图(图 3.3a, 图 3.3b)趋势一致。NGBDI 指数由于绿潮与沙滩在 G 波段与 B 波段的相似性, 绿潮监测精度小于 GLI 和 EXG 指数。综合以上分析, GLI 指数较适用于岸滩漂浮绿潮的监测。

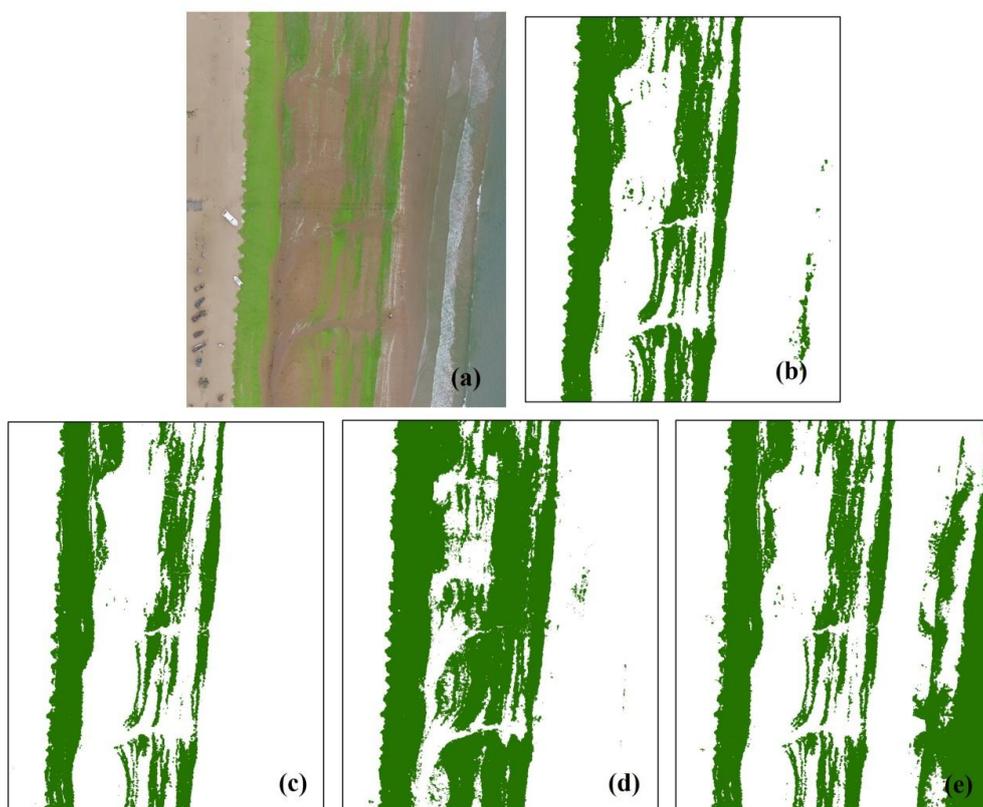


图 3.4 岸滩绿潮监测结果图: (a) 海面绿潮原始图像; (b) EXG 指数海面绿潮监测结果; (c) GLI 指数海面绿潮监测结果; (d) NGBDI 指数海面绿潮监测结果; (e) NGRDI 指数海面绿潮监测结果。

Figure 3.4 Distribution map of green algae of seabeach based on UAV RGB images:(a) Original image; (b) The map of green algae extracted by EXG; (c) The map of green algae extracted by GLI; (d) The map of green algae extracted by NGBDI;(e) The map of green algae extracted by NGRDI.

表 3.1 岸滩绿潮不同颜色指数绿潮提取阈值与提取精度

Table 3.1 The accuracy of seabeach green tide mapping with four vegetation indexes

颜色指数	海滩绿潮	
	阈值	精度 (%)
EXG	28	91
GLI	0.015	96
NGBDI	0.040	82
NGRDI	0.016	71

3.3 基于无人机的海面漂浮绿潮监测研究

3.3.1 样本区选择及数据处理

样本区位于南黄海沿岸烟台海阳市附近海域,坐标为东经 121°8'54", 北纬, 36° 40' 2", 在空间上与 3.2 章节样本区接近。该区域为海阳市重要的滨海旅游景区, 旅游产业是当地经济的重要支撑。自 2008 年绿潮灾害以来, 几乎每年都有大量绿潮藻类漂浮于该区域海面, 导致大量绿潮藻例如浒苔等在此沉降海底, 藻类腐烂后会对当地生态环境产生不利影响。另外在洋流和风场的作用下, 绿潮藻类还会继续漂向海岸并大量堆积在浴场景区, 需要耗费巨大的社会财力物力人力对其进行治理, 给相应海滩景区产生严重影响, 对当地旅游产业造成不小损失。

根据研究区特征, 分别针对海面环境下的绿潮以及海水进行采样(图 3.5b), 样品数量分别为 128 和 80 个, 并随机选取 90 和 56 个样点进行 RGB 特征分析, 剩余样点用于无人机的海面漂浮绿潮监测精度验证。

3.3.2 海面漂浮绿潮 RGB 波段特征

由海面漂浮绿潮采样点 RGB 波段统计特征(图 3.6)所示, 海面绿潮均值最高的为 G 波段, 均值为 161, 比 R 波段的 153 高出 4.66%, 比最低的 B 波段的 104 更是高出了 53.97%, 呈“峰”型分布特征。海水 RGB 均值最高与最低的分别为 B 波段和 R 波段, 均值分别为 142 和 117。而 G 波段介于 B 波段和 R 波段之间, 均值为 130, 较 R 波段高出 11.15%, 而 B 波段又较 G 波段高出 9.74%, 所以海水的特征曲线呈近似平直减少的“上升”型特征。

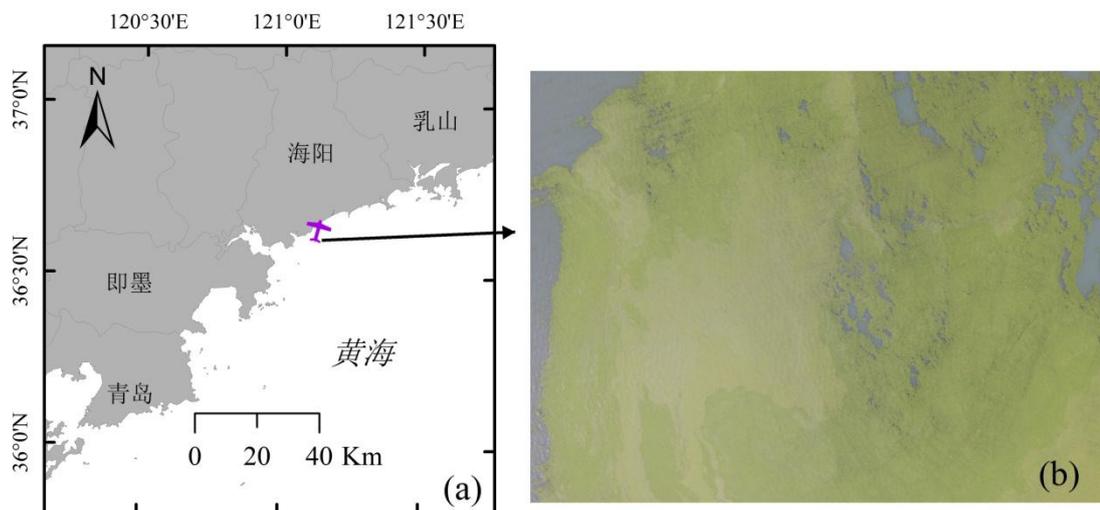


图 3.5 研究区位置示意图：(a) 研究区位置空间示意图；(b) 研究区无人机航拍示意图，可见大量浒苔斑块漂浮在海面。

Figure 3.5 The location of study area:(a) Location of study area; (b) The UAV image of study area.

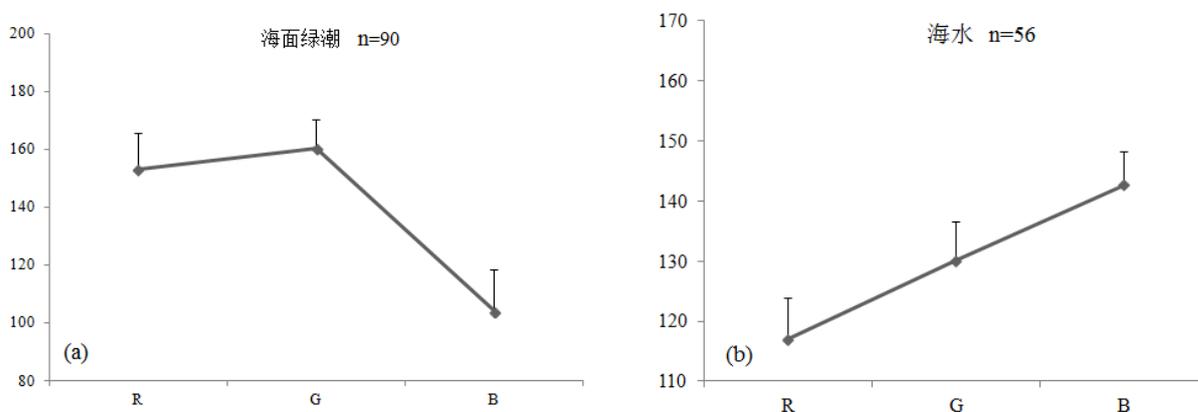


图 3.6 海面漂浮绿潮和海水 RGB 波段统计特征：(a)海面漂浮绿潮在无人机 RGB 影像上的统计特征；(b)海水在无人机 RGB 影像上的统计特征。

Figure 3.6 Statistical characteristics of floating green tide and seawater based on UAV RGB images:(a) Characteristics of floating green tide;(b) Characteristics of seawater.

3.3.3 海面绿潮不同颜色指数空间分布特征

根据不同颜色指数的定义（公式 3.1，公式 3.2，公式 3.3，公式 3.4），可计算获得海面绿潮样本区不同颜色指数空间分布（图 3.7）。可以看出，EXG、GLI

和 NGBDI 三种指数的空间分布较为一致，主要表现为左侧和右上角海水区域数值较低，而中间绿潮部分数值较高。NGRDI 指数在空间分布上则无法区分左上角的海水区域，中间部分数值偏低，影像绿潮信息的提取。

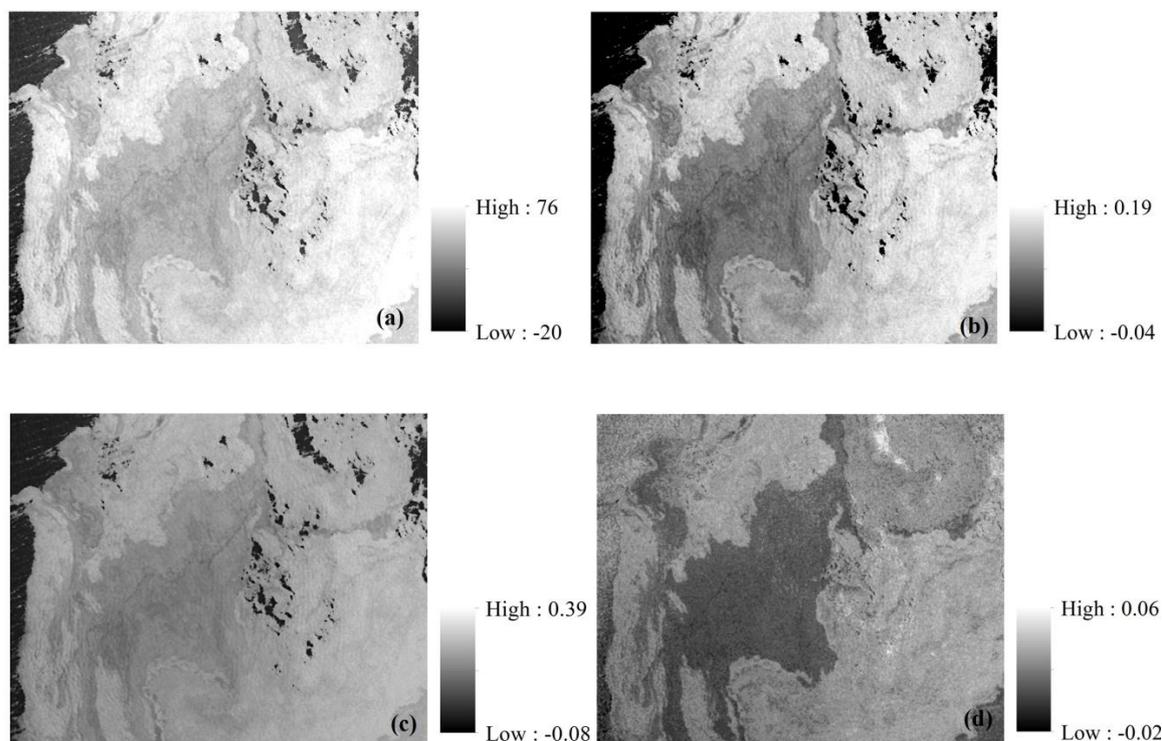


图 3.7 海面绿潮样本区颜色指数空间分布图：(a) EXG 指数空间分布图；(b) GLI 指数空间分布图；(c) NGBDI 指数空间分布图；(d) NGRDI 指数空间分布图。

Figure 3.7 Distribution map of four vegetation indexes of floating green tide based on UAV RGB images:(a) Distribution map of EXG;(b) Distribution map of GLI;(c) Distribution map of NGBDI;(d) Distribution map of NGRDI.

从海面绿潮颜色指数空间分布图（图 3.7）可以看出，四种指数均能基本反映海面绿潮空间分布，但是 NGRDI 指数空间分布整体较为模糊，辨识度不高。这可能是因为海面绿潮 R 波段均值稍小于 G 波段均值（图 3.6a），其均值仅相差 4.66%，而海水（图 3.6b）的 R、G 波段均值相差约为 11.15%；相对地，海面绿潮 G 波段和 B 波段的均值相差则超过 50%，具有明显的区别。所以基于 G 波段和 R 波段的 NGRDI 算法可能难以将海水和海面绿潮准确区分开来。

采用阈值法提取的海面绿潮结果如图 3.8 所示，从图中可以看出 NGRDI 指数提取结果最差，这与其空间分布的趋势分析一致。由表 3.2 可以看出，监测结

果精度最高的是 NGBDI 和 GLI 指数，其监测精度均高于 90%。EXG 指数紧随其后，监测精度为 87%，而 NGRDI 的精度仅为 48%。这是因为 NGBDI 和 GLI 指数（公式 3.3，3.4）都利用了海面绿潮与海水在 G 波段和 B 波段上的差异而构建算法模型，而 NGRDI 指数（公式 3.2）则利用 R 波段与 G 波段的差异来区分绿潮与海水。根据前面的分析，海面漂浮绿潮与海水的 R 波段和 G 波段之间的差异均较小，导致提取效果较差。GLI 指数相对于 NGBDI 指数增加了 R 波段的要素，而海面绿潮 G 波段与 R 波段相差较小（图 3.6a），因此区分效果稍差与 NGBDI。

3.3.4 海面绿潮监测结果分析

由表 3.2 可以看出，NGRDI 指数对海面漂浮绿潮监测结果较差，仅为 48%，图 3.8e 中左下角海水部分误提取为绿潮。NGBDI 指数海滩绿潮监测结果精度最高，其次是 GLI，两者监测精度都高于 90%。虽然 GLI 与 EXG 指数都用到了 R、G 和 B 波段，而 GLI 指数采用了归一化的参数设计，使绿潮辨识度更高，而 EXG 数值则较为离散，绿潮辨识度较低，这与 GLI 和 EXG 数值空间分布图（图 3.7b，图 3.7a）趋势一致。NGBDI 指数由于海面漂浮绿潮与海水在 G 波段与 B 波段均值相差则超过 50%，具有明显的差异，基于 G 波段和 R 波段的 NGBDI 算法可以将海水和海面绿潮准确区分开来。综合以上分析，NGBDI 指数较适用于海面漂浮绿潮的监测。

表 3.2 海面绿潮不同颜色指数海面绿潮提取阈值与提取精度

Table 3.2 The accuracy of floating green tide mapping with four vegetation indexes

颜色指数	海面绿潮	
	阈值	精度 (%)
EXG	36	87
GLI	0.014	90
NGBDI	0.130	94
NGRDI	0.015	48

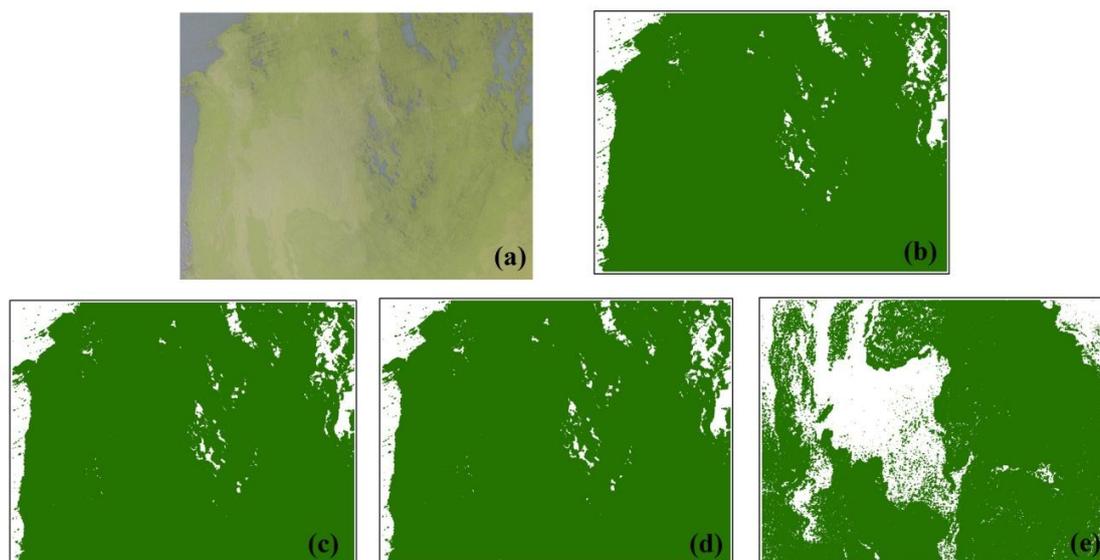


图 3.8 海面绿潮监测结果图：(a)海面绿潮原始图像；(b) EXG 指数海面绿潮监测结果；(c) GLI 指数海面绿潮监测结果；(d) NGBDI 指数海面绿潮监测结果；(e) NGRDI 指数海面绿潮监测结果。

Figure 3.8 Distribution map of green algae of floating green tide based on UAV RGB images:(a) Original image; (b) The map of green tide extracted by EXG; (c) The map of green tide extracted by GLI; (d) The map of green tide extracted by NGBDI;(e) The map of green tide extracted by NGRDI.

3.4 基于无人机的紫菜养殖筏架附着绿潮监测

近年来苏北浅滩区紫菜养殖面积增长较快，其中辐射沙洲区域紫菜种植面积已由 2000 年的 30 km² 增加到 2013 年的 350 km² (Zhang 等, 2014; Caicai 等, 2017)。区内紫菜养殖一般在九、十月份开始进行，并在次年 4 月份完成收获，同时将养殖用的筏架移除。在筏架移除的过程中大量的附着绿藻被剥落并丢弃入海，为绿潮爆发提供初始生物量(Liu 等, 2010)。因此亟需对江苏辐射沙洲区域紫菜养殖筏架的绿潮藻进行监测研究，以期绿潮的综合防控提供科学依据。然而由于早期绿潮藻的空间尺度大都在厘米级范围内，并且干湿交替的辐射沙洲区域对于科考船只的航行安全也产生了非常大的挑战。利用灵活、便携的无人机对养殖筏架的绿潮藻进行监测研究对克服这些困难提供了解决方案。因此本节就尝

试利用大疆四旋翼无人机对筏架附着绿潮藻进行识别监测研究,以期了解绿潮早期暴发机制提供科学参考。

3.4.1 样本区选择及数据处理

样本区位于辐射沙洲区紫菜养殖区域(图 3.9),是我国重要的紫菜生产区域,紫菜养殖也是当地的重要支柱产业。由于特殊的紫菜养殖工艺及管理措施,每年都有大量绿潮藻在紫菜养殖筏架生长并最终因筏架拆除被丢弃入海,因此在该区域选取有代表性的紫菜养殖筏架进行无人机的绿潮藻监测研究很有必要。为此,2016年4月份,我们征用渔船并携带无人机系统在筏架附近进行大量的无人机航拍调查,整个航拍期间无人机对多个完整的筏架区块进行正射扫描。根据紫菜养殖筏架区环境特征,从相应无人机图像上(图 3.10c)分别针对泥滩、竹架、绿潮藻、紫菜采集了80、34、73和53个,其中对应的56、24、51和37个样点用于RGB波段的特征统计分析,剩余样点进行精度验证。

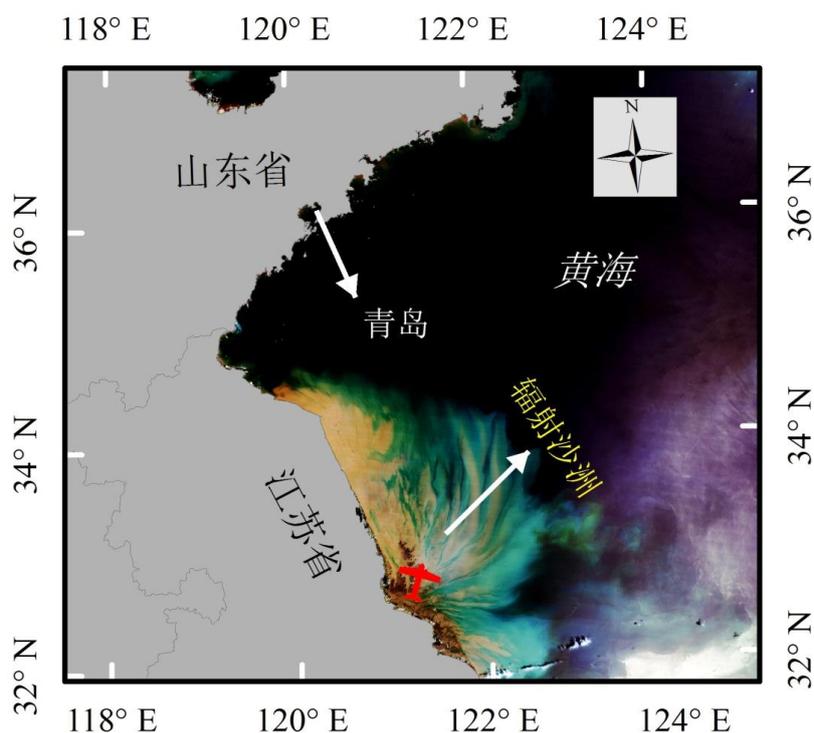


图 3.9 研究区位置示意图。

Figure 3.9 The location of study area.

3.4.2 养殖筏架绿潮 RGB 波段特征

由紫菜养殖筏架样本区不同地物采样点 RGB 波段统计特征(图 3.11)所示, 在具有代表性的四种地物中, R 波段均值最高的是沙滩, 可达 181, 最低的是紫菜, 仅为 39, 泥滩和绿潮藻介于两者之间, 其均值分别为 134 和 61。对于 G 波段最高和最低的仍是竹架与紫菜, 泥滩和绿潮介于两者之间。同样的, B 波段也有类似的规律。

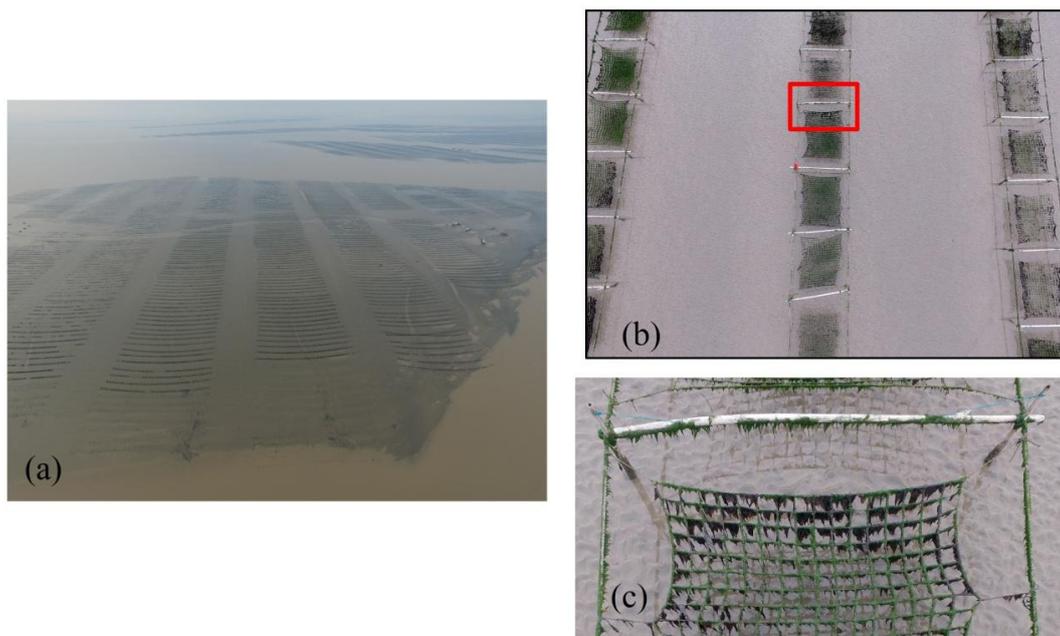


图 3.10 紫菜筏架区样本: (a)无人机视角下紫菜养殖筏架布置情况; (b) 无人机拍摄的紫菜筏架正射影像; (c) 上图中红框所示的紫菜筏架放大图。

Figure 3.10 UAV image of *P. yezoensis* aquaculture rafts:(a) aquaculture rafts which are arranged in a rectangular arrangement;(b) The orthophoto UAV image of aquaculture raft;(c) UAV image marked in the red rectangle in panel b.

从同一地物不同波段的差异来看, 绿潮藻均值最高的为 G 波段, 均值为 72, 比 R 波段高出 23.38%, 比最低的 B 波段高出了 34.60%, 与岸滩绿潮和海面漂浮绿潮相似, 都呈明显的“峰”型分布特征。竹架均值最高与最低的分别为 R 波段和 G 波段, 其中 R 波段较 G 波段高出 11.06%, 而 B 波段较 G 波段高出 7.71%, 呈先降低又升高的“凹”型特征。泥滩最高的也是 R 波段, 其均值为 135, 其次是 B 波段, 均值达到了 132, 最低的 G 波段均值仅为 118, 相较于 R 波段和 G 波段

分布降低了 11.73% 和 10.49%，呈“凹”型特征。紫菜各波段均值都较低，最高的 R 波段仅为 39，B 波段紧随其后，均值为 38，最低的 G 波段均值只有 31，比 R 波段和 B 波段分别降低了 20.17% 和 18.52%，与竹架和泥滩类似，同样呈“凹”型特征。

综合以上地物 RGB 波段特征分析，筏架附着绿潮藻具有与其他三种地物明显的地物特征，即其在 G 波段具有波峰特征，而另外三种地物在 G 波段都是波谷特征，绿潮藻表现出类似绿色植被的特征，这与 Cui 等（2012）的研究结果相吻合，因此基于无人机 RGB 真彩色的植被指数可以用来监测筏架上绿潮藻的分布情况。

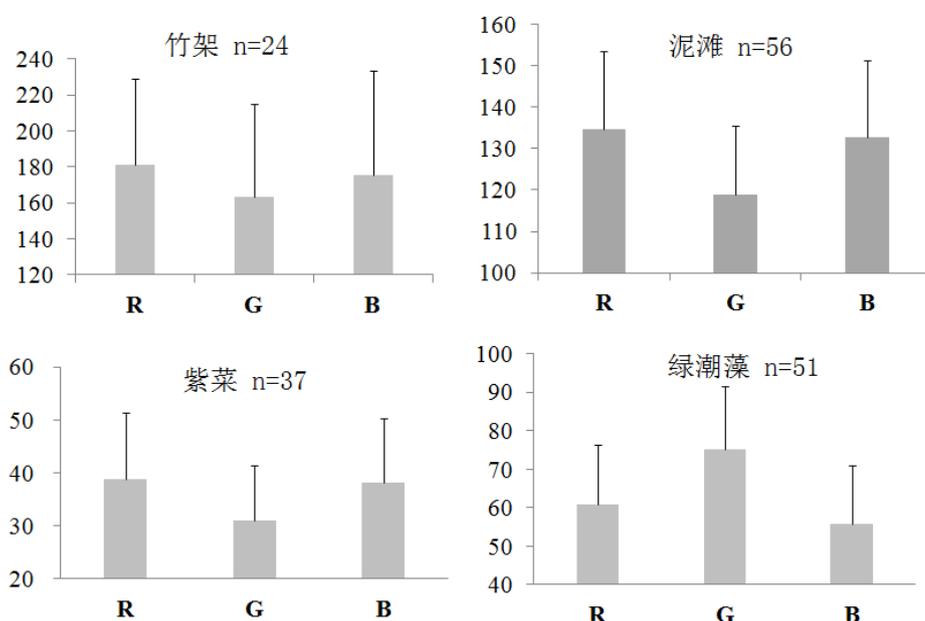


图 3.11 紫菜养殖筏架地物 RGB 波段统计特征

Figure 3.11 Statistical characteristics of *P. yezoensis* aquaculture rafts based on UAV RGB image

3.4.3 养殖筏架绿潮不同颜色指数空间分布特征

根据不同颜色指数的定义（公式 3.1、3.2、3.3、3.4），得出岸滩地物不同颜色指数空间分布（图 3.12）。可以看出，NGRDI、EXG、GLI 和 NGBDI 四种指数的空间分布较为一致，通过与原始影像的对比，可以看出这四种指数都能较好的将筏架上绿潮藻与其他地物区分开。但是，NGRDI、GLI 和 NGBDI 的数值较为相似，而 EXG 指数的数值在泥滩区域则表现为低值，明显有别于前三者。

对于筏架附着绿潮藻而言，NGBDI 和 EXG 两种指数虽然都能显示高值，但

是对于样本区上部的绿海藻倒影仍然显示高值，这明显与实际不相符，产生了较大误差。而 NGRDI 指数则没有类似的情况，对于倒影中的绿海藻显示为低值，将其与真实绿海藻区分开来。可能的原因是 NGRDI 指数的参数中主要是 G 波段和 R 波段，受 B 波段影像较小，因此水中的倒影对 NGRDI 影像较小。GLI 指数相较于 NGBDI 和 EXG 指数较好，能基本区分倒影中的绿潮，但仍有少部分倒影区域表现为与绿海藻类似的高值。虽然 GLI 指数的参数中也用到了 B 波段，但是由于其归一化的参数设计使其对于 B 波段影像不像 EXG 如此敏感，这与遥感影像植被提取中常用的 NDVI（归一化植被指数）的原理相类似。

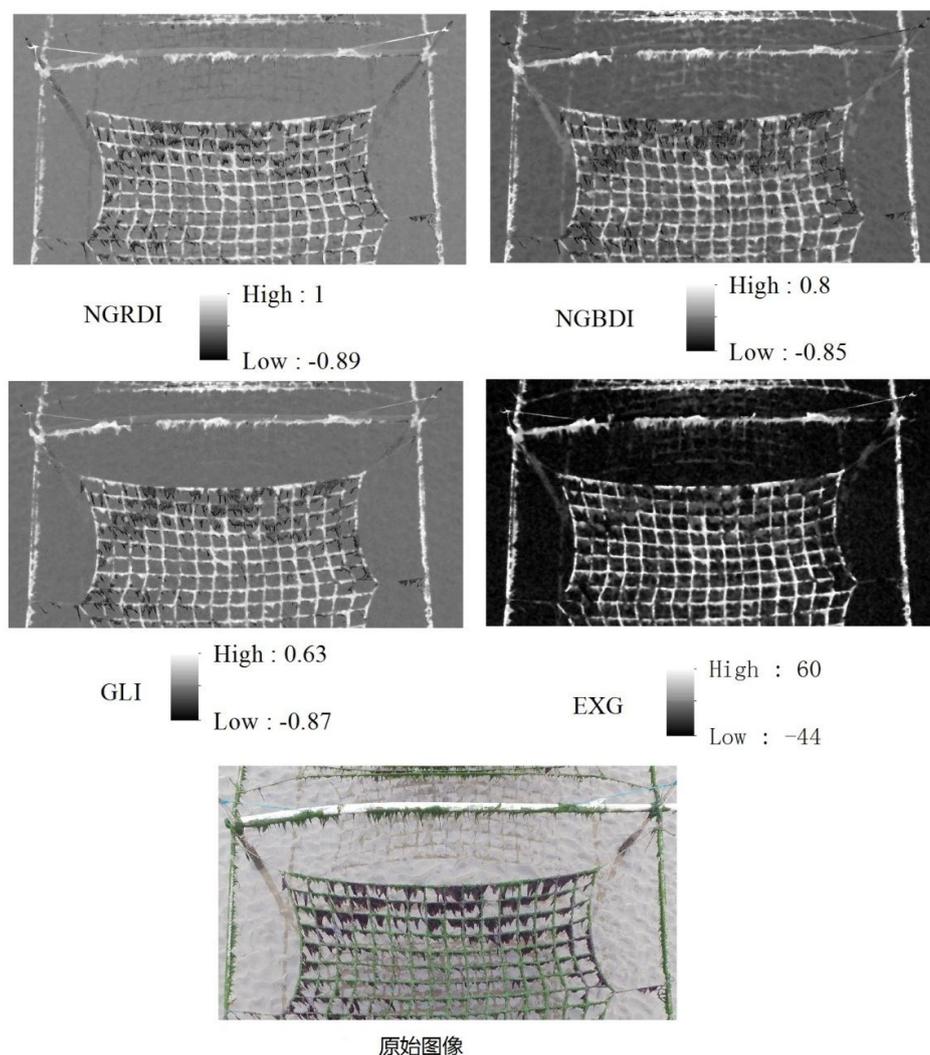


图 3.12 紫菜养殖筏架指数空间分布图。

Figure 3.12 Distribution map of four vegetation indexes of *P. yezoensis* aquaculture rafts based on UAV RGB image.

