

## 基于 OLCI 数据的洱海叶绿素 a 浓度估算\*

毕 顺<sup>1</sup>, 李云梅<sup>1,2\*\*</sup>, 吕 恒<sup>1</sup>, 朱 利<sup>3</sup>, 牟 蒙<sup>1</sup>, 雷少华<sup>1</sup>, 徐 杰<sup>1</sup>, 温 爽<sup>1</sup>, 丁潇蕾<sup>1</sup>

(1: 南京师范大学虚拟地理环境教育部重点实验室, 南京 210023)

(2: 江苏省地理信息资源开发与利用协同创新中心, 南京 210023)

(3: 环境保护部卫星环境应用中心, 北京 100094)

**摘 要:** 海陆颜色仪 (OLCI) 是搭载在 Sentinel-3 上的新型水色遥感传感器, 其对于内陆清洁水体水质遥感监测的适用性有待验证。本研究以评价水体富营养化程度的重要参数叶绿素 a (Chl.a) 浓度为指标, 以高原湖泊洱海为研究区, 基于 2017 年 4 月 19 日共 20 个星地同步实验数据, 建立了 3 种可应用于 OLCI 数据的 Chl.a 浓度遥感估算模型 (波段比值模型、三波段模型以及 FLH 模型), 并估算了当日洱海 Chl.a 浓度的空间分布。结果表明: (1) 选用波段 Oa8 (665 nm)、Oa11 (708.75 nm) 和 Oa12 (753.75 nm) 构建的三波段模型最适用于洱海水域的 Chl.a 浓度估算, 其平均绝对误差百分比为 12.37%, 低于波段比值模型的 16.04% 和 FLH 模型的 13.50%; (2) 对 OLCI 使用的大气校正方法中, 基于去瑞利散射的暗像元法对估算模型的适用性要优于 6S、FLAASH 以及 QUAC 方法; (3) 洱海 OLCI 影像中近岸水体受邻近效应影响严重, 近红外波段 Oa12 (753.75 nm) 受陆地邻近效应影响的距离为 1~2 个像元, 而 Oa8 (665 nm)、Oa10 (681.25 nm) 和 Oa11 (708.75 nm) 波段为 1 个像元; (4) 2017 年 4 月 19 日全湖 Chl.a 浓度均值为  $12.15 \pm 5.72 \mu\text{g/L}$ , 洱海中部水域 Chl.a 浓度最低 (9.00~12.00  $\mu\text{g/L}$ ), 北部水域浓度最高 (12.00~22.76  $\mu\text{g/L}$ ), 南部水域浓度稍高 (12.00~14.00  $\mu\text{g/L}$ ), 阳南溪与波罗江入湖口受降雨径流的影响出现“羽流现象”, 导致 Chl.a 浓度偏低, 约为 8.33  $\mu\text{g/L}$ 。

**关键词:** 叶绿素 a; 洱海; 海陆颜色仪 (OLCI); 富营养化

## Estimation of chlorophyll-a concentration in Lake Erhai based on OLCI data

BI Shun<sup>1</sup>, LI Yunmei<sup>1,2\*\*</sup>, LV Heng<sup>1</sup>, ZHU Li<sup>3</sup>, MU Meng<sup>1</sup>, LEI Shaohua<sup>1</sup>, XU Jie<sup>1</sup>, WEN Shuang<sup>1</sup> & DING Xiaolei<sup>1</sup>

(1: Key Laboratory of Virtual Geographic Environment of Education Ministry, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, R.P.China)

(2: Jiangsu Centre for Collaboration Innovation in Geographical Information Resource Development and Application, Nanjing 210023, R.P.China)

(3: Satellite Environment Centre, Ministry of Environmental Protection, Beijing 100094, R.P.China)

**Abstract:** Ocean and land colour instrument (OLCI) is a new ocean colour remote sensor mounted on Sentinel-3, and its applicability to water quality monitoring of inland clean water is to be verified. Chlorophyll-a (Chl.a) concentration is an important water quality parameter for measuring the eutrophication of Lake Erhai. Based on the *in-situ* samples taken from April 19, 2017, the performance of three Chl.a estimation models (including Band-Ratio Model, Three-Band Model and FLH Model) was evaluated in this study and the spatial distribution of Chl.a concentrations in Lake Erhai was estimated. The results showed that: (1) The Three-Band Model by Oa8, Oa11 and Oa12 was most suitable for the estimation of Chl.a concentration in Lake Erhai, the mean absolute percent error was 12.37%, lower than the Band-Ratio Model (16.04%) and FLH Model (13.50%); (2) Among atmospheric correction methods for OLCI, the application of the dark pixel method based on the rayleigh-scattering correction was better than that of the 6S, FLAASH and QUAC methods; (3) The near shore water pixels in the OLCI image of Lake Erhai were affected seriously by the land adjacency effect, and the distance of the land adjacency effect at the near-infrared band (Oa12) was 1~2 pixels while

\* 国家重点研发计划项目 (2017YFB0503902) 和国家自然科学基金项目 (41671340) 联合资助。2017-07-30 收稿; 2017-09-26 收修改稿。毕顺 (1994~), 男, 硕士研究生; E-mail: 161302127@stu.njnu.edu.cn.

\*\* 通信作者; E-mail: liyunmei@njnu.edu.cn.

the Oa8, Oa10 and Oa11 bands were 1 pixel; (4) On April 19, 2017, the average Chl.a concentration of the whole Lake Erhai was  $12.15 \pm 5.72 \mu\text{g/L}$  with the lowest in the middle waters ( $9.00\text{--}12.00 \mu\text{g/L}$ ) and the highest in the northern waters ( $12.00\text{--}22.76 \mu\text{g/L}$ ). Although the Chl.a concentration of the southern waters ( $12.00\text{--}14.00 \mu\text{g/L}$ ) was a little higher than that of the middle waters, the lowest concentration in the estuary of the Yangnan River and the Boluo River was around  $8.33 \mu\text{g/L}$  due to the "River Plume" caused by rainfall.

**Keywords:** Chlorophyll-a; Lake Erhai; ocean and land colour instrument (OLCI); eutrophication

1996 和 2003 年洱海蓝藻水华的大面积暴发, 敲响了洱海水环境保护的警钟. 在 1980s 前, 洱海受人类活动影响少, 水体处于贫营养水平; 1980s 中后期, 随着周围经济的发展及对洱海的不合理开发利用, 使得洱海水质和生态环境遭到严重破坏, 水体营养水平迅速上升至中营养水平, 其中在 1996 和 2003 年达到富营养状态<sup>[1-2]</sup>. 随着城镇化进程不断加快, 旅游业快速发展, 洱海流域产生的生活污水、垃圾和农业面源污染控制难度逐年加大<sup>[3]</sup>. 近年来, 水华时有发生, 洱海成为全国富营养化初期湖泊的典型代表, 为避免步入滇池、太湖等重度富营养湖泊的后尘, 需要完善现有的水质监测手段. 而传统的监测方法费时费力, 难以满足长期连续监测的需要, 因此如何利用好遥感手段实现洱海水质监测是应多方需求与科学发展提出的一项重要举措.

