

引用格式: Zhao Fangrui, Wang Qiang, Wen Zhidan, *et al.* Optimization Model of Suspended Matter Band Ratio in Inland Water and Influence of Algae Abundance on Model Accuracy[J]. Remote Sensing Technology and Application, 2022, 37(4): 993-1002. 1011. [赵方睿, 王强, 温志丹, 等. 内陆水体悬浮物波段比值优化模型及藻类丰度对模型精度影响研究[J]. 遥感技术与应用, 2022, 37(4): 993-1002, 1011.]
DOI: 10.11873/j.issn.1004-0323.2022.4.0993

内陆水体悬浮物波段比值优化模型及藻类丰度 对模型精度影响研究

赵方睿^{1,2}, 王 强², 温志丹², 刘晓静², 尚盈辛², 陶 慧², 杜云霞², 宋开山²

(1. 吉林师范大学旅游与地理科学学院, 吉林 四平 136000;

2. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 吉林 长春 130102)

摘要: 内陆水体中浮游植物的存在对悬浮物(TSM)遥感反演模型精度具有一定的影响, 藻类丰度会导致水体遥感反射率降低。实验基于中国、澳大利亚和美国内陆水体的 372 个采样点(4 个数据集)水质分析和光谱实测数据, 构建内陆水体遥感反射率与 TSM 的相关关系, 建立最优波段比模型(OBR), 并分析了藻类颗粒物存在对该模型精度的影响。由于水质的不均一性, 不同区域的水质参数敏感波段存在差异, 因此各数据集用于建模的最优波段比值不同。结果表明, OBR 模型精度较高, 误差较小, 中国水体模型验证均具有较好效果(石头口门水库: $R^2=0.87$, RMSE=14.1 mg/L; 查干湖: $R^2=0.82$, RMSE=23.6 mg/L), 澳大利亚水体模型验证效果最佳, R^2 值高达 0.95 (RMSE=4.2 mg/L), 美国水体模型精度较低($R^2=0.78$, RMSE=3.7 mg/L)。研究发现, 模型精度受水体叶绿素(Chla)浓度和 Chla/TSM 比率影响, 当水体以 TSM 浓度较高的非藻类颗粒物为主时(如中国石头口门水库和南澳洲地区水体数据集), 最优波段比值模型表现更好; 而当水体以浮游植物为主时, 水体中的浮游植物的丰度会使光谱信号复杂化, 从而限制或降低 TSM 浓度遥感算法的精度(如美国印第安纳州中部水库数据集)。

关键词: 遥感反演; 模型构建; 悬浮物; 叶绿素; 最优波段比值模型

中图分类号: X87; TP79 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-0323(2022)04-0993-10

1 引 言

湖泊是地球上重要的淡水资源, 水质状况直接影响到人类的生存与发展。水体悬浮物(Total Suspended Matter, TSM)作为水域生态系统中的重要组成部分, 是衡量水质和水环境评价的重要参考指标之一^[1]。它们包括很多种物质, 如不能溶于水的无机物质和有机物质以及粘土、微生物等。TSM 是水体不清澈的一个极为关键的因素, 对水体的透明

度有较大影响, 改变了太阳光照在水下的分布和浮游植物对光照的利用, 最终影响湖泊初级生产力^[2]。对于内陆水域, TSM 往往与氮、磷、重金属和微污染物通量有关^[3-4]。水中 TSM 含量已经是度量区域水污染严重程度的一个极为关键的指标。研究 TSM 的光谱特性, 对湖泊水环境评价、管理湖泊生态系统和有效开展水环境治理具有重要意义^[5-6]。

近年来, 利用遥感技术检测水体悬浮物浓度已成为研究热点^[7-8]。遥感技术具有周期性、大尺度、

收稿日期: 2021-03-04; 修订日期: 2022-07-11

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(41730104), 吉林省自然科学基金学科布局项目(20200201054JC)。

作者简介: 赵方睿(1996—), 女, 吉林四平人, 硕士研究生, 主要从事遥感与地理信息系统研究。E-mail: 935239274@qq.com

通讯作者: 宋开山(1974—), 男, 吉林靖宇人, 博士, 研究员, 主要从事植被组分高光谱模型、地表参数与气候变化关系遥感和水色遥感研究。
E-mail: songks@iga.ac.cn

可历史追溯的优点,对监测水体悬浮物浓度具有突出优势。目前水体 TSM 浓度的遥感估算方法主要包括经验方法^[9]、半分析方法^[10]和分析方法^[11]。研究表明经验方法可在一定程度上减少大气校正带来的误差且模型易于构建^[12],因此应用经验模型估算 TSM 浓度应用较为广泛^[13]。但由于土壤侵蚀和其他人为影响造成的内陆水域空间和成分异质性,内陆水体 TSM 遥感反演算法仍需要进一步改进^[14-16]。水体中 TSM 的存在对叶绿素 a(Chl-a)反演的影响已被广泛认识^[17-19],利用遥感反射率的一阶导数可以减少水—沙复合信号,通过导数变换可以部分去除或减少环境因素的干扰^[20]。在 400—900 nm 光谱范围内,随着 TSM 浓度的变化,通过导数分析能够有效地降低 TSM 对 Chl-a 估算的影响^[21-23]。相比之下,浮游植物丰度(用 Chl-a 浓度来表征)对 TSM 遥感估计的影响仍有待研究^[24],如何最大限度消除 Chl-a 的影响,提高内陆水体 TSM 反演精度,一直是水色遥感领域的难题。有研究表明 Chl-a 强吸收是导致 TSM 遥感模型低估的主要原因,当内陆浑浊水体 TSM 浓度大致相当时,浮游植物丰度会导致水体遥感反射率降低;Chl-a 与悬浮物浓度的相对比值(Chl-a/TSM)是影响模型精度的主控因子,比值越小则模型精度越高。

在中国、澳大利亚、美国共 7 处水域进行光谱数据和同步实测水质数据并分析,建立水体 TSM 浓度经验模型,分析内陆水体 Chl-a 光学吸收对 TSM 遥感模型精度的影响。本研究对提高富营养化水体的悬浮物反演具有重要意义。

2 研究区概况

2.1 中国石头口门水库(STKM)

石头口门水库位于吉林省中部长春地区九台市境内(43°52′58.75″N、125°48′58.49″E),是一座以防洪除涝、城市供水和农田灌溉为主,结合发电、养鱼和旅游等综合利用的大型水利枢纽工程,其流域面积约 4 937.0 km²,水域面积 42.0 km²,平均水深 6.3 m,总库容 1.28×10⁹ m³,年平均降水量 641.6 mm。

2.2 中国查干湖(CGH)

