

引用格式: 刘卫华, 王思远, 马元旭, 等. 一种湿地河流叶绿素 a 遥感反演方法[J]. 地球信息科学学报, 2020, 22(10): 2062-2077. [Liu W H, Wang S Y, Ma Y X, et al. A remote sensing method for retrieving chlorophyll-a concentration from wetland river water body[J]. Journal of Geo-information Science, 2020, 22(10): 2062-2077.] DOI: 10.12082/dqxxkx.2020.190547

一种湿地河流叶绿素 a 遥感反演方法

刘卫华^{1,2}, 王思远^{1*}, 马元旭^{1,2}, 申 明^{1,2}, 游永发^{1,2}, 海 凯³, 吴霖霖⁴

1. 中国科学院空天信息创新研究院, 数字地球重点实验室, 北京 100094; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;
3. 福州大学, 福州 350002; 4. 东华理工大学, 南昌 330013

A Remote Sensing Method for Retrieving Chlorophyll-a Concentration from River Water Body

LIU Weihua^{1,2}, WANG Siyuan^{1*}, MA Yuanxu^{1,2}, SHEN Ming^{1,2}, YOU Yongfa^{1,2}, HAI Kai³, WU Linlin⁴

1. Key Laboratory of Digital Earth Science, Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100094, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Fuzhou University, Fuzhou 350002, China; 4. East China University of Technology, Nanchang 330013, China

Abstract: Chlorophyll-a (Chl-a) is an important indicator to evaluate water quality security. The accurate estimation of its concentration is of major significance to aquaculture development, aquatic ecosystem sustainability, and human drinking water safety. With the enhancement of the spatial and spectral resolution of earth-observed satellite sensor, remote sensing technology is exerting a growing important effect on monitoring the spatiotemporal changes of water quality in rivers. In this study, we synchronously measured water spectrum and collected water samples along the upper and middle reaches of the Kaidu River and around some small lakes in the Bayanbulak Wetland. Chlorophyll-a concentration and turbidity were measured for each sample in the laboratory. Based on the water reflectance spectrum and measured chlorophyll-a, we initially performed the sensitivity analysis of spectrum band to the concentration of chlorophyll-a, and then established various spectral index models, including band differences, ratios, and difference-sum ratios. Then $\text{Chl-a} = 4.50 \text{ mg/m}^3$ was proposed as a hierarchical threshold for dividing waters samples into two groups and 11 empirical and semi-analytical chlorophyll-a retrieval models after calibration were applied to all sample datasets and the two separate datasets with relatively high and low chlorophyll-a concentrations to evaluate their accuracy. The optimal linear relationship between the independent variable (D3B) of three-band semi-analytical model and chlorophyll-a determined that $\text{D3B} = -0.051$ could be regarded as an indicator to classify waters with different chlorophyll-a concentrations. According to the performance of all the models, we ultimately selected the D3B model for high chlorophyll-a concentration waters and the blue-green band ratio model for low chlorophyll-a concentration waters, resulting in the hierarchical retrieval algorithm $\text{OC}_2\text{-D3B}$. Its accuracy ($R^2=0.96$, $\text{RMSE}=0.32 \text{ mg/m}^3$,

收稿日期: 2019-09-25; 修回日期: 2019-12-11.

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(A类)地球大数据科学工程(XDA19030501); 第二次青藏高原综合科学考察专题(2019QZKK0204). [**Foundation items:** The Strategic Priority Research Program of the Chinese Academy of Sciences: CAS Earth Big Data Science Project, No.XDA19030501; The Second Comprehensive Scientific Investigation of the Tibetan Plateau, No.2019QZKK0204.]

作者简介: 刘卫华(1993—), 男, 河南周口人, 硕士生, 主要从事水色和生态遥感研究. E-mail: liuw@radi.ac.cn

*通讯作者: 王思远(1972—), 男, 内蒙古集宁人, 研究员, 主要从事遥感地学分析和陆地生态系统方面的研究.

E-mail: wangsy@radi.ac.cn

MAE=0.24 mg/m³, and MRE=5.71%) was greatly improved compared with other single algorithms. Finally, we analyzed the spatial distribution and seasonal pattern of chlorophyll-a concentration in Bayanbulak Wetland using Sentinel-2 images from 2016 to 2019. The results indicate that the chlorophyll-a concentration in lake was higher than that in river, and the highest chlorophyll-a concentration usually appeared in summer, followed by spring and autumn, while the lowest chlorophyll-a concentration occurred in winter. Based on observational data from the Bayanbulak meteorological station, we further analyzed the effects of three environmental factors of temperature, precipitation, and sunshine duration on the chlorophyll-a concentration in the wetland river. The results show that the correlation coefficient between temperature and chlorophyll-a concentration reached 0.88, which was much higher than the other two factors. Thus, it seems that temperature was the main factor affecting chlorophyll-a concentration to some extent. In addition, this study could provide technical support for water environmental protection and water resource regulation in Bayanbulak.

Key words: remote sensing; spectrum analysis; wetland river; model evaluation; chlorophyll-a retrieval; spatio-temporal distribution; meteorological factor; Bayanbulak

*Corresponding author: WANG Siyuan, E-mail: wangsy@radi.ac.cn

摘要:叶绿素a作为一项重要的水质安全评价指标,其浓度的准确监测对水产行业发展、水生态系统平衡和人类饮水安全等有着重要意义。随着对地观测卫星传感器空间和光谱分辨率的提高,遥感技术在河流水质时空变化监测中发挥着越来越重要的作用。本文以新疆巴音布鲁克湿地河流水体为研究对象,同步采集了水体反射光谱和水样,并在实验室对叶绿素a、浊度等水质参数进行测定。首先,基于光谱波段对叶绿素a浓度的敏感性分析,构建了多种光谱指数模型;然后,提出以4.50 mg/m³作为水体叶绿素a浓度分级阈值,利用三波段半分析模型因子D3B与叶绿素a的线性关系建立水体叶绿素a浓度分级标准,进而对比评估了11种经验、半分析模型分别在全部样本数据集和两级叶绿素a浓度数据集中的精度表现;其次,根据各模型精度结果选用三波段半分析模型D3B和蓝绿波段比模型OC₂V4,组成叶绿素a分级反演算法OC₂-D3B,其精度(R²=0.96, RMSE=0.32 mg/m³, MAE=0.24 mg/m³, MRE=5.71%)相比以上2种单一算法提高了50%以上;最后,本文利用Sentinel-2影像,对湿地河流水体叶绿素a浓度的空间分布特征和季节时序模式进行了分析,得到该水域夏季叶绿素a含量最高,春秋季节次之,冬季最低的结论。此外,本研究还发现气温相比其他环境因子对水体Chl-a浓度的控制作用更加明显。

关键词:遥感;光谱分析;湿地河流;模型评价;叶绿素a反演;时空分布;气象因子;巴音布鲁克

1 引言

作为水质状态评价的关键参数之一,叶绿素a (Chl-a)浓度反映着水体透明度、富营养化程度及浮游植物生物量等^[1-2]。快速准确测定大范围水域中Chl-a浓度是目前水体生态环境监测中的一个重要课题。相比传统基于站点的水质监测方法,遥感技术具有成本低、范围广和时效性快等优点,尤其随着新型高空间和高光谱分辨率卫星传感器的成功应用,遥感技术在大面积水域水质和水热污染监测中的应用越加深入^[3-4]。

目前关于水体Chl-a浓度遥感反演研究多集中于海洋和沿海等大面积开阔水域或河口和湖泊等相对静止、流速较缓的区域水体^[5-10],而针对流动性强、水质要素时空变化剧烈的内陆河流水环境的遥感研究则相对较少。主要原因为:①受限于河道宽度相对开阔水域较窄,河流横向上的卫星影像像元

数较少,航空摄影测量因覆盖面积小、飞行成本高,亦无法满足长河段监测的需求;②河流水体具有明显的时空变化特征,水中物质的浓度会实时发生变化,尤其是在强烈的气候变化和人类活动影响下,流域下垫面的侵蚀会对河流水中物质浓度造成很强的干扰。而湿地作为地球上广泛分布的水生生态系统,其中河流、湖泊、沼泽等多种水环境共存,水体光学特性更加复杂,更增加了水质监测的难度。

国内外诸多学者针对不同光学类型水体构建了各类Chl-a反演算法,大致分为经验模型(海洋水色反演算法OC_x^[2,11]、SVM模型^[12]以及LSTM模型^[13]等)、半分析模型(2波段模型^[14]、3波段模型^[15-16]、4波段模型^[7,17]以及APPLE模型^[18]等)和分析模型^[19-20],还有基于叶绿素荧光特性的基线高度法(Fluorescence Line Height, FLH)^[21]、最大叶绿素指数(Maximum Chlorophyll Index, MCI)^[22]和综合叶绿素指数SCI(Synthetical Chlorophyll Index, SCI)^[23]等。这些

算法的基本原理是利用对水体Chl-a浓度具有最大敏感性而对其余组分浓度不敏感的特征波段^[24-25],不过水体光学属性的空间异质性使得这些水色算法的普适性不足,高精度反演Chl-a的浓度范围有限。在以浮游植物及其降解产物为主成分的海洋等一类水体中,Chl-a在蓝绿波段的光学特性(吸收、散射)在光谱曲线上有着明显体现,但在光学复杂的二类水体中,Chl-a在蓝绿波段的光学特性被水体中高浓度的有色可溶性有机物(Colored Dissolved Organic Matter, CDOM)和非藻类颗粒(Non-Algal Particles, NAP)的强吸收所掩盖,而在红-近红外波段范围内CDOM和NAP的吸收作用急剧减小,Chl-a的吸收占比大大增加,由其引起的光谱峰谷特征非常明显^[24,26],所以基于特定波段的Chl-a算法无法兼顾多类型水体的光学特征。针对由水体组分引起的空间异质性问题,近年来有学者尝试利用不同类型水体特点将研究水域进行分类,如根据富营养化程度、生物量以及浑浊程度等将水体划分多类,不同类型水体采用相应适宜的水质反演算法^[8,10,27-30],以弥补单一算法的缺陷。然而,针对Chl-a浓度的分级评定现没有统一的标准和方法,一般可根据模型的特点、有效反演范围以及研究水体的光学属性等来决定。

本文以巴音布鲁克湿地河流为研究对象,通过

分析同步测量的多类型水体反射光谱和水质数据,进一步对比验证了11种Chl-a算法在湿地河流水体中的精度表现;并基于水体Chl-a分级标准,将多类型水体按照Chl-a浓度进行分级,筛选出适合对应等级水体的最佳Chl-a反演模型,动态反演湿地河流Chl-a浓度。本文通过整合已有模型在不同Chl-a浓度水体中的反演优势,以提高整体水域反演的精度。最后,结合Sentinel-2影像探索湿地河流Chl-a浓度的季节模式以及时空变化,实现湿地河流环境长时序高精度定量监测目的,并基于时序反演结果,简要分析了影响湿地河流Chl-a浓度变化的3个环境因素。

