

太湖、巢湖水体总悬浮物浓度半分析反演模型构建及其适用性评价

刘忠华 李云梅* 檀静 郭宇龙 周莉 刘阁

(南京师范大学地理科学学院, 虚拟地理环境教育部重点实验室, 南京 210046)

摘要: 总悬浮物浓度是水体重要的水质参数。本研究利用太湖春季、秋季和巢湖夏季多期野外实测数据, 通过对生物光学模型进行合理的简化构建适用于太湖、巢湖水体总悬浮物浓度反演的半分析模型, 并将该模型应用于 MERIS 和环境一号卫星高光谱卫星影像上以验证该方法的适用性。结果表明: ① 针对太湖和巢湖水体, 总悬浮物浓度最优反演波段范围为 730 ~ 832 nm(氧气吸收带除外); ② 针对 MERIS 数据, 波段 10(中心波长 754 nm) 和波段 12(中心波长 779 nm) 均适用于太湖总悬浮物浓度反演, 而波段 11(中心波长 761 nm) 由于氧气吸收带的影响不适用于总悬浮物浓度反演; ③ 针对太湖 MERIS 数据, 模型反演结果的相对误差基本上呈现出随距离卫星过境时间增大而逐渐增加的趋势, 在卫星过境时间正负 3 h 内测量的样点, 模型反演结果的相对误差均在 50% 以内, 而时间差超过 3 h 相对误差则逐渐增大到 50% 以上; ④ 环境一号卫星高光谱数据 17 个波段(B83 ~ B99) 均能够对巢湖总悬浮物浓度进行较好的反演, 其反演效果要好于 MERIS 数据在太湖的反演结果。

关键词: 半分析模型; MERIS 数据; 环境一号卫星高光谱数据; 总悬浮物; 太湖; 巢湖

中图分类号: X524; X87 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2012)09-3000-09

Construction of Semi-analytical Model for Inversing Total Suspended Matter in Lake Taihu and Chaohu and Assessment of Its Applicability

LIU Zhong-hua, LI Yun-mei, TAN Jing, GUO Yu-long, ZHOU Li, LIU Ge

(Key Laboratory of Virtual Geographic Environment of Education Ministry, School of Geographic Science, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, China)

Abstract: Total suspended matter is an important water quality parameter. Firstly, a semi-analytical model for inversing concentration of total suspended matter was constructed by simplifying the bio-optical model, using the in-situ data of Lake Taihu in spring and autumn and that of Lake Chaohu in summer. And then, its applicability was validated by MERIS and HJ-1 HSI data. The results showed that: ① The optical range for inversing total suspended matter in Lake Taihu and Chaohu was between 730 nm and 832 nm except the oxygen absorption bands. ② According to MERIS data, bands centered at 754 nm and 779 nm were both suitable for inversing total suspended matter in Lake Taihu whereas the band centered at 761 nm was not suitable due to the influence of oxygen absorption. ③ According to MERIS data, the relative error of this model increased with the time difference after satellite transit time. The relative errors of inversion results of this model were below 50% when the time difference was less than 3 hours, while they increased to more than 50% when the time difference exceeded 3 hours. ④ The seventeen bands of HJ-1 HSI data were all suitable for inversing total suspended matter in Lake Chaohu and its result was better than that in Lake Taihu using MERIS data.

Key words: semi-analytical model; MERIS data; HJ-1 HSI data; total suspended matter; Lake Taihu; Lake Chaohu

水体中总悬浮物的含量是重要的水质参数, 其直接影响水体的透明度、浑浊度和水色等光学性质, 进而影响到水体的生态条件和水体的初级生产力^[1]。遥感技术作为一种区域性水环境调查和监测手段, 可以克服常规水质监测方法的不足, 在大面积水域水质监测中得到了广泛的应用。国内外众多学者对利用遥感技术反演总悬浮物浓度的方法进行了研究, 归结起来主要有 3 种, 即经验方法^[2-3]、半分析方法^[4-7]和分析方法^[8-10]。经验方法通过建立遥感数据与水质参数之间的统计关系来外推水质数值, 虽然它能够有效地应用到卫星影像上, 但由于其缺乏物理意义以及模型的经验偏差, 一旦卫星数据

的数值超出了校正数据集的范围, 这些模型的精度将会大幅度下降; 分析方法具有明确的物理意义, 但目前其理论基础研究还不完善, 并且对于二类水体而言, 不同时间不同区域水体的单位固有光学特性存在较大的区别, 难以对其进行有效的参数化表达, 使得水质参数反演难度较大; 基于生物光学模

收稿日期: 2011-11-16; 修订日期: 2012-01-12

基金项目: 高分辨率对地观测系统国家科技重大专项(E0203/1112/JC01); 江苏省 2011 年度普通高校研究生科研创新计划立项项目(CXLX11_0875); 江苏省高校自然科学研究重大项目(11KJA170003); 江苏高校优势学科建设工程项目(1411109012)

作者简介: 刘忠华(1987~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为水环境遥感, E-mail: liuzhonghua1987@yeah.net

* 通讯联系人, E-mail: liyunmei@njnu.edu.cn

型的半分析方法以水体辐射传输理论为基础,将水体的表观光学量和固有光学量结合起来并通过一定的假设条件来减小单位固有光学量的时空差异性进而反演水体参数,具有一定的物理意义,且模型的反演精度较高,是目前较为常用的一种方法。

太湖和巢湖同属于长江下游典型富营养化浅水湖泊,其水体的光学性质具有一定的相似性。本研究利用太湖春季(2009年4月和2010年5月)、太湖秋季(2008年11月)和巢湖夏季(2009年6月)多期野外实测数据,通过对生物光学模型进行合理的简化构建适用于太湖、巢湖水体总悬浮物浓度反演的半分析模型,并尝试将该模型应用于目前水色遥感常用的 MERIS 及国产环境一号卫星高光谱影像中以验证模型的适用性和反演精度,以期为提高太湖、巢湖水体总悬浮物浓度反演精度提供一定的理论基础。

