

基于 Landsat-8 OLI 的长江口青草沙水库悬浮颗粒物时空分布研究

朱晶晶¹, 张靖玮², 毛颖^{3,4}, 丘仲锋^{2*}

¹南京信息工程大学电子与信息工程学院, 江苏 南京 210044;

²南京信息工程大学海洋科学学院, 江苏 南京 210044;

³福建省气象灾害防御技术中心, 福建 福州 350001;

⁴福建省灾害天气重点实验室, 福建 福州 350001

摘要 长江口青草沙水库是重要的饮用水源,其水质评估非常关键。为客观、科学地评估青草沙水库的水质状况,以水体悬浮物作为评估水质的一个关键参数,利用 Landsat-8 OLI 高空间分辨率数据开展了相关研究。采用与现场观测匹配的卫星资料,建立了青草沙水库悬浮颗粒物(SPM)的反演算法,利用现场观测资料进行精度验证,结果显示相关系数较高,均方根误差较小,由此表明该算法的反演精度较高,结果可信。利用建立的算法,对 Landsat-8 OLI 数据进行处理得到 2013—2019 年的 SPM 平均空间分布和时间分布特征。结果发现:河口范围内青草沙水库 SPM 浓度最低;水库上部 SPM 浓度随季节变化较大,在冬季最大,春季最小;水库中部与下部 SPM 浓度较低且变化很小。研究结果表明,长江口青草沙水库水体清澈,水质较好。

关键词 海洋光学; 长江口; 青草沙水库; 悬浮颗粒物; Landsat-8 OLI; 遥感反演

中图分类号 P733.3

文献标志码 A

doi: 10.3788/LOP202158.2201001

Temporal and Spatial Distribution of Suspended Particles in Qingcaosha Reservoir of the Yangtze River Estuary Based on Landsat-8 OLI

Zhu Jingjing¹, Zhang Jingwei², Mao Ying^{3,4}, Qiu Zhongfeng^{2*}

¹ School of Electronic & Information Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing, Jiangsu 210044, China;

² School of Marine Science, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing, Jiangsu 210044, China;

³ Fujian Provincial Meteorological Disaster Prevention Technology Center, Fuzhou, Fujian 350001, China;

⁴ Fujian Key Laboratory of Severe Weather, Fuzhou, Fujian 350001, China

Abstract The Qingcaosha reservoir at the Yangtze River estuary is an important source of drinking water, and its water quality must be assessed. This paper takes suspended solids in the water body as a key parameter to evaluate water quality and conducts related research using high spatial resources data of Landsat-8 Operation Land Imager (OLI) to objectively and scientifically evaluate the water quality of Qingcaosha reservoir. An inversion algorithm for suspended particulate matter (SPM) in Qingcaosha reservoir was developed using satellite data and field observations. Field observations were used to verify the accuracy of the developed algorithm. The results showed that the correlation coefficient was high and the root mean square error was low, indicating that the algorithm is

收稿日期: 2021-01-13; 修回日期: 2021-01-27; 录用日期: 2021-02-04

基金项目: 国家自然科学基金(41976165)

通信作者: *zhongfeng.qiu@nuist.edu.cn

effective. In addition, the inversion accuracy is high and the inversion result is credible. The Landsat-8 OLI data from 2013 to 2019 were processed using the proposed algorithm to obtain the average spatial distribution and time distribution characteristics of SPM. The SPM concentration in Qingcaosha reservoir was found to be the lowest in the estuary. The difference of SPM concentration in the reservoir's upper part is the largest in winter and the smallest in spring. The concentration of SPM in the reservoir's middle and lower parts is low, and the change is small. According to the research results, the Qingcaosha reservoir at the Yangtze River estuary is clean and has good water quality.

Key words ocean optics; Yangtze River estuary; Qingcaosha reservoir; suspended particulate matter; Landsat-8 OLI; remote sensing inversion

OCIS codes 010.0280; 010.4450; 010.7340

1 引言

长江口青草沙水库建于 2007—2011 年,河滩全长 43 km,周围水域面积约 70 km²,是中国最大的河流水库。众所周知,长江不仅是中国最大的河流,也是世界上含沙量最大的河流之一,2001—2018 年间长江流域平均月径流量达 $718 \times 10^8 \text{ m}^3$,平均月输沙量达 $1247 \times 10^8 \text{ t}^{[1]}$ 。过去 20 年中,由于受三峡大坝的影响,长江流域输沙量大幅减少^[2-3],然而却因为每年约 $4.2 \times 10^9 \text{ m}^3$ 的冲淡水涌入东海,导致长江口拥有高浊度的特性^[4-5]。青草沙水库是目前上海城市供水规模最大、受益人口最多的饮用水源地水库,服务人口超过 1000 万人^[6]。因此客观、科学地评估位于如此高浊度河口的水源质量是否符合饮用水标准是十分必要的。

悬浮颗粒物(SPM)是评估水质的关键参数之一,能直接影响光在水体中的传播,进而影响水质透明度、浑浊度和水色等光学特性,同时也影响着水域生态环境和河道、河口及海岸带的冲淤变化过程^[7-8],因此悬浮颗粒物的时空分布对水质的评估具有一定的意义。前人通过大量地现场观测以及仔细地模型调优,对 SPM 浓度进行了相关的研究,建立了各种应用于不同卫星的 SPM 遥感反演模型。郝艳玲^[9]利用黄河口实测 SPM 浓度和遥感反射率(R_{rs})数据,建立了针对静止海洋光学传感器(GOCI)的 SPM 浓度的遥感反演模型,其反演的精度优于 30%。崔廷伟等^[10]利用大量实测数据建立了中分辨率成像光谱仪(MERIS) SPM 浓度的遥感反演算法,该算法被应用于渤海的 SPM 浓度遥感定量研究,指出 SPM 浓度的季节性分布差异主要是由随季节变化的风力等气候因素所致。

尽管卫星资料在水体 SPM 评估方面已取得一定的成功,但使用的遥感数据通常来源于海洋水色传感器^[11-13]。海洋水色传感器的空间分辨率为

250 m 至 1 km,适用于大多数海洋环境^[14],但长江口区域较小,这样的分辨率可能无法满足精细分辨青草沙水库水体水质情况的要求,因此需要不断改进 SPM 的卫星遥感反演估计,以适用于需要精细分辨率的水库水质评估。