2 研究区概况与数据源

2.1 研究区概况

研究区巴音布鲁克湿地草原位于新疆和静县西北(图1),天山山脉中部山间盆地,地理位置为82.30°E—84.50°E,42.28°N—43.10°N,平均海拔2500 m左右,总面积约15 000 km²,年平均气温-4.5 °C,4—9月平均气温5~10 °C^[31],属于典型的高寒草甸草场,也是我国最大的高山草原^[32]。自然降水和天山冰雪融水是湿地水源的主要补给。独特的高寒湿地气候导致天气变化迅速,日温差较大。湿地外地势

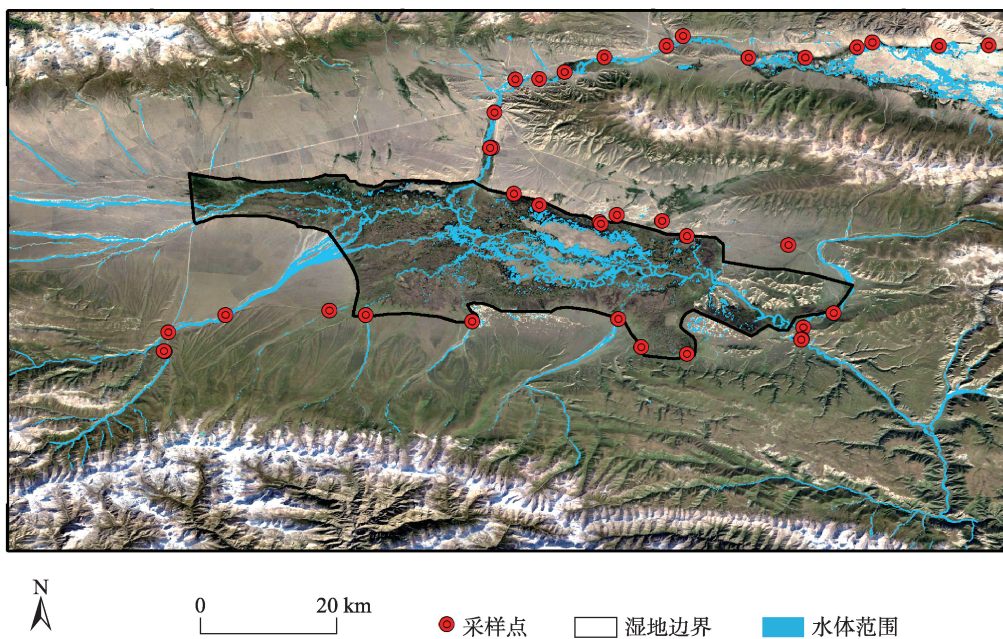


图1 新疆巴音布鲁克湿地草原采样点位置

Fig. 1 Sampling point location in the Bayanbulak wetland grassland in Xinjiang

陡峭,河水流速较快,湿地内河道蜿蜒,沼泽密布,人类活动相对较少,流经该湿地的开都河主河道水体呈现最原始的水质状态,而位于湿地边缘的小型湖泊和部分支流却受到畜牧业、旅游业等人类活动的严重干扰。随着该地区自然资源开发以及气候升温的影响,1996—2015年湿地总体面积呈退化态势^[33],野外考察发现湿地部分地区存在草地退化、沙化现象。水体作为整个湿地生态中最重要的组成部分,决定着湿地的生态稳定性,而对水环境参数状态的变化监测更是重中之重,对湿地环境保护有着重要的指示意义。

2.2 野外光谱数据测量及水样采集

2018年7月16—29日在研究区内的开都河上游主要干支流和湿地小型湖泊采集了38个水样,其中部分采样点位于湿地内的自然遗产地核心区。采样时间为光照相对稳定、入射角度变化不大的当地时间10:00~14:00,采样点选择在水底不可见的深水区,以避免水底反射的影响,每点采集水样1000 ml,在0~4℃的阴暗环境下保存。实验室水质测定指标包括Chl-a和浊度等,统计结果见表1。

从表1可看出,所有采样点的Chl-a浓度均低于10.00 mg/m³,支流、干流、湖泊水体的平均Chl-a浓度依次升高。聚类分析表明在采样的38个样点中,有26个点的叶绿素浓度在2.00~4.50 mg/m³之间,可见湿地水体Chl-a浓度总体偏低。在湖沼学研究中,Chl-a浓度<1.00 mg/m³的水体认为是超贫营养化水体,1.00~2.60 mg/m³之间是贫营养化水体,2.60~7.20 mg/m³之间是中等营养化水体,7.20~20.00 mg/m³之间是富营养化水体,超过20.00 mg/m³是超富营养化水体^[34],按照该标准,本研究水体可认为是中低度营养化水体。另外,水体浊度分布不均,范围2.57~93.42 NTU,实验分析结果表明除少

数冲刷严重的点位外大部分干支流水体的浊度高于湖泊采样点浊度。以上统计数据在一定程度上表明湿地水体营养化程度较低,野外观察也发现,除少数湿地湖泊和冲刷河段外,湿地水体整体较清澈。

采集水样时同步使用便携式光谱仪测量水体光谱,光谱测量范围为可见光-近红外波段(VNIR, 350~1050 nm)和短波红外波段(SWIR, 900~2500 nm),测量方法参考水面之上观测法^[35-36],该方法可有效减小太阳直射和测量环境的影响。野外测量的光学物理量分别为:水面之上总上行辐射亮度 $L(\lambda)$ 、总入射辐照度 $E_d(0^+)$ 以及天空光的下行散射辐射 $L_p(\lambda)$,其中 $E_d(0^+)$ 通过测量标准参考板的反射辐亮度 $L_G(\lambda)$ 而获得,基于以上实测物理量利用式(1)计算水体遥感反射率。每个采样点连续测量10次,剔除明显高于正常水体反射率的光谱曲线后取平均作为该点的遥感反射率光谱。

$$R_{rs}(\lambda) = \frac{L_w(\lambda)}{E_d(0^+)} = \frac{L(\lambda) - \rho \times L_p(\lambda)}{L_G(\lambda) \times \pi / \rho_b} \times 100\% \quad (1)$$

式中: $L_w(\lambda)$ 代表离水辐射亮度,其与水体中的物质及其浓度密切相关,由 $L(\lambda)$ 经大气校正后得到; ρ 表示气-水界面对天空光的反射率,与太阳天顶角、风速、观测角度及水面粗糙度等有关; ρ_b 代表校正后的参考板反射率。

现场共观测了38个采样点的水面反射率光谱数据,其中2个采样点由于测量环境的干扰光谱曲线明显错误而被剔除。图2(a)、(b)分别代表Chl-a ≤ 4.50 mg/m³和 >4.50 mg/m³的采样点遥感反射率光谱。整体而言,光谱曲线在不同波段的幅度差异明显,呈现出的水体典型“峰谷”特征与已有文献中的水体表面反射光谱形状基本类似^[4,8,25,37,38]。可见光波段内的遥感反射率相比近红外波段较高。在蓝波段由于水中物质组分的强吸收作用反射率

表1 2018年7月实测水样Chl-a浓度和浊度的统计分析

Tab. 1 Descriptive statistics of the concentration of water constituents in July 2018

水质参数		最小值	最大值	平均值	标准差	变异系数	采样数
叶绿素 a/(mg/m ³)	总体	2.53	8.72	4.29	1.65	0.39	38
	干流	2.78	8.06	4.16	1.37	0.33	12
	湖泊	2.53	8.72	5.33	1.98	0.37	13
	支流	2.67	5.24	3.37	0.67	0.20	13
浊度(NTU)	总体	2.57	93.42	34.23	26.56	0.78	38
	干流	4.33	93.42	49.54	29.81	0.60	12
	湖泊	2.57	44.71	25.77	13.92	0.54	13
	支流	2.89	75.38	28.56	16.36	0.57	13

偏低,随着波长增长,各组分吸收作用减弱反射率快速增加,并在455 nm左右达到第一个小的反射峰。蓝波段到绿波段反射率快速增加,在550~580 nm之间形成最高反射峰,这与浮游植物细胞体和悬浮颗粒散射增强而色素吸收降低有关^[39]。红波段到近红外波段由于水分子的吸收作用快速增强使光谱反射率总体下降,700 nm至更长波段,遥感反射率一般低于 0.04 sr^{-1} 。

值得注意的是,Chl-a在675 nm左右处有强吸收作用,而NAP和CDOM的吸收较弱,因此高Chl-a浓度的水体反射光谱会在此波段处形成Chl-a吸收峰。临近的700 nm左右的反射峰是由于浮游植物分子吸收太阳光能后,受到激发进行光合作用而产生荧光的结果,它是判断水体是否含有叶绿素的重要光谱特征^[28,30,40]。对比图2(a)、图2(b)的红框内光谱发现,在 $\text{Chl-a} > 4.50 \text{ mg/m}^3$ 的水体中,675 nm处呈现明显的Chl-a吸收峰且700 nm处出现Chl-a荧光峰,而在 $\text{Chl-a} \leq 4.50 \text{ mg/m}^3$ 的水体中这2个波段处均没有明显特征,这是由于在低浓度Chl-a水体中,近红外波段的光学属性受其他组分的影响较大导致Chl-a的反射信号被掩盖^[25]。

2.3 遥感影像及站点数据

本文使用的遥感影像是具有高时空分辨率的Sentinel-2数据^[41],由欧空局ESA哨兵数据中心(<https://scihub.copernicus.eu/>)发布。Sentinel-2由2颗极轨卫星2A和2B组成,装备有从可见光和近红外到短波红外的13个波段的多光谱传感器(Multi-Spectral Instrument, MSI)。MSI具有3种类

型的空间分辨率(10、20和60 m),具体取决于不同的波段,影像幅宽为290 km。单个卫星的重访周期为10 d,2颗卫星观察同一区域时,重访周期可缩短到5 d。下载的Sentinel-2 L1C级别影像已经过几何精校正和辐射定标,为获取精确的水体反射率,使用ESA官方发布的大气校正专用插件Sen2Cor(2.8版)消除大气影响,此插件的校正效果与6S模型和大气校正简化模型具有较高的一致性^[42]。

为分析环境因素对湿地河流水体Chl-a的影响,本研究利用了位于研究区内的巴音布鲁克气象站($84^{\circ}08'56''\text{E}$, $40^{\circ}01'58''\text{N}$)的2016—2019年逐日观测数据^[43],包括气温、降水和日照时数,数据由国家气象科学数据中心(<http://data.cma.cn/>)发布。为与月平均Chl-a浓度进行对比,将以上气象数据处理成月平均温度、月总降水和月平均日照时数。

