

doi: 10.6046/zrzyg.2020377

引用格式: 臧传凯, 沈芳, 杨正东. 基于无人机高光谱遥感的河湖水环境探测[J]. 自然资源遥感, 2021, 33(3): 45-53. (Zang C K, Shen F, Yang Z D. Aquatic environmental monitoring of inland waters based on UAV hyperspectral remote sensing[J]. Remote Sensing for Natural Resources, 2021, 33(3): 45-53.)

基于无人机高光谱遥感的河湖水环境探测

臧传凯¹, 沈芳^{1,2}, 杨正东³

(1. 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062; 2. 上海市崇明生态研究院, 上海 200062; 3. 上海市崇明区水文站, 上海 200062)

摘要: 本研究以上海市崇明岛内陆水体为研究区, 通过无人机高光谱遥感影像对水体颜色变化及疑似污染水体识别进行研究。首先, 对无人机搭载的高光谱传感器探测获得的辐亮度信号, 进行了遥感反射率标定, 通过与现场观测对比, 该标定方法准确度较高, 各波段平均无偏绝对百分比误差的均值为 13.34%, 决定系数 R^2 均值为 0.83。进一步, 利用河湖水体高光谱遥感反射率根据 CIE-XYZ 颜色标准和加权调和平均法反演了色相角 (Hue angle)、表观波长 (apparent visible wavelength, AVW), 根据实测数据构建水质参数反演模型。通过设定色相角阈值对研究区水体颜色进行分类, 结果表明: 崇明区在枯水期的河湖黄棕色异常水体较多, 且需加强主要航运河流的水环境监管和治理。最后综合水体颜色参量和水质参数结果对河湖疑似污染水体进行识别和分析。研究表明: 无人机高光谱获得的高时空连续性的水体颜色参量和水质参数反演结果, 在节约成本的同时为河湖水环境调查提供了可靠的技术支持。

关键词: 无人机; 高光谱遥感; 水体颜色; 河湖水体; 水环境

中图法分类号: P 231.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 2097-034X(2021)03-0045-09

0 引言

河湖水环境监测是人类一直以来高度重视的环境问题。相对于传统监测手段, 遥感技术具有快速、大面积同步观测、周期性等特点, 对于获取长期、大范围河湖水环境的时空变化具有显著优势^[1]。国内外许多学者通过遥感反演水体中的水质参数实现对内陆河流、湖泊以及海岸带等复杂水域的动态监测^[2-3]。水体中物质组成及浓度变化往往会引起水体颜色的变化^[4], 遥感技术可以通过感知水体的光谱特征计算水体颜色参量^[5]。根据国际照明委员会 (CIE) 发布的 CIE-XYZ 颜色的量化标准^[6], Wernand 等发展了 Envisat/MERIS、Aqua/MODIS、SeaWiFs 和 Sentinel-3/OLCI 这 4 种海洋水色传感器的色度坐标计算方法, 建立了 Forel-Ule (FUI) 水色指数色度坐标查找表, 实现了利用多光谱水色卫星数据量化水体颜色^[5,7,8]。在此基础上, Wang 等利用 Aqua/MODIS 数据计算得到的 FUI 对太湖以及

全球其他大型湖泊进行了水体分类和营养状态评价^[9-10]。Zhao 等通过设定 Hue angle 阈值的方法对内陆复杂水体进行了分类^[11]。也有学者通过加权调和平均的方法计算水体的表观波长 (apparent visible wavelength, AVW) 来监测 22 a 来全球海洋水体的水色变化^[12]。该方法适用于不同类型的多光谱和高光谱数据, 并且证明了高光谱数据在水体颜色参量精确计算方面的优势。

随着高分辨率卫星遥感技术的发展, 一些学者也利用了高分辨率的遥感数据开展了水环境监测^[13-15], 然而卫星数据的空间分辨率仍难满足监测内陆狭长河道的需求。无人机遥感平台搭载高光谱传感器可以获得高空间、高时间、高光谱分辨率的遥感数据, 利用该数据可实现狭长河道的长时间精准观测, 对于水环境的持续性遥感监测以及紧急重点排查具有重要意义。本研究基于实测和无人机高光谱遥感反射率数据计算水体颜色参量并反演水质参数, 利用 Hue angle 对水体进行分类, 通过水体颜色参量和水质参数反演结果, 分析上海市崇明岛河湖

收稿日期: 2020-12-01; 修订日期: 2021-03-05

基金项目: 国家自然科学基金项目“近海浮游植物分类的高光谱遥感探测机理与方法研究”(编号: 42076187)和国家重点研发计划政府间国际科技创新合作重点专项“水环境的高光谱及多源高分辨率光学遥感研究”共同资助。

第一作者: 臧传凯 (1996-), 男, 硕士研究生, 研究方向为无人机高光谱水环境遥感。Email: 51183904016@stu.ecnu.edu.cn。

通信作者: 沈芳 (1964-), 女, 教授, 研究方向为水环境定量遥感研究。Email: fshen@sklec.ecnu.edu.cn。

小水体的水体颜色变化,进而识别河湖水环境中的疑似污染水体。

1 研究区概况及数据源

1.1 研究区概况

本研究选取上海市崇明岛、青浦区大莲湖作为无人机高光谱水环境监测的主要研究区域。崇明岛有 2 条市级河道(南横引河、北横引河)贯通南北形成环岛运河,总长 180 km。28 条县级河道,总长 357.4 km^[16]。作为中国第一大生态岛,岛内河道水体的水环境状况直接影响崇明岛的可持续发展和岛内人民的生活质量。大莲湖位于青浦区西部,北部为淀山湖,南部联通黄浦江,是上海市黄浦江上游重要的水源保护区^[17]。

