

## 원격탐사자료에 기초한 국립공원 산림 생태계의 취약지역 분석\*

최철현 · 구경아 · 김진희

국립생태원

## Analysis of Vulnerable Regions of Forest Ecosystem in the National Parks based on Remotely-sensed Data\*

Choi, Chul-Hyun · Koo, Kyung-Ah · Kim, Jinhee

National Institute of Ecology

### ABSTRACT

This study identified vulnerable regions in the national parks of the Republic of Korea (ROK). The potential vulnerable regions were defined as areas showing a decline in forest productivity, low resilience, and high sensitivity to climate variations. Those regions were analyzed with a regression model and trend analysis using the Enhanced Vegetation Index (EVI) data obtained from long-term observed Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) and gridded meteorological data. Results showed the area with the highest vulnerability was Naejangsan National Park in the southern part of ROK where 32.5% (26.0km<sup>2</sup>) of the total area was vulnerable. This result will be useful information for future conservation planning of forest ecosystem in ROK under environmental changes, especially climate change.

Key Words : *Climate change, Vulnerability, Productivity, Climate sensitivity, Resilience, MODIS EVI*

\* 본 연구는 국립생태원의 자체연구과제(NIE-기반연구-2016-13) 지원으로 수행되었습니다.

**First author** : Choi, Chul-Hyun, Division of Ecological Conservation, National Institute of Ecology,  
Tel : +82-41-950-5851, E-mail : kenix@nie.re.kr

**Corresponding author** : Kim, Jinhee, Division of Ecological Conservation, National Institute of Ecology, 1210,  
Geumgang-ro, Maseo-myeon, Seochon-gun, 33657, Korea,  
Tel : +82-41-950-5383, E-mail : jkim@nie.re.kr

**Received** : 21 September, 2016. **Revised** : 27 October, 2016. **Accepted** : 28 October, 2016.

## I. 서 론

최근 발간된 IPCC 5차 보고서에 따르면 1901년부터 2012년까지 지구 평균기온이 0.89°C 상승했으며, 이는 자연과 인간 사회에 전반적인 영향을 주고 있는 것으로 나타났다(IPCC, 2014). 특히, 기후변화로 인한 문제는 생태계에서 생물종의 분포범위와 서식지 변화, 계절활동 및 종다양성 변화에 많은 부정적 영향을 미쳤으며, 육상 및 담수생태계의 구성, 구조, 기능에 비가역적인 피해를 초래한 것으로 보고되었다(Cramer et al., 2001). 한 예로, 기온의 상승은 열과 가뭄에 취약한 식생의 생존에 불리한 조건으로 작용하여 이러한 현상이 지속될 경우 종의 국지적 절멸로 인해 기온 적응능력을 가진 다른 종으로 대체될 수 있다(Heyder et al., 2011). 육상생태계의 주요 서식지인 산림에서 폭염과 가뭄으로 인한 수목의 고사는 이미 많은 지역에서 관측되었으며, 이로 인해 산림이 황폐해지는 사례가 크게 증가하였다(Allen et al., 2010). 이외에도 산불, 오염, 병해충, 인위적 산림 훼손 등 산림 생태계를 위협하는 많은 교란요인이 있으며, 이에 대한 모니터링 계획 및 대책이 제대로 수립되지 못할 경우 큰 피해를 초래하여 생물다양성이 감소하고 탄소 순환의 불확실성이 증가하는 등 생태계의 지속가능성을 담보할 수 없게 된다.

기후변화나 다른 생태계 위협요인으로부터 육상식생의 반응과 취약성을 평가하는 연구는 대부분 많은 현장조사 사례를 통해 입증되었다(Allen et al., 2010). 그러나 기후변화와 같은 광역적인 스케일에서 발생하는 교란의 경우 일부 미소지역만을 조사하여 피해를 정량화하고 영향범위를 공간적으로 파악하는 것은 거의 불가능하다. 이러한 상황에서 위성영상을 통해 도출된 자료를 사용하여 대륙 스케일에서의 생태계 교란 탐지(Mildrexler et al., 2007), 식생의 회복탄력성 평가(Simoniello et al., 2008), 식생과 기

온, 강수량과의 관계(Braswell et al., 1997; Yang et al., 1998; Wang et al., 2001; Herrmann et al., 2005; Zhao et al., 2015), 식생유형별 기후인자와의 반응차이(Chuai et al., 2013) 등을 연구한 문헌들이 증가하고 있다. 위성을 통해 관측한 근적외 영상은 식생의 활력도와 밀접한 관련이 있으며, 이를 통해 관심지역 식생의 현재 상태를 쉽게 파악할 수 있는 장점이 있다. 본 연구에서는 원격탐사자료와 이를 정량적으로 분석할 수 있는 방법을 활용하여 생태계 교란 특히, 기후변화와 같은 위협요인에 의한 생태계의 잠재적 취약지역을 도출해보고자 하였다. 이를 통해 취약성이 클 것으로 예상되는 지역을 미리 파악하여 집중적인 관리와 보호방안을 마련할 수 있을 것으로 판단된다.

## II. 연구 방법

### 1. 연구대상지

본 연구는 남한지역 국립공원을 대상으로 하여 수행되었다. 남한에 지정되어 있는 국립공원의 경우 현재 국립공원 내 서식하고 있는 생물종은 약 15,876종으로 이는 남한 전체 지역에 서식하는 종의 약 41.8%에 해당하며, 식물의 경우 전체의 67.7%에 해당한다고 보고되었다(<http://www.knps.or.kr>). 국립공원의 생태계는 강력한 보호제도를 통해 규제되고 있기 때문에 개발이나 벌목 등과 같은 인위적 교란 행위로 인한 영향은 적다. 그러나 기후변화나 오염의 확산, 병충해 등과 같은 외부 위협요인에 의한 피해는 이러한 법적 규제나 행위제한 등으로는 막기 어려우며, 국립공원 생태계에 매우 부정적인 영향을 미칠 것으로 예측된다. 따라서 본 연구에서는 남한지역에서 산악형 국립공원으로 지정되어 있는 지역을 대상으로 기후변화와 같은 생태계 위협요인에 대한 잠재적 취약지역을 분석하고자 하였다.

## 2. 기초 자료 구축

위성영상 기반 Normalized Difference Vegetation Index(NDVI)는 식물의 광합성 활동과 선형적인 상관관계를 갖기 때문에 식물의 성장에 따른 생산성을 예측하는 연구에도 많이 사용되고 있다(Rouse et al., 1973; Field et al., 1995; Prince & Goward, 1995). 본 연구에서는 위성영상 기반 식생지수로 Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer(MODIS) MOD13Q1 자료에 포함된 Enhanced Vegetation Index (EVI) 자료를 활용하였으며, 이 자료는 대기영향으로 인한 오차를 저감시키고 피복밀도가 높은 산림에 보다 민감하게 반응하도록 청색파장을 추가적으로 사용하여 NDVI를 보완한 식생지수이다(Huete et al., 2002). 사용된 자료의 기간은 15년간(2000~2014)으로 이 중 구름이나 눈, 에어로졸 등에 의해 영향을 받은 지역은 MOD13Q1 자료에 포함된 pixel reliability 밴드를 사용하여 마스킹하였으며, 16일단위로 구축된 EVI 자료는 합성된 기간을 참조하여 월평균값으로 변환하였다.

기상자료의 구축 시 관측소 자료만을 사용할 경우 관측소가 없는 지역에 대한 정보가 불충분하기 때문에 적절한 공간보간(spatial interpolation)이 필요하다. 기온은 일반적으로 지형적인 효과를 감안한 기온감률을 적용할 필요가 있으며, 이에 본 연구에서는 고도에 따른 기온의 차이와 기온감률의 지역적인 차이를 고려하기 위해 Geographically Weighted Regression(GWR)을 이용하였다. 독립변수를 Digital Elevation Model(DEM)에서 추출한 해발고도, 종속변수를 기상관측소의 월 평균기온, 최고기온, 최저기온으로 설정하였으며, R (Team, 2016)의 'spgwr' 패키지를 사용하여 GWR 분석을 수행하였다(Bivand and Yu, 2014). GWR의 분석에 있어 적절한 대역폭의 설정은 교차검증(cross validation)을 통해 실제값과 예측값과의 차이를 최소로 하는 값으로 설정하였다(Fotheringham et al.,

2003). DEM 자료는 미국항공우주국(National Aeronautics and Space Administration, NASA)에서 제공하는 30m 해상도의 Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer(ASTER) Global Digital Elevation Model Version 2 (GDEM V2)를 사용하였다. 강수량 자료의 경우 지상기상관측 자료를 Inverse Distance Weighting (IDW) 보간법을 사용하여 공간자료로 구축하였으며(Yang et al., 2015), 기온과 강수량 자료는 모두 EVI 자료와 동일한 공간해상도로 Resample하였다. 월 평균기온, 최저기온, 최고기온, 강수량 자료는 이후 모형에 적용함에 있어 각 픽셀별로 대표적인 기상변동을 설명하고 변수 상호간 나타날 수 있는 다중공선성을 해결하기 위해 주성분분석(Principal Component Analysis, PCA)을 수행하여 제1성분(PC1)을 추출하였다.

