

分类号_____

密级_____

UDC _____

编号_____

华中师范大学

硕士学位论文

基于 Landsat 影像的武汉东湖近 30 年水生植物动态变化研究

学位申请人姓名: 陈兴芳

申请学位学生类别: 全日制硕士

申请学位学科专业: 地理学

指导教师姓名: 姜艳



硕士学位论文
MASTER'S THESIS

硕士学位论文

基于 Landsat 影像的武汉东湖近 30 年水生植 物动态变化研究

论文作者：陈兴芳

指导教师：姜 艳

学科专业：地理学

研究方向：自然地理学

华中师范大学城市与环境科学学院

2023 年 5 月



硕士学位论文
MASTER'S THESIS

A study on changes of aquatic plants in Donghu Lake of Wuhan using 1990-2020 Landsat images

A Thesis

Submitted in Partial Fulfillment of the Requirement

For the M.S. Degree in Geography

By

Xingfang Chen

Postgraduate Program

College of Urban and Environmental Sciences

Central China Normal University

Supervisor: Yan Jiang

Academic Title: Associate Professor

Signature

Approved

May. 2023



摘要

水生植物的动态分布可以反映水域生态环境的变化,掌握水生植物的时空分布情况对湖泊的管理与监测具有重要意义。在自然因素和人为干扰下,水生植被的生存环境遭到了严重破坏,植被分布面积逐渐减少。遥感以其大范围、高响应等优势,成为监测水生植物研究的重要技术手段。本研究以东湖为研究对象,基于长时序 Landsat 影像数据,结合归一化水体指数、绿度指数和藻类指数,利用决策树分类方法,构建了武汉东湖水生植物的提取模型,绘制了东湖 2020 年挺水/浮水植物和沉水植物的季节分布图和 1990-2020 年 31 期年际分布图,同时分析了气象和水质因子与东湖水生植物的关系,探讨了东湖近 30 年东湖水生植物的动态变化原因。本文主要结论如下:

(1) 决策树模型能较为准确地获取东湖水生植物的分布情况。通过分析挺水/浮水植物、沉水植物和水体的光谱特征,构建不同水生植物的特征光谱指数,基于 CART 决策树算法,建立东湖水生植物提取模型,经检验,模型总体精度为 82.29%, Kappa 系数为 72.39%。

(2) 东湖水生植物的生长具有季节性变化特征。通过分析 2020 年东湖水生植物 2 月、4 月、8 月、10 月的面积变化可知,春季水生植物开始生长,夏季东湖水生植物的生长面积逐渐扩大,秋季水生植物开始衰落,冬季水生植物的分布面积达到最低点。

(3) 1990-2020 年东湖水生植物的空间分布年际变化较大。1990-2020 年东湖水生植物面积变化可分为 3 个阶段:第一阶段(1990-1996 年)挺水/浮水植物的生长面积先减少后增大,而沉水植物的生长面积持续增加;第二阶段(1997-2015 年)沉水植物与挺水/浮水植物的面积年际波动较大,在此期间,东湖水生植物最大面积为 2.61km²,最小面积仅为 0.49km²,其中 1998、2001、2003、2005、2006 和 2010 年这几年中水生植物的面积大幅度减少;第三阶段(2016-2020 年)东湖水生植物逐渐恢复,挺水/浮水植物的生长面积增加了 30%,沉水植物的生长面积增加了 18%。在空间分布上,2011 年前东湖水生植物较为零散地分布于各子湖岸边处,2011 年后,东湖水生植物呈现大面积成片生长。

(4) 气象因子对东湖水生植物生长的影响较小,水质因子对东湖水生植物生长的影响较大。通过分析 30 年来水生植物生长面积分别于年平均气温和年平均降水量的关系,发现年平均气温和年平均降水量与东湖水生植物的相关性较低。东湖中有水生植物的分布区域和无水生植物的分布区域的环境指标存在差异,总磷、总



氮、水深、透明度和浊度均可能影响水生植物的生长。东湖水生植物变化原因分析表明，渔业养殖、水质变化及人工种植水生植物活动是影响东湖水生植物演变的主要原因。

关键词：水生植物；遥感；Landsat 影像数据；水质；武汉东湖



Abstract

The dynamic distribution of aquatic plants can reflect changes in the ecological environment of water areas, and mastering the spatiotemporal distribution of aquatic plants is of great significance for the management and monitoring of lakes. Under the influence of natural factors and human interference, the living environment of aquatic vegetation has been seriously damaged, and the distribution area of vegetation has gradually decreased. Remote sensing has become an important technical means for monitoring aquatic plant research due to its advantages of wide range and high response. This study takes Donghu Lake as the research object, based on long-term Landsat image data, combined with normalized water body index, greenness index, and algae index, and using decision tree classification methods, constructs an extraction model of aquatic plants in Donghu Lake in Wuhan. The seasonal distribution map of emerging/floating plants and submerged plants in Donghu Lake in 2020 and the annual distribution map of 31 periods from 1990 to 2020 are drawn, and the relationship between meteorological and water quality factors and aquatic plants in Donghu Lake is analyzed, The reasons for the dynamic changes of aquatic plants in Donghu Lake during the past 30 years were discussed. The main conclusions of this article are as follows:

(1) The decision tree model can accurately obtain the distribution of aquatic plants in the Donghu Lake. By analyzing the spectral characteristics of emergent/floating plants, submerged plants, and water bodies, the characteristic spectral indices of different aquatic plants were constructed. Based on the CART decision tree algorithm, an extraction model for aquatic plants in the Donghu Lake was established. Upon testing, the overall accuracy of the model was 82.29%, and the Kappa coefficient was 72.39%.

(2) The growth of aquatic plants in the Donghu Lake has seasonal characteristics. By analyzing the area changes of aquatic plants in the Donghu Lake in February, April, August, and October in 2020, it can be seen that aquatic plants begin to grow in spring, the growth area of aquatic plants in the Donghu Lake gradually expands in summer, the aquatic plants begin to decline in autumn, and the distribution area of aquatic plants in winter reaches the lowest point.

(3) The spatial distribution of aquatic plants in the Donghu Lake changed



significantly from 1990 to 2020. The changes in the area of aquatic plants in the Donghu Lake from 1990 to 2020 can be divided into three stages: the first stage (1990-1996) is that the growth area of emergent/floating plants first decreased and then increased, while the growth area of submerged plants continued to increase; In the second stage (1997-2015), the area of submerged plants and emergent/floating plants fluctuated significantly between years. During this period, the maximum area of aquatic plants in the Donghu Lake was 2.61 km², and the minimum area was only 0.49 km². Among them, the area of aquatic plants decreased significantly in 1998, 2001, 2003, 2005, 2006, and 2010; In the third stage (2016-2020), the aquatic plants in the Donghu Lake gradually recovered, with the growth area of emergent/floating plants increasing by 30%, and the growth area of submerged plants increasing by 18%. In terms of spatial distribution, before 2011, aquatic plants in the Donghu Lake were scattered along the banks of various sub lakes. After 2011, aquatic plants in the Donghu Lake showed a large area of growth in patches.

(4) Meteorological factors have a small impact on the growth of aquatic plants in the Donghu Lake, while water quality factors have a significant impact on the growth of aquatic plants in the Donghu Lake. Through analyzing the relationship between the growth area of aquatic plants and the annual average temperature and precipitation over the past 30 years, it was found that the correlation between the annual average temperature and precipitation and the aquatic plants in the Donghu Lake was relatively low. There are differences in environmental indicators between the distribution areas of aquatic plants and the distribution areas of anhydrous plants in the Donghu Lake. Total phosphorus, total nitrogen, water depth, transparency, and turbidity may all affect the growth of aquatic plants. Analysis of the causes of changes in aquatic plants in the Donghu Lake indicates that aquaculture, water quality changes, and artificial cultivation of aquatic plants are the main factors affecting the evolution of aquatic plants in the Donghu Lake.

Key words: aquatic plant; remote sensing; Landsat ; water quality; Donghu Lake of Wuhan;

目 录

1.绪论.....	1
1.1.研究背景与研究意义.....	1
1.1.1.研究背景.....	1
1.1.2.研究意义.....	2
1.2.国内外研究现状.....	3
1.2.1.水生植物动态监测研究.....	3
1.2.2.水生植物遥感监测研究.....	4
1.2.3.水生植物与环境因子相关关系研究.....	5
1.2.4.研究评述.....	6
1.3.研究目标与内容.....	7
1.3.1.研究目标.....	7
1.3.2.研究内容.....	7
1.4.技术路线.....	8
2.研究区域概况与数据	10
2.1.研究区域概况.....	10
2.1.1.地理位置.....	10
2.1.2.气象和水质概况.....	11
2.1.3.水生植物概况.....	11
2.2.研究数据获取与处理.....	12
2.2.1.水生植物数据.....	12
2.2.2.气象和水质数据.....	13
2.2.3.遥感影像数据.....	14
3.研究方法.....	19
3.1.水生植物光谱特征分析.....	19
3.2.水生植物敏感指数分析.....	20
3.2.1.挺水/浮水植被指数.....	21
3.2.2.沉水植被指数.....	22
3.2.3.水体指数.....	22
3.3.决策树分类模型.....	23
3.3.1.决策树定义.....	23
3.3.2.CART 决策树	24
3.4.相关性分析.....	25
3.5.精度验证分析.....	26
4.水生植物遥感监测	28

4.1.水生植物决策树构建.....	28
4.2.水生植物决策树精度验证	28
4.3.水生植物时空变化分析.....	29
4.3.1.水生植物季节变化分析.....	29
4.3.2.水生植物年际变化分析.....	31
4.3.3.水生植物类群结构变化分析.....	34
4.4.本章小结.....	36
5.水生植物时空分布影响因素分析	37
5.1.水生植物与气象因子的关系分析	37
5.2.水生植物与水质因子的关系分析	38
5.3.本章小结.....	42
6.结论与展望.....	43
6.1.研究结论.....	43
6.2.研究展望.....	44
参考文献.....	45



1.绪论

1.1.研究背景与研究意义

1.1.1.研究背景

水生植物具有多种生态功能，如维护湖泊水体生态平衡、提升水质状况以及保持物种丰度等。水生植物在生长过程中能吸收水体中的营养盐物质，降低水体中的营养盐浓度，从而抑制水体中浮游藻类的生长，提升湖泊水质状况^[1]。其能通过光合作用释放氧气，增加水体溶解氧。水生植物能为水体中的鱼类以及水鸟等野生动物提供食物和栖息地^[2]。水生植物的根茎一方面通过对重金属进行吸收、转换和富集，从而降低水体中重金属污染浓度^[3]，另一方面通过固定湖底泥沙，降低水体流速，抑制沉积物漂浮^[4-7]。在气候和人为活动的干扰下，内陆湖泊的水域环境发生了剧烈变化，湖泊生态系统退化，水质恶化，水生植物普遍衰退，我国众多淡水湖泊中水生植物的面积急剧减少，群落结构发生了巨大变化。例如太湖、阳澄湖和洪泽湖等已由“草型清水态湖泊”转变为“藻型浊水态湖泊”^[8]。因此，密切监测水生植物的动态变化成为湖泊管理中的一项重要任务。

早在 100 年前，武汉东湖湖底布满了水生植物^[9]，60 年代以来，东湖水生植物物种数量逐渐降低、生物量逐渐减少，群落结构日趋简单。据调查，1962-1963 年东湖水生植物共有 83 种，以微齿眼子菜（*Potamogeton pectinatus*）和金鱼藻（*Ceratophyllum demersum*）等为优势种。但到 1975 年，占全湖植物总生物量 38.17% 的微齿眼子菜逐渐消失，其他水生植物的物种和种类也逐渐减少或消失^[10-12]。据于丹等对东湖水生植物 40 年的综合调查分析，发现 1954-1994 年东湖水生植物种类出现明显降低，减少了 43.4%^[13]，到 90 年代末期水生植物的覆盖率仅剩 3% 左右^[10]。水生植被的退化对社会、经济和生态的可持续发展构成了一定威胁。影响水生植物退化的原因可分为自然和人为两个因素，多数研究将东湖水生植物种类和群落多样性降低以及分布减少归因为东湖水体的富营养化、鱼类的过度放养及东湖生态环境的破坏^[14]，而这些原因往往相互交织、相互影响。因此，对东湖开展水生植物的修复与重建，亟需摸清水生植物的时空演变规律和驱动因素。

在以往关于水生植物的分布调查研究中，多采用野外调查和无人机的方法，而野外调查和无人机方法难以从大范围和长时间序列上分析水生植物的时空变化情况^[15]。遥感技术应用于地物的动态分布研究，可缓解传统采样调查研究中工作量大



等问题。现阶段的遥感技术能够提供多种时空分辨率的影像，满足水生植被不同研究方向监测需求。为了了解和评估多年水生植物的生长状态，可选择时序遥感数据，根据时序影像中每一个像元的特征变化，综合了解湖泊水域水生植物的动态变化。相较于单时相影像，根据时序影像数据的对比分析，能更准确地获取水生植物生长区域的动态变化信息。

利用遥感手段获取水生植物分布面积和生长状态的关键是依据不同水生植物与水体背景的光谱差异，构建与之相匹配的水生植物识别模型。目前，识别和监测水生植物的方法较多，例如支持向量机、随机森林、人工神经网络等，这些方法通常需要足够的样本和较长的训练时长，而决策树算法的结构体系较为简单，分类精度也较高，能够较好地应用于遥感地物识别的研究中^[16]。目前，运用遥感技术监测东湖动态变化多集中在浮游藻类或水质反演的研究上^[17, 18]，对东湖水生植物的监测研究较少。

水生植物在生长过程中，受到多种环境因素的影响^[19-21]，开展水生植物与环境因子的关系研究至关重要。湖泊水体中的营养盐含量的高低，是湖泊生态系统是否稳定的重要标志，气候、降水等气象因子也是湖泊生态系统维稳的重要因子。结合水生植物遥感监测研究，探讨影响东湖水生植物生长与分布的环境因子，对东湖生态系统的稳定以及恢复具有重要意义。

1.1.2. 研究意义

针对水生植物的传统调查方法存在耗时、耗力且工作难度大等问题，利用遥感和决策树模型对水生植物类群进行分类，可丰富水生植物类群遥感监测的理论与方法，其具有极强的理论意义。

水生植物作为水域生态环境中较为主要的生产者，可通过光合作用将太阳能转换为有机物质，为水域生态系统提供物质基础，因此了解水生植物的分布和生长状况，可评估水体生产力水平。水生植物作为水体水质的“指示者”，可间接了解该水域的水质环境，预测水体富营养化出现的可能性，因此了解水生植物的分布和生长状况，可为水域生态环境保护提供科学依据。同时更好地掌握水域水生植物的生长与分布，可为保护水生植物制定相适宜的保护计划。运用遥感技术分析水生植物的数量、分布、生长状态等信息，具有极强的现实意义。



1.2.国内外研究现状

1.2.1.水生植物动态监测研究

水生植物作为水域生态环境中的重要因子,其生长受多重因素的影响,同时在生长过程中又将影响周围的生态环境。为进一步了解湖泊水域生态环境,加强水域环境管理,维护湖泊水域生态环境平衡,需监测水生植物的动态变化。早期,为了解水生植物的分布情况,研究者们多使用实地目测法和潜水测量法探究水生植物的分布。宋辛辛等在历史数据和野外调查的结合下,探究了19世纪50年代以来洪湖沉水植物的分布变化,发现受人类活动的影响,洪湖沉水植物分布逐渐分散,物种种类逐渐减少^[22]。在面对大流域的研究对象时,研究者们多选择个别特征区域的采样范围内的水生植物代表全流域水生植物的分布和生长状态^[23-25],但这种方法可能存在调查不全面的问题。

传统的人工调查在面对大面积区域调查研究过程中,将浪费大量的人力、物力和财力,机载和星载高光谱成像仪为研究水生植被动态变化提供了新的契机。徐德兰等以决策树模型重构了骆马湖1990年、2000年和2008年水生植物动态变化特征,从宏观上了解了骆马湖生态环境变化^[26]。王永敏等借助Landsat影像对太湖实现了1995-2016年的长期观测^[27]。朱可欣等基于Landsat遥感影像分析了1987-2020年抚仙湖北部沉水植被面积的动态变化^[28]。甄姿等分析了官厅水库1995-2007年水生植物的空间分布信息,发现官厅水库水生植物面积呈先减少后增加趋势^[29]。Shapiro等借助Landsat影像研究了Puerto流域水生植物的分布情况^[30]。Gullstrom等对1986-2003年Chwaka湾沉水植物的时空变化进行了研究^[31]。李静泰等借助1990-2019年Landsat影像分析了太湖水生植物的时空变化趋势,同时发现太湖水生植物受水位的周期性变化影响^[32]。Liira等研究了22年间爱沙尼亚北部浅水湖挺水植物的动态变化,研究发现,水位波动及人类活动是影响爱沙尼亚浅水湖水生植物生长的主要因素^[33]。王文友等对比分析了2018-2020年东太湖围网拆除前后水生植物及水质的变化,结果表明,围网拆除后东太湖挺水植物和沉水植物面积不断缩小,浮水植物逐渐转为了优势物种^[34]。符辉等分析了洱海近50年的水质、水文及沉水植物动态变化,发现水质下降、藻类增加是洱海水生植物变化的主要因素,水位是水生植物变化的间接因素^[35]。高昕等以4期遥感影像对2015-2017年及2019年太湖的水生植物进行了监测,发现太湖水生植物在2015-2017年间有所减少,但2019年太湖水生植物的分布面积逐渐增加^[36]。王鑫磊等基于地物光谱分析和分类决策树,对乌梁素海1989-2010年水生植物的分布空间进行了重构,同时分析得出人类



