

doi: 10.6046/zrzyyg.2020324

引用格式: 王一飞, 宫兆宁, 张园, 等. 基于多源传感器的 FUI 水色指数提取与应用[J]. 自然资源遥感, 2021, 33(3): 262-271.
(Wang Y F, Gong Z N, Zhang Y, et al. Extraction and application of Forel-Ule index based on images from multiple sensors[J]. Remote Sensing for Natural Resources, 2021, 33(3): 262-271.)

基于多源传感器的 FUI 水色指数提取与应用

王一飞^{1,2,3,4,5}, 宫兆宁^{1,2,3,4}, 张园^{1,2,3,4}, 苏朔^{1,2,3,4}

(1. 首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100048; 2. 三维信息获取与应用教育部重点实验室, 北京 100048; 3. 资源环境与地理信息系统北京市重点实验室, 北京 100048; 4. 北京市城市环境过程与数字模拟国家重点实验室培育基地, 北京 100048; 5. 生态环境部卫星环境应用中心, 北京 100094)

摘要: 水体颜色的定量表征可为内陆湖库综合水质的评估提供重要的参考数据。以华北内陆大型湖库官厅水库为研究对象, 结合 2016—2020 年季相尺度的 Sentinel-2 和 Landsat 8 OLI 反射率数据, 利用 FUI(Forel-Ule index) 水色指数反演算法, 定量分析了官厅水库 FUI 水色的空间尺度、年内及年际尺度的异质特征; 为探究 FUI 水色与水体营养状态之间的耦合关系, 分别利用色度角 α 和 FUI 水色指数与营养状态指数(trophic status index, TSI) 进行建模; 并论证了 FUI 水色指数在不同传感器间的可比性及应用潜力。结果表明: ①在空间尺度上, 官厅水库中心处 FUI 水色指数数值较低, 在水库边缘处数值较高; ②在年内季相尺度上, FUI 水色指数数值呈现出冬季最高, 春季小幅度降低, 夏季最低, 秋季又上升的趋势; ③在年际尺度上, 近 3 a 间 FUI 水色指数数值较前两年有所降低, 水色表现为由黄棕色向黄绿色转变, 这一点可能得益于北京市政府对官厅水库的有效治理; ④TSI 与色度角 α 和 FUI 的 Pearson 相关系数分别为 -0.85 和 0.80, 表明 FUI 水色与 TSI 指数具有强相关性; ⑤对同一天过境的 Sentinel-2 和 Landsat 8 OLI 进行 FUI 水色指数反演, 数值分别为 13.04 和 13.16, 十分接近, 表明 FUI 在不同传感器影像之间具有可比性, 可利用多源长时序的遥感数据, 实现 FUI 水色长时序数据的反演。FUI 水色指数在水质营养状态评估方面具有明显的应用潜力和优势。

关键词: 官厅水库; 色度角; FUI 水色指数; 营养状态评估

中图分类号: TP 79 **文献标志码:** A **文章编号:** 2097-034X(2021)03-0262-10

0 引言

湖库是地表系统最重要的组成部分之一, 不仅可为人类提供饮用水资源, 还具有关键的生态功能^[1-2]。在过去百年中, 密集的人类活动给湖库水体带来一系列的环境危机, 包括水质恶化、渔业减产和生物多样性丧失^[3]。因此, 研究湖库水质现状和变化趋势具有重要的科学和现实意义。而与传统的野外站点水质监测相比, 遥感技术具有快速、连续、动态、大范围对地观测的特点, 是一种有效的监测手段^[4-5]。

影响水体富营养状态的主要是叶绿素 a 浓度、水体透明度、总氮、总磷和化学需氧量等。其中, 叶绿素 a 浓度和水体透明度可以通过遥感技术进行监

测。水体营养状态通常分为贫营养、中营养和富营养 3 个级别。通过与水体营养状态有关的指标以及指标间的相互关系, 对水体的营养状态做出准确的判断就是水体营养状态评价^[6]。Carlson^[7]于 1977 年提出了基于浮游植物生物量的营养状态指数(trophic status index, TSI), 对水体富营养化程度进行了 0~100 的量化, 通过水中叶绿素 a 浓度、透明度或总磷含量进行计算。后续研究发现, 基于叶绿素 a 浓度的 TSI 指数模型较为可靠^[8-9]。TSI 指数因为其计算简便结果可靠而被广泛应用^[10]。

水体中的 3 种主要光学物质——叶绿素、非藻类悬浮物和有色的可溶性有机物(colored dissolved organic matter, CDOM)以及水分子本身的吸收和散射作用共同决定了水体呈现出的颜色^[11]。水体颜色是传统水质监测的一项重要指标, 已被世界气象组

收稿日期: 2020-10-16; 修订日期: 2021-03-16

基金项目: 国家自然科学基金项目“内陆浅水湖库变化水环境下沉水植物种群的遥感精细识别与时空监测”(编号: 41971381)和北京水务局重点项目“面向再生水循环利用的湿地生态环境效应及建设模式研究”(编号: TAHP-2018-ZB-YY-490S)共同资助。

第一作者: 王一飞(1997-), 男, 硕士研究生, 主要从事水色遥感方面的研究。Email: cyanodee@foxmail.com。

通信作者: 宫兆宁(1976-), 女, 教授, 主要从事湿地生态遥感方面的研究。Email: gongzhn@163.com。

织(World Meteorological Organization, WMO)列为湖泊的基本气候变量之一。天然水的颜色分类始于19世纪底 Forel - Ule 比色表的引入。1890年, Forel 提出了一种天蓝计和黄原计的组色的颜色标准,用于从蓝色水体中细分出绿色水。1892年, Ule 补充了蓝绿色到棕色,将天然水体由深蓝到红棕色划分为21个颜色级别,这种颜色区分表被称为 Forel - Ule 量表^[12]。

