

基于高分一号卫星影像的柽柳地上生物量 遥感估算研究

——以昌邑柽柳国家海洋特别保护区为例

杨国强¹, 马毅², 王建步², 包玉海¹, 谢琳萍², 王敏²

(1. 内蒙古师范大学地理科学学院, 内蒙古呼和浩特 010022; 2. 国家海洋局第一海洋研究所, 山东青岛 266061)

摘要:柽柳是滨海湿地植被中的典型物种, 多生长在潮间带和潮上带, 在保护海岸、改良滩涂等方面发挥着巨大的作用。国民经济与社会发展“十三五”规划明确提出实施“南红北柳”湿地修复工程, 凸显了柽柳在滨海湿地保护中的核心作用, 应用遥感技术估算大范围柽柳的生物量对柽柳保护具有重要意义。本文以昌邑柽柳国家海洋特别保护区为例, 应用国产 GF-1 卫星遥感数据和地面生物量实测数据, 构建了柽柳地上生物量估算模型, 选取了最优模型并开展了应用试验。结果表明: (1) 5 个植被指数中, 比值植被指数 *RVI* 与柽柳地上生物量 (*AGB*) 相关性最高, 为 0.686; (2) *RVI* 对应的三次多项式生物量估算模型决定系数最高, 为 0.81, 且平均相对误差 *MRE* 和均方根误差 *RMSE* 最小, 分别为 4.7% 和 0.05 kg/m²; (3) 应用 2014 年 9 月 4 日获取的昌邑柽柳国家海洋特别保护区 GF-1 卫星遥感影像, 利用 *RVI* 三次多项式估算模型进行生物量遥感估算, 得到研究区柽柳林地上平均生物量为 0.75 kg/m², 总生物量为 15020 t。

关键词:GF-1; 柽柳; 植被指数; 生物量

中图分类号: X826; X87 文献标识码: A 文章编号: 1007-6336(2018)01-0078-08

AGB of Tamarix remote sensing estimation research based on GF-1 image —take Changyi Tamarix national special marine reserves as an example

YANG Guo-qiang¹, MA Yi², WANG Jian-bu², Bao Yu-hai¹, XIE Lin-ping², WANG Min²

(1. College of Geographical Science, Inner Mongolia Normal University, Hohhot 010022, China; 2. First Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Qingdao 266061, China)

Abstract: As a typical specie in coastal wetland, Tamarix grows in intertidal and supratidal zone and is very important for protection of the coast and the improvement of the shoal. The “NAN HONG BEI LIU” wetland restoration project have been put forward clearly under the “13th Five-Year” plan of national economic and social development, which show that Tamarix plays a key role in coast protection. So, it is of great significance for Tamarix protection to estimate widespreadly the biomass by using remote sensing technology. In this paper, Taking Changyi Tamarix national special marine reserves as an example, GF-1 data which is developed by ourselves and in stiu measured data is used to establish Tamarix above-ground biomass (AGB) estimation model and choose optimal model, the model is applied in study area. The results show: (1) As one of five vegetation index, the correlation coefficient of *RVI* and Tamarix *AGB* is the

收稿日期: 2016-09-09, 修订日期: 2016-11-19

基金项目: 高分海岸带遥感监测与应用示范; 典型滨海湿地固碳信息搜集、补充调查和现场数据采集系统研制 (201205008-01); 中央级公益性科研院所基金科研业务费专项资金 (2015G11)

作者简介: 杨国强 (1990-), 男, 内蒙古呼和浩特人, 硕士研究生, 主要从事湿地生物量遥感估算研究, E-mail: 1169097943@qq.com

通讯作者: 马毅 (1973-), 男, 内蒙古锡林郭勒人, 研究员, 主要从事海岛海岸带遥感与应用、湿地高光谱遥感研究, E-mail: mayimail@fio.org.cn

highest, that is 0.686; (2) The determination coefficient of cubic polynomial model with *RVI* is the highest, it is 0.81. *MRE* and *RMSE* of model is the smallest, which is 4.7% and 0.05 kg/m² separately. (3) Combined with GF-1 image which is received in September 5, 2014 in the national special marine reserves, the model of cubic polynomial model with *RVI* is used to estimate *AGB* of *Tamarix*, the average *AGB* *Tamarisk* is 0.75 kg/m² and the total biomass of 15020 t in study area.