1 材料与方法

1.1 采样时间与点位

太湖位于长江三角洲南缘,水面面积约2338 km²,平均水深约为2 m。分别于2008年11月10~21日、2009年4月16~27日和2010年5月11~12日对太湖进行采样,并同步测量水体的固有光学量和表观光学量数据;巢湖位于安徽省中部,东西长54.5 km,南北宽21 km,平均水深4.5 m,水域面积750 km²。于2009年6月13~16日对巢湖进行采样,并同步测量水体的固有光学量和表观光学量数据。

1.2 实验数据获取

水体反射光谱的测量采用美国 ASD 公司生产的 ASD FieldSpec Pro 便携式光谱辐射计,其波段范围为350~1050 nm。为减少水体镜面反射和船体自身阴影的影响,测量时采用唐军武等^[11]提出的内陆二类水体水面以上光谱测量的方法。提取遥感反射率时需要测量的数据包括标准灰板、天空光、水体等的光谱辐亮度信息,每个对象都要采集10条以上的光谱数据,剔除异常光谱数据,剩余数据做均值处理。遥感反射率提取的具体方法见文献^[12]。

总悬浮物的吸收采用定量滤膜技术(QFT)进行测定,用直径47 mm的GF/F滤膜过滤200~400 mL水样,用分光光度计测定滤膜上颗粒物的吸光度,用同样湿润程度的空白滤膜做参比,并且以750 nm处的吸光度为零点进行校正得到总悬浮物吸收系数;利用NaClO₃对总悬浮物颗粒物进行漂白处

理得到非色素颗粒物,用同样的方法测定非色素颗粒物吸收系数^[13]。

在光谱测量的同时采集表层水样,低温冷藏带回实验室测量悬浮物的浓度。总悬浮物浓度的测量采用较为常规的方法,具体见文献^[14]。

本研究中用于模型适用性评价和精度验证的准同步的卫星影像数据分别为2008年11月20日太湖 MERIS 数据和2009年6月13日巢湖环境一号卫星高光谱数据。

1.3 遥感影像大气校正方法

在可见光范围内,水色遥感传感器所接收到的信号中,有80%~90%的信息是由大气贡献的,而水体的信息不足总信息的10%,因此为了更精确地估算水体的遥感反射率,以提高水质参数的反演精度,必须有效地去除大气的影^[15]。基于辐射传输理论的6S模型被认为是二类水体大气校正的一种有效的算法,而该方法需要输入卫星过境时的大气参数和气溶胶参数等数据,在缺少实测数据的情况下,通常采用标准的大气剖面数据进行替代,然而由于大气和气溶胶参数随时间变化非常大从而使卫星过境时的实时大气剖面数据与标准的大气剖面数据有很大差异,因此会对大气校正结果造成较大误差^[16]。

基于上述分析,本研究中采用文献^[17]中所使用的较为简单有效的大气校正算法,该算法首先选取与卫星过境时间最为接近的样点实测反射率数据作为无大气影响的真值,然后将由卫星数据得到的大气顶层反射率与实测反射率的差值作为大气的贡献值,在假设卫星数据获取瞬间太湖上空大气状况一致的情况下,将遥感影像中每个像元减去大气的贡献值,得到无大气影响的反射率图像,再进一步获得各像元的遥感反射率。该算法的表达式如下:

$$R_{\text{TOA}}(\lambda)_{\text{satellite}} - R_{\text{TOA}}(\lambda)_{\text{field}} = AC(\lambda) \quad (1)$$

$$R_{\text{TOA}}(\lambda)_{\text{satellite}} = \frac{\pi L_{\text{TOA}}(\lambda)}{F_0(\lambda) \cos(\theta_0)} \quad (2)$$

式中 $R_{\text{TOA}}(\lambda)_{\text{satellite}}$ 为卫星数据大气顶层反射率,可由公式(2)计算得到; $R_{\text{TOA}}(\lambda)_{\text{field}}$ 为实测反射率,可由实测遥感反射率求得; $AC(\lambda)$ 为波长 λ 处大气贡献值; $L_{\text{TOA}}(\lambda)$ 为波长 λ 处的大气顶层辐亮度; $F_0(\lambda)$ 为波长处大气层外太阳辐照度; θ_0 为卫星过境时的太阳天顶角。

1.4 总悬浮物浓度半分析反演模型的构建

水体中总悬浮物浓度的变化可以使水面反射光谱发生一定的变化,因此水面反射率与总悬浮物浓

度之间具有很好的相关关系,为建立两者之间的联系,首先定义一个中间变量 ω'_b ,其表达式如下:

$$\omega'_b = \frac{b_b}{a} \quad (3)$$

式中 b_b 为水体总的后向散射系数, a 为水体总的吸收系数。

为建立 ω'_b 与总悬浮物浓度之间的关系,将式(3)改写为:

$$\omega'_b = \frac{b_{bp} + b_{bnp}}{a_p + a_{np}} \quad (4)$$

式中 b_{bp} 、 b_{bnp} 分别为颗粒和非颗粒后向散射系数, a_p 、 a_{np} 分别为颗粒和非颗粒吸收系数,颗粒物包括藻类颗粒和非藻类颗粒,非颗粒主要指纯水和有色可溶性有机物(CDOM)。

