

硕士研究生学位论文

学校代码: 10200 研究生学号: 2020102763 密级: 公开

---



基于 Sentinel-2 卫星的中国湖泊透明度区域分布特征  
和驱动因素分析

作 者 \_\_\_\_\_ 徐世琦 \_\_\_\_\_  
指导教师 \_\_\_\_\_ 穆春生 \_\_\_\_\_  
                                    \_\_\_\_\_ 宋开山 \_\_\_\_\_  
一级学科 \_\_\_\_\_ 生态学 \_\_\_\_\_  
二级学科 \_\_\_\_\_ 无 \_\_\_\_\_  
研究方向 \_\_\_\_\_ 湖泊生态学 \_\_\_\_\_

东北师范大学 学位评定委员会

2023 年 5 月

Postgraduate degree dissertation

School code: 10200 Student ID: 2020102763 Security level:

---



Spatio-temporal patterns and drivin force analysis  
of water clarity in Chinese lakes using Sentinel-2  
imagery

Author Shiqi Xu

Supervisor Chunsheng Mu

Kaishan Song

Primary Subject Classification Ecology

Secondary Subject Classification \_\_\_\_\_

Research Area lake ecology

Northeast Normal University Academic Degree Evaluation Committee

2023, 05

## 摘 要

湖泊是地表特殊的内陆水体，是人类生存和发展密切相关的重要自然资源。我国湖泊多，分布范围广，按照地理分布可分为东部平原湖区、东北平原湖区、蒙新高原湖区、青藏高原湖区和云贵高原湖区五大区域。随着人口数量的增长、城市化范围不断扩张、人类活动日益增强，加之全球气候变暖的影响，湖泊生态系统承受的压力日趋加剧。湖泊富营养化、水华频发，大量生长的藻类颗粒物以及其他水生生物改变水下光场，透明度降低，导致湖泊生态服务功能下降。因此，加强对湖泊生态系统的监测对管理者制定水质治理决策有重要的意义。

本文基于 Sentinel-2 MSI 遥感卫星影像大气校正后的归一化离水反射率产品，结合经验算法构建湖泊透明度反演模型，对中国面积 1 km<sup>2</sup> 以上湖泊 2020 年秋季的透明度进行了反演，并探究了湖泊透明度空间格局差异的驱动性机制。主要结论如下：

(1) 基于 2017-2019 年 63 次野外采样获得 431 个水体样品实验数据，湖泊透明度呈现出明显的季节性差异。从春季到秋季，湖泊透明度不断升高，到冬季透明度降低。春季透明度最低，秋季透明度最高。从空间分布上来看，湖泊透明度由西向东逐步降低，青藏高原湖区透明度较高，东北平原湖区透明度最低，湖区透明度依次为青藏高原湖区>蒙新高原湖区>东部平原湖区>东北平原湖区。

(2) 基于 431 个水体样品水质参数数据间及其与透明度的相关性分析，东北平原湖区，影响湖泊透明度的主要原因是水体浊度与非色素颗粒物；人类活动和湖泊营养盐输入是东部平原湖区湖泊透明度变化的主要因素；工业和农业等人为活动造成的湖泊面源污染和气候干燥，是造成蒙新高原湖泊透明度变化的主要因素；青藏高原湖区湖泊电导率高，水体中溶解性离子浓度较高，营养盐的输入引起湖泊中浮游植物结构改变，进一步影响了湖泊营养程度。

(3) 以 C2RCC 大气校正后的 Sentinel-2 MSI 归一化离水反射率影像产品作为经验模型的基础，可与实测透明度之间建立良好的回归关系。模型校正组精度为 0.83 ( $N = 287$ ,  $RMSE = 0.46$  m,  $MAE = 0.36$  m)，验证组精度为 0.72 ( $N = 144$ ,

$RMSE = 0.62\text{ m}$ ,  $MAE = 0.49\text{ m}$ ), 精度较高。因此, 本经验模型和 Sentinel-2 MSI 影像产品吻合效果较好, 可用于大尺度区域透明度反演研究。

(4) 基于经验模型的 2020 年秋季中国湖泊透明度区域分布反演结果显示, 全国透明度在 0-0.50m、0.50-1.00m、1.00-2.00m 和 2.00-4.00m 分级下的湖泊比例分别为 44.33%、17.09%、16.02%和 18.24%, 透明度达到 4.00m 以上的湖泊只占全国所有面积  $1\text{ km}^2$  以上湖泊的 0.04%。湖区内透明度依次为青藏高原湖区>云贵高原湖区>蒙新高原湖区>东部平原湖区>东北平原湖区。

(5) 2015 年和 2020 年 5 个典型湖泊秋季透明度反演结果表明, 这 5 个典型湖泊透明度在 0-8.00m 范围内。青藏高原湖区青海湖透明度最高, 东北平原湖区兴凯湖透明度最低。博斯腾湖、兴凯湖和洪泽湖透明度年际变化相对较显著。2015 年到 2020 年, 蒙新高原湖区博斯腾湖和云贵高原湖区洱海透明度明显升高。

(6) 基于 2020 年秋季中国湖泊透明度区域分布反演结果的中国湖泊营养状态统计数据表明, 2020 年全国有 44.33%的湖泊处于重度富营养化状态, 约有 17.09%的湖泊处于中度富营养化状态, 16.02%的湖泊处于轻度富营养化, 22.47%的湖泊处于中营养状态, 只统计到了 2 个湖泊为贫营养化状态。五大湖区卡尔森营养状态指数 ( $TSI$ , Trophic Status Index) 计算结果依次为东北平原湖区>东部平原湖区>蒙新高原湖区>云贵高原湖区>青藏高原湖区。

(7) 基于湖泊水文属性(湖泊面积、湖泊体积和湖泊平均深度)、气象因素(年均降水量、年均风速和年均气温)和社会经济因素(人口空间分布, 国内生产总值)对湖泊透明度变化驱动因素进行分析结果表明, 在所研究的湖泊水文属性指标中, 湖泊库容与透明度变化显著性正相关, 湖泊库容越大, 透明度越高; 自然因素中, 海拔高度与湖泊透明度呈现较为显著的正相关性, 湖泊海拔越高, 透明度越高; 经济人为因素中, 人口空间分布情况和 GDP 空间分布情况与湖泊透明度之间未呈现出较强的相关性。

综上所述, Sentinel-2 MSI 影像结合经验模型可实现大尺度区域透明度反演, 结果具有参考价值。中国湖泊透明度呈现出明显的季节性差异, 湖泊透明度由西向东逐步降低。湖泊库容和湖泊海拔高度是造成透明度差异的主要原因。全国约有 80% 湖泊处于不同程度的富营养状态, 水生态环境问题仍不容小觑。

**关键词:** 中国湖泊; 透明度; Sentinel-2 MSI; 遥感反演; 驱动因素

## Abstract

Lakes, seen as special inland waters on the earth surface, are important natural resources closely related to human survival and development. There are many lakes widely distributed in China. These lakes can be divided into five limnetic region according to geographical locations, i.e., Eastern Plain Limnetic Region(ELR), Northeast Plain Limnetic Region(NLR), Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Limnetic Region(MXR), Tibet-Qinghai Plateau Limnetic Region(TQR) and Yun-Gui Plateau Limnetic Region(YGR), respectively. With the rapid growth of population and urbanization, lake ecosystems face increased environmental pressure, as well as the global warming. Many environmental issues as lake eutrophication, decreased transparency and algal blooms occurred, and massive growth of algal particles and other aquatic organisms also change the underwater light field, which resulting in the degraded ecosystem service function of lakes. Therefore, it is important to strengthen the monitoring frequency and ability for lakes which could provide valuable suggestions and references for environmental policy-makers.

This study developed a remotely sensed SDD empirical model using Sentinel-2 MSI imagery and their atmospherically corrected normalized leaving-water reflectance. This model was used to map spatial and temporal transparency in investigated Chinese lakes with surface area larger than  $> 1 \text{ km}^2$  in 2020. Further, the driving factors of spatial SDD patterns in five limnetic were explored. The main findings of this study were as follows:

(1) We collected 431 water samples from 63 field lakes in 2017-2019, and the lake transparency showed significant seasonal differences. The lake transparency increased from spring to autumn, and decreased in winter. In terms of geographical distributions, lake transparency gradually decreased from west to east, with higher transparency were found in the TQR and lowest values in the NLR. In these four study areas (no sampling sites in the YGR), the distribution of lake transparency showed a decreased order as  $\text{TQR} > \text{MXR} > \text{ELR} > \text{NLR}$ .

(2) Based on the correlation analysis between 431 water quality parameter data and transparency, the main reasons affecting the transparency of lakes in the NLR are water turbidity and non pigment particles; Human activities and nutrient input from lakes are the main factors affecting the transparency changes of lakes in the ELR; The non-point source pollution and climate dryness caused by activities such as industry and agriculture are the main factors causing changes in the transparency of lakes in the MXR; The conductivity of lakes in the TQR is high, and the concentration of dissolved ions in the water is high. The input of nutrients causes changes in the structure of phytoplankton in the lakes, further affecting the nutritional level of the lakes.

(3) The normalized leaving-water reflectance corrected by C2RCC processor from Sentinel-2 MSI imagery were used to develop a SDD empirical model. The SDD model exhibited a good performance with regression determined coefficient was 0.83 for calibration dataset ( $N = 287$ ,  $RMSE = 0.46$  m,  $MAE = 0.36$  m) and 0.72 for validated dataset ( $N = 144$ ,  $RMSE = 0.62$  m,  $MAE = 0.49$  m). Therefore, our model can be used to map SDD distributions in a large scale.

(4) In 2020, considering the different SDD levels as 0-0.50m, 0.50-1.00m, 1.00-2.00m and 2.00-4.00m, the proportions of lake numbers were 44.33%, 17.09%, 16.02% and 18.24% respectively. The investigated lakes (area  $>1$  km<sup>2</sup>) equipped with  $> 4.00$ m transparency accounted for 0.04%. We also found that the spatial transparency distributions had an increased order as TQR  $>$  YGR  $>$  MXR  $>$  ELR  $>$  NLR.

(5) The transparency of five typical lakes in 2015 and 2020 were examined, and the lake transparency showed the ranges of 0-8.00 m. Of which, Qinghai Lake generally showed the highest transparency, and Xingkai Lake has the lowest transparency. Significant interannual variations of transparency for typical lakes from Bosten Lake, Xingkai Lake and Hongze Lake were found. In 2015 and 2020, the transparency of Bosten Lake and Erhai Lake increased.

(6) Based on the SDD results, we also examined the trophic state index (*TSI*) of these lakes in 2020 according to Carlson trophic state index. Considering the different

TSI levels as 30-50, 50-60, 60-70 and >70, the proportions of lake numbers were 22.47%, 16.02%, 17.09% and 44.33%, respectively. Only 2 lakes were counted as poor trophication( $0 < TSI < 30$ ). We also found that the *TSI* had a decreased order as  $NLR > ELR > MXR > YGR > TQR$ .

(7) The driving factors, e.g., hydrological factors (lake area, lake volume and average lake depth), meteorological factors (average annual precipitation, average annual wind speed and average annual temperature) and socioeconomic factors (spatial distribution of population, gross domestic product) were used to analyze the relationships between them and lake transparency. The results showed that, among the investigated lake hydrological factors, lake volume significantly correlated to lake transparency. Considering the natural factors, the altitude showed a significant positive correlation with lake transparency, signifying the high altitude lakes had high transparency. In addition, among the socioeconomic factors, the population and GDP did not show a strong correlation with the transparency of the lake.

In summary, Sentinel-2 MSI images combined with empirical models can achieve large-scale regional transparency inversion, and the results are of reference value. The transparency of lakes in China shows obvious seasonal differences, and the transparency of lakes gradually decreases from west to east. Lake volume and elevation are the main reasons for the differences in transparency. About 80% of lakes in China are in different degrees of eutrophication, and the problem of water ecology and environment should not be underestimated.

**Keywords:** Chinese lakes; transparency; Sentinel-2 MSI; remote sensing reversal; driving factors

# 目 录

1 绪论.....	1
1.1 研究背景.....	1
1.2 国内外研究进展.....	3
1.2.1 水色遥感研究进展.....	3
1.2.2 透明度遥感反演研究进展.....	5
1.2.3 透明度时空分布研究进展.....	7
1.2.4 透明度变化影响因素研究进展.....	8
1.3 研究目的及意义.....	9
1.4 研究内容.....	10
1.5 技术路线.....	10
2 研究区概况、数据获取及预处理与方法介绍 .....	12
2.1 研究区概况.....	12
2.2 地面实验数据获取和水样采集 .....	14
2.3 实验室水质参数和水体组分吸收数据获取 .....	19
2.4 Sentinel-2 MSI 数据获取与处理 .....	20
2.4.1 Sentinel-2 MSI 数据获取 .....	20
2.4.2 Sentinel-2 MSI 数据处理 .....	21
2.5 地理环境因素数据获取.....	22
2.6 水体掩膜处理和 NDVI 指数法 .....	22
2.7 模型构建与精度验证.....	23
3 水质参数特征分析与反演模型建立 .....	24
3.1 全国水质参数分布特征.....	24
3.1.1 东北平原湖区水质参数分布特征.....	27
3.1.2 东部平原湖区水质参数分布特征.....	30
3.1.3 蒙新高原湖区水质参数分布特征.....	34
3.1.4 青藏高原湖区水质参数分布特征.....	37
3.2 水质参数间及其与透明度的相关性分析 .....	39
3.2.1 东北平原湖区水质参数间及其与透明度的相关性分析 .....	43
3.2.2 东部平原湖区水质参数间及其与透明度的相关性分析 .....	46
3.2.3 蒙新高原湖区水质参数间及其与透明度的相关性分析 .....	48
3.2.4 青藏高原湖区水质参数间及其与透明度的相关性分析 .....	50
3.3 波段的相关性检验.....	52
3.4 反演模型的建立与验证.....	53
3.5 与现有透明度经验模型精度对比 .....	54



4 中国湖泊透明度区域分布特征与营养状态评价 .....	59
4.1 中国湖泊透明度区域分布特征 .....	59
4.2 典型湖泊透明度时空分布特征 .....	61
4.3 中国湖泊营养状态评价.....	66
4.3.1 卡尔森营养状态指数.....	66
4.3.2 中国湖泊营养状态评价.....	67
5 中国透明度与驱动因素分析 .....	71
5.1 透明度与湖泊水文属性的驱动性分析 .....	71
5.2 透明度与自然因素的驱动性分析 .....	73
5.3 透明度与人为因素的驱动性分析 .....	75
6 主要结论和未来展望 .....	78
6.1 主要结论.....	78
6.2 未来工作展望.....	79
参考文献.....	81

## 插图目录

图 1.1	技术路线图 .....	11
图 2.1	野外实验采样点分布 .....	15
图 3.1	总氮、总磷、叶绿素和透明度的季节变化趋势 .....	25
图 3.2	东北平原湖区野外实验采样点分布 .....	28
图 3.3	东部平原湖区野外实验采样点分布 .....	31
图 3.4	蒙新高原湖区野外实验采样点分布 .....	35
图 3.5	青藏高原湖区野外实验采样点分布 .....	38
图 3.6	所有野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性 .....	40
图 3.7	野外实验采样点水质参数与透明度之间的相关性 .....	42
图 3.8	东北平原湖区野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性 .....	44
图 3.9	东北平原湖区不同水质参数与透明度之间的相关性 .....	45
图 3.10	东部平原湖区野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性 .....	47
图 3.11	东部平原湖区不同水质参数与透明度之间的相关性 .....	48
图 3.12	蒙新高原湖区野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性 .....	49
图 3.13	蒙新高原湖区不同水质参数与透明度之间的相关性 .....	50
图 3.14	青藏高原湖区野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性 .....	51
图 3.15	青藏高原湖区不同水质参数与透明度之间的相关性 .....	52
图 3.16	透明度经验模型的校正与验证 .....	53
图 3.17	现有透明度经验模型的性能对比 .....	57
图 4.1	2020 年五大湖区的湖泊透明度均值 .....	59
图 4.2	2020 年中国湖泊（面积 > 1km <sup>2</sup> ）透明度均值空间分布 .....	60
图 4.3	2020 年五大湖区各透明度分级下的湖泊数量所占比例 .....	61
图 4.4	2015 年、2020 年大兴凯湖和小兴凯湖的透明度空间分布特征 .....	63
图 4.5	2015 年、2020 年洪泽湖的透明度空间分布特征 .....	64
图 4.6	2015 年、2020 年博斯腾湖的透明度均值空间分布特征 .....	64
图 4.7	2015 年、2020 年青海湖的透明度空间分布特征 .....	65

图 4.8	2015 年、2020 年洱海的透明度空间分布特征 .....	66
图 4.9	2020 年中国湖泊 TSI 空间分布 .....	68
图 4.10	2020 年五大湖区的湖泊 TSI 均值 .....	69
图 4.11	2020 年五大湖区各营养状态分级下的湖泊数量所占比例 .....	70
图 5.1	2020 年五大湖区湖泊平均面积、库容和深度与透明度的线性拟合关系 .....	72
图 5.2	2020 年五大湖区年平均降水、气温、风速和海拔高度与透明度的线性拟合关系 .....	74
图 5.3	2020 年五大湖区国内生产总值空间分布和人口空间分布与透明度的线性拟合关系 .....	76

## 附表目录

表 2.1	野外采样湖泊统计表 .....	16
表 2.2	Sentinel-2 MSI 卫星波段设置 .....	20
表 3.1	水质参数季节分布统计 .....	25
表 3.2	东北平原湖区水质参数季节分布统计 .....	29
表 3.3	东部平原湖区水质参数季节分布统计 .....	32
表 3.4	蒙新高原湖区水质参数季节分布统计 .....	35
表 3.5	青藏高原湖区水质参数季节分布特征 .....	38
表 3.6	单波段和波段组合与透明度之间的斯皮尔曼相关性分析 .....	52
表 3.7	基于实测透明度的已发表透明度经验模型精度对比 .....	56

## 符号和缩略语说明

SDD	Secchi disk depth 透明度
MERIS	Medium Resolution Imaging Spectrometer 中分辨率成像光谱仪
OLCI	Ocean and Land Color Instrument 海洋和陆地彩色仪器
MSI	Multi-Spectral Instrument 多光谱仪器
CZCS	Coastal Zone Color Scanner 海岸水色扫描仪
COCTS	Chinese ocean color and temperature scanner 中国海洋色彩与温度探测器
CZI	Coastal Zone Imager 海岸成像仪
OLCI	Ocean and Land Color Instrument 海洋和陆地彩色仪
GOCI	Geostationary Ocean Color Imager 地球静止海洋彩色成像仪
SeaWiFS	Sea-viewing Wide Field-of-viewer Sensor 海洋宽幅传感器
MODIS	Moderate-Resolution Imaging Spectrometer 中分辨率成像光谱仪
GEE	Google Earth Engine 谷歌地球引擎平台
$R^2$	Coefficient of determination 决定系数
EC	Electrical conductivity 电导率
Turb	Turbidity 浊度
TSM	Total suspended solids 总悬浮物
Chl-a	Chlorophyll-a 叶绿素 a
CDOM	Colored dissolved organic matter 有色溶解性有机物
$a_{(440nm)}$	Total particulate matter absorption 总颗粒物吸收
$a_{ph(440nm)}$	Pigmented particulate matter absorption 色素颗粒物吸收
$a_{NAP(440nm)}$	Nonpigmented particulate matter absorption 非色素颗粒物吸收
TN	Total Nitrogen 总氮
TP	Total Phosphorus 总磷

MNDWI	Modified Normalized Difference Water Index 修正的归一化差异水体指数
NDWI	Normalized Difference Water Index 归一化差异水体指数
NDVI	Normalized differential vegetation index 归一化差异植被指数
RMSE	Root mean square error 均方根误差
MAE	Mean absolute error 平均绝对值误差
ELR	Eastern Plain Limnetic Region 东部平原湖区
NLR	Northeast Plain Limnetic Region 东北平原湖区
MXR	Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Limnetic Region 蒙新高原湖区
TQR	Tibet-Qinghai Plateau Limnetic Region 青藏高原湖区
YGR	Yun-Gui Plateau Limnetic Region 云贵高原湖区

# 1 绪论

## 1.1 研究背景

湖泊是一种具有特定表面特征的内陆水域，是一种重要的天然资源，它与人类的生活与发展有着紧密的联系。湖泊不但为人们的生产和生活提供了丰富的水资源，还具有调节河流径流，改善水生动植物生态环境，农田灌溉，生物多样性维护，旅游交通和休闲旅游等作用<sup>[1-2]</sup>。全球面积大于 0.002 km<sup>2</sup> 的天然湖泊约有 1.17 亿个，广泛分布在陆地表层，覆盖地表面积约 500 万 km<sup>2</sup><sup>[3]</sup>，承担着重要的生态功能<sup>[4]</sup>。作为流域生态系统的贮存库，湖泊可以在不同时间和空间范围内记录气候变化、浮游生物波动和人类活动，是全球变化的哨兵和调节器<sup>[5-9]</sup>，是区域环境反应和流域生态系统安全的研究热点<sup>[10-12]</sup>。

我国湖泊分布范围很广，湖泊的地域分布以青藏高原及东部平原为主，长江中下游平原和淮河下游地区为我国淡水湖泊的集中分布区。因此，中国的湖泊按照地理分布可分为五个区域，即：东部平原湖区、东北平原湖区、蒙新高原湖区、青藏高原湖区和云贵高原湖区。

随着人口数量的增长、城市化范围不断扩张、人类活动日益增强，加之全球气候变暖的影响，湖泊生态系统承受的压力日趋加剧<sup>[13-15]</sup>。例如湖泊水质富营养化、水华频发、透明度下降和水生植被系统遭受破坏等<sup>[16-20]</sup>。其中，湖泊富营养化已经称为水体污染的主要问题。

湖泊富营养化的概念最初是用来描述水体的自然衰老过程的，也就是从一个贫瘠的水体环境，逐渐演化成一个富含水生动植物的生态系统，最后变成了一个池塘或沼泽<sup>[20-21]</sup>。随着人类文明和社会发展，对湖泊生态系统的干预逐渐增加，湖泊富营养化含义也逐渐被替代，现用来指人为输入的营养盐成分将湖泊富营养化的进程缩短几千年甚至几百年的现象<sup>[22-23]</sup>。具体而言，在自然和人为因素双重作用下，湖泊生态系统汇入了大量的以氮、磷为主的营养盐<sup>[24-25]</sup>，使得部分浮游藻类等水生植物生长繁殖过快<sup>[26-27]</sup>，耗氧量增加而引起湖泊水体溶解氧浓度下降，水体 pH 升高，COD<sub>Mn</sub> 浓度上升，大量生长的藻类颗粒物以及其他水生生物改变

水下光场，湖水颜色加深，透明度降低，水生生态系统紊乱，加速湖泊水质恶化最终导致湖泊水质降低，甚至丧失原有的生态和经济价值<sup>[28-34]</sup>。因此，加强对湖泊生态系统的监测对环境保护和管理者制定水质治理决策有重要的意义。

在水质监测中，透明度是一种较为直观的指标，是描述水体光学性质的基本参数之一，用来进行湖泊营养化状态的评价<sup>[35]</sup>。水体透明度的变化会改变水下光场的光学辐射传输，严重影响沉水植物的生长和水体中其他依靠可见光生存的生物生命活动<sup>[36]</sup>。测量水体透明度的历史由来已久，在 1856 年，意大利天文科学家 Pietro Angelo Secchi 基于塞克盘 (Secchi disk) 提出了测量透明度的新方法<sup>[37]</sup>。透明度 (Secchi disk depth, SDD) 是指垂直放入水中的 Secchi disk 能够被肉眼观察到的最大深度，可以体现出水体的透光能力，即透明度越高，水体越清澈。并且通过透明度，可以间接的估测其他水体固有光学参数，例如叶绿素 a 等。因此，水体透明度的研究对探究水生生态系统变化、估算水体初级生产力具有重要意义<sup>[38]</sup>。

湖泊透明度较容易受到环境、人为等因素的影响，不同的湖泊在同一时间，或同一湖泊在不同季节均存在十分明显的时空异质性。传统透明度的测量方法操作简单，但是无法实现实时观测以及对大中型湖泊的全湖测量。并且在全国甚至全球的大尺度区域研究中，传统技术无法做到观测全覆盖。而遥感技术的大范围、长时间序列的特点，使得其在湖泊透明度研究中发挥了巨大优势，已成为水质监测的有力手段，能够较好地反映水体透明度的时空差异性和变化趋势。目前，对于中国湖泊透明度的研究，多是集中于大型湖泊或典型湖泊。例如中国科学院南京地理与湖泊研究所建立的中国 412 个大湖的月均透明度遥感数据集。尽管该数据集可以用于可持续发展背景下的湖泊水环境评价和预报，但由于我国中小湖泊的数目众多，且对整个国家的水环境状况有着重大的影响，在研究中也是不可忽视的。

近几十年来，大量的遥感卫星传感器相继被应用到水质监测的工作中。例如，欧洲航天局发射的中分辨率成像光谱仪 (Medium Resolution Imaging Spectrometer, MERIS)、海洋和陆地彩色仪器 (Ocean and Land Colour Instrument, OLCI) 以及多光谱仪器 (MultiSpectral Instrument, MSI)，美国国家航空航天局发射的 Landsat 系列卫星等，都在水色遥感研究中取得了很好的成绩。中国科学院东北地理与农



业生态研究所水环境遥感团队基于 Landsat 系列影像构建了中国面积在 0.01 km<sup>2</sup> 以上的湖泊透明度数据集。Landsat 系列卫星传感器分辨率为 30 m，而对于中小型水体来说，分辨率还是略显粗糙。

目前还没有专门为内陆水域设计的卫星传感器，无法满足中小型水体所需要的较高分辨率以及在水色反演中所需的敏感光谱波段。Sentinel-2 MSI 相比之下是一个较好的选择，它具有较高的空间分辨率 10/20/60m，并且具有可见光和近红外范围内较多的光谱波段，对大多数湖泊具有足够的灵敏度，重访周期较高，可以满足对大尺度区域下不同类型湖泊的透明度反演模型构建和透明度产品的产出，可以很好的反映出研究区域湖泊生态状况，为政府环保部门提供合理的政策制定指引，明确水体污染问题所在。

## 1.2 国内外研究进展

### 1.2.1 水色遥感研究进展

水色是指水体的自然颜色。其中引起水色变化的光学物质特征参数称为水质参数<sup>[39]</sup>。不同的水色参数之间特有的光学特性影响了整个水体的光学特征，包括反射率、吸收率以及透射率等<sup>[40]</sup>。通过对不同水体特性的分析，将水体分为 I 类与 II 类。I 类水是典型的海洋水体，占据全球 90% 以上，是一种极易被藻类侵染的水体环境<sup>[41]</sup>。II 类水是指近海岸水域和内陆水体，它们的光学性质非常复杂，极易受浮游生物、黄色物质（含色素的可溶性有机质）等的污染<sup>[42]</sup>。因 II 类水体为人类生产和生活提供了水资源，因此监测 II 类水体的水环境具有十分重要的现实意义。

当太阳辐射进入水中，一部分能量会被水中的光学成分如叶绿素、黄色物质所吸收，并转换成热量，滞留在水中，而另外一部分能量则通过水的光散射而溢出水面，也就是所谓的离水反射信号。水色遥感的基本原理是：水体中各种重要的光学组分浓度的改变必然会使水体的光学性能发生改变，其主要表现为对水的吸收与散射特性的改变，从而影响到水体的离水反射率。通过对一种或多种光学组分进行分析，提取出反映水体中光学组分的有效信息，并利用光学模型进行反演，得到一种或多种重要组分（如悬浮物、叶绿素、黄色物质等）的变化规律。

水色遥感最初源于海洋水色遥感，通常是利用水色卫星进行的<sup>[43]</sup>。水色卫星是用于海洋遥感观测的专用卫星，是用于水色遥感的载体。根据不同的水色传

感器，其接收频带也各不相同，但都以可见光至近红外为主。传感器接收到的光谱信号是由大气散射、海面漫反射以及海面上的水辐射引起的。

水色遥感的卫星数据源很多，有低空间分辨率图像、高空间分辨率图像、多光谱图像、高光谱图像等。美国 NASA 于 1978 年发射了全球首颗水色卫星，其搭载有海岸水色扫描仪（CZCS, Coastal Zone Color Scanner），CZCS 利用在可见光带上的某些波段来测量水体，从而计算出海水中的水质参数。在 CZCS 之后，各个国家陆续对海洋水色卫星展开研究，包括目前被广泛应用的 SeaWiFS（Sea-viewing Wide Field-of-viewer Sensor）<sup>[44-45]</sup>，以及 MODIS（Moderate-Resolution Imaging Spectrometer）<sup>[46-47]</sup>和 MERIS（Medium Resolution Imaging Spectrometer）<sup>[48-49]</sup>。MODIS 传感器搭载于 Terra 和 Aqua 上，一共有 36 个波段，光谱波段范围覆盖从可见光到热红外，空间分辨率为 250 m/500 m/1 km，且时间分辨率也很高<sup>[50]</sup>。MERIS 数据空间分辨率可变，最高空间分辨率为 250m，可以满足对一些复杂水域的研究需求，但是针对于内陆中小型水体来说，250m 的空间分辨率还是较低<sup>[51]</sup>。

自 2000 年至今，中国已先后发射了多颗海洋卫星。HY-1A/B/C/D 系列卫星是我国首批海洋水色遥感卫星，其技术性能与 SeaWiFS、MODIS 等基本相同<sup>[52-53]</sup>。中国海洋水色卫星的发展可以分为三个阶段。第一个阶段为 HY-1A 和 HY-1B。两颗卫星均装备有中国海洋色彩与温度探测器（COCTS, Chinese ocean color and temperature scanner）及海岸成像仪（CZI, Coastal Zone Imager）。第二个阶段为 HY-1C 和 HY-1D 卫星。第三个阶段为新一代的水色卫星，其中包含了地球同步静止卫星和即将投入使用的 HY-1E 等。我国新一代水色卫星目标是技术性能与应用能力达到世界领先水平。目前我国建成的中国第一个海洋水色业务卫星星座，能够对中国沿海和世界各主要海域进行高精度、高频率的监测<sup>[54]</sup>。

随着经济和社会的发展，内陆水体所面临的水环境威胁越来越严峻，更高分辨率和更高信噪比的水色传感器层出不穷，如欧洲的 OLCI（Ocean and Land Color Instrument）<sup>[55-57]</sup>和韩国的 GOCI（Geostationary Ocean Color Imager）<sup>[58-59]</sup>传感器。但是传感器的空间分辨率较低，对于内陆的很多中小型水体来说并不完全适用<sup>[60-62]</sup>。因此国内外的研究学者也常使用一些陆地卫星传感器来对内陆和沿岸水体进行研究，例如美国 Landsat 系列卫星、欧洲 Sentinel 系列卫星以及我国的高

分系列卫星<sup>[63-64]</sup>。Sentinel 系列卫星是欧洲航天局“哥白尼计划”的专用卫星，已经有 8 颗卫星成功发射并使用，分辨率较高为 10 m，较适用于内陆水体中小型水体。

基于卫星传感器波段构建的用于 II 类水体的水色模型已有很大的发展，在对 II 类水体进行遥感监测时，除了要考虑卫星传感器是否具有水色敏感区外，还要考虑到传感器的空间分辨率，而在进行长时序变化规律研究时，还要考虑到重访周期等因素。近几年，内陆水域的监测与治理日益受到人们的关注，对内陆水域的有效监测不但有助于了解其对水生态环境的影响，同时也可以为水环境安全预警提供可靠的参考。目前，对内陆水域的大部分监测仍以现场观察为主。传统的水体监测要求在水体中设置多个监测点，并对采集的水样进行实验室分析，获取水质的时间和空间分布信息。虽然现场测量可以提供更详细的资料，但由于气候和水文等因素的制约，很难进行长期的持续观察，且监测点的分布不均匀会造成较大的误差。由于遥感技术具有实时、可周期观测等优点，与常规方法相比，具有显著优越性，更符合目前内陆水质监测的需要，应用前景较好。

### 1.2.2 透明度遥感反演研究进展

国内外学者开展了许多对透明度反演算法的研究，其估算方法主要有经验算法、半分析算法和分析类算法。

#### (1) 经验模型

建立经验模型所用的数据均来自实验过程。在建立经验模型时，利用数学方法（最小二乘法、回归分析等）找出波段反射率与实测水质参数数据的关系，就可以建立相应的经验模型。经验模型方法简单，且估算精度比较好，但是却具有区域性，普适性较差。内陆湖泊水体光学成分复杂，基于单个湖泊构建经验算法较为简单，可针对于大范围中不同光学水体类型的湖泊，想要建立起经验模型是很难得的。经验方法对云污染、大气影响不敏感，具有更强鲁棒性。

刘翀等<sup>[65]</sup>（2017）使用 MODIS 影像产品对青藏高原的湖泊透明度进行了遥感反演研究。其分析了 MODIS 影像单波段反射率与实测透明度的相关性，发现了绿波段幂函数模型在该地区反演精度较高， $R^2$  为 0.91，具有稳定性；刘延龙<sup>[66]</sup>（2018）利用 Landsat OLI 遥感影像反演东平湖水体的透明度，发现影像中 B3 和 B4 波段的反射率与实测值具有良好的相关关系，建立了水体透明度反演经验

模型，其误差为 19.77%，精度较好；江辉<sup>[67]</sup>（2012）基于 MODIS 影像和鄱阳湖的实测光谱特征建立透明度和遥感反射率之间的经验模型，结果表明红波段和近红外波段是透明度的敏感波段，利用该模型可以实现对鄱阳湖的大面积水质监测；邬国锋等人<sup>[68]</sup>（2007）基于 Landsat 5 TM 影像的蓝波段和红波段与鄱阳湖水体实测透明度数据建立对数回归模型，模型精度为 0.93，误差标准差为 0.22 m，模型性能较好；Li 等人<sup>[69]</sup>（2019）利用 MODIS 影像 645 nm 波段建立透明度经验模型，反演并验证 2003-2017 年洪泽湖透明度的时空变化趋势，验证数据集的模型均值绝对百分比和均方根误差分别为 27.7%和 0.082 m，模型精度较高；Eliza（2021）<sup>[70]</sup>使用了 Landsat8 影像对加拿大南部湖泊透明度进行了研究，基于了 Landsat8 卫星红/蓝波段比之间的关系，证明了经验模型的有效性。

### （2）半分析算法和分析类算法

半分析算法是以水下光场的辐射传播理论为基础，利用反射率计算出水体光学成分的吸收和散射系数，构造出水体的透明度与其自身的光学参量之间的对应关系。半分析算法是建立在物理理论基础上的，解释能力较强。然而，半分析方法需要更高的数据准确度，对观测设备的要求很严格。分析类算法是一种利用辐射传递方程得到水体成分的一种新方法。该方法不受时空约束，具有很好的通用性。但由于其易受大气辐射、环境因素等因素的影响，因此在实际中很少使用。

宋开山等人<sup>[71]</sup>（2006）基于查干湖的野外实测光谱，建立了单波段估测模型和比值估测模型，模型精度分别为 0.70 和 0.72，性能较好；段洪涛等人<sup>[72]</sup>（2006）基于高光谱仪测定的高光谱反射率与透明度之间建立了半分析算法透明度高光谱定量模型，并进行了验证，模型精度均在 0.74 以上，可以用于长春南湖的透明度大面积遥感反演，对内陆水体的水体透明度反演半经验算法的构建与应用有一定的借鉴意义；郑著彬<sup>[73]</sup>（2022）基于 Landsat8 OLI 影像建立了透明度经验和半分析估算模型，在 QAA 算法的基础上加入了新的参考波段（715 nm），取得了相对于原始算法较大的进步。

