

乌梁素海水域面积与水质参数时空变化

何红艳¹, 王 冉^{1*}, 包山虎²

¹内蒙古自治区测绘地理信息中心科技发展部, 内蒙古 呼和浩特

²内蒙古师范大学地理科学学院, 内蒙古 呼和浩特

收稿日期: 2025年10月21日; 录用日期: 2025年11月27日; 发布日期: 2025年12月11日

摘 要

基于1977~2020年多时相Landsat系列遥感影像, 采用改进的归一化水体指数提取乌梁素海水域面积, 并结合半经验模型反演叶绿素a、总悬浮物、总磷、总氮和透明度等关键水质参数, 分析了乌梁素海水域面积与富营养化程度的时空演变特征及其驱动机制。结果表明: 1977~2020年间, 乌梁素海水域面积总体呈现“先增后减、逐步趋稳”的趋势, 于2008年达到峰值(375.43 km²), 至2020年稳定在333.59 km²; 富营养化程度在1977~2009年间持续上升, 综合营养状态指数由42.65增至54.62, 2009年后随着生态补水与综合治理措施的实施, 指数回落至2020年的50.18, 表明治理措施已初见成效。研究验证了遥感技术在干旱-半干旱区浅水湖泊生态监测中的有效性, 为乌梁素海及类似湖泊的生态治理提供了数据支撑与决策依据。

关键词

水域面积, 水质参数, 富营养化, 时空变化, 乌梁素海

Spatiotemporal Changes in the Water Surface Area and Water-Quality Parameters of Wuliangsu Lake

Hongyan He¹, Ran Wang^{1*}, Shanhu Bao²

¹Department of Science and Technology Development, Surveying and Mapping Geographic Information Center of Inner Mongolia Autonomous Region, Hohhot Inner Mongolia

²School of Geographical Sciences, Inner Mongolia Normal University, Hohhot Inner Mongolia

Received: October 21, 2025; accepted: November 27, 2025; published: December 11, 2025

*通讯作者。

文章引用: 何红艳, 王冉, 包山虎. 乌梁素海水域面积与水质参数时空变化[J]. 环境保护前沿, 2025, 15(12): 1664-1675.
DOI: 10.12677/aep.2025.1512179

Abstract

Multi-temporal Landsat imagery from 1977~2020 was used to delineate the water surface area of Wuliangsuhai Lake via an improved Normalized Difference Water Index, and semi-empirical models retrieved key water-quality variables—chlorophyll-a, total suspended matter, total phosphorus, total nitrogen, and transparency. The spatiotemporal evolution of lake area and eutrophication, along with their drivers, was examined. Results show a “first increase, then decrease, and gradual stabilization” pattern in water surface area, peaking in 2008 (375.43 km²) and stabilizing at 333.59 km² by 2020. Eutrophication intensified from 1977 to 2009, with the trophic state index rising from 42.65 to 54.62; following ecological water supplementation and integrated restoration implemented after 2009, the index declined to 50.18 by 2020, indicating emerging effectiveness of these measures. The findings demonstrate the effectiveness of satellite remote sensing for ecological monitoring of shallow lakes in arid-semi-arid regions and provide data support and decision references for the ecological management of Wuliangsuhai and similar lakes.

Keywords

Water Surface Area, Water-Quality Parameters, Eutrophication, Spatiotemporal Variation, Wuliangsuhai Lake

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

干旱-半干旱区浅水型湖泊对气候波动与人类活动极为敏感,其水域面积与水质参数(如叶绿素 a、总悬浮物/浊度、营养盐)的时空变化是衡量水生态安全与治理绩效的关键表征。乌梁素海位于黄河“河套灌区”末端,长期承担灌区退水的调蓄与净化功能,同时还是区域重要的鸟类栖息与湿地生态服务承载体。受外源入湖负荷、风浪再悬浮与底泥内源释放等多重过程的影响,湖泊富营养化在季节-年际尺度呈现显著异质性[1][2]。生态补水虽在一定时期内有助于稀释污染并稳定水面,但其对化学需氧量(COD)、总氮(TN)等指标的改善效果具有情景依赖性和时效性[3]。因此,围绕“稳面-提质”的治理目标,开展乌梁素海水域面积与水质参数的长时序遥感监测,可为流域管理与环境治理提供可复用的数据依据与决策支撑。

遥感技术凭借其广域覆盖、高效信息获取与长期序列观测的独特优势,在大尺度湖泊生态环境动态监测中发挥着至关重要的作用[4][5]。随着 Landsat、Sentinel 与国产高分(GF)等中高分辨率数据的持续普及与开放,水体指数法(如 Normalized Difference Water Index, NDWI; Modified Normalized Difference Water Index, MNDWI)已能可靠地提取水域面积信息[6][7];同时,基于可见至短波红外波段光谱信息构建的反演模型(如经验/半经验或机器学习方法),为湖泊水质参数(如叶绿素 a、总氮、总磷、浊度等)的空间估算提供了有效途径[8]-[10]。通过对遥感反演结果与地面实测数据、气象及水动力资料进行协同分析与归因,可实现对湖泊水质的宏观、快速诊断与评估。

乌梁素海是由黄河改道形成的河迹湖,作为中国八大淡水湖之一及黄河流域第二大淡水湖泊,素有“塞外明珠”之称,对维护黄河中上游及我国北方生态安全具有关键作用[11][12]。近年来,乌梁素海“面

积-水质”一体化监测取得了显著进展。在水域面积提取方面, MNDWI 被广泛用于稳定识别明水区边界, 并结合全球地表水产品进行长时序变化分析与质量控制, 有效提升了多年际监测的一致性[6] [13]。为应对季节性水位波动和藻华遮蔽导致的边界不确定性, 部分研究引入“动态开阔水域”概念, 以降低边界漂移对水质反演的影响[12]。在水质参数反演方面, 基于 Sentinel-2 等中高分辨率数据与地面同步采样, 发展了适用于乌梁素海的叶绿素 a 反演模型(如改进 XGBoost 机器学习模型), 提升了藻类监测的时空精度与跨季节适用性[14]; 在高浊度条件下, 总悬浮物/浊度的通用算法(如 Nechad TSM 模型、Dogliotti 单波段浊度算法)表现出良好的移植性[10]。此外, 遥感反演结果与水体通量、补水调度等过程研究的结合亦逐渐增多。例如, 富营养化对温室气体通量(CO_2/CH_4)的影响与季节差异得到定量证实[2], 而生态补水对 COD、TN 等指标的阶段性改善及其局限性也被系统评估, 为“稳面-提质”的综合治理提供了可操作证据[3]。

