基于 GF-1 号遥感影像的武汉市及周边湖泊综合营养 状态指数反演^{*1}

周亚东^{1,2} 何报寅^{1*} 寇杰锋^{1,2} 粱胜文³ 胡世祥³ 胡柯³

(1. 中国科学院测量与地球物理研究所,湖北武汉 430077;

2. 中国科学院大学,北京100049;

3. 武汉市环境监测中心,湖北武汉 430062)

【摘 要】:湖泊水体富营养化的监测评价是湖泊水资源管理和水环境保护的基础性工作。基于 GF-1 号 WFV 遥感 影像和综合营养状态指数法,通过 82 个站点实测数据建立多元线性回归和 RBF 神经网络模型,对武汉市及其周边 地区主要湖泊综合营养状态指数进行了反演。反演的结果显示,武汉市及周边大部分湖泊水域处于轻度富营养和中 营养状态,局部湖区为中度富营养状态。验证结果表明:GF-1 号 WFV 多光谱数据用于监测大面积湖群水质变化是可 行的;两种模型都可以建立实测数据与遥感信息的函数关系,根据函数可以反演湖泊水质综合营养状态指数,进而 实现大面积湖泊水质动态监测;而 RBF 神经网络模型预测的 R2 为 0.7423,均方根误差为 3.72,其反演精度更高, 更适合于监测内陆湖泊水质变化。

【关键词】:武汉市; GF-1 号; 湖泊水质反演; 营养状态指数; RBF 神经网络

【中图分类号】:X832【文献标识码】:A【文章编号】:1004-8227 (2018) 06-1307-08

DOI:10.11870/cjlyzyyhj201806014

近年来,受强烈的人类活动和全球变化的影响,我国特别是长江中下游的湖泊水质有所降低,水体富营养化严重,湖泊生态与环境遭受严重破坏,严重制约着湖区社会经济的可持续发展。传统的人工实地采样分析和定点监测耗时耗力,同时并不能反映湖泊的整体水质空间分布状况。卫星遥感技术具有大范围、周期性和快速的特点,水质遥感反演可以快速、及时地详细反映整个湖泊或者整个区域内湖泊水质的空间分布状况^[11],可以弥补常规监测的不足,同时可以节约大量人力、物力和财力,是水环境监测不可或缺的手段。

与海洋相比,内陆湖泊大部分水质组分复杂,光谱特征也比较复杂,属于水色遥感中的II类水体。而且,相对于海洋而言,内陆湖泊水体面积较小且水质变化较快,其水质遥感监测就必须要求遥感数据不仅具有较高的空间分辨率,而且需要较高的时

¹ 收稿日期:2017-08-10; 修回日期:2017-09-25

基金项目:湖北省技术创新专项重大项目(2016ACA168);国家自然科学基金项目(51079137);武汉市科技局重大科技攻关专项 作者简介:周亚东(1992~),女,硕士研究生,主要从事环境遥感研究. E-mail:zhouyadong15@sina.com *通讯作者 E-mail:heby@whigg.ac.cn 间分辨率。GF-1号卫星于 2013 年 4 月成功发射,搭载了两台 2m 分辨率全色/8m 分辨率多光谱相机,四台 16m 分辨率多光谱相 机,重访周期为 4d。其中,2m 分辨率全色和 8m 分辨率光谱影像幅宽为 60km,16m 分辨率多光谱相机通过 4 台相机视场拼接实 现大视场观测,幅宽为 800km,是国际同类分辨率相机最宽的。因此,GF-1号实现了较高时间分辨率和高空间分辨率的完美结 合,有助实现大范围湖群水环境的宏观监测和评价,提高内陆湖泊水质监测的精度。朱云芳等^[2]基于 GF-1号和神经网络进行太 湖叶绿素 a 反演,得出较好的反演结果;朱利等^[3]利用 GF-1号卫星数据对太湖的一些关键水质参数进行反演,反演结果与常规 监测也符合;王景琪^[4]利用 GF-1号对鄱阳湖水体叶绿素进行反演,通过影响决策树分类结果与模型反演结果对比发现反演结果 总体良好;谌沁祎^[5]以 GF-1WFV 为数据源,实现了 2013~2014 年官厅水库水体悬浮物浓度时间序列反演。

