

DOI: 10.5846/stxb201805101033

施婷婷, 徐涵秋, 孙凤琴, 陈善沐, 杨绘婷. 建设项目引发的区域生态变化的遥感评估——以敖江流域为例. 生态学报, 2019, 39(20): - .

Shi T T, Xu H Q, Sun F Q, Chen S M, Yang H T. Remote-sensing-based assessment of regional ecological changes triggered by a construction project: a case study of Aojiang River Watershed. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(20): - .

建设项目引发的区域生态变化的遥感评估 ——以敖江流域为例

施婷婷^{1,2}, 徐涵秋^{1,2,*}, 孙凤琴^{1,2}, 陈善沐³, 杨绘婷^{1,2}

1 福州大学环境与资源学院, 空间数据挖掘与信息共享教育部重点实验室, 福州 350116

2 福州大学遥感信息工程研究所, 福建省水土流失遥感监测评估重点实验室, 福州 350116

3 福建省水土保持试验站, 福州 350001

摘要: 建筑用地规模的扩大, 在很大程度上影响着区域生态质量, 制约了区域的可持续发展, 利用遥感对地观测技术及时监测区域生态质量具有十分重要的意义。本文以敖江流域为例, 重点研究该流域中的贵安开发区建设项目引发的建筑用地变化及其对区域生态质量的影响。选取 2010 年建设前的 ALOS 影像和 2016 年建设后的 GF-1 影像, 构建基于 ALOS 和 GF-1 影像的建筑用地提取模型; 采用遥感生态指数 (RSEI) 来对生态质量进行综合评价, 并构建了 ALOS 和 GF-1 影像的湿度分量, 在此基础上定量分析了区域建筑用地变化及其生态效应。研究表明: 2010—2016 年间, 研究区建筑用地面积显著增加, 其中有 86% 是由于贵安开发区建设引起的。贵安开发区建筑用地的增加导致了区域生态质量的总体下降, 其遥感生态指数 RSEI 均值从建设前的 0.787 下降到建设后的 0.689, 降幅达 12.4%, 生态优良等级所占面积的比例从 2010 年的 91% 下降到 2016 年的 79%。定量分析表明, 区域建筑用地面积比例与生态质量呈显著负相关关系, 建筑用地面积占比每增加 10%, 其 RSEI 值将下降 0.041。因此, 应加强敖江流域生态环境的保护与治理, 严格控制沿江的建设开发项目, 切实保护好流域的生态环境。

关键词: 遥感生态指数 (RSEI); 建筑用地; 湿度分量; 贵安开发区

Remote-sensing-based assessment of regional ecological changes triggered by a construction project: a case study of Aojiang River Watershed

SHI Tingting^{1,2}, XU Hanqiu^{1,2,*}, SUN Fengqin^{1,2}, CHEN Shanmu³, YANG Huiting^{1,2}

1 College of Environment and Resources, Fuzhou University, Key Laboratory of Spatial Data Mining & Information Sharing of Ministry of Education, Fuzhou 350116, China

2 Institute of Remote Sensing Information Engineering, Fuzhou University, Fujian Provincial Key Laboratory of Remote Sensing of Soil Erosion, Fuzhou 350116, China

3 Fujian Monitoring Station of Water and Soil Reservation, Fuzhou 350001, China

Abstract: Regional ecological environments have been frequently affected by expansion of built-up land, which inhibits regional sustainable development. Therefore, it is of great significance to timely and precisely monitor regional ecological quality using remote sensing techniques. Using the Gui'an Development Zone (GDZ) in the Aojiang River Watershed as a case, this study investigated the regional ecological quality changes due to increased construction project-induced built-up land. Two rule-based algorithms were developed to obtain built-up land information from the Advanced Land Observing Satellite (ALOS) image in 2010 (before construction started) and the Gaofen-1 (GF-1) image in 2016 (after the construction). The remote sensing based ecological index (RSEI) was further employed to evaluate the ecological quality

基金项目: 国家重点研发计划专项 (2016YFA0600302); 国家自然科学基金项目 (41501469); 福建省水利科技项目 (MSK201704)

收稿日期: 2018-05-10; **网络出版日期:** 2019-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hxu@fzu.edu.cn

changes of the study area before and after the construction. As there are only four bands ranging from visible-near infrared wavelengths in the ALOS and GF-1 images, it is difficult to obtain the wetness and dryness components, which are needed for computing RSEI scores. To meet this requirement, the models of the wetness components specifically for ALOS and GF-1 images were developed. Two synchronous image pairs of GF-1 and Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) were used to derive the coefficient of the wetness component of GF-1 by relating GF-1 data with the Landsat 8 wetness component based on selected pixel samples (i.e., 40384 samples). In addition, a soil salinity index was introduced to represent the component. The results showed that the area of built-up land of the study area increased notably over the six study years. The increase in the GDZ-induced built-up land represented 86% of the total increased built-up land in the study area. The overall ecological quality of the study area showed a trend of decline associated with the expansion of the built-up land in GDZ. The mean RSEI declined from 0.787 in 2010 to 0.689 in 2016, representing a 12.4% drop over the six study years. The area proportion of high ecological-quality grades also significantly declined from 91% in 2010 to 79% in 2016. Obviously, built-up land has a negative effect on ecological quality. Indeed, quantitative analysis indicated that a 10% increment in built-up land can cause a decline of RSEI by 0.041. Therefore, we suggest that green planning and development should be taken into consideration by regional planners during the forthcoming construction practice in the Aojiang River Watershed.

Key Words: Remote Sensing-based Ecological Index (RSEI); built-up land; wetness component; Gui'an Development Zone

20 世纪 90 年代以来,随着遥感和地理信息技术的迅速发展和广泛应用,生态环境质量监测与评价取得了大量成果,评价理论、方法及技术手段不断丰富和完善,尤其是遥感对地观测技术为快速、准确、实时地开展多尺度生态环境动态监测和评价提供了有效手段^[1-3]。如美国的全美自然保护区生态动态监测^[4]、我国环保部开展的“全国生态环境十年变化(2000—2010)遥感调查与评估”,以及目前正在开展的国家生态保护红线划定工作,都是以遥感作为重要的支撑技术。

目前,应用遥感技术开展生态环境评价研究主要包括以下 3 个方面:(1) 基于景观分析的生态环境评价,研究者基于土地利用/覆盖的分布特征及变化趋势等,借助景观指数来开展生态效应研究。如 Estoque 等^[5]利用遥感数据对 1988、2002 和 2016 年的 La Mesa 流域进行土地利用/覆盖分类,在此基础上定量化评价景观格局的变化,以探讨流域生态环境变化的影响因素;Jaafari 等^[6]基于遥感影像解译和景观生态学方法的综合运用定量分析景观格局的动态变化,从而实现城市化进程的环境影响评价;Zhang 等^[7]基于土地利用/覆盖变化数据,从景观格局角度开展艾比湖湿地保护区和甘家湖梭梭林自然保护区的生态环境效应研究。(2) 基于评价指数的生态环境评价,它通过构建不同的指标体系来综合评价生态环境效应。如 Liang 等^[8]基于物理环境变量(土地利用/覆盖数据、地表温度和归一化植被指数等)和社会经济变量(人口密度、收入和受教育水平等)综合评价美国印第安纳州首府的城市环境质量;Wang 等^[9]基于压力-状态-响应(P-S-R)框架模型,建立了 1995—2015 年北京市生态安全评价指标体系;国家环境保护部的《生态环境状况评价技术规范》则采用生物丰度指数、植被覆盖指数、水网密度指数、土地胁迫指数和污染负荷指数等 5 个指标来综合反映区域生态环境状况^[10]。(3) 基于遥感信息的空间化生态环境评价,通过遥感影像制作区域生态图件,实现生态环境变化空间可视化,而不仅仅用一个量化的数值来代表区域的生态环境。徐涵秋^[11]选取了完全基于遥感信息的湿度、绿度、热度、干度 4 个指标来构建遥感生态指数(RSEI),实现区域生态环境质量快速准确的时空变化分析;Zhang 等^[12]选取了基于遥感数据的不透水面、归一化植被指数、地表温度和缨帽变换的亮度和绿度分量这 5 个指标构建生态评价模型,开展珠江三角洲地区生态环境变化的空间动态监测;芦颖等^[13]选取了植被盖度、土壤指数、土壤湿度等遥感信息来构建综合评价模型,分析 1990—2015 年间贵州省乌江流域生态环境质量时空变化特征。相比于其他两类的评价方法,基于遥感信息的空间化生态环境评价方法以其指标易获取、空间

