

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2021.03.014

南水北调调蓄湖泊水质参数遥感反演及其影响因素

何振芳^{1,2}, 郭庆春¹, 邓焕广¹, 刘加珍¹, 梁天全¹, 于泉洲¹, 姚昕¹, 肖燕¹, 段艺芳¹

(1. 聊城大学环境与规划学院, 山东 聊城 252000;

2. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085)

摘要:基于 Landsat 与 HJ1A/1B 多源遥感数据、实测水质数据、光谱数据, 利用悬浮颗粒物 (SPM)、叶绿素 a (Chl-a) 质量浓度与水体光学特性之间的关系构建反演模型, 模拟 SPM、Chl-a 质量浓度的时空演变规律及其影响因素。结果表明: 1985—2015 年, 随着南水北调工程的实施, 东平湖春季 SPM 与 Chl-a 质量浓度变化呈现 3 个阶段显著变化的特点, 且 SPM 与 Chl-a 质量浓度总体上呈现负相关趋势, SPM 质量浓度较高区域的负相关趋势尤为显著, 相关系数最高达 -0.86 ; 调水过程中, 径流导致的底质再悬浮使得 SPM 质量浓度增高, 而调水注入的稀释作用使得 Chl-a 质量浓度降低; 第一、二阶段 SPM 与 Chl-a 质量浓度分布规律主要受大汶河流域污染、围网养殖等综合因素影响, 第三阶段主要受水体流速、流向等调水期水动力因素影响。

关键词: 多源遥感; HJ1A/1B; 悬浮颗粒物; 叶绿素 a; 东平湖; 南水北调工程

中图分类号: TV211.2; X826

文献标志码: A

文章编号: 1004-6933(2021)03-0087-09

Remote sensing inversion of water quality parameters and its influencing factors in a storage lake of South-to-North Water Diversion Project // HE Zhenfang^{1,2}, GUO Qingchun¹, DENG Huanguang¹, LIU Jiazhen¹, LIANG Tianquan¹, YU Quanzhou¹, YAO Xin¹, XIAO Yan¹, DUAN Yifang¹ (1. School of Environment and Planning, Liaocheng University, Liaocheng 252000, China; 2. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

Abstract: Based on Landsat and HJ1A/1B remote sensing data, measured water quality data, and spectral data, using the relationship between suspended particulate materials (SPM), chlorophyll-a (Chl-a) concentrations and optical properties of water, an inversion model was established. The spatiotemporal evolution of SPM and Chl-a mass concentrations and their influencing factors were simulated. The results showed that with the implementation of the south to North Water Diversion Project, the changes of SPM and Chl-a mass concentrations in Dongping Lake in spring showed three significant stages from 1985 to 2015. The correlation between SPM and Chl-a mass concentrations was negative in general, especially in the high SPM concentration area, with the highest correlation coefficient of -0.86 . In the process of water diversion, the sediment resuspension caused by runoff increases the mass concentration of SPM, while the dilution effect of water diversion injection decreases the mass concentration of Chl-a. The distribution of SPM and Chl-a mass concentrations in the first and second stages was mainly affected by pollution and purse seine culture in the Dawen River Basin. The third stage was mainly affected by the flow velocity, flow direction and other hydrodynamic factors.

Key words: multi-source remote sensing; HJ1A/1B; suspended particulate matter; chlorophyll-a; Dongping Lake; South-to-North Water Transfer Project

湖泊水质监测可揭示环境变化对于淡水生态资源的影响, 遥感技术可为湖泊水环境监测提供重要手段^[1-4]。悬浮颗粒物 (suspended particulate materials, SPM) 和叶绿素 a (Chl-a) 不仅是湖泊水体的重要水质参数^[5-7], 亦是水体中具有光学活性的

重要物质^[8], 二者浓度的定量反演能有效研究湖泊富营养化、蓝藻等有害湖泊生态系统的现象以及湖泊水体初级生产力、水生植被生长状况等^[9-11]。然而, 由于水体光谱信息微弱, II类水体水色要素浓度的反演一直是水色遥感领域研究的热点与难点问题

题。国内外学者针对水体 SPM、Chl-a 浓度的光谱特征作了大量研究,基于多源遥感数据在不同研究区域构建了线性、对数、三组分等水质参数反演模型,开展了非传统湖泊水色遥感中藻类 Chl-a 浓度的垂向分布类型、定量表达模型与数值模拟研究,并在水环境监测中取得了良好的效果^[12-16]。太湖、巢湖等区域相关研究表明 Chl-a 质量浓度的反演中波段比值算法、线性模型、一元二次模型和对数模型均有较高的反演精度,而 SPM 质量浓度单波段反演算法适用于太湖秋季悬浮物浓度反演^[17-18]。众多学者研究表明基于多源遥感数据,如 Landsat8 OLI、HJ1A/1B CCD、GOCI、MODIS 及 SeaWiFS 等,对水体 Chl-a 及 SPM 浓度进行长时间序列反演,能够得到较好的结果,并且多种遥感数据反演结果具有一致性^[16,19-22]。姜腾龙等^[23]基于 Landsat 系列卫星分析了 1985—2015 年东平湖 Chl-a 质量浓度空间变化趋势,发现湖周边浅水区高于湖中心深水区,未对调水期 Chl-a 质量浓度空间分布特征及影响因素进行研究;于少鹏等^[24-25]研究发现由于水质、调水期水动力、水位等水环境因子的影响,东平湖水生植物在 1979—2015 年呈现出衰退现象,而 Chl-a、SPM 浓度是影响沉水植物、浮叶植物生长与繁殖的主要水环境因子^[26]。

东平湖作为南水北调调蓄湖泊,其水质参数的遥感反演研究既具有一定科学代表性,又具有重要的实践意义。以往东平湖水质的研究主要集中在南水北调东线工程通水(2013 年 11 月 15 日)之前,工程实施前后及调水期水质影响因素的对比研究较少。因此,本文以春季调水期 SPM、Chl-a 质量浓度反演为对象,研究南水北调工程实施前后及调水期东平湖 SPM 及 Chl-a 质量浓度时空演变特征及其影响因素,以期东平湖自我调节和生态系统的恢复提供支持。

1 研究区概况

东平湖位于黄河下游,东经 $116^{\circ}2' \sim 116^{\circ}20'$ 、北纬 $35^{\circ}43' \sim 36^{\circ}7'$ 之间,是黄河的滞洪水库,南水北调与西水东送的枢纽工程,在国家水资源配置战略中占有重要地位(图 1)。东平湖是典型的浅、淡水湖泊湿地,处于山东省西部、鲁中山区西部向平原过渡的涡流风区,多年平均降水量 601 mm,总面积 627 km^2 ,其中老湖区是黄河下游仅存的天然湖泊,南部新湖区常年无水,湖底地形西北高、东南低,是湿地的集中区。湖区东部沿岸主要为旅游度假区,人口聚集,多餐饮。东平湖是汶河水系的客水汇集中心,汶河来水全部进入东平湖老湖。南水北调东