3 Chl-a分级反演方法

3.1 技术路线

本研究的Chl-a分级反演方法主要包括2个过程,即水体分级和模型选择(图3)。首先,通过分析表2中各模型变量因子与所有水样Chl-a浓度之间的相关关系,确定可将水体按Chl-a浓度相对高低区分为2类的最佳因子,并以此建立水体分级标准;然后,将基于光谱指数的回归模型和经过参数优化后的11种经验、半分析模型应用于不同Chl-a浓度级别水体,根据各模型的精度表现筛选最适合两类水体的模型,实现Chl-a浓度的高精度反演。

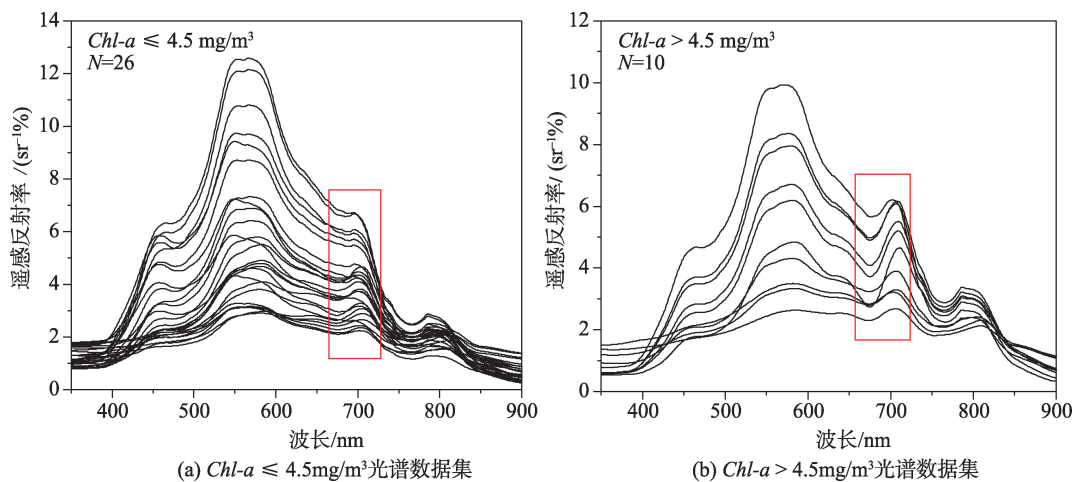


图2 有效采样点水体遥感反射率曲线

Fig. 2 Remote sensing reflectance above water surface of valid samples

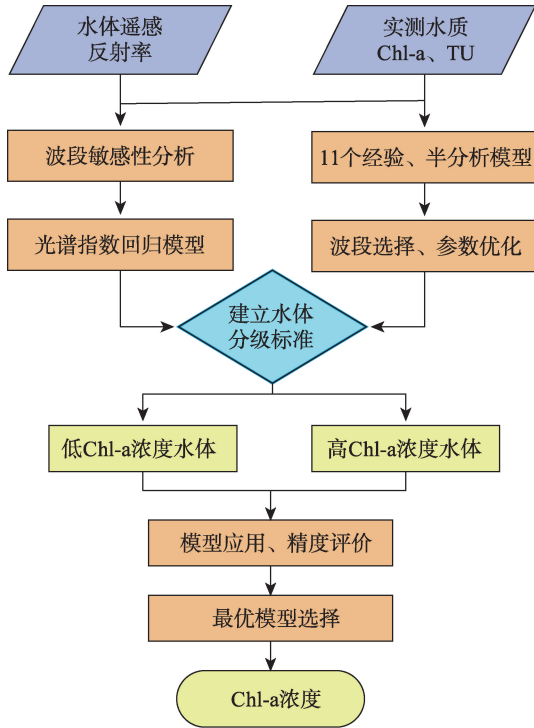


图3 基于浓度分级的Chl-a反演流程
Fig. 3 Framework for Chl-a estimation based on concentration classification

3.2 光谱波段敏感性分析

为有效抑制测量环境、测量角度变化等因素对反射率的影响,提高与实测 Chl-a 浓度的相关性,将原始遥感反射率分别进行对数、归一化和一阶微分处理。归一化是以信号稳定的400~900 nm的反射率平均值为归一化点,各波段反射率除以该平均值得到对应的归一化遥感反射率 $R_n(\lambda)$ 。将原始遥感反射率和以上3种方式处理后的反射率与实测Chl-a浓度的相关性进行对比(图4),可看出归一化方法相比其他2种光谱处理方式可明显提高反射率与Chl-a的相关性。可见光波段范围内,524~576 nm之间归一化遥感反射率与Chl-a浓度的相关系数 r 的绝对值大于0.70,在537 nm处达到最大0.72,而428 nm和678 nm处的 r 值接近于0;在近红外波段范围相关性较高,822~900 nm之间的 r 值都在0.68以上。

在水质参数遥感反演研究中,通常选取一个耐水质参数敏感的活跃波段以及一个对其不敏感的波段,求取比值、差值或差和比等形式的光谱指数应用到经验或半分析算法当中,这种方法相比单波段算法的反演效果较好^[44]。将350~900 nm范围内的遥感反射率进行两两差值、比值以及差和比值处理后,分别与实测Chl-a浓度进行相关性分析。相关系数图(图5)表明在3种形式的波段组

表2 本研究采用的11种Chl-a反演算法的简要描述
Tab.2 Brief descriptions of the 11 types of Chl-a retrieval algorithms used in this study

算法	描述
$T_{Chl-a}^{[11]}$	$R = R_{rs}(433)/R_{rs}(555) \times (R_{rs}(412)/R_{rs}(490))^{C_0}$ $Chl - a = 10^{(c_1 + c_2 \cdot \text{Log}_{10}(R) + C_3 \cdot \text{Log}_{10}^2(R))}$ $C_0 = -0.935, C_1 = 0.342, C_2 = -2.511, C_3 = -0.277$
$OC_2V4^{[2]}$	$R = \text{Log}_{10}(\max(R_{rs}(443), R_{rs}(490))/R_{rs}(560))$ $Chl - a = 10^{(c_0 + c_1 R + c_2 R^2 + c_3 R^3 + c_4 R^4)}$ $C_0 = 0.2975, C_1 = -21.502, C_2 = -215.53, C_3 = -784.5, C_4 = -859.7$
$OC_4V4^{[2]}$	$R = \text{Log}_{10}(\max(R_{rs}(443), R_{rs}(490), R_{rs}(510))/R_{rs}(560))$ $Chl - a = 10^{(c_0 + c_1 R + c_2 R^2 + c_3 R^3 + c_4 R^4)}$ $C_0 = -0.599, C_1 = -50.54, C_2 = -578.38, C_3 = -2525.7, C_4 = -376.2$
$NDCI^{[46]}$	$NDCI = (R_{rs}(708) - R_{rs}(665))/(R_{rs}(708) + R_{rs}(665))$ $Chl - a = 4.0448 + 10.301 \times (NDCI)$
$FLH^{[21]}$	$FLH = R_{rs}(\lambda_2) - [R_{rs}(\lambda_3) + \frac{\lambda_2 - \lambda_3}{\lambda_1 - \lambda_3} * (R_{rs}(\lambda_1) - R_{rs}(\lambda_3))]$ $\lambda_1: 665 \text{ nm}, \lambda_2: 681 \text{ nm}, \lambda_3: 708 \text{ nm}$ $Chl - a = 3.6268 - 11.289 \times (FLH) - 17.743 \times (FLH)^2$
$MCI^{[22]}$	$MCI = L_w(\lambda_2) - [L_w(\lambda_1) + \frac{\lambda_2 - \lambda_1}{\lambda_3 - \lambda_1} * (L_w(\lambda_3) - L_w(\lambda_1))]$ $\lambda_1: 681 \text{ nm}, \lambda_2: 708 \text{ nm}, \lambda_3: 753 \text{ nm}$ $Chl - a = 5.6122 - 2.1844 \times (MCI) + 0.6641 \times (MCI)^2$
$SCI^{[23]}$	$H_{Chl} = [R_{rs}(\lambda_4) + \frac{\lambda_4 - \lambda_3}{\lambda_4 - \lambda_2} * (R_{rs}(\lambda_2) - R_{rs}(\lambda_4))] - R_{rs}(\lambda_3)$ $H_{\Delta} = R_{rs}(\lambda_2) - [R_{rs}(\lambda_4) + \frac{\lambda_4 - \lambda_2}{\lambda_4 - \lambda_1} * (R_{rs}(\lambda_1) - R_{rs}(\lambda_4))]$ $SCI = H_{Chl} - H_{\Delta}$ $\lambda_1: 560 \text{ nm}, \lambda_2: 620 \text{ nm}, \lambda_3: 665 \text{ nm}, \lambda_4: 681 \text{ nm}$ $Chl - a = 5.7457 - 7.9685 \times (SCI) + 5.7043 \times (SCI)^2$
$G2B^{[44]}$	$G2B = R_{rs}(\lambda_2)/R_{rs}(\lambda_1) \quad \lambda_1: 659 \text{ nm}, \lambda_2: 692 \text{ nm}$ $Chl - a = 49.739 - 124.14 \times (G2B) + 82.754 \times (G2B)^2$
$D3B^{[15]}$	$D3B = [R_{rs}(\lambda_1)^{-1} - R_{rs}(\lambda_2)^{-1}] \times R_{rs}(\lambda_3)$ $\lambda_1: 659 \text{ nm}, \lambda_2: 692 \text{ nm}, \lambda_3: 748 \text{ nm}$ $Chl - a = 6.9756 + 73.431 \times (D3B) + 344.53 \times (D3B)^2$
$L4B^{[7]}$	$L4B = [R_{rs}(\lambda_1)^{-1} - R_{rs}(\lambda_2)^{-1}] [R_{rs}(\lambda_4)^{-1} - R_{rs}(\lambda_3)^{-1}]$ $\lambda_1: 659 \text{ nm}, \lambda_2: 692 \text{ nm}, \lambda_3: 705 \text{ nm}, \lambda_4: 748 \text{ nm}$ $Chl - a = 5.5923 + 11.566 \times (L4B) + 15.472 \times (L4B)^2$
$G_{Chl-a}^{[29]}$	$b_b = 1.61 \times R_{rs}(779)/(0.082 - 0.6 \times R_{rs}(779))$ $Chl - a = (R_{rs}(709)/R_{rs}(665) \times (0.7 + b_b) - 0.4 - b_b^{1.06})/0.016$

合中, $R_{rs}(384) - R_{rs}(385)$ 、 $R_{rs}(689)/R_{rs}(613)$ 、 $(R_{rs}(625) - R_{rs}(624))/(R_{rs}(625) + R_{rs}(624))$ 与实测Chl-a浓度相关性最强,最大相关系数分别为0.63、0.82和0.73。以上与Chl-a具有极高相关性的特征波段及组合都可以用来建立Chl-a浓度反演模型。