基于遥感影像的 FUI 水色指数(Forel - Ule index)的提取研究始于2012年欧洲 Citclops 项目。该项目中, Wernand 等使用有色化学溶液配制了 Forel - Ule 比色表的不同颜色,完成了对不同颜色的光谱分析,构建出完整的 FUI 指数对应的 CIE - XYZ 色度坐标点^[13]; 基于历史存留的 FUI 水色现场测量数据,建立了大洋水体 FUI 水色指数与叶绿素浓度的关系,分析了大洋水体 1889—2000 年间的叶绿素浓度变化^[14]; 提出了基于 MERIS 遥感影像的水体 FUI 提取算法^[15]。在国内的研究中, Li 等^[16]开发了基于 MODIS 地表反射率产品的 FUI 水色指数反演算法,并应用于中国十大湖泊的水色和营养状态的监测; Chen 等^[17]使用基于 Landsat8 的 FUI 反演算法提取了长江流域 2013—2018 年的 FUI 水色并分析了长江流域富营养状态的变化。

这些研究表明 FUI 水色指数在湖库环境监测上具有很好的研究潜力和优势。本文以官厅水库为研究对象,收集了 2016—2020 年的 Landsat8 OLI 和 Sentinel - 2 数据,并使用不同的反演算法提取其对应的 FUI 水色参数,分析 FUI 水色指数在不同遥感影像反演结果的可比性。分别使用实测叶绿素 a 数据和国际海洋水色协调工作组(The International Ocean - Colour Coordinating Group, IOCCG)模拟数据计算所得的 TSI 营养状态指数与 FUI 水色指数建模,分析 FUI 水色指数表征水体富营养状态的可行性。

1 研究区概况及数据源

1.1 研究区概况

本文以官厅水库作为重点研究区,官厅水库位于河北省张家口市怀来县和北京市延庆县界内(图1),地处 $N40^{\circ}18' \sim 40^{\circ}26'$, $E115^{\circ}37' \sim 115^{\circ}51'$,是新中国成立修建的第一座水库,设计总库容 41.6 亿 m^3 ,水库流域总面积为 4.34 万 km^2 ,平均水深约 7.6 m ^[18]。20 世纪 60 年代,国家大力发展工业,在官厅水库上游的桑干河、洋河以及永定河流域建设了大批化工、冶金、造纸工厂,大量污水排入河道,官厅水

库初次被污染。20 世纪 70 年代官厅水库经过治理之后,上游流域严重的水污染基本得到了遏制,水库水质恢复到了饮用水源地水质标准^[19]。但是到了 20 世纪 80—90 年代,乡镇企业扩大规模,地方工业发展迅速,生产的污水直接入河,官厅水库再一次被污染。2015 年 4 月 16 日,北京市环保局发布《2014 年北京市环境状况公报》,公报显示官厅水库水质不符合饮用水要求,水库中的化学需氧量、氟化物和高锰酸盐含量超标^[20]。

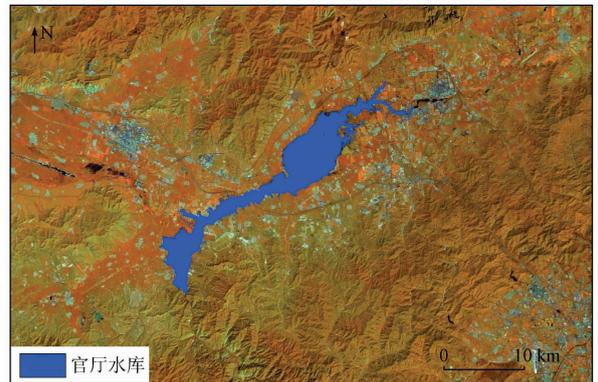


图1 研究区概况

(Landsat8 B5(R), B6(G), B4(B)合成影像)

Fig.1 Map of the study area

1.2 数据源

1.2.1 实测数据

实测数据包括水质数据和水面光谱数据。各项水质参数使用 Hydrolab MS5 水质多功能探头测得, MS5 多功能探头能同时测得水温、pH 值、总溶解固体(total dissolved solids, TDS)、叶绿素 a 等参数。在每个采样点间隔 10 s 测一次数据,同一个点测 3 组数据求平均值得到最终数据。2019 年 9 月 5 日官厅水库实地采样点分布如图 2 所示。

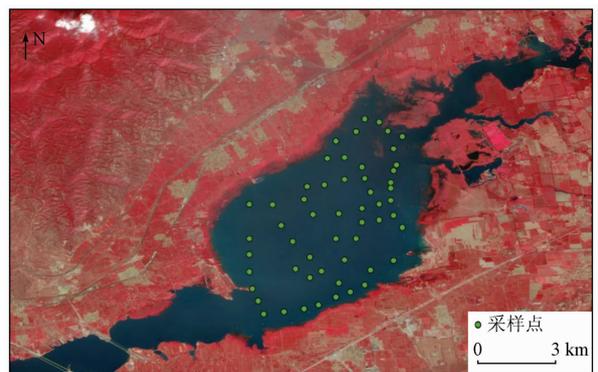


图2 官厅水库采样点

(Sentinel - 2 B8(R), B4(G), B3(B)合成影像)

Fig.2 Guanting Reservoir in-situ measured points

光谱测量仪器使用的是 FieldSpec 3 背挂式野外高光谱辐射仪,光谱范围为 350 ~ 2 500 nm, 350 ~

1 000 nm 间光谱的采样间隔为 1.4 nm, 1 000 ~ 2 500 nm 光谱采样间隔为 2 nm。数据采样时间选择在 2019 年 9 月初, 该段时间光照充足, 采样点晴朗无云, 非常适合光谱采集。测量时间选择光照最为充足的 10:00—14:00。在每个采样点均对标准白板重新定标优化, 依次采集标准板、天空光和水体光谱, 其中水体光谱的测量使用水面以上测量法^[21], 公式为:

$$R_{rs} = \frac{[S_{sw} - r S_{sky}] \rho_p}{\pi S_p}, \quad (1)$$

式中: R_{rs} 为水体光谱反射率值; S_{sw} , S_{sky} 和 S_p 分别为光谱仪面向水体、天空和标准板时的测量信号值; ρ_p 为标准板的反射率; r 为气水界面反射率, 查阅文献可知, 平静水面可取 $r = 2.2\%$ ^[22]。

1.2.2 遥感数据及其预处理

本文主要选用 Sentinel-2 影像为研究数据, 选用 Landsat8 OLI 为对比数据, 用来验证 FUI 水色在不同传感器间的可比性。

选取北京市 2016—2020 年不同季度的 20 景 Sentinel-2 和 1 景 Landsat8 OLI 影像作为卫星研究数据, 均挑选研究区无云遮盖的影像。Sentinel-2 影像均从欧洲航天局网站 (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>) 下载, Landsat8 OLI 影像从美国地质调查局网站 (https://earthexplorer.usgs.gov/?tdsourcetag=s_pcqq_aiomsg) 下载。

