

Sentinel-3 OLCI数据的内陆湖泊有机悬浮物浓度遥感估算

仲苏珂¹, 吕恒^{1,2,3}, 杨子谦¹, 李杨杨¹, 许佳峰¹, 苗松¹

1. 南京师范大学 虚拟地理环境教育部重点实验室, 南京 210023;

2. 江苏省地理环境演化国家重点实验室培育建设点, 南京 210023;

3. 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京 210023

摘要: 有机悬浮物 OSM (Organic Suspended Matter) 是湖泊有机碳库的重要组成成分, 对研究湖泊生态环境和初级生产力具有重要意义。本研究以太湖、巢湖、洪泽湖、小兴凯湖、滇池、洪泽湖、呼伦湖和南漪湖 8 个内陆湖泊为研究区, 发展了适合内陆水体的有机悬浮物浓度遥感估算方法。基于 B6、B7 波段的斜率和 B10、B11 波段的斜率, 首先将水体分为两大类型, 即以无机悬浮物占主导的 A 类水体和以有机悬浮物占主导的 B 类水体。在此基础上针对不同类型的水体分别建立 OSM 浓度的遥感估算模型, 结果表明, A 类水体 OSM 浓度估算可以利用波段比值 B17/B3, B 类水体 OSM 浓度估算可以利用波段比值 B11/B10, RMSE 为 5.38 mg/L, MAPE 为 28.93%, 与传统的非分类 OSM 估算经验方法相比, 本文提出的方法, 其估算的精度与分类前相比 RMSE 降低 11.10 mg/L, MAPE 降低 41.66%。最后, 将模型应用到 2018-03-23 太湖、2018-08-05 太湖、2017-09-18 巢湖和 2017-12-21 巢湖的 OLCI 影像上, 结果表明 OSM 浓度空间分布特征与藻类水华和人类活动密切相关。

关键词: 内陆水体, 有机悬浮物, OLCI, 光学分类, 定量估算, 经验模型

引用格式: 仲苏珂, 吕恒, 杨子谦, 李杨杨, 许佳峰, 苗松. 2022. Sentinel-3 OLCI 数据的内陆湖泊有机悬浮物浓度遥感估算. 遥感学报, 26(1): 155-167

Zhong S K, Lyu H, Yang Z Q, Li Y Y, Xu J F and Miao S. 2022. Remote sensing estimation method of organic suspended matter concentration in inland lakes based on Sentinel-3 OLCI data. National Remote Sensing Bulletin, 26(1): 155-167 [DOI: 10.11834/jrs.20221266]

1 引言

近年来, 由于人类活动, 中国内陆湖泊面临富营养化 (Liu 等, 2019; Jiang 等, 2015), 藻华频繁爆发。前人研究表明, 悬浮泥沙是湖泊内颗粒态营养盐和污染物的重要载体, 其中有机悬浮物 OSM (Organic Suspended Matter) 包括浮游植物、碎屑和细菌的有机成分 (Piirsoo 等, 2018; Boeuf 等, 2019; Liu 等, 2019)。有机悬浮物分解后提供湖泊中 90% 以上的营养物质, 是湖泊中重要的有机碳源 (Hwang 等, 1998), 能表征湖泊富营养化程度和水体初级生产力。因此, 研究湖泊 OSM 对于掌握水质变化、湖泊生物量和维护区域生态环境等具有重要意义。

目前利用遥感技术估算水体悬浮物浓度的研究较多, 许多学者利用经验算法和半分析算法构建悬浮物浓度反演模型并进行应用, 如马荣华和戴锦芳 (2005)、Dekker 等 (2001) 利用经验模型估算总悬浮物浓度, 经验模型输入包括单波段、多波段组合; 孙德勇等 (2009) 利用高光谱实测数据进行敏感波段分析结合神经网络模型估测总悬浮物浓度, 模型精度有了显著提高; 施坤等 (2011) 针对内陆湖泊水体总悬浮物的光谱特征, 建立了半分析反演模型, 认为该算法反演总悬浮物浓度效果优于传统的经验算法。整体来看, 水体总悬浮物浓度反演模型成熟且效果较好。但水体中有机悬浮物浓度的遥感估算研究相对较少, 针对湖泊有机悬浮物的生物光学特征的研究也鲜

收稿日期: 2021-04-30; 预印本: 2021-11-08

基金项目: 国家自然科学基金(编号:41871234)

第一作者简介: 仲苏珂, 1997年生, 女, 硕士研究生, 研究方向为内陆湖泊定量遥感。E-mail: 836518499@qq.com

通信作者简介: 吕恒, 1977年生, 男, 教授, 研究方向为水环境遥感。E-mail: heng.lyu@gmail.com

有报道,目前水体有机悬浮物的研究集中在其来源组成(Cauwet和Mackenzie, 1993; Wu等, 2015)、迁移转化(Uher等, 2001; 张乃星等, 2006)以及入海通量(林晶等, 2007)等。尽管Bowers在研究中得到了有机悬浮物的吸收光谱,但因煅烧过程中无机悬浮物的形状和颜色极易发生改变,故通过相减法获取的有机悬浮物吸收光谱特征,必将产生较大的误差(Bowers等, 1996)。因此,迫切需要构建一种内陆水体中有机悬浮物估算的新方法,可以获取整个湖泊乃至整个区域的水体中有机悬浮物浓度时空分布特征。

哨兵3号卫星由ESA(欧洲航空局)研制并发射,其上携带的海洋和陆地颜色仪OLCI(Ocean Land Color Instrument)传感器,以MERIS原有光谱特性为基础增加6个新的波段,在400—1020 nm波段范围内共设置21个光谱通道,其中包含16个水色波段,并具有高信噪比的优势;时间分辨率为1—2 d(武鼎等, 2019),与Landsat相比卫星重访周期缩短,数据可选择范围扩大。虽然MODIS传感器能实现2次/d的高频监测,但其水色通道1 km的空间分辨率对内陆水体监测过于粗糙,

而OLCI的空间分辨率为300 m,更能反映精细尺度下湖泊水质状况,成为内陆水体观测的重要数据源(苗松等, 2018)。

本研究以太湖、巢湖、涪湖、小兴凯湖、滇池、洪泽湖、呼伦湖和南漪湖8个湖区作为研究区,考虑到内陆湖泊复杂的光学特征,研究不同类型水体有机悬浮物浓度敏感的波段,构建适用于不同水体类型的有机悬浮物浓度估算模型,并以太湖和巢湖为例生成相应的有机悬浮物浓度分布示意图,分析有机悬浮物浓度的空间分布特征,为利用卫星影像数据估算中国内陆湖泊有机悬浮物浓度提供新的方法。

2 材料与方法

本文研究区域选取位于中国蒙新高原、东部平原和云贵高原湖区的8个典型湖泊,分别为呼伦湖、小兴凯湖、太湖、涪湖、巢湖、洪泽湖、南漪湖和滇池,各湖泊的水体类型、位置、面积、平均水深、以及采样点数见表1。研究区湖泊均为淡水湖泊,水深都小于6 m,湖泊面积差异较大,其空间分布如图1所示。

表1 研究区简介

Table 1 Introduction to the study areas

湖区名称	类型	位置		面积/km ²	平均水深/m	样点数
太湖	淡水湖	30°55'N—31°33'N	119°51'E—120°36'E	2428	2.0	209
巢湖	淡水湖	30°25'N—31°43'N	117°16'E—117°51'E	780	2.9	73
涪湖	淡水湖	31°29'N—31°42'N	119°44'E—119°53'E	164	1.6	34
小兴凯湖	淡水湖	45°01'N—45°34'N	131°58'E—133°07'E	176	1.8	32
滇池	淡水湖	24°40'N—25°02'N	102°36'E—102°47'E	330	5.0	51
洪泽湖	淡水湖	33°06'N—33°40'N	118°10'E—118°52'E	2069	1.9	18
呼伦湖	淡水湖	48°50'N—49°32'N	117°00'E—118°08'E	2300	5.8	12
南漪湖	淡水湖	30°57'N—31°15'N	111°43'E—119°13'E	189	2.5	11

2.1 实测数据集

本研究使用的数据包括太湖2013-08、2017-07、2018-05、2018-08、2019-12和2020-08 6期数据,巢湖2017-08、2019-07和2020-11 3期数据,涪湖2020-10 1期数据,南漪湖2020-10 1期数据,滇池2009-09、2017-11 2期数据,洪泽湖2017-05 1期数据,小兴凯湖2017-06 1期数据和呼伦湖2020-09 1期数据,共16期数据统计440个样点。野外采集水样并进行光谱测量,及时将水样低温冷藏送至实验室,测量总悬浮物浓度、无