线水资源是经柳长河进入东平湖的另一客水资源,调水时间为非汛期。南水北调由八里湾闸口入湖,出东平湖后分两路输水:一路向北,在位山附近经隧洞穿过黄河;另一路向东,通过胶东地区输水干线经济南输水到烟台、威海。因此,东平湖水环境受大汶河入湖水质、工业污水与城镇生活污水排放、围网养殖、农业面源污染、旅游发展、采砂活动、调水期水动力等多因素影响^[27]。

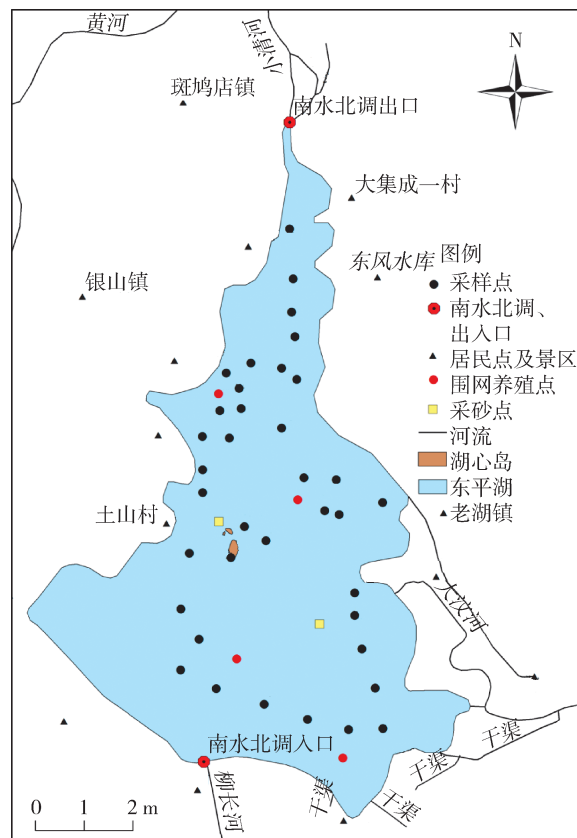


图 1 研究区示意图及采样点

Fig.1 Schematic diagram and sampling points of study area

2 数据与研究方法

2.1 野外实测数据获取

野外数据采集时间为 2016 年 4 月 30 日和 5 月 1 日,选择时段 10:30—14:30,共采集 37 个水样(图 1),包括水体光谱数据与对应采样点的 SPM、Chl-a 质量浓度数据。试验天气条件均为晴朗,无风到微风,气溶胶浓度较小,水面光谱数据测量和水体采样分析同步进行。水样采集取水体表面以下 5~10 cm 处的表层水,光谱采集和处理方法采用唐军武等^[28]提出的水面以上测量法。光谱测试采用美国分析光谱仪器公司的 ASD 野外光谱辐射仪,采样当天实验室内采用丙酮萃取及分光光度计分析测定 Chl-a 质量浓度,采用称重法测定 SPM 质量浓度。

2.2 遥感影像数据获取与处理

收集 2000—2019 年 4 月底、5 月初 Landsat 系

列数据及环境与灾害监测预报小卫星 HJ1A/1B 数据,根据采样时间选择准同步遥感影像,分别选取 2016 年 5 月 4 日的 Landsat-8 OLI、HJ1A/1B CCD 数据作为准同步数据构建春季水质参数反演模型。每年选取 4 月底、5 月初遥感数据 1 景,共选取 20 景春季遥感数据用于反演,其中包括 3 景 HJ1A/1B 数据。由于 2011 年、2012 年 Landsat 数据条带问题,选择 2011 年、2012 年和 2016 年 HJ1A/1B CCD 遥感数据,并以 Landsat-5 TM 为基准对其进行几何校正。大气校正采用 FLAASH 模型,校正精度较高,能有效去除大部分光照和大气等因素对地物反射的影像。其中 Landsat 数据来源于美国地质调查局 (United States Geological Survey) 官方网站, HJ1A/1B 来自于中国资源卫星应用中心 (<http://www.cresda.com/CN/>),所选遥感影像云覆盖度均小于 5%。本文水体提取利用遥感影像的近红外波段确定水体边界阈值。

2.3 研究方法

本文实测光谱数据有效范围为 400 ~ 900 nm,实测光谱数据平行性较好,无交叉。计算水体 SPM、Chl-a 质量浓度与实测光谱反射率的相关系数并确定敏感波段是建立二者浓度反演模型的前提。

$$R_{\lambda} = \frac{\sum (x - \bar{x})(y_{\lambda} - \bar{y}_{\lambda})}{\sqrt{(\sum (x - \bar{x})^2)(\sum (y_{\lambda} - \bar{y}_{\lambda})^2)}} \quad (1)$$

式中: R_{λ} 为波长 λ 的相关系数; x 为水体采样浓度值; $\bar{x}$ 为水体采样浓度平均值; y_{λ} 、 $\bar{y}_{\lambda}$ 分别为波长 λ 的反射率及其均值。

根据水体光谱特征相关性分析,分别以 SPM、Chl-a 质量浓度为因变量构建反演模型,回归拟合均分别选取线性拟合方程、幂拟合方程、指数拟合方程、对数拟合方程、多项式拟合方程,引入平均相对误差 r_{APD} 验证模拟精度。

$$r_{APD} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{t_i - y_i}{t_i} \right| \times 100\% \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad (2)$$

式中: n 为数据集的样本个数; t_i 为水色组分浓度的实测值; y_i 为反演值。

3 光谱特征分析与反演模型构建

3.1 SPM、Chl-a 质量浓度与实测光谱反射率相关性分析

图 2 和图 3 分别为 SPM、Chl-a 质量浓度与实测光谱反射率的相关系数曲线。由图 2 可见,在 a1 (596 ~ 618 nm)、a2 (688 ~ 766 nm)、a3 (766 ~ 831 nm) 波段范围内 SPM 质量浓度与光谱反射率相

关系数存在显著峰值,且相关系数均大于 0.5,可作为 SPM 质量浓度反演的敏感波段。东平湖水体 SPM 质量浓度平均值为 35.9 mg/L,高 SPM 质量浓度区域较少,未出现可见光处的饱和效应^[20],因此在 a2 可见光波段范围内以及 a3 的近红外波段范围内相关系数峰值及其变化趋势均相似。Landsat 8 OLI 传感器所设波段的第三波段(绿光波段)与敏感波段 a1 相对应,因此本文 Landsat 系列数据选取绿光波段作为反演 SPM 质量浓度的敏感波段。而 SPM 的敏感波段位于 HJ1A/1B CCD 传感器所设波段的第二波段(绿光)与第四波段(近红外),因此选择 HJ1A/1B 绿光波段与近红外波段比值构建春季 SPM 反演模型。

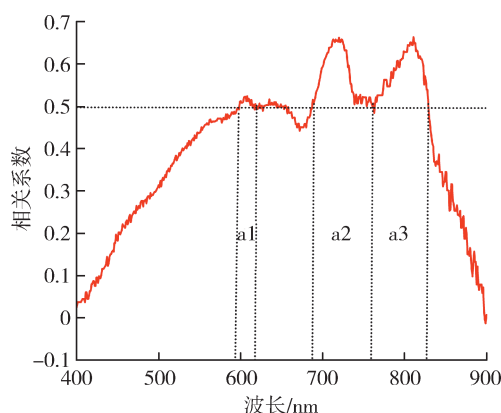


图 2 实测光谱反射率与 SPM 质量浓度相关系数

Fig. 2 Correlation coefficient between measured spectral reflectance rate and SPM mass concentration