Landsat-8 OLI (L8/OLI) 的空间分辨率为 30 m,具有较高的信噪比,且设有两个新增波段:蓝色波段(band 1:0.433~0.453 μm)以及短波红外波段(band 9:1.360~1.390 μm),这为高浊度水域 SPM 监测能力的提升提供了可能^[4]。周媛等^[15]利用黄河口实测的 SPM 浓度和光谱数据,建立了关于 SPM 的遥感反演算法,结合 2014—2016 年 L8/OLI 遥感影像对黄河口 SPM 浓度的时空分布特征进行了分析。逢淑娜等^[16]利用舟山近岸海域实测的总悬浮物吸收系数和水面光谱,开发了基于 L8/OLI 数据反演总悬浮物的最优模型。SPM 的遥感反演算法大都基于现场观测,然而悬浮物中有机物与无机物的不同比例将会对水体的固有光学性质造成不同的影响,从而导致离水反射率的变化。此外,水体的光学性质同样受到颗粒大小的影响,且这一现象在以矿物为主的沿海水域尤为明显^[17-19]。因此,基于沿海水域本地观测数据所建立的经验算法或许并不具有区域可移植性。

综上,对于青草沙水库 SPM 的遥感反演探索还需要更高空间分辨率的遥感数据,利用 Landsat-8 OLI 数据能否成功估算青草沙水库 SPM 亦有待验证。因此,为科学地监测青草沙水库 SPM 的分布与变化,本研究在结合巡航采样数据的基础上,开展水库内外的持续性现场观测,通过实时监测系统在线获取 SPM 的相关信息。本研究不仅对 SPM 的遥感反演算法进行校准并利用现场观测资料开展精度验证,还将该算法应用于 2013—2019 年 L8/OLI 数据以获取青草沙水库 SPM 空间、时间的分布变化。

2 数据和方法

2.1 研究区域与现场观测

研究区域为位于长江口的青草沙水库。2013 年至 2019 年间,在长江口及其附近水域进行了多次考察,每个站点的测量参数包括 SPM 浓度、遥感反射率(R_{rs})以及其他同步环境参数。测量参数中与卫星数据同期匹配的观测数据被用作独立验证数据,其他观测数据被用于 SPM 算法的校准。图 1 给出 2017 年 2 月 12 日,Landsat-8 卫星获得的(第 118 行,第 38 条)青草沙水库真彩色图像。

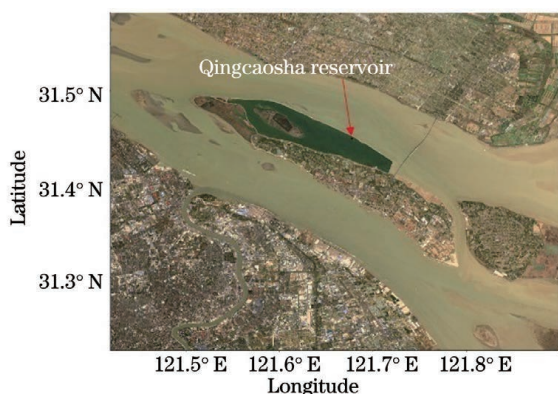


图 1 2017 年 2 月 12 日,Landsat-8 获得的(第 118 行,第 38 条)青草沙水库真彩色图像(由 L8/OLI 波段 2、3 和 4 合成)

Fig. 1 True color image of Qingcaosha reservoir (composite from L8/OLI bands 4, 3, and 2) acquired on 12 February, 2017 by the Landsat-8 (row 118, path 38)

SPM 浓度(单位为 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)可基于收集充足的地表水体样本估计。SPM 浓度定义为每单位体积水中颗粒物的干质量,基于标准的重量测量^[20],采集一定体积的水样,利用预先称重的 Whatman GF/F 孔径为 $0.70\ \mu\text{m}$ 的玻璃纤维滤纸进行过滤,过滤器在 $40\ ^\circ\text{C}$ 下干燥 24 h 后用电子分析秤重复称量滤垫以及空白过滤器的干重,直到连续称量计算出的两个 SPM 浓度间差异小于 $0.01\ \text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

遥感反射率的测量采用了光谱范围为 $350\sim 1050\ \text{nm}$ 的 ASD Field Spec Dual VNIR,每次巡航前都要对探测器进行一次绝对辐射校准。遥感反射率利用水面之上测量法由分析光谱仪(ASD)测得,该仪器需要测量参考板、水体和天空的辐亮度光谱。每一个参数均需测量十余次,计算的时候取其平均值。观测的时候为了避免太阳光的干扰,测量水体时天顶角和方位角分别为 40° 和 135° ^[21]。遥感反射

率可表示为

$$R_{rs}(\lambda) = (L_t - rL_{sky}) / (L_p \pi / \rho_p), \quad (1)$$

其中 L_t 表示来自水体的辐亮度, L_{sky} 表示来自天空的辐亮度, L_p 表示参考板的辐亮度, ρ_p 表示参考板的漫衰减反射系数, r 表示表层的菲涅耳反射系数。测量信号受波浪的影响较大,特别是海面毛细波和毛细重力波的太阳直射反射,故需要对受影响的曲线进行剔除。针对每一测点测量 10 条以上曲线,剔除所有数据偏高的曲线,保留数据较低的曲线,然后进行平均,以降低高光谱仪器蓝波段和近红外波段的数据噪声。

2.2 卫星数据

从美国地质调查局选择并下载研究区域(第 118 行,路径 38)2013 年 5 月—2019 年 2 月内所有的 Landsat-8 OLI 数据,根据云量对遥感数据进行筛选,最终得到 20 景云量小于 80% 的遥感影像(各取景时间如表 1)。下载的数据包含 8 个光谱波段(表 2),其空间分辨率为 $30\ \text{m}$,重复周期为 16 d。筛选出的数据首先用于陆地与云层的掩模,其次利用包含 SWIR 算法的 ACOLITE 软件进行大气校正^[22-23]。

表 1 20 景遥感影像信息

Table 1 20 remote sensing image information

No.	Time	No.	Time
1	2014-12-22	11	2017-04-02
2	2015-01-07	12	2017-04-18
3	2015-01-23	13	2017-07-23
4	2015-03-12	14	2017-08-24
5	2016-01-26	15	2018-01-15
6	2016-02-27	16	2018-05-23
7	2016-04-15	17	2018-07-26
8	2016-06-02	18	2018-10-30
9	2016-07-20	19	2018-12-17
10	2017-02-13	20	2019-01-18