为建立固有光学量与总悬浮物浓度之间的关系,对模型作以下4点假设:①颗粒物的后向散射系数可以表示为颗粒物单位后向散射系数与总悬浮物浓度的乘积,即 $b_{bp} = b_{bp}^* S$ 。这一假设条件忽略了颗粒物单位后向散射系数的时空差异性,将其作为一个定值,可以通过选择近红外波段的颗粒物单位后向散射系数来减小这一假设给模型带来的误差;②非颗粒物的时空差异性可以忽略。这一假设条件可以通过选择纯水吸收占主导的红光或近红外波段得以满足;③颗粒物的吸收系数可以表示为颗粒物的单位吸收系数与总悬浮物浓度的乘积,即 $a_p = a_p^* S$ 。这一假设条件同样忽略了颗粒物单位吸收系数的时空差异性,也可以通过选择近红外波段的颗粒物单位吸收系数来减小这一假设给模型带来的误差;④非颗粒物的后向散射系数可以忽略,即 $b_{bnp} = 0$ 。

基于上述假设条件,可将公式(4)改写为:

$$S = A \frac{\omega'_b}{1 - \omega'_b/C} \quad (5)$$

式中 S 为总悬浮物浓度, $A = a_{np}^*/b_{bp}^*$, $C = b_{bp}^*/a_p^*$ 。

从公式(5)中可以看出,当 $\omega'_b \rightarrow b_{bp}^*/a_p^*$ 时,意味着 $S \rightarrow \infty$,也就是说,当上述关系成立时,水体的反射光谱不再取决于总悬浮物浓度的变化,即出现所谓的“光饱和”现象^[4]。这表明对于一个特定的波段,当总悬浮物浓度达到一定的值时,其反演结果

将不再准确,因此对于高浓度悬浮物的反演,应选择纯水吸收占主导的波段,即红光和近红外波段,以避免上述关系式的成立。

根据生物光学模型,水面以下遥感反射率(r_{rs})可用公式(6)进行表达。

$$r_{rs} = \frac{f}{Q} \frac{b_b}{a + b_b} = \frac{f}{Q} \frac{\omega'_b}{\omega'_b + 1} \quad (6)$$

而水面以上反射率(ρ_w)可用公式(7)与水面以下遥感反射率建立关系,即:

$$\rho_w = \pi R r_{rs} \quad (7)$$

结合公式(6)和(7)可以得到如下公式:

$$\rho_w = \gamma \left(\frac{\omega'_b}{\omega'_b + 1} \right) \text{ 或 } \omega'_b = \frac{\rho_w}{\gamma - \rho_w} \quad (8)$$

式中 $\gamma = \pi R f / Q$, f/Q 根据前期研究结果,取其平均值0.167, R 为水面反射和折射作用,参考Zhang等^[18]对太湖的取值0.544,由此可得 $\gamma = 0.285$ 。

综合上述公式可得:

$$S = A^p \frac{\rho_w}{1 - \rho_w/C^p} \quad (9)$$

式中 $A^p = A/\gamma$, $C^p = \gamma C/(1 + C)$ 。因此只要确定 A^p 和 C^p 的值便可从水面反射率估算水体中总悬浮物浓度,考虑到测量误差、模型误差等多种误差对总悬浮物浓度估算的影响,在式(9)的基础上添加一误差项,即得到如下公式:

$$S = A^p \frac{\rho_w}{1 - \rho_w/C^p} + B^p \quad (10)$$

由于研究区内绝大部分样点非色素颗粒物起主导作用,且色素颗粒物的吸收在近红外波段非常小,因此 a_p^* 可用非色素颗粒物的单位吸收系数近似参数化。研究表明,非色素颗粒物单位吸收系数呈指数形式衰减,通常采用以下公式进行参数化^[19]:

$$a_{nap}^*(\lambda) = a_{nap}^*(440) e^{[-S_{nap}(\lambda-440)]} \quad (11)$$

式中 $a_{nap}^*(440)$ 为440 nm处非色素颗粒物单位吸收系数, S_{nap} 为非色素颗粒物单位吸收系数随波长变化的斜率指数,两者的取值均采用太湖、巢湖野外实测值,其具体数值如表1所示。

颗粒物单位后向散射系数通常采用公式(12)进行参数化^[20]。

表1 太湖、巢湖水体 $a_{nap}^*(440)$ 和 S_{nap} 的取值

Table 1 Values of $a_{nap}^*(440)$ and S_{nap} in Lake Taihu and Chaohu

项目	2008年11月太湖	2009年4月太湖	2009年6月巢湖	2010年5月太湖	平均值
$a_{nap}^*(440)$	0.059	0.064	0.081	0.091	0.074
S_{nap}	0.012	0.012	0.012	0.012	0.012

$$b_{bp}^*(\lambda) = b_{bp}^*(560) \left[\frac{\lambda}{560} \right]^n \quad (12)$$

式中 b_{bp}^* 为 560 nm 处颗粒物单位后向散射系数, n 为颗粒物单位后向散射系数随波长变化的斜率指数, 根据前期研究结果, 两者分别取值为 $0.02 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ 和 1.35.

2 结果与讨论

2.1 总悬浮物浓度反演敏感波段分析

在蓝光和绿光波段范围内, 颗粒物的吸收系数 (a_p) 远大于非颗粒物的吸收系数 (a_{np}), 因此 $a_p + a_{np} \rightarrow a_p$, 根据前文分析, 此时关系式 $\omega_b' \rightarrow b_{bp}^*/a_p^*$ 成立. 那么 $S \rightarrow \infty$, 因此该波段范围的单波段遥感反射率难以准确反演总悬浮物浓度^[21]. 若要精确地反演总悬浮物浓度, 必须选择 a_p 远小于 a_{np} 的波段范围. 在 700 nm 以后的近红外波段, 由于纯水吸收的增强, 而色素颗粒物与非色素颗粒物的吸收减弱, 并随着波长的增加几乎不变, 水体的吸收是由纯水主导的, 因此该波段范围适合总悬浮物浓度的反演. 图 1 给出了 700 ~ 900 nm 范围内经实测数据校正后的自变量 $I [I = \rho_w / (1 - \rho_w / C^p)]$ 与总悬浮物浓度之间的相关关系, 可以看出, 730 ~ 832 nm 范围内除 761 nm 附近氧气吸收带外, 其余各波段自变量 I 与总悬浮物浓度均具有较高的相关性, 相关系数均在 0.9 以上, 730 nm 之前, 相关系数相对较小, 而且越接近短波波段, 其相关性越低, 832 nm 之后随着波长的增加, 其相关性逐渐降低. 短波波段相关性较低的主要原因可能为: ①短波波段由于 CDOM 的强吸收使得非色素颗粒物的吸收变化较大, 由此导致模型的第二个假设条件难以成立; ②短波波段范围内颗粒物的吸收变化也会给模型带来误差; ③短波波段内高浓度的悬浮物所引起的“光饱和”现象. 而 832 nm 之后相关性较低主要是由于 832 nm 以后反