Key words: GF-1; *Tamarix*; vegetation index; above-ground biomass (*AGB*)

怪柳是怪柳科属的一种小灌木或乔木,具有独特的生态学特性,具备耐干旱、耐盐碱的特质,是滨海湿地植被中的典型物种,多生长在潮间带和潮上带。怪柳在保护海岸、改良滩涂等方面发挥着巨大的作用,还是良好的薪炭和建筑材料。国民经济与社会发展“十三五”规划明确提出实施“南红北柳”湿地修复工程,在北方沿海种植怪柳植被,开展海岸带生态系统修复工作,这凸显了怪柳在滨海湿地保护中的核心作用。山东省昌邑县国家海洋生态特别保护区是以天然怪柳为主要保护对象的海洋保护区,生长大片茂盛的怪柳林,开展其遥感监测对于掌握怪柳现状和变化有着重要意义。

林地地上生物量的估测方法可以分为三类:地面实测法、综合模型法和遥感监测法。地面实测法估算精度高,但是劳动强度大、周期长、成本高,并对环境造成破坏,而且不利于生物量空间分布和变化的大面积监测。综合模型法,其形式多样,需要输入大量的生物学特征参数,当参数资料不完整时,生物量的估测精度难以保证^[1-3];一些学者结合植被结构参数和实测生物量数据,构建了生物量估算模型,其中 Khalid Mahmood 和 M Ismail Chughtai 等^[4]选用植株高度、茎围、主要阔叶高度、主分支数量和冠幅形状特征参数对植被的生物量进行了评估,但是估算对象并非只有怪柳,还有赤桉、阿拉伯金合欢和柔黄花牧豆树; Evangelista^[5]等选择怪柳平均株高和平均冠幅面积作为因子,通过回归分析方法,建立了5种怪柳生物量估算模型; Stabler^[6]利用 Evangelista 等研究的第一种模型计算了俄克拉荷马州西北到东南断面怪柳的地上生物量;我国陈加利、姜喜等^[7]选取地径、植株高度、地径与株高乘积、地径平方与株高乘积、植冠体积作为变量,对怪柳的生物量估算模型进行了讨论;努尔比亚·阿布力米提、努尔巴依·阿布都沙力克等^[8]和赵振勇、王让会等^[9]分别采用 Evangelista 等开发的怪柳生物量模型和标准株法对怪柳地上生物量进行了估算。近年来,遥感技术得到快速发展,生物量遥感监测法日

趋成熟,该方法具有快速、大面积、多尺度等特点,应用较为广泛^[10-13],但是针对怪柳地上生物量估算研究不是很多,张华、张勃等^[14]利用 GeoEye-1 遥感影像,结合样点生物学特性,建立估算模型,计算了黑河下游怪柳地上部分的生物量;董道瑞^[15]以研究区的现地调查数据、GPS 数据、地下水埋深监测数据和 10 a ALOS 卫星数据为数据源,对塔里木河下游胡杨、怪柳生物量的空间分布格局进行了研究;紧接着杨帆、张绘芳等^[16]基于董道瑞的估算模型,使用 QuickBird 影像,通过人机交互方法,提取怪柳的冠幅,估算了黑河下游怪柳种群地上生物量。以上研究,怪柳多集中分布于内陆地区,对滨海湿地怪柳关注较少。

本文对怪柳地上生物量估算模型的构建、模型选取和遥感大面积空间反演进行了比较系统的研究。利用国产高分一号卫星 WFV1 遥感数据,选取 *NDVI* (normalized difference vegetation index)、*DVI* (difference vegetation index)、*RVI* (ratio difference vegetation index)、*SAVI* (soil-adjusted vegetation index)、*MSAVI* (modified soil adjusted vegetation index) 等5种常用的植被指数,结合现场采集的生物量数据,通过相关性分析,遴选敏感的植被指数,在此基础上构建怪柳地上生物量与敏感的植被指数的映射关系,得出怪柳地上生物量最佳估算模型,并以昌邑国家海洋生态特别保护区为例开展模型应用。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

山东省昌邑国家级海洋生态特别保护区,地处渤海莱州湾南岸,中心坐标为 37°06'15"N, 119°22'00"E, 总面积 29.3 km² (图 1)。保护区生长有大片茂盛的怪柳,生物种类繁多,生态类型多样,生态景观奇特,其中集中分布的怪柳面积达 2020 hm²,在我国北方沿海实属罕见,是全国唯一的以天然怪柳生态系统为主要保护和管理对象的国家级海洋特别保护区。