活动是造成水生植物变化的主要原因^[37]。因此，对水生植物进行长期监测，有助于更好了解水域生态环境变化，可更好实施生态环境保护措施。

1.2.2.水生植物遥感监测研究

遥感技术起源于 20 世纪 60 年代，利用遥感技术探究地物变化的应用已经成熟，但在水体环境监测中的应用起步较晚。早期，尽管大多数航空照片分析都依赖于视觉解译，但由于其较高地高空间分辨率，通常可以区分植物物种。数字多光谱机载系统可以提供高空间分辨率，并增加光谱波段的数量，它的光谱细化可以支持更准确地定量分析和数据分类。

许多学者借助不同的遥感数据源，展开了关于水生植物的提取研究，主要分为以下三种：一是借助高空间分辨率的遥感影像，如高分系列、资源系列卫星^[38, 39]。Wang 等利用高空间分辨率 QuickBird-2 卫星遥感数据对海岸的植被群落和空间格局进行了识别与分析^[40]。Wu 等利用高分一号数据对中国沿海的入侵植物互花米草进行了监测^[41]。Hestir 等同样选择使用高分辨率数据对加利福尼亚三角洲中入侵水生植物物种进行了识别与检测^[42]。但高空间分辨率数据采购成本较高，面对长时序观测时，其经济压力较大。二是利用高时间分辨率的多时相影像提取水生植物，如基于 MODIS 影像。李娜等采用 VPF 指数（vegetation present frequency, VPF）和 FAI 指数（Floating Algae index, FAI）探究了洪泽湖水生植被的变化状况，并分析了自然因素如降水、气温和人类采砂活动对水生植被的影响^[43]。韩杏杏等借助 MODIS 影像的 NDVI 时序数据对鄱阳湖的水生植物进行了分类^[44]。但该类数据源空间分辨率较低，难以获取地物的细节信息。三是利用 Landsat 和 Sentinel 等多时相中等分辨率数据提取地物，基于研究数据的可获取性，多时相中等分辨率数据成为大多数研究者的首要选择^[45]。甄姿等在 Landsat 影像的基础上，通过面向对象的分类方法分别获取到了官厅水库的沉水植被和挺水植被的位置信息，并结合景观格局指数，分析了其时空变化特征^[29]。Romeu 等基于 Sentinel 数据，结合 NDVI 指数（Normalized Difference Vegetation Index, NDVI）对里斯河中的浮水植物进行了提取分析^[46]。林川等基于 Landsat 影像，构建决策树模型，对北京野鸭湖湿地植被进行了分类^[47]。Landsat 和 Sentinel 等多时相中等分辨率数据，数据易获取，且数据年份周期长，能够实现对水生植物长期监测。水生植物生长环境复杂，水体环境、水中生物等都将影响遥感对水生植物的识别。此次研究选择的遥感数据为 Landsat 数据，其分辨率为 30m。有研究指出，当物体斑块直径大于等于 85 米时，Landsat 数据就可识别出物体的变化情况^[48]。Sall 等借助 Landsat 影像对小型水体（盆地面积：0.06-1.79 公



顷)进行了精准测量^[49]。汪星等利用 Landsat 影像,采用支持向量机的方法对官厅水库库区的水生植物进行了提取,发现官厅水库库区的沉水植物的面积在 11 月份仅有 0.5km²左右^[50]。因此,利用中等时空分辨率遥感数据,可准确反映东湖水生植物的变化情况。

目前,识别和监测水生植物的方法较多,例如支持向量机、随机森林、人工神经网络等,这些方法通常需要足够的样本和较长的时间进行模拟训练,而决策树算法的结构体系较为简单,分类精度也较高,能够较好地应用于遥感地物分类研究中^[16]。Zhao 等在提取太湖水生植被时,选择 NDVI 指数、MNDWI 指数(Modified Normalized Difference Water Index, MNDWI)及 Landsat 影像中的红、绿、蓝单波段融入决策树模型^[51]。侍昊等选择使用 Landsat 影像、GF-1 影像和 HJ-1 等多源遥感影像,在 QUEST 决策树模型的基础上获取了太湖北部湖区的沉水植被分布情况^[52]。Wang 等选择 Landsat 影像和环境卫星数据,在水生植被历史数据的基础上,建立了基于 NDVI 指数的决策树模型,并分析了太湖沉水植物和浮水植物在 1980-2017 的动态变化过程^[53]。曹鹏等基于 MODIS 影像,使用 CMI 指数(Cyanobacteria and Macrophytes Index, CMI)和 FAI 指数(Floating Algae Index, FAI)构建了太湖水生植物分类决策树模型,有效区分了太湖沉水植物、挺水植物、浮水植物和水体四大类^[54]。

决策树方法运用于水生植被提取时,常常于植被指数相结合。在进行决策树分类前期,需要根据水生植物的特征波段,构建相适应的植被指数。因此,根据水生植物特有的光谱特征建立合适的光谱指数是区分水生植物的重要前提。Villa 等构建了新型水生植被指数,结果表明利用 NDAVI 指数(Normalized Difference Aquatic Vegetation Index, NDAVI)和 WAVI 指数(Water Adjusted Vegetation Index, WAVI)可较好地提取不同的水生植被^[55]。闫大鹏等基于 FVSI 指数(Floating-leaved Vegetation Sensitive Index, FVSI)和 SVSI 指数(Submerged Vegetation Sensitive Index, SVSI)成功区分了洪湖中的浮叶类植被,沉水植被和水体^[56]。陈奇等基于 Landsat 卫星和高分一号影像数据,构建了新型植被指数 AVI 指数,利用该指数研究者对乌梁素海的挺水植被、沉水植被和黄苔进行分类^[57]。Ma 等采用 Landsat TM 影像,结合 NDVI 指数、RVI 指数(Ratio Vegetation Index, RVI)以及水深和透明度等水质指标,区分了太湖中的浮叶植被和沉水植被^[58]。

1.2.3.水生植物与环境因子相关关系研究

气象和水质因子对水生植物的生长及物种多样性的影响是水生植物研究中的



重要内容。气温、降水等气象因素及水体中的总氮、总磷、浊度和透明度等水质因素对水生植物的生长、空间分布和群落分布产生重要影响^[59]。气温是控制水生植物多样性的关键因子，气温将影响水生植物的新陈代谢功能，从而影响水生植物对营养物质的吸收、转换和利用^[60]。在一定气温范围内，温度越高，水生植物生长越茂盛，温度越低，水生植物种类将减少^[61]。降水对水生植物的影响则通过水体水位表现出来，水体水位的异常变化通常是导致水生植物生态系统退化与失稳的主要控制因子^[62]。湖泊长期处于高水位时，水生植物的生长空间将受到限制，将生长大量高水位物种，水生植物物种多样性降低；湖泊水体处于低水位时，水生植物可能出现因缺水而死亡的现象，从而降低了水生植物的覆盖度^[63]。胡振鹏等在 1983 年和 2013 年两次调查了鄱阳湖水生植物的分布情况，发现低枯水位、洪水灾害是造成鄱阳湖 30 年水生植被呈退行性演变的主要原因^[64]。Tan 等研究了湖泊水位与龙干湖水生植物的关系，发现季节性水位波动是影响龙干湖水生植物生长的关键因子^[65]。

水体中的营养物质与水生植物的生长具有相互影响的关系，水体中营养物质浓度较低时，水生植物生长状态良好，湖泊水体也将得到进一步的净化，而当水体营养物质浓度过高且超过水生植物的耐受范围时，水生植物生长将受到限制^[66]。水体中的氮、磷含量对水生植物的生长产生显著影响。颜昌宇等研究了不同浓度氨氮下轮叶黑藻的生长状态，在低浓度的氨氮下，轮叶黑藻的生长状态良好，但氨氮浓度达 4mg/L 时，轮叶黑藻的生长速度显著下降，当浓度达到 16mg/L 时，黑藻的生存环境受到胁迫^[67]。金相灿等探究了水体中不同氮浓度对狐尾藻的光合响应特征的影响，研究发现，当水体总氮浓度低于 3mg/L 时，植物的净光合速率和暗呼吸速率将随水中氮浓度的升高而增加，说明水体中一定浓度范围的氮的增加可促进狐尾藻的生长；但当水体氮浓度继续升高时，狐尾藻的净光合速率降低，而暗呼吸速率则迅速升高^[68]，这表明水体氮浓度过高会抑制植物的光合作用。黄玉源等在低浓度磷（0.5g/L）和高浓度磷（2g/L）的环境下，研究了苦草的不同生长状态，结果表明，低浓度磷含量下，苦草的形态指标和生理指标较好，高浓度磷含量下，苦草的形态指标和生理指标较差^[69]。浊度也是影响水生植物生长的关键因子，浊度对水生植物的影响主要体现在挺水植物根部及沉水植物对光线的吸收^[70]。

1.2.4. 研究评述

综上所述，在水生植物监测研究方面，多数研究者选择使用遥感技术作为主要研究手段。在影像选择方面，Landsat 影像以长时间序列影响和中等空间分布的优势，成为多数研究者的主要选择。同时，相较于单景研究影像，长时间序列影像研



究, 更能有效获取水生植物的动态变化趋势。在选择水生植物提取的技术方法时, 决策树模型以其简单的构建方法、较高的准确度, 具有较高的优势性。我国内陆湖泊, 特别是受人为影响的城市湖泊, 受污染严重、水体环境复杂。虽然已有学者开展了大量内陆水体的水生植被研究, 但其识别效果较差, 存在水生植物与水体、水生植物与水生植物混淆的情况, 且主要研究都集中在海岸或大湖流域。同时, 以往研究仅讨论了水生植被的动态变化, 较少讨论或不讨论水生植物变化的因素, 难以揭示水生植物变化的驱动因素。因此, 基于长时间序列遥感影像, 研究城市湖泊东湖水生植物的动态变化及探究变化原因具有极强的现实意义。

1.3. 研究目标与内容

1.3.1. 研究目标

研究选取典型城市湖泊东湖为研究对象, 结合地面采样信息和遥感数据, 研究挺水/浮水植物、沉水植物的光谱特征指数, 构建基于东湖环境特征的水生植物分类模型。利用此模型探究东湖 1990-2020 年水生植物的空间分布及变化特征, 同时, 分析东湖气象因子和水质因子与水生植物的相关关系, 探究东湖水生植物变化的驱动因素, 为东湖水生植物的恢复和水域环境的修复提供技术参考。

1.3.2. 研究内容

本文以武汉东湖作为研究区域, 选择对水体环境影响较大的水生植物作为研究对象。以 1990-2020 年 Landsat 卫星为遥感数据源, 建立挺水/浮水植物、沉水植物植被指数, 以 CART 决策树方法, 构建东湖水生植物提取模型, 分析东湖水生植物的空间分布动态变化及驱动因素, 为湖泊生态环境治理与修复提供新途径。

(1) 东湖水生植物光谱特征分析

对东湖水生植物的光谱特征进行深入分析是利用遥感技术探究东湖水生植物分布区域的前提。在东湖展开现场采样工作, 深入现场腹地, 获取不同类群水生植物生长位置信息, 基于同时期的 Landsat8 影像数据, 分析实地水生植物样本在卫星影像数据上的反射率信息, 研究挺水/浮水植物、沉水植物和水体的光谱差异特征。

(2) 东湖水生植物监测模型构建

归类分析能够代表挺水/浮水植物、沉水植物和水体的光谱指数, 借助 CART 决策树算法, 最终构建能够提取东湖挺水/浮水植物、沉水植物空间分布的水生植被遥感识别模型。



(3) 东湖水生植物时空分布分析

获取近 30 年（1990-2020 年）的东湖遥感影像数据，通过构建的东湖水生植物（挺水/浮水植物、沉水植物）决策树模型，获取近 30 年的水生植物时空分布数据，同时借助东湖水生植物的采样调查样点和水生植物历史记录资料，对提取的水生植物历史分布情况进行验证。

(4) 东湖水生植物动态变化驱动因素分析

对 1990-2020 年东湖水生植物的分布面积及分布空间进行分析，探讨东湖水生植物演变规律。并结合气象数据、水质数据等相关影响因子，研究不同因素对东湖地区水生植被变化的影响，从而揭示东湖水生植物变化的驱动因素。

1.4. 技术路线

本研究主要包括野外及卫星数据获取与分析、模型建立、水生植物分布时空分析及影响因子讨论等方面，技术流程如图 1-1。

(1) 开展东湖野外观测实验，获得实测数据：利用无人机和地面观测获取水生植物样点信息，获取有水生植物和无水生植物地区的总磷含量、总氮含量、水深、透明度和浊度等实测数据；

(2) 遥感卫星影像获取与预处理：获取 1990-2020 年 8-10 月（水生植物生长后期）的 Landsat 遥感影像，利用 Google Earth Engine 平台对所有影像进行预处理；

(3) 水生植物类群光谱特征分析及指数构建：分析不同水生植物的敏感光谱特征，构建或选择相适宜的光谱指数；

(4) 东湖水生植物 CART 分类模型构建：结合水生植物及水体的光谱指数，构建 CART 东湖水生植物遥感分类模型，选择 70% 实测数据作为测试集，并用剩下 30% 实测数据完成对模型的验证；

(5) 重构东湖水生植物时空变化数据集，探究东湖水生植物时空变化特征；

(6) 分析气象因子、水质因子与水生植物的相关关系，讨论近 30 年来，东湖水生植物空间分布变化的驱动因素。

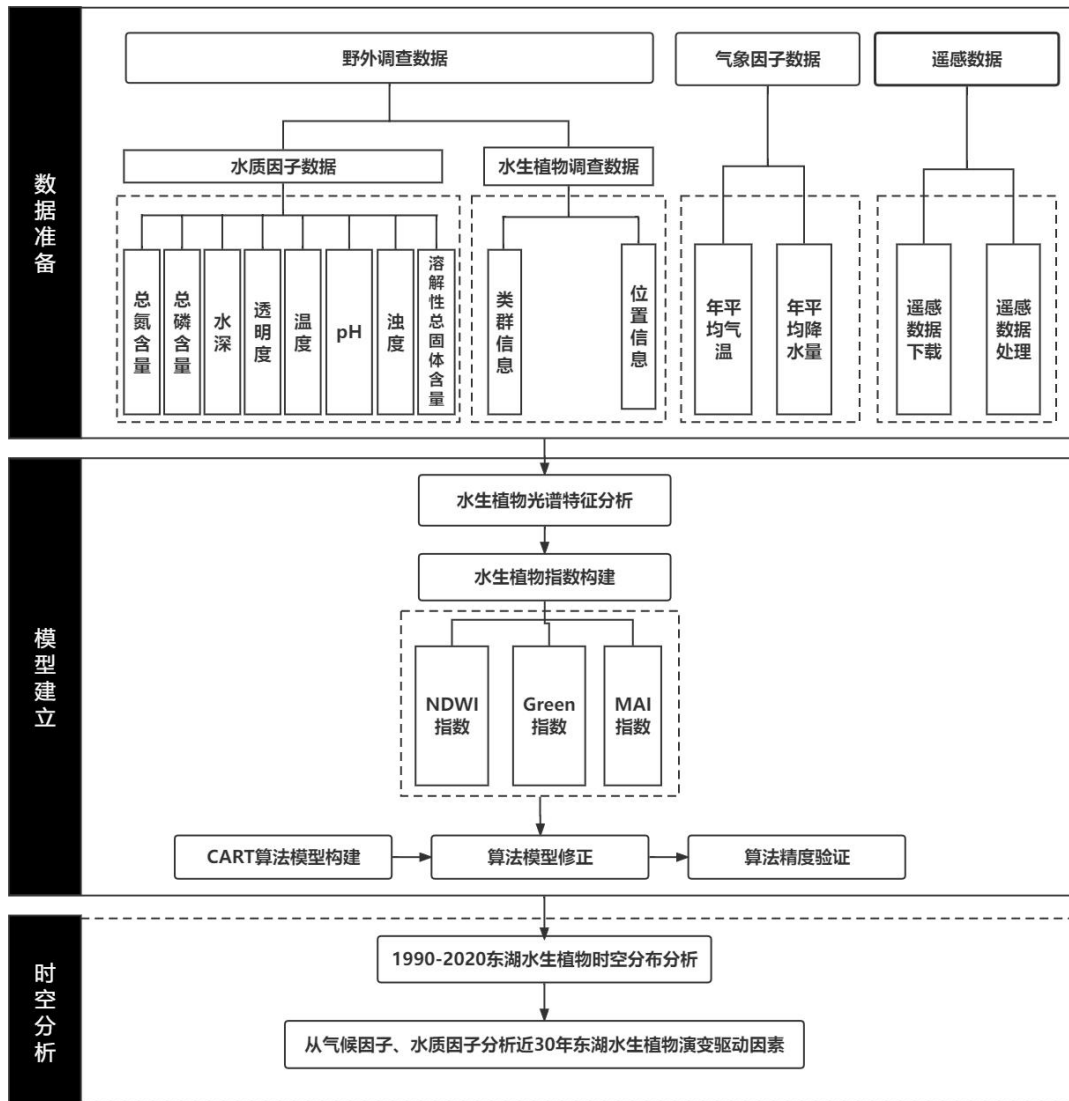


图 1-1 技术路线



2.研究区域概况与数据

2.1.研究区域概况

2.1.1.地理位置

武汉东湖(30.50°-30.60°N, 114.32°-114.52°E)位于中国武汉市中东部(图 2-1),其东西长 11.39km,南北宽 9.57km,水域面积约 33.09km²,是中国现存面积较大的城中湖之一。自 20 世纪 60 年代末以来,出于经济发展的需要,人们在东湖中修筑坝路,使东湖分为了郭郑湖、汤菱湖、小潭湖、筲箕湖、团湖、后湖、庙湖、喻家湖、水果湖等多个子湖。

东湖作为武汉代表性湿地公园景点,山水秀美,共有 120 多座岛屿围绕分布,景区面积达 10.2km²,包含吹笛、落雁、听涛等景区。东湖景区具有树木三百多种,以梅花、樱花最为出彩,梅园占地上千亩,园内培育了近万株梅花,也是世界上梅花品种最多的景区。同时,通过建立人工保护湿地、构建东湖生态系统,拉动旅游产业,每年来东湖旅游人数超过上百万人次。



