

内陆水体环境遥感监测研究评述

黄耀欢, 王 浩, 肖伟华, 秦大庸

(中国水利水电科学研究院 水资源研究所, 北京 100038)

摘 要: 应用遥感技术进行水质监测较常规监测具有巨大优势, 能快速、大尺度、低成本的监测水质参数在时空上的变化状况。本文首先简要阐述了内陆水体环境遥感监测的基本原理; 其次, 介绍了常用水质参数的遥感监测研究现状, 包括叶绿素 a ($Chl-a$)、悬浮物 (SS)、有色可溶性有机物 ($CDOM$) 以及总磷 (TN)、总氮 (TP) 等其他水质参数, 并将其划分为经验模型和生物光学模型两种监测方法; 再次, 对常用的遥感数据源进行了介绍和优缺点的评述; 最后, 讨论了内陆水体环境遥感监测误差来源, 并对今后内陆水体环境遥感监测研究重点进行了展望。

关 键 词: 水体环境; 水质参数; 遥感监测

1 引言

水体环境恶化造成的水质型缺水已成为缺水的一个重要原因, 河流、湖泊、水库、河口和海洋水质恶化是全世界关心的主要问题之一^[1-3]。对内陆水体(河流、水库、湖泊、河口)的水质评价通常是用水体中的各种杂质的成分和数量建立相应的水质指标来进行。现如今获得各种水质参数的信息主要还是采用基于实时实地的常规水质监测, 通过各种高精度仪器和化验分析技术对水样数据进行水质参数提取。常规的水质监测方法虽然具有监测水质参数多、精度较高等优点, 但其费时费力, 所获得的数据只能代表相应的采样点的水体环境状态, 并不能对整体内陆水体环境进行评价, 此外, 常规水体采样监测具有时限性, 不适用于长时间序列的水质变化和污染物迁移分析。常规水质监测的时空局限性使其很难满足大量的水质监测应用要求。

遥感技术具有的快速、大范围、低成本和周期性的特点, 可以有效地监测水体表面水质参数在空间和时间上的变化状况, 还能发现一些常规方法难以揭示的污染源和污染物迁移特征, 具有不可替代的优越性^[4]。自上世纪 70 年代以来, 内陆水体遥感水质监测从简单定性分析发展到定量反演, 从具有时空局限性的经验模型到广泛适用的生物光学模型不断的拓宽了遥感水质监测的应用前景。此外, 随着各种遥感数据源特别是高光谱遥感数据的涌

现以及对各种水质参数光谱的了解不断深入, 遥感水质监测的参数不断增加, 反演的精度也不断提高。通过遥感技术进行内陆水质进行检测有利于国家有关部门快速了解内陆水体环境状况, 并制定相关政策和法规来管理和提高环境质量。

2 内陆水体环境监测的遥感数据源

常用的水体监测遥感数据源可以分为多光谱和高光谱数据, 根据其搭载平台又可分为星载数据、机载数据和地面数据。内陆水体由于受人类活动影响较大, 水体面积相对较小且不连续分布, 因此内陆水体环境的遥感监测所需的遥感数据源不仅需要较高的光谱分辨率而且需要较高的时空分辨率, 在应用中需要根据实际水体情况选取最优的遥感数据源。

2.1 星载遥感数据源

表 1 从光谱分辨率、空间分辨率、水质反演优缺点以及应用概况 4 个方面对 7 种常用星载遥感数据源进行了评述, 包括 TM、MODIS、SPOT、CBERS、NOAA/AVHRR、SeaWiFS、EO-1/Hyperion。

表 1 中的数据源大部分都为多光谱数据, 由于存在光谱分辨率、时间分辨率和空间分辨率的差异, 它们在实际应用中各有优缺点。实际上迄今还没有一种专门针对内陆水体遥感监测的完美星载数据源。

收稿日期: 2009-08; 修订日期: 2010-03.

基金项目: 国家自然科学基金创新研究群体科学基金项目(50721006); 国家重点基础研究与发展计划(973)(2006CB403405)。

作者简介: 黄耀欢(1982-), 男, 安徽黄山人, 博士生, 主要从事水文水资源、地理信息应用技术等方面的研究。

E-mail: huangyh@reis.ac.cn

表 1 常用星载遥感数据源基本情况及其在 inland 水体环境监测中的应用

Tab.1 Introduction of common satellite images and their applications in water quality monitoring