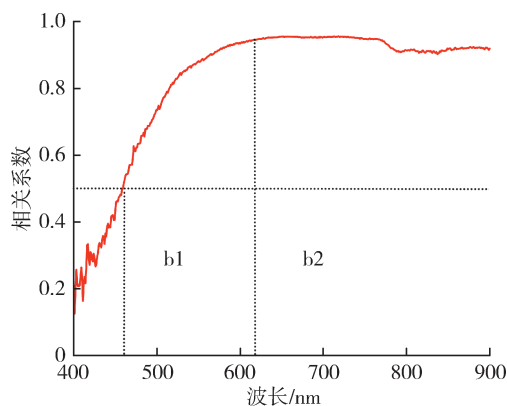


图 3 实测光谱反射率与 Chl-a 质量浓度相关系数

Fig. 3 Correlation coefficient between measured spectral reflectance rate and ρ (Chl-a)

由图 3 可见, b1 (458 ~ 621 nm)、b2 (621 ~ 900 nm) 波段范围 Chl-a 质量浓度与光谱反射率相关系数均大于 0.5,且 b1 波段范围内随着波长的增大相关系数增大,直至 b2 波段达到了 0.9 以上。这恰与水体中含有 Chl-a 时的光谱特征相符,Chl-a 会使蓝绿光波段离水辐射亮度降低,而近红外波段明显抬升,红光波段呈现特征吸收谷^[20,29]。因此,选

取 Landsat、HJ1A/1B 数据的近红外波段与红光波段作为敏感波段,通过二者的比值建立春季 Chl-a 质量浓度反演模型。遥感影像单波段间存在较多冗余信息,使用比值波段组合能突出 Chl-a 在水体反射率中的影响。

3.2 反演模型构建及验证

SPM、Chl-a 质量浓度反演模型具体拟合方式如表 1 所示,包括 16 个建模数据和 14 个验证数据。可见,分别以 2016 年 5 月 4 日 Landsat-8 OLI、HJ1A/1B CCD 数据作为准同步数据构建的反演模型其反演精度相差不大,平均相对误差分别为 24.1%、26.8%、27.1%、28.1%,即 Landsat-8 OLI 与 HJ1A/1B CCD 反演 SPM 与 Chl-a 质量浓度具有较高一致性。

4 结果与分析

4.1 SPM、Chl-a 质量浓度春季时空分布特征及其影响因素

应用所构建模型反演 2000—2019 年春季东平湖 SPM、Chl-a 质量浓度空间分布如图 4 和图 5 所示,相关系数及相关特征值见表 2。南水北调工程的建设及地方政府、流域管理部门采取相应的水质恢复和流域生态恢复的措施使 SPM 与 Chl-a 质量浓度呈现显著变化。根据水利部淮河水利委员会、海河水利委员会的《南水北调东线工程规划(2001 年修订)》,依据规划提出的“通水先治污”策略,南水北调东线工程在东平湖开展的进程,将 SPM 质量浓

度与 Chl-a 质量浓度变化划分为 3 个显著变化阶段。第一阶段(2000—2010 年),南水北调东线山东段开工,逐步开始治理调水通道污染问题,逐步实现东平湖水质稳定达到地表水Ⅲ类水标准;第二阶段(2011—2018 年),东平湖采砂清淤阶段,逐步减少围网养殖区直至 2018 年撤退所有围网养殖区;第三个阶段(2019 年)为开闸调水阶段。第一阶段东平湖整体的春季 SPM 质量浓度平均值高于第二阶段,其质量浓度平均值由 40 mg/L 降为 30 mg/L,SPM 质量浓度湖心区高于沿岸区域,且有降低的变异趋势。第三阶段处于调水期,全湖调水时段 SPM 质量浓度平均值为 45 mg/L,高于各年份总平均值,而 Chl-a 质量浓度平均值低于其他各年份,其变化主要受水体流速、流向等调水期水动力因素影响。影响东平湖水质的因素主要有外源和内源两类。在 第一阶段,大汶河流域及湖泊周边农业面源污染、工农业废水、生活污水排放等是 SPM、Chla 质量浓度分异的主要影响因素,同时水土流失加剧了水污染与水体富营氧化,且相关研究表明该阶段由于人类活动及规划提出的“通水先治污”策略的双层影响,东平湖内湖区的旅游资源开发、农业耕作及网箱养鱼等使得东平湖污染程度呈现复杂的先加重后减弱的变化趋势^[25],也使得 2007 年 Chl-a 质量浓度达到近 2000—2019 年最高值;在第二阶段,湖泊采砂、调水、围网养殖等人类活动干扰是 SPM、Chl-a 质量浓度变化的重要因素;在第三阶段,主要受调水水动力的影响,且该阶段已全面取消围网养殖,2019 年出

表 1 SPM 与 Chl-a 质量浓度反演拟合方程及其反演精度

Table 1 SPM and Chl-a mass concentration inversion fitting equations and inversion accuracy

传感器	水质参数	方程类型	拟合方程	R ²	r _{APD} /%
Landsat8 OLI	SPM	线性拟合方程	y = 517.37x - 31.41 *	0.891	24.10
		幂拟合方程	y = 7798.6x ^{2.7183}	0.729	24.80
		指数拟合方程	y = 1.1011e ^{24.637x}	0.716	23.50
		对数拟合方程	y = 55.968lnx + 152.06	0.871	33.50
		多项式拟合方程	y = -418.26x ² + 615.25x - 36.506	0.891	25.80
	Chl-a	线性拟合方程	y = 0.005x + 0.0034	0.67	27.60
		幂拟合方程	y = 0.0086x ^{0.5791}	0.531	25.80
		指数拟合方程	y = 0.0047e ^{0.4359x}	0.619	49.80
		对数拟合方程	y = 0.0066lnx + 0.0103	0.577	53.80
		多项式拟合方程	y = 0.0028x ² + 0.0051x + 0.0089 *	0.734	26.80
HJ1A/1B CCD	SPM	线性拟合方程	y = 119.89x - 37.152	0.655	35.40
		幂拟合方程	y = 71.019x ^{2.2586}	0.375	26.90
		指数拟合方程	y = 1.0834e ^{5.1371x}	0.426	36.10
		对数拟合方程	y = 53.056lnx + 60.755	0.584	27.30
		多项式拟合方程	y = 488.96x ² - 358.47x + 72.81 *	0.783	27.10
	Chl-a	线性拟合方程	y = 0.0892x - 0.0135	0.704	53.90
		幂拟合方程	y = 0.1015x ^{1.6704 *}	0.731	28.10
		指数拟合方程	y = 0.0034e ^{4.6722x}	0.742	34.70
		对数拟合方程	y = 0.0319lnx + 0.0513	0.694	27.80
		多项式拟合方程	y = 1.0485x ² - 0.6696x + 0.1224	0.74	43.70