可视化、快速简便等优点,已被广泛应用^[14-17]。值得注意的是,目前这一类生态环境评价大多数是集中在中分辨率影像上(如 Landsat 系列数据),而在中高或高分辨率影像的应用则很少,主要是因为中高或高分辨率影像的波段数少,通常只有可见光和近红外的 4 个波段,缺乏以上生态环境遥感评价技术所需要的中红外波段。由于高分辨率影像可以更好地揭示地表生态环境细节^[18],因此,如何利用只有可见光和近红外 4 个波段的中高或高分辨率遥感影像来进行区域生态质量监测与评价是当今基于遥感信息的空间化生态环境评价技术必须解决的一个关键问题。

本文以福建敖江流域的贵安开发区为重点研究对象,采用基于遥感信息的空间化生态环境评价技术中最具代表性的遥感生态指数(RSEI),构建了可用于只有 4 个波段的中高分辨率影像的生态质量指标,并将其应用于定量分析建筑用地的时空变化及其产生的生态效应,以期为细尺度的区域生态环境监测与评价提供一种新的技术。

1 研究方法

1.1 研究区概况

敖江位于福建省东北部,为福建省第六大河流,是闽东独立水系,其中游修建的山仔水库被定为福州市的第二水源。敖江流经的连江段,近年来随着经济的快速发展,沿岸大片的土地被开发,大量的泥沙排入江中,特别是近年来新发展的贵安开发区,其大规模的开发建设造成水土流失问题严重,对水源地的水质形成了潜在的威胁。

本文以建设项目引发的生态变化区域为重点研究对象,最终确定了涵盖山仔水库至贵安开发区的敖江段及其沿岸地区为主要研究区(图 1 左,面积 451.98 km²),其中大规模开发的贵安新区是本研究的重点区域(图 1 右)。

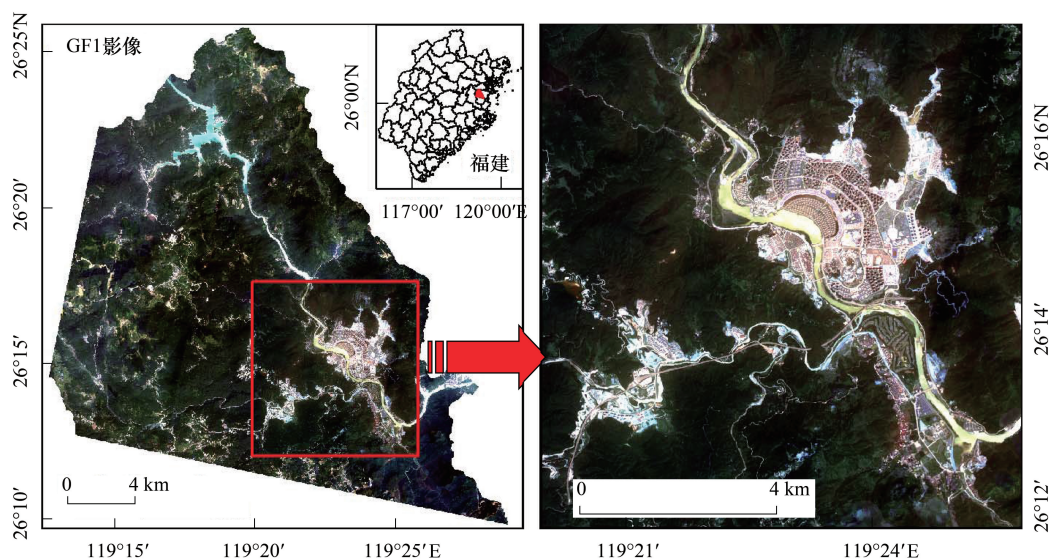


图 1 研究区范围

Fig.1 Study area

1.2 遥感数据源及其预处理

本文选用 2 幅中高分辨率遥感影像作为主要数据源,分别为 2010 年 8 月 3 日的 ALOS 影像和 2016 年 9 月 3 日的 GF-1 影像(表 1)。两幅影像季相相近,均为夏季,因此,植被具有相近的物候和生长状态,保证了实验结果的可比性。

表 1 主要数据源
Table 1 Main data sources

卫星 Satellite	传感器 Sensor	影像获取时间 Acquisition time	空间分辨率 (m) Spatial resolution	波段设置 (μm) Band setting
ALOS	AVNIR-2	2010/8/3	10	蓝 (0.42—0.50)、绿 (0.52—0.60)、红 (0.61—0.69)、近红外 (0.76—0.89)
GF-1	PMS1	2016/9/3	8	蓝 (0.45—0.52)、绿 (0.52—0.59)、红 (0.63—0.69)、近红外 (0.77—0.89)

由于 ALOS 和 GF-1 影像缺少计算 RSEI 生态指数所需的热红外波段,因此选用 Landsat 影像的热红外波段来补充。但由于缺乏与所用 ALOS 和 GF-1 影像同一年份的 Landsat 影像,本文选用了它们前一年份的 Landsat 影像,时间分别为 2009 年 6 月 6 日的 Landsat 5 TM 6 波段影像和 2015 年 9 月 27 日的 Landsat 8 TIRS 10 波段影像。

构建 RSEI 的湿度分量需要选取多幅 ALOS 和 GF-1 影像及其同步或近同步的 Landsat 影像(表 2),因此本文还选用了江苏连云港和甘肃酒泉市的影像来补充。采用多个地理位置的影像有利于所推导的湿度分量有较好的通用性。

表 2 辅助数据源
Table 2 Auxiliary data sources

卫星 Satellite	行政区划 Administrative area	影像成像时间 Acquisition time	同步或近同步 Landsat 影像成像时间 Synchronous or near synchronous Landsat images
ALOS	福建福州市	2010/8/3	2010/8/12 (TM)
GF-1	江苏连云港市	2016/10/6	2016/10/6 (OLI)
	甘肃酒泉市	2016/8/26	2016/8/26 (OLI)

为了减少不同时相影像在地形、光照等方面的差异以及保证影像间空间叠加分析的准确性,所有的 ALOS 和 GF-1 影像需要经过正射校正和辐射校正。首先进行影像的正射校正。由于购买的 GF-1 影像是 Level 1A 级别,因此可基于影像自带的 RPC 文件,利用 ENVI 软件进行 RPC 正射校正。而 ALOS 影像缺乏自带的 RPC 文件,因此需要自定义 RPC 进行正射校正。辐射校正采用的是中国资源卫星应用中心官方网站 (<http://218.247.138.119/CN/index.shtml>) 提供的 GF-1 辐射定标参数,以及 Bouvet 等^[19]提供的 ALOS 辐射定标参数,并采用 Chavez 的 COST 大气校正模型^[20]。对 GF-1 和 ALOS 影像进行辐射校正,将影像的亮度值转换为传感器处反射率,其公式为:

$$L = gain \cdot Q + bias \tag{1}$$

$$\rho = [\pi \cdot (L - L_h) \cdot d^2] / (E_s \cdot \cos\theta_s) \tag{2}$$

式中: L 是传感器接收到的辐射亮度; $gain$ 和 $bias$ 分别为增益值与偏置值; Q 为亮度值(DN); L_h 为大气影响修正值,可以通过最暗像元法获得^[20]; d 为日-地天文单位距离; E_s 为大气顶部平均太阳辐照度; θ_s 为太阳天顶角。以上参数可从影像头文件中获得。

由于从 USGS 网站下载的 Landsat 5 TM 和 Landsat 8 OLI 影像均是 L1T 数据产品,已经过系统辐射校正和地面控制点的几何校正,并且使用 DEM 数据进行地形校正,因此可直接用于叠加分析。采用 Landsat 用户手册的模型^[21]和 Chavez 的 COST 大气校正模型^[20]将各个 Landsat 影像的亮度值均转换为传感器处反射率。