数据源名称	光谱分辨率	空间分辨率 / m	优缺点评述	应用概况
TM	7个波段, 包括3个可见光、1个热红外、3个近红外	15, 30, 60	光谱分辨率太低, 不是理想的数据源, 但具有较高的空间、光谱和辐射分辨率以及性价比, 因此应用比较广泛。	可对透明度、 <i>Chl-a</i> 、 <i>CDOM</i> 、 <i>SS</i> 等进行反演 ^[5-7] 。
MODIS	36个波段, 光谱范围为0.4~14 μm	250, 500, 1000	数据免费接收, 同时具有较高的时间分辨率(一天两次)便于水质的动态监测, 此外还具有较高的光谱分辨率(36波段)和辐射分辨率, 对内陆较大水体极有应用潜力, 但是其空间分辨率太低, 对于水域面积较小的内陆水体来说, 不太适用。	波段8~16对浮游植物和水色敏感, 在MODIS的20、21、23、24四个产品中, 20、21针对 <i>Chl-a</i> , 23针对 <i>SS</i> , 24针对 <i>CDOM</i> ^[8] 。
SPOT	4个波段, 包括3个可见光、1个近红外	10, 20	空间分辨率较高比较适合内陆水体环境的遥感监测, 但是其光谱分辨率太低, 而且数据昂贵。	估算藻类生物参数效果理想, 也可对 <i>SS</i> 监测研究 ^[9] 。
CBERS	11个波段	20, 80, 160, 260	与TM数据类似, 但CBERS数据相对不稳定, 辐射定标和几何定标误差较TM大, 从而影响模型精度。	已有关于 <i>Chl-a</i> 和总氮的监测研究 ^[10] 。
NOAA/AVHRR	5个波段	1100	时间分辨率高, 但光谱分辨率和空间分辨率较低, 在大范围内陆地水体的水质定性分析有一定应用。	已有如水体清澈度, 水华分布监测的研究。
SeaWiFS	8个波段, 1~6波段带宽为20 nm、7、8波段带宽为40 nm	1000, 4000	是SeaStar携带的宽视场海洋水色扫描仪, 很好地应用于海洋水质监测, 各个波段在水质监测都有不同的用途。但由于内陆水体面积小且不均一, 较低的空间分辨率减低了其在内陆水体中的应用范围。	可进行 <i>Chl-a</i> 、 <i>CDOM</i> 、 <i>SS</i> 的监测, 在大范围的均一的水体中应用较好 ^[11] 。
EO-1/Hyperion	220个波段, 光谱范围为0.4~2.5 μm, 光谱分辨率为10nm	30	属于高光谱数据, 其较高的光谱分辨率(10nm)和空间分辨率, 可以细致的反应地物的波谱特征, 对内陆水体的水质监测具有巨大的应用前景, 但由于其幅宽较窄, 只有7.5 km, 限制了其进一步应用。	已有 <i>Chl-a</i> 、 <i>CDOM</i> 、 <i>SS</i> 以及 <i>TN</i> 等的研究 ^[12] 。

2.2 非星载数据源

除了各种卫星数据外,各种机载遥感数据和地面实测波谱数据也可作为内陆水体环境遥感监测的数据源。机载遥感数据如中国的 PHI 及 OMIS、加拿大的 CASI、美国的 AVIRIS、芬兰的 AISA 等,地面实测波谱数据主要是指应用各种地物光谱仪测得的水体光谱数据,如 GER 野外光谱辐射仪、ASD 地物光谱仪、SVC 便携式地物光谱仪等。国内外学者也应用这些数据源进行了诸如 *Chl-a*、*SS*、水体浑浊度、*CDOM* 等水质参数的监测研究^[13-16]。

非星载遥感数据源多为高光谱数据,具有很高的光谱分辨率(通常波段宽度小于 10 nm),能提供连续的地物光谱曲线,如 SVC HR-1024 便携式地物光谱仪就具有 1024 个波段,波段范围为 350~2500 nm。此外由于其传感器更接近于地表,能够最大程度的减小辐射传输中大气的影 响,具有更高的空间分辨率和光谱数据精度。因此,非星载数据源是内陆水体环境遥感监测理想数据源,反演精度远高于星载数据源。同时地物光谱仪所测得光谱数据还可以作为水体的标准光谱数据,从而理解各种地物的光谱特性,提高不同种类遥感数据的分析应用精度,还可以模拟和定标一切成像光谱仪在升空之前的工作性能,如确定传感器测量光谱范围、波段设置和评价遥感数据等^[17]。但是,非星载遥感数据

源的获取每次都需要进行飞行或地面实测,因此费用相对较高,同时由于其搭载平台的限制,使得非星载数据覆盖范围相对较小,成本较高,从而限制了它的广泛应用。

3 inland 水体环境遥感监测指标及其反演方法

常规的水质监测参数较多,由于现阶段的技术局限及对反演机理认识的模糊造成遥感水体环境监测还不能对所有水质参数进行定量反演^[18-21]。但是随着物质光谱特征研究的不断深入、遥感水质反演算法的改进以及各种先进传感器技术的不断应用,遥感可监测的水质参数也不断丰富,包括悬浮物含量、水体透明度、叶绿素 a 浓度、溶解性有机物、水中入射与出射光的垂直衰减系数以及一些综合污染指标,如营养状态指数等^[9,22]。

3.1 叶绿素 a

监测营养程度或叶绿素浓度(藻类/浮游生物数量)是解决湖泊富营养化问题的关键,水中叶绿素浓度是浮游生物分布的指标,是衡量水体初级生产力(水生植物的生物量)和富营养化作用的最基本的指标,监测藻类中的叶绿素 a 浓度是水环境遥感监测的主要项目之一^[23]。叶绿素 a 的遥感监测研究已