注：* 表示最优拟合方程。

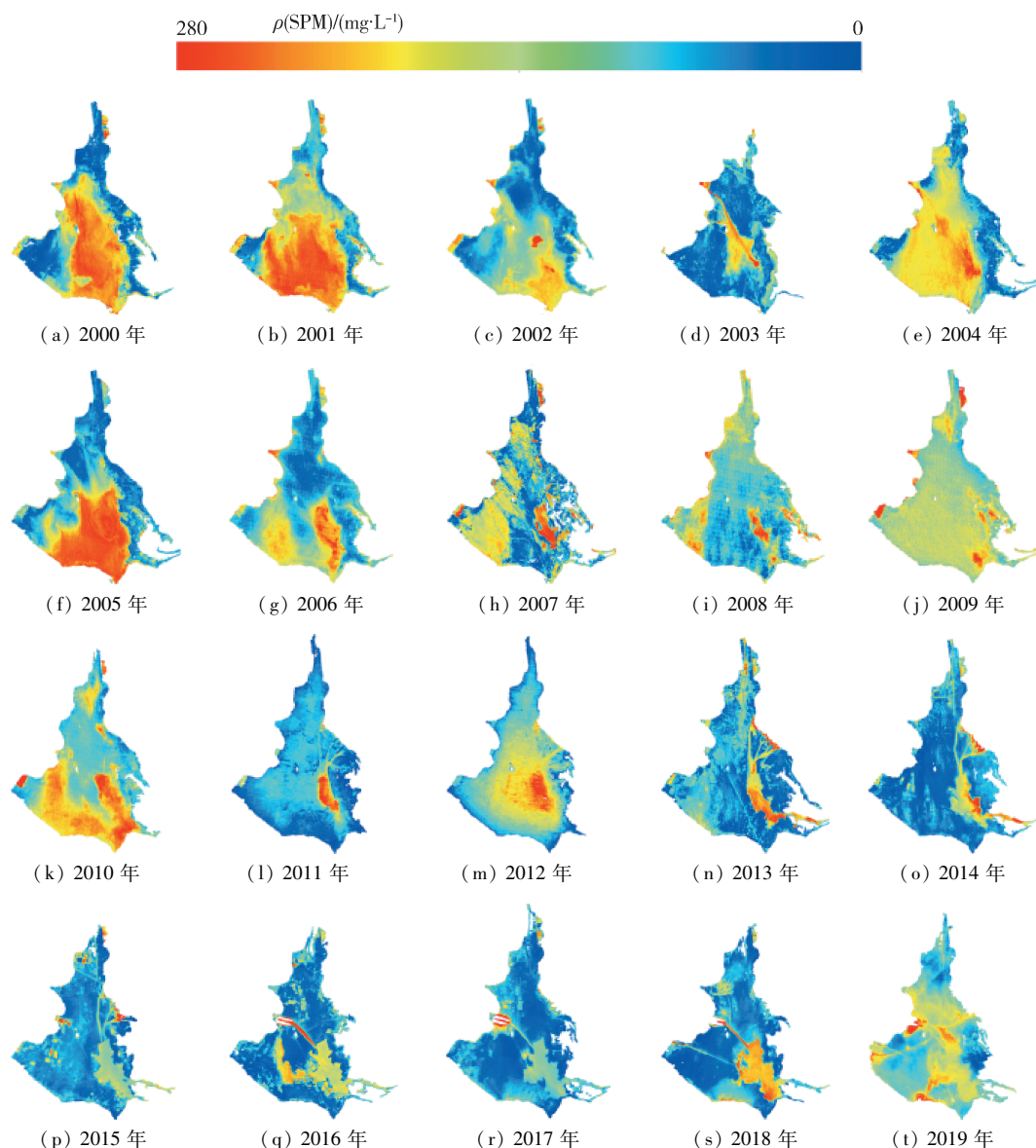


图 4 2000—2019 年春季 SPM 质量浓度空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of SPM mass concentration in spring from 2000 to 2019

表 2 SPM 与 Chl-a 质量浓度相关系数及相关特征值

Table 2 Correlation coefficients of SPM and Chl-a mass concentrations and related eigenvalues

年份	相关系数	$\rho(\text{SPM})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$				含 Chl-a 水体面积/ km^2	年份	相关系数	$\rho(\text{SPM})/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$				含 Chl-a 水体面积/ km^2
		平均值	标准差	最小值	最大值				平均值	标准差	最小值	最大值	
2000	-0.19 **	64	29	9	154	14.08	2010	-0.16 **	11	13	0	82	10.30
2001	-0.22 **	50	34	0	205	14.08	2011	0.93 **	53	26	7	226	1.21
2002	-0.16 **	98	17	63	176	3.82	2012	-0.86 **	83	31	7	236	26.58
2003	-0.35 **	14	20	0	144	33.48	2013	-0.29 **	25	28	0	160	35.61
2004	-0.28 **	50	27	0	139	13.22	2014	0.05	22	26	0	273	28.11
2005	-0.28 **	26	29	0	108	12.73	2015	-0.27 **	35	20	0	280	12.73
2006	-0.31 **	29	6	15	61	5.07	2016	-0.31 **	24	28	0	215	54.32
2007	-0.10 **	18	22	0	208	57.60	2017	-0.16 **	17	6	6	86	35.59
2008	-0.19 **	21	4	11	53	3.31	2018	-0.16 **	4	10	0	112	39.96
2009	-0.16 **	29	16	0	263	4.33	2019	-0.22 **	45	4	32	66	0.06

注: ** 表示在 0.01 级别(双尾)显著相关;含 Chl-a 水体面积为 Chl-a 质量浓度为 9 ~ 160 $\mu\text{g}/\text{L}$ 范围内的水体面积。