查干湖地处松嫩平原西部,原名查干泡(45°14′33.52″N、124°17′49.48″E)。大部分水域位于吉林省前郭尔罗斯蒙古族自治县境内,是吉林省最大的天然淡水湖泊。查干湖东西长 38 km,南北宽 12 km,水深为 4 m,水域最大面积为 307 km²,最大

蓄水量为 4.15×10⁸ m³。该区年平均气温为 5℃,年降水量为 400—500 mm,年蒸发量为 1 140—1 270 mm。

2.3 南澳洲地区水体(SA)

Myponga 水库(MPR)位于阿德莱德南部约 60 km(35°24′10.02″S、138°26′13.29″E),是饮用水水源地,为城市提供了大约 5% 的饮用水,水域面积 2.8 km²,水深 21.5 m;流经曼纳姆的墨累河(MRM)位于墨累河下游(34°44′55.11″S、139°19′33.22″E);流经惠灵顿的墨累河(MRW)连接着亚历山大湖(35°23′55.19″S、139°27′33.11″E),水深 5.3 m,这条河毗邻南大洋海岸,通过抽水站成为阿德莱德的主要饮用水源。

2.4 美国印第安纳州中部水库(CIN)

Eagle Creek 水库(ECR: 39° 51′09.84″ N, 86° 18′13.07″ W),水域面积 5.0 km²,水深 4.2 m;Morse 水库(MR)(40° 6′16.84″ N, 86° 2′17.22″ W),水域面积 6.0 km²;Geist 水库(GR)(35° 56′16.84″ N, 85° 57′47.22″ W),水域面积 7.5 km²,水深 3.2 m,都是第安纳波利斯都市区 90 多万居民的饮用水水源地。

3 数据采集及处理

3.1 现场数据采集

在不同的 TSM 和 Chl-a 浓度条件下进行水体采样(TSM 浓度:1.69—413.9 mg/L, Chl-a 浓度:2.69—183.2 μg/L),采集水面下约 0.5 m 处水体(表 1)。2006—2008 年夏季和秋季对石头口门水库进行了 11 次实地采样调查,收集了 119 个样本;2006—2008 年夏季和秋季对查干湖进行了 7 次实地采样调查,收集了 66 个样本;2009 年 2 月—3 月对南澳洲地区水体进行了 2 次实地采样调查,收集了 45 个样本;2005 年 9 月 6 日—7 日对美国印第安纳州中部水库进行了一次实地调查,共收集了 52 个样本。

采样的同时,在现场使用 YSI 600 XLM 多参数探针(YSI Inc., Yellow Springs, OH, USA)进行水质的现场测量,包括温度(℃)、浊度(NTUs)和 pH 值。在现场使用 Secchi 磁盘测定水体透明度(SDD)。同时,利用 ASD 或海洋光学 USB4000 光谱仪现场采集中国石头口门水库和查干湖的水面光谱数据。辐射率分别测量了大约 1 m 的水面(L_{sw})和高于面板约 0.25 m 的标准灰色光谱(Lab-sphere, Inc., North Sutton, NH)参考面板(L_p)。从而有效地避免由于受到船只尾迹的干扰和太阳直

接辐射的影响,光谱仪被定位在135°的方位角和40°的天顶角。然后将光谱仪向上旋转90°—120°,采集天光辐射度(L_{sky})。遥感反射率(R_{rs})可计算为:

$$R_{rs}(0^+, \lambda) = \frac{(L_{SW} - rL_{sky}) \rho_p}{\pi L_p} \quad (1)$$

其中: r 为空气—水界面处的反射率(风速小于5 ms^{-1} 时, $r=0.028$ 可以接受); ρ_p 为灰色光谱标准反射率(30%)。

南澳洲地区水体的光谱反射率是使用两个相互校准的海洋光学USB4000辐射计收集的,通过同时测量25%灰色光谱反射率标准的上升流辐度和相应的入射辐度,完成了仪器的内部校准。最低时的水面 R 值计算为^[25]:

$$R_{rs}(0^+, \lambda) = \frac{tF(\lambda) L_{up} E_{cal}(\lambda)}{n^2 \pi E_{inc}(\lambda) L_{cal}(\lambda)} \quad (2)$$

其中: t 是水—空气透射系数等于0.98; F 是根据Ohde和Siegel(2003)^[26]计算得到的光谱浸没因子; n 是水相对于空气的折射率为1.33; π 是用来改变辐照度反射率 R 遥感反射率; $R_{cal}(\lambda)$ 的线性插值来匹配每个辐射计的波段中心的频谱板的反射率。

美国印第安纳州中部水库水体的原位光谱是用ASD光谱仪采集的。总上升流辐射率(L_{up})被记录在一个光纤指向最低点,并设置在大约1.2 m以上的水面。在每个样品点使用白色光谱(99%)收集下行辐照度(E_d)测量值。遥感反射率(R_{rs} ; sr^{-1})是利用上升流最低点辐照度(L_{up} ; $\text{W} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sr}^{-1}$)与下降流辐照度(L_d ; $\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$)的比值得到的:

$$R_{rs}(0^+, \lambda) = \frac{L_{up}(0^+, \lambda)}{E_d(0^+, \lambda)} \quad (3)$$

在这种光谱测量方法中,没有考虑水—空气界面辐射和路径辐射的影响,但这对于基于波段比的算法可能没有显著的影响^[27-28]。

3.2 实验室分析

使用称重法和煅烧法测量总悬浮物浓度和无机悬浮物浓度^[29],具体操作步骤:将0.7 μm 孔径的Whatman GF/FTM滤膜在450 °C的温度下煅烧4—6 h,去除空白膜中的水分及有机物质,等膜冷却后称重即为空白膜质量;然后过滤一定体积的原水样后,将滤膜放置恒温烘干箱中以65 °C烘4—6 h,冷却后进行二次称重,两次重量差即为总TSM的重量,除以过滤的水样体积得到总TSM浓度。Chl-a浓度测量采用“丙酮溶液萃取法”^[30]。具体操作步骤:利用0.45 μm 的微孔滤膜过滤一定体积的原水样,利用90%的丙酮对滤膜进行浸泡并萃取叶绿

素,用UV-2600紫外分光光度计分别测得630 nm、647 nm、664 nm和750 nm处的吸光度,然后计算出Chl-a的浓度^[31]。

3.3 TSM建模方法

最佳波段比值法(OBR)是指选择两个具有最大相关性的反射率比值作为特征参数进行TSM浓度的反演建模,作为一种常用的水体信息提取方法,它的优势在于可减少水体表面粗糙度等影响,降低非水体光谱信息的干扰^[32]。实验利用Matlab计算在400—900 nm范围内的所有光谱波段的比值与TSM的相关系数,通过确定光谱波段的比值与TSM的相关系数最大值来确定适合反演不同区域TSM浓度的最佳波段比组合。另外,波段比值法在水质参数的模型构建中一直发挥重要作用,对抑制各种噪声具有明显的作用,因此实验也采用优化波段比值法进行模型构建^[33-34]。