### （3）间接估算算法

对于透明度的遥感估算也可以使用间接估算的方法。通过对其他水体指标或水体固有光学性质的反演，建立起透明度与其他水质参数之间的关系，然后再间接反演出湖泊透明度。

有许多研究表明,叶绿素 a 浓度与水体漫射衰减系数之间具有很高的相关性,水体漫射衰减系数会影响水体光场的光传播,影响水体透明度,水体透明度与叶绿素 a 浓度之间呈现负指数关系。卡尔森等<sup>[74]</sup>在对湖泊水体的富营养状态指数进行研究时,发现水体中的叶绿素 a 浓度与透明度具有较高的相关关系,相关系数为 0.93; Morel 等<sup>[75]</sup>利用 30531 次野外观测透明度数据以及与其时间空间相匹配的卫星影像产品反演叶绿素 a,构建了两者的经验算法;张运林等<sup>[76]</sup>将太湖水域作为研究区,通过对水体中悬浮物浓度与水体自身光学特性等的相关性进行分析,发现悬浮物质是水体透明度的主要影响因子;朱利等<sup>[77]</sup>基于 HJ-1 的多光谱影像数据,利用悬浮物间接的估算水体透明度,建立了太湖透明度与悬浮物的算法模型,模型精度可达 70.00%。

### 1.2.3 透明度时空分布研究进展

利用遥感技术可以检测湖泊水环境的变化,例如湖泊面积、水位、体积的变化或不同水质指标时空特征的变化。祁兰兰<sup>[78]</sup>(2021)等人基于 GF-1 卫星遥感数据探究了 2014-2019 年洱海干季水质变化规律及其驱动因子,结果表明时间上,洱海透明度逐年增加,空间上洱海透明度呈现出北部高南部低的趋势;刁瑞翔<sup>[79]</sup>(2022)基于 Sentinel-2 MSI 和 Landsat-8 OLI 影像,追溯了岱海过去 35 年间的湖泊透明度时空演变特征,岱海水体透明度在 35 年内平均变化范围在 0.48-2.54m 之间,2011 年的平均透明度最高,2020 年的平均透明度最低。在空间分布上,岱海大致表现为湖中心透明度较高,四周较低,以及西北部较高,东南部偏低的情况;姜玲玲等人<sup>[80]</sup>(2022)利用 Sentinel-3 OLCI 遥感影像和地面观测的透明度建立了经验模型,并利用该模型对渤海在 2020 年期间的平均透明度状况进行反演。研究发现,渤海海域的透明度具有较强的时空分异特性。透明度的总体变化范围在 0-10.00 m 之间,在夏天的 7-8 月份,透明度比较高,但是在冬天却比较低,在空间上,透明度表现出了近岸海域低、离岸海域高的特点;喻臻钰等人<sup>[81]</sup>(2021)使用深度神经网络算法基于 MODIS 影像和实测湖泊透明度数据构建了滇池透明度反演模型,反演了 2001-2018 年滇池透明度时空变化特征,模型性能较好,可以客观的反映出滇池长时序的水体透明度变化状况。研究结果表明滇池水体透明度状态并不乐观,在空间分布上,靠近城市和居民区的区域,滇池水质的恶化较为明显,可见人类活动是影响滇池水体透明度变化的主要因素;殷子

瑶等人<sup>[82]</sup>（2020）基于 Landsat TM/ETM+/OLI 遥感数据，利用多源遥感反演的方法构建反演模型，获取胶州湾研究区过去 32 年的水体透明度信息，揭示水体透明度的时空分布特征，结果表明，胶州湾水体透明度空间分布上较为均匀，季节上水体透明度从高到低依次为冬季>春季>秋季>夏季。

随着遥感技术的不断成熟，湖泊透明度研究尺度也从单个湖泊上升到了多个湖泊，从区域性研究逐渐趋于全国和全球的尺度。Tao 等人<sup>[83]</sup>利用 1984 - 2018 年谷歌地球引擎平台（GEE, Google Earth Engine）的 Landsat 大气顶反射率产品对 1984-2018 年中国透明度变化趋势以及自然因素和人为因素对流域内透明度的影响进行了分析，东北平原湖区和东部平原湖区透明度最低，透明度最高的区域是青藏高原湖区；刘东等人<sup>[84]</sup>（2022）基于 GEE 平台提供的遥感影像数据构建了中国 412 个大型湖泊月平均透明度遥感数据集，中国湖泊透明度整体上呈现出“东低西高”空间分布特征；Song 等人<sup>[85]</sup>基于 2013 - 2018 年间对我国五大湖区的 34 次野外实地活动中收集的 2152 个样本和瑞利散射校正后的 Landsat OLI 影像，验证了 Landsat 影像的可用性和模型的适用性，可用于确定国家或大陆尺度的透明度时空变化，为内陆水资源管理和决策者改善水质提供科学依据。

#### 1.2.4 透明度变化影响因素研究进展

湖泊透明度是能够直接反应湖水清澈和浑浊程度的水质指标，与气象因素、人为活动因素和湖泊本身属性有密切的关系，面对不同类型的湖泊水体，各种因素的影响程度可能是不同的。马红等人<sup>[86]</sup>（2016）分析了乌梁素海水体透明度的时空变化及其影响因子，最终发现湖泊中叶绿素 a 浓度影响了水体透明度，而 pH 对水体透明度的影响是间接的；何小燕等人<sup>[87]</sup>（2010）对 2006 - 2007 年江苏近岸海域进行了水文气象的观测，发现透明度呈现出明显的季节性差异，冬季透明度最小，并且风海流和暖流影响了水体浑浊度，从而影响水体透明度和水色指标的空间分布；杨世莉等人<sup>[88]</sup>（2022）基于 1990 - 2020 年抚仙湖的水体透明度和影响因子的常规监测资料，发现 20 世纪 80 年代以来，抚仙湖水体中浮游藻类不断增加。近十年来，水体透明度处于稳定状态，主要受到降雨的影响；王胜蕾<sup>[89]</sup>（2019）基于 MODIS 影像对 2000 - 2014 年间全国湖泊透明度时空变化进行了分析，结果表明青藏高原湖区水体透明度变化强烈，与近些年来青藏高原气候变化气温升高有密切关系；栾瀚韬<sup>[90]</sup>（2018）使用陈志军等总结的 2004 - 2006

年期间赛里木湖的地理特征和湖水的水化学状况进行了水质评价,赛里木湖水体清澈,透明度在 6.00-13.50m 之间,湖中透明度较高,大于湖岸边透明度,由于地理位置和海拔的原因,风速对透明度的影响很大;邬国锋等人<sup>[91]</sup>(2009)对 2005 - 2006 年出现的鄱阳湖-长江清浊倒置现象进行了分析,利用 MODIS 和 Landsat 影像识别出了当地采砂船的运动轨迹,结果表明人类采砂活动是影响透明度空间变化的主要原因;刁瑞翔<sup>[79]</sup>(2022)对 1986 - 2020 年间影响岱海水体透明度的因素进行了分析,主要分为气象因素和社会因素。气象因素包括平均风速、平均降水量和平均气温,透明度与平均风速之间呈现显著负相关,相关系数为-0.74,与平均降水量之间呈正相关关系,相关系数达到 0.87。社会因素包括人口、国内生产总值等,透明度与国内生产总值呈现出负相关,相关系数为-0.24,结果进一步表明,气象因素对透明度的影响大于人为因素对岱海透明度的影响;殷子瑶等人<sup>[82]</sup>(2020)利用气象数据以及土地利用数据,从自然因素和人类活动因素两个方面对胶州湾水体透明度时空分布的影响因素进行分析,发现胶州湾水体透明度与降水存在显著负相关,并且受到近海养殖和周围大型施工等人为因素的影响。

### 1.3 研究目的及意义

近年来,随着人口规模的快速增长和社会经济的飞速发展,人们加大了对湖泊的开发力度。工业废水的排放和农药的大剂量使用,破坏了湖泊水生态系统的平衡和自我修复能力,导致湖泊透明度下降、水体富营养化加剧。本文以中国面积 1 km<sup>2</sup> 以上的湖泊作为研究对象,星地匹配 Sentinel-2 MSI 影像数据,构建透明度反演模型,估算 2020 年秋季中国湖泊 (>1 km<sup>2</sup>) 透明度,评估湖泊营养状态特征,并探究湖泊透明度与湖泊水文属性、气象因素和人为因素的响应机制。

本文使用野外数据采集、实验室测定与分析等综合手段,对中国五大湖区的水质状况及湖泊营养化状态进行了分析。在此基础上,基于遥感技术构建了全国透明度经验模型,成功反演并分析中国面积大于 1km<sup>2</sup> 的内陆湖泊秋季透明度空间分布特征,同时探究了中国五大湖区透明度影响因素,为透明度监测和更好的了解中国内陆湖泊水环境情况提供技术支撑,在区域大尺度上为湖泊水环境保护和流域管理对策提供理论依据。

## 1.4 研究内容

本文基于 2017-2019 年 63 次野外采样实验获得 431 个水体样品，同步获取大气校正后的 Sentinel-2 MSI 归一化离水反射率影像产品，构建了中国湖泊透明度反演模型，实现对 2020 年中国面积  $1\text{km}^2$  以上的湖泊透明度反演，开展湖泊驱动因素响应分析。其主要研究内容为：

### （1）湖泊水质参数分布特征和透明度反演模型的校验

通过实地样品获取透明度、浊度和悬浮物等水质参数浓度，分析不同区域湖泊浊度、悬浮物等水质参数分布特征，重点阐释湖泊透明度时空变化特征；结合相关分析、回归分析探究湖泊透明度与其他水质参数的相关关系；星地匹配 Sentinel-2 MSI 卫星遥感影像，进行 C2RCC 大气校正处理以获得归一化离水反射率，采用变量优选法筛选出与透明度的敏感响应波段或波段组合，构建透明度反演模型并验证，进行不同透明度算法性能和误差分析。

### （2）湖泊透明度估算和区域差异驱动因素解析

将构建透明度反演模型应用于中国湖泊 ( $>1\text{km}^2$ ) 秋季的遥感影像上，获得 2020 年中国湖泊透明度的分布结果，分析不同地理区域湖泊透明度变化特征，以及典型湖泊透明度时空变化；利用卡尔森营养状态指数法，估算 2020 年秋季中国内陆湖泊营养状态指数，评估不同区域湖泊营养状态；分析湖泊水文属性（湖泊面积、湖泊库容和湖泊平均深度）、气象因素（年均降水量、年均风速和年均气温）和经济人为因素（人口空间分布，国内生产总值）对湖泊透明度空间特征驱动机制。

## 1.5 技术路线

本文的技术路线主要可分为三个模块：

### （1）数据获取与处理

数据获取与处理分为卫星数据和野外实验数据两个部分。获取 Sentinel-2 MSI 影像数据进行重采样和大气校正等预处理。野外水样采集后在实验室进行水质参数测定。最后将二者根据采样日期和采样点位置进行匹配，获得对应波段归一化离水反射率，进行模型构建。

### （2）模型构建与验证

首先对影像反射率与实测透明度数据进行斯皮尔曼相关性分析，选择相关性



较高的波段作为敏感波段。将获得的敏感波段进行数学计算（波段组合、加减乘除、对数、指数等运算），选择与透明度之间线性回归决定系数（ $R^2$ , coefficient of determination）最高的算法作为最优模型，用于最终的反演研究。在模型建立过程中，随机选择 2/3 的数据用于模型构建，1/3 数据用于模型验证。

(3) 模型应用与分析

将选择的最优模型应用到处理后的卫星影像中，可得到研究区域的透明度时空分布结果，进一步分析中国透明度 2020 年的分布特征，对湖泊营养状态进行评价，并结合一些辅助数据（湖泊水文属性、气象因素、人为因素）来解释湖泊透明度变化的原因。

本文技术路线图如下：

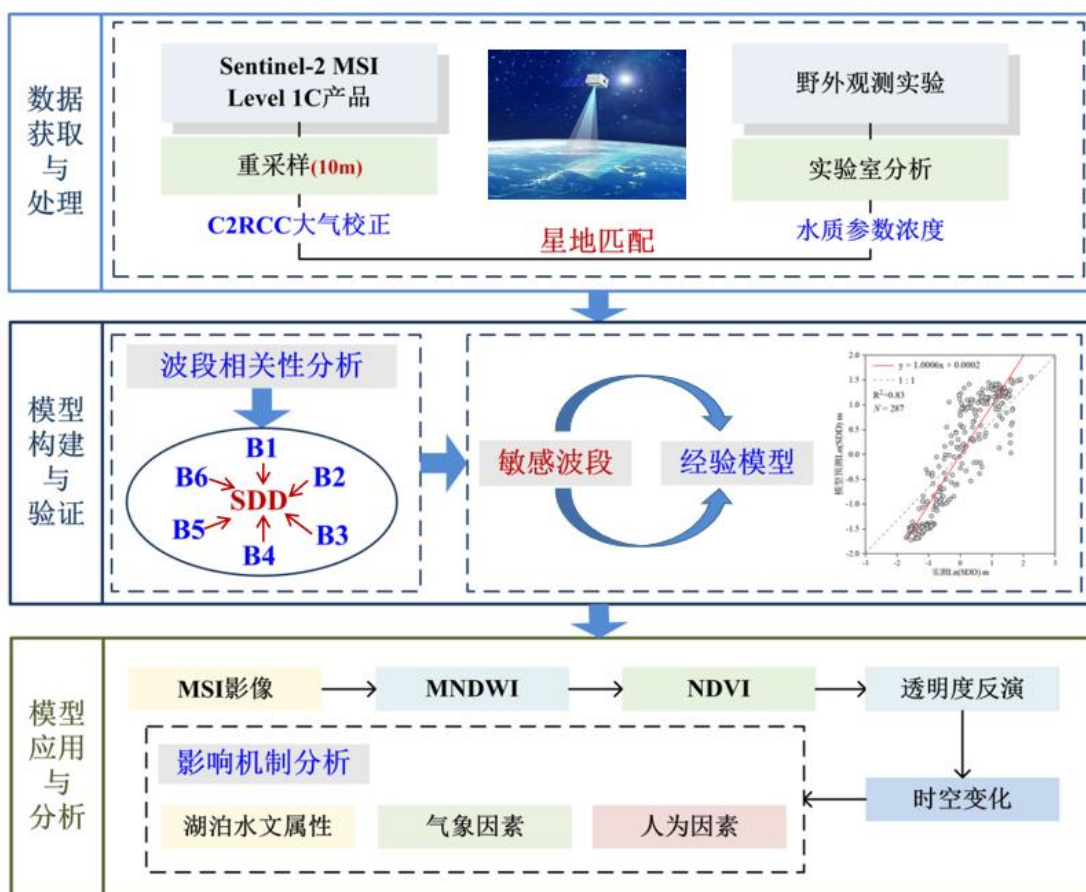


图 1.1 技术路线图

Figure 1.1 Technology route

## 2 研究区概况、数据获取及预处理与方法介绍

### 2.1 研究区概况

中国是一个受气候、地形、土壤等多种因素影响的地区，其地表呈现明显的季节性差异，湖泊透明度也呈现出不同的区域性差异。我国湖泊分布范围很广。青藏高原和东部平原区是我国湖泊分布最集中的区域，其中长江中下游平原、淮河下游地区是我国淡水湖的集中分布区。中国地域广阔，各地区的自然地理环境存在着很大的差别，同时由于各类湖泊的形成与发展、演变的阶段也不同，因此湖泊自身并没有显著的地域性特征，但是在不同的区域尺度中呈现出各种各样的类型与特色。

据第二次国家湖泊普查统计，中国现有超过  $1.00 \text{ km}^2$  的天然湖泊 2693 个(不含盐湖)，面积达  $81414.60 \text{ km}^2$ ，占全国土地的  $0.90\%$ <sup>[92]</sup>。湖泊是人类赖以生存的重要水源，在气候调节、防洪减灾、水产品供给、旅游开发等方面发挥着巨大作用。“九五”以来，国家制定和实施了重点湖泊的水污染防治方案，开展了重点湖泊的生态安全调查和评价，同时，中国“水污染防治”计划实施了一批重点湖泊的污染防治工程，使重点湖泊的污染得到了有效的遏制。

王洪道等于 1995 年定义了中国五大湖区，东部平原湖区、东北平原湖区、蒙新高原湖区、青藏高原湖区、云贵高原湖区<sup>[93]</sup>。

#### (1) 东部平原湖区

东部平原是指长江中下游的平原区以及华北的平原区。湖区面积超过  $21000 \text{ km}^2$ ，占全国湖泊面积的  $29.40\%$ <sup>[94]</sup>。湖区中的大部分湖泊都与河流相通，它们在水文特性上与河流有着紧密的关系，同时，很多湖泊本身就是在水流冲击下产生的，具备着调节水量的功能<sup>[95]</sup>。东部平原湖区气候温和湿润，降水在湖区内分配不均衡，湖泊水位与湖泊面积存在明显的季节性差异。鄱阳湖，洞庭湖，太湖，洪泽湖，巢湖是我国五大最有名的淡水湖，均地处东部平原湖区。由于东部平原湖区的经济发展迅速，因此湖区内的水污染问题也比较突出。居民的大量生产和生活污水排放也是造成东部平原湖区水污染的主要原因。

#### (2) 蒙新高原湖区

蒙新高原湖区是指内蒙古自治区、新疆维吾尔自治区、河北省西北部区域内

的湖泊。湖区内湖泊多由构造湖和风蚀湖组成,其面积约为全国湖泊的 13.20%<sup>[96]</sup>。湖区内较为著名的湖泊有呼伦湖、博斯腾湖和乌梁素海等。湖区的内部,以黑河为界,分为东西两部分。西部地区以构造湖泊为主,东部地区以小型风蚀湖泊为主<sup>[97]</sup>。湖区气候干旱,降水严重不足,蒸发量大于补给量,湖泊因此不断浓缩为盐水湖<sup>[98]</sup>。湖区内湖泊干湿期差异比较大,常出现大风的天气,气候变化以及湖泊自然演变过程再加上强烈的人类活动干扰<sup>[99-101]</sup>,加剧了蒙新湖区的水环境恶化,其主要问题包括湖泊面积萎缩、水量锐减、水质盐化矿化、有机物污染和重金属污染以及湖泊富营养化和荒漠化等。西部地区生态环境脆弱,应当将生态保护作为优先政策,并在气候变化与水质变化发展趋势和变化规律方向上做进一步研究<sup>[102-103]</sup>。

### (3) 东北平原湖区

东北平原湖区是指我国黑龙江省、吉林省和辽宁省(东三省)境内的湖泊<sup>[104]</sup>。湖泊面积占全国湖泊总面积的 4.40%<sup>[105]</sup>。东北平原湖区湖泊的形成原因一般为地壳和火山活动。东北平原湖区的气候为温带湿润、半湿润季风型气候。降水主要集中于 6-9 月,因此年内湖泊水位差异明显。著名的湖泊有镜泊湖、兴凯湖、查干湖和连环泡等<sup>[106]</sup>。东北平原湖区的湖泊水质主要受到人为活动的影响。东三省是我国粮食产量较高的三个农业大省,特别是黑龙江省。农业灌溉和化肥中的营养盐成分随着降雨和地表径流不断汇集到湖泊中,造成了湖泊中营养盐不断积累、驱动湖泊富营养化程度不断升高。

### (4) 青藏高原湖区

青藏高原湖区指分布在青藏高原上的湖泊。湖泊主要是由于构造、冰川等原因造成的<sup>[107]</sup>,也有一些堰塞湖由于泥石流堵塞了河床而形成,湖区内湖泊很深,平均海拔为 4000 m 左右。湖区总面积约 3700.00 km<sup>2</sup>,占全国湖泊总面积的 49.50 %<sup>[105]</sup>。青藏高原是世界上海拔最高、湖泊分布最密集的区域<sup>[108]</sup>。青藏高原海拔高、气温低、昼夜温差较大、降水量较小、区域内空间异质性很强<sup>[109]</sup>。蒸发量大于补给量,绝大多数为内陆咸水湖和盐湖,仅在高原东部和南部有少量外流淡水湖。较为著名的湖泊有青海湖<sup>[110]</sup>、纳木错<sup>[111]</sup>、色林错<sup>[112]</sup>等等。湖区内湖泊主要受气候等因素的影响<sup>[109]</sup>。

### (5) 云贵高原湖区

云贵高原湖区湖泊多分布在云贵高原中部地区,是指云南省、四川省、贵州省、还有广西和重庆市内的湖泊<sup>[113]</sup>,以浅水湖为主。比较有名的湖泊有滇池、洱海、星云湖、抚仙湖等。该地区湖泊面积达到 1000 多 km<sup>2</sup>,大约是全国湖泊面积的 1.50%。云贵高原湖区气候为季风性气候,年内干湿季节差别明显,5-10 月的降水量较为丰富,全年没有冰封期的出现。在经济发展较好的区域湖泊水污染严重(如杞麓湖)<sup>[114]</sup>,在一些经济欠发达的湖区,湖泊水质较好,但是自然环境也遭受了一定程度的破坏(如泸沽湖)<sup>[115]</sup>。

## 2.2 地面实验数据获取和水样采集

在 2017-2019 年间,中国科学院东北地理与农业生态研究所水环境遥感学科组先后采集了 45 个湖泊,共计 431 个有效采样点数据(表 2.1),采样时间从 5 月到 11 月份不等,样点遍布全国(图 2.1)。这些样本是在晴朗、无云或较少多云、没有风或微风的情况下收集的。采样人员使用 1L 高密度聚乙烯(HDPE)瓶,在每个采样点约 0.50 米的深度采集水样。然后在 24 小时内将水样转移到实验室进行分析实验,需要以 4℃ 的温度储存在便携式冰箱中。在取样前,每个瓶子都经过酸清洗,并用蒸馏水冲洗。但是由于每次实验采样后关注的水质指标不相同,因此各个指标的数量不同。

### (1) 透明度(SDD)

透明度使用塞氏盘进行测量。在船体背光的一侧平行于水面放入水中下沉,直至看不清盘上颜色,记录深度,单位为米。为了避免不同实验人员的视力差别存在误差,在野外过程中由同一个人来完成测量。

### (2) pH

使用 YSI 水质仪深入水下,水面完全没过探头。待水质仪手柄读数稳定之后,记录 pH 等水质参数。

### (3) 电导率(EC)

使用 YSI 水质仪深入水下,水面完全没过探头。待水质仪手柄读数稳定之后,记录电导率等水质参数,单位是  $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。

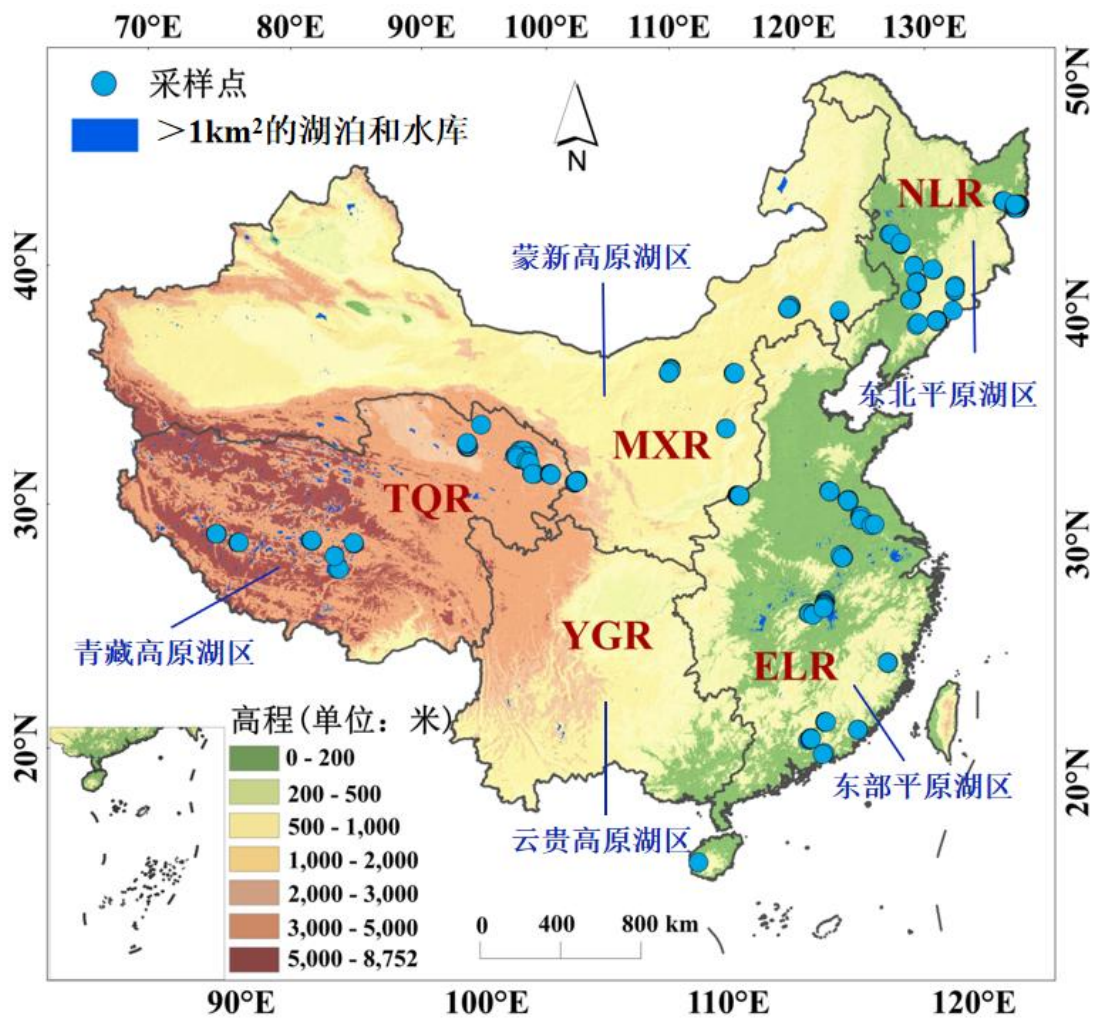


图 2.1 野外实验采样点分布

Figure 2-1 Distribution of sampling sites for field experiments

表 2.1 野外采样湖泊统计表

Table 2.1 Statistical tables of field sampling lakes

编号	湖泊名称	N	E	采样日期	采样点数	编号	湖泊名称	N	E	采样日期	采样点数
1	小兴凯湖	45.318952	132.627368	2018.07	12	32	观音阁水库	41.400815	124.307575	2018.10	5
2	小兴凯湖	45.318952	132.627368	2018.10	9	33	哈拉湖	38.203443	97.597673	2019.09	1
3	巴木错	31.339507	90.568789	2017.08	2	34	桓龙湖	41.288518	125.509097	2018.10	9
4	白盆珠水库	23.090829	115.092201	2017.07	1	35	洪泽湖	33.251286	118.768677	2019.01	9
5	白盆珠水库	23.090829	115.092201	2019.04	5	36	洪泽湖	33.251286	118.768677	2019.04	2
6	白盆珠水库	23.090829	115.092201	2019.10	6	37	洪泽湖	33.251286	118.768677	2019.11	8
7	白山水库	42.434924	127.053888	2019.06	6	38	洪泽湖	33.251286	118.768677	2019.08	3
8	巢湖	31.628197	117.405623	2019.04	9	39	柯鲁克湖	37.292642	96.913695	2017.08	8
9	错那湖	32.053881	91.450438	2017.08	5	40	柯鲁克湖	37.292642	96.913695	2019.09	2
10	达里湖	43.284619	116.585937	2019.07	19	41	李家峡	36.126643	101.794885	2017.09	6
11	大广坝水库	18.958191	109.015421	2017.07	1	42	李家峡	36.126643	101.794885	2019.09	12
12	大兴凯湖	45.182203	132.387118	2018.10	19	43	刘家峡	35.875774	103.302054	2017.09	9
13	岱海	40.568179	112.677014	2017.04	2	44	刘家峡	35.875774	103.302054	2019.09	11
14	岱海	40.568179	112.677014	2019.08	8	45	龙羊峡	36.124950	100.722437	2019.09	7

15	二龙湖	43.18561389	124.8326611	2018.07	10	46	骆马湖	34.043837	118.250452	2019.04	7
16	汾河水库	38.061722	111.904927	2017.04	3	47	纳木错	30.784076	90.853682	2017.08	2
17	枫树坝水库	24.451579	115.383247	2019.04	2	48	鄱阳湖	29.693092	116.183795	2019.04	10
18	枫树坝水库	24.451579	115.383247	2019.07	6	49	鄱阳湖	29.693092	116.183795	2019.07	9
19	高邮湖	32.795756	119.24137	2019.01	10	50	青海湖	36.873423	100.330829	2019.09	32
20	高邮湖	32.795756	119.24137	2019.04	5	51	青年水库	45.7078097	131.748193	2017.06	3
21	高邮湖	32.795756	119.24137	2019.11	10	52	清河水库	42.545414	124.18019	2018.10	4
22	古田水库	26.624695	118.807413	2017.06	4	53	色林错	31.818169	89.19895	2017.08	4
23	塔若错	31.12753	84.237193	2017.08	4	54	太平池	44.040138	124.953613	2018.06	3
24	拓林水库	29.285018	115.294608	2019.07	7	55	汤溪水库	23.924532	116.858651	2017.07	3
25	拓林水库	29.285018	115.294608	2019.11	4	56	托素湖	37.17321	96.9416	2017.08	10
26	微山湖	34.635538	117.301302	2019.01	6	57	小浪底水库	34.971329	112.198275	2019.09	16
27	乌梁素海	40.992092	108.860870	2019.08	10	58	新丰江水库	23.766245	114.512453	2019.01	5
28	新庙泡	45.197435	124.461317	2018.10	6	59	新丰江水库	23.766245	114.512453	2019.07	6
29	星星哨水库	43.6219	126.06502	2018.10	4	60	新丰江水库	23.766245	114.512453	2019.11	6
30	月亮泡	45.726626	123.938178	2018.10	6	61	云峰水库	41.557118	126.584432	2018.10	1
31	扎日南木错	31.004526	85.496622	2017.08	4	62	红山水库	42.706507	119.697539	2017.04	4

63 红山水库 42.706507 119.697539 2019.07 5

---



## 2.3 实验室水质参数和水体组分吸收数据获取

### (1) 浊度 (Turbidity)

实验室对于浊度的测量是基于 UV-2600 PC 分光光度计实现的。首先将水样放置到室温,防止冷藏后的水样在比色皿外壁形成液化水滴,影响测量。使用硫酸肼溶液和六次甲基四胺溶液混合得到第一种浊度标准液(4000NTU),并将蒸馏水经过 0.20  $\mu\text{m}$  玻璃纤维滤膜过滤得到第二种标准液。在 680 nm 处使用宽为 3.00 cm 的比色皿分别测定两种标准液的吸光度曲线作为校准基线,以获得其他水样的浊度值,单位为 NTU。

### (2) 总悬浮物 (TSM)

实验室的悬浮物测量采用的是称重法。首先使用经过煅烧(400 $^{\circ}\text{C}$ )的 GF/F 玻璃纤维滤膜过滤水样,滤膜孔径为 0.70 $\mu\text{m}$ ,待水样不连续流下时,记录过滤水样的体积。将滤膜在烘箱中 65 $^{\circ}\text{C}$ 烘干 4 小时以上,然后迅速称重,防止吸收空气中的水分。两次称重的重量差为悬浮物的重量,再除以过滤的水样体积,最终计算得出悬浮物浓度,单位是 mg/L。

### (3) 叶绿素 (Chl-a)

水样通过 0.45  $\mu\text{m}$  混合纤维毫米过滤膜过滤。用 90%丙酮缓冲溶液在黑暗条件下浸泡 24 h,提取 Chl-a。用 UV-2600 PC 分光光度计在 630 nm、647 nm、664 nm 和 750 nm 处测定的系数计算浓度。单位为 $\mu\text{g/L}$ 。

### (4) 有色溶解性有机物 (CDOM)

使用 0.70 $\mu\text{m}$  孔径的玻璃纤维膜 (GF/F1825-047) 过滤水样以除去颗粒物,进一步通过 0.22 $\mu\text{m}$  孔径的聚碳酸酯膜(Whatman, 110606)过滤,使用 UV-2600PC 分光光度计在 200 - 800 nm 处测量了有色溶解有机物 (CDOM) 的光密度 (OD),计算 CDOM 吸收系数,以 440nm 处吸收系数表示 CDOM 浓度值大小。

### (5) 总颗粒物吸收、色素和非色素颗粒物吸收

采用定量膜滤光片技术,使用 0.70  $\mu\text{m}$  孔径的玻璃纤维膜 (GF/F1825-047) 过滤颗粒物,通过 UV-2600PC 分光光度计在 300 - 800 nm 处测量水样中总颗粒物的吸收系数,在用次氯酸钠对颗粒物进行漂白获得非藻类颗粒物吸收,进而计算藻类颗粒物吸收。

(6) 总氮 (TN)

利用 0.45 μm 孔径的玻璃纤维滤膜过滤一定体积的水样, 然后使用连续流动分析仪, 基于盐酸萘乙二胺分光光度法获得总氮浓度, 单位为 mg/L。

(7) 总磷 (TP)

利用 0.45 μm 孔径的玻璃纤维滤膜过滤一定体积的水样, 然后使用连续流动分析仪, 基于铝酸铵分光光度法获得总磷浓度, 单位为 mg/L。

## 2.4 Sentinel-2 MSI 数据获取与处理

### 2.4.1 Sentinel-2 MSI 数据获取

Sentinel-2 MSI 卫星遥感影像下载自欧洲航天局哥白尼开放数据访问中心 (<https://scihub.copernicus.eu>)。Sentinel-2 是高分辨率多光谱成像卫星, 包括 2A 和 2B 两颗星<sup>[116]</sup>。Sentinel-2A 和 Sentinel-2B 分别于 2015 年 6 月和 2017 年 3 月发射并投入使用。其上搭载了一枚多光谱成像仪 (MSI, Multi Spectral Instrument)<sup>[117]</sup>, 适用于对陆地环境进行监测, 可以为人们提供植被、土壤、水覆盖、内陆水域和沿海地区的影像, 应用前景广阔<sup>[118]</sup>。在轨高度为 768 km, 宽度为 290 km, 单次观测周期为 10 天, 双星观测周期为 5 天, 在部分高纬度地区观测周期为 3 天。

Sentinel-2 MSI 的光谱覆盖了可见光, 近红外, 短波红外等 13 个光谱波段。在这些波段中, 可见光、近红外光的空间分辨率为 10m。红边和短波红外空间分辨率为 20 m、60 m 不等<sup>[119]</sup>。红边波段与植被覆盖度和叶面积指数息息相关<sup>[120]</sup>。高分辨率多光谱成像可以提供相关陆地植被生长以及内陆水环境变化等信息, 对农业种植和水色遥感研究都具有重要意义。Sentinel-2 MSI 波段基本信息如下 (表 2.2):

表 2.2 Sentinel-2 MSI 卫星波段设置

Table 2.2 Sentinel-2 MSI satellite band settings

波段序号	S2A		S2B		空间分辨率
	中心波长(nm)	波宽(nm)	中心波长(nm)	波宽(nm)	
1	443.9	27	442.3	45	60
2	496.6	98	492.1	98	10
3	560.0	45	559	46	10

4	664.5	38	665	39	10
5	703.9	19	703.8	20	20
6	740.2	18	739.1	18	20
7	782.5	28	779.7	28	20
8	835.1	145	833	133	10
8a	864.8	33	864	32	20
9	945.0	26	943.2	27	60
10	1373.5	75	1376.9	76	60
11	1613.7	143	1610.4	141	20
12	2202.4	242	2185.7	238	20