综合以上分析, 虽然 NGRDI、NGBDI、GLI 三种指数都能较好的将绿潮藻与其他地物区分开, 但是由于 NGBDI 指数受水体倒影总绿潮藻影像较大, 比较适宜的紫菜养殖筏架附着绿潮藻提取指数可能是 NGRDI 和 GLI, EXG 参数较差。

3.4.4 养殖筏架绿潮监测结果分析

采用阈值法提取的筏架附着绿潮藻信息如图 3.13 所示, 从图中可以看出 NGRDI 指数提取结果较好, 这与其空间分布的趋势分析一致。由表 3.3 可以看出, 监测结果精度最高的是 NGRDI, 其监测精度均高达 96%。GLI 指数的监测精度仅次于 NGRDI, 筏架附着绿潮的提取精度达到了 91%, 但是相较于 NGRDI 指数, 其在样本区上方对绿潮藻有误提取。这与 GLI 指数的参数构成包含 B 波段有关, 因为在紫菜养殖区域, 干湿交替的环境不可避免地会影响 GLI 的提取精度。NGBDI 指数提取较差, 精度为 87%。虽然 NGBDI 指数与 GLI 类似都包含 B 波段的参数设计, 但是 GLI 的模型设计综合了 R 波段, 使其在复杂的筏架区域更加稳健。由图 3.13 也可以看出, NGBDI 指数在样本区的上部有大量的误提取, 误差主要集中在水体的倒影部分。因此, 虽然对于海面漂浮绿潮 NGBDI 具有较好的提取效果, 但是由于水体倒影的存在, NGBDI 对于筏架附着绿潮的提取精度并不是非常理想。

表 3.3 筏架绿潮藻不同颜色指数筏架附着绿潮提取阈值与精度

Table 3.3 The accuracy of green algae on rafts mapping with four vegetation indexes

颜色指数	筏架绿潮藻	
	阈值	精度 (%)
EXG	30	82
GLI	0.024	91
NGBDI	0.050	87
NGRDI	0.018	96

同样的, EXG 指数的提取精度也较差, 仅为 82%, 虽然其参数设计与 GLI 较为接近, 但是没有进行归一化的模型设计, 因此对于环境参数的变化较 GLI

更为敏感，对于筏架附着绿潮的提取精度较差。综合以上分析，NGRDI 指数较适用于筏架绿潮的监测。

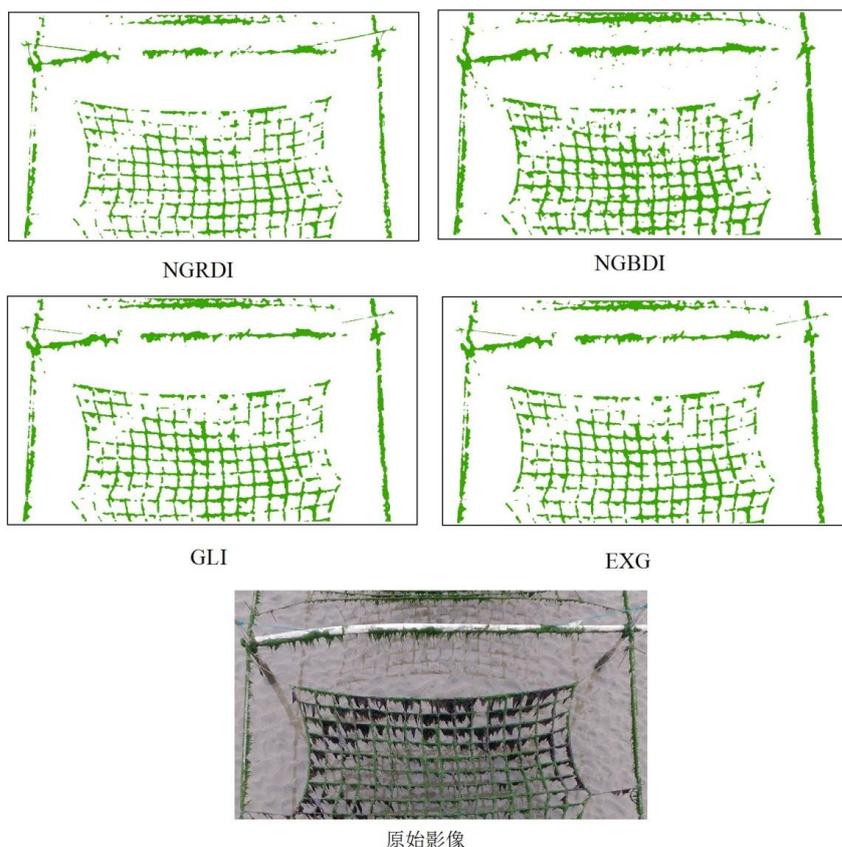


图 3.13 筏架附着绿潮监测结果图。

Figure 3.13 Distribution map of green algae attached to *P. yezoensis* aquaculture rafts based on UAV RGB image.

3.5 本章小结

本章通过选取典型的样本区进行无人机航拍调查，并对比不同颜色指数对岸滩绿潮、海面漂浮绿潮以及紫菜筏架附着绿潮藻监测能力。研究发现，采用无人机航拍技术可以机动灵活持续地监测不同环境下的绿潮，实现对小尺度绿潮的高精度监测，并能满足高时间分辨率与高空间分辨率的要求。不同情景下绿潮环境差异较大，因此适用于不同情景下绿潮监测的指数具有差异：GLI 指数较适用于岸滩漂浮绿潮的监测，NGBDI 指数则对海面漂浮绿潮具有较高的监测精度，而利用 NGRDI 指数对筏架绿潮进行监测则提取结果精度最高。

第4章 无人机支持的辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量估算

对于绿潮灾害的成因机制,全世界的研究者已经开展了大量的工作,普遍认为海水的富营养化和全球变化是绿潮的罪魁祸首。而对于中国南黄海的绿潮灾害,有学者通过多年的遥感监测技术发现南黄海的绿潮最初的产生位置大都位于辐射沙洲附近(Xing and Hu, 2016),还有学者经过研究发现辐射沙洲区域的大规模紫菜养殖筏架上的绿潮藻生物量巨大,为南黄海的大面积绿潮爆发提供了初始的生物量(Liu 等, 2009; Liu 等, 2010)。众多的研究成果表明,除了水体富营养化以及全球变化以外,辐射沙洲紫菜养殖生产中遗留的大量绿潮藻为绿潮的爆发提供了初始生物量,是绿潮灾害爆发的重要成灾因素(Zhang 等, 2011; Liu 等, 2013a)。每年五六月份大量附着在紫菜养殖筏架上的浒苔由于自然或者人为因素进入海洋,在洋流和风场的驱动下漂向山东半岛沿岸;在适宜的光照和营养盐条件下绿潮藻生物量在漂流过程中迅速增加,最终形成绿潮灾害(Smetacek and Zingone, 2013; Xu 等, 2014)。因此作为绿潮爆发的初始生物量,筏架上绿潮藻生物量的多寡可能是绿潮爆发规模的重要指标,对绿潮爆发前辐射沙洲区筏架上浒苔绿潮藻生物量进行科学准确的评估有助于揭示绿潮连续多年爆发的形成机制,也可为绿潮的治理及预警提供决策支持。

Hu 等(2017)基于实验室光谱实验并利用 MODIS 卫星影像和 FAI 指数构建了大洋尺度漂浮绿潮的生物量估算模型,并应用此模型对 2008 年至 2015 年黄海绿潮的生物量进行了评估,发现其生物量在 0.09×10^6 t 到 1.7×10^6 t 之间。然而相较于海面上漂浮的大面积浒苔斑块,筏架上附着的绿潮藻斑块细小而分散,遥感技术难以对此直接监测(Hu 等, 2010)。

因此目前对于辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量的估算主要是基于观测点采样推算的方式间接进行的,但是其估算结果也有所差异。Liu 等(2010)对 2009 年包括辐射沙洲区在内的苏北浅滩多个地点进行采样获取紫菜筏架上绿藻的平均湿重,并结合各地的紫菜养殖统计面积计算各地的筏架绿潮藻的生物量为 4,620 t; Zhang 等(2014)和刘材材等(2017)则通过卫星遥感技术对 2013 年辐射沙洲区紫菜养殖面积进行解译提取,同时结合实地采样数据对辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量进行估算,并认为辐射沙洲区筏架上绿潮藻生物量约为 4,000 t,

其中浒苔约为 2,780 t; Huo 等 (2015) 用类似方法对 2013 年辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量进行了更为详细的调查计算,发现辐射沙洲区筏架上固着绿潮藻的生物量超过 20,000 t。

目前的研究中大都通过社会调查或者参阅统计年鉴等方式对紫菜筏架的养殖面积进行估算,精度较低 (Shang, 2008; Qi 等, 2016)。虽然有学者 (Zhang 等, 2014; Caicai 等, 2017) 通过卫星遥感与社会调查的方式统计了辐射沙洲区的紫菜面积,并以此估算了绿潮藻的生物量,但是由于紫菜筏架数米的空间尺寸以及较大的布置间隙,遥感影像上存在大量的混合像元,直接利用遥感影像对筏架的面积进行量算必然会导致对筏架面积的高估,进而增加对辐射沙洲区绿潮藻生物量估算的误差,不利于绿潮灾害的成因探索和预警模型的建立。另外,以往的学者通常把筏架上所有绿潮藻纳入初始生物量的估算,但有研究表明近年来随着辐射沙洲区紫菜养殖工艺的改进,可能只有筏架梗绳上绿潮藻才会在紫菜收获之后被遗弃在泥滩并随潮流入海,成为绿潮的初始生物量 (Caicai 等, 2017),因此建立筏架梗绳上绿潮初始生物量估算的模型非常必要。

近年来,无人机因其高分辨率、低价、灵活而广泛应用于农作物生物量的估算研究,证明应用无人机估算生物量是可行的 (Jannoura 等, 2015; Vega 等, 2015; Senthilnath 等, 2016;)。哨兵卫星 (S2A) 数据空间分辨率可以达到 10 米,可以准确的对较小的地物面积进行监测 (Fernández-Manso 等, 2016; Lavrova, 2016)。但应用无人机和 S2A 数据对紫菜养殖筏架上绿潮藻生物量进行估算的研究还未见报道。本章通过对紫菜收获和筏架拆除过程进行跟踪航拍调查,确定黄海绿潮藻初始生物量的来源;同时采用厘米级的无人机影像结合空间分辨率为 10 米的哨兵 S2A 数据,协同地面定点观测采样数据构建筏架绿潮藻初始生物量估算模型,并对辐射沙洲区筏架以及梗绳上绿潮藻的初始生物量进行科学高精度的星空地一体化调查估算,以期绿潮灾害形成机制、防治和预警提供科学的依据。

4.1 数据与方法

江苏省岸线长几百公里 ($30^{\circ}44'-35^{\circ}40'N$),杂机制形成的淤泥质泥滩面积超过 5000 km^2 ,水深大都在 20 米以内,尤其适合半漂浮方法紫菜种植 (图 3.9 中

箭头所示呈辐射状的黄色区域)。区内紫菜养殖一般在九、十月份开始进行，并在次年4月份完成收获，同时将养殖用的筏架移除。在筏架移除的过程中大量的附着绿藻被剥落并丢弃入海，成为绿潮爆发的初始生物量（Liu 等，2010）。近年来苏北浅滩区紫菜养殖面积增长较快，其中辐射沙洲区域紫菜种植面积已由2000年的30 km²增加到2013年的350 km²（Zhang 等，2014；Caicai 等，2017）。

辐射沙洲区域淤泥分布广泛，即使涨潮期间也有较多暗滩，大型科考船无法达到，因此为了对紫菜养殖区筏架绿潮藻进行调查，我们科考团队征用渔船（图4.1a、4.1b）并携带无人机系统于2017年4月在筏架附近进行为期一周的定点观测采样调查（如图3.9中红色飞机标注位置）。本次定点观测我们采用大疆Ispire 1无人机系统进行航空拍摄。整个观测期间无人机对多个完整的筏架区块进行了航拍调查，同时地面调查人员对相应筏架上绿潮藻进行采样调查，并将水分挤干后称重，获得湿重数据。依据航拍调查和现场调研资料，我们分析了苏北浅滩辐射沙洲区绿潮初始生物量的来源，并构建基于卫星-无人机-地面调查的辐射沙洲区绿潮藻初始生物量估算模型，同时对该区域筏架绿潮藻生物量进行估算，为绿潮的综合防控提供科学依据。

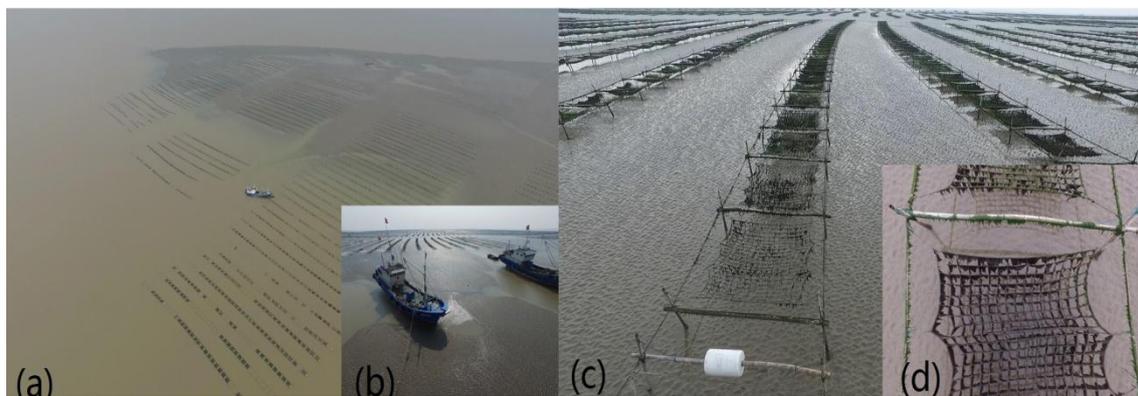


图 4.1 紫菜养殖筏架无人机航拍图

Figure 4.1 UAV images of *P. yezoensis* aquaculture rafts

4.2 辐射沙洲区绿潮藻来源研究

根据现场调研，辐射沙洲区养殖的紫菜品种主要为条斑紫菜，养殖方式主要是半浮动筏架栽培（图4.1c）。从图中可以看出，养殖筏架主要由竹竿、梗绳和网帘构成。其中竹竿起支撑作用，并构成养殖的矩形框架；梗绳通过竹桩将养殖

筏架固定在泥滩,防止涨潮时海水将筏架冲散,同时还可以将网帘固定在筏架上;网帘则是紫菜生长的主要场所,主要呈规则的矩形网状,紫菜就生长于期间的网格上。在紫菜养殖的过程中竹架、梗绳和网帘上都会出现附着绿潮藻,但是具体哪些部分最终进入大海还有待于进一步研究,因此实地跟踪调查研究绿潮藻的实际来源对于了解绿潮初始生物量的产生及绿潮的防控具有重大意义。

4.2.1 辐射沙洲区紫菜筏架绿潮藻来源概览

辐射沙洲区的紫菜养殖生产过程中会产生大量绿潮藻,对紫菜养殖农户造成相当的减产损失(邓邦平等,2015)。从图4.1c中可以看出部分养殖网帘已经布满绿潮藻,但是仍有部分网帘绿潮藻分布不太明显,如中右上角网帘以及左下角网帘。图4.1d为养殖筏架的局部放大图,可以看出绿潮藻不光在网帘上分布,筏架梗绳以及竹架上也有大量绿潮藻分布。由于梗绳的总长度远大于竹架,因此梗绳上分布的绿潮藻生物量可能多于竹架上绿潮藻的生物量。

从图4.1d还可以看出部分网帘并没有绿潮藻分布,而在梗绳以及竹架上均有大量绿潮藻分布。这可能是因为网帘上绿潮藻对紫菜形成“竞争”关系,影响紫菜产量,农民往往会采取干预措施以减少绿潮藻的影响。而竹架以及梗绳上的绿潮藻对紫菜生长影响较小,农民对其干预措施弱于对网帘的干预管理。另外竹架以及梗绳上没有播种紫菜种苗,绿潮藻在竹架以及梗绳上没有紫菜与其“竞争”,生长情况往往好于网帘。

因此,总体来看,梗绳和网帘上分布的绿潮藻生物量均较多,但是网帘上绿潮藻分布不均匀,有些网帘分布较多,有些则未有绿潮藻分布,而大部分梗绳均有绿潮藻分布。由于竹架长度远小于梗绳长度,因此竹架上分布的绿潮藻最少,并且与梗绳类似,绿潮藻分布也较为均匀。针对筏架不同位置绿潮藻的分布情况,准确把握其最终流向成为了解辐射沙洲区绿潮藻初始生物量产生源头的关键。

4.2.2 辐射沙洲区绿潮藻来源分析

为了确定紫菜筏架不同位置绿潮藻的具体流向,我们在辐射沙洲区紫菜养殖区域进行了坐滩调查,并利用无人机对紫菜的养殖收获、筏架拆除的过程进行航拍调研,以期为确认沙洲区绿潮藻的来源提供更多证据。

4.2.2.1 紫菜养殖收获过程绿潮藻航拍调查

我们利用无人机对辐射沙洲区紫菜收获的过程进行跟踪航拍调查。如图 4.2 所示,农民利用作业船搭载的采摘器械将筏架网帘上的紫菜全部剥落到船舱之中,同时伴生的绿潮藻也混在紫菜中进入船舱。通过对比作业船后方和前方的筏架可以看出网帘上大量的绿潮藻并未被直接丢弃入海,而是连同紫菜被一并放入船舱。最终,船舱中混有绿潮藻的紫菜会被运到岸上进行分拣,分拣出的绿潮藻会被直接丢弃到岸上,而不是进入岸滩。因此,网帘上大量的绿潮藻并不是辐射沙洲区绿潮藻生物量直接的来源。



图 4.2 紫菜收获作业图。箭头方向为作业船航行方向。

Figure 4.2 Harvesting of *P. yezoensis*

4.2.2.2 竹架剥落绿潮藻航拍调查

2017 年 4 月,利用无人机系统对辐射沙洲区紫菜筏架拆除作业进行了航拍调查。如图 4.3a 所示,我们发现在拆除紫菜筏架竹竿的过程中农民并没有将附着在竹架上的绿潮藻丢弃在泥滩,而是将竹架直接装车。在作业现场泥滩周边并没有明显的丢弃状态的绿潮藻。

进一步的跟踪航拍显示(图 4.3c),从筏架拆除现场装运的竹架通过运输车被聚拢在泥滩上的大型运输船,并最终运送上岸。红色圆圈中所示即为图 4.3a 中的拖拉机运输车。从图中可以看出,运输船上的竹架大都呈绿色,表明有大量

绿潮藻附着，周边泥滩区域未有剥落的绿潮藻出现，这表明附着在上面的绿潮藻并未被清初，竹架上的绿潮藻也不会被丢弃在泥滩上。因此，竹架上附着的绿潮藻也不是辐射沙洲区绿潮藻初始生物量的直接来源。

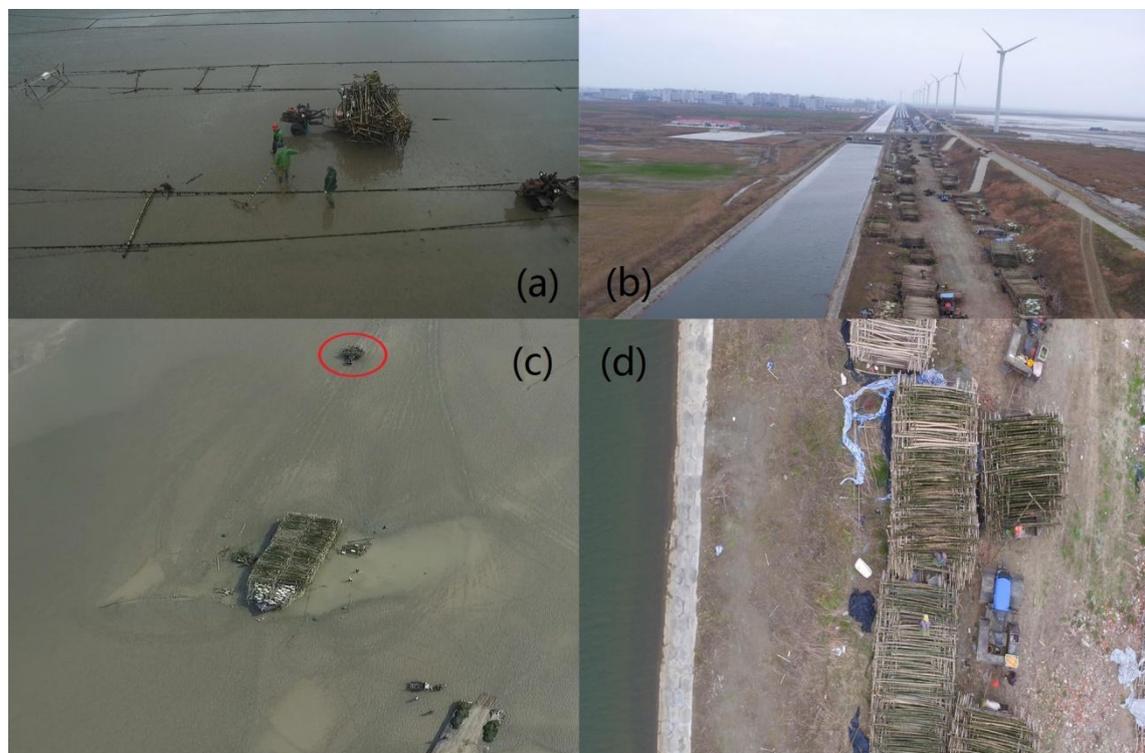


图 4.3 竹架拆除过程无人机航拍图

Figure 4.3 UAV images of bamboo rafts dismantling

图 4.3b 所示为经过大型运输船运至海边岸堤上集中放置存储的竹架，并被整齐码放以待下次再用。从图 4.3d 可以明显看出被运送上岸的竹架附着有大量绿潮藻，表明在竹架运输上岸的过程中并没有对竹架进行绿潮藻的剥离作业，因此也进一步证明了竹架上的绿潮藻并不是辐射沙洲区绿潮藻初始生物量的直接来源。

4.2.2.3 筏架梗绳剥落绿潮藻航拍调查

与竹架的拆除作业不同的是，如图 4.4a 所示，为了方便梗绳的收集与运输，农民在拆除紫菜筏架上的梗绳之前往往会用农用机械将梗绳上附着的绿潮藻剥落，而绿潮藻则被丢弃在泥滩上。从图 4.4a 中可以看出拖拉机后方便绳上出现了明显的大块绿潮藻堆积，拖拉机后方的梗绳较前方的梗绳更为干净纤细，这是

农民用机械将附着的绿潮藻收集并剥离在泥滩上的结果。

图 4.4b 进一步清晰地显示梗绳上被农用机械剥落的场景。可以看到块状的绿潮藻堆积在梗绳上，甚至形成长度超过 1 m，宽达 0.3 m 的绿潮藻斑块。同时泥滩周边也有大量的细碎绿潮藻小斑块出现。由于紫菜养殖区域干湿交替的泥滩环境，这些被丢弃的绿潮藻在涨潮时会随浪潮进入大海，进而最终成为辐射沙洲区绿潮藻生物量的重要来源。

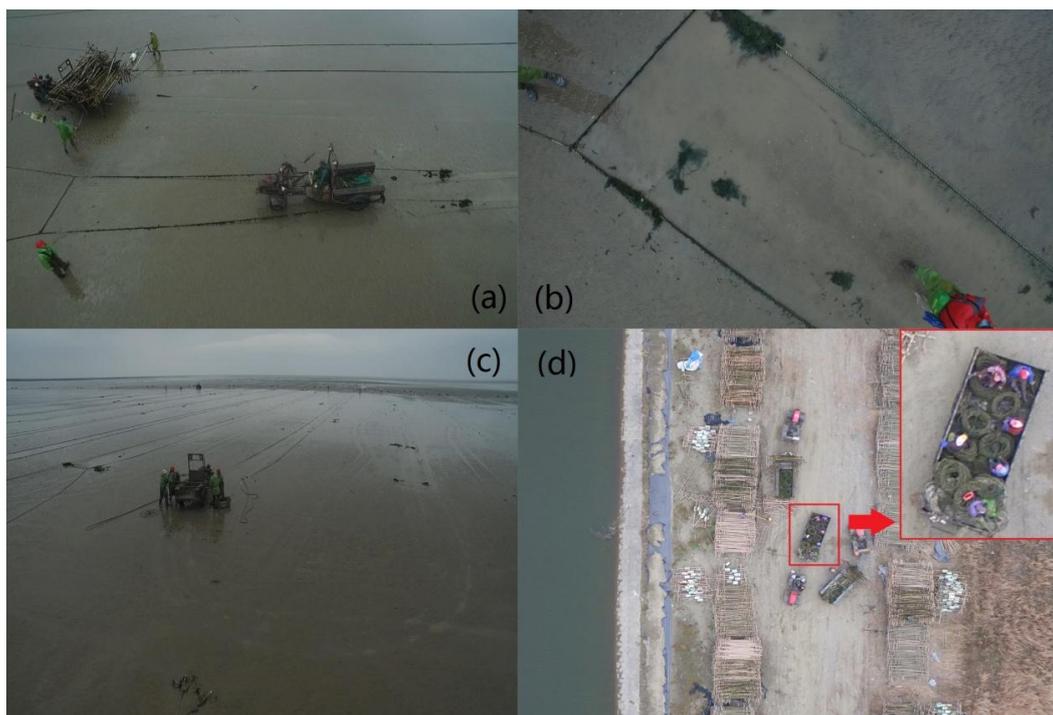


图 4.4 梗绳拆除过程无人机航拍图

Figure 4.4 UAV images of ropes dismantling

图 4.4a 中左侧为竹架拆除作业，通过对比可以看出在左边拆除竹架的周边泥滩上并未有明显的绿潮藻斑块出现，而在右面梗绳的拆除过程中拖拉机后方出现明显的绿潮藻斑块，而这些绿潮藻最终将会遗留在泥滩上，并被潮汐带入大海，成为黄海绿潮的初始生物量。

将梗绳上附着绿潮藻剥离后，农民利用大型绞盘将梗绳收集成捆(图 4.4c)。可以看到作业现象周边有大量块状绿潮藻被丢弃在泥滩上，从图中可以看出在农业机械的作用下梗绳上绿潮藻都被剥离到泥滩上，并大面积的分布在整个紫菜养殖区域，为绿潮的形成提供了大量初始生物量。而梗绳则以较为整洁规整的捆状

被装上运输车。图 4.4d 则展示了这些梗绳最终运送到岸堤上与竹架一起储存。图中红色矩形框内的车厢上即为将绿潮藻剥离后呈捆状的梗绳。泥滩上布满绿潮藻的梗绳最终以干净整齐的捆状形式被运输到岸,大量附着绿潮藻最终汇入大海,成为绿潮暴发的初始生物量。

4.2.3 结论与讨论

筏架区域航拍调查分析显示,梗绳和网帘上附着绿潮藻生物量较大,竹架上附着绿潮藻生物量较低。这些绿潮藻都可能成为黄海绿潮初始生物量的重要来源。

然而通过进一步的紫菜收获过程和筏架拆除过程的航拍调查,发现由于当前紫菜的养殖工艺,农民往往直接用作业船将网帘上的紫菜连同附着绿潮藻一同运送到岸上分拣,而这些绿潮藻并未进入大海,因此网帘上绿潮藻并不是黄海绿潮的初始生物量的主要来源。航拍调查表明在紫菜筏架的拆除过程中,竹架上绿潮藻并没有明显脱落,农民大都直接将竹架装上运输车,并聚拢到大型运输船上统一输送至岸堤上存储。相反,为了方便梗绳的整理与运输,农民往往会用农业机械将梗绳上附着的大量绿潮藻进行剥离,而后再用绞盘将梗绳收集成捆并运送至岸堤与竹架一起存储待用。而剥落在泥滩上的梗绳附着绿潮藻则会在潮汐的作用下进入大海,成为黄海绿潮的初始生物量。因此,紫菜养殖筏架的梗绳附着绿潮藻才是辐射沙洲区绿潮藻初始生物量的重要来源,准确掌握这部分绿潮藻的生物量可为绿潮的早期防控与治理提供科学依据。

4.3 辐射沙洲区绿潮藻初始生物量计算模型

作为绿潮爆发的初始生物量,筏架上绿潮藻生物量的多寡可能是绿潮爆发规模的重要指标,对绿潮爆发前辐射沙洲区筏架上浒苔绿潮藻生物量进行科学准确的评估有助于揭示绿潮连续多年爆发的形成机制,也可为绿潮的治理及预警提供决策支持。

目前的研究中对于辐射沙洲区绿潮藻生物量的研究大都通过社会调查或者参阅统计年鉴等方式对紫菜筏架的养殖面积进行估算,精度较低。Zhang 等(2014)通过卫星遥感与社会调查的方式统计了辐射沙洲区的紫菜面积,并以此估算了绿潮藻的生物量。但是由于紫菜筏架数米的空间尺寸以及较大的布置间隙,遥感影像上存在大量的混合像元,直接利用空间分辨率较低的遥感影像对筏架的面积进

行量算必然会导致对筏架面积的高估,进而增加对辐射沙洲区绿潮藻生物量估算的误差,不利于绿潮灾害的成因探索和预警模型的建立。另外,4.2 章节已经证明辐射沙洲区绿潮藻初始生物量的直接来源是筏架梗绳上的附着绿潮藻,因此针对这部分绿潮藻的生物量进行估算很有必要。

本节采用厘米级的无人机影像结合空间分辨率为 10 米的哨兵 S2A 数据,协同地面定点观测采样数据构建筏架绿潮藻初始生物量估算模型,并对辐射沙洲区筏架以及梗绳上绿潮藻的初始生物量进行科学高精度的星空地一体化调查估算,以期为绿潮灾害形成机制、防治和预警提供科学的依据。

4.3.1 筏架实际覆盖面积计算模型

图 4.5 所示为辐射沙洲区紫菜养殖筏架俯拍图,从图中可以看出筏架呈链条状规则整齐排列,筏架之间的间隔较为均匀,并且筏架之间的间隔距离大于筏架的宽度。正射航拍图(图 4.6)进一步说明了紫菜筏架的以上特征,同时还可以看出数十条甚至上百条链状筏架构成了近似矩形的筏架区块。筏架块之间留有通道,方便管理通勤。根据无人机正射航拍图和实地调查,我们抽取 60 个养殖筏架进行实地测量,结果表明:筏架宽度均值为 3.04 ± 0.12 m,链条状筏架的间隔均值为 9.64 ± 0.32 m。该结果说明筏架之间的间隔是筏架的三倍,因此筏架块内部含有较大的空隙,筏架的实际面积远小于直接测量的筏架块的面积。



图 4.5 辐射沙洲区紫菜养殖筏架图

Figure 4.5 UAV image of *P. yezoensis* aquaculture rafts which are arranged chain-like.