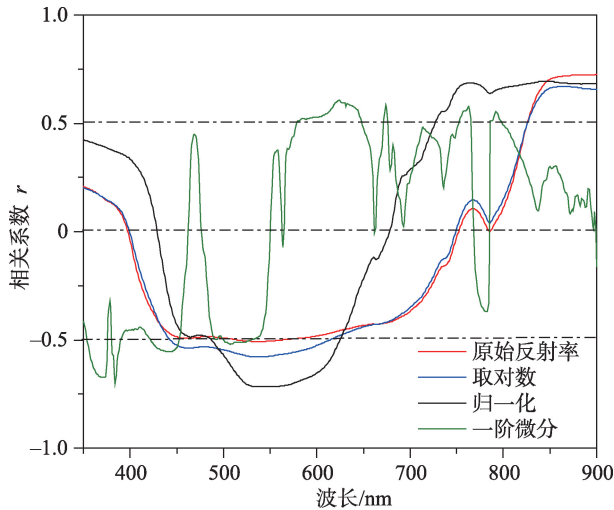


图4 单波段遥感反射率波长与Chl-a浓度的相关系数
Fig. 4 Correlation coefficient between single-band remote sensing reflectance and in situ Chl-a

3.3 光谱指数回归模型

根据光谱波段敏感性分析结果,利用相关系数最高处的537 nm分别与近于零值的428 nm和678 nm处的归一化遥感反射率 $R_n(\lambda)$,建立差值、比值以及差和比形式的光谱指数,连同 $R_{rs}(384) - R_{rs}(385)$ 、

$R_{rs}(689)/R_{rs}(613)$ 、 $(R_{rs}(625) - R_{rs}(624))/(R_{rs}(625) + R_{rs}(624))$ 波段组合,与实测 Chl-a 浓度进行最小二乘回归分析,以线性、对数、多项式、幂和指数5种函数形式进行拟合,确定拟合程度最高的回归方程作为相应光谱指数的Chl-a反演模型(表3)。这种方法相对快捷准确,针对特定研究水体反演效果较好,但是缺少机理分析导致此类模型的普适性不佳。

3.4 水体分级标准

在二类水体 Chl-a 反演研究中,3.00~5.00 mg/m³ 是一些基于红-近红外波段算法的精度分界线,算法精度在 Chl-a 浓度高于 3.00~5.00 mg/m³ 水体中有着可靠保证,但低于此浓度时精度迅速退化^[4,30]。因此本文根据实测水质数据,用聚类分析的方法将水样进行浓度分级,发现 4.50 mg/m³ 可作为 Chl-a 浓度的分级阈值。为实现遥感反射率的分级,对比表2中各模型变量因子与 Chl-a 浓度之间的关系,选择了与实测 Chl-a 有着最佳线性相关的 D3B 变量因子,如图6所示,二者间的线性决定系数 $R^2=0.76$,当 $Chl-a=4.50$ mg/m³ 时,对应的 $D3B=-0.051$ 。为表现 D3B 与 Chl-a 的对应关系,将两级 Chl-a 浓度和两级

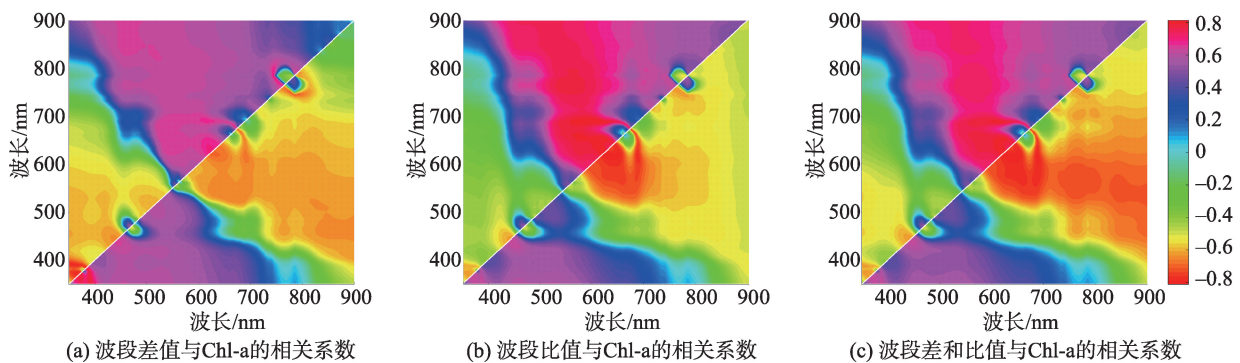


图5 Chl-a浓度与遥感反射率波段组合的相关系数
Fig. 5 Correlation coefficient between in situ Chl-a and the three kinds of $R_n(\lambda)$ combination

表3 基于回归分析的水体反射率与Chl-a浓度的最佳拟合方程

Tab. 3 The optimal fitting equation between reflectance and Chl-a concentration based on regression analysis

模型简写	自变量	拟合方程	R^2
X1	$x = R_n(537)$	$y = 3.2765x^2 - 0.3799x + 3.1175$	0.56
X2	$x = (R_n(537) - R_n(428)) / (R_n(537) + R_n(428))$	$y = 14.681x^2 + 17.266x + 8.1809$	0.48
X3	$x = R_n(537) / R_n(678)$	$y = 8.5277x^2 - 0.2788x + 3.3603$	0.36
X4	$x = (R_n(537) - R_n(678)) / (R_n(537) + R_n(678))$	$y = 8.6092x^2 + 14.272x + 9.3707$	0.34
X5	$x = (R_{rs}(384) - R_{rs}(385)) * 100$	$y = 75435x^2 + 1063.9x + 6.896$	0.63
X6	$x = R_{rs}(689) / R_{rs}(613)$	$y = 107.82x^2 - 166.85x + 67.757$	0.82
X7	$x = (R_{rs}(625) - R_{rs}(624)) / (R_{rs}(625) + R_{rs}(624)) * 100$	$y = 105.97x^2 + 45.711x + 8.2691$	0.73

D3B的范围分别进行统计分析(表4)。统计结果表明,高浓度级的 *Chl-a* 范围(2.67~8.72 mg/m³)相比低浓度级 *Chl-a*(2.53~4.25 mg/m³)较大,两级之间重叠范围占总 *Chl-a* 范围的26%;在两级D3B因子中,高 *Chl-a* 级的D3B平均值是-0.014,高于低 *Chl-a* 级D3B平均值-0.072,两级重叠范围占总的D3B范围的5%;另外,以 *Chl-a*=4.50 mg/m³ 和对应的 *D3B*=-0.051为分级阈值的高低两级别的水样数目基本相同,利用混淆矩阵计算分级的准确率达到94.44%,综上可认为以 *D3B*=-0.051为分级阈值能够简单有效地将研究水体分为 *Chl-a*>4.50 mg/m³ 和 *Chl-a*≤4.50 mg/m³ 两级。

3.5 *Chl-a* 模型及精度评价

单一算法应用于特定类型或一定 *Chl-a* 浓度范围的水体有着较高的反演精度,但移植到其他水域时往往因光学环境的差异使反演精度无法保证。基于蓝绿波段比值的算法一般适用于低 *Chl-a* 浓度的清澈水体,基于红-近红外波段的算法则适用在较高 *Chl-a* 浓度的浑浊二类水体^[25],根据前文D3B与

Chl-a 的相关关系将研究水体分为两级, *D3B*≤-0.051 的水体认为是低 *Chl-a* 浓度的清澈水体,其光学属性由 *Chl-a* 和水分子主导,采用对 *Chl-a* 浓度敏感的蓝绿波段比算法; *D3B*> -0.051 的水体认为是浑浊的高 *Chl-a* 浓度水体,采用基于红-近红外波段的算法以减弱水体中 NAP 和 CDOM 等组分对 *Chl-a* 吸收系数的影响。为实现高精度的湿地干流、支流和湖泊水体 *Chl-a* 浓度的统一反演,本研究验证了表2中的11个经验、半分析反演模型在湿地河流水体的适用性,如在一类水体中应用较多的 OC₂ 算法、FLH 算法和 MCI 算法等,在二类水体中应用较多的 T_{*Chl-a*} 模型^[11,45]、NDCI 算法^[46]及 SCI 算法等,部分模型的使用波段和参数根据实测数据进行了优化调整。最优模型的选择根据其各 *Chl-a* 等级中的反演精度来决定。

为评估各模型的反演精度,将 *Chl-a* 浓度反演值和实测值进行对比,采用决定系数(*R*²)、均方根误差(Root Mean Squared Error, RMSE)和平均绝对误差(Mean Absolute Error, MAE)和平均相对误差(Mean Relative Error, MRE) 4个统计指标,计算公式如下:

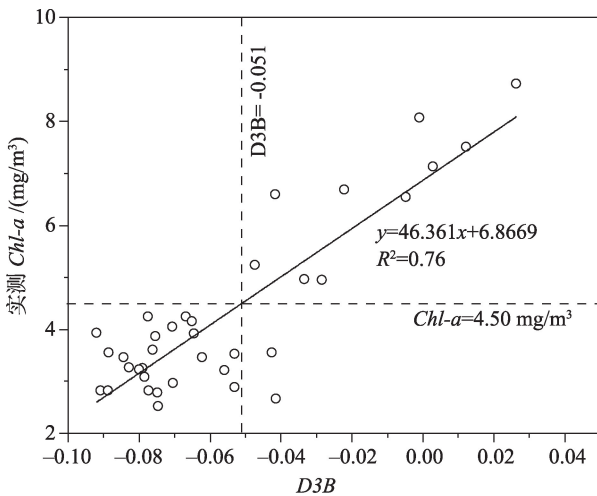


图6 D3B与实测*Chl-a*浓度的相关关系
Fig. 6 Correlation between D3B and measured *Chl-a*

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_{obs,i} - x_{mod,i})^2}{\sum_{i=1}^n (x_{obs,i} - \bar{x}_{obs,i})^2} \quad (2)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_{mod,i} - x_{obs,i})^2}{n}} \quad (3)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (|x_{mod,i} - x_{obs,i}|) \quad (4)$$

$$MRE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\left| \frac{x_{mod,i} - x_{obs,i}}{x_{obs,i}} \right| \times 100\% \right) \quad (5)$$

式中: *x*_{obs,*i*} 为第*i*组样本数据*Chl-a*浓度实测值; $\bar{x}_{obs,i}$ 为实测值平均值; *x*_{mod,*i*} 为模型反演值; *n* 为样本总数。*R*²越高,RMS和MRE、MAE值越低,说明模型拟合效果越好,反演精度越高。

表4 以 *D3B*=-0.051 和 *Chl-a*=4.50 mg/m³ 为水体分级阈值的水样统计

Tab. 4 Descriptive statistics of the water samples with *D3B*=-0.051 and *Chl-a*=4.5 mg/m³ as hierarchical threshold