机悬浮物浓度、OSM浓度、叶绿素浓度等水质参数。

水体光谱数据采用美国ASD公司生产的ASD Field Spec Pro便携式光谱辐射计,通过二类水体水表面以上光谱测量法,每个对象采集10条光谱数据,剔除异常数据,对剩余光谱数据做均值处理,同时测定和记录相应的辅助数据如经纬度、风速、风向等(唐军武等, 2004)。由光谱仪实测数据提取遥感反射率,具体公式如下:

计算离水辐亮度(L_w):

$$L_w = L_{sw} - r \times L_{sky} \quad (1)$$

式中, L_w 为水体辐亮度, L_{sw} 为总的水体信息, r 为气—水界面反射比, L_{sky} 天空漫反射光。

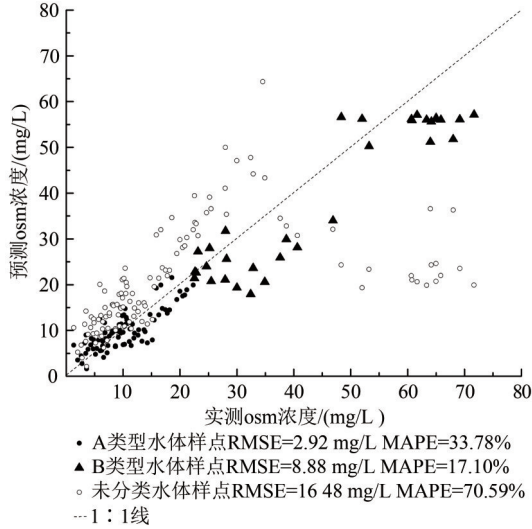


图1 有机悬浮物浓度实测值与估算值散点图

Fig. 1 The scatter plot of estimated OSM concentration and measured OSM concentration

水体表面入射总辐照 $E_d(0^+)$ 度为

$$E_d(0^+) = L_p \times \pi / \rho_p \quad (2)$$

式中, L_p 为标准灰板测量值; ρ_p 为标准灰板的反射率。

遥感反射率 R 的计算公式为

$$R = L_w / E_d(0^+) \quad (3)$$

在计算遥感反射率时, r 为气—水界面对天空光的反射比取 0.022, 选用经过严格定标的 30% 的灰板, ρ_p 取 0.3, π 取 3.1415926。

叶绿素浓度测量采用陈宇炜等提出的测定叶绿素 a 的“热乙醇—分光光度计”进行测量 (Le 等, 2009)。总悬浮物、有机、无机悬浮物浓度采用常规的干燥、烘烧、称重法 (GB11901-89 标准) 进行测定 (Zhang 等, 2007)。

颗粒物后向散射系数是用美国 Hobilabs 公司 HS-6P 测量, 该后向散射仪是一款从 6 个独立通道来测量水体后向散射系数的自容式仪器。定标后, 仪器光源在水中发射光束, 接收探头首先测量光束在水中约 140° 的后向散射光, 经过转换后得到总颗粒物后向散射, 仪器光路长度引起的衰减效应可由仪器本身的 SIGMA 矫正完成 (顾艳镇 等, 2008)。

同时还测定了样品有机悬浮物三维荧光, 首

先利用颗粒物碱提取法对样品进行预处理。光谱的测定采用 HORIBA 公司的 Aqualog 三维荧光仪, 设置激发波长 (E_x) 范围为 240—450 nm, 扫描间隔为 5 nm, 接收的发射波长 (E_m) 范围是 250—800 nm, 间隔为 0.5 nm, 响应时间设置为 7 s。此外, 样品的分析中, 以加入烘烤后的空白膜和同样体积的 NaOH、HCl 溶液后的二次滤液作为空白样, 通过扣除加酸中和过后的 NaOH 三维荧光光谱矫正水的拉曼散射, 利用高纯水的水拉曼进行荧光强度的标定, 并用吸光度校正三维荧光光谱的内滤效应。Aqualog 系统会在测量完成后, 自动扣除水拉曼和瑞利散射的影响, 并采用 Origin 9.0 软件生成对应的荧光峰分布图, 最后借助 Matlab 软件, 使用 DOMFluor 工具箱运行平行因子分析法 (PARAFAC) 模型对有机悬浮物的荧光光谱进行解析。

2.2 遥感数据及预处理

海洋和陆地颜色仪 OLCI (Ocean and Land Color Instrument) 是搭载在 Sentinel-3A 卫星上的传感器, 在中分辨率成像光谱仪 (MERIS) 传感器的基础上增加 6 个波段, 从可见光到近红外光谱范围内设置 21 个光谱通道, OLCI 波段设置如表 2, 经优化设计后, 更能全面准确的反映复杂水体的光谱特征。本研究所使用的 OLCI 影像是从欧空局 (<http://scihub.copernicus.eu> [2021-04-30]) 下载, 利用 SEADAS 7.4 软件进行图像预处理, 包括几何校正, 大气校正等, 大气校正方法采用 MUMM 模型。MUMM 算法 (The Management Unit Mathematical Models) 是针对二类水体的大气校正算法, 在 Gordon 标准大气校正的基础上, 假设研究区域内 765 nm 和 865 nm 的气溶胶散射比和离水辐射率的比率为确定值和经过大气漫射透过率校正的 765 nm 和 865 nm 处的水体反射率的比值为定值, 求解辐射传输方程后再根据标准大气校正算法进行校正 (Yan, 2003)。前人的研究已经证明 MUMM 方法可以成功的应用于中国内陆湖泊 OLCI 影像大气校正, 最大误差 MAPE 不超过 32% (吴志明 等, 2018; 苗松 等, 2018)。影像处理完成后, 使用太湖和巢湖矢量边界裁剪得到太湖和巢湖区域的影像, 利用 FAI 指数结合目视解译确定水华区域, 并对东太湖由水草覆盖的区域进行掩膜处理, 水华区域和水草区域均不作为研究区域。

表2 OLCI波段设置
Table 2 The band settings of OLCI

波段	中心波长/nm	波宽/nm	信噪比
Oa1	400	15	2188
Oa2	412.5	10	2061
Oa3	442.5	10	1811
Oa4	490	10	1541
Oa5	510	10	1488
Oa6	560	10	1280
Oa7	620	10	997
Oa8	665	10	883
Oa9	673.5	7.5	707
Oa10	681.25	7.5	745
Oa11	708.75	10	785
Oa12	753.75	7.5	605
Oa13	761.25	7.5	232
Oa14	764.375	3.75	305
Oa15	767.5	2.5	330
Oa16	778.75	15	812
Oa17	865	20	666
Oa18	885	10	395
Oa19	900	10	308
Oa20	940	20	203
Oa21	1020	40	152

2.3 精度评价方法

为了评估模型在研究区内 OSM 浓度反演的适用性, 利用验证数据集进行回归分析, 通过均方根误差 (RMSE) 和平均绝对百分误差 (MAPE) 的计算评价模型反演精度, 其计算公式如下:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_{imea} - y_{imod})^2}{n}} \quad (4)$$

$$MAPE = \frac{\sum_{i=1}^n \left| \frac{y_{imea} - y_{imod}}{\bar{y}_{imea}} \right|}{n} \times 100\% \quad (5)$$

式中, y_{imea} 为 OSM 浓度实测值, $\bar{y}_{imea}$ 为 OSM 浓度实测值的平均值, y_{imod} 为 OSM 浓度的模型预测值, n 为样本数。

3 结果与分析

3.1 面向 OSM 浓度遥感估算的水体分类方法

有机悬浮物是湖泊悬浮物的重要组成部分,

同时存在于藻类颗粒物和 非藻类颗粒物中, 有机悬浮物来源、组成和变化极其复杂, 不受单一因素的影响。因此, 为有效反演 OSM 浓度, 本文先将实测遥感反射率模拟到 OLCI 波段, 后依据水体反射光谱峰—谷的变化, 利用斜率算法将实验区内数据水体分为无机悬浮物占主导的水体 (A 类) 和有机悬浮物主导的水体 (B 类)。

