

高分一号 WFV 影像的深圳市水库 COD_{Mn} 浓度时空分布特征

李俊^{1,2,3}, 张文志⁴, 邓孺孺^{1,2,3}, 鲁志文⁴, 梁业恒¹, 沈雪娇⁴,
熊龙海¹, 刘永明¹

1. 中山大学 地理科学与规划学院, 广州 510275;

2. 广东省水环境遥感监测工程技术研究中心, 广州 510275;

3. 广东省城市化与地理环境空间模拟重点实验室, 广州 510275;

4. 广东省水文局惠州水文分局, 惠州 516003

摘要: COD_{Mn}是反映水体有机污染程度的一个重要水质参数。地表水有机污染遥感监测主要面临两个挑战: 技术方法大多基于经验模型, 依赖大量实测数据; 有机污染评价的综合性指标, 水质参数不明确。针对上述问题, 本文从辐射传输机理出发, 基于研究区水体特征, 考虑悬浮泥沙、叶绿素、耗氧性有机物3大水质因子, 提出一种反演机理清晰、参数意义明确的像元反射率与COD_{Mn}浓度的物理模型。通过深圳市3大水库COD_{Mn}浓度反演与验证, 决定系数 R^2 达到0.832, 模型方法可靠。对3大水库COD_{Mn}浓度时空分布特征研究, 结果表明: (1) 3大水库总体COD_{Mn}浓度不高, 受到轻度有机污染。(2) 浓度高值区多在库角居民区附近, 水库连接处未出现污染扩散。(3) 2018年3月—2019年5月, 库区水质改善, 与2018年深圳市治水专项活动背景保持一致, 建议水库水质保护核心是控制外源污染, 避免丰水期污染源的输入。本文的模型方法是基于广东省典型水体光学参数, 而水体固有光学特征具有季节差异, 未来将进一步研究水体固光学特征变化模式, 以提高模型的稳健性。此外, 还可结合高分六号等波段更多的卫星开展浅水区COD_{Mn}浓度反演的研究。

关键词: COD_{Mn}, 有机污染, 吸收系数, GF-1 WFV, 深圳, 水质遥感

引用格式: 李俊, 张文志, 邓孺孺, 鲁志文, 梁业恒, 沈雪娇, 熊龙海, 刘永明. 2022. 高分一号 WFV 影像的深圳市水库 COD_{Mn} 浓度时空分布特征. 遥感学报, 26(8): 1562-1574

Li J, Zhang W Z, Deng R R, Lu Z W, Liang Y H, Shen X J, Xiong L H and Liu Y M. 2022. Study of spatial-temporal characteristics for COD_{Mn} in Shenzhen reservoir based on GF-1 WFV. National Remote Sensing Bulletin, 26(8): 1562-1574 [DOI: 10.11834/jrs.20219380]

1 引言

随着经济快速发展、城市化进程不断加快和人口数量的加剧, 对水资源的依赖逐渐加重, 增加了对地表水的需求和地表水污染的风险。城市及其附近的地表水以有机污染为主, 了解地表水的有机污染状况和变化趋势可以有效帮助保护紧缺的水资源, 为水环境治理提供参考。

传统的点采样监测方式虽然可以给出准确的测量结果, 但是既耗时又花费高, 并且无法提供

大范围面状的水质评估和实时的水质状况。遥感技术凭借探测范围广、成本低、周期性重复覆盖等优势, 在水体有机污染监测中广泛使用 (Gholizadeh 等, 2016; Kutser, 2012; Prangasma 和 Roozkrans, 1989)。

国内外学者都对水质遥感中的有机污染情况进行研究。国外, Gitelson 等 (1993) 建立了一套光谱反射率与水质参数的经验关系, 同时反演内陆水体的叶绿素、悬浮物、CDOM, 并在巴拉顿湖得到应用; Vignolo 等 (2006) 构建水质参数 WQI

收稿日期: 2019-11-14; 预印本: 2021-03-19

基金项目: 广东省省级科技计划项目(编号: 2017B020216001); 广东省水利科技创新项目(编号: 2016-08); 国家自然科学基金项目(编号: 41071230, 41901352); 惠州市智慧河长卫星遥感监测服务项目(编号: 440000-201903-197019009-0001)

第一作者简介: 李俊, 研究方向为水质定量遥感。E-mail: lijun259@mail3.sysu.edu.cn

通信作者简介: 邓孺孺, 研究方向为水质遥感与大气环境遥感。E-mail: eesdr@mail.sysu.edu.cn

模型追踪淡水系统中的有机污染; Alparslan 等 (2009) 利用 Landsat 5 TM 数据, 建立了土耳其的 Kucukcekmece 湖卫星反射率与 COD、叶绿素 a 等水质参数的多元回归关系; Fichot 等 (2016) 使用高分辨率成像光谱监测旧金山湾三角洲河口重要水质指标, 包括浊度、悬浮颗粒、CDOM、叶绿素等。国内, 傅江等 (1993) 利用野外实测光谱及同步的实测数据建立苏南大运河 COD 含量的线性回归模型; Wang 等 (2004a) 结合 TM 影像和现场测量数据反演深圳市水库生物需氧量和化学耗氧量; Chen 等 (2007) 用 SeaWiFS 离水反射率数据反演珠江口水体综合污染指数, 其结果与 WQL 图具有相似分布; Wang 等 (2008) 基于神经网络技术利用 TM 数据反演内陆水体的多项水质因子; 黄妙芬等 (2011) 通过反演水体 CDOM 光学量, 基于相关性分析估算辽东湾水体 COD 含量; Li 等 (2016) 使用融合高空间分辨率影像和高光谱影像的经验算法来监测水体溶解氧、高锰酸盐指数 (COD_{Mn}) 和氨浓度。目前的有机污染遥感研究主要基于经验模型 (陈玲侠, 2017; 郭丽峰等, 2010; 李佳琦等, 2019; 张雪等, 2019), 依赖覆盖各种环境条件的大量实测数据, 受到时间和地区的限制; 有机污染程度评价主要利用污染指数、化学需氧量、CDOM 光学量 (Li 等, 2017; Shirke 等, 2016; 邓孺孺等, 2002) 等水质参数不明确的综合指标表示。

基于此, 本文以深圳市 3 大水库为研究对象,

从具有更强稳健性和普适性的辐射传输模型 (Stumpf 等, 2016) 出发, 根据光在水体内部的辐射传输过程, 通过测量获得研究区水体固有光学参数, 建立反射率与水质参数 COD_{Mn} 之间的物理模型。选用 GF-1 WFV 数据, 反演 3 大水库的 COD_{Mn} 浓度, 分析 COD_{Mn} 浓度时空变化特征, 提供水质保护应对策略分析, 为深圳市饮用水源地水环境保护提供参考。

2 研究区与数据

2.1 研究区概况

深圳市位于东江流域下游, 75% 的饮用水来自东江, 主要的调蓄供水水库有铁岗水库、西丽水库、石岩水库等。3 大水库位于东部引水工程末端 (图 1 (a)), 库容量分别为深圳市第 1、第 3 和第 4, 水库蓄水量大, 可以很好代表深圳市水库水质状况。石岩水库有 6 条入库支流, 与石岩街道相邻, 南部建有铁岗水库—石岩水库供水渠与铁岗水库相连。铁岗水库有 4 条入库支流, 东部有西铁连通隧道与西丽水库相连。西丽水库主要调蓄深圳东部水源至铁岗水库。3 大水库紧靠深圳市建成区, 库区周边分布一些小型加工厂和住宅, 周围用地大多为建筑用地、果园和菜园, 外围用地基本是经济林、农田和水塘。3 大水库存在潜在的污染源威胁库区水质安全 (图 1 (b)), 水库基本情况见表 1。