1.3 建筑用地信息提取

由于 ALOS、GF-1 影像缺乏中红外波段,因此无法将传统的适用于中等空间分辨率影像的各种建筑用地指数应用于该类影像。为此,本文参考 Xu^[22]基于规则提取不透水面的思路,通过分析各种地类在 ALOS、GF-1 影像中的光谱特征,最终建立了基于 ALOS、GF-1 影像的建筑用地提取规则和模型(图 2)。其中选取了归一

化水体指数 NDWI^[23] 和归一化植被指数 NDVI 参与模型构建,计算公式如下:

$$\text{NDWI} = (\rho_2 - \rho_4) / (\rho_2 + \rho_4) \quad (3)$$

$$\text{NDVI} = (\rho_4 - \rho_3) / (\rho_4 + \rho_3) \quad (4)$$

式中: ρ_i ($i=1, 2, 3, 4$) 分别代表 ALOS 或 GF-1 影像的第 1、2、3 和 4 波段的反射率。

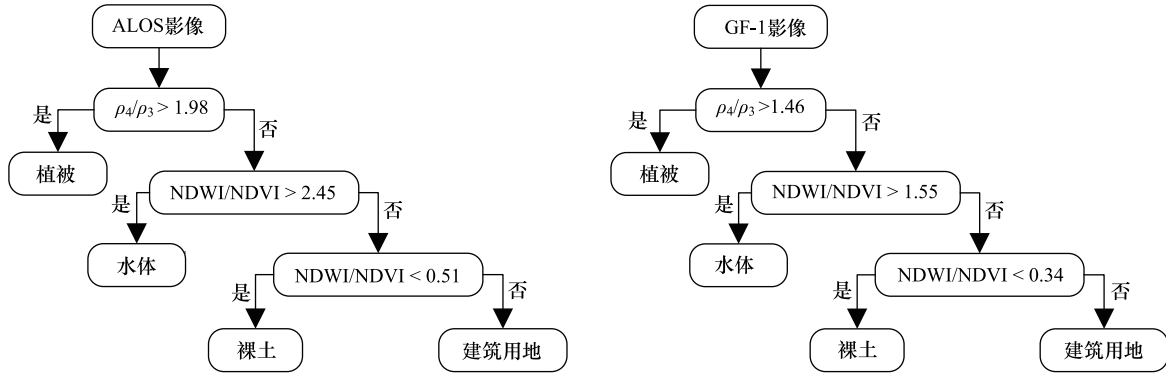


图2 ALOS 和 GF-1 影像的建筑用地提取规则和模型

Fig.2 Rules and models used for extracting built-up land feature from ALOS and GF-1 images

1.4 RSEI 指数计算

遥感生态指数 RSEI 是近年提出的完全基于遥感信息的生态评价指数^[11],已被广泛应用于不同生态条件的区域和城市^{[14], [24-25]}。该指数耦合了与生态密切相关,且人类能够直接感知的湿度、绿色、热度和干度 4 大指标。RSEI 指数各指标可通过以下遥感指数或参量求取:

(1) 湿度指标:通常用缨帽变换中的湿度分量来代表。但目前尚无针对 ALOS 和 GF-1 数据的缨帽变换算法及其湿度分量。因此,本文基于 Landsat 系列数据缨帽变换的湿度分量,及其与 ALOS、GF-1 数据的拟合关系来求出它们的湿度分量。

图 3 为求取 GF-1 影像湿度分量系数的流程图。首先,从表 2 江苏连云港市和甘肃酒泉市这 2 幅 GF-1 与 Landsat 8 的同步影像对中合计选取了一一对应的 40384 个随机样本点,利用 Baig 等^[26]的算法先求出 Landsat 8 影像缨帽变换的湿度分量,并将其作为因变量,然后以 GF-1 各波段作为自变量,采用多元线性回归对二者进行拟合,求出 GF-1 湿度分量的经验系数,并将其单位化,即获得 GF-1 湿度分量的系数(方程通过 $p < 0.001$ 的显著性检验):

$$\text{Wetness}_{\text{GF-1}} = -0.1591\rho_1 + 0.7574\rho_2 - 0.6311\rho_3 - 0.0523\rho_4 - 0.003 \quad (R=0.829) \quad (5)$$

同理,利用 Crist^[27]的 Landsat 5 TM 缨帽变换湿度分量与 ALOS 数据间的拟合关系求取 ALOS 影像缨帽变换湿度分量(方程通过 $p < 0.001$ 的显著性检验):

$$\text{Wetness}_{\text{ALOS}} = -0.1912\rho_1 + 0.6081\rho_2 - 0.7381\rho_3 - 0.2210\rho_4 + 0.003 \quad (R=0.807) \quad (6)$$

(2) 绿色指标:选用与植物生物量、叶面积指数和植被覆盖度都密切相关的归一化植被指数(NDVI)来表示,见公式(4)。

(3) 热度指标:由于 ALOS 和 GF-1 影像缺乏热红外波段,采用 TM 6 波段和 TIRS 10 波段反演的地表温度(LST)代表热度指标。本文采用 Jiménez-Muñoz 等^[28-29]提出的单通道算法来反演地表温度。其主要公式为:

$$\text{LST} = \gamma[\varepsilon^{-1}(\psi_1 L + \psi_2) + \psi_3] + \delta \quad (7)$$

$$\gamma \approx T^2 / (b_\gamma L), \quad \delta \approx T - T^2 / b_\gamma \quad (8)$$

式中:LST 为地表温度;对于 TM 6 波段和 TIRS 10 波段,参数 b_γ 分别为 1256 和 1324; γ 和 δ 是基于 Planck 函数的 2 个参数; ε 为地表比辐射率,对于 TM 6 波段采用 Sobrino 等提出的基于植被覆盖度的算法^[30],对于

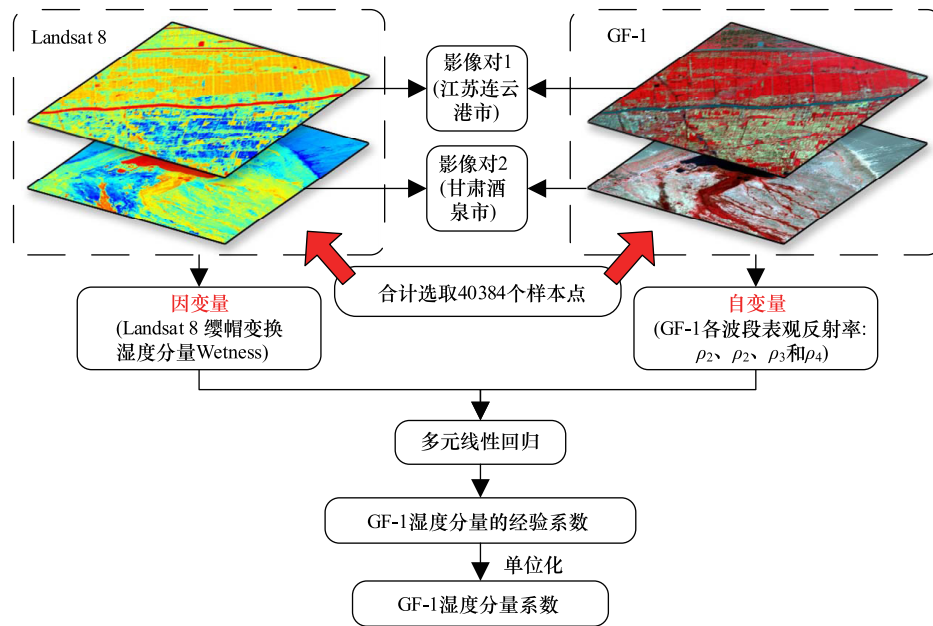


图3 GF-1影像求取湿度分量系数的流程图

Fig.3 Flowchart of the derivation of the wetness-component coefficients for GF-1 imagery

TIRS 10 波段,其取值可见参考文献^[31-32]; ψ_1 、 ψ_2 、 ψ_3 可用下式计算:

$$\psi_1 = 1/\tau, \quad \psi_2 = -L^\uparrow - L^\downarrow/\tau, \quad \psi_3 = L^\downarrow \quad (9)$$