### 2.4.2 Sentinel-2 MSI 数据处理

Sentinel-2 MSI 卫星影像数据下载之后需要先进行预处理，才能在 ENVI 和 Arcgis 软件中进行后续的工作。欧空局已经开发了一个专门处理 Sentinel 系列卫星影像的基础软件—SNAP，这一平台支持处理 Sentinel-1/2/3 号产品。本文使用的是 Sentinel-2 MSI L1C 产品，这一产品已经做完了几何校正和辐射校正，需要在 SNAP7.0.0 软件平台中进行大气校正。C2RCC 大气校正算法是由 Doerffer.R 和 Schiller.H<sup>[121]</sup>提出的基于神经网络的水体大气校正算法，通过神经网络模拟辐射传输过程，构建校正后水体反射率和大气顶层辐射亮度数据集<sup>[122]</sup>。在该算法中，所需盐度、温度和海拔高度参数为实地采样湖泊水体测定的盐度值、水温值和海拔高度值；臭氧层厚度为默认值 330 DU；气压为默认值 1000 Pa；总悬浮物 bpart 因子默认值为 1.72，bwit 因子默认值为 3.1；叶绿素指数 CHLexp 因子默认值为 1.04，CHLfak 因子默认值为 21.0；tosa 神经网络训练数据集阈值默认值为 0.05；大气校正反射率神经网络训练数据集阈值默认值为 0.1；云量检测下行透射比默认值为 0.955。在对 Sentinel-2 MSI 数据进行校正时，C2RCC 算法会根据 B8 波段处的反射率掩膜陆地、云等非水像元<sup>[123]</sup>。为了更准确的提取水体信息，可以适当调大阈值。

在 SNAP 读取影像文件后，在软件中加载真彩色影像。使用 Resampling 重采样工具将所有波段的分辨率都采样为 10 m 后，保存成为 image 格式。将得到的所有波段的 image 文件在 ENVI5.3 中进行合并，得到的最终影像用于大气校正处理，最终得到 443、492、560、665、704 和 740 nm 处的归一化水反射率( $\rho_{\text{rown}}$ )

λ)。

使用采样时间前后 7 天的, 无云或者少云卫星影像进行星地匹配。总共匹配到了 198 景影像用于本文研究。

## 2.5 地理环境因素数据获取

本文研究中, 湖泊水文属性包括湖泊面积、湖泊平均深度和湖泊体积, 来自 Hydrosheds 数据集 (<https://www.hydrosheds.org/products>)。气象数据的获取 (降水、气温和风速) 来自于中国资源环境科学与数据中心 (<https://www.resdc.cn/>)。同样, 从资源环境科学和数据中心收集了人为因素数据产品 (人口空间分布、国内生产总值) [124]。

## 2.6 水体掩膜处理和 NDVI 指数法

在进行水质参数遥感反演时, 提取湖泊水体矢量是必要的。准确的水体矢量边界提取可以排除岸边水生植被、浅水区和陆地像元对透明度反演值的影响。本文使用改进的归一化差异水体指数 (*MNDWI*, Modified Normalized Difference Water Index) 提取水体边界。徐涵秋<sup>[125]</sup>在 2005 年修正了原来的归一化差异水体指数 (*NDWI*, Normalized Difference Water Index)。*NDWI* 是 Mcfeeters 在 1996 年提出的<sup>[126]</sup>, 它利用绿波段和近红外波段计算得到的数值, 以决策树和适当阈值为基础, 将图像分成了水体和非水体两个区域。水体在近红外和中红外波段的吸收最强, 其反射特征从可见光到近红外波段衰减, 而植被在近红外波段的反射率最强。所以, 使用绿色光波与近红外波段能将植物信息影响最大限度缩小, 从而凸显出水体信息<sup>[127]</sup>。

但 Mcfeeters 在建立 *NDWI* 时, 仅将植被影响纳入其中, 而忽视了另外一个重要因子, 即土地或建筑。在绿波段和近红外波段中, 其光谱特性与水体基本相同, 表现为绿波段反射率比近红外波段反射率高。所以, 在 *NDWI* 计算中, 房屋、土壤等波段计算数值均为正值, 有些数据甚至更大, 很容易与水体相混淆。因此本文使用了 *MNDWI* 来规避一些像元干扰。具体公式如下:

$$MNDWI=(R_{GREEN}-R_{SWIR})/(R_{GREEN}+R_{SWIR}) \quad (2.1)$$

其中,  $R_{GREEN}$  和  $R_{SWIR}$  分别代表绿光和短波红外波段的反射率。

再者, 水体提取的时候要考虑到一些严重富营养化湖泊湖面上方有藻华的发

生。藻华在湖面上方形成聚集体，使得水体表面藻类在近红外波段具有与植被相似的“陡坡效应”<sup>[128]</sup>，可以使用归一化差异植被指数（*NDVI*）来提取藻类水华<sup>[129]</sup>，将其排除在外，避免影响湖泊透明度的反演结果。具体公式如下：

$$NDVI=(R_{NIR}-R_{RED})/(R_{NIR}+R_{RED}) \quad (2.2)$$

其中， $R_{NIR}$  和  $R_{RED}$  分别代表近红外和红光波段的反射率。*NDVI* 能有效地减少对大气的影响和对有色溶解有机物的干扰，因此更能可靠地提取藻华。

## 2.7 模型构建与精度验证

本文使用 2/3 的透明度数据，基于最小二乘法进行线性拟合，剩余的 1/3 数据进行验证。随机分组的过程基于 Excel 中 Rand 函数实现。首先将获得的 CR2CC 大气校正后的归一化离水反射率与实测透明度值之间进行斯皮尔曼相关性分析，选择不同的单波段和其他波段组合的形式来寻找相关性较高的组合或者单波段作为经验模型构建的输入变量。将实测值与估算值进行线性拟合，通过分析数据的拟合程度，进而判定模型的应用性以及模型在构建过程中出现的误差问题，本文主要通过计算决定系数（ $R^2$ ）、均方根误差（Root mean square error, RMSE）和平均绝对值误差（Mean absolute error, MAE），进而来判定模型构建的稳定性，具体方程式如下：

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (y'_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y})^2} \quad (2.3)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (y'_i - y_i)^2} \quad (2.4)$$

$$MAE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |y'_i - y_i| \quad (2.5)$$

式中， $N$  为样品数， $y_i$  为测量的透明度值， $y'_i$  为模型估算的透明度值， $\bar{y}$  为平均值。

### 3 水质参数特征分析与反演模型建立

#### 3.1 全国水质参数分布特征

在 2017-2019 年间,中国科学院东北地理与农业生态研究所水环境遥感团队多次野外实地采样,获得了 431 个采样点,采样点时间涵盖春夏秋冬四个季节,能很好的反映出湖泊全年的水质参数特征情况(表 3.1)。湖泊透明度呈现出明显的季节性差异( $F=7.17$ ,  $p<0.01$ )。春季(3、4、5 月份),全国透明度范围为 0.17- 3.44 m,均值为  $0.77\pm 1.45$  m;夏季(6、7、8 月份),全国透明度范围为 0.21- 9.47 m,均值为  $1.62\pm 1.71$  m,与春季湖泊透明度相比有所升高;秋季(9、10、11 月份),全国透明度均值为 0.18- 0.60 m,均值为  $1.92\pm 1.42$  m;冬季(12、1、2 月份),全国透明度均值为 0.20- 3.82 m,均值为  $1.07\pm 1.22$  m。从春季到秋季,湖泊透明度不断升高,到冬季透明度降低。春季透明度最低,秋季透明度最高。秋季温度降低,湖泊中浮游生物生物量也有所减少,春季湖泊叶绿素 a 浓度最高,均值为  $11.48\pm 11.77$   $\mu\text{g/L}$ ,而秋季的湖泊叶绿素 a 浓度是最低的,均值为  $4.78\pm 5.93$   $\mu\text{g/L}$ 。湖泊中的营养盐成分与叶绿素 a 浓度变化一致,总氮和总磷浓度均由春季到秋季不断降低(图 3.1)。由此可见,在中国,湖泊中浮游生物是影响湖泊透明度的主要因素,也可以说湖泊富营养化是影响透明度的关键。

从地域分布上来看,湖泊透明度由西向东逐步降低。青藏高原湖区透明度采样点均值较高,东北平原湖区透明度采样点均值最低,与我国人口密度的分布大致呈现出了相反的趋势。在这四个研究区(云贵高原无采样点),湖泊透明度分布情况:青藏高原湖区>蒙新高原湖区>东部平原湖区>东北平原湖区。

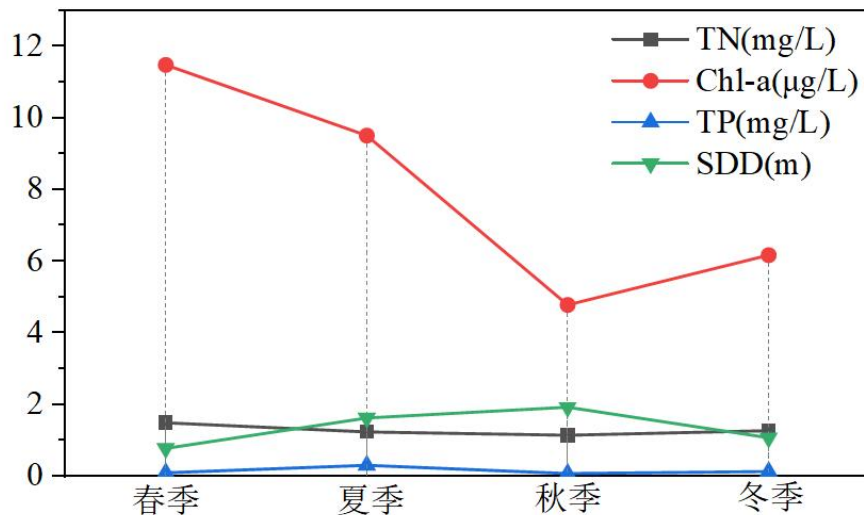


图 3.1 总氮、总磷、叶绿素和透明度的季节变化趋势

Figure 3.1 Seasonal trends of total nitrogen, total phosphorus, chlorophyll-a and transparency

表 3.1 水质参数季节分布统计

Table 3.1 Seasonal distribution statistics of water quality parameters

季节	样本数量	指标	最大值	最小值	平均值	标准差
春季 (3、4、5 月份)	50	a(440nm)	7.30	0.17	1.65	1.76
	50	a <sub>ph</sub> (440nm)	3.91	0.00	1.09	0.72
	50	a <sub>NAP</sub> (440nm)	5.95	0.00	0.57	1.50
	50	a <sub>CDOM</sub> (440nm)	1.68	0.02	0.77	0.40
	50	pH	11.27	7.42	8.64	1.05
	48	Turb(NTU)	83.95	0.23	17.88	28.10
	50	EC(µS/cm)	694.00	0.75	269.52	4984.36
	49	TSM(mg/L)	86.00	1.00	23.24	23.47
	50	TN(mg/L)	5.44	0.48	1.49	0.94
	50	Chl-a(µg/L)	67.24	0.70	11.48	11.77
夏季 (6、7、8 月份)	50	TP(mg/L)	1.77	0.01	0.09	0.49
	50	SDD(m)	3.44	0.17	0.77	1.45
夏季 (6、7、8 月份)	156	a(440nm)	8.06	0.01	1.24	1.65
	156	a <sub>ph</sub> (440nm)	5.33	0.00	0.49	0.78

月份)	156	a <sub>NAP(440nm)</sub>	5.86	0.004	0.76	1.13
	156	a <sub>CDOM(440nm)</sub>	1.89	0.05	0.65	0.42
	156	pH	13.05	7.43	9.16	1.19
	153	Turb(NTU)	73.78	0.02	13.28	16.35
	156	EC(μS/cm)	33453.10	0.17	5372.81	8894.80
	155	TSM(mg/L)	71.50	0.24	11.93	14.53
	153	TN(mg/L)	10.99	0.21	1.23	1.26
	156	Chl-a(μg/L)	100.22	0.13	9.51	14.69
	156	TP(mg/L)	2.17	0.003	0.30	0.66
	156	SDD(m)	9.47	0.21	1.62	1.71
秋季 (9、10、 11 月份)	190	a(440nm)	7.94	0.03	1.38	1.92
	190	a <sub>ph(440nm)</sub>	3.27	0.00	0.32	0.57
	190	a <sub>NAP(440nm)</sub>	6.96	0.01	1.06	1.69
	190	a <sub>CDOM(440nm)</sub>	1.54	0.002	0.43	0.37
	190	pH	8.69	7.12	8.09	0.56
	173	Turb(NTU)	183.35	0.002	20.22	30.69
	189	EC(μS/cm)	16515.00	32.00	3443.19	5893.26
	187	TSM(mg/L)	147.50	0.29	17.19	24.26
	189	TN(mg/L)	3.21	0.23	1.14	0.68
	190	Chl-a(μg/L)	35.01	0.37	4.78	5.93
冬季 (12、1、2 月份)	190	TP(mg/L)	0.68	0.01	0.07	0.08
	190	SDD(m)	6.60	0.18	1.92	1.42
	31	a(440nm)	5.30	0.16	2.03	1.63
	31	a <sub>ph(440nm)</sub>	1.29	0.03	0.40	0.29
	31	a <sub>NAP(440nm)</sub>	4.72	0.10	1.63	1.47
	31	a <sub>CDOM(440nm)</sub>	0.94	0.002	0.16	0.23
	31	pH	10.66	7.58	8.22	0.57
30	Turb(NTU)	114.38	0.19	38.87	37.21	



31	EC( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	729.00	78.9	352.30	199.89
31	TSM( $\text{mg}/\text{L}$ )	90.67	0.86	31.78	28.62
30	TN( $\text{mg}/\text{L}$ )	4.04	0.36	1.27	1.01
31	Chl-a( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	15.52	1.29	6.17	4.19
31	TP( $\text{mg}/\text{L}$ )	0.19	0.02	0.13	0.04
31	SDD(m)	3.82	0.20	1.07	1.22

注：表中  $a_{(440\text{nm})}$  为总颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{ph}(440\text{nm})}$  为色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{NAP}(440\text{nm})}$  为非色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{CDOM}(440\text{nm})}$  为有色溶解性有机物在 440nm 下的吸收系数；pH 为酸碱度；Turb(NTU) 为水体浊度；EC( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) 为水体电导率；TSM( $\text{mg}/\text{L}$ ) 为水体总悬浮物浓度；TN( $\text{mg}/\text{L}$ ) 为水体中总氮浓度；Chl-a( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) 为水体中叶绿素 a 浓度；TP( $\text{mg}/\text{L}$ ) 为水体中总磷浓度；SDD(m) 为水体透明度。

### 3.1.1 东北平原湖区水质参数分布特征

通过对东北平原湖区 98 个采样点的分析（图 3.2），结果表明夏季东北平原湖泊透明度范围为 0.24 - 2.49 m，均值为  $0.78 \pm 1.16$  m；秋季东北平原湖区透明度在 0.25 - 6.60 m 之间，均值为  $1.05 \pm 1.18$  m（表 3.2），夏季和秋季的透明度变化并不具有显著性差异（ $F=1.17$ ， $p>0.05$ ）。透明度值高于东北平原湖区采样点均值的采样点共有 29 个，占湖区整体采样点数的 29.60%。通过分析透明度大于均值的采样点所处的湖泊或水库可以发现，在东北平原湖区中，云峰水库、观音阁水库和白山水库的透明度较高，透明度值均在 2.00 m 左右。这些水库，都是重要的饮用水源，能够供给周围居民的正常生产生活。透明度较低的采样点（ $\text{SDD} < 0.50\text{m}$ ）多出现在兴凯湖、月亮泡、新庙泡等地。兴凯湖周围农业和旅游业发展较快，人流量较大，水体透明度易受到人为活动干扰。特别是小兴凯湖，渔民常于湖面捕鱼，扰动水体环境，引起水体中颗粒物悬浮，降低了水体透明度。并且由于大小兴凯湖的水产养殖与周围农业大量向湖水中排放的氮磷，湖泊富营养化状态严重，藻华事件频发，水质现已经急剧恶化。

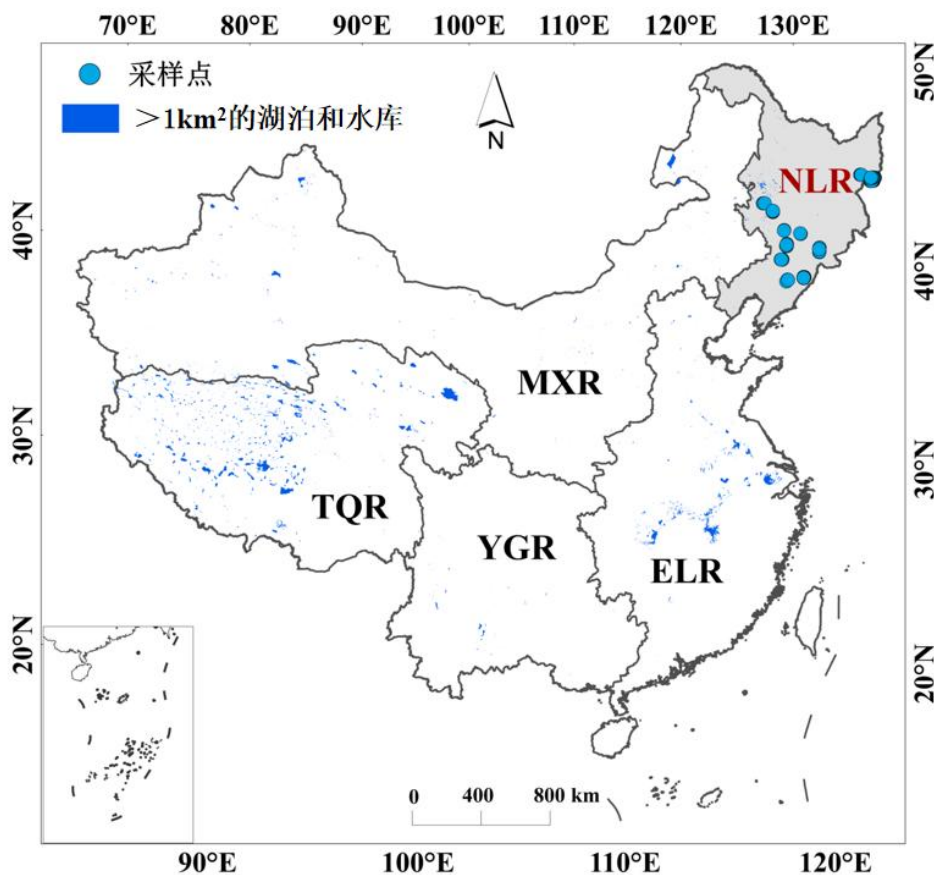


图 3.2 东北平原湖区野外实验采样点分布

Figure 3.2 The distribution of field experiment sampling sites in the Northeast Plain Limnetic Region

从夏季到秋季，东北平原湖区湖泊总颗粒物吸收 ( $F=1.06, p>0.05$ )、色素颗粒物吸收 ( $F=0.46, p>0.05$ ) 并未发生显著变化，非色素颗粒物有显著的季节性差异 ( $F=11.87, p<0.05$ )。颗粒物主要由非色素颗粒物构成(夏季: 2.05/3.47; 秋季: 2.31/3.03)。东北平原湖区电导率夏季采样点均值为  $338.22 \pm 2117.72 \mu\text{S}/\text{cm}$ ，秋季采样点均值为  $898.46 \pm 2275.12 \mu\text{S}/\text{cm}$ 。从夏季到秋季，湖泊电导率显著上升，湖泊总氮和总磷浓度也有一定程度的升高，湖泊中的离子增加。夏季叶绿素浓度均值为  $24.67 \pm 17.90 \mu\text{g}/\text{L}$ ，秋季叶绿素浓度均值为  $9.54 \pm 18.25 \mu\text{g}/\text{L}$ ，叶绿素浓度大幅度下降。湖泊水体呈现低碱性，悬浮物浓度和浊度不高。由此可见，主要影响东北平原湖区湖泊水质的还是非色素颗粒物、叶绿素等相关水色参数。

表 3.2 东北平原湖区水质参数季节分布统计

Table 3.2 Seasonal distribution statistics of water quality parameters in the Northeast Plain

Limnetic Region						
季节	样本数量	指标	最大值	最小值	平均值	标准差
夏季 (6、7、8 月份)	34	a <sub>(440nm)</sub>	8.06	0.21	3.47	2.05
	34	a <sub>ph(440nm)</sub>	5.32	0.00	1.43	1.00
	34	a <sub>NAP(440nm)</sub>	5.86	0.11	2.05	1.88
	34	a <sub>CDOM(440nm)</sub>	1.61	0.56	1.05	0.40
	34	pH	13.05	7.49	8.77	0.99
	31	Turb(NTU)	65.28	1.71	26.20	22.36
	34	EC(μS/cm)	941.00	0.17	338.22	2117.72
	34	TSM(mg/L)	71.50	0.85	24.84	20.49
	34	TN(mg/L)	10.99	0.48	1.41	1.48
	34	Chl-a(μg/L)	79.12	1.34	24.67	17.90
	34	TP(mg/L)	0.13	0.003	0.03	0.10
	34	SDD(m)	2.49	0.24	0.78	1.16
秋季 (9、10、 11 月份)	64	a <sub>(440nm)</sub>	6.10	0.03	3.03	1.95
	64	a <sub>ph(440nm)</sub>	3.27	0.00	0.72	1.04
	64	a <sub>NAP(440nm)</sub>	5.64	0.03	2.31	1.85
	64	a <sub>CDOM(440nm)</sub>	1.54	0.17	0.71	0.40
	64	pH	8.69	6.86	7.88	0.72
	64	Turb(NTU)	80.70	0.92	31.88	21.94
	64	EC(μS/cm)	358.1	70.9	898.46	2275.12
	61	TSM(mg/L)	61.00	1.50	28.64	19.97
	64	TN(mg/L)	3.21	0.33	1.57	1.50
	64	Chl-a(μg/L)	35.01	0.37	9.54	18.25
	64	TP(mg/L)	0.68	0.01	0.13	0.10
	64	SDD(m)	6.60	0.25	1.05	1.18

注：表中  $a_{(440nm)}$  为总颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{ph(440nm)}$  为色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{NAP(440nm)}$  为非色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{CDOM(440nm)}$  为有色溶解性有机物在 440nm 下的吸收系数；pH 为酸碱度；Turb(NTU) 为水体浊度；EC( $\mu$ S/cm) 为水体电导率；TSM(mg/L) 为水体总悬浮物浓度；TN(mg/L) 为水体中总氮浓度；Chl-a( $\mu$ g/L) 为水体中叶绿素 a 浓度；TP(mg/L) 为水体中总磷浓度；SDD(m) 为水体透明度。

### 3.1.2 东部平原湖区水质参数分布特征

在东部平原湖区，课题组共计有 164 个有效采样点（图 3.3）。通过对 164 个采样点的水质数据分析得出，东部平原湖区春季透明度范围为 0.17-3.34 m，均值为  $0.76 \pm 0.89$  m；夏季透明度范围为 0.21 - 5.37 m，均值为  $1.55 \pm 1.17$  m；秋季透明度范围为 0.18 - 4.55 m，均值为  $1.56 \pm 1.25$  m；冬季透明度范围为 0.20-3.82 m，均值为  $1.08 \pm 1.22$  m（表 3.3），呈现出显著的季节性差异（ $F=4.32$ ， $p < 0.05$ ），秋季透明度均值最高，春季最低，与全国湖泊透明度的分布季节特征是一致的。透明度高于均值的湖泊采样点有 52 个，其中新丰江水库、白盆珠水库、枫林坝水库和小浪底水库湖泊透明度均在 2.00-6.00m，水库水体较为清澈。新丰江水库是华南地区的第一大湖，又被称为万绿湖，是 4A 级旅游景点，水质较好，是优质的饮用水源。总体上来说，东部平原湖区的水质状态比东北平原湖区的湖泊水质清澈一些。透明度极低的采样点出现在巢湖（ $SDD < 0.20$  m）。巢湖是我国五大淡水湖之一，但是巢湖最有名的确是连年连月频发的蓝藻水华。巢湖周围工厂废水的大量排放和沿湖农民的化肥施用随降雨冲刷进入巢湖，都加重了巢湖的水质污染，湖泊中营养盐含量过高，富营养化严重，透明度很低。

除了透明度之外，总颗粒物吸收（ $F=5.97$ ， $p=0.001$ ）、色素颗粒物吸收（ $F=29.27$ ， $p < 0.001$ ）、非色素颗粒物吸收（ $F=8.57$ ， $p < 0.001$ ）、有色溶解性有机物吸收（ $F=18.04$ ， $p < 0.001$ ）、pH（ $F=99.29$ ， $p < 0.001$ ）、浊度（ $F=8.75$ ， $p < 0.001$ ）、电导率（ $F=17.67$ ， $p < 0.001$ ）、总悬浮物（ $F=0.90$ ， $p < 0.001$ ）、总氮（ $F=11.78$ ， $p < 0.001$ ）、叶绿素（ $F=6.57$ ， $p < 0.001$ ）和总磷（ $F=34.09$ ， $p < 0.001$ ）均呈现出极显著性季节差异。

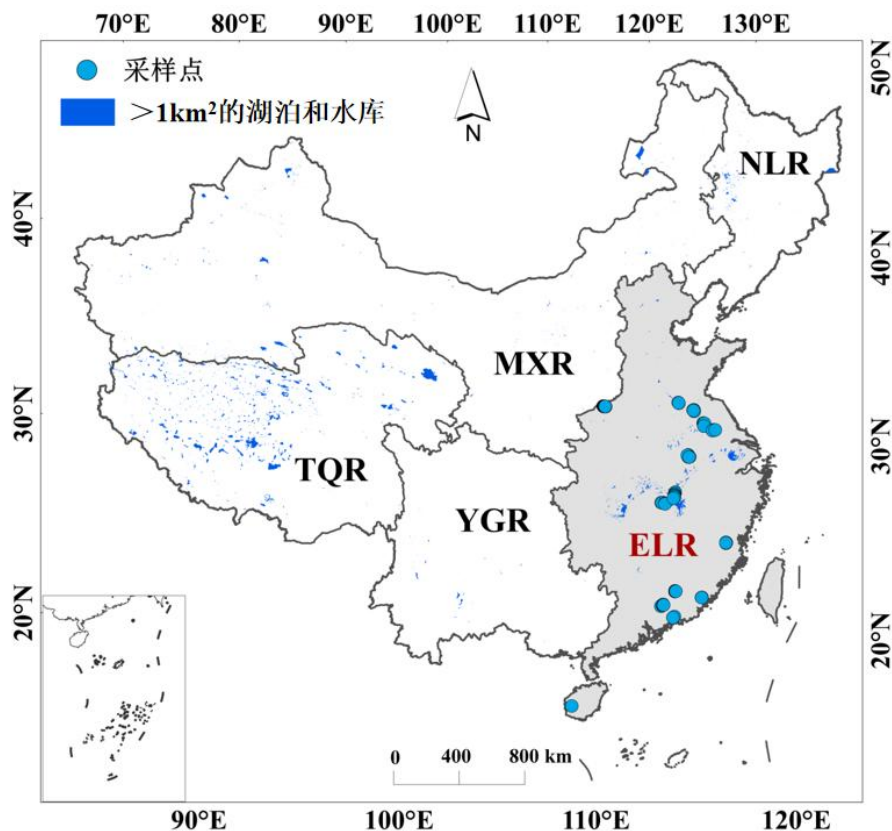


图 3.3 东部平原湖区野外实验采样点分布

Figure 3.3 The distribution of field experiment sampling sites in the Eastern Plain Limnetic Region

春季，东部平原湖区水体中颗粒物主要是由色素颗粒物构成，浊度和总悬浮物浓度处于较低水平，湖泊中离子浓度低，总氮和总磷浓度在 1.50 mg/L 以下，电导率很低，平均值为  $335.91 \pm 215.15 \mu\text{S}/\text{cm}$ ，叶绿素浓度很高，最大值可达到  $67.24 \mu\text{g}/\text{L}$ ，平均值为  $12.69 \pm 9.79 \mu\text{g}/\text{L}$ 。东部平原湖区春季藻华发生明显，水体中叶绿素浓度很高，但是浊度和悬浮物浓度不高，可能原因是藻华多以团聚体形式出现，这对采样人员的实验方法要求较高，也可能造成结果有一定的误差；夏季，湖泊中叶绿素浓度明显降低，平均值为  $6.05 \mu\text{g}/\text{L}$ 。pH 升高明显，水温、压强、水生生物的活动和  $\text{CO}_2$  都会影响水体的 pH。夏季水温升高，影响湖泊中的气体溶解度，pH 升高，水体偏碱性；秋季湖泊叶绿素浓度持续降低，水体中非色素颗粒物强烈影响水体中浊度和总悬浮物浓度。pH 降低明显；冬季湖泊浊度和总悬浮物浓度未有明显变化，有色溶解性有机物明显降低。

有色溶解性有机物是重要的溶解性有机物组成，它以富里酸、腐殖质、芳烃聚合物等为主要物质，是湖泊生态系统中的重要物质。水中的 CDOM 有两种来

源：外源来源和内源来源。外源来源是陆地植被分解后产生的腐殖质，并随河流而来；而内源来源则是浮游植物的光学分解所产生的。冬天，由于浮游植物的数量下降，降水量下降，导致了内外来源的削弱，从而使水中的 CDOM 浓度下降。

表 3.3 东部平原湖区水质参数季节分布统计

Table 3.3 Seasonal distribution statistics of water quality parameters in the Eastern Plain Limnetic Region

季节	样本数量	指标	最大值	最小值	平均值	标准差
春季 (3、4、5 月份)	40	a(440nm)	4.51	0.17	1.46	1.51
	40	a <sub>ph</sub> (440nm)	3.91	0.08	1.09	0.66
	40	a <sub>NAP</sub> (440nm)	2.82	0.00	0.37	1.33
	40	a <sub>CDOM</sub> (440nm)	1.68	0.02	0.82	0.45
	40	pH	11.27	7.42	8.65	1.41
	40	Turb(NTU)	83.95	0.23	15.53	36.23
	40	EC(μS/cm)	694.00	31.40	335.91	215.15
	40	TSM(mg/L)	66.00	1.00	21.99	28.62
	40	TN(mg/L)	3.13	0.48	1.49	0.75
	40	Chl-a(μg/L)	67.24	1.75	12.69	9.79
夏季 (6、7、8 月份)	40	TP(mg/L)	0.19	0.01	0.06	0.05
	40	SDD(m)	3.44	0.17	0.76	0.89
	42	a(440nm)	2.99	0.05	0.68	1.45
	42	a <sub>ph</sub> (440nm)	0.76	0.00	0.16	0.62
	42	a <sub>NAP</sub> (440nm)	2.53	0.01	0.51	1.24
	42	a <sub>CDOM</sub> (440nm)	1.32	0.13	0.51	0.43
	42	pH	12.59	7.43	10.59	1.41
	42	Turb(NTU)	54.71	0.02	9.27	34.97
42	EC(μS/cm)	340.6	31.1	103.56	243.16	
42	TSM(mg/L)	49.47	0.25	6.11	27.23	
42	TN(mg/L)	1.27	0.21	0.61	0.77	

	42	Chl-a( $\mu\text{g/L}$ )	14.50	0.55	6.05	9.17
	42	TP( $\text{mg/L}$ )	0.13	0.01	0.04	0.05
	42	SDD(m)	5.37	0.21	1.55	1.17
秋季 (9、10、 11 月份)	51	$a_{(440\text{nm})}$	7.94	0.08	1.23	1.44
	51	$a_{\text{ph}(440\text{nm})}$	1.27	0.01	0.23	0.62
	51	$a_{\text{NAP}(440\text{nm})}$	6.96	0.19	0.99	1.22
	51	$a_{\text{CDOM}(440\text{nm})}$	1.39	0.01	0.46	0.43
	51	pH	8.77	7.12	7.66	1.41
	35	Turb(NTU)	183.348	0.54	39.62	34.50
	51	EC( $\mu\text{S/cm}$ )	750.00	32.00	413.24	242.96
	51	TSM( $\text{mg/L}$ )	147.5	0.29	24.77	26.97
	50	TN( $\text{mg/L}$ )	2.31	0.23	1.16	0.76
	51	Chl-a( $\mu\text{g/L}$ )	28.73	0.97	5.29	9.04
	51	TP( $\text{mg/L}$ )	0.37	0.01	0.05	0.05
	51	SDD(m)	4.55	0.18	1.56	1.25
	冬季 (12、1、2 月份)	31	$a_{(440\text{nm})}$	5.30	0.16	2.03
31		$a_{\text{ph}(440\text{nm})}$	1.29	0.03	0.40	0.29
31		$a_{\text{NAP}(440\text{nm})}$	4.72	0.10	1.63	1.47
23		$a_{\text{CDOM}(440\text{nm})}$	0.94	0.002	0.16	0.23
31		pH	10.66	7.58	8.22	0.57
30		Turb(NTU)	114.38	0.19	38.87	37.21
31		EC( $\mu\text{S/cm}$ )	729.00	70.9	354.37	199.89
31		TSM( $\text{mg/L}$ )	90.67	0.86	31.78	28.62
30		TN( $\text{mg/L}$ )	4.04	0.36	1.27	1.01
31		Chl-a( $\mu\text{g/L}$ )	15.52	1.29	6.17	4.19
31	TP( $\text{mg/L}$ )	0.19	0.02	0.13	0.04	
31	SDD(m)	3.82	0.20	1.08	1.22	

注：表中  $a_{(440\text{nm})}$  为总颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{ph}(440\text{nm})}$  为色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{NAP}(440\text{nm})}$  为非色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{CDOM}(440\text{nm})}$  为有色溶解性有

机物在 440nm 下的吸收系数；pH 为酸碱度；Turb(NTU)为水体浊度；EC( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )为水体电导率；TSM( $\text{mg}/\text{L}$ )为水体总悬浮物浓度；TN( $\text{mg}/\text{L}$ )为水体中总氮浓度；Chl-a( $\mu\text{g}/\text{L}$ )为水体中叶绿素 a 浓度；TP( $\text{mg}/\text{L}$ )为水体中总磷浓度；SDD(m)为水体透明度。

### 3.1.3 蒙新高原湖区水质参数分布特征

在蒙新高原湖区中，共计有 71 个有效采样点（图 3.4）。通过对采样点的水质参数分析可得，蒙新高原湖区春季采样点的透明度范围为 0.40 - 1.51 m，均值为  $0.83 \pm 0.94$  m；夏季透明度范围为 0.25 - 1.84 m，均值为  $0.77 \pm 0.46$  m；秋季透明度范围为 2.17- 4.95 m，均值为  $3.37 \pm 0.99$  m（表 3.4），季节变化显著（ $F=110.52$ ， $p<0.001$ ）。蒙新高原湖区透明度在春季和夏季相差不多，到秋季透明度有明显提升。透明度值在均值以上的采样点共有 24 个，最高透明度值为 4.95m（刘家峡）。这 24 个采样点中有 20 个点来自于刘家峡水库，证明刘家峡水库的水质状态在当地政府的治理下很好的控制了外源和内源的污染。蒙新高原湖区面积较大，整体上处于地广人稀的状态，因此湖区内部的湖泊水质状况良好。但是在采样点中，不难发现达里湖透明度较低（ $\text{SDD}<0.50\text{m}$ ），达里湖湖泊面积会随蒸发量的不同有很大的变化，这可能是湖泊透明度变化的主要原因。