## 3. 취약성 평가 기준

본 연구에서는 국립공원 생태계의 잠재적 취약성을 평가하기 위해 다음과 같은 세 가지 기준을 사용하였다: 첫째, 현재 식생의 쇠퇴 및 생산성 감소 정도, 둘째, 교란에 대한 회복탄력성, 셋째, 기후에 대한 민감도이다. 이를 기준으로 식생이 쇠퇴하여 생산성이 점차 감소하고 회복탄력성이 낮으며, 기후에 대한 민감도가 높은 지역을 취약지역으로 정의하였다.

기존 연구에서는 수목의 생산성이 지속적으로 감소할 경우 고사율이 점차 높아진다고 보고하고 있다(Williams et al., 2013). 성장의 약세는 나무의 저항력을 약화시켜 기후변화나 병충해, 교란과 같은 외부 위협요인에 의한 고사율의 증가를 초래한다(Bentz et al., 2010). 따라서 생산성이 점차 감소하는 지역은 잠재적 취약성이 높은 지역이라 할 수 있다. 식생의 생산성은 EVI와 같은 식생지수와 밀접한 관련이 있으므로(Lopatin et al., 2006), EVI의 시계열 추세분석을 통해 증감여부를 파악해보고자 하였다.

생태계에 위협이 되는 교란이 발생했을 때, 생태계가 평형상태를 유지하거나 스스로 회복할 수 있는 능력은 회복탄력성(resilience)과 관련된다. 회복탄력성이 떨어질 경우 생태계는 교란이 발생했을 때 평형상태를 유지하기 어려우며, 다른 상태로 전환될 우려가 있다. 회복탄력성은 공학적 회복탄력성(engineering resilience)과 생태적 회복탄력성(ecological resilience) 두 관점이 있는데 이에 대한 내용은 Holling(1973)의 논문에서 상세히 설명되어 있다. 간단히, 공학적 회복탄력성은 외부 교란에 의해 파괴된 생태계가 회복되는 시간이 중요한 척도이며, 생태적 회복탄력성은 생태계의 기능 유지가 가능한 교란의 정도를 평가 기준으로 한다. 최근 Keersmaecker et al.(2015)와 Seddon et al.(2016)은 1개월 전 식생지수와 현재 식생지수와 관계를 이용하여 식생의 회복탄력성을 정량화하였다. 이 방법은 개별 셀 간 식생지수의 시계열적 자기상관성을 도출하는 것이 목적이며, 공학적 회복탄력성 관점에서의 평가방법이다. 이를 자세히 설명하면, 이전의 교란에 의해 식생지수가 낮아지고 다시 회복되지 못하면 현재에도 식생지수가 낮게 나타나 자기상관성이 크게 나타나며, 영향이 작고 다시 원래의 상태로 돌아온 경우 자기상관이 낮게 나타나는 결과를 통해 회복탄력성을 평가하는 것이다. Seddon et al.(2016)의 연구에서 사용한 방법은 분석이 간단하고 정량적인 결과를 도출할 수 있어 본 연구 역시 이 연구에서 사용한 1개월 전 식생지수(EVI<sub>t-1</sub>)를 회복탄력성 평가를 위한 변수로 사용하였다.

식생의 기후에 대한 민감도는 생태계의 기후 변화에 대한 취약성을 평가하는데 있어 중요한 척도가 되며, 이는 기상변동과 식생지수 변화와의 관계를 통해 도출할 수 있다(Seddon et al., 2016). 식생지수와 기상변수의 상관관계가 높을 경우 식생지수는 기상의 변동에 따라 크게 증가하거나 감소할 수 있으므로 민감도가 높다고 할 수 있다. 이에 본 연구에서는 앞서 기상변수에

서 추출한 PC1 변수를 기후 민감도 평가를 위한 변수로 사용하였다.

#### 4. 잠재적 취약지역 도출

식생이 쇠퇴하고 생산성이 감소하는 지역을 추출하기 위해 추세분석을 실시하였다. 이를 위해 2000~2014년간 생육기간(5~10월) 동안의 EVI 연평균값이 사용되었다. 대상지 모든 픽셀에 대해 EVI 연평균값을 대상으로 선형회귀분석을 실시하고 회귀계수( $\theta$ )와 유의확률(p-value)을 도출하였다.  $\theta$ 가 유의한 값( $p < 0.05$ )에 한해 음수인 지역만을 추출하고 절대값을 계산하였다. 따라서 이 지수는 값이 클수록 생산성이 더 크게 감소하는 것을 의미한다.

회복탄력성과 기후 민감도를 도출하기 위해 평가모형을 구축하였으며, 모형에 사용되는 EVI와 EVI<sub>t-1</sub>, PC1 세 변수는 2000년부터 2014년까지 생육기간(5~10월) 동안의 자료만을 사용하였다. 세 변수는 모두 계절추세를 갖기 때문에 모형의 정상성에 대한 가정을 만족시키기 위해 계절추세의 제거 및 표준화를 위한 전처리 과정을 수행하였다. 이를 위해 본 연구에서는 Seasonal decomposition of Time series by Loess (STL)을 사용하였다. STL은 시계열 자료를 추세(trend) 성분, 계절(seasonal) 성분, 잔여(remainder) 성분으로 분해하는 기법이다(Cleveland et al., 1990). EVI, EVI<sub>t-1</sub>, PC1 각각의 변수를 Eq. (1)과 같이 분해하였으며, 각 변수는 15년간 5~10월 자료만을 사용하였기 때문에 총 90개의 시계열 자료로 구성된다. 여기서  $T_t$ 는 추세성분,  $S_t$ 는 계절성분,  $e_t$ 는 잔여성분을 의미하며, 모형의 구축에는 표준화된  $T_t$  성분만을 사용하였다.

$$Y_t = T_t + S_t + e_t \quad (t = 1, 2, \dots, 90) \quad \text{Eq. (1)}$$

각 변수의 영향을 평가하기 위해 각 픽셀별보다중회귀모형을 구축하여 분석한 후, 모형의 설명력( $R^2$ )과 각 변수의 계수를 도출하였다. 모형

은 회복탄력성과 기후 민감도를 평가할 수 있도록 Eq. (2)와 같이 구축하였다. 이 식에서  $\alpha$ 는 EVI의 시계열적 자기상관성을 파악할 수 있으므로 식생의 회복탄력성을, PC1의 계수인  $\beta$ 는 EVI와 PC1 변수간 선형적인 관계를 파악할 수 있으므로 기후에 대한 민감도를 의미한다.