2.3 SPM 反演模型

利用不同类型卫星数据开发的各种 SPM 浓度估计模型,大都基于 SPM 浓度与单波段、波段比或多波段遥感反射率的经验关系推导获得。Qiu 等^[24]选出最优波段比,建立了一个 SPM 浓度估算的经验模型且在黄河口开展了精度验证。此外,Qiu 等^[4]还对该模型进行校准并应用于 L8/OLI,结果表明 L8/OLI 可以提供合理的遥感反射率,从而很好地量化 SPM 的分布和变化。本研究依照与 Qiu

表 2 L8/OLI 波段设置信息
Table 2 Band setting information of L8/OLI

Band	Wavelength / μm	Resolution /m	Center wavelength / μm
Band 1, Coastal	0.433–0.453	30	0.443
Band 2, Blue	0.450–0.515	30	0.483
Band 3, Green	0.525–0.600	30	0.561
Band 4, Red	0.630–0.680	30	0.655
Band 5, NIR	0.845–0.885	30	0.865
Band 6, SWIR1	1.560–1.651	30	1.609
Band 7, SWIR2	2.100–2.300	30	2.201
Band 8, Pan	0.500–0.680	15	0.59
Band 9, Cirrus	1.360–1.390	30	1.373

等^[24]相似的模型开发过程,根据现场测量遥感反射率的光谱变化特征及其与悬浮颗粒物浓度的对应关系,进行波段/波段比及模型形式的选择和调试,得到长江口及其临近水域处 L8/OLI 的 SPM 反演模型。具体算法形式可表示为

$$\rho_{\text{SPM}} = 10^{ax^3+bx^2+cx+d}, \quad (2)$$

式中: ρ_{SPM} 表示 SPM 质量浓度; x 是 L8/OLI 波段比 B4/B3; a, b, c, d 是参数。

2.4 模型精度评价指标

通过卫星反演值和现场测量值的比较,本研究采用三个精度评价指标评估算法的准确性。分别为:均方根误差(RMSE, E_{RMS})、平均相对误差绝对值(MARE, E_{MAR})和相关系数(r),具体计算公式为

$$E_{\text{MAR}} = \frac{\sum_{i=1}^n |x_i - y_i| / y_i}{n}, \quad (3)$$

$$E_{\text{RMS}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}{n}}, \quad (4)$$

$$r = \frac{n\sum x_i y_i - \sum x_i \sum y_i}{\sqrt{n\sum x_i^2 - (\sum x_i)^2} \sqrt{n\sum y_i^2 - (\sum y_i)^2}}, \quad (5)$$

其中 x_i 为 SPM 浓度遥感反演值, y_i 为相应的现场观测值, n 为样本数量, i 为数据的序号。

3 结果

3.1 SPM 算法校准及精度验证

使用 116 个遥感反射率及 SPM 浓度现场观测值来校准所提算法。通过多次调整与比对,最终模型参数的选择为: $a = 1.8036, b = -4.5818, c =$

$5.0072, d = -0.4385$, 校准结果如图 2(a) 所示。MARE 为 39.35%, RMSE 为 $108.9 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, r 为 0.93。SPM 浓度测量值和模型反演结果沿 1:1 线分布。此结果表明,长江口处 SPM 反演算法的校准结果较好。

图 2(b) 显示了 2016 年 9 月 22 日和 2018 年 3 月 4 日在卫星过境 24 h 时间窗口内, 6 个站点中 SPM 现场观测值同 L8/OLI 反演值的比较。现场 SPM 浓度测量值范围为 $0.72 \sim 356.7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 对比结果显示, L8/OLI 反演 SPM 值与现场观测值具有高度相关性, 这表明该算法的反演精度较高, 结果可信。

3.2 SPM 空间分布

基于 L8/OLI 反演获得的长江口处 2013—2019 年的平均 SPM 分布如图 3(a) 所示, 其中长江口东部 SPM 浓度较高, 最大浓度接近 $10^3 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 而从水域的东部到西部, SPM 浓度逐渐下降。总体上, 长江口 SPM 平均值约为 $103 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。青草沙水库的 SPM 浓度相较于长江口整体略低, 是其他水域浓度的 $1/5 \sim 1/4$, 其平均 SPM 浓度约为 $22 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

SPM 的标准偏差(STD)分布如图 3(b) 所示, SPM STD 的空间分布与 2013—2019 年的 SPM 平均分布趋势较为相似。长江东段 STD 值较高, 由东向西逐渐下降, 大部分水域 STD 在 $10 \sim 50 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 范围内, 而东部水域 STD 在 $50 \sim 100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 范围内, STD 总体平均值约为 $33 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 约占 SPM 平均浓度的三分之一。其中, 青草沙水库的 STD 值最低, 平均 STD 为 $8.4 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$, 最小值为 $0.15 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

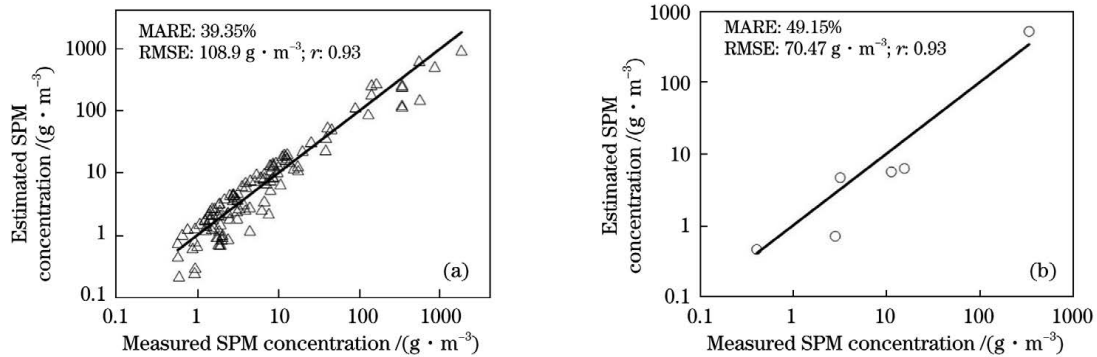


图 2 SPM 浓度实测值与估算值的比对散点图(黑线为 1:1 线, L8/OLI 图像获取时间为 2016 年 9 月 22 日与 2018 年 3 月 4 日)。(a) SPM 浓度现场测量值与校准模型反演值的比对散点图; (b) 在 24 h 时间窗口内 SPM 浓度现场测量值与 L8/OLI 反演值的比对散点图