3.4 模型精度评估

使用均方根误差(RMSE)、相对误差(RE)和平均绝对误差(MAE)等参数进行预测值(y')和实测值(y)之间的比对。RMSE、MAE和相对误差(RE)相关计算公式如下:

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y'_i - y_i)^2}{N}} \quad \text{和} \quad \text{RMSE}\% = 100 \times \frac{\text{RMSE}}{\bar{y}} \quad (5)$$

$$\text{MAE} = \frac{\sum_{i=1}^N |y'_i - y_i|}{N} \quad (6)$$

$$\text{RE} = 100 \times (y'_i - y_i) / y_i \quad (7)$$

其中: N 为数据集中的样本数; \bar{y} 为测量值的平均值^[35]。此外,实验采用了决定系数(R^2)和预测偏差比(RPD)。由于 R^2 是一个很常见的参数,这里省略其公式,RPD的计算方法为^[36]:

$$\text{RPD} = \frac{\text{SDP}}{(\sum (y' - y)^2 - \{[\sum (y' - y)]^2 / N\} / (N - 1))^{1/2}} \quad (8)$$

其中,SDP由下式确定:

$$\text{SDP} = \{ \sum y'^2 - [\sum (y')^2 / N] / (N - 1) \}^{1/2} \quad (9)$$

Williams(2001)认为,当 R^2 和RPD值大于0.91和2.5时,模型是准确的;当 R^2 在0.82—0.9之间,RPD大于2时,预测效果较好;然而,当 R^2 介于0.66和0.81之间且RPD大于1.5时,近似的预测是可以实现的。当 R^2 在0.5到0.65之间,RPD在1.5以下时,预测效果较差。在本研究中,所有样本按照测量日期顺序排列,选取前两个样本进行校准(占样本的2/3),第三个样本进行验证(占样本的1/3),对

每个数据集进行验证。

4 结果分析

4.1 水质参数与光谱特性分析

主要水质参数 SDD、浊度、TSM、Chl-a 的统计
值如表 1 所示。中国石头口门水库和查干湖 TSM

范围较大,水体清澈度较低,浊度变化较大。南澳
洲水体和美国水库水体 TSM 均值为中等浓度,分
别为 17.58 mg/L 和 18.7 mg/L,Chl-a 浓度较高且变
化较大。石头口门水库、查干湖和美国水库水体的
Chl-a/TSM 的值较低,南澳洲水体样品的 Chl-a/
TSM 值略高于本研究其他水体。

表 1 水质参数信息
Table 1 Water quality parameter informations

	水质参数	Min	Max	Mean	SD	CV	N
石头口门水库	SDD	5	120	38	23.7	0.62	119
	Turbidity	0.65	70.63	41.65	40.7	0.83	
	TSM	3.67	225.2	58.78	54.78	0.84	
	Chl-a	0.45	47.52	13.82	10.66	0.96	
	Chl-a/TSM	0.01	2.64	0.52	0.59	1.12	
查干湖	SDD	86	755	252	108	0.43	66
	Turbidity	0.03	15.33	2.09	2.12	1.04	
	TSM	0.08	18.58	4.77	3.85	0.81	
	Chl-a	0.45	37.52	8.82	7.66	0.87	
	Chl-a/TSM	0.43	21.81	2.91	3.59	1.23	
南澳洲水体	SDD	20	275	96.2	79.6	0.83	45
	Turbidity	0.80	41.50	13.07	11.16	0.85	
	TSM	2.01	94.1	17.58	17.42	0.99	
	Chl-a	6.27	75.3	19.09	13.46	0.70	
	Chl-a/TSM	0.62	5.51	1.84	1.28	0.69	
美国水库	SDD	24	150	62	32.4	0.52	52
	Turbidity	2.3	42.0	9.3	4.2	0.45	
	TSM	2.1	54.5	18.7	7.3	0.39	
	Chl-a	2.8	182.5	62.8	24.66	0.39	
	Chl-a/TSM	1.10	9.37	3.72	1.38	0.39	

注:SDD:透明度(cm);Turbidity:浊度(NTUs);TSM:总悬浮物(mg/L);ISM:无机悬浮物(mg/L);Chl-a:叶绿素a(μg/L);SD:标准
差;CV=(SD/平均参数),变异系数

通过实地采样得到了以上不同地区水体的光
谱数据(图 1)。中国石头口门水库和查干湖的光谱
在红外光 700 nm 处反射率值较高(图 1(a)和图 1(b)),
其光谱形状特征与浑浊水体的相同;石头口门水库
和查干湖的近红外光谱值较高,这与高混浊河口的
光谱一致。美国 3 个水库水体在约 680 nm 处呈现
出深度吸收槽,与以浮游植物为主的湖泊水体光谱
形状特征相同(图 1(d))。南澳洲 Myponga 水库的
光谱反射率值较低(图 1(c)),约 705 nm 处出现反射
峰是含藻类水体最显著的光谱特征,其存在与否通
常被认为是判定水体是否含藻类叶绿素的依据;
670 nm 附近是叶绿素 a 的吸收峰,因为藻类密度高
则叶绿素 a 含量也高,导致水体光谱反射率出现谷
值。王艳红等认为悬浮物特有的光谱特征是 808 nm
附近出现主反射峰,575 nm 附近出现次反射峰;

>900 nm 的近红外波段几乎表现为水体吸收作用,
水体反射率很低。

4.2 相关分析

对反射率及其导数与 TSM 浓度的比值序列进
行相关分析,绘制每个数据集相对波长的相关系数
图(R^2)(图 3)。结果表明在可见光和近红外光谱区
域都有较大的 R^2 值,在 850 nm 以上的蓝、绿和近红
外区域, R^2 值普遍较低。按 R^2 值分布趋势,可以
将水体分为两组,第一组 TSM 浓度较高,在 690~
850 nm 光谱区域 R^2 值较高,非藻类颗粒主导水体上
升流辐射(图 2(a)和图 2(b))。第二组为高藻质和
非藻质颗粒混浊水体(即图 2(c)和 2(d)),约在
700 nm 处 R^2 值较高。