$$EVI_t = \alpha EVI_{t-1} + \beta PC1_t + \epsilon_t \quad \text{Eq. (2)}$$

회복탄력성과 기후 민감도를 의미하는  $\alpha$ 와  $\beta$ 는 절대값으로 변환하였으며, 각각 값이 클수록 식생의 회복탄력성은 낮고, 기후에 대한 민감도가 높은 것을 의미한다(Keersmaecker et al., 2015). 본 연구에서는 EVI가 점차 감소하는 지역( $\theta$  값이 큰 지역), 회복탄력성이 낮은 지역( $\alpha$  값이 큰 지역), 기후에 대한 민감도가 높은 지역( $\beta$  값이 큰 지역)을 기후변화에 대한 잠재적 취약성이 큰 것으로 정의하였으며, 이를 종합하여 하나의 값으로 도출하기 위해 Multi-Criteria Estimation(MCE)기법을 이용하였다. MCE 분석에서 요인으로 설정한 변수는  $\theta$ ( $p < 0.05$ 인 유의한 지역 중 음수로 나타난 지역만 추출하고 절대값으로 변환), 절대값으로 변환된  $\alpha$ 와  $\beta$  세 변수이며, 요인의 가중치는 동일하게 설정하고 weighted linear combination 방식으로 평가하였다. 다음으로 도출된 값의 상위 10%에 해당하는 범위를 High vulnerability, 하위 10%에 해당하는 범위를 Low vulnerability, 중간 범위에 해당하는 범위를 Moderate vulnerability로 구분하여 국립공원별로 분포를 살펴보았다. 분석의 과정을 요약하면 Figure 1과 같으며, 추세분석과 모형을 이용한 분석 과정은 R(Team, 2016) language를 사용하여 각 픽셀별로 값이 도출되도록 코딩하였다. 코딩에 사용된 패키지는

Figure 1. Study flow

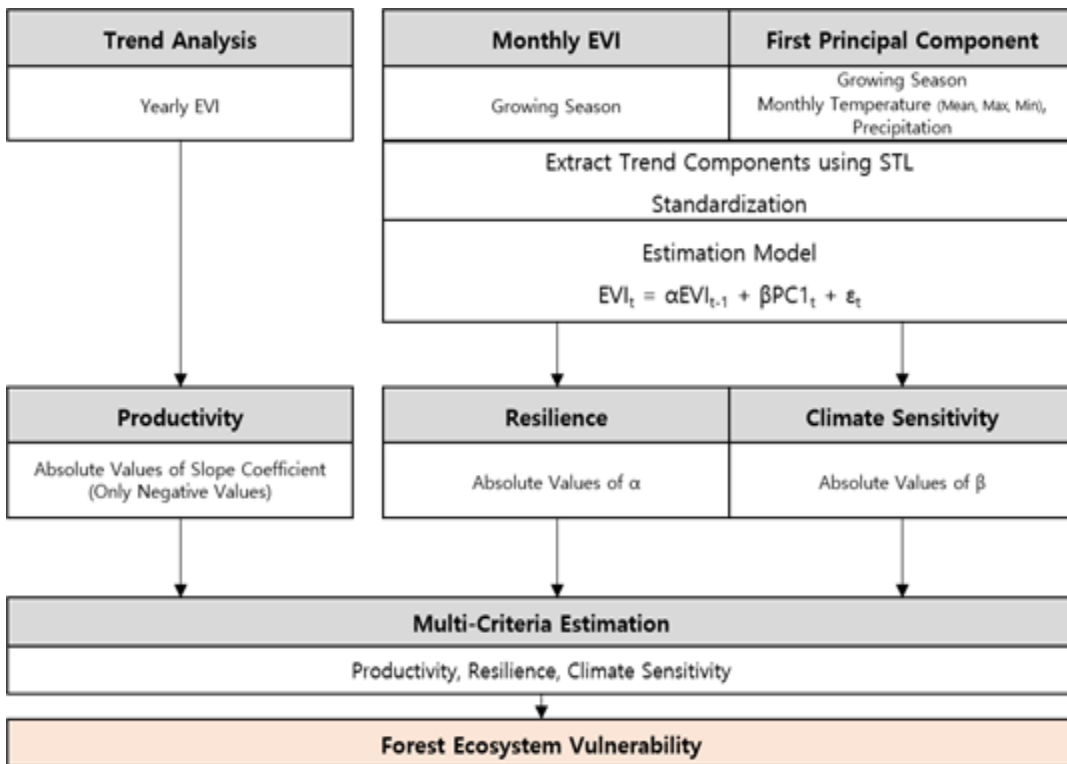


Figure 1. Study flow

‘raster’(Hijmans, 2015), ‘stlplus’(Hafen, 2016)이며, MCE 분석은 IDRISI Selva의 MCE 툴을 사용하였다(Carver, 1991; Eastman, 2012).

### III. 결 과

#### 1. EVI 감소추세

생육기간의 연평균 EVI 값에 대한 15년간의 추세를 분석하였으며, 회귀계수( $\theta$ )가 유의한 지역만을 추출하여 EVI의 증감여부를 파악하였다(Figure 2). EVI가 급격하게 감소하는 지역은 국립공원 외부에서 많이 나타났으며, 계룡산과 치악산국립공원 경계 부근에서 볼 수 있었다. 국립공원 경계 내부에서 EVI가  $-0.08\text{unit}/10\text{yr}$  이상 감소하는 지역은 한라산, 설악산국립공원에서 각각  $0.38\text{km}^2$ ,  $0.27\text{km}^2$ 로 나타났다. 그러나 이외의 지역은 EVI가 급격하게 감소하는 지역이 거의 없는 것으로 나타났다. 덕유산국립공원의 경우  $-0.08\sim-0.04\text{unit}/10\text{yr}$ 로 감소하는 지역이  $11.0\text{km}^2$ 로 가장 넓게 분포하고 있는 것으로 분석되었으며, 공원의 남측에 감소하는 지역이 많이

분포하고 있는 것을 확인할 수 있었다. 다음으로 지리산국립공원이  $7.6\text{km}^2$ 로 높았으며, 이러한 지역은 서측에 많이 분포하고 있었다. 국립공원별 연평균 EVI값의 평균값은 Tabel 1과 같다.

#### 2. 회복탄력성과 기후 민감도

회복탄력성과 기후 민감도를 평가하기 위한 모형의 타당성을 평가해보기 위해 국립공원 전체 지역에 대해 검증해본 결과,  $R^2$  값은 평균  $0.80(\pm 0.08)$ , RMSE는 평균  $0.44(\pm 0.09)$ 로 모형의 적합도가 상당히 높은 것으로 나타났다.

회복탄력성을 의미하는  $\alpha$ 는 전체 국립공원에서 평균  $0.89(\pm 0.06)$ , 최소값  $0.41$ , 최대값  $1.19$ 로 모두 양의 값을 갖는 것으로 분석되었다. 값이 클수록 식생의 회복탄력성이 낮은 것을 의미하며, 1이상의 값을 갖는 지역의 면적이 가장 넓게 분포하고 있는 곳은 설악산국립공원으로  $18.6\text{km}^2(4.7\%)$ 인 것으로 분석되었다(Figure 3). Figure 4는 설악산국립공원에서  $\alpha$  값이 가장 높은 지역과 낮은 지역에서의 EVI와 EVI 추세성분 그리고 강수량을 나타낸 것이다. 2008년 이

Table 1. Basic statistics for yearly EVI (growing season)

| National Park | Min   | Max   | Mean  | S.D   |
|---------------|-------|-------|-------|-------|
| Jirisan       | 0.312 | 0.669 | 0.562 | 0.050 |
| Gyeryongsan   | 0.329 | 0.600 | 0.513 | 0.036 |
| Seoraksan     | 0.314 | 0.584 | 0.480 | 0.047 |
| Songnisan     | 0.225 | 0.610 | 0.496 | 0.038 |
| Hallasan      | 0.335 | 0.634 | 0.546 | 0.041 |
| Naejangsan    | 0.113 | 0.624 | 0.538 | 0.056 |
| Gayasan       | 0.414 | 0.626 | 0.525 | 0.036 |
| Deogyusan     | 0.271 | 0.668 | 0.554 | 0.050 |
| Odaesan       | 0.342 | 0.616 | 0.510 | 0.039 |
| Juwangsan     | 0.357 | 0.640 | 0.543 | 0.043 |
| Bukhansan     | 0.173 | 0.539 | 0.445 | 0.047 |
| Chiaksan      | 0.361 | 0.592 | 0.507 | 0.035 |
| Woraksan      | 0.133 | 0.630 | 0.518 | 0.050 |
| Sobaeksan     | 0.245 | 0.634 | 0.532 | 0.034 |
| Wolchulsan    | 0.274 | 0.610 | 0.498 | 0.059 |