光谱斜率公式如下:

$$S = \frac{R_i - R_j}{\lambda_i - \lambda_j} \quad (6)$$

式中, λ_i 和 λ_j 代表敏感波段的波长, R_i 和 R_j 代表相应敏感波段的波长的反射率。

B6 到 B7 光谱斜率 S_1 :

$$S_1 = (Rrs(b_7) - Rrs(b_6)) / (\lambda(b_7) - \lambda(b_6)) \quad (7)$$

B10 到 B11 的光谱斜率 S_2 :

$$S_2 = (Rrs(b_{11}) - Rrs(b_{10})) / (\lambda(b_{11}) - \lambda(b_{10})) \quad (8)$$

式中, $Rrs(b_n)$ 代表实测数据模拟到 OLCI 第 n 波段的遥感反射率。

通过对 S_1 , S_2 统计发现, S_1 , S_2 分别在 0 和 0.0005 能很好区分 A, B 类水体, 具体为

$$\text{A 类水体: } S_1 < 0 \text{ 且 } S_2 \leq 0.0005 \quad (9)$$

$$\text{B 类水体: I 型 } S_1 < 0 \text{ 且 } S_2 > 0.0005$$

$$\text{II 型 } [S_1 \geq 0] \quad (10)$$

3.2 反演模型的构建

将数据集按照 OSM 浓度从高到低排列, 然后按 2:1 的比例划分为训练数据集和独立验证数据集, 为获得 OSM 浓度的最佳反演因子, 在训练数据集内对 OSM 浓度敏感的波段及其波段组合进行回归估计, 分别采用差值模型, 比值模型和指数模型等建立回归方程。结果显示, 波段组合 B17/B3 可以用来估算 A 类型水体的 OSM 浓度的遥感估算因子, 波段组合 B10/B11 可以用作 B 类水体 OSM 浓度遥感估算因子。

A 型水体的有机悬浮物浓度遥感估算模型为

$$OSM = 32.75 \cdot B17/B3 - 1.3537, R^2 = 0.79 \quad (11)$$

B 型水体的有机悬浮物浓度遥感估算模型为

$$OSM = 43.098 \cdot B10/B11 + 15.751, R^2 = 0.74 \quad (12)$$

3.3 精度评价分析

基于式 (11)、式 (12), 利用 3.2 中确定的独立验证数据 (共 146 个) 计算了分类后 (分类标准见 3.1 节) 有机悬浮物浓度估算模型的 RMSE、

MAPE, 估算值与实测值散点图见图2。结果表明, 分类后模型RMSE为5.38 mg/L, MAPE为28.93%, 其中A类水体大多数样点聚集在1:1线周围, 模型估算值接近实际值, RMSE为2.92 mg/L, MAPE

为33.78%; B类水体散点也紧密分布在1:1线附近, RMSE为8.88 mg/L, MAPE为17.10%, 取得满意的估算精度。

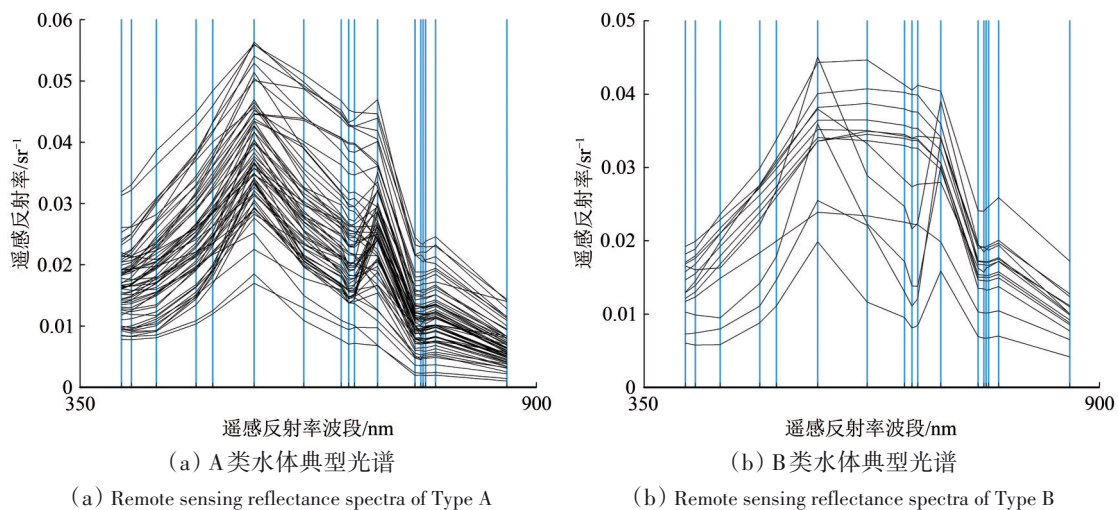


图2 不同类型水体遥感反射率光谱

Fig. 2 Remote sensing reflectance spectra of different water types

同时将本文提出的方法, 与传统的未分类经验估算模型进行对比, 利用多种波段组合进行回归估计, 发现波段比值B17/B3可以用来估算有机悬浮物浓度, 其公式如下所示:

$$OSM = 52.29 \cdot B17/B3 - 3.1987, R^2 = 0.29 \quad (13)$$

该模型的RMSE为16.48 mg/L, MAPE为70.59%, 其实测值与散点值分布图如图2所示。在低浓度区间, 散点聚集在1:1线上方, 模型估算值整体偏高; 在高浓度区间, 样点离散且显著偏离1:1线, 水体OSM浓度被明显高估或低估, 并随浓度增大估算误差也逐渐增大, 模型估算值不稳定, OSM浓度整体估算效果较差。本研究提出的先分类后估算的方法, 估算精度有显著的提高, 与传统的经验算法相比RMSE降低了11.10 mg/L, MAPE降低了41.66%。分类后模型RMSE和MAPE都有不同程度的下降, 尤其是MAPE显著降低, 模型估算的效果得到显著提升, 特别是高浓度OSM估算偏低现象明显改善。

有研究表明 $aph(674)$ 与有机悬浮物浓度存在较强的线性关系, 并提出半分析模型来估算有机悬浮物浓度: $OSM = 3.5 \times aph(674) + 3.97$ (Liu等, 2019)。利用3.2中确定的同样独立数据集(共146个)验证了Liu(2019)等提出的有机悬浮物浓度估算模型, 得到的RMSE为14.57 mg/L, MAPE为

54.77%, 远均低于本文提出的模型估算精度。

为进一步探究反演算法在各个湖泊的反演精度, 利用验证数据集分别对各个湖泊进行精度验证, 结果表明巢湖RMSE为2.58 mg/L, MAPE为23.40%; 太湖RMSE为4.67 mg/L, MAPE为34.20%; 小兴凯湖RMSE为7.89 mg/L, MAPE为13.36%; 滇池RMSE为6.43 mg/L, MAPE为20.21%。高原湖泊(小兴凯湖、滇池)和平原湖泊(巢湖、太湖)OSM浓度反演精度略有不同, 但整体相差不大, 这表明模型在不同湖泊适用性较好。

3.4 不同类型水体反射光谱特征

利用分类标准(3.1节)对440条光谱数据进行分类, 两类水体模拟到OLCI前17个光谱通道的典型光谱曲线如图3。从图3可以看出, B类水体存在两种不同的光谱形态, 第1种类型在B6、B11存在明显的反射峰, 反射率升高下降较快, 色素颗粒物的吸收作用高于悬浮物的散射作用; 第2种类型无显著波峰波谷, B6—B11反射率整体抬高, B7和B10处的吸收特性基本消失, 这主要是由于颗粒物的散射作用掩盖色素吸收信息, 导致红光波段处的反射率整体抬升; A类水体在B6处反射峰比B类水体平缓, 之后随波长增加反射率整体呈递减趋势, B11反射峰不明显。

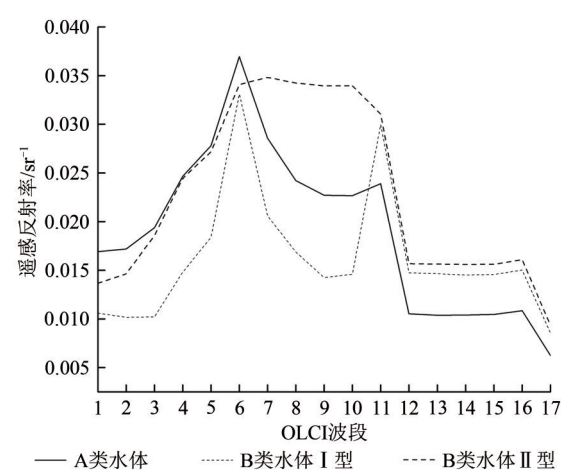


图3 分类后不同类型水体平均光谱
Fig. 3 Mean of the remote sensing reflectance spectra of different water types after classification