较成熟,研究表明叶绿素 a 在 440nm 和 670nm 波长附近有吸收谷,在 550~570nm 和 681~715nm 附近有明显的反射峰^[13-14,24]。*Chl-a* 在 681~700nm 处的反射峰通常被认为是荧光效应造成的,是含藻类水体最明显的光谱特征。

由于叶绿素 a 所特有比较稳定的光谱特征,在内陆水体进行遥感反演时,主要方法就是通过其吸收谷和反射峰所在波段进行组合建立模型。其模型可用式(1)表示:

$$Chl-a=a_1 \times f(R(n_1), R(n_2), R(n_3), \dots, R(n_n)) + a_2 \quad (1)$$

式中: a_1, a_2 为回归系数, $R(n_1) \dots R(n_n)$ 为传感器不同敏感波段, $f(R(n_1), R(n_2), R(n_3), \dots, R(n_n))$ 为不同波段组合建立新变量。 $f(R(n_1), R(n_2), R(n_3), \dots, R(n_n))$ 因波段选取和组合形式不同而异,如比值法^[13-14,25-27],多元线性回归^[5,8],指数回归^[28-29]。

此外,王桥等在对太湖水体遥感监测实验中还应用植被指数的模型^[18],其形式如式(2)所示:

$$Chl-a=a_1 \times v + a_2 \quad (2)$$

式中: a_1, a_2 为回归系数, v 为植被指数。其实质与式子(1)类同,因为植被指数就为对植被反应比较敏感的波段组合计算而成。

由于叶绿素 a 相对稳定波谱特征,使得这种经验的回归方法能够获得很好的反演效果。其遥感反演的关键是根据特定的区域、时间和卫星影像特点进行最佳波段选取。

3.2 悬浮物

悬浮物(SS)是淡水系统地表水中常见的污染物^[1],是指水中固体状的不溶解性物质。悬浮物的浓度、颗粒的大小和及其组成是影响悬浮物光谱反射的主要因素^[30]。在可见光及近红外之间,水体中悬浮物含量增加及悬浮固体粒径增大,使水体反射量逐渐增加,反射峰向红波方向移动,称为红移^[23,31]。Ritchie 等通过实地研究证明波长在 700~800 nm 之间对确定水面悬浮泥沙最有效^[32],Mertes 等指出 650~750 nm 波段范围反射率变化最大,是最适合悬浮固体遥感的波段,当悬浮物含量从 0 mg/L 变化到 1200 mg/L 时,反射率也从 1% 上升到 30%^[33],而 Gitelson 等又指出 700~900 nm 波段范围反射率对悬浮物浓度变化敏感,是遥感估算悬浮物浓度的最佳波段^[34]。造成这种差异的原因是最优波长与悬浮泥沙浓度有关,如果悬浮物浓度在 0~50 mg/L 之间,几乎所有的波长的反射率都与悬浮物浓度有

关,可当悬浮物浓度的上限增加到 200 mg/L 或更高时,由悬浮物引起的反射辐射就会趋于饱和,就必须重新计算与更长波长的反射率之间的关系^[3,6]。

目前进行 SS 反演主要分为经验模型和生物光学理论模型。经验模型是通过遥感数据和地面同步实地测量数据建立相关关系式,如线性模型,对数模型,负指数模型以及统一模型等^[7,35-37]。经验模型反演 SS 与前文提到的选取波段组合建模反演叶绿素 a 类似,最主要问题在于选取的波段以及建立的模型具有地域和时域的局限性,所建立的模型无法推广到其他时空的内陆水体 SS 监测中。生物光学理论模型是通过水体的光学理论和模拟实验建立光辐射与 SS 相关关系,它是以大气物理和海洋光学为基础的,从理论上推导出水体反射率随 SS 浓度变化的基本关系。如 Schiebe 和 Harrington 通过建立物理反射模型估算芝加哥湖 SS, Hoogenboom 基于物理分析方法建立的矩阵反演模型, Zhang 等应用近红外反射率数据建立基于简化参数的生物光学模型对太湖 SS 进行了反演^[15,38-39]。生物光学模型具有严格的理论基础,但是其在一些水体参数测定方面比较困难且其中的机理仍在探索阶段,因此在实际应用中只能通过光学理论模式简化或者统计方法求得回归系数的半经验模型来替代。

3.3 有色可溶性有机物

有色可溶性有机物(CDOM)是一类含有黄腐酸、腐殖酸等物质的溶解性有机物,由于对紫外和蓝光的吸收性强,对黄光波段吸收弱的特性,使其呈现出黄色,因此 CDOM 又称黄色物质。在内陆水体和海湾沿岸带 CDOM 以河流陆源排放为主,可作为海水污染程度的指标。Bricaud 等^[40]提出了适用于 350~700 nm 波段范围的吸收曲线描述方程:

$$A_y(b) = A_y(b_0) \times e^{(-s(b-b_0))} + k \quad (3)$$

式中: $A_y(b)$ 为波长为 b 时的光吸收系数; b_0 为参考波长; s 是吸收系数曲线的指数斜率参数,通常取值在 0.011~0.018 之间,不过 s 取值依赖于波长及研究区域位置和时间; k 为由颗粒物质散射造成的背景散射值。