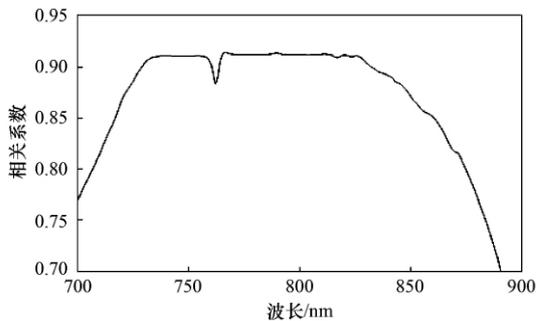


图 1 自变量 I 与总悬浮物浓度的相关关系

Fig. 1 Relationship between the independent variable I and the concentration of total suspended matters

射率较低, 难以精确测量, 信噪比降低. 综上分析可以得出总悬浮物浓度反演的最优波段范围为 730 ~ 832 nm (氧气吸收带除外), 这与徐京萍^[6]、孙德勇^[22] 以及李素菊^[23] 等的研究结果基本一致.

2.2 实测数据校正结果

利用太湖、巢湖实测数据首先计算得到 C^p 的取值, 进而通过非线性回归分析得到最优的 A^p 和 B^p 的取值, 其在 730 ~ 832 nm 范围内的具体值如图 2 和图 3 所示.

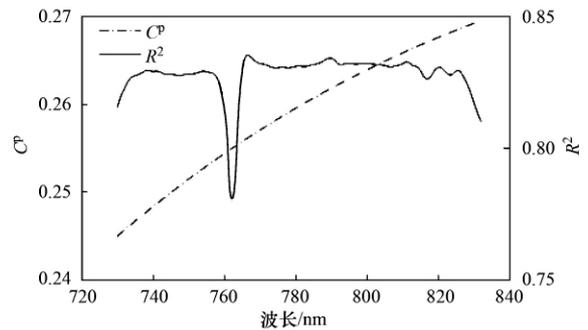


图 2 A^p 和 B^p 取值

Fig. 2 Values of A^p and B^p

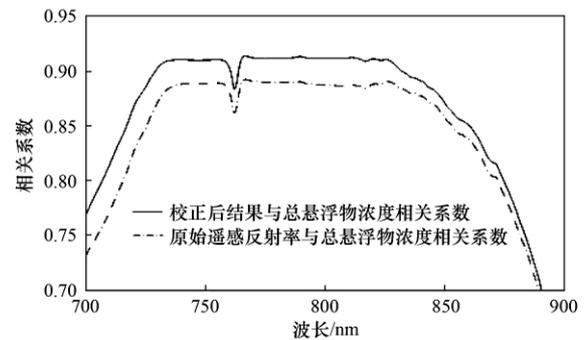


图 3 C^p 取值及模型拟合 R^2

Fig. 3 Values of C^p and R^2

从图 3 中可以看出, 730 ~ 832 nm 范围内除氧气吸收带附近模型拟合 R^2 稍低外, 其余各波段模型拟合结果均较好, R^2 基本上都在 0.81 以上, R^2 最大值出现在 767 nm 处, 值为 0.84. 以太湖、巢湖野外实测数据拟合效果最好的 767 nm 以及 MERIS 数据在 730 ~ 832 nm 范围内所设置的波段 (MERIS 数据设置在氧气吸收带附近的 761 nm 波段除外) 为例, 表 2 给出了不同波段的总悬浮物浓度半分析反演模型以及模型拟合的 R^2 、平均相对误差和均方根误差, 可以看出 4 个波段处其半分析模型的反演精度和反演误差基本相当, 模型拟合的 R^2 在 0.83 ~ 0.84 之间, 模型反演结果的平均相对误差在 26% ~ 27% 之间, 均方根误差则介于 $14 \sim 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 通过观察半分析模型反

演结果中各样点的平均相对误差可以看出,误差较大的点主要集中在总悬浮物浓度 $< 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的样点,其主要原因可能为:①模型校正结果中误差项相对较大(10左右),导致模型在反演低浓度悬浮物时稳定

性较差;②单位固有光学量的选取可能不适合于低浓度悬浮物,进而对其反演结果造成影响.因此从总体上看,该模型适用于中高浓度悬浮物反演,而对低浓度悬浮物反演效果相对较差.

表2 不同波段处半分析模型统计

Table 2 Statistics of semi-analytical models at different bands

波段	模型	R^2	平均相对误差 /%	均方根误差 / $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$
754	$1.087 \times [\rho_w / (1 - \rho_w / 0.253)] - 9.14$	0.83	26.34	14.71
767	$1.135.68 \times [\rho_w / (1 - \rho_w / 0.256)] - 9.67$	0.84	26.73	14.58
779	$1.099.01 \times [\rho_w / (1 - \rho_w / 0.259)] - 9.58$	0.83	26.51	14.71

为验证利用实测数据对模型进行校正后的结果与原始遥感反射率相比模型精度是否有所提高,本研究分别对校正后变量 I 、原始遥感反射率与总悬浮物浓度之间的相关性进行了分析,其结果如图4所示,从中可以看出,校正后结果与原始遥感反射率相比,其与总悬浮物浓度的相关性得到一定程度的提高,特别是在 $730 \sim 832 \text{ nm}$ 之间,相关系数提高了5%左右,虽然提高幅度不是很大,但结果仍表明通过校正后的半分析模型能够在一定程度上提高总悬浮物浓度反演精度.

