

基于 TM 影像的水体透明度反演模型 ——以鄱阳湖国家自然保护区为例*

邬国锋^{1,2}, 刘耀林^{1,2}, 纪伟涛³

(1: 武汉大学资源与环境科学学院, 武汉 430079)

(2: 武汉大学教育部地理信息系统重点实验室, 武汉 430079)

(3: 江西鄱阳湖自然保护区管理局, 南昌 330008)

摘要:以江西鄱阳湖国家自然保护区为例, 研究基于 Landsat TM 5 影像的水体透明度反演模型. 结合 6 个时期的影像与对应的 13 个实测塞氏盘深度 (*SDD*) 数据建立了 *SDD* 的自然对数变换值与蓝、红波段的自然对数变换值的线性组合之间的回归模型, 即 $\ln(SDD) = -4.016 - 0.722 \ln(blue) - 0.587 \ln(red)$. 此模型能够解释 88% 的水体透明度变化. 利用另外 12 个样点进行模型的检验. 检验结果显示实际量测值与模型反演值之间的相关系数为 0.93, 误差标准差等于 0.22 m. 因此我们认为此模型获得了可以接受的结果.

关键词: 水体透明度; Landsat TM 影像; 反演模型; 鄱阳湖

Landsat TM image-based retrieval model of water clarity: a case study of Lake Poyang National Nature Reserve, China

WU Guofeng^{1,2}, LIU Yaolin^{1,2} & JI Weitao³

(1: *School of Resource and Environmental Science, Wuhan University, Wuhan 430079, P. R. China*)

(2: *Key Laboratory of Geographic Information System, Ministry of Education, Wuhan University, Wuhan 430079, P. R. China*)

(3: *Bureau of Jiangxi Poyang Lake National Nature Reserve, Nanchang 330008, P. R. China*)

Abstract: Lakes play multiple important functions in economics, tourism, recreation and biodiversity conservation, and the successful performances of these functions are to a great extent influenced by water quality or water clarity. Therefore, monitoring, protecting and improving water clarity are indispensable for keeping the sustainability of these lake functions. This paper, with Lake Poyang National Nature Reserve, China as a case study, aimed to study Landsat TM5 imageries-based retrieval model of water clarity. Using 6 images combined with 13 field measured Secchi Disk Depths (*SDD*), we developed a regression model between the natural logarithm of *SDD* and the linear combination of the natural logarithms of TM blue and red bands, i. e. $\ln(SDD) = -4.016 - 0.722 \ln(blue) - 0.587 \ln(red)$, which could explain 88% of the *SDD* variation. 12 sampling points were used to validate the developed model. The validating result showed the correlation coefficient between measured and retrieved value was 0.93 and the standard error was equal to 0.22 m. Therefore we believed reasonably that the model achieved an acceptable result.

Keywords: Secchi disk depth; Landsat TM imagery; retrieval model; Lake Poyang

湖泊在经济、旅游、娱乐以及生物多样性保护等方面承担着多种非常重要的功能^[1]. 这些功能的成功实施在很大程度上受水质或水体透明度的影响. 因此, 它们的监测和保护对保持湖泊功能的可持续性必

* 国家自然科学基金(40271088)和国家教育部留学回国人员基金(152174)联合资助. 2006-09-04 收稿; 2006-11-15 收修改稿. 邬国锋, 男, 1969 年生, 副教授; E-mail: guofengwu@gmail.com.

不可少的。

水体透明度作为一个反应水体能见度和光学性质的参数,其与水质存在很好的相关性^[2],是水质的重要量度之一^[3]。一般采用塞氏盘(Secchi disk, *SDD*)测量透明度,即塞氏盘在水中的最大可见深度。由于太阳光在湖面的反射以及操作者自身因素的影响,这种方法获得的量测值存在很大的误差。而且,这种方法劳动强度大,获取的量测值也只具有局部的代表意义,不能精确反映 *SDD* 的空间变化。另外,在监测 *SDD* 随时间的动态变化时,要进行重复的测量,往往需要大量的人力和财力。再者,在偏远的、人们无法亲临的水域,这种方法更是无能为力。