叶绿素 a (Chl.a) 浓度是衡量水体富营养化程度的重要水质参数, 遥感估算 Chl.a 浓度是实现遥感水环境监测和评价的基础, 更是水色遥感的重点和难点<sup>[4]</sup>, 国内外学者构建了大量的基于野外实测数据或遥感影像数据的 Chl.a 浓度估算模型. 主要有: (1) 蓝绿波段比值算法<sup>[5-6]</sup>: 主要应用于大洋水体; (2) 近红外与红光波段比值算法<sup>[7-11]</sup>: 多用于复杂的 II 类水体, 主要为受悬浮物与有色可溶性有机物 (colored dissolved organic matter, CDOM) 影响的内陆水体; (3) 基线法: 包括反射峰基线法与荧光峰基线法, 两者都是基于顶峰距基线的距离与 Chl.a 浓度的关系来实现估算, 最早由 Neville 等提出<sup>[12]</sup>, 该算法成功应用于多种类型水体<sup>[13-17]</sup>. 以上算法都是基于统计的经验算法, 其简单易用的特性成为诸多卫星数据的业务化模型算法, 用于发布 Chl.a 浓度估算产品, 但是缺乏生物光学理论的支持使得这些算法具有很强的区域特点; (4) 三波段半分析算法<sup>[18-21]</sup>, 以及由此演化的四波段算法<sup>[22-23]</sup> 和 UMOC 算法<sup>[24]</sup>: 都以生物光学模型为基础, 提高了在浑浊 II 类水体 Chl.a 浓度估算的精度; (5) QAA 算法模型<sup>[25-26]</sup>: 由多个经验、半分析以及分析子模型构建, 广泛应用于固有光学量的反演, 进而估算 Chl.a 浓度. 以上算法基于生物光学模型与辐射传输理论, 属于分析与半分析的算法, 相比经验算法具有较高的普适性. 但局限于 II 类水体的光学特性之复杂, 水体环境的时空分布之变化, 这些算法在特定地区的适用性还需要更多的研究进行验证、改进与完善. 此外, 算法的发展又往往局限于传感器的性能, 水色传感器 CZCS、SeaWiFS、OCTS 等最早应用于海洋 I 类水体, 以经验算法为主; 而对于内陆浑浊水体, 主要采用多光谱传感器如 TM、ETM<sup>+</sup>、OLI、GF-WFV 以及 HJ-CCD 等, 很多研究针对这些多光谱传感器在内陆水色反演上已经开展了很多研究<sup>[27-33]</sup>. 洱海属于高原湖泊中较为清洁的内陆水体, 常用的多光谱传感器一方面局限于较低的辐射分辨率, 难以提取 Chl.a 浓度细微的差别; 另一方面局限于较长的重访周期, 难以应对西南高原多云雨的天气状况, 无法满足连续观测的需要. 而搭载在 Sentinel-3 卫星上的新一代 OLCI 传感器, 有着小于 3 d 的时间分辨率, 同时又具备 21 个波段、较高的信噪比以及辐射分辨率, 如果能将该数据应用于洱海的遥感监测, 将提高我国内陆湖泊水质监测能力.

洱海是西南地区重要的高原湖泊之一, 湖泊富营养化的管控监测尤为重要, 为弥补传统地面测量的不足, 本文试图通过野外实测数据和 OLCI 传感器数据构建一种适用于洱海区域精度较高的 Chl.a 估算模型, 以期实现利用遥感手段对洱海富营养化状态做出有效监测, 为管理部门提供决策支持服务, 并为后续长时间动态连续观测洱海水质奠定模型基础.

## 1 研究区与方法

### 1.1 研究区

洱海 ( $25.61^{\circ}\text{--}25.98^{\circ}\text{N}$ ,  $100.08^{\circ}\text{--}100.31^{\circ}\text{E}$ ) 是云南省第二大淡水湖, 湖泊面积  $256.5 \text{ km}^2$ , 平均水深 10 m, 最大水深 20 m. 洱海是当地重要的饮用水源 (日供水量达  $8.3 \times 10^4 \text{ m}^3$ ), 同时也是沿岸地区工业、农业以及畜牧业的主要用水来源. 30 多年来, 洱海附近地区的经济迅速发展和人口持续增长, 导致越来越多的污染物输入洱海, 进而导致洱海水质正面临着严峻的富营养化形势<sup>[34-36]</sup>. 近年来, 洱海水质状况虽有改善 (表

1),但一年之中处于Ⅲ类水质(参考《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002))的平均时间长达5~7个月,仍有一半以上时间水质未达到Ⅱ类。

表 1 洱海 2011—2016 年水质类别情况\*

Tab.1 Water quality category of Lake Erhai from 2011 to 2016

年份	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	Ⅱ类水质占比	年综合评价
2011	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅱ	Ⅱ	41.7%	Ⅲ
2012	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅱ	Ⅱ	58.3%	Ⅲ
2013	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅱ	41.7%	Ⅲ
2014	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅱ	Ⅱ	58.3%	Ⅱ
2015	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅱ	Ⅱ	50.0%	Ⅲ
2016	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅱ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅲ	Ⅱ	41.7%	Ⅲ

\* 数据来源于大理州环境保护局网站 <http://www.daliepb.gov.cn/hjzl/>。

### 1.2 水质参数数据

在洱海共布设 24 个样点(图 1),于 2017 年 4 月 19 日采样,现场测定水体透明度(SSD)。采集表层水样并保存在低温条件下(2~4℃),当日运送回实验室对 Chl.a 浓度、总悬浮物(TSM)浓度、无机悬浮物(ISM)浓度和有机悬浮物(OSM)浓度等指标进行测定。实测数据的统计结果如表 2 所示。Chl.a 浓度测量采用了热乙醇-分光光度计法<sup>[37]</sup>。总悬浮颗粒物浓度、有机颗粒物浓度以及无机颗粒物浓度采用常规的煅烧法进行测定<sup>[38]</sup>。

### 1.3 OLCI 数据及预处理

本研究所使用的 OLCI 数据为 Level-1B 产品,为辐射亮度产品,其自带的辅助数据集还包括:经纬度信息、质量文件(包括地表、云和海岸线等掩膜文件)、海平面压力、水汽总量、臭氧总量、湿度、水平风矢量和大气温度阈值等。获取地面实测的同步影像于当地时间 11 点 38 分 40 秒过境,影像空间分辨率为 300 m,共有 21 个波段(表 3)。

OLCI 的处理软件为欧空局官方提供的 SNAP(sentinel application platform),它是继 BEAM 之后的新一代欧空局官方处理软件,SNAP 中包括 Sentinel-3 卫星的处理工具箱,拥有丰富的可视化、分析和批处理工具,同时它还支持 Envisat(MERIS 和 AATSR)、ERS(ATSR)、SMPS 以及 MODIS(Aqua 和 Terra)、Landsat 系列、ALOS(AVNIR 和 PRISM)等传感器(<http://step.esa.int/main/toolboxes/snap/>)。OLCI 在 SNAP 中的打开方式有两种:per-pixel goe-coding 和 tie-points,前者基于自带的辅助数据集中的经纬度信息自动进行地理配准,而后者通过 tie-points 绑定数据集中所有影像地理位置以实现快速加载,本研究使用 per-pixel goe-coding 打开方式,并对洱海周围地区进行裁剪、重投影、辐亮度转反射率和瑞利散射校正等操作,将预处理后的影像输出为 ENVI 可读取的 DAT 格式进行后续操作。

暗像元法由 Gordon 等于 1994 年提出<sup>[39]</sup>,主要应用于 I 类水体,它假设水体暗像元近红外波段(>700 nm,本研究选择 OLCI-Oa20 与 Oa19)水体辐射亮度近似为 0,传感器在该波段接收到的辐射全部来源于大气效应,由此推算出区域内的大气参数和气溶胶校正因子,并对可见光进行外推校正。洱海可认为是较清洁的水体,且假设洱海范围内大气状况水平均一,其大气参数可以通过上述方法获得,具体原理见文献[40]。校正流程为:(1)影像做去瑞利散射校正;(2)基于 Canny 算子对水体近红外波段影像进行边缘提取;(3)按 3×

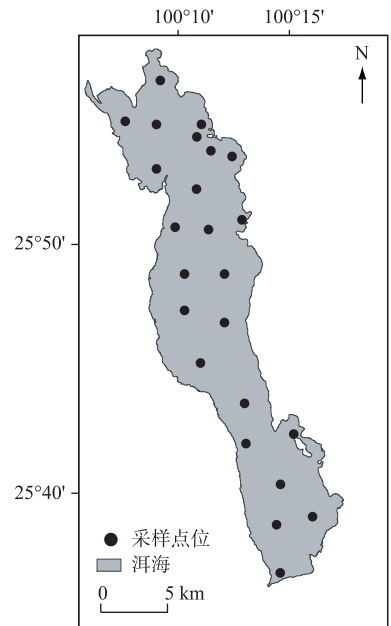


图 1 洱海地理位置与采样点分布  
Fig.1 Geographical location and in-situ samples of Lake Erhai

表2 洱海水样实测数据统计

Tab.2 Statistical data of *in-situ* samples in Lake Erhai

参数	最大值	最小值	平均值	标准差
Chl.a/( $\mu\text{g/L}$ )	16.80	7.27	12.19	5.00
TSM/( $\text{mg/L}$ )	7.50	2.83	4.17	1.13
ISM/( $\text{mg/L}$ )	4.00	0.17	1.35	0.66
OSM/( $\text{mg/L}$ )	3.60	1.83	2.81	0.24
SSD/m	2.40	0.90	1.67	0.10