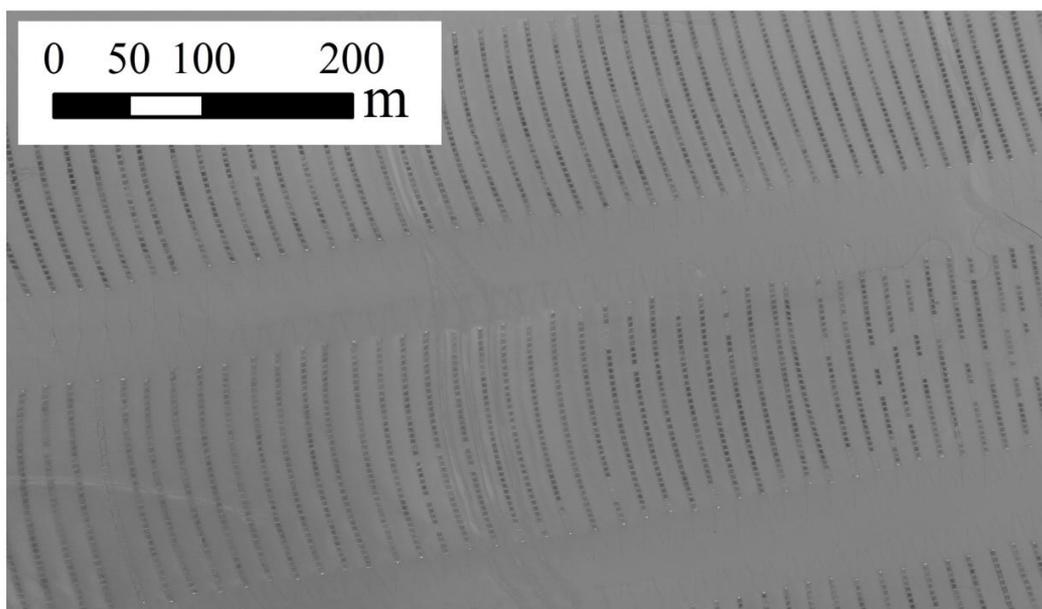


图 4.6 辐射沙洲区紫菜养殖筏架正射航拍图

Figure 4.6 UAV image of raft aquaculture pattern .

根据以上对辐射沙洲区紫菜养殖筏架的定性与定量分析，我们将辐射沙洲区紫菜养殖筏架的空间布置抽象为图 4.7 所示模型。图中网状小方格代表每个筏架的网帘，并列的小方格组成链条状的筏架，间隔均匀的链条状筏架构成一个筏架区块。

根据筏架宽度和链条状筏架间隔的统计数据，每个筏架区块内筏架的实际覆盖率（F）可以近似表示为：

$$F = w / (w + g) * 100\% \quad (4.1)$$

w 表示筏架的宽度，g 表示链条状筏架的间隔，并且已经通过调查统计得出，带入公式（x）即可知 F 值为：

$$F = 3.04 / (3.04 + 9.64) = 23.97\%$$

如果知道某个筏架区块的整体面积(Di)，那么筏架区块内筏架的实际面积(Ci)可表示为：

$$C_i = F * D_i \quad (4.2)$$

即，

$$C_i = 0.24 * D_i \quad (4.3)$$

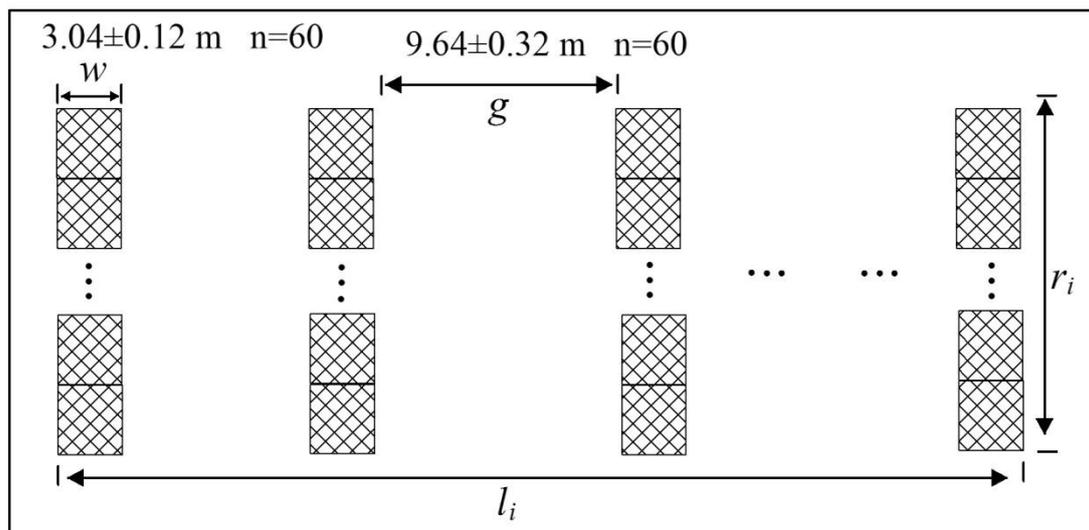


图 4.7 辐射沙洲区紫菜养殖筏架空间布置抽象模型。如图所示为一个完整的筏架区块的空间布置， w 表示筏架的宽度， g 表示链条状筏架的间隔， r_i 表示矩形筏架区块的宽度， l_i 表示矩形筏架区块的长度。

Figure 4.7 Distribution chart of the aquaculture nets in the raft complex, where w represents net width, g represents net spacing, r_i represents complex width, l_i represents complex length.

4.3.2 辐射沙洲区筏架梗绳长度计算模型

根据 4.2 章节对辐射沙洲区绿潮藻初始生物量来源的研究分析，认为筏架梗绳上附着的绿潮藻被人为剥落到泥滩并随浪潮进入大海，为绿潮提供了初始生物量，是绿潮的初始生物量的主要来源。因此对筏架梗绳长度进行科学估算成为绿潮藻初始生物量估算的关键。

根据图 4.7 所示筏架空间布置模型，考虑到筏架区块近似矩形的分布，那么辐射沙洲区筏架梗绳长度可以表示为：

$$L = \sum_{i=1}^N (2 * r_i * \frac{l_i}{w+g}) \quad (4.4)$$

即，

$$L = \frac{2}{w+g} \sum_{i=1}^N (r_i * l_i) \quad (4.5)$$

其中 N 代表辐射沙洲区内所有的筏架区块数量， w 、 g 、 r_i 、 l_i 分别代表筏架的宽度、链条状筏架的间隔、矩形筏架区块的宽度和矩形筏架区块的长度。

根据图 4.7，辐射沙洲区筏架的总面积 (D) 可以表示为：

$$D = \sum_{i=1}^N (r_i * l_i) \quad (4.6)$$

由公式 (4.5) (4.6) 可得:

$$L = \frac{2}{(w+g)} * D \quad (4.7)$$

其中 w 、 g 均为已知的参数, 因此根据公式 4.7, 辐射沙洲区筏架梗绳长度可以由筏架区块总面积直接求得。而筏架区块的总面积 D 可以由高分辨率的卫星进行解译获得, 因此通过公式 4.7, 梗绳长度的求解问题就可以转化为卫星影像筏架面积的解译问题。

4.3.3 基于哨兵 Sentinel-S2A 影像的辐射沙洲区筏架面积提取

如图 3.9 所示为辐射沙洲区卫星影像真彩色合成图, 可以看出近岸的泥滩显示为黄色并呈辐射状由海岸向海洋延伸。辐射沙洲区的海水深度大都在 20 m 以内, 辐射状分布较为明显。较低的海水深度为紫菜的养殖提供良好的场地, 因此紫菜筏架大都在辐射沙洲区的泥滩上进行布置。由于相对较低的海水深度, 这些筏架在海水退潮时会露出水面。而紫菜筏架大都呈规则的几何形状布置, 紫菜与附着绿藻又具有植被的光谱特征, 与泥滩的背景产生较大的差异, 因此可以由卫星观测到紫菜筏架的空间分布 (图 4.8b)。

紫菜养殖工艺要求筏架之间有合适的空隙以满足平时的养殖管理 (如图 4.5、4.6), 这也导致直接利用带有混合像元的低分辨率卫星影像对筏架养殖区面积进行解译统计时具有较高的误差。为减少混合像元对提取筏架面积的影响, 本研究采用空间分辨率为 10 m 的哨兵卫星影像并结合低空无人机正射航拍调查对紫菜筏架的面积进行信息提取。由于在紫菜养殖周期内筏架的面积相对固定, 同时对于卫星影像的过境时间又要求是筏架区域的落潮时刻, 因此我们筛选确定 2017 年 2 月 28 日的哨兵卫星影像作为筏架面积提取的影像。哨兵 S2A 卫星影像数据由欧空局提供 (表 2.1), 并在 ACOLITE tool 软件上进行对应的几何校正和大气校正处理。图 4.8b 所示辐射沙洲区筏架局部图可以看出哨兵卫星影像可以较好的展示筏架的空间分布, 在假彩色合成图上紫菜筏架区块呈规则的红色矩形, 这与泥滩的泥黄色背景值形成明显对比, 方便筏架信息的识别提取。同时得益于卫星影像 10 m 的空间分辨率, 筏架块的间隔也较为明显, 有助于提高筏架面积信息提取的精度。

紫菜筏架区块面积 (D) 的提取采用人机交互的方式进行。图 4.8c 所示为图

4.8b 区域的 NDVI 空间分布图,可以看出筏架区块的 NDVI 值高于周边背景的泥滩,并与假彩色合成图类似呈规则的矩形状分布,可以将其与泥滩区分开来。因此我们结合标准假彩色合成图(图 4.8b)在 ENVI 5.1 软件中对筏架区域逐块手动提取。提取的斑块信息输入 Arcgis 10.2 中,最终投影为 WGS_1984_UTM51N 坐标系统,并进行统计和制图输出。

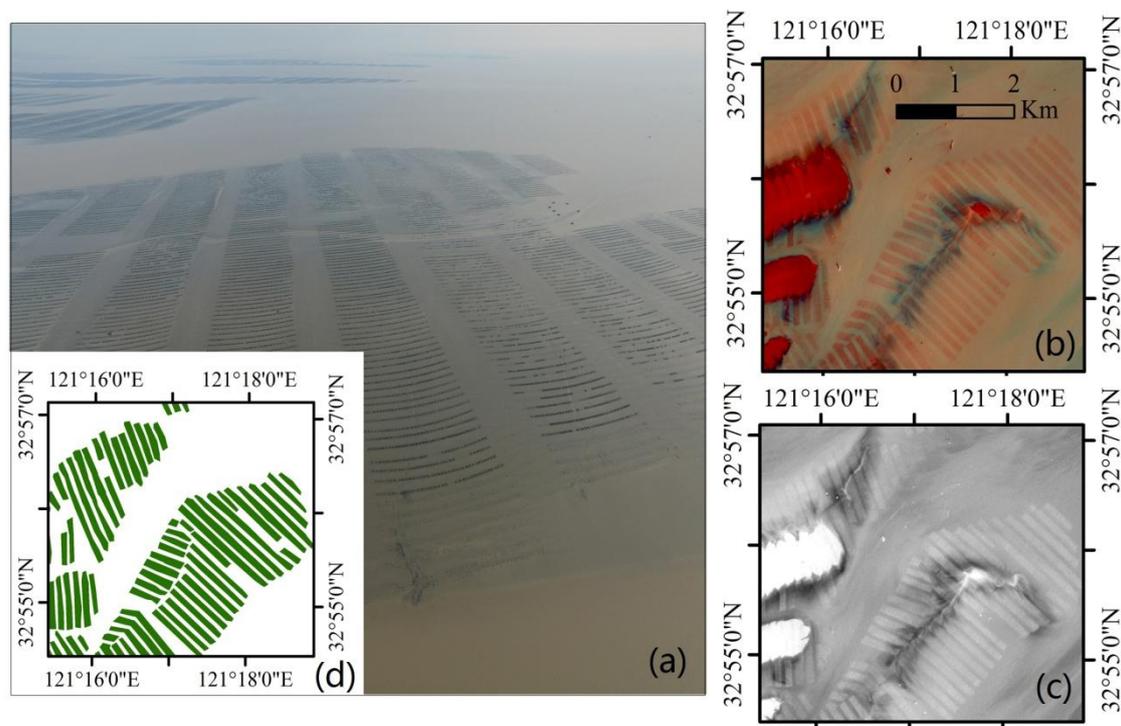


图 4.8 辐射沙洲区筏架面积提取过程图:(a) 紫菜筏架无人机航拍图图;(b) 紫菜筏架哨兵卫星 S2A 假彩色合成图;(c) 基于哨兵 S2A 卫星影像的紫菜筏架 NDVI 空间分布图;(d) 基于哨兵 S2A 卫星影像提取的紫菜筏架图。

Figure 4.8 Extraction process diagram of aquaculture rafts based on sentinel-2A image:(a)UAV image of aquaculture rafts;(b) S2A pseudocolor image of aquaculture rafts;(c)Distribution map of NDVI based on S2A image;(d) Distribution map of aquaculture rafts based on S2A image .

如图 4.8d 所示,绿色矩形条块即为基于哨兵 S2A 影像提取的紫菜养殖筏架区块的空间分布图。通过与图 4.8b、4.8c 对比,可以看出提取的筏架区块与实际分布情况比较吻合。通过与无人机现场航拍图对比(图 4.8a),同样表明基于哨兵 S2A 卫星影像提取的紫菜筏架区块与实际分布一致,精度较高。这也说明基于 S2A 卫星影像的辐射沙洲区筏架面积提是准确可靠的。

根据以上筏架信息提取流程,我们对整个辐射沙洲区的紫菜筏架进行了逐块提取,并在 ArcGIS 10.2 进行空间投影和统计制图。结果如图 4.9 所示,共提取筏架区块 3018 个,总面积为 229.98 km²。可以看出紫菜筏架主要聚集在如东、东台以及大丰附近海岸泥滩。辐射沙洲区域的筏架主要集中在近岸的 5 m 水深范围内,部分在 10 m 水深区域。一些辐射状沙丘虽然海水深度小于 5 m,但是并没有紫菜筏架分布,这可能是远离岸堤的紫菜筏架不便于管理,养殖成本较高,致使筏架较少。随着养殖工艺的提高,这些区域仍具有较大的养殖潜力,可能是紫菜筏架未来增养拓展的方向。

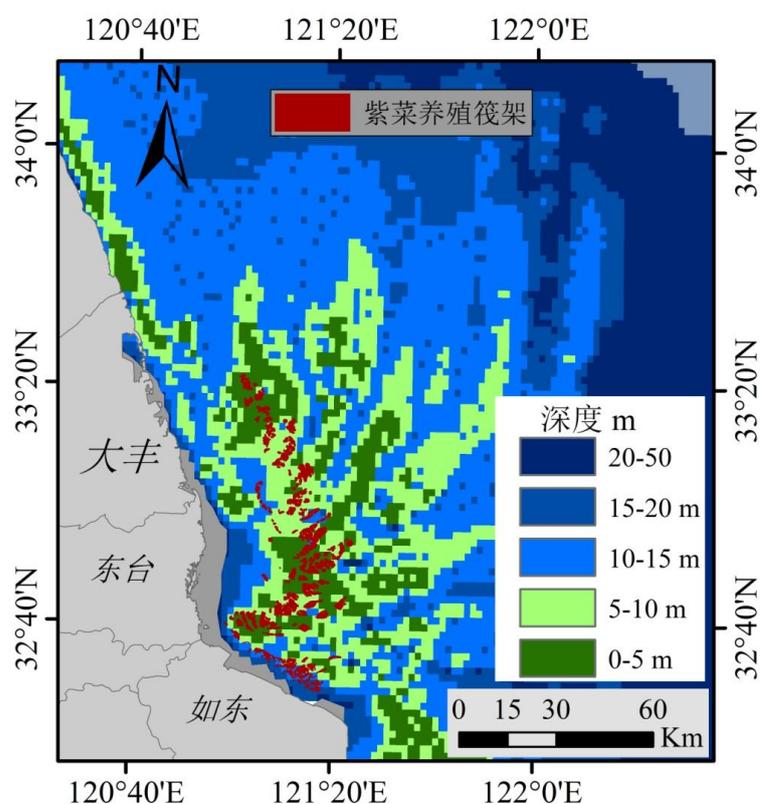


图 4.9 辐射沙洲区紫菜筏架与海水深度空间叠加图

Figure 4.9 Superimposition of *P. yezoensis* aquaculture rafts with seawater depth.

本研究的结果较 Jianheng Zhang (2014) 提取的筏架面积小,这可能是因为筏架区块宽度一般在百米左右,而 Zhang 利用 30 米分辨率的 HJ-CCD 影像对筏架面积进行解译。空间分辨率较低的卫星影像(30 米或者更低)相较于较细的紫菜筏架含有较多混合像元,容易对筏架的面积评估产生误差。Liu 等(2010)认为筏架的密度为 450 个每公顷,本研究通过星-空-地综合调查后认为筏架的密

度约为 202 个每公顷。结果与 Liu 等的相比，密度较小的原因是我们考虑了筏架中较大养殖空隙（图 4.8a 中所示链条状筏架的间隔）的问题。

4.3.4 辐射沙洲区筏架绿潮藻初始生物量估算

实地跟踪调查与分析已经证明筏架梗绳上附着的绿潮藻是辐射沙洲区绿潮藻的初始生物量，为绿潮提供了主要的初始生物量，因此科学估算辐射沙洲区梗绳附着绿潮藻的生物量很有必要，可为进一步了解绿潮生消机制及综合防控提供科学参考。前文已经给出筏架梗绳长度的估算模型（公式 4.5），因此梗绳上附着绿潮藻生物量可以表示为：

$$M = L * s \quad (4.8)$$

即，

$$M = \frac{2}{(w+g)} * D * s \quad (4.9)$$

其中， s 为单位长度梗绳上附着绿潮藻的重量，可由现场调查采样获取； D 为辐射沙洲区筏架区块的总面积，已在前文中通过卫星影像获取。

为获取单位长度筏架梗绳上附着绿潮藻初始生物量，我们选择具有代表性的六条梗绳，并分别截取长度为 1 m 的梗绳，同时用小刀将梗绳上的绿潮藻全部刮除。接着用吸水纸将刮下的绿潮藻外部水分吸干后称重并求取平均值。结果显示单位长度梗绳上附着绿潮藻的湿重为 80 g /m。因此筏架上附着绿潮藻的生物量为：

$$M = 2 / (3.04 \text{ m} + 9.64 \text{ m}) * 80 \text{ g /m} * 55.08 \text{ km}^2 = 2901.95 \text{ t}$$

Liu 等（2010）对 2009 年包括辐射沙洲区在内的苏北浅滩多个地点进行采样获取紫菜筏架上绿藻的平均湿重，并结合各地的紫菜养殖统计面积计算各地的筏架绿潮藻的生物量为 4,620 t；Zhang 等（2014）和刘材材等（2017）则通过卫星遥感技术对 2013 年辐射沙洲区紫菜养殖面积进行解译提取，同时结合实地采样数据对辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量进行估算，并认为辐射沙洲区筏架上绿潮藻生物量约为 4,000 t；Huo 等（2015）用类似方法对 2013 年辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量进行了更为详细的调查计算，发现辐射沙洲区筏架上固着绿潮藻的生物量超过 20,000 t。以上学者的相关结果均大于本研究的估算结果，除了绿潮藻生物量的年际波动以外，可能的原因是其估算了整个筏架包括网帘、梗绳以及

竹架部分的绿潮藻的生物量。另外,利用较高的筏架密度,例如 Liu 等(2010)提出每公顷含有 450 个筏架,来计算筏架绿潮藻生物量,估算结果必然偏高。

4.4 结论与讨论

4.4.1 无人机在绿潮监测上的应用潜力

绿潮灾害本身无毒,但是绿潮巨大的生物量会大量地堆积在海滩,海滨的景观遭到破坏,旅游业损失惨重(Wang 等, 2009)。卫星遥感由于较高的轨道高度和较宽的视场,可以一次扫描大范围的地物,因此常被用来监测大范围的绿潮监测(Kumar 等, 2015; Xing 等, 2015a)。而对于诸如旅游景区这样的小范围绿潮重点防治区域,单靠卫星已经不能满足监测、打捞所需要的时间分辨率和空间分辨率。

近年来无人机技术作为地表测量和卫星遥感的桥梁应运而生,以其体积小、质量轻、运行成本低、灵活性高、影像实时传输、可在特殊地区探测等特点,在生态环境监测、农业生产、自然灾害监测期间数据的实时获取等方面发挥了不可替代的作用,是高分辨率遥感数据获取的重要工具之一,也是地面观测和遥感卫星的有益补充(Wang 等, 2014)。已经有学者利用无人机对赤潮灾害进行了监测研究,并取得较好的监测效果(Shang 等, 2017), Xu 等(2017)利用四旋翼无人机对打捞区域的漂浮绿潮进行了实时监测,辅助打捞船进行浒苔清理作业,但利用无人机对筏架绿潮藻的监测研究还少见报道。本章研究的结果表明基于无人机航拍 RGB 影像可以有效的识别监测筏架附着绿潮藻,并结合观测采样数据科学估算整个筏架区的绿潮藻生物量信息。

关于绿潮的爆发成因,学者普遍认为是苏北浅滩区紫菜筏架区附着的绿潮藻脱落入海并逐步演化发展为绿潮灾害(Liu 等, 2009; Smetacek and Zingone, 2013; Zhang 等, 2014; Huo 等, 2015)。我们通过无人机航拍进一步发现筏架梗绳上附着的大量绿潮藻被丢弃入海(图 4.4),要进一步阐明其发生发展机制,需要准确的绿潮早期生物量以及位置等信息,但是浅滩区复杂的泥滩环境增加了科考的困难,研究调查的活动范围受到限制,而体积小,重量轻的无人机可以在获取这些信息方面提供更可行的解决方案。另外在绿潮监测的重点区域,如海滨旅游景点,无人机灵活、廉价以及影像实时传输的特点也使其可以提供实时的绿潮信息

以辅助漂浮绿潮的打捞和预警,具有较高的应用价值。因此无人机在未来绿潮的研究中有较大的应用潜力,继续开展基于无人机的绿潮监测研究非常必要。

4.4.2 对筏架绿藻进行高精度监测

准确了解绿潮早期生物量信息有助于揭示黄海绿潮多年来反复爆发的机制。本研究以无人机筏架绿藻识别为基础,结合高分辨率哨兵影像和地面观测点采样数据构建了辐射沙洲区筏架绿藻初始生物量的估算模型。研究表明2017年辐射沙洲区至少有2900 t筏架附着绿藻被丢弃入海,而这些被丢弃的绿藻在风场和洋流的驱动下不断聚集成大片斑块,并在适宜的营养盐,温度和光照条件下呈指数模式生长,其生物量在一个月内就可达数百倍,最终漂向山东半岛沿海,给相关海域带来绿潮灾害(Liu等,2010)。

尽管绿潮在适宜的条件下呈指数模式繁殖生长(梁宗英等,2008),但在5月到8月相对固定的爆发期内(Liu等,2013b; Smetacek and Zingone, 2013),初始生物量的多寡在一定程度上改变绿潮的爆发规模。因此准确了解筏架绿藻生物量有助于预测绿潮爆发规模,为绿潮的预警提供科学依据。最新的调查结果表明2017年黄海绿潮规模较往年有所降低,生物量减少一半以上(Zhao, 2017)。本研究通过构建的星空地估算模型发现2017年绿藻初始生物量比往年减少一半以上,这与当地紫菜养殖工艺的改变有关。我们通过现场调查和无人机航拍监测发现,由于机械化程度的增加,今年农民更倾向于将紫菜及混杂的绿藻一起收获并在岸上分拣,网帘上附着的绿藻最终被丢弃在岸上(图4.2)。和往常一样,为了方便拆除施工,农民仍将养殖梗绳上的绿藻丢弃(图4.4)。这表明通过调整辐射沙洲区紫菜养殖工艺模式可以降低黄海绿潮的爆发规模,这为黄海绿潮的治理提供了更为可行的思路。但是要进一步明确和量化南黄海绿潮爆发规模与筏架绿藻初始生物量的关系还需要更多更持久的观测数据,因此对辐射沙洲区筏架绿藻持续的研究很有必要。

如上所述,准确的估算筏架上绿藻生物量有助于揭示黄海绿潮的爆发机制,并为绿潮的爆发规模预警提供科学依据,因此对筏架绿藻生物量。筏架上细碎的绿藻难以直接被卫星识别,因此本研究通过卫星、无人机以及原位的定点采样观测数据构建的辐射沙洲区绿藻生物量监测系统为准确估算辐射沙洲区筏架绿藻初始生物量提供了解决方案。

本研究只采用了一个观测站点作为估算模型的数据源,初始生物量的估算结果可能会有些偏差。要想更加准确的估算整个辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量还需要更多的观测站点来提供更为详细的筏架绿潮藻密度以及筏架间距等模型参数,并为模型估算结果的验证提供实例。Hu 等(2017)基于 FAI 指数与绿潮生物量的回归关系对黄海漂浮的大面积绿潮进行了生物量准实时估算,而目前筏架绿潮藻生物量的估算还需要大量的地面原位采样数据的支撑,因此还不能做到实时的生物量监测,在以后的研究中基于卫星和无人机影像反演参数的直接生物量估算模型将是研究的重点。

4.5 本章小结

众多的研究都表明辐射沙洲区筏架绿潮藻与黄海绿潮的爆发具有某种意义上的因果关系,因此科学准确的评估辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量迫在眉睫。本章利用无人机对紫菜收获过程和筏架拆过过程进行了跟踪航拍调查,并提出了一种基于无人机 RGB 影像和哨兵卫星影像的辐射沙洲区筏架绿潮藻生物量估算的方法。结果表明:

(1) 筏架梗绳上的附着绿潮藻才是辐射沙洲区绿潮藻初始生物量的重要来源,筏架拆除时其他部分绿潮藻均被运到岸上处理,进入大海的生物量较少。

(2) 哨兵 S2A 卫星影像显示 2017 年辐射沙洲区筏架总面积为 229.98 km²,由筏架梗绳脱落入海的绿潮藻生物量约为 2900 吨,较往年有所降低。同时本研究还证明我们提出的基于卫星、无人机和地面观测站的紫菜筏架附着绿潮藻生物量的估算方法可以科学准确的估算筏架上绿潮藻的初始生物量,而无人机在筏架绿潮藻监测中发挥了重要作用,具有较大的应用潜力。

(3) 对辐射沙洲区筏架绿潮藻初始生物量的持续监测研究将为揭示黄海绿潮爆发机制提供理论支撑,并可能为黄海绿潮的治理及预警提供可行的解决方案。

第 5 章 基于无人机及多源数据的 MODIS 绿潮监测真实性检验

在海洋富营养化的背景下，绿潮灾害自 2008 年以来已经连续爆发 8 年，大量的浒苔等绿潮藻类死亡沉降后会消耗掉水中的溶解氧，造成养殖的鱼虾减产，甚至海洋生物的死亡，同时漂浮的浒苔还影响海滨景观，给沿岸的经济、生态环境、养殖等产生重大影响（Wang 等，2012；Lyons 等，2014；Xing 等，2015b；Keesing 等，2016）。

MODIS 影像由于时间分辨率较高并可免费获取，一直都是绿潮灾害监测的重要数据源，众多相关研究都利用 MODIS 影像数据对黄海绿潮进行监测，获得了良好的监测效果（王国伟 等，2010；邢前国 等，2011）。另外，由于 MODIS 传感器发射较早，也是较早用于绿潮遥感监测的数据源（Hu，2009；张苏平等，2009），并且自 2008 年绿潮暴发以来一直都有连续可用的影像，因此较其他传感器影像，MODIS 影像在数据一致性上有明显优势。但是由于其最高空间分辨率最高仅有 250 米，而很多绿潮斑块只有数米的空间尺度，因此在利用 MODIS 影像监测的绿潮结果往往与绿潮的真实性分布存在一定的误差。有学者利用 HJ-CCD 影像提取的绿潮信息与对应 MODIS 提取结果进行对比，发现 MODIS 影像对绿潮监测时存在 30% 的误差（钟山 等，2013），而 Qiao 等（2011）通过定性对比 MODIS 影像的空间分辨率和绿潮条带大小认为利用 MODIS 影像监测绿潮时可能存在数量级的误差。因此准确了解基于 MODIS 影像绿潮监测的真实性对于及时准确的掌握绿潮暴发面积和发展态势很有必要。本章就针对 MODIS 在绿潮监测中的真实性问题，采用无人机航拍影像、科考船站位数据以及高分辨率卫星数据对 MODIS 绿潮监测结果进行定量检验分析，以期为黄海绿潮的科学监测与防控提供理论依据和科学参考。

5.1 数据与方法

2016 年黄海绿潮爆发期间，我们搭载专业的绿潮打捞船“海状元”号（图 5.1b）进行了多次现场无人绿潮灾害机航拍。与此同时，“科学三号”科学考察船也在绿潮爆发海域进行了数个航次的剖面调查，获得了大量站位绿潮观测数据。另外，根据天气可见度情况，下载高分辨率的 GF-1 WFV 影像对黄海绿潮进行监测，获

得基于 GF-1 WFV 影像的黄海绿潮分布信息。由此, 我们获得了由无人机、科考船和高分辨率卫星组成的黄海绿潮多源监测数据。根据不同数据源获得的时间, 下载对应时相的 MODIS 影像, 并根据 2.2 章节介绍的方法对绿潮信息进行解译, 进而获得基于 MODIS 的绿潮监测信息。同时将获得的多源数据绿潮监测结果与 MODIS 绿潮监测结果进行空间对比, 并检验分析其精度, 实现无人机支持的多源数据 MODIS 绿潮监测真实性定量检验。

5.2 基于无人机的 MODIS 绿潮监测真实性检验

旋翼无人机具有灵活、低价、便携、高空间分辨率的特点, 可以较低成本获得小区域的厘米级影像, 并且在很多领域都得到了广泛的应用(Wang 等, 2014; Bhardwaj 等, 2016; Shang 等, 2017)。3.3 章节也证明了基于无人机对海面漂浮绿潮进行监测是可行的, 并且具有较高的监测精度, 因此可以对区域内的绿潮进行高精度的提取。由于绿潮条带往往都是数十米的空间尺度, 无人机提取的厘米级高精度结果可以认为是真实的绿潮分布, 基于无人机的绿潮监测结果对 MODIS 绿潮监测真实性进行验证在理论和技术上都是可行的。

5.2.1 样本区选择及数据获取

2016 年 5 月 25 日, 我们搭载专业的绿潮打捞船“海状元”号到黄海绿潮爆发海域进行了科学考察。“海状元号”排水量达 4000 吨(图 5.1b), 是海大生物集团为海上处置浒苔专门订购的一艘打捞船, 随船安装了浒苔收集料斗、自吸泵和浒苔压榨机等, 极大地方便了浒苔藻海上移动处置, 自动化水平较高, 具备自动收集绿潮能力, 并能承接附近打捞渔船转运的浒苔能力, 可实现了海上浒苔打捞、收集、压榨的全过程。“海状元”号往往与数量巨大的渔船组成绿潮打捞船队, 极大地提高绿潮打捞治理的效率和能力, 而“海状元”则作为移动的海上浒苔处置平台, 用于绿潮爆发海域浒苔的打捞收集、压榨脱水和转运上岸。“海状元”的船长 78 米, 宽度达到了 16.8 米, 具有宽阔的甲板面积, 可以满足旋翼无人机的安全起降。依托“海状元”号宽阔的甲板, 我们利用大疆四旋翼 DJI Inspire 1 无人机对大面积的绿潮斑块进行连续正射航拍, 飞行作业位置如图 5.4 所示。在整个航拍调查过程中, 无人机高度控制在 350 米左右, 可以持续、稳定获得空间分辨率为 12 cm 的 RGB 真彩色绿潮正射影像。

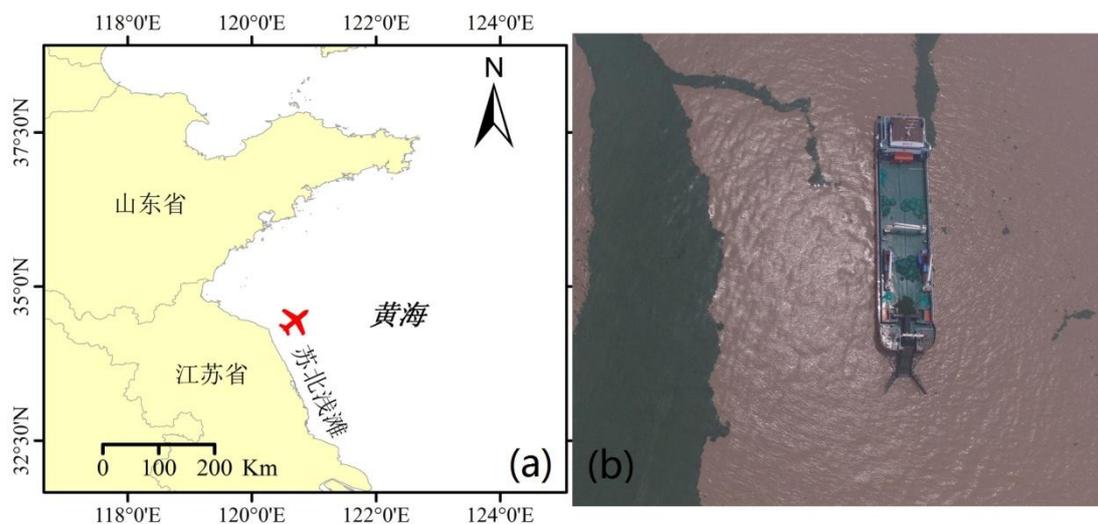


图 5.1 无人机海面绿潮航拍图：(a) 无人机对海面绿潮航拍位置示意图；(b) 海状元号打捞船。

Figure 5.1 Capturing photos of floating green tide by the UAV:(a) Location of study area;(b)The UAV image of Hai Zhuang Yuan.