Fig. 2 Scatter plot of the measured and estimated SPM concentration (The black line is the 1:1 line. The L8 images were acquired on 22 September, 2016 and 4 March, 2018). (a) SPM concentration measured *in situ* versus SPM estimated from the calibrated mode; (b) scatter plots of comparisons between L8/OLI measured SPM concentration *in-situ* and estimated concentration made within 24 h time window

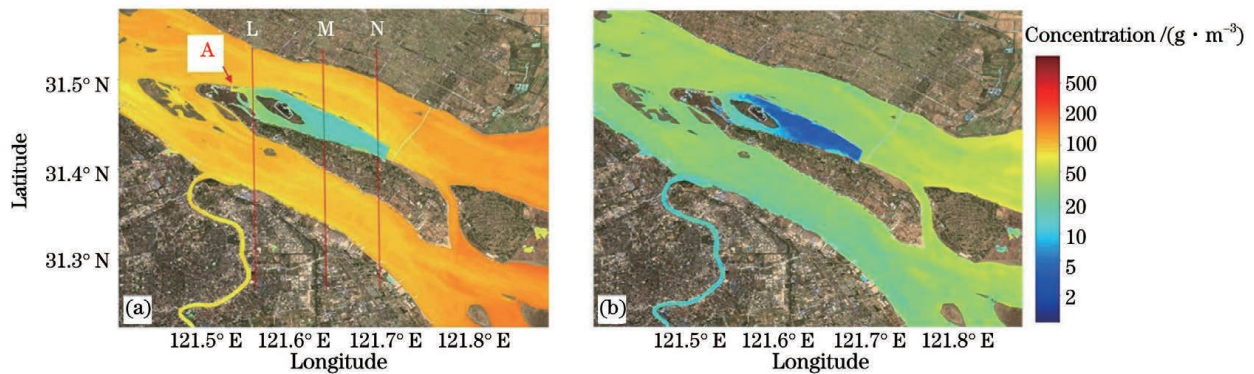


图 3 2013—2019 年的 SPM 平均分布。(a) 基于 L8/OLI 反演获取的 SPM 平均分布, 其中, 三个断面(标记为 L、M 和 N)用以分析 SPM 在水库不同位置的分布, L、M、N 分别代表上部、中部和下部, 水库进口闸门位置标注为 A; (b) 相应的标准偏差

Fig. 3 Average distribution of SPM concentration derived from 2013 to 2019. (a) Average distribution of SPM concentration obtained based on the L8/OLI inversion, in which three sections (labeled L, M and N) are used to analyze the SPM concentration distribution at different locations, L, M, and N represent the upper part, the middle part and the lower part, respectively, and the position of the inlet gate of the reservoir is marked as A; (b) corresponding standard deviation

在青草沙水库中, 水库上部 SPM 的浓度值较高, 约在 $50 \sim 100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 范围内。水库的中部和下部 SPM 浓度较低, 范围在 $10 \sim 20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。水库的 STD 分布也显示出了类似的变化趋势[图 3(b)], 即水库上部的 STD 值要明显大于中部及下部。

将 SPM 浓度划分成 4 个等级(1~4), 分别为浓度小于 $15 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 、浓度处于 $15 \sim 35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 、浓度处于 $35 \sim 100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 和浓度超过 $100 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ (表 3)。在所选的 20 景 L8/OLI 遥感影像中, 统计长江口水域有效像元的 SPM 浓度, 其中 SPM 浓度在 1~4 级的面积分别占长江口水域有效像元总面积的

1.98%、4.32%、43.15% 和 50.55%。对于整个长江口水域, 平均 SPM 浓度较高, 3 级和 4 级的面积约占长江口水域有效像元总面积的 95%, 而青草沙水库 SPM 浓度处于 3 级和 4 级的面积不足青草沙水库有校像元总面积的 11%。水库大部分 SPM 浓度被划分为 1 级和 2 级, SPM 浓度处于 1 级的面积占长江口水域有效像元总面积的 32.69%, SPM 浓度处于 2 级的面积占长江口水域有效像元总面积的 56.36%。

根据 20 景图像中每个像元 SPM 浓度的最大值统计[图 4(a)], 浓度等级 1~4 的面积分别占有效

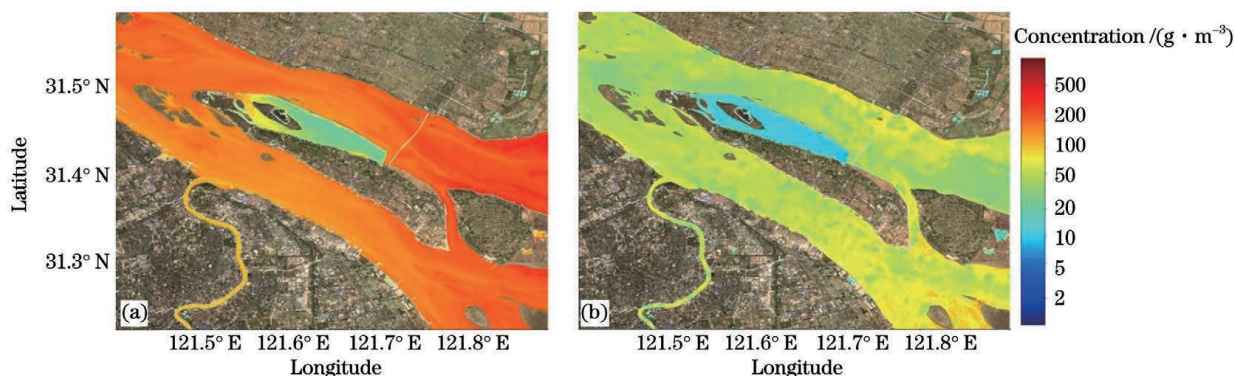


图 4 2013—2019 年 L8/OLI 反演获得的 SPM 浓度的空间分布。(a)最大 SPM 浓度的空间分布;(b)最小 SPM 浓度的空间分布

Fig. 4 Spatial distributions of SPM concentration derived from 2013 to 2019 L8/OLI measurements. (a) Spatial distributions of maximum; (b) spatial distributions of minimum