表3 OLCI 波段设置

Tab.3 The band settings of OLCI

波段	中心波长/nm	波宽/nm	信噪比
Oa1	400	15	2188
Oa2	412.5	10	2061
Oa3	442.5	10	1811
Oa4	490	10	1541
Oa5	510	10	1488
Oa6	560	10	1280
Oa7	620	10	997
Oa8	665	10	883
Oa9	673.75	7.5	707
Oa10	681.25	7.5	745
Oa11	708.75	10	785
Oa12	753.75	7.5	605
Oa13	761.25	2.5	232
Oa14	764.375	3.75	305
Oa15	767.5	2.5	330
Oa16	778.75	15	812
Oa17	865	20	666
Oa18	885	10	395
Oa19	900	10	308
Oa20	940	20	203
Oa21	1020	40	152

$(\lambda_2) \gg a_{\text{nap}}(\lambda_2) + a_{\text{CDOM}}(\lambda_2) + b_b(\lambda_2)$ . 已有的波段组合形式包括  $R_{\text{rs}}(700)/R_{\text{rs}}(670)$ ,  $R_{\text{rs}}(719)/R_{\text{rs}}(667)$  以及  $R_{\text{rs}}(706)/R_{\text{rs}}(682)$  等. 比值模型的波段选择范围较窄, 通过光学特性分析后可以通过波段迭代的方式寻找最优的波段组合形式.

基线法  $(R_{\text{rs}}(\lambda_2) - R_{\text{rs}}(\lambda_1) + [R_{\text{rs}}(\lambda_1) - R_{\text{rs}}(\lambda_3)](\lambda_2 - \lambda_1)/(\lambda_3 - \lambda_1))$  原理是将  $\lambda_1$  和  $\lambda_3$  的遥感反射率的连线作为基线, 再建立  $\lambda_2$  处遥感反射率与该基线的距离和 Chl.a 浓度的关系, 从而实现 Chl.a 浓度估算的目的<sup>[12]</sup>. FLH (Fluorescence Line Height) 算法选定的峰值波长为 681 nm, 基线为 665 和 709 nm, 该算法在 II 类水体中得到了广泛的应用.

三波段模型  $([R_{\text{rs}}(\lambda_1)^{-1} - R_{\text{rs}}(\lambda_2)^{-1}]R_{\text{rs}}(\lambda_3))$  的建立基于 3 个假设<sup>[18]</sup>: (1)  $\lambda_1$  位于 Chl.a 吸收峰附近且  $\lambda_1$  和  $\lambda_2$  处的非色素颗粒物和 CDOM 吸收系数近似相等, 即  $a_{\text{ph}}(\lambda_1) \gg a_{\text{ph}}(\lambda_2)$ ,  $a_{\text{nap}}(\lambda_1) \gg a_{\text{nap}}(\lambda_2)$  和  $a_{\text{CDOM}}(\lambda_1) \gg a_{\text{CDOM}}(\lambda_2)$ ; (2)  $\lambda_3$  处纯水吸收占主导, 水体组分的吸收可以忽略不计, 即  $a_w(\lambda_3) \gg a_{\text{nap}}(\lambda_3) + a_{\text{CDOM}}(\lambda_3) + b_b(\lambda_3)$ ; (3) 3 个波段处的总后向散射系数近似相等, 即  $b_b(\lambda_1) \approx b_b(\lambda_2) \approx b_b(\lambda_3)$ . 三波段模型中常用的波段组合形式为  $[R_{\text{rs}}(690)^{-1} - R_{\text{rs}}(693)^{-1}]R_{\text{rs}}(800)$ ,  $[R_{\text{rs}}(666)^{-1} - R_{\text{rs}}(688)^{-1}]R_{\text{rs}}(725)$  以及  $[R_{\text{rs}}(671)^{-1} -$

3 窗口进行分块, 统计每一个子块中是否包括边缘像素, 若有则剔除该子块; (4) 计算剩余子块中像元值的均值, 所有子块中均值最小的子块则认为是暗像元区域; (5) 计算大气校正因子, 并外推到可见光波段, 逐波段进行校正. 此外, 本研究还使用 6S 模型、FLAASH 模型以及 QUAC 模型用于不同结果的比较. 6S 模型是 5S 模型的改进版, 用于模拟 0.25~4.00  $\mu\text{m}$  太阳反射波段的辐射传输过程, 该模型考虑了地形高度和传感器高度, 用于模拟航空观测和卫星观测以提供大气校正参数. FLAASH 是一种适用于多光谱影像和高光谱影像的大气校正模块, 该模型移植了 MODTRAN 中辐射传输的计算方法, 可以选择不同的传感器类型、大气模型和气溶胶模型. QUAC 则是 ENVI 中植入的基于影像的快速大气校正方法, 其特点是快速便捷<sup>[41]</sup>.

#### 1.4 叶绿素 a 浓度估算模型

国内外学者的大量研究<sup>[8]</sup>表明, 基于近红外比红光波段、基线法以及三波段算法是叶绿素浓度遥感估算最常用的 3 种算法, 其易用性与适用性已经在众多 II 类水体中得以证实, 下面对 3 种模型的假设条件以及模型构建方法进行介绍.

比值模型  $(R_{\text{rs}}(\lambda_2)/R_{\text{rs}}(\lambda_1))(R_{\text{rs}}; \text{remote sensing reflectance, 遥感反射率})$  中第 1 波段  $\lambda_1$  一般位于 675 nm Chl.a 吸收峰附近, 第 2 波段  $\lambda_2$  一般位于 700~760 nm 附近. 该类方法基于以下 3 个假设<sup>[9]</sup>: (1) 在  $\lambda_1$  处色素吸收在水体组分吸收中占主导地位, 即  $a_{\text{ph}}(\lambda_1) \gg a_{\text{nap}}(\lambda_1) + a_{\text{CDOM}}(\lambda_1)$  ( $a$  表示物质的吸收系数, 下标 ph、nap 和 CDOM 分别表示色素颗粒物、非色素颗粒物和有色可溶性有机物的吸收系数, 下同); (2)  $\lambda_1$  和  $\lambda_2$  处水体总后向散射可以认为近似相等, 即  $b_b(\lambda_1) \approx b_b(\lambda_2)$  ( $b_b$  表示水体的总后向散射系数, 下同); (3)  $\lambda_2$  处水体总吸收由纯水导致, 即  $a_w$

$R_{rs}(710)^{-1}]R_{rs}(740)$ 等. 三波段具体位置的确定还需要具体分析特定水域中的光学特性并选择满足上述 3 个假设的波段位置.

采用 3 个指标评价模型效果,包括决定系数  $R^2$ 、平均绝对误差百分比(mean absolute percentage error,  $MAPE$ )以及均方根误差(root mean square error,  $RMSE$ ),分别见公式(1)和(2).

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{y_i - y'_i}{y_i} \right| \times 100\% \quad (1)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - y'_i)^2} \quad (2)$$

式中, $n$ 为样本数量, $y_i$ 和 $y'_i$ 分别为 Chl.a 浓度的实测值和估算值.