随着遥感技术的发展,其逐渐成为量测 *SDD* 的一种快速、费用低廉的方法。其中,Landsat 影像在 *SDD* 时空动态监测中获得了足够的重视和广泛的应用。国际上,Lathrop 和 Lillesand^[1]在美国 Green Bay 和 Lake Michigan 利用 TM 绿波段估算 *SDD*;Giardino^[5]等在意大利 Lake Iseo 借助蓝/绿波段比值进行 *SDD* 的预测;Kloiber 等^[6,7]用 1993-1998 年的 13 景 MSS 和 TM 影像对美国大约 500 个湖泊的 *SDD* 进行了预测;Nelson 等^[8]对位于美国 Michigan 境内的 93 个湖泊进行了研究,建立了 *SDD* 和蓝/红波段比值之间的回归模型等;Hellweger 等^[9]应用 TM 红波段在纽约港进行 *SDD* 的预测。在国内,Wang 和 Ma^[10]利用 TM 影像进行太湖水质(包括 *SDD* 参数)的监测;赵碧云等^[11]借助 TM 影像在滇池进行水体透明度的遥感定量模型研究;王得玉和冯学智^[12]基于 TM 影像在钱塘江入海口进行水体透明度的时空变化分析等。在现有的研究中,大部分都是通过 *SDD* 和 Landsat 可见光波段或近红外波段之间的回归模型从影像中反演 *SDD*。这种回归模型往往因水体特性或者季节的不同而不同。然而,针对特定的水体或者特定的季节,此方法当前仍旧被广泛使用。

本文以江西鄱阳湖国家自然保护区为例,建立 *SDD* 和 TM 影像可见光波段之间的回归模型,以此进行水体透明度的反演。

1 研究区域

江西鄱阳湖国家自然保护区(以下简称保护区)(图 1 左)位于鄱阳湖西北角,其地理范围位于东经 115°55′-116°03′,北纬 29°05′-29°15′。保护区下辖 9 个湖泊及其草洲(图 1 右),总面积为 224 km²^[13]。在丰水期,这些湖泊与鄱阳湖连为一体,水位受长江水位和五河(赣、抚、信、饶、修 5 大河流)来水的控制,一般水位以 7、8 月最高。在枯水期,湖泊与鄱阳湖分隔,水位以 1 月最低。水体透明度与水位之间存在较好的一致性,以夏季和秋季较高,春季和冬季较低。但在特定时间段,不同湖泊水体的透明度存在较大差异。

2 数据收集及预处理

2.1 LANDSAT 5 TM 影像

本研究使用的 6 景覆盖研究区的 LANDSAT TM5 影像获取时间分别为 2004 年 5 月 5 日,6 月 22 日,7 月 24 日,8 月 9 日,9 月 26 日和 10 月 28 日,轨道号为 121/40。基于 ERDAS IMAGING 软件,对全部的影像作如下的预处理:(1)采用 1:50000 地形图进行影像的几何校正,整体 RMSE 为 10.13 m;(2)利用 Modeler 模块实现 COST 模型,进行全部影像的大气校正。关于 COST 大气校正方法的详细步骤以及使用的参数,请参阅文献^[14-16];(3)从校正后的影像中裁减出包含研究区的矩形区域;(4)进行影像的非监督分类以及目视判读,确定水域,制作水域掩膜层;(5)利用掩膜层进行图像的掩膜操作,提取水域。

2.2 *SDD* 数据

从 1999 年开始,保护区开始实施系统的 *SDD* 量测工作。量测涵盖的湖泊包括保护区之内的大湖池、梅西湖和沙湖以及保护区之外的寺下湖。量测时间从 4 月份开始,10 月份结束,间隔大约一周。在这四个湖泊中,每次进行 5 个固定样点的 *SDD* 量测。量测的工具为直径 20 cm 的塞氏盘。在此研究中,只采用 2004 年大湖池和寺下湖的 10 个样点(图 1 右)的数据进行模型的反演。