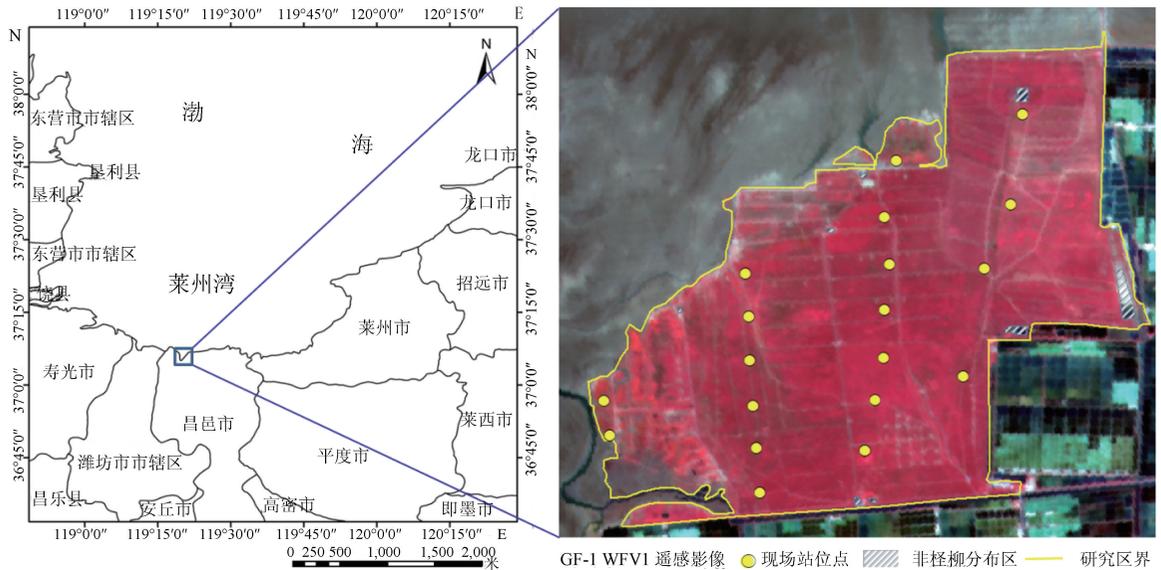


图1 研究区和现场实测样点分布

Fig.1 The study area and stiu measured sample distribution map

1.2 数据来源

本文应用 GF-1 卫星 WFV1 影像开展柽柳地上生物量遥感估算,GF-1 WFV1 影像空间分辨率为 16 m,设有近红外(0.77 μm ~ 0.89 μm),红(0.63 μm ~ 0.69 μm),绿(0.52 μm ~ 0.59 μm)和蓝(0.45 μm ~ 0.52 μm)4 个波段,覆盖山东省昌邑国家级海洋生态特别保护区的影像成像时间为 2014 年 9 月 4 日(遥感影像见图 1),是当地典型的秋季。另外,选用 SPOT 5 HRG 全色影像作为配准数据源,该影像空间分辨率为 2.5 m。

2014 年 8 月 10 日至 25 日,开展了山东省昌邑国家级海洋生态特别保护区现场踏勘,根据区域柽柳长势和分布,均匀设置代表性的样点(见

图 1),采集了研究区柽柳地上生物量现场数据。使用高精度差分 GPS 定位到踏勘样点,以保障纯像元覆盖,并根据现场情况,在影像纯像元覆盖区内选取能够代表该区柽柳生长状况 5 m \times 5 m 的样方。对于少数地区柽柳分布难以保证纯像元覆盖的情况,采集数据时,根据现场情况,适当放大样方,并在样方内选取 3 棵能够代表该样方生长情况的柽柳,割取地上部分称重取样,将样本放入透气性良好的容器中,带回实验室立即将样本放入专用的烘干炉,105 $^{\circ}\text{C}$ 下杀青 30 min,80 $^{\circ}\text{C}$ 恒温烘干至 30 h,经质量控制和筛选,获得了 19 个柽柳样本地上部分的生物量,用于柽柳地上生物量遥感估算模型研究。



柽柳密集区(林海)



现场割取柽柳



柽柳收集取样

图2 研究区柽柳现场与数据采集过程照片

Fig.2 The field photos of Tamarix and data collection in study area

1.3 影像数据预处理

本文工作主要包括影像预处理、植被指数选取、遥感估算模型构建等三个方面,详细流程如图 3。应用 ENVI 软件开展遥感数据预处理,以 SPOT 5 影像为基准,选取同名点,对 GF-1 遥感影像进行几何校正,误差控制在 0.5 个像元。由于受大气或大气中其他物质的影响,遥感对地观测时,传感器接收到的信号受到了干扰,这就需要开展大气校正。大气校正所需参数包括图像中心经纬度、传感器类型、海拔高度、大气模型、气溶胶模型等参数,中心经纬度在校正时可以自动读取,传感器类型从影像头文件获取,使用 ASTER 全球 30 m DEM 数据,研究区紧邻潮间带,海拔高度取为 0 km,大气模型根据成像时间和研究区位置取为中纬度夏季,气溶胶模型根据研究区状况定为乡村气溶胶模型。