D3B 分组	<i>Chl-a</i> 最小值	<i>Chl-a</i> 最大值	<i>Chl-a</i> 均值	标准差	变异系数	采样点数
<i>D3B</i> ≤-0.051	2.53	4.25	3.40	0.50	0.15	24
<i>D3B</i> > -0.051	2.67	8.72	6.05	1.73	0.28	12
<i>Chl-a</i> 分组	D3B 最小值	D3B 最大值	D3B 均值	标准差	变异系数	采样点数
<i>Chl-a</i> ≤4.50 mg/m ³	-0.092	-0.041	-0.072	0.014	-0.19	26
<i>Chl-a</i> > 4.50 mg/m ³	-0.047	0.026	-0.014	0.023	-1.69	10

4 Chl-a反演结果与分析

4.1 最优模型选择

根据第3.3节的水体分级标准,将最优统计模型X6和11个经验、半分析模型分别应用到全部及2个等级的水样数据集,反演精度如图7所示。

从图7(a)可看出,单一算法的整体反演精度普遍不高,MRE都超过10%,表现较好的算法有X6、G2B、D3B及L4B;在低Chl-a浓度水体中(图7(b)),OC_x算法的反演精度($RMSE < 0.25 \text{ mg/m}^3$, $MAE < 0.20 \text{ mg/m}^3$, $MRE < 6.00\%$)明显高于统计方法X6和半分析算法G2B、D3B及L4B,相比而言OC₂V4算法精度略高于OC₄V4,对比图8(a)、(c)、(e)可直观地看出,OC₂V4算法在低Chl-a浓度水体中的决定系数达到0.85,而X6和D3B的决定系数则较小;在高Chl-a浓度水体中(图7(c)),G2B、D3B、L4B精度表现最佳($RMSE < 0.60 \text{ mg/m}^3$, $MAE < 0.50 \text{ mg/m}^3$, $MRE < 10.00\%$),其中D3B精度表现略高,X6精度次之,OC_x算法表现最差,对比图8(b)、图8(d)、图8(f)可看出,D3B算法的决定系数达到了0.91,反演误差最小。因此在低Chl-a浓度水体中选择为OC₂V4算法,在高Chl-a浓度水体中选择D3B算法具有实践合理性。本文将筛选出的2个模型合并简写为OC₂-D3B,并利用 $D3B = -0.051$ 分级后的实测数据重新确定该分级算法的各个参数,最终确定其方程形式。

当 $D3B > -0.051$ 时,利用基于红-近红外波段的D3B算法估算水体Chl-a浓度,公式如下:

$$Chl-a = 216.41 \times (D3B)^2 + 76.206 \times (D3B) + 6.8731 \quad (6)$$

$$D3B = (R_{rs}^{-1}(649) - R_{rs}^{-1}(692)) \times R_{rs}(734) \quad (7)$$

当 $D3B \leq -0.051$ 时,则选择基于蓝绿比的

OC₂V4算法,公式如下:

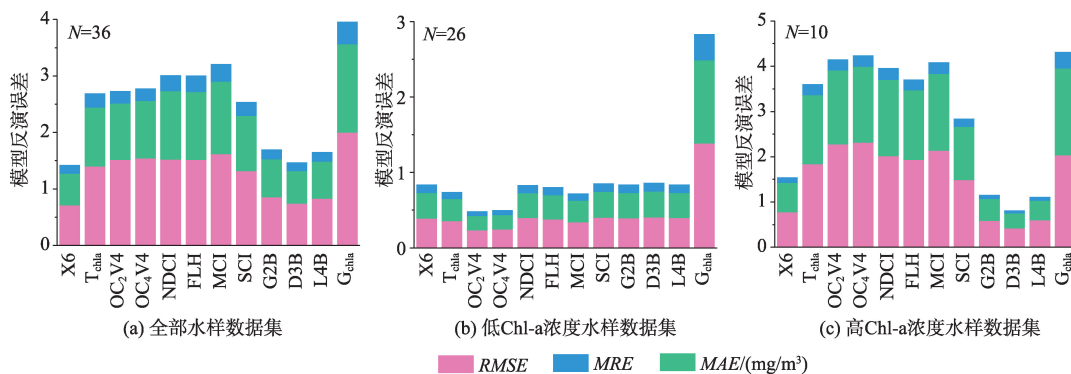
$$Chl-a = 10^{3.7327 + 33.617R + 93.635R^2 - 3.7135R^3 - 198.18R^4} \quad (8)$$

$$R = \text{Log}_{10}[\max(R_{rs}(443), R_{rs}(490))/R_{rs}(560)] \quad (9)$$

4.2 精度验证与对比

算法验证一般需采用独立数据集或未参与建模的数据集来评价反演精度。但因本研究采样时间单一且数据量较少,所以采用了留一交叉验证方法来评价模型精度,该方法选择训练集时留出一个样本用作模型验证,剩余样本用于模型参数校准。依次留出所有水样后,对比每个留出样本的Chl-a估算值和实测值(图9),可以看出二者之间相对适度地分散,估计偏差较小($RMSE = 0.51 \text{ mg/m}^3$, $MAE = 0.40 \text{ mg/m}^3$, $MRE = 9.10\%$),表明分级反演方法具有可行性。

将实测遥感反射率进行分级后,利用分级算法OC₂-D3B反演全部采样点Chl-a浓度,并与光谱指数模型X6、经验模型OC₂V4及半分析算法D3B进行对比(图10)。可以直观看出,X6和D3B算法在低Chl-a范围内的反演值相比实测值过于离散,OC₂V4算法虽然在低Chl-a浓度范围的离散现象不太显著,但存在明显高估,且在高Chl-a浓度范围的反演误差过大。分级反演算法OC₂-D3B和其他算法相比,反演结果的散点更接近1:1实线,决定系数 R^2 达到了0.96,其精度为 $RMSE = 0.32 \text{ mg/m}^3$, $MAE = 0.24 \text{ mg/m}^3$, $MRE = 5.71\%$,相比统计算法X6,各项精度评价指标分别提高了54.93%、57.14%和61.23%;相比经验算法OC₂V4,对应精度指标分别提高了78.95%、76.00%和73.09%;相比半分析算法D3B,对应指标分别提高了56.76%、58.62%和61.70%。以上参数表明在湿地多类型水体Chl-a估算中采用分级反演方法的精度要比单一算法更准确。



注:N代表样点数量。

图7 最优统计模型X6和11个已有模型的反演误差

Fig. 7 Retrieval errors of the optimal statistical model X6 and 11 existing models

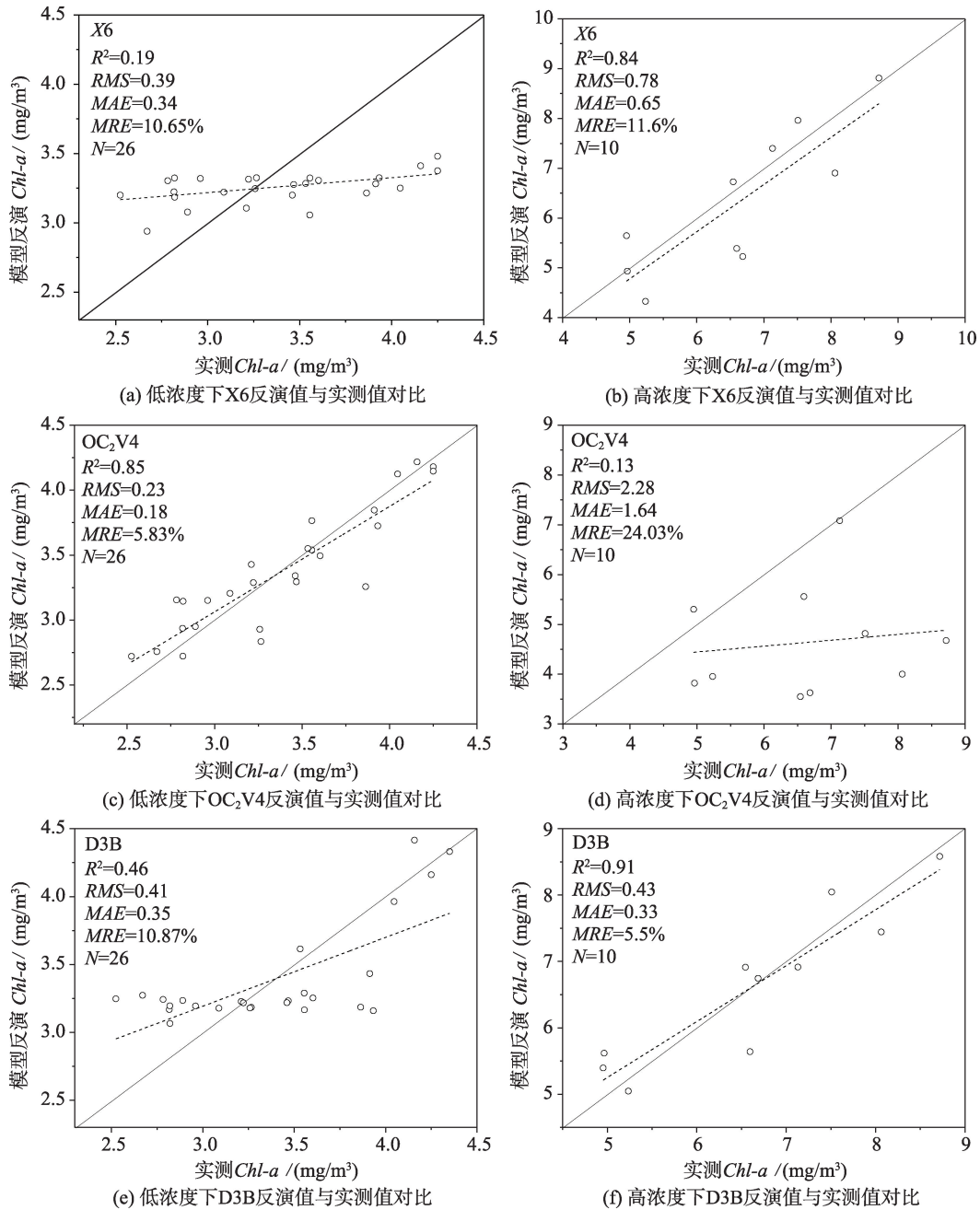


图8 X6、OC₂V4、D3B在两级Chl-a浓度水体的反演值与实测值对比

Fig. 8 In situ Chl-a versus estimated Chl-a of X6, OC₂V4 and D3B in the two level Chl-a datasets

4.3 Chl-a时空分布规律

本文选取了一幅在采样当天过境的 Sentinel-2A 影像分析 Chl-a 浓度的空间分布,影像拍摄日期为 2018 年 7 月 21 日,该影像与地面采样的时空匹配点共有 10 个,命名为 P27~P36。分别利用 OC₂V4、D3B、OC₂-D3B 3 种算法反演湿地河流水体的 Chl-a 浓度,OC₂V4 算法选择 Sentinel-2A 的 1、2、3 波段, D3B 算法选择 4、5、6 波段,模型参数根据选用波段的中心波长重新调整到最佳。截取地面-卫星匹配