像元总面积的 0.359%、5.92%、4.53% 和 89.2%。在整体长江口水域中,大约 93% 的区域 SPM 浓度被划分为 3 级和 4 级。这表明在长江口的大部分水域都能发现高浓度的 SPM;而青草沙水库 SPM 浓度最大值的 4 个等级面积分别占水库有效像元总面积的 0.0%、61.99%、33.19% 和 4.81%,最大 SPM 浓度划分在 2 级和 3 级的面积共占比约为 95%。根据 20 景图像中每个像元 SPM 浓度最小值的统计 [图 4(b)], 浓度等级 1~4 中的面积比例分别占

20 景像元总面积的 5.46%、11.77%、81.35% 和 1.43%。其中,长江口 81% 以上面积的最小 SPM 浓度为 3 级,这意味着大多数区域的水体浊度很高;而青草沙水库有效像元约 93% 的面积的最小 SPM 浓度为 1 级,且 4 个等级的面积占比分别为 93.77%、6.14%、0.08% 和 0.01%。由图 4 可知,整个长江口其他水域与青草沙水库间 SPM 空间分布具有明显差异,青草沙水库的大部分区域比长江口中其他水域更清澈。

表 3 基于 L8/OLI SPM 反演结果的长江口整体水域和青草沙水库的统计特征

Table 3 Statistics characteristics of the SPM concentration derived from the L8/OLI data in the Changjiang River estuary and the Qingcaosha reservoir

Water	SPM concentration and Percentage of effective pixels	Mean	Maximum	Minimum
	SPM concentration / ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	103.71	1855.48	1.94
	Percentage of effective pixels for concentration $<15 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ / %	1.98	0.35	5.46
Changjiang river	Percentage of effective pixels for concentration $15\text{--}35 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ / %	4.32	5.92	11.77
	Percentage of effective pixels for concentration $35\text{--}100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ / %	43.15	4.53	81.35
	Percentage of effective pixels for concentration $>100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ / %	50.55	89.20	1.42
	SPM concentration / ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)	22.00	545.01	3.82
	Percentage of effective pixels for concentration $<15 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ / %	32.6	0	93.77
Qingcaosha reservoir	Percentage of effective pixels for concentration $15\text{--}35 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ / %	56.36	61.99	6.14
	Percentage of effective pixels for concentration $35\text{--}100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ / %	10.48	33.19	0.08
	Percentage of effective pixels for concentration $>100 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ / %	0.47	4.82	0.01

为更好地阐明 SPM 在水库不同位置的分布,本研究分别选取了 L、M 和 N 三个断面代表研究区域的上部、中部以及下部,如图 3(a) 所示。图 5 显示了每个断面 SPM 的分布,其中灰色部分代表着水库的区域范围。在 L 断面中,水库 SPM 浓度在

$30\sim 40 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 而河流 SPM 浓度在 $70\sim 120 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。在 M 断面和 N 断面中,水库的 SPM 浓度也较低,约为 $20 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。STD 的分布也呈现类似情况,即与河流的 SPM 浓度和 STD 值相比,水库的 SPM 浓度和 STD 值较低,且在 M 和 N 的断面观测值也比

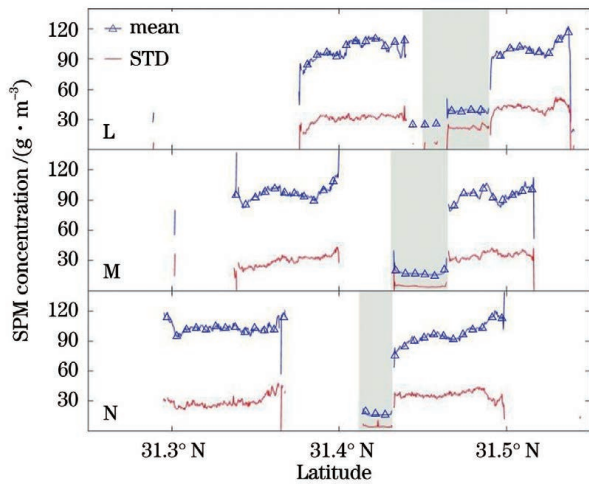


图 5 三个断面的平均 SPM 浓度与标准偏差(STD)的比较,其中平均 SPM 浓度和 STD 来自 2013—2019 年 L8/OLI 的反演值,灰色区域标志着青草沙水库的纬度范围

Fig. 5 Comparison between mean SPM concentrations and standard deviation (STD) along the three sections, where mean SPM concentration and STD are derived from 2013 to 2019 L8/OLI measurements, and the grey areas represent the latitude ranges of the Qingcaosha reservoir