分类后各类水体的平均光谱曲线和水质参数统计结果显示如图4和表3。B类I型水体反射率波谱曲线波峰波谷明显，受叶绿素和胡萝卜素的弱吸收以及颗粒物的强散射作用影响在B5—B7处出现第1个反射峰，同时叶绿素在红光波段B10的强烈吸收形成吸收谷，并在B11处浮游植物吸收系数达到最低形成第2个反射峰，该反射峰也是判断水体是否含有藻类的重要依据，两处反射率峰都很明显。由表可知，该类型水体叶绿素a浓度最高（平均值为146.78 μg/L），明显大于其他类型水体的平均值，最高可达469.47 μg/L，有机悬浮物在总悬浮物中所占比例较高（58%）。

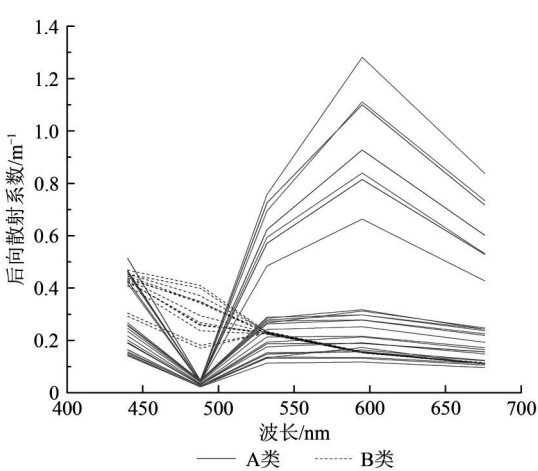


图4 不同类型水体后向散射系数
Fig. 4 Backscattering coefficient of different water types

B类水体II型反射率普遍偏高，由藻类色素引起反射峰并不明显，悬浮物的散射作用高于色素吸收作用，高浓度悬浮物使得水体后向散射增强，红光波段范围内反射率明显高于其他类型水体，B6—B11处反射率整体抬高，反射峰不明显，同时掩盖B10处浮游植物色素吸收特征，不同浓度的OSM在B11处反射率变化明显。由表2可知，这种类型水体OSM浓度在所有类型中最高，平均值高达73.59 mg/L，有机悬浮物在总悬浮物中所占比例也是最高（86%），叶绿素a浓度稍低（平均值为94.86 μg/L），介于A类水体和B类水体I型之间。

表3 两种水体类型的水质参数
Table 3 Water quality parameters of two water types

水体类型	水质参数	最小值	最大值	平均值	OSM/TSM 均值/%
A类	叶绿素a Chla/(μg/L)	0.85	669.6	42.47	33
	有机悬浮物 OSM/(mg/L)	1.10	22.35	10.04	
	总悬浮物 TSM/(mg/L)	5.32	154.55	40.94	
B类	叶绿素a Chla/(μg/L)	23.91	469.47	146.78	58
	有机悬浮物 OSM/(mg/L)	22.55	44.00	28.68	
	总悬浮物 TSM/(mg/L)	45.53	50.46	55.15	
	叶绿素a Chla/(μg/L)	2.41	586.93	94.86	86
	有机悬浮物 OSM/(mg/L)	48.33	340.91	73.59	
	总悬浮物 TSM/(mg/L)	51.06	390.91	93.45	

A类水体含有少量的叶绿素a（平均值在42.47 μg/L），TSM平均浓度最低（平均值在40.94 mg/L），OSM所占比例也最低，仅为33%，低叶绿素a和悬浮物浓度使得水体在B6波段反射峰不明显，同时随着波段增加，水的吸收作用逐

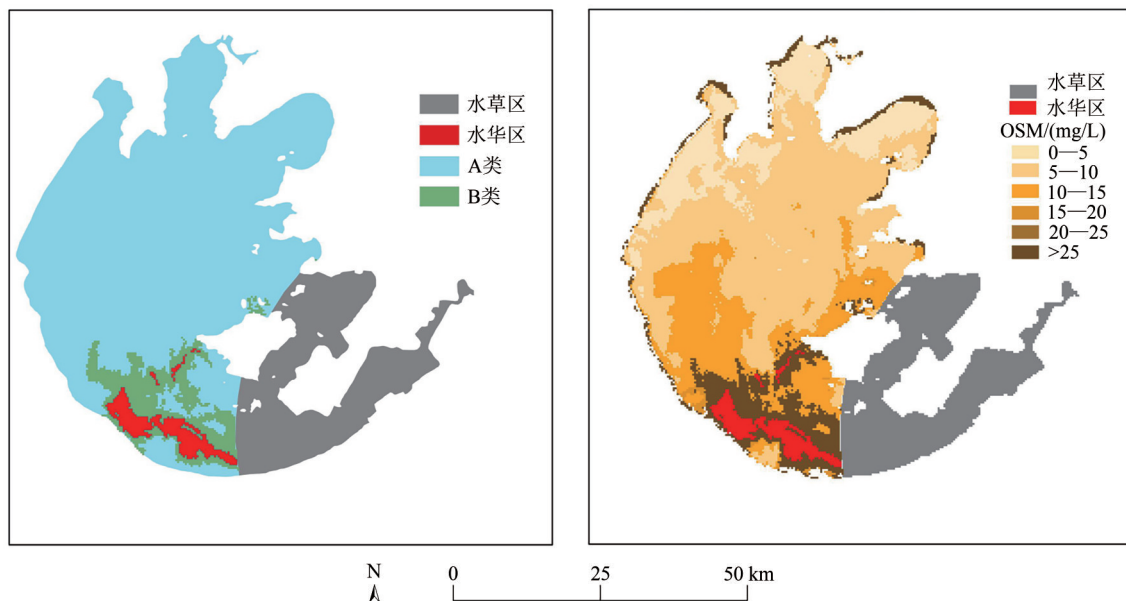
渐增强，反射率整体下降，在B10处无反射峰或反射峰不明显。由此可见，A，B类水体主要区别在于水体颗粒物是否以有机悬浮物为主导，A类水体有机悬浮物所占比例小于50%，B类水体有机悬浮物所占比例大于50%。

3.5 水体的后向散射特性与有机悬浮物浓度的关系

本研究仅在部分野外实验时测量水体颗粒物后向散射系数,同时由于部分样点第6通道数据有误,为保证数据的准确性,后向散射数据波段范围只包括前5个通道数据,分别为440 nm, 488 nm, 532 nm, 595 nm和676 nm。为了研究水体中不同组分对后向散射系数的影响,将后向散射系数与总悬浮物、无机悬浮物浓度、有机悬浮物浓度及叶绿素含量进行相关性分析。结果表明,488 nm处的后向散射系数与有机悬浮物浓度和叶绿素a浓

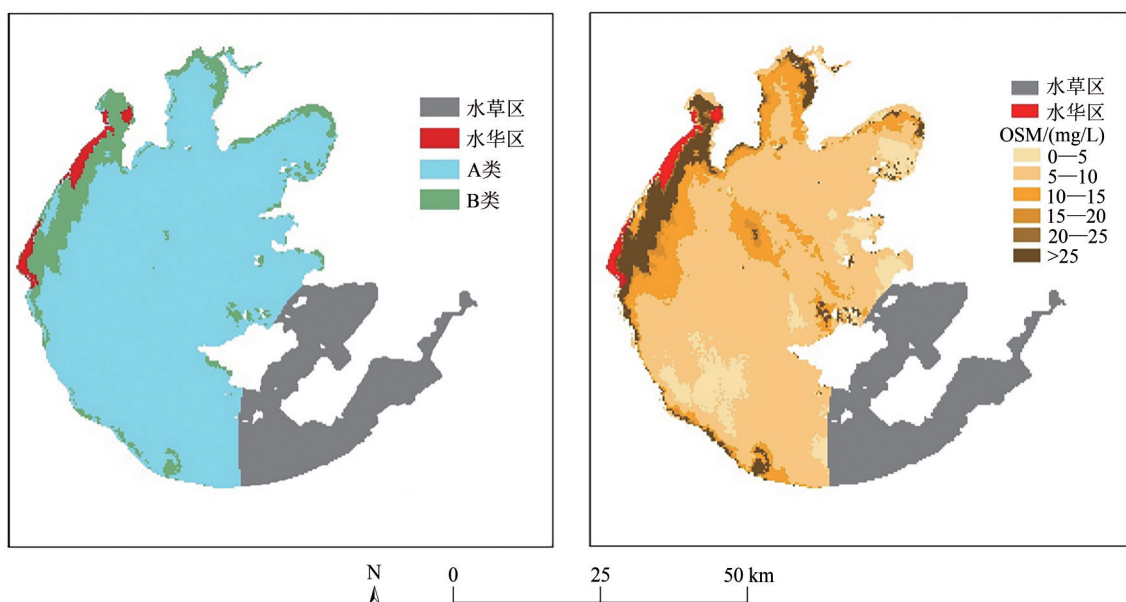
度呈正相关,且相关性最好(相关系数分别达到0.94和0.95),595 nm处的后向散射系数与无机悬浮物浓度的相关系数最大(0.68),受无机悬浮物浓度影响最大。