除了透明度之外，总颗粒物吸收（ $F=18.39$ ， $p<0.001$ ）、色素颗粒物吸收（ $F=23.59$ ， $p<0.001$ ）、非色素颗粒物吸收（ $F=9.79$ ， $p<0.001$ ）、有色溶解性有机物吸收（ $F=16.27$ ， $p<0.001$ ）、pH（ $F=19.04$ ， $p<0.001$ ）、浊度（ $F=16.26$ ， $p<0.001$ ）、电导率（ $F=28.52$ ， $p<0.001$ ）、总悬浮物（ $F=18.88$ ， $p<0.001$ ）、总氮（ $F=30.62$ ， $p<0.001$ ）、叶绿素（ $F=14.86$ ， $p<0.001$ ）和总磷（ $F=10.48$ ， $p<0.001$ ）均呈现出极显著性季节差异。蒙新高原湖区春季和夏季水质变化并不明显，秋季水质变化显著。秋季湖区内透明度明显升高，浊度和总悬浮物浓度非常低，且叶绿素浓度也有明显降低。



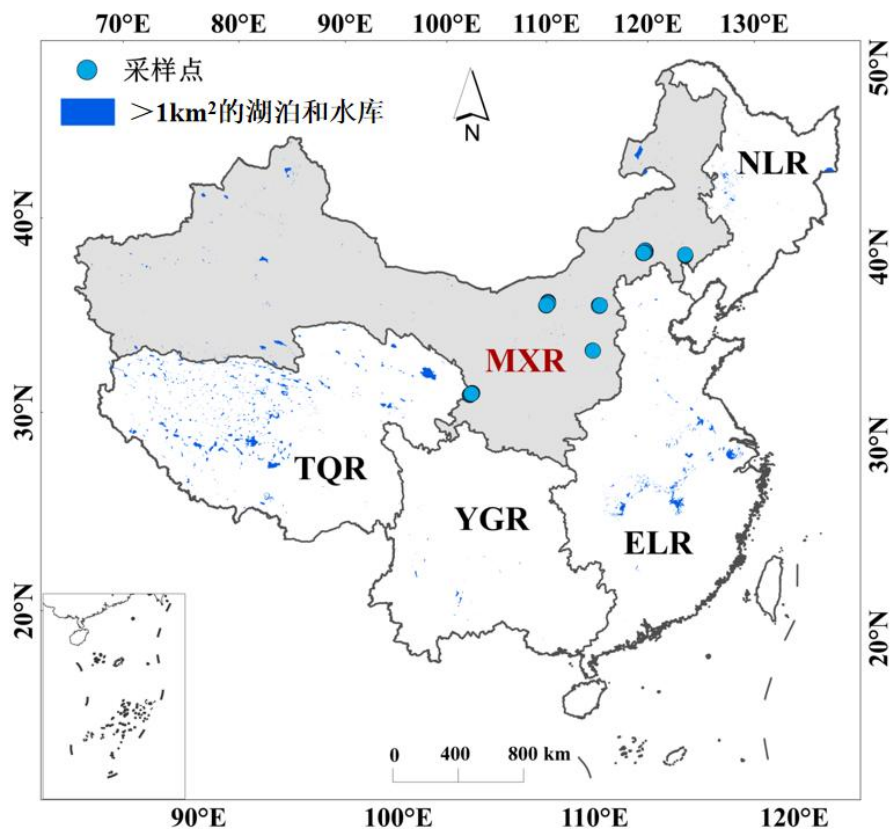


图 3.4 蒙新高原湖区野外实验采样点分布

Figure 3.4 The distribution of field experiment sampling sites in the Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Limnetic Region

表 3.4 蒙新高原湖区水质参数季节分布统计

Table 3.4 Seasonal distribution statistics of water quality parameters in the Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Limnetic Region

季节	样本数量	指标	最大值	最小值	平均值	标准差
春季 (3、4、5 月份)	10	a(440nm)	7.30	0.28	2.43	1.34
	10	a <sub>ph</sub> (440nm)	2.04	0.00	1.08	0.55
	10	a <sub>NAP</sub> (440nm)	5.95	0.19	1.35	0.98
	10	a <sub>CDOM</sub> (440nm)	0.95	0.13	0.55	0.36
	10	pH	9.29	8.30	8.61	0.42
	8	Turb(NTU)	75.06	6.09	29.59	15.29
	10	EC(μS/cm)	13.43	0.75	3.97	6974.86

	9	TSM(mg/L)	85.50	9.80	28.79	15.39
	10	TN(mg/L)	3.81	2.45	3.22	0.68
	10	Chl-a( $\mu\text{g/L}$ )	13.90	0.70	6.61	4.91
	10	TP(mg/L)	1.77	0.02	0.23	0.99
	10	SDD(m)	1.51	0.40	0.83	0.94
夏季 (6、7、8 月份)	41	$a_{(440\text{nm})}$	4.50	0.25	1.00	0.78
	41	$a_{\text{ph}(440\text{nm})}$	1.90	0.07	0.45	0.35
	41	$a_{\text{NAP}(440\text{nm})}$	2.60	0.14	0.54	0.50
	41	$a_{\text{CDOM}(440\text{nm})}$	1.89	0.28	0.83	0.37
	41	pH	9.06	7.63	8.54	0.40
	41	Turb(NTU)	73.78	0.63	17.52	13.20
	41	EC( $\mu\text{S/cm}$ )	19457.00	1318.00	9080.61	6264.35
	41	TSM(mg/L)	41.50	1.27	14.59	9.02
	41	TN(mg/L)	3.33	0.59	1.76	0.76
	41	Chl-a( $\mu\text{g/L}$ )	20.12	1.26	8.09	5.40
	41	TP(mg/L)	2.17	0.04	0.98	1.01
	41	SDD(m)	1.84	0.25	0.77	0.46
	秋季 (9、10、 11 月份)	20	$a_{(440\text{nm})}$	0.19	0.06	0.11
20		$a_{\text{ph}(440\text{nm})}$	0.08	0.02	0.04	0.02
20		$a_{\text{NAP}(440\text{nm})}$	0.16	0.01	0.07	0.04
20		$a_{\text{CDOM}(440\text{nm})}$	0.53	0.24	0.36	0.11
20		pH	8.29	7.55	7.97	0.28
20		Turb(NTU)	2.94	0.18	1.28	0.72
20		EC( $\mu\text{S/cm}$ )	411.90	371.60	383.90	11.00
20		TSM(mg/L)	9.67	0.38	2.15	2.38
20		TN(mg/L)	1.42	0.99	1.18	0.10
20		Chl-a( $\mu\text{g/L}$ )	2.61	0.46	1.33	0.73
20	TP(mg/L)	0.05	0.01	0.03	0.02	

20                      SDD(m)                      4.95                      2.17                      3.37                      0.99

注：表中  $a_{(440nm)}$  为总颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{ph(440nm)}$  为色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{NAP(440nm)}$  为非色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{CDOM(440nm)}$  为有色溶解性有机物在 440nm 下的吸收系数；pH 为酸碱度；Turb(NTU) 为水体浊度；EC( $\mu$ S/cm) 为水体电导率；TSM(mg/L) 为水体总悬浮物浓度；TN(mg/L) 为水体中总氮浓度；Chl-a( $\mu$ g/L) 为水体中叶绿素 a 浓度；TP(mg/L) 为水体中总磷浓度；SDD(m) 为水体透明度。

### 3.1.4 青藏高原湖区水质参数分布特征

通过对青藏高原湖区中的 98 个有效采样点水质数据分析可得（图 3.5）。青藏高原湖区湖泊数量多，分布密集。高原地区海拔较高，人口分布较少，因此青藏高原湖区湖泊透明度较蒙新、东北和东部湖区湖泊透明度高一些。夏季透明度范围在 0.45 - 9.47 m 内，均值为  $3.31 \pm 2.16$  m；秋季透明度范围为 0.41 - 4.00 m，均值为  $2.77 \pm 0.84$  m（表 3.5），季节变化明显（ $F=4.69$ ， $p<0.05$ ）。透明度最高值出现在纳木错，是中国第三大咸水湖，近年来随着旅游人数的增多，政府部门也加强了水环境管理，当地的生态环境得到了有效的保护。透明度小于 0.50m 的只有两个采样点，在柯鲁克湖。整体来说，青藏高原湖区湖泊透明度较高，受污染程度较小。

除了透明度之外，色素颗粒物吸收（ $F=8.74$ ， $p<0.05$ ）、有色溶解性有机物吸收（ $F=7.09$ ， $p<0.05$ ）、总氮（ $F=18.57$ ， $p<0.001$ ）和总磷（ $F=47.86$ ， $p<0.001$ ）均呈现出显著性季节差异。青藏高原湖区水体清澈，与其他四个湖区相比，透明度较高，电导率较高，水体呈现弱碱性。总氮和总磷等营养盐浓度较低。

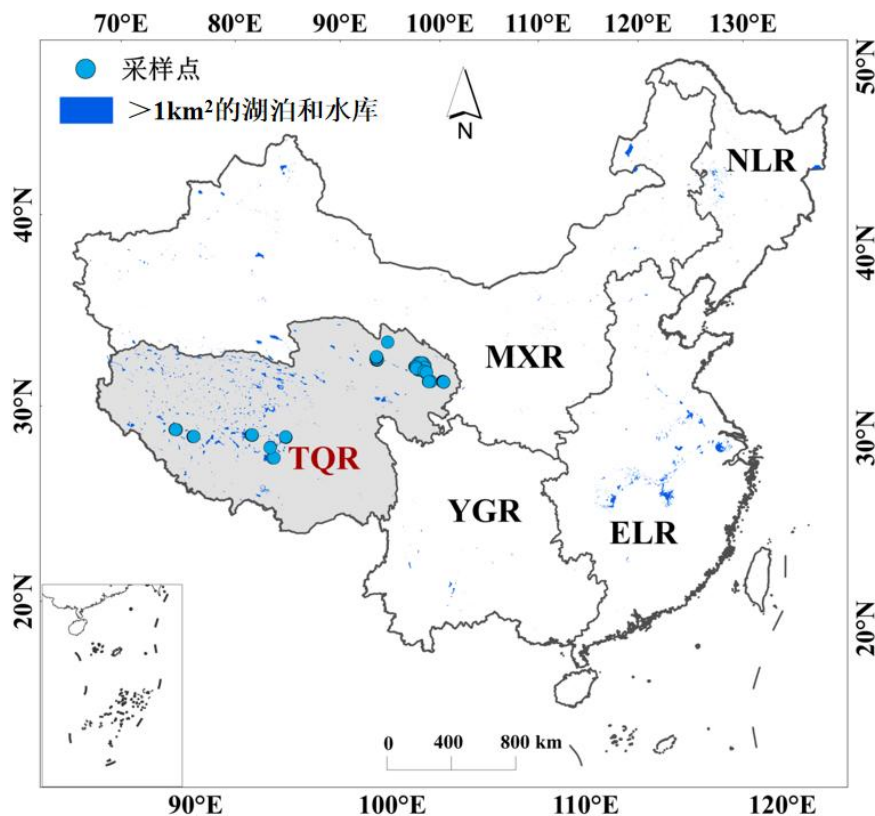


图 3.5 青藏高原湖区野外实验采样点分布

Figure 3.5 The distribution of field experiment sampling sites in the Tibet-Qinghai Plateau Limnetic Region

表 3.5 青藏高原湖区水质参数季节分布特征

Table 3.5 Seasonal distribution characteristics of water quality parameters in the Tibet-Qinghai Plateau Limnetic Region

季节	样本数量	指标	最大值	最小值	平均值	标准差
夏季 (6、7、8 月份)	39	a(440nm)	1.10	0.008	0.17	0.24
	39	a <sub>ph</sub> (440nm)	0.26	0.00	0.05	0.05
	39	a <sub>NAP</sub> (440nm)	0.84	0.00	0.11	0.20
	39	a <sub>CDOM</sub> (440nm)	0.49	0.05	0.26	0.11
	39	pH	9.25	8.18	8.62	0.33
	38	Turb(NTU)	25.09	0.02	2.89	5.12
	39	EC(μS/cm)	33453.1	432.2	11538.57	13065.21

	38	TSM(mg/L)	31.00	0.24	3.93	6.25
	36	TN(mg/L)	2.48	0.27	1.20	0.78
	39	Chl-a( $\mu\text{g/L}$ )	7.48	0.13	1.50	1.88
	39	TP(mg/L)	0.20	0.01	0.10	0.06
	39	SDD(m)	9.47	0.45	3.31	2.16
秋季 (9、10、 11 月份)	47	$a_{(440\text{nm})}$	0.46	0.05	0.15	0.09
	47	$a_{\text{ph}(440\text{nm})}$	0.12	0.02	0.08	0.02
	47	$a_{\text{NAP}(440\text{nm})}$	0.37	0.01	0.07	0.08
	47	$a_{\text{CDOM}(440\text{nm})}$	0.48	0.002	0.16	0.18
	47	pH	9.14	7.74	8.71	0.42
	46	Turb(NTU)	5.03	0.002	1.75	1.20
	46	EC( $\mu\text{S/cm}$ )	15771	330.8	10325.09	6559.20
	47	TSM(mg/L)	14.50	0.60	3.33	2.75
	47	TN(mg/L)	1.14	0.52	0.67	0.15
	47	Chl-a( $\mu\text{g/L}$ )	5.66	0.37	1.73	1.06
	47	TP(mg/L)	0.06	0.01	0.04	0.01
	47	SDD(m)	4.00	0.41	2.77	0.84

注：表中  $a_{(440\text{nm})}$  为总颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{ph}(440\text{nm})}$  为色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{NAP}(440\text{nm})}$  为非色素颗粒物在 440nm 下的吸收系数； $a_{\text{CDOM}(440\text{nm})}$  为有色溶解性有机物在 440nm 下的吸收系数；pH 为酸碱度；Turb(NTU) 为水体浊度；EC( $\mu\text{S/cm}$ ) 为水体电导率；TSM(mg/L) 为水体总悬浮物浓度；TN(mg/L) 为水体中总氮浓度；Chl-a( $\mu\text{g/L}$ ) 为水体中叶绿素 a 浓度；TP(mg/L) 为水体中总磷浓度；SDD(m) 为水体透明度。

### 3.2 水质参数间及其与透明度的相关性分析

通过野外实地采集和实验室分析，除透明度之外，本文同步获得了总颗粒物吸收、色素颗粒物吸收、非色素颗粒物吸收、有色溶解性有机物、pH、电导率、浊度、悬浮物、叶绿素 a、总氮和总磷等其他水质参数。内陆湖泊中水体光学成分复杂，分析水质参数之间的关系可以更好的探究水体光学成分相互影响的机理。本文对全国 431 个采样点进行了整体上的水质参数间的皮尔逊相关性分析（图 3.6）。

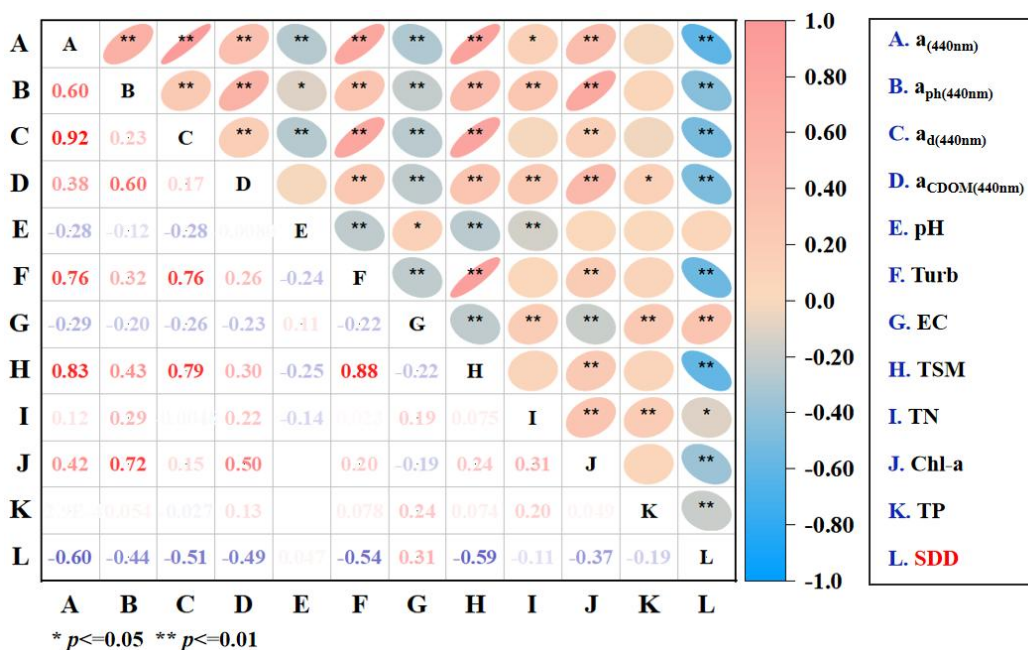
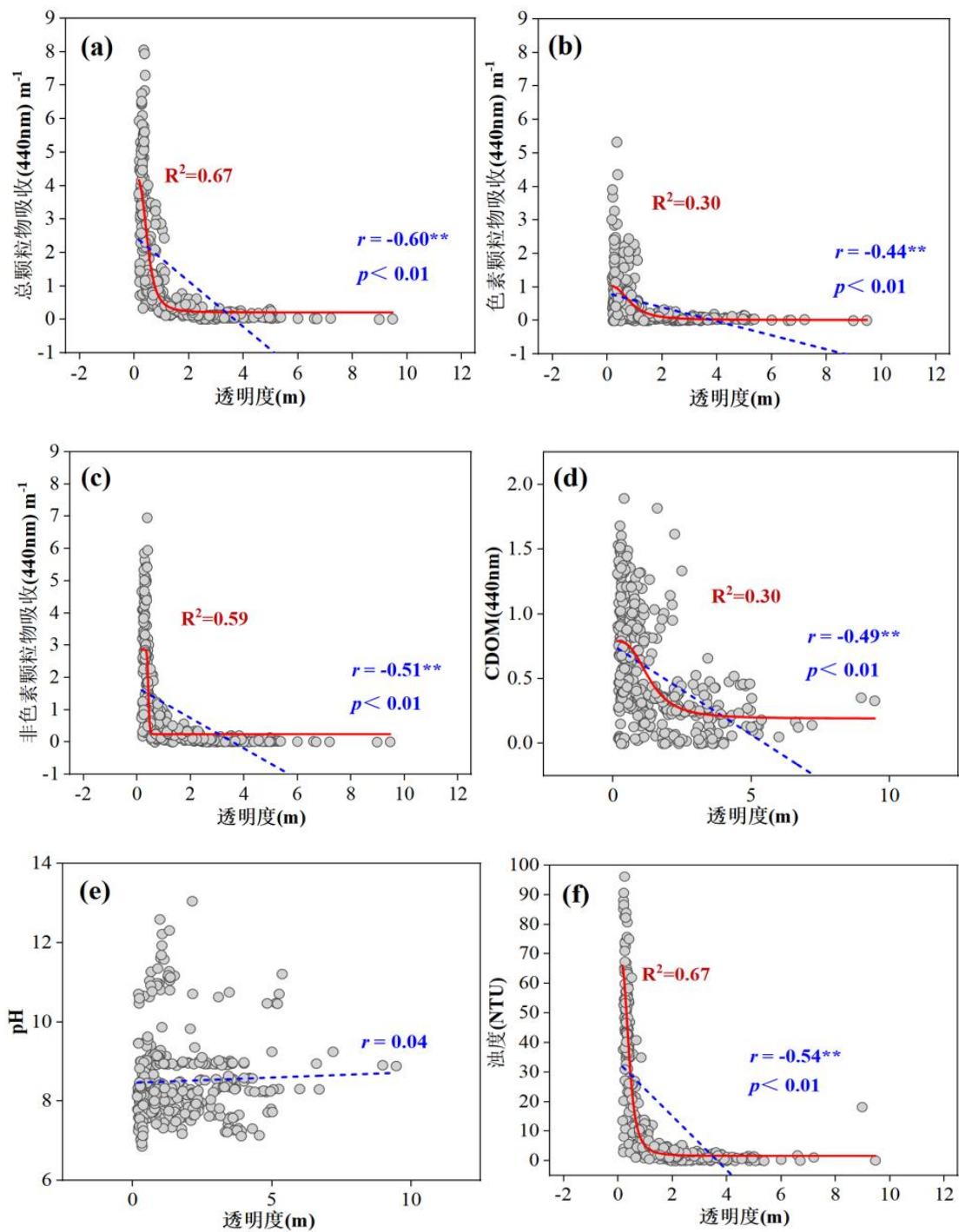


图 3.6 所有野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性

Figure 3.6 Pearson correlation between water quality parameters at all field experiment sampling sites

透明度与总颗粒物吸收、色素颗粒物吸收、非色素颗粒物吸收和有色溶解性有机物吸收具有一定程度的负相关 ( $p < 0.01$ , 图 3.7a、b、c、d)。透明度、浊度和悬浮物是水体中较为直观反映水质的三个参数。透明度与浊度和悬浮物均在全国采样点的水质参数相关性关系中呈现出负相关 (图 3.7f、h), 透明度与总悬浮物之间的相关系数为 0.74, 呈现出较好的对数相关性, 结果表明在全国的尺度上, 湖泊透明度主要是由悬浮物影响的。浊度和悬浮物之间为显著的正相关, 相关性为 0.88。此外, 并未发现其他水质参数 (pH、TN、TP、叶绿素 a) 与透明度有较高的相关关系。



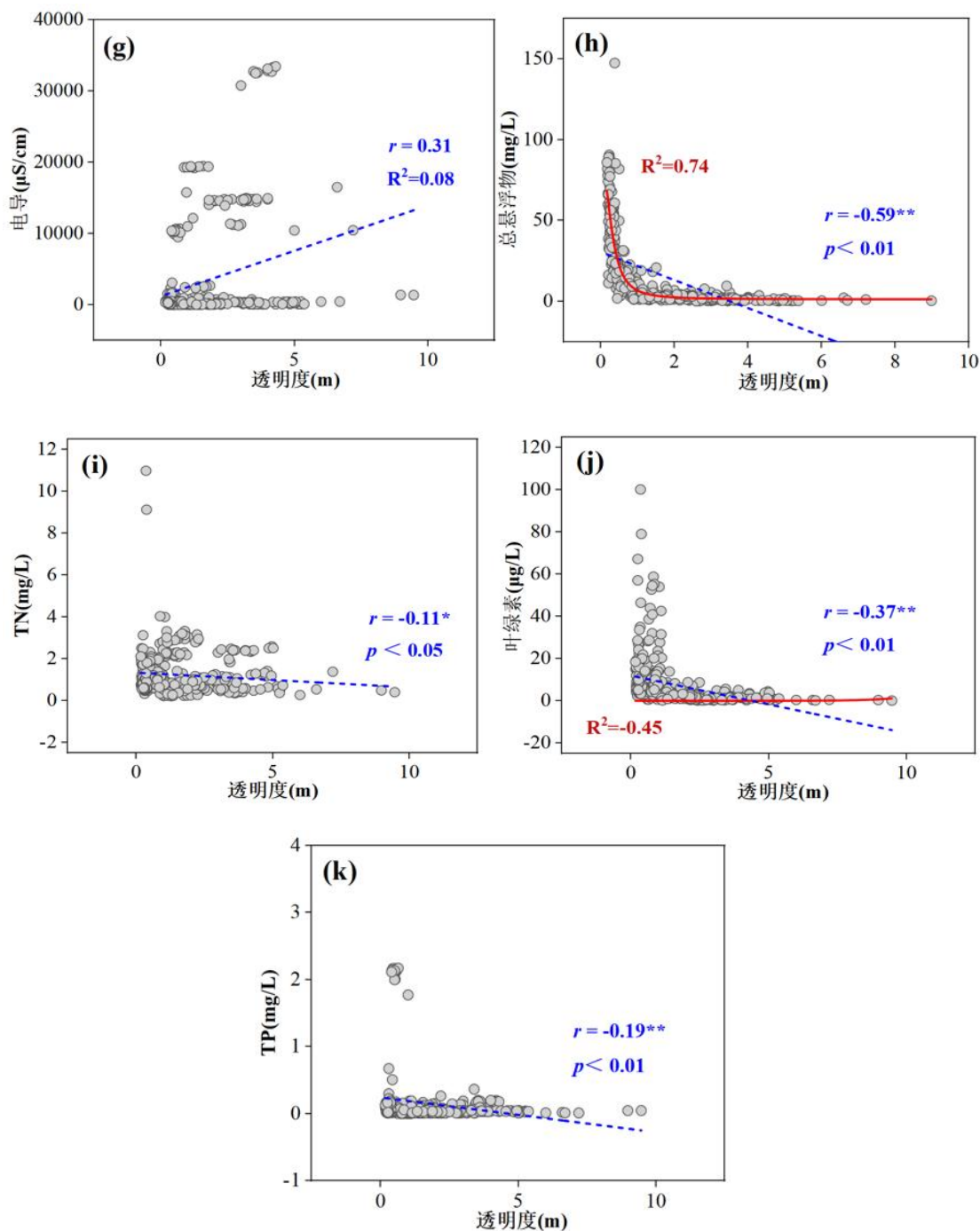


图 3.7 野外实验采样点水质参数与透明度之间的相关性 (a)总颗粒物吸收和透明度之间的相关性; (b)色素颗粒物吸收和透明度之间的相关性; (c)非色素颗粒物和透明度之间的相关性; (d)有色溶解性有机物和透明度之间的相关性; (e)pH 和透明度之间的相关性; (f)浊度和透明度之间的相关性; (g)电导率和透明度之间的相关性; (h)总悬浮物和透明度之间的相关性; (i)总氮和透明度之间的相关性; (j)叶绿素 a 和透明度之间的相关性; (k)总磷和透明度之间的相关性



Figure 3.7 Correlation between water quality parameters and transparency at sampling sites in field experiments (a) Total particulate matter absorption and transparency; (b) Pigmented particulate matter absorption and transparency; (c) Non-pigmented particulate matter and transparency; (d) Colored dissolved organic matter and transparency; (e) pH and transparency; (f) Turbidity and transparency; (g) Electrical conductivity and transparency correlation; (h) Total suspended solids and transparency; (i) Total nitrogen and transparency; (j) Chlorophyll a and transparency; (k) Total phosphorus and transparency

### 3.2.1 东北平原湖区水质参数间及其与透明度的相关性分析

通过对东北平原湖区透明度与其他水质参数间的相关性分析(图 3.8),结果表明透明度与总颗粒物吸收、非色素颗粒物吸收和有色溶解性有机物之间都呈现出中等程度的负相关( $p < 0.01$ , 图 3.9a、c、d),透明度与色素颗粒物并无显著相关性(图 3.9b)。东北平原湖区湖泊水体中颗粒物多由非色素颗粒物构成。透明度与浊度和悬浮物均为显著负相关,与浊度的对数相关性为 0.82,皮尔逊相关性系数为-0.66\*\* ( $p < 0.01$ )。浊度和悬浮物之间为显著的正相关,线性拟合相关性为 0.77,皮尔逊相关性系数为 0.90\*\* ( $p < 0.01$ )。

湖泊透明度与总氮、总磷和叶绿素 a 未有显著相关性。东北地区属于温带季风气候,四季分明。冬季结冰,大约是 12 月份到次年的 2 月份。因气候原因,秋季后期和冬季气温较低,因此即使营养盐浓度较高,藻华的生长也受到环境条件的限制,较少发生大面积水华。湖泊透明度主要受富营养化水体中浮游植物增多的影响以及水体浊度、悬浮物的影响,东北地区湖泊多为浅水湖泊,易受到人为干扰和泥沙悬浮的影响,故在东北平原湖区,影响湖泊透明度的主要原因是水体浊度与非色素颗粒物。而且,在东北地区,一般情况下是不会发生断流的,但是在春秋两季稍微有些干旱的情况下,就会发生短暂的断流,这也会对湖泊的透明度产生很大的影响。

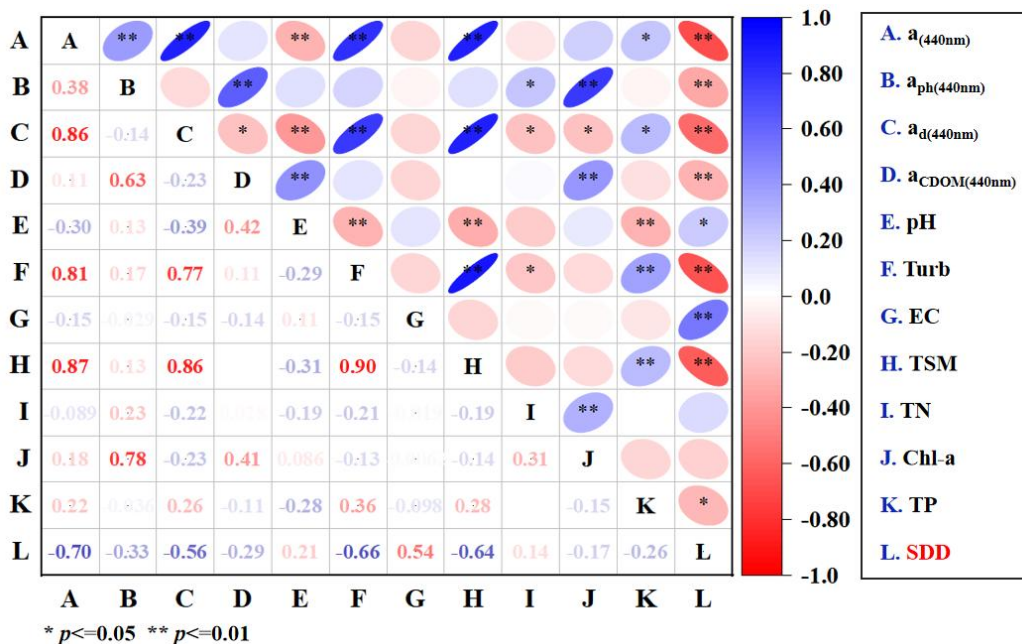
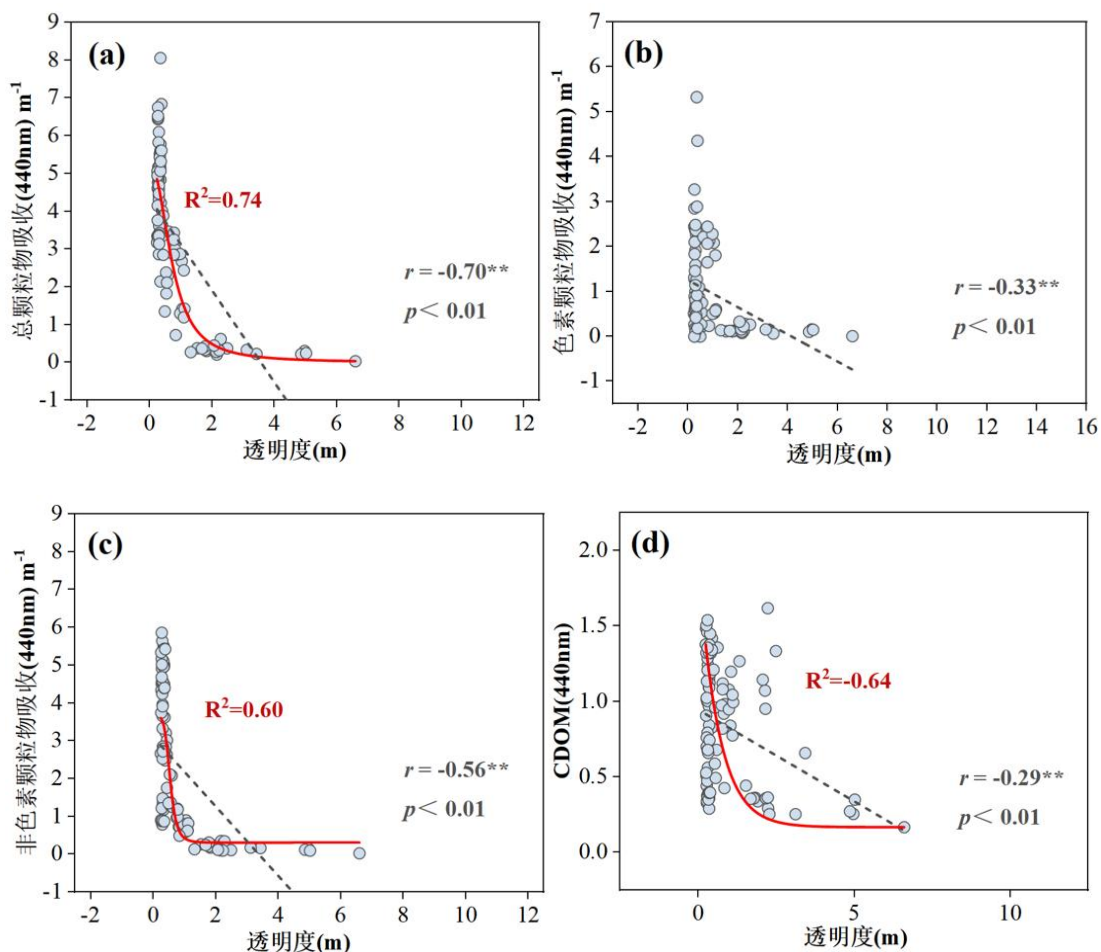


图 3.8 东北平原湖区野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性

Figure 3.8 Pearson correlation between water quality parameters at field experiment sampling sites in the Northeast Plain Limnetic Region



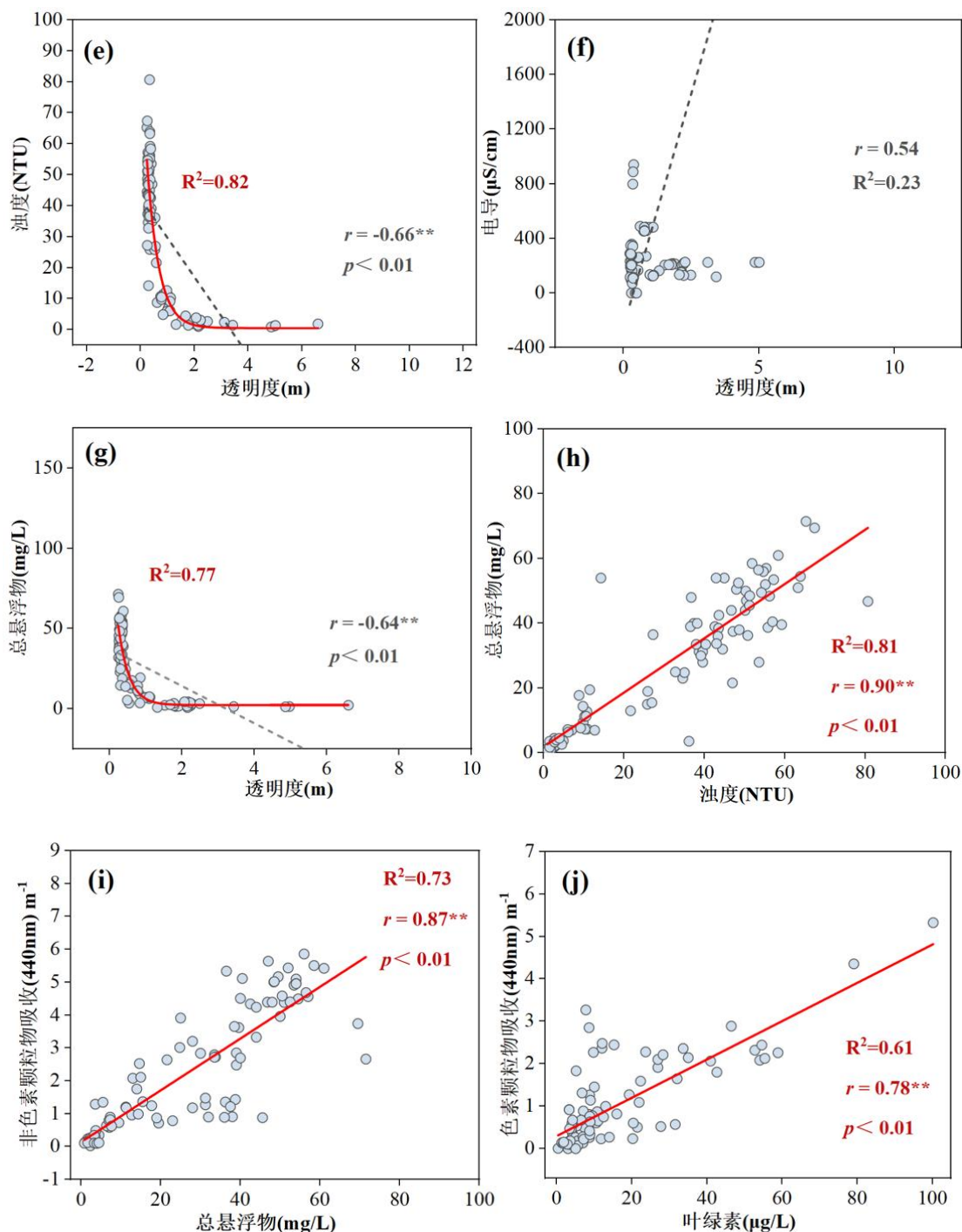


图 3.9 东北平原湖区不同水质参数与透明度之间的相关性 (a)总颗粒物吸收和透明度之间的相关性；(b)色素颗粒物吸收和透明度之间的相关性；(c)非色素颗粒物吸收和透明度之间的相关性；(d)有色溶解性有机物和透明度之间的相关性；(e)浊度和透明度之间的相关性；(f)电导率和透明度之间的相关性；(g)总悬浮物和透明度之间的相关性；(h)总悬浮物和浊度之间的相关性；(i)非色素颗粒物吸收和总悬浮物之间的相关性；(j)色素颗粒物吸收和叶绿素 a 之间的相关性