导数反射率在蓝、绿、红区域 R^2 值较高,而在近
红外区域 R^2 值较低。相关系数在可见光和近红外

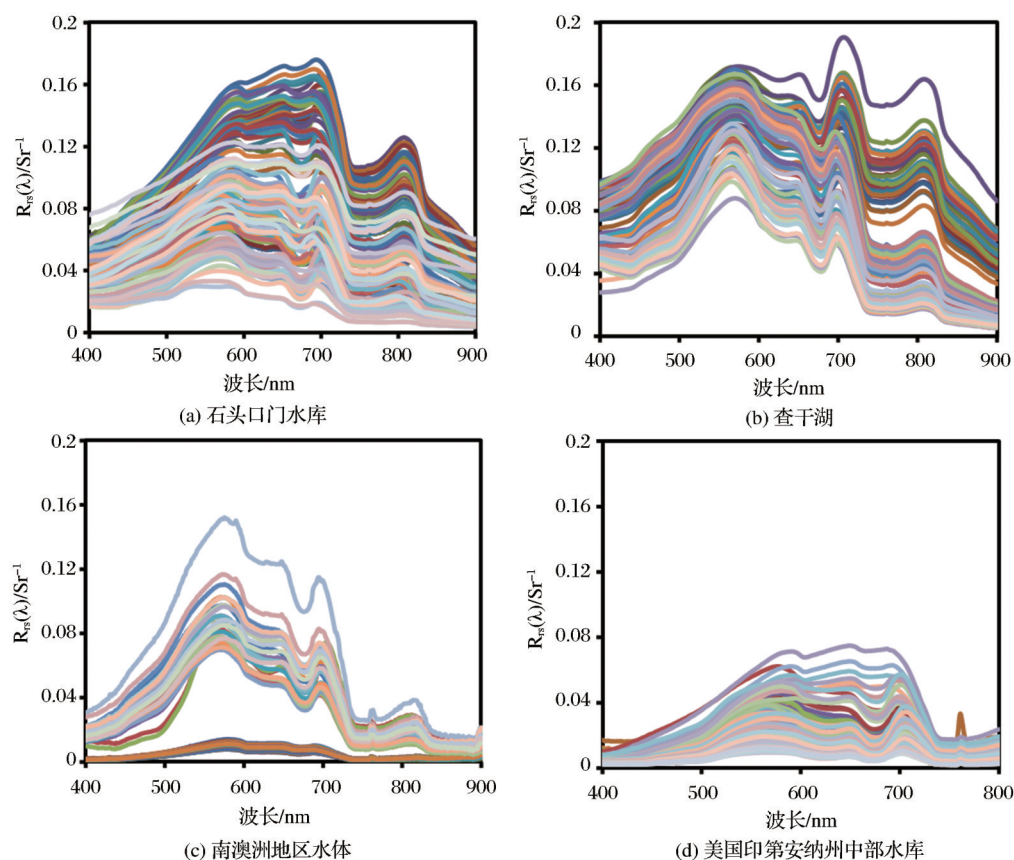


图1 实测水面反射率光谱曲线

Fig.1 Surface spectral reflectance curves

区域都有波动,特别是在蓝色和波长超过800 nm的区域。所收集数据集的 R 值的显著变化如图2所示。对于南澳洲水体(图3(c))和美国水库水体(图3(d)),导数分析被证明是改善TSM和光谱变量关联的有效方法。因此,最高的 R^2 值通常产生在红色光谱区(Chl-a荧光峰)的高产水域。

4.3 波段比值分析

利用波段比值可以消除水表面光滑度和周围环境等背景噪声的干扰,并在一定程度上减少其他污染物的影响。本研究对400—900 nm(25万个组合)的带比对进行序列回归,得到了二维系数相关图(图3)。图中深红色区域表示波段比值与TSM浓度有较高的正相关系数,深蓝色区域表示波段比值与TSM浓度有较高的负相关系数。从各个数据集中可以看出 R 值变化很大,最大值在0.81到0.97之间。从不同水域收集的数据集的最佳波段组合位置并不一致。石头口门水库的总体格局与查干湖相似,在700 nm以上的光谱区域具有较高的 R 值和蓝绿比对(图3(a)、图3(b))。南澳洲水体光谱在红色(约690 nm)和蓝色(约400 nm)区域存在较高的相关带比对,需要进一步研究。(图3(c))。浑浊

水体的最高波段比对通常出现在叶绿素吸收带或周围。可以看出,美国水库水体的波段比窗都较窄, R 值较高,说明利用遥感数据进行TSM估计的波段比有限(图3(d))。

4.4 悬浮物浓度遥感反演

基于不同数据集的TSM最佳频带比(OBR)经验模型如图4(a)—图4(d)所示,模型相关参数总结在表2中。基于OBR模型,南澳洲地区水体数据集的建模和验证样本均沿1:1线均匀分布(图4(c))。根据Williams(2001)提出的准则,由 R^2 和RPD值可以看出模型的预测是准确的(表2)。南澳水体和石头口门数据集的波段比模型表现较好;除了3个离散值外,查干湖数据集的OBR模型表现也很好。美国水库数据集的OBR的建模和验证结果表明,TSM测量值与预测值之间呈非线性关系,尤其是当TSM浓度大于30 mg/L时,模型效果更差(图4(d))。

将4个聚合数据集($n=282$)进行比较,结果如图5所示。4个聚合数据集表现出相对相似的性能。除了查干湖外,其余水体测量结果与模型预测结果之间的相关性沿1:1的直线拟合良好(图5(a)),进一步证实了波段比值模型具有良好的反演精度。