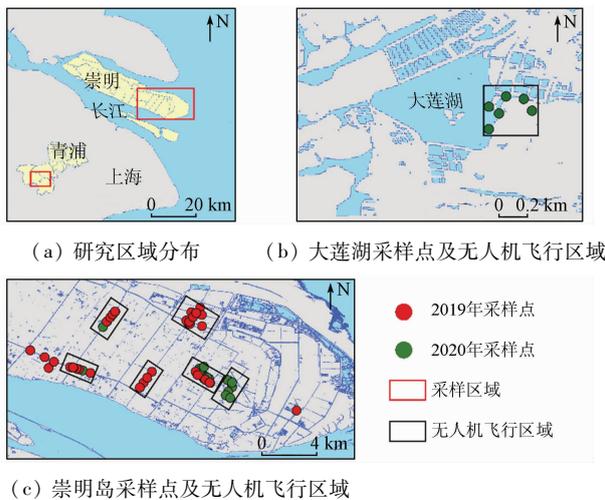


图 1 研究区域及采样点

Fig. 1 Research area and sampling point

1.2 实测数据

2019—2020 年间笔者进行了 8 次野外数据采集工作(2019 年 4 月、5 月、9 月上旬、9 月下旬、11 月;2020 年 1 月、5 月、6 月),采集了 110 个河湖采样点的实测光谱数据和水样数据,剔除异常数据后得到有效数据 94 组。上海市青浦区大莲湖有 8 个采样点,崇明区河道有 86 个采样点,其中无人机高光谱数据覆盖采样点(包含同步测量和一小时间隔内测量)35 个。使用 ASD - FieldSpec HandHeld 2 地物光谱仪根据水面以上测量方法^[18],测量并计算得到采样点水体的遥感反射率数据。使用 HACH 2100Q 便携式浊度计现场测量浊度。根据《地表水和污水监测技术规范》^[19]采集和保存水样,带回实验室采用分光光度法测量叶绿素 a 浓度(Chl - a)^[20]、有色溶解有机物吸收系数(CDOM)^[21]、总氮(TN)^[22]和总磷(TP)^[23],对于内陆水体选择 440 nm

处的吸收系数 $a_g(440)$ 作为 CDOM 的代表。采用称重法^[24]测量水体总悬浮物浓度(TSM),实测采样点各类水质参数浓度分布如表 1 所示。

表 1 采样点水质参数浓度分布

Tab. 1 Concentration distribution of water quality parameters at sampling points

水质参数	最小值	最大值	平均值	标准差
Chl - a/(mg·m ⁻³)	4.62	311.63	41.98	54.15
TSM/(mg·L ⁻¹)	4.50	281.67	45.71	42.26
CDOM/m	0.30	2.22	0.88	0.46
浊度/NTU	5.95	142.00	51.17	30.23
TN/(mg·L ⁻¹)	0.44	2.53	1.34	0.53
TP/(mg·L ⁻¹)	0.009	0.93	0.15	0.18

1.3 无人机高光谱数据

本研究的无人机平台为多旋翼无人机 KWT - X6L,搭载了 Micro Hyperspec VNIR A - Series 高光谱成像仪(HeadWall Photonics Inc.),其光谱范围为 400 ~ 1 000 nm,具有 325 个光谱通道,光谱分辨率 1.8 nm。于 2019 年 5 月、9 月、11 月以及 2020 年 5 月在崇明岛河道进行了无人机飞行,共获取了 11 条崇明区重点关注河道的无人机高光谱数据。根据高光谱影像质量选择 400 ~ 800 nm 范围的 218 个光谱波段。无人机按照预先设置好的航线飞行,飞行高度 100 m,地面幅宽 92 m,空间分辨率 0.09 m,飞行前根据光照强度设置高光谱传感器的积分时间,飞行速度根据积分时间换算得到,探测器参数设置好以后利用镜头盖遮光测量一段暗电流数据。无人机飞行时间均在 9:00—11:00 和 13:00—15:00 之间进行。

2 高光谱数据处理

2.1 遥感反射率测定

Micro Hyperspec VNIR A - Series 高光谱成像仪已在实验室经过辐射定标,即可将高光谱探测器采集的数字信号转换为辐亮度数据 $L^{UV}(\lambda)$,并通过设备自带数据处理软件去除高光谱数据的暗电流噪声。为获得目标水体的遥感反射率,本研究基于反射率基法^[25-26]发展了一种无人机高光谱遥感反射率测定方法。该方法在无人机飞行河湖区域铺设面积 1 m²的标准反射率为 20% ~ 30% 的漫反射参考板,无人机经过该区域时使用地物光谱仪同步多次测量参考板的反射率 $R^{ref}(\lambda)$ 和下行辐亮度 $L^{ref}(\lambda)$,获得太阳总辐照度,公式为:

$$E_d(\lambda) = \pi \cdot L^{ref}(\lambda) / R^{ref}(\lambda) \quad (1)$$

并根据水面以上光谱测量方法^[18]同步测量参考板上方的天空光辐亮度 $L^{sky}(\lambda)$ 。由于无人机飞

行时间有意规避了太阳高度角最高的时间段,有效减少了耀斑对垂直采集数据方式的影响,且飞行获得的高光谱数据会首先进行耀斑数据裁剪,因此耀斑的影响可以忽略。无人机飞行高度为 100 m,大气程辐射影响可以忽略^[27]。在光照条件持续稳定的情况下,假定地面同步测量的天空光入射辐亮度 L^{sky} 为无人机影像上方的天空光辐亮度。考虑飞行时多为无风或微风的天气,水表面平静,假定忽略白帽反射,菲涅尔反射率 r 可近似为 0.023^[28],那么无人机高光谱遥感反射率 $R_{\text{rs}}^{\text{UAV}}(\lambda)$ 公式为:

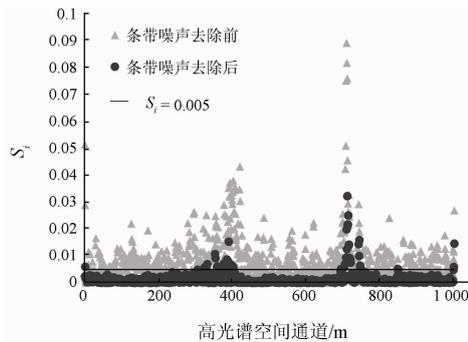
$$R_{\text{rs}}^{\text{UAV}}(\lambda) = \frac{L^{\text{UAV}}(\lambda) - 0.023 \cdot L^{\text{sky}}(\lambda)}{\pi \cdot L^{\text{ref}}(\lambda) / R^{\text{ref}}(\lambda)}, \quad (2)$$

式中: 辐亮度单位为 $\text{Wm}^{-2}\text{nm}^{-1}\text{sr}^{-1}$; 遥感反射率单位为 sr^{-1} ; λ 为光谱波长, nm。