现有文献报道中,大多为对单个湖泊进行某个或几个水质参数进行遥感反演,而综合营养状态指数是评价水体营养化水平的法定指标,它是水体叶绿素 a (Chla)、总磷(TP)、总氮(TN)、透明度(SD)、高锰酸盐指数(COD₄₆)的综合反映,其本身包含了叶绿素 a 和透明度 2 个主要的水色参数,因此可以通过遥感进行间接反演。武汉市雅称"百湖之市",是全国湖泊数量最多的城市之一,湖泊是武汉市的名片,湖泊生态与环境状况不仅影响城市社会经济的可持续发展,更关乎武汉市的形象^[6]。本文基于GF-1号宽覆盖(Wide Field of View,WFV)16m 多光谱遥感影像,以武汉市及周边主要湖泊群为研究对象,应用多元线性回归与RBF 神经网络技术通过学习训练,建立反演模型,然后对这些湖泊的综合营养状态指数进行反演,并对两个模型的反演结果进行验证和评价。研究结果可为武汉市湖泊水环境的保护和可持续发展提供支持。





Fig. 1 Distribution of monitoring sites

1数据与方法

1.1 数据与来源

遥感影像来源于中国资源卫星应用中心(http://www.cresda.com/CN/),数据为2017年2月27日的GF-1号传感器WFV2 获取的16m分辨率多光谱图像。为覆盖整个武汉市地区和其周边的主要湖泊,本文选取的两幅影像中心经纬度为114.1°E、30.9°N,113.7°E、29.3°N。本文所使用的地面监测数据由武汉市环境监测中心提供,每个站点水质测量均由环境监测中心的专业 人员完成,测量的主要水质参数包括:pH指数、透明度(SD)、溶解氧(DO)、叶绿素 a(Chla)、总磷(TP)、总氮(TN)、高锰酸盐指数(CODMn)、电导率,监测时间为2017年3月1日~3月3日。由于武汉市环境监测中心单数月上旬的水质数据比较全面,因此 选择距离2月27号日期最近的3月1日~3日的地面监测数据。

1.2 数据处理

本文对 GF-1WFV2 遥感影像的预处理主要包括辐射定标、大气校正和镶嵌掩膜。

1.2.1 辐射定标

直接获取的 GF-1 号 WFV2 影像的像元值是经过量化的、无量纲的 DN 值,而进行水质监测需要用到的是绝对辐射亮度值,辐射定标就是从 DN 值转化为辐亮度值的过程。该过程可以在 ENVI 中利用绝对定标系数和辐射定标公式(1)完成。

式中:L(λ)为转换后辐亮度(W・m⁻²・sr⁻¹・μm⁻¹); DN 为卫星载荷观测值; Gain 为波段增益(W・m⁻²・sr⁻¹・μm⁻¹); Bais 为波段偏离值(W・m⁻²・sr⁻¹・μm⁻¹)。Gain 可在中国资源卫星(http://www.cresda.com/CN/Downloads/dbcs/index.shtml) 查询得到,最近公布的 2016 年 WFV2 传感器 band1-band4 的波段增益值分别为 0.1973、0.1714、0.15、0.1572, 偏离值均为 0。

1.2.2 大气校正

大气校正的目的是消除大气分子散射和光照等因素对地物反射的影响,获得地物真实反射率^[2],该过程使用 ENVI 中的 FLASH 大气校正模块来实现。

1.2.3 镶嵌和掩膜

为得到整个武汉市及其周边主要的湖泊,如梁子湖、洪湖等,需要将辐射定标和大气校正后的两幅影像进行镶嵌和拼接。 由于水质反演模型仅适用于湖泊纯水体像元部分的运算,因此需要提取纯水体,即尽可能去掉陆地和水体混合像元,采用阈值 法对镶嵌后的影像进行掩膜,得到武汉市及其周边地区的湖泊水体分布图像。

1.3 研究方法

1.3.1 综合营养状态指数法

本文采用国家环境保护部环境监测总站颁布的《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定(总站生字 [2001]090)》中的综合营养状态指数法(Trophic Level Index, TLI)^[8],根据站点的实测数据来计算湖泊综合营养状态指数和分级,即TLI<30为贫营养,30<TLI<50为中营养,50<TLI<60为轻度富营养,60<TLI<70为中度富营养,TLI>70重度富营养。