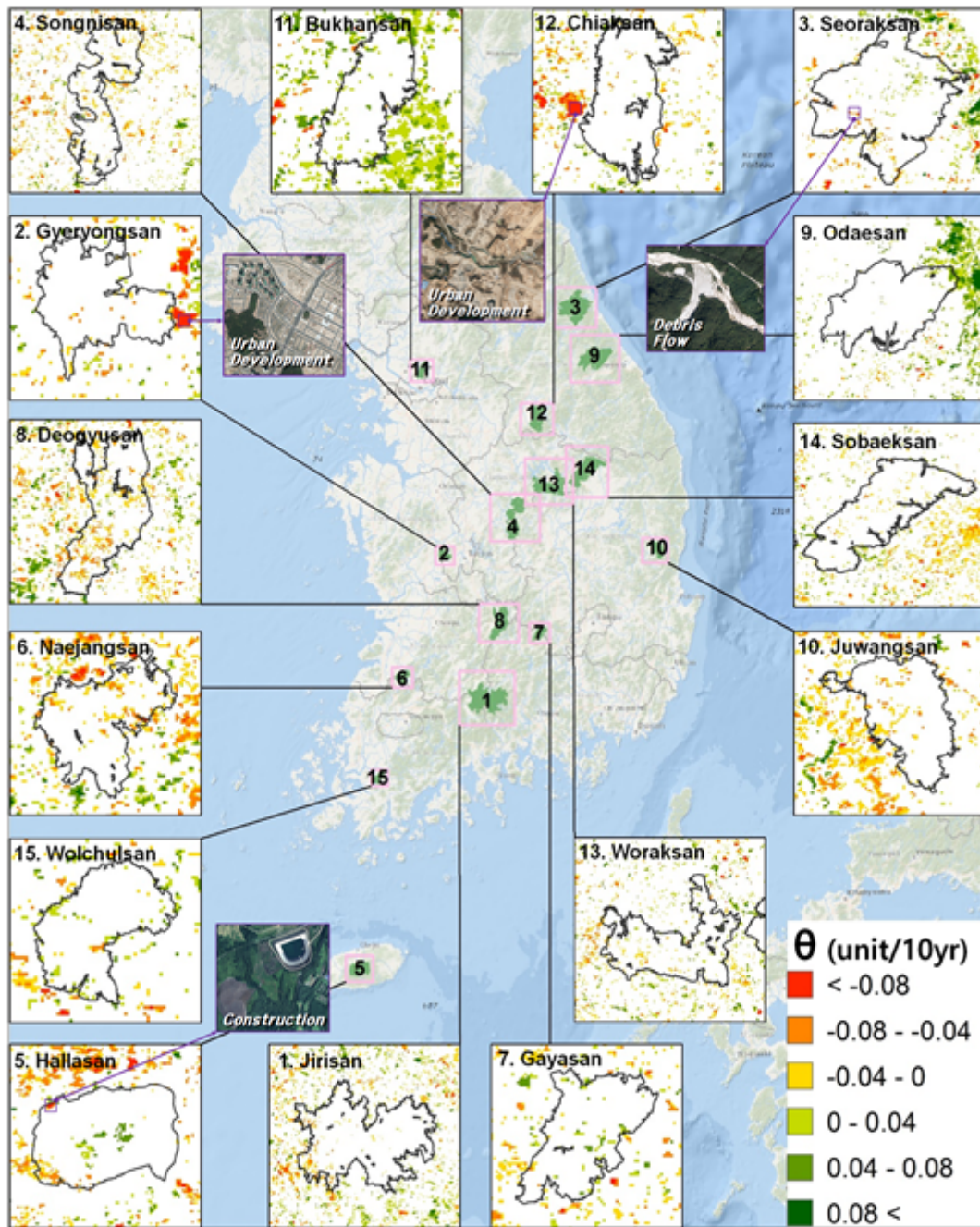


Figure 2. Distribution maps of EVI trend( $\theta$ ,  $p < 0.05$ )

후 강수량의 감소로 인해 EVI가 두 지역 모두 낮아졌으나  $\alpha$  값이 낮은 지역은 높은 지역에 비해 회복이 빠른 것을 확인할 수 있다.

$\beta$ 는 식생의 기후에 대한 민감도를 의미하며, 국립공원 전체에서 평균  $0.11(\pm 0.09)$ , 최소값  $-0.34$ , 최대값  $0.66$ 으로 분석되었다. 절대값을



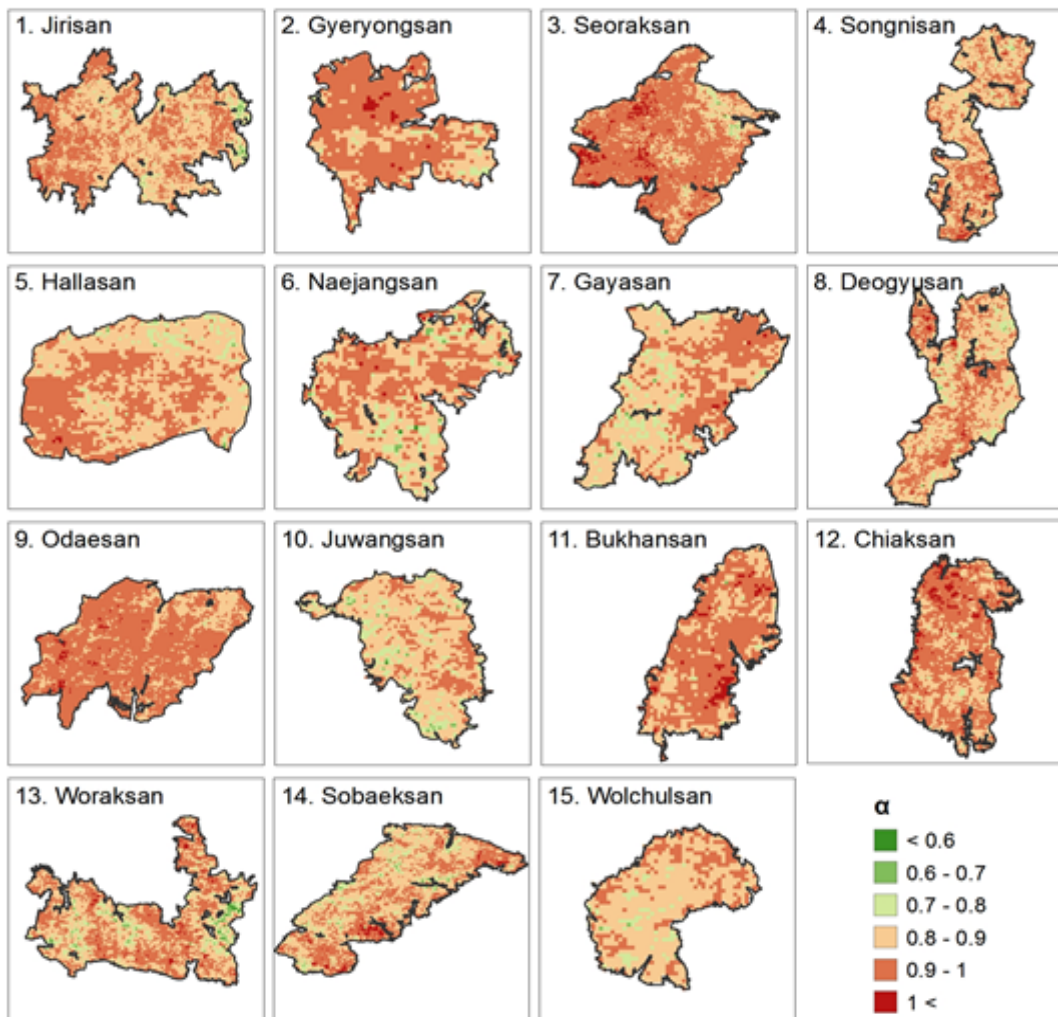


Figure 3. Distribution maps of  $\alpha$  (resilience)