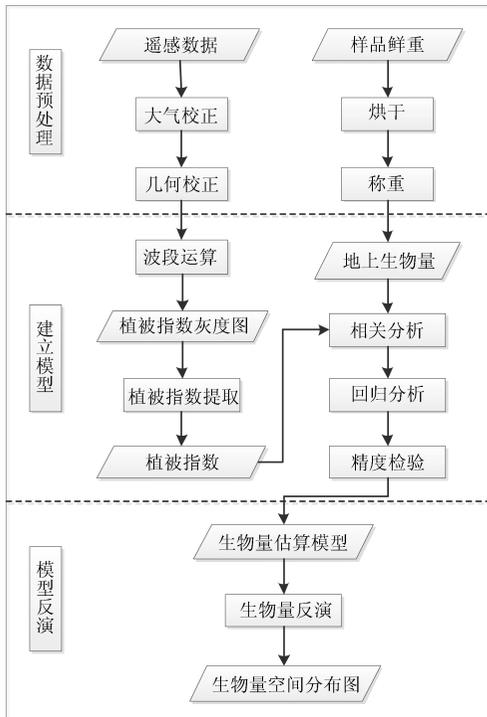


图 3 柽柳地上生物量遥感估算模型研究技术路线
Fig. 3 The flow chart of Tamarix AGB remote sensing estimation

1.4 植被指数提取

本研究选取了 5 种估算林地生物量常用的植被指数,归一化植被指数 *NDVI* (normalized difference vegetation index)、差值植被指数 *DVI* (difference vegetation index)、比值植被指数 *RVI* (ratio difference vegetation index)、土壤调节植被指数

SAVI (soil-adjusted vegetation index)、修改型土壤调节植被指数 *MSAVI* (modified soil adjusted vegetation index)。*NDVI* 对植被覆盖度比较敏感;*RVI* 对绿色植被状态敏感;环境植被指数 *DVI*,也被称为差值植被指数,常用于植被生态环境监测;土壤调节植被指数 *SAVI* 能够最小化土壤的亮度变化,降低土壤背景对 *NDVI* 的影响,而且不需要对不同的土壤做其他纠正^[17-18];修改型土壤调节植被指数 *MSAVI*,是土壤调节植被指数 *SAVI* 的改进型,对不同植被的覆盖度和不同土壤背景的下垫面都适用,而且可以消除或减弱其影响。上述植被指数计算公式如表 1。

表 1 植被指数计算公式
Tab. 1 Vegetation index calculation formulas

指数类型	植被指数计算公式	参考文献
<i>NDVI</i>	$\frac{P_{NIR} - P_{RED}}{P_{NIR} + P_{RED}}$	[19]
<i>DVI</i>	$P_{NIR} - P_{RED}$	[20]
<i>RVI</i>	$\frac{P_{NIR}}{P_{RED}}$	[21]
<i>SAVI</i>	$\frac{(P_{NIR} - P_{RED}) * (1 + L)}{P_{NIR} + P_{RED} + L}$	[22]
<i>MSAVI</i>	$P_{NIR} + \frac{1}{2} - \frac{\sqrt{(2 * P_{NIR} + 1)^2 - 8 * (P_{NIR} - P_{RED})}}{2}$	[23]

注:本文 $L=0.5$, P_{NIR} 表示 GF-1 卫星影像的近红外波段, P_{RED} 表示 GF-1 卫星影像的红外波段

根据表 1 中的运算公式,完成 *NDVI*、*DVI*、*RVI*、*SAVI* 和 *MSAVI* 5 种植被指数的计算,得到相应的植被指数图像,将各采样站点的植被指数值提取出来,用作模型建立的基础数据。

1.5 遥感估算模型构建

生物量与植被指数存在相关性,本文将采样点生物量与 5 种植被指数分别作相关性分析,筛选出相关性显著的植被指数,以每种植被指数为自变量,柽柳地上生物量作因变量,选取线性、对数、二次多项式、三次多项式、幂函数、S 型和指数函数等常用的数学模型进行单变量回归分析,采用遍历组合的方法随机选取样本数据进行估算模型的回归,选出决定系数最大的关系式作为最优遥感估算模型。精度检验采用平均相对误差 *MRE* 和均方根误差 *RMSE*,计算公式如下:

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

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

式中: y_i 为地上生物量的实测值; y'_i 为地上生物量估算值; i 为站点号; n 为样本数量。

2 结果与讨论

2.1 植被指数与桤柳地上生物量相关分析

使用现场获取的桤柳样点地上生物量数据和遥感植被指数,开展5种植被指数与生物量数据的相关性分析,确定其显著性水平。使用遍历组合的方法,随机选取13个样点数据进行单变量线性和非线性回归,6个样点数据用于回归模型的精度检验。对于某一个植被指数的某一回归形式,样点共计有27132种组合方式,对每种组合方式,按顺序进行回归,选取回归模型决定系数最大且 MRE 和 $RMSE$ 最小的模型,作为对应于某一植

被指数和某一回归形式的最优模型。通过误差比较,选取 RVI 三次多项式模型为总体最优模型,用于研究区桤柳地上生物量遥感估算。

将19个样点的桤柳地上生物量数据与遥感植被指数进行相关性分析,结果如表2和图4。在0.01显著性水平上,4个植被指数 $NDVI$ 、 DVI 、 RVI 和 $MSAVI$ 与生物量显著相关,相关性从大到小的排序为: $RVI > NDVI > DVI > MSAVI$; 在0.05的显著性水平上植被指数 $SAVI$ 与生物量显著相关。