区域分析 Chl-a 的空间分布状态(图 11),并将匹配点的 Chl-a 估算值与实测值进行对比(图 12)。从图 11 可以看出,在该水域 OC₂V4 算法在河流和湖泊的估算值一般处于 2.00~4.00 mg/m³ 和 0~2.00 mg/m³,而 D3B 算法在河流和湖泊的估算值一般处于 1.00~2.00 mg/m³ 和 6.00~10.00 mg/m³。从图 12 也可看出,当采样点 Chl-a 浓度较高时,OC₂V4 算法明显低估,而当采样点 Chl-a 浓度较低时,D3B 算法明显高估,这与前文的算法分析结果基本一致。相比这两

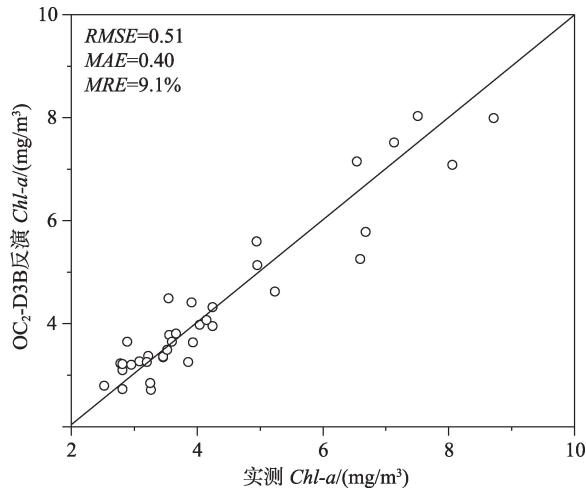


图9 留一验证估算值与实测值对比

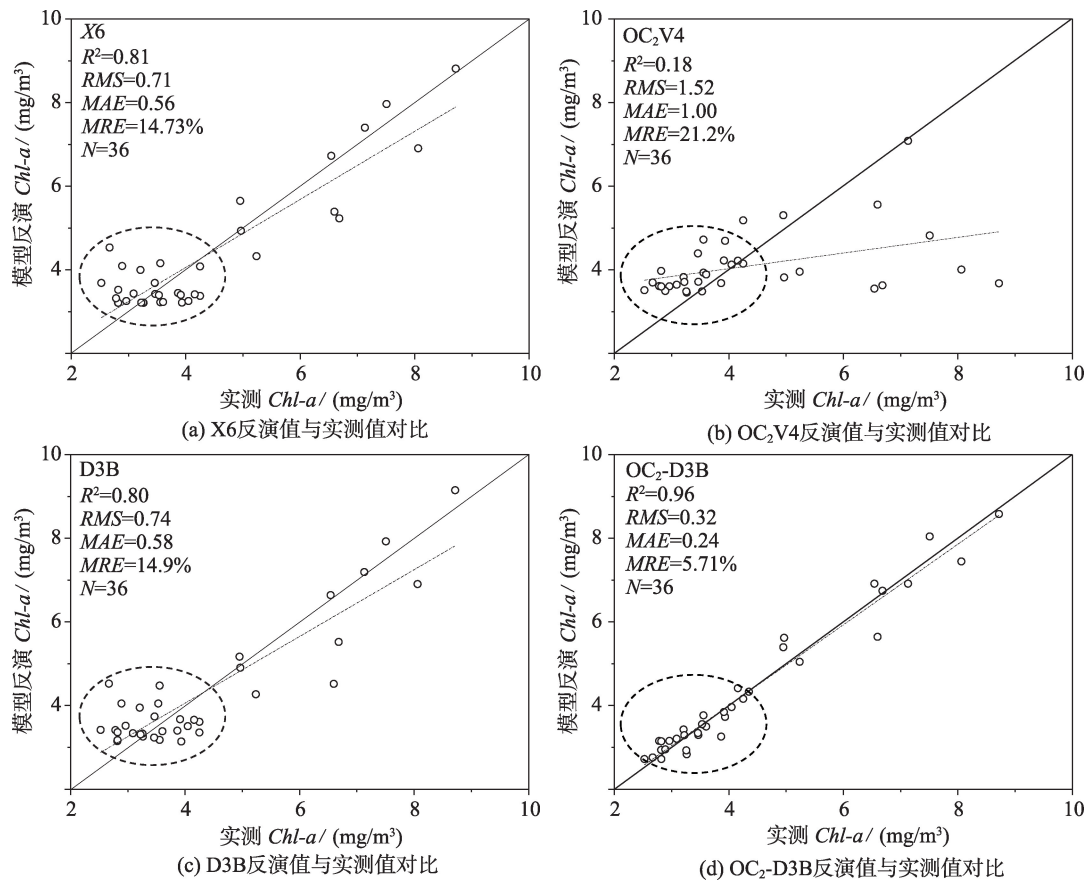
Fig. 9 Scatterplot of estimated and measured Chl-a value obtained from the leave-one-out procedure

种单一算法, OC_2 -D3B在该水域的分级反演值更加接近实测值。

Chl-a浓度的空间分布表明在该湿地湖泊水体Chl-a浓度整体高于河流(图11(c)),这种现象可归

因于河流和湖泊水动力条件等的差异性。相比流速较快的河流水体,湖泊水体流通性差,自净能力弱,更适于浮游植物生存,有研究表明在化学成分相当的湖泊和河流水体中,河流浮游植物生物量远低于湖泊^[47]。从表1可以看出,河流水体的平均浊度高于湖泊水体,这表明2类水体的水下光场分布也不同,湍急的河流搅动悬浮物颗粒使水体变得更浑浊,不利于可见光的穿透,一定程度上抑制了水下浮游植物的光合作用,而在平静的湖泊中,悬浮物颗粒易于沉淀,较好的透明度可以使浮游植物获得更多光能。此外,水温、水深、风速、营养盐等理化因子等的差异也是导致湖泊和河流水体Chl-a浓度不同的影响因素^[48-49]。

为探究湿地河流总体Chl-a浓度季节变化模式,本研究选取2016—2019年的Sentinel-2影像分析了年内每月平均Chl-a浓度变化。季度按月份分为:3、4、5月为春季,6、7、8月为夏季,9、10、11月为秋季,12月和第二年1、2月为冬季。将每月内所有可用影像的Chl-a反演值取平均代表该月Chl-a浓

图10 X6、 OC_2 V4、D3B、 OC_2 -D3B应用到全部采样数据集时的Chl-a估算值与实测值对比Fig. 10 In situ Chl-a versus estimated Chl-a of X6, OC_2 V4, D3B and OC_2 -D3B in the all in situ datasets

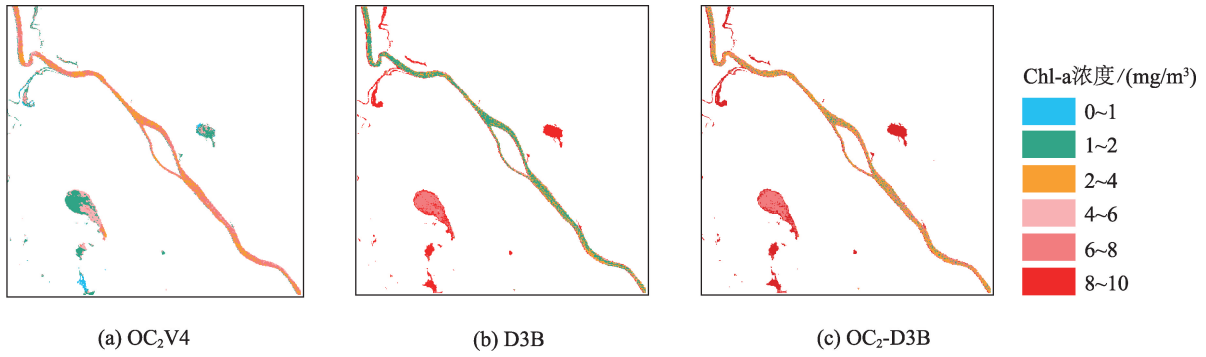


图 11 OC₂V4、D3B、OC₂-D3B 3种算法反演的Chl-a浓度空间分布

Fig. 11 Spatial distribution of estimated Chl-a using the OC₂V4, D3B, and OC₂-D3B

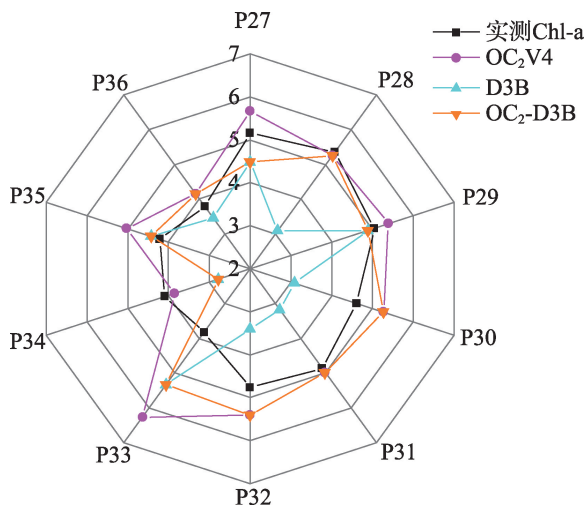


图 12 地面-卫星匹配点的Chl-a浓度反演值与实测值对比

Fig. 12 Estimated Chl-a versus in situ Chl-a of matchup samples

度水平。从年际时序Chl-a浓度变化和累年各月平均Chl-a浓度反演结果(图13)可以看出,湿地河流水体Chl-a浓度变化具有明显的季节特征,一般在夏季表现最高,春秋两季次之,冬季最低;年际间差异不大,呈现波动变化的稳定态势,不过不同年份相应季节的Chl-a浓度水平不尽相同。定量计算结果表明从2016年春季到2019年夏季的Chl-a浓度累年平均季度值分别为:春季3.94 mg/m³、夏季5.34 mg/m³、秋季5.08 mg/m³、冬季2.11 mg/m³。

4.4 Chl-a影响因素分析

从第4.3节可看出,湿地河流水体的Chl-a浓度具有十分明显的季节性变化特征,结合巴音布鲁克气象站观测数据,本文利用2016—2019年月平均温度、月总降水和月平均日照时数3个气象因子分析其对水体Chl-a浓度变化的影响。由于气象因子对