图5显示A, B类型水体典型后向散射系数光谱曲线。从图5中可以看出,不同类型水体后向散射曲线差异较大,随着波长向长波方向移动, A类水体后向散射系数波动较大,而B类水体整体呈递减趋势。由于采样点水体组分浓度的差异,使得后向散射系数大小不同,在488 nm和595 nm差异显著。



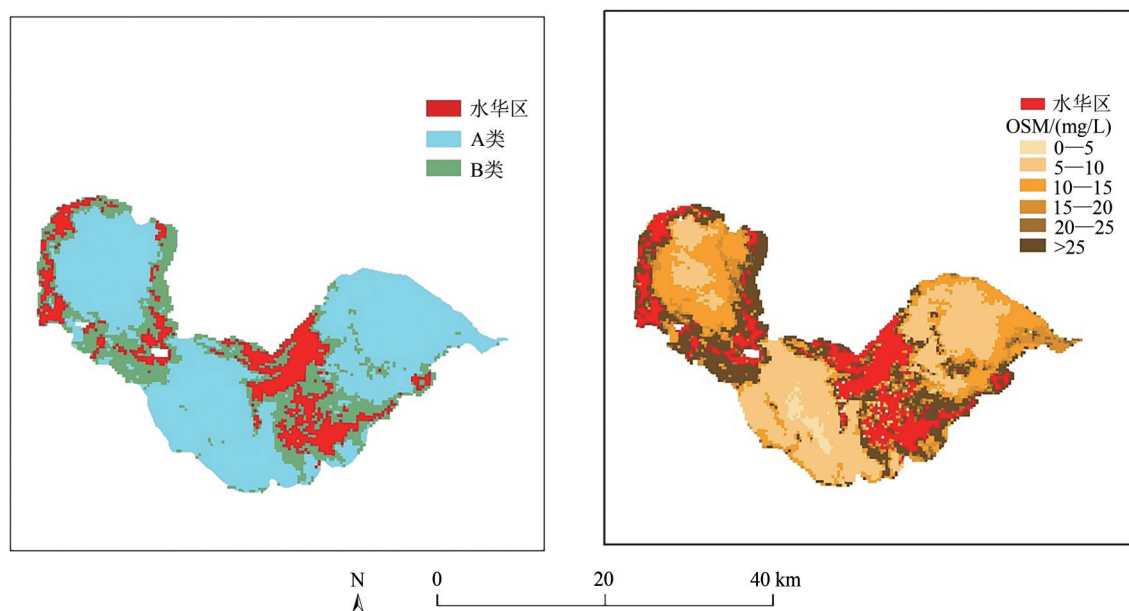
(a) 太湖2018-03-23水体类型和OSM浓度空间分布

(a) Spatial distribution of water types and OSM concentration in Lake Taihu on March 23, 2018



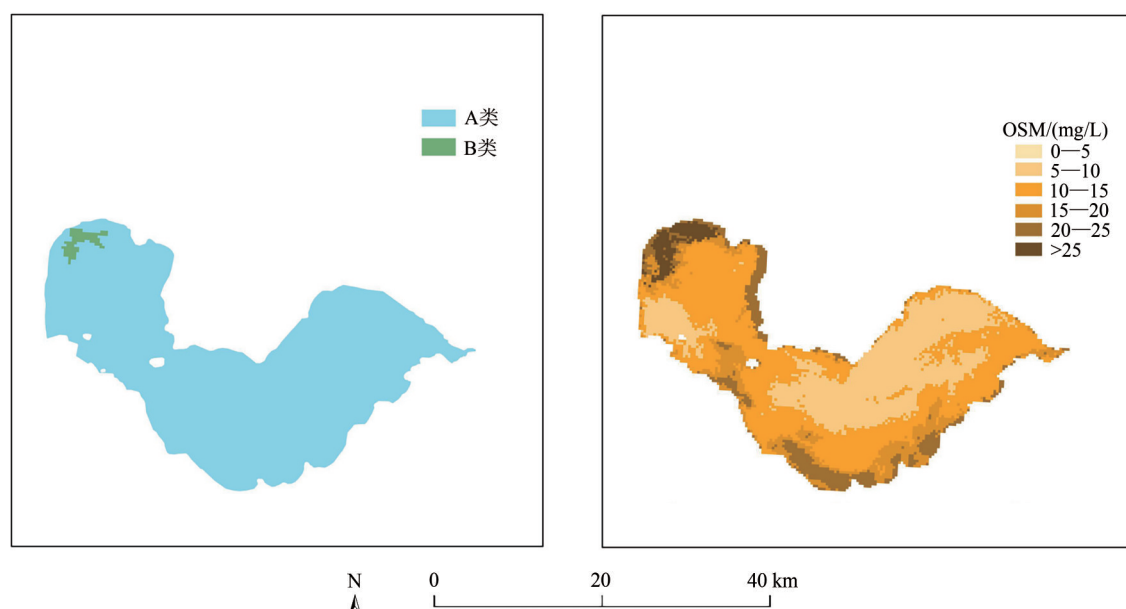
(b) 太湖2018-08-05水体类型和OSM浓度空间分布

(b) Spatial distribution of water types and OSM concentration in Lake Taihu on August 5, 2018



(c) 巢湖2017-09-18水体类型和OSM浓度空间分布

(c) Spatial distribution of water types and OSM concentration in Lake Chaohu on September 18, 2017



(d) 巢湖2017-12-21水体类型和OSM浓度空间分布

(d) Spatial distribution of water types and OSM concentration in Lake Chaohu on December 21, 2017

图5 水体类型和OSM浓度空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of water types and OSM concentration in lakes

在 488 nm 处, A 类水体后向散射系数 b_{bp} (440) 最大值为 0.04 m^{-1} , 最小值 0.02 m^{-1} , 平均值 0.03 m^{-1} , 而 B 类水体最大值为 0.41 m^{-1} 最小值 0.16 m^{-1} , 平均值 0.29 m^{-1} , B 类水体样点后向散射系数普遍大于 A 类水体, 这可能与 B 类水体颗粒物的组成特性和蓝光波段处的后向散射较强有关 (孙德勇等, 2008); 在 595 nm 处, A 类水体后向

散射系数范围为 $0.11\text{--}1.28 \text{ m}^{-1}$, 平均值为 0.42 m^{-1} , B 类水体后向散射系数基本在 0.15 m^{-1} 附近。B 类水体后向散射系数偏小且小于 A 类水体, 这可能与 B 类水体含有较多藻颗粒, 藻类颗粒物的后向散射特性不明显 (Ulloa 等, 1994), 同时 A 类水体悬浮物以无机悬浮物为主导, 后向散射能力较强 (孙德勇等, 2007)。

3.6 不同类型水体有机物组成特征

本文以 2020-08 太湖、2020-11 巢湖实验为例,利用三维荧光技术(EEMs)结合平行因子分析(PARAFAC)方法对样品中 OSM 进行荧光组分分析,共得到 4 种荧光组分 C1—C4,参考前人研究表明(Stedmon, 2003; Coble, 1996; Coble 等, 1998),组分 C1 为类色氨酸物质,对应类蛋白荧光 T 峰,主要反映生物(如微生物和浮游植物)降解来源形成的荧光峰值,也受到人类生活产生的污水和工业废水等影响;组分 C2 反映来自于海洋的类腐殖质 M 峰,这类氧化腐殖质受到水体微生物、藻类降解或人类活动的影响;组分 C3 对应 A 峰(紫外光区的类腐殖质荧光)和 C 峰(可见光区类腐殖质荧光峰值),组分 C4 对应 A 峰,组分 C3 和 C4 通常被认为是受外源输入的腐殖质和富里酸形成的荧光峰值。OSM 荧光组分能指示 OSM 的组成组分和来源,因此,荧光组分相对含量是 OSM 的组分来源的重要指标。