图 2-1 2020 年武汉东湖水生植物概况图(2020 年 8 月)



2.1.2. 气象和水质概况

武汉东湖位于亚热带季风气候区内，具有雨热同期的特点，年平均气温为17.7℃，年降水量为1204.5mm，全年无霜期达240天。

中国科学院水生生物所、湖北省环境保护所、东湖高新技术区等多家机构对东湖的环境特征、水质状况及生物特征进行了系统研究。据记载，19世纪50年代以前，东湖水质良好，湖水清澈，湖区风景优美。自60年代后，城市人口的增长、工农业的粗放发展、城市污水的无序排入，给东湖带入了大量污染源。同时，由于切断了东湖与长江的联系，东湖转为封闭型湖泊，湖泊水体自净能力随即减弱，在此期间，东湖爆发了多次水华。20世纪70年代以后，东湖开发力度加大，周边城市建设规模不断扩大，东湖水域面临严重的环境污染问题，大量的生活污水、工业废水的排入使东湖富营养化程度逐渐加重，多处子湖的水质已达到劣V类。到20世纪初，东湖的总氮、总磷浓度不断升高，水华面积不断增大、暴发持续时间不断拉长，东湖逐渐从单型湖泊转变为藻型湖泊^[71]。

2.1.3. 水生植物概况

对东湖水生植物最早的报道，始于1957年周凌云学者，他系统地调查了东湖水生植物类群，当时，东湖共有水生植物种类56种，隶属于27科41属^[72]。1962年，陈洪达等又一次调查了东湖水生植物，此次共发现水生植物83种，隶属于29科53属，其优势种有：黑藻、大茨藻、金鱼藻、微齿眼子菜等^[11]。20世纪70年代后，随着经济的发展和湖泊资源的过度利用，东湖水生植物逐渐减少，只有少量湖汊处长有水生植物，其中占全湖总生物量38.17%的优势物种微齿眼子菜在1972-1975年内逐渐消失。1992年严国安等对东湖水生植物进行了系统调查，发现东湖水生植物仅有32种，总生物量为1236.39t，以大茨藻，狐尾藻、苦草和菱为优势物种^[73]，同时指出，东湖水生植物的演替序列为微齿眼子菜阶段→微齿眼子菜+大茨藻+金鱼藻+狐尾藻→微齿眼子菜消失阶段→大茨藻阶段→大茨藻+狐尾藻+苦草阶段^[74]。2014年钟爱文等对东湖湖区沿岸带的水生植物进行了全面调查，此次共发现水生植物19种，隶属于16科17属，其优势种为：香蒲、菱和莲等^[14]。东湖水生植物呈现面积逐渐减少、种类逐渐单一、分布逐渐萎缩态势。表2-1为东湖水生植物基本类型及其代表植物。



表 2-1 东湖水生植物类型及代表植物

类群	种类	形状特征
挺水植物	芦苇 (<i>Phragmites Australis</i>)、水葱 (<i>Softstem Bulrush</i>)、 香蒲 (<i>Typha Orientalis</i>)、荷花 (<i>Nelumbo Nucifera</i>)、 野慈姑 (<i>Sagittaria Trifolia</i>)、	根茎生长于水底泥土中，茎、叶长于水面之上。
浮水植物	菱 (<i>Trapa Japonica</i>)、野菱 (<i>Furctus Incisa</i>)、 浮萍 (<i>Lemna Minor</i>)、 睡莲 (<i>Nymphaea Alba</i>) 等	叶片浮于水面，根茎发达，植物体内有多个气孔。
沉水植物	苦草 (<i>Vallisneria Natans</i>)、狐尾藻 (<i>Myriophyllum Verticillatum</i>)、黑藻 (<i>Hydrilla Verticillata</i>)、 菹草 (<i>Potamogeton Crispus</i>)	根茎生长于泥土中，叶片沉于水中，叶片多为狭长或丝状。

2.2. 研究数据获取与处理

2.2.1. 水生植物数据

东湖水生植物的样本数据来源于 2020 年 8 月 13 日的东湖野外实地调查。在进行野外调查时，一方面利用无人机辅助拍照记录水生植物的分布区域，另一方面，在进行全湖水水质采样时，对全湖水生植物进行了物种信息的调查，结合物种信息及区域位置信息绘制出了 2020 年东湖水生植物分布图（图 2-1）。在水生植物调查过程中，发现东湖以荷花、香蒲、芦苇等挺水植物为主，该类植物在东湖各子湖中均有分布。沉水植物以苦草、狐尾藻、金鱼藻居多，主要分布在郭郑湖各子湖处，在深水区进行了沉水植物的打捞，尚未发现沉水植物。

本文只研究水生植物类群的变化，不考虑物种间的差异。植物的光谱特征主要是由于生长特性和生长环境所决定。水生植被可根据不同的形态结构和生长特征分为三大主要类群：挺水植被、浮叶植被和沉水植被。植物叶片和水体光谱特征在遥感影像上的差异较大，能进行较好地地区分。沉水植被其完全生长于水体之中，冠层反射光谱必须穿过大气-水这一界面，由于光谱受水体组分和传播介质的影响，因而植被光谱特征（“红边现象”）不甚明显。但挺水植被和浮叶植被的光谱特征较为接近，在遥感影像上难以区分，挺水/浮水植被类群相比沉水植被类群和水体，具有典型的植被光谱特征。因此本研究将不同类型的水生植被归结为两大类群：叶片在水面以上的挺水/浮水植被与叶片在水面以下的沉水植被。Lou 等在研究太湖水生植



物的年际季节变化时，同样根据水生植物不同的生活状态，将研究对象分为叶片在水面以上（I型）和在水面以下（II型）两种类型^[75]。Qing 等在进行水生植物光谱特征分析时，发现同一类群的植被，具有相同的光谱特征^[76]，这也是区分不同挺水/浮水植被和沉水植被的重要特征标志。

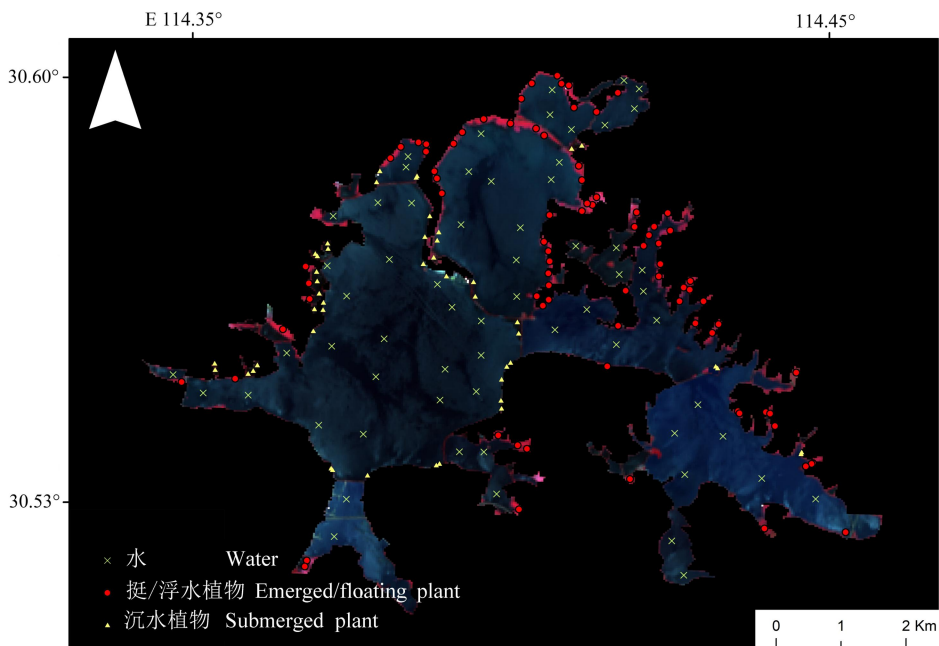


图 2-2 武汉东湖水生植物采样点（2020 年 8 月部分）

为研究不同水生植物类群在遥感影像上的光谱特征，在 2020 年东湖水生植物分布图上共选择了 319 个样本点（101 个水体样本，98 个沉水植物样本，120 个挺水/浮水植物样本），并记录了经纬度信息以及水生植被类型（图 2-2）。

2.2.2. 气象和水质数据

研究所需的年平均气温和年平均降水数据来自 1990-2020 年中国气象统计年鉴。中国气象统计年鉴由中国气象局承办，年鉴主要记载了全国各气象部门及单位业务情况，并记录了各省市区域的基本气象情况和特殊气象事件，是全面了解各项气象业务的重要参考资料。

水质数据来源于 2020 年 8 月 13 日的东湖水质实地采样活动，分别采集有水生植物生长区域的样点 25 个，无水生植物生长区域的样点 50 个，共计 75 个水质样点（图 2-3）。采样点分布均以随机分布为原则，参考国家标准《水质采样技术指标》（编号 HJ494-2009），规范水体样本的采集、保存和管理等相关业务化流程。



研究区内根据东湖水域规模确定了采集的样本数量，每个水体采样活动利用 GPS 对采样点进行定位，借助多参数水质分析仪（YSIEXO2，USA）测定采样点的温度、浊度和 pH 等参数。使用塞氏盘测量水深和水体透明度。用玻璃采水器采集水面下 0.5m 处的水样，每个采样点重复采集 3 次。水样带回实验室进行理化分析，其中总磷含量的测定采用钼酸铵分光光度法，总氮含量的测定采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度计法。

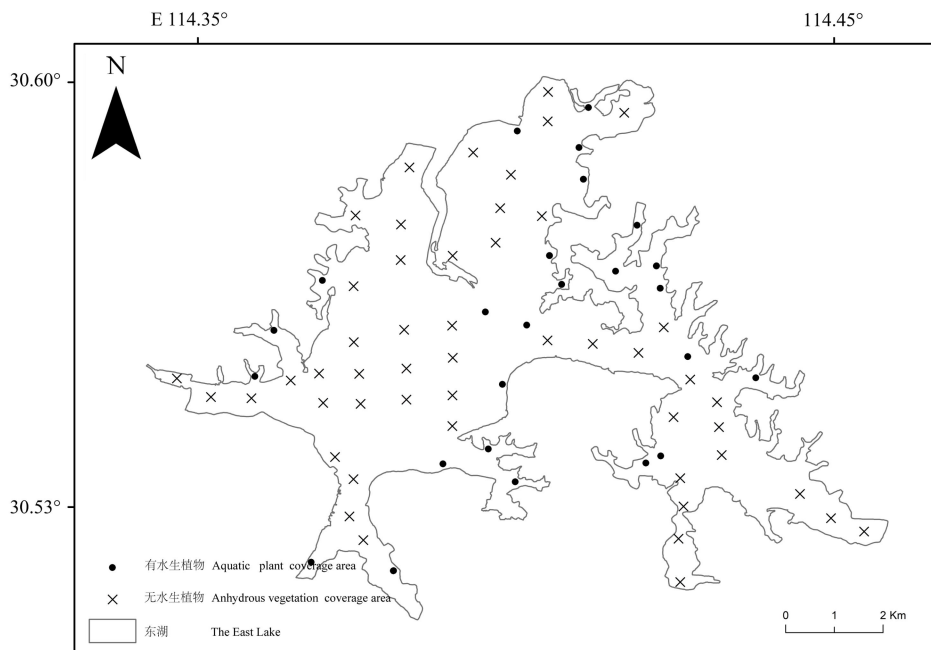


图 2-3 武汉东湖水质采样点

2.2.3.遥感影像数据

本研究将使用卫星遥感数据监测近 30 年来武汉东湖水生植物的空间分布动态变化，基于研究时间跨度长的特点，此次主要选择使用 Landsat 时序遥感卫星数据作为基础数据源。Landsat 系列卫星数据是由美国地质调查局和美国航空航天局共同创办管理，从 1972 年起，Landsat 系列卫星数据已开始为地表变化研究提供行之有效的观测数据。至此，Landsat 系列已发送 9 颗光学卫星，其中 Landsat1-5 已不再使用，仅有 Landsat7、Landsat8、Landsat9 还在运行。此次研究主要使用 Landsat5、Landsat7 和 Landsat8 遥感数据（表 2-2）。

Landsat5 于 1984 年开始投入使用，至 2013 年停止使用，是目前使用时间最长、应用领域最广的光学遥感卫星。Landsat5 主要搭载载荷专题制图仪（TM）和多光



谱成像仪（MSS），共有 7 个光谱波段，除热红外波段的分辨率为 120 米外，其他波段的分辨率为 30 米。Landsat7 的传感器为增强型专题制图仪（ETM+），该卫星于 1997 年投入使用。相对于 Landsat5 遥感数据，Landsat7 增加了全色波段，且提高了热红外波段的分辨率。但在 2003 年该卫星发生了故障，产出影像出现条带问题。Landsat8 卫星发射于 2013 年，该卫星主要携带了陆地成像仪和热红外传感器两个荷载。Landsat8 数据共有 9 个光谱波段，其中全色波段分辨率为 15 米，其他波段分辨率为 30 米。Landsat8 卫星的传感器不断改进，提高了数据校正和信噪特征，具有更高的辐射分辨率和更窄的波段分辨率。

研究基于 Google Earth Engine 平台收集了 1990-2020 年 Landsat Collection 2 Level-2 级产品中每年可用的影像。遥感数据服务于多项研究领域，但遥感影像数据具有专业性的特征，数据需要经过专业处理后才能进行研究。但随着遥感数据需求越来越大，以往单机处理的遥感数据难以满足用户大量的、长时间序列的需求。GEE 线上遥感云计算平台为用户解决了这一难题，GEE 平台集合了包括 Landsat 系列数据、Sentinel 系统数据、MODIS 系列数据在内的海量影像数据，同时，它还具备超强的计算和分析能力。用户只需进行线上操作，选择需要的影像数据和处理代码，即可实现线上分析和可视化。相对比传统单机处理，不仅简化了操作流程，提高了用户工作效率，而且进一步扩大了遥感技术的受众范围。

Landsat Collection 2 Level-2 级产品影像数据是已经过几何校正和大气校正后得到地表反射率数据，该数据集采用 GCPs Phase 4 地面控制版本提高了几何校正和辐射定标。Landsat Collection 2 产品包括多项数据：Landsat1-9 的 1 级数据、Landsat4-9 的科学产品数据。Landsat Collection 2 级产品显著提高了全球地面参考数据集的绝对地理定位精度，同时更新了全球数字高程建模源以及校准和验证，它带来了多种数据产品的改进，这些改进促进了数据处理、算法开发以及数据访问和分发功能方面的多项进步。



表 2-2 Landsat 卫星各传感器技术指标

传感器	波段	波名	波长范围 (μm)	分辨率 (m)
TM	1	Blue	0.45-0.53	30
	2	Green	0.52-0.60	30
	3	Red	0.63-0.69	30
	4	NIR	0.76-0.90	30
	5	SWIR-1	1.55-1.75	30
	6	TIR	10.40-12.50	120
	7	SWIR-2	2.08-2.35	30
ETM+	1	Blue	0.45-0.53	30
	2	Green	0.52-0.60	30
	3	Red	0.63-0.69	30
	4	NIR	0.76-0.90	30
	5	SWIR-1	1.55-1.75	30
	6	TIR	10.40-12.50	30
	7	SWIR-2	2.08-2.35	30
	8	Pan	0.52-0.90	15
OLI	1	Coastal	0.43-0.45	30
	2	Blue	0.45-0.51	30
	3	Green	0.53-0.59	30
	4	Red	0.64-0.67	30
	5	NIR	0.85-0.88	30
	6	SWIR-1	1.57-1.65	30
	7	SWIR-2	2.11-2.29	30
	8	Pan	0.50-0.68	30
	9	Cirrous	1.36-1.38	15

运用遥感技术对地物实现长时期的观测时，均会面临研究时期的影像存在质量问题的情况，这是无法回避的。为使研究具有动态分析的可比性，多数研究均会选择临近时期质量较好的影像进行分析^[50, 53]。东湖水生植物的生长期主要在 5-8 月，但此时间段正为亚热带季风区多雨时节，许多遥感影像多被云层遮盖，而无法使用。



因此，本文将每年水生植物生长后期（8-10月）的面积和分布情况进行了比较研究，以反映东湖水生植物的年际变化情况。此阶段为亚热带区域的秋季，云量少，太阳充足，遥感影像适用于研究。但是其中还是存在有些年份由于影像质量问题，只能选择临近月份的影像进行分析的情况（表 2-3）。在近 30 年水生植被动态研究中，迫于影像质量原因，选择其他时期的年份仅有：1991 年 7 月、1992 年 11 月、2006 年 11 月、2008 年 12 月、2011 年 6 月、2012 年 5 月，且相差月份较小，可以适用。图 2-4 为 2020 年 10 月武汉东湖的遥感影像图。

表 2-3 Landsat 卫星各传感器技术指标

日期	传感器	日期	传感器 S
1990-09-02	Landsat-5/TM	2007-07-31	Landsat-5/TM
1991-07-19	Landsat-5/TM	2008-12-08	Landsat-5/TM
1992-11-10	Landsat-5/TM	2009-09-06	Landsat-5/TM
1993-10-12	Landsat-5/TM	2010-11-05	Landsat-5/TM
1994-07-27	Landsat-5/TM	2011-06-08	Landsat-5/TM
1995-08-31	Landsat-5/TM	2012-05-17	Landsat-7/ETM+
1996-09-02	Landsat-5/TM	2013-07-31	Landsat-8 OLI
1997-09-21	Landsat-5/TM	2014-10-06	Landsat-8 OLI
1998-10-26	Landsat-5/TM	2015-10-25	Landsat-8 OLI
1999-09-27	Landsat-5/TM	2016-07-23	Landsat-8 OLI
2000-07-27	Landsat-5/TM	2017-10-30	Landsat-8 OLI
2001-09-16	Landsat-5/TM	2018-09-15	Landsat-8 OLI
2002-09-03	Landsat-5/TM	2019-08-17	Landsat-8 OLI
2003-10-24	Landsat-5/TM	2020-02-09	Landsat-8 OLI
2004-07-31	Landsat-5/TM	2020-04-13	Landsat-8 OLI
2005-09-11	Landsat-5/TM	2020-08-03	Landsat-8 OLI
2006-11-01	Landsat-5/TM		