然而, 在河套灌区工农业的快速发展与城镇化推进的背景下, 乌梁素海通过灌溉退水渠系承纳了大量工业废水、生活污水与农业面源污染物, 导致其水质富营养化问题日益突出, 湖泊生态功能持续退化[15]。尽管地方政府实施了多项综合治理举措, 但现有研究多聚焦于单一要素或短时间尺度, 缺乏对水域空间格局与水环境质量之间长期关联的综合监测, 因而难以系统评估治理成效。

鉴于此, 本文以 MNDWI/阈值自适应与形态学优化为核心, 构建多年际一致性边界提取流程, 并与全球表水长期产品进行交叉核验, 量化乌梁素海在不同治理阶段的面积波动与跃迁特征, 并以综合营养状态指数为代表, 系统评估其季节-年际变化、空间分异格局及与气象、补水与风浪再悬浮等驱动因子的耦合关系, 为乌梁素海及黄河上游同类湖泊的补水调度与污染负荷削减提供可操作的证据链。

2. 数据与方法

2.1. 研究区概况

乌梁素海位于内蒙古自治区巴彦淖尔市乌拉特前旗境内, 黄河河套平原东端, 北依狼山南麓冲积洪平原, 东临乌拉山洪积阶地, 西、南两侧为黄河北岸冲积平原, 西南有“河套灌区总排干沟”与黄河相连, 处于连接包头市、鄂尔多斯市和巴彦淖尔市临河区的金三角地带。湖区介于北纬 $40^{\circ}46' \sim 41^{\circ}08'$ 与东经 $108^{\circ}41' \sim 108^{\circ}58'$ 之间, 水域呈南北长(35~40 km)、东西窄的狭长形态(5~10 km), 湖岸线长约 122 km, 湖面平均高程为 1018.5 m, 总面积约 300 km^2 , 湖泊容量为 2.5~3.3 亿 m^3 , 湖水深度多数区域在 0.5 m~2.5 m 之间, 最深能达到 4 m, 多年平均深度为 0.7 m, 为大型水生植物响应型重度富营养化湖泊。该区域属寒冷干旱的大陆性气候特征, 降雨量小(年均 224 mm)、蒸发量大(年均 1502 mm), 年均气温 6.9°C 、酷暑严冬, 冰封期约为 5 个月, 最高水位出现在 9~10 月, 低水位发生在 5~6 月。乌梁素海由黄河河套灌区农田沥水和山洪泄水补给, 水体呈弱碱性(总碱度约为 7.45 mg/L、pH 值平均约为 8.84、含盐量平均约为 1.84 mg/L)。

2.2. 研究数据

(1) 遥感数据

本文选取 1977~2020 年间的 Landsat 系列卫星遥感影像, 筛选标准为影像同轨(或前后不超过 3 天)、云量低且完整覆盖研究区。对所选影像进行了辐射定标、大气校正和影像纠正, 并利用云影掩膜、条带与噪声检测及边缘裁剪等方法剔除异常像元。最终共筛选出 31 期高质量影像, 具体年份包括 1977、1986~1988、1992、1994~2011 及 2013~2020 年。

(2) 水文气象专题数据

水位与生态补水量数据来源于内蒙古河套灌区管理总局红圪卜水文站的观测记录, 包括 1984~2017 年每年 4 月至 10 月的逐期水位数据, 以及 2000 年以后的补水量记录。降水数据来源于内蒙古自治区气象局, 为乌拉特前旗 1977~2020 年的年均及月均降水量。上述数据用于对水域面积提取与水质参数反演结果进行交叉验证与驱动因素分析。

2.3. 研究方法

(1) 水域面积提取

基于预处理后的中分辨率影像, 利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI), 提取水域面积。MNDWI 通过计算绿光波段与短波红外波段的归一化差值来构建, 其原理是水体在绿光波段反射率较高, 而在短波红外波段则具有强吸收特性, 该指数能有效区分水体与背景地物[16]。具体计算公式为:

$$MNDWI = (Green - SWIR) / (Green + SWIR) \quad (1)$$

其中, Green 为影像的绿光波段, SWIR 为影像的短波红外波段。

在提取过程中, 以 $MNDWI > 0$ 作为阈值进行水体像元分割, 获取初步水域区域; 随后将结果转为矢量格式, 通过融合与剔除碎斑等形态学处理优化边界, 最终经质量检验后得到准确的湖泊水域边界。

(2) 水质参数反演模型

a) 叶绿素 a

基于 Landsat 8 OLI 数据建立的半经验模型[17], 反演叶绿素 a (Chla) 浓度。该模型通过对蓝、绿、红波段遥感反射率的线性组合实现对 Chla 浓度的对数估算。模型构建与参数校准过程中, 同时参考了乌梁素海区域基于多源遥感数据的相关反演研究, 及其现场实测数据的区域性验证[18][19], 以提高模型在本地水体中的适用性与精度。具体计算公式为:

$$\lg(Chla) = \frac{0.563 - 93 * R(Blue) + 117 * R(Green) - 5 * R(Red)}{4} \quad (2)$$