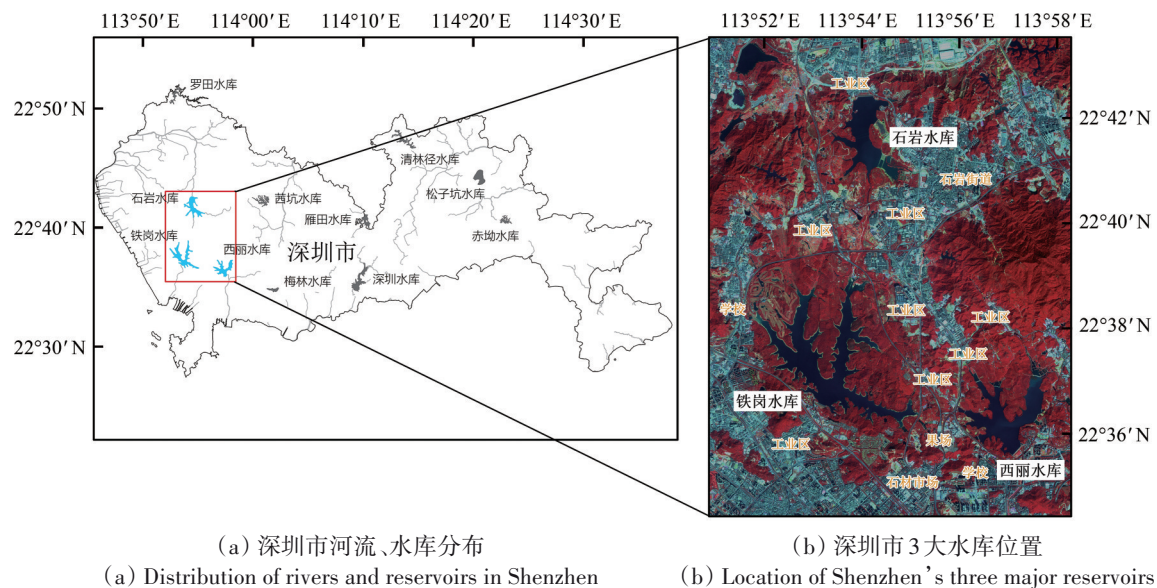


图 1 深圳市 3 大水库位置图

Fig. 1 Location of Shenzhen's three major reservoirs

表1 石岩水库、铁岗水库、西丽水库概况

Table 1 Features of Shiyao reservoir, Tiegang reservoir and Xili reservoir

水库	面积/(km ²)	总库容/(×10 ⁴ /m ³)	现状用水	校核洪水位/m	正常水位/m	建库年份
石岩	3.4692	3199	灌溉为主	39.94	36.59	1960
铁岗	4.6436	8322	供水为主	27.6	23.79	1957
西丽	2.9546	3412	供水为主	31.36	29.59	1960

2.2 现场水样数据

COD_{Mn}现场样点是采集表层(0—50 cm)水样,冷藏保存,同时利用GPS记录每个采样点坐标。在采样完毕后迅速送往实验室,采用GB 11901-89测定水样中COD_{Mn}浓度。其测定原理为采用硫酸—高锰酸钾消解体系,水样经沸水浴加热消解后,加入过量草酸钠,再用高锰酸钾标准溶液回滴,计算出高锰酸盐指数。

2.3 遥感数据

本研究选择太阳同步回归轨道的GF-1卫星16 m空间分辨率的多光谱CCD遥感数据,幅宽800 km,重访时间2 d。传感器为WFV3,有4个波段,波段设置分别为蓝光波段(450—520 nm)、绿光波段(520—590 nm)、红光波段(630—690 nm),近红外波段(770—890 nm),中心波长分别为514 nm、546 nm、656 nm和822 nm。选择成像时间从2018-03-11—2019-05-12的遥感影像进行处理。

3 COD_{Mn}遥感反演原理

3.1 水体光谱特征

考虑到3大水库与广东省内陆水体水质因子物质来源类似,在广东省内陆水域选择典型单一类型主导的水体样品进行测量,可认为其隔离了其他物质干扰,典型水体样品水质参数见表2,其平均离水反射率的曲线见图2。

表2 野外典型水体样品水质参数

Table 2 Water quality parameters of typical water samples

样品类型	悬浮泥沙/(mg/L)	叶绿素/(mg/m ³)	COD _{Mn} /(mg/L)
典型浑浊水体	100	0	0.1
典型富营养化水体	0	619	0.6
典型重有机污染水体	0	1	33.7

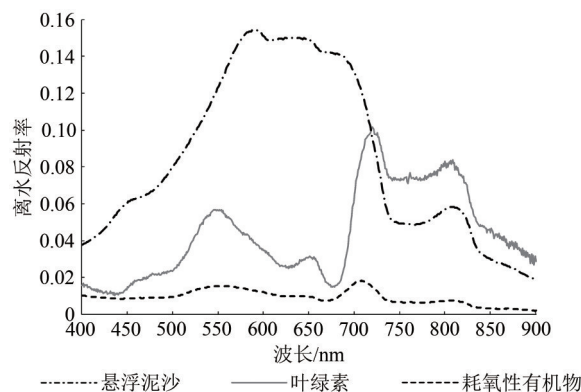


图2 典型水体样品离水反射率

Fig. 2 Water reflectance of typical water samples

耗氧性有机物对水体光谱的影响主要表现为吸收性,与叶绿素和悬浮泥沙对水体反射率的增强作用相反。耗氧性有机物的吸收包括溶解性有机物的吸收和有机碎屑颗粒物的吸收,对可见光的吸收作用很强。随着水体有机污染程度增加,水体可见光范围内的离水反射率变低,水体颜色加深,达到蓝黑、甚至黑色。可见光光谱内,对绿光、红光波段影响最为明显,降幅最大(王云鹏等,2001)。在420—520 nm波段范围内,COD_{Mn}浓度与水体反射率呈负相关(傅江等,1993);在550—580 nm波段范围内,受到有机污染水体反射率出现峰值,而波峰较正常水体平缓;在700 nm的反射率变大,在污染程度较大时,不具备明显反射峰(温爽等,2018;赵起超等,2019)。耗氧性有机物的存在明显影响到水体光谱特征。

3.2 COD_{Mn}指数

COD_{Mn}指数是指在一定条件下,用高锰酸钾氧化水样中耗氧性有机物和还原性无机物所消耗的氧量。在水体交换能力强的地表水中,由于表层水与大气氧直接接触,致使大多数还原性无机物难以留存,COD_{Mn}指数常用来反映的是水体被耗氧性有机物污染的程度(陈静生等,2003)。

在中国,COD_{Mn}、溶解氧、生物需氧量等水质参数被用来反映水体有机污染程度。由于水体中

溶解氧易受到温度的显著影响, 生物需氧量受细菌种类和其他因素的影响, COD_{Mn}更能反映水体有机污染程度 (Xia等, 2005)。对于有机污染物含量较低的水体, 适合用高锰酸盐指数 (COD_{Mn}) 法进行评价 (Vaillant等, 2002)。COD_{Mn}作为一个综合指标, 评价内容不仅包含可溶性有机物, 还包含不溶于水的颗粒有机物和胶状腐殖质。当COD_{Mn}值超过4 mg/L时, 表明水体已经受到有机物的污染 (林碧琴和谢淑琪, 1988)。

3.3 COD_{Mn}遥感反演模型

分析太阳光在水体的辐射传输过程, 到达水面的电磁波一部分发生镜面反射进入大气, 一部分传入水体。传入水体的电磁波与水体及水体中的组分发生吸收散射作用, 在光学浅水区, 电磁波还经由水底部分反射再进入水体。离水光谱特征受水体表面反射与折射、整层水体吸收散射、底质吸收反射作用等影响。卫星传感器接收到的离水辐亮度包含丰富的水体杂质的类型和浓度、底质种类、水深等信息, 为水质遥感反演提供理论基础。

刚好在水面以下的上行辐亮度 (L_{u-}) 包括水体上行散射的贡献 (L_{wc}) 和水体底质部分的贡献 (L_{bot}) (Philpot, 1989):

$$L_{u-} = L_{wc} + L_{bot} \quad (1)$$

根据比尔定律, 辐射透过总吸收系数为 a , 散射系数为 b 的均匀水体, 在水深为 h 的下行辐照度:

$$E_d = E_{d-} \cos \theta'_s e^{-\frac{(a+b)h}{\cos \theta'_s}} \quad (2)$$

式中, E_{d-} 为刚好在水面以下的下行辐照度。水体散射部分以薄层水分析, 如果只考虑一次散射, 在水深为 h 处, 厚度为 dh 的薄层水的散射作用:

$$dL_{wc} = \frac{1}{4\pi} E_d \cos \theta'_s b \tilde{\beta}(\theta'_s) e^{-\frac{(a+b)h}{\cos \theta'_s}} dh \quad (3)$$

式中, $\tilde{\beta}$ 为水体散射相函数, 对式 (3) 积分, 令 $\mu = \frac{1}{\cos \theta'_s} + \frac{1}{\cos \theta'_\varphi}$, 水体总消光系数 $c = a + b$, 则深度为 h 的整层水体上行散射部分的辐亮度贡献:

$$L_{wc} = \frac{E_{d-} \cos \theta'_s \cos \theta'_\varphi b \tilde{\beta}(\theta'_\varphi)}{4\pi\mu c} (1 - e^{-\mu h}) \quad (4)$$

假设底质平坦且符合朗伯体辐射规律, 底质反射率为 ρ , 则水体底质部分的辐亮度贡献:

$$L_b = \frac{E_{d-} \cos \theta'_s \cos \theta'_\varphi \rho}{\pi} e^{-\mu h} \quad (5)$$

以反射率表示辐射传输过程的关系:

$$r_{rs} = \frac{b \tilde{\beta}(\theta'_\varphi)}{4\mu c} (1 - e^{-\mu h}) + \rho e^{-\mu h} \quad (6)$$