表2 植被指数与生物量的相关性分析结果

Tab.2 The correlation analysis results of vegetation index and the biomass

植被指数	$NDVI$	DVI	RVI	$SAVI$	$MSAVI$
相关系数	0.611**	0.608**	0.686**	0.546*	0.583**

注: **表示在0.01水平上显著相关, *表示在0.05水平上显著相关

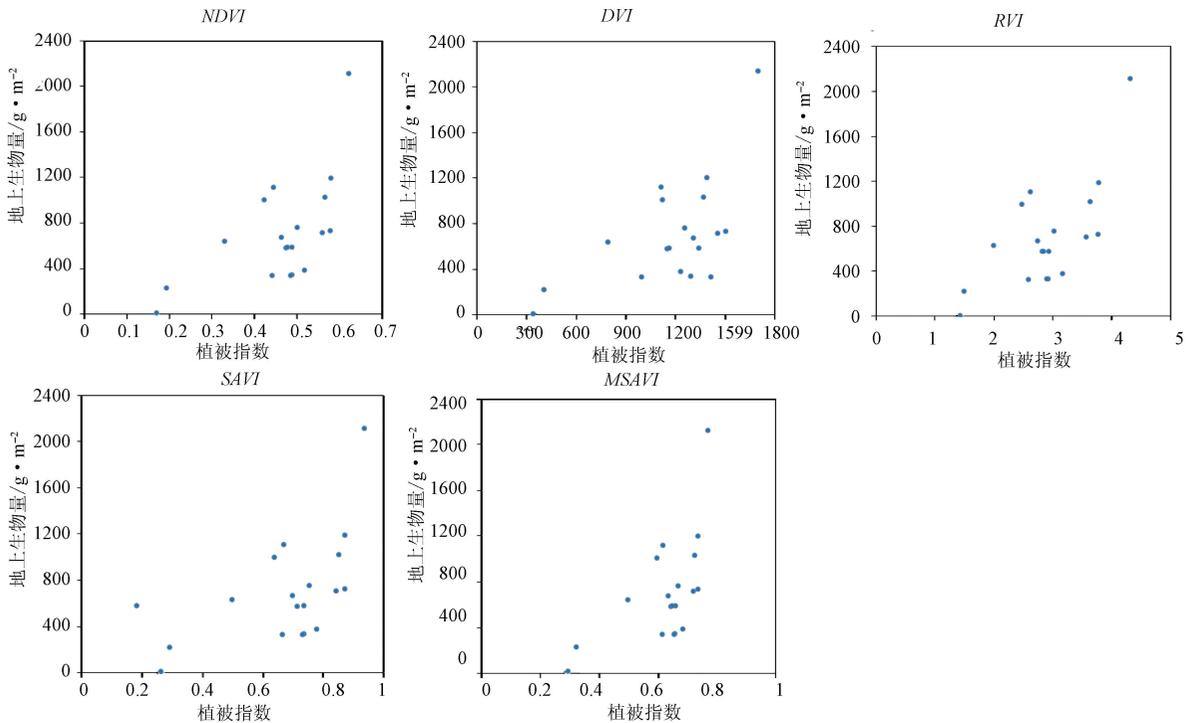


图4 植被指数与生物量散点分布

Fig.4 The scatter diagram of vegetation index and AGB

2.2 生物量遥感估算模型回归分析

以各植被指数作自变量,生物量作因变量,将遍历分布确定的所有组合分别进行线性、对数、二

次多项式、三次多项式、幂、S型和指数模型回归分析,统计筛选各模型的最大决定系数,结果如表3。

表 3 柽柳地上生物量估算回归模型决定系数 (R^2)
Tab.3 Regression mode decision coefficient of AGB estimation (R^2)

模型系数	线性	对数	二次	三次	幂	S 型	指数
NDVI	0.4837	0.3576	0.3985	0.7078	0.6449	0.68	0.5468
DVI	0.411	0.3426	0.4557	0.662	0.6081	0.685	0.4867
RVI	0.564	0.4443	0.7217	0.8183	0.5215	0.593	0.4915
SAVI	0.2619	0.2349	0.4267	0.5435	0.3327	0.218	0.5609
MSAVI	0.4059	0.3337	0.4896	0.744	0.6537	0.68	0.6132