## 2 叶绿素 a 浓度估算模型的建立和验证

### 2.1 洱海水体光学特性分析

水体的吸收特征受到纯水、色素颗粒物、非色素颗粒物以及 CDOM 吸收的共同影响.  $a_{ph}$ 在 440 nm 附近由于 Chl.a 的吸收作用出现极大值,在 450~550 nm 处大致随着波长的增大而降低,在 550 nm 处由于叶绿素和胡萝卜素的弱吸收出现极小值,之后逐渐增大,在 675 nm 处由于 Chl.a 的强吸收出现了明显的峰值,700 nm 以后又逐渐变小,在近红外波段近似为 0.  $a_{nap}$ 随着波长的增大而遵循指数衰减的规律,在 750 nm 以后非色素颗粒物的吸收可以近似忽略.  $a_{CDOM}$ 与  $a_{nap}$ 曲线都呈现衰减的趋势,其在 350~400 nm 处衰减较缓,而在 600 nm 之后趋向于 0,CDOM 吸收光谱曲线的斜率要远大于非色素颗粒物,这也导致了  $a_{CDOM}$ 在短波范围内(350~400 nm)迅速减弱(图 2a).

与富营养化的太湖相比<sup>[42]</sup>,洱海  $a_{ph}$ 在 440 nm 极大值处约为  $0.29 \pm 0.04 \text{ m}^{-1}$ ,小于太湖春季的  $0.62 \pm 0.25 \text{ m}^{-1}$ 、夏季的  $5.49 \pm 3.50 \text{ m}^{-1}$ 以及秋季的  $2.03 \pm 1.14 \text{ m}^{-1}$ ;  $a_{nap}$ 在 440 nm 处约为  $0.72 \pm 0.08 \text{ m}^{-1}$ ,小于太湖春季的  $2.24 \pm 0.59 \text{ m}^{-1}$ 、夏季的  $2.00 \pm 0.89 \text{ m}^{-1}$ 以及秋季的  $3.50 \pm 0.75 \text{ m}^{-1}$ ;洱海  $a_{CDOM}$ 在 355 nm 处为  $1.48 \pm 0.09 \text{ m}^{-1}$ ,大于太湖春季的  $0.37 \pm 0.07 \text{ m}^{-1}$ 、冬季的  $1.13 \pm 0.50 \text{ m}^{-1}$ ,但小于太湖夏季的  $3.59 \pm 0.63 \text{ m}^{-1}$ . 洱海水体的吸收贡献中,在 350~400 nm 处以 CDOM 和非色素颗粒物吸收贡献占主导,在 400~575 nm 处以非色素颗粒物吸收占主导,而 575 nm 以后以纯水的吸收占主导(图 2b),而富营养化的滇池以色素颗粒物吸收为主<sup>[43]</sup>. 处于富营养化初级阶段的洱海,其光学特性与重度富营养化的湖泊(太湖、滇池等)存在明显差异,因此迫切需要重新构建一个适用于洱海 Chl.a 浓度的估算模型.

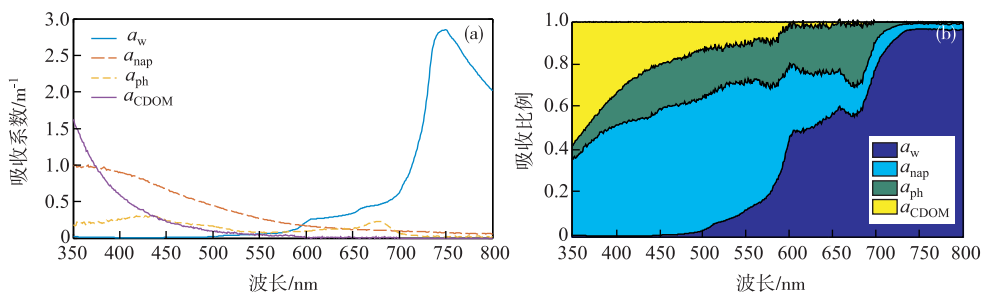


图 2 洱海水体中各物质组成吸收系数均值光谱(a)和各组分占总吸收的比例(b)

Fig.2 Mean spectrum of absorption coefficient of each composition in Lake Erhai (a) and percentage of absorption of each composition in total absorption (b)

### 2.2 模型构建与验证

通过 2.1 节分析以选择 OLCI 传感器中满足模型假设的波段,如图 2b 所示,洱海水体中色素颗粒物吸收在 660 nm 左右(Oa8)占主导,满足比值模型假设(1);在 700 nm 左右(Oa11)处色素颗粒吸收远小于 660 nm 处,此处纯水吸收逐渐占主导地位,分别满足比值模型假设(1)与三波段模型假设(2);纯水的吸收在 750

nm(Oa12)左右达到极大值,满足三波段假设(3).至此,参考已有研究中的波段选择与光学特性分析的结果,对于3种Chl.a浓度估算模型的波段选择见表4.

在所有实测样点中选择与卫星过境时间 $\pm 6$  h的样点作为星地同步点用于建模,共20个样点(其中随机选择14个用于建模,剩余6个用于模型验证).令 $x$ 表示不同模型选择的波段计算因子, $y$ 表示Chl.a浓度,通过一元线性回归可得3种Chl.a浓度估算模型的模型公式以及模型决定系数(表4).

表4 波段比值、三波段和FLH模型的波段选择以及建模效果的比较  
Tab.4 Band selection and comparison of Band-Ratio, Three-Bands and FLH model

模型	$\lambda_1$	$\lambda_2$	$\lambda_3$	模型公式	$R^2$
波段比值	Oa8	Oa11	—	$y = 103.5196x - 68.4149$	0.612
三波段	Oa8	Oa11	Oa12	$y = 174.3196x + 40.6407$	0.661
FLH	Oa10	Oa11	Oa12	$y = 13.5029x + 13.5959$	0.496

3种模型的验证结果见图3,三波段模型MAPE为12.37%,要低于波段比值模型的16.04%和FLH模型的13.50%;三波段模型的RMSE为1.61  $\mu\text{g/L}$ ,要低于波段比值模型的2.01  $\mu\text{g/L}$ 和FLH模型的1.92  $\mu\text{g/L}$ .3种模型在实测Chl.a浓度低于10.00  $\mu\text{g/L}$ 时都存在明显的高估趋势,而当浓度高于13.00  $\mu\text{g/L}$ 时则有低估的趋势.其中波段比值的低估趋势最严重,该模型估算值浓度没有呈现明显的差异,说明波段比值的结果对Chl.a浓度的敏感性不强.FLH模型虽然MAPE和RMSE都要低于波段比值模型,但是其决定系数0.496要显著低于波段比值的0.612和三波段的0.661,这说明FLH模型中的因子变量无法解释Chl.a浓度的变化,其拟合效果较差.因此,本文选用Oa8、Oa11和Oa12构建的三波段模型是较适用于洱海水域的Chl.a浓度估算模型,该模型精度在可以接受的范围内.

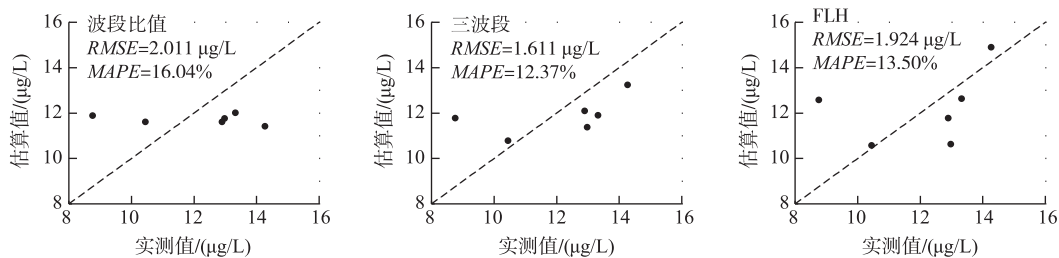


图3 3种模型验证结果( $n=6$ )

Fig.3 Validation results of three models ( $n=6$ )

### 2.3 叶绿素 a 浓度空间分布

将所建立的Chl.a浓度三波段估算模型应用于洱海OLCI数据上,计算得到洱海水体Chl.a浓度空间分布(图4).2017年4月19日全湖水体Chl.a浓度平均为 $12.15 \pm 5.72 \mu\text{g/L}$ .估算结果在空间上呈现出一定差异,因此将洱海在空间上分为3个部分(洱海北部A、洱海中部B和洱海南部C)分别进行讨论.