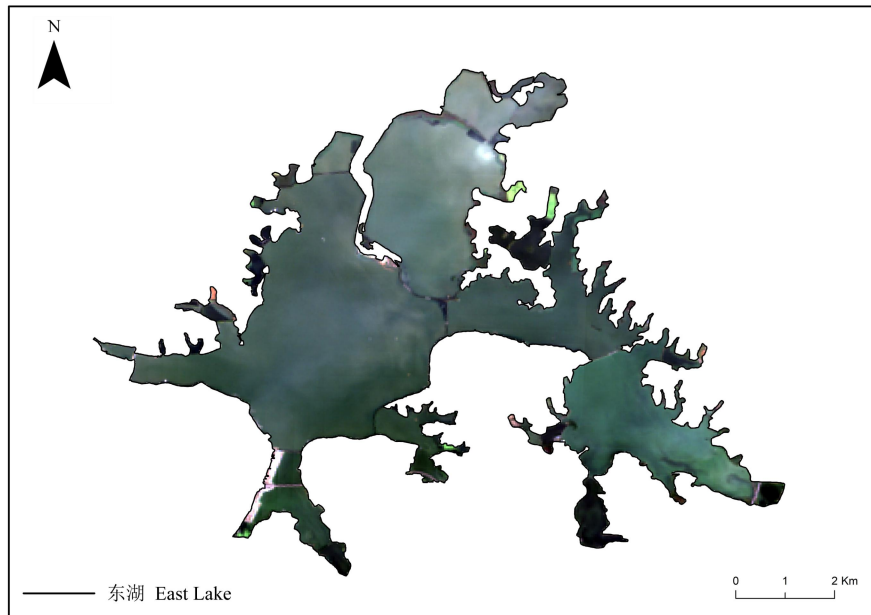


图 2-4 武汉东湖 Landsat 影像图（2020 年 10 月 22 日）



3.研究方法

3.1.水生植物光谱特征分析

通过野外采样点信息,获得不同水生植物类群的光谱反射数据,且对水生植物的光谱进行分析,是建立特征指数的前提^[57]。在研究过程中,发现不同采样点水生植物的光谱特征既存在相同也存在差异。水生植被的光谱特征从大体来看,具有植被光谱曲线的典型特征。在蓝色波段(490nm)附近出现“波谷”;绿色波段(560nm)附近具有明显的反射峰—“波峰”;在红色波段(675nm)附近出现明显的吸收波谷,这主要是由于叶绿素 a 在红光波段被大量吸收所导致;在近红外波段(675-740nm)处水生植物反射率急剧增高,形成特有的“红边现象”。

不同类型水生植物的光谱特征存在相对差异。沉水植物的光谱反射率明显低于其他水生植物类型,这主要是由于沉水植物整株生长在水中,且叶片为狭长状或为细丝状,水体或其他水体生物影响了沉水植物对光线的吸收和反射。从影像上的实测光谱信息来看,挺水/浮水植物光谱特征更具有植被特征,即植物的“红边”现象比较明显,在近红外波段出形成明显反射峰。

在与地面采样时间同期的 Landsat 影像上获取各水生植物和水体的具体光谱特征,研究影像上挺水/浮水植物、沉水植物、水体的反射光谱,识别不同地物独有的光谱特征和光谱属性,为遥感提取不同水生植物提供应用基础。对此次研究中,挺水/浮水植物、沉水植物、水体的光谱特征具有显著差异。在选取不同地物特征波段作为水生植物识别条件的研究后,发现难以运用单一波段完成挺水/浮水植物、沉水植物、水体的提取。因此,此次研究主要根据不同水生植物和水体特有的光谱特征,分别选取或构建光谱指数。

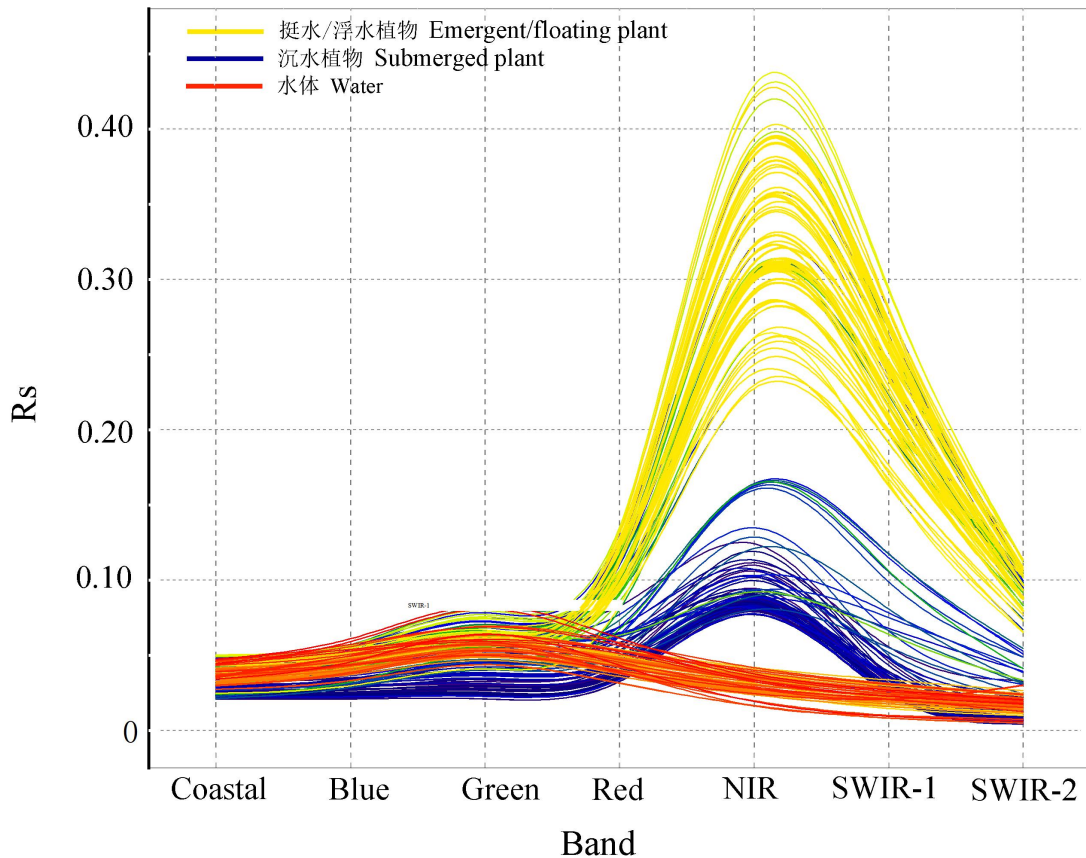


图 3-1 武汉东湖挺水/浮水植物、沉水植物、水体样本点在 Landsat8 影像上的光谱特征

3.2.水生植物敏感指数分析

物体的光谱反射率是由物体类型、物体组织、物体结构以及其他内在或外在因素所决定的。而不同植被信息在遥感影像上的差异主要是通过植物的类型、含水量、叶片结构以及叶绿素浓度差异而体现的。多项研究表明，难以通过单波段影像信息和单波段阈值信息提取物体类型^[81]，因此，需要以植被光谱特征为基础，对波段进行重组（加、减、乘、除）建立植被指数，完成植被提取。在相对条件下，植被指数常被用于植被分类、生物产量估算及环境变化监测等方面。在各个因素的影响下，不同地物类型的光谱特征在不同时期或不同区域的使用过程中也存在差异，同时，不同的植被指数可运用于识别不同的植被类型。目前，国内外建立的植被指数有近百种，这些植被指数常被用于植被生物量检测、植被覆盖变化、植物种类检测等方面。不同植被指数的应用场景存在不同，如比值植被指数（RVI 指数）常用于监测和估算植被盖度；归一化植被指数（NDVI 指数）常作为反映农作物、植被的长势



和营养信息；归一化差异绿度指数（Normalized Difference Green Degree Index, NDGI）常用于研究植被与光能转化之间的关系，常见的指数如表 4-1。

表 3-1 常见植被指数

植被指数	公式	波段
归一化植被指	$NDVI = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}}$	ρ_{NIR} :近红外波段反射率 ρ_{Red} :红色波段反射率
比值植被指数	$SR = \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{Red}}$	ρ_{NIR} :近红外波段反射率 ρ_{Red} :红色波段反射率
归一化差异绿度指数	$NDGI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{Red}}{\rho_{Green} + \rho_{Red}}$	ρ_{Green} :近红外波段反射率 ρ_{Red} :红色波段反射率
红色植被指数	$RI = \frac{\rho_{Red} - \rho_{Green}}{\rho_{Red} + \rho_{Green}}$	ρ_{Green} :近红外波段反射率 ρ_{Red} :红色波段反射
差值环境植被指数	$DVI = \rho_{NIR} - \rho_{Red}$	ρ_{NIR} :近红外波段反射率 ρ_{Red} :红色波段反射率
绿度植被指数	Green Veg Index=TC Green Veg	TC Green Veg 代表 Tasseled Cap 变换后的绿度指数。
调整土壤亮度的植被指数	$SAVI = \left(\frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red} + L} \right) (1+L)$	ρ_{NIR} :近红外波段反射率 ρ_{Red} :红色波段反射 L: 土壤调节系数

在进行东湖水生植物提取研究前期，研究者通过阅读文献获取了多个适用于水生植物的植被指数，如 FAI 指数^[82]、NDVI 指数^[49]、WAVI 指数^[55]、GRVI 指数^[83]（Green-red ration vegetation index, GRVI）、NPCI 指数（Normalized Pigment Chlorophyll Ration Index, NPCI）^[84]和 MAI 指数^[76]。植被指数是在考虑特定传感器和应用的情况下开发的，应用于不同的传感器、环境或问题时，指数具有不同的表现^[85]。特别是在复杂的水域环境中，水生植物的提取方法存在不确定性。现阶段遥感主要侧重在对水生植物的类群识别上，20 世纪 90 年代以来，国内外学者开始探索应用遥感技术监测水生植被的时空变化情况和生长状态。由于同一类别的水生植物存在相同的物候特征和光谱特征，因此在水生植物的种类识别上确实存在困难。

3.2.1. 挺水/浮水植被指数

本研究采用了缨帽变换中的绿度分量（Green Veg Index, 绿度指数）作为挺水/



浮水植物的敏感指数。缨帽变换 (Tasseled Cap Transform, TCT, 即 K-T 变换), 是一种图像增强技术手段, 通过多波段正线交互的方法, 使原始遥感影像数据差异最大化显示且将主要信息进行集中展示。缨帽变换也是一种特殊的主成分分析方法, 与主流的主成分分析方法不同的是, 缨帽变换具有其固定的变换矩阵, 通过这个矩阵信息, 将原始影像信息转化为亮度、绿度、湿度和噪声 4 个分量, 即反映土壤岩石、植被、水体和其他影像信息。亮度分量 (Soil Brightness Index, 土壤亮度指数), 可最大程度反映遥感信息总体亮度变化; 湿度分量 (Yellow Stuff Index, 湿度指数) 对植被和土壤湿度较为敏感。其中, 绿度分量 (Green Veg Index, 绿度指数) 为近红外与可见光的比值, 该分量常被用于提取植物信息^[86, 87]。

$$\text{Green Veg Index} = \text{TC Green Veg} \quad (\text{公式 3-1})$$

式中, TC Green Veg 代表 Tasseled Cap 变换后的绿度指数。

3.2.2. 沉水植被指数

Hu 等提出了一种光谱指数 FAI 指数来检测绿藻和蓝藻水华^[88], FAI 指数定义为近红外反射率与红光和 SWIR1 波段间的基线之间的差值。然而, 由于水深的变化, 水下植被的红光反射率与黄藻相比具有一定的相似之处。此外, 水下水生植被和黄藻之间的近红外反射率重叠导致 FAI 值相似, 因此 FAI 指数无法区分沉水植物和藻类。经过进一步分布发现, 黄藻的绿色和红色波段的反射率高于淹没的水生植被。可将红色波段反射率与绿色波段反射率相加, 得到一个新的光谱波段绿+红, 藻类和沉水植物在绿+红波段有显著差异。基于此差异特征, Qing 等开发了一个新的 MAI 指数, 即通过绿色+红色反射率与蓝色和 SWIR1 波段之间的基线之间的差值, 区分不同水生植物, 因此, 本研究采用藻类指数作为沉水植物的特征指数^[76]。

$$MAI = (\rho_G + \rho_R) - [(\rho_{SWIR1} + (\rho_B - \rho_{SWIR1}) \times \frac{\lambda_{SWIR1} - \lambda_G}{\lambda_{SWIR1} + \lambda_B})] \quad (\text{公式 3-2})$$

式中, ρ_G 、 ρ_R 、 ρ_B 和 ρ_{SWIR1} 分别代表 Landsat 影像中的绿色波段、红色波段、蓝色波段和短红外波段大气校正后的反射率数据, λ_B 、 λ_G 和 λ_{SWIR1} 分别代表 Landsat 影像中的蓝色波段、绿色波段和短红外波段的中心波长。

3.2.3. 水体指数

归一化水体指数 (Normalized Difference Water Index, NDWI) 由 Mcfeeters 于 1996 年提出。归一化水体指数能很好的解决因多光谱间关系法存在而使得背景与研



究事物无法区分的问题，但归一化水体指数还是存在一定的局限性，当周围建筑物较多时，NDWI 指数会将建筑阴影与水体混淆。东湖水域周围，建筑物较少或几乎没有，因此，可以运用该指数进行分析。该指数以近红外波段和绿色波段的归一化比值反映影像中的水体信息，比值处理后，凸显了水体与非水体的差异化，在 NDWI 图像上水体亮度增强。

$$NDWI = (\rho_{Green} - \rho_{NIR}) / (\rho_{Green} + \rho_{NIR}) \quad (\text{公式 3-3})$$

式中， ρ_{Green} 和 ρ_{NIR} 表示 Landsat 影像近红外波段和绿色波段经大气校正后的反射率数据。依据光谱特征信息，水体信息在 $\rho_{Green} - \rho_{NIR}$ 处明显减弱。NDWI 的取值范围为[-1, 1]，当 $NDWI \geq 0$ 时，表示当前区域可能为水体；当 $NDWI < 0$ 时，表示当前区域可能为植被、建筑、土壤等非水体。

3.3.决策树分类模型

3.3.1.决策树定义

决策树是一种监督学习算法，它主要从一系列有特征、有规律的数据中获取分类规则，是一种根据逻辑和空间进行预测的方法^[36]。同时，它以规则树的方式来展示这些规则，并进行分类或回归预测。其工作思路为，借用一组自变量属性来预测每一组数据的所对应的类型。通过随机选择的方法对数据进行分组，分为训练数据集与测试数据集，其中，训练数据被用于决策树规则的创建与生成，而测试数据用于对模型精度的验证。决策树以其较为简单的算法，适用于多个应用领域，决策树算法模型较好地利用遥感影像的光谱信息，可对不同地面目标建立不同的识别规则，更加有利于解决遥感影像“异物同谱”、“同物异谱”的问题^[77]。

决策树是一种多级分类器，常用于决策系统中作为决策规则集。生成算法属于机器学习的归纳学习方法之一，具有结构简单、搜索效率高等特点，是一种直观的知识表示方式。决策树的节点一般分为决策节点和状态节点，其中决策节点表示对象或模式的属性或属性组合，对应树的内部节点；状态节点表示对象或模式的类别，对应树的叶节点。此外，决策树还有一个分支，表示上一层决策节点代表的属性取值或取值范围的组合，用于考察待分对象或模式的特征取值，并根据样本测试结果选择相应的分支^[78]。由于易于构造、规则易于理解、效率较高等优点，决策树在模式识别、数据挖掘、机器学习等领域广泛应用。决策树从根节点开始采用自顶向下



的方式，在决策节点比较属性值或属性集合，根据属性值不同选择相应的分支，在状态节点得到决策结果。

决策树分类算法一般包括决策树生成和决策树修剪两个步骤。决策树生成算法采用自顶向下的递归方式，比较属性值或属性集并根据不同的属性值或属性集合选择相应的分支，在叶节点得到决策结果。决策树修剪算法用于消除过分拟合问题，分为预先剪枝和后剪枝两种。后剪枝的效果优于预先剪枝，但计算复杂度较大。决策树由根节点、内部节点以及叶节点所组成，根节点为起点、叶节点为终点，每一个节点处为一条分类规则，且节点处的数据都是具有同样特征的数据集^[79]。所有分类子集将统一构成最原始的数据集，此数据集在决策树中被称为根节点，如同一颗树的根部。由此根部通过一系列分类规则进行划分，将产生无数个分叉节点，这些节点中包含根节点的子数据集。当数据集无法进行划分时，就到达了决策树的叶节点，此节点所包含的数据，就为决策树划分的结果数据。决策树在划分过程中，会由于以下三种原因而停止划分：①节点下所有数据符合分类规则而属于同一种类别；②当前节点下数据集为空；③当前节点下属性集为空，或样本属性一致而无法划分。随着划分的不断进行，决策树叶节点下数据集的属性将越来越相似，最终将归为一类数据，即数据“纯度”越来越高。信息熵是表示数据纯度的重要指标，其公式如下：

$$Ent(D) = -\sum_K^{/Y/} P_K \log_2 P_K \quad (\text{公式 3-4})$$

式中 D 代表集合，K 代表第 K 类样本， P_K 第 K 类样本数据所占比例。ENT(D) 信息熵值越小，数据集 D 的纯度越高。

信息增益是决策树算法中较为重要的概念，信息增益越大，对训练集中的特征提取效果越好。其公式为：

$$Gain(D, a) = Ent(D) - \frac{|D_V|}{|D|} Ent(D_V) \quad (\text{公式 3-5})$$

式中，a 代表特征属性，V 代表属性种类。若使用 a 种特征对样本 D 进行划分，则会获得 V 种分支节点。

3.3.2. CART 决策树

决策树算法包括 CLS、SPRINT、SLIQ、CART 和 PUBLIC 等多个算法模型。决策树可以看作是一组特殊形式的规则集，从根节点到叶节点的一条路径对应一条决策规则。决策树的构造算法存在优劣之分，有的计算效率高但存储量少，有的计算效率低但存储量大，需要选择较优的决策树算法。本研究使用的是 CART 算法，