式中: τ 为大气透过率, $L^\uparrow$ 和 $L^\downarrow$ 为大气上行和下行辐射强度,可根据影像的时间以及所处地理位置和季相,通过 MODTRAN 模拟得到; T 为传感器处的亮温,公式为:

$$T = K2/\ln(K1/L + 1) \quad (10)$$

式中: $K1$ 和 $K2$ 分别为定标参数,对于 TM 6 波段, $K1 = 607.76 \text{ W m}^{-2} \text{ ster}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ 、 $K2 = 1260.56 \text{ K}$,对于 TIRS 10 波段, $K1 = 774.89 \text{ W m}^{-2} \text{ ster}^{-1} \mu\text{m}^{-1}$ 、 $K2 = 1321.08 \text{ K}$ 。 L 为 TM 6 波段或 TIRS 10 波段的传感器处光谱辐射值,对于 TM 6 波段, L 可以从公式(1)求取,对于 TIRS 10 波段, L 可以用下式求取:

$$L = M_L \cdot Q + A_L \quad (11)$$

式中: M_L 和 A_L 分别为 TIRS 10 波段的乘法调整系数和加法调整系数(可从影像的头文件中获得)。

(4) 干度指标:由于缺乏中红外波段,RSEI 中采用的代表干度的 IBI 建筑指数^[33]、SI 裸土指数^[34]及二者的合成指数 NDBSI^[11]等 3 个干度指标都无法应用,因此,通过考察类似的指标,考虑采用不需要中红外波段的土壤盐渍度指数(Soil Salinity Index)^[35-38]来表示。该指数不仅能够增强土壤盐渍化状况,也能够有效地增强建筑和裸土等地表信息。表 3 为所用的 2 幅 Landsat 影像的各个土壤盐渍度指数与其 3 个干度指数之间的相关系数 R 。研究表明:SI-D、SI1、SI3 和 S_5 这 4 个土壤盐渍度指数与干度指数的相关性较好,均为正相关,2 幅影像的 R 的均值均高于 0.84。为了进一步确定上述 4 个土壤盐渍度指数在 ALOS 和 GF-1 影像的适用性,分别计算出 ALOS 和 GF-1 影像这 4 个土壤盐渍度指数,然后将它们与近同步的 Landsat 影像的 3 个干度指数进行相关性分析(表 4),发现对于 ALOS 和 GF-1 影像,Douaoui 等^[37]提出的盐渍度指数(SI-D)与各个干度指标的相关系数 R 的平均值最大,因此本文选其作为干度指标,公式为:

$$\text{SI-D} = (\rho_1 \times \rho_3)^{1/2} \quad (12)$$

RSEI 采用第一主成分(PC1)来构建指数^[39]。主成分变换通过对特征光谱空间坐标轴的旋转来去掉各指标间的相关性,从而将最主要的信息集中到第一主成分上。其最大优点就是集成各指标的权重不是人为确定,而是根据各个指标对各主分量的贡献度来自动、客观地确定,从而避免人为设定权重造成的结果偏差。

表 3 Landsat 影像的土壤盐渍度指数与干度指数之间的相关系数 R

Table 3 The correlation coefficients (R) between the soil salinity indices of Landsat images and their own dryness indices

文献 Literature	指数 Index	TM			OLI			平均 Average
		IBI	SI	NDBSI	IBI	SI	NDBSI	
Tripathi 等 ^[35]	Salinity Index (SI-T)	0.426	0.673	0.575	0.703	0.817	0.770	0.661
Khan 等 ^[36]	Normalized Differential Salinity Index (NDSI)	0.626	0.828	0.752	0.805	0.903	0.864	0.796
Douaoui 等 ^[37]	Salinity Index (SI-D)	0.762	0.859	0.828	0.856	0.896	0.883	0.847
	Salinity Index 1 (SI1)	0.756	0.861	0.827	0.851	0.892	0.879	0.844
	Salinity Index 2 (SI2)	-0.157	-0.278	-0.229	0.149	0.058	0.100	-0.0595
	Salinity Index 3 (SI3)	0.752	0.856	0.823	0.850	0.890	0.877	0.841
Abbas 和 Khan ^[38]	Salinity Index (S_1)	-0.691	-0.761	-0.741	-0.855	-0.883	-0.875	-0.801
	Salinity Index (S_2)	-0.711	-0.785	-0.763	-0.857	-0.887	-0.879	-0.814
	Salinity Index (S_3)	0.734	0.842	0.806	0.834	0.874	0.861	0.825
	Salinity Index (S_5)	0.771	0.850	0.827	0.862	0.899	0.888	0.849
	Salinity Index (S_6)	0.208	0.045	0.116	0.394	0.307	0.348	0.236

$SI-T = (\rho_3/\rho_4) \times 100$; $NDSI = (\rho_3 - \rho_4)/(\rho_3 + \rho_4)$; $SI1 = (\rho_2 \times \rho_3)^{1/2}$; $SI2 = (\rho_2^2 + \rho_3^2 + \rho_4^2)^{1/2}$; $SI3 = (\rho_2^2 + \rho_3^2)^{1/2}$; $S_1 = \rho_1/\rho_3$; $S_2 = (\rho_1 - \rho_3)/(\rho_1 + \rho_3)$; $S_3 = (\rho_2 \times \rho_3)/\rho_1$; $S_5 = (\rho_1 \times \rho_3)/\rho_2$; $S_6 = (\rho_3 \times \rho_4)/\rho_2$

表 4 ALOS/ GF-1 影像的土壤盐渍度指数与近同步的 Landsat 影像的干度指数之间的相关系数 R

Table 4 The correlation coefficients (R) between the soil salinity indices of ALOS or GF-1 images and the dryness indices of near synchronous Landsat images

文献 Literature	指数 Index	ALOS-TM			GF-1-OLI			平均 Average
		IBI	SI	NDBSI	IBI	SI	NDBSI	
Douaoui 等 ^[37]	Salinity Index (SI-D)	0.681	0.765	0.739	0.726	0.834	0.799	0.757
	Salinity Index 1 (SI1)	0.680	0.772	0.742	0.714	0.824	0.788	0.753
	Salinity Index 3 (SI3)	0.677	0.767	0.738	0.710	0.820	0.784	0.749
Abbas 和 Khan ^[38]	Salinity Index (S_5)	0.663	0.729	0.710	0.742	0.834	0.807	0.748

由于以上 4 个指标量纲不统一,需将它们进行正规化,将它们的值都统一到 $[0, 1]$ 之间。经过正规化后的 4 个指标就可以用来计算 PC1。为使 PC1 大的数值代表生态条件好,进一步用 $1-PC1$ 获得 RSEI:

$$RSEI = 1 - \{PC1[f(Wetness, NDVI, LST, SI-D)]\} \quad (13)$$

为了便于比较,进一步将 RSEI 进行归一化,使其值介于 $[0, 1]$ 之间。其值越接近 1,表示生态质量越好。

2 结果与分析

2.1 建筑用地的时空变化

采用以上 ALOS 和 GF-1 影像的建筑用地提取模型获得研究区 2010、2016 年的建筑用地信息,并对提取结果再进行适当的人工修改(图 4)。参照 ALOS 全色影像(2.5 m)和 GF-1 全色影像(2 m),分别采用 300 个随机样点对提取结果进行精度验证。结果表明,2 个研究年份的建筑用地提取的总精度及各类用地的使用者精度和生产者精度均在 88% 以上(表 5),满足精度要求。

为了更好地了解研究区的建筑用地变化,对研究区和贵安开发区所提取的建筑用地信息进行统计分析(表 6)。结果表明,研究区建筑用地面积在建设前后快速增长,从 2010 年的 7.43 km² 增长到 2016 年的 17.79 km²,共增加了 10.36 km²,增幅达 139%。其中 2010—2016 年间贵安开发区的建筑用地变化面积占整个研究区的 86%,可见该区域建筑用地扩展主要是由大规模的建设项目引起的。