在欧洲航天局网站下载到的 Sentinel-2 影像是 level-1C 数据, 已经过辐射校正和几何纠正, 只需对其进行大气校正。实验证明, 在针对 Sentinel-2 的几种大气校正方法中, 与 SMAC 模型、6s 校正模型相比, Sen2Cor 模型校正效果最好, 校正后的光谱曲线与地面实测的光谱曲线具有更高的拟合度^[23], 因此本文所使用影像均使用 Sen2cor 方法进行大气校正, 为了后续的波段计算, 将各波段重采样至同一空间分辨率, 10 m 和 60 m 空间分辨率的波段均重采样至 20 m。Sentinel-2 影像的预处理和后续计

算使用 SNAP 7.0 软件。

Landsat8 OLI 影像的大气校正采用 Envi 5.3 软件里的 FLAASH 大气校正模块, FLAAAH 模型结合了 MODTRAN4 的大气辐射传输编码, 可以方便地选用不同的大气模型和气溶胶类型, 对地表反射率进行计算^[24]。

为了验证影像大气校正的准确度, 使用 ASD 实测光谱, 根据影像的光谱响应函数, 即基于影像各个波段的最大值一半处的波宽 (FWHM) 的波长中心和高斯滤波函数, 将 1 nm 间隔的野外 ASD 波谱重采样到影像对应的波段。重采样公式如下^[25]:

$$\rho = \sum_{\lambda=1}^N (\beta(\lambda) \times \rho(\lambda)) / \sum_{\lambda=1}^N \beta(\lambda), \quad (2)$$

式中: ρ 和 $\rho(\lambda)$ 分别为重采样后对应的 Sentinel-2 影像波段反射率和野外 ASD 波谱反射率; $\beta(\lambda)$ 为不同波段对应的光谱响应函数权重值; λ 为波段的波长; N 为重采样的波段数。

2 研究方法

2.1 水体提取

归一化水体指数 (normalized difference water index, NDWI) 是基于归一化植被指数 NDVI 改进的^[26], 根据水体在可见光波段和近红外波段的反射强度, 尽量抑制图像中的植被信息从而增强水体信息。NDWI 的表达式为:

$$NDWI = \frac{Green - NIR}{Green + NIR}, \quad (3)$$

式中: Green 和 NIR 分别为绿光和近红外波段的反射率。

基于 NDWI 指数和决策树方法, 通过找到合适的 NDWI 阈值来分离水体和非水体, 然后转化为水体矢量对影像进行裁剪。提取流程如图 3 所示。



图3 水体提取方法

Fig.3 Water extraction method

2.2 FUI 水色指数提取

2.2.1 CIE 色度空间与 FUI 查找表

色彩空间是指用一种客观的方式描述人眼对颜色的感觉,通常需要首先定义3种主要颜色,然后利用颜色叠加模型,即可叙述各种颜色。为了对颜色

$$\begin{cases} X = 2.7689R(645) + 1.7517G(555) + 1.1302B(469) \\ Y = 1.0000R(645) + 4.5907G(555) + 0.0601B(469) \\ Z = 0.0000R(645) + 0.0565G(555) + 5.5943B(469) \end{cases}, \quad (4)$$

CIE - XYZ 系统中三刺激值计算公式为:

$$\begin{cases} X = K \int_{380}^{700} S(\lambda) \cdot \rho(\lambda) \cdot \bar{x}(\lambda) d\lambda \\ Y = K \int_{380}^{700} S(\lambda) \cdot \rho(\lambda) \cdot \bar{y}(\lambda) d\lambda \\ Z = K \int_{380}^{700} S(\lambda) \cdot \rho(\lambda) \cdot \bar{z}(\lambda) d\lambda \end{cases}, \quad (5)$$

式中: K 为调整因数; $S(\lambda)$ 为光源的相对光谱能量分布; $\rho(\lambda)$ 为物体的光谱反射率; $\bar{x}(\lambda)$, $\bar{y}(\lambda)$, $\bar{z}(\lambda)$ 为 CIE 规定的颜色匹配函数。

CIE - XYZ 系统中三刺激值对定义颜色很有用,但是无法直观地对应自然界中的不同颜色。因此, CIE 在 1931 年规定了二维色度空间图,二维色度图上的颜色与亮度无关。色度图上的坐标 x, y, z 从三刺激值 X, Y, Z 计算得来,公式为:

$$\begin{cases} x = X/(X + Y + Z) \\ y = Y/(X + Y + Z) \\ z = Z/(X + Y + Z) \end{cases}. \quad (6)$$

$x + y + z = 1$, 所以用 x, y 两个值就可以确定一种颜色,因此 CIE - xy 色度空间(图 4)可以表示可见光范围内的任一颜色,每种颜色都能在色度空间中找到其对应的色度坐标 (x_M, y_M) 。图中白点 W

进行量化表示,国际照明委员会(Commission Internationale De L' Eclairage, CIE) 发展了一套 CIE - XYZ 颜色系统^[27]。CIE - XYZ 系统以 X, Y, Z 代替了 R, G, B , 使色度系统中的光谱三刺激值 XYZ 全部为正。XYZ - RGB 之间的转换关系为:

的色度坐标为 $(0.3333, 0.3333)$, 表示三原色的等量混合,称为等能白光点。将等能白光点视为坐标原点,然后计算等能白光点与 $P(x_M, y_M)$ 间的向量和 x 轴($y - y_w = 0$ 处)正方向之间的角度 α_M , 计算公式为:

$$\alpha_M = \arctan(y_M - y_w, x_M - x_w) \text{ modulus } 2\pi. \quad (7)$$

式中, α_M 从 x 正轴方向逆时针转动逐渐增大。将计算后的 α_M 与表 1 中的 α_i 对比,可得出 P 点的 FUI 数值。将计算所得的 α_M 与表 1 中的 α_i 对比,当 α_M 大于 α_i 时,色度角 α_M 重分类得到的 FUI 数值为 i 。