根据航拍时间以及航拍位置（图 5.1a），我们从美国宇航局海洋生物处理组所维护的卫星数据分发系统网站（<https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search/>）下载 5 月 25 日的 MODIS_L1B 级卫星遥感影像（表 2.1），空间分辨率为 250 m，包含近红外和红两个波段，同时下载的还有对应的 MODIS MOD03 空间校准产品，方便卫星影像的空间校正和准确裁切。

5.2.2 数据处理

相较于卫星数百公里甚至更高的轨道高度，无人机飞行高度仅有数百米，其视场远低于卫星传感器，因此需要对目标区域进行正射航拍和空间镶嵌才能完整覆盖一个相对较大的空间范围。更为重要的是，在进行影像镶嵌处理时需要较高的航向重叠和旁向重叠，以便获得较为精确的合成影像。如图 5.2 所示为无人机在搭乘“海状元”号打捞船时所拍摄的绿潮图斑正射影像。为了满足图像镶嵌所需要的重叠度，我们对绿潮图斑进行了连续拍摄，时间间隔设置为 2 秒，所拍摄的正射影像重叠度超过了 80%，满足图像镶嵌需要。

由于无人机自带全球定位系统（GPS），因此每幅图片都具有准确的空间经纬度坐标以及高度信息。将这些连续的正射图片输入 Pix4Dmapper 软件，可以获得具有空间参考的连续完整的目标区域正射影像（图 5.3a）。在 ArcGIS 10.2 的

支持下，将正射影像投影为 WGS1984_UTM51N 坐标系统。如图 5.3a 所示大面积的绿潮斑块就是由图 5.2 所示二十多幅连续正射无人机影像镶嵌合成而来。根据 2.1 章节中介绍的海面漂浮绿潮监测方法和 3.3 章节海面绿潮适宜监测指数研究结果，在 ENVI5.1 软件的辅助下，采用 NGBDI 指数对镶嵌影像进行绿潮信息提取。



图 5.2 无人机拍摄的绿潮图斑连续正射影像

Figure 5.2 The continuous orthophoto images taken by UAV.

根据无人机航拍坐标，将下载的 MODIS_L1B 文件数据连同对应的 MOD03 空间校准文件进行空间投影和裁切，获得样本区 WGS1984_UTM51N 坐标系统的裁切图（图 5.4a）。从图中可以看出，大量绿潮图斑呈条状分布，并呈绿色，与周围紫色海水形成鲜明对比。

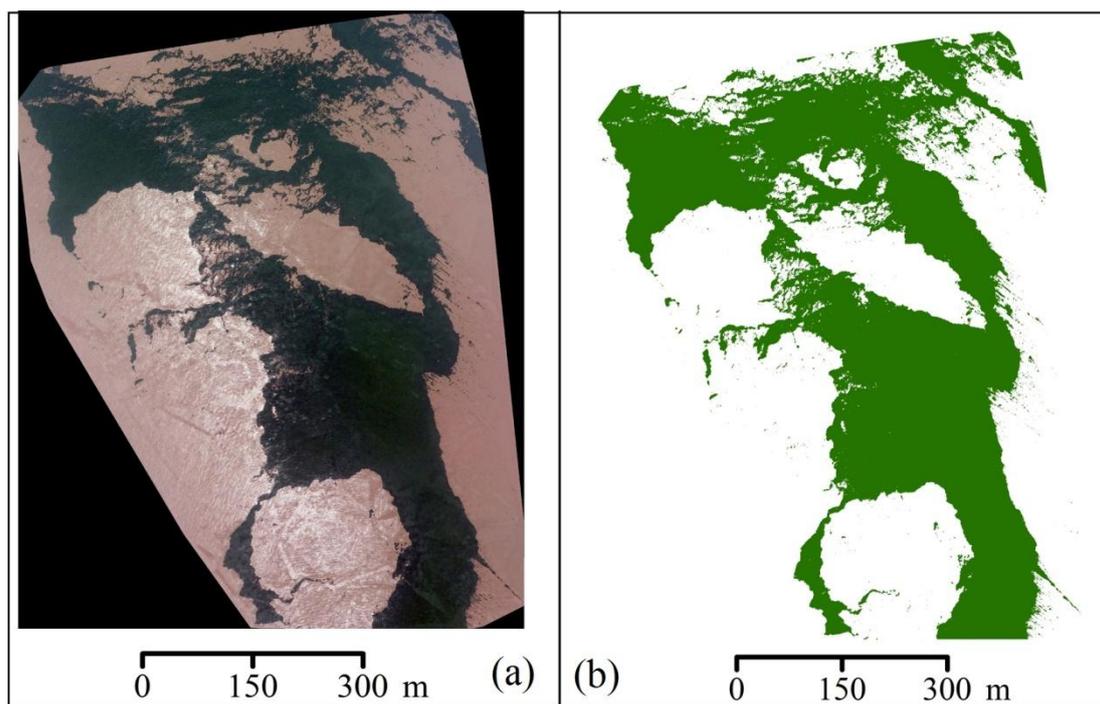


图 5.3 无人机合成影像及提取的绿潮分布图：(a) 无人机正射拼接镶嵌合成影像；(b) 基于无人机航拍影像合成图像提取的绿潮空间分布图。

Figure 5.3 UAV mosaic image of green tide and the distribution map of extracted green tide:(a) UAV mosaic image of green tide;(b) Map of extracted green tide.

将图 5.4a 黑色矩形区域影像进行裁切后在 ENVI5.1 软件中进行 NDVI 运算，可得到图 5.4b 所示无人机航拍区 NDVI 空间分布区。可以看出，条状绿潮区域 NDVI 值明显高于周边水体，便于绿潮信息提取。通过图 5.4 左右两图的对比，采用阈值法与人工交互的方式对研究区无人机航拍影像进行绿潮信息提取。

5.2.3 结果与分析

如图 5.3b 所示为无人机影像所提取的绿潮空间分布。与原始影像相对比(图 5.3a)，可以看出绿潮提取结果与实际绿潮分布较为一致，对于诸如右下角极细小的绿潮斑块也能进行精确提取。这表明基于无人机的绿潮信息提取在实践上是可行的，并具有较高的监测精度。无人机航拍影像空间分辨率可达厘米级，因此基于无人机正射影像提取的绿潮空间分布可以认为是漂浮绿潮真实的空间分布，代表绿潮的实际的分布情况。基于此，通过计算图 5.3b 所示的绿潮斑块面积可以得出本研究区内绿潮实际海上漂浮面积为 0.06 km^2 。

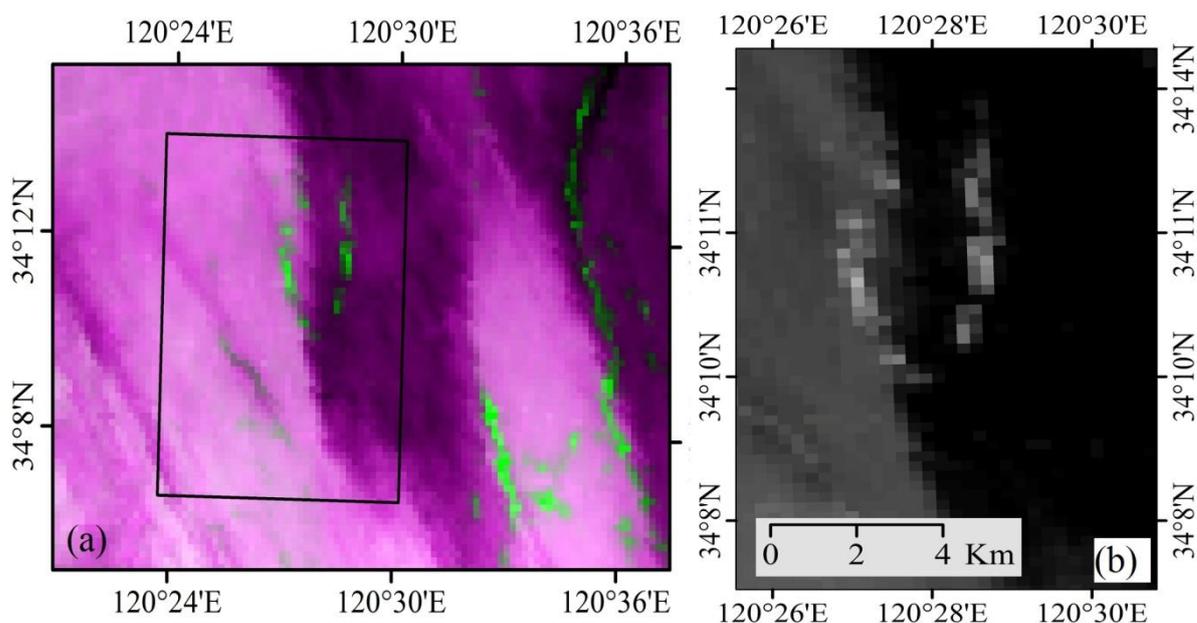


图 5.4 无人机航拍区域 MODIS 影像：(a) 影像假彩色，RGB 对应波段为 1:2:1；(b) MODIS 影像 NDVI 值空间分布图。

Figure 5.4 The MODIS image of UAV aerial photograph region:(a) Pseudo-color image;
(b)Distribution map of NDVI.

图 5.5b 所示为无人机航拍区域 MODIS 影像提取的绿潮斑块信息。可以看出绿潮图斑呈块状，并具有明显的锯齿形状，这是因为 MODIS 影像最高空间分辨率仅有 250 米，而研究区绿潮图斑又相对较小，因此混合像元大量存在，形成锯齿状。混合像元的存在导致基于 MODIS 的绿潮监测存在较大的误差，与绿潮的真实空间分布有较大差异。

图 5.5b 中黑色飞机标志位置为无人机航拍地点，可以看出无人机与周边绿潮斑块均有数百米的空间距离。这是因为无人机的航拍时间与卫星影像的获取时间存在短暂的间隔，而绿潮条带在海面是不断的漂移运动之中，因此造成了空间上的不重叠。为进一步确认无人机航拍绿潮图斑与 MODIS 影像绿潮斑块对应关系，将无人机航拍时间与 MODIS 影像获取时间进行对比，发现无人机航拍时间为世界标准时间 (UTC) 4:09，而 MODIS 影像获取时间为 UTC 2:40，无人机航拍时间较 MODIS 影像获取时间晚约一个半小时。

为进一步确认无人机航拍提取的绿潮图斑与 MODIS 绿潮解译图斑的对应关系，从欧洲中期天气预报中心下载当天海表面风场数据 (SSW)，并制作研究区

附近海域的SSW空间分布图(图5.5a)。可以看出研究区当天风向为东南风,风速在 6 m s^{-1} 左右。已有学者研究表明,绿潮漂浮方向与风场有关,并与风速呈右偏5-40度角的关系(衣立等,2010),根据图5.5a和图5.5b可以确认,图5.5b中红色圆圈内的绿潮图斑即是无人机航拍图斑(图5.3a)对应的绿潮图斑。经过面积统计,可以得出基于MODIS卫星影像提取的绿潮面积为 0.375 km^2 ,是无人机航拍提取的绿潮图斑面积的6.2倍,存在较大误差。研究结果与已有的结果相吻合(Qiao等,2011),但是考虑到本研究中无人机拍摄的绿潮斑块较小,研究结果可能不适用于绿潮分布密集,面积较大的绿潮监测情况。另外,MODIS绿潮监测信息能够与无人机提取的绿潮信息在空间上高度吻合,这也反过来证明基于MODIS的绿潮监测虽然面积方面存在一定误差,但是在绿潮空间位置上精度较高,具有较高的可信度。

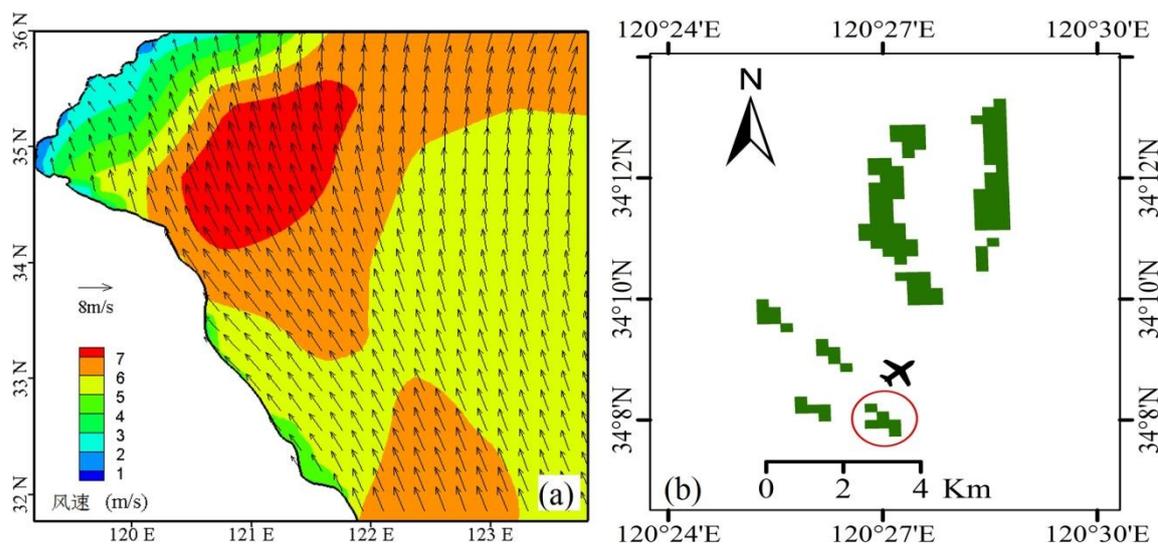


图5.5 无人机航拍区域绿潮及海表面风场空间分布:(a)研究区海域5月25日海表面风场空间分布图;(b)基于MODIS影像提取的绿潮空间分布图。

Figure 5.5 The distribution map of green tide and SSW in UAV aerial photograph region:(a) Map of SSW of May 25;(b) Map of extracted green tide.

5.3 基于航次观测数据的MODIS绿潮监测真实性检验

科考船能够深入海洋灾害一线,实际观察研究灾害形成发展的全部过程,具有非常高的科研价值(吴刚,2017)。即使在无人机、遥感等监测手段日新月异的今天,航次数据仍然具有非常高的价值,也是常用的海洋研究手段。另外科考

船长时间连续的断面调查站位也为真实性验证提供了较高的可信度。因此将科考船航次数据与 MODIS 绿潮监测结果对比可以较好的研究绿潮监测的真实性。

5.3.1 样本区选择及数据获取

2016年5月，中国科学院海洋研究所“科学三号”考察船（图5.6）搭载观测设备由青岛港出发对黄海绿潮爆发海域进行了走航观测调查。“科学三号”考察船总长达73.3m，型宽10.2m，型深4.6m，最大吃水3.4m，满载排水量1224吨，经济航速14节，最大航速16节，续航力5000海里，自持力30天，定员48人。该船配置了可调浆、艏侧推和减摇装置，增加了船舶的机动性和适应性；实验室采用大框架结构，以满足综合学科的交叉考察需求，集装箱实验室的配备满足了单独学科的可移动性需求；同时设计制造并安装了全船网络、信息集成以及监控系统。甲板设备配置了A型架、倒L型架、伸缩吊、折臂吊、作业道轨等，同时配置了6000米地质绞车和3000米水文绞车，以及集中操控台等。先进完善的船载设备可以保证航次任务的圆满完成。

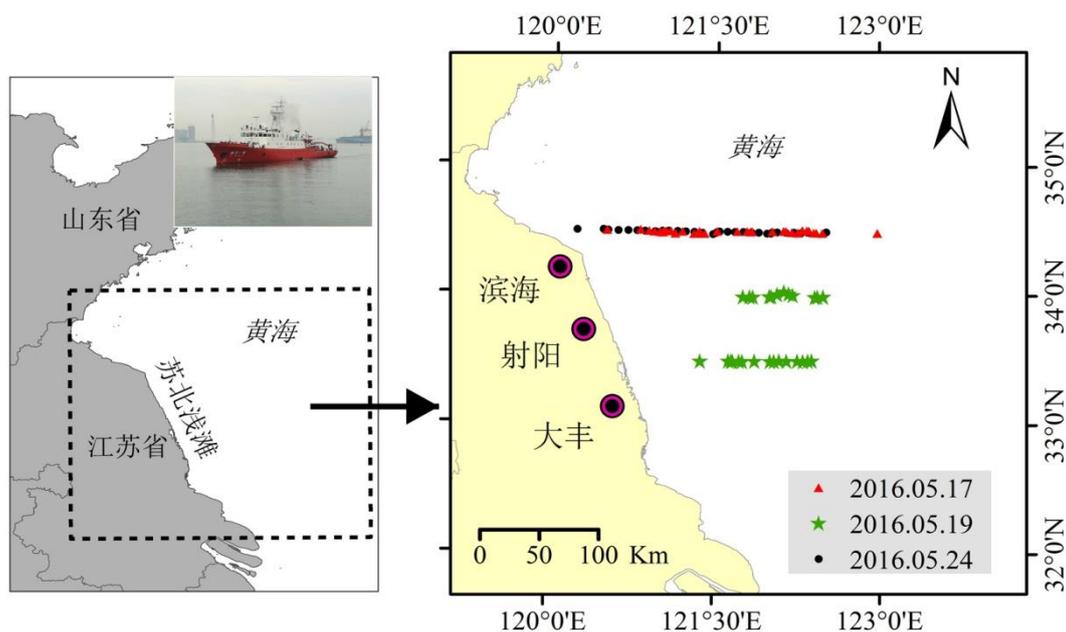


图 5.6 航次站位示意图

Figure 5.6 The distribution map of research stations

走航站位点如图5.6所示，主要位于滨海、射阳以及大丰以东海域，沿北纬34度两侧分布。走航期间，每个站点记录所观测到许苔绿潮的漂浮数量与面积，

同时记录详细的经纬度坐标与观测时间等信息。

根据走航观测的时间，下载对应的 MODIS 卫星影像（表 2.1），根据 2.2 章节介绍的方法进行相关数据处理，计算 NDVI 指数并采用人工交互的方式提取绿潮斑块信息。

5.3.2 数据处理

根据绿潮等级指标将浒苔绿潮空间分布量化为七个等级。具体量化指标如表 5.1 所示，0 级为无浒苔，1 级为零星分布的小型浒苔，丝状，小斑块的绿潮根据密集情况分为 2、3 级，长带状的浒苔则根据长度分为了 4、5 等级，长度超过 1000 米的条带则定为 6 级。根据以上分级指标和浒苔绿潮分布面积，给每个站位点绿潮情况进行分级，并连同时间、坐标等数据一并录入 excel。

表 5.1 航测站位观测点绿潮灾害等级分类及其描述

Table 5.1 Magnitude levels of floating Ulva patches based on cruises data

等级	等级描述
0	无浒苔
1	零星分布的小型浒苔，丝状
2	较零星分布的小型浒苔，小斑块状
3	较密集分布的小型浒苔，小斑块状
4	小型浒苔较密集分布，出现复数的大斑块状与长带状浒苔
5	小型浒苔密集分布，出现复数的大斑块状与长带状浒苔，且有超过 500m 的超大型漂浮绿藻条带
6	小型浒苔密集分布，出现复数的大斑块状与长带状浒苔，且有超过 1000m 的超大型漂浮绿藻条带

如图 5.7 所示为研究区 MODIS 影像假彩色合成图，RGB 合成通道分别对应 MODIS L1B 产品的第 1 通道、第 2 通道、第 1 通道，漂浮有浒苔的水体呈翠绿色，云呈现白色，而海水则呈紫色或者黑色，三者差异明显，利用这一特征经过水陆掩膜处理后可以有效识别浒苔及水体。根据 2.2 章节介绍的数据处理方法，在 ENVI 软件中对 5 月 17 日、5 月 19 日、5 月 24 日 MODIS 卫星影像进行 NDVI

指数运算，并结合假彩色影像，采用阈值法对研究区绿潮信息进行提取。

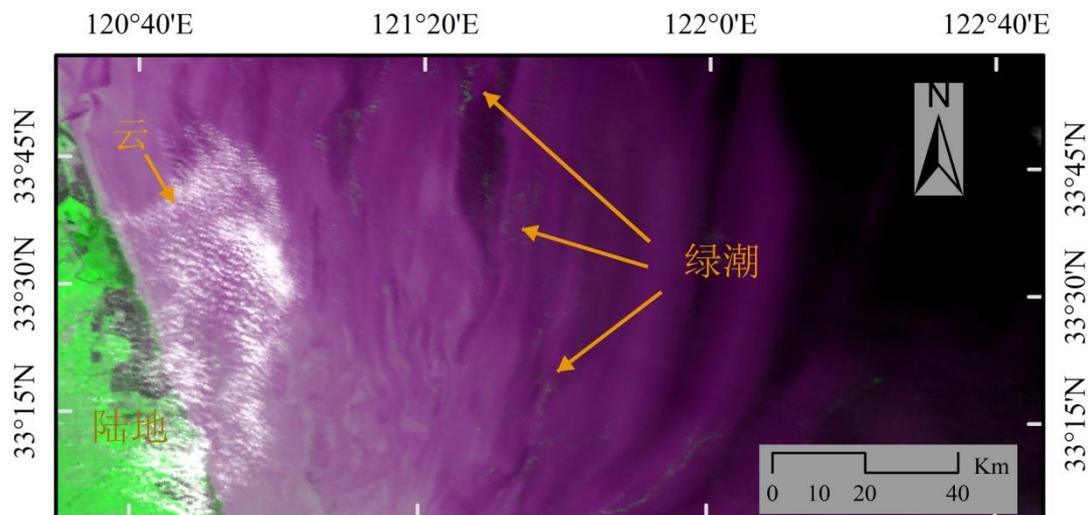


图 5.7 研究区 MODIS 影像假彩色合成图

Figure 5.7 The false color composite of MODIS image in the study area

在科考船站位观测结果与对应日期的 MODIS 影像绿潮提取结果进行空间叠加时，由于卫星获取的影像为研究区瞬时数据，而科考船为航次长时间数据，两者的观测时间会有较大差异。而在这段时间差内，绿潮斑块在风场和洋流的驱动下会有漂移距离。根据已有的研究（Bao 等，2015），绿潮斑块的漂移距离可以用以下模型来估算：

$$L=0.023* w * \Delta t \quad (5.1)$$

其中 L 代表绿潮图斑漂移距离，单位为 m；w 代表海表面风场，单位为 m/s； Δt 代表绿潮斑块漂移时间，单位为 s。

对比图 5.8 所示走航期间海表面风场分布图，可以看出走航期间研究区海表面风场约为 5 m/s，根据公式 5.1，每小时绿潮图斑漂浮移动约 414 m，因此如果将科考船走航结果与 MODIS 绿潮提取结果进行直接叠加，将会在空间上产生较大误差。基于以上分析，我们将卫星过境时间与具体站位的观测时间的间隔作为绿潮斑块漂浮时间，海表面风场作为绿潮斑块漂移的驱动力，参考公式 5.1 建立绿潮图斑的漂移半径估算公式：

$$R=0.023* w * \Delta t \quad (5.2)$$

其中 R 代表绿潮图斑漂移半径, 单位为 m ; w 代表海表面风场, 单位为 m/s ; Δt 代表绿潮斑块 MODIS 过境时间与站位观测时间的间隔, 单位为 s 。

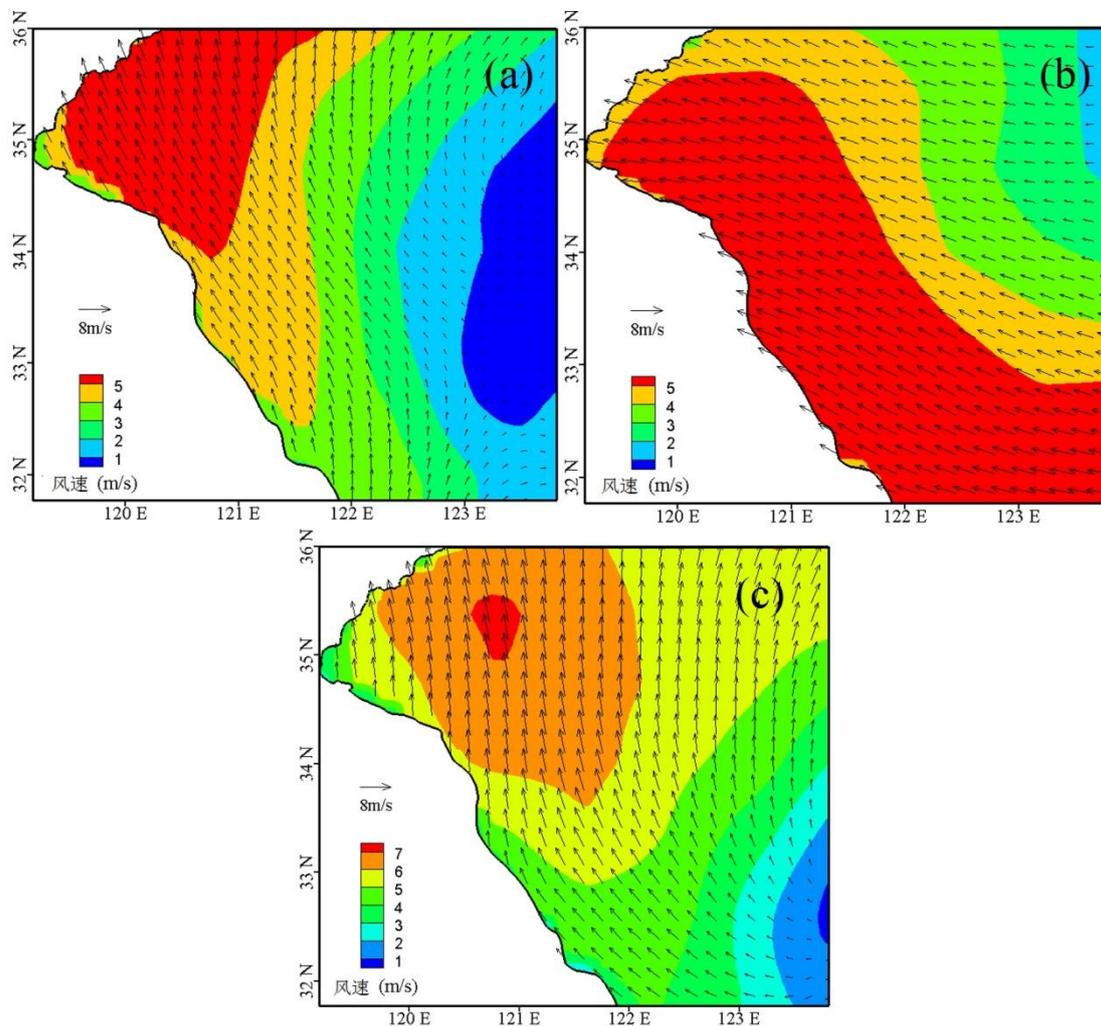


图 5.8 研究区海表面风场空间分布图: (a) 2016 年 5 月 17 日海表面风场空间示意图; (b) 2016 年 5 月 19 日海表面风场空间示意图; (c) 2016 年 5 月 24 日海表面风场空间示意图。

Figure 5.8 The distribution map of SSW in the study area:(a)Map of SSW on May 17,2016;(b) Map of SSW on May 19,2016;(c) Map of SSW on May 24,2016.

根据漂移半径以走航站点为圆心做空间缓冲区分析, 落在缓冲区内的 MODIS 绿潮提取图斑即认为是航次观测到的对应绿潮图斑, 并据此规则对 5 月 17 日、5 月 19 日、5 月 24 日三天的 MODIS 绿潮监测精度进行统计。

5.3.3 结果与分析

如图 5.9 所示，最左侧站点点缓冲距离较大，可达 3312 m，原本与站点点不叠加的绿潮图斑也落在了缓冲区内部（红色圆圈），因此被认为观测船与 MODIS 卫星影像均观测到绿潮斑块。该站点数字“3”表明通过科考船发现周边有较为密集的小斑块状的绿潮，而通过缓冲区分析之后有数个小图斑落在缓冲半径（红色圆圈）之内，比较符合实际情况。而最右侧数字为“0”或“1”的站点点代表此处未发现绿潮斑块或者绿潮斑块较为细小稀疏，经过缓冲区处理之后并未有绿潮斑块落在缓冲半径之内，这也证明了通过时间间隔内漂移距离作为缓冲区处理的合理性。

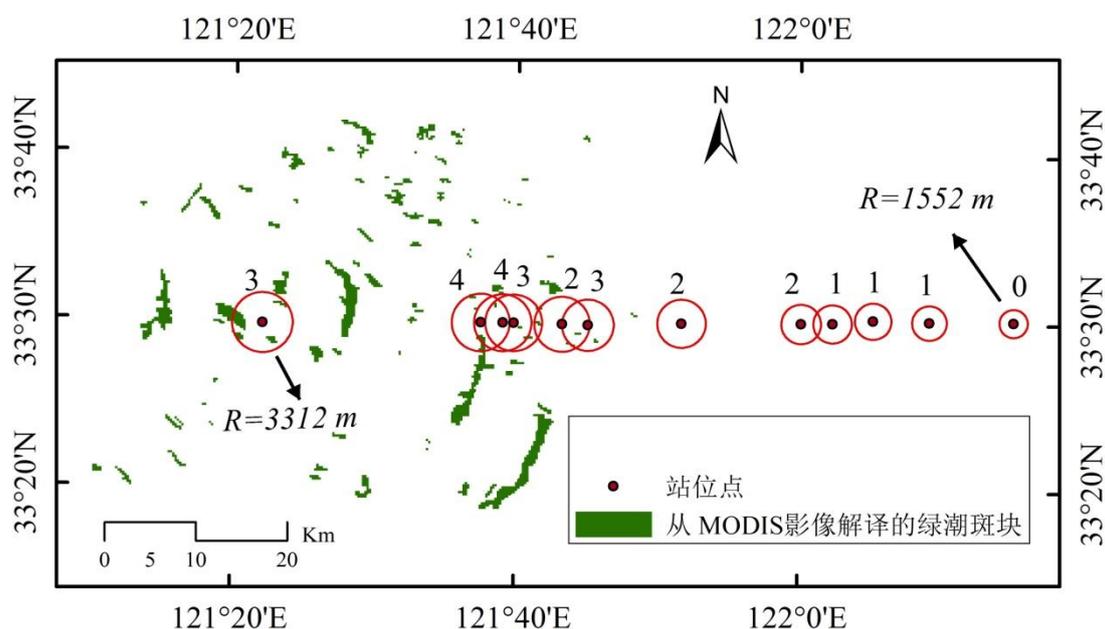


图 5.9 2016 年 5 月 19 日航次站点点缓冲区与绿潮分布叠置图，图示数字为站点观测的绿潮等级。

Fig. 5.9 Superimposition of green tide at the observation points with buffers (numbers above the dots represent the magnitude levels of green tide patches at the field observation sites) on May 19, 2016.