A区域为整个湖区中水体Chl.a浓度最高的区域,浓度为 $12.00 \sim 22.76 \mu\text{g/L}$ .A区域北部共有4条入湖河流,分别是弥苴河、罗时江、永安江和西闸河,河流径流面积共计 $1279.8 \text{ km}^2$ ,河流长度共 $116.9 \text{ km}$ ,占总洱海入湖水量的64.5%.4条河流流经牛街乡、三营镇、苴碧湖镇、凤羽镇、右所镇、邓川镇和上关镇等地区,大量的人为污染物排入河流是造成该区域水体Chl.a浓度较高的原因,而沙坪湾(a)、海潮河湾(b)以及红山湾(c)也是洱海藻华发生频率较高的区域<sup>[34]</sup>.

B区域为整个湖区水体Chl.a浓度较低的区域,浓度为 $9.00 \sim 12.00 \mu\text{g/L}$ ,在B区域的东部沿湖水域整体Chl.a浓度偏低.洱海西部为苍山十八溪的入湖口,水体Chl.a浓度要略高于东部水域.西部地区主要地物类型为农业用地,农业废水中的营养物质会促进藻类生长,进而提高水体Chl.a浓度<sup>[35-36]</sup>.

C区域水体的Chl.a浓度跨度较大,此处出现整个区域的最低值 $8.33 \mu\text{g/L}$ ,位于洱海C区南部,而在B



区域北部水域中心浓度偏高,为 12.00~14.00  $\mu\text{g}/\text{L}$ ,这与 Han 等<sup>[44]</sup>和摆晓虎等<sup>[45]</sup>的研究结果相似.而阳南溪(d)和波罗江(e)入湖口水域的 Chl.a 浓度显著低于 C 区平均浓度,这可能是降雨导致的“羽流现象”所造成的<sup>[46]</sup>.大理站降雨观测资料表明,4 月 17 日至 18 日大理区域存在连续降雨现象,日降雨量分别达 35 和 13 mm,连续的降雨导致清洁的径流入湖,稀释了湖中原有的 Chl.a.而查看 3 月的历史影像(图 5),发现 2017 年 3 月 22 日在阳溪(f)和茫涌溪(g)也发生了明显的“羽流现象”,降雨数据中 3 月 19 日和 3 月 21 日也都发生过降雨,日累计降雨量分别为 6 和 16 mm.与太湖“羽流现象”<sup>[47]</sup>相反,洱海一些入湖径流(如阳南溪、阳溪、茫涌溪以及波罗江)造成了稀释 Chl.a 浓度的效果,这些效果与洱海流域的水土状态、地形分布、地物类型、风场等的关系还需要进一步分析.

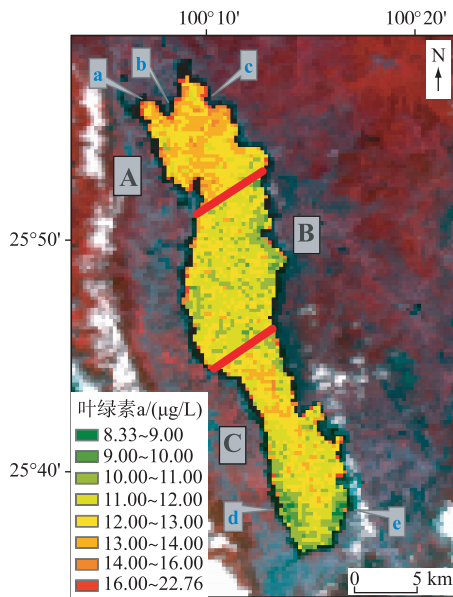


图 4 洱海水体叶绿素 a 浓度的空间分布  
(2017 年 4 月 19 日)

Fig.4 Spatial distribution of chlorophyll-a concentration in Lake Erhai (April 19, 2017)

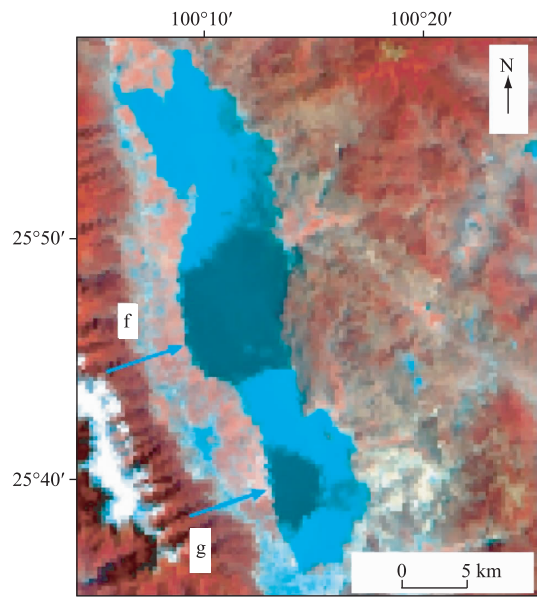


图 5 OLCI 影像(R17 G5 B2)  
标准假彩色显示(2017 年 3 月 22 日)

Fig.5 OLCI image (R17 G5 B2) standard false color display (March 22, 2017)

### 3 讨论

#### 3.1 不同大气校正对于洱海的适用性比较

大气的噪声会削弱卫星影像地面信号的反差进而降低卫星信号值与反演参数的相关性,因此大气校正后的卫星信号值若与水质参数存在良好的相关性能则表明该大气处理方法对于该水域具有很好的适用性<sup>[48-49]</sup>.目前国内外还没有针对 OLCI 提出特定的大气校正方法,本研究以 OLCI 影像的校正结果与 Chl.a 浓度的 Pearson 相关系数来评价不同大气校正对于洱海水域的适用性(图 6a).讨论中使用的大气校正方法包括 6S 模型、FLAASH 模型、QUAC 模型以及本研究中基于去瑞利散射的暗像元法,其中 6S 模型和 FLAASH 模型分别使用 Urban、Continental、Stratospheric 和 Urban、Rural、Tropospheric 气溶胶模型.

分别提取不同大气校正影像中同步点位的遥感反射率与 Chl.a 浓度进行相关性分析,其中基于去瑞利散射的暗像元法适用性最好,在 Oa11 相关系数达到最大,为 0.5478,而 FLAASH 模型和 QUAC 模型较差,6S 模型则表现出最差的相关性,整个波段范围相关性系数在 0 值左右变动.在实际操作中,6S 需要输入较多的几何、大气参数以及大气和气溶胶模式等,这些主观的预估值是 6S 大气校正失效的重要原因<sup>[41]</sup>.6S 和 FLAASH 模型中不同气溶胶模式的校正结果差异不明显,两个模型中的 Urban 气溶胶模式要略优于其他模

式. 分别选用暗像元法、6S-Urban、QUAC 以及 FLAASH-Urban 的校正结果运用三波段模型进行 Chl.a 浓度估算(图 6b), 其中暗像元法的  $MAPE$  和  $RMSE$  分别为 12.37% 和  $1.61 \mu\text{g/L}$ , 要小于 6S-Urban 模型的 49.85% 和  $6.01 \mu\text{g/L}$ , QUAC 模型的 32.25% 和  $4.66 \mu\text{g/L}$  以及 FLAASH 模型的 37.02% 和  $4.75 \mu\text{g/L}$ . 因此, 基于去瑞利散射的暗像元法具有更好的适用性, 而其余 3 种大气校正方法可能不适用于较为清洁的洱海.

OLCI 影像更精确的大气校正方法还需要严格的地面实测光谱数据进行支撑, 欧空局也将后续发布更高级的数据产品, 并提供 Level-2 级产品中大气校正的方案, 届时可以更详细地分析 OLCI 大气校正的算法. 相关性比较结果表明, 本研究基于去瑞利散射的暗像元法对于洱海水体 Chl.a 浓度估算模型是具备适用性的.