由于遥感图像本身波段离散的特点,与高光谱波谱的积分结果相比必然会给色度角 α_M 的计算带来偏差。该偏差为高光谱积分的色度角 α_{hyper} 与多光谱波谱积分得到的色度角 α_{multi} 之差 $\Delta\alpha$, 即

$$\Delta\alpha = \alpha_{\text{hyper}} - \alpha_{\text{multi}}. \quad (8)$$

可建立 $\Delta\alpha$ 与 α_{multi} 的函数关系得多一个多项式公式,通过多光谱图像计算得到的色度角 α_{multi} 后加上系统偏差 $\Delta\alpha$ 可以达到消除偏差的效果。

表 1 FUI 指数查找表

Tab.1 FUI Index lookup table

i	α_i	FUI	i	α_i	FUI
1	227.168	1	12	62.186	12
2	220.977	2	13	56.435	13
3	209.994	3	14	50.665	14
4	190.779	4	15	45.129	15
5	163.084	5	16	39.769	16
6	132.999	6	17	34.906	17
7	109.054	7	18	30.439	18
8	94.037	8	19	26.337	19
9	83.346	9	20	22.741	20
10	74.572	10	21	19.000	21
11	67.957	11			

2.2.2 基于离水反射率的 FUI 水色指数提取

水体的离水反射率 R_{rs} 包含了水体表面向上辐射的信息,可以反映水体种的物质组成成分,是水色遥感中最常用的表观光学参量。基于 R_{rs} 的水色提取中,将太阳光照视为一个常量,因此可以忽略太阳光照变化对水体颜色的影响。计算水体颜色的关键在于获取水体离水反射率 R_{rs} ,

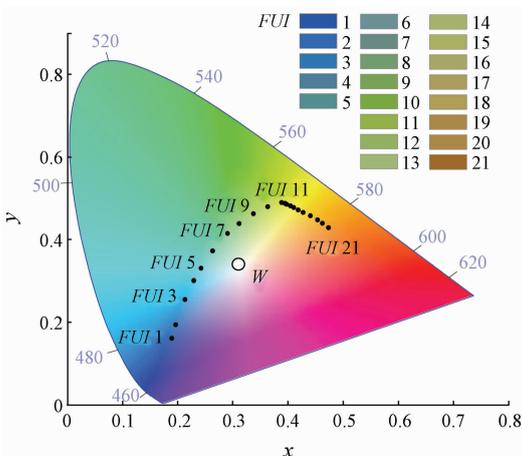


图 4 CIE - xy 色度图与 FUI 水色指数 21 个色度坐标划分示意图

(色度坐标数据来自于文献[13])

Fig.4 Schematic diagram of 21 chromaticity coordinates of CIE - xy chromaticity diagram and FUI water color index

但是目前大多数卫星传感器在可见光范围内只有少数几个离散波段。因此,针对不同传感器需要进行不同的波段设置来计算色度角 α_M 和 FUI 水色指数。

若要通过离散波段的遥感数据计算水色指数,首先要对缺失的波段进行插值。Woerd 等^[28]通过提取线性加权插值方法来解决这一问题。针对 Sentinel-2 和 Landsat8 OLI 的提取公式分别为:

$$\begin{cases} X = 12.040R(490) + 53.696R(560) + 32.028R(665) + 0.529R(705) \\ Y = 23.122R(490) + 65.702R(560) + 16.808R(665) + 0.192R(705) \\ Z = 61.055R(490) + 1.778R(560) + 0.015R(665) \end{cases}, \quad (9)$$

$$\begin{cases} X = 11.053R(443) + 6.950R(482) + 51.135R(561) + 34.457R(655) \\ Y = 1.320R(443) + 21.053R(482) + 66.023R(561) + 18.034R(665) \\ Z = 58.083R(443) + 34.931R(482) + 2.606R(561) + 0.016R(665) \end{cases}。 \quad (10)$$

分别以式 (9) 和 (10) 计算 Sentinel-2 与 Landsat8 OLI 的三刺激值 XYZ,进而求得色度角 α_M ,如 Wored 等所述,Landsat8 OLI 与 Sentinel-2 所计算的色度角由于光谱带偏移,会与高光谱计算

的色度角有介于 $-5 \sim 20$ 的偏移量^[29]。可以使用五阶多项式来校正 α_M , a 为 α_M 除以 100,五阶多项式的系数如表 2 所示。

表 2 基于波段线性插值的 Sentinel-2, Landsat8 OLI 传感器色度角 α_M 的 $\Delta\alpha$ 偏差校正多项式系数 ($a = \alpha_M/100$)

Tab. 2 Sentinel-2, Landsat8 OLI sensor chromaticity angle deviation correction polynomial coefficients based on linear interpolation of the band ($a = \alpha_M/100$)

传感器	a^5	a^4	a^3	a^2	a	常数项
Sentinel-2	-161.23	1 117.08	-2 950.14	3 612.17	-1 943.57	364.28
Landsat8 OLI	-52.16	373.81	-981.83	1 134.19	-533.61	76.72

2.3 水体叶绿素 a 浓度与 TSI 指数

本文使用 Hydrolab MS5 (USA, HACH) 多功能水质探头分别测得 2016 年、2017 年与 2019 年官厅水库的叶绿素 a 浓度,剔除部分异常数据后,共有 136 组叶绿素 a 浓度数据。

基于叶绿素 a 浓度的 TSI 指数模型最为可靠,计算公式如下:

$$TSI(Chla) = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln Chla}{\ln 2} \right), \quad (11)$$

式中 Chla 为叶绿素 a 浓度。

通过计算得到的 TSI 指数,将水体营养状态分为 3 级,当 $TSI < 30$ 时,水体为贫营养; $30 < TSI < 50$ 时,水体为中营养; $TSI > 50$ 时,水体为富营养。