表 5.2 所示为依据站点点数据与 MODIS 绿潮提取信息精度对比方法统计的 5 月 17 日、5 月 19 日和 5 月 24 日三天的结果。从不同绿潮斑块等级的监测精度来看，随着斑块等级的增加，MODIS 绿潮监测的精度也升高。1 级绿潮斑（长

度小于1米)块很难被监测到,19日、24日卫星影像均未监测到斑块存在,17日影像监测到的精度也仅为21.43%。类似地,2级绿潮斑块(小于5米)在5月17日、5月19日和5月24日的监测精度分别为33.33%、50%和0。尽管较1级绿潮斑块监测精度有所上升,但是误差仍较大,不能满足绿潮监测的精度。然而3级以上的绿潮斑块监测精度大幅度上升,除了5月24日受阴天气候影响,精度较低外,其余两天绿潮斑块精度均高于80%,对于4级的绿潮斑块甚至都能达到100%的监测精度。对于5级绿潮这两天次的走航站点都未发现5级绿潮斑块出现,但是5月24日的结果显示监测精度达到了100%。虽然24日气象条件较差,但是对于5级以上绿潮斑块较高的监测精度表明MODIS影像对于大面积的绿潮斑块具有较高的监测精度,即使在不良气象条件下,对于大面积的绿潮斑块MODIS卫星影像仍然是较好的监测手段。

表5.2 基于走航站点点的MODIS绿潮监测精度

Table 5.2 Precision of monitored green tide using MODIS based on cruises data

绿潮斑块等 级	5月17		5月19		5月24	
	精度(%)	站位数	精度(%)	站位数	精度(%)	站位数
0	100	5	100.00	9	50.00	4
1	21.43	14	0	9	0	4
2	33.33	3	50.00	4	0	6
3	80.00	5	100	3	10.00	10
4	100	5	100	2	25.00	12
5	-	-	-	-	100	1

从不同日期航次绿潮监测精度来看,5月17日和5月19日MODIS绿潮监测精度明显高于5月24日,对于3级以上的绿潮斑块都能的进行监测,但是24日MODIS卫星影像对于4级以下的绿潮斑块监测精度较差,3级以下的绿潮斑块甚至无法监测到。这表明MODIS卫星影像受云雨的影像较大,不良气候条件下其监测精度会大大降低。造成这种现象的原因是云雨气象条件对MODIS的光学传感器有较大影响。值得注意的是,对于没有绿潮的站点,MODIS卫星影

像在 17 日和 19 日均有较高的监测精度，即使是不良气候条件下的 5 月 24 日监测精度仍达到 50%，这表明 MODIS 卫星影像对于绿潮是否“存在”具有较大的敏感性。这是因为绿潮藻具有植被特征，在光合作用下会吸收红光而反射近红外，因此导致近红外波段明显高于红波段，形成对应的“波峰”与“波谷”，而海水在红波段和近红外均较低，差异较小。

5.3.4 讨论

以往的研究表明卫星影像的空间分辨率是影像漂浮绿潮监测精度的重要限制因素。崔廷伟等(2012)通过对比研究发现，利用空间分辨率为 250 米的 MODIS 卫星影像对黄海漂浮绿潮进行监测时，提取的绿潮斑块面积具有较大的高估现象，其面积可能较实际面积高一倍。相反，前面的数据结果表明对于不同空间尺度的绿潮斑块，MODIS 卫星影像同样存在低估的现象。如表 5.2 所示，MODIS 影像对于 1 等级和 2 等级的绿潮斑块具有较低的监测精度，甚至无法监测到其存在，而对于不存在绿潮斑块的站位点，MODIS 影像表现出较高的精度。因此，MODIS 影像在对绿潮进行监测时往往倾向于忽略较小尺度的绿潮斑块，呈现出对于漂浮绿潮低估的现象。对于这种现象的可能解释是较小尺度的绿潮斑块，尤其是小于 10 米的斑块，在对应卫星影像上往往与周边海水混合形成“混合像元”。胡传民等(2010)在类似的研究中也发现，利用空间分辨率为 250 的 MODIS FAI 影像对绿潮进行监测时，空间尺度小于 5 米的绿潮斑块很难被监测到。Kutser 等(2015)在利用 Hyperion 卫星影像对与绿潮具有相似条带状分布和植被特征的蓝藻进行监测研究时，发现即使具有 30 米空间分辨率的 Hyperion 卫星影像仍然难以较好的发现窄小的蓝藻条带。因此，对于较为细小的绿潮斑块，MODIS 卫星影像可能具有低估现象，而绿潮灾害的早期海面往往分布有大量的细碎绿潮斑块，MODIS 对此具有较低的监测精度。

5.4 基于高分辨率卫星数据的 MODIS 绿潮监测真实性检验

由于较高的时间分辨率和较宽的视域，MODIS 影像数据已经成为绿潮监测中常用的数据源(Hu, 2009; Keesing 等, 2011)，但是 MODIS 影像空间分辨率在 250 到 1000 米之间，在绿潮监测时会产生一定误差(Garcia 等, 2013)。中国 GF-1 卫星影像的空间分辨率可达 16 m，高于钟山等(2013)所用 30 m 分

分辨率的HJ-CCD影像，因此能够准确的反映浒苔的空间分布，利用GF-1卫星影像对MODIS绿潮监测的真实性进行检验是可行的。本节将高空间分辨的GF影像的绿潮监测结果作为“真实”值，对的MODIS影像绿潮监测的真实性进行检验研究，以期为全面客观地掌握绿潮动态提供科学依据。

5.4.1 样本区选择及数据获取

研究区位于江苏浅滩以北，连云港以东的黄海海域（图5.10a），经度范围为 $120^{\circ}30'48''\text{E}\sim 121^{\circ}45'18''\text{E}$ ，纬度范围为 $34^{\circ}8'33''\text{N}\sim 35^{\circ}3'25''\text{N}$ 。研究区周围有连云港、青岛等主要城市，是绿潮的主要爆发海域。每年的5-6月份绿潮都会在此爆发，给当地的旅游业和养殖业等造成巨大的损失（吴孟泉等，2014）。

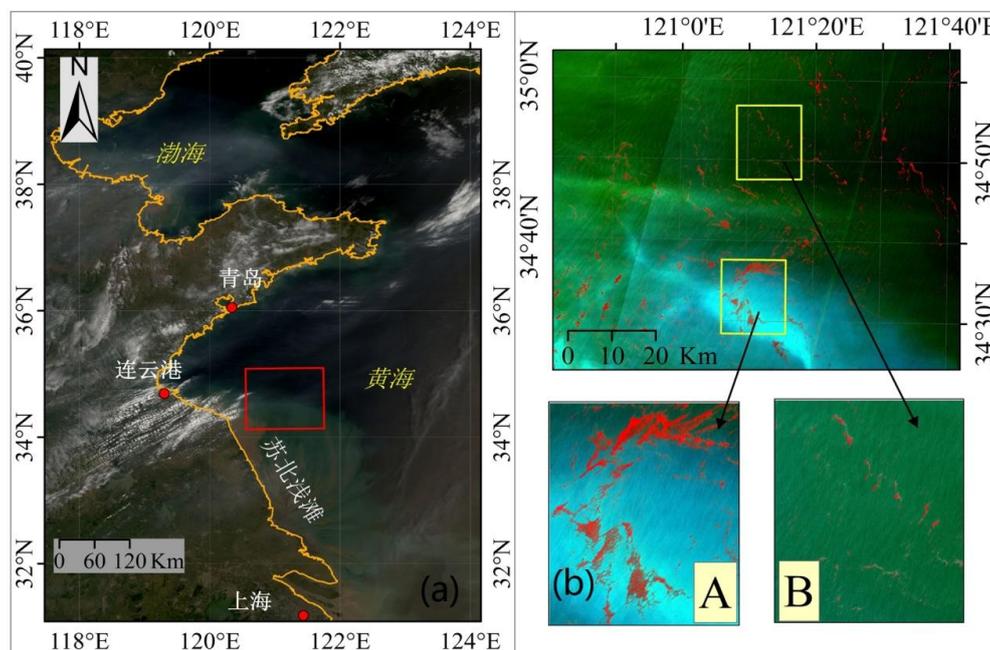


图 5.10 研究区位置空间示意图：(a) 研究区位置空间示意图；(b) 样本区位置空间示意图。

Figure 5.10 The map of location in study area:(a) The location of study area;(b) The location of Sample area.

本文中GF-1影像数据为2016年6月1日时间接近的GF和MODIS影像(表2.1)，并经过了几何校正、大气校正、数据镶嵌、掩膜等预处理。为研究MODIS在不同绿潮覆盖度下的探测精度，利用绿潮在假彩色影像上呈红色特点，在研究区内挑选较厚、斑块较大的样本区域A和浒苔较薄、斑块较小的样本区域B，面积均为 250.63 km^2 （图5.10b）。采用章节2.2介绍的NDVI阈值法分别计算两

个研究子区内 GF-1 和 MODIS 两种影像所监测的绿潮分布情况 (图 5.11), 并以分辨率较高的 GF-1 影像监测的绿潮分布为准确值, 评估 MODIS 影像所监测绿潮的面积以及精度, 并分析其原因。

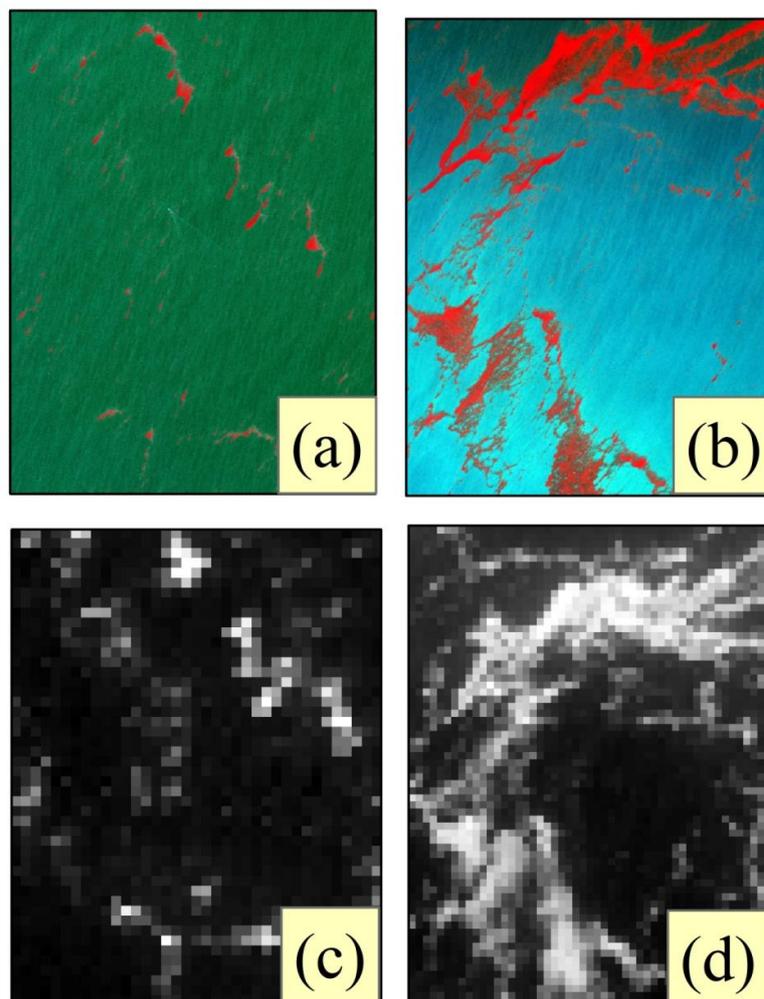


图 5.11 GF-1 假彩色影像和 MODIS 影像 NDVI 值对比图: (a) 绿潮覆盖度较低的 GF-1 影像; (b) 绿潮覆盖度较高的 GF-1 影像; (c) 与图 5.22a 对应的 MODIS 影像 NDVI 值; (d) 与图 5.22b 对应的 MODIS 影像 NDVI 值

Figure 5.11 The comparison between false color composite GF-1 image and NDVI based on MODIS image:(a) GF-1 image of sparse green tide;(b) GF-1 image of thick green tide;(c)NDVI of panel a based on MODIS image; (d) NDVI of panel b based on MODIS image.

5.4.2 结果与分析

图 5.12 和表 5.3 表明在绿潮覆盖度较低的情景下 (样区 B), MODIS 绿潮监

测面积为 23.49 km²，比 GF-1 影像的 6.22 km² 高 227.65%。而在绿潮覆盖度较高的区域（样区 A），利用 MODIS 影像数据监测的绿潮面积为 55.75 km²，与 GF-1 的结果相比仅高出 50.43%，误差相对较小。

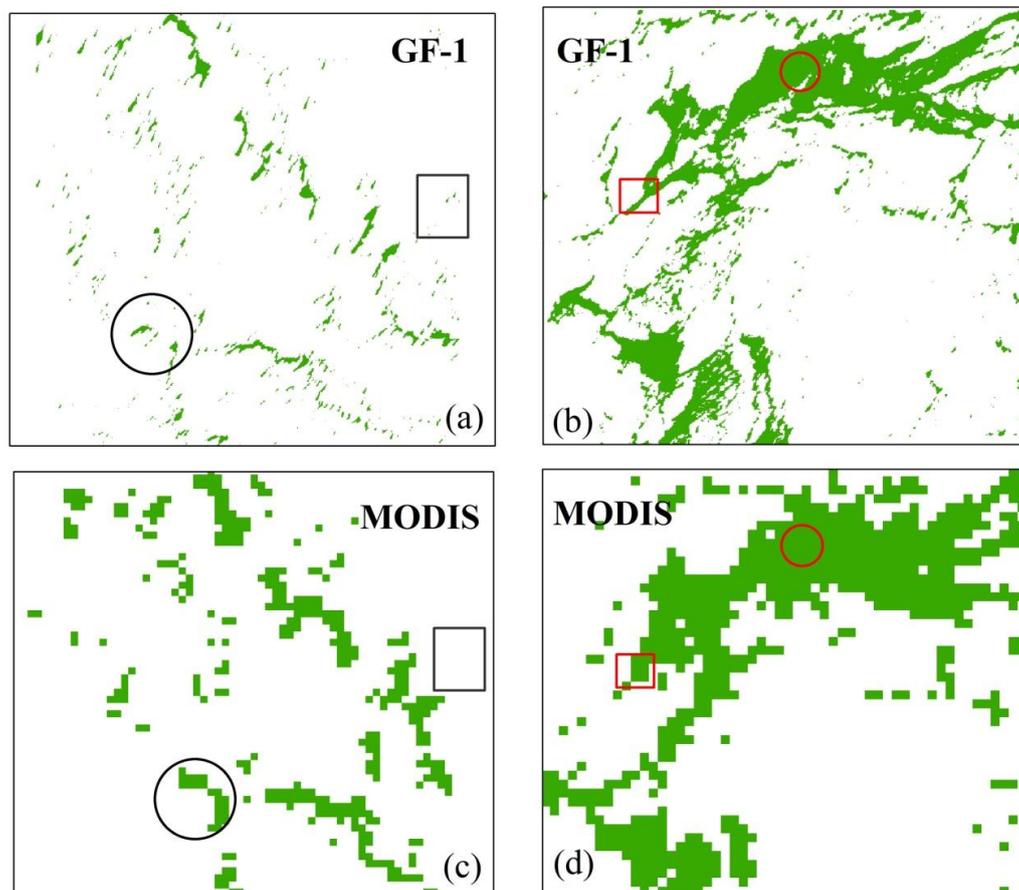


图 5.12 GF-1 和 MODIS 影像绿潮提取结果示意图

Fig. 5.12 The distribution maps of green tide in study area based on GF-1 and MODIS data

从图 5.12a 和 5.12c 中黑色圆圈所示同一绿潮条带在两种探测器下的不同结果可以看出，MODIS 影像由于空间分辨率较低，在浒苔分布较为稀疏时混合像元严重，监测误差较大，这与钟山等的研究结果类似（钟山 等，2013）。相同的现象也存在于较厚的研究区图 5.12b 和 5.12d 中的红色矩形所示绿潮条带。另外，从提取绿潮时的 NDVI 阈值也可以看出，误差较大、图斑稀疏的研究区阈值均小于 0.18，而图斑稠密、误差较小的研究区的阈值都大于 0.20，这也说明由于混合像元在绿潮稀疏时大量存在，MODIS 绿潮监测的误差较大。除了对绿潮面积的高估，有些绿潮斑块的空间尺寸相远小于 MODIS 传感器 250 米的分辨率而导致

一些绿潮条带无法被探测识别，进而对局部绿潮产生低估。如图 5.12a 和 5.12c 中矩形所示区域的绿潮就无法在 MODIS 影像上识别出来。但是由于这些被低估的较小的绿潮斑块面积较小，MODIS 的高估部分会弥补甚至超出低估的面积，进而对绿潮的总体面积显示出高估的特征。

表 5.3 基于 GF-1 影像的绿潮提取结果与精度

Table 5.3 The Precision of green tide monitored by MODIS data based on GF-1 data

	ZONE B		ZONE A	
	GF	MODIS	GF	MODIS
阈值	0.18	0.15	0.23	0.20
面积	6.22	23.49	37.06	55.75
浒苔覆盖比例	2.48%	9.37%	14.79%	22.24%
误差	0	277.65%	0	50.43%

从表 5.3 可以看出绿潮覆盖度较低的区域 MODIS 绿潮面积监测误差远大于绿潮覆盖度较大的区域，而图 12b 和图 12d 中红色圆圈所示的较大浒苔斑块在 GF 和 MODIS 两传感器的监测下面积相差很小，而边缘的红色矩形内的绿潮面积则相差较大，这证明 MODIS 影像在绿潮监测时对大面积覆盖度较高的绿潮监测精度较高，相反对小面积覆盖度较为稀疏的则精度较低。

基于卫星影像的绿潮监测所获取的信息主要是绿潮的位置和面积 (Son 等, 2015)，虽然 MODIS 影像在监测绿潮面积时，误差可以高达 277%，但是从图 12 可以看出 MODIS 还是能较好的描述绿潮的位置信息，尤其对于斑块较大的绿潮，其对覆盖面积的监测误差也仅有 50%。这是因为混合像元的存在导致的 MODIS 绿潮监测误差，表现为稀疏的绿潮区域误差大于稠密的区域。MODIS 绿潮监测总体上会高估其覆盖面积，虽然较低分辨率会遗漏一些较小的绿潮图斑，但是高估的部分超出低估的部分而导致总体上呈高估的特征。

另外，MODIS 影像的时间分辨率达到了每天两次 (Hu 等, 2004) 并具有 2000 年以来的长期一致性数据，有利于其对绿潮的动态监测。因此较高时间分辨率的 MODIS 影像配合较高空间分辨率的 GF 影像，再加上 Landsat、HJ-1A/B 等卫星，就可以构建绿潮的多源、多时相的监测体系，进而对绿潮的生成、动态

分布、运移轨迹等有全面、客观、科学的认识。MODIS 数据依然是绿潮动态监测中的重要组成部分。

本文是以 GF-1 影像提取的绿潮面积为准确值来进行 MODIS 绿潮监测真实性检验的,但是 GF-1 影像仍然还有一些混合像元,会导致误差。另外,GF-1 影像和 MODIS 数据在获取时间还不能完全重合,漂移中的浒苔也可能会带来误差。在以后的研究中,更高分辨率的卫星或者无人机实时监测手段将是研究的重点。

5.5 本章小节

本章通过无人机航拍数据、科考船航次数据以及高分辨率的 GF-1 影像数据对黄海绿潮进行了绿潮信息提取,并将提取的绿潮结果与对应的 MODIS 影像数据提取的绿潮信息进行对比分析,以验证 MODIS 绿潮监测的真实性。得出以下结论:

(1) MODIS 影像对 100 m 以上的较大绿潮斑块的监测精度较高,监测误差在 50%左右,比较符合绿潮的真实分布;而对于 10 m 以下较小的绿潮斑块监测精度较低,其面积误差可达数倍。

(2)虽然采用 MODIS 数据对绿潮监测时存在一定的面积误差,但是 MODIS 数据对漂浮绿潮斑块位置的监测精度仍然较高,与绿潮的真实分布情况较为吻合,可信度较高。

(3) MODIS 影像具有高时间分辨率,且具有长期的历史数据和数据一致性特征,在多源数据绿潮动态监测中仍能发挥重要作用,因此 MODIS 数据依然是绿潮监测中的重要数据源。

第 6 章 近三年黄海绿潮时空变化研究

自 2008 年暴发绿潮以来,我国黄海海域已经连续 10 年暴发大规模绿潮,对我国青岛奥运会以及烟台海阳的亚洲沙滩运动会等海上运动赛程产生了极大困扰,同时也对相关海域的生态环境、交通运输以及水产养殖产生较大影响。虽然绿潮连年暴发,但是现在仍未找到可行的绿潮彻底根治方法。因此掌握历年绿潮的时空变化特征可为理解绿潮暴发机制与绿潮综合防控提供科学依据与参考。

已有学者利用遥感影像对黄海绿潮进行了持续监测研究。黄娟等(2014)利用 2008 年至 2013 遥感与观测资料对黄海绿潮进行了监测研究,发现绿潮的最大覆盖与实际分布面积以及绿潮运移路径等都具有明显的年际变化。例如,2009 年绿潮分布面积是 2012 年绿潮分布面积的 3 倍,而绿潮的覆盖分布则是 2012 年的 8 倍,具有较大年际差异。Lin Qi 等(2016)基于 MODIS 卫星影像利用面向对象的绿潮信息提取方法对 2007 年到 2015 年的黄海绿潮信息进行了统计分析。发现 2008 年以后黄海绿潮分布面积具有下降的趋势,但是 2012 年以后分布面积又急剧升高,并于 2015 年达到最高值,同时 2015 年也是有报道以来的最高值。

但是对于近三年黄海绿潮的时空变化研究较为少见,及时掌握绿潮时空变化的最新动态可为绿潮暴发机制研究及防治预警提供数据基础。第 5 章节基于无人机以及航次同步数据已经证明基于 MODIS 的黄海绿潮监测具有一定精度,尤其是对于较大面积斑块的绿潮监测精度较高。而对不涉及面积的诸如漂移路径等信息,由于 MODIS 影像具有较高的时间分辨率以及方便获得的特点,基于 MODIS 的绿潮监测仍是重要的监测手段。因此本章采用 MODIS 影像对 2015 年至 2017 年黄海绿潮时空变化特征进行研究,并分析提出黄海绿潮的防控策略,以期为黄海绿潮的综合防控提供数据基础和参考。

6.1 近三年绿潮初始位置时空变化研究

6.1.1 数据与处理方法

根据已有的研究结果,绿潮首次出现的时间一般都在 5 月上旬。因此我们下载 5 月 1 日以后的无云或者少云的 MODIS 卫星影像(表 2.1),按照 2.2 章节的

数据处理方法计算每天卫星影像的 NDVI 值,并结合对应的假彩色合成图查看研究区内是否有绿潮斑块出现。将绿潮斑块首次出现的卫星影像的获取日期定义为绿潮首次出现的时间,绿潮斑块的位置为绿潮首次出现位置。从卫星影像提取的绿潮初始图斑在 ArcGIS 10.2 软件下进行统计和制图编辑输出。

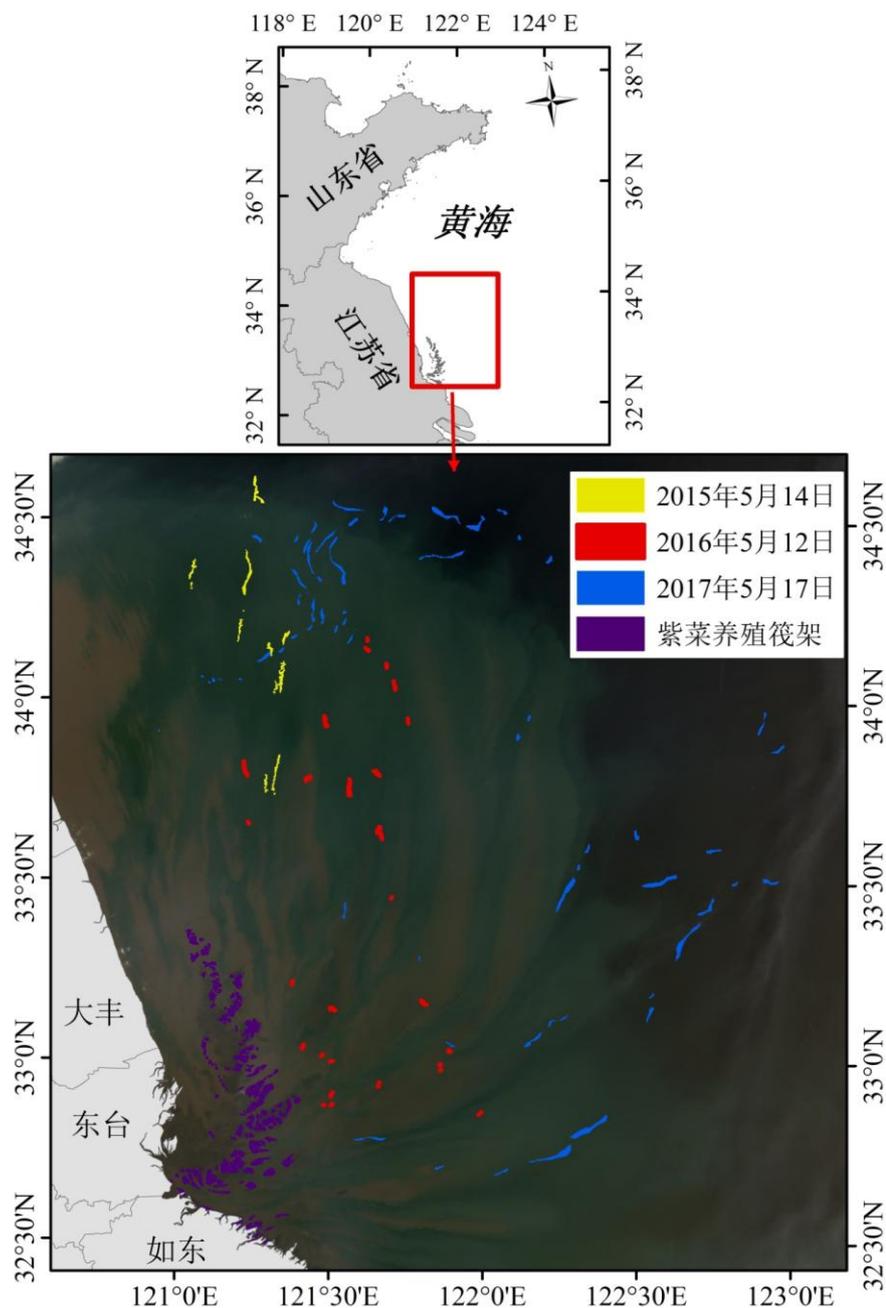


图 6.1 2015-2017 年黄海绿潮卫星首次观测地点空间分布示意图。背景为 MODIS 真彩色合成影像。

Figure 6.1 The distribution map of green tide firstly appeared in the Yellow Sea from 2015 to 2017

6.1.2 结果与讨论

图 6.1 所示为 MODIS 卫星影像反演提取的黄海绿潮首次观测位置的空间分布示意图。可以看出早期绿潮多呈条斑状,其方向与辐射沙洲区对应的沙脊基本呈平行分布的态势,这可能是因为海表面环流与辐射沙洲区的海底地形共同作用的结果。Qiao 等(2009)利用南黄海绿潮暴发期的卫星遥感影像统计分析了绿潮斑块的在 1 km、1-2 km 以及大于 2 km 距离内的统计特征,发现其符合对数正态分布的特征,与小的拉弥尔环流非常吻合,因此认为拉弥尔环流在绿潮斑块条带状分布的形成方面起重要作用。

图 6.1 中紫色斑块为基于哨兵 S2A 影像提取的辐射沙洲区养殖筏架,可以看出近三年黄海绿潮的初始位置基本围绕辐射沙洲区周边分布。2016 年绿潮首次出现的位置主要在辐射沙洲区域,2015 年绿潮首次出现位置较 2016 年更为偏北,而 2017 年绿潮出现的位置较为分散,在辐射沙洲区周边与盐城射阳附近海域都有分布。研究结果与前几年绿潮初始位置相类似。黄娟等(2014)利用可见光数据、微波数据、航空、船舶以及岸陆巡视数据等对 2008-2013 年黄海绿潮的初始位置进行了统计对比研究,发现绿潮初始位置基本都在辐射沙洲区域的东沙、蒋家沙以及竹根沙附近。郭伟等(2016)采用卫星影像解译的方法对 2008-2015 年的绿潮初始位置进行了类似的研究,发现绿潮出现的位置主要集中在苏北浅滩辐射沙脊群以及盐城附近海域。综合 2008-2017 年以来绿潮首次出现的位置,可以总结得出绿潮藻大面积出现漂浮斑块的地点都与辐射沙洲区有很大关联,这也说明辐射沙洲区紫菜养殖丢弃的绿潮藻是黄花绿潮爆发的重要源头。

从近三年黄海绿潮暴发的时间来看,大面积斑块首次被观测的时间都是在 5 月中旬。2015 首次观测的时间为 5 月 14 日,这与郭伟(2016)的研究结果相吻合。2016 年首次观测到的时间时 5 月 12 日,较 2015 年相差不大,仅提前了 2 天。而 2017 年绿潮首次观测时间则延迟到 5 月 17 日,较 2016 年晚 5 天。吴洪喜等(2000)通过培养实验发现浒苔的适应范围为 10-30 °C,而最适温度范围为 15-25 °C。图 6.2 显示了近三年绿潮首次出现时南黄海的海表面温度空间分布图,可看出绿潮斑块首次出现时,辐射沙洲区周边海域的海表温度都在 15-20 °C 之间,非常适宜绿潮藻的生长。另外,根据 4.2 章节实地调查与无人机跟踪航拍结果,4 月底至 5 月底是紫菜养殖筏架的集中拆除时期,而在此期间附着在梗绳上的大

量绿海藻被丢弃在泥滩，并最终进入海洋。因此紫菜筏架的拆除作业与黄海漂浮绿潮斑块的出现时间上具有先后的顺序关系，这是黄海绿潮源自紫菜筏架的又一佐证。

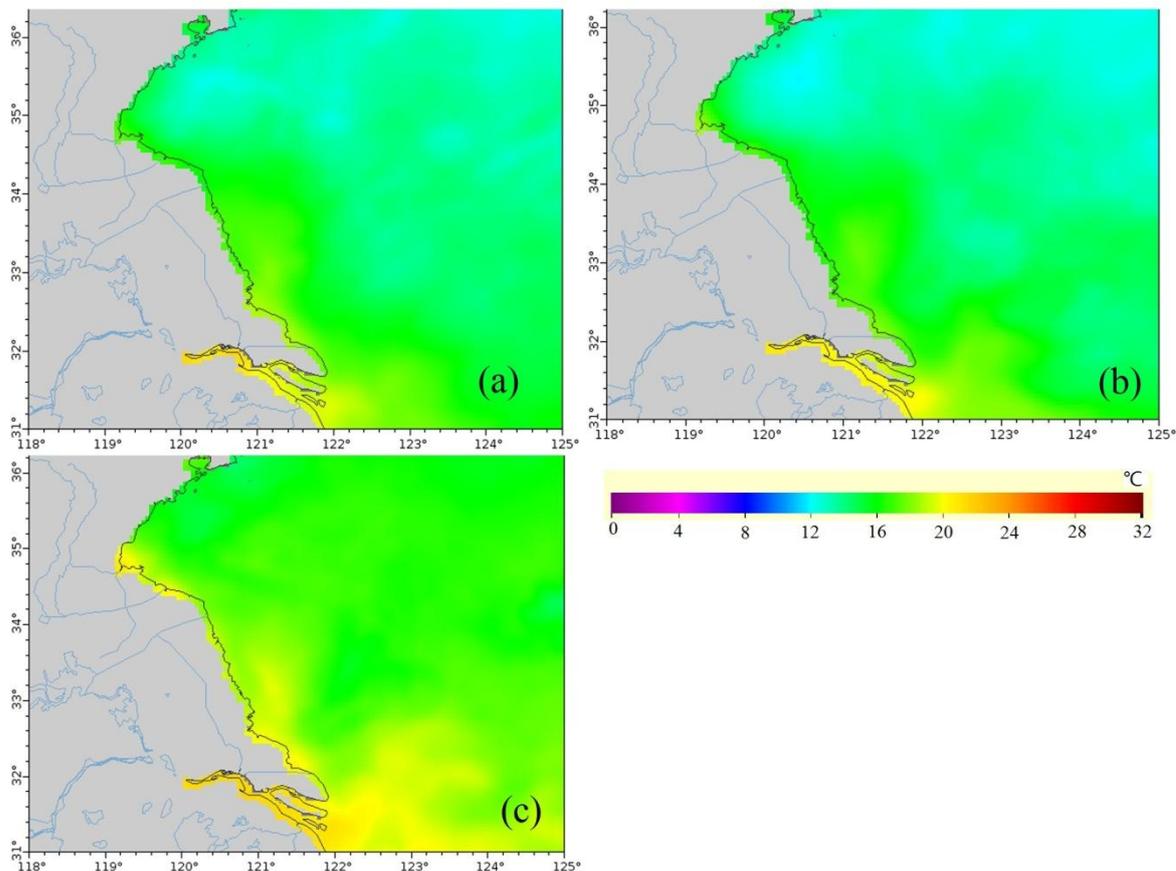


图 6.2 南黄海海表面温度空间分布图：(a) 2015 年 5 月 14 日南黄海海表面温度空间分布图；(b) 2016 年 5 月 12 日南黄海海表面温度空间分布图；(c) 2017 年 5 月 17 日南黄海海表面温度空间分布图。

Figure 6.2 The distribution map of sea surface temperature (SST) of the Yellow Sea:(a) Map of SST on May 14,2015;(b) Map of SST on May 12,2016;(c) Map of SST on May 17,2017.