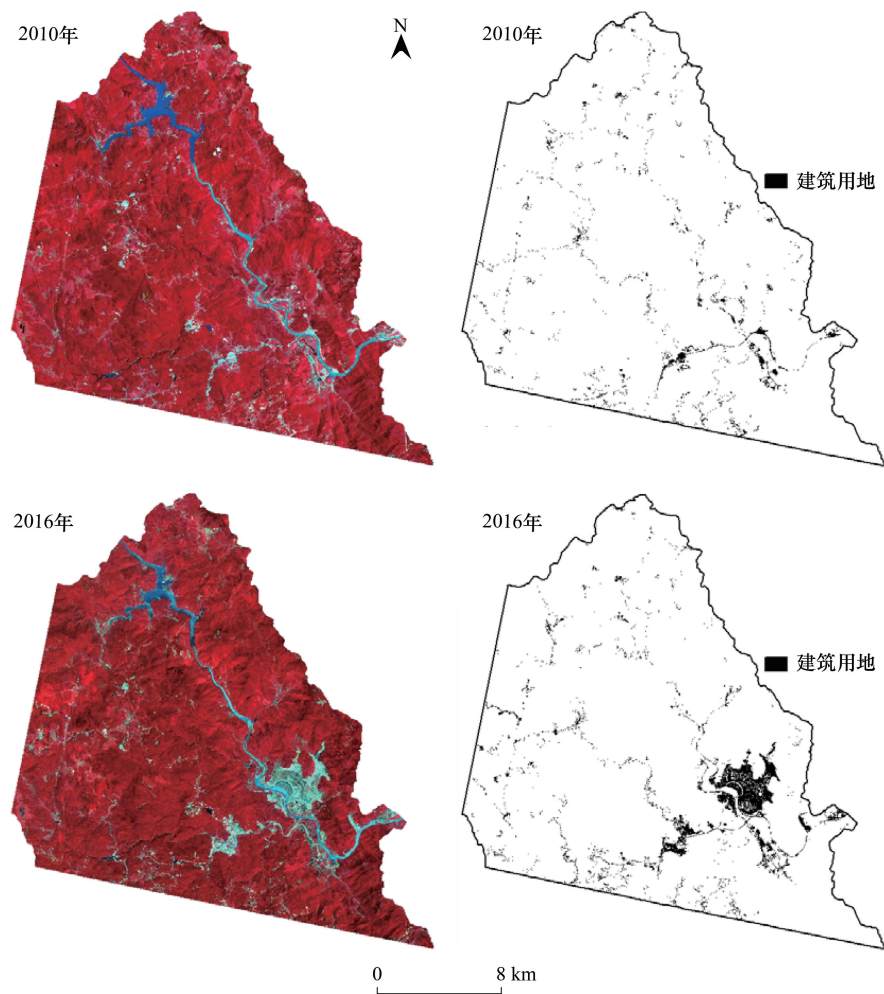


图 4 2010 和 2016 年研究区遥感影像及其对应的建筑用地提取影像
Fig.4 Remote sensing images and the corresponding built-up land maps of the study area in 2010 and 2016

表 5 2010—2016 年研究区建筑用地精度验证

Table 5 Accuracy assessment of the extracted built-up lands in the study years						
年份 Year	数据类型 Data type	类别 Class	验证数据 Reference data		总计 Row totals	使用者精度/% User's accuracy
			建筑用地 Built-up land	非建筑用地 Non-built-up land		
2010	分类数据	建筑用地	45	4	49	91.84
		非建筑用地	6	245	251	97.61
	列合计		51	249	300	
	生产者精度/%		88.24	98.39		
	总精度 Overall accuracy = 96.67% ; Kappa = 0.8800					
2016	分类数据	建筑用地	52	6	58	89.66
		非建筑用地	7	235	242	97.11
	列合计		59	241	300	
	生产者精度/%		88.14	97.51		
	总精度 Overall accuracy = 95.67% ; Kappa = 0.8619					

图 5 为 2010—2016 年引发建筑用地发生变化的大型建设项目分布位置图。近 6 年来,贵安开发区呈现爆发式发展,特别是在贵安新天地园区中,一系列大型配套项目如国际创新中心贵安基地、贵安花海拓展公

园、贵安水世界、贵安欢乐世界、奥特莱斯购物广场、福州一中贵安学校、福州百姓文化长廊、世纪金源大饭店等以及一批低密度住宅、花园洋房、高层公寓等住宅区相继建成,使该区一跃成为“海西首席旅游商住综合体”。此外,贵安通往福州市区的主要道路沿线也有大面积住宅区建成。

表 6 2010—2016 年建筑用地变化
Table 6 Area changes of built-up land between 2010 and 2016

研究范围 Range of study	2010		2016		2010—2016 变化 Change	
	面积/km ² Area	比例/% Percentage	面积/km ² Area	比例/% Percentage	面积/km ² Area	比例/% Percentage
研究区 Study area	7.43	1.64	17.79	3.94	10.36	139.48
贵安开发区 Gui'an Development Zone	3.35	3.30	12.29	12.08	8.94	266.46

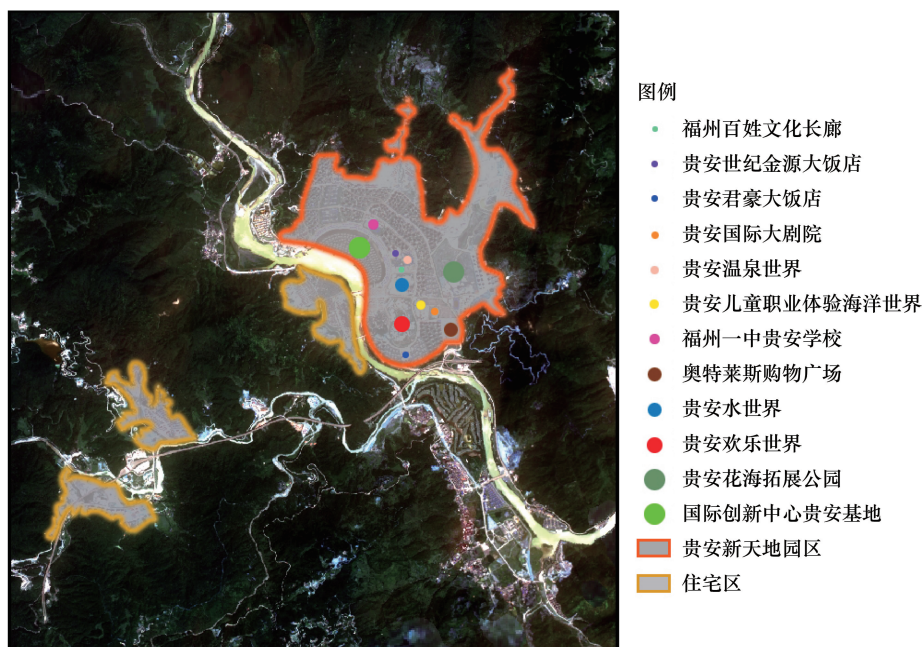


图 5 2010—2016 年建筑用地主要变化区的大型建设项目位置示意图
Fig.5 Map showing the locations of large construction projects developed in the years 2010—2016

2.2 生态质量的时空变化

首先根据推导出的湿度分量系数反演出研究区 2010 年 ALOS 和 2016 年 GF-1 影像的湿度分量图(图 6)。图中可以看出,水体具有最高的湿度(红色),植被次之(绿色),而建筑用地最低(蓝色),说明本文建立的湿度分量可以客观反映地表湿度的实际情况。

表 7 为遥感生态指数 RSEI 的主成分分析数据。从表中可知,在这 2 个年份中,PC1 的特征值所占的比例都大于 80%,说明用 PC1 可以较好地代表 4 个指标变量。在这 4 个指标中,湿度和绿度均为正值,说明它们对生态的贡献起正向作用;而热度和干度均为负值,说明它们对生态的贡献起负向作用,这与实际情况相符。