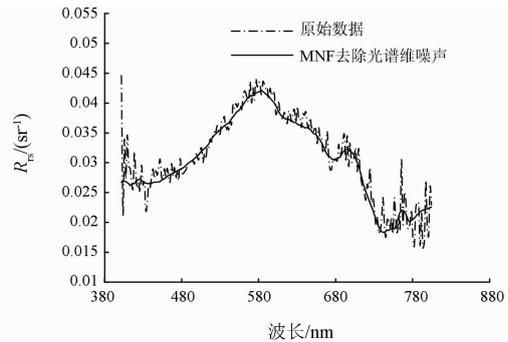
通过均方根误差 (RMSE)、平均无偏绝对百分比误差 (ε) 及皮尔森相关系数 (R)^[27] 评估遥感反射率精度, 公式分别为:

$$\varepsilon = \left[\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{|u_i - f_i|}{|u_i + f_i|} \right] \cdot 200\%, \quad (3)$$

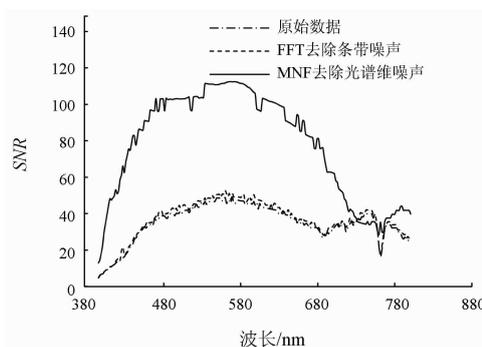
$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [(u_i) - (f_i)]^2}, \quad (4)$$



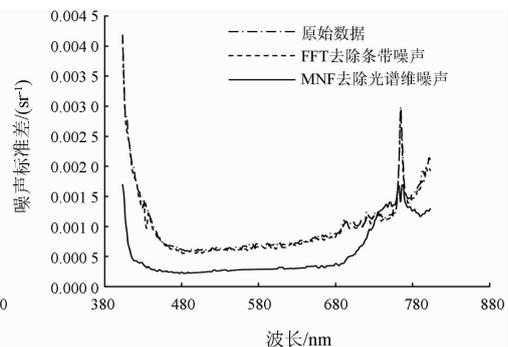
(a) 条带噪声去除



(b) 光谱维噪声去除



(c) 信噪比结果



(d) 噪声标准差结果

图2 无人机高光谱影像降噪流程及噪声评估

Fig.2 Noise reduction process and evaluation of UAV hyperspectral image

图2(a)显示,利用FFT去除条带后,整体 S_i 有了明显降低,低于条带充分去除标准 $S_i = 0.005$ ^[32],证明该方法可以有效去除高光谱数据的条带噪声。

$$R(u_i, f_i) = \frac{\text{Cov}(u_i, f_i)}{\sqrt{\text{Var}(u_i)\text{Var}(f_i)}}, \quad (5)$$

式中: u 为无人机计算得到的遥感反射率; f 为实测遥感反射率; n 为验证点的个数。

2.2 数据几何校正及降噪处理

无人机飞行及高光谱成像数据采集过程中,同步获得了影像的地理位置、姿态信息,通过数据处理软件进行了高精度几何校正。采用城市地表水高光谱抗阴影水体指数方法^[29]提取河湖水体。

尽管高光谱影像光谱分辨率很高,但其信噪比较低,实际应用时通常对数据运用降维等方法最大限度的保留信号和压制噪声^[30]。本文采用了快速傅里叶变换 (fast fourier transform, FFT)^[31] 去除高光谱影像的条带噪声,通过计算高光谱影像每列 (条带噪声纵向分布) 的条带度量值 (S_i) 评估条带噪声去除的效果^[32]。采用对噪声敏感的最小噪声分离法 (minimum noise fraction, MNF) 实现光谱维噪声的去除^[33],利用局部均值和局部标准差法^[34] 计算高光谱影像的信噪比和噪声标准差,检验高光谱影像的降噪效果。

图2(b)显示, MNF方法在光谱维上有效剔除了大量噪声,得到了相对平滑的光谱曲线。图2(c), (d)显示, MNF去除噪声后信噪比、噪声标准差有大

幅度改善,信噪比均值提升 128%,噪声标准差也显著降低,平均值 3.42×10^{-4} (图 2(d)); FFT 去除条带噪声后,信噪比、噪声标准差未显著改善。

3 研究方法

3.1 水体颜色参量计算

根据国际照明委员会 (CIE) 制定的 CIE - XYZ 颜色标准系统以及定量的描述颜色方法^[6],基于本研究采集的无人机高光谱数据,计算河湖水体的 Hue angle。在通过颜色匹配函数计算颜色刺激值过程中^[6],由于 CIE 规定的颜色匹配函数的波长位置与本研究的高光谱数据不完全对应,我们利用线性拟合的方法计算了对应高光谱数据波长位置的颜色匹配函数,进一步基于颜色刺激值计算获得水体 Hue angle($0^\circ \sim 360^\circ$)^[11]。

CIE - XYZ 颜色系统根据人眼的波长识别范围 (380 ~ 780 nm) 计算 Hue angle,忽略了反映生物化学变化极其重要的紫外和近红外波段,而一些常见的内陆水体类型 (高浊度、高 CDOM 以及藻类爆发水域) 在蓝紫光、近红外波段的光谱特征非常重要。因此,除了采用 Hue angle 量化颜色,还采用给定光谱的主导波长来表示^[12]。AVW 因为包含了紫外和近红外波段,对于颜色更蓝或更红的极端水域,相对 Hue angle 具有更高的变化范围。故为了充分利用所获得的高光谱信息来准确量化内陆水体水色,本

研究从水色主导波长的角度利用无人机高光谱全波段数据 (400 ~ 800 nm) 计算 AVW,计算公式为:

$$AVW = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{R_{rs}(\lambda_i)}{\lambda_i}}{\sum_{i=1}^n R_{rs}(\lambda_i)} = \left[\frac{\sum_{i=1}^n \lambda_i^{-1} R_{rs}(\lambda_i)}{\sum_{i=1}^n R_{rs}(\lambda_i)} \right]^{-1}, \tag{6}$$