Figure 3.9 Correlation between different water quality parameters and transparency in the Northeast Plain Limnetic Region (a) Total particulate matter absorption and transparency; (b) Pigmented particulate matter absorption and transparency; (c) Non-pigmented particulate matter absorption and transparency; (d) Colored dissolved organic matter and transparency; (e) Turbidity and transparency; (f) Conductivity and transparency; (g) Total suspended matter and transparency; (h) Total suspended matter and turbidity; (i) Non-pigmented particulate matter absorption and total suspended matter; (j) Pigmented particulate matter absorption and chlorophyll-a

### 3.2.2 东部平原湖区水质参数间及其与透明度的相关性分析

在对东部平原湖区的采样点水质参数特征分析中（图 3.10），除总氮、总磷和 pH，其他水质参数均与透明度之间有不同程度的相关性。其中，透明度与总颗粒物吸收、色素颗粒物吸收、非色素颗粒物吸收和有色溶解性有机物吸收都呈现出中等程度的负相关。总悬浮物与透明度呈现出对数负相关，相关系数为 0.72，皮尔逊相关性系数为-0.54\*\* ( $p < 0.01$ ，图 3.11b)。总悬浮物与浊度和总颗粒物吸收线性拟合系数分别为 0.70 和 0.81，具有良好的正相关性（图 3.11d、f）。

东部平原湖区夏秋季节平均水温较高，大约在 27℃。目前已有的研究显示，水华中占主导地位的微囊藻的适宜温度为 29℃左右，铜绿微囊藻的适宜温度则为 27.50℃，因此，我国东部平原湖区适宜水华藻类-微囊藻生长的，也是影响湖泊透明度的重要因素。

藻类是湖泊中最大的初级生产力来源，对氮磷营养盐有强烈的响应。电导率是一种反映水中溶解性离子含量的关键参数，是决定藻类群落结构的关键因子。东部平原湖区电导率与透明度皮尔逊相关性系数为-0.45\*\* ( $p < 0.01$ )。随着人类活动的加剧，水体的电导率会发生显著的变化，影响湖泊中的藻类的生理响应，进而引起浮游植物的种群结构发生变化，对水体透明度产生一定的影响。水土流失、灌溉、工农业、市政污水等进入河流湖泊后，通过改变河流中的矿物组分和离子含量影响水体电导率，进而对河流中的浮游藻类组成产生影响。这一研究结果也从侧面说明了，不同的土地利用模式下，浮游藻类群落的构成有很大差异。但是，营养盐对浮游藻类生物量及群落结构的作用更加直接。

综上所述，人类活动和湖泊营养盐输入是影像东部平原湖区湖泊透明度变化的因素。

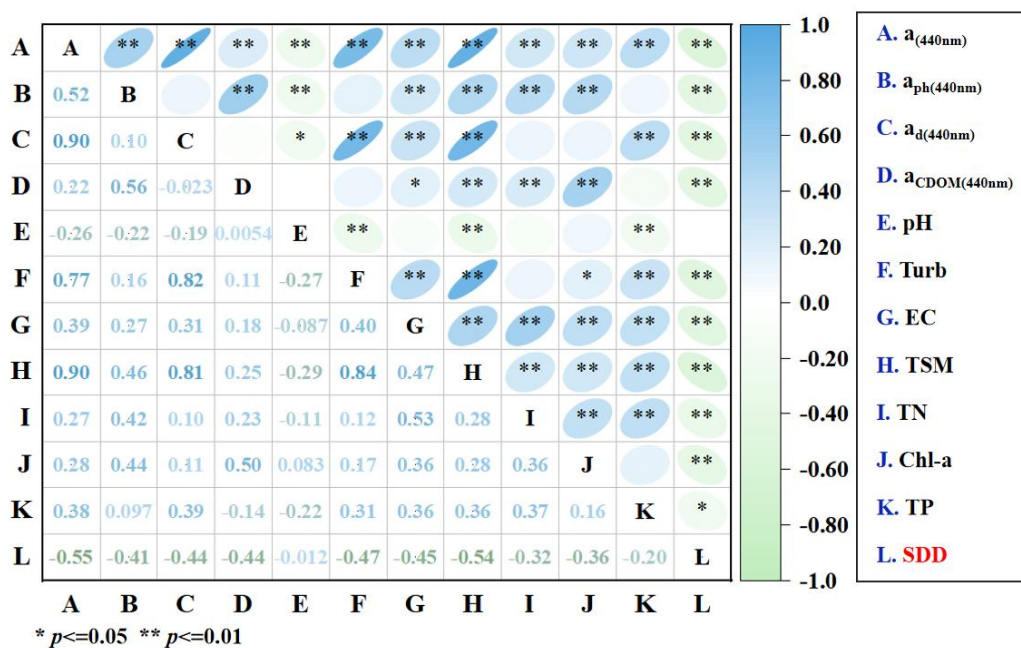
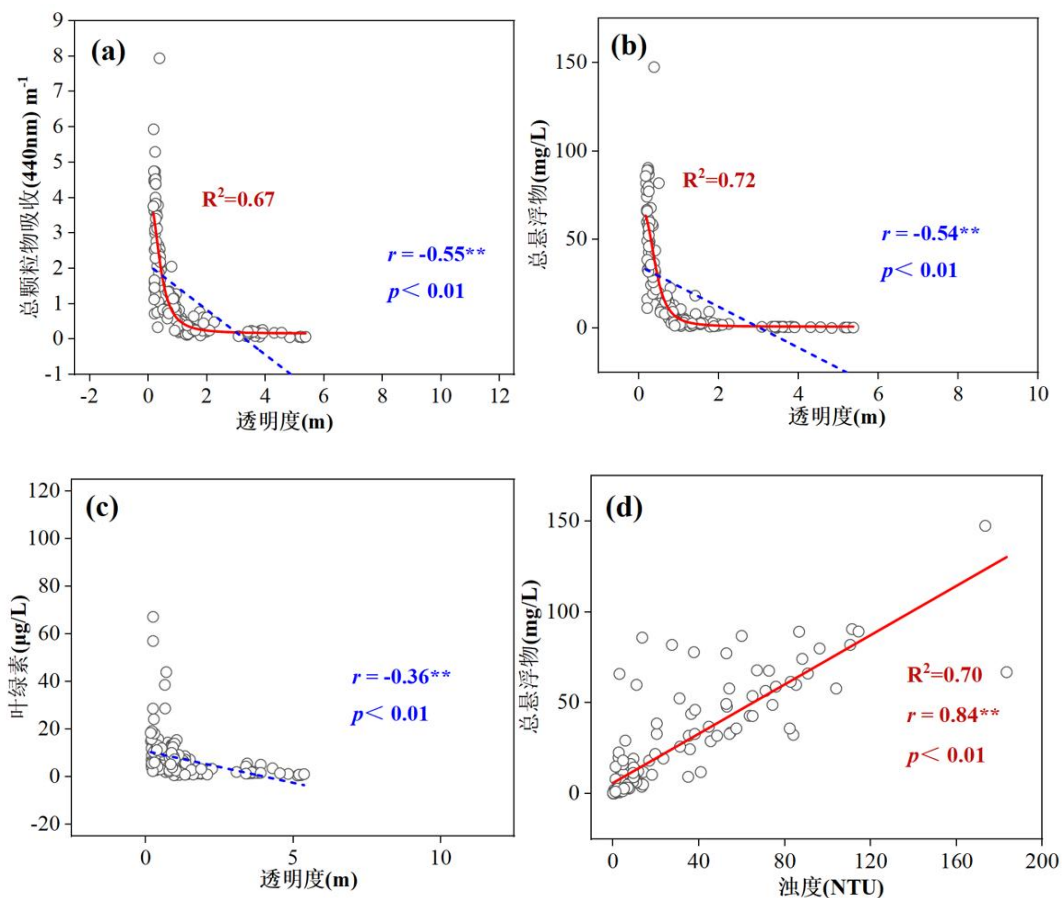


图 3.10 东部平原湖区野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性

Figure 3.10 Pearson correlation between water quality parameters at field experiment sampling sites in the Eastern Plain Limnetic Region



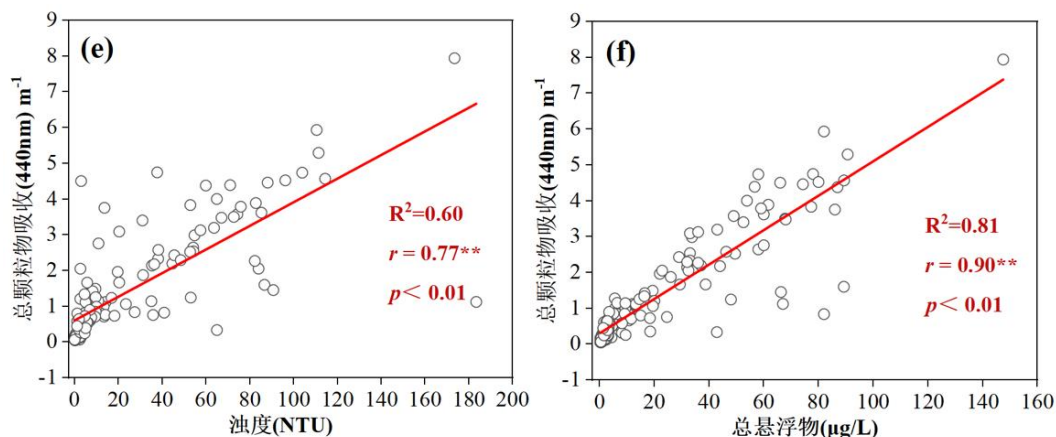


图 3.11 东部平原湖区不同水质参数与透明度之间的相关性 (a)总颗粒物吸收和透明度之间的相关性；(b)总悬浮物和透明度之间的相关性；(c)叶绿素 a 和透明度之间的相关性；(d)总悬浮物和浊度之间的相关性；(e)总颗粒物吸收和浊度之间的相关性；(f)总颗粒物吸收和总悬浮物之间的相关性

Figure 3.11 Correlation between different water quality parameters and transparency in the Eastern Plain Limnetic Region (a) Total particulate matter uptake and transparency; (b) Total suspended matter and transparency; (c) Chlorophyll-a and transparency; (d) Total suspended matter and turbidity; (e) Total particulate matter uptake and turbidity; (f) Total particulate matter uptake and total suspended matter

### 3.2.3 蒙新高原湖区水质参数间及其与透明度的相关性分析

通过对蒙新高原湖区采样的水质参数特征分析（图 3.12），结果表示除总氮之外，透明度均与其他水质参数存在着中等程度的负相关。值得一提的是，在其他湖区的水质参数特征相关性分析中并未发现透明度与叶绿素 a 之间的明显相关性，但是在蒙新高原湖区的采样点中，透明度与叶绿素 a 的皮尔逊相关系数为  $-0.63^{**}$  ( $p < 0.01$ , 图 3.13b)，存在良好的相关性，有先前研究表明透明度可以用来进行叶绿素 a 的间接估算，这一观点在此得到了验证。透明度和浊度与色素颗粒物之间有不同程度的相关性，皮尔逊相关性系数为  $-0.63^{**}$  ( $p < 0.01$ , 图 3.13a) 和  $0.95^{**}$  ( $p < 0.01$ , 图 3.13e)，表明蒙新高原湖区的湖泊浑浊程度多与色素颗粒物有关。

蒙新高原处干旱/半干旱气候区，区域内有大量的湖泊，以咸水湖为主。近年来，随着湖泊咸化、萎缩乃至干枯进程加速，该区域大部分湖泊出现了缺水现象，

湖泊及流域生态环境受到了极大的破坏。另外，近几年来，湖泊中矿化度的上升速度明显加快，这说明工业和农业等人为活动的加剧，造成了湖泊中的污染物质增多，再加上气候干燥造成的湖水浓缩，这两种因素共同作用，是造成蒙新高原湖泊透明度变化的主要因素。

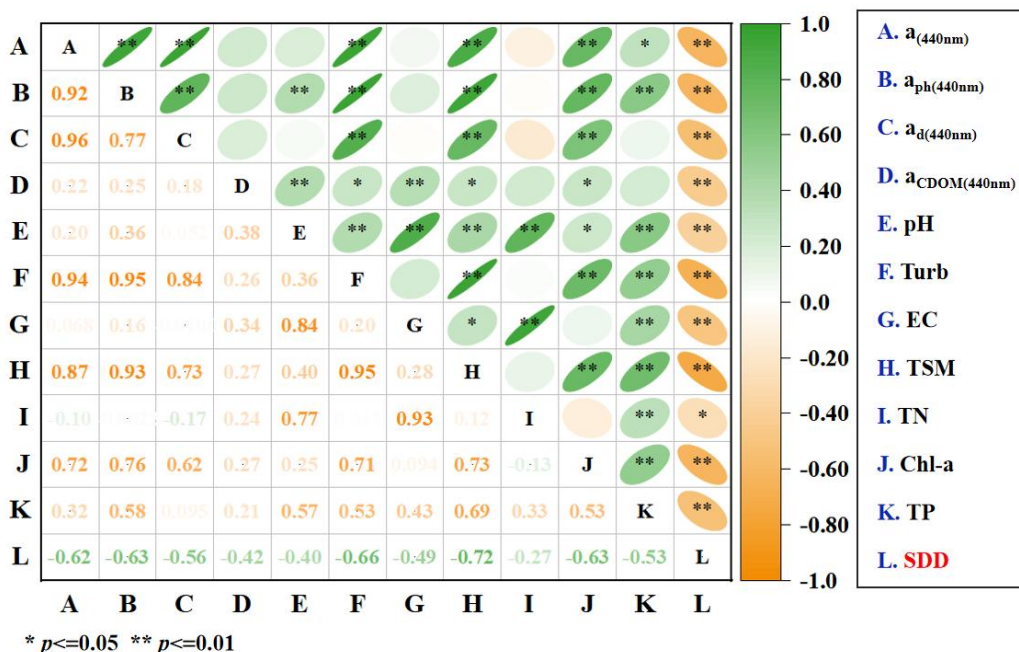
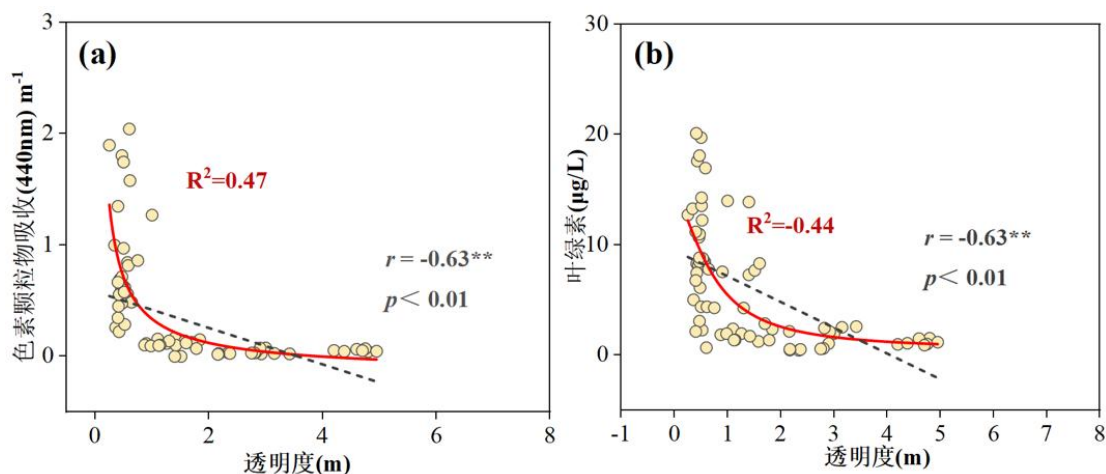


图 3.12 蒙新高原湖区野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性

Figure 3.12 Pearson correlation between water quality parameters at field experiment sampling sites in the Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Limnetic Region



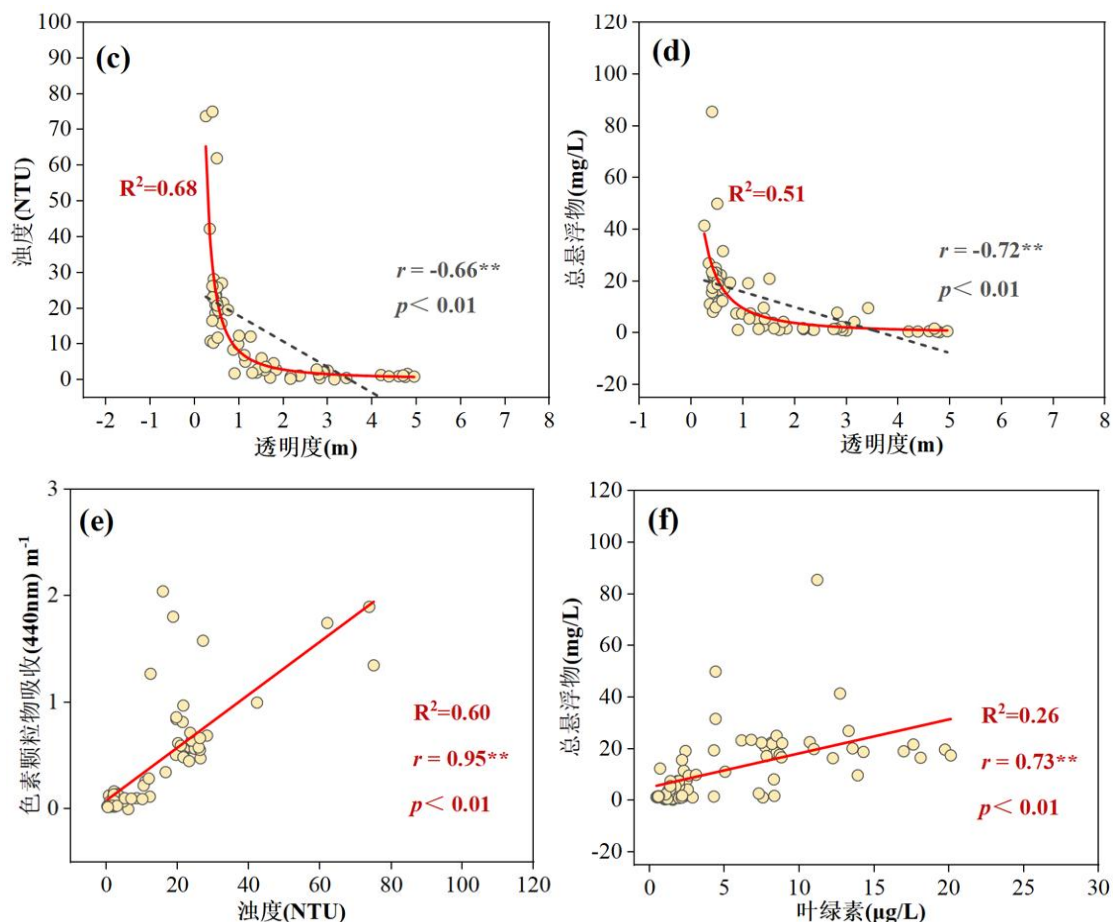


图 3.13 蒙新高原湖区不同水质参数与透明度之间的相关性 (a)色素颗粒物吸收和透明度之间的相关性；(b)叶绿素 a 和透明度之间的相关性；(c)浊度和透明度之间的相关性；(d)总悬浮物 and 透明度之间的相关性；(e)色素颗粒物吸收和浊度之间的相关性；(f)总悬浮物和叶绿素 a 之间的相关性

Figure 3.13 Correlation between different water quality parameters and transparency in the Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Limnetic Region (a) Pigment particulate matter absorption and transparency; (b) Chlorophyll-a and transparency; (c) Turbidity and transparency; (d) Total suspended matter and transparency; (e) Pigment particulate matter absorption and turbidity; (f) Total suspended matter and chlorophyll-a

### 3.2.4 青藏高原湖区水质参数间及其与透明度的相关性分析

通过对青藏高原湖区采样的水质参数特征分析（图 3.14），结果表明透明度与总颗粒物吸收之间存在显著负相关，对数相关性系数为 0.70，皮尔逊相关性系数为-0.60\*\*（ $p < 0.01$ ，图 3.15a）；透明度与总悬浮物之间的皮尔逊相关系数为-0.49\*\*（ $p < 0.01$ ，图 3.15b），青藏高原湖区湖泊透明度主要与水体中悬浮颗粒



物相关。青藏高原湖区湖泊的透明度平均水平较高，湖泊电导率与其他湖区相比要高出很多。湖泊电导率与总氮和总磷之间呈现出显著的正相关，皮尔逊相关系数分别为  $0.63^{**}$  ( $p < 0.01$ , 图 3.15c) 和  $0.56^{**}$  ( $p < 0.01$ , 图 3.15d)。青藏高原湖区湖泊电导率高说明水体中溶解性离子浓度较高，营养盐的输入引起湖泊中浮游植物结构改变，进一步影响湖泊营养程度。

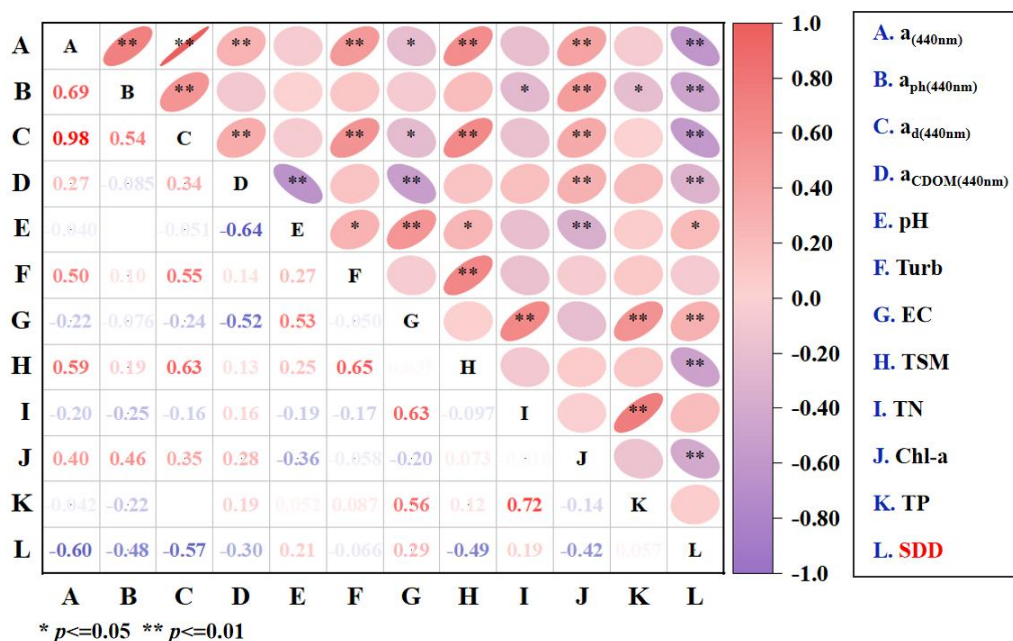
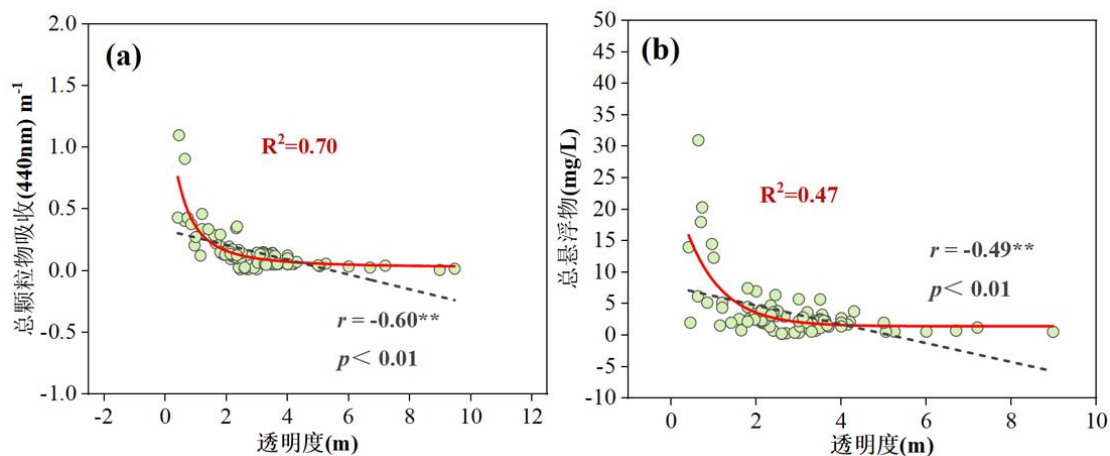


图 3.14 青藏高原湖区野外实验采样点水质参数间的皮尔逊相关性

Figure 3.14 Pearson correlation between water quality parameters at field experiment sampling sites in the Tibet-Qinghai Plateau Limnetic Region



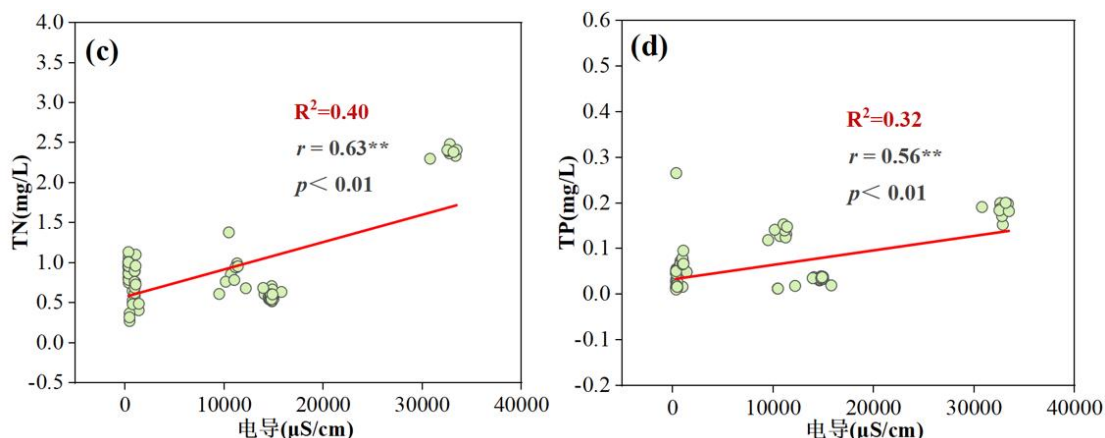


图 3.15 青藏高原湖区不同水质参数与透明度之间的相关性 (a)总颗粒物吸收和透明度之间的相关性；(b)总悬浮物和透明度之间的相关性；(c)总氮和电导率之间的相关性；(d)总磷和电导率之间的相关性

Figure 3.15 Correlation between different water quality parameters and transparency in the Tibet-Qinghai Plateau Limnetic Region (a) Total particulate matter absorption and transparency; (b) Total suspended matter and transparency; (c) Total nitrogen and conductivity; (d) Total phosphorus and conductivity

### 3.3 波段的相关性检验

Sentinel-2 MSI 影像数据经过 C2RCC 大气校正处理后，利用 MNDWI 提取水体矢量边界，并基于 *NDVI* 指数去除湖面藻华的影响。根据采样点的经纬度提取出对应采样点的归一化离水反射率 (*r<sub>hown</sub>*)，将其结果与实测透明度值做线性拟合处理，并进行对模型的误差评价分析，进而得到最优的遥感反演模型。

前文也曾提出，内陆水体光学成分复杂，只用单波段作为输入变量来构建经验模型恐怕模型适用性较差，因此本文也做了许多波段组合与透明度之间的相关性分析 (表 3.6)，并在建模组采样点随机产生过程中，保证各个湖区均有一定数量的采样点数据被包含考虑在其中。结果表明，透明度与 *r<sub>hown4</sub>/r<sub>hown5</sub>* 的波段比值具有较高的相关性 (*r<sub>hown4</sub>*、*r<sub>hown5</sub>* 分别表示 Sentinel-2 MSI 影像第 4 波段和第 5 波段的归一化离水反射率)，斯皮尔曼相关性为 0.88\*\* ( $p < 0.001$ )，因此将 *r<sub>hown4</sub>/r<sub>hown5</sub>* 这一组合用于本文经验模型的构建。

表 3.6 单波段和波段组合与透明度之间的斯皮尔曼相关性分析

Table 3.6 Spearman correlation analysis among the single-band and band combinations and

transparency

单波段和波段组合与透明度之间的斯皮尔曼相关性分析

单波段	斯皮尔曼 相关系数	波段组合	斯皮尔曼 相关系数	波段组合	斯皮尔曼 相关系数
<i>r<sub>hown1</sub></i> -443nm	-0.34	<i>r<sub>hown1/r<sub>hown2</sub></sub></i>	0.17	<i>r<sub>hown1/r<sub>hown4</sub></sub></i>	0.83**
<i>r<sub>hown2</sub></i> -492nm	-0.42**	<i>r<sub>hown2/r<sub>hown3</sub></sub></i>	0.67**	<i>r<sub>hown1/r<sub>hown5</sub></sub></i>	0.85**
<i>r<sub>hown3</sub></i> -566nm	-0.69**	<i>r<sub>hown3/r<sub>hown4</sub></sub></i>	0.83**	<i>r<sub>hown1/r<sub>hown6</sub></sub></i>	0.86**
<i>r<sub>hown4</sub></i> -665nm	-0.86**	<i>r<sub>hown4/r<sub>hown5</sub></sub></i>	0.88**	<i>r<sub>hown2/r<sub>hown5</sub></sub></i>	0.86**
<i>r<sub>hown5</sub></i> -704nm	-0.87**	<i>r<sub>hown5/r<sub>hown6</sub></sub></i>	0.78**	<i>r<sub>hown2/r<sub>hown6</sub></sub></i>	0.86**
<i>r<sub>hown6</sub></i> -740nm	-0.87**	<i>r<sub>hown2/r<sub>hown4</sub></sub></i>	0.84**	<i>r<sub>hown3/r<sub>hown5</sub></sub></i>	0.84**
		<i>r<sub>hown4/r<sub>hown6</sub></sub></i>	0.84**	<i>r<sub>hown3/r<sub>hown6</sub></sub></i>	0.84**
		<i>r<sub>hown1/r<sub>hown3</sub></sub></i>	0.50**	<i>r<sub>hown4/r<sub>hown6</sub></sub></i>	0.84**

### 3.4 反演模型的建立与验证

基于前文的相关性分析，最终确定 *r<sub>hown4/r<sub>hown5</sub></sub>* 波段组合为自变量，Ln(SDD)为因变量构建透明度经验模型，最终得到的模型精度较高（图 3.16）。

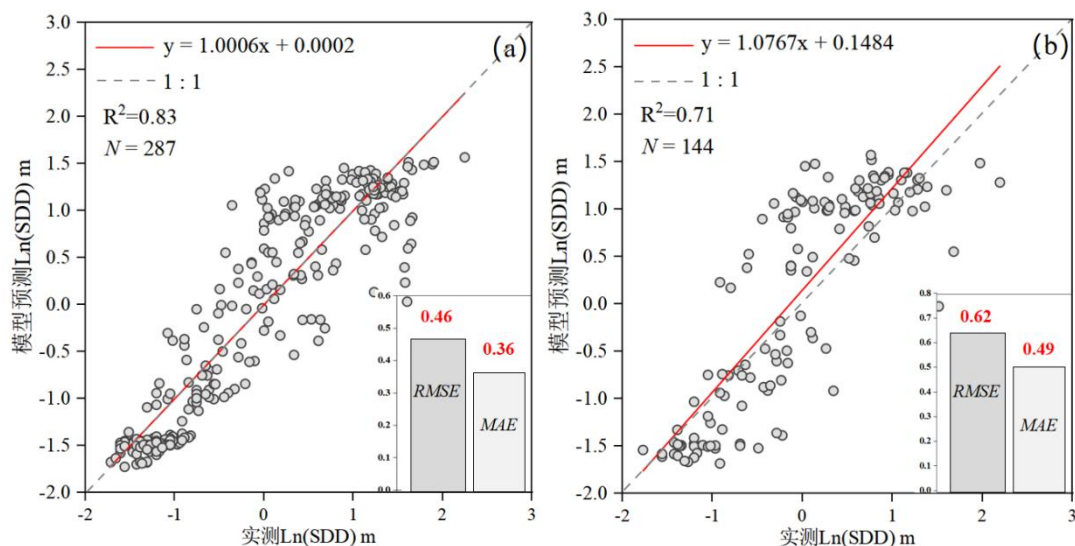


图 3.16 透明度经验模型的校正与验证 (a)校正组; (b)验证组

Figure 3.16 Correction and validation of the empirical model of SDD (a) Calibration group; (b) Validation group

基于样本的训练以及验证模型的构建标准,模型的构建采用 2/3 的数据进行模型的构建即 287 个采样点的数据样本, 1/3 的数据进行模型的训练即 144 个采样点的数据样本。构建的模型决定系数为 0.83 (图 3.16a), 实测值与估算值的拟合曲线的斜率为 1.0006 近乎于 1, 样点则大致均匀的分布在回归线两侧, 在低值区倾向于低估透明度, 而高值区在有一定的高估倾向, 模型性能优异。*RMSE* 为 0.46 m, *MAE* 为 0.36 m, 数据的整体误差分析相对较低。验证组中, 实测 Ln(SDD) 与估算 Ln(SDD) 的决定系数为 0.71 (图 3.16b), *MAE* 为 0.49 m, 模型的 *RMSE* 为 0.62 m, 拟合曲线的斜率为 1.0767 近乎于 1, 模型估算结果与实测 Ln(SDD) 浓度相关性较高, 且均匀的分布在拟合曲线两侧。