由表 3 可知,基于植被指数 *NDVI*、*DVI*、*SAVI*、*MSAVI* 的对数模型、线性模型、二次多项式模型和 *RVI* 的线性、对数模型,决定系数均小于 0.5,这几种模型不适合估算柽柳植被的生物量。 R^2 大于 0.5 的模型中,*RVI* 三次模型的最大,为 0.8183,最小的是 *SAVI* 的对数模型。估算模型为三次模型时,*NDVI*、*RVI*、*MSAVI* 的 R^2 最大,且均在 0.7 以上。估算模型分别为 S 型和指数模型时,植被指数 *DVI* 和 *SAVI* 的决定系数分别最大。植被指数与柽柳地上生物量的单变量回归模型决定系数分布趋势不一致,*NDVI* 对应各模型决定系数按从大到小排序为:三次>S 型>幂>指数>线性>二次>对数;*DVI* 和 *RVI* 的生物量估算模型按 R^2 从大到小的排序分别为:S 型>三次>幂>指数>二次>线性>对数,三次>二次>S 型>线性>幂>指数>对数;*SAVI*、*MSAVI* 的模型决定系数由大到小的排序分别

为:指数>三次>二次>幂>线性>对数>S 型,三次>S 型>幂>指数>二次>线性>对数。总体看来,通过植被指数反演生物量,建立回归模型, R^2 最大的模型为三次多项式、S 型、指数。

2.3 生物量遥感估算模型精度验证

根据表 3 模型的决定系数 R^2 ,选出各植被指数对应模型决定系数最大的回归模型,作为初选的柽柳地上生物量遥感反演模型,利用未参与模型构建的样点数据开展精度验证,结果如表 4。根据表 4,*MRE* 和 *RMSE* 从大到小的排序均为 *SAVI*>*MSAVI*>*DVI*>*NDVI*>*RVI*。实测生物量和遥感估算生物量散点图见图 5。估算精度最高的是植被指数 *RVI* 的三次多项式模型,平均相对误差和均方根误差分别为 4.66%,0.05 kg/m²。

表 4 模型反演精度验证
Tab.4 Model inversion accuracy verification

植被指数	生物量估算模型	<i>MRE</i> /(%)	<i>RMSE</i> /kg · m ⁻²
NDVI	$y = 155394 x^3 - 182260 x^2 + 67454 x - 7032$	16.8	0.08
DVI	$y = e^{(7.996 - 1736.01/x)}$	17.7	0.12
RVI	$y = 469.35 x^3 - 3781.2 x^2 + 958.1 x - 7646.6$	4.7	0.05
SAVI	$y = 12.219 e^{5.5276 x}$	71.0	0.4
MSAVI	$y = 129935 x^3 - 203904 x^2 + 103226 x - 16097$	54.2	0.3

从图 5 可以看出,除 *RVI* 外,其他植被指数的估算值与实测值相差较大,主要因为地面状况复杂,个别地区柽柳分布密集,实测生物量高,固定的数学回归模型难以较准确地反演出这种特殊的值。由估算点和检验点的分布情况可以看出,相比其他植被指数,*RVI* 点的分布最为集中,由检验点的分布状况得知,*RVI* 估算值偏离实测值的程度最小,主要是因为本研究以 2014 年 9 月秋季的

遥感影像为数据源,正值植被生长最茂盛的时期,*RVI* 对绿色植被状态敏感,能很好的作为反演生物量的因子。

2.4 保护区柽柳地上生物量遥感估算模型应用

综合上述研究结果,*RVI* 成为本文研究柽柳林植被地上生物量估算的最佳植被指数,*RVI* 三次多项式是最优生物量遥感估算模型,其公式为:
 $y = 469.35x^3 - 3781.2x^2 + 958.1x - 7646.6$ (3)