3 反演模型的建立

3.1 透明度遥感原理

水的光谱特征主要是由水本身的物质组成决定。当光在水体中传播时,其与水体中的浮游藻类、黄色

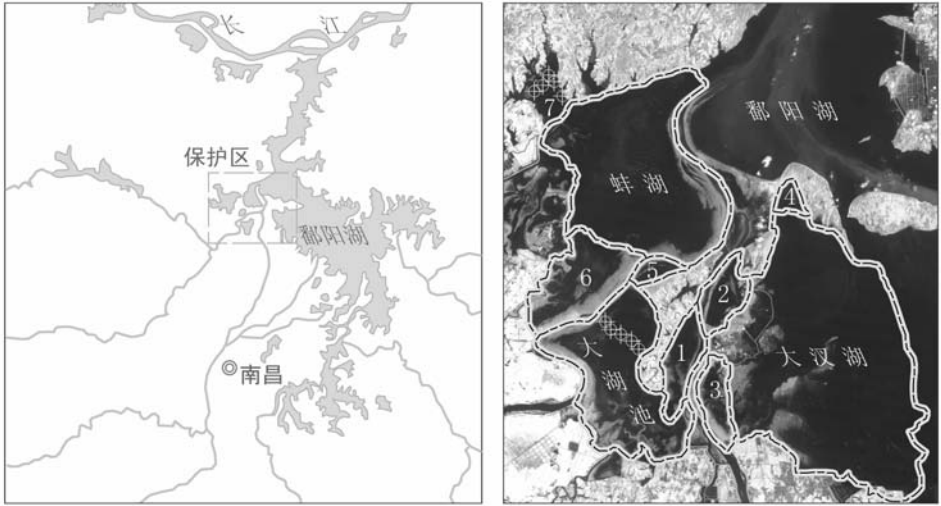


图 1 (左)江西鄱阳湖国家自然保护区地理位置;(右)江西鄱阳湖国家自然保护区行政区域及样点分布.



1:常湖池;2:中湖池;3:下湖;4:梅西湖;5:朱市湖;6:沙湖;7:寺下湖. :采样点

Fig. 1 (Left) Geographical position of Jiangxi Lake Poyang National Nature Reserve;

(Right) Administrative area of Nature Reserve.

1: Changhuchi; 2: Zhonghuchi; 3: Xianghu; 4: Meixihu; 5: Zhushihu;

6: Shahu; 7: Sixiahu. : Sampling point

物质、悬浮物质和沉水植物相互作用. 这些物质有选择地对光入射光进行吸收和散射,其中的后向散射光、沉水植物和水底的反射光一起返回水面,通过水-气界面回到大气中. 这部分光就是可遥感的部分,其反映了水体内部的综合特征. 因此,水中组分含量的差别造成一定波长范围反射率的不同,成为水体定量遥感的基础. 透明度虽然和光谱反射率无直接关联,但是与叶绿素含量,悬浮物及太阳光线等有较高的相关性,间接与反射光谱产生了联系,因此可以通过遥感数据进行反演^[17].

3.2 采样点的影像可见光波段反射率的提取及预处理

借助 ArcGIS 软件,对每个影像,从中提取 10 个采样点的蓝、绿和红波段的反射率. 然后针对每个采样点,选择与影像获取时间间隔最近的对应 *SDD* 作为此样点的 *SDD* 值. 湖区大量分布着浮叶和沉水植物,由于这些植物的存在,有可能对 *SDD* 的反演产生影响,因此利用 NDWI 方法除去可能受影响的数据. 经过 NDWI 处理后剩余的 25 个数据随机地分为两组,第一组(13 个数据)用于模型的反演,第二组(12 个数据)用作模型的检验.

3.3 模型测试

借助 SPSS13.0 软件,利用第一组数据进行了如下模型的测试,以发现最适合的反演模型:1) *SDD* 或 *SDD* 自然对数变换值与波段或波段自然对数变换值的单变量线性和非线性模型:包括 Linear(线性)、Logarithmic(对数)、Inverse(倒数)、Quadratic(二次)、Cubic(三次)、Power(幂)、Compound(复合)、S-curve(S-曲线)、Growth(增长)和 Exponential(指数)模型;2) *SDD* 或 *SDD* 自然对数变换值与任意两波段或两波段自然对数变换比值的单变量线性和非线性模型:使用的模型与上同;3) *SDD* 或 *SDD* 自然对数变换值与波段或波段自然对数变换值的多元线性回归模型.