### 3.2 邻近效应对估算结果的影响

影像中近岸水体像元灰度值常常会受附近地表反射的影响而高于正常水体反射率, 这种现象称之为邻近效应, 它在低空间分辨率影像中更为显著<sup>[50]</sup>. 由于近红外光谱区域中陆地反射率要明显高于水体反射率, 邻近效应在近红外光谱区域中更为显著, 这种效应对于洱海类型的清洁水体是十分重要的. 为了考虑到邻近效应对于模型因子的输入, 分别在 OLCI 的 665、681.25、708.75 和 753.75 nm 波段影像中随机选取一条横断线(图 7a), 按公式(3)计算相对偏差, 即当前像元与下一像元之间的相对差异. 理论上, 像元值的改变

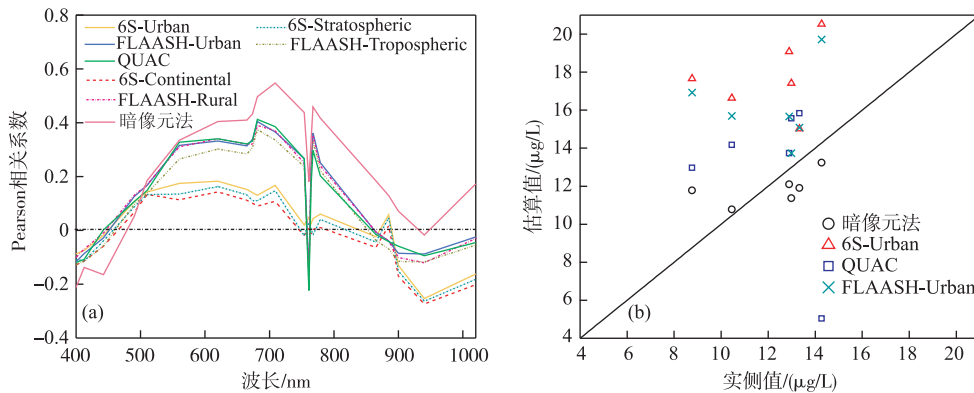


图 6 不同大气校正结果后  $R_{rs}$  与 Chl.a 浓度的 Pearson 系数曲线, Oa13 为 OLCI 的氧气吸收波段 (a) 和不同大气校正结果运用到三波段模型的估算浓度比较 (b)

Fig.6 Performance curves of  $R_{rs}$  and Chl.a concentrations after different atmospheric correction results while the Oa13 is the oxygen absorption band of OLCI (a) and the comparison between different results of atmospheric correction applied to the Three-Band Model (b)

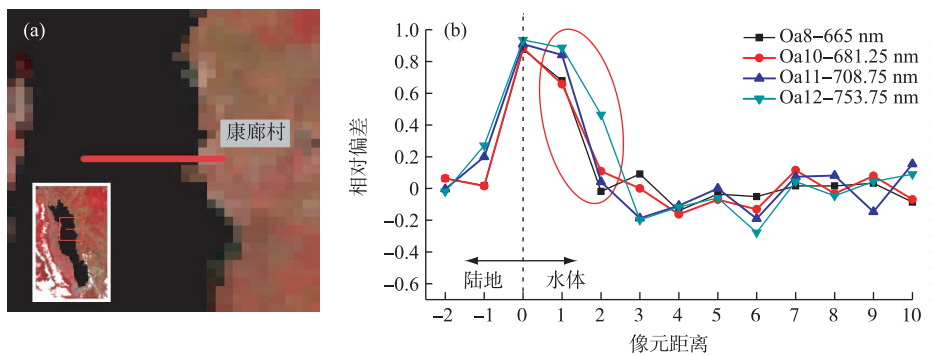


图 7 横断线位置(康廊村沿洱海区域) (a) 和 OLCI 影像中近岸水体像元值的相对偏差变化(0 表示水陆边界) (b)

Fig.7 Cross-section position (areas along Lake Erhai besides Kanlang Village) (a) and variation of the relative deviation of the pixel values of the nearshore water in the OLCI image (0 for the aquatic boundary) (b)



反映着地物类型的变化,在水陆边界处相对偏差将达到峰值,而水体和陆地内的像元相对偏差都应处于相对稳定的状态,若水体像元中存在较大的相对偏差值则表明水体像元受到了陆地邻近效应的影响。

$$\text{相对误差} = \frac{DN_{\text{current}} - DN_{\text{next}}}{DN_{\text{current}}} \quad (3)$$

式中, $DN_{\text{current}}$ 表示当前像元的灰度值, $DN_{\text{next}}$ 表示当前像元在横断面往湖心方向的下一个像元灰度值。

从图 7b 可以看出,当像元与岸边距离为 1 时,4 个波段像元的相对偏差达到 0.65~0.87,受陆地邻近效应影响较为严重;当像元距离为 2 时,近红外波段 Oa12(753.75 nm)的相对偏差仍较高(0.45),而其余 3 个波段的相对偏差降低到 0 值附近;当像元距离 $\geq 3$ 时,各波段相对偏差在-0.2~0.1 范围内,此时受陆地邻近效应的影响较前两种情况小,随着距离的增加,出现的相对偏差绝大部分应来源于水体像元之间的差异。本文在湖区其他位置选择不同的横断线进行同样的相对偏差分析,像元距离与相对偏差的响应关系同图 7a 表现基本一致。由此表明,OLCI 洱海影像中对于近红外波段 Oa12,受陆地邻近效应影响的距离为 1~2 个像元;对于 Oa8(665 nm)、Oa10(681.25 nm)和 Oa11(708.75 nm),受陆地邻近效应影响的距离为 1 个像元。

与其他区域邻近效应影响的研究<sup>[51]</sup>(研究区域:鄱阳湖;MODIS-859 nm 像元距离为 0 时,相对偏差为 0.21;像元距离为 1 时,相对偏差为 0.05)相比,洱海水体在陆地边界处相对偏差达到 0.9,在像元距离为 1 时仍然保持 0.6 以上,相对偏差远远高于其他水体的边缘处。其主要原因是洱海水体较为清澈,进入传感器的信号较弱(Chl.a 浓度均值 12.19  $\mu\text{g/L}$ ,TSM 浓度均值 4.168 mg/L,SSD 均值 1.67 m;鄱阳湖北部河道 TSM 均值 51.2 mg/L),陆地的信号经多次反射影响近岸水体的像元,而 OLCI 空间分辨率 300 m 所造成的混合像元效应更会加重陆地的邻近效应,这对于洱海岸边水体像元的精确大气校正造成很大的困难,间接影响估算的结果,故本研究对离岸 2 个像元距离的水体像元进行掩膜处理,同时也可以有效避免近岸水体水底反射的干扰。

## 4 结论

本文基于野外实测数据与 OLCI 数据验证了 3 种可应用于 OLCI 数据的 Chl.a 浓度估算模型(包括波段比值模型、三波段模型以及 FLH 模型)在洱海地区的适用性,并估算了洱海的 Chl.a 浓度分布,得出以下结论:

1)基于 OLCI-Oa8、Oa11 和 Oa12 构建的三波段模型(模型公式: $y = 174.3196x + 40.6407$ , $x = [1/R_{rs}(\text{Oa8}) - 1/R_{rs}(\text{Oa11})]R_{rs}(\text{Oa12})$ )是最适用于洱海地区的 Chl.a 浓度估算模型,其平均相对误差为 12.37%,低于波段比值模型的 16.04%和 FLH 模型的 13.50%;其均方根误差为 1.61  $\mu\text{g/L}$ ,要低于波段比值模型的 2.01  $\mu\text{g/L}$ 和 FLH 模型的 1.92  $\mu\text{g/L}$ 。

2)本文提出基于去瑞利散射校正的暗像元法作为 OLCI 大气校正的尝试,对于洱海 Chl.a 浓度估算有着较强的适用性,大气校正结果对于模型的适用性要好于 6S 模型、FLAASH 模型以及 QUAC 模型。

3)OLCI 影像中,较为清洁的洱海岸边水体像元容易受到陆地邻近效应的影响,近红外波段 Oa12(753.75 nm)受影响的距离为 1~2 个像元,而 Oa8(665 nm)、Oa10(681.25 nm)、Oa11(708.75 nm)受影响的距离为 1 个像元,本研究对离岸两个像元距离的水体像元进行了掩膜处理,同时可以避免近岸水体水底反射的干扰。