式中, \lg 表示以 10 为底的对数, $R(Blue)$ 为蓝光波段的遥感反射率, $R(Green)$ 为绿光波段的遥感反射率, $R(Red)$ 为红光波段的遥感反射率。

b) 悬浮物浓度

基于乌梁素海为浅水高浊背景, 红波段对颗粒物散射较为敏感, 利用红光波段反射率建立的半经验模型, 反演总悬浮物(TSM)浓度[17][19]。具体计算公式为:

$$\lg(TSM) = 0.043 + 45 * R(Red) \quad (3)$$

式中, $R(Red)$ 为红光波段的遥感反射率。

c) 总磷浓度

基于短波红外波段反射特征, 构建总磷(TP)浓度的遥感估算模型, 并利用 2009 年实地监测的总磷数据进行参数率定与验证, 以提升其在本地的适用性与精度[19]。具体计算公式为:

$$TP = 0.006 * R(SWIR2) - 0.146 \quad (4)$$

式中, $R(SWIR2)$ 是中心波长 2.2 μm 的短波红外波段的遥感反射率。

d) 总氮浓度

根据 2006~2010 年 5~10 月乌梁素海各采样点水体叶绿素 a 浓度的测定结果, 结合同时间段内 16 个采样点的总氮浓度, 通过叶绿素 a 浓度与总氮浓度之间的相关性分析, 得到总氮的间接反演模型[20]。具体计算公式为:

$$\lg(\text{TN}) = (\lg(\text{Chla}) - 0.4468) / 1.1804 \quad (5)$$

式中, \lg 是取以 10 为底的对数, Chla 是叶绿素浓度。

e) 透明度

基于蓝光与红光波段反射率比值构建透明度(SDD)的遥感估算模型[19]。该模型通过水体在不同波段的光学特性差异来估算透明度, 其中蓝光波段对水体中的悬浮物质敏感, 而红光波段则更易被水体吸收。为提高模型在乌梁素海地区的适用性, 研究结合 2014~2015 年及 2009 年的实地监测数据对模型参数进行了系统校准与验证[19] [21]。具体计算公式为:

$$\text{SDD} = 6.519 * \left(\frac{R(\text{Blue})}{R(\text{Red})} \right)^2 - 8.305 * \frac{R(\text{Blue})}{R(\text{Red})} + 3.066 \quad (6)$$

式中, $R(\text{Blue})$ 为蓝光波段的遥感反射率, $R(\text{Red})$ 为红光波段的遥感反射率。

f) 富营养化程度

湖泊富营养化类型因其地理位置、环境条件及受人类活动影响程度的不同而存在显著差异(如浮游植物型与大型水生植物型), 其评价方法亦不尽相同。在对我国 24 个重点湖泊的调查资料进行综合分析基础上, 结合“修正营养状态指数”思想, 学者提出了适用于我国湖泊富营养化评价的修正模型参数[19]。具体计算公式如下:

$$\text{TSI}(\text{Chla}) = 10(2.46 + \text{alog}(\text{Chla})/\text{alog}2.5) \quad (7)$$

$$\text{TSI}(\text{SDD}) = 10(2.46 + (2.34 - 1.82 * \text{alog}(\text{SDD}))/\text{alog}2.5) \quad (8)$$

$$\text{TSI}(\text{TP}) = 10(2.46 + (1.32 * \text{alog}(\text{TP}) - 3.28)/\text{alog}2.5) \quad (9)$$

$$\text{TSI}_M = (\text{TSI}(\text{Chla}) + \text{TSI}(\text{SDD}) + \text{TSI}(\text{TP}))/3 \quad (10)$$

式中, alog 为自然对数, Chla 为叶绿素 a 浓度, SDD 为透明度, TP 为总磷浓度, TSI_M 为改进的综合营养状态指数。

(3) 统计分析

在遥感解译与反演结果的基础上, 对乌梁素海湖泊的水域范围与富营养化指标状况进行了统计分析, 以揭示其时空变化趋势。通过结合历史水文气象资料、政策实施记录及污染事件等信息, 进一步开展了多要素关联性分析。例如, 水域面积分析采用中分辨率影像和改进的归一化差异水体指数进行提取, 并与高分辨率地表覆盖成果进行交叉验证, 确保不同时相数据间面积偏差控制在 5% 以内; 在此基础上, 结合降水、生态补水量、周边工程建设等自然与人为因子, 解析湖泊面积变化的驱动机制, 并评估综合治理工程的生态响应效果。针对水体富营养化状况, 研究基于反演获得的叶绿素 a、总氮、总磷、悬浮物和透明度等五项水质参数, 系统分析其数值特征与空间分异, 识别异常区域及富营养化指数分布格局, 并结合气候背景与政策调控等因素, 探讨其变化成因, 对异常波动节点开展重点溯源, 从而全面揭示乌梁素海水质演变的内在机制与外部驱动因素。

3. 乌梁素海湖泊湿地水域面积时空变化特征

湖泊湿地面积是衡量其涵养水源与生态净化能力的关键指标。作为中国北方重要的生态屏障, 乌梁素海水域面积的动态变化直接反映其生态环境状况。基于 MNDWI 指数, 提取了 1977~2020 年间乌梁素海的水域面积, 并分析了其变化趋势及驱动因素。乌梁素海水域面积提取与统计结果显示(图 1), 1977~2020 年间乌梁素海水域面积总体呈现“先增后减、逐步趋稳”的变化特征。2020 年水域面积约为 333.59 km²; 最大值出现在 2008 年(375.43 km²), 最小值出现在 1977 年(264.34 km²), 多年平均面积为 338.62 km²。