3.4 模型检验

首先,我们利用选择的最适合的反演模型对第二组数据进行 *SDD* 反演;然后借助 SPSS13.0 软件利用实测值与反演值之间的相关系数(*r*)和误差标准差(*SD*)二种常用的模型检验方法对模型进行检验:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2 \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}}; SD = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{Y}_i)^2}{n-1}}$$

其中, X_i 和 Y_i 分别表示第 i 个样本点的实测值与反演值, \bar{X} 和 \bar{Y} 分别为实测值与反演值的平均值, n 为样本数目。

4 结果及讨论

从反演模型的测试中,我们发现蓝、红波段的自然对数变换值的线性组合能够最好地拟合 SDD 的自然对数变换值:

$$\ln(SDD) = -4.016 - 0.722 \ln(blue) - 0.587 \ln(red)$$

其中, $blue$ 和 red 分别表示 TM 影像的蓝和红波段反射值。

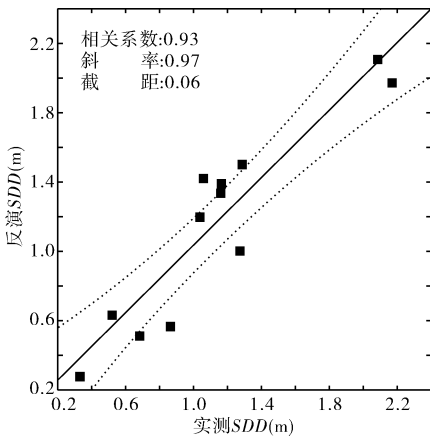


图2 实测数据与反演数据的对比散点图

Fig. 2 Scatter plot of measured vs. retrieved SDD

模型决定系数(R^2) = 0.88, $F = 46.55$, $n = 13$. 根据 F 界值表, $F_{0.005} = 9.43$, $F > F_{0.005}$, 回归方程在显著性水平 0.005 下具有显著意义。

通过此反演模型,对第二组数据的 SDD 进行反演,然后与实测数据进行对比(图2)。实测值与模型反演值之间的相关系数(r) = 0.93, $P < 0.05$,表明它们之间具有强相关性。误差标准差(SD) = 0.22 m,在可以接受的范围之内。由此认为模型获得了比较好的结果。

利用建立的反演模型,分别对保护区内6个时期的水体 SDD 进行反演(图3)。从此时间序列的反演结果我们可以发现研究区域水体透明度的一般变化规律:在5月份透明度比较低;在6,7和8月份水体清澈,大部分区域达到2m左右;从9月份开始,水体透明度降低。经与水位数据对比发现水体透明度与水位有较好的一致性,即在5月份时水位比较低,这样在风力的作用下容易引起泥沙的再悬浮,从而降低水体透明度。另外此时期是研究区的雨季,降雨对水体透明度也会产生一定的影响。在夏季由于鄱阳湖上游来水以及长江水的顶托作用,鄱阳湖以及研究区域保持高水位,从而在一定程度上限制了泥沙的再悬浮,因此水体比较清澈。到9月份,随着水位的降低,风力引起悬浮的再悬浮而降低透明度。另外,一些其他的因素也可能引起水体透明度的异常,如在2004年7月24日的图中,发现在蚌湖东北部区域水体透明度在0.25-0.5m之间,而此湖区其他大部分区域 SDD 达到2m以上。从湖口的水文数据我们发现,在此期间长江水倒灌鄱阳湖,推动鄱阳湖北部由于采砂而导致的浑浊水进入蚌湖,从而严重影响此区域的水体透明度。