### 3.5 与现有透明度经验模型精度对比

模型开发是成功利用卫星数据进行大规模内陆水域透明度测绘的关键一步。我们除了对实测透明度与 MSI 影像归一化离水反射率进行了相关性分析, 对波段组合和单波段反射率进行了测试, 将较高相关系数的波段或者波段组合作为透明度建模的候选变量以外, 本文也对先前研究提出的具有良好性能的模型进行了整理, 以检验它们在本文数据集中的有效性。这些模型包括线性、三次方程和对数变换。将本文的所有采样点数据集代入模型进行了验证, 模型公式与模型性能如表 3.7, 模型斜率与数据拟合情况见图 3.17。

因使用 Sentinel-2 MSI 影像反演大尺度区域透明度的研究少有, 许多全国甚至全球尺度上的研究主要是基于 Landsat 卫星影像波段反射率构建的。在先前研究提出的透明度模型中, 多使用红波段与蓝波段的波段比来作为变量来构建模型。Tao 等人<sup>[130]</sup>构建的透明度对数模型在使用本文数据集时, 决定系数  $R^2$  为 0.71 (图 3.17a), 但是模型斜率较高, 对本文实测透明度数据集严重高估, 数据分布集中; Song 等人<sup>[131]</sup>模型精度一般, 同样对本文透明度数据集有一定程度的高估, 模型斜率为 1.7696, *RMSE* 为 1.93, *MAE* 为 1.63 (图 3.17b); Page<sup>[132]</sup>、Guan<sup>[133]</sup>、Hellweger<sup>[134]</sup>、Stacy<sup>[135]</sup>和 Kloiber<sup>[136]</sup>等人构建的透明度模型不适用于本文的透明度数据集, 模型斜率为负数 (图 3.17c、e、f、g、h), *RMSE* 和 *MAE* 均在 10.00 以上; Fuller 等人<sup>[137]</sup>建立的透明度模型使用的是蓝波段、绿波段和红波段单波段作为自变量, 也同样存在 Tao 等人模型对实测透明度严重高估的问题 (图 3.17d);

Zhang 等人<sup>[138]</sup>的模型在透明度范围为 0 - 2.00 m 时，数据均匀分布在 1: 1 线两侧，透明度在 2.00 m 以上时，透明度越高数据越发散，可见模型并不适用于透明度较高的区域，且 Zhang 等人的模型只适用了红波段作为自变量，模型稳定性不高（图 3.17i）；Duan<sup>[139]</sup>和 Olmanson<sup>[140]</sup>等人构建的透明度模型也对本文实测透明度数据有严重的高估，Duan 等人模型预测数据较为集中（图 3.17j），Olmanson 等人模型预测数据较为分散（图 3.17k）；Dekker and Peters<sup>[141]</sup>构建的模型应用于本文数据集的预测，模型精度不高，但斜率较贴近于 1（图 3.17l）。

综上所述，先前研究的模型不适用于本文的实测透明度数据集。对比于本文所构建的模型，首先在建模数据的选择上，本研究建模数据包含春夏秋冬四个季节，从时间维度上增强数据的多样性。其次，采样点基本覆盖全国，充分考虑了内陆水体光学成分复杂、类型众多的问题，增强了模型的普适性。最终，得到的模型精度较高，斜率近乎于 1，误差较低，能够满足对中国（ $>1\text{km}^2$ ）湖泊透明度分布特征的描绘。

表 3.7 基于实测透明度的已发表透明度经验模型精度对比

Table 3.7 Comparison of the accuracy of published empirical transparency models based on measured transparency

算法	R <sup>2</sup>	<i>Slope</i>	<i>RMSE</i>	<i>MAE</i>	文献来源
$\text{Ln}(\text{SDD}) = -5.6828 \times (\text{R}/\text{B}) + 7.8413$	0.71	2.6602	3.97	3.32	Tao et al., 2021
$\text{Ln}(\text{SDD}) = -5.30 \times (\text{R}/\text{B}) - 4.29 \times (\text{B}/\text{G}) + 8.211$	0.60	1.7696	1.93	1.63	Song et al., 2022
$\text{Ln}(\text{SDD}) = -4.29 \times (\text{B}/\text{R}) - 9.29 \times (\text{G}) + 7.74$	0.50	-7.275	11.59	8.01	Page et al., 2018
$\text{Ln}(\text{SDD}) = 41.22 \times \text{B} - 28.40 \times \text{G} - 35.33 \times \text{R} + 5.11$	0.77	1.2496	3.95	3.89	Fuller et al., 2011
$\text{Ln}(\text{SDD}) = -6.31 \times (\text{B}/\text{R}) + 3.83 \times \text{R} + 8.225$	0.50	-11.143	17.83	11.63	Guan et al., 2011
$\text{Ln}(\text{SDD}) = 0.74 \times \text{R} + 1.37$	0.72	-0.0173	1.69	1.40	Hellweger et al., 2004
$\text{Ln}(\text{SDD}) = -5.86 \times (\text{B}/\text{R}) + 1.083$	0.50	-10.265	20.28	13.65	Stacy et al., 2002
$\text{Ln}(\text{SDD}) = -5.87 \times (\text{B}/\text{R}) + 1.08 \times \text{B} + 8.08$	0.50	-10.291	16.43	10.80	Kloiber et al., 2002
$\text{SDD} = 0.0046 \times \text{R}^{-1.26}$	0.08	1.2643	6.35	1.77	Zhang et al., 2021
$\text{Ln}(\text{SDD}) = -5.03 \times \text{Ln}(\text{R}/\text{G}) + 3.4$	0.70	2.5232	8.74	8.45	Duan et al., 2009
$\text{SDD} = 2.29 \times (\text{B}/\text{R}) - 16.39 \times \text{B} - 0.14$	0.56	2.7923	5.76	3.59	Olmanson et al., 2015
$\text{Ln}(\text{SDD}) = -1.25 \times \text{Ln}(\text{R}) - 3.97$	0.50	0.7107	1.52	1.27	Dekker and Peters, 1993

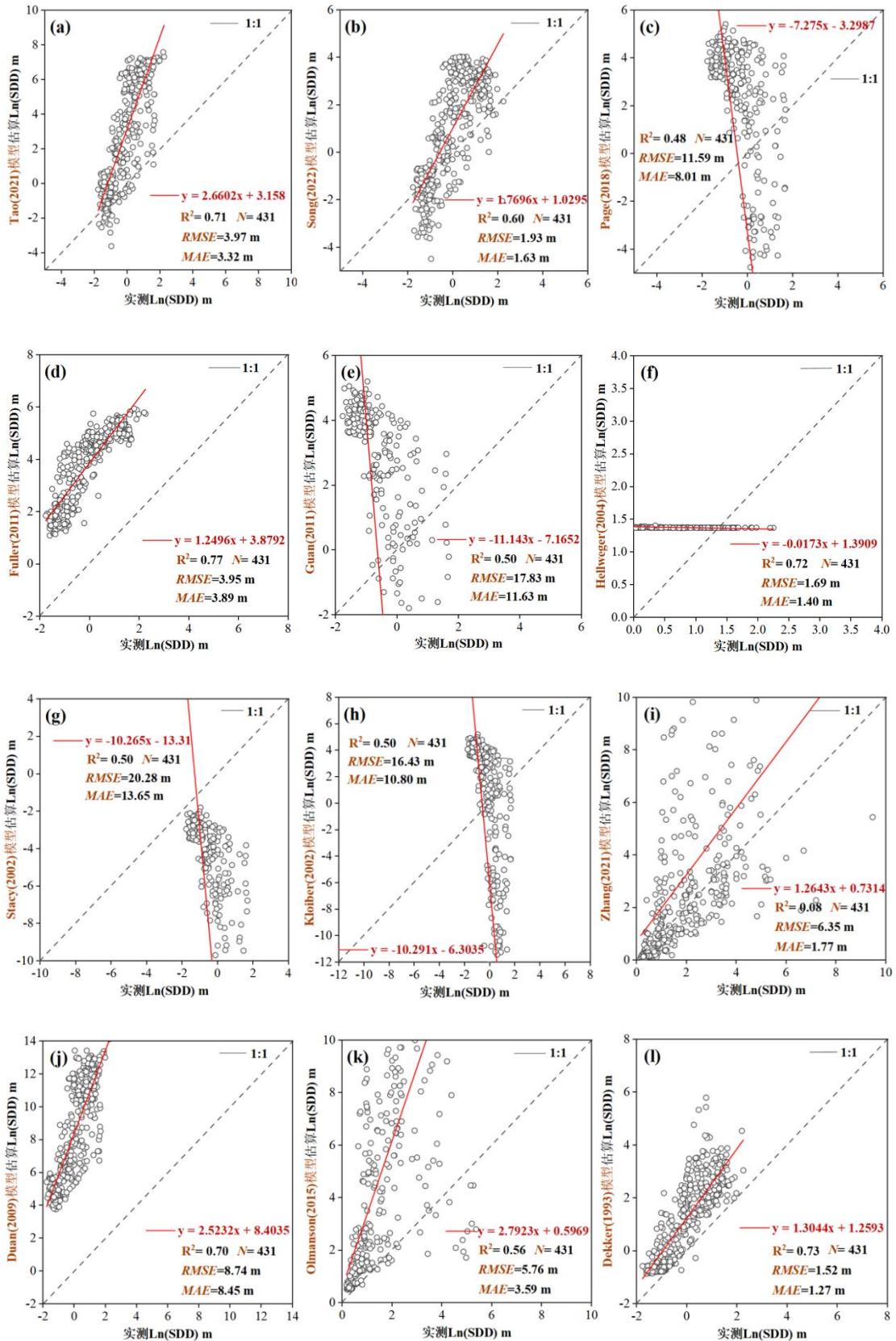


图 3.17 现有透明度经验模型的性能对比 (a)Tao 等人的模型; (b) Song 等人的模型; (c)Page 等人的模型; (d)Fuller 等人的模型; (e)Guan 等人的模型; (f)Hellweger 等人的模型; (g)Stacy

等人的模型; (h)Kloiber 等人的模型; (i)Zhang 等人的模型; (j) Duan 等人的模型; (k)Olmanson 等人的模型; (l)Dekker 等人的模型

Figure 3.17 Performance comparison of published empirical transparency models (a) Tao et al; (b) Song et al; (c) Page et al; (d) Fuller et al; (e) Guan et al; (f) Hellweger et al; (g) Stacy et al; (h) Kloiber et al; (i) Zhang et al; (j) Duan et al; (k) Olmanson et al; (l) Dekker et al



## 4 中国湖泊透明度区域分布特征与营养状态评价

### 4.1 中国湖泊透明度区域分布特征

本文基于前文所构建的高精度湖泊透明度经验模型，对于中国湖泊（面积>1km<sup>2</sup>）进行了透明度反演，反演年份为2020年。选择一景秋季无云影像来代表秋季湖泊透明度状态。并分别对中国五大湖区的湖泊透明度均值进行统计，分析五大湖区内湖泊透明度水平和分布特征，注意在统计过程中，基于像元数的均值进行统计，避免因为五大湖区湖泊数量和湖泊面积不同而带来的误差。

结果表明，五大湖区在2020年透明度分布特征为东北平原湖区<东部平原湖区<蒙新高原湖区<云贵高原湖区<青藏高原湖区（图4.1）。

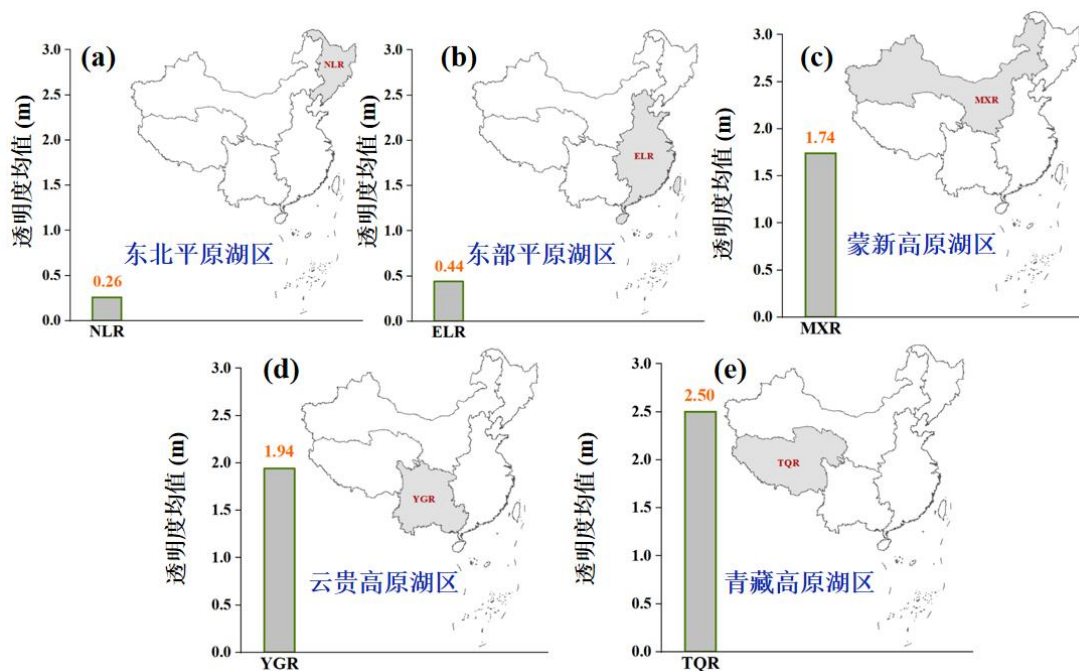


图 4.1 2020 年五大湖区的湖泊透明度均值 (a)东北平原湖区；(b)东部平原湖区；(c)蒙新高原湖区；(d)云贵高原湖区；(e)青藏高原湖区

Figure 4.1 The mean value of lake transparency in the five limnetic regions in 2020 (a)Northeast Plain Limnetic Region; (b)Eastern Plain Limnetic Region; (c)Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Limnetic Region; (d)Yun-Gui Plateau Limnetic Region; (e)Tibet-Qinghai Plateau Limnetic Region

基于前文中构建的模型和 Sentinel-2 MSI 卫星遥感影像，本文基于 Arcgis10.6、Origin 2021 等平台对 2020 年中国湖泊的透明度进行了空间分布的统计与制图。

根据湖泊富营养化评价标准中对湖泊透明度的分级，本文将透明度分为 5 个梯度进行分析与统计：0 - 0.50 m、0.50 - 1.00 m、1.00 - 2.00 m、2.00 - 4.00 m 和 4.00 - 10.00 m。在对 2020 年湖泊透明度均值的统计中（图 4.2），全国约有 44.33% 的湖泊透明度在 0 - 0.50 m 范围内，多集中于东北平原湖区；约有 17.09% 的湖泊透明度范围为 0.50 - 1.00 m；16.02% 的湖泊透明度在 1.00 - 2.00 m 范围内；18.24% 的湖泊透明度在 2.00 - 4.00 m 范围中；透明度达到 4.00 m 以上的湖泊只占全国所有 1 平方千米以上湖泊的 0.04%，多分布在青藏高原湖区。

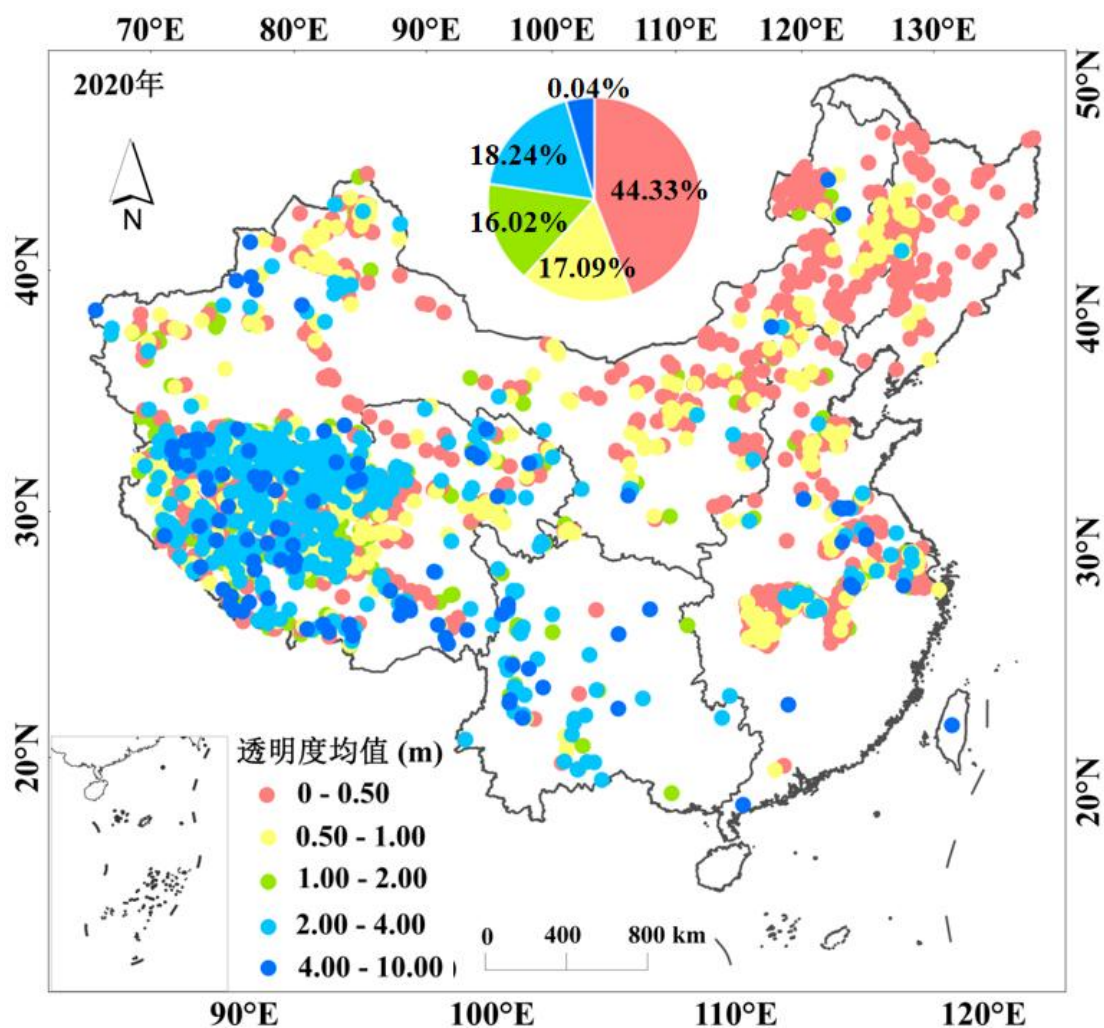


图 4.2 2020 年中国湖泊（面积 >1km<sup>2</sup>）透明度均值空间分布

Figure 4.2 Spatial distribution of mean transparency of lakes (>1km<sup>2</sup>) across China in 2020

在对五大湖区的湖泊透明度各分级下湖泊数量所占比例的统计中（图 4.3），结果显示，东北平原湖区、东部平原湖区和蒙新高原湖区，透明度在 0.50 m 以下的湖泊数量超过了半数，分别所占全区湖泊数量比例为 91.00 %、59.00 % 和

52.00 %。东北平原湖区几乎没有透明度在 2.00 m 以上的湖泊。云贵高原湖区和青藏高原湖区湖泊透明度多处于 1.00 - 2.00 m 和 2.00 - 4.00 m 区间中，水质状况良好。青藏高原湖区透明度在 4.00 m 以上的湖泊数量占全湖区湖泊的 16.00 %，水体较为清澈。

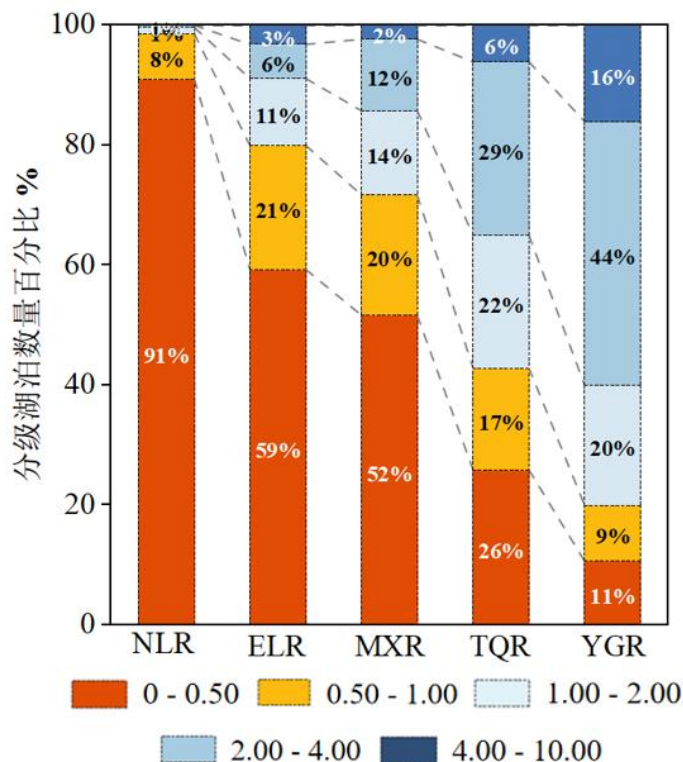


图 4.3 2020 年五大湖区各透明度分级下的湖泊数量所占比例

Figure 4.3 Proportion of lake number at different SDD levels from the five limnetic regions in 2020

## 4.2 典型湖泊透明度时空分布特征

本文通过对反演完的影像进行筛选，选择了 5 个湖泊进行湖泊透明度的时空空间分布特征分析，对比结果如下：

### (1) 小兴凯湖、大兴凯湖——东北平原湖区

兴凯湖是中俄边界湖泊。有一条天然的湖岗将兴凯湖分为大兴凯湖和小兴凯湖，大约有三分之一的大兴凯湖和整体小兴凯湖属于中国（合计 1080.00 km<sup>2</sup>），其余为俄罗斯所有（3080.00 km<sup>2</sup>）<sup>[142]</sup>。大兴凯湖和小兴凯湖均为浅水型的湖泊，水深为 2.00 m，最大深度为 10.00 m。大小兴凯湖是相通的，周边旅游业发达，人流量较大，更带动了湖泊水产养殖以及流域内农业灌溉等发展，湖泊近年来被

过度的开发与利用，水质环境遭受了前所未有的威胁，水质恶化，藻华频发。而兴凯湖的水环境安全问题不仅仅是一个环境问题，更是国际的政治友好问题<sup>[143]</sup>。

基于本文构建的中国湖泊透明度遥感估算模型，估算小兴凯湖和大兴凯湖 2015 年和 2020 年的透明度。下载可用的 Sentinel-2 MSI 系列卫星影像（秋季影像），绘制了大小兴凯湖 2015 年和 2020 年的基于 Sentinel 遥感影像反演的湖泊透明度空间分布图（图 4.4）。

2015 年，小兴凯湖透明度范围为 0.14 - 0.27 m 之间，大兴凯湖的透明度范围为 0.14 - 0.25 m。透明度分布呈现出明显的空间差异。大兴凯湖沿岸以及小兴凯湖北部透明度较低，可能受人类活动影响较大。2020 年小兴凯湖均值范围为 0.16 - 0.26 m，大兴凯湖透明度均值范围为 0.15 - 0.25 m。小兴凯湖东部以及大兴凯湖东部透明度较低，大兴凯湖中心透明度相比之下较高。从 2015 - 2020 年，兴凯湖湖泊透明度并无显著变化，表明该区域的水质管理政策有一定的效果，控制了水质的恶化。

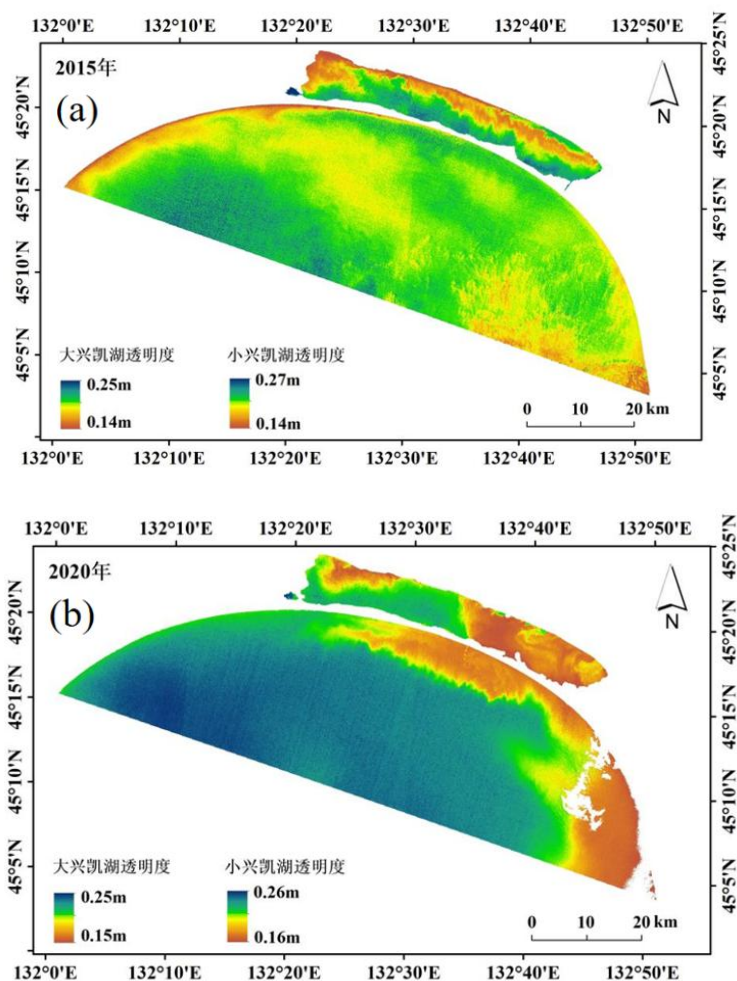


图 4.4 2015 年、2020 年大兴凯湖和小兴凯湖的透明度空间分布特征 (a)2015; (b)2020

Figure 4.4 Spatial distribution characteristics of the transparency of Da Xingkai Lake and Xiao Xingkai Lake in 2015 and 2020 (a)2015; (b)2020

## (2) 洪泽湖——东部平原湖区

洪泽湖作为“南水北调”东线工程的重要疏水部分之一，为沿线地区的人民生活、生产用水提供了保障<sup>[144-145]</sup>。此外，洪泽湖还对该地区的渔业生产、气候调控等起到了很大的促进作用。平均水深 1.35 m，最大水深 4.75 m。洪泽湖水生植物覆盖度较高，透明度范围为 0.10 - 1.60 m<sup>[146]</sup>，有研究表明 2012 - 2018 年的透明度均值为 0.48 m，不同湖区之间透明度呈现出显著差异。

基于本文构建的中国湖泊透明度遥感估算模型，估算洪泽湖 2015 年和 2020 年的透明度。下载筛选可用的 Sentinel 系列卫星影像，绘制了洪泽湖 2015 年和 2020 年的湖泊透明度空间分布图(图 4.5)。2015 年洪泽湖透明度范围在 0.40 - 0.11 m，2020 年透明度范围为 0.13 - 0.35 m。洪泽湖连年有藻华的暴发，富营养化严重<sup>[147-148]</sup>，湖泊整体的透明度较低，湖中心透明度低于湖泊沿岸水域。淮河对于洪泽湖的水质影响很明显，是洪泽湖维持富营养化和透明度空间变化差异的主要原因。应进一步削减淮河的营养盐输入，增强水体的流通以防控洪泽湖藻类增殖。内源污染也不可忽视，因为水体养殖造成的营养负荷也会引起洪泽湖水质恶化，透明度下降<sup>[149]</sup>。未来需加强水污染防治和合理开发利用以保障洪泽湖水环境安全。

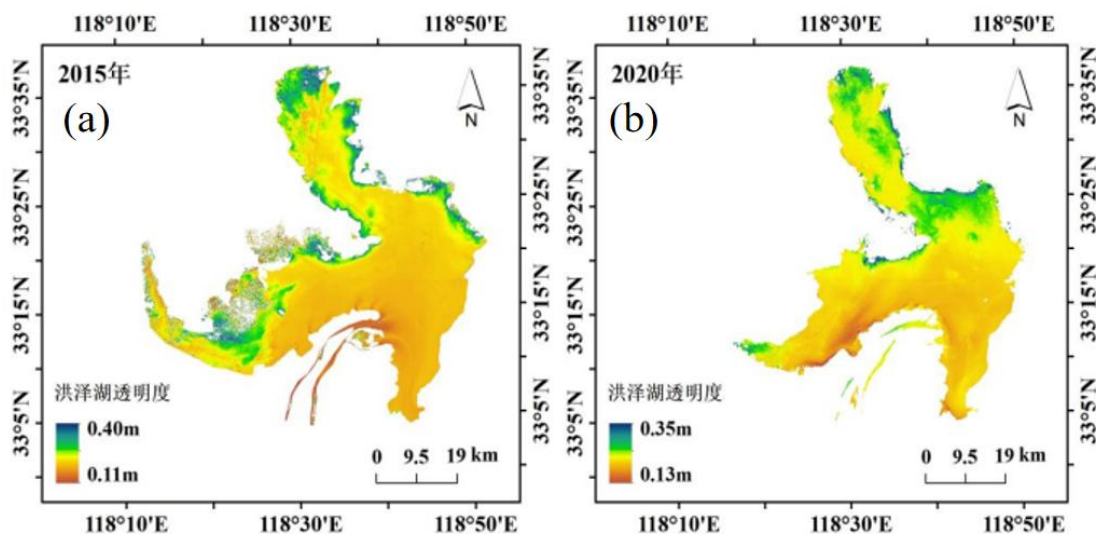


图 4.5 2015 年、2020 年洪泽湖的透明度空间分布特征 (a)2015; (b)2020

Figure 4.5 Spatial distribution characteristics of the transparency of Hongze Lake in 2015 and 2020 (a)2015; (b)2020

### (3) 博斯腾湖——蒙新高原湖区

博斯腾湖地处于我国西北干旱和半干旱区,可以为新疆巴音郭楞蒙古自治州的人口提供生产生活水资源<sup>[150]</sup>。因周边人口的急剧增加,过度的湖泊开发与利用使得博斯腾湖的水质严重下降。湖泊由大湖、小湖和苇沼 3 个部分组成,平均水深为 7.50 m,最大水深为 19.00 m。湖中有多个固定监测站点,可提供实时监测的水质数据。

基于本文构建的中国湖泊透明度遥感估算模型,估算博斯腾湖 2015 年和 2020 年的透明度。下载筛选可用的 Sentinel 系列卫星影像,绘制了博斯腾湖 2015 年和 2020 年的湖泊透明度空间分布图(图 4.6)。2015 年博斯腾湖的透明度范围为 0.18 - 1.74 m,湖泊透明度由东向西逐渐升高。2020 年博斯腾湖透明度相较于 2015 年有明显上升,透明度范围为 0.13 - 3.81 m,湖泊平均透明度在 2.00 m 以上,表明近几年的湖泊治理使得博斯腾湖的生态环境有了明显的改善<sup>[151]</sup>。

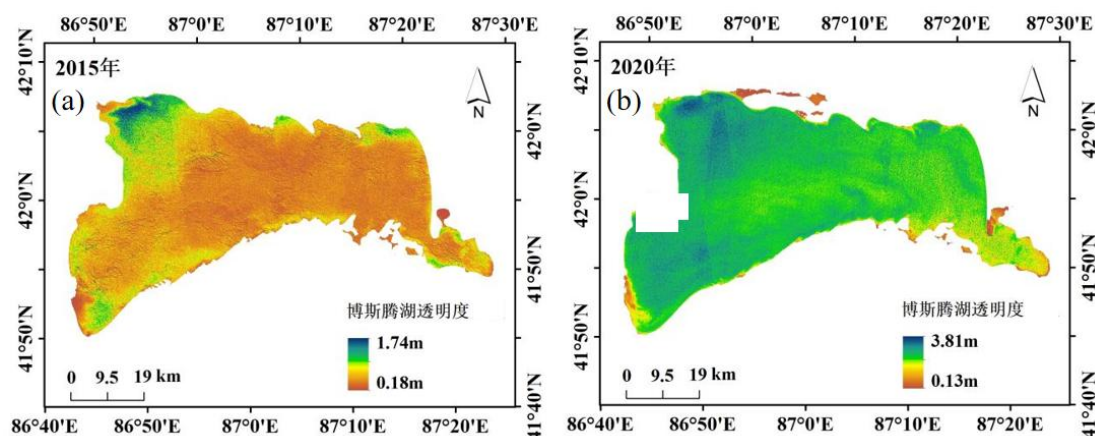


图 4.6 2015 年、2020 年博斯腾湖的透明度均值空间分布特征 (a)2015; (b)2020

Figure 4.6 Spatial distribution characteristics of the transparency of Bositeng Lake in 2015 and 2020 (a)2015; (b)2020

### (4) 青海湖——青藏高原湖区

青海湖是我国最大的内陆湖泊,是微咸水湖,海拔在 4500 米以上。湖泊平均水深为 21.00 m,最大水深为 27.00 m<sup>[152]</sup>。在青海湖流域内分布着 40 多条河流,大多为季节性河流,主要有沙柳河、泉吉河、甘子河和黑马河等。青海湖具有独

特的自然景观，是重要的生态保护区<sup>[153]</sup>。青海湖流域降水、气温以及农业灌溉、工业开发等人类活动是影响湖泊生态环境的重要原因<sup>[154-155]</sup>。近年来，有研究表明青藏高原湖区的湖泊透明度均有所下降<sup>[83]</sup>。

基于本文构建的中国湖泊透明度遥感估算模型，估算青海湖 2015 年和 2020 年的透明度。下载筛选可用的 Sentinel 系列卫星影像，绘制了青海湖 2015 年和 2020 年的湖泊透明度空间分布图(图 4.7)。2015 年青海湖湖泊透明度在 0.37 - 6.39 m 范围内，湖泊透明度与其他湖区湖泊相比较高，全湖无明显空间差异。2020 年青海湖湖泊透明度范围为 0.34 - 6.72 m，湖中心透明度相较于 2015 年有所增加。青海湖周围的地势构造、蒸发降水、气候变化和人类活动均是湖泊透明度波动的重要原因。虽地处于高海拔地区，人口密度相比于其他湖区较低，但近年来，青海湖受到人类活动的干扰较大，湖泊有向中营养化或富营养化状态发展的趋势，未来也应注意湖泊外源污染，对流域水资源利用严格把控。

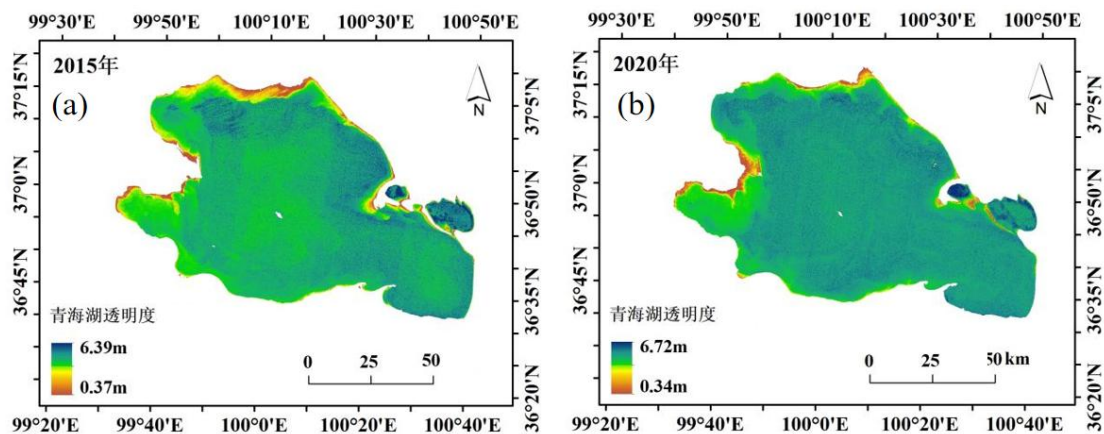


图 4.7 2015 年、2020 年青海湖的透明度空间分布特征 (a)2015; (b)2020

Figure 4.7 Spatial distribution characteristics of the transparency of Qinghai Lake in 2015 and 2020 (a)2015; (b)2020