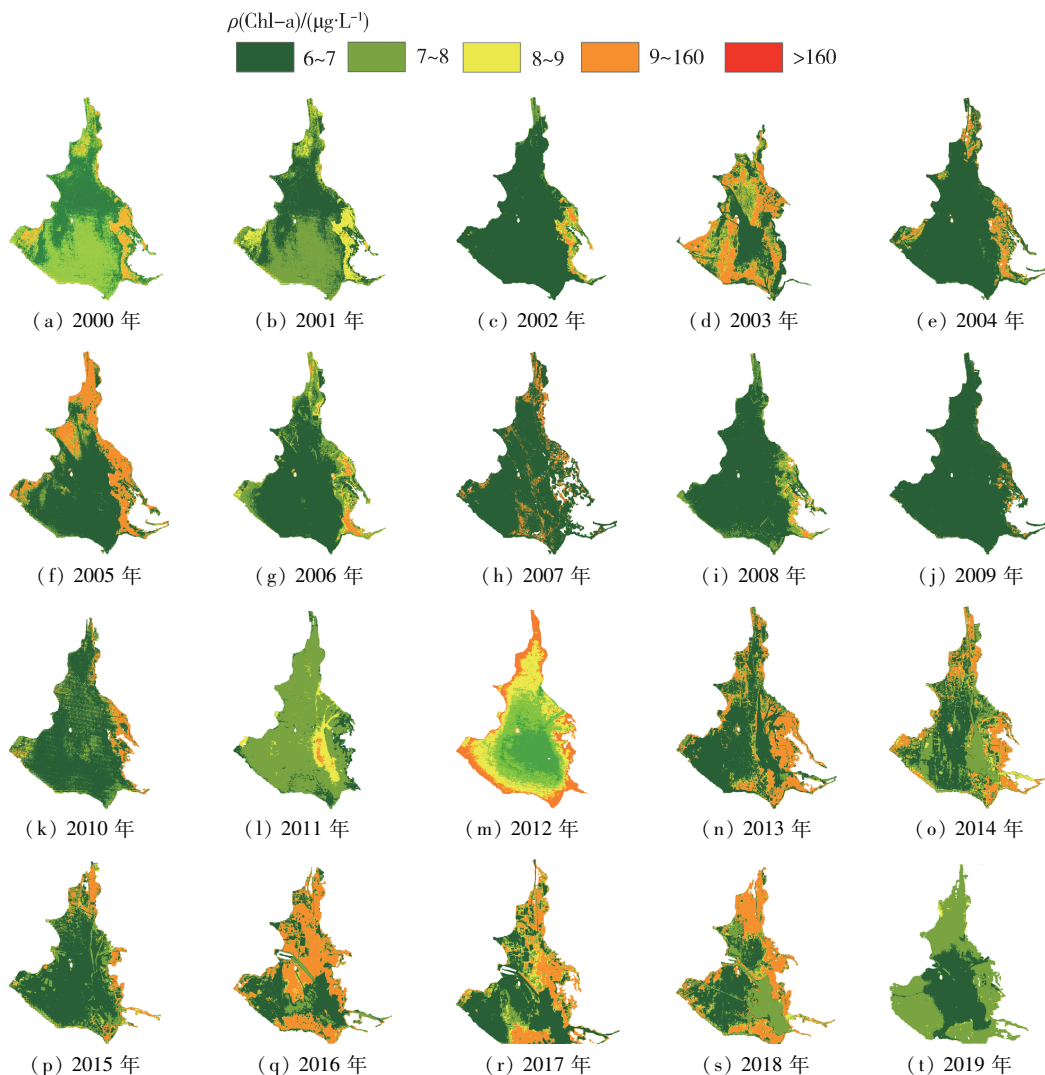


图 5 2000—2019 年春季 Chl-a 质量浓度空间分布

Fig. 5 Spatial distribution of Chl-a mass concentration in spring from 2000 to 2019

现 Chl-a 质量浓度最低值。总体来说,东平湖 SPM、Chl-a 质量浓度受东平湖管理策略影响较大,如 2011 年、2019 年由于东平湖生态保护管理策略发生变化使得 SPM、Chl-a 质量浓度发生突变现象。

从图 4 可以看出,2000—2010 年 SPM 质量浓度在空间分布上总体呈现湖区高于沿岸区、南高北低的趋势。沿岸浅水区大量水生植物对水体中的悬浮物具有一定的吸附作用,从而降低了水体中 SPM 质量浓度。SPM 质量浓度较高的南部区域位于南水北调八里湾泵站所在的位置,2011 年泵站工程实施之前该区域为沼泽低洼地,土壤中黏土、淤泥、沙等颗粒物冲刷进入湖泊,因此水土流失导致的陆源输入对近岸水体 SPM 质量浓度的贡献较大。泵站 2010 年 9 月开工至 2013 年 5 月通水,八里湾泵站所在位置,湖区的南部 2011—2013 年春季 SPM 质量浓度逐年降低,八里湾泵站工程建成之后有效防止了该区域的悬浮物陆源输入。根据东平湖的水产养殖区(老湖镇养殖区、大安山养殖区、腊山养殖区、

八里湾水产养殖区)及航道分布情况分析^[30],2011—2018 年 SPM 质量浓度较高的区域主要聚集在湖区东南部采砂作业点附近及运砂航道,并且湖泊围网养殖区高于非养殖区,形成小面积高 SPM 质量浓度聚集区。采砂活动及风浪等水动力因素引起的底质再悬浮是 SPM 质量浓度空间分布发生变化的主要原因。

从图 5 可以看出,2000—2010 年 Chl-a 质量浓度相对较高(9 ~ 160 $\mu\text{g/L}$)的区域主要分布在东南部老胡镇沿岸旅游度假区、大汶河入湖口两侧及北部出湖口处,其中较高区域浓度值约为湖区低浓度区域的 10 倍。然而,由于严重干旱,2003 年湖区积水面积为 1985—2015 年的最低值,为 107 km^2 。故降雨及客水水源的稀释作用减少,Chl-a 质量浓度相对较高区域扩散至了沿岸大部分区域,面积达 33.48 km^2 ,远远高于该阶段平均值 12.18 km^2 。分析其空间分异影响因素,大汶河流域城镇工业生活污水的输入导致大汶河入湖口附近 TP 质量浓度较

高,而湖区东部老湖镇沿岸旅游度假区大量生活污染物排入使得东部水体可溶磷含量较高,有利于浮游植物生长,从而导致湖区东部沿岸及入湖口 Chl-a 质量浓度较高^[31-32]。2011—2018 年 Chl-a 质量浓度较高区域已扩散至沿岸大部分区域,面积平均值较第一阶段增多了约 20 km²,呈现由沿岸向湖心递减、北部高于南部的趋势。分析其空间分异影响因素,2011 年东平湖老湖区采砂活动开始启动,湖区内采砂、围网养殖、调水是影响该阶段 Chl-a 质量浓度变化的主要驱动因素;沿岸营养盐充足,而湖心采砂作业区附近 SPM 质量浓度较高,加之频繁的水动力扰动抑制了藻类的生长,使得 Chl-a 质量浓度空间分布特征呈现出由湖心向沿岸逐渐变高的趋势;2013 年南水北调试通水启动,客水的输入对 Chl-a 质量浓度起到了稀释作用^[33]。2017—2019 年 Chl-a 质量浓度相对较高区域呈现逐步减少趋势,这主要是由于围网养殖逐渐退出,直至 2018 年底采砂活动与围网养殖全部退出。

对比图 4、图 5 各年份春季 SPM 与 Chl-a 的质量浓度,二者空间分布总体上呈现负相关趋势,特别是 SPM 质量浓度较高区域负相关趋势显著;而水体 SPM 质量浓度相对较低的北部出湖口区域呈现不显著正相关。由表 2 可知,全湖区域 SPM 与 Chl-a 质量浓度呈现显著弱负相关,2012 年呈显著负相关,相关系数达 -0.86,仅 2011 年呈现显著正相关,2014 年二者无线性相关性。分析原因,在围网养殖区周边由于大量含有机质的底质泛起,Chl-a 质量浓度较高,而在围网养殖区内部反而由于鱼类扰动导致藻类生长受限,Chl-a 质量浓度较低;同样采砂区及运砂航道由于频繁的水动力扰动 SPM 质量浓度较高,而 Chl-a 质量浓度较低。在 SPM 质量浓度较低的情况下,悬浮物所携带的营养盐会促进藻类生长,在全湖范围内北部出湖口水体交换速度较慢导致营养盐滞留,从而引起 Chl-a 质量浓度升高。2012 年 SPM 质量浓度平均值及最大值分别为 83 mg/L、236 mg/L,SPM 质量浓度较高,抑制藻类生长,二者呈现出显著负相关;而 2011 年 SPM 质量浓度平均值较低,为 53 mg/L,营养盐促进了藻类生长,进而 Chl-a 质量浓度较高,呈显著正相关,相关系数达 0.93。总之,在水温相差不大的情况下,水动力和营养盐是影响藻类生长的重要因素,当 SPM 质量浓度较高时影响水体透明度,抑制藻类生长,SPM 质量浓度较低时,营养盐随泥沙输移,促进藻类生长。