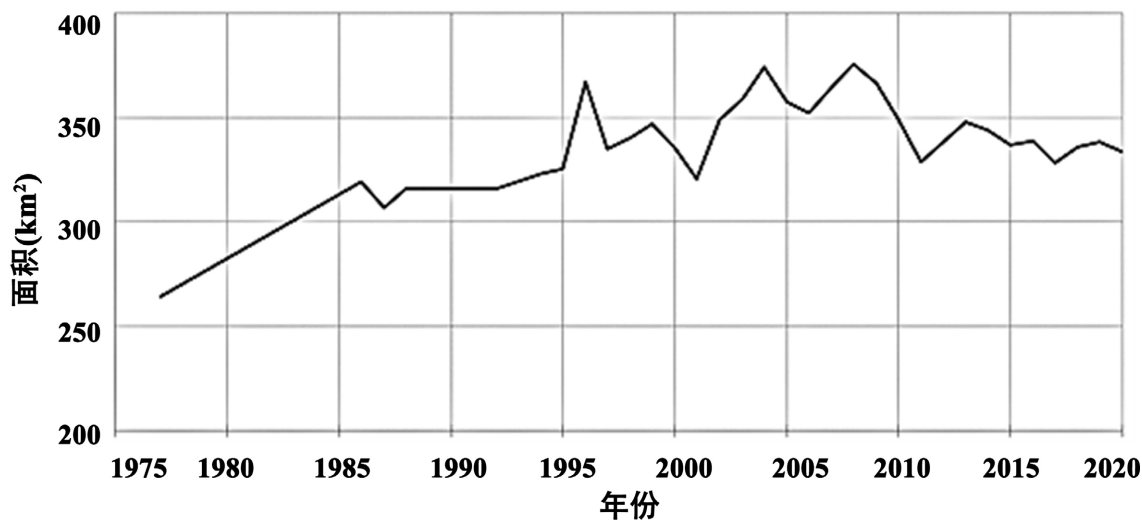


Figure 1. Annual changes in water surface area (1977~2020)
图 1. 1977~2020 年水域面积年度变化

根据乌梁素海湖泊湿地水域面积变化特征与驱动机制，将演变过程划分为三个阶段：

(1) 1977 至 1986 年：自然扩展阶段

1977 年乌梁素海北部水域范围较小，地表以旱地为主，经过 10 年的自然演变和发展，该区域水域面积显著扩大，大片旱地被淹没并自然演替为湿地。在此期间，湖泊北部自然扩展与西部人工芦苇种植是导致面积增长的主因，总面积从 264.34 km² 增加至 319.06 km²，增幅为 20%，初步奠定了当代湖泊湿地的空间基础(图 2)。

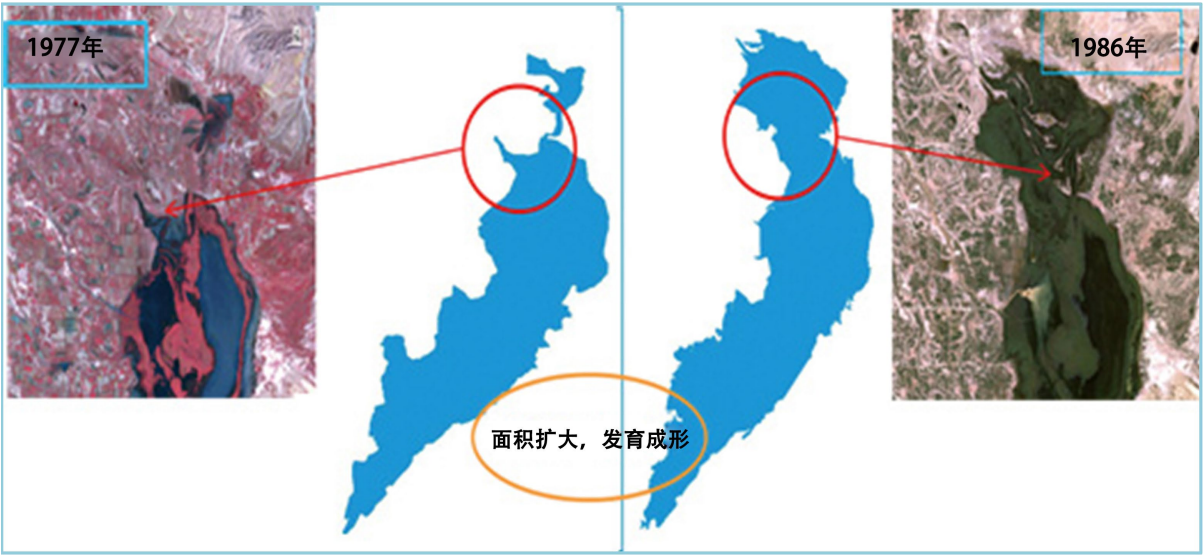


Figure 2. Comparison of changes in the northern part of Wuliangsu Lake between 1977 and 1986
图 2. 1977 年与 1986 年乌梁素海湖泊北部变化对比

(2) 1988 至 2008 年：震荡上升阶段

该阶段湖泊面积总体呈波动上升趋势，2008 年达到峰值。其中 2000~2002 年间受极端干旱气候影响，湖泊面积出现短期回落(图 3)；2001~2008 年间，湖泊面积由 320.70 km² 持续增至 375.43 km²，年均增长

7.82 km²。该阶段变化主要与区域工业化发展密切相关，造纸业扩张带动芦苇种植面积增加(1991 年为 14.46 km²，2002 年增至 28.12 km²)，同时大量工业与生活用水排入湖体，进一步扩大了水域范围，但也加剧了水质污染。



Figure 3. Lake surface area changes caused by drought during 2000~2002
图 3. 2000~2002 年间干旱天气导致的湖泊面积变化

(3) 2009 年至 2020 年：下降并趋于平稳

2009 年以来，随着综合治理措施实施(如限制污水直排、整顿造纸业、实施生态补水)，湖泊面积自峰值回落并趋于稳定。2015 年后基本维持在 336~338 km² 之间，2020 年为 333.59 km²。尽管 2012 年后生态补水力度加大，但由于污染物入湖量减少与芦苇种植收缩，湖泊面积未再出现显著扩张，反映出人类调控对水域范围的稳定作用。