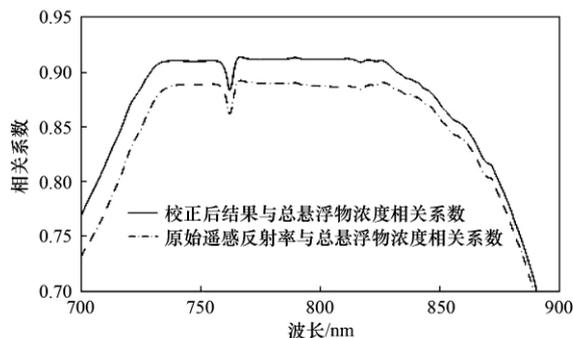


图4 变量 I 、原始遥感反射率与总悬浮物浓度关系

Fig. 4 Relationship between the concentration of total suspended matters and the variable I and the remote sensing reflectance

由公式(5)、(7)、(8)经推导可以得到如下公式:

$$A^p = A/\gamma = \frac{a_{np}}{b_{bp}^* \times \gamma} = \frac{a_w + a_{cdom}}{b_{bp}^* \times (\pi Rf/Q)} \quad (13)$$

图5给出了 $700 \sim 840 \text{ nm}$ 范围内归一化的 A^p 值与归一化的纯水的吸收系数之间的关系,可以看出,尽管两者在数值上不是完全一致,但其数值大小相差不大并且趋势基本一致.结合公式(13),2条曲线能够较好地匹配表明:① 700 nm 以后 CDOM 的吸收可以忽略不计;②本研究中单位后向散射系数和 $\gamma = \pi Rf/Q = 2.285$ 的取值是合适的.

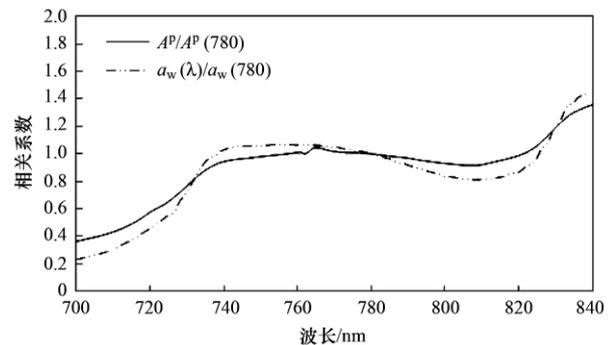


图5 归一化 A^p 值与归一化纯水吸收系数的关系

Fig. 5 Relationship between normalized values of A^p and absorption coefficient of pure water

2.3 半分析模型的遥感适用性评价

2.3.1 基于 MERIS 数据的太湖水体总悬浮物浓度遥感反演

MERIS 是搭载于欧洲空间局 (ESA) 发射的迄今为止最大的综合性环境卫星 ENVISAT-1 上的主要传感器,在可见光到近红外波段设置了 15 个波段,平均带宽为 10 nm ,全分辨率数据的空间分辨率为 300 m ,是目前水色传感器中最有优势的传感器之一^[24].本研究中所使用的 MERIS 数据的成像日期为 2008 年 11 月 20 日,空间分辨率为 300 m ,在 $730 \sim 832 \text{ nm}$ 范围内, MERIS 数据共设置了 754、761、779 nm 这 3 个波段,由于 761 nm 处于氧气吸收带,不适合于总悬浮物浓度的反演,因此针对 MERIS 数据采用 754 nm 模型 (M_754) 和 779 nm 模型 (M_779) 分别对总悬浮物浓度进行反演.该景 MERIS 影像的过境时间为上午 10:39,通过对当天地面采样点时间的观察,发现 61 号样点的测量时间 (10:59) 与其最为接近,因此将 61 号点实测反射率数据作为无大气影响的真值,采用 1.3 节中的方法对 MERIS 遥感影像进行大气校正.通过对当天实测数据的观察,可以看出,当天共有 8 个准同步样点

的数据可以与遥感反演结果进行匹配,因此,本研究中采用这 8 个准同步的样点对模型进行验证,其结果如图 6 和表 3 所示。

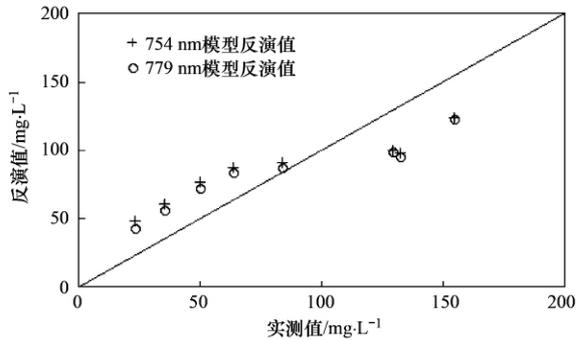


图 6 总悬浮物浓度反演值与实测值比较

Fig. 6 Comparison of TSM between inversed and measured values

表 3 总悬浮物浓度实测值、反演值及反演误差统计

Table 3 Statistics of inversed and measured values of TSM and their inversion errors

样点号	实测值 /mg·L ⁻¹	模型反演值 /mg·L ⁻¹		相对误差 /%	
		M_754	M_779	M_754	M_779
55	132.20	97.84	95.35	25.99	27.87
62	129.20	100.05	98.73	22.57	23.59
61	154.67	123.69	122.82	20.03	20.59
56	83.53	90.82	87.72	8.73	5.01
49	63.60	87.87	83.57	38.16	31.4
38	34.93	60.76	56.44	73.94	61.57
37	49.93	76.87	72.33	53.95	44.85
36	22.80	48.51	42.68	112.76	87.19