4.2 南水北调调水期水动力条件对 SPM、Chl-a 质量浓度空间分布的影响

相关研究表明浅水湖泊水动力过程决定着泥

沙、营养盐和能量的输移转化^[34]。2019 年东平湖采砂活动与围网养殖全部退出,输水干线全线及入湖水体持续稳定达到地表水Ⅲ类水质标准^[27]。因此,调水期水动力及换水周期成了东平湖水环境变化的主要驱动因素。2019 年 4 月 21 日至 6 月 15 日南水北调东线正处于应急调水时段,调出东平湖水量 6325 万 m³。由于沙坑、植被等的影响,湖区流场变化复杂,输水流场总体是由东南向西北流动,湖区中部水深,流速也较大,是主要输水通道^[35]。根据文献[36],东平湖湖区流场主要受调水水流的影响,风生流难以形成主导作用,无风情况下,湖水近似于势流,湖区输水流向从入湖口指向出湖口,调水入湖口输水流速最大,其次为北部狭窄区域,最小值多集中在湖区边界附近。根据南水北调东线一期工程设计,正常设计调水工况下,八里湾泵站入东平湖调水流量为 100 m³/s。

2019 年 5 月 6 日遥感影像反演 SPM 与 Chl-a 质量浓度空间分布如图 6、图 7 所示,该时段空间分布特征主要受调水流场的影响,二者空间分布均呈现羽状形态,并随入湖流场变换。由图 6 可见,在东平湖南水北调入湖口处南部高流速区域,水动力使得湖泊内源性污染物质再悬浮,致使入湖口输水通道

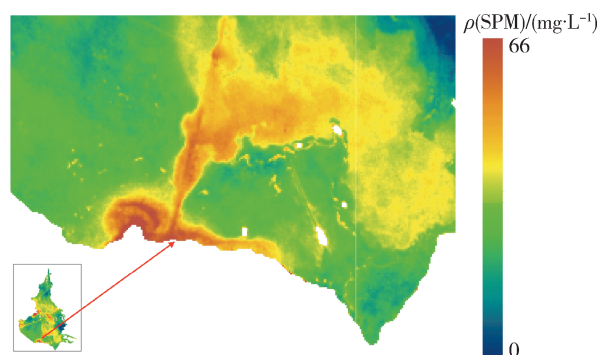


图 6 调水时段 SPM 质量浓度空间分布

Fig.6 Spatial distribution of SPM mass concentration during water diversion



图 7 调水时段 Chl-a 质量浓度空间分布

Fig.7 Spatial distribution of Chl-a mass concentration during water diversion

SPM 质量浓度值约为沿岸流速较慢区域的 2 倍;其次因水动力扰动频繁,航道成为 SPM 质量浓度相对较高区域。SPM 质量浓度空间分布随入湖流场变换,逐渐由 66 mg/L 降低为 32 mg/L,同时由于水流局部涡旋导致高质量浓度 SPM 聚集区,直至湖区北部水流变缓之后,流场开始对 SPM 质量浓度分布基本无影响。由图 7 可见,2019 年 Chl-a 质量浓度随水体流场、流速等发生变化形成羽状分布形态,调水客水 Chl-a 质量浓度低于湖内水体,对于湖内 Chl-a 质量浓度有极大的稀释作用^[36]。南水北调工程实施之后东平湖换水周期大幅缩短,由 337 d 缩短为 23 d^[37],形成活性流动水体,水体中营养盐的分布与存在形式快速改变,并通过内源污染物再悬浮,改变水体悬浮泥沙、透明度等环境因子,影响水体富营养化和藻类生长情况^[38-39],进而导致 Chl-a 质量浓度发生变化。

5 结 语

基于多源遥感影像的反演结果符合东平湖春季 SPM 与 Chl-a 质量浓度变化规律,南水北调工程实施前后东平湖春季 SPM 与 Chl-a 质量浓度呈现 3 个阶段的显著变化特点;各阶段二者浓度总体上呈现负相关趋势,特别是 SPM 质量浓度较高区域负相关趋势显著。南水北调使东平湖形成活性流动水体,调水期水动力及换水周期已成为东平湖水环境变化的主要驱动因素。在大汶河流域及南水北调东线输水干线水质达标的情况下,如何控制调水流速、流向等,解决调水引起的底质再悬浮,以便调蓄湖泊达到自我修复的生态平衡系统,是亟须关注的科学问题。

参考文献:

[1] JIANG G, LOISELLE S A, YANG D, et al. Remote estimation of chlorophyll a concentrations over a wide range of optical conditions based on water classification from VIIRS observations [J]. *Remote Sensing of Environment*, 2020, 241: 111735.

[2] GIN K Y H, KOH S T, LIN I I. Spectral irradiance profiles of suspended marine clay for the estimation of suspended sediment concentration in tropical waters[J]. *International Journal of Remote Sensing*, 2003, 24(16): 3235-3245.

[3] 牛明香, 王俊. 基于 Landsat 遥感影像的黄河三角洲东营段海岸线变化分析[J]. *水资源保护*, 2020, 36(4): 26-33. (NIU Mingxiang, WANG Jun. Analysis of coastline variations in Dongying section of Yellow River Delta based on Landsat remote sensing image [J]. *Water Resources Protection*, 2020, 36(4): 26-33. (in Chinese))

[4] 陈嘉琪, 陈仕琦, 马芬艳, 等. 基于数字遥感影像的呼伦湖水量平衡分析[J]. *水资源保护*, 2020, 36(6): 73-79. (CHEN Jiaqi, CHEN Shiqi, MA Fenyan, et al. Analysis of water balance of Hulun Lake based on digital remote sensing images [J]. *Water Resources Protection*, 2020, 36(6): 73-79. (in Chinese))

[5] 黄代中, 李芬芳, 欧阳美凤, 等. 洞庭湖不同形态氮、磷和叶绿素 a 浓度的时空分布特征[J]. *生态环境学报*, 2019, 28(8): 1674-1682. (HUANG Daizhong, LI Fenfang, OUYANG Meifeng, et al. Temporal and spatial distribution of different forms of nitrogen and phosphorus as well as Chl-a concentration in Dongting Lake [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2019, 28(8): 1674-1682. (in Chinese))

[6] 唐金玉, 覃宝利, 吴春, 等. 骆马湖夏季水质空间分布特征及评价[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, 35(3): 360-367. (TANG Jinyu, QIN Baoli, WU Chun, et al. Trophic assessment and water-quality spatial distribution of Luoma Lake during summer time [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, 35(3): 360-367. (in Chinese))

[7] 赵家敏, 田伟, 杨桂军, 等. 扰动方式对湖泊营养盐及藻类生物量影响的模拟研究[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(2): 234-241. (ZHAO Jiamin, TIAN Wei, YANG Guijun, et al. Effects of disturbance modes on lacustrine nutrients and algal biomass: an experiment study [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2020, 36(2): 234-241. (in Chinese))

[8] CARPENTER D J, CARPENTER S M. Modeling inland water quality using Landsat data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 1983, 13(4): 345-352.