此外,国内外学者也建立了各种对应于特定区域的遥感反演 CDOM 的检测模型,如 Tassan 利用 SeaWiFS 资料建立了提取那不勒斯海湾的黄色物质在 440 nm 波长的吸收系数模型,如式(4)所示:

$$\lg[A_y(440)] = 3.0 - 1.93 \lg[(R_1/R_3)(R_2/0.5)] \quad (4)$$

式中: R_1, R_2, R_3 分别为 SeaWiFS 波段 1、2、3 的反射率, A_y 为黄色物质吸收系数^[11]。

陈楚群等利用海水有机碳(DOC)代替海水中的黄色物质,通过 670 nm 和 412 nm 波段的反射率比值遥感反演了珠江口海域 CDOM 空间分布,建立了反演模型如式(5)所示:

$$\lg(DOC)=1.2419\lg(R_{670}/R_{412})-0.2614 \tag{5}$$

式中: R_{670} 代表 670 nm 波段的反射率, R_{412} 代表 412 nm 波段的反射率,并指出 DOC 浓度与 R_{670}/R_{412} 相关系数 R^2 可达到 0.839^[41]。

3.4 其他水质参数及反演方法

随着内陆水体环境遥感监测研究的不断发展,其他水质参数的遥感反演也取得了一定的进展,可监测的指标包括透明度(SD),总氮(TN),总磷(TP),高锰酸盐(COD_{Mn}),溶解氧(DO),水体热污染,水体有污染以及诸如富营养化的综合指数等等。

如雷坤等^[10]利用中巴资源数据建立了太湖水体 TN 的遥感反演模型,王学军等^[7]就利用 TM 数据和主成分分析等手段建立了太湖的 SD, COD_{Mn} , BOD_5 (5 日生化需氧量), DO, TN, TP 的监测模型,如式(6)所示:

$$\begin{cases} SD=e^{(5.7099-0.6991\times PCI)} \\ COD=e^{[0.3671+2.454\times\ln\left[\frac{TM2}{TM3}\right]]} \\ TP=e^{[-0.4081-8.569\times\ln\left[\frac{TM2}{TM1}\right]]} \\ DO=e^{[2.3704-0.2107\times\ln\left[TM3 \right]]} \\ TN=e^{[8.228-2.713\times\ln\left[TM1+TM2 \right]]} \\ BOD=e^{[4.2380+2.2546\times\ln\left[\frac{TM1-TM2}{TM1}\right]]} \end{cases} \tag{6}$$

式中:TM1, TM2, TM3 分别代表 TM 前 3 个可见光波段值,PCI 代表 TM 的 7 个波段进行主成分分析后的第一主成份,如下式(7)所示:

$$PCI=0.5638\times\ln TM1+0.5562\times\ln TM2+0.5566\times\ln TM3+0.1119\times\ln TM5-0.2248\times\ln TM7 \tag{7}$$

此外,一些综合性指标如富营养化程度的遥感监测也得到一定的发展。以富营养化指标为例,可以通过选择与富营养化相关性较高的水质参数如 Chl- a 、SS、水温等建立其与富营养化指标的关系模型,进行富营养化的间接监测,如杨一鹏等^[42]就通过 Chl- a 、TP、TN、SD、 COD_{Mn} 等参数的营养状态指数与基准参数的相关性进行加权,得到太湖综合营养状态指数(TLI)。

相对于 SS、Chl- a 、CDOM 的遥感监测,本文所介绍的水质指数的遥感监测方法都更加倾向于统计经验模型,这是由于像 TN、TP 等水质参数的光谱特征和遥感监测机理还不够明确,因此这些水质参数都是通过统计相关分析来进行反演。这就造成了相应模型对实测数据依赖,以及模型应用时具有很大的时空局限性。对这些水质参数光谱特征的研究以及更加先进的遥感数据的选取是此类水质参数遥感反演模型发展的关键。

4 内陆水体环境遥感监测方法评述

水体环境遥感监测模型可以分为两种:经验模型和生物光学模型。现如今应用最广泛的是经验模型,前文提到的大部分方法都可以归于此类,而生物光学应该是今后遥感水质反演的发展方向。

4.1 经验模型

有学者将经验模型分为经验模型和半经验模型,本文认为它们都可以被称为经验模型。这是因为它们的本质都是通过分析实测水质参数数据和光谱特征之间的相关关系,选择估算水质的最优波段或者波段组合建立数学模型来进行水质反演。经验模型是当今应用最广泛的水质遥感反演方法,并在特定区域的应用中取得了成功,如前文提到的叶绿素 a、悬浮物、黄色物质等等的波段比模型、线性回归模型、多元线性回归模型、对数模型、聚类模型、主成份分析、负指数模型、贝叶斯模型、灰色系统模型、统一模型、神经网络模型等等都属于经验模型。