分类与回归树模型 (Classification and Regression Trees)。CART 算法不同于其他决策树算法，它主要通过构建二叉树得到最终算法结果。在决策树内部节点处都包括了两个子节点，通过找到节点下数据集的最优二值切割点进行划分，而不同于以往算法中寻找数据集的共有特征进行划分^[80]。同时，CART 决策树的剪枝算法采用后剪枝策略，即先生成一颗完整的决策树，然后自底向上的逐层考察，如果将该节点对应的子树替换为叶节点所带来的泛化误差小于不替换所带来的泛化误差，则进行剪枝操作，以此提高分类精度。

CART 决策树将待分类目标分为学习变量和目标变量，使用 Gini 系数来选择最优划分属性，借助划分属性将样本集分为两个子集，重复以上步骤，直到到达分类样本的根节点。对一个变量 X，具有 (1、2、3、4.....N) 个属性可能，X 值属于某个值的可能为 PX，那对 X 值，其 Gini 系数为：

$$Gini(X) = \sum_{i=1} P_i(1-P_i) = 1 - \sum_{i=1} p_i^2 \quad (\text{公式 3-6})$$

研究选取 70% 的样本数据作为训练样本，30% 作为检验样本，借助 ENVI 软件中的 RuleGen 模块，在归一化水体指数、绿度指数和藻类指数的基础上对 319 个样本进行分析，自动生成决策树文件，构建东湖水生植物提取模型。

3.4.相关性分析

本研究采用 Pearson 相关系数来分析水生植物面积与气温、降水之间的关系。Pearson 相关系数常被用于表示两个变量之间的相关程度，其计算值介于-1-1 之间。它是由 Karl Pearson 从 Francis Galton 所提出的一个相同却又稍有不同的想法演变而来的。这个相关系数也称作“Pearson product-moment correlation coefficient”。其公式为：

$$r = \frac{\sum (X - \bar{X})(Y - \bar{Y})}{\sqrt{(\sum (X - \bar{X})^2)(\sum (Y - \bar{Y})^2)}} = \frac{L_{xy}}{\sqrt{l_{xx}l_{yy}}} \quad (\text{公式 3-7})$$

$$l_{xx} = \sum (X - \bar{X})^2 = \sum X^2 - \frac{(\sum X)^2}{n}$$

$$l_{yy} = \sum (Y - \bar{Y})^2 = \sum Y^2 - \frac{(\sum Y)^2}{n}$$

$$l_{xy} = \sum (X - \bar{X})(Y - \bar{Y}) = \sum XY - \frac{(\sum X)(\sum Y)}{n}$$



式中：

l_{XX} 表示 X 的离均差平方和； l_{YY} 表示 Y 的离均差平方和； l_{XY} 表示 X 和 Y 的离均差平方和。

Pearson 相关系数是一个无量纲的指标统计值，当相关系数小于 0 时，则为负相关性；当相关系数大于 0 时，则为正相关性；当相关系数等于 0 时，则为不存在相关性。相关系数的绝对值越大，即表示两变量间的相关程度越密切。

本论文将年平均气温和年降水量数据，与水生植物的面积数据在 SPSS 软件中进行相关性分析，生成双变量散点图。根据 2020 年水生植物分布图，75 个水质样点中有 25 个样点处于有水生植物生长区，50 个样点处于无水生植物生长区。对比有无水生植物分布的不同样本点水质的数值差异，探讨影响水生植物生长的关键性因素。

3.5.精度验证分析

此次主要选择使用混淆矩阵对提取的东湖水生植物进行精度验证，混淆矩阵主要表示此类别的像元个数与地面实际为该类别的像元个数的比较阵列，在阵列中，列表示实际数据，行表示由遥感影像反演或分类得到的该类别数据。混淆矩阵常用于监督分类算法评价。混淆矩阵中有多种指标可对分类结果进行评价，包括总体分类精度（Overall Accuracy, OA）、用户精度（User's Accuracy, UA）、生产者精度（Producer's Accuracy, PA）、错分误差（Commission Error）、漏分误差（Omission Error）、Kappa 系数（Kappa Coefficient）等。此次主要使用的评价指标包括总体精度和 Kappa 系数。

（一）总体分类精度

总体精度代表的是分类正确的样本数据与样本总数的比值，是具有统计意义的数值。表示矩阵中对角线上分类正确的像元个数与总体像元个数比值，其表达式如下：

$$OA = \frac{\sum_{i=1}^C m_{ii}}{\sum_{i=1}^C \sum_{j=1}^C m_{ij}} \quad (\text{公式 3-8})$$

（二）Kappa 系数

Kappa 系数常被用于评价分类准确度的评估，其取值范围为[-1, 1]。Kappa 系数数值越高，分类模型效果越好。总体分类精度可以直接表示总体分类的正确比例，计算过程相对简单，但是在分类过程中由于分类样本会出现不平衡现象，当总体分



类精度较高的时候，部分类别的分类准确度可能较低，而 Kappa 系数则能解决这个问题，在分类过程中有一类分类结果差时，其 Kappa 值会出现明显降低。

$$Kappa = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e} \quad (\text{公式 3-9})$$

式中， P_o 代表样本中每一类全部正确分类的样本数量之和除以总体样本数，即为总体分类精度。 P_e 代表样本中每一类地表真实像元个数与其对应的分类像元个数乘积和，同时除以总体分类像元个数，其公式如下：

$$P_o = \frac{\sum_{i=1}^C m_{ii}}{\sum_{i=1}^C \sum_{j=1}^C m_{ij}} \quad (\text{公式 3-10})$$

$$P_e = \frac{\sum_{i=1}^C (\sum_{i=1}^C m_{ij} \sum_{i=1}^C m_{ji})}{(\sum_{i=1}^C \sum_{j=1}^C m_{ji})^2} \quad (\text{公式 3-11})$$



4.水生植物遥感监测

4.1.水生植物决策树构建

本研究基于武汉东湖 2020 年 Landsat 影像和 CART 决策树算法,利用归一化水体指数、绿度指数和藻类指数,构建了武汉东湖水生植物提取模型。选择使用 ENVI 软件中的 CART 决策树自动分类模块 (Classification-Decision Tree) 构建决策树,此模块可根据被测样本信息和验证样本信息自动进行阈值分割。不同时期的遥感影像所含地物信息不同,因此,在进行水生植被分类时,需根据具体信息对决策树中的阈值进行调整。

4.2.水生植物决策树精度验证

本研究选取 2020 年 8 月的 Landsat 遥感影像,利用决策树方法对东湖水生植物进行分类。基于武汉东湖实际地物信息和光谱特征,将目标地物分为挺水/浮水植物、沉水植物和水体三大类。根据 4.2 章节中的特征光谱指数对遥感影像进行处理,并根据 4.3 章节中构建决策方法构建武汉东湖水生植物决策树分类模型。使用实地采集样本的 70%构建算法,样本的 30%做精度验证,同时建立样本混淆矩阵,分别计算总体精度、Kappa 系统。此次研究共有 319 个样本数据,其中有 101 个水体样本,98 个沉水植物样本,120 个挺水/浮水植物样本。

武汉东湖水生植物分类的总体精度为 82.29%, Kappa 系数为 72.39%。挺水/浮水植物的提取精度为 82.50%,沉水植物的提取精度为 81.48% (表 4-2)。从精度来看,模型对水体的识别度较高,对沉水植物的识别度较低,但分类结果仍达到了 80% 以上。所以,基于 CART 算法得到的东湖水生植物分类规则具有一定的实际意义,可用于整个研究区水生植物的分类识别。



表 4-1 武汉东湖水生植物分类结果

2020年8月	分类结果				
	挺水/浮水植物	沉水植物	水	合计	精度 (%)
挺水/浮水植物	33	3	1	40	82.50
沉水植物	0	22	1	27	81.48
水	2	0	24	29	82.75
总体精度	82.29				
Kappa系数	72.39				

4.3.水生植物时空变化分析

4.3.1.水生植物季节变化分析

利用 CART 决策树分类方法，选取 2020 年 2、4、8、10 月东湖的遥感影像，代表水生植物生长面积的季节性分布变化（图 4-2）。表 4-3 为 2020 年 2、4、8、10 月挺水/浮水植物和沉水植物的生长面积。

总体来看，2020 年东湖各子湖均有水生植物生长，但主要生长于各个子湖的岸边浅水处和湖汊处，深水区几乎未生长水生植物，湖中仅有水上栈道两旁有少量的水生植物聚集。沉水植物主要集中在郭郑湖的浅水岸边处，极少数分布于喻家湖，从现场观测来看，沉水植物成片生长于浅水湖湖底。挺水/浮水植物几乎分布于整个东湖的岸边处，分布面积较广。

挺水/浮水植物和沉水植物的季节性面积变化相对一致。2 月东湖水生植物的分布面积较少，挺水/浮水植物和沉水植物的分布面积分别为 1.43 和 0.23km²。4 月水生植物面积逐步扩大，8 月到达最大值。其中，挺水/浮水植物的最大面积为 3.36km²，沉水植物的最大面积为 0.44km²，挺水/浮水植物的面积和增长速率均大于沉水植物。10 月挺水/浮水植物（3.13km²）和沉水植物（0.38km²）的面积有所减少，但仍然大于 2 月的生长面积。

东湖位于亚热带季风气候区内，2、4、8、10 月可分别代表该地区的春、夏、秋、冬 4 个季节。春季（4 月）水生植物开始生长，夏季（8 月）水生植物持续增长，分布面积达到最大值，秋季（10 月）水生植物逐渐凋零，冬季（2 月）分布面积达到最小值。



10月挺水/浮水植物、沉水植物的分布面积逐渐减少，但挺水/浮水的面积减少速率远高于沉水植物，特别在10-2月期间，挺水/浮水植物的面积减少了54%，沉水植物的面积仅减少39%。据分析，东湖的挺水/浮水植物以莲、香蒲、芦苇等为主，该类植物的主要生长期集中于7-8月，在9月后该类植物逐渐衰败死亡。而东湖沉水植物中含有菹草类别，3-6月为菹草的殖芽形成期，7-8月菹草进入休眠期，10月菹草才开始萌芽，此种生长特性使得菹草能越冬生长，增加了东湖沉水植物在冬季的生长面积。

表 4-2 2020 年武汉东湖水生植物面积统计

月份	挺水/浮水植物 (km ²)	沉水植物 (km ²)
2	1.43	0.23
4	2.07	0.36
8	3.36	0.44
10	3.13	0.38

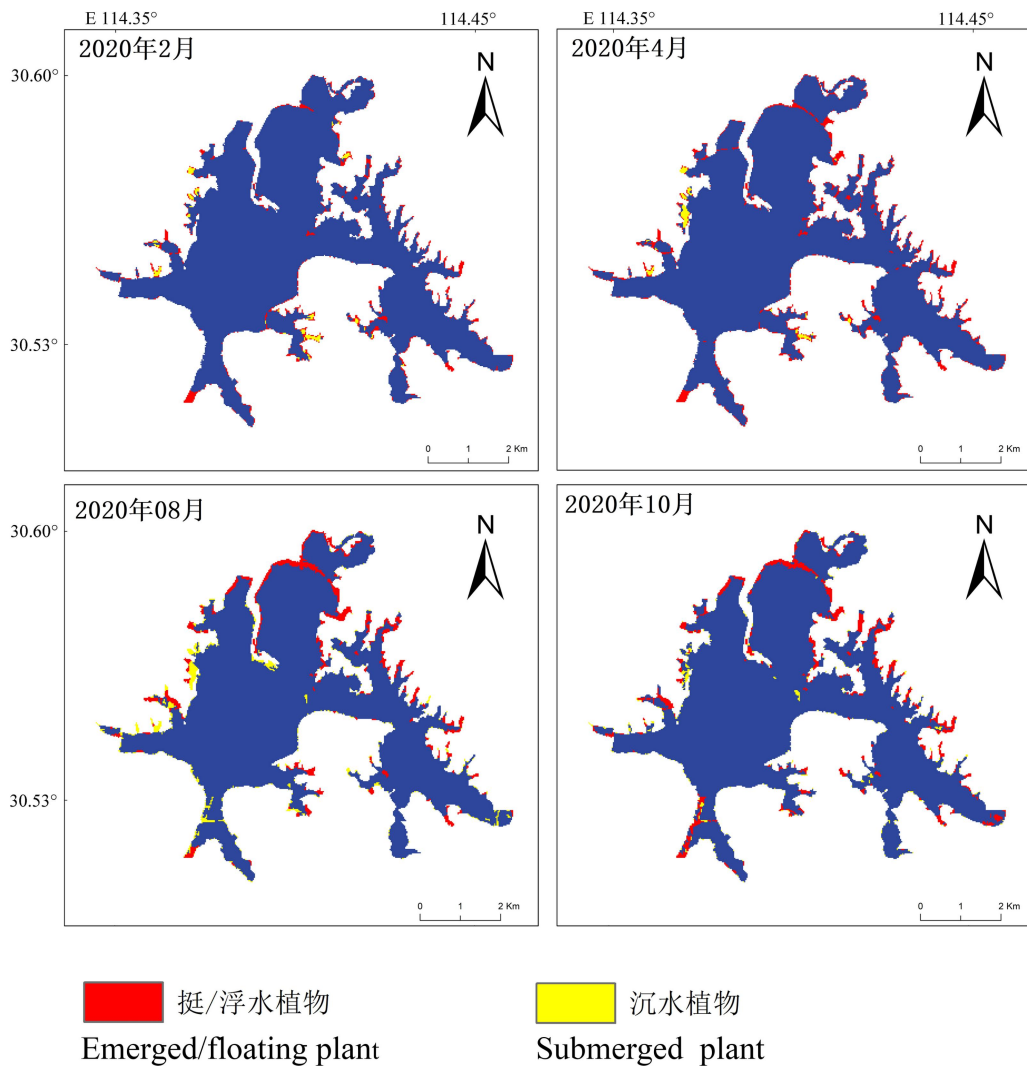


图 4-1 武汉东湖水生植物分布图

4.3.2.水生植物年际变化分析

将建立的水生植物提取模型应用于 1990-2020 年 Landsat 时序数据中，得到 1990-2020 年武汉东湖水生植物的分布图（图 4-3）。图 4-4 为 1990-2020 年武汉东湖挺/浮植物和沉水植物的面积变化图,1990-2020 年武汉东湖水生植物的面积和分布发生了较大的变化。

近 30 年来，东湖水生植物的空间分布发生了较大的变化，其中以沉水植物的变化较为显著。1990 东湖挺水/浮水植物零星分布于各子湖，沉水植物少量聚集于庙湖处。1993 年后挺水/浮水植物出现集中大面积生长，沉水植物仍零星分布。1998 年东湖水生植物几乎不存在，只有少量湖泊长有水生植物。2000-2010 年东湖挺水/



浮水植物和沉水植物的生长区域不固定，分布较为零散，且每个区域的生长面积范围较小。2011年后，东湖水生植物出现快速生长现象，东湖水生植物此后每年生长区域较为固定，且挺水/浮水生植物出现成片生长现象。

近30年来武汉东湖挺水/浮水植物的分布面积远大于沉水植物的分布面积，挺水/浮水植物的分布面积在 $0.40-3.82\text{km}^2$ 浮动，而沉水植物的分布面积在 $0.08-0.38\text{km}^2$ 浮动。武汉东湖挺水/浮水植物和沉水植物面积的动态变化相对一致但波动较大，可将东湖水生植物年际变化分为三个阶段：（1）1990-1996年，在此阶段挺水/浮水植物和沉水植物的变化趋势各不相同。沉水植物的面积在这一阶段持续增加，至1996年东湖沉水植物面积达 0.23km^2 ，增幅达52%，其中，1995-1996年增长率最快，达30%。而挺水/浮水植物面积在1990-1993年呈大幅下降趋势，1993年与1990年相比减少了 0.74km^2 。这一时期，挺水/浮水植物的减少可能与渔业养殖有关。1994-1996年挺水/浮水植物的面积有所增加，到1996年挺水/浮水植物的生长面积为 2.47km^2 ，相较于1993年增幅达70%。渔业的限制性发展是此阶段挺水/浮水植物快速增长的主要原因；（2）1997-2015年，在这19年期间，挺水/浮水植物和沉水植物总体面积有所增加，但面积变化波动较大。其中，2008年面积最小，挺水/浮水植物的分布面积仅 0.44km^2 ，沉水植物的分布面积仅 0.10km^2 。1998、2001、2003、2005、2006和2010年水生植物的面积大幅度减少，其水生植物的分布面积分别仅有 0.84km^2 、 1.63km^2 、 0.94km^2 、 1.66km^2 、 1.53km^2 ；（3）2016-2020年，在此阶段水生植物的面积仅在2018年有所减少，但总体面积还是呈增加态势。到2020年挺水/浮水植物的面积为 3.36km^2 ，沉水植物的面积为 0.43km^2 ，挺水/浮水植物的面积增加了30%，沉水植物的面积增加了18%，挺水/浮水植物的生长恢复效率远高于沉水植物的生长恢复效率。