表 8 为研究区 RSEI 的相关统计数据。从表中可知,整个研究区的 RSEI 均值从 2010 年的 0.813 下降到 2015 年的 0.765,下降了 6%,说明生态质量总体下降。而就贵安开发区而言,其生态质量下降得更明显,RSEI 均值从建设前的 0.787 下降到建设后的 0.689,下降了 12.5%。从 4 个分指标变化情况来看,对于整个研究区,对生态有利的湿度和绿度指标的均值在 2010—2016 年间都表现为下降,而对生态起负面作用的热度和干度指标的均值都表现为上升。这 4 个指标的各自表现也说明了整个研究区的生态质量呈下降趋势。而对于贵安开发区,其变化趋势与整个研究区类似,但总体变化幅度更大,这也使得贵安开发区的生态质量下降得更为

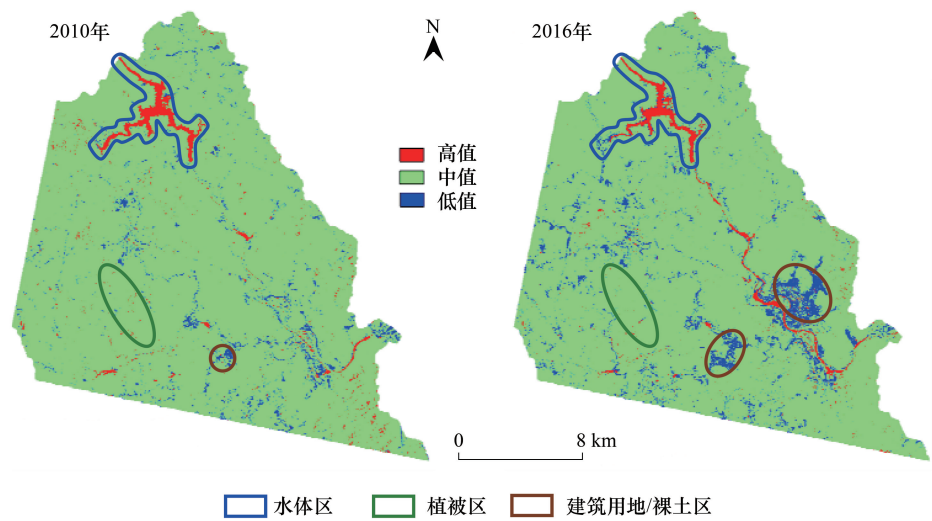


图 6 2010 和 2016 年湿度分量分级图

Fig.6 3-leveled wetness component maps of the study area in 2010 and 2016

明显,其下降幅度是整个研究区的 2 倍。总的看来,所构建的生态指数 RSEI 可以很好地综合反映 4 个指标的变化情况。

表 7 主成分分析数据

指标 Indicator	2010				2016			
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC1	PC2	PC3	PC4
湿度 Wetness	0.327	0.250	-0.827	-0.383	0.323	0.433	-0.730	-0.419
绿度 NDVI	0.513	0.354	0.562	-0.544	0.427	0.145	0.635	-0.627
热度 LST	-0.579	0.815	0.016	0.002	-0.536	0.814	0.220	0.046
干度 SI-D	-0.543	-0.384	0.015	-0.746	-0.653	-0.359	-0.126	-0.655
特征值 Eigenvalue	0.061	0.012	0.002	0.001	0.068	0.010	0.003	0.001
特征值贡献率 Percent eigenvalue/%	80.26	15.79	2.63	1.32	82.93	12.20	3.66	1.22

表 8 4 个指标分量和 RSEI 指数的变化

指标 Indicator	研究区 Study area			贵安开发区 Gui'an Development Zone		
	2010	2016	变化 Change	2010	2016	变化 Change
湿度 Wetness	0.662	0.605	-0.057	0.647	0.593	-0.054
绿度 NDVI	0.909	0.891	-0.018	0.882	0.858	-0.024
热度 LST	0.345	0.369	0.024	0.372	0.446	0.074
干度 SI-D	0.109	0.133	0.024	0.141	0.191	0.05
遥感生态指数 RSEI	0.813	0.765	-0.048	0.787	0.689	-0.098

RSEI 自 2013 年提出以来,已被广泛应用,从数十个地区的应用情况来看,该指数具有较好的鲁棒性,其结果也都有很好的可比性。如沙漠地区一般<0.35^[40],城市一般在 0.4–0.6^[15,41],林区一般>0.65^[42-43]。本次研究区以林区为主,2 个年份的 RSEI 值都在 0.65 以上,与现有的研究(如南瓮河自然保护区^[42]、长白山自然保护区^[43])基本一致。

图 7 为基于 RSEI 生态指数反演的研究区 2010、2016 年生态状况图,图中颜色从红到绿代表生态从差到优。建筑用地主要呈红色调,植被呈绿色调,水体根据浑浊程度呈黄到红色调。

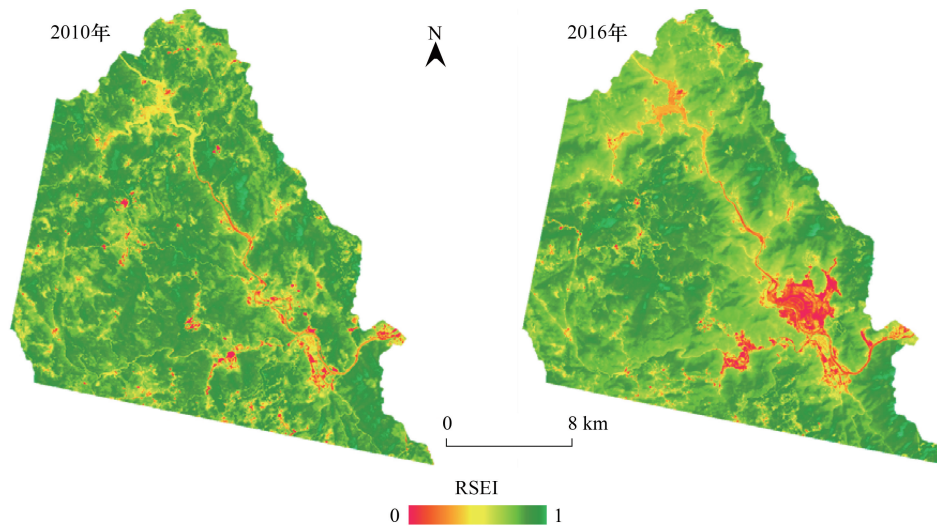


图 7 研究区 2010、2016 年 RSEI 生态状况图
Fig.7 RSEI maps of the study area in 2010 and 2016

进一步将各年份的生态指数以 0.2 为间隔分为 5 级,分别代表差、较差、中等、良、优 5 个生态等级,然后据此对建设前后 2 个年份的生态指数影像进行分级(表 9)。统计表明:2010—2016 年,研究区的生态级别为差到中级(1—3 级)所占的面积比例从 5.51% 上升到 8.31%,而优良等级(4—5 级)所占的面积从 94.49% 下降 91.69%,表明整个研究区的生态质量虽有下降但幅度较小。然而,贵安开发区则明显不同,其生态级别为差到中级(1—3 级)所占的面积比例从 9.29% 上升到 20.9%,而优良等级(4—5 级)所占的面积从 90.71% 下降 79.1%,表明开发区的生态质量明显下滑。

表 9 2010—2016 年各 RSEI 级别的面积变化 /km²
Table 9 Area changes of each RSEI level from 2010 to 2016

RSEI 分级 Level	研究区 Study area				贵安开发区 Gui'an Development Zone			
	2010		2016		2010		2016	
	面积 Area	比例/% Percentage	面积 Area	比例/% Percentage	面积 Area	比例/% Percentage	面积 Area	比例/% Percentage
1: (0—0.2)	1.02	0.23	1.97	0.44	0.55	0.54	1.90	1.87
2: (0.2—0.4)	4.15	0.92	11.54	2.55	2.01	1.97	9.28	9.12
3: (0.4—0.6)	19.74	4.37	24.05	5.32	6.90	6.78	10.09	9.92
4: (0.6—0.8)	105.33	23.30	207.63	45.94	26.60	26.14	55.16	54.21
5: (0.8—1)	321.74	71.18	206.78	45.75	65.70	64.57	25.33	24.89
合计 Total	451.98	100.00	451.98	100.00	101.75	100.00	101.75	100.00