[9] 吴文广, 张继红, 王巍, 等. 桑沟湾春季叶绿素 a 浓度分布及其影响因素[J]. *生态学报*, 2016, 35(15): 4855-4863. (WU Wenguang, ZHANG Jihong, WANG Wei, et al. Distribution of chlorophyll-a concentration and its control factors in spring in Sungo Bay [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(15): 4855-4863. (in Chinese))

[10] 王琪, 周兴东, 罗菊花, 等. 近 30 年太湖沉水植物优势种遥感监测及变化分析[J]. *水资源保护*, 2016, 32(5): 123-129. (WANG Qi, ZHOU Xingdong, LUO Juhua, et al. Remote sensing monitoring and analysis of dominant species of submerged vegetation in Taihu Lake over last 30 years [J]. *Water Resources Protection*, 2016, 32(5): 123-129. (in Chinese))

[11] 潘健, 于丹丹, 何振芳, 等. 东平湖湿地景观演变对人类活动的响应机制[J]. *水资源保护*, 2017, 33(4): 88-94. (PAN Jian, YU Dandan, HE Zhenfang, et al. Impacts of human activities on change of wetland landscape in Dongping lake area [J]. *Water Resources Protection*, 2017, 33(4): 88-94. (in Chinese))

[12] 李思佳, 宋开山, 赵莹, 等. 查干湖和新立城水库秋季水体悬浮颗粒物和 CDOM 吸收特性[J]. *环境科学*,

- 2016,37(1):112-122. (LI Sijia, SONG Kaishan, ZHAO Ying, et al. Absorption characteristics of particulates and CDOM in waters of Chagan Lake and Xinlicheng Reservoir in autumn[J]. Environmental Science, 2016, 37(1):112-122. (in Chinese))
- [13] 刘王兵, 于之锋, 周斌, 等. 杭州湾 HJ CCD 影像悬浮泥沙遥感定量反演[J]. 遥感学报, 2013, 17(4):905-918. (LIU Wangbing, YU Zhifeng, ZHOU Bin, et al. Assessment of suspended sediment concentration at the Hangzhou Bay using HJ CCD imagery [J]. Journal of Remote Sensing, 2013, 17(4):905-918. (in Chinese))
- [14] 马荣华, 唐军武, 段洪涛, 等. 湖泊水色遥感研究进展[J]. 湖泊科学, 2009, 21(2):3-18. (MA Ronghua, TANG Junwu, DUAN Hongtao, et al. Progress in lake water color remote sensing[J]. Journal of Lake Sciences, 2009, 21(2):3-18. (in Chinese))
- [15] 周媛, 郝艳玲, 刘东伟, 等. 基于 Landsat 8 影像的黄河口悬浮物质量浓度遥感反演[J]. 海洋学研究, 2018, 36(1):35-45. (ZHOU Yuan, HAO Yanling, LIU Dongwei, et al. Estimation of suspended particulate matter concentration based on Landsat 8 data in the Yellow River Estuary[J]. Journal of Marine Sciences, 2018, 36(1):35-45. (in Chinese))
- [16] 马荣华, 张玉超, 段洪涛. 非传统湖泊水色遥感的现状与发展[J]. 湖泊科学, 2016, 28(2):237-245. (MA Ronghua, ZHANG Yuchao, DUAN Hongtao. The status and development of the non-traditional lake water color remote sensing[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(2):237-245. (in Chinese))
- [17] 胡旻琪, 张玉超, 马荣华, 等. 巢湖 2016 年蓝藻水华时空分布及环境驱动力分析[J]. 环境科学, 2018, 39(11):87-99. (HU Manqi, ZHANG Yuchao, MA Ronghua, et al. Spatial and temporal dynamics of floating algal blooms in Lake Chaohu in 2016 and their environmental drivers[J]. Environmental Science, 2018, 39(11):87-99. (in Chinese))
- [18] 宋庆君, 马荣华, 唐军武, 等. 秋季太湖悬浮物高光谱估算模型[J]. 湖泊科学, 2008, 20(2):196-202. (SONG Qingjun, MA Ronghua, TANG Junwu, et al. Models of estimated total suspend matter concentration base on hyper-spectrum in Lake Taihu, in autumn[J]. Journal of Lake Sciences, 2008, 20(2):196-202. (in Chinese))
- [19] MONTANHER O C, NOVO E M L M, BARBOSA C C F, et al. Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2014, 29:67-77.
- [20] DOXARAN D, FROIDEFOND J M, LAVENDER S, et al. Spectral signature of highly turbid waters: application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations[J]. Remote Sensing of Environment, 2002, 81(1):149-161.
- [21] DOXARAN D, LAMQUIN N, PARK Y J, et al. Retrieval of the seawater reflectance for suspended solids monitoring in the East China Sea using MODIS, MERIS and GOCI satellite data[J]. Remote Sensing of Environment, 2014, 146(25):36-48.
- [22] 罗菊花, 张竞成, 黄文江, 等. 基于单通道算法的 HJ-1B 与 Landsat 5 TM 地表温度反演一致性研究[J]. 光谱学与光谱分析, 2010, 30(12):3285-3289. (LUO Juhua, ZHANG Jingcheng, HUANG Wenjiang, et al. The analysis of consistency between HJ-1B and Landsat 5 TM for retrieving LST based on the single-channel algorithm[J]. Spectroscopy and Spectral Analysis, 2010, 30(12):3285-3289. (in Chinese))
- [23] 姜腾龙, 张水燕, 丁程程, 等. 基于 Landsat 系列卫星分析 1985—2015 年东平湖叶绿素 a 浓度变化趋势[J]. 中国环境监测, 2018, 34(2):137-144. (JIANG Tenglong, ZHANG Shuiyan, DING Chengcheng, et al. Analyzing trends of chlorophyll-a concentration in Dongping Lake based on Landsat image from 1985 to 2015 [J]. Environmental Monitoring in China, 2018, 34(2):137-144. (in Chinese))
- [24] 于少鹏, 孙广友, 窦素珍, 等. 东平湖水生植物的衰退及南水北调工程对其影响[J]. 中国环境科学, 2005, 25(2):200-204. (YU Shaopeng, SUN Guangyou, DOU Suzhen, et al. The declining of hydrophyte of Dongping Lake and the influence of the South-to-North Water Transfer Project on it[J]. China Environmental Science, 2005, 25(2):200-204. (in Chinese))
- [25] 方国华, 郭玉雪, 闻昕, 等. 改进的多目标量子遗传算法在南水北调东线工程江苏段水资源优化调度中的应用[J]. 水资源保护, 2018, 34(2):34-41. (FANG Guohua, GUO Yuxue, WEN Xin, et al. Application of improved multi-objective quantum genetic algorithm on water resources optimal operation of Jiangsu section of South-to-North Water Transfer East Route Project [J]. Water Resources Protection, 2018, 34(2):34-41. (in Chinese))
- [26] 张圣照, 王国祥, 濮培民. 太湖藻型富营养化对水生高等植物的影响及植被的恢复[J]. 植物资源与环境学报, 1998, 7(4):53-58. (ZHANG Shengzhao, WANG Guoxiang, PU Peimin. The influence of algae-type eutrophication on aquatic higher plants and hydrophytic vegetational reconstruction in Taihu Lake[J]. Journal of Plant Resources and Environment, 1998, 7(4):53-58. (in Chinese))
- [27] 栗文佳, 陈影影, 于世永, 等. 近 40 年来东平湖水环境变迁及驱动因素[J]. 环境工程, 2018, 36(10):53-57. (LI Wenjia, CHEN Yingying, YU Shiyong, et al. Water environment changes of Dongping Lake in nearly 40 years and its driving factors [J]. Environmental Engineering, 2018, 36(10):53-57. (in Chinese))