6.2 近三年绿潮运移特征时空变化研究

6.2.1 数据与方法

根据 2.2 章节介绍的绿潮信息提取方法对研究区进行绿潮图斑的提取，然后将提取的矢量文件导入 ArcGIS 10.2 中，并利用 Mean Center 分析工具计算出绿潮斑块的几何中心，以代表各时相绿潮的中心位置。将提取的多期绿潮中心位置

导入 ArcGIS 10.2 中并用带箭头的直线连接起来，以表征绿潮的漂移路径。

将提取的绿潮图斑的最北边缘用平滑的曲线连接起来，如图 6.3 所示，获得的舌状锋头代表漂浮绿潮的漂移趋势，据此可以获得绿潮移动趋势以及绿潮灾害波及范围的动态变化。

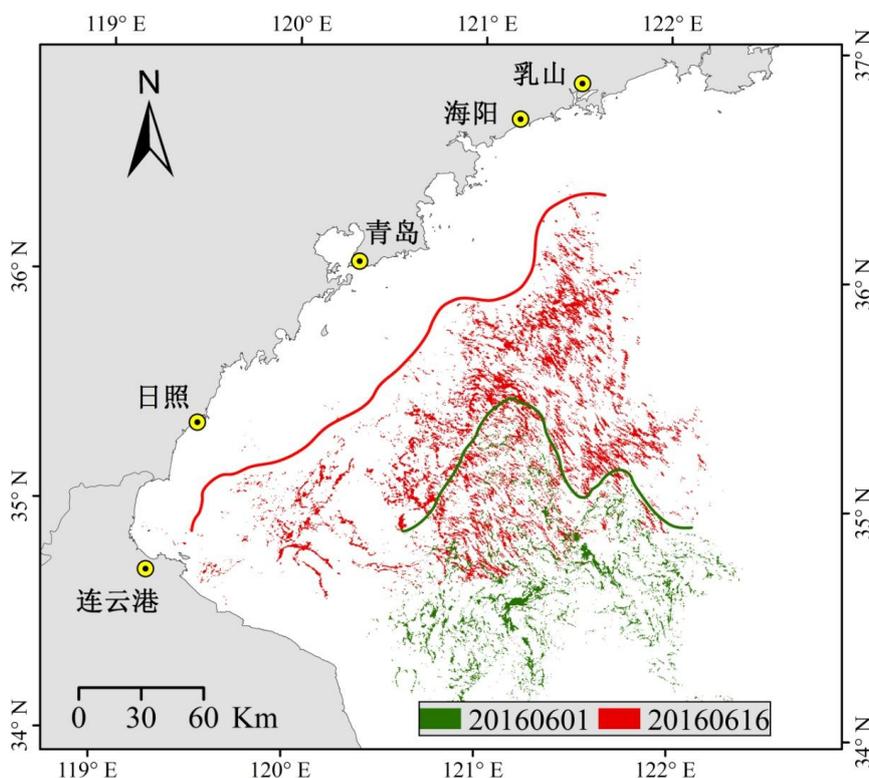


图 6.3 绿潮运移趋势示意图。图中红、绿色图斑均为卫星解译的绿潮斑块，平滑的舌状锋头为对应的运移趋势线，20160601 代表 2016 年 6 月 1 日。

Figure 6.3 The trend of the green tide northern boundaries in the Yellow Sea on June 1 and June 16, 2016.

6.2.2 近三年绿潮运移路径变化研究

从 2015 年绿潮中心漂移路径来看（图 6.4），2015 年绿潮首次出现的位置在射阳附近海域，这与郭伟等（2016）的研究结果一致。随后绿潮中心由南向北向青岛、乳山一线漂移，基本呈远离海岸线的路径进行漂移。最终在七月份到达并停留在青岛附近海域。其中，7 月 4 日至 7 月 14 日期间绿潮中心由烟台海阳附近海域向青岛附近海域大范围漂移，导致大面积绿潮在青岛海岸堆积，对周边海域造成严重灾害影响。2015 年我们实地调研青岛沿岸鲍鱼养殖户，农户们纷纷

反映2008年和2015年绿潮灾害面积较其他年份分布面积大并且岸滩堆积绿潮藻生物量较多，对当地的鲍鱼养殖产业造成的影响最大。

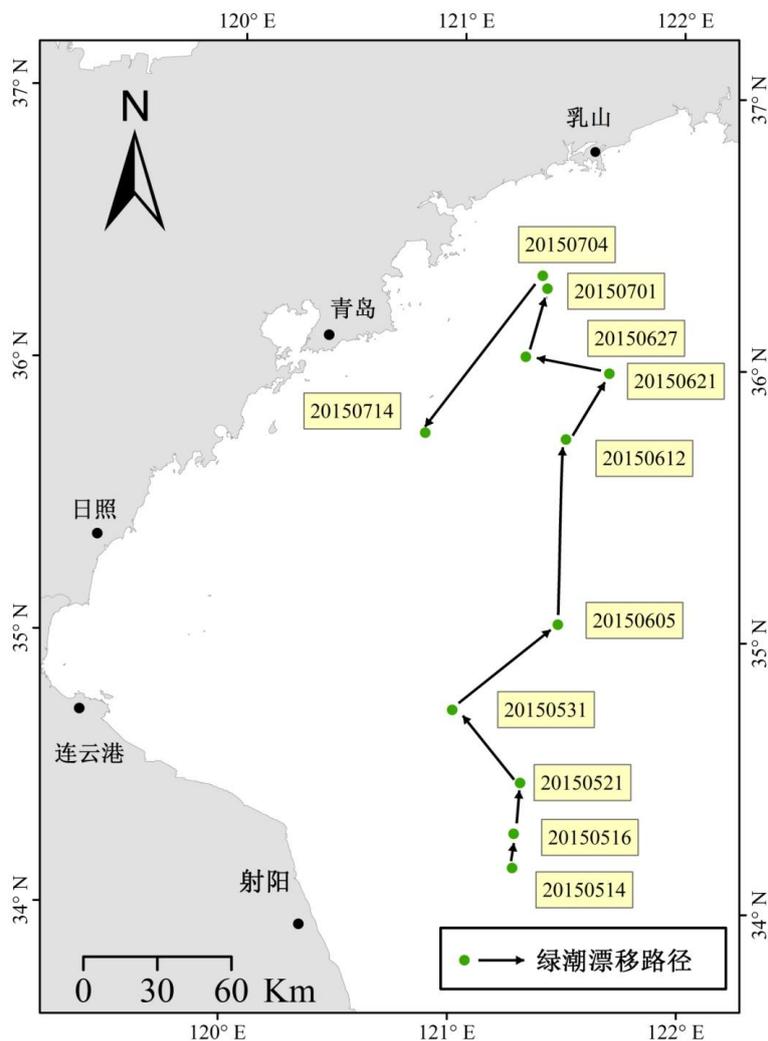


图 6.4 2015 年黄海绿潮移动路径空间示意图。

Figure 6.4 Central movement track of green tide in the Yellow Sea in 2015

漂浮绿潮的运移路径受海洋表层流的直接影响。而在南黄海影响海表流场的地形特征以及潮流等因素的年际变化不大 (Ho 等, 2011), 因此风场的变化引起的海表流场是绿潮运移路径的主要因素 (范士亮 等, 2012)。图 6.5a 所示为 2015 年 7 月 6 日青岛附近海域的海表面风场空间分布图, 可以看出在 7 月 6 日前后该海域的风场主要是东北方向, 这与 7 月 4 日至 7 月 14 日绿潮中心位置由东北向西南方向移动的移动趋势相一致, 因此东北向的风场是该时间段绿潮中心位置漂移的重要原因。

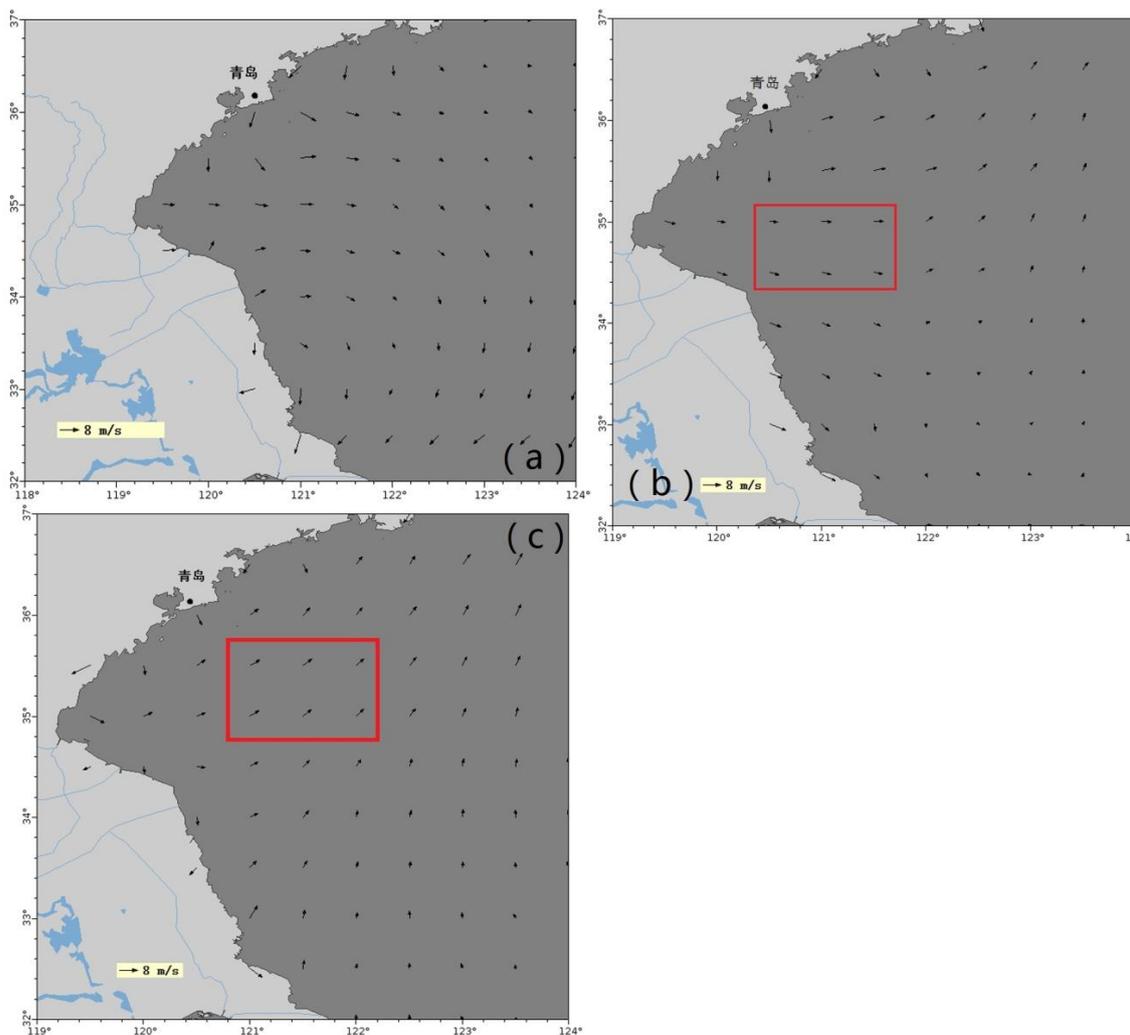


图 6.5 绿潮暴发海域海表面风场分布图：(a) 2015 年 7 月 6 日海表面风场空间分布图；(b) 2016 年 5 月 30 日海表面风场空间分布图；(c) 2017 年 6 月 16 日海表面风场空间分布图。

Figure 6.5 The distribution map of sea surface wind of green tide region:(a) Map of SSW on July 6, 2015;(b) Map of SSW on May 30, 2016;(c) Map of SSW on June 16, 2017.

从 2016 年绿潮中心运移轨迹（图 6.6）可以看出，2016 年绿潮最早于 5 月 12 日出现在辐射沙洲区周边海域，随后绿潮沿大致平行于海岸线方向北上。5 月 30 日绿潮中心漂移至连云港附近海域，而后绿潮中心向东北方向运移，中间途经日照、青岛、烟台、威海等沿海地区，最终绿潮中心于七月底运移至威海的乳山附近海域。由于山东半岛特殊地形和海流的作用，绿潮中心停留于此。其中 5 月 30 日绿潮中心位置由南北方向移动变为东西方向移动，这是因为 5 月 30 日附近海域的海表面风场为东西方向（如图 6.5b 中红色方框所示）。

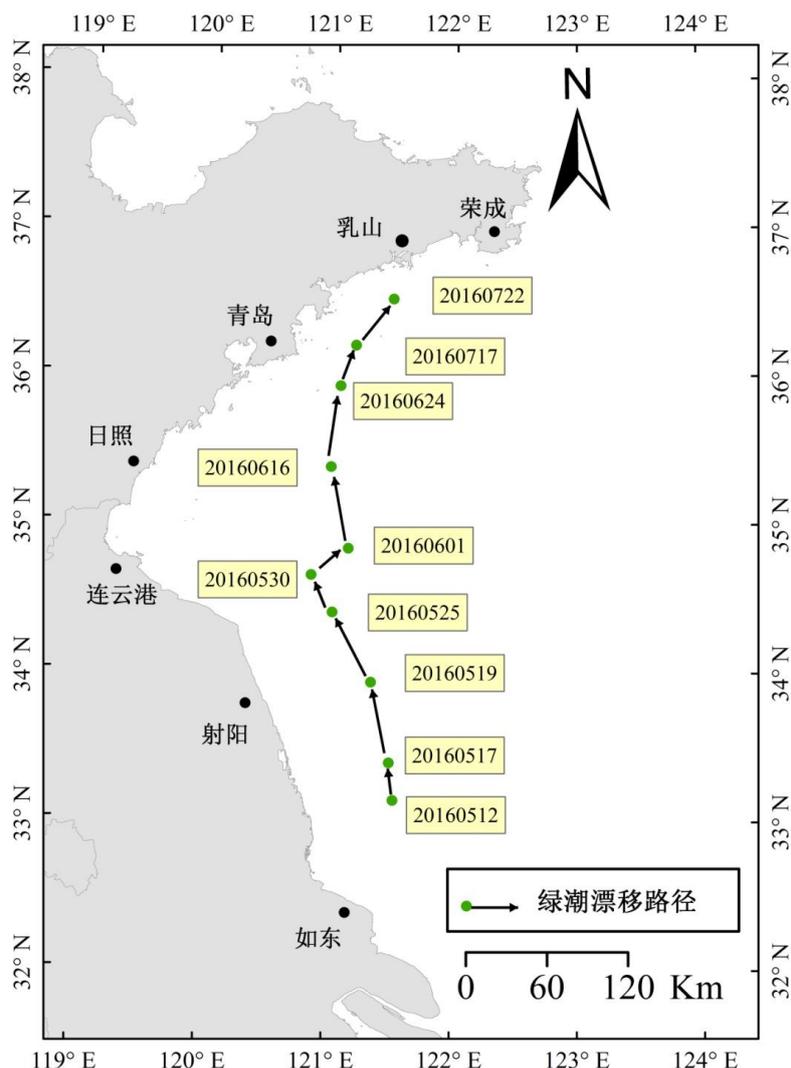


图 6.6 2016 年黄海绿潮移动路径空间示意图

Figure 6.6 Central movement track of green tide in the Yellow Sea in 2016

2017 年黄海绿潮首次出现的位置在辐射沙洲周边海域（图 6.7），与 2016 年绿潮首次出现的位置相似，但离岸距离更远。随后绿潮沿大致平行于海岸线方向由南向北方向漂移，并于 6 月下旬绿潮中心漂移至青岛、乳山附近海域。在此期间，绿潮中心于 6 月 16 日漂移方向由南北向转为西南向东北方向漂移。当天的风场数据显示该海域有较强的西南向海表面风场（图 6.5c 红色方框内），因此绿潮漂移方向的改变是风场变化的结果，这也佐证了风场的变化引起的海表流场是绿潮运移路径的主要影响因素的论断（范士亮 等，2012）。

综合近三年黄海绿潮中心位置运移路径的时空变化，虽然有些年份呈远离岸线方向由南向北漂移，有些年份则平行于海岸线由南向北漂移，但是总体还是呈

南北向漂移的趋势。郭伟等（郭伟 等，2016）在总结了 2008 年至 2015 年黄海绿潮漂移路径时也获得了类似的结果。刘志亮等（2009）通过分析绿潮暴发期间江苏外海一个潜标观测站点的联系资料发现在江苏附近海域存在一支稳定的北向流。李晓（2010）通过分析航次的水文资料、Argos 表层漂流浮标资料以及数值模拟与卫星遥感相结合，同样发现江苏沿岸流在夏季的方向是受风驱动的北向流。还有学者基于江苏沿岸真实海底地形以及气候态强迫场进行数值模拟，研究结果也显示苏北海域的表层流是北向的（Xia 等，2010）。因此绿潮中心位置总体上呈由南向北是该海域表层流作用的必然结果，而较为固定的绿潮漂移方向也为绿潮的综合防治与预警提供了理论依据与参考。

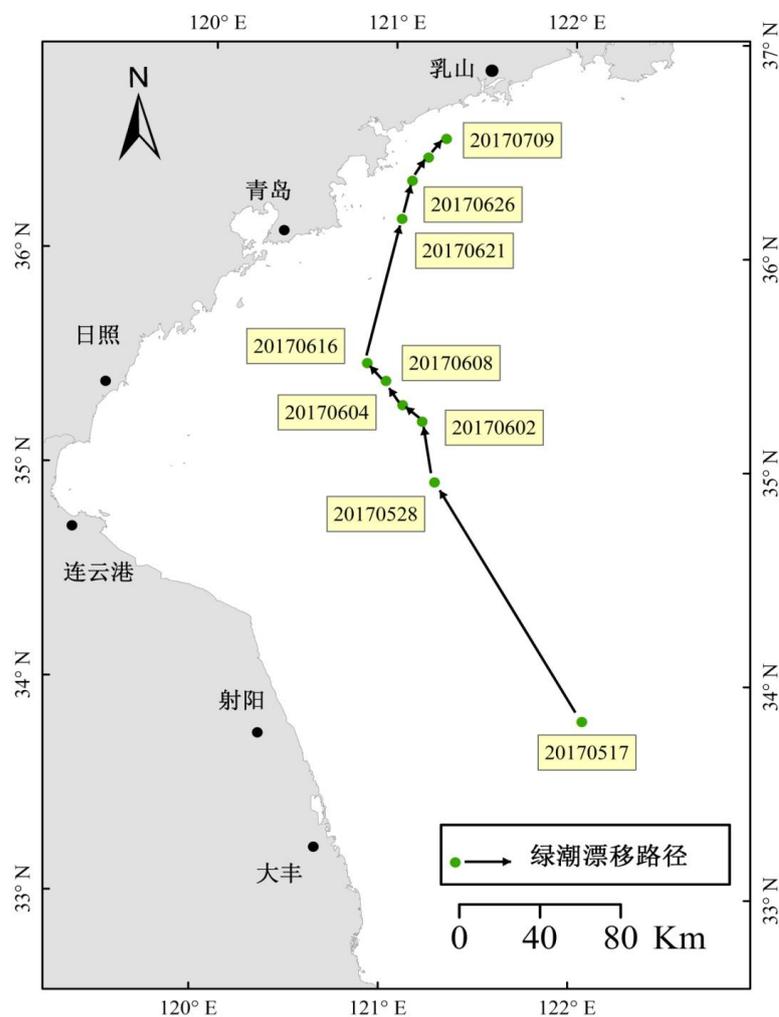


图 6.7 2017 年黄海绿潮移动路径空间示意图

Figure 6.7 The Central movement track of green tide in the Yellow Sea in 2017

6.2.3 近三年绿潮运移趋势变化研究

如图 6.8 所示为 2015 年黄海绿潮运移趋势空间示意图,可以看出绿潮总体运移趋势是由南向北运移。6 月 12 日绿潮前锋已经开始到达乳山、荣成附近海岸,随后的 6 月 27 日绿潮前锋达到青岛、日照附近海岸,并大量登陆。在绿潮由南向北的漂移过程中,绿潮边缘前锋由 6 月 5 日前的舌状逐渐转变为 6 月 12 日的条带状,并最终在海表风场的驱动下覆盖整个日照、青岛、荣成一线海岸。

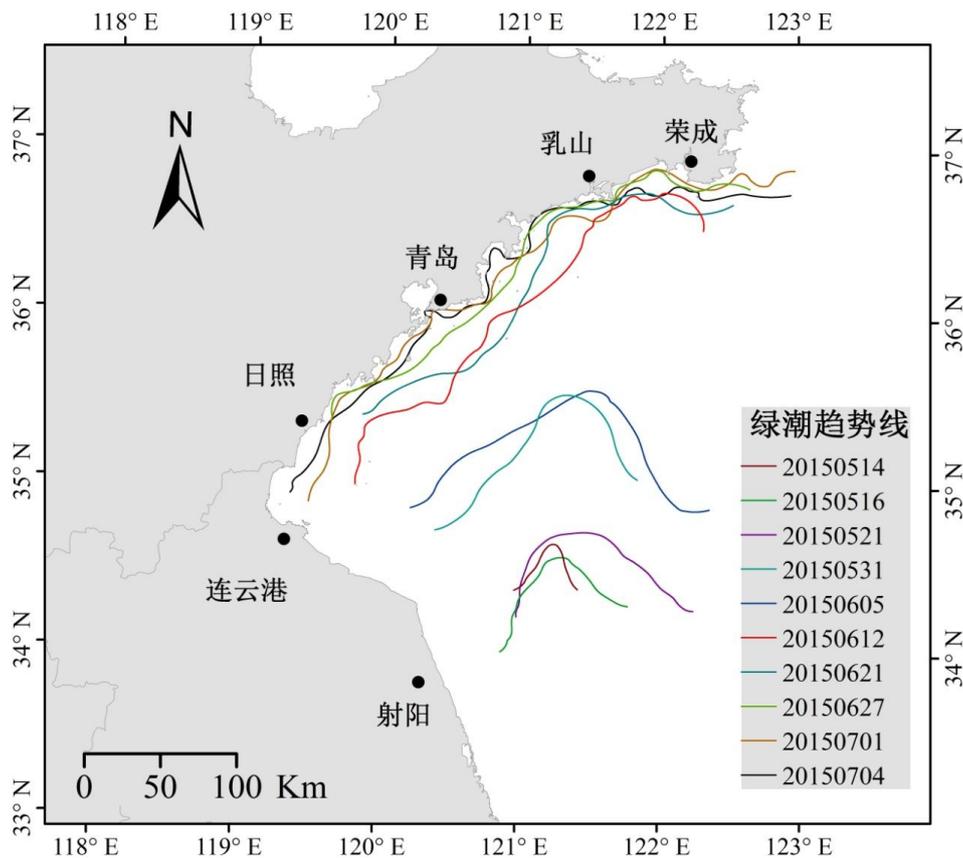


图 6.8 2015 年黄海绿潮运移趋势空间示意图

Figure 6.8 The trend of the green tide northern boundaries in the Yellow Sea in 2015.

南黄海漂浮绿潮短时间内由舌状前锋发展成长为条带状锋线的可能原因是绿潮周边海水温度与光照强度的变化影响了绿潮藻类的繁殖生长速度。吴洪喜等 (2000) 通过培养实验发现浒苔的适应范围为 10-30 °C, 最适温度范围为 15-25 °C, 而 Taylor (2001) 也发现绿藻生长速率最高的温度范围是 15-20 °C, 肖洁 (2015) 则认为 14-27 °C 范围内浒苔的生长速率与光合作用的速率明显升高。图 6.9 所示分别为 6 月 5 日与 6 月 12 日南黄海海表面温度的空间分布图, 可以看出 6 月

5日绿潮前锋海域的海表温度平均在17℃左右，而到了6月12日该温度则升高到20℃左右。有研究表明在最适温度范围内绿海藻可以按照每天10%到37%的速率进行生长繁殖（梁宗英等，2008），而6月5日与6月12日的温度显然非常适合绿海藻类的大量生长繁殖。因此温度的上升可能是舌状前锋变为条带状锋线的主要原因。

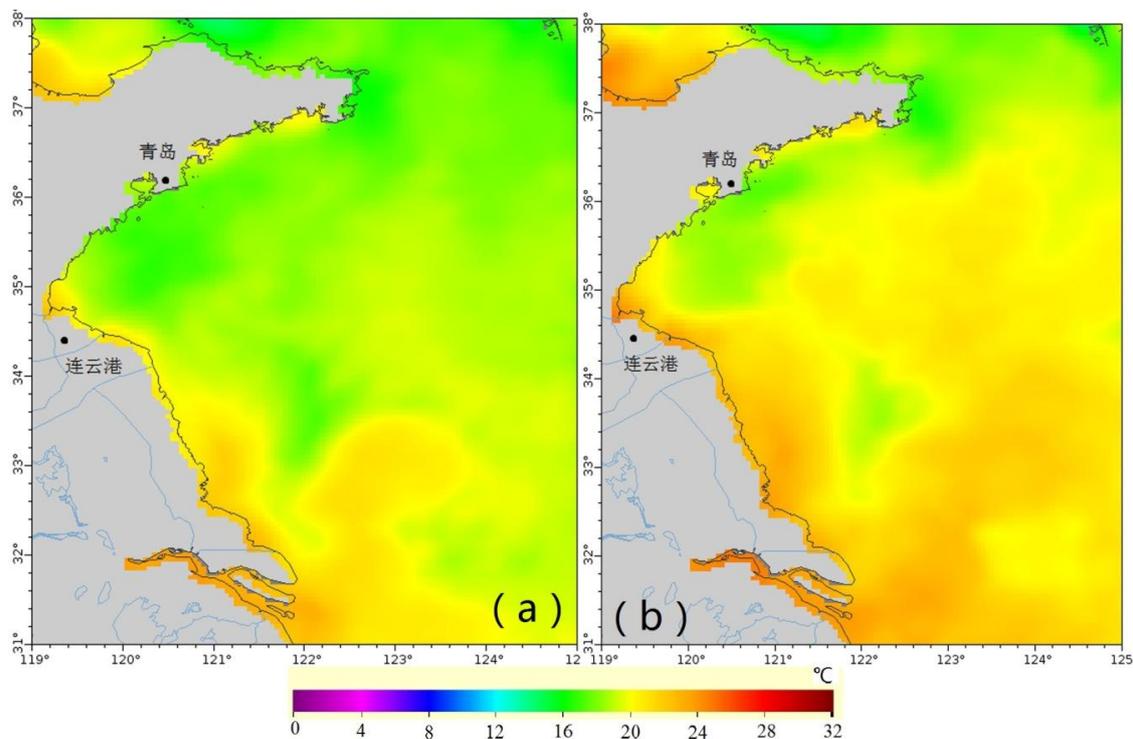


图 6.9 黄海绿潮暴发海域海表温度空间分布图：(a) 2015 年 6 月 5 日海表温度空间分布图；
(b) 2015 年 6 月 12 日海表温度空间分布图。

Figure 6.9 The distribution map of sea surface temperature of green tide region:(a) Map of SST on June 5,2015;(b) Map of SST on June 12,2015.

另外，有学者研究发现浒苔对光照强度的适应范围为 1000-10000 lx，最适范围为 5000-6000 lx（吴洪喜等，2000）。图 6.10 展示了黄海绿潮在苏北浅滩浊水区域以及青岛附近海域清水区域的无人机航拍影像。可以看出在苏北浅滩附近海域海水较为浑浊，水体透光性差，对光合作用造成一定影响，而到了青岛附近海域海水较为清透，光合作用速率较高，浒苔生长速率与光合作用升高。而光合作用产生的大量氧气使浒苔产生更多的气囊，提高了绿海藻体的自身浮力，使更多浒苔漂浮在海面，进而再促进绿海藻体快速发育（梁宗英等，2008），因此，

绿潮漂移过程中的光照条件的变化也是其锋线变化的影响因素。根据黄海绿潮前锋由浊水区的舌状变为清水区的条带状这一特征,在对黄海绿潮灾害进行前置打捞防治时,最佳的打捞时机应该设在漂浮绿潮斑块进入清水区域之前的苏北浅滩浊水区。一旦大量漂浮的绿潮斑块进入清水区,打捞治理的难度将随着绿潮光合作用过程和生长效率的升高而增大。

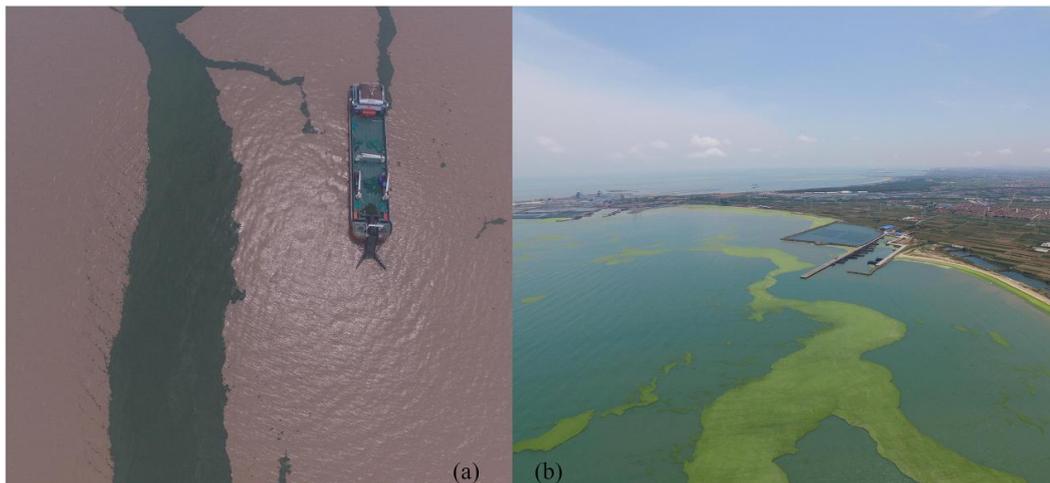


图 6.10 绿潮在不同海水环境下的漂浮航拍图:(a)苏北浅滩浊水域绿潮的漂浮状态航拍图;
(b)青岛附近海域清水区绿潮的漂浮状态航拍图。

Figure 6.10 The UAV images of floating green tide in Jiangsu and Shandong respectively:(a) UAV image of green tide in Jiangsu;(b) UAV image of green tide in Qingdao.