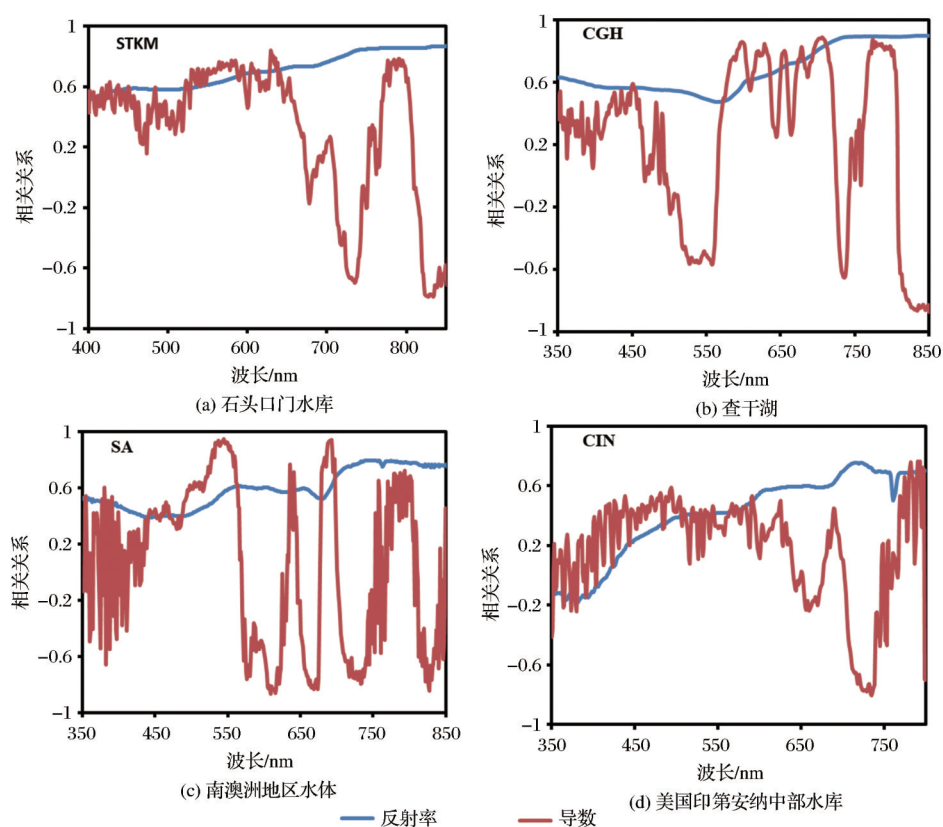


图 2 总悬浮物与各波段反射率和导数的相关性

Fig.2 Total suspended matter correlations with reflectance and derivative for each band

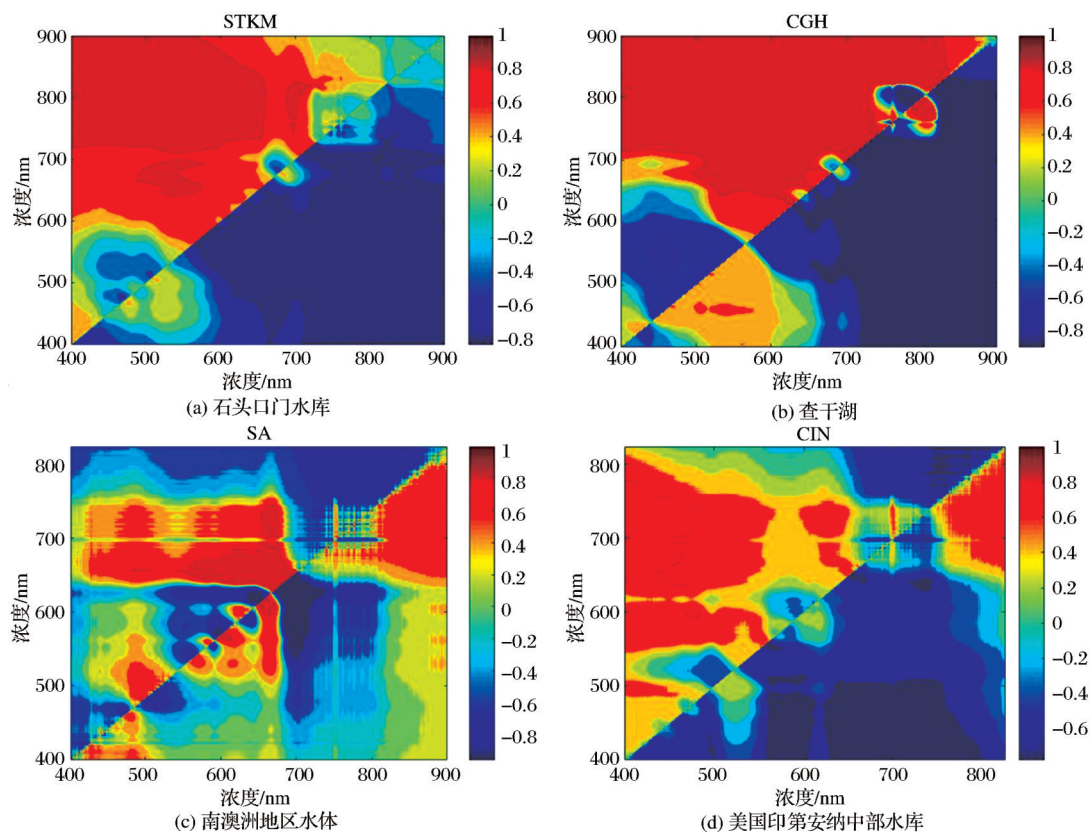


图 3 悬浮物浓度与各波段比值相关性分布图

Fig.3 Relationship between TSM concentration and ratios of different band spectral reflectance

表 2 波段组合与悬浮物相关系数

数据集	波段选择	拟合方程	RMSE	RMSE%	MAE	RPD	R ²
STKM	R880/R410	$y=143.536x-22.043$	14.1	24.5	10.7	5.3	0.87
CGH	R850/R550	$y=483.254x-26.365$	23.6	20.8	15.2	6.2	0.82
SA	R722/R690	$y=160.975x-69.242$	4.2	22.6	2.9	6.5	0.95
CIN	R720/R500	$y=28.077x-10.335$	3.7	22.8	2.9	4.9	0.78