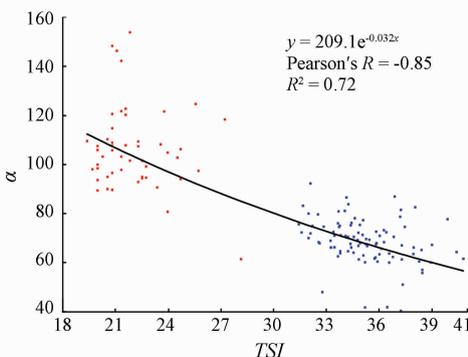
3 结果与分析

3.1 基于 FUI 的水体营养状态评价

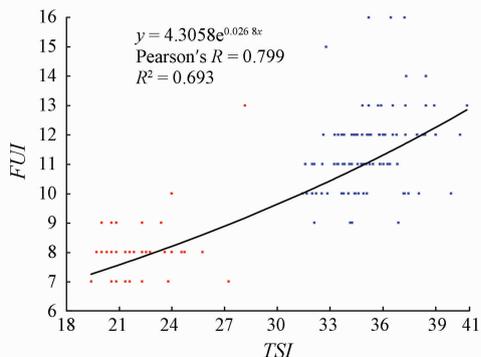
本文将 TSI 指数分别与色度角 α 与 FUI 水色指数建模,并分别计算数据集间的 Pearson 相关系数。Pearson 相关系数表示两组数据间的相关关系强弱,相关系数绝对值越大,则相关性越强^[30]。计算公式如下:

$$R = \frac{\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{\sqrt{\sum (x - \bar{x})^2 \sum (y - \bar{y})^2}}。 \quad (12)$$

从图 5 可以看到,官厅水库 TSI 数值介于 18 ~



(a) TSI 指数与色度角 α 的拟合



(b) TSI 指数与 FUI 指数的拟合

图 5 基于实测叶绿素 a 浓度的 TSI 营养状态指数分别与色度角 α 及 FUI 的拟合

Fig. 5 The fitting of TSI trophic state index with chromaticity angle α and FUI based on measured chlorophyll a concentration

41 之间,大部分水体处于贫营养与中营养状态。随着 TSI 的增长,色度角 α 随之减小,FUI 水色指数随之增大。即水体营养状态指数越高,水体颜色越偏黄。二者之间强相关。TSI 与 α 间的拟合模型相关性较强,决定系数 $R^2 = 0.72$,Pearson 相关系数为 -0.85 。TSI 与 FUI 间的拟合模型决定系数 $R^2 = 0.693$,Pearson 相关系数为 0.799 。

图 6 为基于 IOCCG 模拟数据集^[31]的 FUI 与 TSI 散点图。IOCCG 数据集包括 500 条模拟数据,数据集中同时包含水体固有光学量(inherent optical properties, IOPs)和表观光学量(apparent optical properties, AOPs)数据。500 条数据中叶绿素浓度范围为 0.05 到 30 mg/m^3 ,平均浓度为 6.08 mg/m^3 。

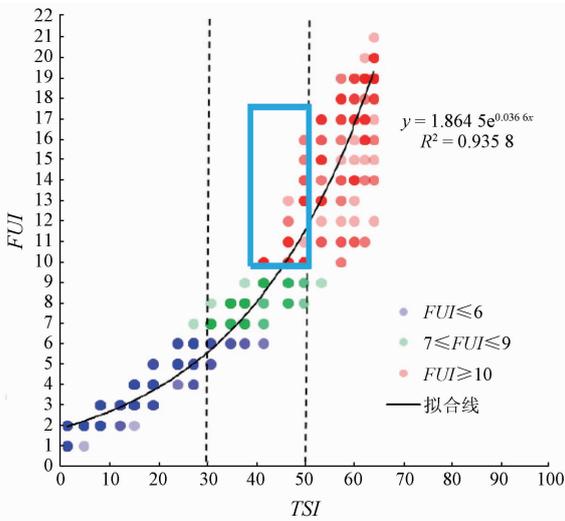


图 6 IOCCG 模拟数据集 ($N=500$) 中的 FUI 与 TSI 之间的关系^[32]

Fig. 6 Relationships between FUI and TSI from the IOCCG simulated dataset ($N=500$)

从图 5 和图 6 中可以看到,当 FUI 水色从蓝色

变为黄色时,水体富营养状态逐渐由贫营养向富营养过渡。尽管实地测量的数据中缺乏富营养水域,但是实地测量的数据集和 IOCCG 模拟数据集呈现了大致相似的总体趋势。总结两个数据集中 FUI 与 TSI 关系规律,可以初步通过 FUI 分段对水体营养状态进行划分,即当 $FUI \leq 6$ 时, $TSI < 30$, 水体贫营养; 当 $7 \leq FUI \leq 9$ 时, $30 < TSI < 50$, 水体中营养; 当 $FUI \geq 10$ 时, $TSI > 50$, 水体富营养。因此可以通过决策树对湖库的富营养状态进行分类。

由于 FUI 水色指数与水体光学组分(如叶绿素 a 和透明度)有着密切的联系,可以通过多源遥感卫星影像获得,因此 FUI 水色指数具有进行水体营养状态监测的潜力。然而,影响水体营养状态的不仅仅是水体光学成分,部分无色物质如总磷和总氮均对水体综合营养状态有一定的影响。因此,对于氮磷污染较为严重的水域中,仅以 FUI 水色指数对水体进行营养状态评估是不够的,还需要结合实地采样测量的总磷和总氮等物质浓度综合计算。大多数情况下,传统野外站点监测耗时费力,得到连续常规水质监测的湖库只占很少一部分。针对这种情况, FUI 水色指数可以提供大面积区域水体的长时序监测,与传统监测站点优势互补,获取更丰富的水质信息,为决策部门提供数据支撑。

3.2 基于 Sentinel-2 的 FUI 水色指数提取结果

使用 20 景 Sentinel-2 影像对官厅水库 2016—2020 年不同季节水色进行反演,结果如图 7 和图 8 所示。可以看到,官厅水库水色在空间上有不均匀性,不同区域水色有着明显不同。总的来说,水库中心处 FUI 数值较低,水体呈现蓝绿色。而在水库边缘处由于人类活动较为频繁,有大量船只往来,水体