式中: R_{rs} 为水体遥感反射率, sr^{-1} ; λ 为光谱波长, nm; n 为高光谱波段数。

3.2 水体色相分类

实地调查发现,采样区域水环境恶化主要表现为大量浮萍漂浮的绿色水体和污染源附近的黄棕色污染水体。根据 Hue angle 量化水体颜色变化这一特点,参考设定 Hue angle 阈值对内陆河湖水体的分类方法^[11]。从实测数据中选出 19 条不同类型水体 (5 条浮萍漂浮的绿色水体、7 条一般水体和 7 条污染源附近黄棕色水体) 的高光谱反射率曲线计算 Hue angle。浮萍漂浮的水体呈绿色,具有植物光谱特征。污染源附近黄棕色水体主要组分为非色素颗粒物或有色溶解有机物,有色溶解有机物中含有的腐殖酸和富里酸随着浓度的升高会使水体呈现黄褐色。根据所选不同水体的 Hue angle 值将水体分为绿色异常水体 ($Hue\ angle \leq 218^\circ$)、一般水体 ($218^\circ \leq Hue\ angle \leq 225^\circ$)、黄棕色异常水体共 3 类 ($Hue\ angle \geq 225^\circ$) (图 3)。

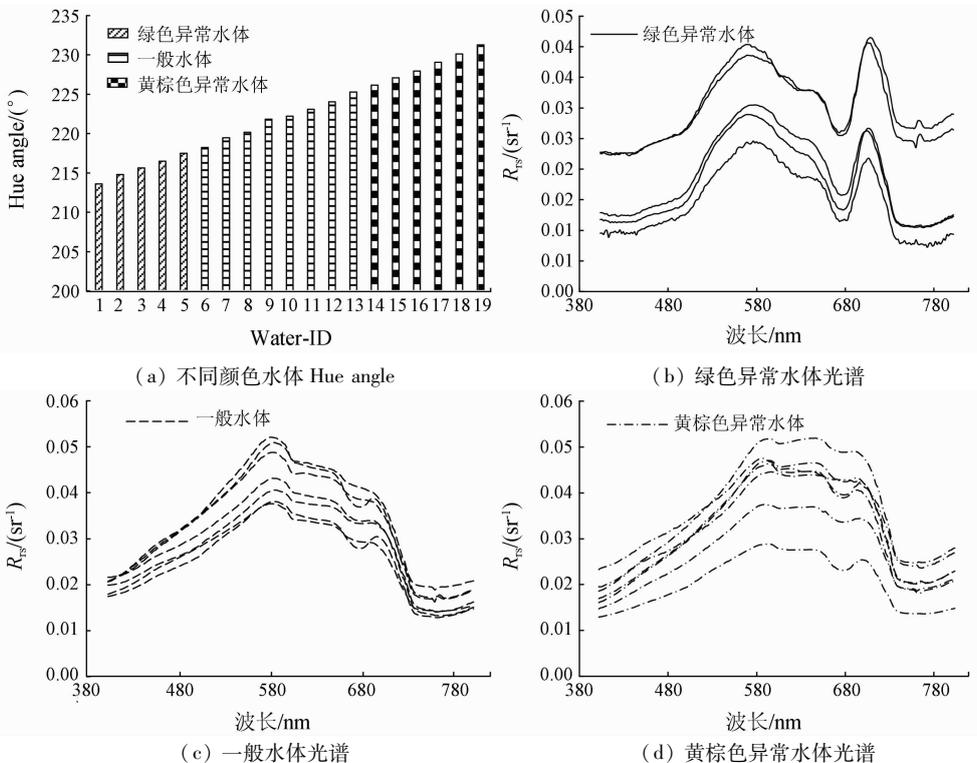


图 3 不同类型水体光谱曲线及对应 Hue angle
Fig. 3 Spectral curves and corresponding Hue angle of different types of water

3.3 水质参数高光谱遥感反演

通过对同步实测的遥感反射率与水质参数(Chl - a, TSM, CDOM, 浊度, TN, TP)进行统计分析,将不同水质参数选择相关性最高的波段或波段组合作为自变量,通过指数、幂函数、线性、多项式、偏最小二乘回归等方法构建反演模型(表2),通过 R^2 和 $RMSE$ 对模型的反演效果进行评估。

表2 水质参数反演模型

Tab.2 Inversion model for water quality parameters

水质参数(y)	自变量(x)	反演模型
Chl - a/ ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)	$x = R_{rs}(636.91)/R_{rs}(701.64)$	$y = 38.27x^{-6.10}$
TSM/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$x = R_{rs}(733)$	$y = 251.886x^2 - 7300.8x + 74.94$
CDOM/ m	$x_1 = R_{rs}(600)/R_{rs}(709)$, $x_2 = R_{rs}(652)/R_{rs}(725)$	$y = 2.098x_1 + 0.286x_2 + 2.950$
浊度/ NTU	$x = (R_{rs}(651) - R_{rs}(655))/R_{rs}(761)$	$y = 140.58\exp(18x)$
TN/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$x = (R_{rs}(482) - R_{rs}(677))/(R_{rs}(482) + R_{rs}(677))$	$y = 751.27x^3 + 201.79x^2 + 3.60x + 0.72$
TP/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$x = (R_{rs}(618) - R_{rs}(692))/(R_{rs}(618) + R_{rs}(692))$	$y = 7084.4x^3 - 1177.7x^2 + 55.84x - 0.48$

参考综合营养指数(TLI)计算方法^[35],基于 Chl -

a、TN、TP 浓度估算河湖水体的 TLI 指数。通过水体的 TLI 指数,将水体营养状态分为贫营养($TLI < 30$)、中营养($30 \leq TLI \leq 50$)、轻度富营养($50 < TLI \leq 60$)、中度富营养($60 < TLI \leq 70$)、重度富营养($70 < TLI$)5 种状态。

4 结果与讨论

4.1 无人机 - 实测遥感反射率验证

通过公式(3) - (5)利用同步定标点和一小时内间隔内定标点的遥感反射率数据对无人机遥感反射率测定精度进行评价,选择 450 nm, 549 nm, 649 nm 和 749 nm 这 4 个波段的不同定标点对比结果进行展示(图4)。遥感反射率整体测定误差表明:无人机高光谱计算的遥感反射率,各波段 ε 在 7.7% ~ 27.9% 之间(平均值 13.34%), $RMSE$ 为 $0.0034 \text{ sr}^{-1} \sim 0.0062 \text{ sr}^{-1}$ 之间(平均值 0.0046 sr^{-1}), R 在 0.63 ~ 0.93 之间(平均值 0.83),整体误差较低。由于该定标方法没有准确去除光照强度变化对遥感反射率计算的影响,因此一小时内间隔内定标点的测定精度略低于同步定标精度(图4)。考虑到大多数无人机由于载重局限,仅搭载一个向下探测的传感器,在光照条件较为稳定均匀的情况下,利用该测定方法获得的遥感反射率精度较高,可以推广应用。