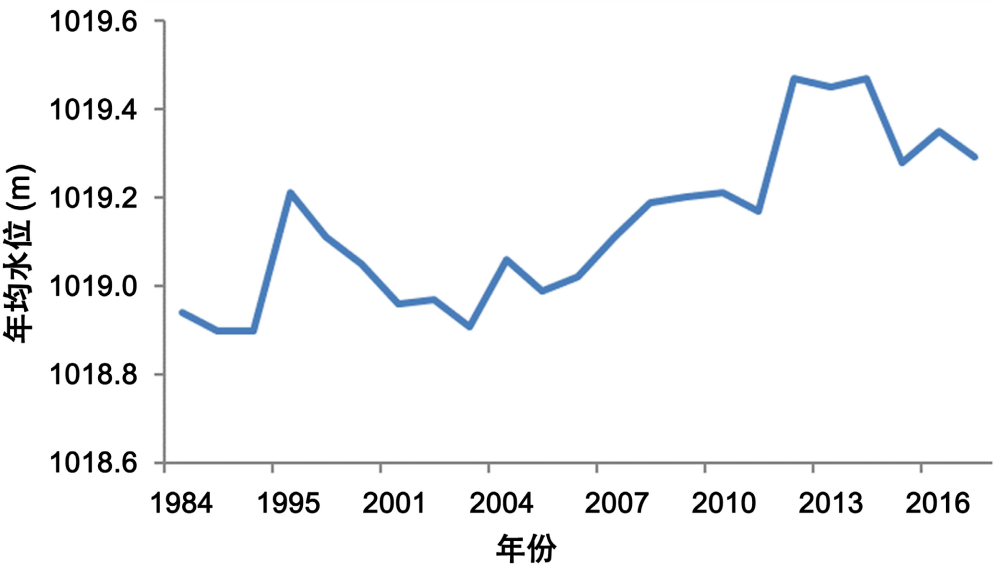


Figure 4. Annual mean lake level variations during 1984~2017
图 4. 1984~2017 年年均湖泊水位变化

为深入分析乌梁素海湖泊水域面积的动态稳定性，进一步统计了相邻监测期水域面积的变化情况。相邻期数水域面积变化统计结果显示，相邻期水域新增与减少的面积均呈下降趋势，表明湖泊边界变化的剧烈程度逐渐缓和。与此同时，水域面积不变部分的占比自 2002 年后持续上升，由 90.87% 增至 2020 年的 97.68%，反映出湖泊整体范围趋于稳定。该湖泊面积稳定态势与当地实施的生态补水政策密切相关。

自 2012 年起,巴彦淖尔市通过引黄河凌汛水与灌溉间隙水对乌梁素海进行生态补水,湖泊水位显著回升,2012 年达到 1019.47 m,之后年均水位基本维持在 1019.17~1019.47 m 之间(图 4)。具体补水量自 2013 年起逐年增加,2013~2017 年间每年补水约 2~3 亿 m^3 ,2018 年增至 5.94 亿 m^3 ,2019 年全年补水量达 5.65 亿 m^3 ,2020 年春季又实施应急补水 1.61 亿 m^3 。持续的水量补给有效维持了湖泊水位的稳定,进而支撑了水域面积的长期平衡。

4. 乌梁素海水体富营养化时空变化及驱动因素

改善水质是乌梁素海生态治理的核心目标,而水体富营养化程度是评估湖泊水质状况的重要综合指标。富营养化主要由氮、磷等营养物质过量积累引起,可导致溶解氧下降和藻类暴发,进而破坏沉水植物及水生生态系统平衡。本研究结合 1977、1988、1998、2009、2013、2016、2018 和 2019 年共 8 期历史结果,系统分析了 1977~2020 年乌梁素海富营养化指数的时序演变特征,其典型年份空间分布如图 5 所示。模型选取叶绿素 a、悬浮物、总磷、总氮和透明度等关键参数,采用修正营养状态指数进行综合评价与等级划分,以揭示乌梁素海水质变化趋势及富营养化演变规律。

(1) 叶绿素 a 浓度变化

叶绿素 a (Chl-a) 作为浮游植物生物量的关键指标,是评估湖泊营养状态的重要参数。1977~2020 年乌梁素海叶绿素 a 浓度分析结果表明,其时空分布具有显著特征,典型年份叶绿素 a 浓度空间分布如图 5(a) 所示。1977~2020 年间乌梁素海叶绿素 a 浓度变化较大,其中 1977~1998 年间叶绿素 a 浓度整体较低、空间分异较小;2013~2020 年空间异质性增强,高值区主要分布于乌梁素海流域的排干沟入湖口和湖缘地带,呈北高南低、西高东低格局;2019~2020 年间叶绿素 a 浓度分布与均值基本稳定。从 1977~2020 年的湖区叶绿素 a 浓度统计结果得知,在此期间湖区叶绿素 a 浓度变化范围为 2.57~5.25 $\mu\text{g/L}$,最低值出现在 1977 年,最高值出现在 2009 年,整体变化趋势可划分为“平稳-上升-下降”三个阶段。

叶绿素 a 浓度的时序变化与藻类生境及人类干预密切相关。资料显示,2008~2009 年黄藻大面积暴发期间,相关区域叶绿素 a 浓度超过 10 $\mu\text{g/L}$;2013 年浓度(4.18 $\mu\text{g/L}$)下降与生态补水政策的实施密切相关,大规模补水产生稀释效应,抑制藻类繁殖;2013~2020 年,叶绿素 a 浓度持续下降,至 2020 年降至 2.74 $\mu\text{g/L}$,累计降幅达 1.44 $\mu\text{g/L}$,该变化与 2016 年《乌梁素海综合治理规划》落地及持续生态补水密切相关。此外,从 2013 年起,经红圪卜排水站年补水量为 2~3 亿 m^3 ,2018 年增至 5.94 亿 m^3 ,2019 年全年补水 5.65 亿 m^3 ,2020 年春季应急补水 1.61 亿 m^3 ,持续补水的稀释作用使叶绿素 a 浓度呈下降趋势。

(2) 悬浮物浓度变化

悬浮物指悬浮于水体中的固体物质,包括无机颗粒、有机物、泥沙及微生物等,是衡量水体浊度与污染程度的关键指标。其含量直接影响水下光照条件,进而抑制沉水植被的光合作用;有机悬浮物沉积后易引发厌氧发酵,加剧水质恶化。从 1977~2020 年乌梁素海湖泊悬浮物浓度时空分布结果得知,湖区悬浮物浓度年际变化差异较大,平均悬浮物浓度变化范围为 1.94~16.55 mg/L ,最低值出现在 1977 年,最高值出现在 2018 年,其典型年份悬浮物浓度空间分布如图 5(b) 所示。1977~2009 年间湖区悬浮物浓度较低且空间分布较为均匀;2013~2020 年间空间异质性增强,高浓度区主要集中在总排干入湖口、东部河渠入口及西南部鱼塘区域,而北部、东部和南部水生植被茂密区浓度普遍较低。