4)2017 年 4 月 19 日,洱海全湖 Chl.a 浓度均值为  $12.15 \pm 5.72 \mu\text{g/L}$ ,洱海中部水域 Chl.a 浓度最低(9.00~12.00  $\mu\text{g/L}$ ),北部水域浓度最高(12.00~22.76  $\mu\text{g/L}$ ),南部水域浓度稍高(12.00~14.00  $\mu\text{g/L}$ )。受前一天降雨影响,在阳南溪与波罗江入湖口处存在明显的“羽流现象”,导致了较低的 Chl.a 浓度,约为 8.33  $\mu\text{g/L}$ 。

致谢:感谢大理州环境保护局的支持,及洱海实验中所有工作人员中在数据获取过程中所作的贡献,感谢郑著彬和杜成功博士在论文写作及修改中给予的帮助和指导。

## 5 参考文献

- [1] Li ZK, Yang PP, Su SF. Eutrophication trend of Erhai Lake from 2004 to 2013. *Environmental Science Survey*, 2015, 34

- (1): 1-3. [李泽坤, 杨萍萍, 苏社飞. 2004—2013 年洱海富营养化变化趋势. 环境科学导刊, 2015, 34(1): 1-3.]
- [ 2 ] Li JJ. Research and countermeasures for Erhai Lake eutrophication. *J Lake Sci*, 2001, 13(2): 187-192. DOI:10.18307/20010214. [李杰君. 洱海富营养化探析及防治建议. 湖泊科学, 2001, 13(2): 187-192.]
- [ 3 ] Yang SH, Song TQ. Problems of pollution derived from agriculture in Erhai Lake district and countermeasures. *Research of Agricultural Modernization*, 2006, 27(6): 428-431. [杨曙辉, 宋天庆. 洱海湖滨区的农业面源污染问题及对策. 农业现代化研究, 2006, 27(6): 428-431.]
- [ 4 ] Feng C, Jin Q, Wang YN *et al.* Remote sensing estimation of chlorophyll-a concentration in inland lakes based on GOCI image and optical classification of water body. *Environmental Science*, 2015, 36(5): 1557-1564. [冯驰, 金琦, 王艳楠等. 基于 GOCI 影像和水体光学分类的内陆湖泊叶绿素 a 浓度遥感估算. 环境科学, 2015, 36(5): 1557-1564.]
- [ 5 ] Gordon HR, Morel AY eds. Remote assessment of ocean color for interpretation of satellite visible imagery: A review. Springer Science & Business Media, 2012.
- [ 6 ] O'Reilly JE, Maritorea S, Mitchell BG *et al.* Ocean color chlorophyll algorithms for SeaWiFS. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1998, 103(C11): 24937-24953.
- [ 7 ] Carder KL, Chen FR, Lee ZP *et al.* Semianalytic moderate-resolution imaging spectrometer algorithms for chlorophyll a and absorption with bio-optical domains based on nitrate-depletion temperatures. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 1999, 104(C3): 5403-5421.
- [ 8 ] Gilerson AA, Gitelson AA, Zhou J *et al.* Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optics Express*, 2010, 18(23): 24109-24125.
- [ 9 ] Gurlin D, Gitelson AA, Moses WJ. Remote estimation of chl-a concentration in turbid productive waters—Return to a simple two-band NIR-red model? *Remote Sensing of Environment*, 2011, 115(12): 3479-3490.
- [10] Yacobi YZ, Moses WJ, Kaganovsky S *et al.* NIR-red reflectance-based algorithms for chlorophyll-a estimation in mesotrophic inland and coastal waters; Lake Kinneret case study. *Water Research*, 2011, 45(7): 2428-2436.
- [11] Huang CC, Shi K, Yang H *et al.* Satellite observation of hourly dynamic characteristics of algae with Geostationary Ocean Color Imager (GOCI) data in Lake Taihu. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 159: 278-287.
- [12] Neville RA, Gower JFR. Passive remote sensing of phytoplankton via chlorophyll  $\alpha$  fluorescence. *Journal of Geophysical Research*, 1977, 82(24): 3487-3493.
- [13] Philpot WD. The derivative ratio algorithm; avoiding atmospheric effects in remote sensing. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 1991, 29(3): 350-357.
- [14] Tao BY, Mao ZH, Wang DF *et al.* The use of MERIS fluorescence bands for red tides monitoring in the East China Sea. *Proc of SPIE*, 2011, 8175: 81751K-1.
- [15] Shen F, Zhou YX, Li DJ *et al.* Medium resolution imaging spectrometer (MERIS) estimation of chlorophyll-a concentration in the turbid sediment-laden waters of the Changjiang (Yangtze) Estuary. *International Journal of Remote Sensing*, 2010, 31(17/18): 4635-4650.
- [16] Zhang FF, Zhang B, Li JS *et al.* Validation of a synthetic chlorophyll index for remote estimates of chlorophyll-a in a turbid hypereutrophic lake. *International Journal of Remote Sensing*, 2014, 35(1): 289-305.
- [17] Matthews MW, Bernard S, Robertson L. An algorithm for detecting trophic status (chlorophyll-a), cyanobacterial-dominance, surface scums and floating vegetation in inland and coastal waters. *Remote Sensing of Environment*, 2012, 124(124): 637-652.
- [18] Dall'Olmo G, Gitelson AA. Effect of bio-optical parameter variability on the remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters: experimental results. *Applied Optics*, 2005, 44(3): 412-422.
- [19] Gitelson AA, Dall'Olmo G, Moses W *et al.* A simple semi-analytical model for remote estimation of chlorophyll-a in turbid waters: Validation. *Remote Sensing of Environment*, 2008, 112(9): 3582-3593.
- [20] Xu JP, Zhang B, Song KS *et al.* Estimation of chlorophyll-a concentration in Lake Xinniao base on a semi-analytical model. *Journal of Infrared and 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. 红外与毫米波学报, 2008, 27(3): 197-201.]
- [21] Zhou GH, Liu QH, Ma RH *et al.* Inversion of chlorophyll-a concentration in turbid water of Lake Taihu based on optimized multi-spectral combination. *J Lake Sci*, 2008, 20(2): 153-159. DOI:10.18307/2008.0203. [周冠华, 柳钦火, 马荣华等. 基于半分析模型的波段最优化组合反演混浊太湖水体叶绿素 a. 湖泊科学, 2008, 20(2): 153-159.]