注：*STKM, 石头口门水库; CGH, 查干湖; SA, 南澳洲地区水体; CIN, 美国印第安纳中部水库

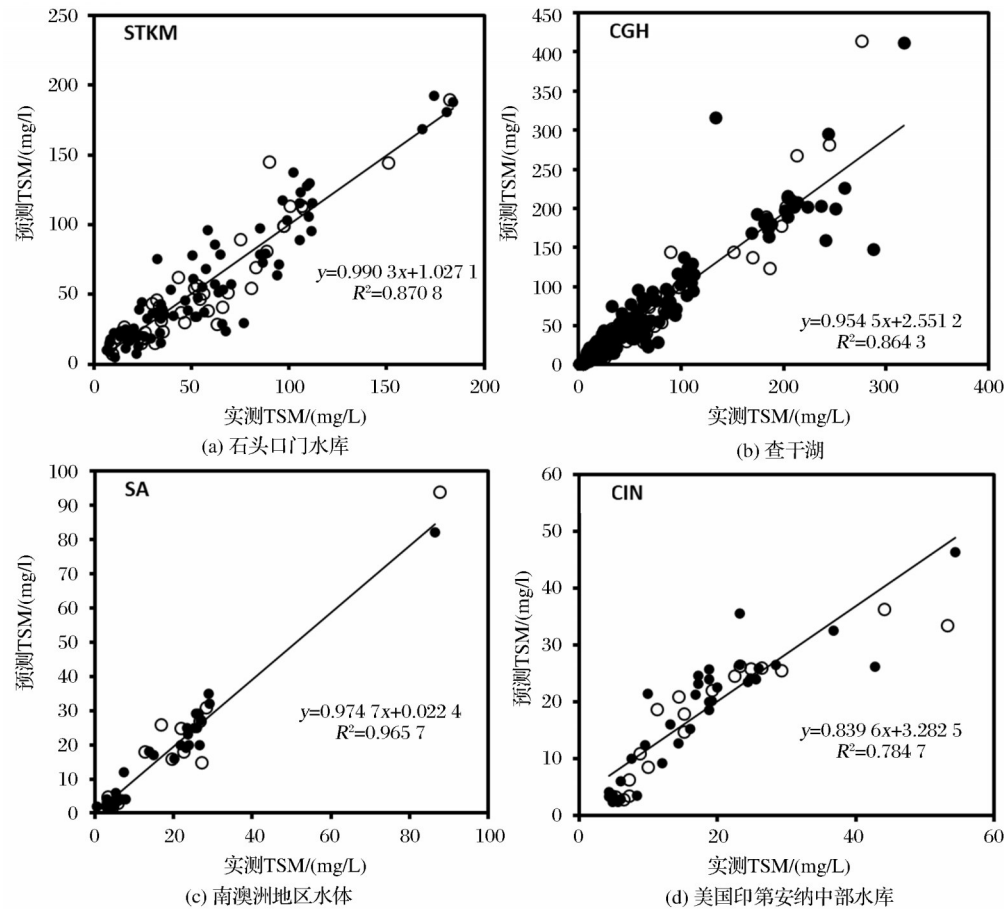


图 4 TSM 实测值与反演值对比

Fig.4 Relation between Spectral Reflectance and Secchi disk depth

OBR 模型 TSM 预测的 RMSE 为 14.6 mg/L, 当 TSM 浓度小于 20 mg/L 时, 存在 TSM 值高估或低估得现象(图 5(b))。TSM 浓度增加时, 相对误差 (RE) 会降低。

5 藻类丰度对模型精度影响分析

图 6(a) 显示了相对误差 (RE) 的绝对值与 Chl-a 浓度的关系, 在原数据集上没有观察到明显的相关性 ($R=0.17$), 但不同数据集的 RE 绝对值与 Chl-a 浓度之间的关系存在差异, R 值分别为 0.054 (STKR)、0.362 (CGL)、0.469 (SA)、0.026 (CIN)。研究表明, 色素吸收与季节、环境条件、养分和光照利用率以

及物种组成有关。同样, 对非藻类颗粒的吸收也因成分、颗粒大小和浓度的不同而有所不同。图 6(b) 显示了 RE 的绝对值与 Chl-a/TSM 比值的相关关系 ($R=0.53$), 可以看出 Chl-a/TSM 比值高的样品通常会导致较高的 RE 值。同样, RE 与 Chl-a/TSM 比值的相关性因数据集的不同而有较大差异, 相关系数分别为 0.394 (STKR)、0.706 (CGL)、0.685 (SA)、0.331 (CIN), 因此 Chl-a 相对浓度与 TSM 的比值对 TSM 建模精度在不同地区具有一定差异。

6 结 论

多平台遥感技术已成为内陆水环境动态监测

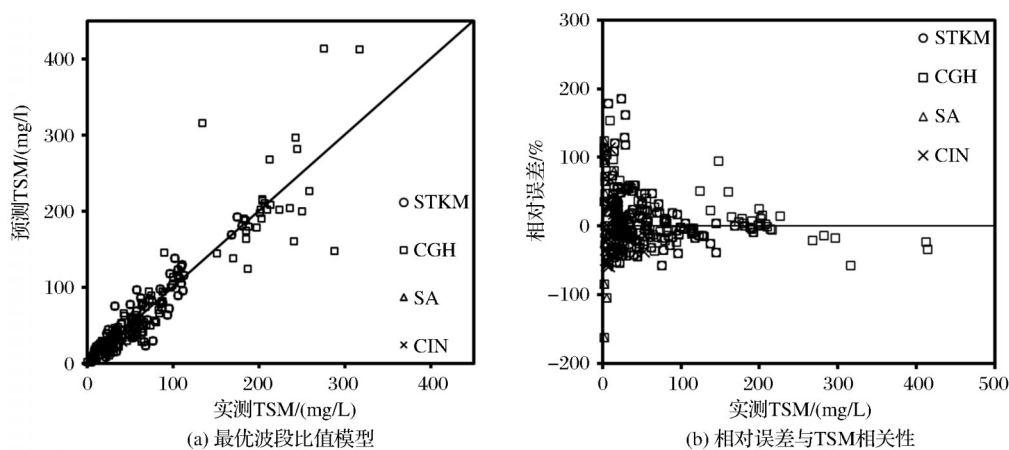


图5 聚合数据集

Fig.5 Aggregated data set

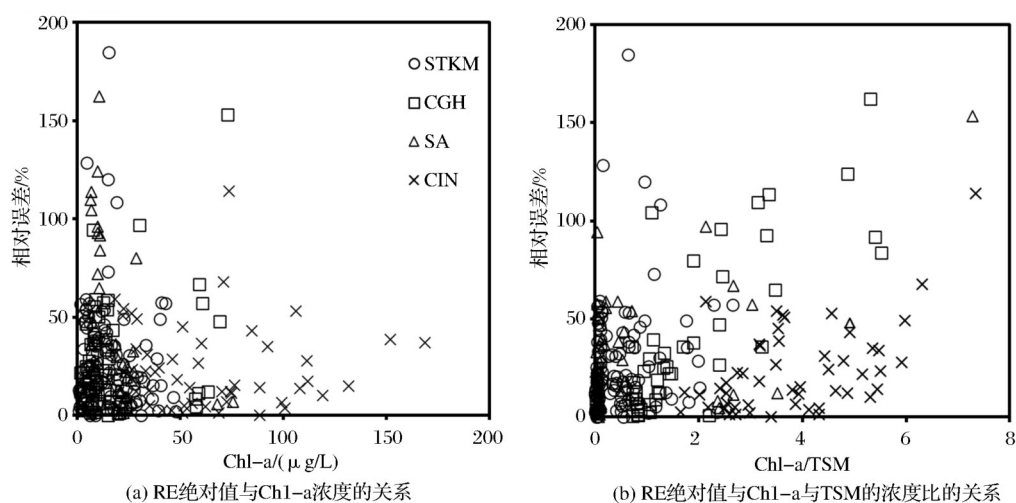


图6 RE绝对值与Chl-a和Chl-a与TSM的浓度比的关系

Fig.6 The relationship between

的重要手段之一。由于内陆水体中各组分之间复杂的相互作用和影响机制,水体中浮游植物的存在对悬浮物遥感反演模型精度具有一定的影响,藻类丰度会导致水体遥感反射率降低。因此,建立精度高、普适性强的内陆水质参数遥感反演模型成为关键的科学问题,也是内陆水环境遥感反演领域的研究热点。实验获取了覆盖不同地区水体的现场反射率数据,利用光谱数据对TSM进行遥感反演,得出以下结论:

(1)采用地面光谱与实测水质参数建立的悬浮物反演模型,保证了光谱值与实测水质参数值的同步性。

(2)由于水质的不均一性,不同区域的水质参数敏感波段存在差异,因此选择各数据集的最优波段比值建模并验证。石头口门水库、查干湖、南澳洲水体和美国水库数据集的悬浮物浓度分别与

R880/R410、R850/R550、R722/R690和R720/R500相关性最高,模型的平均绝对误差(MAE)分别为10.7、15.2、2.9、2.9。模型精度较高,模拟效果较好。

(3)当水体颗粒物以非藻类颗粒物(TSM)为主时(如中国石头口门水库和南澳洲水体),最优波段比值模型表现较好;而当水体颗粒物以色素颗粒为主时,水体中的Chl-a会使光谱信号复杂化,从而限制或降低TSM浓度遥感算法的精度(如美国水库)。

参考文献(References):

- [1] Duan Hongtao, Zhang Bai, Song Kaishan, *et al.* Study on hyperspectral estimation model of transparency of Chagan Lake [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2006, 20 (1): 156-160. [段洪涛, 张柏, 宋开山, 等. 查干湖透明度高光谱估测模型研究 [J]. 干旱区资源与环境, 2006, 20(1): 156-160.]
- [2] Zhang Yunlin, Qin Boqiang, Chen Weimin. A study on total

- suspended matter in lake Taihu[J]. Resources and Environment in the Yangze Basin, 2004, 13(3): 266-271. [张运林, 秦伯强, 陈伟民. 太湖水体中悬浮物研究. 长江流域资源与环境, 2004, 13(3): 266-271.]
- [3] Gao Chen, Xu Jian, Gao Dan, *et al.* Inversion of total suspended matter concentration in Poyang Lake in high water season based on GF-1 and measured spectral data [J]. Remote Sensing of Land and Resources, 2019, 31(1): 101-109. [高晨, 徐健, 高丹, 等. 基于GF-1与实测光谱数据鄱阳湖丰水期总悬浮物浓度反演[J]. 国土资源遥感, 2019, 31(1): 101-109.]
- [4] Shen Ming. Study on remote sensing monitoring model of watershed water environment [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences (Institute of Remote Sensing and Digital Earth, Chinese Academy of Sciences), 2018. [申明. 流域水环境遥感监测模型研究[D]. 北京: 中国科学院大学(中国科学院遥感与数字地球研究所), 2018.]
- [5] Duan Hongtao, Zhang Bai, Liu Dianwei, *et al.* Relationship between fluorescence peak spectral features and Chlorophyll-a in Lake Chagan [J]. Journal of Infrared Millimeter Waves, 2006, 25(5): 355-359. [段洪涛, 张柏, 刘殿伟, 等. 查干湖水体光谱荧光峰特征与叶绿素a响应关系研究[J]. 红外与毫米波学报, 2006, 25(5): 355-359.]
- [6] Xu Jingping, Zhang Bai, Song Kaishan, *et al.*, Estimation of Chlorophyll-a concentration in lake Xinmiao based on a semi-analytical model [J]. Journal of Infrared Millimeter Waves, 2008, 27(3): 197-201. [徐京萍, 张柏, 宋开山, 等. 基于半分析模型的新庙泡叶绿素a浓度反演研究[J]. 红外与毫米波学报, 2008, 27(3): 197-201.]
- [7] Ma Ronghua, Dai Jinfang. Estimation of chlorophyll and suspended matter contents in Taihu Lake by combining Landsat ETM and measured spectra [J]. Journal of Lake Sciences, 2005, 17(2): 97-103. [马荣华, 戴锦芳. 结合Landsat ETM与实测光谱估测太湖叶绿素及悬浮物含量[J]. 湖泊科学, 2005, 17(2): 97-103.]
- [8] Wang Shuhang, Jiang Xia, Wang Wenwen, *et al.* Temporal and spatial variation of suspended matter in Lihu Lake and its influencing factors [J]. China Environmental Science, 2014, 34(6): 1548-1555. [王书航, 姜霞, 王雯雯, 等. 蠡湖水体悬浮物的时空变化及其影响因素[J]. 中国环境科学, 2014, 34(6): 1548-1555.]
- [9] Zhang Yibo, Zhang Yunlin, Zha Yong, *et al.* Estimation of diffuse attenuation coefficient of photosynthetically active radiation in Xin'anjiang Reservoir based on Landsat 8 image [J]. Environmental Science, 2015, 36(12): 4420-4429. [张毅博, 张运林, 查勇, 等. 基于Landsat 8影像估算新安江水库光合有效辐射漫射衰减系数[J]. 环境科学, 2015, 36(12): 4420-4429.]
- [10] Shi Kun, Li Yunmei, Liu Zhonghua, *et al.* Estimation of total suspend matter concentration in inland lake based on semi-analytical method by remote sensing [J]. Environmental Science, 2011, 32(6): 1571-1580. [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.]
- [11] Pan Yingyang, Guo Qiaozhen, Sun Jinhua. Research progress of remote sensing retrieval methods for chlorophyll a concentration in water [J]. Science of Surveying and Mapping, 2017, 42(1): 43-48. [潘应阳, 国巧真, 孙金华. 水体叶绿素a浓度遥感反演方法研究进展[J]. 测绘科学, 2017, 42(1): 43-48.]
- [12] Xu, J P, Zhang B, Li F, *et al.* Retrieval of total suspended matters using field spectral data in Shitoukoumen Reservoir, China [J]. Chinese Geographical Science, 2009, 19(1): 77-82. DOI:10.1007/s11769-009-0077-1.
- [13] Ma Ronghua, Dai Jinfang. Estimation of chlorophyll and suspended matter contents in Taihu Lake by combining Landsat ETM and measured spectra [J]. Journal of Lake Sciences, 2005, 17(2): 97-103. [马荣华, 戴锦芳. 结合Landsat ETM与实测光谱估测太湖叶绿素及悬浮物含量[J]. 湖泊科学, 2005, 17(2): 97-103.]
- [14] Wang Lei. Inversion model of suspended matter concentration in Meiliang Bay based on measured spectrum [D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2012. [王磊. 基于实测光谱的梅梁湾悬浮物浓度反演模型研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2012.]
- [15] Li Jianhong, Huang Changchun, Cha Yong, *et al.* Yangtze river main stream surface waters spatial variation characteristics of suspended solids and the remote sensing inversion [J]. Journal of Environmental Science, 2021, 42(11): 5239-5249. [李建鸿, 黄昌春, 查勇, 等. 长江干流表层水体悬浮物的空间变化特征及遥感反演[J]. 环境科学, 2021, 42(11): 5239-5249.]
- [16] Song K S, Li L, Wang Z M, *et al.* Retrieval of total suspended matter and chlorophyll-a using remote sensing data for drinking water resources [J]. Environ Monit Assess, 2012, 184(3): 1449-1470. DOI:10.1007/s10661-011-2053-3.
- [17] Gitelson A A, Dall'Olmo G, Moses W, *et al.* A simple semi-analytical model for remote estimation of Chlorophyll-a in turbid waters: Validation [J]. Remote Sensing Environment, 2008, 112: 3582-3593. DOI:10.1016/j.rse.2008.04.015.
- [18] Yang W, Matsushita B, Chen J, *et al.* Estimating constituent concentrations in case II waters from MERIS satellite data by semi-analytical model optimizing and look-up tables [J]. Remote Sensing Environment, 2011, 115: 1247-1259. DOI: 10.1016/j.rse.2011.01.007.
- [19] Gao Weicheng, Li Xiuling, Hu Changwei, *et al.* Temporal and spatial variation of suspended matter in large reservoirs in Yimeng Mountains [J]. Environmental Science and Technology, 2018, 41(S2): 80-87. [高炜程, 李修岭, 胡长伟, 等. 沂蒙