2018 年浓度高值主要源于当年大规模生态补水(5.94 亿 m^3)携带大量悬浮物入湖,导致中心湖区浓度升高,但南部与北部湖区浓度仍保持较低水平,反映出生境差异对悬浮物分布的调控作用。随着持续补水与藻类控制措施的推进,2019~2020 年悬浮物浓度显著下降,由 2018 年的 16.55 mg/L 降至 2020 年的 4.21 mg/L ,累计降幅达 12.34 mg/L 。与 2016 年(补水措施强化前)相比,悬浮物浓度明显降低,表明生态补水在促进水体悬浮物外排与沉积控制方面具有积极效果。

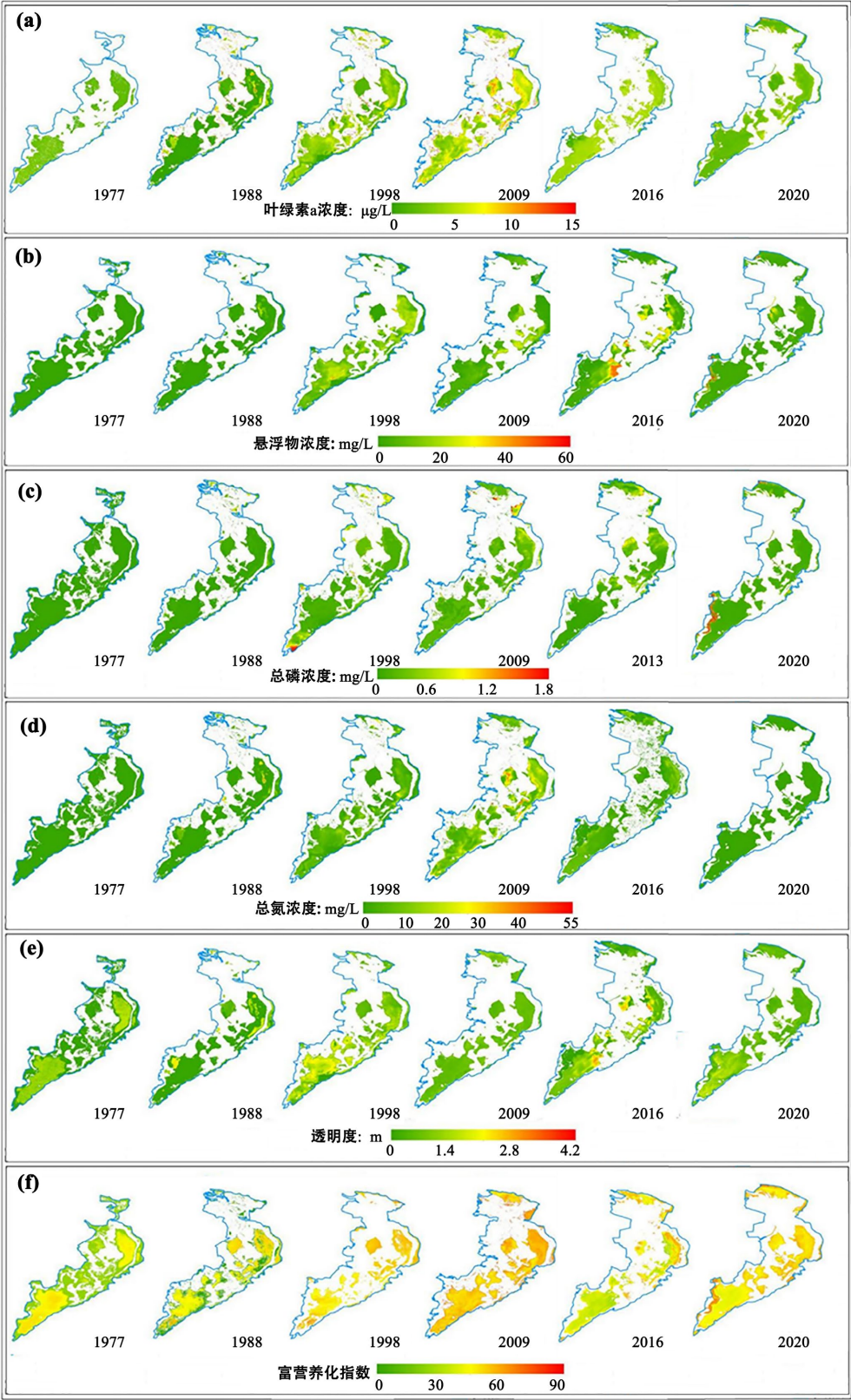


Figure 5. Spatial distribution of eutrophication indices for representative years in Wuliangsuhai Lake
图 5. 典型年份乌梁素海富营养化各指数的空间分布

(3) 总磷浓度变化

总磷作为生命活动不可或缺的营养元素,对湖泊初级生产力具有重要影响,亦是导致水体富营养化的关键限制性因子,其浓度升高会刺激水生植物(包括藻类)过度繁殖,进而破坏湖泊生态平衡。从1977~2020年乌梁素海湖泊总磷浓度时空分布得知,1977~2020年间总磷高值区持续集中于湖区北部、中部入湖口及西南沿岸,其典型年份总磷浓度空间分布如图5(c)所示。磷元素主要来源于生活污水与农田退水,通过排干沟和灌溉渠道进入湖泊。北部湖区因芦苇密集、水体流动性差,易造成磷的积累;中部作为河套灌区总排干入湖口,接纳大量农田退水;西南部自2016年起开展大规模鱼塘养殖,人为投饵进一步加剧了该区域的总磷浓度。

1977~2020年乌梁素海总磷浓度呈“先增后减”趋势。1988年后浓度显著上升,至2009年达到峰值,较1988年增长约283%。该时期总磷的积累是2008年黄藻事件的重要诱因。2009年后,随着生态补水力度加大(特别是2012年以来),总磷浓度逐步下降,反映出补水对营养盐的稀释作用及治理措施的初步成效。2019年总磷浓度出现短期回升,主要因遥感数据获取时间为4月,湖区刚结束冰封期,上年遗留芦苇分解释放大量营养盐所致。2020年7月影像反演结果显示浓度回落,较2019年降低约0.17 mg/L,进一步验证了季节因素与植被分解对磷动态的影响。