水体光学特征主要由水体本身的性质决定, 同时又受到各种水质因子的影响。在水环境遥感研究中, 考虑的水质影响因素以悬浮泥沙、叶绿素、CDOM为主。CDOM仅占水体溶解有机物总量的50—70% (AiKen等, 1985), 并且广东省内陆水体特征与大洋水体不同, 有机污染物除了溶解有机物还含较多的碎屑、胶状腐殖质、不溶于水的颗粒有机物。颗粒有机物与可溶有机物的吸收光谱较为相似, 无法从光谱特征有效的区分开来 (秦雁, 2015)。COD_{Mn}作为综合水质参数, 更适宜评价研究区有机污染情况。通过对典型重COD_{Mn}水体光学参数准确测量, 用COD_{Mn}表征水体耗氧性有机物, 将COD_{Mn}加入到影响水色的要素中, 构建COD_{Mn}遥感反演模型。

$$a = a_w + D_s a_s + D_{chl} a_{chl} + D_p a_p \quad (7)$$

$$b = b_w + D_s b_s + D_{chl} b_{chl} + D_p b_p \quad (8)$$

对于水体综合光学参数, 式中下标 w 、 s 、 chl 、 p 分别表示纯水、悬浮泥沙、叶绿素、耗氧性有机物, D 为各组分物质的对应浓度。

基于反射率的关系式 (6), 水体各组分光学参数可以通过测量获得, 模型中的未知数仅为研究区水色3种组分浓度 D_s 、 D_{chl} 、 D_p 、水深 h 、底质反射率 ρ 。对于未知数多于波段数的病态方程组, 需分析研究区水体光学特性, 选择敏感波段建立方程组, 即可求解研究区水体的COD_{Mn}浓度。

4 深圳水库COD_{Mn}遥感反演

4.1 光学参数测量

COD_{Mn}遥感反演模型的水体固定光学参数需要测量4类物质的光学参数。纯水吸收系数和散射系数参考 (邓孺孺等, 2012a) 方法进行实验。叶绿素、悬浮泥沙、耗氧性有机物吸收系数和散射系数测量参考 (邓孺孺等, 2015) 方法, 使用实验室自主研制的消光系数测量装置分别测量表1典型水体样品的消光系数, 根据光学深水中近似认为 $h \rightarrow \infty$, 计算得到散射系数和吸收系数光谱。其中, 耗氧性有机物吸收系数、散射系数光谱见

图3。根据GF1-WFV波段设置,计算得到对应波段的吸收和散射系数。

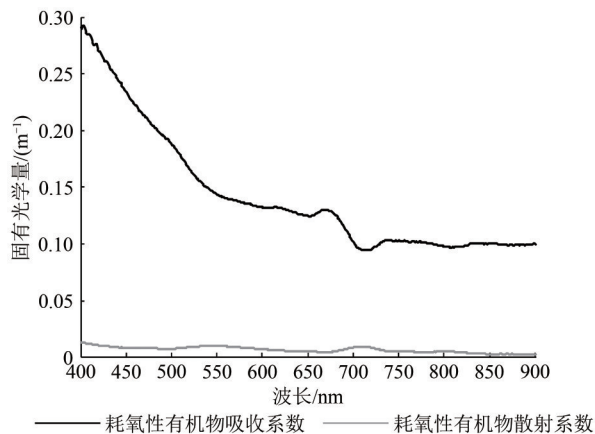


图3 耗氧性有机物吸收、散射系数

Fig. 3 Absorption and scattering coefficient of oxygen-consuming organic

4.2 数据预处理

GF-1 WFV3数据预处理主要包括几何纠正、辐射定标、大气纠正、水陆分离。

(1) 几何纠正以高空间分辨率的Google Earth影像为基准,选择的GCP点均匀分布在影像内部。通过控制点的选择,确保校正误差小于0.5个像元。

(2) 高分一号辐射定标根据中国资源卫星中心官网 (<http://www.cresda.cn>[2019-11-14])提供的2018年国产陆地观测卫星绝对辐射定标系数,结合头文件提供的卫星图像捕获参数,将DN值转换为行星反射率。

$$\rho_{\text{TOA}} = \frac{(DN \cdot \text{Gain} + \text{Bias})\pi}{d^2 F_0 \cos \theta_s} \quad (9)$$

式中, ρ_{TOA} 是行星反射率, d 是卫星过境时的日地距离和平均日地距离的比值, F_0 是大气层外太阳辐照度。

(3) 大气校正是准确获取水色参数的前提条件(马荣华等,2009),本文针对高分一号波段设置,充分考虑天空光的下行散射影响。采用暗像元法,选择图幅内水质级别长期为I级的开阔的清、深水体作为暗像元进行大气校正。

假设天空辐照度各向同性,地表是朗伯面反射,忽略大气分子和气溶胶的相互作用,天空光部分仅考虑瑞利散射作用。建立行星反射率与真实地物反射率(ρ_s)与的函数关系,形式如下(齐

志新等,2007):

$$\rho_{\text{TOA}} = \rho_s t_u \left(t_d + \frac{\omega}{2 \cos \theta_s} \right) + \frac{\omega \tilde{\beta}(\theta_s)}{4 \cos \theta_s} \quad (10)$$

式中,大气总散射系数 ω 由暗像元算出,忽略大气的吸收作用,观测方向的大气透过率 $t_u = 1 - \omega$,根据大气光学厚度定义求出入射方向的大气透过率 t_d 。为提高大气校正精度,考虑大气的非均质性,选择多个清、深水体像元,根据图幅像元到各暗像元距离的权重,计算出各像元对应的大气校正参数,根据式(10)将行星反射率转换为地物反射率。在大气校正的同时,参考邓孺孺等(2012b)方法去除水面镜面反射的信息。从影像上分别选择水体和植被两种典型地物样本,对比大气校正前后纯像元反射率和实测地物反射率,对比结果如图4所示。由图4可以看出,大气校正消除大气散射光对蓝、绿、红波段反射率的增强,减弱大气散射光对近红外波段反射率的衰减。经过大气校正后,两种典型地物的反射率与实测地物反射率很接近。

(4) 水陆分离,提取水体部分,能够突出水体部分的信息,有效提高运算速度。基于光谱特征的水体提取中,单波段或多波段阈值法简单易用,由于GF-1卫星WFV数据只有4个波段,综合考虑,决定选用水体指数(NDWI)方法提取水体。NDWI方法是目前广泛应用的一种水体监测方法,利用水体在绿光波段的高反射率和近红外波段的低反射率特征,增强水体信息;利用植被、土壤在近红外波段的高反射率特征,抑制植被、土壤信息。NDWI同时还可以提供水体浊度信息(Mcfeeters, 1996),在二类水体遥感监测中,能有效增加水体提取精度。本文利用近红外波段和绿波段中像元亮度值进行计算,其定义:

$$\text{NDWI} = (\text{Green} - \text{NIR}) / (\text{Green} + \text{NIR}) \quad (11)$$

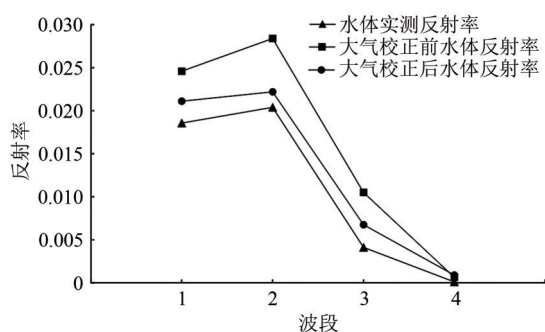
结合实际中存在浑浊度较高的水体,依据水体近红外波段反射率大于绿光波段的特征,加入NIR设置水陆分割阈值。图5显示,深圳市3大水库细节部分能成功提取,保证了水陆分离精度。

4.3 特征波段选择

从水体弱信息中提取 COD_{Mn} 的关键是利用敏感波段区分耗氧性有机物与水体其他组分。针对GF1 WFV的波段设置,近红外波段对应耗氧性有机物散射太弱,水体光谱主要受到悬浮泥沙、水

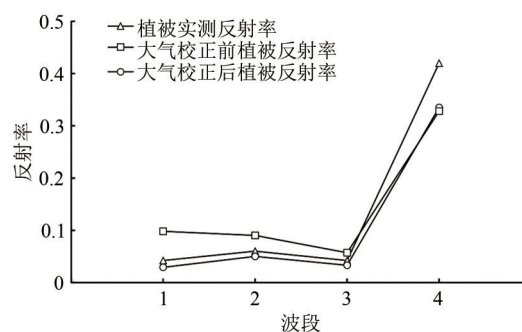
体自身吸收等的影响, 难以提取 COD_{Mn} 微弱的信息, 故排除。绿光波段对应耗氧性有机物有反射峰值, 对应叶绿素和悬浮泥沙均表现为弱吸收、弱散射, 将其列入特征波段; 蓝光和红光波段可