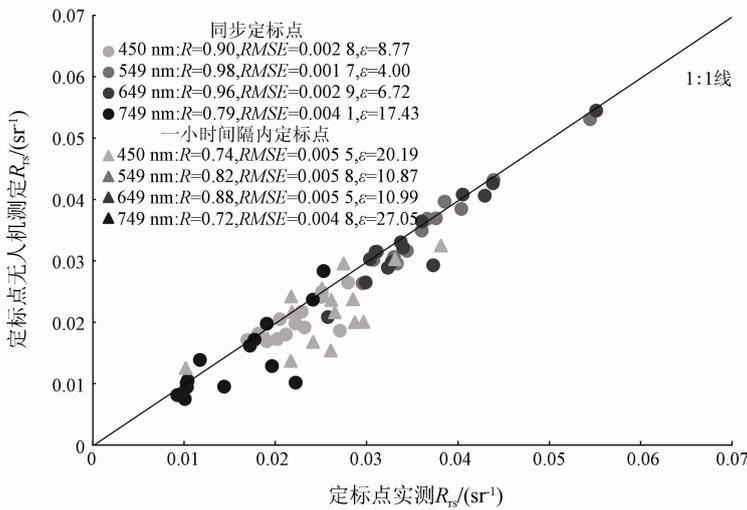


图4 无人机 - 实测 R_{rs} 对比验证

Fig.4 UAV and in situ measured R_{rs} comparison verification

4.2 水体颜色参量与水质参数反演效果评估

根据 Hue angle^[8] 和 AVW 计算方法(式(6)),反演无人机覆盖 35 个采样点的现场观测高光谱水体颜色参量,与无人机高光谱反演结果对比(图5(a)):无人机高光谱反演的水体颜色参量基本与原位观测高光谱反演值一致(Hue angle: $R^2 = 0.97, RMSE = 0.86^\circ$; AVW: $R^2 = 0.93, RMSE = 2.01 \text{ nm}$)。

相对于多光谱数据反演的水体颜色参量需要通过实测高光谱校正^[8],无人机高光谱数据反演的水体颜色参量更加准确且避免了校正带来的误差。根据相关分析构建的各类水质参数反演模型(图5(b)),从与实测数据的对比结果来看具有较高的反演精度(Chl - a: $R^2 = 0.83, RMSE = 20.61 \text{ mg}/\text{m}^3$; TSM: $R^2 = 0.82, RMSE = 16.16 \text{ mg}/\text{L}$; CDOM: $R^2 = 0.79,$

$RMSE = 0.22 \text{ m}^{-1}$; 浊度: $R^2 = 0.74, RMSE = 15.06$ NTU; TN: $R^2 = 0.69, RMSE = 0.25 \text{ mg/L}$; TP: $R^2 =$

$0.82, RMSE = 0.13 \text{ mg/L}$ 。

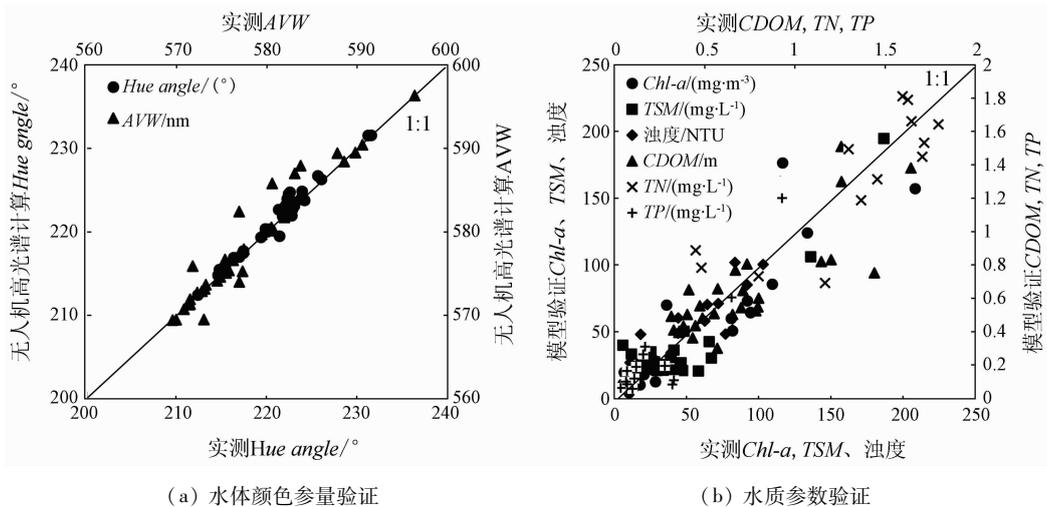


图5 无人机高光谱反演水体颜色参量、水质参数精度验证

Fig.5 Verification of accuracy of UAV hyperspectral inversion of water colour parameters and water quality parameters

4.3 河段水体色相分类

利用25条绿色异常水体、33条一般水体和17条黄棕色异常水体的原位观测高光谱数据对 Hue angle 水体分类方法进行验证,验证精度分别为68%, 91%和82%,证明该方法具有较高的分类精度。

根据 Hue angle 阈值对2019—2020年崇明岛重点河湖水体进行分类。图6(a)显示,2019年11月份的南横引河河段整体都为黄棕色异常水体,结合实际采样调查分析,南横引河作为崇明岛重要的航运河道,船只航行直接造成水体浊度增高,且该河段临近崇明岛外围港口,长期停靠在河道两侧的船只产生的生活污水也会对水体颜色造成影响。同一时间段的七效港河(图6(b))大部分为一般水体,城镇居民生活区一侧的河道有明显的黄棕色异常。2020年5月份崇明岛的河湖水体颜色相对2019年11月份有明显变化,七效港河的黄棕色异常水体面积有明显的减小(图6(d))。南横引河整体的黄棕色异常现象消失转为一般水体,但临近夏季丰水期,开始出现绿色异常水体(图6(c))。