(4) 总氮浓度变化

总氮作为水生植物生长的关键营养元素,是水体富营养化的重要限制因子之一。湖水中氮素主要以溶解性无机氮形态存在,经水生植物吸收、转化及分解作用,构成完整的氮循环过程。总氮浓度反映了水体中各类形态氮的总量,是衡量水体营养盐污染程度的关键指标。1977~2020年乌梁素海总氮浓度时空分布结果显示,总氮浓度存在明显的时空分异,南部湖区普遍较低,而东部和北部浓度相对较高,总氮浓度呈“先升后降”趋势,其典型年份总氮浓度空间分布如图5(d)所示。1977年浓度最低(3.28 mg/L),2009年达到峰值(12.13 mg/L),累计增幅达8.85 mg/L。2013年后浓度开始回落,至2016年降至4.81 mg/L。2018~2020年间浓度进一步显著下降,2020年仅为0.97 mg/L。

观测资料显示,自2013年起,乌梁素海通过红圪卜排水站实施生态补水,年补水量为2~3亿m³;2018年增至5.94亿m³,2019年达5.65亿m³,2020年春季应急补水1.61亿m³。持续的大规模补水有效增强了水体流动性,对氮素起到了显著稀释作用,促使总氮浓度迅速降低。

(5) 透明度变化

透明度是表征湖水透光能力的关键指标,直接反映水体清澈程度,对沉水植被生长及其他水生生物生存具有重要影响。其变化主要受悬浮物浓度、浮游生物丰度及水文条件等因素控制。从1977~2020年乌梁素海湖泊透明度时空分布得知,湖区透明度存在显著年际波动,东部与南部开阔水域透明度普遍较高,而北部浅水区透明度持续偏低,其典型年份透明度空间分布如图5(e)所示。统计结果显示,1977~2020年间乌梁素海平均透明度总体呈下降趋势,由1.42 m(1977年)降至0.81 m,累计下降0.61 m。

2008~2016年间透明度趋于稳定,主要得益于2003年以来逐步加强的生态补水措施,特别是2012年后补水力度进一步加大,有效改善了水体光学条件。2019年透明度出现短期升高,主要因监测时相为5月,湖水刚解冻且处于生态补水高峰期,水质清澈、水深增加共同促使透明度上升。2020年透明度恢复至0.81 m,与2016~2018年夏季平均水平基本一致,反映乌梁素海透明度已进入相对稳定阶段。

(6) 富营养化程度变化

叶绿素a、总磷和透明度是水体富营养化评价的重要指标,通过综合营养状态指数可系统评估乌梁素海的富营养化程度。从1977~2020年乌梁素海湖泊富营养化程度时空分布得知,1977~2009年乌梁素海营养状态指数呈持续增加趋势(1977年42.65;2009年54.62),2013~2018年持续减少,2019~2020年又有略微增加的趋势(2020年50.18),其典型年份富营养化程度空间分布如图5(f)所示。湖区的营养状态指

数高值区主要分布在北部芦苇密集区、中部入湖口及西南部鱼塘区域。北部因水体流动性差、底泥污染严重；中部作为河套灌区总排干入湖口，承接大量农田退水；西南部受人工养殖活动影响，营养盐输入集中。相比之下，南部湖区由于芦苇净化作用强、水体交换条件好，富营养化程度较低。

乌梁素海富营养化程度得到有效控制，水体质量呈现改善趋势，主要受以下因素驱动的影响。① 污染负荷超载：2009 年前区域工业化快速发展，污水处理能力严重不足，2008 年入湖总氮、总磷分别超出水环境承载力 2.2 倍和 5.0 倍，直接导致富营养化加剧；② 生态补水强化：2012 年后生态补水规模显著扩大，年均补水量达 3 亿 m^3 以上，有效促进水体交换和营养盐稀释；③ 政策法规实施：2015 年“水十条”颁布推动工业污染治理和污水处理设施升级，2016 年《乌梁素海综合治理规划》获批实施系统治理；④ 系统治理推进：2017 年以来通过湿地保护立法、点源治理和产业结构调整，构建了完整的治理体系。

5. 结论

本文基于 1977~2020 年遥感监测与反演结果，对乌梁素海水域面积与水体富营养化指标的时空变化特征及其驱动机制进行统计分析，得出如下主要结论：

(1) 水域面积变化总体呈现“先增后减、逐步趋稳”的趋势。1977~1986 年为自然扩展阶段，湖泊面积由 264.34 km^2 增至 319.06 km^2 ，增幅约 20%，主要受北部湖区自然扩展与西部人工芦苇种植驱动；1988~2008 年为震荡上升阶段，面积于 2008 年达到峰值 375.43 km^2 ，区域造纸业扩张与污水排放是导致水域扩展与水污染加重的主要原因；2009 年以来，随着综合治理措施实施，湖泊面积趋于稳定，2020 年为 333.59 km^2 ，生态补水政策的实施有效维持了水位的动态平衡与面积稳定。

(2) 水体富营养化程度在 1977~2009 年间持续上升，营养状态指数由 42.65 增至 54.62，主要由于区域工业化进程加速，污染物排放远超湖泊水环境承载力；2009 年后，随着《乌梁素海综合治理规划》的批复与“水十条”等政策的推进，结合持续生态补水(2013 年起年补水量 2~3 亿 m^3 ，2018 年达 5.94 亿 m^3)与点源污染治理，富营养化程度逐步下降，2020 年指数回落至 50.18，反映出综合治理措施已初见成效。

(3) 遥感技术具备广域覆盖、高效获取与长时序监测的优势，可为干旱—半干旱区浅水湖泊的生态评估与治理提供可靠的数据支撑。乌梁素海的生态恢复是一项系统性工程，未来应在持续实施生态补水与外源控制的基础上，进一步强化湖泊湿地自净能力，推动治理模式由“外部输血”向“内外协同”转变，以实现水生态环境的长期稳定与整体改善。