RSEI 除了能够作为刻画区域生态状况的一个定量指标外,还可用于区域生态时空变化的可视化,有利于不同时期生态状况的时空对比。利用红绿法对研究区开发前后生态质量的空间变化进行差值变化检测(图 8)。从图 8 看出,代表生态条件变差的大片区域主要集中分布在贵安开发区,特别是在贵安新天地园区,这也与建筑用地空间扩展情况一致。从变化检测结果来看(表 10),2010—2016 年间,研究区等级上升(变好)的地区面积为 28.52 km²,占总面积的 6.3%,而生态等级下降(变差)的地区面积为 153.47 km²,占 33.9%,大大超过前者。

2.3 建筑用地空间变化与生态变化的关系

为了揭示建筑用地与生态质量二者时空变化的定量关系,利用 RSEI 可刻画空间变化的优势将二者进行回归分析。为避免不同空间单元尺度对研究结果造成影响,本文按照 50 m×50 m、100 m×100 m、300 m×300

m 和 500 m×500 m 这 4 种单元网格分别对研究区 2010、2016 年的 RSEI 和建筑用地影像进行系统采样, 求取每个网格在两年份间生态质量的差值。同时, 计算出两年份间各单元网格中的建筑用地面积占比变化情况, 然后对二者进行回归分析, 以分析区域建筑用地空间变化与生态变化之间的定量关系。

回归结果表明(图 9), RSEI 与建筑用地面积占比在 4 种单元网格中均呈现出显著的线性负相关关系 (R^2 均大于 0.8), 表明建筑用地占比越大, 其生态质量下降越显著。以 R^2 最大的 100 m×100 m 网格的回归方程为例, 若建筑用地面积占比每增加 10%, 其 RSEI 值将下降 0.041。也就是说, 如果要将贵安开发区生态质量控制在不低于良好等级, 即 RSEI 值不小于 0.6, 则建筑用地面积的上升空间只有 10.33 km², 一旦超出这一界限, 则生态质量就会落入中等级别。

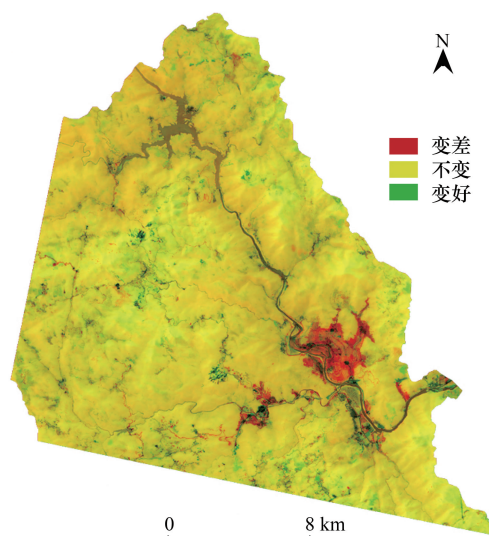


图 8 基于红绿法的 2010—2016 年 RSEI 变化检测

Fig.8 Change detection of RSEI between 2010 and 2016 based on red-green differencing method

表 10 2010—2016 年研究区生态质量变化检测

Table 10 Change detection of ecological quality in the study area during 2010—2016

类别 Class	级差 Level	级面积 Level area/km ²	类面积 Class area/km ²	类比例 Class proportion /%
变差 Degraded	-4	0.59	153.47	33.96
	-3	2.62		
	-2	7.39		
	-1	142.87		
不变 No change	0	269.99	269.99	59.73
变好 Improved	1	26.36	28.52	6.31
	2	1.97		
	3	0.19		
	4	0.01		

3 结论

本研究通过多元回归分析构建湿度分量和引入盐渍度指数, 首次将遥感生态指数 (RSEI) 运用在只有可见光和近红外 4 个波段的中高分辨率遥感影像上, 解决了开展生态环境遥感评价技术依赖中红外波段的问题, 实现了区域生态质量在空间细尺度上的定量综合评价。

总的看来, 贵安开发区的建设是引起研究区生态质量总体下降的关键原因。贵安开发区的建筑用地面积在 2010—2016 年间共增加了 8.94 km², 增幅达 266%, 占整个研究区建筑用地变化面积的 86%。建筑用地面积的增长导致了开发区范围生态质量的显著下降, 表现在其生态指数 RSEI 均值在建设前后下降了 12.5%。建筑用地面积占比与生态质量呈显著的负相关关系, 建筑用地面积占比每增加 10%, 其 RSEI 值将下降 0.041。显然, 贵安开发区的建设, 破坏了该区原有以植被为主的自然生态, 造成了区域生态质量的显著下降。因此, 在区域经济发展的决策规划中, 要融入生态的理念, 严格控制建筑用地面积, 有效地保护青山绿水, 实现区域的健康可持续发展。

对一个区域的生态研究, 一般应采用同一数据源的遥感影像, 但本文因受到可用影像数据源的限制, 不得

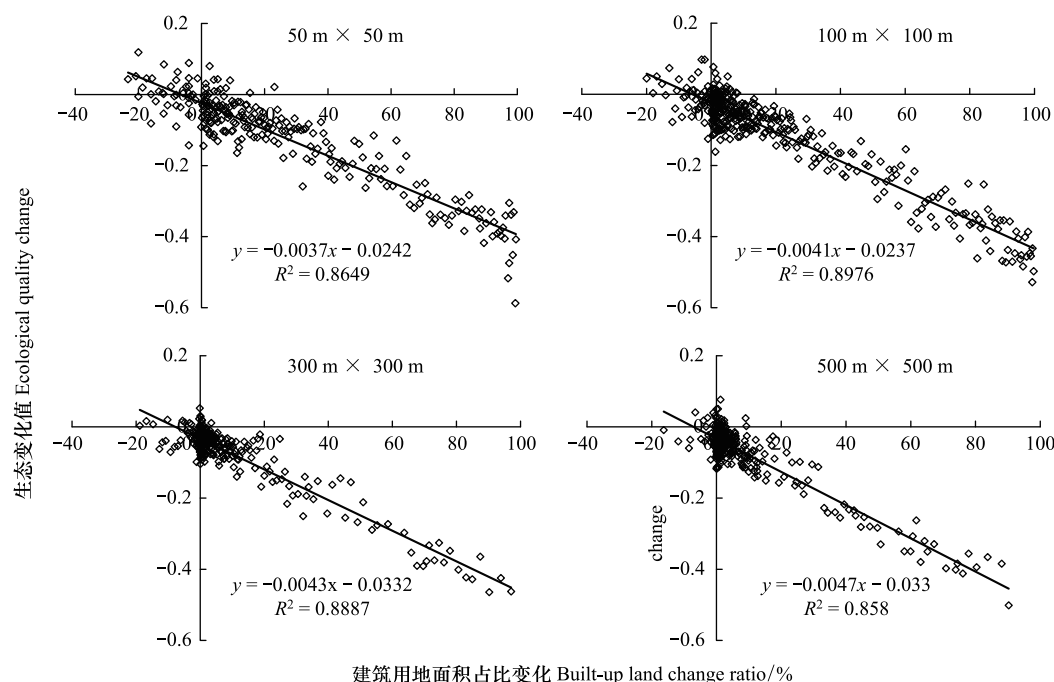


图9 不同采样网格的建筑用地面积占比变化与生态质量变化的回归关系

Fig.9 Relationship between built-up land and ecological quality tested with different sampling grids

不采用 ALOS AVNIR-2 和 GF-1 PMS1 这 2 种不同的传感器影像,因此,可能会对研究结果会带来一定的影响,如不同传感器之间的系统差异等。

参考文献 (References):