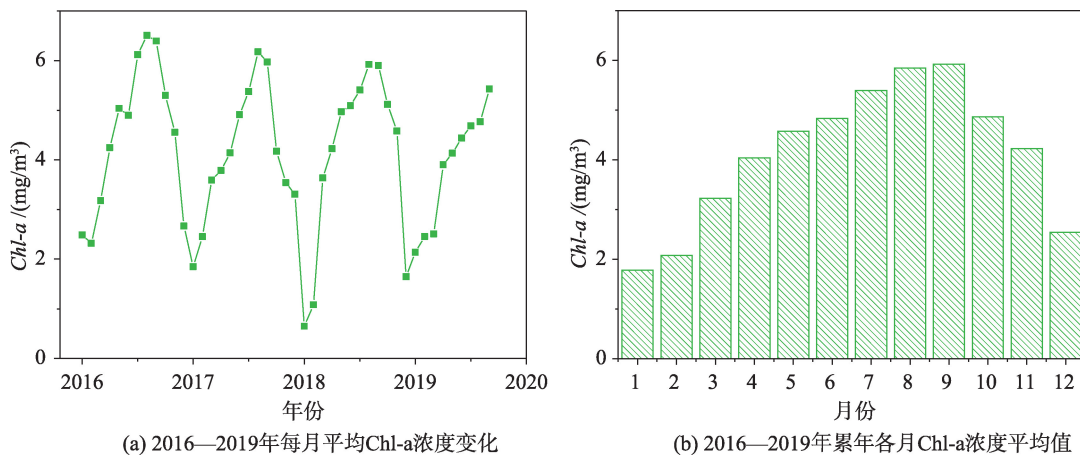


图 13 湿地河流水体2016—2019年每月平均Chl-a浓度时序变化及累年各月平均Chl-a浓度

Fig. 13 Temporal variation of monthly average Chl-a concentration in wetland river water bodies from 2016 to 2019 and monthly average Chl-a concentration over the years

水体浮游植物以及地表植物的影响具有一定程度的延后性^[50-51],因此本文首先分析了前一个月的气象因子对水体Chl-a浓度的影响。结果表明,在本研究区气象因子的滞后效应并不明显,因此本文仅阐述当月气象因子对Chl-a浓度的影响。

研究区具有明显的雨热同期现象,年内季节间相差较大,夏季为丰水期,气温较高,冬季为枯水期,气温低;年际间呈季节波动变化,同季节雨热特征变化不大(图14(a)、图14(c))。月总日照时数的变化更为复杂,除冬季稍低外其他季节特征不明显(图14(e))。从图14(a)和图14(c)可看出,水体Chl-a浓度变化与温度、降水的变化趋势较为一致,几乎同步在夏

季达到最高、冬季最低,不过具有最大降水量的时间比较集中,仅在夏季的1~3个月内,其他月份降水量较低且变化不大,但对应时间的Chl-a浓度变化幅度较大。对比气象因子与Chl-a浓度之间关系(图14(b)、图14(d)、图14(f)),可发现Chl-a与气温和降水之间具有显著相关性($p < 0.05$),相关系数分别为0.88和0.57,而与月平均日照时数的相关系数只有0.38,说明水体中Chl-a浓度主要受到气温和降水的共同影响,且气温的控制作用更突出。不同于新疆其他半干旱、干旱区域,巴音布鲁克湿地水源充沛,海拔较高,热量成为主导水体Chl-a浓度的主要因素。

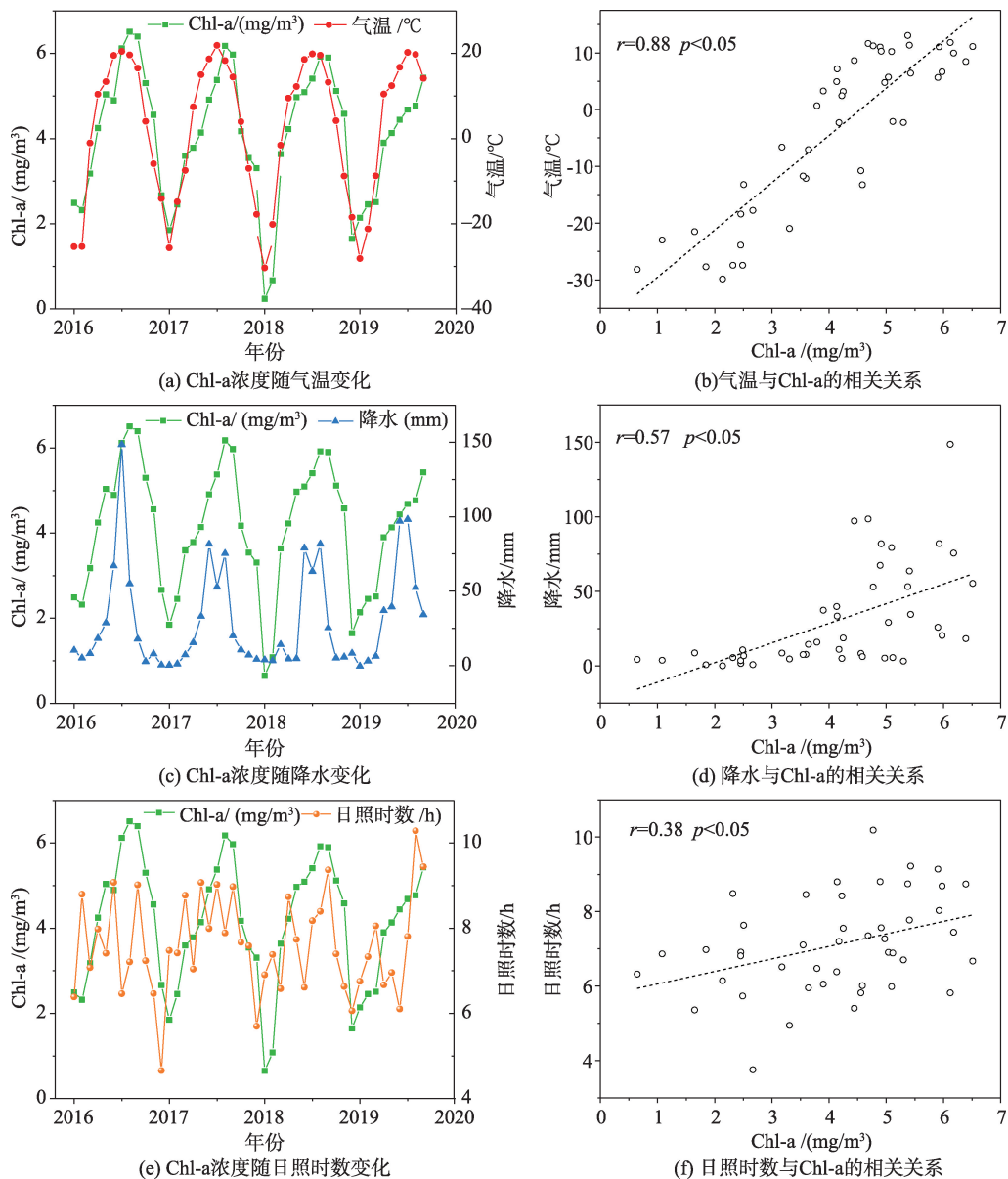


图14 叶绿素浓度随气象因子的变化趋势及相关性分析变化

Fig. 14 The variation trend of Chl-a concentration with meteorological factors and correlation analysis

5 结论

本文以巴音布鲁克湿地河流为研究对象,在水体按照Chl-a浓度分级的基础上,结合多类算法分级反演Chl-a。这种分级反演方式有效利用了适合不同Chl-a浓度水体的算法优势,避免了在不同光学特性水体中采用单一算法导致Chl-a估算误差较大的情况,一定程度上解决了单一算法普适性差的问题。研究主要结论如下:

(1)光谱归一化相比其他光谱处理方式可明显提高遥感反射率与Chl-a浓度的相关性,是处理水体高光谱数据的有效手段。可见光波段的524~576 nm和近红外波段的822~900 nm范围的归一化遥感反射率对水体Chl-a较为敏感;由于不同地区不同类型水体的光学属性的差异,利用归一化方法处理遥感反射率光谱得到的敏感波段范围可能略有不同。各光谱指数与Chl-a浓度的相关性分析表明, $R_{rs}(689)/R_{rs}(613)$ 与Chl-a浓度相关性最强,相关系数达到0.82。

(2)根据优化后的各类算法在湿地河流Chl-a反演结果精度表现可知,针对多类型复杂水体,没有单一算法可以在Chl-a < 10.00 mg/m³以下的水体中有足够高的反演精度。相比而言,半分析算法G2B、D3B、L4B在所有类型水体Chl-a反演中的精度最高,平均相对误差在20%以内,但是在低Chl-a (≤4.50 mg/m³)水体的反演精度明显低于高Chl-a浓度水体。

(3)湿地河流中,以三波段变量因子D3B=-0.051为阈值可有效地将多类型水体分为>4.50 mg/m³和≤4.50 mg/m³的高低两级,Chl-a分级算法OC₂-D3B的反演精度($R^2=0.96$, RMSE=0.32 mg/m³, MAE=0.24 mg/m³, MRE=5.71%)相比其他单一算法更高,可作为湿地河流水体Chl-a浓度定量反演算法。

(4)湿地河流Chl-a浓度具有明显的季节性特征,表现为夏季浓度最高,春秋次之,冬季最低;夏季空间分布特征表现为湖泊Chl-a浓度高于河流,该现象可归因于河流和湖泊水动力条件及理化因子等的差异。气温与湿地河流Chl-a浓度的相关系数为0.88,呈强正相关,相比降水和日照时数,在一定程度上是影响Chl-a浓度的主要因素。

参考文献(References):

[1] Babin M, Morel A, Gentili B. Remote sensing of sea surface Sun-induced chlorophyll fluorescence: Consequenc-

es of natural variations in the optical characteristics of phytoplankton and the quantum yield of chlorophyll a fluorescence[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 1996,17(12):2417-2448.

[2] O'Reilly J E, Maritorena S, Mitchell B G, et al. Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS[J]. *Journal of Geophysical Research Oceans*, 1998,103(C11):24937-24953.

[3] Koponen S, Attila J, Pulliainen J, et al. A case study of airborne and satellite remote sensing of a spring bloom event in the Gulf of Finland[J]. *Continental Shelf Research*, 2007,27(2):228-244.

[4] Le C, Hu C, Cannizzaro J, et al. Evaluation of chlorophyll-a remote sensing algorithms for an optically complex estuary[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2013,129(2):75-89.

[5] Dekker A G, Brando V E, Anstee J M. Retrospective seagrass change detection in a shallow coastal tidal Australian lake [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2005,97(4):415-433.

[6] Gons H J, Auer M T, Effler S W. MERIS satellite chlorophyll mapping of oligotrophic and eutrophic waters in the Laurentian Great Lakes[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2008,112(11):4098-4106.

[7] Le C, Li Y M, Zha Y, et al. A four-band semi-analytical model for estimating chlorophyll a in highly turbid lakes: The case of Taihu Lake, China[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2009,113(6):1175-1182.

[8] Matsushita B, Yang W, Yu G, et al. A hybrid algorithm for estimating the chlorophyll-a concentration across different trophic states in Asian inland waters[J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2015,102(2):28-37.

[9] Zhang F F, Li J S, Shen Q, et al. Algorithms and schemes for chlorophyll a estimation by remote sensing and optical classification for turbid lake Taihu, China[J]. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations & remote sensing*, 2015,8(1):350-364.

[10] Smith M E, Robertson L L, Bernard S. An optimized chlorophyll a switching algorithm for MERIS and OLCI in phytoplankton-dominated waters[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2018,215(9):217-227.