- 山区大型水库水体悬浮物的时空变化[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(增刊2): 80-87.]
- [20] Sváb E, Tyler A N, Preston T, *et al.* Characterizing the spectral reflectance of algae in lake waters with high suspended sediment concentrations[J]. Remote Sensing, 2005, 26(5): 919-928. DOI:10.1080/0143116042000274087.
- [21] Aponasenko A D, Shchur L A, Lopatin V N. Relationship of the chlorophyll content with the biomass and disperse structure of phytoplankton[J]. Doklady Biological Sciences, 2007, 412: 61-63. DOI:10.1134/S0012496607010206.
- [22] Li Suju, Wu Qian, Wang Xuejun, *et al.* Relationship between phytoplankton chlorophyll content and reflectance spectral characteristics in Chaohu Lake [J]. Journal of Lake Sciences, 2002, 14(3): 228-234.[李素菊, 吴倩, 王学军, 等. 巢湖浮游植物叶绿素含量与反射光谱特征的关系[J]. 湖泊科学, 2002, 14(3): 228-234.]
- [23] Xu Jingping, Zhang Bai, Lin Yu, *et al.* Inversion of suspended matter content and transparency from hyperspectral data in Shoukoumen Reservoir, Jilin Province [J]. Journal of Lake Sciences, 2007, 19(3): 269-274.[徐京萍, 张柏, 蔺钰, 等. 结合高光谱数据反演吉林石头口门水库悬浮物含量和透明度[J]. 湖泊科学, 2007, 19(3): 269-274.]
- [24] Zhao Lina, Wang Yannan, Jin Qi, *et al.* Classification and inversion of lake suspend concentration based on GOCI image [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(16): 5528-5536.[赵丽娜, 王艳楠, 金琦, 等. 基于GOCI影像的湖泊悬浮物浓度分类反演[J]. 生态学报, 2015, 35(16): 5528-5536.]
- [25] Doxaran D, Froidefond J M, Lavender S, *et al.* Spectral signature of highly turbid waters Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations [J]. Remote Sens. Environment, 2002, 81: 149-161. DOI: 10.1016/S0034-4257(01)00341-8.
- [26] Song K S, Li L, Wang Z M, *et al.* Retrieval of total suspended matter and chlorophyll-a using remote sensing data for drinking water resources. Environ [J]. Monit Assess, 2002, 184(3): 1449-1470. DOI:10.1007/s10661-011-2053-3.
- [27] Le Chengfeng, Li Yunmei, Zha Yong, *et al.* Influence of suspended matter on water ecological environment in Taihu Lake and its hyperspectral inversion[J]. Chinese Journal of Environmental Sciences, 2008, 28(10): 2148-2155.[乐成峰, 李云梅, 查勇, 等. 太湖悬浮物对水体生态环境的影响及其高光谱反演[J]. 环境科学学报, 2008, 28(10): 2148-2155.]
- [28] Li Yunliang, Zhang Yunlin. Inversion of suspended matter and chlorophyll a concentration in Taihu Lake in summer based on TM image[J]. Remote Sensing Information, 2008(6): 22-27, 80.[李云亮, 张运林. 基于TM影像的太湖夏季悬浮物和叶绿素a浓度反演[J]. 遥感信息, 2008(6): 22-27, 80.]
- [29] Miehl P, Livesley S J, Liw C, *et al.* Quantifying uncertainty from large-scale model predictions of forest carbon dynamics. Global Change Biol, 2006, 12: 1421-1434. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01176.x.
- [30] Pulliainen J, Kallio K, Eloheimo K, *et al.* A Semioperative approach to lake water quality retrieval from remote sensing data[J]. The Science of the Total Environment, 2001, 268: 79-93. DOI:10.1016/S0048-9697(00)00687-2.
- [31] Cao Yin, Ye Yuntao, Zhao Hongli, *et al.* Analysis of the relationship between the measured hyperspectral data and suspended matter concentration and turbidity in Nansi Lake[J]. Hydro-power and Energy Science, 2016, 34(1): 40-44.[曹引, 冶运涛, 赵红莉, 等. 南四湖水体实测高光谱与悬浮物浓度及浊度关系分析[J]. 水电能源科学, 2016, 34(1): 40-44.]
- [32] Sun Deyong, Li Yunmei, Wang Qiao, *et al.* Remote sensing estimation of suspend matter concentration in Taihu Lake based on measurements of hyperspectral data[J]. Journal of Infrared and Millimeter Waves, 2009, 28(2): 124-128.[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.]
- [33] Paerl H, Paul V J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria[J]. Water Research, 2012, 46: 1349-1363. DOI:10.1016/j.watres.2011.08.002.
- [34] Doron M, Bélanger S, Doxaran D, *et al.* Spectral variations in the near-infrared ocean reflectance[J]. Remote Sensing Environment, 2011, 115, 1617-1631. DOI: 10.1016/j.rse. 2011. 01.015.
- [35] Cao Yin, Ye Yuntao, Zhao Hongli, *et al.* Inland water quality parameters set modeling method based on remote sensing inversion[J]. Chinese Journal of Environmental Sciences, 2017, 37(10): 3940-3951.[曹引, 冶运涛, 赵红莉, 等. 内陆水体水质参数遥感反演集合建模方法[J]. 中国环境科学, 2017, 37(10): 3940-3951.]
- [36] Yang Ting, Zhang Hui, Wang Qiao, *et al.* Partitioning of suspended matter concentration and transparency in Taihu Lake based on measured hyperspectral data[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2011, 27(4): 21-26.[杨婷, 张慧, 王桥, 等. 基于实测高光谱数据的太湖悬浮物浓度与透明度分区[J]. 生态与农村环境学报, 2011, 27(4): 21-26.]