研究结果表明在此研究区域内采用TM蓝和红波段自然对数变换的线形组合能够解释88%的水体透明度变化。国内外一些研究人员基于TM影像已经建立了若干模型(表1)。但由于不同的研究针对不同的研究区域,不同研究区域的水体有其特有的光学特性,从而在模型的形式上存在很大的差别。但除赵碧云等^[11]的研究之外,所有的研究都采用可见光波段进行水体透明度的反演,因近红外光被水体强烈吸收作用而很少使用。新建模型的相关系数介于这些列举模型的相关系数(0.7-0.98)之间,而估计标准差低于其他模型。另外这些模型在样本数目上存在很大差异,最少的只有4个点,而多的达到46个点。再者,几乎所有的这些模型都是基于单景影像、单一水体和近于同步的野外 SDD 量测而建立的,而我们的模型利用6个时期的影像和两个水体的 SDD 野外量测数据,而且卫星过境与野外工作非同步,时间间隔最大的为3d。综合考虑这些因素,我们认为,一方面此模型获得了可以接受的结果,另一方面,在一定程度上表明模型在时间上和空间上是稳定的。

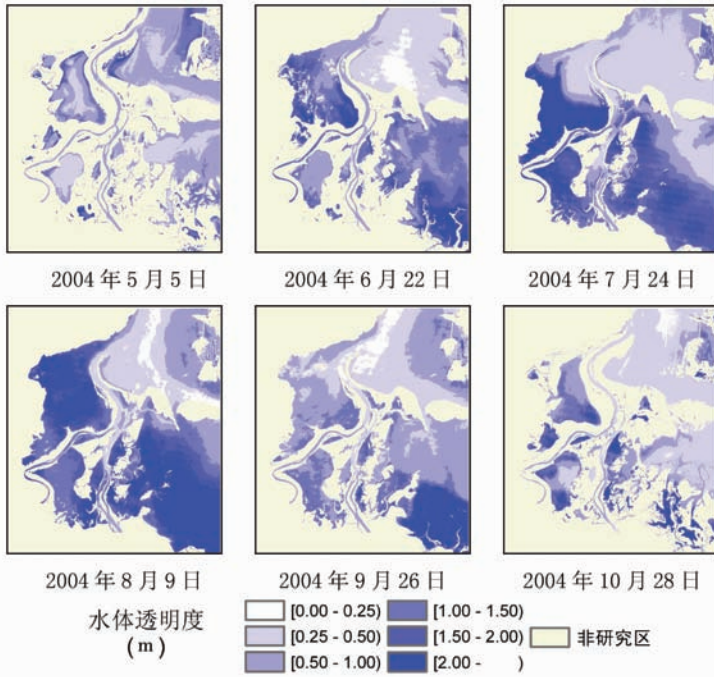


图 3 保护区内 6 个时期水体 SDD 反演结果

Fig. 3 Retrieved SDDs of water body within the Nature Reserve

表 1 新建模型与几个现存模型对比

Tab. 1 Comparison of newly developed model with several existing models

文献	使用波段	相关系数	估计标准差(m)	样本数目
新建模型	ln(TM 蓝), ln(TM 红)	0.88	0.15	13
Lathrop 和 Lillesand ^[4]	TM 绿	0.98	1.05	9
Lathrop 和 Lillesand ^[4]	TM 绿	0.91	1.12	6
Giardino ^[5] 等	TM 蓝/TM 绿	0.85	0.45	4
Kloiber 等 ^[6,7]	TM 蓝/TM 红, TM 蓝	0.7-0.8	0.28-0.34	20
Nelson 等 ^[8]	TM 蓝/TM 红	0.82	0.19	17
Hellweger 等 ^[9]	TM 红	0.85	-	21
赵碧云等 ^[11]	TM 红外	0.72	-	46
王得玉和冯学智 ^[12]	TM 红/TM 蓝	0.73	-	-

尽管此模型在我们的研究区域取得了较好的效果, 仍然存在很大的改善精度的可能性. 在此研究中, 卫星过境与野外工作非同步, 时间间隔最大的为 3 d, 这影响模型的精度, 特别是对于水体透明度在时间上变化剧烈的水体. 如果保证两者的同步进行, 结果将会有所改善. 另外, 我们仅仅采用 13 个采样点建立模型, 尽管这些点具有很强的代表性, 但在一定程度上影响模型的精度和稳定性. 增加样本数量, 将会获得更加精确和稳定的模型. 我们采用了相对简单的反演模型, 其他高级计算技术的使用, 如神经网络, 有可能改善反演的精度. 然而, 我们也发现利用 TM 进行 SDD 反演的一些不足之处. 在清澈水体中, 由于受水中沉水植物或者湖底反射的影响, 而无法正确估计水体透明度. 如何利用遥感技术实现清澈水体的透明度反演还有待于进一步的研究. 由于 TM 影像获取重复周期的限制, 在反演有巨大时间动态的 SDD 时, 其存在局限性. 另外在动态监测 SDD 时, 购买 TM 影像的费用也是不容忽视的. MODIS 影像, 因其日重复获取周期和免费获得等优点, 在动态监测大面积水体的透明度应用中具有很大的潜力.