- literacy in China [J]. Journal of Economics of Water Resources, 2018, 36(2): 62-67. (in Chinese))
- [42] 沈晓梅,姜明栋,钟冠宇. 全面推行河长制的战略环境分析与对策[J]. 水利经济, 2018, 36(3): 35-38. (SHEN Xiaomei, JIANG Mingdong, ZHONG Guanyu. Strategic environment and route planning of fully implementing river chief system in China[J]. Journal of Economics of Water Resources, 2018, 36(3): 35-38. (in Chinese))
- [43] 鞠茂森. 河长制政策及组织实施[M]. 北京: 中国水利水电出版社, 2018.
- [44] 郑雅方. 论长江大保护中的河长制与公众参与融合[J]. 环境保护, 2018, 46(21): 41-45. (ZHENG Yafang. Study on the integration of river chief system and public participation in Yangtze River protection [J]. Environmental Protection, 2018, 46(21): 41-45. (in Chinese))

(收稿日期: 2020-02-28 编辑: 彭桃英)

(上接第 95 页)

- [28] 唐军武, 田国良, 汪小勇, 等. 水体光谱测量与分析 I: 水面以上测量法[J]. 遥感学报, 2004, 8(1): 37-44. (TANG Junwu, TIAN Guoling, WANG Xiaoyong, et al. The methods of water spectra measurement and analysis I: above-water method[J]. Journal of Remote Sensing, 2004, 8(1): 37-44. (in Chinese))
- [29] 史锐, 张红, 岳荣, 等. 基于小波理论的干旱区内陆湖泊叶绿素 a 的 TM 影像遥感反演[J]. 生态学报, 2017, 37(3): 1043-1053. (SHI Rui, ZHANG Hong, YUE Rong, et al. A wavelet theory based remote sensing inversion of chlorophyll a concentrations for inland lakes in arid areas using TM image data[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(3): 1043-1053. (in Chinese))
- [30] 侯慧平, 葛颜祥, 潘娜. 东平湖水质评价及水污染防治对策[J]. 人民黄河, 2013(12): 43-46. (HOU Huiping, GE Yanxiang, PAN Na. Water quality assessment and water pollution prevention countermeasures of Dongping Lake[J]. Yellow River, 2013(12): 43-46. (in Chinese))
- [31] 张景富, 马丁园, 蒋爱君, 等. 南水北调东线工程东平湖水质受水产养殖业影响分析[J]. 中国环境监测, 2003, 19(5): 21-23. (ZHANG Jingfu, MA Dingyuan, JIANG Aijun, et al. Analysis on water quality of Dongping Lake affected by aquaculture in the East Route of South to North Water Diversion Project[J]. Environmental Monitoring in China, 2003, 19(5): 21-23. (in Chinese))
- [32] 张海波, 裴绍峰, 祝雅轩, 等. 初夏渤海湾初级生产力分布特征及影响因素[J]. 生态学报, 2018, 39(17): 6416-6424. (ZHANG Haibo, PEI Shaofeng, ZHU Yaxuan, et al. Study on the distribution characteristic of primary productivity and its controlling factors in Bohai Bay in the early summer[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(17): 6416-6424. (in Chinese))
- [33] 罗文磊, 田娟, 张菊, 等. 东平湖冬季水体营养盐污染特征及水质评价[J]. 海洋湖沼通报, 2016(2): 8-16. (LUO Wenlei, TIAN Juan, ZHANG Ju, et al. Characterization of nutrient pollutants of Dongping Lake winter water and its quality assessment[J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2016(2): 8-16. (in Chinese))
- [34] 胡尊芳, 宋印胜, 孙建峰, 等. 东平湖枯丰水期水质健康风险评价[J]. 水电能源科学, 2016, 34(9): 31-34. (HU Zunfang, SONG Yinsheng, SUN Jianfeng, et al. Water quality health risk assessment of Dongping Lake in dry and wet seasons[J]. Water Resources and Power, 2016, 34(9): 31-34. (in Chinese))
- [35] 张翔, 陈晓玲, 张媛, 等. 水文地貌分区下鄱阳湖丰水期水质空间差异及影响机制[J]. 中国环境科学, 2014, 34(10): 2637-2645. (ZHANG Li, CHEN Xiaoling, ZHANG Yuan, et al. Spatial distribution of water quality and its impacting factor in the wet season of Poyang Lake using the hydro-geomorphological partitions [J]. China Environmental Science, 2014, 34(10): 2637-2645. (in Chinese))
- [36] 类宏程, 武周虎, 杨正涛. 风对南水北调东线工程东平湖输水流场影响的模拟[J]. 水电能源科学, 2014, 32(9): 123-126. (LEI Hongcheng, WU Zhouhu, YANG Zhengtao. Simulation study on impact of wind on water-transportation flow field of Dongping Lake in South-to-North Water Transfer Project [J]. Water Resources and Power, 2014, 32(9): 123-126. (in Chinese))
- [37] 董贯仓, 李秀启, 刘超, 等. 东平湖渔业水域水环境质量分析[J]. 水产学杂志, 2018, 31(4): 20-26. (DONG Guanchang, LI Xiuqi, LIU Chao, et al. Analysis of water quality in fishery waters of Dongping Lake[J]. Chinese Journal of Fisheries, 2018, 31(4): 20-26. (in Chinese))
- [38] 刘栓明, 赵世来, 余文学, 等. 东平湖水库移民与区域发展[M]. 郑州: 黄河水利出版社, 2004
- [39] 梁培瑜, 王烜, 马芳冰. 水动力条件对水体富营养化的影响[J]. 湖泊科学, 2013, 25(4): 455-462. (LIANG Peiyu, WANG Xuan, MA Fengbing. Effect of hydrodynamic conditions on water eutrophication: a review[J]. Journal of Lake Sciences, 2013, 25(4): 455-462. (in Chinese))

(收稿日期: 2020-07-24 编辑: 王 芳)