在水体的遥感反演研究过程中，最终结论的准确性受到传感器特性、大气条件以及数据预处理方法等多种因素的综合影响。具体而言，大气中的水汽、气溶胶和云层等组分会对源自水体表面的热辐射产生吸收与散射作用，其大气效应会直接干扰辐射传输模型，从而引入反演结果的系统性偏差。为消除此类影响，本文采用了快速大气线性扫描模型(Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes, FLAASH)等先进的大气校正方法。此外，Landsat 系列所搭载的不同传感器(如 TM、ETM+、OLI/TIRS)，在光谱分辨率与探测器灵敏度等方面存在固有差异，这可能导致对同一地物目标所观测到的辐射强度或温度数据不一致。为解决传感器差异性问题，对于热红外传感器通道数据，我们通过迭代优化算法来修正其固有的系统误差；而对于不同波段组合的反演，则通过引入经过严格验证的校准系数进行匹配与标准化处理。

致 谢

本文得到了生态大数据教育部工程研究中心开放课题资助，特此致谢。感谢美国地质调查局提供的多时相遥感数据产品，为本文的长期序列分析提供了基础保障；感谢现场监测与样品分析团队在不同时段的外业与内业协作，以及同行专家在研究方案与稿件修改中的建设性意见。

参考文献

- [1] Shi, X., Yu, H., Zhao, S., Sun, B., Liu, Y., Huo, J., *et al.* (2023) Impacts of Environmental Factors on Chlorophyll-A in Lakes in Cold and Arid Regions: A 10-Year Study of Wuliangsuhai Lake, China. *Ecological Indicators*, **148**, Article 110133. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110133>
- [2] Sun, H., Lu, X., Yu, R., Yang, J., Liu, X., Cao, Z., *et al.* (2021) Eutrophication Decreased CO₂ but Increased CH₄ Emissions from Lake: A Case Study of a Shallow Lake Ulansuhai. *Water Research*, **201**, Article 117363. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117363>
- [3] Liu, B., Yang, L., Cui, C., Wan, W. and Liang, S. (2024) Is Water Replenishment an Effective Way to Improve Lake Water Quality? Case Study in Lake Ulansuhai, China. *Frontiers in Environmental Science*, **12**, Article ID: 1392768. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1392768>
- [4] Dörnhöfer, K. and Oppelt, N. (2016) Remote Sensing for Lake Research and Monitoring-Recent Advances. *Ecological Indicators*, **64**, 105-122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.009>
- [5] Wulder, M.A., Roy, D.P., Radeloff, V.C., Loveland, T.R., Anderson, M.C., Johnson, D.M., *et al.* (2022) Fifty Years of Landsat Science and Impacts. *Remote Sensing of Environment*, **280**, Article 113195. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113195>
- [6] Xu, H. (2006) Modification of Normalised Difference Water Index (NDWI) to Enhance Open Water Features in Remotely Sensed Imagery. *International Journal of Remote Sensing*, **27**, 3025-3033. <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>
- [7] Ali, M.I., Dirawan, G.D., Hasim, A.H. and Abidin, M.R. (2019) Detection of Changes in Surface Water Bodies Urban Area with NDWI and MNDWI Methods. *International Journal on Advanced Science, Engineering and Information Technology*, **9**, 946-951. <https://doi.org/10.18517/ijaseit.9.3.8692>
- [8] Matthews, M.W. (2011) A Current Review of Empirical Procedures of Remote Sensing in Inland and Near-Coastal Transitional Waters. *International Journal of Remote Sensing*, **32**, 6855-6899. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.512947>
- [9] Palmer, S.C.J., Kutser, T. and Hunter, P.D. (2015) Remote Sensing of Inland Waters: Challenges, Progress and Future Directions. *Remote Sensing of Environment*, **157**, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>
- [10] Dogliotti, A.I., Ruddick, K.G., Nechad, B., Doxaran, D. and Knaeps, E. (2015) A Single Algorithm to Retrieve Turbidity from Remotely-Sensed Data in All Coastal and Estuarine Waters. *Remote Sensing of Environment*, **156**, 157-168. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.020>
- [11] Li, J., Zuo, Q., Feng, F. and Jia, H. (2022) Occurrence and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals from Wuliangsuhai Lake, Yellow River Basin, China. *Water*, **14**, Article 1264. <https://doi.org/10.3390/w14081264>
- [12] Cui, J., Zhang, X., Du, C. and Li, G. (2024) Remote Sensing Identification of Harmful Algae in Ulansuhai Lake with Machine Learning. *Water*, **17**, Article 50. <https://doi.org/10.3390/w17010050>
- [13] Pekel, J., Cottam, A., Gorelick, N. and Belward, A.S. (2016) High-Resolution Mapping of Global Surface Water and Its Long-Term Changes. *Nature*, **540**, 418-422. <https://doi.org/10.1038/nature20584>
- [14] Zhou, H., Fu, X. and Li, H. (2024) Inversion of Chlorophyll-A Concentration in Wuliangsu Lake Based on Ogden-DBO-XGBoost. *Applied Sciences*, **14**, Article 4798. <https://doi.org/10.3390/app14114798>
- [15] Dong, Q., Xiaohong, S., Shengnan, Z., Sheng, Z. and Jingjing, L. (2019) Eutrophication of Lake Ulansuhai in 2006-2017 and Its Main Impact Factors. *Journal of Lake Sciences*, **31**, 1259-1267. <https://doi.org/10.18307/2019.0503>
- [16] 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): 589-595.
- [17] 周媛. 基于 Landsat8 OLI 卫星影像的乌梁素海悬浮物和叶绿素 a 浓度遥感反演研究[D]: [硕士学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2017.
- [18] 张丽华, 戴学芳, 包玉海, 等. 基于 TM 影像的乌梁素海叶绿素 a 浓度反演[J]. 环境工程, 2015, 33(6): 133-138.
- [19] 罗强. 基于遥感数据的乌梁素海水质参数及湿地演化反演研究[D]: [硕士学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古农业大学, 2011.
- [20] 冯伟莹, 张生, 王圣瑞, 等. 草型湖泊叶绿素 a 浓度时空分布特征及其与氮磷浓度关系[J]. 环境工程, 2013, 31(4): 126-129.
- [21] 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.