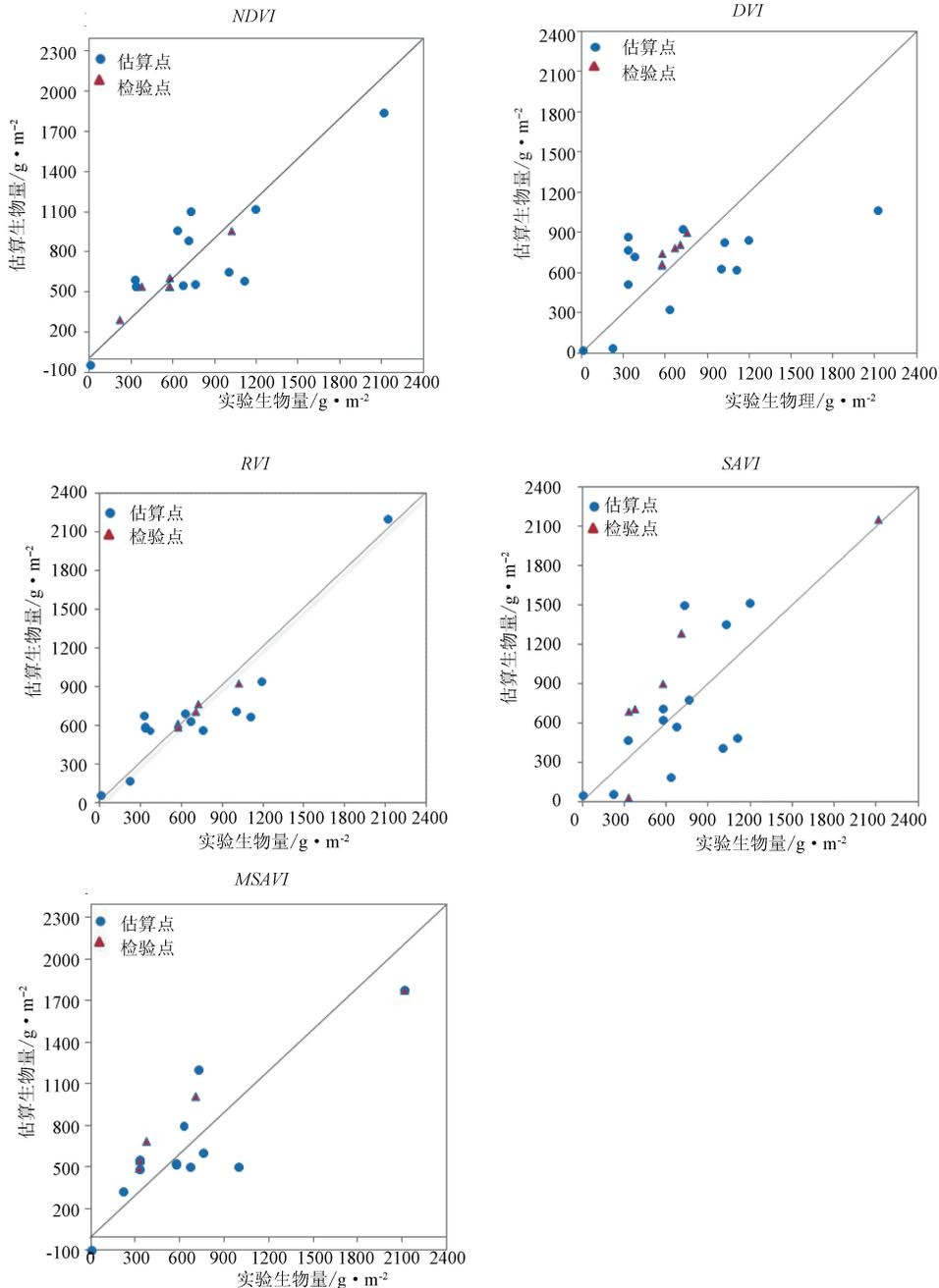


图5 实测生物量与估算生物量散点分布

Fig. 5 The scatter diagram of measured biomass and estimated biomass

式中: y 表示估算的生物量; x 表示植被指数 RVI 。应用 GF-1 卫星 WFV1 影像, 经上述模型计算, 反演得到 2014 年 9 月昌邑国家海洋生态特别保护区柽柳生物量空间分布图(图 6)。

图 6 显示, 生物量为零的地区主要为裸地或柽柳植被异常稀少的区域, 研究区中部、南部和北部柽柳林分布较密集, 地上生物量较高, 部分地区生物量高达 $4 \sim 6 \text{ kg/m}^2$, 平均在 $3 \sim 4 \text{ kg/m}^2$ 之间, 其他地区生物量集中在 1 kg/m^2 左右。经区域统

计计算, 研究区柽柳林地上平均生物量为 0.75 kg/m^2 , 总生物量为 15020 t 。

2.5 讨论

结果表明, 本文发展的柽柳生物量遥感估算模型存在一定的误差, 可能的原因是研究区现场数据采集与遥感数据获取有半个月的时间差, 虽然对于柽柳这种生长较慢的灌木来说, 在短时间内生物量变动较小, 这个时间差可以认为是同步, 但是时间差还是存在的; 根据野外踏勘情况发现

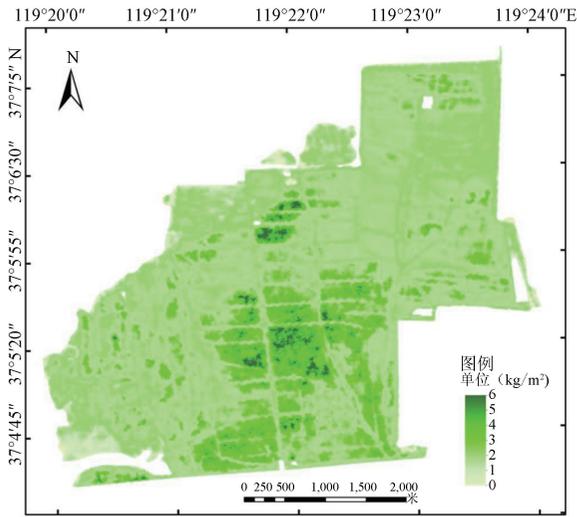


图 6 2014 年 9 月昌邑国家海洋生态特别保护区柽柳生物量空间分布

Fig.6 AGB distribution of AGB of CHANG YI Tamarix National Special Marine Reserves (2014-09)