从图 6 和表 3 中可以看出, MERIS 数据在 754 nm 和 779 nm 这 2 个波段的模型反演结果与准同步样点实测总悬浮物浓度均较好地分布在 1:1 线的两边, 相比之下, 779 nm 模型 (M_779) 的反演值略低于 754 nm 模型 (M_754) 的反演结果。从模型反演值与实测值之间的相对误差来看, M_779 模型中 8 个准同步样点的平均相对误差为 37.76%, 而 M_754 模型的反演结果则略差于 M_779 模型, 其平均相对误差为 44.52%, 由此可以看出, 针对 MERIS 数据而言, 779 nm 更适用于太湖水体总悬浮物浓度的遥感反演。2 个模型中, 反演结果相对误差最大的点均位于 36 号点, 最大相对误差分别为 112.76% 和 87.19%, 该点既是当天最后测量的点 (测量时间为 15:54), 同时也是 8 个准同步样点中总悬浮物浓度最低的样点, 总悬浮物浓度仅为 22.80 mg·L⁻¹, 该点反演结果相对误差最大的原因可能有两点: ①该点总悬浮物浓度相对较低, 而本研究中所构建的半分析模型本身对低浓度悬浮物的反演效果相对较差; ②该点测量时间距卫星过境时间最长, 时间

相隔在 5 h 以上, 测量时水体的光学性质与卫星过境时相比可能已经出现了较大的变化, 从而导致反演出的总悬浮物浓度与实测值相差较大。为研究距离卫星过境时间长短对模型反演结果所造成的影响, 本研究分析了距离卫星过境时间的时差与模型反演结果的相对误差之间的关系, 其结果如图 7 所示。

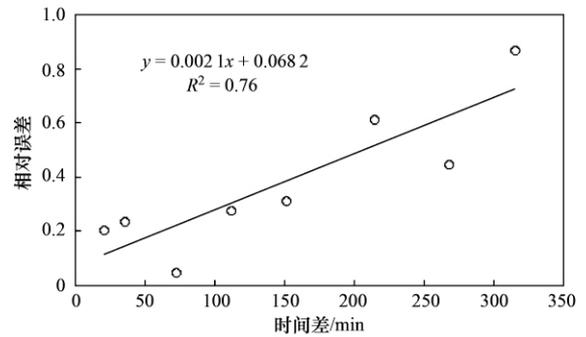


图 7 距卫星过境时间的时差与模型反演结果相对误差的关系

Fig. 7 Relationship between relative errors of model and time difference after satellite transit time

从图 7 中可以看出, 模型反演结果的相对误差基本上呈现出随距离卫星过境时间增大而逐渐增加的趋势, 在卫星过境时间正负 3 h 内测量的样点, 模型反演结果的相对误差均在 50% 以内, 而时间差超过 3 h 相对误差则逐渐增大到 50% 以上。根据上述结果, 选择距卫星过境时间正负 3 h 内的点再次对模型反演结果进行统计, 结果表明, 去除距卫星过境时间超过 3 h 的 3 个样点 (38、37 和 36 号点) 后, 2 个模型反演结果的平均相对误差均得到大幅度提高, M_754 模型由之前的 44.52% 提高到 23.09%, M_779 模型由之前的 37.76% 提高到 21.69%, 由此可以表明, 38、37 和 36 号点反演结果相对误差较大的主要原因可能并非来自模型本身的误差, 而是测量时间距卫星过境时间过长导致水体的光学性质已经发生了较大的变化。

综上所述可以看出, 本研究中所构建的 M_754 模型和 M_779 模型均适用于利用 MERIS 数据进行太湖总悬浮物浓度遥感反演, 相比之下 M_779 模型的反演精度更高, 因此采用 M_779 模型对 2008 年 11 月 20 日太湖水体总悬浮物浓度进行遥感反演, 其结果如图 8 所示。从中可以看出, 2008 年 11 月 20 日太湖水体总悬浮物浓度最高值主要分布在太湖西南沿岸区域, 这一区域是太湖主要入湖水系苕溪水系的入湖口, 入湖河流带来大量的悬浮颗粒物, 加上水流的冲击作用引起底泥再悬浮, 导致该区域

总悬浮物浓度较高;总悬浮物浓度次高的区域主要分布在太湖中部,这一区域总悬浮物浓度较高主要是因为该区域较为开阔,风速较大,由此导致太湖沉积泥沙再悬浮使得该区域悬浮物浓度相对较高;而总悬浮物浓度相对较低的区域主要分布在太湖水质较好的东太湖以及太湖北部的梅梁湾、竺山湾和贡湖湾等区域。

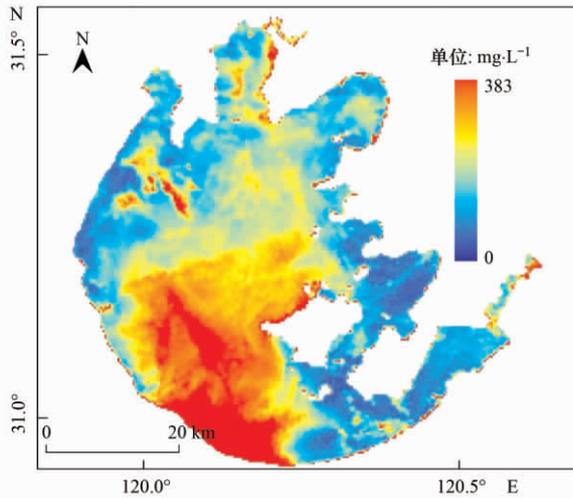


图8 2008年11月20日太湖总悬浮物浓度空间分布示意
Fig. 8 Spatial distribution of TSM in Lake Taihu on November 20, 2008