经验模型最主要的问题是根据不同的水质参数选取最优波段或波段组合,但是对于同一水质参数可能由于其所处的时空特性以及浓度的不同,相同方法所建立的经验模型的波段组合以及模型参数都有很大差异。比如前文提到的对于反演悬浮物最优波段中 Ritchie、Mertes 以及 Gitelson 等人提出的最优波段的差异,都是这一原因造成。鉴于经验模型的建模基础,其具有无法克服的缺点:

(1) 模型的时空局限性。不同内陆水体、同一水体的不同时间所建立的模型都可能不同,不具有普遍适用性。

(2) 波段选取的任意性。根据统计分析选取的最优波段本身就受到各种因素的影响,单纯的应用经验选取最优波段及其组合就会造成不同的结论。

这点在悬浮物的反演上体现的最明显,不同的浓度的水体其最优波段是变化的。

(3) 实测数据的依赖性。经验模型的波段选取和建模都很大程度依赖于实测样本数据的精度和样本代表性。实测样本很难实时的进行水质监测,现在都是通过冷藏的方式交由环境监测部门处理获得,这就很难保证样本的实时性。此外,样本采样点的选取具有很大的经验性,如果选择的样本不具有代表性,对建模结果会造成很大影响。

(4) 理论解释的模糊性。经验模型的理论基础较薄弱,对所建立的模型差异无法进行完善的理论解释,此外,经验模型的误差估计及误差来源解释也是一个理论难点。因此,笔者认为经验模型已经取得应有的成果,很难在本质上实现突破,但是它仍然是现阶段最简单、易行、实用的遥感水质反演模型。

4.2 生物光学模型

这一类模型是以光在水体中的辐射传输方程为基础的,通过反演上下行辐照度并建立其与水体中各水质参数的特征吸收系数和后向散射系数的关系,来进行内陆水体的各水质参数浓度反演^[5,21]。其模型原理如公式(8)表示:

$$R(0,\lambda)=f\frac{b_b(\lambda)}{a(\lambda)+b_b(\lambda)} \quad (8)$$

式中: $R(0,\lambda)$ 为水表面在波长为 λ 时的向上辐照度与向下辐照度的比值, $a(\lambda)$ 为波长为 λ 时吸收系数, $b_b(\lambda)$ 为波长为 λ 时的后向散射系数。 f 为可变参数。其中 $a(\lambda)$ 、 $b_b(\lambda)$ 是水中各种成分贡献的线性和。

国内外学者进行了生物光学模型反演水质的研究,也提出了一些方法^[38-39]。生物光学模型与经验模型相比具有明确的理论基础,稳定性高,对于实地水质采样依赖性较弱,以及广泛适用等优点,是遥感水质反演的发展方向。但是由于其机理的复杂性,使得此类模型的应用还处于探索阶段,主要问题表现在如下2个方面:

(1) 水体辐照度反演的不成熟性。水体辐照度的反演需要根据辐射传输模型进行,单纯的依据传感器获得遥感反射率或者辐亮度很难获得水体向上辐照度和向下辐照度。需要根据大气状况、传感器波段、观测角度以及高程等等参数进行水体上下行辐照度的反演,而这些参数往往是难以获得的,因此在实际工作中经常需要做一些假设对参数进行简化或者用经验关系进行代替,从而降低了生物

光学模型在水质反演的精度。

(2) 水质参数特征光谱获取的难度大。生物光学模型在建模之前需要获得水质参数特征光谱数据,这就包括各种水质参数的散射系数、体散射系数、吸收系数等等。这些参数的测定直接关系着模型的反演精度,需要的测量设备和条件要求较高。此外这些参数有可能随着水质参数的浓度、波段范围以及地域的变化而变化^[21]也制约了生物光学模型的发展。

5 内陆水体环境遥感反演误差来源

现阶段的内陆水体环境遥感反演的误差还很大,进行实质性的应用还有很长一段路要走,总结来说分为采样数据、遥感数据、模型误差3个方面:

5.1 采样数据误差

无论是采用经验模型还是生物光学模型进行内陆水体环境的遥感监测都需要采集实地水质数据或光谱数据,因此采样数据的精度直接影响着水质的反演精度。首先,是采样点的选取不能太少而且需要具有代表性,这就需要在实验前进行充分的分析论证;其次,在实地采样过程中需要尽量减小各种外部条件的影响,如保证船体的平稳、选取晴空无风天气进行采样、采用合适的光谱观测几何以消除程辐射、太阳直射和镜面反射的影响;再次,对于采样水质数据需要尽快进行化验分析,即使冷藏保存也会造成水样变质从而影响模型精度;最后,对于采用卫星影像进行监测的模型对采样时间还有要求,即保证卫星过境时间与实地采样时间的星地同步,时间上的不一致也会影响精度。