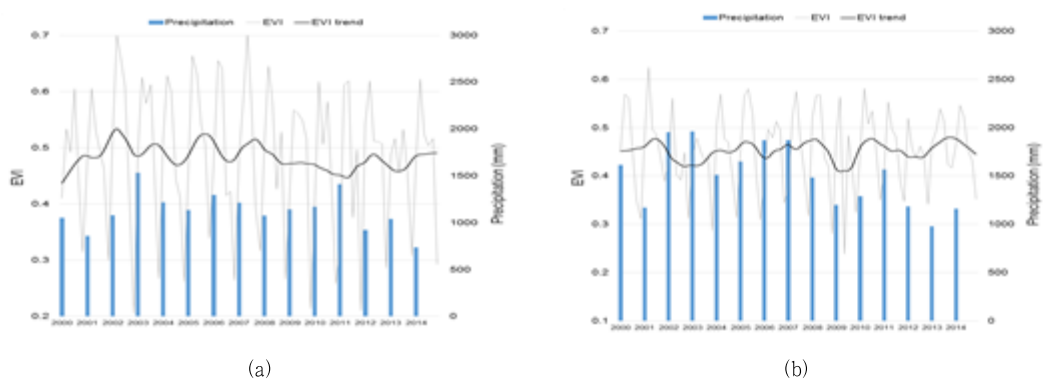


Figure 4. EVI, EVI trend and precipitation in Seoraksan National Park. (a) location of the highest value of  $\alpha$   
(b) location of the lowest value of  $\alpha$



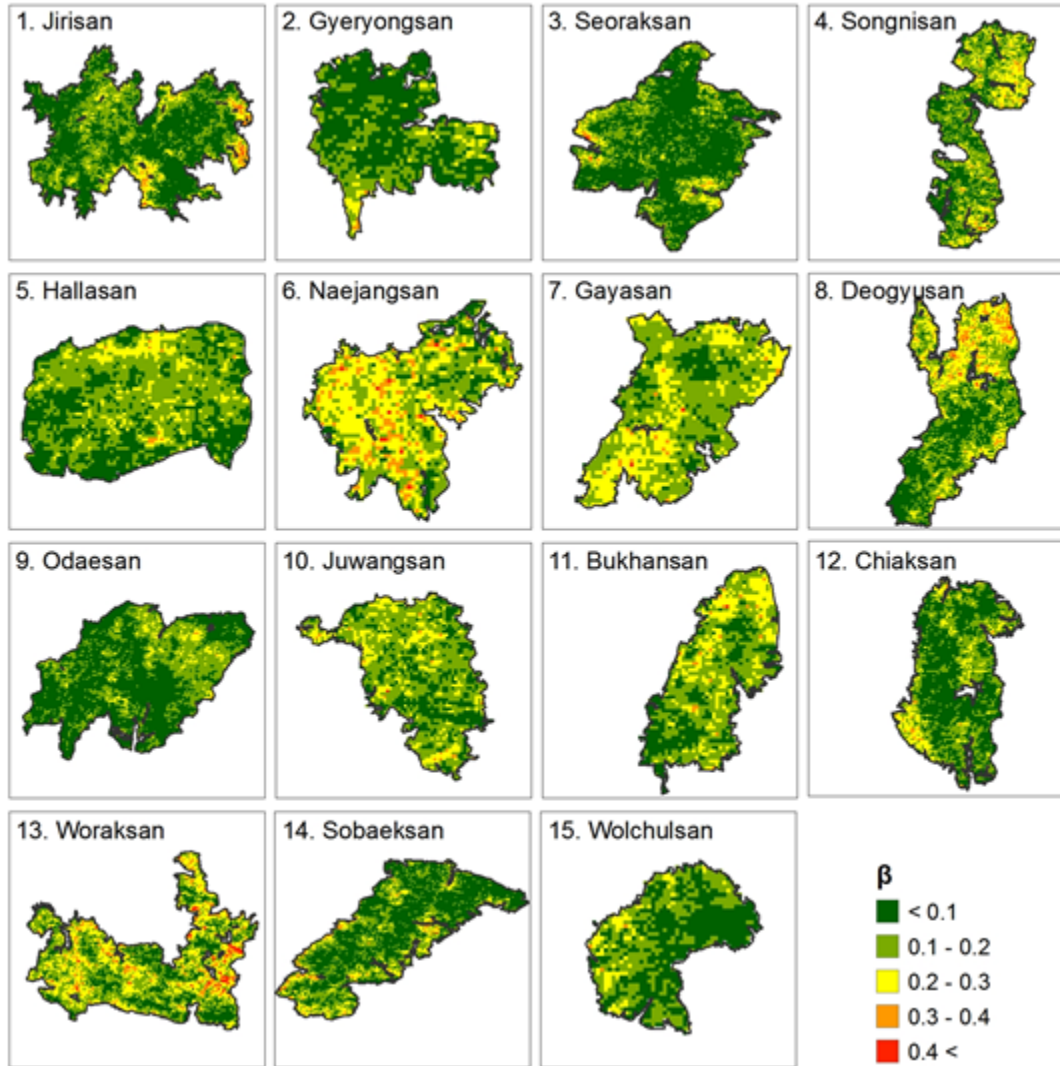


Figure 5. Distribution maps of absolute value of  $\beta$  (climate sensitivity)

취했을 경우, 평균  $0.12(\pm 0.08)$  최소값 0, 최대값 0.66으로 나타났다. 월악산국립공원의 경우  $\beta$ 의 절대값이 0.4 이상인 지역이  $4.6\text{km}^2(1.6\%)$ 로 가장 넓게 분포하고 있었으며, 다음은 지리산국립공원으로  $1.3\text{km}^2(0.3\%)$ 인 것으로 나타났다 (Figure 5).

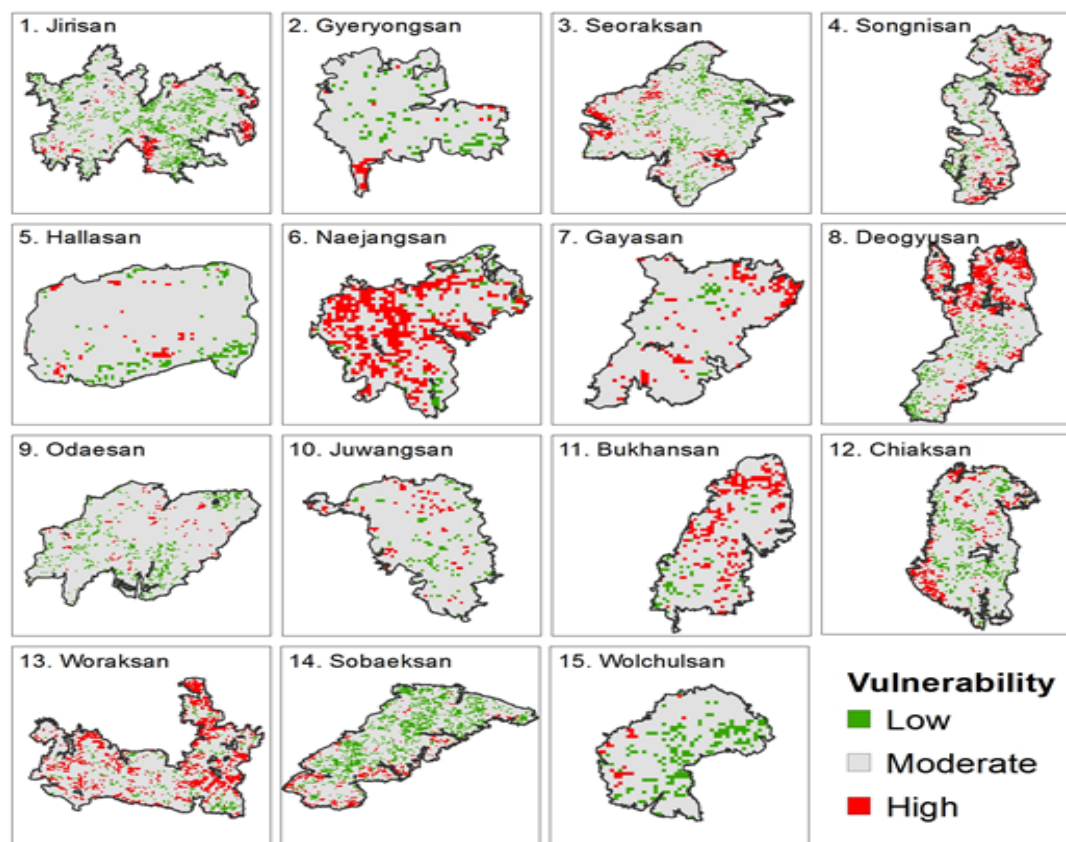
### 3. 잠재적 기후변화 취약지역

취약성 평가결과, High vulnerability로 나타난 지역의 비율이 가장 높은 곳은 내장산국립공원

으로 32.5%(25.97 $\text{km}^2$ ), 두 번째로 높은 곳은 월악산국립공원으로 21.29%(60.21 $\text{km}^2$ ), 세 번째로 높은 곳은 덕유산국립공원으로 19.43%(44.27 $\text{km}^2$ )인 것으로 분석되었다(Table 2). 내장산국립공원의 경우 High vulnerability인 지역이 공원 전체에 산포되어 분포하는 것을 알 수 있으며, 월악산국립공원은 동측, 덕유산국립공원은 북측에 High vulnerability인 지역이 집중되어 분포하는 것을 확인하였다(Figure 6). 내장산국립공원의 경우 기후 민감도를 나타내는  $\beta$ (절대값)값의