综合营养状态指数(TLI)计算公式为:

$$TLI(\sum_{j=1}^{m}) = \sum_{j=1}^{m} W_j \cdot TLI(j)$$
 (2)

式中:TLI(Σ),综合营养状态指数; W_j,第 j 种参数的营养状态指数的相关权重; TLI(j)代表第 j 种参数的营养状态指数。 以叶绿素(Chla)作为基准参数,则第 j 种参数的归一化的相关权重计算公式为:

$$W_{j} = \frac{R_{j}^{2}}{\sum_{j=1}^{m} R_{j}^{2}}$$
(3)

式中:R_j, 第 j 种参数与基准参数 Chla 的相关系数; m, 评价参数的个数。

中国湖泊(水库)的 Chla 与其他参数之间的相关关系及见下表,表中 r_{ij}来源于中国 26 个主要湖泊调查数据的计算结果^[8]。

参数	Chia	TP	TN	SD	COD_{Mn}
$\boldsymbol{\gamma}_{ij}$	1	0.84	0.82	-0.83	0.83
γ_{ij}^2	1	0.705 6	0.672 4	0.688 9	0.688 9

表1 中国湖泊(水库) 部分水质参数与 Chla 的相关关系

湖泊(水库)富营养化状态评价的指标为叶绿素 a(Chla)、总磷(TP)、总氮(TN)、透明度(SD)、高锰酸盐指数(COD_h)。

各营养状态指数计算公式为:

TLI(Chla) = 10(2.5 + 1.086lnChla)(4) TLI(TP) = 10(9.436 + 1.624lnTP)(5) TLI(TN) = 10(5.453 + 1.694lnTN)(6) TLI(SD) = 10(5.118 - 1.94lnSD)(7) TLI(CODMn) = 10(0.109 + 2.661lnCOD)(8) 综合营养状态指数计算如下:

$$TLI(\sum) = \sum_{j=1}^{m} W_{j} \cdot TLI(j) = 0.266 \ 3TLI(Chla) + 0.187 \ 9TLI(TP) + 0.179 \ 0TLI(TN) + 0.183 \ 4TLI(SD) + 0.183 \ 4TLI(COD_{Mn})$$
(9)

式中:叶绿素单位为 mg/m³,透明度 SD 的单位为 m;其它指标单位均为 mg/L。样本点的水体综合营养状态指数 (TLI) 就可根据式 (9) 计算得出。计算结果得到 94 个站点的 TLI (chal)、TLI (TP)、TLI (TN)、TLI (SD)、TLI (COD)、TLI (ε),由于该站点数据 顺序本身为随机排列,下面将其分为 A、B 两组,前 82 个数据为 A 组,用于模型的训练和构建;后 12 个作为 B 组,用于评估验 证模型的预测精度。

1.3.2 基于多元线性回归分析的水质综合营养状态指数反演

本文基于 GF-1 号的 4 个波段, 4 个波段的波长分别为: band1 (0.45~0.52 µm)、band2 (0.52~0.59 µm)、band3 (0.63~0.69 µm)、band4 (0.77~0.89 µm)。水体的光谱特征实际上是由水体本身的物质组成所决定的,比如,叶绿素 a 在 0.44 µm 附近和 0.55 µm 附近会出现反射峰,0.68 µm 左右也有明显的荧光峰^[9]。就 GF-1 号而言,band1、band2 和 band4 与悬浮物的相关性较 高^[9]; band2 和 band3 对叶绿素 a 的变化比较敏感。因此,本文选取 GF-1 号的 4 个波段进入模型,由于多波段组合可以部分消 除水表面光滑度和微波随时空变化的干扰,为更好的模拟各波段组合与 TLI 之间的关系,下面将所获取的对应站点的波段信息 进行差值、比值,对数等组合后计算与 TLI 的相关系数,考虑到不重复选取相同波段组合的因子,最后选取 B4-B2、B3-B2、B2/B1、LN (B4) /LN (B2)进入模型。

	系数	标准误差	P 值	多元线性回	归统计
常数项	44.039	19. 457	0.027	R	0.657
B1	0.233	0.091	0.013	R^2	0. 432
B2	-0.293	0.062	0.000	标准误差	4.886
B3	0.072	0.053	0.181	样本数	82
B4	0.079	0.040	0.055		