以提供足够信息提取水体有机物含量 (Bowers 等, 2004), 故将蓝光和红光波段加入特征波段。综上, 最终确定 COD_{Mn} 特征波段是蓝、绿、红 3 个波段。



(a) 大气校正前后水体反射率同实测反射率对比

(a) The reflectivity before and after the atmospheric correction, and measured values of water



(b) 大气校正前后植被反射率同实测反射率对比

(b) The reflectivity before and after the atmospheric correction, and measured values of vegetation

图4 大气校正前后水体、植被反射率同实测值的比较

Fig. 4 The reflectivity before and after the atmospheric correction, and measured values of vegetation and water

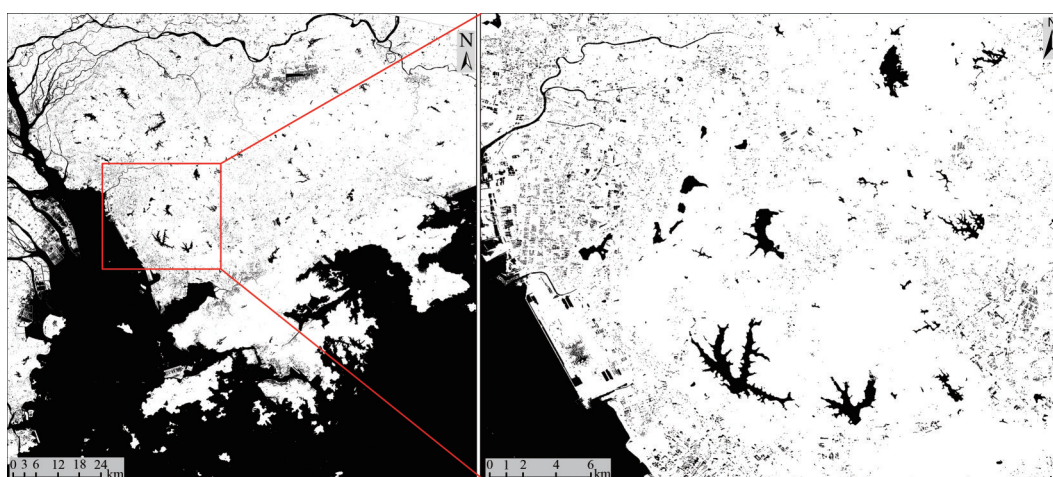


图5 2019年1月25日影像水陆分离结果图

Fig. 5 Land and water separation results of image on January 25, 2019

4.4 COD_{Mn} 反演

数据预处理后, 得到遥感反射率影像。通过下式 (Lee 等, 2002) 转换为水面以下的反射率。

$$r_{rs} = \frac{R_{rs}}{0.52 - 1.7R_{rs}} \quad (12)$$

考虑深圳地区水库水深较大, 可以认定为光学深水, 近似认为 $h \rightarrow \infty$, 忽略底质影响。根据研究区光学深水的特性, 简化 COD_{Mn} 遥感反演模型得到:

$$r_{rs}(\lambda) = \frac{b_{\lambda} \tilde{\beta}(\theta'_s)}{4\mu c_{\lambda}} \quad (13)$$

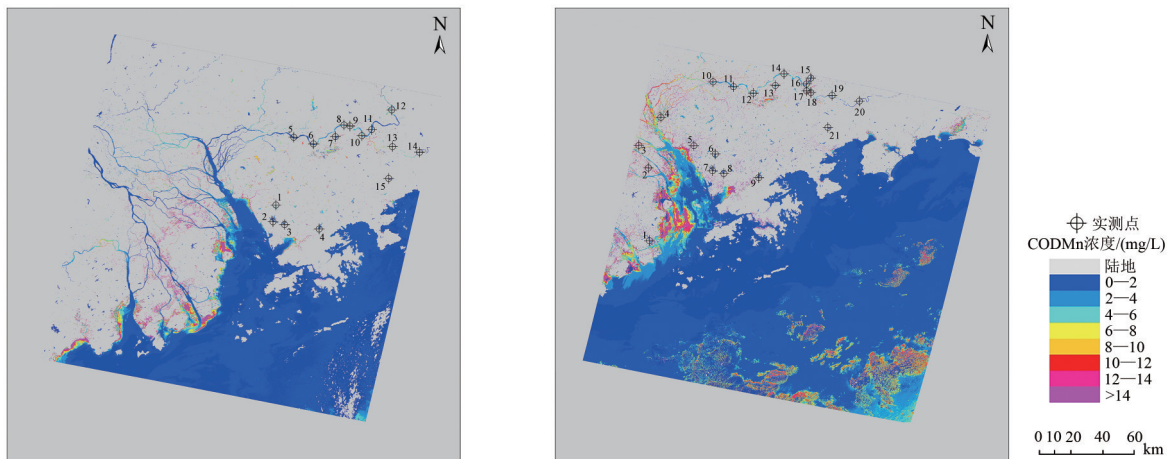
水体散射相函数按照瑞利散射的散射相函数进行计算。将实验测量的纯水、耗氧性有机物、叶绿素、悬浮泥沙光学参数数值参考式 (7) 和式 (8), 结合蓝、绿、红共 3 个波段代入到式 (13) 中建立 3 个方程组, 联立求解水体综合光学参数, 来得到整幅影像的 COD_{Mn} 浓度 D_p 。影像 COD_{Mn} 浓度提取图进行密度分割将浓度分级, 得到图 6。

5 结果与分析

在一定区域内物质来源稳定的情况下, 耗氧性有机物的光学参数也是稳定的, 本文基于广东

省内陆水域反演结果来评价 COD_{Mn}反演模型的精度和可靠度。由于水质污染情况稳定，日期间隔较短，本次研究验证数据来自广东省水文局惠州水文分局提供的准同步的监测站数据和取水样分析

数据。对比2018年3月11日、2019年1月25日 COD_{Mn}浓度模型反演结果与实测真实值，两次模型验证点分别为15个和21个，验证点分布位置如图6所示，验证点实测值与模型反演值见表3。



(a) 2018年3月11日 COD_{Mn}浓度反演结果与验证点分布
(a) COD_{Mn} concentration inversion results and verification point distribution on March 11, 2018

(b) 2019年1月25日 COD_{Mn}浓度反演结果与验证点分布
(b) COD_{Mn} concentration inversion results and verification point distribution on May 12, 2019

图6 COD_{Mn}浓度反演结果与验证点分布

Fig. 6 COD_{Mn} concentration inversion results and distribution of verification points

表3 实测值与模型值统计对比

Table 3 Statistical comparison of measured values and model values

日期	实测点编号	实测值	反演值	日期	实测点编号	实测值	反演值
2018年 3月11日	1	2.1	2.39	2019年 1月25日	4	3.2	3.59
	2	2.0	1.87		5	8.1	13.54
	3	1.5	1.29		6	2.2	1.25
	4	1.8	1.64		7	2.1	1.63
	5	1.5	1.88		8	1.7	1.12
	6	1.3	1.37		9	1.7	1.25
	7	5.1	3.91		10	2.6	2.83
	8	1.5	1.26		11	1.7	2.36
	9	1.9	2.24		12	1.6	1.93
	10	3.8	3.46		13	2.1	2.87
	11	1.4	1.66		14	1.5	2.78
	12	1.1	2.07		15	1.1	2.64
	13	2.1	2.42		16	1.6	1.85
	14	1.4	1.22		17	2.9	8.27
	15	1.4	1.64		18	5.2	8.54
2019年 1月25日	1	2.7	2.65		19	1.9	1.67
	2	4.2	9.14		20	1.0	0.85
	3	7.4	8.91		21	1.1	1.34

采用统计指标决定系数 R^2 、相对误差 RE 和均方根误差 RMSE 作为检验模型精度的标准。

实测值与模型反演结果线性关系明显 (图7)，决定系数 R^2 分别为 0.832 和 0.815，RMSE 均方根误

差分别为 0.464 mg/L 和 2.220 mg/L。2019 年的验证中，17 号点的误差最大，远高于实测值结果。经实地考察，17 号点汇入支流较多，且支流水质较差，有水质不稳定的情况，如图 8 所示。从模型精

度评价来看, 模型应用在广东省内陆水体的多个时相, COD_{Mn}反演结果的空间规律与实际规律一致, 且反演精度较优, 说明基于广东省内陆水体的光学特征, 从辐射传输机理出发建立的COD_{Mn}遥感反演模型能很好地应用在具有相似物质来源的水域中。验证结果表明本文建立的遥感反演模型方法可靠, 能应用在深圳市3大水库的COD_{Mn}浓度反演, 结果有效。