通过分析2019年11月和2020年5月崇明岛重点河段 Hue angle 分类结果,发现崇明岛河湖在枯水期有较多的黄棕色异常水色现象。产生该现象的原因可能与崇明“闸控型”水系有关,在非引排期且雨水量不太充沛的时候,河流之间近乎封闭,导致水动力严重不足,再加上企业、居民生活废水的排放,使得河湖水体颜色出现明显异常。另外南横引河作为主要航运河道,在11月和5月的水体颜色变化明显,怀疑该河道受人为主观因素影响较为严重,需加强监管和治理。

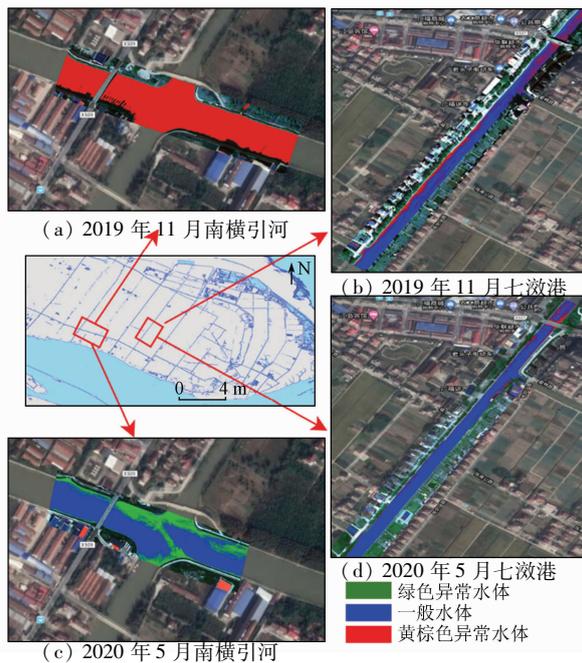


图6 上海市崇明岛河湖水体 Hue angle 分类

Fig.6 Hue angle classification of rivers and lakes in Chongming Island, Shanghai

4.4 多参数水环境分析

图7为上海市崇明岛重点观察河道疑似污染水体识别。图7(a)—(i)显示了崇明岛北港东岸转河,水体颜色参量和水质参数基于无人机高光谱数据定量反演的结果,图7(j)显示北港东岸转河左右两侧为黄棕色异常水体。各类水质参数浓度都较高,其中图7(d)—(e)显示 TN, TP 浓度达到IV类水体的标准^[36] ($1 \leq TN \leq 1.5 \text{ mg/L}, 0.2 \leq TP \leq 0.3 \text{ mg/L}$)。TLI 指数(图7(i))表明该区域的黄棕色异常水体为轻度富营养化水体。河道中间的绿色异常水体 TLI

指数也显示为轻度富营养化,部分水质参数(Chl - a, TSM, CDOM, TP) 显示高浓度特点(图 7(a) — (c), 7(e)), 但该区域的浊度、TN(图 7(h), 7(e)) 相对黄棕色异常水体较低,分析原因在于该异常区域水流相对缓慢,泥沙等非色素颗粒物沉淀,水体透

光性较好,浊度较低,浮游植物光合作用增强,再加上附近多处沟渠和隐蔽排污口不定期排放高营养盐(TP 主导) 污染物导致出现藻华现象。而河道两侧的异常水域现场调查时正在排放污水,排污过程导致水体浊度升高,水中非色素颗粒物增多,水体呈黄棕色。

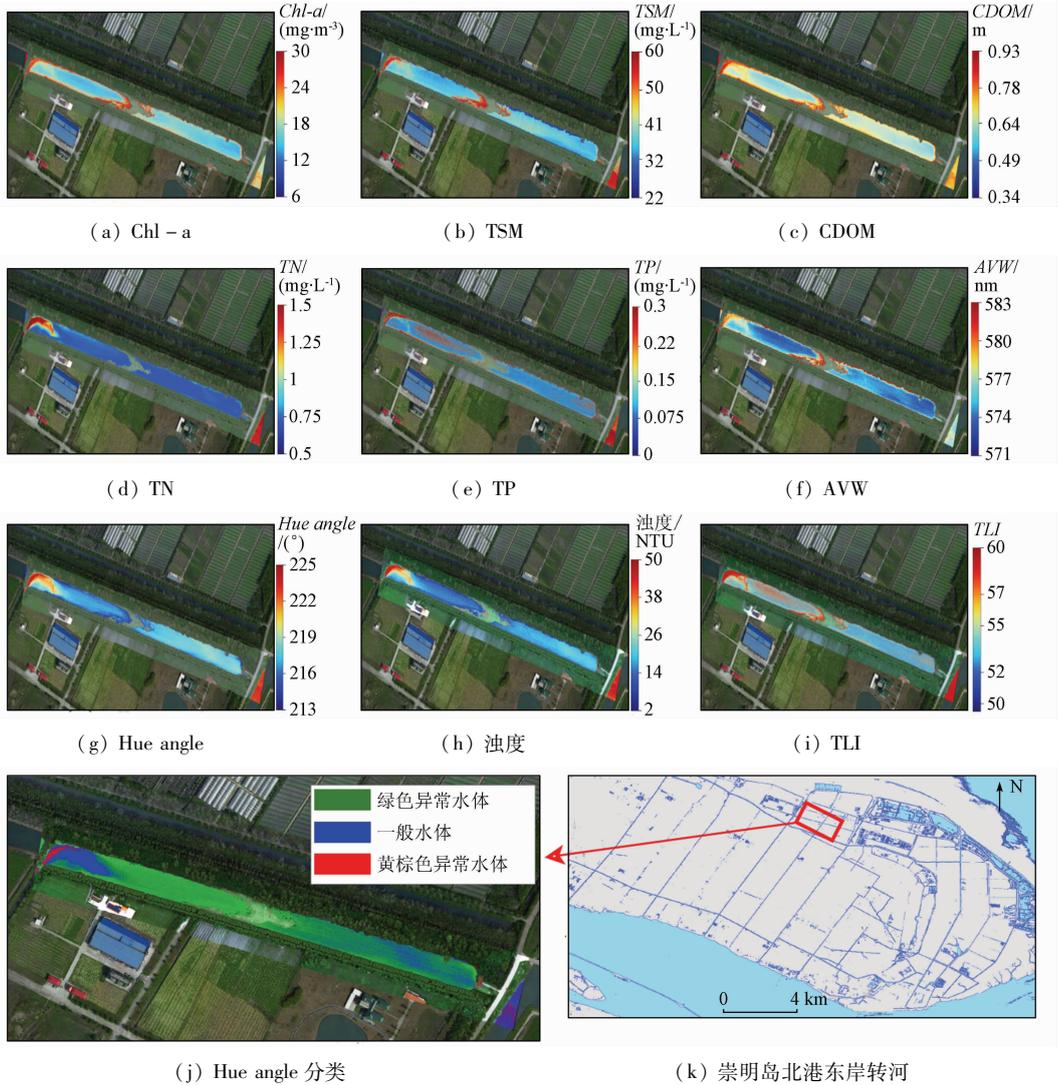


图 7 上海市崇明岛重点观察河道疑似污染水体识别

Fig. 7 Identification of suspected polluted water in the key observational rivers of Chongming Island in Shanghai