表2 多元线性回归模型拟合结果

本试验选择多元线性回归建立 GF-1 号影像的辐亮度值 TLI 的关系,进而反演整个武汉市及其周边主要湖泊的水质营养状态 指数。由于选出的 4 个因子 B4-B2、B3-B2、B2/B1、LN(B4)/LN(B2) 与 TLI 之间进行的多元线性回归关系拟合,其模型 R² 仅为 0.211, 而遥感影像 band1-4 的 DN 值与 TLI 之间进行多元拟合的 R2 可达 0.432。因此选择前 82 个站点对应像元的 4 个波段值作为自变 量,TLI 作为因变量,进行多元线性回归分析,模型拟合结果和检验值见表 2。因此,4 个波段对应站点的辐射亮度值与 TLI 之 间的关系为:

$y = 0.233 \cdot B1 - 0.293 \cdot B2 + 0.072 \cdot B3 + 0.079 \cdot B4 + 44.039$ (10)

1.3.3 基于 BRF 神经网络的水质综合营养状态指数反演

内陆湖泊大多为II 类水体,水体光谱特征非常复杂,水质组分相互影响,用简单的线性关系并不能准确表达辐亮度值与水体组分之间的关系^[9,10]。径向基函数(Radial Basis Function, RBF)网络是神经网络的一种,RBF 网络是一种局部逼近的神经 网络。RBF 网络的神经元个数可能要比 BP 的神经元个数要多,网络的训练时间要少,学习速度更快,且函数的逼近能力、模式 识别的能力都优于后者^[11,12]。现有的理论已经证明:具有偏差和至少一个 S 型函数的隐含层加上一个线性输出层的网络,能够 逼近任何有理函数,因此用神经网络模型来进行水质参数的遥感反演在理论上是完全行的通的^[8,13]。在神经网络训练样本的输入层中,选取与 TLI 相关性较好的 4 个因子:B4-B2、B3-B2、B2/B1、LN(B4)/LN(B2)。

本实验基于 MATLABR2012b 提供的神经网络工具箱, matlab 提供的 newrb()函数可以自动增加网络的隐层神经元数目直到均 方差满足所要求的精度或者神经元数数目达到最大为止。函数具体实现过程如下:

(1)对原始数据进行归一化处理:利用 mapminmax 函数,将网络的输入项和输出项分别归一化到 [-1,1],使样本处于同一数量级,加快收敛速度,提高网络的泛化能力。

(2)选择训练样本和验证样本:为了和上文提到的多元线性回归模型进行较好的对比,选取表 4 中的前 82 个样本作为训练样本,其余 12 个样本作为模型精度的验证样本。

(3)利用 matlab 工具箱中的 newrb 函数来构建神经网络。将 GF-1 号 2017 年 2 月 27 日卫星影像各波段归一化后的各个采样 点的 DN 值以及归一化后的 2017 年 3 月 1 日~3 月 3 日对应采样点水体综合营养状态指数作为输入数据数据集(82 个训练样本), 用来训练网络,得到 RBF 神经网络模型。

(4)神经网络的训练样本的输入层为前82个站点对应像元的4个波段值,输出层为TLI值。在网络构建中,当选择goal=0.1, spread=1.2时,均方根误差RMSE达到最小。应用 sim 函数进行仿真,反归一化后得到水体富营养化的空间分布图。

站点名称	多元线性回归			RBF 神经网络					
	天 侧 ILI	预测 TLI	MAE	MRE	RMSE	预测 TLI	MAE	MRE	RMSE
月湖湖心	50.71	54.12	3.41	6.73		50. 32	0.39	0.76	
晒湖湖心	52.20	61.37	9.17	17.57		54. 59	2.39	4.57	
紫阳湖湖心	61.36	60. 47	0.88	1.44		58.37	2.99	4.87	
李家墩	61.37	64.38	3.00	4.89		57.50	3.87	6.30	
张家大湖湖心	58. 52	52.08	6.44	11.00		56.45	2.07	3.54	

表3 模型预测与误差对比

西梁子湖湖南	43.56	46.67	3.10	7.12		44. 62	1.06	2.42	
牛山湖心	44. 25	49.28	5.02	11.35		47. 58	3.33	7.52	
金口后湖湖心	56.70	56.35	0.34	0.61		56. 55	0.15	0.27	
胜家海湖心	60.04	57.37	2.66	4.43		58.72	1.32	2.20	
长湖湖心	62.80	59.05	3.75	5.97		56.76	6.04	9.61	
朱家湖湖心	49.85	54.76	4.90	9.84		55. 52	5.67	11.37	
新洲武湖湖心	46.83	50. 47	3.64	7.77		53.84	7.01	14.96	
平均误差			3.86	7.39	4.48		3.02	5.70	3.72