5.1 空间分布特征

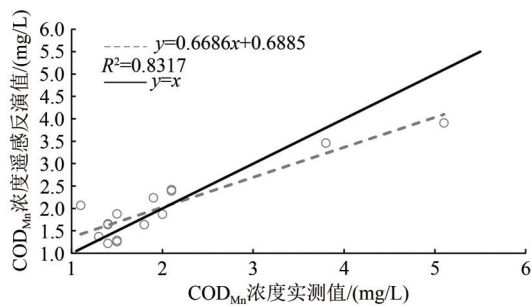
图9显示, 深圳3大水库COD_{Mn}整体浓度不高, 受到轻度有机污染, 仅在库角处出现浓度高值, 高值区浓度一般为14.1—17.6 mg/L, 峰值可以达到24.0 mg/L。3大水库整体。石岩水库的库东南与石岩河相接靠近居民区的位置出现大范围有机污染, 由于库坝隔离, COD_{Mn}浓度出现明显线性隔断(图9(a)、(e))。铁岗水库多处库角都显示COD_{Mn}

浓度偏高, 主要是库西南角、库北、库西北, 虽然库北与石岩水库相通, 但由石岩水库连接处水质推断, 受到有机污染水体来源并非石岩水库。西丽水库主要是库东和库北处COD_{Mn}浓度高, 分别位于与东江和白芒河相连接处。深圳3大水库中, 污染面积较大的是石岩水库, 铁岗水库和西丽水库水质污染程度情况相对较低。

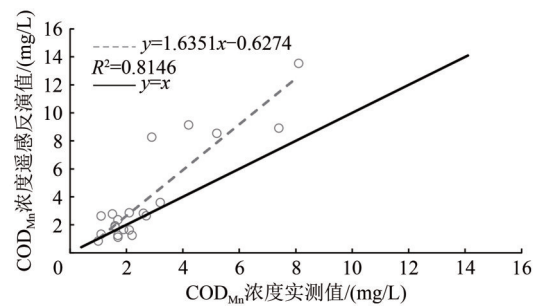
表4 模型反演值与实测值的误差

Table 4 Errors between model inversion and measured values

统计指标	时间	
	2018年3月11日	2019年1月25日
R ²	0.832	0.815
RE/%	10.46	35.88
RE _{min} /%	5.38	1.95
RE _{max} /%	88.18	185.05
RMSE/(mg/L)	0.464	2.220



(a) 2018年3月11日
(a) March 11, 2018



(b) 2019年1月25日
(b) January 25, 2019

图7 模型反演值与实测值对比

Fig. 7 Comparison of model inversion and measured values

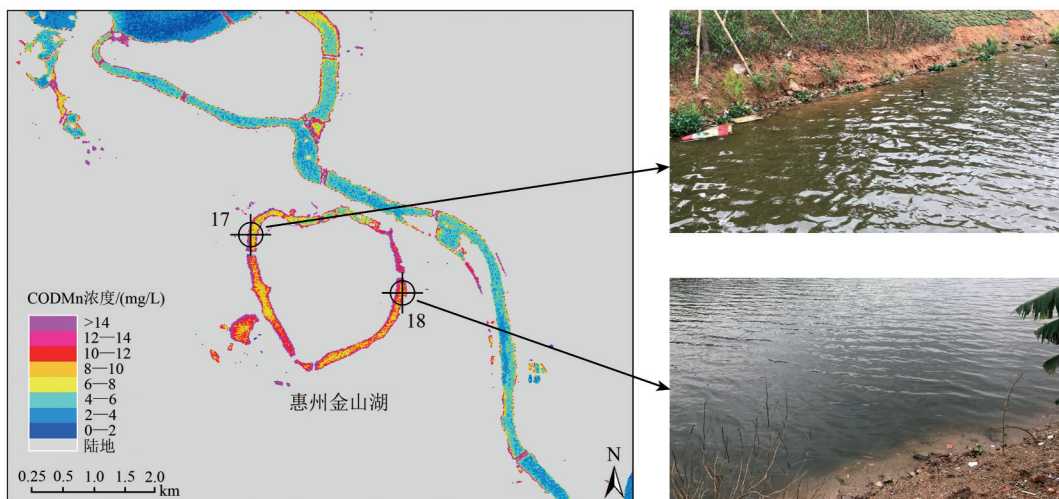
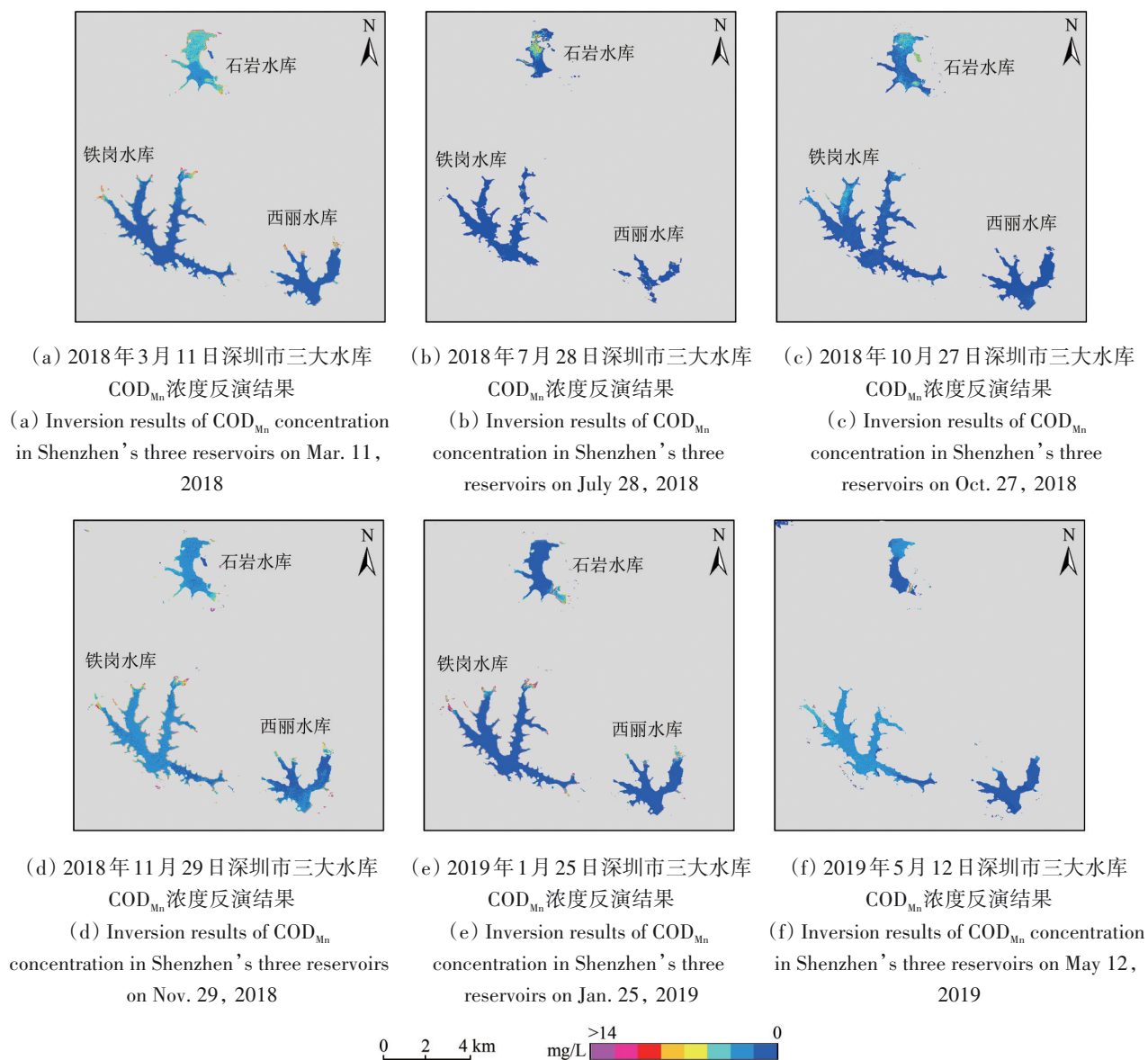


图8 17、18号遥感反演结果与实地考察照片对比

Fig. 8 Comparison of remote sensing inversion results with field investigation photos of No.17 and No.18

图9 2018年3月—2019年5月 COD_{Mn}浓度反演结果Fig. 9 COD_{Mn} concentration distribution from Mar 2018 to Jan 2019

深圳3大水库 COD_{Mn}浓度空间分布特征是总体有机污染程度较轻,但在局部库角出现 COD_{Mn}浓度高值,主要是分布在与河流连接处。结合水库周边土地利用类型,受污染处多接近生活区,临近处有建筑物,推测主要受人类活动影响。

5.2 时间分布特征

选择2018年3月11日—2019年5月12日共计6景影像,包括4个季节。根据深圳市气象特征划分,4—9月为丰水期,10—11月为平水期,12—3月为枯水期(宋云龙等,2017)。3大水库 COD_{Mn}浓度峰值和平均值的变化如表5所示,最小的浓度峰值出现在2018年7月。在丰水期,3大水库