- [22] Le CF, Li YM, Zha Y *et al.* A four-band semi-analytical model for estimating chlorophyll a in highly turbid lakes: The case of Taihu Lake, China. *Remote Sensing of Environment*, 2009, **113**(6): 1175-1182.
- [23] Yang W, Matsushita B, Chen J *et al.* An enhanced three-band index for estimating chlorophyll-a in turbid case-ii waters: Case studies of Lake Kasumigaura, Japan, and Lake Dianchi, China. *Geoscience & Remote Sensing Letters IEEE*, 2010, **7**(4): 655-659.
- [24] Liu G, Li YM, Lv H *et al.* Remote sensing of chlorophyll-a concentrations in Lake Hongze using long time series MERIS observations. *Environmental Science*, 2017, **9**: 1-20. [刘阔, 李云梅, 吕恒等. 基于 MERIS 影像的洪泽湖叶绿素 a 浓度时空变化规律分析. *环境科学*, 2017, **9**: 1-20.]
- [25] Lee Z, Carder KL, Arnone RA. Deriving inherent optical properties from water color: a multiband quasi-analytical algorithm for optically deep waters. *Applied Optics*, 2002, **41**(27): 5755-5772.
- [26] Lee Z, Lubac B, Werdell J *et al.* An update of the quasi-analytical algorithm (QAA\_v5), 2009.
- [27] Rodríguez YC, El Anjoumi A, Gómez JAD *et al.* Using Landsat image time series to study a small water body in Northern Spain. *Environmental monitoring and assessment*, 2014, **186**(6): 3511-3522.
- [28] Singh K, Ghosh M, Sharma SR *et al.* Blue-Red-NIR Model for chlorophyll-a retrieval in hypersaline-alkaline water using Landsat ETM+ sensor. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 2014, **7**(8): 3553-3559.
- [29] Sakuno Y, Hatakeyama K, Miyamoto Y *et al.* Relationship between spectral reflectance and chlorophyll-a concentration in the eutrophic Lake Togo-ike // SPIE Remote Sensing. International Society for Optics and Photonics, 2014: 92400H-92400H-7.
- [30] Liu ZH. Remote Sensing inversion of chlorophyll a in typical polluted rivers of Taihu based on high spatial resolution data [Dissertation]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2012. [刘忠华. 基于高分数据的太湖重点污染入湖河流叶绿素 a 浓度遥感反演[学位论文]. 南京: 南京师范大学, 2012.]
- [31] Xu YF, Li YM, Wang Q *et al.* Eutrophication evaluation of three lakes and one reservoir using CCD images from the HJ-1 satellite. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, **31**(1): 81-93. [徐祎凡, 李云梅, 王桥等. 基于环境一号卫星多光谱影像数据的三湖一库富营养化状态评价. *环境科学学报*, 2011, **31**(1): 81-93.]
- [32] Yang Y, Li YM, Wang Q *et al.* Retrieval of chlorophyll-a concentration by Three-band model in Lake Chaohu. *J Lake Sci*, 2010, **22**(4): 495-503. DOI:10.18307/2010.0404. [杨煜, 李云梅, 王桥等. 基于环境一号卫星高光谱遥感数据的巢湖水体叶绿素 a 浓度反演. *湖泊科学*, 2010, **22**(4): 495-503.]
- [33] Jiao HB, Zha Y, Li YM *et al.* Modelling chlorophyll-a concentration in Taihu Lake from hyperspectral reflectance data. *Journal of Remote Sensing*, 2006, **10**(2): 242-248. [焦红波, 查勇, 李云梅等. 基于高光谱遥感反射比的太湖水体叶绿素 a 含量估算模型. *遥感学报*, 2006, **10**(2): 242-248.]
- [34] Lv XJ, Zhu J, Meng L. Pilot study on diversity of cyanobacteria bloom in Erhai Lake. *Environmental Science Survey*, 2010, **29**(3): 32-35. [吕兴菊, 朱江, 孟良. 洱海水华蓝藻多样性初步研究. *环境科学导刊*, 2010, **29**(3): 32-35.]
- [35] Han T, Han WQ, Li HE *et al.* Evolution of eutrophication in the Erhai Lake and its relevant research progress. *Journal of China Institute of Water Resources and Hydropower Research*, 2005, **3**(1): 73-75, 80. [韩涛, 彭文启, 李怀恩等. 洱海水体富营养化的演变及其研究进展. *中国水利水电科学研究院学报*, 2005, **3**(1): 73-75, 80.]
- [36] Yang JY. Functional zoning of water resources in Zhu Jiang water system. *Yunnan Environmental Science*, 2004, (S1): 104-105, 126. [杨建云. 洱海湖区非点源污染与洱海水质恶化. *云南环境科学*, 2004, (S1): 104-105, 126.]
- [37] Chen YW, Chen KN, Hu YH. Discussion on possible error for phytoplankton chlorophyll-a concentration analysis using hot-ethanol extraction method. *J Lake Sci*, 2006, **18**(5): 550-552. DOI:10.18307/2006.0519. [陈宇炜, 陈开宁, 胡耀辉. 浮游植物叶绿素 a 测定的“热乙醇法”及其测定误差的探讨. *湖泊科学*, 2006, **18**(5): 550-552.]
- [38] Sun DY, Li YM, Huang JZ *et al.* Spectral absorption characteristics and slope coefficients analysis of in water constituents in Meiliang Bay of Lake Taihu in the summer season. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, **28**(2): 749-760. [孙德勇, 李云梅, 黄家柱等. 太湖梅梁湾夏季水体组分光谱吸收特性. *生态学报*, 2008, **28**(2): 749-760.]
- [39] Gordon HR, Wang M. Retrieval of water-leaving radiance and aerosol optical thickness over the oceans with SeaWiFS: a preliminary algorithm. *Applied optics*, 1994, **33**(3): 443-452.
- [40] Zhu JJ, Chen J, Wang SQ *et al.* Spatial-temporal variation of chlorophyll-a concentration in Lake Dianchi from 2003 to 2009 and trend analysis based on MERIS data. *J Lake Sci*, 2011, **23**(4): 581-590. DOI:10.18307/2011.0414. [朱晶

- 晶, 陈晋, 王胜强等. 基于 MERIS 数据的滇池叶绿素浓度时空变化(2003—2009 年)及趋势. 湖泊科学, 2011, **23**(4): 581-590.]
- [41] Li GN, Wang L, Wang X *et al.* Geostationary ocean color imager and application progress. *Marine Environmental Science*, 2014, **33**(6): 966-971. [李冠男, 王林, 王祥等. 静止水色卫星 GOCI 及其应用进展. 海洋环境科学, 2014, **33**(6): 966-971.]
- [42] Le CF, Li YM, Zha Y *et al.* Seasonal variation of in water constituents' absorption properties in Meiliang Bay of Taihu Lake. *Environmental Science*, 2008, **29**(9): 2448-2455. [乐成峰, 李云梅, 查勇等. 太湖梅梁湾水体组分吸收特性季节差异分析. 环境科学, 2008, **29**(9): 2448-2455.]
- [43] Zhang H, Huang JZ, Li YM *et al.* Spectral absorption coefficients of optically active substances in Lake Dianchi. *Environmental Science*, 2011, **32**(2): 452-463. [张红, 黄家柱, 李云梅等. 滇池水体光学物质的吸收特性研究. 环境科学, 2011, **32**(2): 452-463.]
- [44] Han XX, Feng L, Chen XL *et al.* MERIS observations of chlorophyll-a dynamics in Lake Erhai between 2003 and 2009. *International Journal of Remote Sensing*, 2014, **35**(24): 8309-8322.
- [45] Bai XH, Cao T, Ni LY *et al.* Seasonal variation of water column optical parameters in Lake Erhai, China. *Journal of Hydroecology*, 2016, **37**(2): 10-16. [摆晓虎, 曹特, 倪乐意等. 洱海水体光学特性的季节变化及其影响因素分析. 水生态学杂志, 2016, **37**(2): 10-16.]
- [46] Murphy RJ, Tolhurst TJ, Chapman MG *et al.* Spatial variation of chlorophyll on estuarine mudflats determined by field-based remote sensing. *Marine Ecology Progress Series*, 2008, **365**: 45-55.
- [47] Zhang YL, Shi K, Zhou YQ *et al.* Monitoring the river plume induced by heavy rainfall events in large, shallow, Lake Taihu using MODIS 250 m imagery. *Remote Sensing of Environment*, 2016, **173**: 109-121.
- [48] Shi K, Zhang YL, Liu XH *et al.* Remote sensing of diffuse attenuation coefficient of photosynthetically active radiation in Lake Taihu using MERIS data. *Remote Sensing of Environment*, 2014, **140**: 365-377.
- [49] Cao ZG, Duan HT, Cui HS *et al.* Remote estimation of suspended matters concentrations using VIIRS in Lake Hongze, China. *J Infrared Millim Waves*, 2016, **35**(4): 462-469. [曹志刚, 段洪涛, 崔海山等. 基于 VIIRS 数据洪泽湖悬浮物浓度估算算法研究. 红外与毫米波学报, 2016, **35**(4): 462-469.]
- [50] Santer R, Schmechtig C. Adjacency effects on water surfaces: primary scattering approximation and sensitivity study. *Applied Optics*, 2000, **39**(3): 361-375.
- [51] Feng L, Hu CM, Chen XL *et al.* Human induced turbidity changes in Poyang Lake between 2000 and 2010: Observations from MODIS. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2012, **117**(C7). DOI: 10.1029/2011JC007864.