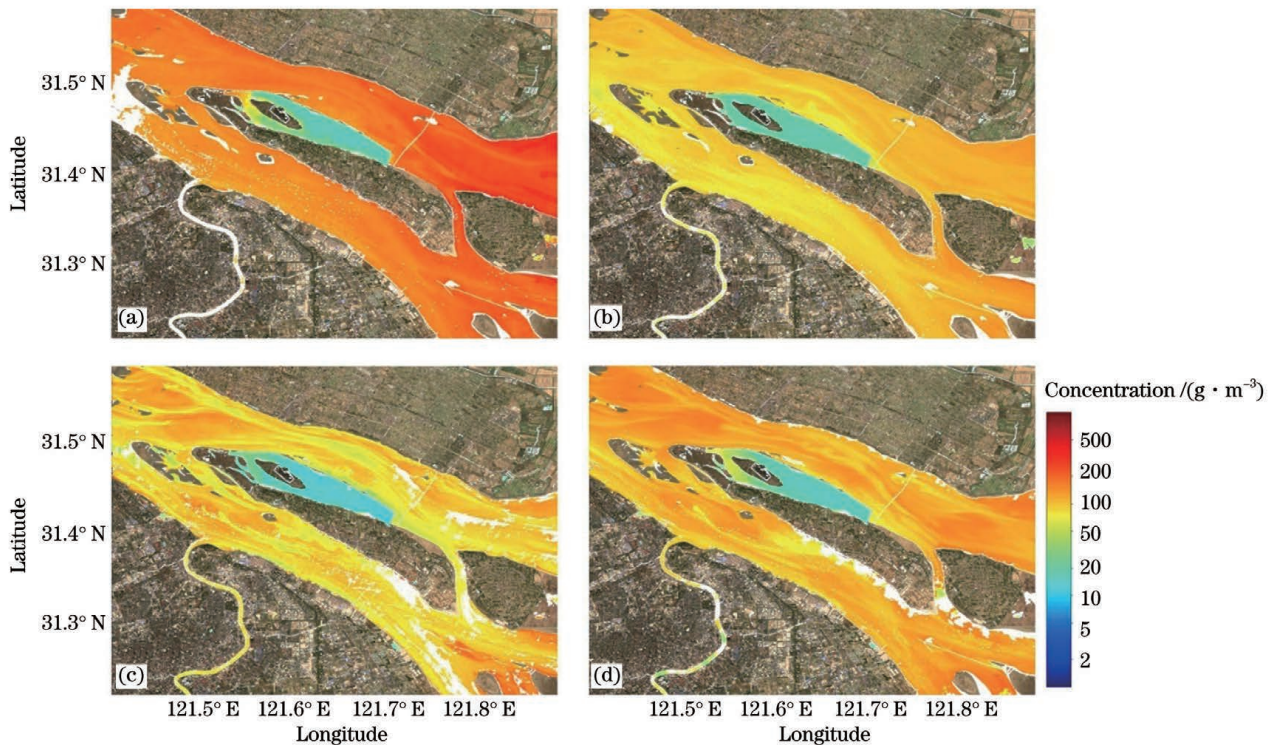


图 6 L8/OLI SPM 浓度反演值的空间分布。(a)2015 年 1 月 23 日;(b)2015 年 3 月 12 日;(c)2016 年 8 月 24 日;(d)2018 年 10 月 30 日

Fig. 6 Spatial distributions of SPM concentration derived from L8/OLI measurements. (a) January 23, 2015; (b) March 12, 2015; (c) August 24, 2016; (d) October 30, 2018

L 断面的观测值低。

3.3 SPM 的时间变化

2013—2019 年间,由于长江口水域的云层覆盖较重,少云的 L8 影像仅有 20 景,因此,从这 20 景影像中生成月平均和气候态的 SPM 产品是不合理的。本研究分别选择不同月份某一天的 L8/OLI 数据,来分析研究水域的 SPM 在不同时间的分布情况。我们对 2015 年 1 月 23 日[图 6(a)],2015 年 3 月 12 日[图 6(b)],2016 年 8 月 24 日[图 6(c)],2018 年 10 月 30 日[图 6(d)]的 SPM 分布进行了描述。

图 6 显示 SPM 的空间分布和数值量级间存在巨大的差异,其中,冬季 SPM 浓度最高,且呈现出与 2013—2019 年的 SPM 平均分布相似的空间分布形式[图 6(a)]。主要表现为:长江口东部的 SPM 浓度较高,从东到西逐渐下降,且青草沙水库 SPM 是其他水域 SPM 的 $1/4 \sim 1/3$ 。此外,在水库进口的闸门位置也可观察到一个 SPM 浓度较高的区域。

春季 SPM 浓度最低[图 6(b)],其最大值为 $225 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。在大部分研究水域,SPM 浓度在 $50 \sim 150 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 范围内,平均值为 $94 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$,而青草沙水库的 SPM 浓度几乎都低于 $20 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

图 7 显示了三个断面 L、M 和 N 在不同季节的 SPM 分布,其中水库区域被标记为灰色。总体而言,青草沙水库 SPM 的浓度值在各个季节的所有横断面上都比长江口其他水域 SPM 浓度值低。在 L 断面,冬季青草沙水库 SPM 浓度最高,在 $55 \sim 120 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 范围内,秋季和夏季数值较低,春季最低;在横断面 M 和 N,青草沙水库外 SPM 浓度的分布也存在类似变化规律。然而,在水库中可观察到相当大的差异,各季节 SPM 浓度值极为接近且水库中 SPM 浓度是水库外 SPM 浓度的 $1/4 \sim 1/3$,即横断面 M 和 N 的 SPM 浓度在不同季节具有相似性,这表明在不同条件下,青草沙水库中下部水浊度较低且稳定。

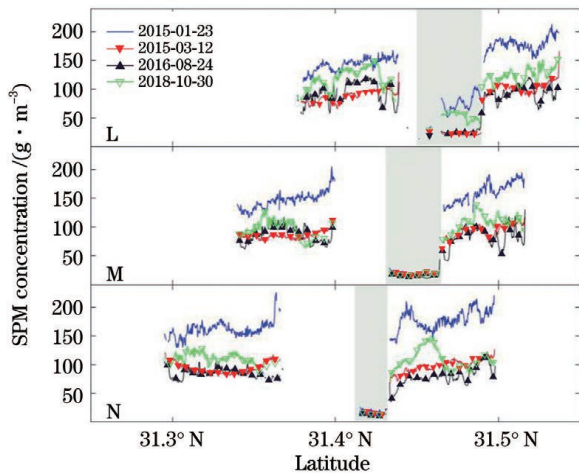


图 7 L、M、N 三个断面 SPM 分布,其中不同线条分别代表着不同时间的 L8/OLI SPM 浓度反演值,灰色区域标志着青草沙水库的纬度范围

Fig. 7 SPM distribution at L, M and N sections, where different lines represent inversion values of L8/OLI SPM concentration at different time and the grey areas represent the latitude ranges of the Qingcaosha reservoir

4 讨 论

4.1 SPM 算法的精度影响因子

提出一个经验模型并将其应用于 L8/OLI 的遥感影像中,以估算长江口青草沙水库的 SPM 浓度,分析其空间分布与时间变化。需要注意的是算法的精度决定了所有估算结果的准确性。通常来讲,卫星 SPM 遥感反演的准确性受两个因素的影响,即基于现场观测数据的算法建立与卫星影像的大气校正。在传统的遥感反演流程中,算法能否成功很大程度上取决于大气校正方法的准确性^[25-26]。尽管各种传感器的大气校正算法已建立并不断地被改进,