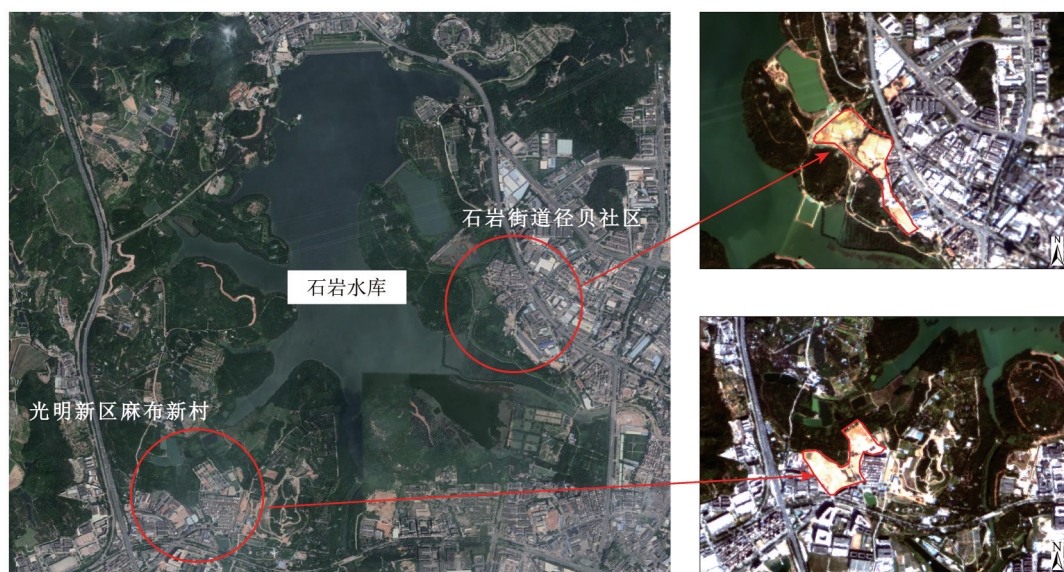
COD_{Mn}平均浓度和库角 COD_{Mn}浓度都明显低于枯水期和平水期,且有机污染范围减小。结合气象监测结果,由于前一天的降雨,库区水域面积增大,降雨对污染物的稀释作用明显。四季中,3大水库 COD_{Mn}浓度平均值在11月最高,在7月和1月最低,秋冬季节 COD_{Mn}浓度峰值明显高于夏季。2018年3月至11月,石岩—铁岗水库耗氧性有机物有向南转移的趋势,但库区 COD_{Mn}浓度平均值呈降低的趋势。从年度变化来看,2018年—2019年3大水库有机污染总体减弱,水质得到改善,至2019年5月 COD_{Mn}平均浓度达到2.27 mg/L,浓度分布较均匀,无明显浓度差异,库角处几乎无浓度峰值出现。

表5 深圳市3大水库COD_{Mn}浓度峰值和平均值Table 5 Maximum and average COD_{Mn} concentrations of the three major reservoirs in Shenzhen

日期	最大值/(mg/L)	平均值/(mg/L)
2018-03-11	28.54	3.16
2018-07-28	9.96	1.61
2018-10-27	25.97	2.12
2018-11-29	26.74	3.25
2019-01-25	26.72	2.03
2019-05-12	15.44	2.27

5.3 水质保护应对策略分析

石岩、铁岗、西丽水库水体均位于饮用水水源保护区内,水质保护效果较好,据2018年度深圳市环境状况公报,西丽水库、铁岗水库水质达到国家地表水Ⅱ类标准,石岩水库水质达到国家地表水Ⅲ类标准。但深圳的饮用水水源地仍存在用地规划靠近水源保护区,水源保护区内留有大量建筑物的现象,如图10(a)所示。



(a) 2018年9月29日石岩水库Google影像

(b) 2019年1月17日违建拆除后影像

(a) Google Images of Shiyuan Reservoir on Sep. 29, 2018

(b) Image after the demolition of illegal buildings on Jan. 17, 2019

图10 石岩水库保护区违建拆除前后对比

Fig. 10 The demolition of illegal buildings in Shiyuan Reservoir Protection Area

2018年,深圳市政府进行年度治水提质大会战,解决全市集中式饮用水水源地89项问题,拆除水库保护区违建、关停保护区工业企业、整治面源污染。其中石岩水库保护区部分违建拆除情况如图10所示。经过一年的专项整治,2018年3月—2019年5月深圳市3大水库水质出现好转,如图9所示。

3大水库邻近陆地土地利用类型多样,有工业用地、居民用地、农业用地等,受人类活动影响不可避免。同时,蓄积在库内的内源污染会在无外源污染输入及上层水质较好的情况下爆发水质污染(许士国和汪天祥,2015)。水库底泥中有机质、氮和磷含量较高(聂祥,2009;袁文权,2004),可以在短时间内消耗上覆水体的溶解氧,造成水体COD_{Mn}浓度急剧变化。针对内源污染状

况,可以采取疏浚底泥、修建人工湿地,加强水库水体生态环境的自我修复能力。结合遥感影像,水库周边面源污染源供给和人类活动对深圳市3大水库COD_{Mn}有着决定性贡献,3大水库水质保护的核心是控制外源污染体,特别是丰水期,避免污染源的输入。

6 结论

COD_{Mn}作为《国家地表水监测及评价方案》中9大基本监测指标之一,直接参与水质评价。COD_{Mn}浓度的准确和长期监测对水环境保护和治理具有重要意义。针对目前COD_{Mn}反演局限在依赖大量实测数据的经验模型,本文基于辐射传输原理,考虑广东省内陆水体特征,将影响研究区水色反演的主要水质组分:悬浮泥沙、叶绿素、耗氧性

有机物考虑到模型中, 测量耗氧性有机物光学参数, 建立地物反射率与 COD_{Mn} 浓度之间模型。通过对深圳市3大水库 COD_{Mn} 浓度进行定量反演, 经过地面测量数据验证, 决定系数 R^2 达到0.832, 均方根误差较低, 模型方法可靠。本文模型方法与线性回归法、波段比值法等经验模型相比, 优点在于模型中参数意义明确, 反演机理清晰, 计算相对简单, 可以通过改变不同地区水体光学固有参数来适应不同的地区的水体 COD_{Mn} 浓度反演。

对深圳3大水库 COD_{Mn} 浓度时空分布进行研究, 主要得出以下结论: 深圳3大水库的水质整体受到轻度有机污染, COD_{Mn} 高值区多位于库角处。水库间连接处未出现污染转移扩散情况。随着时间推进, 3大水库水质情况得到改善。结合2019年5月份水质结果, 验证深圳市政府2018年度水质整治专项措施有效性。经清理水库周边违建、转移居民等切断潜在外源污染体后, 3大水库水质得到改善。水库水质保护的核心是控制外源污染, 避免丰水期污染源的输入。

本文在进行 COD_{Mn} 浓度反演时, 仅依赖一组水体固有光学参数, 而水体固有光学特性存在着季节差异, 可能会产生一定的误差, 后续将充分研究水体固有光学参数的变化模式, 以提高模型的稳健性。另外, 本文模型应用在内陆浅水时, 引入水底反射的影响, 造成模型未知变量过多, 需要更多波段的遥感数据, 有待开展更多谱段的卫星数据如高分六号在浅水 COD_{Mn} 反演方面的研究。

参考文献(References)