5 结论

本文以江西鄱阳湖国家自然保护区为例,通过 Landsat TM 5 影像与实测 *SDD* 数据的结合,建立了 *SDD* 的自然对数变换值与蓝、红波段的自然对数变换值的线性组合之间的回归模型,以此用来进行水体透明度的反演. 通过反演值与实测值的对比分析,新建模型获得了可以接受的结果,同时模型在此研究区内在时间和空间上都是稳定的. 我们认为此模型经过实测 *SDD* 数据的校准,在其它水体具有一定的应用可能和潜力.

6 参考文献

- [1] Jorgensen S E *et al.* Lake and reservoir management (Developments in Water Science, Volume 54). Amsterdam: Elsevier Publishers, 2005: 502.
- [2] Li R & Li J. Satellite remote sensing technology for lake water clarity monitoring: an overview. *Environmental Informatics Archives*, 2004, **2**: 893 - 901.
- [3] Shaw B, Mechenich C & Klessig L. Understanding Lake Data (G3582). Wisconsin: University of Wisconsin-Stevens Point, 1993: 19.
- [4] Lathrop R G & Lillesand T M. Use of Thematic Mapper data to assess water quality in Green Bay and central Lake Michigan. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1986, **52**(5): 671 - 680.
- [5] Giardino C *et al.* Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *The Science of The Total Environment*, 2001, **268**(1 - 3): 19 - 29.
- [6] Kloiber S M, Brezonik P L & Bauer M E. Application of Landsat imagery to regional-scale assessments of lake clarity. *Water Research*, 2002, **36**(17): 4330 - 4340.
- [7] Kloiber S M *et al.* A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 2002, **82**(1): 38 - 47.
- [8] Nelson SAC *et al.* Regional Assessment of lake water clarity using satellite remote sensing. *Journal of Limnology*, 2003, **62**(Suppl. 1): 27 - 32.
- [9] Hellweger F L *et al.* Use of satellite imagery for water quality studies in New York Harbor. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2004, **61**(3): 437 - 448.
- [10] Wang X J & Ma T. Application of remote sensing techniques in monitoring and assessing the water quality of Taihu Lake. *Bulletin Of Environmental Contamination and Toxicology*, 2001, **67**(6): 863 - 870.
- [11] 赵碧玉等. 滇池水体中透明度的定量遥感研究. *环境科学与技术*, 2003, **26**(2): 16 - 17.
- [12] 王得玉, 冯学智. 基于 TM 影像的钱塘江入海口水体透明度的时空变化分析. *江西师范大学学报(自然科学版)*, 2005, **29**(2): 185 - 189.
- [13] 吴英豪, 纪伟涛. 江西鄱阳湖国家自然保护区研究. 北京: 林业出版社, 2002: 231.
- [14] 李玉环等. 基于 TM/ETM⁺ 遥感数据的地面相对反射率反演. *山东农业大学学报(自然科学版)*, 2005, **36**(4): 545 - 551.
- [15] Chen X *et al.* Integration of multi-source data for water quality classification in the Pearl River estuary and its adjacent coastal waters of Hong Kong. *Continental Shelf Research*, 2004, **24**(16): 1827 - 1843.
- [16] Chander G & Markham B. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 2003, **41**(11): 2674 - 2677.
- [17] 段洪涛, 张 柏等. 查干湖透明度高光谱估测模型研究. *干旱区资源与环境*, 2006, **20**(1): 156 - 160.
- [18] McFeeters S K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 1996, **17**(7): 1425 - 1432.