**Table 2.** Vulnerable area in National Parks

| National Park | High                   |          | Moderate               |          | Low                    |          |
|---------------|------------------------|----------|------------------------|----------|------------------------|----------|
|               | Area(km <sup>2</sup> ) | Ratio(%) | Area(km <sup>2</sup> ) | Ratio(%) | Area(km <sup>2</sup> ) | Ratio(%) |
| Jirisan       | 21.36                  | 4.46     | 392.13                 | 81.84    | 65.63                  | 13.70    |
| Gyeryongsan   | 1.99                   | 3.08     | 57.37                  | 88.86    | 5.21                   | 8.06     |
| Seoraksan     | 22.16                  | 5.58     | 339.75                 | 85.46    | 35.63                  | 8.96     |
| Songnisan     | 32.84                  | 11.90    | 225.50                 | 81.67    | 17.76                  | 6.43     |
| Hallasan      | 3.22                   | 2.10     | 141.41                 | 92.26    | 8.64                   | 5.64     |
| Naejangsan    | 25.97                  | 32.55    | 49.91                  | 62.54    | 3.92                   | 4.91     |
| Gayasan       | 6.71                   | 8.71     | 68.58                  | 89.06    | 1.72                   | 2.23     |
| Deogyusan     | 44.27                  | 19.43    | 168.61                 | 74.02    | 14.92                  | 6.55     |
| Odaesan       | 6.49                   | 1.99     | 295.10                 | 90.28    | 25.28                  | 7.73     |
| Juwangsan     | 4.35                   | 4.11     | 96.22                  | 91.06    | 5.10                   | 4.82     |
| Bukhansan     | 11.81                  | 15.18    | 62.47                  | 80.33    | 3.49                   | 4.49     |
| Chiaksan      | 15.24                  | 8.70     | 141.78                 | 80.92    | 18.19                  | 10.38    |
| Woraksan      | 60.21                  | 21.29    | 210.31                 | 74.38    | 12.24                  | 4.33     |
| Sobaeksan     | 21.41                  | 6.66     | 236.29                 | 73.48    | 63.86                  | 19.86    |
| Wolchulsan    | 1.29                   | 2.31     | 45.13                  | 81.10    | 9.23                   | 16.59    |

**Figure 6.** Distribution maps of forest ecosystem vulnerability

**Table 3.** Basic statistics for  $\Theta$  (EVI trend),  $\alpha$  (resilience) and  $\beta$  (climate sensitivity)

| National Park | $\Theta$     | $\alpha$ (absolute value) | $\beta$ (absolute value) |
|---------------|--------------|---------------------------|--------------------------|
| Jirisan       | -0.006±0.016 | 0.885±0.050               | 0.103±0.077              |
| Gyeryongsan   | -0.008±0.014 | 0.922±0.050               | 0.093±0.061              |
| Seoraksan     | 0.002±0.019  | 0.924±0.053               | 0.086±0.066              |
| Songnisan     | -0.012±0.014 | 0.884±0.051               | 0.139±0.077              |
| Hallasan      | -0.001±0.022 | 0.885±0.049               | 0.120±0.064              |
| Naejangsan    | -0.012±0.015 | 0.879±0.062               | 0.196±0.085              |
| Gayasan       | 0.006±0.017  | 0.872±0.057               | 0.169±0.066              |
| Deogyusan     | -0.016±0.016 | 0.879±0.057               | 0.155±0.090              |
| Odaesan       | 0.006±0.016  | 0.927±0.038               | 0.087±0.059              |
| Juwangsan     | -0.013±0.014 | 0.857±0.056               | 0.141±0.066              |
| Bukhansan     | 0.015±0.013  | 0.923±0.047               | 0.144±0.073              |
| Chiaksan      | -0.004±0.014 | 0.918±0.051               | 0.105±0.071              |
| Woraksan      | -0.002±0.015 | 0.878±0.073               | 0.178±0.094              |
| Sobaeksan     | -0.004±0.014 | 0.876±0.066               | 0.106±0.078              |
| Wolchulsan    | 0.006±0.015  | 0.869±0.047               | 0.103±0.064              |

평균이 0.196으로 분석되어 다른 국립공원에 비해 가장 높은 것으로 나타났으며, 월악산국립공원은 0.178로 두 번째로 높은 것으로 분석되었다(Table 3). 덕유산국립공원의 경우  $\beta$ (절대값) 값은 네 번째로 높았으나 생산성 감소를 나타내는  $\theta$ 의 평균값이 -0.016unit/10yr로 가장 감소추세가 큰 것으로 나타났다.

#### IV. 고찰

EVI가 크게 감소하는 지역은 인위적인 토지 이용 변화가 원인이 될 수 있다. EVI의 추세를 분석한 결과, EVI가 급감하는 지역은 주로 국립공원 경계 외부에서 나타났으며, 해당 지역은 도시용도로 개발되는 등 토지피복의 변화가 심각한 것으로 확인되었다. 한라산과 설악산국립공원 일부 지역에서 EVI가 크게 감소하는 지역이 나타났는데, 이를 자세히 확인해본 결과, 한라산국립공원의 경우 주민들의 수원확보를 위한 어승생 제2저수지 건설이 원인인 것으로 확인되었다. 설악산국립공원은 장수대 인근 지역에서 EVI가 크게 감소하는 것으로 나타났는데, 이는 수해로 인한 산사태, 토석류 등이 원인인

것으로 파악되었다. 극히 일부 지역을 제외하면 인위적인 개발에 의한 식생의 피해는 적었으며, 이는 대상지인 국립공원이 강력한 법적 보호를 받고 있기 때문인 것으로 판단된다. 그러나 법적 보호가 충분히 이루어진다 하더라도 풍수해, 병해충, 산불, 기후변화 등으로 인한 피해는 지속적인 관리가 되지 않을 경우 심각해질 것으로 판단된다. 따라서 국립공원 내에서 생산성이 점차 감소하는 지역으로 나타난 지역에 대해서는 더 정밀한 세부조사가 필요할 것으로 보인다.

회복탄력성의 평가를 위해 도출한  $\alpha$ 는 값이 클수록 시계열적인 자기상관성이 큰 것을 의미하며, 분석된 결과를 통해 식생의 회복 속도가 느리다는 것을 확인할 수 있었다. Keersmaecker et al.(2015)의 연구에서는 시계열적 자기상관성이 큰 지역의 경우 수목이 점차 감소하거나 수목이 거의 없는 지역이라는 것을 확인하였다. 이러한 지역은 수분이나 양분의 공급과 유지가 어렵기 때문에 수목이 많은 지역에 비해 작은 환경변화에도 수분이나 양분조건이 급변할 수 있으며, 이에 식생지수의 변동 역시 커지게 된다. 생태계 지표 등을 관측하고 그 변동량을 측정하는 것은 회복탄력성을 평가하는데 많이 사용되어 왔다

**Table 4.** Coefficient of variation of yearly EVI (trend components) in each  $\alpha$  class

| $\alpha$ * | CV(%)** | Standard error | Post hoc test*** |
|------------|---------|----------------|------------------|
| < 0.6      | 3.300   | 0.116          | a                |
| 0.6 - 0.7  | 3.499   | 0.037          | a                |
| 0.7 - 0.8  | 3.972   | 0.014          | b                |
| 0.8 - 0.9  | 4.632   | 0.006          | c                |
| 0.9 - 1.0  | 5.402   | 0.007          | d                |
| > 1.0      | 5.297   | 0.035          | d                |

\*: The class of  $\alpha$  same as Figure 3's legend

\*\* : Coefficient of variation (CV) defined as  $10/\text{mean} \times 100$

\*\*\*: Means with the same letter are not significantly different from each other (Tukey-Kramer test,  $p < 0.01$ )