- AiKen G R, McKnight D M, Wershaw R L and MacCarthy P. 1985. An introduction to humic substances in soil, sediment, and water. Humic Substances in Soil, Sediment, and Water: Geochemistry, Isolation, and Characterization. New York: John Wiley: 1-9
- Alparslan E, Coskun H G and Alganci U. 2009. Water quality determination of Küçükçekmece Lake, Turkey by using multispectral satellite data. The Scientific World Journal, 9: 425278 [DOI: 10.1100/tsw.2009.135]
- Bowers D G, Evans D, Thomas D N, Ellis K and Williams P J L B. 2004. Interpreting the colour of an estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 59(1): 13-20 [DOI: 10.1016/j.ecss.2003.06.001]
- Chen C Q, Tang S L, Pan Z L, Zhan H G, Larson M and Jönsson L. 2007. Remotely sensed assessment of water quality levels in the Pearl River Estuary, China. Marine Pollution Bulletin, 54(8): 1267-1272 [DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.03.010]
- Chen J S, He D W and Zhang Y. 2003. Is COD a suitable parameter to evaluate the water pollution in The Yellow River. Environmental Chemistry, 22(6): 611-614 (陈静生, 何大伟, 张宇. 2003. 黄河水的COD值能够真实反映其污染状况吗. 环境化学, 2(6): 611-614) [DOI: 10.3321/j.issn:0254-6108.2003.06.018]
- Chen L X. 2017. Design of COD concentration in the eutrophication of water body environment remote sensing monitoring system. Computer Measurement and Control, 25(7): 59-62 (陈玲侠. 2017. 富营养化水体环境中COD浓度遥感监测系统的设计. 计算机测量与控制, 25(7): 59-62) [DOI: 10.16526/j.cnki.11-4762/tp.2017.07.015]
- Deng R R, He Z J, Chen X X, Guan L J and Ke D. 2002a. Quantitative analysis on water pollution in the Pearl River estuary by remote sensing method. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 41(3): 99-103 (邓孺孺, 何执兼, 陈晓翔, 关履基, 柯栋. 2002. 珠江口水域水污染遥感定量分析. 中山大学学报(自然科学版), 41(3): 99-103) [DOI: 10.3321/j.issn:0529-6579.2002.03.026]
- Deng R R, He Y Q, Qin Y, Chen Q D and Chen L. 2012b. Pure water absorption coefficient measurement after eliminating the impact of suspended substance in spectrum from 400 nm to 900 nm. Journal of Remote Sensing, 16(1): 174-191 (邓孺孺, 何颖清, 秦雁, 陈启东, 陈蕾. 2012. 分离悬浮质影响的光学波段(400—900nm)水吸收系数测量. 遥感学报, 16(1): 174-191) [DOI: 10.11834/jrs.2012183]
- Deng R R, He Y Q, Qin Y, Chen Q D and Chen L. 2012b. Measuring pure water absorption coefficient in the near-infrared spectrum (900-2500 nm). Journal of Remote Sensing, 16(1): 192-206 (邓孺孺, 何颖清, 秦雁, 陈启东, 陈蕾. 2012. 近红外波段(900—2500 nm)水吸收系数测量. 遥感学报, 16(1): 192-206) [DOI: 10.11834/jrs.2012188]
- Deng R R, Qin Y, Liang Y H, He Y Q, Chen Q D, Xiong L H, Liu X L, Liu Y F, Lu S J, Liu Y M and Lin L. 2015. Method for simultaneously inverting turbidity, COD and chlorophyll concentration of inland water bodies. CN, 201510513928.4 (邓孺孺, 秦雁, 梁业恒, 何颖清, 陈启东, 熊龙海, 刘旭拢, 刘英飞, 卢世军, 刘永明, 林梨. 2015. 同时反演内陆水体混浊度、COD和叶绿素浓度的方法. 中国, 201510513928.4)
- Fichot C G, Downing B D, Bergamaschi B A, Windham-Myers L, Marvin-DiPasquale M, Thompson D R and Gierach M M. 2016. High-resolution remote sensing of water quality in the San Francisco bay-delta estuary. Environmental Science and Technology, 50(2): 573-583 [DOI: 10.1021/acs.est.5b03518]
- Fu J, Ji G S, Yang J and Chen Y Q. 1993. Correlative analysis between the reflection spectrum and pollution coefficients of water in the grand canal through Southern Jiangsu. Environmental Science, 14(5): 13-18 (傅江, 季耿善, 杨静, 陈玉泉. 1993. 苏南大运河水体反射光谱与污染参数的相关分析. 环境科学, 14(5): 13-18) [DOI: 10.13227/j.hjx.1993.05.006]
- Gholizadeh M H, Melesse A M and Reddi L. 2016. A comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. Sensors, 16(8): 1298 [DOI: 10.3390/s16081298]
- Gitelson A, Garbuzov G, Szilagyi F, Mittenzwey K H, Karnieli A and Kaiser A. 1993. Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality. International Journal of Remote Sensing, 14(7): 1269-1295 [DOI: 10.1080/01431169308953956]
- Guo L F, Gao X H, Lin C, Liu D W and Guo Y. 2010. Remote sensing information model for water organic pollution based on expert classifier. Yellow River, 32(12): 108-111 (郭丽峰, 高小红, 林超, 刘德文, 郭勇. 2010. 基于专家分类器的水体有机污染遥感信息模型. 人民黄河, 32(12): 108-111) [DOI: 10.3969/j.issn.1000-

- 1379.2010.12.045]
- Huang M F, Song Q J, Mao Z H, Xing X F, Bai Z A, Gu P and Zhao Z L. 2011. The retrieval model for COD in waters using optical absorption properties of CDOM—a case study at the Shuangtaizi River and the Liaodong Gulf. *Acta Oceanologica Sinica*, 33(3): 47-54 (黄妙芬, 宋庆君, 毛志华, 邢旭峰, 白贞爱, 古平, 赵祖龙. 2011. 应用CDOM光学特性估算水体COD——以辽宁省盘锦市双台子河和辽东湾为例. *海洋学报*, 33(3): 47-54)
- Kutser T. 2012. The possibility of using the Landsat image archive for monitoring long time trends in coloured dissolved organic matter concentration in lake waters. *Remote Sensing of Environment*, 123: 334-338 [DOI: 10.1016/j.rse.2012.04.004]
- Lee Z P, Carder K L and Arnone R A. 2002. Deriving inherent optical properties from water color: a multiband quasi-analytical algorithm for optically deep waters. *Applied Optics*, 41(27): 5755-5772 [DOI: 10.1364/AO.41.005755]
- Li J Q, Li J G, Zhu L, Shen Q, Dai H Y and Zhu Y F. 2019. Remote sensing identification and validation of urban black and odorous water in Taiyuan city. *Journal of Remote Sensing*, 23(4): 773-784 (李佳琦, 李家国, 朱利, 申茜, 戴华阳, 朱云芳. 2019. 太原市黑臭水体遥感识别与地面验证. *遥感学报*, 23(4): 773-784) [DOI: 10.11834/jrs.20197292]
- Li S J, Zhu H C, Chen D Q and Wang L L. 2016. Water quality monitoring based on multiple remote sensing imageries//2016 4th International Workshop on Earth Observation and Remote Sensing Applications (EORSA). Guangzhou: IEEE [DOI: 10.1109/EORSA.2016.7552777]
- Li S J, Zhang J Q, Guo E L, Zhang F, Ma Q Y and Mu G Y. 2017. Dynamics and ecological risk assessment of chromophoric dissolved organic matter in the Yinma River Watershed: Rivers, reservoirs, and urban waters. *Environmental Research*, 158: 245-254 [DOI: 10.1016/j.envres.2017.06.020]
- Lin B Q and Xie S Q. 1988. *Aquatic Algae and Water Pollution Monitoring*. Shenyang: Liaoning University Press (林碧琴, 谢淑琪. 1988. *水生藻类与水体污染检测*. 沈阳: 辽宁大学出版社)
- Ma R H, Tang J W, Duan H T and Pan D L. 2009. Progress in lake water color remote sensing. *Journal of Lake Sciences*, 21(2): 143-158 (马荣华, 唐军武, 段洪涛, 潘德炉. 2009. 湖泊水色遥感研究进展. *湖泊科学*, 21(2): 143-158) [DOI: 10.3321/j.issn:1003-5427.2009.02.001]
- Mcfeters S K. 1996. The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal of Remote Sensing*, 17(7): 1425-1432 [DOI: 10.1080/01431169608948714]
- Nie X. 2009. Phosphorus Forms and Release in Sediments of Typical Reservoirs for Drinking Water S Supply in Guangdong Province. Guangzhou: Guangzhou: Ji'nan University (聂祥. 2009. 广东省典型供水水库沉积物中磷形态与释放特征. 广州: 暨南大学)
- Philpot W D. 1989. Bathymetric mapping with passive multispectral imagery. *Applied Optics*, 28(8): 1569-1578 [DOI: 10.1364/AO.28.001569]
- Prangma G J and Roozkrans J N. 1989. Using NOAA AVHRR imagery in assessing water quality parameters. *International Journal of Remote Sensing*, 10(4/5): 811-818 [DOI: 10.1080/01431168908903921]
- Qi Z X and Deng R R. 2007. The atmospheric correction method for nonhomogeneous atmosphere based on many dark objects. *Remote Sensing for Land and Resources*, (2): 16-19, 30 (齐志新, 邓孺孺. 2007. 多暗像元大气校正方法. *国土资源遥感*, (2): 16-19, 30) [DOI: 10.3969/j.issn.1001-070X.2007.02.004]
- Qin Y. 2015. *Optical Shallow Water Remote Sensing Model and its Application on Monitoring Water Quality in Guangdong Province*. Guangzhou: Sun Yat-Sen University (秦雁. 2015. *光学浅水遥感模型及其在广东省水质遥感监测的应用*. 广州: 中山大学)
- Shirke S, Pinto S M, Kushwaha V K, Mardikar T and Vijay R. 2016. Object-based image analysis for the impact of sewage pollution in Malad Creek, Mumbai, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(2): 95 [DOI: 10.1007/s10661-015-4981-9]
- Song Y L, Zhang J S, Guo X Y, Zhu J, Wang L, Tao Y and Zhang L. 2017. Spatiotemporal variations of chlorophyll a and its relationship to environmental factors in Shiyan reservoir. *Environmental Science*, 38(8): 3302-3311 (宋云龙, 张金松, 郭小雅, 朱佳, 王丽, 陶益, 张丽. 2017. 石岩水库叶绿素a时空分布及其影响因素分析. *环境科学*, 38(8): 3302-3311) [DOI: 10.13227/j.hjlx.201701046]
- Stumpf R P, Davis T W, Wynne T T, Graham J L, Loftin K A, Johengen T H, Gossiaux D, Palladino D and Burtner A. 2016. Challenges for mapping cyanotoxin patterns from remote sensing of cyanobacteria. *Harmful Algae*, 54: 160-173 [DOI: 10.1016/j.hal.2016.01.005]
- Vaillant S, Pouet M F and Thomas O. 2002. Basic handling of UV spectra for urban water quality monitoring. *Urban Water*, 4(3): 273-281 [DOI: 10.1016/S1462-0758(02)00019-5]
- Vignolo A, Pochettino A and Cicerone D. 2006. Water quality assessment using remote sensing techniques: Medrano Creek, Argentina. *Journal of Environmental Management*, 81(4): 429-433 [DOI: 10.1016/j.jenvman.2005.11.019]
- Wang J P, Cheng S T and Jia H F. 2004a. Application of artificial neural network technology in water color remote sensing inversion of inland water body using TM data//30th ISPRS Congress Technical Commission IV. Turkey: ISPRS
- Wang T, Tan C, Chen L and Tsai Y. 2008. Applying artificial neural networks and remote sensing to estimate Chlorophyll II-a concentration in water body. 2008 Second International Symposium on Intelligent Information Technology Application, 540-544 [DOI: 10.1109/II TA.2008.279]
- Wang Y P, Min Y S, Fu J M and Sheng G Y. 2001. Remote sensing method of water pollution and application on water pollution monitoring in Guangzhou section of Pearl River. *Journal of Remote Sensing*, 5(6): 460-465 (王云鹏, 闵育顺, 傅家谟, 盛国英. 2001. 水体污染的遥感方法及在珠江广州河段水污染监测中的应用. *遥感学报*, 5(6): 460-465) [DOI: 10.11834/jrs.20010610]
- Wang Y P, Xia H, Fu J M and Sheng G Y. 2004b. Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using LANDSAT/TM data. *Science of the Total Environment*, 328(1/3): 195-206 [DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.02.020]
- Wen S, Wang Q, Li Y M, Zhu L, Lv H, Lei S H, Ding X L and Miao S. 2018. Remote sensing identification of urban black-odor water bodies based on high-resolution images: a case study in Nanjing. *Environmental Science*, 39(1): 57-67 (温爽, 王桥, 李云梅, 朱利, 吕恒, 雷少华, 丁潇蕾, 苗松. 2018. 基于高分影像的城市黑臭水体遥感识别: 以南京为例. *环境科学*, 39(1): 57-67) [DOI: 10.13227/j.hjlx.201703264]
- Xia X H, Yang Z F, Wang R and Meng L H. 2005. Contamination of oxygen-consuming organics in the Yellow River of China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110(1/3): 185-202 [DOI: 10.1007/s10661-005-7863-8]
- Xu S G and Wang T X. 2015. Review of research on accumulation pro-