2016 年黄海绿潮运移趋势(图 6.11)与 2015 年类似,总体是先南北向漂移,而后偏向东北,经过青岛、乳山附近海域,最后达到乳荣成附近海域,并在此消失,绿潮锋线的运移趋势与绿潮中心漂移路径相吻合。其中,绿潮 6 月 1 日的舌状前锋变化为 6 月 16 日的平行于日照、青岛和乳山一线的一条带状,该条带状前锋又在数日后的 6 月 24 日登陆日照、青岛、乳山一线海岸,给当地的旅游观光和水产养殖业造成较大损失。

另外,6 月 16 日至 6 月 17 日绿潮锋线有由西北向东南运移的趋势,而后 24 日锋线又到达青岛附近海域。这可能是暂时的风场变化引起的绿潮斑块漂移路径的改变。衣立等(2010)利用卫星遥感反演的海表面风场数据与绿潮聚集和移动方向的成因,发现密集绿潮斑块的漂浮移动方向与当地海域的盛行风向一致,并向下风方向偏右 5 至 40 度角的方向漂浮移动。如图 6.12a 所示的 6 月 17 日海表

面风场空间分布图，可以看出当天有较强的西向风场，红色方框的左上角处甚至还有小股北向风场，因此 6 月 16 日到 6 月 17 日绿潮锋线的变化是西北向风场作用的结果。

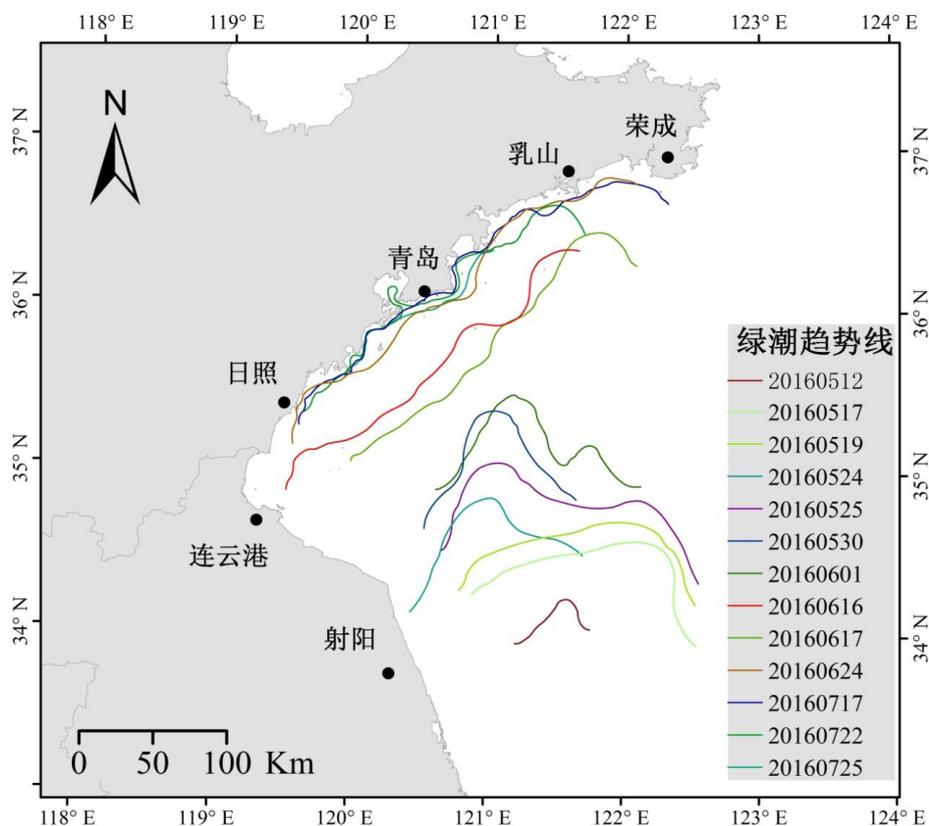


图 6.11 2016 年黄海绿潮运移趋势空间示意图

Figure 6.11 The trend of the green tide northern boundaries in the Yellow Sea in 2016.

2017 年黄海绿潮仍然呈由南向北的运移趋势（图 6.13），绿潮锋线在 6 月 16 日达到青岛附近海域，而后逐渐登陆青岛、乳山、荣成一线海岸。其中，6 月 16 日青岛以东海域的绿潮锋线相较于 6 月 8 日锋线有明显的由北向南漂移的趋势。图 6.12b 所示红色方框内为 6 月 10 日当地海域的海表面风场空间分布图，可以看出当天该海域有较大的东北向风场，且风速大于 10 m/s。较强的风场引起的海表流场的改变是绿潮锋线由北向南漂移的原因。

另外，相较于 2015、2016 年，2017 年绿潮锋线在 6 月 16 日之后就退缩在青岛以北的附近海域，对日照市的影响较小。这表明 2017 年绿潮灾害对山东沿岸海域的影响相对较小。

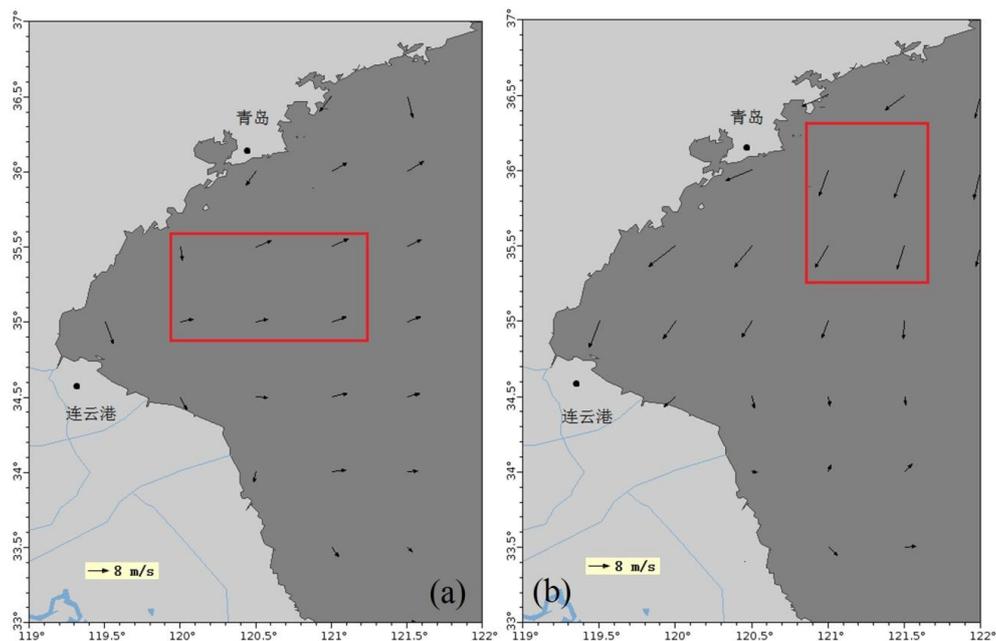


图 6.12 绿潮暴发海域海表面风场空间分布图：(a) 2016 年 6 月 17 日表面风场空间分布图；
(b) 2017 年 6 月 10 日海表面风场空间分布图。

Figure 6.12 The distribution map of SSW of green tide region: (a)Map of SSW on June 17, 2016;(b) Map of SSW on June 10,2017.

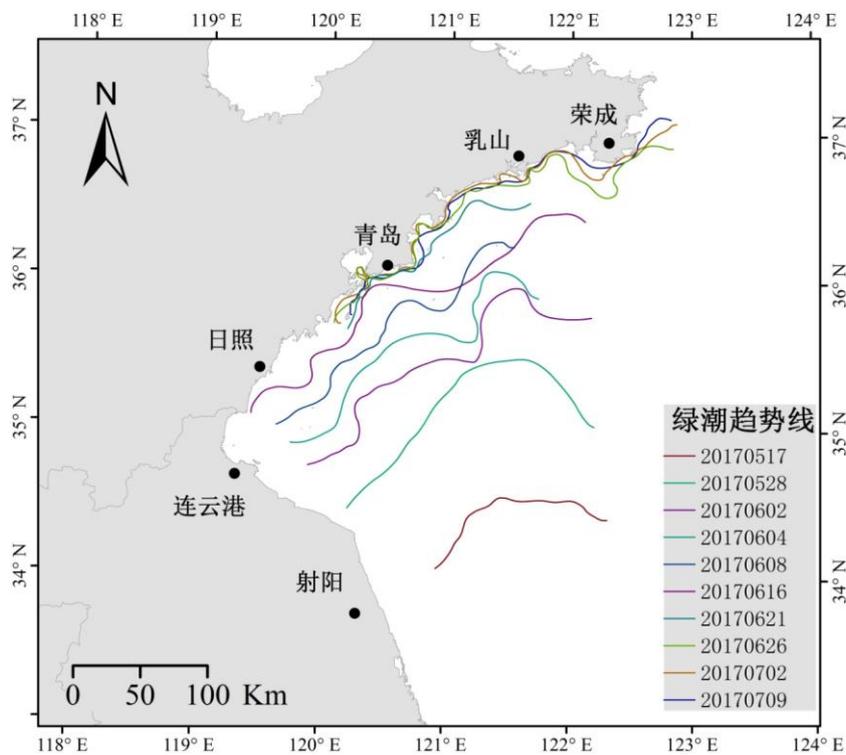


图 6.13 2017 年黄海绿潮运移趋势空间示意图

Figure 6.13 The trend of the green tide northern boundaries in the Yellow Sea in 2017.

6.3 近三年绿潮持续时间与暴发面积变化研究

6.3.1 2015 年黄海绿潮暴发面积变化研究

由图 6.14 可以看出, 2015 年黄海绿潮暴发的时间为 5 月 14 日至 8 月 5 日, 持续约 82 天。整个绿潮爆发期覆盖面积和分布面积均呈先增加后降低的趋势。5 月 14 日初始覆盖面积仅为 32.37 km^2 , 分布面积为 1855.76 km^2 , 而两天后覆盖面积增加 5 倍, 达到 168.18 km^2 , 而分布面积仅增加 29.05%, 达到 2394.82 km^2 。覆盖面积相对于分布面积较快的增长率表明绿潮藻在暴发区域内迅速生长发育, 绿潮斑块逐渐增多, 覆盖率进一步增加。而后绿潮覆盖面积以平均 $18.17 \text{ km}^2/\text{天}$ 的增长速度上升到 6 月 12 日的 685 km^2 。在此期间绿潮分布面积则每天增加近 1487 km^2 , 到 6 月 12 日分布面积已高达 44047 km^2 。6 月 21 日绿潮覆盖面积达到年度绿潮覆盖面积的最大值, 为 1387.19 km^2 , 相较于 12 日每天增加近 70 km^2 。同时绿潮分布面积也达到最高值, 为 46191.72 km^2 。在此之后, 绿潮覆盖面积与分布面积都呈下降趋势。至 7 月 30 日绿潮覆盖面积仅为 12.91 km^2 , 分布面积为 2851.12 km^2 , 绿潮灾害基本消失。

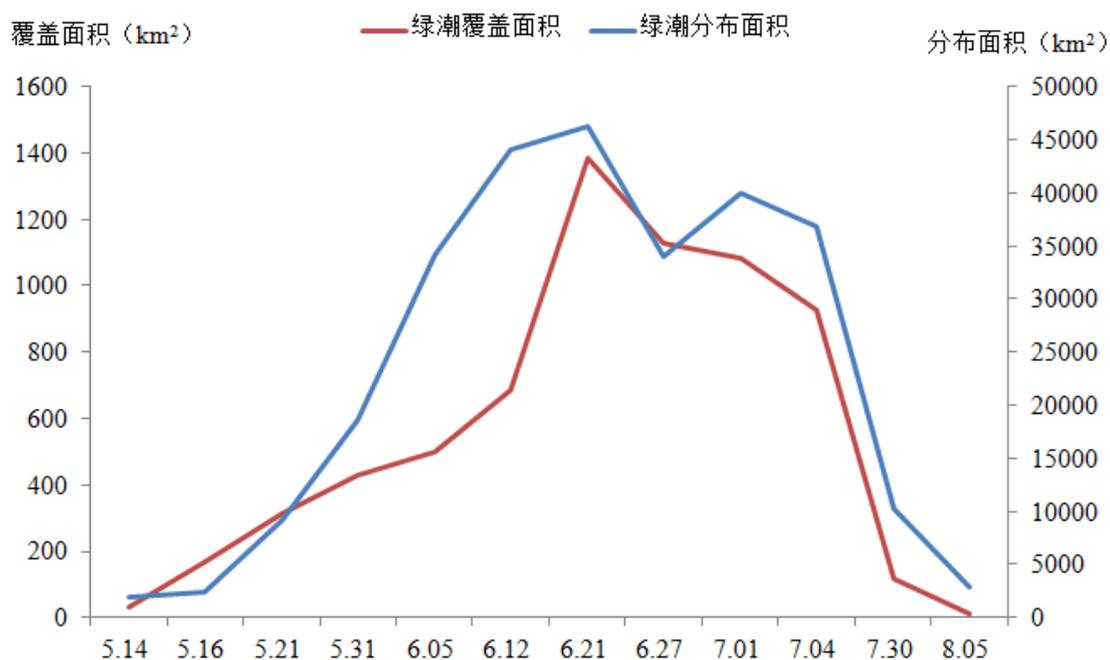


图 6.14 2015 年绿潮分布面积统计图

Figure 6.14 The distribution and coverage area of green tides in the Yellow Sea in 2015

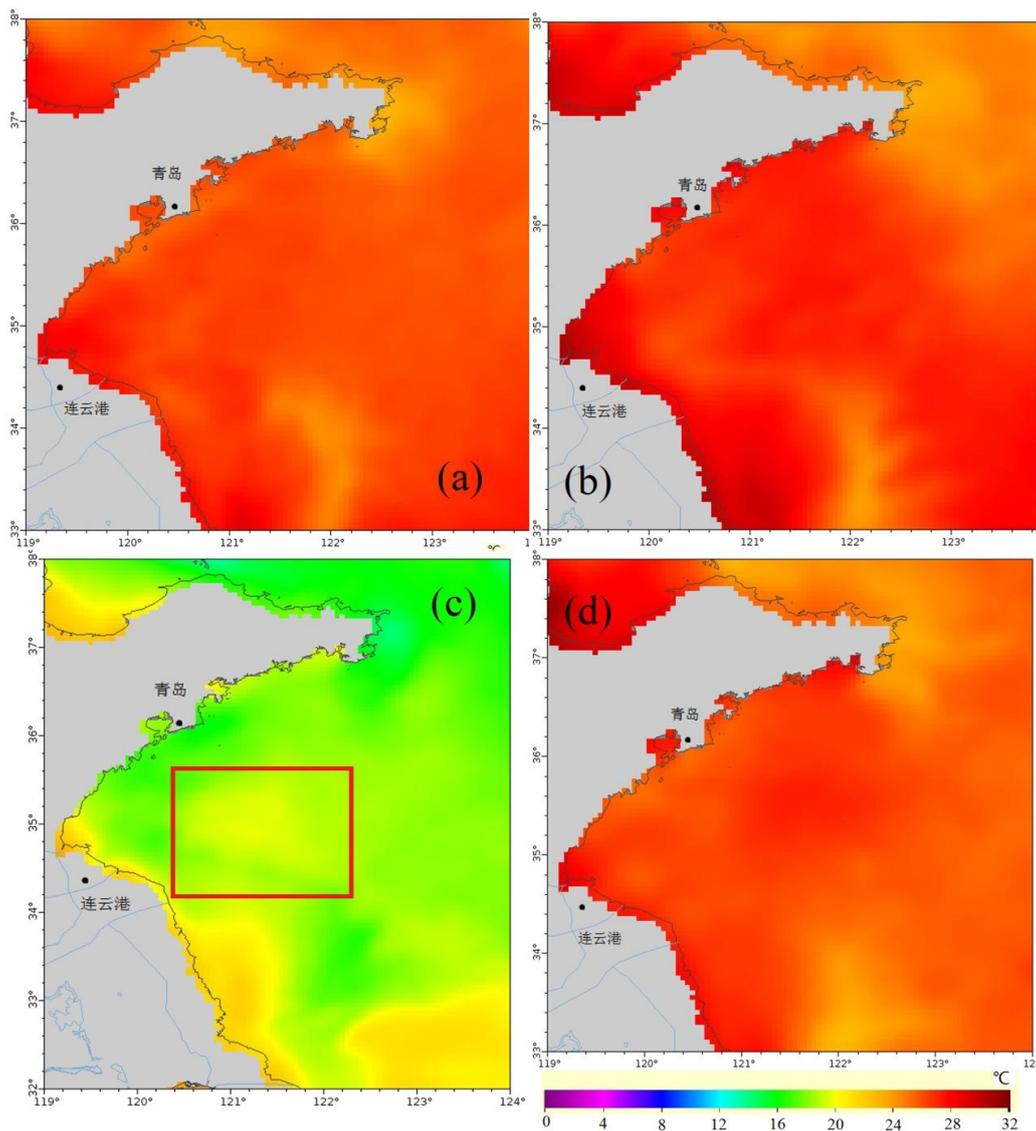


图 6.15 黄海绿潮暴发海域海表面温度空间分布图：(a) 2015 年 7 月 30 日海表面温度空间分布图；(b) 2016 年 7 月 25 日海表面温度空间分布图；(c) 2017 年 5 月 28 日海表面温度空间分布图；(d) 2017 年 7 月 14 日海表温度空间分布图。

Figure 6.15 The distribution map of SST of green tide region:(a) Map of SST on July 30, 2015;(b) Map of SST on July 25, 2016;(c) Map of SST on May 28, 2017;(d) Map of SST on July 14, 2017.

6 月 21 日至 7 月 4 日绿潮覆盖面积平均每天减少 32.77 km^2 ，而分布面积则在 6 月 27 日面积降低后，至 7 月 1 日有一个短暂的升高过程。造成这种现象的原因可能是 2015 年 6 月 24、25 日青岛附近海域有小到中雨的降水过程，阴雨的天气影响浒苔的光合作用过程，藻体内气囊减少，生长发育减缓，漂浮绿潮面积

降低(徐兆礼等, 2009)。而7月1日至7月4日该区域天气以晴天为主, 降水过后云中液态水体含量下降, 光照相对平时有所增强。另外降水可将陆地的大量营养物质带入大海, 增加了海水表层的营养盐浓度, 因此促进了浒苔光合作用的效率和强度, 藻体释放的氧气增加, 内部气囊增多, 漂浮绿潮斑块增加, 又会促进浒苔的进一步生长发育。因此降雨过程初期绿潮分布与覆盖面积都明显降低, 而降雨过后分布面积又迅速增加, 但是由于当地政府的打捞干预, 绿潮的覆盖面积仍呈下降趋势。

7月4日至7月30日绿潮覆盖面积与分布面积下降趋势明显, 分别每天下降 30.06 km^2 和 983.15 km^2 。除了人为打捞干预以外, 海水温度的变化可能是绿潮面积减少的主要原因。韩红宾(2015)通过浒苔培养对比试验发现 25°C 海水条件下浒苔孢子和配子的放散量达到最大值, 而浒苔孢子和配子萌发的适宜温度条件则是 20°C , 吴洪喜等(2000)通过培养实验发现浒苔的最适温度范围为 $15\text{--}25^\circ\text{C}$, 较高的海水温度会影响浒苔的生长发育。图6.15a所示为绿潮暴发海域海表温度空间分布图, 可以看出7月30日绿潮暴发海域海表温度均值在 28°C 左右, 已经超出浒苔的最适生长温度, 因此漂浮绿浒苔生长停滞, 甚至开始腐烂死亡, 再加上沿岸人力的打捞治理, 漂浮绿潮斑块逐渐减少, 直至消失。

6.3.2 2016年黄海绿潮暴发面积变化研究

如图6.16所示, 2016年黄海浒苔绿潮暴发的时间范围为5月12日至7月30日, 持续时间为80天。与2015年类似, 2016年黄海绿潮覆盖面积与分布面积均呈先上升后降低的“峰”型。5月12日首次在辐射沙洲附近海域发现绿潮覆盖面积为 26.87 km^2 , 而绿潮分布面积为 2567.36 km^2 。5天后的5月17日绿潮覆盖面积增加到 78.95 km^2 , 平均每天增加 10.41 km^2 ; 而绿潮分布面积则达到 24414.62 km^2 , 每天增加 4370.85 km^2 , 远大于2015年同一时期的绿潮分布面积。6月26日黄海绿潮覆盖面积达到最大值, 为 1634.89 km^2 , 较5月19日, 每天增加约 39 km^2 ; 同时6月26日绿潮分布面积也达到最大值, 为 59685.75 km^2 , 较5月19日每天增加约 1000 km^2 。而后绿潮覆盖面积和分布面积均大幅度减少, 至7月22日两者面积分别仅为 106.28 km^2 和 35201 km^2 , 每天分别减少 56.62 km^2 和 906.84 km^2 。7月25日黄海绿潮基本消失, 覆盖面积仅剩 49.37 km^2 , 对应的分布面积约为 10153 km^2 。到7月30日绿潮覆盖面积已经不足 20 km^2 , 分布面

积则低于 5000 km², 30 日以后也未在相关海域发现明显漂浮绿潮分布, 表明此次绿潮灾害过程已经结束。图 6.15b 所示为 2016 年 7 月 25 日青岛附近海域海表面温度空间分布图, 可以看出平均温度约为 28℃, 超出了浒苔的最适生长温度。海表面温度的升高以及人为的积极打捞治理可能是 7 月底黄海绿潮面积急剧减少并最终消失的主要原因。

另外从图 6.16 可以看出, 5 月 17 日至 5 月 30 日绿潮分布面积有一个交替上升与降低的过程, 可能的原因是盐城附近海域在 5 月 18 日至 5 月 31 日有一个明显的降水过程。阴雨天气影响了绿潮藻的光合作用过程, 藻体气囊减少, 漂浮力降低, 大量碎小藻体斑块不再漂浮在海面。另外, 由于 MODIS 卫星影像对于碎小绿潮斑块的监测精度较低, 部分沉没的绿潮斑块可能在卫星影像上无法识别, 进而对绿潮分布面积产生低估。而在同一时期的覆盖面积则受到的影响相对较小, 可能的原因是在适宜的海水温度下, 阴雨天气对于大面积的漂浮绿潮藻影响较小, 短时的光照条件变化并不能让大面积的绿潮条带沉没。

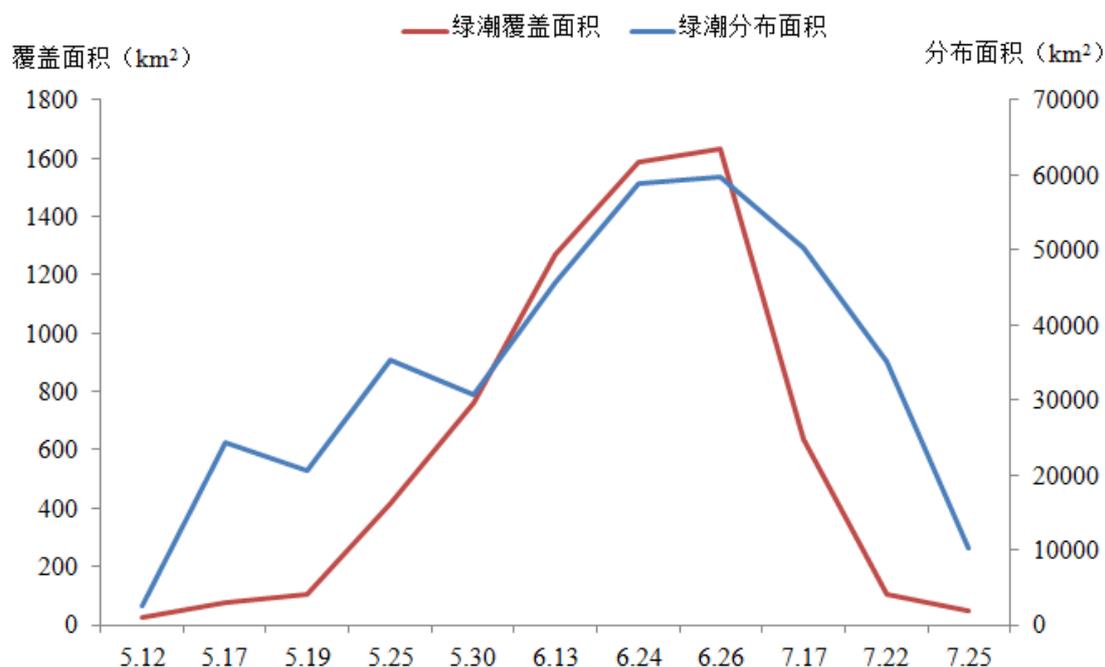


图 6.16 2016 年绿潮分布面积统计图

Figure 6.16 The distribution and coverage area of green tides in the Yellow Sea in 2016

6.3.3 2017 年黄海绿潮暴发面积变化研究

从图 6.17 可以看出, 2017 年黄海绿潮首次出现时间为 5 月 17 日, 晚于 2015、

2016 年绿潮首次出现日期，绿潮初始覆盖面积为 169.72 km²，分布面积为 14089.08 km²。此后绿潮覆盖面积与分布面积均增加较快，每天分别上升约 58.14 km² 和 1424.08 km²。如图 6.15c 红色矩形区域所示，5 月 28 日青岛附近海域平均海表温度约为 20 °C，处在浒苔最适生长的温度范围内（韩红宾 等，2015），因此适宜的海表温度是绿潮大面积增加的主要原因。5 月 28 日至 6 月 17 日绿潮覆盖面积与分布面积均处于相对稳定的状态，每天增加面积分别仅为 17.28 km² 和 67.09 km²。6 月 17 日覆盖面积达到全年绿潮暴发面积的最高值，覆盖面积为 1230.18 km²，而分布面积与 6 月 21 日达到最高值，为 34327.68 km²。2017 年的绿潮最大覆盖面积较于 2015、2016 年分别减少 11.31% 和 24.75%，最大分布面积分别较少 25.69% 和 42.49%。6 月 17 日至 7 月 9 日绿潮覆盖面积与分布面积均有明显的减少过程，平均每天分别减少 42.53 km² 和 605.87 km²。

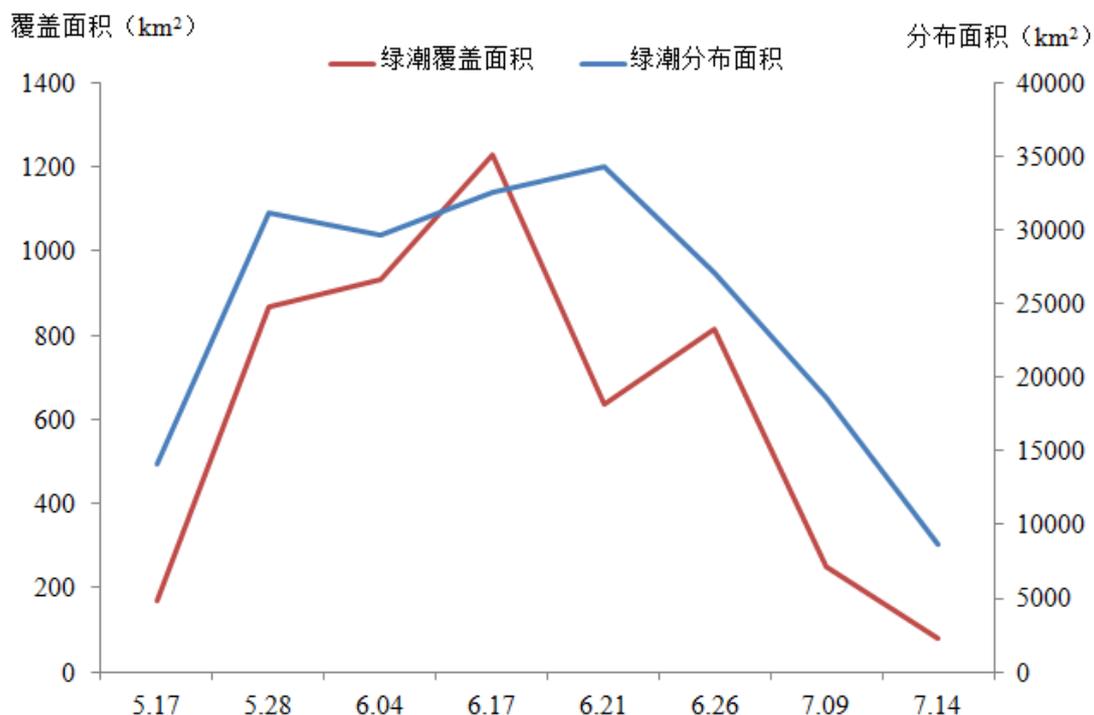


图 6.17 2017 年绿潮漂浮面积统计图

Figure 6.17 The distribution and coverage area of green tides in the Yellow Sea in 2017

7 月 14 日绿潮覆盖面积仅为 81.09 km²，覆盖面积也仅有 8614.69 km²。图 6.15d 所示为青岛附近海域 7 月 14 日海表面温度空间分布图，可以看出平均海表温度约为 27 °C，高于浒苔的最适生长温度。7 月 14 日之后青岛附近海域又有连

续的降水过程,光照条件的降低以及海表温度的升高导致绿潮灾害面积不断减小。7月20日卫星影像已经很难再监测到大面积的绿潮斑块,说明2017年绿潮灾害基本消失。

6.4 讨论

2015年以来黄海绿潮持续暴发,卫星影像初次可观测的时间主要仍然在5月中旬,随后整体由南向北方向漂移,最终在山东半岛南岸登陆并消失在附近海域。从暴发面积来看,2016年绿潮分布面积和覆盖面积都最大,2015年仅次其后,2017年黄海绿潮面积最小。Lin Qi等(2016)统计了2007年到2015年的黄海绿潮信息,发现2008年以后黄海绿潮分布面积具有下降的趋势,但是2012年以后分布面积又急剧升高,并于2015年达到最高值,同时2015年也是有报道以来的最高值。结合本研究近三年的黄海绿潮面积动态变化,可以认为2016年黄海绿潮的面积是2007年黄海绿潮暴发以来面积的最高值,2016年以后有下降的趋势。

由绿潮覆盖面积和分布面积动态变化,结合绿潮中心运移轨迹和分布运移趋势可以看出黄海绿潮呈现出“形成→发展→暴发→治理→消亡”的规律,这与往年浒苔绿潮暴发的模式相类似(Liu等,2013b; 吴孟泉等,2014)。其中“形成”阶段主要是绿潮被卫星遥感首次发现之前。由于卫星遥感对于零星漂浮绿潮藻监测精度较低,从绿潮藻微观繁殖体到零星的斑块期间卫星遥感都难以发现其踪迹,而此阶段又是绿潮从源头形成的初始生物量的积累阶段。“形成”阶段主要是四月初到五月初。

当卫星遥感首次观测到右绿潮斑块出现的时候就已经证明较大面积的条带状绿潮漂浮斑块已经出现,绿潮灾害初具规模,开始进入“发展”阶段。在此阶段绿潮藻覆盖面积与分布面积增加速率都较快,例如2017年5月17日绿潮初始被监测到之后,覆盖面积每天增加约 58 km^2 ,呈爆发性增加。有研究表明富营养化和低生物密度是绿潮早期暴发的重要条件与基础(李信书等,2013)。多个航次的实测数据表明南黄海近岸海域拥有较高的营养盐浓度,苏北浅滩附近海域的氮、磷含量水平较高,并且近年来由于地表径流以及沿岸流的影响,南黄海氮元素的含量有上升趋势,并呈现出由近岸向深海逐渐递减的分布趋势(王婷等,

2011; 高嵩 等, 2014; 李鸿妹, 2015)。因此较高浓度的营养盐为绿潮“发展”阶段的大面积暴发提供了充足的物质基础。黄海绿潮“发展”阶段主要在 5 月底之前, 基本处于苏北浅滩浊水区, 受光照条件限制, 绿潮藻体生长发育仍受一定限制, 但发展潜力较大。这从图 6.10 中也可以看出浒苔多为深绿色, 表明此时浒苔生长状态良好, 一旦遇到适宜的生长环境即可爆发式繁殖生长。

“爆发”阶段主要是六月初到六月底七月初, 此时浒苔绿潮在风和洋流的共同作用下漂移到清水区, 再加上当地海域海水温度的升高, 适于浒苔的快速生长繁殖, 黄海绿潮分布面积达到顶峰。从图 6.10 中可以看出青岛沿岸附近的浒苔多为翠绿色, 表明其生长状态良好, 有利于大面积爆发。此时绿潮已经迅速在山东沿海登陆, 造成灾害, 严重影响了山东沿海的水产养殖及旅游业。伴随着绿潮在日照、青岛等地登陆并对沿岸造成生态和经济的损失, 沿岸各地政府对绿潮灾害的打捞治理强度也逐渐加大, 黄海绿潮进入“治理”阶段。七月中旬以后海水温度继续增加并逐渐超出浒苔的生长适宜温度, 绿潮覆盖面积与分布面积在七月下旬迅速减少, 直至消失于青岛附近海域, 绿潮进入“消亡”阶段。

6.5 本章小结

本章利用近 3 年 MODIS 影像对黄海绿潮时空变化特征进行了动态监测, 结果表明:

(1) 2015 年以来黄海绿潮首次发现位置与往年类似, 均在苏北浅滩辐射沙洲附近海域, 并且整体呈由南向北的漂移的趋势, 最终在山东半岛南部海岸登陆并消失在附近海域。

(2) 2015 年以来黄海绿潮运移趋势分析表明漂浮绿潮在浊水区分布面积较小, 当进入清水区以后分布面积急剧增加, 因此最佳的打捞治理措施应该在分布面积相对较小的浊水区进行。

(3) 2016 年黄海绿潮的面积是 2007 年黄海绿潮暴发以来面积的最高值, 2017 相较 2016 年有下降的趋势。

(4) 黄海绿潮整个生消过程呈现“形成→发展→爆发→治理→消亡”的阶段规律。“形成”阶段主要在五月初之前, 以遥感影像首次监测到漂浮绿潮为标志; “发展”阶段主要在首次发现到 5 月底之前, 黄海绿潮基本处于苏北浅滩

浊水区域；“爆发”阶段主要是六月初到六月底七月初，黄海绿潮从浊水区进入清水区，生长速率和分布面积急剧增加；当绿潮靠岸并登陆山东半岛南部沿岸之后即进入“治理”阶段，时间主要集中在六月底直至七月底八月初黄海绿潮消失；七月中旬之后山东半岛南部附近海域海水温度升高，超出浒苔适宜生长温度范围，至八月初绿潮逐渐消失，进入“消失”阶段。