对水体 OSM 浓度和不同荧光组分的相对含量进行相关性分析,结果表明 C1 与 C4 具有显著相关性(相关系数为-0.81),这意味着类色氨酸组分 C1 与可见光区类腐殖质组分 C4 紧密联系。不同类型水体 OSM 各荧光组分相对含量统计见表 4,从表 4 中可以看出,两类水体 OSM 均由类蛋白质和类腐殖质物质组成,但两类组成物质的贡献率却不尽相同,主要表现在 C1、C4 组分的相对含量有较大的差异: B 类水体中的 OSM 由 C1 组分占主导,相对含量均值为 $(60.86 \pm 4.92)\%$,明显高于 A 类水体 $((48.97 \pm 7.13)\%)$;与 C2 和 C3 组分相比, A、B 类水体在 C4 组分相对含量差别也较明显, B 类水体 C4 组分相对含量均值为 $(18.66 \pm 2.14)\%$,低于 A 类水体 $((24.86 \pm 6.4)\%)$ 。B 类水体 OSM 类蛋白荧光所占比重明显高于 A 类水体,表明 B 类水体 OSM 表现出较强的类蛋白荧光组分特征,又由于类蛋白组分往往指示内源输入,因此 B 类水体 OSM 受自生源影响更加显著(江俊武 等, 2017)。

表 4 两类水体 OSM 4 种荧光组分相对含量统计

Table 4 Statistics of relative contents of four fluorescence components of OSM in two water types

水体类型	荧光组分相对含量	最小值/%	最大值/%	平均值/%	标准差/%
A 类	C1	30.36	61.92	48.97	7.13
	C2	10.88	15.53	12.90	1.12
	C3	6.73	25.38	13.28	4.21
	C4	17.83	50.58	24.86	6.40
B 类	C1	54.98	67.03	60.86	4.92
	C2	11.16	12.12	11.72	0.41
	C3	5.04	12.90	8.76	3.22
	C4	15.81	20.96	18.66	2.14

3.7 基于 OLCI 影像数据的太湖、巢湖 OSM 浓度时空分布特征

为确定模型在影像上的实际反演效果,检验模型应用的有效性,分别获取了 2018-03-23 和 2018-08-05 太湖的 OLCI 影像,以及 2017-09-18 和 2017-12-21 巢湖 OLCI,在对影像进行预处理和水华掩膜之后,根据本研究提出的水体判别标准确定像元水体类型,然后依据像元类别不同选择对应的模型分别反演,进而获取太湖和巢湖 OSM 浓度不同时相的空间分布图,如图 6 所示。

2018-03 太湖的水体类型分布图表明,太湖西南部水华爆发,OSM 占主导的水体(B 类水体)主要位于水华区以北,所占面积较小且分布集中,

较为无机悬浮物占主导的水体(A 类水体)分布在太湖北部,约占太湖面积的 2/3,是太湖当天水体主要类型。2018-08 太湖的水体类型分布图表明,太湖当天两种类型水体均有分布。A 类水体覆盖大部分湖泊,集中分布在太湖湖心区域; B 类水体主要分布在水华区周围,除此之外,太湖东部的竺山湾、梅梁湾、贡湖湾岸边和西南部的长兜港也有分布 B 类水体,这与同步野外采样数据中高 OSM 浓度的测量值相吻合。2018-03 太湖 OSM 浓度分布图显示,从整个湖区上看,太湖 OSM 浓度呈现南高北低的分布特征,太湖西南部水华区附近 OSM 浓度最高(OSM 浓度 $>25 \text{ mg/L}$),由南向北逐渐降低,至太湖北部 OSM 浓度最低介于 $0—5 \text{ mg/L}$,而太湖岸边 OSM 浓度较高,接近水华区

附近 OSM 浓度。对比分析后发现,即使是同一区域相同样点在不同季节水体类型也不完全相同,这说明在反演 OSM 浓度时先分类后反演的必要性。2018-08 太湖 OSM 浓度分布图显示,太湖 OSM 浓度整体呈中间低四周高的分布特点,OSM 浓度大都介于 0—10 mg/L,整体水平偏低且变化幅度小,高值区主要集中于水华附近和湖岸水体,并随着距离增大 OSM 浓度逐渐降低,水华附近 OSM 浓度在 15—25 mg/L,也存在岸边 OSM 浓度较高的现象。对比分析后发现,2018 年两期太湖 OSM 浓度的空间分布特征不同,3 月份太湖 OSM 浓度高值区主要位于太湖南部长兜港附近,而 8 月份太湖 OSM 浓度在北部竺山湾附近较高,研究发现 OSM 浓度高值区与水华爆发紧密联系,水华区附近水体通常是 B 类水体,水体 OSM 浓度较高,这可能是由于水华区聚集的藻类含有丰富的藻颗粒,水体有机悬浮物含量较高(Pacheco 等, 2014; Zhang 等, 2014)。同时湖岸边和湖内小岛附近 OSM 浓度也较高,特别是在梅梁湾和长兜港处,除受自然条件如风速、湖流的影响之外,附近的度假区、居民区和工业区排放未处理污水和高强度人类活动可能造成近岸水体扰动,导致 OSM 增多且不易沉积(赵丽娜 等, 2015)。

2017-09 巢湖的水体类型分布图表明,巢湖当天水华严重,东巢湖和西巢湖中央及沿岸是水华的爆发区,水华周围分布着 B 类水体。除水华区域和 OSM 占主导的水体(B 类水体)外,巢湖水体无机悬浮物占主导, A 类水体广泛分布。2017-12 巢湖的水体类型分布图表明,巢湖当天并无水华,绝大部分湖区为较无机悬浮物占主导水体(A 类水体),仅在湖岸西北部存在 B 类水体,且 B 类水体区域较小。2017-09 巢湖 OSM 浓度分布图显示,巢湖 OSM 在 A 类水体总体浓度较低,主要集中在 0—15 mg/L,并呈现中间低四周高的分布特点;水华区域邻近出现高浓度 OSM (大于 25 mg/L),这可能是水华区附近水体藻颗粒较多导致的。从 2017-12 巢湖有机悬浮物浓度反演结果可以看出,冬季巢湖有机悬浮物浓度与夏季相比整体较低,湖心区域为有机悬浮物浓度低值区, OSM 浓度在 5—10 mg/L,也呈现中间低四周高的分布特点,与夏季巢湖 OSM 浓度分布特征相似。同时,在不同季节巢湖西部沿岸非水华区都存在高浓度的 OSM,其浓度大都超过 25 mg/L,这可能是由于巢湖西半

湖临近市区,未经处理的生活污水和工业废水等主要通过十五里河、南淝河等流入巢湖,大量的有机废物进入该区域(李渊 等, 2013),水体富营养化程度加深, OSM 浓度较高,这也解释了西湖区水华时常爆发的现象。

4 结 论

本研究基于 Sentinel-3A OLCI 影像波段特征,提出了一种适用于内陆湖泊有机悬浮物浓度的反演经验算法。本算法利用先分类再反演的策略,发现根据内陆水体的光谱特征,即可以通过 OLCI 的 B6、B7 波段斜率和 B10、B11 波段斜率,将水体分为以无机悬浮物占主导的水体和以有机悬浮物主导的水体两种类型,以无机悬浮物占主导的水体其 OSM 浓度可以利用 OLCI 的 B3 和 B17 波段来估算,而以有机悬浮物主导的水体则可以利用 B10 和 B11 波段来估算。通过独立的验证数据集表明,该方法估算的 RMSE 为 5.38 mg/L, MAPE 为 28.93%,与已有的内陆水体有机悬浮物浓度反演算法相比,估算精度有了显著的提升。此方法并被成功的应用于获取中国太湖和巢湖的有机悬浮物浓度的时空分布特征,表明本研究所构建的先分类后反演的有机悬浮物浓度估算方法为获取区域尺度的内陆水体有机悬浮物浓度提供了一个精度更高的新的算法。