5.2 遥感数据误差

遥感数据作为水质监测的数据源其数据精度和数据适用性必然影响反演模型的精度。第一体现在遥感数据源的选取上,需要根据监测目标和实地情况选取具有合适时间分辨率、空间分辨率、辐射分辨率和光谱分辨率的遥感数据,尤其是空间分辨率和光谱分辨率的选择,当空间分辨率不足和波段间隔太大时,都会弱化水质参数的波谱特征,从而引起监测误差,同时需要意识到遥感数据本身就是一个均化的空间参数,选取数据源只能尽可能减小而不能完全消除这种误差;第二是遥感数据本身的精度,遥感数据尤其是星载数据是经过大气、水体以及传感器多种作用后的结果,掺杂着许多无用噪

声,因此在应用之前需要对影像进行辐射校正和几何校正,与遥感数据其他应用不同的是水体本身就是暗黑体,传感器接收的信号较弱,这就造成了即使是很小的校正误差也会引起很大的误差,此外需要意识到影像校正只能减小而不能完全消除数据本身的误差。

5.3 模型误差

由于对各种水质参数的光谱特征认识的局限性,现阶段模型本质上都偏向于经验模型。首先模型本身就是一个经验结果,前述两点的误差都会累计到模型中形成模型误差;其次,模型的时空局限性特征使其应用到其他时间段的不同水域过程中也会造成误差,可以表现在模型参数因子的选择和参数的系数确定两个方面。模型误差是由于现阶段内陆水体环境反演理论本身不完善所造成的,因此需要进一步对反演机理进行研究以减小这种误差的影响。

6 研究展望

内陆水体环境的遥感监测是水体污染研究的一个重要方向,国内外学者虽然进行了研究并取得一定的成果,但现阶段来说反演精度还不高,远不能达到实际应用的要求,需要进一步研究。抛开遥感本身的发展,单从遥感水质反演来说,今后发展需要注重以下 6 个方面:

(1) 各水质参数光谱特征的进一步认识。现阶段的内陆水体环境遥感监测还停留在有限的一些水质参数上,研究比较多如 $Chl-a$ 、 SS 以及相应的透明度、浑浊度等参数。这主要是由于对各水质参数的光谱特征及其内在光学特性认识不够透彻造成的,如 TN 、 TP 等参数主要是通过统计分析来进行,这就制约了相关水质参数遥感监测的实际应用。因此加强这一方面研究,发现不同水质参数的光谱响应曲线特征从而拓展水质监测项目是内陆水体环境遥感监测的基础也是推动其实际应用的趋势之一。此外,内陆水体组成成分复杂且光谱信息相互影响重叠,加强各水质参数光谱特征研究有助于降低监测过程中混合像元问题影响,提高反演精度。

(2) 拓展各种新型遥感数据的采用。随着遥感技术的飞速发展,各种新型遥感数据应用也越发成熟,内陆水体环境遥感监测可以借鉴这些成果,拓

展反演数据源,促进发展,如采用融合遥感数据、微波以及多角度遥感数据。一些遥感数据在时间分辨率、空间分辨率以及光谱分辨率各有优势,将不同的遥感数据融合形成新数据可以消除单一数据的劣势,提高水质反演精度,如高时间分辨率的 AVHRR 数据与高光谱分辨率的 CASI 数据相融合,MODIS、MERIS 与 AISA 数据融合等。微波具有一定的穿透性,天气因素对其影响较小,因此扩展微波的应用并将其与可见光与红外数据结合也可以提高水质反演的精度。此外,现阶段研究采用的遥感数据大多是单一角度的,可能掩盖了水质参数的光谱数据内在特征,应用多角度遥感可以获得同一像元在不同角度上的辐射数据,从而建立相应的新模型对水质进行遥感反演。

(3) 高光谱数据深入应用。内陆水体环境遥感监测首先是根据多光谱遥感数据形成的,并随着高光谱数据的发展而应用。虽然高光谱数据为水质监测提供了美好的前景,但由于高光谱数据昂贵难获得等劣势,使得高光谱数据的应用还停留在理论层面,离实际应用也有一定的距离,现阶段的研究成果主要还停留在多光谱数据方面(如 TM、MODIS 等)。随着反演水质参数不断增多以及水体光谱响应规律认识的加强,对光谱分辨率的要求必然更加严格,高光谱数据的深入应用是必然趋势,相应的采用更窄波段带宽的超光谱数据也应被涉及。高光谱数据的深入应用需要从完善数据获取、处理、分析、水质参数反演算法各个方面来进行。

(4) 生物光学模型的研究。经验模型的时空局限性注定了其无法成为内陆水体环境遥感监测的通用模型,制约了其实际应用。而生物光学模型是建立在光学传输物理过程之上的具有严格物理意义的通用模型,是今后反演模型研究的发展方向。但是生物光学模型还不成熟,这主要是由于其本身机理复杂,参数较多的特点造成的,因此对水质参数的内在光学特性与表面反射率或离水辐亮度之间理论关系的研究是生物光学模型研究的重点。