(Pimm, 1984; Telesca and Lasaponara, 2006; Lloret et al., 2007; Van Ruijven and Berendse, 2010; Vogel et al., 2012). 변동량은 생태계 자체의 저항력이 낮거나 평형상태로 돌아오는데 시간이 오래 걸리는 경우 높은 경향을 보이는 것으로 알려져 있다(Dakos et al., 2015). 이에 대한 측정은 시계열적으로 관측된 생산성이나 개체수 등의 자료에 대한 표준편차나 변동계수(coefficient of variation) 등으로 평가한다(Levine et al., 2016). EVI의 자기상관성( $\alpha$ )과 변동량의 비교를 위해 EVI 추세성분에 대한 변동계수를 계산하였으며 그 결과,  $\alpha$ 가 클수록 변동계수가 큰 것으로 나타났다(Table 4). 이에 자기상관성이 높은 지역은 변동량 역시 크다는 것을 알 수 있다. 각종 교란에

의한 환경조건 변화가 발생했을 때, 적응하지 못한 수종은 건전한 생육상태를 유지할 수 없기 때문에 생산성의 변동이 발생하며, 회복탄력성이 낮다면 지속적인 쇠퇴로 적응력이 강한 다른 수종으로 대체될 수 있다. 이에 기존 연구에서는 생산성이나 개체수와 관련된 지수의 시계열적인 자기상관성이나 변동의 증가를 생태계가 다른 상태로 전환되기 직전의 조기경보 신호로 보고 있다(Van Nes and Scheffer, 2007; Dakos et al., 2012; Keersmaecker et al., 2014; Dakos et al., 2015).

영급에 따른 회복탄력성을 비교해본 결과, 수령이 높은 교목이 우점하고 있는 산림에서 회복탄력성이 더 낮은 것으로 나타났다(Table 5). 수

**Table 5.** Mean of  $\alpha$  in each age class

| Age class* | Mean  | Standard error | Post hoc test** |
|------------|-------|----------------|-----------------|
| I          | 0.889 | 0.002          | a, b            |
| II         | 0.875 | 0.006          | a               |
| III        | 0.876 | 0.001          | a               |
| IV         | 0.889 | 0.000          | a, b            |
| V          | 0.896 | 0.000          | b, c            |
| VI         | 0.919 | 0.001          | d               |
| VII        | 0.915 | 0.002          | c, d            |
| VIII       | 0.948 | 0.007          | e               |
| IX         | 0.947 | 0.005          | e               |

\*: Each age class means I : 1 to 10, II: 11 to 20, III: 21 to 30, IV: 31 to 40, V: 41 to 50, VI: 51 to 60, VII: 61 to 70, VIII: 71 to 80, IX: above 81(Source : Forest map provided by Korea Forest Service)

\*\* : Means with the same letter are not significantly different from each other(Tukey-Kramer test,  $p < 0.01$ )

**Table 6.** Mean of  $\beta$  in each age class

| Age class* | Mean  | Standard error | Post hoc test |
|------------|-------|----------------|---------------|
| 1          | 0.120 | 0.003          | c, d          |
| 2          | 0.138 | 0.008          | c, d          |
| 3          | 0.145 | 0.002          | d             |
| 4          | 0.128 | 0.000          | c, d          |
| 5          | 0.116 | 0.001          | b, c          |
| 6          | 0.090 | 0.001          | a, b          |
| 7          | 0.077 | 0.002          | a             |
| 8          | 0.086 | 0.008          | a             |
| 9          | 0.072 | 0.007          | a             |

\* : Each age class means I : 1 to 10, II: 11 to 20, III: 21 to 30, IV: 31 to 40, V: 41 to 50, VI: 51 to 60, VII: 61 to 70, VIII: 71 to 80, IX: above 81(Source : Forest map provided by Korea Forest Service)

\*\* : Means with the same letter are not significantly different from each other(Tukey-Kramer test,  $p < 0.01$ )

령이 높은 수목일수록 낮은 수목들에 비해 외부 환경 변화에 더 잘 순응하여 회복탄력성이 높을 것으로 예측되었으나 이와는 다른 결과를 보였다. 이에 대한 원인은 수목의 생물학적 수명과 연관된 것으로 보이며, 노령림에서의 수목 고사가 원인일 것으로 판단된다. 그러나 자세한 원인은 현장조사를 통해 교란 이후의 회복탄력성이 영급별로 어떠한 차이가 있는지 파악해볼 필요가 있을 것으로 사료된다.

$\beta$ 가 크면 기상조건 변화에 따른 식생지수 변화가 상대적으로 더 크다는 것을 의미한다. 이에 기존 연구에서도 기후변수 계수의 크기를 통해 기후에 대한 식생의 민감도를 평가하는데 사용하였다(Nemani et al., 2003; Keersmaecker et al., 2015; Seddon et al., 2016).  $\beta$ 의 크기가 큰 지역의 식생은 미래 기후변화에도 더 민감할 수 있기 때문에 더 세심한 관리가 필요할 것으로 판단된다. 영급이 높은 지역의 경우 기후에 대한 민감도가 낮은 것으로 나타났는데 이는 나무의 생육주기별 성장량 차이에 의한 것으로 판단된다(Table 6). 교목성 수종은 초기에 왕성한 생육을 보이다가 수령이 높아짐에 따라 점차 성장량이 감소하게 된다. 이에 기후에 의한 영향보다 자체적인 성장량 감소로 인해 이러한 결과가 나타난 것으로 보인다.

잠재적 취약성은 생산성의 감소, 회복탄력성이 낮고, 기후 민감도가 높은 지역을 종합하여 평가하였다. 그 결과, 취약성이 높게 나타난 지역은 특히 기후 민감도가 상당히 높은 것으로 나타났으며, 이에 미래 기후변화로 인한 영향이 상당히 클 것으로 예상된다. 분석된 결과는 현재의 상태보다 미래의 기후변화나 교란 등에 취약한 지역을 미리 파악하였다는 점에서 큰 의미가 있다. 따라서 이러한 방법을 통해 각 국립공원별로 기후변화에 잠재적으로 취약한 지역의 정확한 면적과 분포지역을 도출하여 보전대책과 방안을 수립하는데 이용한다면 활용성이 클 것으로 판단된다.

## V. 결 론

기후변화와 같은 교란요인은 생태계에 큰 위협을 초래하며, 산림 생태계에 악영향을 미치고 있다. 이에 생태계 내에서 취약한 지역을 평가하고 대처방안을 마련하는 것이 중요하나 이를 정량적으로 평가하는 것은 많은 어려움이 따른다. 이에 본 연구에서는 원격탐사기술과 효율적인 분석기법을 통해 국립공원 산림 생태계의 취약성을 평가하였다. 이를 위한 기준으로 식생이 쇠퇴하여 생산성이 감소하는 지역, 식생의 회복

탄력성이 낮은 지역, 기후에 대한 민감도가 높은 지역을 취약성이 높은 곳이라 정의하고 이를 평가하였다. 결과를 요약해보면, 먼저 식생의 생산성은 덕유산국립공원의 경우  $-0.08 - 0.04$  unit/10yr의 추세로 감소하는 지역이  $11.0 \text{ km}^2$ 로 가장 넓었으며, 지리산국립공원이  $7.6 \text{ km}^2$ 로 다음으로 높았다. 다음으로 모형을 통해 식생의 회복탄력성을 평가해본 결과, 상대적으로 회복탄력성이 낮은 지역이 가장 넓게 분포하고 있는 곳은 설악산국립공원으로  $18.6 \text{ km}^2$ (4.7%)인 것으로 분석되었다. 기후에 대한 민감도가 상대적으로 높은 지역이 가장 넓게 분포하고 있는 곳은 월악산국립공원으로  $4.6 \text{ km}^2$ (1.6%)가 민감한 것으로 나타났다. 최종적으로 기후변화에 대한 잠재적 취약성을 평가해본 결과, High vulnerability로 분류된 지역의 비율이 가장 높은 곳은 내장산국립공원으로 전체 지역 중 32.5%(26.0  $\text{ km}^2$ )가 취약한 것으로 분석되었다. 이러한 결과는 각종 생태계 교란요인에 의한 산림 생태계의 취약성과 이에 대한 보전대책 수립의 우선순위 결정 시 활용성이 클 것으로 보이며, 취약지역에 서식하는 희귀종, 멸종위기종에 대한 보호, 적응방안 마련, 생물다양성 확보 등의 생태계 보전을 위한 정책을 마련하는데 있어 유용한 기초자료로 활용될 수 있을 것으로 판단된다.