本研究的分类方法和反演算法的构建,是建立在多个代表性湖泊实地采样的基础上,但算法的鲁棒性仍然需要进一步检验,特别是应用于与采样湖泊生物光学特征有较大差异的水体时,其算法的表现性能如何,还需要通过大量的野外实测数据来检验。在以后的研究中,通过收集更多湖泊的数据来进一步检验算法的性能。

参考文献(References)

- Boeuf D, Edwards B R, Eppley J M, Hu S, Poff K E, Romano A E, Caron D A, Karl D M and DeLong E F. 2019. Biological composition and microbial dynamics of sinking particulate organic matter at abyssal depths in the oligotrophic open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116(24): 11824-11832 [DOI: 10.1073/pnas.1903080116]
- Bowers D G, Harker G E L and Stephan B. 1996. Absorption spectra of inorganic particles in the Irish Sea and their relevance to remote sensing of chlorophyll. *International Journal of Remote Sensing*, 17(12): 2449-2460 [DOI: 10.1080/01431169608948782]

- Cauwet G and Mackenzie F T. 1993. Carbon inputs and distribution in estuaries of turbid rivers: the Yang Tze and Yellow rivers (China). *Marine Chemistry*, 43(1/4): 235-246 [DOI: 10.1016/0304-4203(93)90229-H]
- Coble P G. 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, 51(4): 325-346 [DOI: 10.1016/0304-4203(95)00062-3]
- Coble P G, Del Castillo C E and Avril B. 1998. Distribution and optical properties of CDOM in the Arabian Sea during the 1995 Southwest Monsoon. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 45(11/12): 2195-2223 [DOI: 10.1016/S0967-0645(98)00068-X]
- Dekker A G, Vos R J and Peters S W M. 2001. Comparison of remote sensing data, model results and in situ data for total suspended matter (TSM) in the southern Frisian lakes. *Science of the Total Environment*, 268(1/3): 197-214 [DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00679-3]
- Gu Y Z, Liu Y G, Xiu P, Ma Y J and Liu Y H. 2008. HydroScat-6 spectral backscattering sensor. *Meteorological, Hydrological and Marine Instruments*, (2): 1-4 (顾艳镇, 刘玉光, 修鹏, 马玉娟, 刘亚豪. 2008. 6通道后向散射仪. *气象水文海洋仪器*, (2): 1-4) [DOI: 10.3969/j.issn.1006-009X.2008.02.001]
- Hwang B G, Jun K S, Lee Y D and Lung W S. 1998. Importance of DOC in sediments for contaminant transport modelling. *Water Science and Technology*, 38(11): 193-199 [DOI: 10.1016/S0273-1223(98)00655-6]
- Jiang G J, Ma R H, Loisel S A, Duan H T, Su W, Cai W X, Huang C G, Yang J and Yu W. 2015. Remote sensing of particulate organic carbon dynamics in a eutrophic lake (Taihu Lake, China). *Science of the Total Environment*, 532: 245-254 [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.05.120]
- Jiang J W, Li S D, Shen Y Y, Wu Y L, Huang C C, Huang T and Jiang S. 2017. Spatial differences of optical properties of CDOM and their source apportionment in Taihu Lake in summer. *Research of Environmental Sciences*, 30(7): 1020-1030 (江俊武, 李帅东, 沈胤胤, 吴亚林, 黄昌春, 黄涛, 姜晟. 2017. 夏季太湖CDOM光学特性空间差异及其来源解析. *环境科学研究*, 30(7): 1020-1030) [DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2017.02.32]
- Le C F, Li Y M, Zha Y and Sun D Y. 2009. Specific absorption coefficient and the phytoplankton package effect in Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 619(1): 27-37 [DOI: 10.1007/s10750-008-9579-6]
- Li Y, Li Y M, Shi K, Lv H, Guo Y L, Zhou L and Liu G. 2013. Evaluation of total suspended matter based on spectral classification. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 33(10): 2721-2726 (李渊, 李云梅, 施坤, 吕恒, 郭宇龙, 周莉, 刘阁. 2013. 基于光谱分类的总悬浮物浓度估算. *光谱学与光谱分析*, 33(10): 2721-2726) [DOI: 10.3964/j.issn.1000-0593(2013)10-2721-06]
- Lin J, Wu Y, Zhang J, Yang S L and Zhu Z Y. 2007. Seasonal variation of organic carbon fluxes in the Yangtze River and influence of Three-Gorges engineering. *China Environmental Science*, 27(2): 246-249 (林晶, 吴莹, 张经, 杨世伦, 朱卓毅. 2007. 长江有机碳通量的季节变化及三峡工程对其影响. *中国环境科学*, 27(2): 246-249) [DOI: 10.3321/j.issn:1000-6923.2007.02.022]
- Liu D, Duan H T, Yu S J, Shen M and Xue K. 2019. Human-induced eutrophication dominates the bio-optical compositions of suspended particles in shallow lakes: implications for remote sensing. *Science of the Total Environment*, 667: 112-123 [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.366]
- Ma R H and Dai J F. 2005. Quantitative estimation of chlorophyll-a and total suspended matter concentration with landsat ETM based on field spectral features of Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 17(2): 97-103 (马荣华, 戴锦芳. 2005. 结合 Landsat ETM 与实测光谱估测太湖叶绿素及悬浮物含量. *湖泊科学*, 17(2): 97-103) [DOI: 10.3321/j.issn:1003-5427.2005.02.001]
- Miao S, Wang R, Li J C, Wu Z M, Shi L, Lyu H, Li Y M, Zhao S H and Liu S H. 2018. Retrieval algorithm of phycocyanin concentration in inland lakes from Sentinel 3A-OLCI images. *Journal of Infrared and Millimeter Waves*, 37(5): 621-630 (苗松, 王睿, 李建超, 吴志明, 时蕾, 吕恒, 李云梅, 赵少华, 刘思含. 2018. 基于哨兵 3A-OLCI 影像的内陆湖泊藻蓝蛋白浓度反演算法研究. *红外与毫米波学报*, 37(5): 621-630) [DOI: 10.11972/j.issn.1001-9014.2018.05.016]
- Pacheco F S, Roland F and Downing J A. 2014. Eutrophication reverses whole-lake carbon budgets. *Inland Waters*, 4(1): 41-48
- Piirsoo K, Laas A, Meinson P, Nõges P, Pall P, Viik M, Vilbaste S and Nõges T. 2018. Changes in particulate organic matter passing through a large shallow lowland lake. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences*, 67(1): 93-105 [DOI: 10.3176/PROC.2018.1.05]
- Shi K, Li Y M, Liu Z H, Xu Y F, Xu X, Ma W Q and Lu C P. 2011. Estimation of total suspended matter concentration based on semi-analysis algorithm in inland turbid waters. *Environmental Science*, 32(6): 1571-1580 (施坤, 李云梅, 刘忠华, 徐祎凡, 徐昕, 马万泉, 陆超平. 2011. 基于半分析方法的内陆湖泊水体总悬浮物浓度遥感估算研究. *环境科学*, 32(6): 1571-1580) [DOI: 10.13227/j.hjxx.2011.06.016]
- Stedmon C A, Markager S and Bro R. 2003. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Marine Chemistry*, 82(3/4): 239-254 [DOI: 10.1016/S0304-4203(03)00072-0]
- Sun D Y, Li Y M, Le C F, Gong S Q, Wang H J, Wu L and Huang C C. 2007. Scattering characteristics of Taihu Lake and its relationship models with suspended particle concentration. *Environmental Science*, 28(12): 2688-2694 (孙德勇, 李云梅, 乐成峰, 龚绍琦, 王海君, 伍蓝, 黄昌春. 2007. 太湖水体散射特性及其与悬浮物浓度关系模型. *环境科学*, 28(12): 2688-2694) [DOI: 10.3321/j.issn:0250-3301.2007.12.004]
- Sun D Y, Li Y M, Wang Q, Le C F, Huang C C, Shi K and Wang L Z. 2009. Study on remote sensing estimation of suspended matter concentrations based on in situ hyperspectral data in lake tai waters. *Journal of Infrared and Millimeter Waves*, 28(2): 124-128 (孙德勇, 李云梅, 王桥, 乐成峰, 黄昌春, 施坤, 王利珍. 2009. 基于实测高光谱的太湖水体悬浮物浓度遥感估算研究. *红外与毫米波学报*, 28(2): 124-128) [DOI: 10.3321/j.issn:1001-9014.2009.