(5) 定量反演模型库的建立。内陆水体环境的遥感反演的业务化和实际应用需要根据不同水质参数和水体所建立的完整的定量模型库,从而能够从中选取最优模型对特定区域水质进行实际动态监测。模型库的建立能够降低水质监测成本,提高工作效率,减少监测误差,然而内陆水体环境遥感监测模型库是建立在水质反演理论和模型完善的

基础上的,这就需要前述 4 点研究取得实质进展。

(6) 内陆水体环境遥感监测学科体系建立。内陆水体环境的遥感监测自 20 世纪 70 年代以来不过短短几十年的时间,但其发展迅速并有广阔的应用前景,因此需要建立完备的学科体系对其发展方向进行指导。包括理论体系和监测体系两部分。理论体系建设需要以对内陆水体环境遥感监测的原理、特点、方向和方法各个方面充分理解为基础,其依托于遥感学与水文水质研究的发展,是二者的结合体。而监测体系是在理论体系指导下建立的自卫星、地面站及业务运行系统为一体化的实际应用动态监测体系。内陆水体环境遥感监测学科体系建设是一个长期而复杂的过程,需要包括学者和政府部门各方面的共同努力。

参考文献

- [1] Brown L R. The global loss of topsoil. *Journal of Soil and Water Conservation*. 1984, 39(3): 162–165.
- [2] Lal R. Soil erosion. Ankeny, Iowa: Soil and Water Conservation Society, 1996.
- [3] 韩敏. 水文与水管理中的遥感技术. 北京: 中国水利水电出版社, 2006: 278–280.
- [4] 尹改, 王桥, 郑丙辉, 等. 国家环保总局对中国资源卫星的需求与分析(上). *中国航天*, 1999(9): 3–7.
- [5] 陈楚群, 施平, 毛庆文. 应用 TM 数据估算沿岸海水表层叶绿素浓度模型研究. *环境遥感*, 1996, 11(3): 168–175.
- [6] Ritchie J, Cooper C, Schiebe F. The relationship of MSS and TM digital data with suspended sediments, chlorophyll, and temperature in Moon lake, Mississippi. *Remote Sensing of Environment*, 1990, 33(2): 137–148.
- [7] 王学军, 马廷. 应用遥感技术监测和评价太湖水质状况. *环境科学*, 2000, 21(6): 65–68.
- [8] 吴敏, 王学军. 应用 MODIS 遥感数据监测巢湖水质. *湖泊科学*, 2005, 17(2): 110–113.
- [9] Cairns S H, Dickson K L, Atkinson S F. An examination of measuring selected water quality trophic indicators with SPOT satellite HRV data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1997, 63(3): 263–265.
- [10] 雷坤, 郑丙辉, 王桥. 基于中巴地球资源 1 号卫星的太湖表层水体水质遥感. *环境科学学报*, 2004, 24(3): 376–380.
- [11] Tassan S. Local algorithms using SeaWiFS data for the retrieval of phytoplankton, pigments, suspended sediment, and yellow substance in coastal waters. *Applied Optics*, 1994, 33(12): 2369–2378.
- [12] 闻建光, 肖青, 杨一鹏, 等. 基于 Hyperion 数据的太湖水体叶绿素 a 浓度遥感估算. *湖泊科学*, 2006, 18(6): 327–336.
- [13] 疏小舟, 尹球, 匡定波. 内陆水体藻类叶绿素浓度与反射光谱特征的关系. *遥感学报*, 2000, 4(1): 41–45.
- [14] Kallio K, Kutser T, Hannonen T, et al. Retrieval of water quality from airborne imaging spectrometry of various lake types in different seasons. *The Science of the Total Environment*, 2001, 368(3): 59–77.
- [15] Hoogenboom H J, Dekker A G, De Haan J F. Retrieval of chlorophyll and suspended matter in inland waters from CASI data by matrix inversion. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 1998, 24(2): 144–152.
- [16] 疏小舟, 汪骏发, 沈鸣明, 等. 航空成像光谱水质遥感研究. *红外与毫米波学报*, 2000, 19(4): 273–276.
- [17] 李素菊, 王学军. 内陆水体水质指标光谱特征与定量遥感. *地理学与国土研究*, 2002, 18(2): 26–30.
- [18] 王桥, 张兵, 韦玉春, 等. 太湖水体环境遥感监测试验及其软件实现. 北京: 科学出版社, 2008: 29.
- [19] 赵英时. 遥感应用分析原理与方法. 北京: 科学出版社, 2003.
- [20] Shubha S. Remote sensing of ocean colour in coastal, and other optically –complex, waters. IOCCG Report, No. 3. Canada: International Ocean Colour Coordinating Group, 2000.
- [21] 吕恒, 江南, 李新国. 内陆湖泊的水质遥感监测研究. *地球科学进展*, 2005, 20(2): 185–192.
- [22] Wezernak C T, Tanis F J, Bajza C A. Trophic state analysis of island lakes. *Remote Sensing of Environment*, 1976, (5): 147–165.
- [23] 杨一鹏, 王桥, 王文杰, 等. 水质遥感监测技术研究进展. *地理与地理信息科学*, 2004, 20(6): 6–7.
- [24] Thiemann S, Kaufmann H. Determination of chlorophyll content and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS–1C satellite data in the Mecklenburg Lake District, Germany. *Remote Sensing of Environment*, 2000, 73(2): 227–235.
- [25] Shu X Z, Yin Q, Kuang D B. Relationship between Algal chlorophyll concentration and spectral reflectance of inland water. *International Journal of Remote Sensing*, 2000, 4(1): 41–45.
- [26] 李素菊, 吴倩, 王学军. 巢湖浮游植物叶绿素含量与反射光谱特征的关系. *湖泊科学*, 2002, 14(3): 328–234.
- [27] Illuz D, Yacobi Y Z, Gitelson A. Adaptation of an algorithm for chlorophyll–a estimation by optical data in the oligotrophic Gulf of Eilat. *International Journal of Remote Sensing*, 2003, 24(5): 1157–1163.
- [28] 陈楚群, 施平, 毛庆文. 南海海域叶绿素浓度分布特征的卫星遥感分析. *热带海洋学报*, 2001, 4(20): 66–70.
- [29] Pulliainen J, Kallio K, Eloheimo K, et al. A semi–operative approach to lake water quality retrieval from remote sensing data. *The Science of the Total Environment*, 2001,