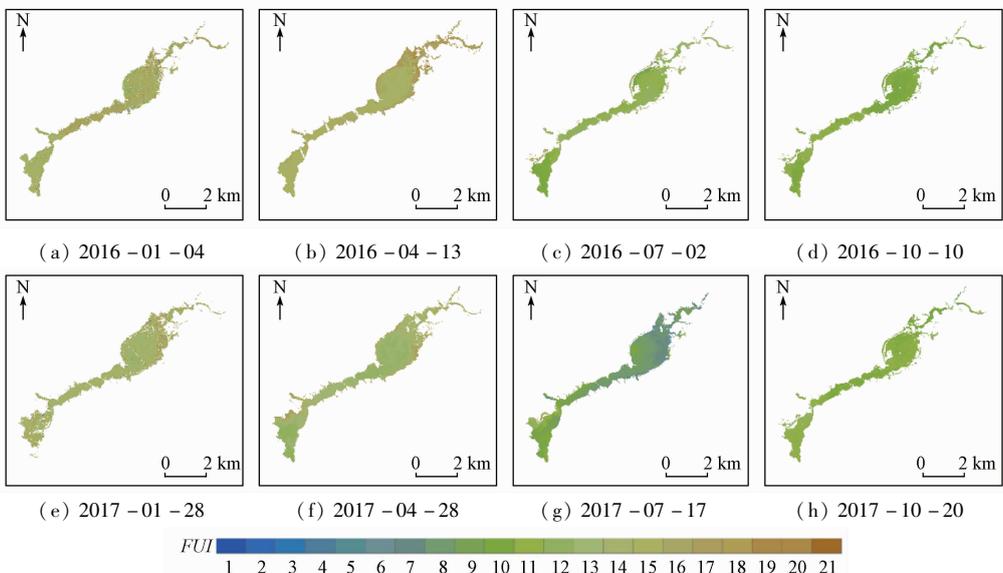


图 7-1 官厅水库 FUI 的季节性变化

Fig. 7-1 Seasonal variation of the FUI for Guanting Reservoir

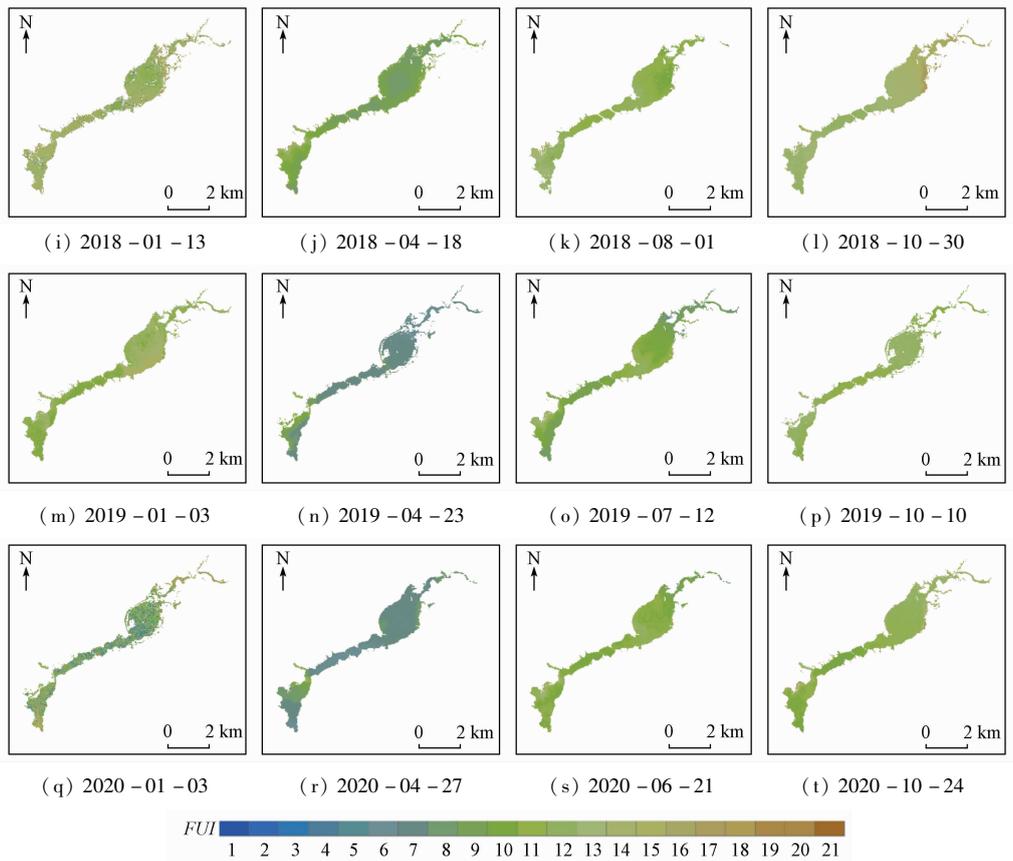


图 7-2 官厅水库 FUI 的季节性变化

Fig. 7-2 Seasonal variation of the FUI for Guanting Reservoir

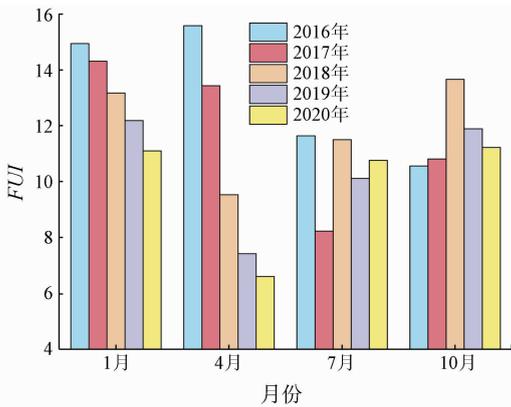


图 8 官厅水库各季度 FUI 平均数值

Fig. 8 The average FUI value of Guanting Reservoir in each quarter

较为浑浊, 水色上就表现得比较偏向于黄棕色, 这一点也和作者现场观测的结论一致。

从图 7 和图 8 来看, 官厅水库 FUI 水色明显受到季节变化的影响。在每年的 1 月和 10 月, 由于水位下落, 水库水体面积总体减小, 浮游植物死亡, 水体颜色偏向于黄棕色, FUI 数值较高。2020 年 4 月官厅水库 FUI 数值为 6.61, 是近几年来 FUI 数值最低的。近 3 a 的柱状图呈现出 1 月 FUI 数值较高, 4 月大幅度下降, 7 月和 10 月小幅度上升。总体来说, 近 3 a 的 FUI 数值比前 2 a 低, 这一点得益于北