表 4 主要湖泊各营养状态级别水体占总面积的百分比

湖泊	遥感水面面积 (km ²)	中营养(%) 30 ≤ TLI≤50	轻度富营养(%) 50 <tli≤60< th=""><th>中度富营养(%) 60<tli≤70< th=""><th>重度富营养(%) TLI>70</th></tli≤70<></th></tli≤60<>	中度富营养(%) 60 <tli≤70< th=""><th>重度富营养(%) TLI>70</th></tli≤70<>	重度富营养(%) TLI>70
洪湖	368.63	1.37	94. 57	4.00	0.06
梁子湖	252.86	70.77	23.47	5.69	0.07
斧头湖	112.76	6.40	77.67	15.62	0.30
西凉湖	60. 24	1.39	90.67	7.86	0.09
牛山湖	52.74	45.29	54.37	0.33	0.00
汤逊湖	44.35	0.11	94.24	5.48	0.17
鲁湖	39. 39	8.65	91.35	0.00	0.00
涨渡湖	34. 76	0.73	99.25	0.02	0.00
东湖	29. 24	0.01	95.99	3.99	0.01
武湖	25.11	22.60	77.26	0.14	0.00
豹澥湖	15.45	3.20	96.64	0.16	0.00
后湖	15.08	12.89	87.10	0.01	0.00
严西湖	12.98	0.60	95.59	3.81	0.00
小爹湖	9.15	33. 26	66.35	0.35	0.04
南湖	7.63	0.00	56.08	37.28	6.64
严东湖	7.45	0.00	99.98	0.02	0.00
墨水湖	3.13	0.00	54.11	45.24	0.66
沙湖	2.90	0.00	98.81	1.19	0.00

2 结果与验证

2.1 模型预测结果与误差

利用上式(9)多元线性回归模型与搭建的 BRF 神经网络对表 3 中的 B 组 12 个站点的 TLI 进行预测,并与基于综合营养状态 指数法计算所得的实测 TLI 进行对比,结果表明:

(1) 多元线性回归模型的平均绝对误差(MAE)、平均相对误差(MRE)和均方根误差(RMSE)分别为: 3.86、7.39%和4.48; RBF神经网络模型预测结果的MAE、MRE、RMSE分别为3.02、5.7%和3.72,均低于多元线性回归模型。

(2)继续根据由实测点和预测点的 TLI 值检验发现,神经网络模型的 R²为 0.7423,高于多元线性回归模型的 0.6033,BRF 神经网络相对于多元线性回归模型更能准确的反演湖泊的水质营养状态指数。



Fig. 2 Model prediction and measured values (A-Training samples, B-Prediction sample)

2.2 模型反演结果与分析

多元线性回归模型和 BRF 神经网络模型反演的综合营养状态指数 (TLI)结果如图 3~4 所示。两种模型的湖泊水质分布图在 整体上是一致的。从 2017 年 2 月 27 日卫星遥感监测情况看,武汉市及周边大部分湖泊水域的 TLI 处在 30~60 之间,即主要为 轻度富营养和中营养状态。但有局部水体和湖汊 TLI 大于 60,富营养化程度较重,呈现中度富营养化状态,如南湖和墨水湖的 近一半水域、东湖的庙湖和喻家湖水域、汤逊湖西部的湖汊谭家湾以及藏龙岛大道以东的青龙咀水域、斧头湖的西北部和南部 局部水域、梁子湖东南部太和镇附近水域、严西湖西部和北部局部湖汊、西凉湖北部洪湖西北部局部水域。处于中营养状态、 水质相对良好的水域主要为:梁子湖除东南部外的大部水域、牛山湖主体水域、野猪湖大部水域、武湖部分水域、小奓湖、官莲 湖部分水域、宝安湖部分水域。





Fig. 3 TLI inverted by BRF neural network





按照《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定(总站生字 [2001] 090)》,基于多元线性回归模型反演所得结果,在 ArcGIS 中应用空间统计工具,对部分主要湖泊各营养状态等级面积进行统计,见表 4。