研究区少部分柽柳分布不连续,在获取样地现场数据时采取了一定的方法,但是使用 GF-1 WFV 16m 空间分辨率遥感影像难以保证样地柽柳实现纯像元覆盖,由此产生的混合像元也是影响估算精度的一个因素。

本研究侧重于国产高分遥感影像的应用,提出了 GF-1 WFV1 柽柳生物量遥感估算模型,对以后国产高分数据的应用和柽柳生物量遥感估算研究有一定的借鉴意义,也为保护区柽柳保护和管理提供数据支撑。随着高分系列卫星种类的增多,基于更高空间分辨率和光谱分辨率国产卫星遥感数据的生物量估算研究将会得到进一步发展。

3 结 论

(1) 植被指数 *NDVI*、*DVI*、*RVI* 和 *MSAVI* 在相关性 0.01 的水平上与生物量呈显著相关,*SAVI* 在相关性 0.05 的水平上呈显著相关。

(2) 植被指数 *NDVI*、*DVI*、*RVI*、*SAVI*、*MSAVI* 对应决定系数最大的模型依次为三次多项式、S 型、三次多项式、指数、三次多项式。

(3) 模型精度检验发现,*RVI* 三次多项式回归模型的 *MRE*、*RMSE* 最小,为最优遥感估算模型。

(4) 应用 *RVI* 三次多项式回归模型进行柽柳地上生物量遥感反演,获得 2014 年 9 月昌邑柽柳林地上生物量空间分布状况,经统计计算,研究区

柽柳林地上平均生物量为 0.75 kg/m²,总的生物量为 15020 t。

参考文献:

- [1] 桑卫国,陈灵芝,王喜武. 东灵山地区落叶阔叶林长期动态的模拟[J]. 植物生态学报,2000,24(2):180-185.
- [2] RUNNING S W, NEMANI RR, PETERSON D L, et al. Mapping regional forest evapotranspiration and photosynthesis by coupling satellite data with ecosystem simulation[J]. Ecology: Ecological Society of America, 1989, 70(4):1090-1101.
- [3] FRIEND A D, STEVENS A K, KNOX R G, et al. A process-based, terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (hybrid v3.0)[J]. Ecological Modelling, 1997, 95(2/3):249-287.
- [4] MAHMOOD K, CHUGHTAI M I, AWAN A R, et al. Biomass production of some salt tolerant tree species grown in different ecological zones of Pakistan[J]. Pakistan Journal of Botany, 2016, 48(1):89-96.
- [5] EVANGELISTA P, KUMAR S, STOHLGREN T J, et al. Modeling aboveground biomass of tamarix ramosissima in the Arkansas river basin of southeastern Colorado, USA[J]. Brigham Young University, 2007, 67(4):503-509.
- [6] STABLER L B, STILL S M. Density and biomass of salt cedar (*Tamarix* spp.) along a northwest to southeast transect in Oklahoma[J]. Oklahoma Academy of Science, 2011, 91:1-10.
- [7] 陈加利,姜喜,周禧琳,等. 塔里木河上游多枝柽柳地上部分生物量模型研究[J]. 新疆农业科学, 2014, 51(10):1893-1899.
- [8] 努尔比亚·阿布力米提,努尔巴依·阿布都沙力克,于苏云江·吗米提敏,等. 塔里木河中游柽柳群落生物量研究[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(13):8048-8050, 8052.
- [9] 赵振勇,王让会,张慧芝,等. 天山南麓山前平原柽柳灌丛地上生物量[J]. 应用生态学报, 2006, 17(9):1557-1562.
- [10] LATIFI H, FASSNACHT F E, HARTIG F, et al. Stratified aboveground forest biomass estimation by remote sensing data[J]. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2015, 38:229-241.
- [11] LUCAS R M, MITCHELL A L, ARMSTON J. Measurement of forest above-ground biomass using active and passive remote sensing at large (subnational to global) scales[J]. Current Forestry Reports, 2015, 1(3):162-177.
- [12] 王清梅,包亮,魏江生,等. 大兴安岭南段阔叶次生林生物量遥感模型研究[J]. 林业资源管理, 2014(1):77-81.
- [13] 翟晓江,郝红科,麻坤,等. 基于 TM 的陕北黄龙山森林生物量模型[J]. 西北林学院学报, 2014, 29(1):41-45.
- [14] 张华,赵传燕,张勃,等. 高分辨率遥感影像 GeoEye-1 在黑河下游柽柳生物量估算中的应用[J]. 遥感技术与应用, 2011, 26(6):713-718.
- [15] 董道瑞. 塔里木河下游胡杨、柽柳群落地上生物量遥感估测[D]. 乌鲁木齐:新疆农业大学, 2012.