第 7 章 结论与展望

7.1 结论

2008 年以来,已经连续 10 年在黄海大面积暴发绿潮灾害,每年夏季山东半岛南部沿海城市都要投入大量物力、人力对沿岸登陆的绿潮藻进行打捞、收集和处理,同时对相关沿岸城市的生态环境、近海养殖以及观光旅游产业造成持续威胁。本文开展基于无人机的绿潮识别算法研究,以弥补传统卫星遥感监测手段在绿潮早期监测和区域绿潮监控治理方面存在的空间和时间分辨率不足的问题。利用四种基于无人机 RGB 影像的颜色指数分别对岸滩绿潮、海面漂浮绿潮以及紫菜筏架附着绿潮藻进行监测识别,确定不同情景下的最佳绿潮识别算法。在此基础上,利用无人机对辐射沙洲区绿潮藻初始生物量进行跟踪航拍调查,提出辐射沙洲区绿潮藻初始生物量估算模型,并结合高分辨的哨兵 S2A 影像和现场调查数据对辐射沙洲区绿潮藻初始生物量进行估算。综合利用无人机影像数据、航次调查数据以及同步的 GF-1 WFV 影像对 MODIS 绿潮监测的真实性进行检验,定量分析 MODIS 绿潮监测的误差。在此基础上,利用 MODIS 影像数据对近 3 年黄海绿潮进行信息提取,分析 2015 年以来黄海绿潮的时空变化特征,为绿潮的综合防控提供参考依据。主要结论如下:

(1) 针对常用的四种颜色指数,岸滩环境下最佳的绿潮监测指数为 GLI, NGBDI 指数对海面漂浮绿潮的监测精度最高,筏架附着绿潮藻最佳的监测指数为 NGRDI。

(2) 对紫菜收获和筏架拆除过程的跟踪航拍调查,验证了紫菜养殖筏架梗绳上附着绿潮藻是辐射沙洲区绿潮藻初始生物量的主要来源。

(3) 提出一种辐射沙洲区筏架绿潮藻初始生物量估算模型,并基于卫星遥感、无人机航拍以及现场调查数据构建的空-天-地估算方法对辐射沙洲区绿潮藻初始生物量进行了估算,表明 2017 年有 2900 t 绿潮藻被丢弃入海,成为绿潮暴发的初始生物量。

(4) 虽然 MODIS 影像数据对 10 m 以下绿潮斑块监测精度较低,但是对于 100 m 以上绿潮具有较高的监测精度;利用 MODIS 对大范围绿潮进行面积估算

时有 50%左右的监测误差,但对于绿潮的位置信息仍然具有较高的监测精度,由于具有较好的时间分辨率和历史数据一致性,MODIS 仍是当前绿潮监测的重要数据源。

(5)通过对近 3 年黄海绿潮的时空特征分析,结果表明 2016 年是黄海绿潮 2008 年暴发以来面积最大的一年,2015 年紧随其后,2017 年有下降的趋势;综合近 10 年的黄海绿潮空时特征,绿潮整个生消过程符合“形成→发展→爆发→治理→消亡”的规律,当绿潮处于“发展”阶段并处在苏北浊水区时是最佳的绿潮打捞治理时机。

7.2 创新

(1)验证了适用于不同环境下绿潮监测的无人机颜色指数。将基于 RGB 色域的颜色植被指数用于绿潮监测,并利用无人机航拍影像对不同环境情景下绿潮进行监测,对比各颜色指数的绿潮监测精度,确定适用于不同环境下绿潮监测的颜色指数。

(2)提出了一种辐射沙洲区筏架绿潮藻初始生物量估算模型。利用无人机对紫菜收获、筏架拆除过程进行跟踪航拍调查,在此基础上提出绿潮藻初始生物量估算模型,并利用无人机影像、S2A 影像和现场调查数据对 2017 年绿潮藻入海量进行了估算。

(3)利用多源同步数据定量分析 MODIS 绿潮监测误差。将与 MODIS 影像数据准同步的无人机航拍数据、航次现场调查数据以及高分辨的 GF-1 WFV 影像数据提取的绿潮信息作为真实值,与对应的 MODIS 绿潮监测信息进行对比,定量分析 MODIS 绿潮监测的误差。

7.3 不足与展望

(1)MODIS 影像的空间分辨率降低了绿潮监测精度,在对绿潮时空特征信息进行解译提取时采用基于 NDVI 的阈值法,可能存在一定的监测误差。

(2)初步利用 4 种常用的颜色指数对无人机 RGB 影像绿潮监测精度进行了研究,下一步还需要开展更多的指数验证,并分析不同光照强度下算法的适用性。

(3)绿潮藻初始生物量估算模型仍然需要现场调查数据进行支持,下一步

应该结合绿潮藻特征构建完全基于无人机的绿潮藻初始生物量估算模型。

(4) 除了筏架拆除时脱落入海的绿潮藻，在紫菜养殖的整个过程中，也有部分筏架附着绿潮藻脱落进入大海，对于这部分绿潮藻的生物量有待于进一步研究。

(5) 将基于卫星遥感、无人机航拍以及现场调查的空-天-地监测技术应用于绿潮早期监测将对绿潮综合防控的预警提供技术支撑和科学依据。

参考文献

- 蔡晓晴. 基于静止轨道海洋水色卫星数据的海面漂浮绿潮遥感探测方法与逐时变化特征研究[D]. 中国海洋大学, 2014.
- 曹可, 李飞, 高宁, 等. 1979 年以来南黄海辐射沙洲潮滩脊线时空变化研究[J]. 地理科学, 2017,37(10): 1593-1599.
- 迟德霞, 张伟, 王洋. 基于 EXG 因子的水稻秧苗图像分割[J]. 安徽农业科学, 2012,36(17902-17903).
- 邓邦平, 刘材材, 徐韧, 等. 南黄海绿潮对江苏海水养殖的影响及防控对策[J]. 海洋开发与管理, 2015,32(5): 103-106.
- 邓书斌 ENVI 遥感图像处理方法[M]. 北京:高等教育出版社, 2014..
- 范士亮, 傅明珠, 李艳, 等. 2009-2010 年黄海绿潮起源与发生过程调查研究[J]. 海洋学报, 2012,34(6): 187-194.
- 甘洪川. 基于 ArcGIS 的数字校园地理信息系统的设计与实现[D]. 电子科技大学, 2010.
- 高松, 黄娟, 白涛, 等. 2008 年与 2009 年黄海绿潮漂移路径分析[J]. 海洋科学, 2014,38(2): 86-90.
- 高嵩, 韩秀荣, 王婷. 浒苔绿潮与南黄海近岸海域水质的关系[J]. 中国环境科学, 2014,34(1): 213-218.
- 顾行发, 陈兴峰, 尹球, 等. 黄海浒苔灾害遥感立体监测[J]. 光谱学与光谱分析, 2011,31(6): 1627-1632.
- 郭伟, 赵亮, 李秀梅. 黄海绿潮分布年际变化特征分析[J]. 海洋学报, 2016,38(12): 36-45.
- 国家海洋局, 2011. 2011 年中国海洋环境质量公报, [http://www.soa.gov.cn/zwgk/hygb\[EB/OL\]](http://www.soa.gov.cn/zwgk/hygb[EB/OL]).
- 韩红宾, 韦章良, 霍元子, 等. 温度与光照强度对浒苔孢子/配子放散和萌发的影响[J]. 海洋渔业, 2015,37(6): 517-524.
- 何游云, 张玉波, 李俊清, 等. 利用无人机遥感测定岷江冷杉单木树干生物量[J]. 北京林业大学学报, 2016,38(5): 42-49.
- 胡健波, 张璐, 黄伟, 等. 基于数码照片的草地植被覆盖度快速提取方法[J]. 草业科学, 2011,28(9): 1661-1665.
- 黄娟, 吴玲娟, 高松, 等. 黄海绿潮分布年际变化分析[J]. 激光生物学报, 2014,(6): 572-578.

- 蒋兴伟, 刘建强, 邹斌, 等. 浒苔灾害卫星遥感应急监视监测系统及其应用[J]. 海洋学报, 2009,31(1): 52-64.
- 井然, 宫兆宁, 赵文吉, 等. 基于无人机 SfM 数据的挺水植物生物量反演[J]. 生态学报, 2017,(22): 1-12.
- 李鸿妹. 营养盐与黄海浒苔绿潮暴发关系的探究[D]. 中国海洋大学, 2015.
- 李克让. 中国近海及西北太平洋气候[M]. 北京: 海洋出版社, 1993.
- 李庆亭, 刘海霞, 方俊永, 等. MADC 在浒苔空间分布信息提取中的应用[J]. 遥感学报, 2010,14(2): 283-293.
- 李三妹, 李亚君, 董海鹰, 等. 浅析卫星遥感在黄海浒苔监测中的应用[J]. 应用气象学报, 2010,21(1): 76-82.
- 李信书, 徐军田, 姚东瑞, 等. 富营养化与生长密度对绿潮藻浒苔暴发性生长机制的影响[J]. 水产学报, 2013,37(8): 1206-1212.
- 李晓. 中国东部近海夏季环流特征及其动力机制[D]. 海洋环流与波动重点实验室, 2010.
- 李颖, 梁刚, 于水明, 等. 监测浒苔灾害的微波遥感数据选取[J]. 海洋环境科学, 2011,30(5): 739-742.
- 梁刚. 大型藻类遥感监测方法研究[D]. 大连海事大学, 2011.
- 梁宗英, 林祥志, 马牧, 等. 浒苔漂流聚集绿潮现象的初步分析[J]. 中国海洋大学学报:自然科学版, 2008,38(4): 601-604.
- 刘雅萌, 汤镇铭, 李信书, 等. 在海洋酸化背景下温度变化对大型绿藻缘管浒苔光合生理特性的影响[J]. 生态学杂志, 2014,33(9): 2402-2407.
- 刘兆军. “高分一号”遥感相机填补国内高分辨对地观测空白[J]. 航天返回与遥感, 2013,(2).
- 刘志亮, 胡敦欣. 黄海夏季近岸海区环流的初步分析及其与风速的关系[J]. 海洋学报, 2009,31(2): 1-7.
- 龙满生, 何东健. 玉米苗期杂草的计算机识别技术研究[J]. 农业工程学报, 2007,23(7): 139-144.
- 陆国政, 杨贵军, 赵晓庆, 等. 基于多载荷无人机遥感的大豆地上鲜生物量反演[J]. 大豆科学, 2017,36(1): 41-50.
- 邱亚会, 卢剑波. 浒苔遥感监测研究进展[J]. 生态学报, 2015,35(15): 4977-4985.
- 商兆堂, 蒋名淑, 濮梅娟. 江苏紫菜养殖概况和气候适宜性分析[J]. 安徽农业科学, 2008,

- 36(13):5315-5319.
- 施英妮, 石立坚, 夏明, 等. HJ-1A/1B 星 CCD 传感器数据在黄东海浒苔监测中的应用[J]. 遥感信息, 2012,(2): 47-50.
- 史合印, 邢前国. 大型绿藻暴发的遥感监测与生态风险评估[J]. 环境, 2010,(z1).
- 舒婷, 李卫正, 张青萍, 等. 基于小型无人机的三维实景公园数字建模——以南京羊山 8 森林公园为例[J]. 建筑与文化, 2016,(3): 120-121.
- 唐启升, 张晓雯, 叶乃好, 等. 绿潮研究现状与问题[J]. 中国科学基金, 2010,(1): 5-9.
- 汪雅婕. Pix4Dmapper 在无人机航摄应急救援项目中的应用研究[J]. 测绘与空间地理信息, 2016,(9): 202-203.
- 王保释. 夏、秋季黄海典型断面悬浮体分布特征及环境意义[D]. 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2013.
- 王国伟, 李继龙, 杨文波, 等. 利用 MODIS 和 RADARSAT 数据对浒苔的监测研究[J]. 海洋湖沼通报, 2010,(4): 1-8.
- 王浩东. 浒苔(*Ulva prolifera*)生殖遗传学的初步研究[D]. 中国海洋大学, 2012.
- 王宁, 黄娟, 崔廷伟, 等. 基于 MODIS 数据的 5 种植被指数对不同生长阶段绿潮的探测能力对比及应用[J]. 激光生物学报, 2014,(6): 590-595.
- 王婷, 石晓勇, 张传松, 等. 2008 年黄海浒苔绿潮爆发区营养盐浓度化及分布特征[J]. 海洋通报, 2011,(30(5)): 578-582.
- 王晓坤. 三种常见浒苔生活史的初步研究[D]. 上海水产大学, 2007.
- 王晓坤, 马家海, 叶道才, 等. 浒苔(*Enteromorpha prolifera*)生活史的初步研究[J]. 海洋通报, 2007,(26(5)): 112-116.
- 邬惠明, 徐常三, 高鑫鑫, 等. 苏北浅滩辐射沙洲高低潮时误差特征分析及成因探讨[J]. 海洋通报, 2016,(35(2)): 163-169.
- 吴传庆, 马万栋, 王雪蕾, 等. 基于环境卫星 CCD 数据的黄海浒苔遥感监测[J]. 中国环境监测, 2015,(31(3)).
- 吴刚. 海洋综合科考船的船型特征及发展综述[J]. 船舶, 2017,(28(A01)): 7-15.
- 吴洪喜, 徐爱光, 吴美宁. 浒苔实验生态的初步研究[J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 2000,(19(3)): 230-234.
- 吴玲娟, 曹丛华, 高松, 等. 我国绿潮发生发展机理研究进展[J]. 海洋科学, 2013,(37(12)):

118-121.

吴孟泉, 郭浩, 张安定, 等. 2008 年-2012 年山东半岛海域浒苔时空分布特征研究[J]. 光谱学与光谱分析, 2014, (5): 1312-1318.

肖洁, 张晓红, 高春蕾, 等. 温度、盐度和光照对浒苔生长和光合作用的影响[J]. 海洋学报: 中文版, 2015,35(10).

邢前国, 郑向阳, 施平, 等. 基于多源、多时相遥感影像的黄、东海绿潮影响区检测[J]. 光谱学与光谱分析, 2011,31(6): 1644-1647.

徐兆礼, 叶属峰, 徐韧. 2008 年中国浒苔灾害成因条件和过程推测[J]. 水产学报, 2009,33(3): 430-437.

阎俊岳. 中国近海气候[M]. 北京: 科学出版社, 1993.

姚东瑞. 浒苔[M]. 北京: 海洋出版社, 2011.

叶乃好, 张晓雯, 毛玉泽, 等. 黄海绿潮浒苔(*Enteromorpha prolifera*)生活史的初步研究[J]. 中国水产科学, 2008,15(5): 853-859.

衣立, 张苏平, 殷玉齐. 2009 年黄海绿潮浒苔爆发与漂移的水文气象环境[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2010,40(10): 15-23.

于传才. 基于 ArcGIS 与 ENVI 一体化的遥感影像数据的网络发布与共享[D]. 西北大学, 2010.

张浩. 黄海绿潮爆发机制分析及防治研究[D]. 大连海事大学, 2013.

张苏平, 刘应辰, 张广泉, 等. 基于遥感资料的 2008 年黄海绿潮浒苔水文气象条件分析[J]. 中国海洋大学学报:自然科学版, 2009,39(5): 870-876.

张正健, 李爱农, 边金虎, 等. 基于无人机影像可见光植被指数的若尔盖草地地上生物量估算研究[J]. 遥感技术与应用, 2016,31(1): 51-62.

张正龙. 我国黄、东海浒苔和马尾藻的遥感鉴别及绿潮发生过程研究[D]. 华东师范大学, 2014.

赵英时. 遥感应用分析原理与方法[M].北京: 科学出版社, 2003.

郑向阳, 邢前国, 李丽, 等. 2008 年黄海绿潮路径的数值模拟[J]. 海洋科学, 2011,35(7): 82-87.

钟山, 丁一, 李振, 等. MODIS 浒苔遥感监测误差分析研究[J]. 遥感信息, 2013,28(1): 38-42.

Anderson D M, Glibert P M, Burkholder J A M. Harmful Algal Blooms and Eutrophication:

- Nutrient Sources, Composition, and Consequences[J]. *Estuaries*, 2002,25(4): 704-726.
- Bao M, Guan W, Yang Y, et al. Drifting trajectories of green algae in the western Yellow Sea during the spring and summer of 2012[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2015,163:9-16.
- Bhardwaj A, Sam L, Akanksha, et al. UAVs as remote sensing platform in glaciology: Present applications and future prospects[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016,175:196-204.
- Blomster J, Stanhope M J. Novel morphology in Enteromorpha (Ulvophyceae) forming green tides[J]. *American Journal of Botany*, 2002,89(11): 1756-1763.
- Caicai L, Ren X, Peimin H, et al. Research on the relations between green tide and Porphyra cultivation in the south Yellow Sea[J]. *Marine Sciences*, 2017,41(2): 35-43.
- Charlier R H, Morand P, Finkl C W, et al. Green tides on the Brittany coasts[C]// *Us/eu Baltic International Symposium. IEEE*, 2007:1-13.
- Cui T-W, Zhang J, Sun L-E, et al. Satellite monitoring of massive green macroalgae bloom (GMB): imaging ability comparison of multi-source data and drifting velocity estimation[J]. *Int J Remote Sens*, 2012,33(17): 5513-5527.
- D. M. Woebbecke G E M, K. Von Bargen, D. A. Mortensen Color Indices for Weed Identification Under Various Soil, Residue, and Lighting Conditions[J]. *Transactions of the Asae*, 1995,38(1): 259-269.
- Dean C, Warner T A, Mcgraw J B. Suitability of the DCS460c colour digital camera for quantitative remote sensing analysis of vegetation[J]. *Isprs Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 2000,55(2): 105-118.
- Du Y, Zhang Y, Ling F, et al. Water Bodies' Mapping from Sentinel-2 Imagery with Modified Normalized Difference Water Index at 10-m Spatial Resolution Produced by Sharpening the SWIR Band[J]. *Remote Sensing*, 2016,354(8): 1-19.
- Eraymondjr H, Cst D, Januh E, et al. Remote Sensing Leaf Chlorophyll Content Using a Visible Band Index[J]. *Agronomy Journal*, 2011,103(4): 1090.
- Fernández-Manso A, Fernández-Manso O, Quintano C. SENTINEL-2A red-edge spectral indices suitability for discriminating burn severity[J]. *International Journal of Applied Earth Observation & Geoinformation*, 2016,50:170-175.

- Garcia R A, Fearn P, Keesing J K, et al. Quantification of floating macroalgae blooms using the scaled algae index[J]. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 2013,118(1): 26-42.
- George M, Jo ãcamargo N. Verification of color vegetation indices for automated crop imaging applications[J]. *Computers & Electronics in Agriculture*, 2008,63(2): 282-293.
- Herwitz S R, Johnson L F, Dunagan S E, et al. Imaging from an unmanned aerial vehicle: agricultural surveillance and decision support[J]. *Computers & Electronics in Agriculture*, 2004,44(1): 49-61.
- Ho L J, Pang I C, Il - Ju M, et al. On physical factors that controlled the massive green tide occurrence along the southern coast of the Shandong Peninsula in 2008: A numerical study using a particle-tracking experiment[J]. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 2011,116(C12).
- Hongyan W U. Impacts of increased atmospheric CO₂ concentration on photosynthesis and growth of micro-and macro-algae[J]. *Science in China*, 2008,51(12): 1144-1150.
- Hu C. A novel ocean color index to detect floating algae in the global oceans[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2009,113(10): 2118-2129.
- Hu C, Chen Z, Clayton T D, et al. Assessment of estuarine water-quality indicators using MODIS medium-resolution bands: Initial results from Tampa Bay, FL[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2004,93(3): 423-441.
- Hu C, He M X. Origin and Offshore Extent of Floating Algae in Olympic Sailing Area[J]. *Eos Transactions American Geophysical Union*, 2008,89(33): 302-303.
- Hu C, Li D, Chen C, et al. On the recurrent *Ulva* proliferablooms in the Yellow Sea and East China Sea[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2010,115(C5).
- Hu L, Hu C, Ming-Xia H E. Remote estimation of biomass of *Ulva prolifera* macroalgae in the Yellow Sea[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017,192:217-227.
- Hunt, Raymond E, Jr, et al. A visible band index for remote sensing leaf chlorophyll content at the canopy scale[J]. *International Journal of Applied Earth Observation & Geoinformation*, 2013,21(1): 103-112.
- Hunt E R, Cavigelli M, Cst D, et al. Evaluation of digital photography from model aircraft for remote sensing of crop biomass and nitrogen status[J]. *Precision Agriculture*, 2005,6(4):

- 359-378.
- Huo Y, Han H, Shi H, et al. Changes to the biomass and species composition of *Ulva* sp. on *Porphyra* aquaculture rafts, along the coastal radial sandbank of the Southern Yellow Sea[J]. *Marine pollution bulletin*, 2015,93(1-2): 210-216.
- Immitzer M, Vuolo F, Atzberger C. First Experience with Sentinel-2 Data for Crop and Tree Species Classifications in Central Europe[J]. *Remote Sensing*, 2016,8(3): 166.
- Jannoura R, Brinkmann K, Uteau D, et al. Monitoring of crop biomass using true colour aerial photographs taken from a remote controlled hexacopter[J]. *Biosystems Engineering*, 2015,129:341-351.
- Keesing J K, Liu D, Fearn P, et al. Inter- and intra-annual patterns of *Ulva prolifera* green tides in the Yellow Sea during 2007-2009, their origin and relationship to the expansion of coastal seaweed aquaculture in China[J]. *Marine pollution bulletin*, 2011,62(6): 1169-1182.
- Keesing J K, Liu D, Shi Y, et al. Abiotic factors influencing biomass accumulation of green tide causing *Ulva* spp. on *Pyropia* culture rafts in the Yellow Sea, China[J]. *Marine pollution bulletin*, 2016,105(1): 88-97.
- Kumar L, Sinha P, Taylor S, et al. Review of the use of remote sensing for biomass estimation to support renewable energy generation[J]. *Journal of Applied Remote Sensing*, 2015,9(1): 205-208.
- Largo D B, Sembrano J, Hiraoka M, et al. Taxonomic and ecological profile of 'green tide' species of *Ulva* (Ulvales, Chlorophyta) in central Philippines[J]. *Hydrobiologia*, 2004,512(1-3): 247-253.
- Lavrova O Y. River plumes investigation using Sentinel-2A MSI and Landsat-8 OLI data[J]. *SPIE Remote Sensing*, 2016 : 99990G.
- Lin H, Jiang P, Zhang J, et al. Genetic and marine cyclonic eddy analyses on the largest macroalgal bloom in the world[J]. *Environmental science & technology*, 2011,45(14): 5996-6002.
- Liu D, Keesing J K, Dong Z, et al. Recurrence of the world's largest green-tide in 2009 in Yellow Sea, China: *Porphyra yezoensis* aquaculture rafts confirmed as nursery for macroalgal blooms[J]. *Marine pollution bulletin*, 2010,60(9): 1423-1432.

- Liu D, Keesing J K, He P, et al. The world's largest macroalgal bloom in the Yellow Sea, China: Formation and implications[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2013a,129:2-10.
- Liu D, Keesing J K, Xing Q, et al. World's largest macroalgal bloom caused by expansion of seaweed aquaculture in China[J]. *Marine pollution bulletin*, 2009,58(6): 888-895.
- Liu F, Pang S, Chopin T, et al. Understanding the recurrent large-scale green tide in the Yellow Sea: temporal and spatial correlations between multiple geographical, aquacultural and biological factors[J]. *Marine environmental research*, 2013b,83:38-47.
- Louhaichi M, Borman M M, Johnson D E. Spatially Located Platform and Aerial Photography for Documentation of Grazing Impacts on Wheat[J]. *Geocarto International*, 2001,16(1): 65-70.
- Lyons D A, Arvanitidis C, Blight A J, et al. Macroalgal blooms alter community structure and primary productivity in marine ecosystems[J]. *Global Change Biology*, 2014,20(9): 2712-2724.
- Motohka T, Nasahara K N, Oguma H, et al. Applicability of Green-Red Vegetation Index for Remote Sensing of Vegetation Phenology[J]. *Remote Sensing*, 2010,2(10): 2369-2387.
- Nelson T A, Haberlin K, Nelson A V, et al. Ecological and physiological controls of species composition in green macroalgal blooms[J]. *Ecology*, 2008,89(5): 1287-1298.
- Pang S J, Liu F, Shan T F, et al. Tracking the algal origin of the *Ulva* bloom in the Yellow Sea by a combination of molecular, morphological and physiological analyses[J]. *Marine environmental research*, 2010,69(4): 207-215.
- Qi L, Hu C, Xing Q, et al. Long-term trend of *Ulva prolifera* blooms in the western Yellow Sea[J]. *Harmful Algae*, 2016,58:35-44.
- Qiao F, Dai D, Simpson J, et al. Banded structure of drifting macroalgae[J]. *Marine pollution bulletin*, 2009,58(12): 1792.
- Qiao F L, Wang G S, Lü X G, et al. Drift characteristics of green macroalgae in the Yellow Sea in 2008 and 2010[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2011,56(21): 2236-2242.
- Russell G. Marine Benthic Vegetation: Recent Changes and the Effects of Eutrophication. *Ecological Studies* 123[J]. *Environmental Conservation*, 1996,24(1): 90-96.
- Senthilnath J, Dokania A, Kandukuri M, et al. Detection of tomatoes using spectral-spatial methods in remotely sensed RGB images captured by UAV[J]. *Biosystems Engineering*,

- 2016,146:16-32.
- Shang S, Lee Z, Lin G, et al. Sensing an intense phytoplankton bloom in the western Taiwan Strait from radiometric measurements on a UAV[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2017,198:85-94.
- Shen H, Perrie W, Liu Q, et al. Detection of macroalgae blooms by complex SAR imagery[J]. *Marine pollution bulletin*, 2014,78(1-2): 190-195.
- Shimada S, Hiraoka M, Nabata S, et al. Molecular phylogenetic analyses of the Japanese *Ulva* and *Enteromorpha* (Ulvales, Ulvophyceae), with special reference to the free - floating *Ulva*[J]. *Phycological Research*, 2010,51(2): 99-108.
- Shimada S, Matsumoto J, Sekiyama A, et al. A new spectral index to detect Poaceae grass abundance in Mongolian grasslands[J]. *Advances in Space Research*, 2012,50(9): 1266-1273.
- Smetacek V, Zingone A. Green and golden seaweed tides on the rise[J]. *Nature*, 2013,504(7478): 84-88.
- Son Y B, Choi B-J, Kim Y H, et al. Tracing floating green algae blooms in the Yellow Sea and the East China Sea using GOCI satellite data and Lagrangian transport simulations[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015,156:21-33.
- Sugiura R, Noguchi N, Ishii K. Remote-sensing technology for vegetation monitoring using an unmanned helicopter[J]. *Biosystems Engineering*, 2005,90(4): 369-379.
- Sun S, Wang F, Li C, et al. Emerging challenges: Massive green algae blooms in the Yellow Sea[J]. *Nature Precedings*, 2008.
- Taylor R, Fletcher R L, Raven J A. Preliminary Studies on the Growth of Selected 'Green Tide' Algae in Laboratory Culture: Effects of Irradiance, Temperature, Salinity and Nutrients on Growth Rate[J]. *Botanica Marina*, 2001,44(4): 327-336.
- Vega F A, Ramírez F C, Saiz M P, et al. Multi-temporal imaging using an unmanned aerial vehicle for monitoring a sunflower crop[J]. *Biosystems Engineering*, 2015,132:19-27.
- Wang C, Yu R-C, Zhou M-J. Effects of the decomposing green macroalga *Ulva* (*Enteromorpha*) *prolifera* on the growth of four red-tide species[J]. *Harmful Algae*, 2012,16:12-19.
- Wang P, Luo X, Zhou Z, et al. Key technology for remote sensing information acquisition based on micro UAV[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2014,30(18):

1-12.

Wang X H, Li L, Bao X, et al. Economic Cost of an Algae Bloom Cleanup in China's 2008 Olympic Sailing Venue[J]. *Eos Transactions American Geophysical Union*, 2009,90(28): 238–239.

Xia C, Qiao F, Yang Y, et al. Three-dimensional structure of the summertime circulation in the Yellow Sea from a wave-tide-circulation coupled model[J]. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 2010,23(5): 943-953.

Xing Q, Hu C. Mapping macroalgal blooms in the Yellow Sea and East China Sea using HJ-1 and Landsat data: Application of a virtual baseline reflectance height technique[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2016,178:113-126.

Xing Q, Hu C, Tang D, et al. World's Largest Macroalgal Blooms Altered Phytoplankton Biomass in Summer in the Yellow Sea: Satellite Observations[J]. *Remote Sensing*, 2015a,7(9): 12297-12313.

Xing Q, Tosi L, Braga F, et al. Interpreting the progressive eutrophication behind the world's largest macroalgal blooms with water quality and ocean color data[J]. *Natural Hazards*, 2015b,78(1): 7-21.

Xu F, Gao Z, Shang W, et al. Validation of MODIS-based monitoring for a green tide in the Yellow Sea with the aid of unmanned aerial vehicle[J]. *Journal of Applied Remote Sensing*, 2017,11(1): 012007.

Xu Q, Zhang H, Ju L, et al. Interannual variability of *Ulva* proliferablooms in the Yellow Sea[J]. *Int J Remote Sens*, 2014,35(11-12): 4099-4113.

Yabe T, Ishii Y, Amano Y, et al. Green tide formed by free-floating *Ulva* spp. at Yatsu tidal flat, Japan[J]. *Limnology*, 2009,10(3): 239-245.

Zhang J, Huo Y, Wu H, et al. The origin of the *Ulva* macroalgal blooms in the Yellow Sea in 2013[J]. *Marine pollution bulletin*, 2014,89(1-2): 276-283.

Zhang X, Xu D, Mao Y, et al. Settlement of vegetative fragments of *Ulva* proliferaconfirmed as an important seed source for succession of a large-scale green tide bloom[J]. *Limnology and Oceanography*, 2011,56(1): 233-242.

Zhao B. <http://www.q11d.com/news/show/id/5379958.html>[EB/OL]. 2017

致 谢

行文至此，三年的博士生涯已经临近尾声。从懵懂、彷徨与孤寂一路走来，博士阶段的学习与生活历尽了无数的困难和挑战，但也是收获满满，值得我毕生受用和回味。二十二年的求学之路如同白驹过隙，回首过去的点点滴滴，感慨颇多！求学生涯即将画上句号，迎来人生新的起点，过往的经历将指引我在新的征程中不忘初心，扬帆沧海。在此，我想对那些帮助过、鼓励过和关注呵护我的人表示衷心感谢！

首先我要感谢我的恩师高志强研究员。三年的博士求学历程中，高老师在学业和生活中一直给予我最无私的帮助和关心。从论文课题的选择到章节的剖析，都离不开高老师的时时指点和滴滴润色。高老师严谨的治学态度和忘我的治学风范使我永生难忘，终生收益。他正直、求真、实事求是的工作和生活态度也是我终生学习的榜样。生活中，高老师给予我最大的方便和帮助，使我在繁重的博士求学中也能尽到一个做父亲的职责，衷心地感谢高老师。

感谢宁吉才老师在学习和工作中对我的无私帮助。您随和可亲的生活态度让我终生受用。尚伟涛老师、姜晓鹏老师、王跃启老师在论文数据和文章写作中也给予我很多帮助和指导，在此表示衷心地感谢。

感谢中国科学院烟台海岸带研究所为我提供良好的科研学习条件，让我在此安心完成博士论文的写作，度过难忘的博士生涯。感谢邢前国研究员、侯西勇研究员、刘欣研究员、刘曙光教授、孙希华教授、徐树建教授、高猛副研究员、吴晓青副研究员、毕晓丽副研究员、过杰副研究员等在论文开题和中期时对我提出的宝贵意见。感谢中国科学院烟台海岸带研究所的付玉芹老师、王于伟老师和邸保平老师在日常生活和工作中给予的帮助和照顾。感谢李振香老师、于良巨老师、李晓炜老师、王晓利老师和李东博士的关心、帮助和支持！

感谢师姐王秋贤，师兄许宁、付传城、艾金泉，师妹许明珠、张媛媛，师弟刘向阳、郑翔宇、宋德彬，大家缘聚同窗，情同手足。感谢课题组刘柏静、吴晶晶、郑洪振、刘佳琦在学习和生活中我给的帮助。

感谢“近海生态灾害发生机理与防控策略”项目的航次以及现场调查数据的

支持。

最后，感谢我的家人对我的支持和鼓励。感谢我的妻子段美莉，从入学考试到论文写作你都陪伴左右，所有的一切都感恩于你！感谢我的女儿，你的存在让我感悟到人生的责任，也给我带来快乐和满足。

徐福祥

2018年5月于中国科学院烟台海岸带研究所