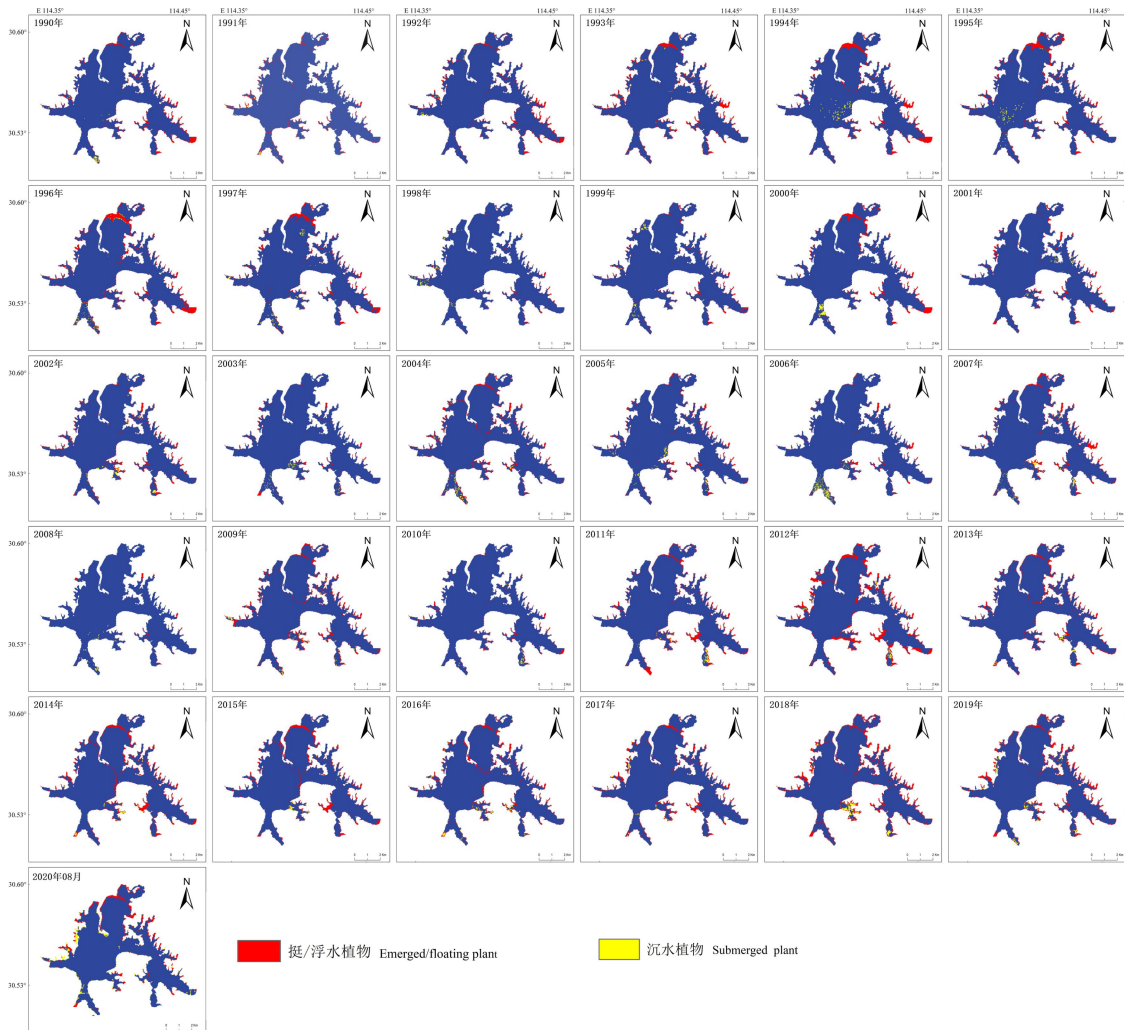


图 4-3 1990 - 2020 年武汉东湖水生植物分布图

此次利用遥感技术提取的东湖水生植物分布情况与历史调查结果较为一致。严国安等调查发现^[89]，1992-1993 年东湖水生植物的面积约占全湖面积的 3%，且水生植物主要集中在汤菱湖和牛巢湖的沿岸和湖湾处，而郭郑湖几乎不存在水生植物，此次利用遥感提取的 1993 年东湖水生植物的面积占全湖面积的 2.76%，从分布来看，郭郑湖中水生植物分布较少。吴振斌等实地调查发现 2001 年东湖挺水植物主要集中分布在汤菱湖等子湖的港汊和岸边浅水处，沉水植物主要分布在牛巢湖^[10]，本次研究发现 2001 年东湖水生植物也主要分布于汤菱湖、牛巢湖和后湖的湖湾和沿岸处。钟爱文等于 2014 年对东湖的 4 个主要湖区（郭郑湖、汤菱湖、团湖和后湖）的水生植物进行了调查^[14]，本研究提取结果与其结果一致。

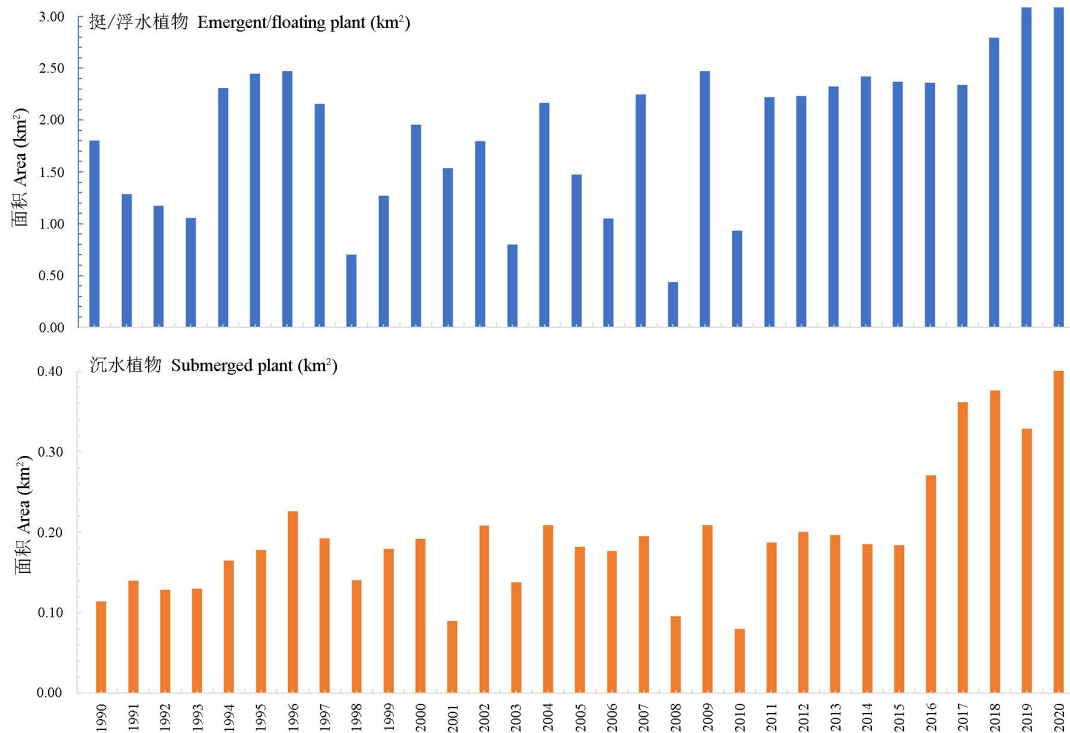


图 4-3 1990 - 2020 年武汉东湖水生植物面积统计

4.3.3.水生植物类群结构变化分析

早期东湖水生植物以微齿眼子菜、大茨藻、黑藻等沉水植物为主，但随着沉水植物生长面积的不断减少，挺水/浮水植物逐渐成为东湖水域中的优势物种类群。1990-2020 年，东湖水生植物面积及分布不断发生变化，水生植物的类群结构也发生了改变。

从表 4-4 中可知，1990-2020 年，东湖水生植物中挺水/浮水植物面积所占比例较高，所占比例几乎高于 80%，最高可达 93.3%，沉水植物面积所占比例较小，最高仅有 19.7%。1994 年前，东湖挺水/浮水植物占总水生植物面积比例少于 85%，这可能与东湖的水产养殖业占据了挺水/浮水植物的生长空间有关。1994 年后，挺水/浮水植物的占比逐年增加。但 1998 年东湖挺水/浮水植物占水生植物总体面积比例出现下降，为 83.35%，这一年，沉水植物面积占比达 16.6%。1998 年，暴发性强降水过程使得东湖水位高涨，挺水/浮水的生长空间被挤压，而沉水植物因长期生长与水面之下，此次的短暂性水位上涨，对其影响较小。之后，沉水植物占比仍低于 15%。2008 年沉水植物出现比较显著增加，达到 19.5%。2008 年，中国发生了



大面积低温冻害，沉水植物可能因生长于水面以下，受气温环境影响相对较小。而挺水/浮水植物因生长于水面之上，受气温环境影响较大，因此，整体生长较为缓慢。2008年后，东湖沉水植物面积占总体水生植物面积比例仍低于15%。总体来看，1990-2020年东湖水生植物始终以挺水/浮水植物为优势物种。

表 4-3 1990-2020 年东湖水生植物不同类群所占比例

年份	挺水/浮水植物 (%)	沉水植物占比 (%)
1990 年	94.03	5.97
1991 年	80.32	19.68
1992 年	82.19	17.81
1993 年	84.56	15.44
1994 年	93.33	6.67
1995 年	93.21	6.79
1996 年	91.63	8.37
1997 年	91.79	8.21
1998 年	83.35	16.65
1999 年	87.65	12.35
2000 年	91.07	8.93
2001 年	94.47	5.53
2002 年	89.62	10.38
2003 年	85.33	14.67
2004 年	91.21	8.79
2005 年	89.03	10.97
2006 年	85.62	14.38
2007 年	92.00	8.00
2008 年	80.51	19.49
2009 年	92.21	7.79
2010 年	92.08	7.92
2011 年	92.23	7.77
2012 年	91.77	8.23
2013 年	92.22	7.78
2014 年	92.89	7.11
2015 年	92.81	7.19
2016 年	89.49	10.51
2017 年	86.61	13.39
2018 年	91.02	8.98
2019 年	90.14	9.86
2020 年	90.88	9.12



4.4.本章小结

本章节首先分析了东湖挺水/浮水植物、沉水植物和水体的不同光谱特征，东湖水生植物的光谱特征具有典型的植被光谱曲线特征，但挺水/浮水植物的植物“红边”现象更加明显。通过分析，确定了适宜东湖不同水生植物类群的植被光谱指数，以 Green 指数作为挺水/浮水植被指数，以 MAI 指数作为沉水植被指数，以 NDWI 指数作为水体指数。选择 CART 决策树模型算法为基础，基于 Green 指数、MAI 指数、NDWI 指数，构建东湖水生植物类群分类模型。同时，选择混淆矩阵对模型精度进行评定，最终模型总体精度达 82.29%，分类模型具有一定的实际意义。

基于 1990-2020 年遥感数据，按照此次建立的东湖水生植物分类模型，提取了近 30 年东湖水生植物的分布面积，并分析了水生植物的面积变化和类群结构变化特征。在空间分布上，东湖水生植物多分布在岸边或各湖汊处。就面积变化而言，此次研究发现东湖水生植物具有明显地季节性变化特征，在年际变化上，主要分为三个阶段：1990-1996 年，两种水生植物呈现不同的生长趋势，挺水/浮水植物的面积呈现先减后增的变化趋势，沉水植物呈现增长态势，1996 年沉水植物面积达 0.49km^2 ，增幅达 52%;1997-2015 年，两种水生植物的总体面积有所增加，但面积的年际变化较大。其中，挺水/浮水植物的最大面积为 3.82km^2 ，最小面积仅为 0.54km^2 ，沉水植物的最大面积为 0.38km^2 ，最小面积为 0.08km^2 ;2016-2020 年水生植物除 2018 年有所下降外，总体呈增加态势。近 30 年水，东湖水生植物以挺水/浮水类群植物为主。



5.水生植物时空分布影响因素分析

5.1.水生植物与气象因子的关系分析

气候因子（气温和降水）可能会影响水生植物的分布面积、生产力和种类组成。水质因子（总磷、总氮、水深、透明度和浊度等）可能会对水生植物的生长、发育造成胁迫。

从武汉市气温和降水的年平均值来看（图 5-1），从 1990 年到 2020 年武汉市气温变化幅度较大，呈现两个变化阶段，1990-2007 年武汉市气温呈上升趋势，2007 为这一时段最高，达 18.6℃，2007-2020 年武汉气温逐渐趋于稳定。在降水方面，1990-2000 年武汉市总体降水量较多，2000-2011 年武汉市降水量有所减少，2012 年后武汉市降水量开始增加，值得注意的是，2016 年和 2020 年武汉市降水量分别峰值，分别为 152.26mm 和 167.70mm，2020 年年平均降水量为 1961 年以来的最高值。

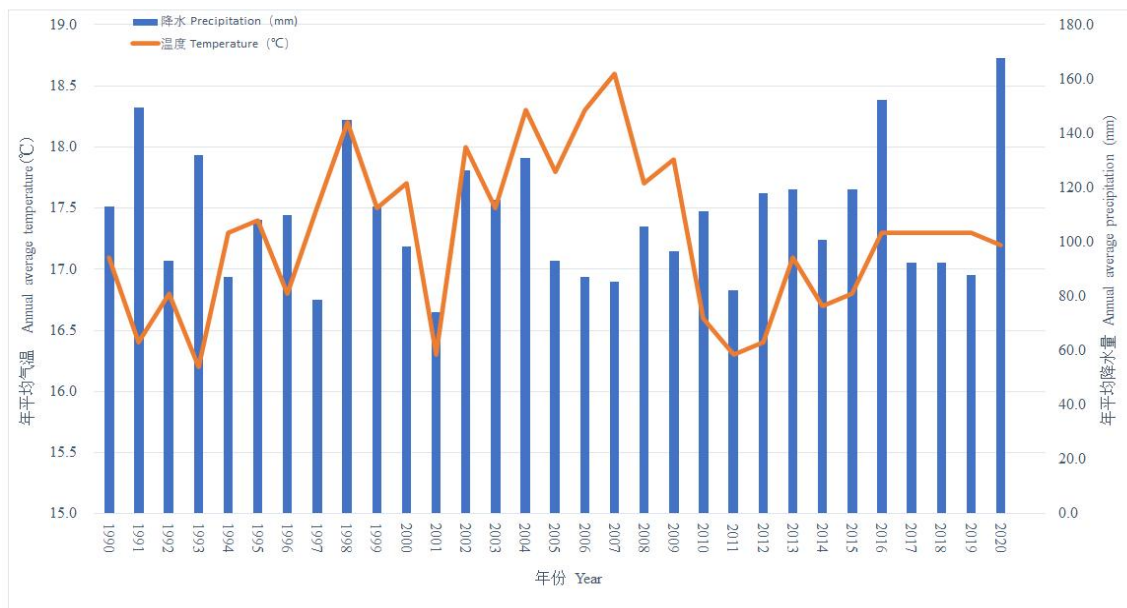


图 5-1 1990-2020 年武汉东湖年平均气温与降水

图 5-2 为挺水/浮水植物和沉水植物的面积分别与年平均气温和年平均降水量的相关性散点图。挺水/浮水植物面积的年际变化与年平均气温 ($R^2 = 0.1$, $p < 0.01$) 和年降水量 ($R^2 = 0.11$, $p < 0.01$) 的相关性不大。沉水植物面积的年际变化与年平均气温 ($R^2 = 0.04$, $p < 0.01$) 和年降水量 ($R^2 = 0.03$, $p < 0.01$) 的相关性也较弱。

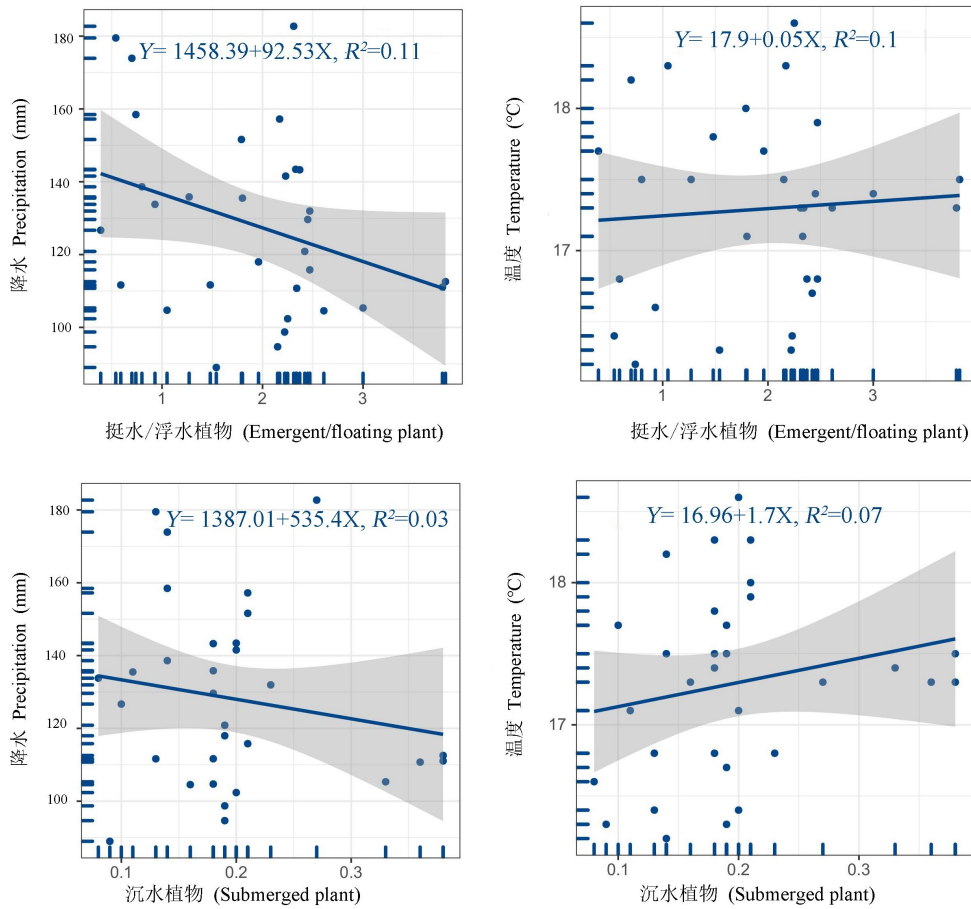


图 5-2 年平均气温和年平均降水与武汉东湖水生植物相关性

东湖水生植物的面积与年平均气温、年平均降水量之间的相关性较小。在以往关于东湖水生植物面积的变化研究中，多位研究者指出，东湖水生植物的变化主要是由于水质富营养化、渔业养殖和人类活动的干扰所引起的，也未发现年平均气温和年平均降水量对水生植物的影响^[14, 90]。Yu 等在研究太平湖水生植物年际变化与环境因子的关系时，指出潜在环境驱动因子与大型植被覆盖数量的动态关系取决于所研究的湖段^[91]。东湖位于亚热带季风区，水生植物生长所需的热量和水分充足，因此气象因子（年平均气温和年平均降水量）对东湖水生植物生长的影响较小。