结果显示 Hue angle 和 AVW 均能够有效地对异常颜色水体进行甄别,此外,Hue angle 分类可以有效地划分不同的水体颜色类型,用于判别异常水体的空间位置和水色异常类型,从而丰富了水环境遥感探测信息。结合水质参数定量反演,也有助于对疑似污染水体进一步分析,对于突发性河湖水体污染的快速监测提供了一定辅助支持,同时为现场观测提供了有效信息。

5 结论

本研究发展了一种无人机高光谱遥感反射率标

定方法,通过该方法计算的高光谱遥感反射率各波段平均 ε 为 13.34%, $RMSE$ 平均为 0.0046 sr^{-1} , R 平均为 0.83。可以在光照稳定的情况下计算较为准确的水体遥感反射率。后续仍需研究如何去除光照变化计算遥感反射率。

通过 FFT 和 MNF 方法对高光谱数据的条带噪声和光谱维噪声进行了去除,高光谱整体信噪比提升了 128%,有效提高了数据质量。

利用高光谱数据反演水体 Hue angle, AVW 和水质参数,有效利用了高光谱数据丰富的光谱信息。根据 Hue angle 能够区分不同颜色水体的特点,通过设定 Hue angle 阈值的方法对水体进行分类,应用该

分类方法对上海市崇明岛河湖水体颜色的时空变化进行分析。同时利用水体颜色参量以及水质参数反演结果对上海市崇明岛的重点观察河段进行疑似污染水体的识别。以上结果表明高光谱数据在水体颜色和水质参数反演应用方面的潜力,结合无人机高时效性、高空间覆盖度的特点,对于辅助河湖水环境监测提供了强有力的支持。

参考文献 (References):

- [1] 陈文召,李光明,徐竟成,等. 水环境遥感监测技术的应用研究进展[J]. 中国环境监测,2008(3):6-11.
Chen W Z, Li G M, Xu J C, et al. Application of remote sensing technology in water environment monitoring [J]. Environmental Monitoring in China, 2008(3):6-11.
- [2] Dall'olmo G, Gitelson A A, Rundquist D C. Towards a unified approach for remote estimation of chlorophyll - a in both terrestrial vegetation and turbid productive waters [J]. Geophysical Research Letters, 2003, 30(18):1938-1942.
- [3] Nechard B, Ruddick K G, Park Y. Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters [J]. Remote Sensing of Environment, 2010, 114(4):854-866.
- [4] Duan H, Ma R, Loisele S A, et al. Optical characterization of black water blooms in eutrophic waters [J]. Science of The Total Environment, 2014, 482-483:174-183.
- [5] Wernand M R, Hommersom A, Woerd H J V D. MERIS - based ocean colour classification with the discrete Forel - Ule scale [J]. Ocean Science, 2013, 9(3):477-487.
- [6] CIE. Commission Internationale de l'Éclairage (CIE) Proceedings 1931 [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1932.
- [7] Woerd H J V D, Wernand M R. Hue - angle product for low to medium spatial resolution optical satellite sensors [J]. Remote Sensing, 2018, 10(2):180-198.
- [8] Woerd H J V D, Wernand M R. True colour classification of natural waters with medium - spectral resolution satellites; SeaWiFS, MODIS, MERIS and OLCI [J]. Sensors (Basel), 2015, 15(10):25663-25680.
- [9] Wang S, Li J, Zhang B, et al. Trophic state assessment of global inland waters using a MODIS - derived Forel - Ule index [J]. Remote Sensing of Environment, 2018, 217:444-460.
- [10] Wang S, Li J, Shen Q, et al. MODIS - Based radiometric color extraction and classification of inland water with the forel - ule scale; A case study of Lake Taihu [J]. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 2015, 8(2):907-918.
- [11] Zhao Y, Shen Q, Wang Q, et al. Recognition of water colour anomaly by using hue angle and Sentinel 2 image [J]. Remote Sensing, 2020, 12(4):716-737.
- [12] Vandermeulen R A, Mannino A, Craig S E, et al. 150 shades of green: Using the full spectrum of remote sensing reflectance to elucidate color shifts in the ocean [J]. Remote Sensing of Environment, 2020, 247:111900.
- [13] Zhang F, Li J, Shen Q, et al. Algorithms and schemes for Chlorophyll a estimation by remote sensing and optical classification for Turbid Lake Taihu, China [J]. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 2015, 8(1):350-364.
- [14] Tan J, Cherkauer K A, Chaubey I. Using hyperspectral data to quantify water - quality parameters in the Wabash River and its tributaries, Indiana [J]. International Journal of Remote Sensing, 2015, 36(21):5466-5484.
- [15] 孙德勇, 李云梅, 王 桥, 等. 利用高光谱数据估算太湖水体 CDOM 浓度的神经网络模型 [J]. 武汉大学学报(信息科学版), 2009, 34(7):851-855.
Sun D Y, Li Y M, Wang Q, et al. Remote sensing retrieval of CDOM concentration in Lake Taihu with hyper - spectral data and neural network model [J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University, 2009, 34(7):851-855.
- [16] 张颖纯, 姜德刚, 李建华. 崇明岛“闸控型”河网水体富营养化特征及其影响因素 [J]. 湖泊科学, 2013, 25(3):366-372.
Zhang Y C, Jiang D G, Li J H, et al. Characteristics of eutrophication and its affecting factors in gate - controlled river network system of Chongming Island [J]. Journal of Lake Sciences, 2013, 25(3):366-372.
- [17] 朱 浩, 刘兴国, 吴宗凡, 等. 上海市大莲湖生态修复区富营养化评价及氮磷平衡研究 [J]. 水土保持通报, 2013, 33(6):157-160.
Zhu H, Liu X G, Wu Z F, et al. Assessment of eutrophication and N, P balance in Dalian Lake ecological restoration region of Shanghai City [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2013, 33(6):157-160.
- [18] 唐军武, 田国良, 汪小勇, 等. 水体光谱测量与分析 I: 水面上测量法 [J]. 遥感学报, 2004(1):37-44.
Tang J W, Tian G L, Wang X Y, et al. The Methods of water spectra measurement and analysis I: Above - water method [J]. Journal of Remote Sensing, 2004(1):37-44.
- [19] 国家环保总局. HJ/T 91—2002 地表水和污水监测技术规范 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
National Environmental Protection Agency. HJ/T 91—2002 Environmental quality standards for surface water [S]. Beijing: China Environmental Press, 2002.
- [20] Porra R J. The chequered history of the development and use of simultaneous equations for the accurate determination of chlorophylls a and b [J]. Photosynth Res, 2002, 73(1-3):149-156.
- [21] Bricaud A, Morel A, Prieur L. Absorption by dissolved organic matter of the sea (Yellow Substance) in the UV and visible domains [J]. Limnology and Oceanography, 1981, 26(1):43-53.
- [22] 国家环境保护局. HJ 636—2012 水质总氮的测定碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
National Environmental Protection Agency. HJ 636—2012 Water quality - determination of total nitrogen - alkaline potassium persulfate digestion - ultraviolet spectrophotometric method [S]. Beijing: China Environmental Press, 2012.
- [23] 国家环境保护总局. GB - 11893—89 水质总磷的测定钼酸铵分光光度法 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
National Environmental Protection Agency. GB - 11893—89 Water quality - Determination of total phosphorus - Ammonium molybdate spectrophotometric method [S]. Beijing: China Environmental Press, 1990.
- [24] 国家环保总局. GB 11901—89 水质悬浮物的测定重量法 [S]. 北京: 中国标准出版社, 1990.