京市政府对官厅水库的重视和有效治理。

3.3 Sentinel-2 与 Landsat8 反演结果对比

为了验证 FUI 水色指数在不同传感器之间的可比性, 在不同区域的广泛适用性。挑选 Landsat8 与 Sentinel-2 同一天过境且云量较小的数据, 通过筛选, 选择 2019 年 10 月 20 日的数据作为 Sentinel-2 与 Landsat8 的对比数据。对两景影像分别进行 FUI 水色反演, 反演结果如图 9 所示。基于 Sentinel-2 的反演结果加权平均得到数值为 13.04, 基于 Landsat8 OLI 的结果为 13.16, 二者结果很接近。总的来说, FUI 水色指数在不同传感器影像之间的反演所

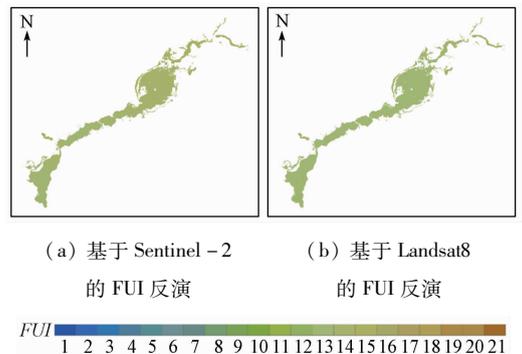


图 9 Sentinel-2 与 Landsat8 OLI 反演 FUI 指数结果对比
Fig. 9 Sentinel-2 and Landsat8 OLI inversion FUI index results comparison

得数据偏差不大,说明 FUI 在不同传感器之间具有可比性。基于此特性,FUI 水色指数的提取可以使用多源传感器来弥补单一传感器数据覆盖范围偏小、重返周期较长的不足。

4 结论与展望

本文介绍了基于 CIE - XYZ 色彩空间的水体颜色参量色度角 α 和 FUI 水色指数的遥感提取算法。分别使用 Landsat8 OLI 与 Sentinel - 2 影像提取官厅水库 FUI 水色,并利用色度角 α 对提取结果进行校正。提取了官厅水库 2016—2020 年各季相的水色数据。从时间尺度来看,官厅水库 FUI 水色受季节影响较大,总体呈现出 1 月最高、4 月最低的趋势,FUI 平均数值逐年降低。从空间尺度来看,水库中心区域 FUI 数值较低,而边缘区域数值较高。挑选两景同一天过境的 Landsat8 OLI 和 Sentinel - 2 影像进行 FUI 水色提取,反演结果十分接近。证明 FUI 水色指数在不同传感器间具有可比性。FUI 水色指数提取可以使用多源传感器来弥补单一传感器在时空分辨率上的不足。

基于原位测量数据和 IOCCG 模拟数据建立了 FUI - TSI 相关关系,构建了基于 FUI 的水体富营养状态评估模型。由于 FUI 水色指数与水体光学参量间具有强相关性,因此 FUI 水色指数具有评价水体营养状态的潜力,可与传统野外站点监测数据结合,综合评价水体富营养状态。

FUI 水色数据还有更大的潜力有待挖掘。后续可以深入研究 FUI 与各项水质参数的关系,从水体光谱的机理着手,展开 FUI 水色与水体透明度、悬浮物浓度等参数的研究。同时,随着高分系列卫星的发射升空,可以将 FUI 水色指数的提取算法移植到新的传感器上,以满足更多分辨率层次的水体研究。

参考文献 (References):

- [1] Allan J D, McIntyre P B, Smith S D P, 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.
- [2] Guan Q, Feng L, Hou X, et al. Eutrophication changes in fifty large lakes on the Yangtze Plain of China derived from MERIS and OLCI observations [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2020, 246: 111890.
- [3] Feng L, Hou X, Zheng Y. Monitoring and understanding the water transparency changes of fifty large lakes on the Yangtze Plain based on long - term MODIS observations [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2019, 221: 675 - 686.
- [4] Bukata R P. Retrospection and introspection on remote sensing of inland water quality: "Like Déjà Vu All Over Again" [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2013 (39): 2 - 5.
- [5] 宫 鹏. 拓展与深化中国全境的环境变化遥感应用 [J]. *科学通报*, 2012, 57 (16): 1379 - 1387.
- Gong P. Expanding and deepening the application of remote sensing to environmental change in China [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2012, 57 (16): 1379 - 1387.
- [6] 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准 [J]. *中国环境监测*, 2002 (5): 47 - 49.
- Wang M C, Liu X Q, Zhang J H. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2002 (5): 47 - 49.
- [7] Carlson R E. A trophic state index for lakes 1 [J]. *Limnology and Oceanography*, 1977, 22 (2): 361 - 369.
- [8] Carlson R E. Expanding the trophic state concept to identify non - nutrient limited lakes and reservoirs [J]. *Enhancing the States' s Lake Management Programs*, 1991: 59 - 71.
- [9] Sheela A M, Letha J, Joseph S, et al. Trophic state index of a lake system using IRS (P6 - LISS III) satellite imagery [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 177 (1): 575 - 592.
- [10] Joniak T, Nagengast B, Kuczyńska - Kippen N. Can popular systems of trophic classification be used for small water bodies? [J]. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 2009, 38 (4): 145 - 151.
- [11] Sathyendranath S. Reports of the international ocean - colour coordinating group [R]. IOCCG, 2000.
- [12] Novoa S, Wernand M R, Van der Woerd H J. The Forel - Ule scale revisited spectrally: Preparation protocol, transmission measurements and chromaticity [J]. *Journal of the European Optical Society - Rapid publications*, 2013, 8.
- [13] Wernand M R, Van der Woerd H J. Spectral analysis of the Forel - Ule Ocean colour comparator scale [J]. *Journal of the European Optical Society - Rapid Publications*, 2010, 5.
- [14] Wernand M R, van der Woerd H J, Gieskes W W C. Trends in ocean colour and chlorophyll concentration from 1889 to 2000, worldwide [J]. *PLOS One*, 2013, 8 (6): e63766.
- [15] Wernand M R, Hommersom A, van der Woerd H J. MERIS - based ocean colour classification with the discrete Forel - Ule scale [J]. *Ocean Science*, 2013, 9 (3): 477 - 487.
- [16] Li J, Wang S, Wu Y, et al. MODIS observations of water color of the largest 10 lakes in China between 2000 and 2012 [J]. *International Journal of Digital Earth*, 2016, 9 (8): 788 - 805.
- [17] Chen Q, Huang M, Tang X. Eutrophication assessment of seasonal urban lakes in China Yangtze River Basin using Landsat 8 - derived Forel - Ule index: A six - year (2013—2018) observation [J]. *Science of The Total Environment*, 2019: 135392.
- [18] 汪 星, 宫兆宁, 井然, 等. 基于连续统去除法的水生植物提取及其时空变化分析——以官厅水库库区为例 [J]. *植物生态学报*, 2018, 42 (6): 640 - 652.
- Wang X, Gong Z N, Jing R, et al. Extraction of aquatic plants based on continuous removal method and analysis of its temporal and spatial changes: A case study of Guanting Reservoir [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2018, 42 (6): 640 - 652.
- [19] 吴世民, 王 芸. 北京水史 [M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2013.
- Wu S M, Wang Y. Beijing water history [M]. Beijing: China Water