[11] Tassan S. Local algorithms using SeaWiFS data for the retrieval of phytoplankton, pigments, suspended sediment, and yellow substance in coastal waters[J]. *Applied Optics*, 1994,33(12):2369-2378.

[12] 潘洋洋.SVM模型在叶绿素a非线性定量遥感反演中的应用研究[D].武汉:华中科技大学,2017. [Pan Y Y. Application of SVM model to chlorophyll-a nonlinear quantitative remote sensing retrieval[D]. Wuhan: Huazhong University of Science and Technology, 2017.]

[13] 石绥祥,王蕾,余璇,等.长短期记忆神经网络在叶绿素a浓

- 度预测中的应用[J].海洋学报,2020,42(2):134-142. [Shi S X, Wang L, Yu X, et al. Application of long term and short term memory neural network in prediction of chlorophyll a concentration[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2020,42(2):134-142.]
- [14] Gitelson A, Keydan G, Shishkin V. Inland waters quality assessment from satellite data in visible range of the spectrum[J]. Soviet Remote Sensing, 1985,6:28-36.
- [15] Dall'Olmo, Giorgio, Gitelson A A. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results—erratum[J]. Applied Optics, 2005,44(3):412-22.
- [16] 郭宇龙,李云梅,李渊,等.一种基于GOCI数据的叶绿素a浓度三波段估算模型[J].环境科学,2015,36(9):3175-3185. [Guo Y L, Li Y M, Li Y. et al. Three band chlorophyll-a concentration estimation model based on GOCI imagery [J]. Environmental Science, 2015,36(9):3175-3185.]
- [17] 徐升,顾长梅,钱贞兵,等.基于四波段模型的巢湖水体藻蓝素浓度反演[J].绿色科技,2016(16):18-22,25. [Xu S, Gu C M, Qian Z B, et al. Retrieval of the concentration of phycocyanobilin in Chaohu Lake based on four-band model[J]. Journal of Green Science and Technology, 2016 (16):18-22,25.]
- [18] Anas E A, Karem C, Isabelle L, et al. Comparative analysis of four models to estimate chlorophyll-a concentration in case-2 waters using MODerate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) imagery[J]. Remote Sensing, 2012,4(8):2373-2400.
- [19] 刘文雅,邓孺孺,梁业恒,等.基于辐射传输模型的巢湖叶绿素a浓度反演[J].国土资源遥感,2019,31(2):102-110. [Liu W Y, Deng R R, Liang Y H, et al. Retrieval of chlorophyll-a concentration in Chaohu based on radiative transfer model[J]. Remote Sensing for Land and Resources, 2019,31(2):102-110.]
- [20] 李云梅,黄家柱,韦玉春,等.用分析模型方法反演水体叶绿素的浓度[J].遥感学报,2006,10(2):27-33. [Li Y M, Huang J Z, Wei Y C. et al. Inversing chlorophyll concentration of Taihu Lake by analytic model[J]. Journal of Remote Sensing, 2006,10(2):27-33.]
- [21] Gower J F R, Doerffer R, Borstad G A. Interpretation of the 685nm peak in water-leaving radiance spectra in terms of fluorescence, absorption and scattering, and its observation by MERIS[J]. International Journal of Remote Sensing, 1999,20(9):1771-1786.
- [22] Gower J, King S, Borstad G, et al. Detection of intense plankton blooms using the 709 nm band of the MERIS imaging spectrometer[J]. International Journal of Remote Sensing, 2005,26(9):2005-2012.
- [23] Shen F, Zhou Y X, Li D J, et al. Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) estimation of chlorophyll-a concentration in the turbid sediment-laden waters of the Changjiang (Yangtze) Estuary[J]. International Journal of Remote Sensing, 2010,31(17):4635-4650.
- [24] 陈芸芝,郑高强,汪小钦,等.基于GSM01融合的多传感器数据叶绿素a浓度反演[J].地球信息科学学报,2013,15(6):911-917. [Chen Y Z, Zheng G Q, Wang Q Q, et al. Retrieval of chlorophyll a concentration with multi-sensor data by GSM01 merging algorithm[J]. Journal of Geoinformation Science, 2013,15(6):911-917.]
- [25] Gurlin D, Gitelson A A, Moses W J. Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters: Return to a simple two-band NIR-red model?[J]. Remote Sensing of Environment, 2011,115(12):3479-3490.
- [26] 张运林,冯胜,马荣华,等.太湖秋季光学活性物质空间分布及其遥感估算模型研究[J].武汉大学学报·信息科学版,2008,33(9):967-972. [Zhang Y L, Feng S, Ma R H, et al. Spatial variation and estimation of optically active substances in Taihu Lake in autumn[J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 2008,33(9):967-972.]
- [27] Binding C E, Greenberg T A, Bukata R P. The MERIS Maximum Chlorophyll Index; its merits and limitations for inland water algal bloom monitoring[J]. Journal of Great Lakes Research, 2013,39(Suppl.1):100-107.
- [28] 阎福礼,刘韶菲,王世新,等.太湖浮游藻类的后向散射分离及其叶绿素a浓度反演[J].地球信息科学学报,2014,16(6):989-996. [Yan F L, Liu Y F, Wang S X, et al. Phytoplankton backscattering coefficients partitioning and its applications in retrieving chlorophyll-a concentrations in Taihu Lake[J]. Journal of Geo-information Science, 2014, 16(6):989-996.]
- [29] Gons H J. A chlorophyll-retrieval algorithm for satellite imagery (Medium Resolution Imaging Spectrometer) of inland and coastal waters[J]. Journal of Plankton Research, 2002,24(9):947-951.
- [30] Gilerson A A, Gitelson A A, Zhou J, et al. Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands[J]. Optics Express, 2010,18(23):24109.
- [31] 高庆,艾里西尔·库尔班,肖昊.巴音布鲁克地区植物物候时空动态变化及其驱动分析[J].干旱区研究,2018,35(6):1418-1426. [Gao Q, Alishir K, Xiao H. Spatiotemporal variation of vegetation phenology and its driving factors in the Bayanbulak region[J]. Arid Zone Research, 2018,35 (6):1418-1426.]
- [32] 陈文玲,何雨.草原生态旅游资源开发评价体系构建与应用研究——以新疆巴音布鲁克草原为例[J].资源开发与

- 市场,2016,32(11):1394-1397. [Chen W L, He Y. Research on establishment and application of evaluation system for the development of grassland ecotourism resources: A case study of Bayanbulak Grassland in Xinjiang[J]. Resource Development & Market, 2016,32(11):1394-1397.]
- [33] 徐晓龙,王新军,朱新萍,等.1996-2015年巴音布鲁克天鹅湖高寒湿地景观格局演变分析[J].自然资源学报,2018,33(11):39-53. [Xu X L, Wang X J, Zhu X P, et al. Landscape pattern changes in alpine wetland of Bayanbulak Swan Lake during 1996-2015[J]. Journal of Natural Resources, 2018,33(11):39-53.]
- [34] Carlson R E. Estimating trophic state[J]. LakeLine, 2007, 27(1):25-28.
- [35] 唐军武,田国良,汪小勇,等.水体光谱测量与分析 I:水面以上测量法[J].遥感学报,2004,8(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, 2004,8(1):37-44.]
- [36] Knaeps E, Doxaran D, Dogliotti A, et al. The SeaSWIR dataset[J]. Earth System Science Data, 2018,10(3):1439-1449.
- [37] Gitelson A A, Gurlin D, Moses W J, et al. A bio-optical algorithm for the remote estimation of the chlorophyll-a concentration in case 2 waters.[J]. Environmental Research Letters, 2009,4(4):1-5.
- [38] Qi L, Hu C, Duan H, et al. A novel MERIS algorithm to derive cyanobacterial phycocyanin pigment concentrations in a eutrophic lake: Theoretical basis and practical considerations[J]. Remote Sensing of Environment, 2014,154:298-317.
- [39] Zimba P V, Gitelson A. Remote estimation of chlorophyll concentration in hyper-eutrophic aquatic systems: model tuning and accuracy optimization[J]. Aquaculture, 2006, 256(1):272-286.
- [40] Thiemann S, Kaufmann H. Determination of chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS-1C satellite data in the Mecklenburg Lake District, Germany[J]. Remote Sensing of Environment, 2000, 73(2):227-235.
- [41] European Space Agency. ESA Copernicus Open Access Hub[DB/OL]. <https://scihub.copernicus.eu/>. 2019-08-25.
- [42] 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, Jiang K, et al. Atmospheric correction method for sentinel-2 satellite imagery[J]. Acta Optica Sinica, 2018,38(1):322-331.]
- [43] 国家气象信息中心.中国地面气候资料日值数据集(V3.0) [DB/OL].http://data.cma.cn/data/cdcdetail/dataCode/SURF_CLI_CHN_MUL_DAY_V3.0.html.2019-09-01. [National Meteorological Information Center. Dataset of Daily Climate Data from Chinese Surface Stations (V3.0) [DB/OL]. http://data.cma.cn/data/cdcdetail/dataCode/SURF_CLI_CHN_MUL_DAY_V3.0.html. 2019-09-01.]
- [44] He X Q, Bai Y, Pan D, et al. Using geostationary satellite ocean color data to map the diurnal dynamics of suspended particulate matter in coastal waters[J]. Remote Sensing of Environment, 2013,133(6):225-239.
- [45] Siswanto E, Tang J, Yamaguchi H, et al. Empirical ocean-color algorithms to retrieve chlorophyll-a, total suspended matter, and colored dissolved organic matter absorption coefficient in the Yellow and East China Seas[J]. Journal of Oceanography, 2011,67(5):627-650.
- [46] Mishra S, Mishra D R. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters[J]. Remote Sensing of Environment, 2012(2),117:394-406.
- [47] Reynolds C S, Descy J P, Padisák J. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes?[J]. Hydrobiologia, 1994,289(1):1-7.
- [48] Carneiro F M, Nabout J C, Vieira L G, et al. Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs [J]. Hydrobiologia, 2014,740(1):89-99.
- [49] Staehr P A, Baastrup S L, Sand J K, et al. Lake metabolism scales with lake morphometry and catchment conditions[J]. Aquatic Sciences, 2012,74(1):155-169.
- [50] 慈晖,张强.新疆 NDVI 时空特征及气候变化影响研究[J].地球信息科学学报,2017,19(5):662-671. [Ci H, Zhang Q. Spatio-temporal patterns of NDVI variations and possible relations with climate changes in Xinjiang province[J]. Journal of Geo-information Science, 2017,19(5): 662-671.]
- [51] 周梦甜,李军,朱康文.近 15a 新疆不同类型植被 NDVI 时空动态变化及对气候变化的响应[J].干旱区地理,2015, 38(4):779-787. [Zhou M T, Li J, Zhu K W. Spatial-temporal dynamics of different types of vegetation NDVI and its response to climate change in Xinjiang during 1998-2012[J]. Arid Land Geography, 2015,38(4):779-787.]