### (5) 洱海——云贵高原湖区

洱海是云南省 9 大高原湖泊之一，最大深度可达 19.50 m<sup>[156]</sup>。随着社会经济的迅速发展，洱海流域内的人口在空间上居中，大量的生产和生活废弃物和污水被直接排放到洱海中，造成了严重的环境污染<sup>[157]</sup>。洱海因水资源的过度开采和渔业的兴盛，已造成了水质和透明性降低<sup>[158-159]</sup>，水体富营养化加剧<sup>[160-162]</sup>，并发生了多起大范围的蓝藻爆发。

基于本文构建的中国湖泊透明度遥感估算模型，估算洱海 2015 年和 2020

年的透明度。下载筛选可用的 Sentinel 系列卫星影像,绘制了洱海 2015 年和 2020 年的湖泊透明度空间分布图(图 4.8)。2015 年洱海湖泊透明度在 0.42 - 2.23 m 范围内,东南部湖区透明度低于北部。2020 年洱海湖泊透明度范围为 1.40 - 4.00 m,湖泊整体透明度升高。近年来,洱海的生态环境已经有所缓和,但是洱海生态系统的自净力降低,富营养化仍旧是一个突出问题。

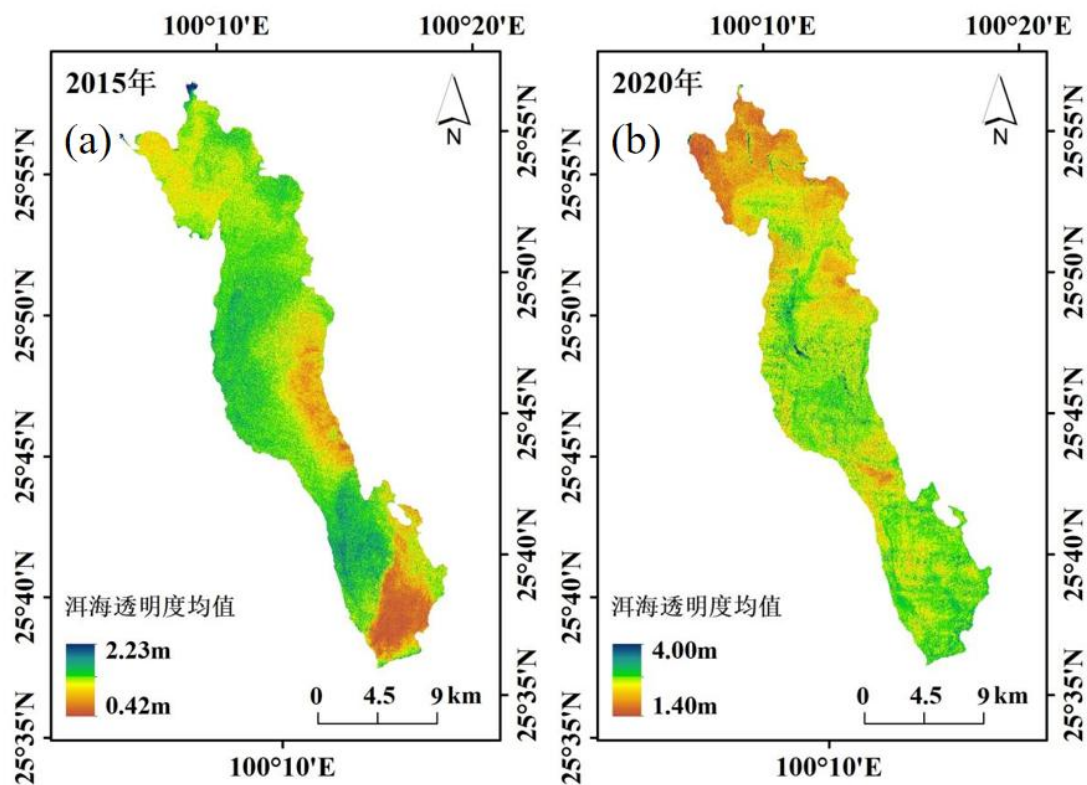


图 4.8 2015 年、2020 年洱海的透明度空间分布特征 (a)2015; (b)2020

Figure 4.8 Spatial distribution characteristics of the transparency of Erhai Lake in 2015 and 2020 (a)2015; (b)2020

### 4.3 中国湖泊营养状态评价

#### 4.3.1 卡尔森营养状态指数

湖泊富营养化的提出最初是用于表征水生生态系统自然老化的过程,即湖泊生态系统由贫营养状态经过时间的推移自然地演变为营养较为丰富的、富含水生动植物的水生系统,并最终变为池塘或者沼泽地的过程<sup>[20-21]</sup>。随着人类文明和社会的发展对湖泊生态系统干预的增加,湖泊富营养化含义也逐渐被替代,现用来指自然因素和人为输入的营养盐成分将湖泊富营养化的进程缩短至几千年甚至



几百年的现象<sup>[22-23]</sup>。近年来，湖泊富营养化成为湖泊生态系统实现可持续发展的主要威胁<sup>[35-37]</sup>，因此，制定一套科学的、统一的、有效的、全面的评估方法，对提高我国湖泊的生态效益、维护和发展具有重要意义。

本文选择了卡尔森营养状态指数（*TSI*, Trophic Status Index）来判定湖泊的营养状态。卡尔森营养状态指数是美国卡尔森在 1977 年首次提出的一种新的评价方法。该指标是一个以湖水透明为基础，对富营养化状况进行评估的指标。该方法将透明度、叶绿素 a、总磷等水环境关键参数结合起来，考虑了多种因子的联合作用。具体表达式为：

$$TSI(SDD) = 10 \times \left( 6 - \frac{\ln SDD}{\ln 2} \right) \quad (4.1)$$

式中 *TSI* 为卡尔森营养状态指数；*SDD* 为湖泊透明度，单位为 m。

#### 4.3.2 中国湖泊营养状态评价

基于卡尔森营养状态指数和本文得到的湖泊透明度 2020 年的反演结果，通过公式计算除了以透明度为基准的湖泊营养状态指数，用以评价中国湖泊营养状态的变化。在 2020 年的 *TSI* 计算中（图 4.9），全国有 44.33 % 的湖泊处于重度富营养化状态，蒙新高原湖区、东北平原湖区和东部平原湖区的湖泊多为重度富营养化状态；约有 17.09 % 的湖泊处于中度富营养化状态；16.02 % 的湖泊处于轻度富营养化；22.47 % 的湖泊处于中营养状态，多处于青藏高原湖区；最后只统计到了 2 个湖泊为贫营养化状态。

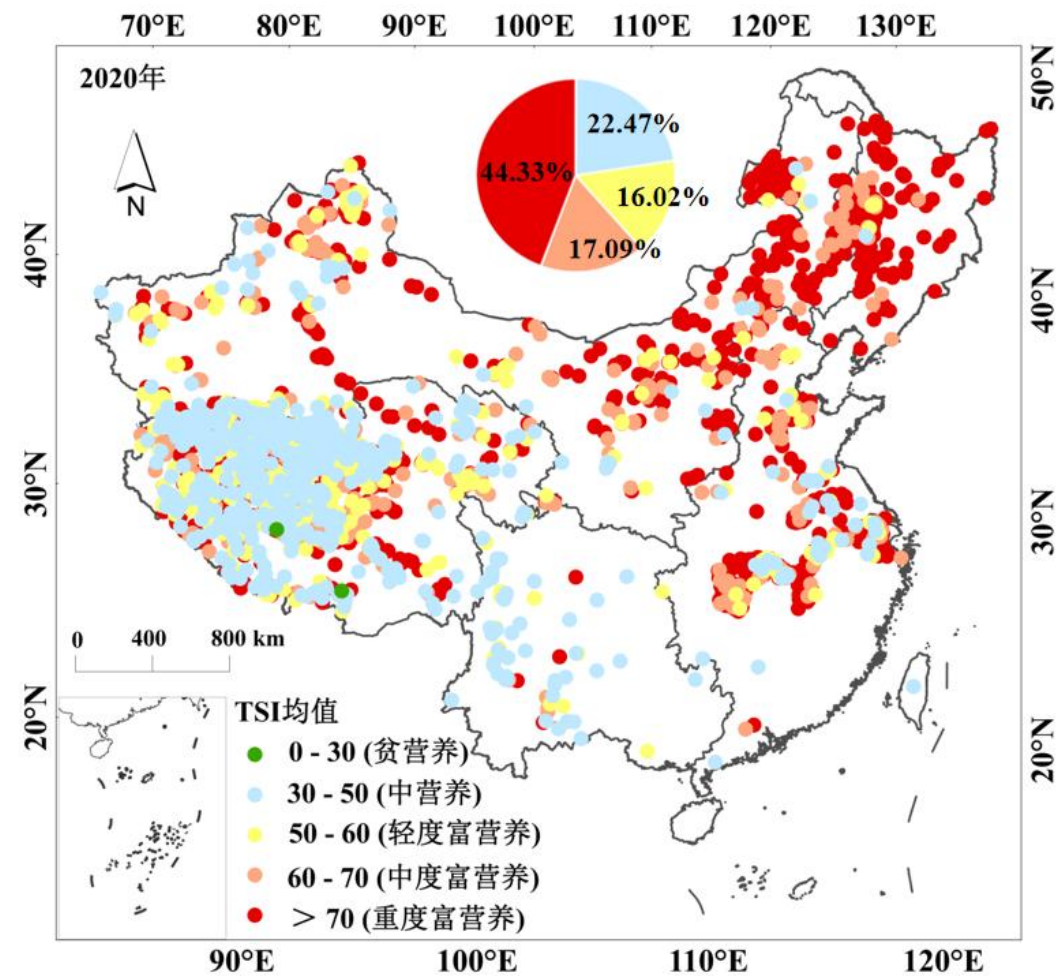


图 4.9 2020 年中国湖泊 TSI 空间分布

Figure 4.9 Spatial distribution of the mean *TSI* values of lakes(>1km<sup>2</sup>) across China in 2020

同样的，本文对五大湖区的湖泊营养状态进行了计算（图 4.10）。2020 年，五大湖区 *TSI* 分布特征为东北平原湖区（重度富营养化）>东部平原湖区（重度富营养化）>蒙新高原湖区（轻度富营养化）>云贵高原湖区（轻度富营养化）>青藏高原湖区（中营养化）。东北平原湖区和东部平原湖区湖泊 *TSI* 大于 70，处于严重富营养化等级。东北平原湖区经济发展主要以农业为主，化肥施用量与其他区域相比较，大量氮磷通过地表径流随降雨进入湖泊中，导致了湖泊富营养化严重。

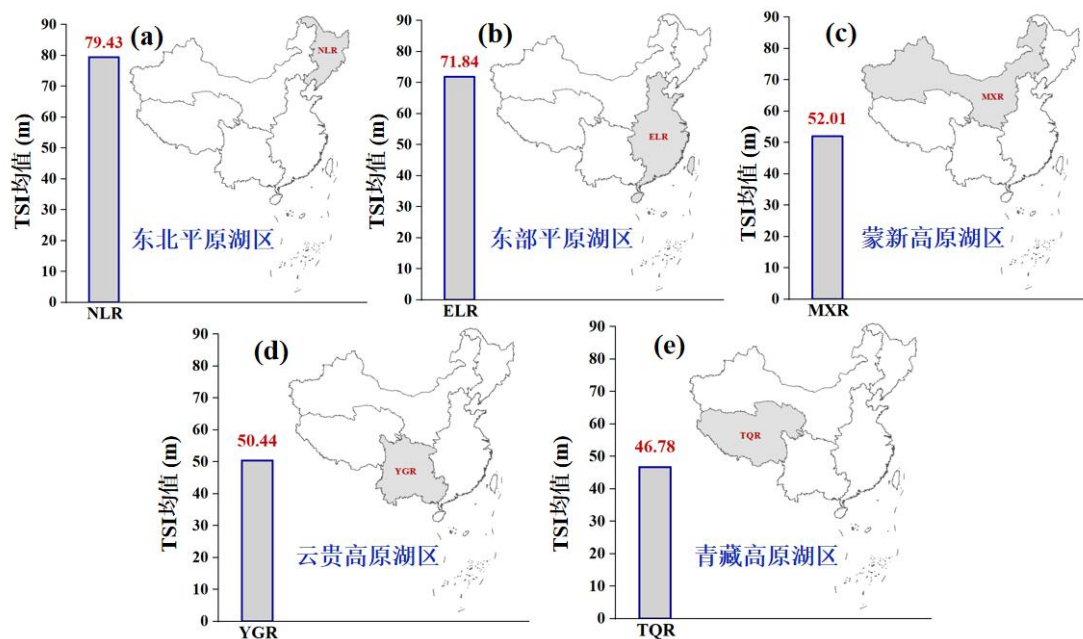


图 4.10 2020 年五大湖区的湖泊 *TSI* 均值 (a)东北平原湖区; (b)东部平原湖区; (c)蒙新高原湖区; (d)云贵高原湖区; (e)青藏高原湖区

Figure 4.10 The mean *TSI* value of lake(>1km<sup>2</sup>) in the five limnetic regions in 2020  
 (a)Northeast Plain Limnetic Region; (b)Eastern Plain Limnetic Region; (c)Inner Mongolia-Xinjiang Plateau Limnetic Region; (d) Yun-Gui Plateau Limnetic Region;  
 (e)Tibet-Qinghai Plateau Limnetic Region

在 2020 年的 *TSI* 均值结果统计中不难发现(图 4.11), 东北平原湖区有 91.00% 的湖泊基本都处于严重富营养化状态中, 还有 8.00% 的湖泊处于中度富营养化状态; 东部平原湖区和蒙新高原湖区均有超过半数的湖泊营养状态为重度富营养化; 云贵高原湖区有 35.00% 的湖泊为中营养化状态, 22.00% 湖泊为轻度富营养化; 青藏高原湖区有 60.00% 以上的湖泊为中营养化。

我国的水生态环境恶化十分突出, 是“美丽中国”建设中的一个重要问题, 同时也是一个值得关注的问题。我国太湖、巢湖、滇池等重要湖泊的高强度蓝藻水华, 已成为当前社会关注的焦点, 也是防治的难点, 水生态环境的保护仍是一项十分艰巨的工作。今后的发展, 仍然要把重点地区的水生态保护作为发展的主线。在水生态环境管理体系和管理能力的基础上, 不断改善水生态环境的质量。

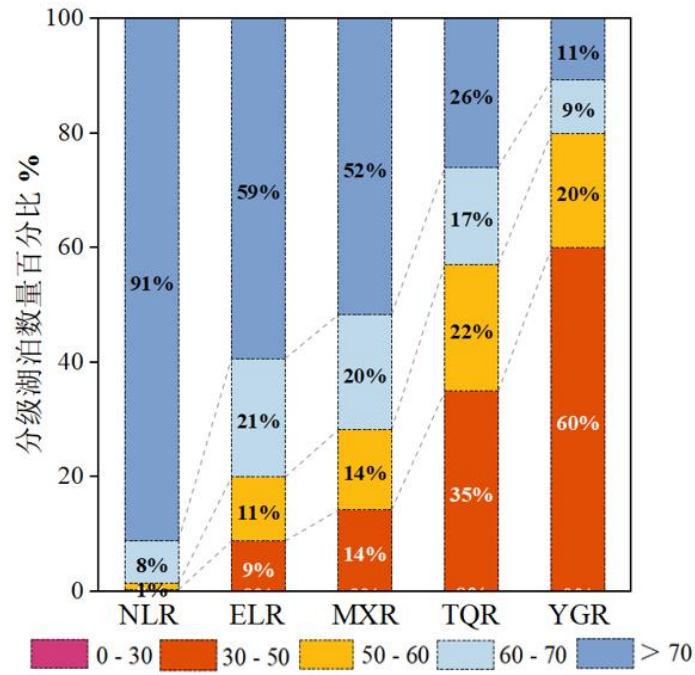


图 4.11 2020 年五大湖区各营养状态分级下的湖泊数量所占比例

Figure 4.11 Proportion of lake number at different trophic levels from the five limnetic regions in 2020

## 5 中国透明度与驱动因素分析

### 5.1 透明度与湖泊水文属性的驱动性分析

水质参数变化与湖泊水文特征的复杂变化息息相关。本文分析了湖泊面积、湖泊库容和湖泊平均深度与透明度之间的线性拟合相关性以及皮尔逊相关性。首先在 Arcgis 10.6 中利用湖泊矢量裁剪湖泊水文数据，然后通过五大湖区矢量进行区域性统计，最终得到五大湖区的湖泊平均面积、湖泊平均库容和湖泊平均深度。所统计结果与前文统计的五大湖区透明度进行相关性分析。

在湖泊平均面积对湖泊透明度区域差异影响的分析中（图 5.1 a、b），结果表明 2020 年五大湖区透明度和湖区内湖泊平均面积无相关性（图 5.1a）。图 5.1（b）统计了各个湖区湖泊面积的均值，其中东部平原湖区和青藏高原湖区的湖泊平均面积明显高于其他湖区，东北平原湖区湖泊的面积最低。

通过分析湖泊平均库容对湖泊透明度影响（图 5.1 c、d），结果得出 2020 年湖泊平均总库容的变化与湖泊透明度差异具有显著的相关性。两者皮尔逊相关性为  $0.90^{**}$  ( $p < 0.01$ )，线性拟合系数为 0.81（图 5.1 c）。可能原因是湖泊库容大，对外界干扰包容性比较强，因此湖泊库容越大，湖泊透明度越高。图 5.1（d）统计了五大湖区湖泊的平均库容，可发现云贵高原湖区和青藏高原湖区湖泊库容都较大，东北平原湖区湖泊库容较小。

同时本文也统计了 2020 年五大湖区的湖泊平均深度（图 5.1 f），其中云贵高原湖区的湖泊深度高于其他湖区，平均深度可以达到 14.00 m 以上，其次是青藏高原湖区。而东北平原湖区、东部平原湖区和蒙新高原湖区的湖泊较浅，湖泊平均深度不超过 5.00 m，可能也是导致这些湖泊多为富营养化湖泊的一个原因。湖泊平均深度对湖泊透明度变化分析表明，两者具有中等程度的相关性，皮尔逊相关性为  $0.57^{**}$  ( $p < 0.01$ )（图 5.1 e），线性拟合系数为 0.32。

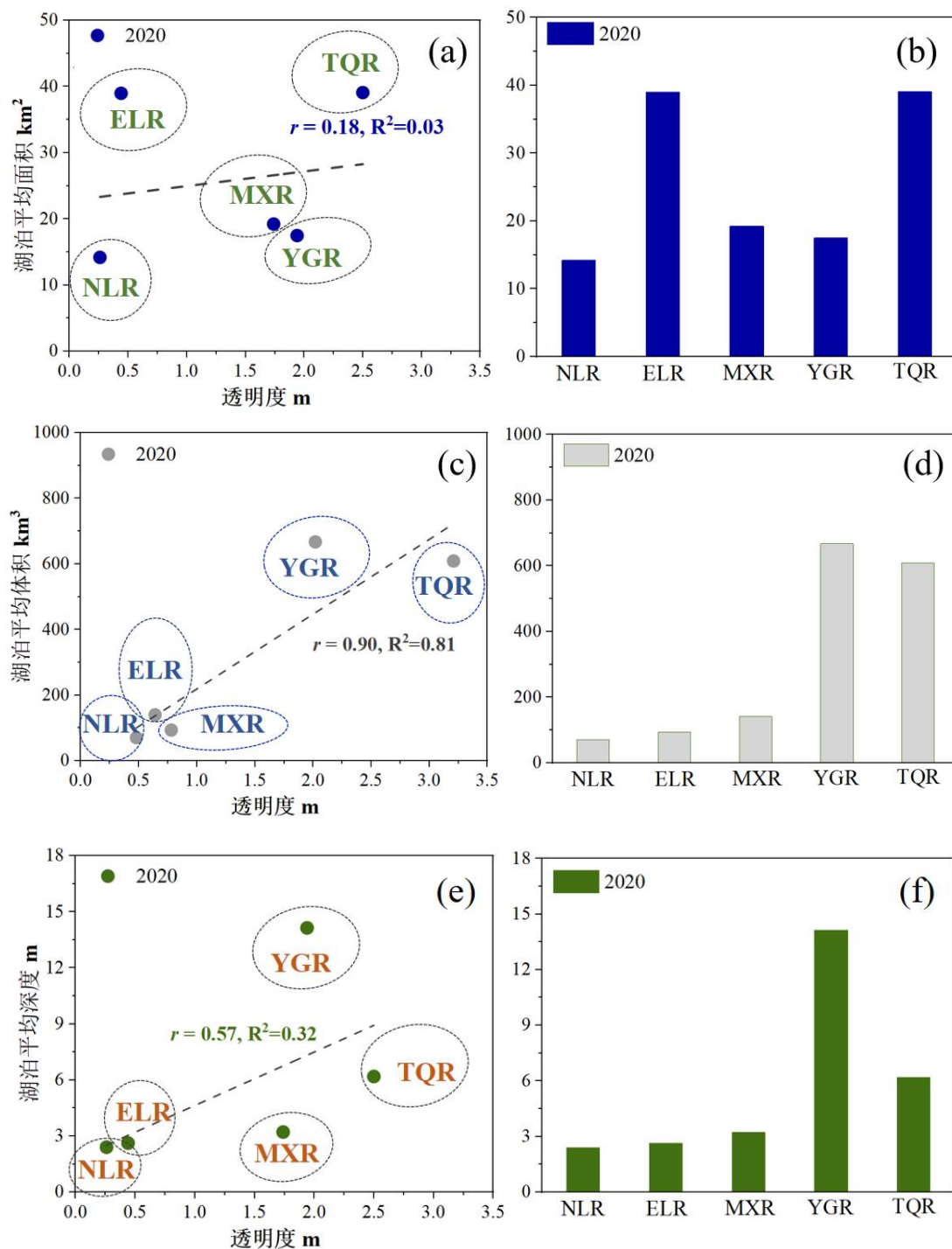


图 5.1 2020 年五大湖区湖泊平均面积、库容和深度与透明度的线性拟合关系 (a)湖泊平均面积和透明度的线性拟合; (b)五大湖区湖泊平均面积均值; (c)湖泊平均库容和透明度的线性拟合; (d)五大湖区湖泊平均库容均值; (e)湖泊平均深度和透明度的线性拟合; (f)五大湖区湖泊平均深度均值

Figure 5.1 Linear fit of the average area, volume and depth of the five limnetic regions with lake transparency in 2020 (a) linear fit of mean lake area and transparency; (b) mean area of the five

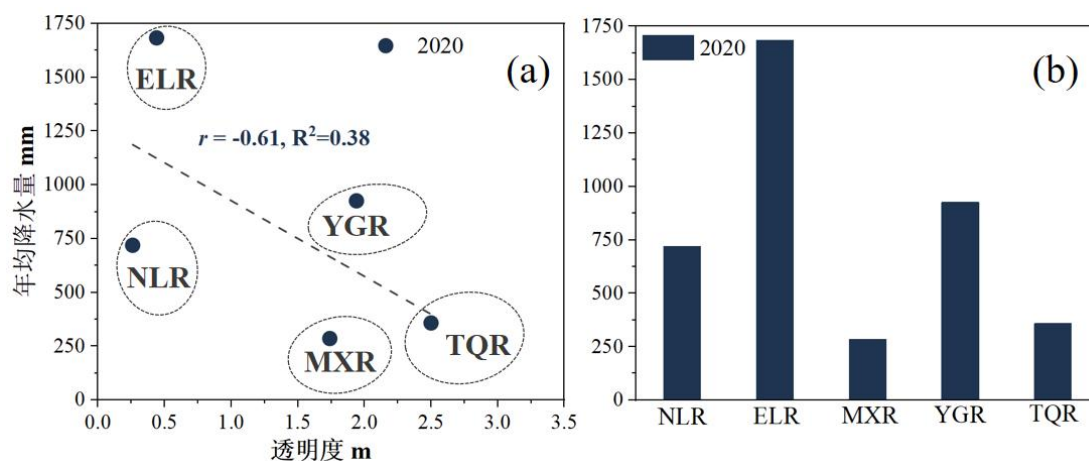
limnetic regions; (c) linear fit of mean lake volume and transparency; (d) mean volume of the five limnetic regions; (e) linear fit of mean lake depth and transparency; (f) mean depth of the five limnetic regions

## 5.2 透明度与自然因素的驱动性分析

本文同时选择了具有代表性的4种自然因素对中国五大湖区2020年的透明度区域分布影响做了相关性分析，这4种自然因素包括降水、气温、海拔高度和风速。将这四种自然因素相对应栅格数据利用湖泊流域矢量进行裁剪，随后按五大湖区做了均值的处理，并与五大湖区湖泊透明度均值进行了线性拟合。

2020年年均降水量和年平均气温与湖泊透明度的变化呈现中等程度负相关（图5.2 a、c），皮尔逊相关性系数分别为 $-0.61^{**}$  ( $p < 0.01$ )和 $-0.44^{**}$  ( $p < 0.01$ )，线性拟合系数分别为0.38和0.19。东部平原湖区和云贵高原湖区的年均降水量和年平均气温均处于较高的水平，青藏高原湖区湖泊年均气温在 $0^{\circ}\text{C}$ 以下。降水和气温变化不是影响湖泊透明的主要自然因素。年平均风速与透明度呈现正相关，皮尔逊相关系数为 $0.63^{**}$  ( $p < 0.01$ )（图5.2 e）。青藏高原湖区年均风速最高，其次是蒙新高原湖区，再者是东北平原湖区。

在海拔高度与湖泊透明度的分析中（图5.2 g、h），2020年两者呈现较为显著的正相关性，皮尔逊相关系数为 $0.93^{**}$  ( $p < 0.01$ )，线性拟合系数为0.86。湖泊海拔越高，透明度越高。综合其他自然环境因素和人为因素来考虑，海拔越高，气温越低，对湖泊中浮游植物与其他水生植被和周围生物的存活条件较为苛刻。湖面上方风速较强，并且受到人为活动的干扰较少，因此保持了较高的湖泊透明度。



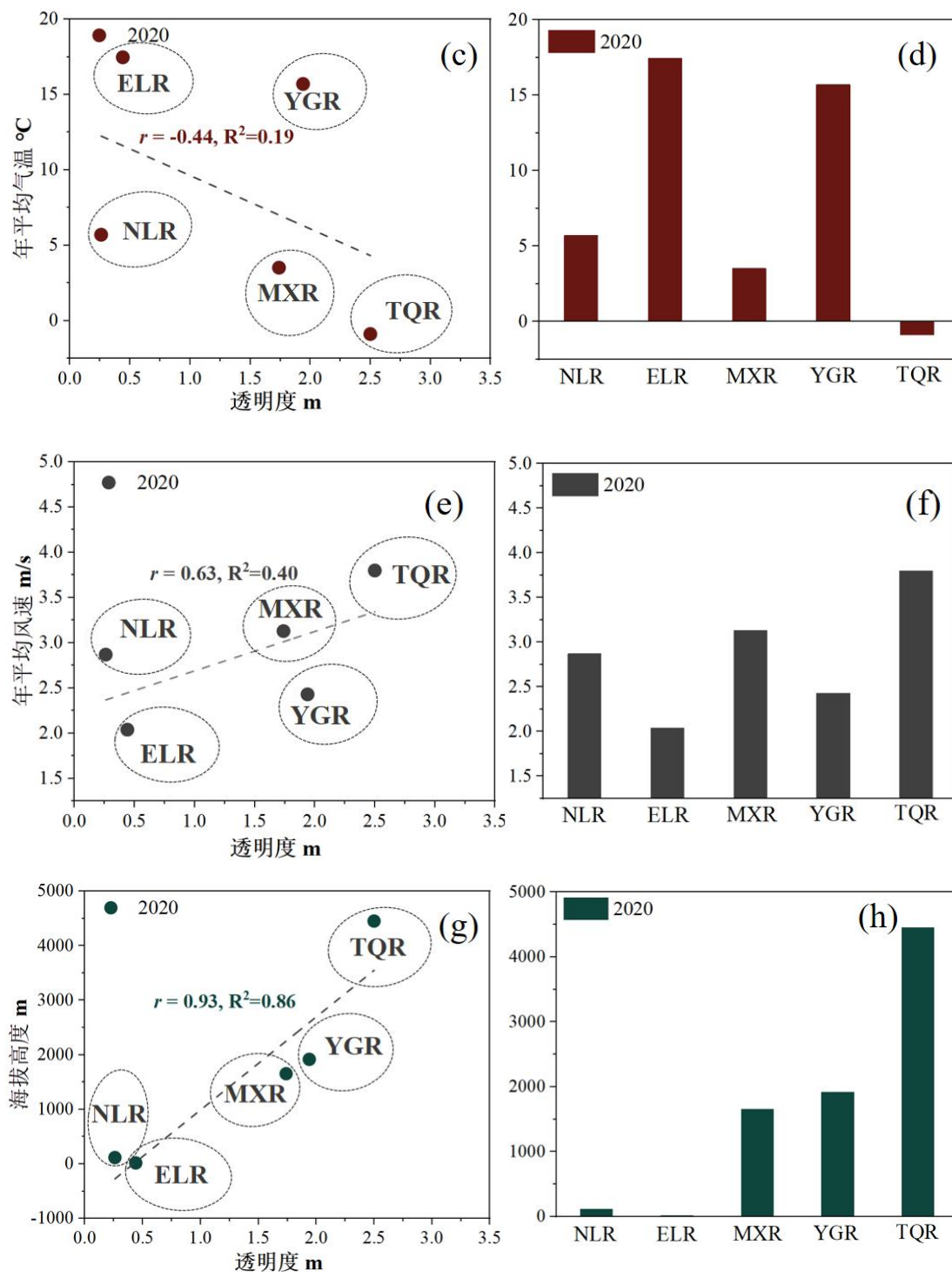


图 5.2 2020 年五大湖区年平均降水、气温、风速和海拔高度与透明度的线性拟合关系 (a) 五大湖区年均降水量和透明度的线性拟合; (b)五大湖区年均降水量均值; (c)五大湖区年均气温和透明度的线性拟合; (d)五大湖区年均气温均值; (e)五大湖区年均风速和透明度的线性拟合; (f)五大湖区年均风速均值; (g)五大湖区海拔高度和透明度的线性拟合; (h)五大湖区海拔高度均值



Figure 5.2 Linear fit of annual average precipitation, temperature, wind speed and elevation of the five limnetic regions with lake transparency in 2020 (a) linear fit of annual average precipitation and transparency in the five limnetic regions; (b) mean annual average precipitation in the five limnetic regions; (c) linear fit of annual average temperature and transparency in the five limnetic regions; (d) average annual average temperature in the five limnetic regions; (e) linear fit of annual average wind speed and transparency in the five limnetic regions; (f) average annual average wind speed in the five limnetic regions; (g) linear fit of elevation and transparency in the five limnetic regions; (h) average elevation in the five limnetic regions

### 5.3 透明度与人为因素的驱动性分析

本文同样的选择了一些人为和经济因素对湖泊透明度 2020 年的分布做了相关性分析。在全国范围内，考虑了人口空间分布（POP）和国内生产总值（GDP）给湖泊透明度带来的影响。所使用的数据来自于徐新良团队所发布的中国人口空间分布公里网格数据集和中国 GDP 空间分布公里网格数据集。

人口空间化是指将传统的行政单位统计以空间统计单位代替。此数据是在对全国各县市人口进行统计的基础上，结合土地利用类型、夜间灯光亮度等要素，采用多因子权重分布法，将以行政区划为基础的人口数据展开成一个空间网格，实现其空间化。计算公式为：

$$POP_{ij} = POP \times (Q_{ij} / Q)$$

在方程式中， $POP_{ij}$  为栅格单元空间化后的数值；POP 是指网格单位所属的县单位的人口统计数值； $Q_{ij}$  是土地利用类型、夜间照明强度及居住人口密度的综合加权系数；Q 值是以各单元用地类型、夜间照明强度和居住密度为主要影响因素的加权系数。

GDP 是国家经济发展、区域同进以及资源保护的重要指标。同理，GDP 的空间分布与人口空间分布的考量因素是相同的。其计算公式为：

$$GDP_{ij} = GDP \times (Q_{ij}/Q)$$

其中， $GDP_{ij}$  为栅格单元空间化后的数值；GDP 是指网格单位所属的县单位的 GDP 统计值； $Q_{ij}$  是土地利用类型、夜间照明强度及居住人口密度的综合加权系数；Q 值是以各单元用地类型、夜间照明强度和居住密度为主要影响因素的

加权系数。

使用研究区域湖泊的 7 级流域边界分别对 2020 年湖泊周围的人口空间分布和 GDP 空间分布进行裁剪，并按照五大湖区进行均值的统计。将统计结果与五大湖区对应湖泊透明度均值进行线性拟合。结果表明，在 2020 年，人口空间分布情况和 GDP 空间分布情况与湖泊透明度之间呈现中等负相关（图 5.3 a、c）。即人口分布越密集，GDP 越高，流域内湖泊透明度均值越低。在各个湖区的数据统计中，东部湖区人口分布最密集，GDP 值最高，青藏高原湖区最低。

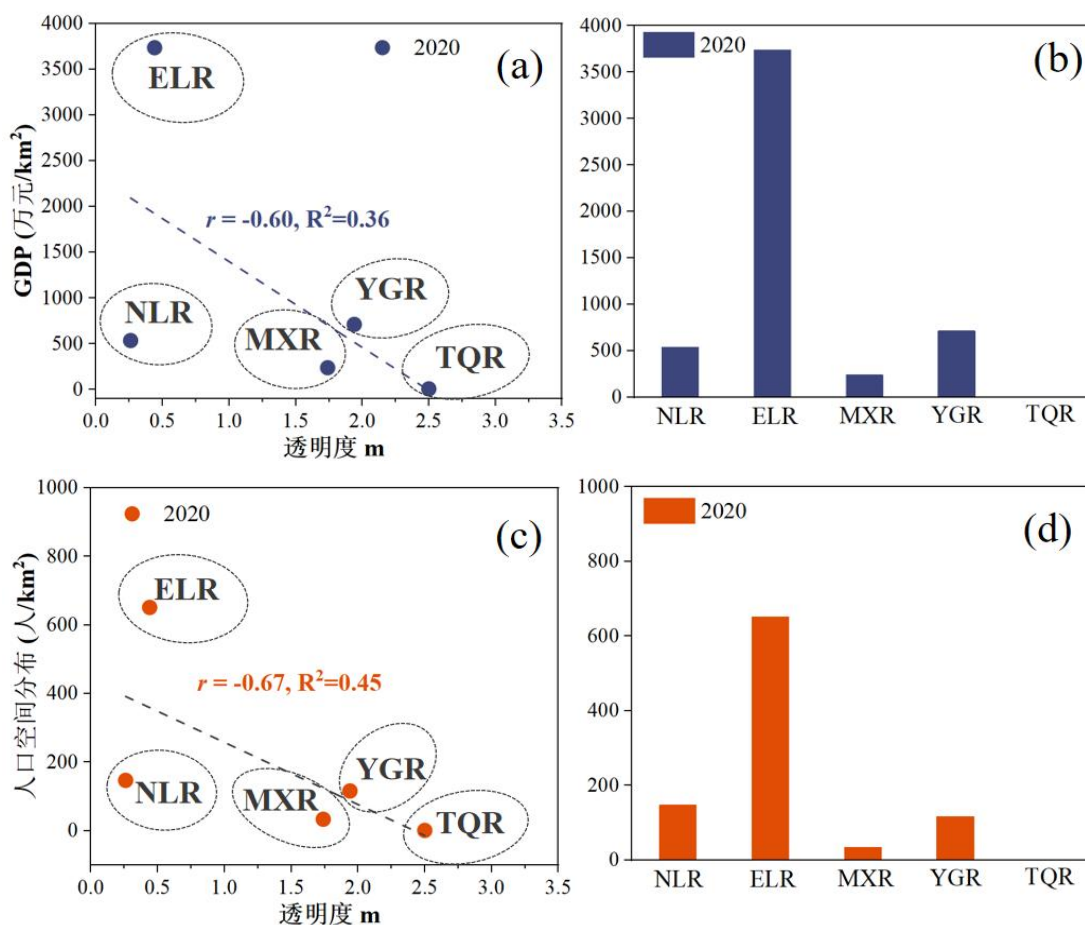


图 5.3 2020 年五大湖区国内生产总值空间分布和人口空间分布与透明度的线性拟合关系 (a)五大湖区年均国内生产总值空间分布和透明度的线性拟合；(b)五大湖区年均国内生产总值空间分布均值；(c)五大湖区年均人口空间分布和透明度的线性拟合；(d)五大湖区年均人口空间分布均值