- [1] Kennedy R E, Andréfouët S, Cohen W B, Gómez C, Griffiths P, Hais M, Healey S P, Helmer E H, Hostert P, Lyons M B, Meigs G W, Pflugmacher D, Phinn S R, Powell S L, Scarth P, Sen S, Schroeder T A, Schneider A, Sonnenschein R, Vogelmann J E, Wulder M A, Zhu Z. Bringing an ecological view of change to Landsat-based remote sensing. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2014, 12(6): 339-346.
- [2] Lebed L, Qi J, Heilman P. An ecological assessment of pasturelands in the Balkhash area of Kazakhstan with remote sensing and models. *Environmental Research Letters*, 2012, 7(2): 025203.
- [3] Mensah F, Adanu S K, Adanu D K. Remote sensing and GIS based assessment of land degradation and implications for Ghana's ecological zones. *Environmental Practice*, 2015, 17(1): 3-15.
- [4] Willis K S. Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. *Biological Conservation*, 2015, 182: 233-242.
- [5] Estoque R C, Murayama Y, Lasco R D, Myint S W, Pulhin F B, Wang C Y, Ooba M, Hijioka Y. Changes in the landscape pattern of the La Mesa Watershed - The last ecological frontier of Metro Manila, Philippines. *Forest Ecology and Management*, 2018, 430: 280-290.
- [6] Jaafari S, Sakieh Y, Shabani A A, Danehkar A, Nazarisamani A A. Landscape change assessment of reservation areas using remote sensing and landscape metrics (case study: Jajroud reservation, Iran). *Environment, Development and Sustainability*, 2016, 18(6): 1701-1717.
- [7] Zhang F, Kung H T, Johnson V C. Assessment of land-cover/land-use change and landscape patterns in the two national nature reserves of Ebinur Lake Watershed, Xinjiang, China. *Sustainability*, 2017, 9(5): 724.
- [8] Liang B Q, Weng Q H. Assessing urban environmental quality change of Indianapolis, United States, by the remote sensing and GIS integration. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 2011, 4(1): 43-55.
- [9] Wang S D, Zhang X Y, Wu T X, Yang Y Y. The evolution of landscape ecological security in Beijing under the influence of different policies in recent decades. *Science of the Total Environment*, 2019, 646: 49-57.
- [10] 中华人民共和国环境保护部. HJ 192—2015 生态环境状况评价技术规范. 北京: 中国环境科学出版社, 2015.
- [11] 徐涵秋. 城市遥感生态指数的创建及其应用. *生态学报*, 2013, 33(24): 7853-7862.
- [12] Zhang J Q, Zhu Y Q, Fan F L. Mapping and evaluation of landscape ecological status using geographic indices extracted from remote sensing imagery of the Pearl River Delta, China, between 1998 and 2008. *Environmental Earth Sciences*, 2016, 75(4): 327.
- [13] 芦颖, 李旭东, 杨正业. 1990-2015 年贵州省乌江流域生态环境质量变化评价. *水土保持通报*, 2018, 38(2): 140-147.
- [14] Hu X S, Xu H Q. A new remote sensing index for assessing the spatial heterogeneity in urban ecological quality: A case from Fuzhou City, China.

Ecological Indicators, 2018, 89: 11-21.

- [15] 温小乐, 林征峰, 唐菲. 新兴海岛型城市建设引发的生态变化的遥感分析——以福建平潭综合实验区为例. 应用生态学报, 2015, 26(2): 541-547.
- [16] 张添佑, 王玲, 王辉, 彭丽, 罗冲. 玛纳斯河流域盐渍化灌区生态环境遥感监测研究. 生态学报, 2017, 37(9): 3009-3018.
- [17] 石三娥, 魏伟, 杨东, 胡鑫, 周俊菊, 张强. 基于 RSEI 的石羊河流域绿洲区生态环境质量时空演变. 生态学杂志, 2018, 37(4): 1152-1163.
- [18] Lacroix P, Bièvre G, Pathier E, Kniess U, Jongmans D. Use of Sentinel-2 images for the detection of precursory motions before landslide failures. Remote Sensing of Environment, 2018, 215: 507-516.
- [19] Bouvet M, Goryl P, Chander G, Santer R, Saunier S. Preliminary radiometric calibration assessment of ALOS AVNIR-2//2007 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Barcelona, Spain: IEEE, 2007: 2673-2676.
- [20] Chander G, Markham B L, Helder D L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. Remote Sensing of Environment, 2009, 113(5): 893-903.
- [21] USGS. Landsat 8 (L8) Data Users Handbook. (2016-03-29) [2018-03-21]. <https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/Landsat8DataUsersHandbook.pdf>.
- [22] Xu H Q. Rule-based impervious surface mapping using high spatial resolution imagery. International Journal of Remote Sensing, 2013, 34(1): 27-44.
- [23] McFeeters S K. The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features. International Journal of Remote Sensing, 1996, 17(7): 1425-1432.
- [24] 李粉玲, 常庆瑞, 申健, 刘京. 黄土高原沟壑区生态环境状况遥感动态监测——以陕西省富县为例. 应用生态学报, 2015, 26(12): 3811-3817.
- [25] 宋慧敏, 薛亮. 基于遥感生态指数模型的渭南市生态环境质量动态监测与分析. 应用生态学报, 2016, 27(12): 3913-3919.
- [26] Baig M H A, Zhang L F, Shuai T, Tong Q X. Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. Remote Sensing Letters, 2014, 5(5): 423-431.
- [27] Crist E P. A TM Tasseled Cap equivalent transformation for reflectance factor data. Remote Sensing of Environment, 1985, 17(3): 301-306.
- [28] Jiménez-Muñoz J C, Cristóbal J, Sobrino J A, Soria G, Ninyerola M, Pons X. Revision of the single-channel algorithm for land surface temperature retrieval from Landsat thermal-infrared data. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 2009, 47(1): 339-349.
- [29] Jiménez-Muñoz J C, Sobrino J A, Skoković D, Mattar C, Cristóbal J. Land surface temperature retrieval methods from landsat-8 thermal infrared sensor data. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, 2014, 11(10): 1840-1843.
- [30] Sobrino J A, Jiménez-Muñoz J C, Soria G, Romaguera M, Guanter L, Moreno J, Plaza A, Martínez P. Land surface emissivity retrieval from different VNIR and TIR sensors. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 2008, 46(2): 316-327.
- [31] 徐涵秋. 新型 Landsat8 卫星影像的反射率和地表温度反演. 地球物理学报, 2015, 58(3): 741-747.
- [32] Nichol J. An emissivity modulation method for spatial enhancement of thermal satellite images in urban heat island analysis. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 2009, 75(5): 547-556.
- [33] Xu H. A new index for delineating built-up land features in satellite imagery. International Journal of Remote Sensing, 2008, 29(14): 4269-4276.
- [34] Rikimaru A, Roy P S, Miyatake S. Tropical forest cover density mapping. Tropical Ecology, 2002, 43(1): 39-47.
- [35] Tripathi N K, Rai B K, Dwivedi P. Spatial modeling of soil alkalinity in GIS environment using IRS data//18th Asian conference on remote sensing. Kuala Lumpur, Malaysia, 1997: 81-86.
- [36] Khan N M, Rastokuev V V, Sato Y, Shiozawa S. Assessment of hydrosaline land degradation by using a simple approach of remote sensing indicators. Agricultural Water Management, 2005, 77(1/3): 96-109.
- [37] Douaoui A E K, Nicolas H, Walter C. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. Geoderma, 2006, 134(1/2): 217-230.
- [38] Abbas A, Khan S. Using remote sensing techniques for appraisal of irrigated soil salinity//International Congress on Modelling and Simulation. Brighton: Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, 2007: 2632-2638.
- [39] 徐涵秋. 区域生态环境变化的遥感评价指数. 中国环境科学, 2013, 33(5): 889-897.
- [40] 彭丽媛, 张军民, 梁二敏, 胡蒙蒙. 基于 RSEI 的玛纳斯河流域自然生态环境变化评价. 石河子大学学报: 自然科学版, 2017, 35(4): 506-512.
- [41] 施婷婷, 徐涵秋, 唐菲. 经济快速增长区建筑用地变化及其对生态质量的影响——以福建晋江为例. 应用生态学报, 2017, 28(4): 1317-1325.
- [42] 刘盼, 任春颖, 王宗明, 张柏, 陈琳. 南瓮河自然保护区生态环境质量遥感评价. 应用生态学报, 2018, 29(10): 3347-3356.
- [43] 王士远, 张学霞, 朱彤, 杨维, 赵静瑶. 长白山自然保护区生态环境质量的遥感评价. 地理科学进展, 2016, 35(10): 1269-1278.