5.2.水生植物与水质因子的关系分析

对比 25 个有水生植物分布的样点和 50 个无水生植物分布的样点的环境指标（年平均气温和年平均降水量），结果表明，在有无水生植物分布的不同地区，水



体的 pH 和溶解性总固体的差异较小，水体中 pH 值仅相差 0.04，溶解性总固体含量在有无水生植物分布区域的均值相对一致。在分析有无水生植物分布样点的其他指标时，发现总磷含量、总氮含量、水深、透明度和浊度的范围和均值存在差异，有水生植物分布的样点水深均值（2.59m）远小于无水生植物分布的样点均值（3.29m），有水生植物分布的样点浊度均值（15.15g/L）也远小于无水生植物分布的样点均值（15.99g/L），但在有水生植物分布的样点，透明度值要高于无水生植物分布的样点，其均值高出 0.08m 左右。研究发现，东湖有水生植物的区域，其氮、磷的浓度范围分别是 0.56–4.56mg/L 和 0.04–0.30mg/L，无水生植物的区域，氮、磷的浓度范围为 0.62–6.65mg/L 和 0.04–0.37mg/L。

表 5-1 有无水生植物的环境因子的差异

环境指标	有水生植物分布的样点		无水生植物分布的样点	
	范围	均值	范围	均值
总氮含量 (mg/L)	0.56–4.56	1.56	0.62–6.65	1.86
总磷含量 (mg/L)	0.04–0.30	0.12	0.04–0.37	0.14
水深 (m)	0.80–3.2	2.58	0.70–4.4	3.29
透明度 (m)	0.55–1.39	0.92	0.36–1.35	0.83
温度 (°C)	10.96–17.64	14.73	9.97–17.38	14.74
pH	7.96–9.44	8.65	7.86–9.24	8.69
浊度 (g/L)	4.30–41.80	15.15	3.40–49.4	15.98
溶解性总固体含量 (g/L)	0.23–0.31	0.27	0.23–0.33	0.270

湖泊水位的高低将直接影响水生植物的生态位结构、生物量大小和物种种类，水位的高低也是判断湖泊生态是否健康的重要标志之一。水位过高，水生植物的根部因缺乏光照，生物量降低，水位过低时，又会因风浪和干旱对水生植物造成威胁^[92]。在低水位处，底泥中的种子才会因为有光的照射而发芽，同时在发育过程中，因为光的照射，植物才会更快的生长。不同水位处，水生植物生长类群也不同。挺水植物和浮水植物生长区域的水位较高，主要是因为，挺水植物、浮水植物的叶片挺于水面以上，易接收太阳光的照射。而水位较高时，沉水植物难以吸收到太阳光，不利于沉水植物进行光合作用。因此，在沉水植物生长时期，可通过降低湖泊水位等措施，促进植物的生长。此次调查分析，东湖水生植物主要分布在 0.8-3.2m 深度处，集中分布于湖岸或半阻隔的子湖处，这些地区水深较浅且水流速度较慢，生长



环境较为稳定, 适宜水生植物生长。从 20 世纪 50 年代开始, 东湖由通江湖泊转为了由人工控制的水体, 东湖的水位趋于稳定, 从东湖水生植物的年际分布特征来看, 水生植物的主要分布区域未曾发生较大变化。但 1998 年, 长江中下游发生了较为严重的洪涝灾害, 使得东湖水位高涨, 水生植物的适宜生长空间被压缩, 水生植物的面积急剧下降。1998 年东湖水生植物的减少, 可能与该年水位大幅度上涨有关^[93]。

此外, 水体的低透明度会使水生植物的光合速率下降, 促进植物生物量的积累。水深小于透明度的 1.83-3.04 倍时, 沉水植物才能生存, 这个深度又称光补偿深度^[94]。只有在光照补偿深度达到植物所需时, 沉水植物才能有效进行光合作用, 即只有透明度较高的水生植物才能吸收到足够的阳光, 积累足够的营养。东湖有水生植物的分布地区透明度均值为 0.922m, 平均水深仅有 2.59m, 水深小于光补偿深度, 适宜水生植物生长。

水体浊度会影响水生植物萌发速率以及幼苗的生长发育, 过高的浊度, 会导致射入水体中的光线降低, 会影响水生植物的光合作用。同时, 也将降低水体中的氧气含量, 影响植株的生长。东湖有水生植物生长的地区浊度均值显著低于无水生植物的生长地区。结合 2020 年 8 月野外调查数据分析, 东湖西部多个湖区受人为影响较小, 浊度较低, 水生植被生长较好, 但东部的后湖等湖区, 由于养殖业较为发达, 投喂饵料, 造成水体营养过剩, 在适宜的温度和光照情况下, 藻类大量繁殖, 水体浊度较高, 限制了水生植物的生长。

氮磷是植物生长的必需元素, 一定含量范围内的氮磷可促进植物的生长。但随着营养水平的提高, 氮磷会成为限制水生植物生长的元素之一。当氮磷元素的排放超过湖泊能承受的最大范围时, 湖泊水体的自净功能受到损害, 导致湖泊出现富营养化, 蓝藻频发, 水生植物生长的生态环境遭到破坏。同时, 过量的氮磷会加重水生植物的新陈代谢, 影响水生植物的生长与分布。东湖东部的水果湖、南部的庙湖以及西部后湖部分, 周围聚集了大量的商业、村镇和工厂, 其中水果湖与污染较为严重的沙湖相通, 大量污水流入这些湖区, 该湖区氮、磷含量平均值较其他湖区高, 水生植物在这些湖泊中的分布较少。20 世纪 60 年代初期, 东湖水质较好, 总磷浓度仅为 0.094mg/L, 水生植物分布广泛, 覆盖面积较大, 主要种类有水葫芦、睡莲、菖蒲、香蒲、芦苇等^[95]。然而, 20 世纪 70 年代以后, 随着城市化进程的加快, 东湖周边的污染源逐渐增多, 导致水质恶化, 水生植物的分布范围和数量逐渐减少, 其中, 水葫芦、香蒲等优势种的覆盖面积减少明显, 而杂草、藻类等次生植物则逐渐增多。在 20 世纪 80 年代末期, 随着水质污染的加剧, 东湖水生植物数量和种类进一步减少, 湖泊内大量富营养化水藻的出现, 也使得水生植物生长受到了限制^[96]。



到 1990 年总磷浓度达 0.15mg/L，这一时期氮磷主要来源于未经处理而排入东湖的工业和生活污水，沿岸大部分的工业和生活污水直接排入东湖，进入东湖的污水排放量已经达 18 万吨/天^[97]。1992 年贺中华等对东湖总氮、总磷进行监测，研究发现武汉东湖富营养化主要在于含氮、磷污水的排入^[98]。同时，过度地渔业养殖也是造成同时期水质污染的原因之一。20 世纪 80 年代，东湖的淡水养殖规模不断扩大，到 1992 年东湖水产养殖总量达 1452t^[73]。渔业养殖为开辟较大的养殖场地，需砍伐和清理挺水/浮水植物，挺水/浮水植物的面积在 20 世纪 80-90 年代初逐渐减少。而在鱼类养殖过程中需投放的大量饵料和化肥，饵料和化肥所带来的营养物质超过了东湖水域的承载能力，同时东湖水体环境较为封闭，造成了大面积水体污染。因此，相关管理部门逐步控制了鱼类养殖规模，渔业养殖面积缩小，1993 年后，挺水/浮水植物的生长空间得以恢复。长期以来，东湖的富营养化问题一直受到社会和政府的强烈关注，21 世纪初，政府采取多项措施减少东湖水体污染，如逐渐关闭和搬迁了东湖沿湖的 58 家污染企业，减少了污水的排入。经多年水体治理，东湖水质由过去的劣 5 类水体逐渐转变为了 5 类水体^[99]。Yan 等研究了东湖多年水体环境，发现东湖水质水平在 21 世纪早期处于波动状态，而水体环境直接影响水生植物的生长与变化^[100, 101]。2000-2005 年后东湖总氮、总磷浓度有所下降，但同期平均浓度仍高达 3.16mg/L、0.16mg/L^[102]。2006-2010 年，东湖隧道建设实施，可能对东湖的水质有一定的影响，造成总氮、总磷浓度偏高^[103]。据本文调查分析 2000-2015 年东湖水生植物的分布面积出现了波动变化，但水生植物的生长面积仍较少。2011-2015 年东湖水生植物面积整体呈增加趋势。为治理东湖水质，武汉政府逐渐加强了治理手段，关闭了东湖沿岸多个排污口，同时采取多项措施，改善治理方法，提升治理水平。随着水质治理方法和技术逐渐成熟，良好的水质环境为水生植物提供了较好生长环境，水生植物面积得以逐渐恢复。经过长期的水质治理，东湖水体和底泥中的污染物基本得以释放，据武汉东湖生态旅游风景区 2016-2020 年发布的东湖水质监测数据来看，东湖水质已稳定在 III 类以上，水生植物的面积也逐渐扩大。同时，2016 年东湖风景区在多个子湖中人工种植了沉水植物，这也是 2016 年以来沉水植物面积逐渐扩大的主要原因。2020 年武汉东湖启动了以修复东湖水质环境为目标的东湖生态修复示范工程，在郭郑湖鹅咀处建立沉水植物修复示范区，并成为了武汉东湖水质改善的重大举措，为恢复沉水植物、改善水质奠定了基础。2016 年后，东湖沉水植物的面积大幅增加，到 2020 年达到 0.43km²。



5.3.本章小结

本章节主要讨论了水生植物与气象和水质因子的关系，并阐述了近 30 年东湖水生植物变化的驱动因素。其中，武汉东湖水生植物的年际面积变化与气象因子（年平均气温和年平均降水量）之间的相关性较低。就分布而言，水生植物多分布在透明度较高、水深较浅和浊度较低的地区，水中的氮、磷含量也是影响水生植物分布的基本水质因子。在近 30 年东湖水生植物的动态变化中，早期，东湖挺水/浮水植物的减少可能与渔业养殖的无序扩张有关，水产养殖为开辟养殖场地，砍伐了大量的挺水/浮水植物。1998 年，东湖水生植物的减少可能与东湖的高水位有关，1998 年长江中下游暴发强降水，湖泊河流水位快速上涨，水生植物的生长空间被压缩，生长面积大幅下降。到 21 世纪初，东湖水质变化是影响水生植物生长的主要影响因子，2001 年、2003 年、2005 年和 2006 年，东湖水质水平基本处于劣 V 类，而水体环境将直接影响水生植物的生长与变化。2008 年东湖水生植物的减少可能与当年年初的历史性低温降雪活动有关，灾害性低温将影响水生植物的萌芽与生长。后期，随着东湖水质治理活动进程取得阶段性成果的同时，东湖水生植物的生长也迎来了快速生长期。2015 年后，东湖水生植物面积大幅度增长，挺水/浮水植物挺水/浮水植物面积增加了 30%，沉水植物面积增加了 18%。与此同时，人工种植水生植物的活动也促进了该时期东湖水生植物的增长。



6.结论与展望

6.1.研究结论

本研究利用 Landsat 影像数据,根据水体、挺水/浮水植物和沉水植物对不同波段的敏感性,选择了归一化水体指数、绿度指数和藻类指数,建立了武汉东湖水生植物提取模型。借助该模型绘制了东湖 1990-2020 年和 2020 年 2、4、8、10 月水生植物的分布图,还分别分析了气象因子与水质因子对东湖水生植物生长的影响,同时研究了近 30 年东湖水生植物动态变化的主要原因,结果表明:

(1) 基于遥感技术手段,可实现东湖水生植物的动态研究。结合地面采样点信息及遥感影像,分析挺水/浮水植物、沉水植物和水体的光谱特征,建立挺水/浮水植物 Green 指数、沉水植物 MAI 指数及水体 NDWI 指数,结合 CART 决策树分类模型,完成东湖水生植物的提取工作。CART 模型总体精度为 82.29%, Kappa 系数为 72.39%, 可用于整个研究区水生植物的分类识别。

(2) 武汉东湖挺水/浮水植物和沉水植物具有明显地季节性变化。选择 2020 年 2 月、4 月、8 月和 10 月的遥感影像,研究东湖水生植物的季节变化。研究发现,东湖水生植物主要集中在各子湖或湖汊处。同时,2020 年东湖 2 月挺水/浮水植物和沉水植物的分布面积最小,4-8 月水生植物的分布面积逐渐增大,8 月达到最大值,10 月面积呈下降趋势,东湖水生植物生长具有明显地季节性变化特征。

(3) 武汉东湖 1990-2020 年水生植物分布和面积均有较大的变化。1990-1996 年,东湖沉水植物处于稳定生长状态,挺水植物呈先减少后增长的趋势;1997-2015 年东湖水生植物的生长处于不稳定状态,1998 年、2001 年、2003 年、2006 年、2008 年水生植物面积大幅度减少;2016-2020 年东湖水生植物生长面积逐渐恢复。同时,从类型结构来看,近 30 年来东湖水生植物主要以挺水/浮水植物为主。就分布来看,2011 年前,东湖水生植物较为零散的分布于各子湖处,2011 年后,特别是挺水/浮水植物开始出现成片分布。从类群结构来看,东湖的挺水/浮水植物始终占据主导地位。

(4) 影响因子分析表明,东湖水生植物的生长与气温和降水的相关性较小,水质因子中的总氮含量、总磷含量、透明度、浊度和水深是影响水生植物生长的关键性因子。在探讨有无水生植物生长区域的水质差异时,发现东湖有水生植物植物生长区域的水深、浊度、总氮含量、总磷含量远小于无水生植物生长区域,透明度



因子则远高于无水生植物生长区域。对东湖水生植物类群变化的原因研究发现，早期东湖挺水/浮水生植物的减少与渔业养殖的无序扩张有关。21 世纪初，东湖水生植物的面积变化主要受水体环境的影响，水质的不稳定变化影响了水生植物的生长。到 2016 年后，东湖水质逐渐稳定，为水生植物的生长提供了良好的水域环境，同时，人工种植沉水植物的活动，促进了水生植物面积的进一步增长。

6.2.研究展望

本研究以 Landsat 遥感数据为基础，建立了基于东湖环境特点的水生植物决策树分类模型，对东湖近 30 年来水生植物的分布及动态变化进行了监测与分析，综合探讨了气象与水质因子对东湖水生植物的影响。该研究可为湖泊环境治理与管理提供新契机，但由于本研究仍存在不足，后续改进方向如下：

本研究选择的遥感数据为 Landsat 卫星，为长时期监测水生植物提供有力的数据支撑，但在研究时，仅选择了每一年的一期遥感影像代表该年水生植物的生长状态。在后续研究中，将近一步扩大数据选择范围，提高数据可信度，使之更加适用于水生植物的长期监测。

本研究基于了归一化水体指数、绿度指数和藻类指数，建立了武汉东湖水生植物提取模型。但在利用该模型提取水生植物时，还需手动输入数据，且不能实现批量化处理。在后续研究过程中，将进一步结合 GEE 平台、python 软件等其他技术方法不断优化建立自动化处理平台。

本文在研究东湖水生植物影响因素时，只考虑了水质和气象因素，其他影响因素未能加以考虑如：土地利用性质、社会经济水平等。在后续研究过程中，应考虑多方面影响因素，并综合考虑各个因素，从整体出发，探究影响水生植物生长的驱动因素及其贡献率。



参考文献

- [1] 康丽娟, 许海, 邹伟, 等. 菹草对湖泊水质及浮游植物群落结构的影响[J]. 环境科学, 2020,41(09):4053-4061.
- [2] Zhou J, Zhou L, Xu W. Diversity of wintering waterbirds enhanced by restoring aquatic vegetation at Shengjin Lake, China[J]. The Science of the total environment, 2020,737:140190.
- [3] 陈琳, 李晨光, 李锋民, 等. 水生态修复植物水质净化能力综述[J]. 环境污染与防治, 2022,44(8):1079-1084.
- [4] 马浩天, 张飞, 张宏江, 等. 两株淡水湖泊常见沉水植物共培养对斜生栅藻的抑制作用[J]. 生物学杂志, 2020,37(3):72-75.
- [5] 戴玉女, 吴鹏举, 杨扬, 等. 水生植被恢复对东莞生态工业园区水质改善的影响研究[J]. 生态环境学报, 2014,23(09):1463-1471.
- [6] 刘伸伸, 张震, 何金铃, 等. 水生植物对氮磷及重金属污染水体的净化作用[J]. 浙江农林大学学报, 2016,33(05):910-919.
- [7] 黄小龙, 郭艳敏, 张毅敏, 等. 沉水植物对湖泊沉积物氮磷内源负荷的控制及应用[J]. 生态与农村环境学报, 2019,35(12):1524-1530.
- [8] Zhao D, Lv M, Jiang H, et al. Spatio-Temporal Variability of Aquatic Vegetation in Taihu Lake over the Past 30 Years[J]. PLoS One, 2013,8(6):e66365.
- [9] 杨汉东, 农生文, 蔡述明, 等. 武汉东湖沉积物的环境地球化学[J]. 水生生物学报, 1994(03):208-214.
- [10] 吴振斌, 陈德强, 邱东茹, 等. 武汉东湖水生植被现状调查及群落演替分析[J]. 重庆环境科学, 2003(08):54-58.
- [11] 陈洪达, 何楚华. 武昌东湖水生维管束植物的生物量及其在渔业上的合理利用问题[J]. 水生生物学集刊, 1975(03):410-420.
- [12] 陈洪达. 武汉东湖水生维管束植物群落的结构和动态[J]. 海洋与湖沼, 1980(03):275-284.
- [13] 于丹, 涂芒辉, 刘丽华, 等. 武汉东湖水生植物区系四十年间的变化与分析[J]. 水生生物学报, 1998(03):219-228.
- [14] 钟爱文, 宋鑫, 张静, 等. 2014年武汉东湖水生植物多样性及其分布特征[J]. 环境科学研究, 2017,30(3):398-405.
- [15] Patel M, Jernigan S, Richardson R, et al. Autonomous Robotics for Identification