- 02.011]
- Sun D Y, Li Y M, Wang Q, Le C F, Huang C C and Wu L. 2008. The scattering characteristics of Lake Taihu waters. *Journal of Lake Sciences*, 20(3): 389-395 (孙德勇, 李云梅, 王桥, 乐成峰, 黄昌春, 伍蓝. 2008. 太湖水体散射特性及其空间分异. *湖泊科学*, 20(3): 389-395) [DOI: 10.18307/2008.0320]
- Tang J W, Tian G L, Wang X Y, Wang X M and Song Q J. 2004. The methods of water spectra measurement and analysis I: above-water method. *Journal of Remote Sensing*, 8(1): 37-44 (唐军武, 田国良, 汪小勇, 王晓梅, 宋庆君. 2004. 水体光谱测量与分析 I: 水面上测量法. *遥感学报*, 8(1): 37-44) [DOI: 10.11834/jrs.20040106]
- Uher G, Hughes C, Henry G and Upstill-Goddard R C. 2001. Non-conservative mixing behavior of colored dissolved organic matter in a humic-rich, turbid estuary. *Geophysical Research Letters*, 28(17): 3309-3312 [DOI: 10.1029/2000GL012509]
- Ulloa O, Sathyendranath S and Platt T. 1994. Effect of the particle-size distribution on the backscattering ratio in seawater. *Applied Optics*, 33(30): 7070-7077 [DOI: 10.1364/AO.33.007070]
- Wu D, Ye F W, Qiu J T and Zhang C. 2019. Characteristics and application of Sentinel-3 satellite data. *Technology and Economic Guide*, 27(15): 6-8, 19 (武鼎, 叶发旺, 邱骏挺, 张川. 2019. 哨兵-3 卫星数据特性及应用探讨. *科技经济导刊*, 27(15): 6-8, 19)
- Wu Y, Bao H Y, Yu H, Zhang J and Kattner G. 2015. Temporal variability of particulate organic carbon in the lower Changjiang (Yangtze River) in the post-Three Gorges Dam period: links to anthropogenic and climate impacts. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(11): 2194-2211 [DOI: 10.1002/2015JG002927]
- Wu Z M, Li J C, Wang R, Shi L, Miao S, Lv H and Li Y M. 2018. Remote sensing estimation of colored soluble organic matter (CDOM) concentration in inland lakes based on random forest. *Journal of Lake Sciences*, 30(4): 979-991 (吴志明, 李建超, 王睿, 时蕾, 苗松, 吕恒, 李云梅. 2018. 基于随机森林的内陆湖泊水体有色可溶性有机物(CDOM)浓度遥感估算. *湖泊科学*, 30(4): 979-991) [DOI: 10.18307/2018.0411]
- Yan L. 2003. Atmospheric correction of SeaWiFS imagery for turbid coastal and inland waters: comment. *Applied Optics*, 42(6): 893-895 [DOI: 10.1364/AO.42.000893]
- Zhang F F, Harir M, Moritz F, Zhang J, Witting M, Wu Y, Schmitt-Kopplin P, Fekete A, Gaspar A and Hertkorn N. 2014. Molecular and structural characterization of dissolved organic matter during and post cyanobacterial bloom in Taihu by combination of NMR spectroscopy and FTICR mass spectrometry. *Water Research*, 57: 280-294 [DOI: 10.1016/j.watres.2014.02.051]
- Zhang N X, Song J M and He Z P. 2006. Biogeochemical mechanism of particulate organic carbon (POC) variations in seawaters. *Acta Ecologica Sinica*, 26(7): 2328-2339 (张乃星, 宋金明, 贺志鹏. 2006. 海水颗粒有机碳(POC)变化的生物地球化学机制. *生态学报*, 26(7): 2328-2339) [DOI: 10.3321/j.issn:1000-0933.2006.07.037]
- Zhang Y L, Zhang B, Wang Z, Li J S, Feng S, Zhao Q H, Liu M L and Qin B Q. 2007. A study of absorption characteristics of chromophoric dissolved organic matter and particles in Lake Taihu, China. *Hydrobiologia*, 592(1): 105-120 [DOI: 10.1007/s10750-007-0724-4]
- Zhao L N, Wang Y N, Jin Q, Feng C, Pan H Z, Zhang J, Lv H and Li Y M. 2015. Method for estimating the concentration of total suspended matter in lakes based on gOCI images using a classification system. *Acta Ecologica Sinica*, 35(16): 5528-5536 (赵丽娜, 王艳楠, 金琦, 冯驰, 潘洪洲, 张杰, 吕恒, 李云梅. 2015. 基于GOCI影像的湖泊悬浮物浓度分类反演. *生态学报*, 35(16): 5528-5536) [DOI: 10.5846/stxb201411152264]

Remote sensing estimation method of organic suspended matter concentration in inland lakes based on Sentinel-3 OLCI data

ZHONG Suke^{1,2,3}, LYU Heng^{1,2,3}, YANG Ziqian¹, LI Yangyang¹, XU Jiafeng¹, MIAO Song¹

1. Key Laboratory of Virtual Geographic Environment, Nanjing Normal University, Ministry of Education, Nanjing 210023, China;
2. State Key Laboratory Cultivation Base of Geographical Environment Evolution (Jiangsu Province), Nanjing 210023, China;
3. Jiangsu Center for Collaborative Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, Nanjing 210023, China

Abstract: Organic Suspended Matter (OSM) is an important component of lake organic carbon pool, which is important to the study of lake ecological environment and primary productivity. At present, the research of OSM in water mainly focuses on its source composition, migration and transformation, and flux into the sea. Therefore, constructing a new method for estimating OSM in inland water is urgently needed. This method can obtain the spatial and temporal distribution characteristics of OSM concentration in the whole lake and even the whole region.

In this study, the combined Taihu, Chaohu, Geui, Xiaoxingkai, Dianchi, Hongze, Hulun, and Nanyi lakes are selected as the research area, and a remote sensing method for estimating the concentration of organic suspended solids in inland water is developed. According to the slope of B6 and B7 bands and the slope of B10 and B11 bands, the water body is divided into two types, namely, the Type A water dominated by inorganic suspended matter and the Type B water dominated by OSM. On this basis, remote sensing estimation models of OSM concentration for different types of water bodies are established. The remote sensing estimation model of OSM concentration for Type

A water is $OSM=32.75 \cdot B17/B3-1.3537$, and the remote sensing estimation model of OSM concentration for Type B water is: $OSM=43.098+15.751 \cdot B10/B11$. The band ratio $B17/B3$ can be used to estimate the OSM concentration of Type A water, and the band ratio $B11/B10$ can be used to estimate the OSM concentration of Type B water. The proposed method obtained RMSE of 5.38 mg/L and MAPE of 28.93%, which were decreased by 11.10 mg/L and 41.66%, respectively, compared with those of the traditional nonclassified OSM estimation empirical method.

An empirical algorithm for retrieving OSM concentration in inland lakes is proposed on the basis of the band characteristics of Sentinel 3A-OLCI image. According to the spectral characteristics of inland water bodies, which are the slope of OLCI band B6 and B7 and the slope of band B10 and B11, the algorithm, which uses the strategy of first classification and then retrieval, can divide the water into two types: the water dominated by inorganic suspended matter and the water dominated by OSM. The OSM concentration of the water dominated by inorganic suspended matter can be estimated by using OLCI bands B3 and B17, while the OSM concentration of the water dominated by organic suspended solids can be estimated by using OLCI bands B10 and B11. Independent validation datasets show that the RMSE and MAPE estimated by this method are 5.38 mg/L and 28.93%, respectively. The estimation accuracy of this method is significantly improved compared with those of the existing retrieval algorithms for the concentration of OSM in inland water. This method has been successfully applied to obtain the temporal and spatial distribution characteristics of the OSM concentration in Taihu and Chaohu lakes in China. The method constructed in this study provides a new algorithm with higher accuracy for obtaining the OSM concentration of inland water at regional scale.

The classification method of this study and the construction of the retrieval algorithm are based on several typical lakes on the basis of field sampling. However, the robustness of the algorithm still needs further examination, especially when it is applied to water with different biological optical characteristics from sampling lake. The performance of the algorithm also should be tested using a great number of field measured datasets. In future studies, the performance of the algorithm will be further tested by collecting more lake field data.

Key words: inland water, organic suspended matter, OLCI, optical classification, quantitative estimation, empirical algorithm

Supported by National Natural Science Foundation of China (No. 41871234)