2.3.2 基于环境一号高光谱数据的巢湖水体总悬浮物浓度遥感反演

环境一号卫星是我国发射的第一颗专门用于环境监测的卫星,其上携带了超光谱成像仪,观测模式为星下点垂直观测和左右侧摆倾斜观测,波段范围为 $0.45 \sim 0.95 \mu\text{m}$,共覆盖了115个光谱段,最高光谱分辨率 $<3 \text{ nm}$,平均光谱分辨率为 5 nm ,空间分辨率为 100 m ,重访周期为 4 d (通过侧摆),该成像仪光谱连续且分辨率高,其参数设置满足了内陆水体水质监测的要求^[25]。本研究中所使用的环境一号卫星高光谱数据的成像日期为2009年6月13日,在 $730 \sim 832 \text{ nm}$ 范围内,环境一号卫星高光谱数据设置了B83~B99共17个波段,分别针对不同的波段采用各自的模型对总悬浮物浓度进行反演。该景环境一号卫星高光谱影像的过境时间为上午10:52,通过对当天地面采样点时间的观察,发现32号样点的测量时间(11:04)与其最为接近,因此将32号点实测反射率数据作为无大气影响的真值,采用1.3节中的方法对环境一号卫星高光谱遥感影像进行大气校正。通过对当天实测数据的观察,可以看出,当天共有6个准同步样点的数据可以与遥感反演结果进行匹配,因此,本研究采用这6个准同步的样点对模型进行验证,其结果如表4所示。

表4 不同波段模型总悬浮物浓度反演值与实测值误差统计

Table 4 Statistics of errors between inversed and measured TSM of different models

波段	平均相对误差 /%	均方根误差 /mg·L ⁻¹	波段	平均相对误差 /%	均方根误差 /mg·L ⁻¹
B83	21.79	9.83	B92	13.43	9.20
B84	13.92	7.09	B93	12.55	7.81
B85	15.43	7.76	B94	17.50	9.26
B86	16.38	8.33	B95	11.47	7.00
B87	16.49	8.44	B96	11.99	7.09
B88	15.49	7.82	B97	14.21	7.09
B89	18.10	8.44	B98	12.33	5.84
B90	15.52	8.51	B99	8.06	4.46
B91	14.40	9.16			

从表4中可以看出,环境一号卫星高光谱数据在 $730 \sim 832 \text{ nm}$ 范围内的17个波段均能够对巢湖总悬浮物浓度进行较好的反演,相比之下,B83波段模型反演结果相对误差最大,6个准同步样点的平均相对误差为21.79%,均方根误差为 $9.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,B99波段模型反演效果误差最小,6个准同步样点的平均相对误差仅为8.06%,均方根误差为 $4.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而其他15个波段模型反演结果与实测总悬浮物浓度之间的平均相对误差介于10%~20%之间。从总体上看,环境一号卫星高光谱数

据对巢湖水体总悬浮物浓度的反演结果要好于MERIS数据对太湖水体总悬浮物浓度的反演结果,其原因可能有以下几方面:①太湖水体本身比巢湖水体光学性质更为复杂,从建模数据总悬浮物浓度的分布趋势看,太湖水体总悬浮物浓度跨度范围较大,建模数据中总悬浮物浓度最大值与最小值均出现在太湖水体中,而巢湖水体总悬浮物浓度跨度要小于太湖水体,因此本研究中所构建的半分析模型在太湖的适用性可能要弱于巢湖;②环境一号卫星高光谱数据的光谱分辨率要高于MERIS数据,而本

研究中半分析模型构建采用的是地面实测高光谱数据,因此不同遥感数据光谱分辨率的大小可能也会对模型的反演结果造成一定的影响;③环境一号卫星高光谱数据的空间分辨率远高于 MERIS 数据,可能更适用于光学性质复杂的内陆水体的水质监测。

采用环境一号卫星高光谱数据 17 个波段中反演精度最高的 B99 波段模型对 2009 年 6 月 13 日太湖水体总悬浮物浓度进行遥感反演,其结果如图 9 所示。从中可以看出,2009 年 6 月 13 日巢湖水体总悬浮物浓度较高的区域主要分布在太湖东北部区域以及北部沿岸地区,而巢湖内部总悬浮物浓度分布较为均一。相比之下,巢湖西部湖区总悬浮物浓度要高于巢湖东部湖区,巢湖中部总悬浮物浓度要小于巢湖两侧湖区。通过对整幅影像反演的总悬浮物浓度进行统计,得出巢湖水体总悬浮物浓度的平均值为 $44.42 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,而巢湖野外实验所有采样点的总悬浮物浓度平均值为 $43.61 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,两者基本一致。这表明本研究中所构建的半分析模型能够很好地反演巢湖水体总悬浮物浓度。

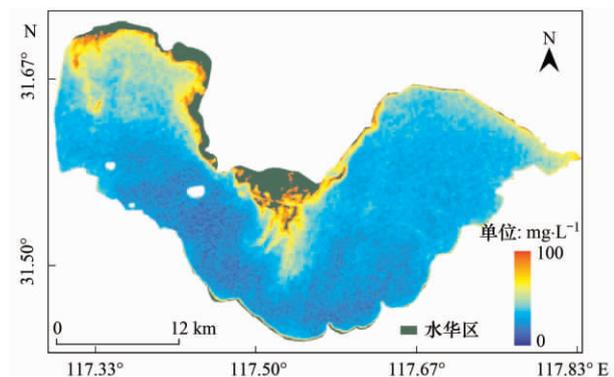


图 9 2009 年 6 月 13 日巢湖总悬浮物浓度空间分布

Fig. 9 Spatial distribution of TSM in Lake Chaohu on June 13, 2009

3 结论

(1) 针对太湖和巢湖水体,总悬浮物浓度最优反演波段范围为 $730 \sim 832 \text{ nm}$ (氧气吸收带除外)。

(2) 针对 MERIS 数据,波段 10 (中心波长 754 nm) 和波段 12 (中心波长 779 nm) 均适用于太湖总悬浮物浓度反演,而波段 11 (中心波长 761 nm) 由于氧气吸收带的影响不适用于总悬浮物浓度反演。相比之下,波段 12 更适用于太湖总悬浮物浓度的反演。