- and Management of Invasive Aquatic Plant Species[J]. Applied sciences, 2019,9(12):2410.
- [16] 孔嘉鑫, 张昭臣, 张健. 基于多源遥感数据的植物物种分类与识别:研究进展与展望[J]. 生物多样性, 2019,27(07):796-812.
- [17] 梁思, 安巧绒, 王佳. 武汉东湖叶绿素a和悬浮物浓度的高光谱遥感反演模型研究[J]. 科技创新导报, 2012(28):29-30.
- [18] Li X, Huang M, Wang R. Numerical Simulation of Donghu Lake Hydrodynamics and Water Quality Based on Remote Sensing and MIKE 21[J]. ISPRS international journal of geo-information, 2020,9(2):94.
- [19] 彭爱凌, 顾准, 黄金柏, 等. 水生植物对水塘水质影响的实例研究[J]. 人民珠江, 2021,42(3):81-86, 93.
- [20] 郭凯迪, 张晓波, 刘培中, 等. 西洞庭湖沉水植物分布格局对环境因子及水文情势差异的响应[J]. 湖泊科学, 2020,32(6):1736-1748.
- [21] 方馨, 赵风斌, 柴晓利, 等. 异龙湖沉水植物分布格局与水环境因子相关性研究[J]. 长江流域资源与环境, 2021,30(03):636-643.
- [22] 宋辛辛, 蔡晓斌, 王智, 等. 1950s以来洪湖主要优势沉水植物群落变化[J]. 湖泊科学, 2016,28(04):859-867.
- [23] 蒋丽, 李峰, 王志强, 等. 淮河流域(河南段)水生植物分布特征及成因[J]. 生态与农村环境学报, 2015,31(03):280-285.
- [24] 孔祥虹, 肖兰兰, 苏豪杰, 等. 长江下游湖泊水生植物现状及与水环境因子的关系?[J]. 湖泊科学, 2015(3):385-391.
- [25] 储昭升, 叶碧碧, 田桂平, 等. 洱海沉水植物空间分布及生物量估算[J]. 环境科学研究, 2014(1):1-5.
- [26] 徐德兰, 张东东, 张翠英, 等. 3个时期骆马湖大型水生植物的分布及变化[J]. 湿地科学, 2013,11(3):320-325.
- [27] 王永敏. 近20年太湖草型区水生植物遥感监测[J]. 现代测绘, 2021,44(2):22-28.
- [28] 朱可欣, 王荣. 抚仙湖北部沉水植被演变规律及其生态指示意义(1987—2020年)[J]. 湖泊科学, 2022,34(06):2016-2024.
- [29] 甄姿, 宫兆宁, 赵文吉. 官厅水库库区水生植物演变格局时空变化特征分析[J]. 农业环境科学学报, 2012,31(08):1586-1595.
- [30] Shapiro A C, Rohmann S O. Mapping changes in submerged aquatic vegetation



- using Landsat imagery and benthic habitat data: Coral reef ecosystem monitoring in Vieques Sound between 1985 and 2000[J]. *Bulletin of Marine Science -Miami-*, 2006,2(volume 79):375-388.
- [31] Gullström M, Lundén B, Bodin M, et al. Assessment of changes in the seagrass-dominated submerged vegetation of tropical Chwaka Bay (Zanzibar) using satellite remote sensing[J]. *Estuarine, coastal and shelf science*, 2006,67(3):399-408.
- [32] 李静泰, 闫丹丹, 戚丽萍, 等. 太湖湿地植被时空变化特征及其驱动机制[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2021,57(1):94-103.
- [33] Liira J, Feldmann T, Mäemets H, et al. Two decades of macrophyte expansion on the shores of a large shallow northern temperate lake—A retrospective series of satellite images[J]. *Aquatic botany*, 2010,93(4):207-215.
- [34] 王友文, 徐杰, 李继影, 等. 东太湖围网全面拆除前后水生植被及水质变化[J]. *生态与农村环境学报*, 2022,38(1):104-111.
- [35] 符辉, 袁桂香, 曹特, 等. 洱海近50a来沉水植被演替及其主要驱动要素[J]. *湖泊科学*, 2013,25(06):854-861.
- [36] 高昕, 李继影, 景明, 等. 基于Landsat8-OLI影像的近年太湖水生植被分布遥感监测[J]. *环境科技*, 2020,33(02):49-53.
- [37] 王鑫磊. 基于遥感信息提取的乌梁素海水生植被演化及驱动机制研究[D]. *内蒙古大学环境工程*, 2012.
- [38] Pearson R M, Collier C J, Brown C J, et al. Remote estimation of aquatic light environments using machine learning: A new management tool for submerged aquatic vegetation[J]. *The Science of the total environment*, 2021,782:146886.
- [39] Datta A, Maharaj S, Prabhu G N, et al. Monitoring the Spread of Water Hyacinth (*Pontederia crassipes*): Challenges and Future Developments[J]. *Frontiers in ecology and evolution*, 2021,9.
- [40] Wang Y, Traber M, Milstead B, et al. Terrestrial and Submerged Aquatic Vegetation Mapping in Fire Island National Seashore Using High Spatial Resolution Remote Sensing Data[J]. *Marine geodesy*, 2007,30(1-2):77-95.
- [41] Wu N, Shi R, Zhuo W, et al. Identification of Native and Invasive Vegetation Communities in a Tidal Flat Wetland Using Gaofen-1 Imagery[J]. *Wetlands (Wilmington, N.C.)*, 2021,41(4).



- [42] Hestir E L, Khanna S, Andrew M E, et al. Identification of invasive vegetation using hyperspectral remote sensing in the California Delta ecosystem[J]. *Remote sensing of environment*, 2008,112(11):4034-4047.
- [43] 李娜, 施坤, 张运林, 等. 基于MODIS影像的洪泽湖水生植被覆盖时空变化特征及影响因素分析[J]. *环境科学*, 2019,40(10):4487-4496.
- [44] 韩杏杏. 基于长时序光学遥感数据的鄱阳湖湿地景观格局时空动态研究[D]. 武汉大学, 2017.
- [45] Oyama Y, Matsushita B, Fukushima T. Distinguishing surface cyanobacterial blooms and aquatic macrophytes using Landsat/TM and ETM+ shortwave infrared bands[J]. *Remote sensing of environment*, 2015,157:35-47.
- [46] Gerardo R, de Lima I P. Monitoring Duckweeds (*Lemna minor*) in Small Rivers Using Sentinel-2 Satellite Imagery: Application of Vegetation and Water Indices to the Lis River (Portugal)[J]. *Water (Basel)*, 2022,14(15):2284.
- [47] 林川, 宫兆宁, 赵文吉. 基于中分辨率TM数据的湿地水生植被提取[J]. *生态学报*, 2010,30(23):6460-6469.
- [48] Rowan G S L, Kalacska M. A Review of Remote Sensing of Submerged Aquatic Vegetation for Non-Specialists[J]. *Remote sensing (Basel, Switzerland)*, 2021,13(4):623.
- [49] Sall I, Jarchow C J, Sigafus B H, et al. Estimating inundation of small waterbodies with sub-pixel analysis of Landsat imagery: long-term trends in surface water area and evaluation of common drought indices[J]. *Remote sensing in ecology and conservation*, 2021,7(1):109-124.
- [50] 汪星, 宫兆宁, 井然, 等. 基于连续统去除法的水生植物提取及其时空变化分析——以官厅水库库区为例[J]. *植物生态学报*, 2018,42(06):640-652.
- [51] Zhao D, Lv M, Jiang H, et al. Spatio-Temporal Variability of Aquatic Vegetation in Taihu Lake over the Past 30 Years[J]. *PLoS One*, 2013,8(6):e66365.
- [52] 侍昊, 张婷, 李旭文, 等. 基于多星遥感影像的太湖北部湖湾春季沉水植被分布动态监测[J]. *环境监控与预警*, 2016,8(01):13-18.
- [53] Wang S, Gao Y, Li Q, et al. Long-term and inter-monthly dynamics of aquatic vegetation and its relation with environmental factors in Taihu Lake, China[J]. *Science of The Total Environment*, 2018,651:367-380.
- [54] 曹鹏, 梁其椿, 李淑敏. 基于Otsu算法的太湖蓝藻水华与水生植被遥感同步



- 监测方法[J]. 江苏农业科学, 2019,47(14):288-294.
- [55] Villa P, Mousivand A, Bresciani M. Aquatic vegetation indices assessment through radiative transfer modeling and linear mixture simulation[J]. ITC journal, 2014,30:113-127.
- [56] 闫大鹏, 周兴东, 刘伟, 等. 一种基于高斯拟合的水生植被遥感分类阈值确定方法[J]. 西安科技大学学报, 2018,38(05):776-782.
- [57] 陈奇. 基于遥感影像的乌梁素海水生植被识别与黄苔覆盖度监测研究[D]. 内蒙古大学, 2018.
- [58] Ma R, Duan H, Gu X, et al. Detecting Aquatic Vegetation Changes in Taihu Lake, China Using Multi-temporal Satellite Imagery[J]. Sensors (Basel, Switzerland), 2008,8(6):3988-4005.
- [59] Wang S. The distribution pattern and ecological restoration technology of aquatic plants in a eutrophic water landscape belt[J]. Water science & technology. Water supply, 2022,22(1):860-873.
- [60] 尹立明. 水温变化特性对衡水湖湿地生态环境影响的分析[J]. 海河水利, 2014(6):7-11.
- [61] 徐火生, 汪泽培. 鄱阳湖水温时空变化规律分析[J]. 水文, 1989(6):28-32.
- [62] 吴倩, 戴凌全, 任玉峰, 等. 三峡水库补水调度对东洞庭湖典型沉水植物生境适宜性的影响[J]. 环境工程技术学报, 2022:1-11.
- [63] 许佩瑶, 杨丽伟, 陈诗越, 等. 近40年来山东省南四湖水生植被演变及其驱动因素[J]. 地球与环境, 2022,50(2):219-227.
- [64] 胡振鹏, 林玉茹. 鄱阳湖水生植被30年演变及其驱动因素分析[J]. 长江流域资源与环境, 2019,28(8):1947-1955.
- [65] Tan W, Xing J, Yang S, et al. Long Term Aquatic Vegetation Dynamics in Longgan Lake Using Landsat Time Series and Their Responses to Water Level Fluctuation[J]. Water (Basel), 2020,12(8):2178.
- [66] 徐紫萱, 周长芳, 潘璠, 等. 城市湖泊富营养化对水生植物叶片C、N、P化学计量特征的影响[J]. 长江流域资源与环境, 2020,29(06):1322-1332.
- [67] 颜昌宙, 曾阿妍, 金相灿, 等. 不同浓度氨氮对轮叶黑藻的生理影响[J]. 生态学报, 2007(03):1050-1055.
- [68] 金相灿, 楚建周, 王圣瑞. 水体氮浓度、形态对黑藻和狐尾藻光合特征的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2007(02):200-204.



- [69] 黄玉源, 雷泽湘, 何柳静, 等. 不同磷浓度对水生植物苦草的影响研究[J]. 环境科学与技术, 2011,34(02):12-16.
- [70] 王晋, 林超, 张毅敏, 等. 水体浊度对沉水植物菹草生长的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2015(3):353-358.
- [71] 严国安, 谭智群, 任南. 武汉东湖水环境污染状况及控制和恢复对策[J]. 环境科学与技术, 1994(04):19-23.
- [72] 周凌云, 李清义, 戴伦膺. 武昌东湖水生维管束植物区系的初步调查[J]. 武汉大学学报(工学版), 1963,2:122-131.
- [73] 严国安, 马剑敏, 邱东茹, 等. 武汉东湖水生植物群落演替的研究[J]. 植物生态学报, 1997,21(4):24-32.
- [74] 倪乐意. 武汉东湖水生植被结构及其生物多样性的长期变化规律[J]. 水生生物学报, 1996,S1(20):60-74.
- [75] Luo J, Ma R, Duan H, et al. A New Method for Modifying Thresholds in the Classification of Tree Models for Mapping Aquatic Vegetation in Taihu Lake with Satellite Images [J]. Remote Sensing, 2014,8(6):7442-7642.
- [76] Qing S, A R, Shun B, et al. Distinguishing and mapping of aquatic vegetations and yellow algae bloom with Landsat satellite data in a complex shallow Lake, China during 1986–2018[J]. Ecological Indicators, 2020,112:106073.
- [77] 张莹莹, 蔡晓斌, 宋辛辛, 等. 基于决策树的洪湖水生植物遥感信息提取[J]. 湿地科学, 2018,16(2):213-222.
- [78] 田欣媛, 张永红, 刘睿, 等. 考虑植被红边信息的多时相Sentinel-2大范围冬小麦提取研究[J]. 遥感学报, 2022,26(10):1988-2000.
- [79] 李航. 统计学习方法[M]. 清华大学出版社, 2019.
- [80] 梁爽, 宫兆宁, 赵文吉, 等. 基于多季相Sentinel-2影像的白洋淀湿地信息提取[J]. 遥感技术与应用, 2021,36(4):777-790.
- [81] Gao Y, Gao J, Wang J, et al. Estimating the biomass of unevenly distributed aquatic vegetation in a lake using the normalized water-adjusted vegetation index and scale transformation method[J]. The Science of the total environment, 2017,601-602:998-1007.
- [82] 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.
- [83] Espel D, Courty S, Auda Y, et al. Submerged macrophyte assessment in rivers:



- An automatic mapping method using Pléiades imagery[J]. *Water research* (Oxford), 2020,186:116353.
- [84] Peñuelas J, Gamon J A, Griffin K L, et al. Assessing community type, plant biomass, pigment composition, and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance[J]. *Remote Sensing of Environment*, 1993,46(2):110-118.
- [85] Cao M, Qing S, Jin E, et al. A spectral index for the detection of algal blooms using Sentinel-2 Multispectral Instrument (MSI) imagery: a case study of Hulun Lake, China[J]. *International journal of remote sensing*, 2021,42(12):4510-4531.
- [86] 陈利, 林辉. 基于K-T变换和主成分变换的植被信息提取[J]. *中南林业科技大学学报*, 2014(6):81-84.
- [87] 罗开盛, 陶福祿. 融合面向对象与缨帽变换的湿地覆被类别遥感提取方法[J]. *农业工程学报*, 2017,33(3):198-203.
- [88] Hu C, Lee Z, Ronghua M, et al. Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) observations of cyanobacteria blooms in Taihu Lake, China[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2010,115(C4).
- [89] 严国安, 任南, 马剑敏, 等. 武汉东湖水生植被及其恢复途径探讨[J]. *植物资源与环境*, 1995(03):21-27.
- [90] 姚作五, 李益健, 夏盛林. 武汉东湖水维管束植物与富营养化[J]. *重庆环境科学*, 1990(04):26-30.
- [91] Yu Q, Mickler R A, Liu Y, et al. Remote Sensing of *Potamogeton crispus* L. in Dongping Lake in the North China Plain Based on Vegetation Phenology[J]. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 2020,48(4):563-573.
- [92] 邹丽莎, 聂泽宇, 姚笑颜, 等. 富营养化水体中光照对沉水植物的影响研究进展[J]. *应用生态学报*, 2013,24(07):2073-2080.
- [93] 任健美, 胡彩虹. 1998年长江流域特大洪水的思考[J]. *太原师范专科学校学报*, 2001(3):42-44.
- [94] 王书航, 李佳璐, 姜霞, 等. 基于光补偿深度的蠡湖沉水植物恢复区划分[J]. *环境科学研究*, 2015,28(9):1389-1396.
- [95] 陈洪达. 养鱼对武汉东湖生态系统的影响[J]. *水生生物学报*, 1989,4(13):10.
- [96] 邱东茹, 吴振斌, 刘保元, 等. 武汉东湖水生植被的恢复试验研究[J]. *湖泊科学*, 1997(02):168-174.



- [97] 张良轶, 韦进宝. 武汉东湖的污染现状与可持续发展对策研究[J]. 武汉大学学报(自然科学版), 1998(06):2-5.
- [98] 贺华中. 东湖主要点源氮、磷负荷的动态变化[J]. 湖泊科学, 1996(03):229-234.
- [99] 张新. 武汉东湖风景区水资源保护与可持续利用[J]. 合作经济与科技, 2010(14):12-13.
- [100] 王斌, 周莉苹, 李伟. 不同水质条件下菹草的净化作用及其生理反应初步研究[J]. 武汉植物学研究, 2002,20(2):150-152.
- [101] 李达, 张力. 我国内陆天然水域的环境恶化对水生生物的影响[J]. 水利渔业, 2003(06):36-37.
- [102] 赵琰鑫, 张万顺, 吴静, 等. 水利调度修复东湖水质的数值模拟[J]. 长江流域资源与环境, 2012,21(2):168-173.
- [103] 王秀荣, 王广召, 罗鑫, 等. 连通工程对富营养化湖泊沉积物中污染物的影响[J]. 水生生物学报, 2016,40(01):139-146.