2.3 反演结果验证

水质变化相对比较缓慢,一般根据丰水期和枯水期来判断,武汉市的湖泊在2月底~3月初尚处于枯水季节,因此上节的实验结果可根据湖北省环境保护厅官网http://report.hbepb.gov.cn公布的2017年2月份的主要的几个湖泊的水质营养状态和等级来验证反演结果。验证结果如表6,验证结果表明多元线性回归模型和RBF神经网络所反演的营养状态指数(TLI)与环保 厅公布的结果有所差值,相对而言,BRF神经网络的预测结果更接近公布TLI值;根据TLI值划分的营养状态级别与环保厅公布的结果完全一致,两种模型可用于基于GF-1号遥感影像的武汉市及其周边湖泊水质营养状态指数反演。

湖泊	测占夕む	湖北省3	湖北省环保厅公布结果		多元线性回归结果		BRF 神经网络预测结果	
	例点石称 —	TLI	营养状态级别	TLI	营养状态级别	TLI	营养状态级别	
	西梁子湖湖心	39.9	中营养	42.3	中营养	40. 7	中营养	
	牛山湖心	41.8	中营养	47.6	中营养	46.1	中营养	

梁子湖	西梁子湖湖南	43.0	中营养	46.7	中营养	45.1	中营养
	西梁子湖湖北	42.9	中营养	44.9	中营养	43.6	中营养
	东梁子湖湖心	37.4	中营养	44.7	中营养	41.2	中营养
<i>상</i> 시 \Jn	江夏湖心	50.1	轻度富营养	54.2	轻度富营养	52	轻度富营养
斧头湖	咸宁湖心	39.0	中营养	45.6	中营养	43.7	中营养

3 结论与讨论

(1)反演的结果显示:武汉市及周边大部分湖泊水域的综合营养状态指数处于 30~60 之间,即主要为轻度富营养和中营养状态。对于大部分湖泊,尤其是位于武汉市城区内的湖泊,水体的综合营养状态指数呈现从湖汊到湖中心递减的规律,这也表明人类活动特别是一些不合理的排污方式直接加重了湖区边缘水质的恶化。对于几个主要的湖泊:洪湖 90%以上水体均为轻度富营养;梁子湖 70%的水体为中营养,23%为轻度富营养;斧头湖 77%的水体为轻度富营养,15%的水体为中度富营养;东湖、汤逊湖、豹澥湖水体的 90%以上均呈现轻度富营养。

(2)基于 GF-1 号 WFV2 的多光谱遥感影像建立的多元线性回归模型和 BRF 神经网络模型反演武汉市及其周边湖泊水体富营养 化状态指数是可行的。内陆水体一般面积较小、光学特征复杂,而一些水质参数的空间分布变化却比较大,GF-1 高时空分辨率 和宽覆盖 WFV 数据为大范围监测湖泊及湖群的水环境质量提供了可靠的新的遥感数据。

(3)整体上而言,多元线性回归和 BRF 神经网络模型都能够实现湖泊营养化状态指数的反演和水质状态的评价。BRF 神经网络所反演的湖泊水体营养状态指数更接近实际 TLI。武汉市及其周边地区的湖泊水体的光谱特征受悬浮物和黄色物质等水质参数的影响,光学特征复杂,而 RBF 神经网络具有模拟复杂非线性问题的优点,相比多元线性回归模型,结果精度更高,误差更小,更适合于内陆湖泊水质反演。

(4)本文使用遥感影像图幅范围包括长江和汉江的部分河段,但由于长江和汉江水体相对湖泊而言流动性较强,某些河段泥 沙含量较高或较低,在用综合营养状态指数法评价时可能出现 TLI 过低或过高的情况,因此文中两种模型所反演的结果并不适 用于长江和汉江。本文根据 2017 年 2 月 27 日 GF-1 号卫星遥感影像提取湖泊水体,由于是提取纯水体像元,又处在枯水期,计 算和统计的面积也可能比官方公布的湖泊面积略小。

(5)本文基于 4 个波段的像元值搭建模型,虽然在预处理时对影像进行了快速 FLAASH 大气校正,但大气的众多不确定性对 单个波段的像元值影响比较大,进而影响模型的精度,利用最佳波段比和波段组合建立模型也是以后研究的重点;实测数据点 位众多,往往需要 2~3d 才能完成测量,时间上的不完全匹配也影响模型预测的精度。另外,反演使用的数据是 2 月底的影像, 本文的反演结果仅反映冬季枯水期的湖泊水质营养状态分布情况,而随着季节推移,全年尺度下的湖泊营养状态指数可能有所 变动,建立精度较高、不受时空制约、普适性的水质反演模型是后续研究工作的重点。

参考文献:

[1] 马荣华,段洪涛,唐军武,等著. 湖泊水环境遥感 [M]. 科学出版社, 2010.