(3) 针对太湖 MERIS 数据,模型反演结果的相对误差基本上呈现出随距离卫星过境时间增大而逐渐增加的趋势,在卫星过境时间正负 3 h 内测量的样点,模型反演结果的相对误差均在 50% 以内,而

时间差超过 3 h 相对误差则逐渐增大到 50% 以上。

(4) 环境一号卫星高光谱数据 17 个波段 (B83 ~ B99) 均能够对巢湖总悬浮物浓度进行较好的反演。相比之下, B83 反演结果误差最大, B99 反演效果误差最小,总体上看其反演效果要好于 MERIS 数据在太湖的反演结果。

参考文献:

- [1] 汪小钦,王钦敏,邬群勇,等. 遥感在悬浮物质浓度提取中的应用——以福建闽江口为例[J]. 遥感学报,2003,7(1): 54-57.
- [2] Liu Y, Anisul T M, Jay G. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing[J]. Progress in Physical Geography, 2003, 27(1): 24-43.
- [3] Tang J W, Wang X M, Song Q J, et al. The statistic inversion algorithms of water constituents for the Huanghai Sea and the East China Sea[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2004, 23(4): 617-626.
- [4] Nechad B, Ruddick, Park Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters[J]. Remote Sensing of Environment, 2010, 114(4): 854-866.
- [5] 宋庆君,马荣华,唐军武,等. 秋季太湖悬浮物高光谱估算模型[J]. 湖泊科学,2008,20(2): 196-202.
- [6] 徐京萍,张柏,宋开山,等. 近红外波段二类水体悬浮物生物光学反演模型研究[J]. 光谱学与光谱分析,2008,28(10): 2273-2277.
- [7] Zhang B, Li J S, Shen Q, et al. A bio-optical model based method of estimating total suspended matter of Lake Taihu from near-infrared remote sensing reflectance[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2008, 145(1-3): 339-347.
- [8] Hoogenboom H J, Dekker A G, De Haan J F. Retrieval of chlorophyll and suspended matter from imaging spectrometry data by matrix inversion[J]. Canadian Journal of Remote Sensing, 1998, 24(2): 144-152.
- [9] Schiller H, Doerffer R. Neural network for emulation of an inverse model operational derivation of Case II water properties from MERIS data[J]. International Journal of Remote Sensing, 1999, 20(9): 1735-1746.
- [10] 李云梅,黄家柱,陆皖宁,等. 基于分析模型的太湖悬浮物浓度遥感监测[J]. 海洋与湖沼,2006,37(2): 171-177.
- [11] 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.
- [12] 唐军武. 海洋光学特性模拟与遥感模型[D]. 北京: 中国科学院遥感应用研究所,1999.
- [13] Sun D Y, Li Y M, Wang Q, et al. Parameterization of water component absorption in an inland eutrophic lake and its seasonal variability: a case study in Lake Taihu[J]. International Journal of Remote Sensing, 2009, 30(13): 3549-3571.
- [14] 孙德勇,李云梅,黄家柱,等. 太湖梅梁湾夏季水体组分光谱吸收特性[J]. 生态学报,2008,28(2): 749-760.
- [15] Antoine D, Morel A. A multiple scattering algorithm for

- atmospheric correction of remotely sensed ocean colour (MERIS instrument): principle and implementation for atmospheres carrying various aerosols including absorbing ones [J]. International Journal of Remote Sensing ,1999 ,**20**(9) : 1875-1916.
- [16] 潘德炉,马荣华. 湖泊水质遥感的几个关键问题[J]. 湖泊科学,2008,**20**(2): 139-144.
- [17] Freitas F H. Spectral merging of MODIS/MERIS Ocean Colour Data to improve monitoring of coastal water processes [D]. Enschede: International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation ,2009.
- [18] Zhang Y L , Liu M L , Qing B Q. Modeling remote-sensing reflectance and retrieving chlorophyll-a concentration in extremely turbid case-2 waters (Lake Taihu , China) [J]. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing ,2009 ,**47**(7) : 1937-1948.
- [19] Babin M , Stramski D , Ferrari G M , *et al.* Variations in the light absorption coefficients of phytoplankton , nonalgal particles and dissolved organic matter in coastal waters around Europe [J]. Journal of Geophysical Research ,2003 ,**108**(C7) : 3211.
- [20] 施坤,李云梅,王桥,等. 内陆湖泊富营养化水体散射系数模型研究[J]. 光学学报,2010,**30**(9): 2478-2485.
- [21] 施坤,李云梅,刘忠华,等. 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[J]. 环境科学,2011,**32**(6): 1571-1580.
- [22] 孙德勇,李云梅,王桥,等. 基于实测高光谱的太湖水体悬浮物浓度遥感估算研究[J]. 红外与毫米波学报,2009,**28**(2): 124-128.
- [23] 李素菊,王学军. 巢湖水体悬浮物含量与光谱反射率的关系[J]. 城市环境与城市生态,2003,**16**(6): 66-68.
- [24] 高中灵,汪小钦,陈云芝. MERIS 遥感数据特性及应用[J]. 海洋技术,2006,**25**(3): 61-65.
- [25] 张红. 基于遥感反射率分类的悬浮物浓度反演模型构建[D]. 南京: 南京师范大学,2011.