- & Power Press, 2013.
- [20] 于宗绪, 马东春. 新形势下水库水质治理对策——以官厅水库为例[J]. 水利发展研究, 2019, 19(10): 57–61, 79.
Yu Z X, Ma D C. Countermeasures for reservoir water quality control under new situation: A case of Guanting Reservoir[J]. Water Resources Development Research, 2019, 19(10): 57–61, 79.
- [21] 唐军武, 田国良, 汪小勇, 等. 水体光谱测量与分析 I: 水面上测量法[J]. 遥感学报, 2004(1): 37–44.
Tang J W, Tian G L, Wang X Y, et al. The methods of water spectra measurement and analysis I: Above-water method[J]. Journal of Remote Sensing, 2004(1): 37–44.
- [22] Mobley C D. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements[J]. Applied Optics, 1999, 38(36): 7442–7455.
- [23] 苏伟, 张明政, 蒋坤萍, 等. Sentinel-2 卫星影像的大气校正方法[J]. 光学学报, 2018, 38(1): 322–331.
Su W, Zhang M Z, Jiang K P, et al. Atmospheric correction method for Sentinel-2 satellite imagery[J]. Acta Optica Sinica, 2018, 38(1): 322–331.
- [24] Cooley T, Anderson G P, Felde G W, et al. FLAASH, a MODTRAN4-based atmospheric correction algorithm, its application and validation[C]//IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. IEEE, 2002: 7528709.
- [25] 袁金国, 牛铮, 王锡平. 基于 FLAASH 的 Hyperion 高光谱影像大气校正[J]. 光谱学与光谱分析, 2009, 29(5): 1181–1185.
Yuan J G, Niu Z, Wang X P. Atmospheric correction of Hyperion hyperspectral image based on FLAASH[J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2009, 29(5): 1181–1185.
- [26] 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.
- [27] Smith T, Guild J. The CIE colorimetric standards and their use[J]. Transactions of the Optical Society, 1931, 33(3): 73.
- [28] Woerd H J, Wernand M R. True colour classification of natural waters with medium-spectral resolution satellites: SeaWiFS, MODIS, MERIS and OLCI[J]. Sensors, 2015, 15(10): 25663–25680.
- [29] Van der Woerd H J, Wernand M R. Hue-angle product for low to medium spatial resolution optical satellite sensors[J]. Remote Sensing, 2018, 10(2): 180.
- [30] Benesty J, Chen J, Huang Y, et al. Pearson correlation coefficient [M]//Noise Reduction in Speech Processing. Springer, Berlin, Heidelberg, 2009: 1–4.
- [31] Lee Z P. Remote sensing of inherent optical properties: Fundamentals, tests of algorithms, and applications[R]. IOCCG, 2006.
- [32] Wang S, Li J, Zhang B, et al. Trophic state assessment of global inland waters using a MODIS-derived Forel-Ule index[J]. Remote Sensing of Environment, 2018, 217: 444–460.

Extraction and application of Forel-Ule index based on images from multiple sensors

WANG Yifei^{1,2,3,4,5}, GONG Zhaoning^{1,2,3,4}, ZHANG Yuan^{1,2,3,4}, SU Shuo^{1,2,3,4}

(1. College of Resources, Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China; 2. Key Laboratory of 3D Information Acquisition and Application of Ministry, Beijing 100048, China; 3. Beijing Key Laboratory of Resources Environment and GIS, Beijing 100048, China; 4. Beijing Laboratory of Water Resources Security, Beijing 100048, China; 5. Ministry of Ecology and Environment Center for Satellite Application on Ecology and Environment, Beijing 100094, China)

Abstract: The quantitative characterization of water body color can provide important reference data for the comprehensive water quality assessment of inland lakes and reservoirs. The Guanting Reservoir is a large inland lake in North China. Based on FUI inversion using the seasonal-scale Sentinel-2 and Landsat 8 OLI reflectance data during 2016–2020, this study quantitatively analyzed the heterogeneous characteristics of Forel-Ule Index (FUI) of the Guanting Reservoir on the spatial, intra-annual, and inter-annual scales. To explore the coupling relationship between the FUI and the nutrient status of the water body, models were built using both hue angle α and FUI and the trophic status index (TSI). Moreover, this study demonstrated the comparability of FUI among different sensors and its application potential. The results are as follows. ① On the spatial scale, the FUI value was low at the center but high on the edge of the reservoir. ② On the seasonal scale within a year, the FUI value showed a trend of reaching the highest in winter, slightly decreasing in spring, reaching the lowest in summer, and rising again in autumn. ③ On the interannual scale, the FUI value in the latest three years was lower than that in the first two years during 2016–2020 and the water color changed accordingly from yellowish brown to yellowish green. These may be attributable to the effective governance of the Guanting Reservoir by the Beijing Municipal Government. ④ The Pearson correlation coefficient between TSI and α and that between TSI and FUI were -0.85

and 0.80, respectively, indicating a strong correlation between FUI and TSI. ⑤ The FUI values obtained through the inversion based on the Sentinel-2 and Landsat 8 OLI images of the same day were very approximate and were 13.04 and 13.16, respectively. This indicates that FUI is comparable between the images from different sensors. Therefore, the inversion of FUI can be achieved using the long time-series remote sensing data from multiple sensors. Meanwhile, FUI possesses notable application potential and advantages in the assessment of water quality and trophic status.

Keywords: Guanting Reservoir; hue angle; FUI; trophic status assessment

(责任编辑: 张 仙)