Figure 5.3 Linear fit of spatial distribution of GDP and spatial distribution of population of the five limnetic regions with lake transparency in 2020 (a) linear fit of the spatial distribution of annual average GDP in the five limnetic regions; (b) mean spatial distribution of annual average

GDP in the five limnetic regions; (c) linear fit of the spatial distribution of annual average POP and transparency in the five limnetic regions; (d) mean spatial distribution of annual average POP in the five limnetic regions

## 6 主要结论和未来展望

### 6.1 主要结论

本文基于 2017 年至 2019 年在全国开展的 63 次野外水质调查和实验室分析工作获取的 431 个有效采样点的水质指标数据,构建了基于 Sentinel-2 MSI 卫星影像的湖泊透明度经验模型。此外,本文分析了采样湖泊的水质参数特征,反演了 2020 年秋季中国湖泊 ( $>1\text{km}^2$ ) 的透明度,并通过卡尔森营养状态指数来评价 2020 年秋季湖泊营养化状态。进一步,分析湖泊水文属性、自然因素和人为因素对湖泊透明度变化的影响,得到的结论如下:

(1) 基于 2017-2019 年 63 次野外采样实验获得 431 个水体样品,测定透明度、浊度、悬浮物等水质参数浓度并进行透明度分布特征和水质参数之间的相关性分析。湖泊透明度呈现出明显的季节性差异。从春季到秋季,湖泊透明度不断升高,到冬季透明度降低。春季透明度最低,秋季透明度最高。从地域分布上来看,湖泊透明度由西向东逐步降低,青藏高原湖区透明度较高,东北平原湖区透明度最低。湖泊透明度依次为青藏高原湖区>蒙新高原湖区>东部平原湖区>东北平原湖区。

(2) 基于 431 个水体样品水质参数数据间及其与透明度的相关性分析,东北平原湖区,影响湖泊透明度的主要原因是水体浊度与非色素颗粒物;人类活动和湖泊营养盐输入是东部平原湖区湖泊透明度变化的主要因素;工业和农业等人为活动造成的湖泊面源污染和气候干燥,是造成蒙新高原湖泊透明度变化的主要因素;青藏高原湖区湖泊电导率高,水体中溶解性离子浓度较高,营养盐的输入引起湖泊中浮游植物结构改变,进一步影响了湖泊营养程度。

(3) 以 C2RCC 大气校正后的 Sentinel-2 MSI 卫星归一化离水反射率影像产品作为经验模型的基础,可与实测透明度之间建立良好的回归关系。模型校正组精度为 0.83 ( $N = 287$ ,  $RMSE = 0.46 \text{ m}$ ,  $MAE = 0.36 \text{ m}$ ),验证组精度为 0.72 ( $N = 144$ ,  $RMSE = 0.62 \text{ m}$ ,  $MAE = 0.49 \text{ m}$ ),精度较高。因此,本经验模型和 Sentinel-2 MSI 影像产品吻合效果较好,可用于大尺度区域透明度反演研究。

(4) 基于经验模型的 2020 年秋季中国湖泊透明度区域分布反演结果显示,

全国透明度在 0-0.50m、0.50-1.00m、1.00-2.00m 和 2.00-4.00m 分级下的湖泊比例分别为 44.33%、17.09%、16.02%和 18.24%，透明度达到 4.00m 以上的湖泊只占全国所有面积 1 km<sup>2</sup> 以上湖泊的 0.04%。湖区内透明度依次为青藏高原湖区>云贵高原湖区>蒙新高原湖区>东部平原湖区>东北平原湖区。

(5) 2015 年和 2020 年 5 个典型湖泊秋季透明度反演结果表明，这 5 个典型湖泊透明度在 0-8.00m 范围内。青藏高原湖区青海湖透明度最高，东北平原湖区兴凯湖透明度最低。博斯腾湖、兴凯湖和洪泽湖透明度年际变化相对较显著。2015 年到 2020 年，蒙新高原湖区博斯腾湖和云贵高原湖区洱海透明度明显升高。

(6) 基于 2020 年秋季中国湖泊透明度区域分布反演结果的中国湖泊营养状态统计表明，2020 年全国有 44.33%的湖泊处于重度富营养化状态，约有 17.09%的湖泊处于中度富营养化状态，16.02%的湖泊处于轻度富营养化，22.47%的湖泊处于中营养状态，只统计到了 2 个湖泊为贫营养化状态。五大湖区卡尔森营养状态指数计算结果依次为东北平原湖区>东部平原湖区>蒙新高原湖区>云贵高原湖区>青藏高原湖区。

(7) 本文基于湖泊水文属性（湖泊面积、湖泊体积和湖泊平均深度）、气象因素（年均降水量、年均风速和年均气温）和经济人为因素（人口空间分布，国内生产总值）对湖泊透明度变化驱动因素进行分析。结果表明，在所研究的湖泊水文属性指标中，湖泊库容与透明度变化显著性相关，湖泊库容越大，透明度越高；本文研究的自然因素中，海拔高度与湖泊透明度呈现较为显著的正相关性，湖泊海拔越高，透明度越高；经济人为因素中，人口空间分布情况和 GDP 空间分布情况与湖泊透明度之间未呈现出较强的相关性。

综上所述，Sentinel-2 MSI 影像结合经验模型可实现大尺度区域透明度反演，结果具有参考价值。中国湖泊透明度年内呈现出明显的季节性差异，湖泊透明度由西向东逐步降低。湖泊库容和湖泊海拔高度是造成透明度差异的主要原因。全国约有 80% 湖泊处于不同程度的富营养状态，水生态环境问题仍不容小觑。

## 6.2 未来工作展望

(1) 本文最终只进行了 2020 年中国湖泊 (>1km<sup>2</sup>) 透明度的反演。在未来可以继续向前推进对湖泊的时空变化特征和分布规律的研究，可以继续生产出

逐年的年均透明度产品,为中国湖泊水质监测和水环境治理提供更加科学的理论依据。

(2)本文使用的卫星数据源是 Sentinel-2 MSI 影像,空间分辨率可达到 10m,相较于其他传感器, Sentinel-2 MSI 空间分辨率较高。本文研究尺度选择了中国面积大于 1 平方千米的湖泊作为研究对象,而面积小于 1 平方千米的湖泊也不在少数,特别是青藏高原湖区以及东北平原湖区。在后续的研究中可以反演面积更小的内陆湖泊水体,提供更加精细化的数据产品。

(3)虽然 Sentinel 卫星的空间分辨率高,但是 Sentinel 影像经过 C2RCC 大气校正之后得到的波段是有限的,因此在模型的构建中精度也有限。透明度作为可以反映出水体光学性质的参数,对不同波段的敏感性具有一定的差异,使用多波段建模模型精度会增加。同时也可以结合多源卫星遥感数据展开研究。

## 参考文献

- [1]王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志[M]. 北京: 科学出版社, 1998.
- [2]马荣华, 杨桂山, 段洪涛, 等. 中国湖泊的数量、面积与空间分布[J]. 中国科学:地球科学, 2011, 41: 394-401.
- [3]Verpoorter C, Kutser T, Seekell D A, et al. A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery[J]. *Geophysical Research Letters*, 2014, 41(18): 6396-6402.
- [4]Downing J A, Prairie Y, Cole J, et al. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments[J]. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51(5): 2388-2397.
- [5]Carpenter S R, Benson B J, Biggs R, et al. Understanding regional change: a comparison of two lake districts[J]. *Bioscience*, 2007, 57(4): 323-335.
- [6]张佳欣. 温室气体排放引起全球湖泊变化[N]. 科技日报, 2021-10-22(4).
- [7]Pham S V, Leavitt P R, MCGowan S, et al. Spatial variability of climate and land-use effects on lakes of the northern Great Plains[J]. *Limnology and Oceanography*, 2008, 53(2): 728-742.
- [8]Tranvik L J, Downing J A, Cotner J B, et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate[J]. *Limnology and oceanography*, 2009, 54(6): 2298-2314.
- [9]Wang J, Sheng Y, Tong T S D. Monitoring decadal lake dynamics across the Yangtze Basin downstream of Three Gorges Dam[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 152: 251-269.
- [10]李慧. 全球湖泊对气候变化的响应研究[J]. 水利水电快报, 2020, 41(8): 4.
- [11]朱立平, 彭萍, 张国庆, 等. 全球变化下青藏高原湖泊在地表水循环中的作用[J]. 湖泊科学, 2020, 32(3): 597-608.
- [12]李慧. 气候变暖条件下全球湖泊湖水混合特征变化研究[J]. 水利水电快报, 2019, 40(4): 4.
- [13]黄鹤飞, 施泽明, 倪师军. 湖泊环境研究进展[J]. 地球科学进展, 2012, 27(1): 353-354.
- [14]秦伯强, 胡维平, 陈伟民. 太湖水环境演化过程与机理[M]. 北京: 科学出版社, 2004.
- [15]Allan J D, Mcintyre P B, Smith S D, et al. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013, 110(1): 372-377.
- [16]Pekel J F, Cottam A, Gorelick N, et al. High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes[J]. *Nature*, 2016, 540(76): 418-433.
- [17]王桥, 吕恒, 等. 基于环境一号卫星的流域水环境评价和模拟[M]. 北京: 北京科学出版社, 2011.
- [18]Cao Z, Duan H, Feng L, et al. Climate and human-induced changes in suspended particulate matter over Lake Hongze on short and long timescales[J].

- Remote Sensing of Environment, 2017, 192: 98-113.
- [19]Shi K, Zhang Y, Zhou Y, et al. Long-term MODIS observations of cyanobacterial dynamics in Lake Taihu: Responses to nutrient enrichment and meteorological factors[J]. Scientific reports, 2017,7: 26-40.
- [20]Shi K, Zhang Y, Zhu G, et al. Deteriorating water clarity in shallow waters: Evidence from long term MODIS and in-situ observations[J]. International journal of applied earth observation and geoinformation, 2018, 68: 287-297.
- [21]Anderson D M, Glibert P M, Burkholder J M. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences[J]. Estuaries, 2002, 25(4): 704-726.
- [22]Burkholder J . Eutrophication and Oligotrophication[J]. Encyclopedia of Biodiversity, 2003: 649-670.
- [23]Nixon S W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns[J]. Ophelia, 2012, 41(1): 199-219.
- [24]Le C, Zha Y, Li Y, et al. Eutrophication of lake waters in China: cost, causes, and control[J]. Environmental management, 2010, 45(4): 662-668.
- [25]Jones R, Lee G F. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication-related water quality[J]. Water Research, 1982, 16(5): 503-515.
- [26]Imteaz M A , Shanableh A , Asaeda T . Modelling multi-species algal bloom in a lake and inter-algal competitions.[J]. Water Science & Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research, 2009, 60(10): 599-611.
- [27]葛裕豪, 杨旭, 张婧, 等. 湖泊富营养化研究热点与发展趋势研究——基于CiteSpace的可视化文献计量分析[J]. 绿色科技, 2022, 24(20): 203-209.
- [28]金相灿, 屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [29]邓春光. 三峡库区富营养化研究[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [30]孙立新. 松花湖流域水土侵蚀和水体富营养化综合防治研究[D]: [硕士学位论文]. 吉林: 吉林大学, 2012.
- [31]王胜蕾. 基于水色指数的大范围长时序湖库水质遥感监测研究[D]: [博士学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2018.
- [32]Le M M , Chantal G O , Alain M , et al. Eutrophication: A new wine in an old bottle?[J]. Science of The Total Environment, 2018, 651: 1-11.
- [33]Paerl H W, Otten T G. Harmful cyanobacterial blooms: causes, consequences, and controls[J]. Microbial ecology, 2013, 65(4): 995-1010.
- [34]Paerl H W, Havens K E, Xu H, et al. Mitigating eutrophication and toxic cyanobacterial blooms in large lakes: The evolution of a dual nutrient (N and P) reduction paradigm[J]. Hydrobiologia, 2019, 10: 1-17.
- [35]刘建康. 高级水生生物学[J]. 北京: 科学出版社, 1999.
- [36]李一平, 滑磊, 谈永锋, 等. 基于生物——光学模型的浅水湖泊水体透明度模拟研究[J]. 水力发电学报, 2013, 32(6): 8.
- [37]Tyler J E. The Secchi disc[J]. Limnology and Oceanography, 2003, 13(1):



1-6.

- [38]禹定峰, 邢前国, 施平. 内陆及近岸二类水体透明度的遥感研究进展[J]. 海洋科学, 2015.
- [39]马荣华. 湖泊水环境遥感[M]. 北京: 科学出版社, 2010.
- [40]李瑶. 内陆水体水色参数遥感反演及水华监测研究[D]: [博士学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2017.
- [41]Miroslaw, Darecki, Dariusz, S. An evaluation of MODIS and SeaWiFS bio-optical algorithms in the Baltic Sea - ScienceDirect[J]. Remote Sensing of Environment, 2004, 89(3): 326-350.
- [42]Gordon H R , Morel A Y . Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: A review[J]. Physics of the Earth & Planetary Interiors, 1983, 37(4): 292-292.
- [43]王帅. 内陆二类水体水色遥感建模数据质量检查方法研究[D]: [硕士学位论文]. 南京: 南京师范大学, 2016.
- [44]Mueller J L . SeaWiFS algorithm for the diffuse attenuation coefficient, K(490), using water-leaving radiances at 490 and 555 nm[J]. Conference on Remote Sensing of the Coastal Ocean, 2000. 3(11): 24-27.
- [45]李四海, 恽才兴, 唐军武. 河口悬浮泥沙浓度 SeaWiFS 遥感定量模式研究[J]. 海洋学报, 2002, 24(2): 51-58.
- [46]Moses W J, Gitelson A A, Berdnikov S, et al. Estimation of chlorophyll-a concentration in case II waters using MoDIS and MERIS data successes and challenges[J]. Environmental Research Letters, 2009, 4(4): 5.
- [47]祝令亚, 王世新, 周艺, 等. 应用 MODIS 影像估测太湖水体悬浮物浓度[J]. 水科学进展, 2007, 18(3): 444-450.
- [48]Koponen S, Pulliainen J, Servomaa H, et al. Analysis on the feasibility of multisource remote sensing observations for Chl-a monitoring in Finnish lakes[J]. Science of the total environment, 2001, 268(1): 95-106.
- [49]刘小丽, 沈芳, 朱伟健, 等. MERIS 卫星数据定量反演长江河口的悬沙浓度[J]. 长江流域资源与环境, 2009, 18(11): 1026-1030.
- [50]Carder K L, Chen F R, Cannizzaro J P, et al. Performance of the MODIS semianalytical ocean color algorithm for chlorophyll-a[J]. Advances in Space Research, 2004, 33(7): 1152-1159.
- [51]田园, 王得玉. 基于 MERIS 数据的太湖叶绿素浓度的反演研究[J]. 种业导刊, 2018, (11): 6.
- [52]刘建强, 叶小敏, 兰友国. 我国海洋卫星遥感大数据及其应用服务[J]. 大数据, 2022, (2): 008.
- [53]刘建强. 中国海洋一号卫星技术性能与业务运行模式[J]. 航天器工程, 2004, 13(3): 8-13.
- [54]王丽丽, 赵鸿志, 张可立. 海洋水色卫星的发展现状及趋势[J]. 航天器工程, 2021, 30(6): 8.
- [55]Donlon C. Berruti B. Buongiorno A, et al. The Global Monitoring for Environment and Security (GMEs) Sentinel-3 mission [J]. Remote Sensing of Environment, 2012, 120: 37-57.

- [56]Berruti B, Mavrocordatos C. The Sentinel-3 Mission[C]// Proceedings of the ESA Living Planet Symposium. Paris, ESA, 2010.
- [57]王林, 王祥, 王新新, 等. 基于 Sentinel-3 OLCI 影像的秦皇岛海域悬浮物浓度遥感反演[J]. 中国环境科学, 2022, 42(8): 9.
- [58]王珊珊, 李云梅, 王桥, 等. 基于 GOCI 影像的太湖水体漫衰减系数遥感反演[J]. 环境科学, 2015, 10(12): 3620-3632.
- [59]孙绍杰. 基于 GOCI 的太湖水体叶绿素 a 浓度估算及其昼变化特征分析[D]: [硕士学位论文]. 南京: 南京大学, 2013.
- [60]Chen S, Hu C. Estimating sea surface salinity in the northern Gulf of Mexico from satellite ocean color measurements[J]. Remote Sensing of Environment, 2017, 201: 115-132.
- [61]Zhang Y, Lin H, Chen C, et al. Estimation of chlorophyll-a concentration in estuarine waters: case study of the Pearl River estuary, South China Sea[J]. Environmental Research Letters, 2011, 6(6): 24016-24019.
- [62]Peterson K T, Sagan V, Sidike P, et al. Suspended sediment concentration estimation from Landsat imagery along the Lower Missouri and Middle Mississippi River using an Extreme Learn Machine[J]. Remote Sensing, 2018, 10(10): 1503.
- [63]姜波, 孟灵, 邢前国. 2018 年夏季莱州湾南部寿光台风洪水受灾区域遥感监测[J]. 环境影响评价, 2019, 41(5): 83-87.
- [64]李琳. 2002-2016 年黄海海水透明度变化及绿潮影响遥感评估[D]: [硕士学位论文]. 山东: 烟台大学, 2014.
- [65]刘翀, 朱立平, 王君波, 等. 基于 MODIS 的青藏高原湖泊透明度遥感反演[J]. 地理科学进展, 2017, (5): 597-605.
- [66]刘延龙, 张保华, 姚昕, 等. 东平湖水体透明度的遥感反演研究[J]. 测绘科学, 2018, 43(7): 7.
- [67]江辉. 鄱阳湖透明度遥感反演及其时空变化研究[J]. 中国农村水利水电, 2012(1): 4.
- [68]郭国锋, 刘耀林, 纪伟涛. 基于 TM 影像的水体透明度反演模型——以鄱阳湖国家自然保护区为例[J]. 湖泊科学, 2007(3): 235-240.
- [69]Li N, Shi K, Zhang Y, et al. Decline in Transparency of Lake Hongze from Long-Term MODIS Observations: Possible Causes and Potential Significance[J]. Remote Sensing, 2019, 11(2): 177.
- [70]Deutsch E S, Cardille J A, Koll-Egyed T, et al. Landsat 8 Lake Water Clarity Empirical Algorithms: Large-Scale Calibration and Validation Using Government and Citizen Science Data from across Canada[J]. Remote Sensing, 2021, 13, 1257.
- [71]宋开山, 张柏, 王宗明, 等. 半干旱区内陆湖泊透明度高光谱估测模型研究——以松嫩平原查干湖为例[J]. 水科学进展, 2006, 17(6): 790-796.
- [72]段洪涛, 张柏, 宋开山, 等. 长春南湖水体透明度高光谱定量模型研究[J]. 中国科学院大学学报, 2006, 23(5): 633-639.
- [73]郑箸彬. 洞庭湖水下光场时空格局及其驱动力的遥感研究[D]: [博士学位论文]. 南京: 南京师范大学, 2018.

- [74] Carlson R E . A Trophic State Index for Lakes[J]. *Limnology and Oceanography*, 1977, 22(2): 361-369.
- [75] André, Morel, and, et al. Examining the consistency of products derived from various ocean color sensors in open ocean (Case 1) waters in the perspective of a multi-sensor approach[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2007, 111(1): 69-88.
- [76] 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 太湖水体透明度的分析、变化及相关分析[J]. *海洋湖沼通报*, 2003, 11(2): 7.
- [77] 朱利, 姚延娟, 吴传庆, 等. 基于环境一号卫星的内陆水体水质多光谱遥感监测[J]. *地理与地理信息科学*, 2010, 26(2): 5.
- [78] 祁兰兰, 王金亮, 农兰萍, 等. 基于 GF-1 卫星数据的洱海干季水质时空变化监测[J]. *人民长江*, 2021, 52(9): 24-31.
- [79] 刁瑞翔. 近 35 年间岱海水体透明度遥感反演及其变化分析[D]: [硕士学位论文]. 内蒙古: 内蒙古师范大学, 2022.
- [80] 姜玲玲, 王龙霄, 王林, 等. 基于 Sentinel-3 OLCI 影像的渤海透明度遥感反演研究[J]. *光谱学与光谱分析*, 2022, 42(4): 1209-1216.
- [81] 喻臻钰, 杨昆, 罗毅, 等. 基于深度神经网络算法的水体透明度反演方法[J]. *生态学报*, 2021, 41(6): 10.
- [82] 殷子瑶, 江涛, 杨广普, 等. 1986-2017 年胶州湾水体透明度时空变化及影响因素研究[J]. *海洋科学*, 2020, 44(4): 12.
- [83] Tao H, Song K, Liu G, et al. Analysis of Spatio-Temporal Dynamics of Chinese Inland Water Clarity at Multiple Spatial Scales between 1984 and 2018[J]. *Remote Sensing*. 2022, 14(20), 5091.
- [84] 刘东, 张民, 曹志刚, 等. 2000-2020 年中国大型湖泊月平均透明度遥感监测数据集[J]. *遥感学报*, 2022, 26(1): 221-230.
- [85] Song K, Liu G, Wang Q, et al. Quantification of lake clarity in China using Landsat OLI imagery data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2020, 243, 4234-4257.
- [86] 马红, 李畅游, 赵胜男, 等. 乌梁素海透明度的时空分布及其与环境因子的关系[J]. *水土保持通报*, 2016, 36(5): 273-277.
- [87] 何小燕, 胡挺, 汪亚平, 等. 江苏近岸海域水文气象要素的时空分布特征[J]. *海洋科学*, 2010, 34(9): 44-54.
- [88] 杨世莉, 何莹, 祁云宽. 抚仙湖水体透明度及主要影响因子变化分析[J]. *环境科学导刊*, 2022, 6(4): 041.
- [89] 王胜蕾. 基于水色指数的大范围长时序湖库水质遥感监测研究[D]: [博士学位论文]. 2018, 中国科学院大学.
- [90] 栾瀚韬. 赛里木湖主要理化因子的时空分布及水质评价[J]. *黑龙江科技信息*, 2017, 3(4): 137-139.
- [91] 郭国锋, 崔丽娟, 纪伟涛. 基于遥感技术的鄱阳湖-长江水体清浊倒置现象的分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(8): 6.
- [92] Zhang G, Yao T, Chen W, et al. Regional differences of lake evolution across China during 1960s–2015 and its natural and anthropogenic causes[J]. *Remote Sensing of Environment*. 2019, 221, 386-404.

- [93]王洪道. 中国的湖泊[M]. 北京: 商务印书馆, 1995.
- [94]王娜. 中国五大湖区湖泊生态系统结构及水生生物演化比较研究[D]: [硕士学位论文]. 南京: 南京大学, 2012.
- [95]王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志[M]. 北京: 科学出版社, 1998.
- [96]金相灿, 刘树坤, 章宗涉, 等. 中国湖泊环境(第一册)[M]. 北京: 海洋出版社, 1995.
- [97]张亚丽, 许秋瑾, 席北斗, 等. 中国蒙新高原湖区水环境主要问题及控制对策[J]. 湖泊科学, 2011, 23(6): 9.
- [98]陈忠, 马海洲, 曹广超, 等. 尕斯库勒湖 DG03 孔碳酸盐含量及其环境意义[J]. 盐湖研究, 2007, 15(2): 6.
- [99]胡安焱. 流域气候变化和人类活动对内陆湖泊影响的分析[J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(5): 5.
- [100]王树基. 近四十年来人类活动对我国干旱区湖泊的影响[J]. 干旱区地理, 1989, 12(1): 5.
- [101]温跨达. 近 40 年新疆沙漠化与人类活动[J]. 灾害学, 1991, 6(2): 6.
- [102]王树义. 论西部大开发中的环境保护对策[J]. 中国软科学, 2001, 5(2): 5.
- [103]严力蛟, 陈国林. 试论西部大开发中的生态环境保护[J]. 水土保持通报, 2002, 6(1): 63-67.
- [104]许秋瑾, 朱延忠, 郑丙辉, 等. 我国东部与云贵湖区富营养化控制标准对比研究[J]. 中国环境科学, 2011, 31(12): 2046-2051.
- [105]王云慧. 基于卫星遥感影响的近 30 年来中国主要湖泊面积变化研究[D]: [硕士学位论文]. 云南: 云南师范大学, 2022.
- [106]王洪道, 顾丁锡, 刘雪芬. 中国湖泊水资源[M]. 北京: 农业出版社, 1987.
- [107]姜加虎, 黄群. 青藏高原湖泊分布特征及与全国湖泊比较[J]. 水资源保护, 2004, 20(6): 24-27.
- [108]王跃峰, 肖抒, 曾涛. 西藏湖泊 TM 影像遥感分析[J]. 西藏科技, 2005, 145(5): 23-26.
- [109]徐军, 康世昌. 青藏高原湖泊纳木错水域生态学研究现状与展望[J]. 生态科学, 2010, 3(3): 298-305.
- [110]赵晓玲. 青海湖生态现状及影响[J]. 青海农林科技, 2005, (3): 2.
- [111]吕雅琼, 马耀明, 李茂善, 等. 青藏高原纳木错湖区大气边界层结构分析[J]. 高原气象, 2008, 27(6): 6.
- [112]林勇杰, 郑绵平, 王海雷. 青藏高原中部色林错矿物组合特征对晚全新世气候的响应[J]. 科技导报, 2014, 32(35): 6.
- [113]李晓铃, 李爱农, 刘国祥, 等. 云贵高原区湖泊空间分布格局[J]. 长江流域资源与环境, 2010, 7(1): 90-96.
- [114]金相灿, 刘鸿亮, 屠清瑛, 等. 中国湖泊富营养化[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [115]陈红, 张靖天, 华飞, 等. 云贵高原湖区典型湖泊沉积物溶解性有机氮分布特征研究[J]. 环境污染与防治, 2017, 39(3): 6.
- [116]穆超, 刘振宇, 孟丹. 基于 Sentinel-2 卫星数据的内陆湖泊水体大气校正[J]. 测绘通报, 2021, 6(9): 9-14.
- [117]刘力萌, 陈兆宁, 季民. 基于 Sentinel-2 卫星数据的洞庭湖面积变化监测[J].

- 地理空间信息, 2022, 20(7): 57-60.
- [118]蒋丹丹, 原娟, 武文娟, 等. 基于 Sentinel-2 卫星影像的面向对象城市水体提取[J]. 地理空间信息, 2019, 17(5): 5.
- [119]李亭亭, 田礼乔, 李建, 等. 基于 Sentinel 卫星的浑浊水体叶绿素反演对比研究——以鄱阳湖为例[J]. 华中师范大学学报: 自然科学版, 2017, (51): 858-864.
- [120]郑阳, 吴柄方, 张淼. Sentinel-2 数据的冬小麦地上干生物量估算及评价[J]. 遥感学报, 2017, 21(2): 11.
- [121]Doerffer R, Schiller H. The MERIS Case 2 water algorithm[J]. International Journal of Remote Sensing, 2007, 28(3/4): 517-535.
- [122]Brockmann C, Doerffer R, Peters M, et al. Evolution of the C2RCC Neural Network for Sentinel 2 and 3 for the Retrieval of Ocean Colour Products in Normal and Extreme Optically Complex Waters[J]. ESASP, 2016, 740.
- [123]Vitor M, Claudio B, Lino D C, et al. Assessment of Atmospheric Correction Methods for Sentinel-2 MSI Images Applied to Amazon Floodplain Lakes[J]. Remote Sensing, 2017, 9(4): 322.
- [124]徐新良. 中国气象要素平均状况空间插值数据集. 资源环境科学数据注册与出版系统(<http://www.resdc.cn/DOI>), 2017.
- [125]徐涵秋. 利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究[J]. 遥感学报, 2005, 9(5): 7.
- [126]Mcfeeters S K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features[J]. International Journal of Remote Sensing, 1996, 17(7): 1425-1432.
- [127]Hui L, Bao H, Ya Z, et al. Trophic state assessment of optically diverse lakes using Sentinel-3-derived trophic level indexes[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2022, 114, 103026.
- [128]冯炼. 卫星遥感解译湖泊蓝藻水华的几个关键问题探讨[J]. 湖泊科学, 2021, 33(3): 647-652.
- [129]徐京萍, 张柏, 李方, 等. 基于 MODIS 数据的太湖藻华水体识别模式[J]. 湖泊科学, 2008, 20(2): 191-195.
- [130]Tao H, Song K, Liu G, et al. A Landsat-derived annual inland water clarity dataset of China between 1984 and 2018[J]. Earth System Science Data. 2022, 14(1): 79-94.
- [131]Song K, Wang Q, Liu G, et al. A unified model for high resolution mapping of global lake (>1 ha) clarity using Landsat imagery data. Science of the Total Environment. 2021, 810: 151188.
- [132]Page B P, Olmanson L G, Mishra D R. A harmonized image processing workflow using Sentinel-2/MSI and Landsat-8/OLI for mapping water clarity in optically variable lake systems[J]. Remote Sensing of Environment, 2019, 231: 111284.
- [133] Guan X, Li J, Booty W G. Monitoring Lake Simcoe Water Clarity Using Landsat 5 TM Images[J]. Water Resources Management. 2011, 25(8), 2015-2033.

- [134]Hellweger F L , Schlosser P , Lall U , et al. Use of Satellite Imagery for Water Quality Studies in New York Harbor[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2004, 61(3):437-448.
- [135]Nelson S , Soranno P A , Cheruvilil K S , et al. Regional Assessment of lake water clarity using satellite remote sensing[J]. Journal of Limnology, 2003, 62(1s): 27-32.
- [136]Kloiber S M, Brezonik P L, Olmanson L G. A procedure for regional lake water clarity assessment using landsat multispectral data. Remote Sens. Environ. 2002, 82(1), 38-47.
- [137]Fuller L M, Jodoin R S, Minnerick R.. Predicting Lake Trophic State by Relating Secchi-Disk Transparency Measurements to Landsat-Satellite Imagery for Michigan Inland Lakes, 2003-05 and 2007-08[J]. Geological Survey, Michigan: US. 2011, 2011-5007..
- [138]Zhang Y, Zhang Y, Shi K, et al. Remote sensing estimation of water clarity for various lakes in China[J]. Water Research, 2021,192, 116844.
- [139]Duan H , Ma R , Zhang Z B . Remote-sensing assessment of regional inland lake water clarity in northeast China[J]. Limnology, 2009, 10(2): 135-141.
- [140]Olmanson L G, Bauer, et al. A 20-year Landsat water clarity census of Minnesota's 10,000 lakes[J]. Remote Sens. Environ. 112(11): 4086-4097.
- [141]Dekker A G , Peters S . The Use of the Thematic Mapper for the Analysis of Eutrophic Lakes: A Case Study in The Netherlands[J]. International Journal of Remote Sensing, 1993, 14(5): 799-822.
- [142]陈利军, 刘闯, 石瑞香. 兴凯湖[J]. 全球变化数据学报(中英文), 2017, 1(3): 370.
- [143]房冲. 国际界湖水质遥感反演及时空演变分析——以兴凯湖为例[D]: [博士学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2020.
- [144]陈业, 彭凯, 张庆吉, 等. 洪泽湖浮游动物时空分布特征及其驱动因素[J]. 环境科学, 2021, 42(8): 3753-3762.
- [145]屈宁, 邓建明, 张祯, 等. 2015-2020 年洪泽湖浮游植物群落结构及其环境影响因子[J]. 环境科学, 2022, (6): 43.
- [146]李颖, 张祯, 程建华, 等. 2012-2018 年洪泽湖水质时空变化与原因分析[J]. 湖泊科学, 2021, 33(3): 12.
- [147]王霞, 沈红军, 刘雷, 等. 洪泽湖水质特征分析及评价[J]. 环境与发展, 2019, 31(9): 11-13.
- [148]Duan H , Cao Z , Ming S , et al. Detection of illicit sand mining and the associated environmental effects in China's fourth largest freshwater lake using daytime and nighttime satellite images[J]. Science of The Total Environment, 2018, 647: 606-618.
- [149]杨清心, 李文朝. 东太湖围网养鱼后生态环境的演变[J]. 中国环境科学, 1996, 16(2): 101-106.
- [150]蒲佳, 马龙, 吉力力·阿不都外力, 等. 新疆博斯腾流域湿地遥感监测及时空变化过程[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2013, 43(3): 954-961.

- [151]王江红. 博斯腾湖水环境质量现状及污染防治对策[J]. 新疆环境保护, 2019, 41(4): 29-32.
- [152]孟庆伟. 青藏高原特大型湖泊遥感分析及其环境意义[D]: [硕士毕业论文]. 北京: 中国地质科学院, 2007.
- [153]张晶, 鄂崇毅, 许乃军, 等. 青海湖流域气候变化对湖泊水位变化的影响[J]. 青海环境, 2021, 31(2): 71-75.
- [154]曾昔, 肖天贵, 假拉. 近 20 年青海湖的面积变化特征及其与周围气候变化的响应[J]. 成都信息工程大学学报, 2018, 33(4): 10.
- [155]刘瑞霞, 刘玉洁. 近 20 年青海湖湖水面积变化遥感[J]. 湖泊科学, 2008, 20(1): 135-138.
- [156]大理白族自治州地方志编纂委员会. 大理州年鉴[M]. 昆明: 云南民族出版社, 1989-2019.
- [157]杜宝汉. 亲历洱海保护二十年[M]. 政协大理白族自治州委员会文史和学习委员会. 大理州文史资料第十四辑洱海保护. 昆明: 云南民族出版社, 2010: 114-141.
- [158]彭文启, 王世岩, 刘晓波. 洱海水质评价[J]. 中国水利水电科学研究院学报, 2005, 3(3): 192-198.
- [159]梁袁华. 洱海网箱养鱼始末[M]. 政协大理白族自治州委员会文史和学习委员会. 大理州文史资料第十四辑洱海保护. 昆明: 云南民族出版社, 2010: 90-93.
- [160]杜宝汉. 洱海富营养化研究[J]. 云南环境科学, 1997, 16(2): 30-33.
- [161]颜昌宙, 金相灿, 赵景柱, 等. 云南洱海的生态保护及可持续利用对策[J]. 环境科学, 2005, 26(5): 38-42.
- [162]董云仙, 李杰君, 左永福, 等. 洱海水环境现状与治理对策[J]. 云南环境科学, 2004, 23: 101-103.