然而,对于高空间分辨率、低重访频率传感器(如 L8/OLI)而言,很难验证并改进相应的大气校正算法。

L8/OLI 数据的时间分辨率较低(16 d),以及长江口频繁出现云覆盖,导致利用同步现场观测资料(卫星过境和现场测量的 3 h 时间窗口内^[27])进行 L8/OLI 遥感反射率的质量精度验证受到阻碍。Qiu 等^[4]对河口处提出一种基于 MODIS 测量值和 L8/OLI 遥感反射率开展卫星资料间交叉验证的方法,该方法能够很好地处理 L8/OLI 遥感反射率因云覆盖而无法直接用同步现场观测进行精度验证的问题,交叉验证结果表明:基于 ACOLITE 获取的 L8/OLI 遥感反射率数据与其他传感器(如 MODIS)的遥感反射率数据具有可比性。因此本研究直接使用文献[4]中提供的研究结果,而不是再次进行交叉验证。然而,这并不意味着大气校正问题已经得到完全解决,尤其在一些海拔高度变化的区域。大气校正方法仍然需要在大量同步观测资料的基础上进行仔细地调整和改进,其中同步观测资料可基于浮标或海上平台通过持续监测来获取。此外,交叉验证的方法也可进一步改进,比如:首先验证具有较高重访频率卫星传感器(如 GOCI)的大气校正算法,然后再交叉比对 L8/OLI 与 GOCI 的遥感反射率数据。

在本研究中,116 个现场观测数据被用来校准并验证本文提出的算法。检验结果表明,该算法适用于长江口水域的 SPM 反演,至少在所收集的观测资料范围内是适合的。然而,由于现场观测站点的覆盖范围广,既有淡水又有海水,且青草沙水库的水体为淡水,因此基于海水的样本开发的算法具有一定的不确定性。未来我们将在水库中开展持续的现场观测,以更好地进行算法调优。

4.2 青草沙水库 SPM 分布变化的影响因子

青草沙水库中的水从长江通过进水口进入,水库进口闸门位置如图 3(a)中“A”所示。江水进入青草沙水库后,水体由上部流向下部,平流不强,携带在水中的 SPM 在水库中快速沉淀。图 7 显示在水库中 L 断面上的 SPM 浓度较高且变化显著,但与河流中的 SPM 浓度相比,其变化幅度较小。进一步比较了 20 景 L8/OLI 测量的三个断面 SPM 浓度(图 8)。在断面 M 和 N 上,观察到了类似的 SPM 浓度变化规律,由此说明水库中部和下部的浊度较低且变化不大,这与图 3 和图 6 所展示的 SPM 空间分布较为一致。

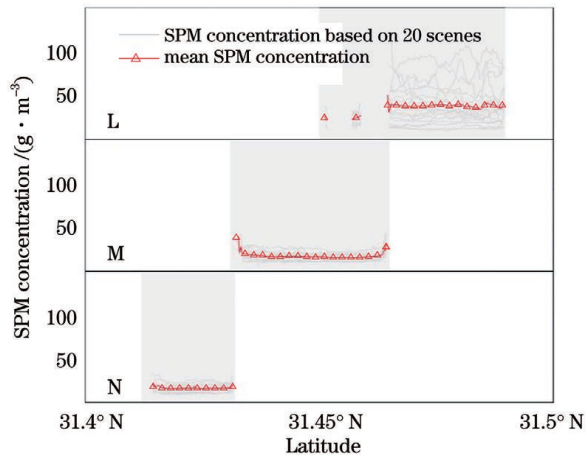


图 8 基于 20 景 L8/OLI 估算的三个断面 SPM 浓度比较 (灰色区域代表青草沙水库的纬度范围;从上到下,断面分别为 L、M 和 N)

Fig. 8 Comparison of SPM concentration in three sections based on 20 scenes L8/OLI estimation (the gray area represents the latitude range of Qingcaosha reservoir; from top to bottom, the sections are L, M and N, respectively)

水流是泥沙运输的主要驱动因素,因此 SPM 浓度的变化与水流之间有着较强的相关性^[4]。同长江强流相比,青草沙水库的水流较弱。强流不仅可以使沉积物悬浮在水中,还能起到沉积物搅拌和再悬浮作用^[28]。相反,较弱的水流水体稳定,SPM 通过重力和浮力的合力下沉,搅拌和再悬浮的效果也相应较弱。因此,除靠近进口闸门的区域外,水库大部分水体的 SPM 浓度都很低。

5 结 论

以长江口青草沙水库为研究区域,基于 2013—2019 年的 L8/OLI 遥感影像,建立了长江口及临近水域 SPM 的反演模型,获取了长江口青草沙水库 SPM 浓度的空间、时间分布规律,并通过现场观测数据验证并校准了 SPM 模型。验证结果表明:利用 L8/OLI 数据对青草沙水库 SPM 浓度进行反演的效果较好,结果可信。利用 L8/OLI 遥感影像反演获取 2013—2019 年的 SPM 平均分布,得知青草沙水库 SPM 浓度低于长江口其他水域的 SPM 浓度,平均 SPM 浓度约为 $22 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$, STD 为 $8.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 且 20 景遥感影像的有效像元中 SPM 浓度低于 $35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 的面积占比高达 89%。此外,针对四季分别取不同时间的四景,发现长江口其他水域及青草沙水库在冬季 SPM 浓度最高,水库上部 SPM 浓度在冬季高达 $55 \sim 120 \text{ m} \cdot \text{g}^{-3}$ 而在春季数

值较低。尽管水库上部 SPM 浓度冬季差异最大、春季最小,但中部和下部的 SPM 浓度都较低且变化稳定。

虽然长江口具有高浊度的特征,但目前的研究表明,青草沙水库中的水质是清澈的,这可能是由于河岸分离了河流中快速流动的水与水库中缓慢流动的水。SPM 浓度作为一个指标,至少从 L8/OLI 的 SPM 浓度分布来看,青草沙水库的水质状况良好。