- 268(2): 79–93.
- [30] Han L, Rundquist D C. The response of both surface reflectance and the underwater light field to various levels of suspended sediments: preliminary results. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1994, 60(12): 1463–1471.
- [31] 周艺, 周伟奇, 王世新, 等. 遥感技术在内陆水体水质监测中的应用. *水科学进展*, 2004, 15(3): 312–316.
- [32] Ritchie J C, Schiebe F R, Mchenry J R. Remote sensing of suspended sediment in surface water. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 1976, (42): 1539–1545.
- [33] Mertes L A K, Smith M O, Adams J B. Estimating suspended sediment concentrations in surface waters of the Amazon River wetlands from Landsat Images. *Remote Sensing Environment*, 1993, 43(3): 281–301.
- [34] Gitelson A, Garbuzov G, Szilagyi F, et al. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. *International Journal of Remote sensing*, 1993, 14(7): 1269–1295.
- [35] 蔡丽娜, 刘平波, 智长贵. 水质遥感监测方法的探讨. *测绘与空间地理信息*, 2008, 31(4): 68–73.
- [36] 李京. 水域悬浮固体含量的遥感定量研究. *环境科学学报*, 1986, 6(2): 166–173.
- [37] 黎夏. 悬浮泥沙遥感定量的统一模式及其在珠江口中的应用. *环境遥感*, 1992, 7(2): 106–113.
- [38] Schiebe F R, Harrington J A, Ritchie J C. Remote sensing of suspended sediments: The lake Chicot, Arkansas project. *International Journal of Remote Sensing*, 1992, 13(8): 1487–1509.
- [39] Zhang B, Li J, Shen Q, et al. A bio-optical model based method of estimating total suspended matter of Lake Taihu from near-infrared remote sensing reflectance. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, 145 (3): 339–347.
- [40] Bricaud A, Morel A, Prieur L. Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. *Limnology Oceanography*, 1981, 26 (1): 43–53.
- [41] 陈楚群, 潘志林, 施平. 海水光谱模拟及其在黄色物质遥感反演中的应用. *热带海洋学报*, 2003, 22(5): 33–39.
- [42] 杨一鹏, 王桥, 肖青. 太湖富营养化遥感评价研究. *地理与地理信息科学*, 2007, 23(3): 33–37.

The Review of Inland Water Environment Monitoring Based on Remote Sensing

HUANG Yaohuan, WANG Hao, XIAO Weihua, QIN Dayong

(China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China)

Abstract: Using the technique of remote sensing to monitor the water quality is an advanced tool compared to traditional monitoring methods. This paper reviews the progress of application of remote sensing in inland water environment monitoring. Firstly, the principles of water environment parameters retrieval were addressed. Secondly, the applications of several inland water quality parameters in monitoring by remote sensing were discussed, including Chlorophyll a (*Chl-a*), Suspended Solids (*SS*), Colored Dissolved Organic Matter (*CDOM*), Total Phosphorus (*TP*), Total Nitrogen concentrations, transparency and turbidity of inland water and so on. And then we classified the existing retrieval models into empirical model and bio-optical model. Thirdly, different remote sensing images and their advantages and disadvantages for inner water environment monitoring were introduced. Finally, we discussed the problems of retrieval precision and proposed some suggestions for further research.

Key words: water environment; water quality parameters; remote sensing; monitoring

本文引用格式:

黄耀欢, 王浩, 肖伟华, 等. 内陆水体环境遥感监测研究评述. *地理科学进展*, 2010, 29(5): 549–556.