- cess and effect of internal pollution of reservoir. *Advances in Science and Technology of Water Resources*, 35(5): 162-167 (许士国, 汪天祥. 2015. 水库内源污染蓄积过程及影响研究综述. *水利水电科技进展*, 35(5): 162-167) [DOI: 10.3880/j.issn.1006-7647.2015.05.022]
- Yuan W Q. 2004. Study on the Internal Pollution in Xili Reservoir and Its Control. Beijing: Tsinghua University (袁文权. 2004. 西沥水库内源污染及其控制. 北京: 清华大学)
- Zhang X, Lai J B, Li J G, Wang L, Zhu L and Chen Y J. 2019. Remote sensing recognition of black-odor Waterbodies in Shenzhen city based on GF-1 satellite. *Science Technology and Engineering*, 19(4): 268-274 (张雪, 赖积保, 李家国, 王力, 朱利, 陈宜金. 2019. 基于高分一号影像的深圳市黑臭水体遥感识别. *科学技术与工程*, 19(4): 268-274) [DOI: 10.3969/j.issn.1671-1815.2019.04.044]
- Zhao Q C, Zhao S Y, Liu K, Wang Y C and Li H R. 2019. Remote sensing inversion of COD in Baiyang Lake based on actually-measured spectra and Landsat8 image. *Modern Electronics Technique*, 42(3): 56-60 (赵起超, 赵姝雅, 刘剋, 王延仓, 李怀瑞. 2019. 基于实测光谱与 Landsat8 影像的白洋淀 COD 遥感反演. *现代电子技术*, 42(3): 56-60) [DOI: 10.16652/j.issn.1004-373x.2019.03.014]

Study of spatial—temporal characteristics for COD_{Mn} in Shenzhen reservoir based on GF-1 WFV

LI Jun^{1,2,3}, ZHANG Wenzhi⁴, DENG Ruru^{1,2,3}, LU Zhiwen⁴, LIANG Yeheng¹, SHEN Xuejiao⁴, XIONG Longhai¹, LIU Yongming¹

1. School of Geography and Planning, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, China;

2. Guangdong Engineering Research Center of Water Environment Remote Sensing Monitoring, Guangzhou 510275, China;

3. Guangdong Provincial Key Laboratory of Urbanization and Geo-Simulation, Guangzhou 510275, China;

4. Huizhou branch of Guangdong Hydrology Bureau, Huizhou 516003, China

Abstract: Permanganate index (COD_{Mn}) is an important water quality parameter to reflect the degree of organic pollution. At present, the retrieval of organic pollution by remote sensing technology is mostly based on empirical models and requires considerable manpower for data collection. Meanwhile, it has time and space limitations because it cannot process each image under different imaging conditions adaptively. The integrated water quality index, CDOM, and DOC of the inverted parameters are not water quality indexes. Thus, they cannot be directly used for actual water quality evaluation. Therefore, a novel quantitative remote sensing technology method for the retrieval of water permanganate index with clear understanding on mechanism is proposed.

The method based on the radiation transmission process of electromagnetic waves and the characteristics of the water body in the study area consider the three major water quality factors of suspended sediment, chlorophyll, and oxygen-consuming organic, analyze the absorption and scattering coefficients of oxygen-consuming organic matter, and separate the contribution of the water column to the remote sensing signal from the effect of the bottom. The diffuse extinction coefficients (c) of water quality components are expressed as functions of in-water absorption (a) and scattering (b). Finally, the concentration of COD_{Mn} was derived with the remote-sensing reflectance below the surface (r_{rs}).

The experiment on the GF-1 Wide Field of View (WFV) imageries of the three major reservoirs in Shenzhen shows that the model method is reliable with overall accuracy of $R^2=0.832$ and RMSE=46.4%. The spatial—temporal characteristics of the three major reservoirs in Shenzhen during 2018—2019 were investigated. The overall COD_{Mn} concentration of the three major reservoirs is low with average COD_{Mn} concentrations of less than 4 mg/L; it is affected by mild organic pollution. No pollution diffusion occurred at the junction of the reservoirs, and the peak concentration mostly appeared near the residential areas at the reservoir corner. The highest hotspot was observed in spring and autumn, whereas the lowest was in rainy summer. From March 2018 to May 2019. The water quality improved, consistent with the background of Shenzhen's special water treatment activities in 2018. The core of reservoir water quality protection is recommended to control external pollution and avoid the input of pollution sources during the flood season.

A distinct advantage of the models is broadly applicable due to their physical basis, which satisfied the application requirements. The model solving method is based on the inherent optical properties of typical water bodies in Guangdong Province, and these properties have seasonal variability. The seasonal variations of inherent optical properties of water bodies can improve the stability of the model. In addition, the spectrum of shallow waters is affected by the depth and the reflection at the bottom. COD_{Mn} concentration inversion from satellite data with more spectrum bands remains underexplored. The RS scheme used in this study can not only provide support for inland water resource development and policy formulation in Shenzhen, but also a valuable reference for the evolution of inland water organic pollution in other regions.

Key words: permanganate index, organic pollution, absorption coefficient, GF-1 WFV, Shenzhen, water quality remote sensing

Supported by Science and Technology Planning Project of Guangdong Province (No. 2017B020216001); the Irrigation Works Science and Technology Innovation Project of Guangdong Province (No. 2016-08); National Natural Science Foundation of China (No. 41071230, 41901352); Huizhou River Chiefs Satellite Remote Sensing Monitoring Service Project (No. 440000-201903-197019009-0001)