参 考 文 献

- [1] Zhang G H, Ding W F, Wang Y F, et al. Analysis on water and sediment variation and the driving factors in Yangtze River basin since 2000[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2020, 34(3): 98-104, 206.
张冠华, 丁文峰, 王一峰, 等. 2000 年以来长江流域水沙情势变化及成因分析[J]. 水土保持学报, 2020, 34(3): 98-104, 206.
- [2] Xu K H, Milliman J D. Seasonal variations of sediment discharge from the Yangtze River before and after impoundment of the Three Gorges Dam [J]. Geomorphology, 2009, 104(3/4): 276-283.
- [3] Yan X H, Jo Y H, Jiang L D, et al. Impact of the Three Gorges dam water storage on the Yangtze River outflow into the East China sea[J]. Geophysical Research Letters, 2008, 35(5): L05610.
- [4] Qiu Z F, Xiao C, Perrie W, et al. Using Landsat 8 data to estimate suspended particulate matter in the Yellow River estuary [J]. Journal of Geophysical Research: Oceans, 2017, 122(1): 276-290.
- [5] Ma H. The optical characteristics of the three elements in high turbidity water of the Yangtze River estuary and its influence on the inversion of TSM [D]. Shanghai: East China Normal University, 2015.
马骅. 高浊度长江河口水色三要素的光学特征及其对 TSM 反演的影响 [D]. 上海: 华东师范大学, 2015.
- [6] Lu X R. Research and practice on integrated platform construction of operation and control for super-huge type reservoir [J]. Water Purification Technology, 2014, 33(3): 111-114.
陆晓如. 特大型水库综合运行调度平台建设研究与实践 [J]. 净水技术, 2014, 33(3): 111-114.
- [7] Guang J, Wei Y C, Huang J Z, et al. Seasonal suspended sediment estimating models in Lake Taihu using remote sensing data [J]. Journal of Lake Sciences, 2007, 19(3): 241-249.
光洁, 韦玉春, 黄家柱, 等. 分季节的太湖悬浮物遥

- 感估测模型研究[J]. 湖泊科学, 2007, 19(3): 241-249.
- [8] Cheng T W, Zhao C N. The flow of the main rivers in China, the amount of sediment transport and the influence on the coast[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 1985, 7(4): 460-471.
程天文, 赵楚年. 我国主要河流入海径流量、输沙量及对沿岸的影响[J]. 海洋学报, 1985, 7(4): 460-471.
- [9] Hao Y L. Detection of hourly variability of bio-optical properties in the Yellow River estuary by geostationary satellite ocean color images[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2012.
郝艳玲. 黄河口水体生物光学性质逐时变化的静止海洋水色卫星遥感探测研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012.
- [10] Cui T W, Zhang J, Ma Y, et al. The study on the distribution of suspended particulate matter in the Bohai Sea by remote sensing[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2009, 31(5): 10-18.
崔廷伟, 张杰, 马毅, 等. 渤海悬浮物分布的遥感研究[J]. 海洋学报, 2009, 31(5): 10-18.
- [11] Zheng L F, Qiu Z F, Zhou Y, et al. Comparisons of algorithms to estimate water turbidity in the coastal areas of China[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2016, 37(24): 6165-6186.
- [12] Qiu Z F, Zheng L F, Zhou Y, et al. Innovative GOCI algorithm to derive turbidity in highly turbid waters: a case study in the Zhejiang coastal area[J]. *Optics Express*, 2015, 23(19): A1179-A1193.
- [13] Chen J, Cui T W, Qiu Z F, et al. A three-band semi-analytical model for deriving total suspended sediment concentration from HJ-1A/CCD data in turbid coastal waters[J]. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2014, 93: 1-13.
- [14] Zhang M W, Dong Q, Cui T W, et al. Suspended sediment monitoring and assessment for Yellow River estuary from Landsat TM and ETM + imagery[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 146: 136-147.
- [15] Zhou Y, Hao Y L, Liu D W, et al. Estimation of suspended particulate matter concentration based on Landsat 8 data in the Yellow River Estuary [J]. *Journal of Marine Sciences*, 2018, 36(1): 35-45.
周媛, 郝艳玲, 刘东伟, 等. 基于 Landsat 8 影像的黄河口悬浮物质量浓度遥感反演[J]. 海洋学研究, 2018, 36(1): 35-45.
- [16] Pang S N, Zhu W N, Chen J, et al. Using Landsat-8 to remotely estimate and observe spatio-temporal variations of total suspended matter in Zhoushan coastal regions[J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2019, 39(12): 3826-3832.
逢淑娜, 朱渭宁, 陈江, 等. Landsat-8 的舟山近岸海域总悬浮物遥感反演与时空变异研究[J]. 光谱学与光谱分析, 2019, 39(12): 3826-3832.
- [17] Qiu Z F, Sun D Y, Hu C M, et al. Variability of particle size distributions in the Bohai Sea and the Yellow Sea[J]. *Remote Sensing*, 2016, 8(11): 949.
- [18] Wang S Q, Qiu Z F, Sun D Y, et al. Light beam attenuation and backscattering properties of particles in the Bohai Sea and Yellow Sea with relation to biogeochemical properties[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2016, 121(6): 3955-3969.
- [19] Sun D Y, Chen S G, Qiu Z F, et al. Second-order variability of inherent optical properties of particles in Bohai Sea and Yellow Sea: driving factor analysis and modeling[J]. *Limnology and Oceanography*, 2017, 62(3): 1266-1287.
- [20] Zhou H L, Zhu J H, Han B, et al. Research on the key technique of the analysis of suspended matter by weighting method[J]. *Ocean Technology*, 2004, 23(3): 15-20.
周虹丽, 朱建华, 韩冰, 等. 重量法测量悬浮物浓度关键技术研究[J]. 海洋技术, 2004, 23(3): 15-20.
- [21] Mueller J L, Bidigare R R, Trees C, et al. Biogeochemical and bio-optical measurements and data analysis protocols[R]. Washington, DC: National Aeronautical and Space Administration, 2003.
- [22] Vanhellemont Q, Ruddick K. Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8 [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 145: 105-115.
- [23] Vanhellemont Q, Ruddick K. Advantages of high quality SWIR bands for ocean colour processing: examples from Landsat-8 [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 161: 89-106.
- [24] Qiu Z F. A simple optical model to estimate suspended particulate matter in Yellow River estuary [J]. *Optics Express*, 2013, 21(23): 27891-27904.
- [25] Hu C M, Feng L, Lee Z P. Uncertainties of SeaWiFS and MODIS remote sensing reflectance: implications from clear water measurements [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2013, 133: 168-182.
- [26] Mao Z H, Chen J Y, Hao Z Z, et al. A new approach to estimate the aerosol scattering ratios for the atmospheric correction of satellite remote sensing data in coastal regions [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2013, 132: 186-194.
- [27] Bailey S W, Werdell P J. A multi-sensor approach for the on-orbit validation of ocean color satellite data products[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2006, 102(1/2): 12-23.
- [28] Cheng C, Huang H M, Liu C Y, et al. Challenges to the representation of suspended sediment transfer using a depth-averaged flux[J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2016, 41(10): 1337-1357.