- National Environmental Protection Agency. GB-11901-89 Water quality - determination of suspended matter gravimetric method [S]. Beijing: China Environmental Press, 1990.
- [25] 勾志阳, 晏磊, 陈伟, 等. 无人机高光谱成像仪场地绝对辐射定标及验证分析[J]. 光谱学与光谱分析, 2012, 32(2): 430-434.
- Gou Z Y, Yan L, Chen W, et al. In-flight Absolute Radiometric calibration of UAV hyperspectral camera and its validation analysis [J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2012, 32(2): 430-434.
- [26] Slater P N, Biggar S F, Holm R G, et al. Reflectance - and radiance - based methods for the in-flight absolute calibration of multispectral sensors[J]. Remote Sensing of Environment, 1987(22): 11-37.
- [27] Shang S, Lee Z, Lin G, et al. Sensing an intense phytoplankton bloom in the western Taiwan Strait from radiometric measurements on a UAV[J]. Remote Sensing of Environment, 2017, 198: 85-94.
- [28] Mobley C D. Light and water: Radiative transfer in natural waters [M]. USA: Academic Press, 1994.
- [29] Yang J, Liu C, Shu R, et al. The extraction of urban surface water from hyperspectral data based on spectral indices [J]. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, 2018, 46(11): 1749-1759.
- [30] 刘翔. 基于光谱维变换的高光谱图像目标探测研究[D]. 北京: 中国科学院研究生院(遥感应用研究所), 2008.
- Liu X. Target detection on hyperspectral imagery based on transformation of spectral dimensions [D]. Beijing: Institute of Remote Sensing Applications Chinese Academy of Sciences, 2008.
- [31] Brigham E O, Morrow E R. The fast fourier transform [J]. Acoustics Speech & Signal Processing IEEE Transactions on, 2007, 4(12): 63-70.
- [32] Landsat 8. Data Users Handbook Version 2. 0. Department of the Interior [R]. Sioux Falls, South Dakota: USGS, 2016.
- [33] Green A A, Berman M, Switzer P, et al. A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal [J]. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 1988, 26(1): 65-74.
- [34] Gao B C. An operational method for estimating signal to noise ratios from data acquired with imaging spectrometers [J]. Remote Sensing of Environment, 1993, 43(1): 23-33.
- [35] 王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准 [J]. 中国环境监测, 2002(5): 47-49.
- Wang M C, Liu X Q, Zhang J H. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication [J]. China Environmental Monitoring Centre, 2002(5): 47-49.
- [36] 国家环境保护总局. GB 3838-2002 地表水环境质量标准 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- National Environmental Protection Agency. GB 3838-2002 Environmental quality standards for surface water [S]. Beijing: China Environment Press, 2002.

Aquatic environmental monitoring of inland waters based on UAV hyperspectral remote sensing

ZANG Chuankai¹, SHEN Fang^{1,2}, YANG Zhengdong³

(1. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China;
2. Institute of Eco-Chongming (IEC), Shanghai 200062, China; 3. Hydrological Station of Shanghai Chongming District, Shanghai 200062, China)

Abstract: With the inland waters in Chongming Island, Shanghai as the study area, this study researched the color changes of waters and the identification of suspected polluted waters using unmanned aerial vehicle (UAV) hyperspectral remote sensing images. First, reflectance calibration was carried out for the radiance signals detected by the hyperspectral sensor carried by UAVs. Compared with on-site observations, this calibration method was more accurate, the average unbiased absolute percentage differences of various bands were 13.34% on average and the average determination coefficient R^2 was 0.83. Afterward, the inversion of hue angle and apparent visible wavelength (AVW) was conducted using the hyperspectral reflectance of the inland waters according to the CIE-XYZ color space and weighted harmonic mean. Then an inversion model of water quality parameters was constructed based on measured data, and the water colors in the study area were classified by setting the threshold of hue angle. As indicated by the results, there exist many abnormal yellowish-brown inland waters in the Chongming Island in dry seasons and it is necessary to strengthen the supervision and governance of the aquatic environment of major shipping rivers. Finally, the suspected polluted inland waters were identified and analyzed by integrating the inversion results of the parameters of water color and water quality. This study shows that UAV hyperspectral remote sensing can be used to obtain the inversion results with high temporal-spatial continuity of the parameters of water color and water quality, which will provide credible technical support for the aquatic environment investigations of inland waters while saving costs.

Keywords: UAV; hyperspectral remote sensing; water colour; inland waters; aquatic environment

(责任编辑: 李瑜)