MA R H, DUAN H T, TANG J W, et al. Remote sensing on water environment of Lakes [M]. Sciences Press, 2010.

[2] 朱云芳,朱利,李家国,等. 基于 GF-1 WFV 影像和 BP 神经网络的太湖叶绿素 a 反演 [J]. 环境科学学报,2017, 37(01):130-137.

ZHU Y F, ZHU L, LI J G, et al. The study of inversion of chlorophyll a in Taihu based on GF-1 WFV image and BP neural network [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37(01) : 130-137.

[3] 朱利,李云梅,赵少华,等. 基于 GF-1 号卫星 WFV 数据的太湖水质遥感监测 [J]. 国土资源遥感,2015,27(1): 113-120.

ZHU L, LI Y M, ZHAO S H, et al. Remote sensing monitoring of Taihu Lake water quality by using GF-1 satellite WFV data [J]. Remote sensing for Land and Resources, 2015, 27(1) :113-120.

[4] 王景琪. 基于 GF-1 影像的鄱阳湖水体叶绿素反演及光谱形态分类研究 [D]. 东华理工大学, 2016.

WANG J Q. Poyang Lake water chlorophyll inversion and spectral shape classification based on GF-1 image [D]. East China University of Technology, 2016.

[5] 谌沁祎. 基于 GF-1 WFV 影像的官厅水库悬浮物浓度反演及时空变化研究 [D]. 东华理工大学, 2015.

CHEN Q W. The study on retrieval and temporal and spatial variation of total suspended matter concentration over Guanting Reservoir based on GF-1 WFV [D]. East China University of Technology, 2015.

[6] 张欢. 近十年武汉市中心城区湖泊生态环境演变 [D]. 华中师范大学, 2012.

ZHANG H. Lake ecological environment evolution of Wuhan center city during near 10 years [D]. Central China Normal University, 2012.

[7] 何报寅. 内陆水体水质遥感监测研究 [D]. 武汉大学, 2008.

HE B Y. Remote sensing monitoring of inland water quality [D]. Wuhan University, 2008.

[8] 金相灿. 中国湖泊环境 [M]. 海洋出版社, 1995.

JIN X C. The lake environment of China [M]. Ocean Press, 1995.

[9] 任春涛. 基于遥感监测的湖泊富营养化状态的模糊模式识别研究 [D]. 内蒙古农业大学, 2007.

RENCT. Fuzzy pattern of Lake Trophic Status based on remote sensing technology [D]. Inner-Mongolia University of Technology, 2007.

[10] 王建平,程声通,贾海峰,等. 用 TM 影像进行湖泊水色反演研究的人工神经网络模型 [J]. 环境科学,2003, 24(2):73-76.

WANG J P, CHENG S T, JAI H F, et al. An artificial neural network model for lake color inversion using TM imagery [J]. Environmental Science, 2003, 24(2) : 73-76.

[11] 蒋佰权. 人工神经网络在水环境质量评价与预测上的应用 [D]. 首都师范大学, 2007.

JIANG B Q. The application of Artificial Neural Networks in water environment quality evaluation forecasting [D]. Capital Normal University, 2007.

[12] 许东. 基于 MATLAB6. X 的系统分析与设计: 神经网络 [M]. 西安电子科技大学出版社, 1998.

XU D. System analysis and design based on MATLAB 6. x: neural network [M]. Xidian University Press, 1998.

[13] 杨柳,韩瑜,汪祖茂,等. 基于 BP 神经网络的温榆河水质参数反演模型研究[J]. 水资源与水工程学报,2013(06): 25-28.

YANG L, HAN Y, WANG Z M, et al. Study on retrieval model of water quality parameter in Wenyu River based on BP neural network [J]. Journal of Water Resources & Water Engineering, 2013(06) : 25-28.