## References

- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., ... & Gonzalez, P. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest ecology and management* 259(4): 660-684.
- Bentz, B. J., Régnière, J., Fettig, C. J., Hansen, E. M., Hayes, J. L., Hicke, J. A., ... & Seybold, S. J. 2010. Climate change and bark beetles of the western United States and Canada: direct and indirect effects. *BioScience* 60(8): 602-613.
- Bivand R. and D. Yu. 2015. spgwr: Geographically Weighted Regression. R package version 0.6-28. <https://CRAN.R-project.org/package=spgwr>
- Braswell, B. H., Schimel, D. S., Linder, E., & Moore, B. I. I. I. 1997. The response of global terrestrial ecosystems to interannual temperature variability. *Science* 278(5339): 870-873.
- Carver, S. J. 1991. Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. *International Journal of Geographical Information System*, 5(3): 321-339.
- Choi, K. 2014. Research diameter growth response of major tree species to climatic and topographic condition using tree-ring data of national forest inventory. Master's Thesis. University of Korea. (in Korean with English abstract)
- Chuai, X. W., Huang, X. J., Wang, W. J., & Bao, G. 2013. NDVI, temperature and precipitation changes and their relationships with different vegetation types during 1998-2007 in Inner Mongolia, China. *International journal of climatology* 33(7): 1696-1706.
- Cleveland, R. B., Cleveland, W. S., McRae, J. E., & Terpenning, I. 1990. STL: A seasonal-trend decomposition procedure based on loess. *Journal of Official Statistics* 6(1): 3-73.
- Cramer, W., Bondeau, A., Woodward, F. I., Prentice, I. C., Betts, R. A., Brovkin, V., ... & Kucharik, C. 2001. Global response of terrestrial ecosystem structure and function



- to CO<sub>2</sub> and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global change biology* 7(4): 357-373.
- Dakos, V., Carpenter, S. R., Brock, W. A., Ellison, A. M., Guttal, V., Ives, A. R., ... & Scheffer, M. 2012. Methods for detecting early warnings of critical transitions in time series illustrated using simulated ecological data. *PloS one* 7(7): e41010.
- Dakos, V., Carpenter, S. R., van Nes, E. H., & Scheffer, M. 2015. Resilience indicators: prospects and limitations for early warnings of regime shifts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370(1659): 20130263.
- Eastman, J. R. (2012). IDRISI Selva Tutorial, Manual Version 17.
- Field, C. B., Randerson, J. T., & Malmström, C. M. 1995. Global net primary production: combining ecology and remote sensing. *Remote sensing of Environment* 51(1): 74-88.
- Fotheringham, A. S., Brunson, C., & Charlton, M. 2003. Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships. John Wiley & Sons.
- Ryan Hafen. 2016. stlplus: Enhanced Seasonal Decomposition of Time Series by Loess. R package version 0.5.1. <https://CRAN.R-project.org/package=stlplus>.
- Herrmann, S. M., Anyamba, A., & Tucker, C. J. 2005. Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate. *Global Environmental Change* 15(4): 394-404.
- Heyder, U., Schaphoff, S., Gerten, D., & Lucht, W. 2011. Risk of severe climate change impact on the terrestrial biosphere. *Environmental Research Letters* 6(3): 034036.
- Hijmans, Robert J. 2015. raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.4-20. <https://CRAN.R-project.org/package=raster>.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics* 1-23.
- Huete, A., K. Didan, T. Miura, E.P. Rodriguez, X. Gao, & L.G. Ferreira. 2002. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment* 83(1): 195-213.
- IPCC. 2014. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability: Summary for Policymakers.
- Keersmaecker, W., Lhermitte, S., Honnay, O., Farifteh, J., Somers, B., & Coppin, P. 2014. How to measure ecosystem stability? An evaluation of the reliability of stability metrics based on remote sensing time series across the major global ecosystems. *Global change biology* 20(7): 2149-2161.
- Keersmaecker, W., Lhermitte, S., Tits, L., Honnay, O., Somers, B., & Coppin, P. 2015. A model quantifying global vegetation resistance and resilience to short term climate anomalies and their relationship with vegetation cover. *Global Ecology and Biogeography* 24(5): 539-548.
- Levine, N. M., Zhang, K., Longo, M., Baccini, A., Phillips, O. L., Lewis, S. L., ... & Feldpausch, T. R. 2016. Ecosystem heterogeneity determines the ecological resilience of the Amazon to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(3): 793-797.

- Lloret, F., Lobo, A., Estevan, H., Maisongrande, P., Vayreda, J., & Terradas, J. 2007. Woody plant richness and NDVI response to drought events in Catalanian (northeastern Spain) forests. *Ecology* 88(9): 2270-2279.
- Lopatin, E., Kolstrom, T., & Spiecker, H. 2006. Determination of forest growth trends in Komi Republic (northwestern Russia): combination of tree-ring analysis and remote sensing data. *Boreal Environment Research* 11(5): 341.
- Mildrexler, D. J., Zhao, M., Heinsch, F. A., & Running, S. W. 2007. A new satellite based methodology for continental scale disturbance detection. *Ecological Applications* 17(1): 235-250.
- Nemani, R. R., Keeling, C. D., Hashimoto, H., Jolly, W. M., Piper, S. C., Tucker, C. J., ... & Running, S. W. 2003. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. *science* 300(5625): 1560-1563.
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307(5949): 321-326.
- Prince, S. D., Goetz, S. J., & Goward, S. N. 1995. Monitoring primary production from earth observing satellites. *Water, air, and soil pollution* 82(1-2): 509-522.
- Rouse Jr, J., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA special publication* 351: 309.
- Seddon, A. W., Macias-Fauria, M., Long, P. R., Benz, D., & Willis, K. J. 2016. Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. *Nature* 531(7593): 229-232.
- Simoniello, T., Lanfredi, M., Liberti, M., Coppola, R., & Macchiato, M. 2008. Estimation of vegetation cover resilience from satellite time series. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 5(1): 511-546.
- Team, R. C. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Telesca, L., & Lasaponara, R. 2006. Quantifying intra-annual persistent behaviour in SPOT-VEGETATION NDVI data for Mediterranean ecosystems of southern Italy. *Remote Sensing of Environment* 101(1): 95-103.
- Van Nes, E. H., & Scheffer, M. 2007. Slow recovery from perturbations as a generic indicator of a nearby catastrophic shift. *The American Naturalist* 169(6): 738-747.
- Van Ruijven, J., & Berendse, F. 2010. Diversity enhances community recovery, but not resistance, after drought. *Journal of Ecology* 98(1): 81-86.
- Vogel, A., Scherer-Lorenzen, M., & Weigelt, A. 2012. Grassland resistance and resilience after drought depends on management intensity and species richness. *PLoS One* 7(5): e36992.
- Wang, J., Price, K. P., & Rich, P. M. 2001. Spatial patterns of NDVI in response to precipitation and temperature in the central Great Plains. *International Journal of Remote Sensing* 22(18): 3827-3844.
- Williams, A. P., Allen, C. D., Macalady, A. K., Griffin, D., Woodhouse, C. A., Meko, D. M., ... & Dean, J. S. 2013. Temperature as a potent driver of regional forest drought stress and tree mortality. *Nature Climate*

- Change 3(3): 292-297.
- Yang, L., Wylie, B. K., Tieszen, L. L., & Reed, B. C. 1998. An analysis of relationships among climate forcing and time-integrated NDVI of grasslands over the US northern and central Great Plains. *Remote Sensing of Environment* 65(1): 25-37.
- Yang, X., Xie, X., Liu, D. L., Ji, F., & Wang, L. 2015. Spatial Interpolation of Daily Rainfall Data for Local Climate Impact Assessment over Greater Sydney Region. *Advances in Meteorology*, 2015.
- Zhao, Z., Gao, J., Wang, Y., Liu, J., & Li, S. 2015. Exploring spatially variable relationships between NDVI and climatic factors in a transition zone using geographically weighted regression. *Theoretical and Applied Climatology* 120(3-4): 507-519.