



## 환경공간정보를 이용한 식생부문 환경영향평가 고도화 방안 연구

최유영, 이지연<sup>1</sup>, 성현찬\*

고려대학교 오정리질리언스연구원, <sup>1</sup>고려대학교 환경생태공학과

## Environmental spatial data-based vegetation impact assessment for advanced environmental impact assessment

Yuyoung Choi, Ji Yeon Lee<sup>1</sup> and Hyun-Chan Sung\*

Ojeong Resilience Institute, Korea University, Seoul 02841, Republic of Korea

<sup>1</sup>Department of Environmental Science and Ecological Engineering, Korea University, Seoul 02841, Republic of Korea

### \*Corresponding author

Hyun-Chan Sung  
Tel. 02-3290-4720  
E-mail. wona2015@naver.com

Received: 1 March 2022

Revised: 10 March 2022

Revision accepted: 11 March 2022

**Abstract:** Vegetation is the basis for biodiversity conservation and sustainable development. In the Environmental Impact Assessment (EIA), which is the most direct and efficient policy measure to prevent degradation of nature, vegetation-related assessment has limitations as it is not based on quantitative and scientific methods. In addition, it focuses on the presence of protected species; hence, it does not take into account the role of vegetation as a habitat on a wide-area scale. As a way to overcome these limitations, this study aims to contribute to the quantification and advancement of future EIA on vegetation. Through the review of previous studies, core areas, connectivity, and vegetation condition were derived as the items to be dealt within the macroscopic aspect of vegetation impact assessment. Each item was spatially constructed using land cover maps and satellite imageries, and time series change analysis was performed. As a result, it was found that vegetation has been continuously deteriorating due to development in all aspects, and in particular, development adversely affects not only the inside of the project site but also the surrounding area. Although this study suggested the direction for improvement of the EIA in the vegetation sector based on data analysis, a more specific methodology needs to be established in order to apply it to the actual EIA process. By actively utilizing various environmental spatial data, the impact of the development on the natural ecosystem can be minimized.

**Keywords:** vegetation conservation, core area, connectivity, NDVI, landscape ecological approach

## 서 론

환경영향평가는 난개발·과잉개발 등으로부터 환경을 보전하기 위하여 각종 개발계획의 수립과 정책구상 단계

에서 사전적으로 발생 가능한 환경 영향을 예측하고, 대응책을 마련하는 주요한 정책 수단이다(Jo *et al.* 2008). 자연생태계 보전을 위하여 전략환경영향평가에서는 개발 기본계획 수립 및 입지 타당성 평가 시 생물다양성, 서식지

보전, 지형 및 생태축 보전 등 자연환경에 미치는 영향을 고려하도록 하며, 환경영향평가에서는 자연생태환경분야에서 동·식물상과 자연환경자산을 세부항목으로 설정하여 자연환경에 미치는 영향을 평가하도록 하고 있다(환경영향평가서 등 작성 등에 관한 규정 제23조, 제33조 별표 6). 환경영향평가는 크게 사업대상지의 현황을 면밀하게 파악하고, 사업 수행으로 발생 가능한 영향을 예측하여, 영향을 최소화하기 위한 저감대책을 수립하는 단계로 이루어진다. 이에 따라 효율적인 저감대책 수립을 위해서는 정확한 현황파악과 영향예측이 필수로 선행되어야 한다.

하지만 자연생태환경분야는 현황파악 및 영향예측 방법이 과학적·정량적이지 못한 측면이 존재한다(Choi and Lee 2019; Choi *et al.* 2019). 수환경 분야의 수질 오염물질 농도나, 생활환경분야의 소음·진동 등의 경우 수치적으로 측정이 가능하고 준수해야 할 환경 기준치가 설정되어 있으며, 이를 예측하기 위한 다양한 모형이 개발되어 있다(Seon 2014; Lee and Cho 2017; Kim and An 2020). 이에 반해 자연생태환경분야의 경우, 단일화된 수치로 현황파악이나 영향예측이 가능하지 않기 때문에 구체화되지 못한 한계가 존재한다. 자연생태분야 평가·예측 정량화의 필요성에 대한 공감대는 지속적으로 형성되어 왔고(Kim *et al.* 2002; Kwon *et al.* 2006; Rho *et al.* 2011; Choi *et al.* 2019), 이에 따라 다수의 정량 연구들이 수행되어 왔다. 관련 연구로는 자연생태계 가치를 평가하여 보전 우선순위와 환경적 측면에서 도로 노선의 적합성 등을 평가하는 연구(Choi and Lee 1996; Lee *et al.* 2006; Kang *et al.* 2009; Set *et al.* 2012), 개발사업 수행 전·후 혹은 여러 사업 대안 간 생태계 서비스 및 가치 변화량 예측을 통한 환경영향 정량화 연구(Geneletti 2002; Geneletti 2005; Tanaka 2008; Choi *et al.* 2019) 등이 수행된 바 있다. 하지만, 현재 환경영향평가 시에는 대상지 및 대상지 주변에 서식하는 생물 종 목록과 함께 녹지자연도, 식생보전등급 등을 조사하고, 사업 수행에 따라 소실되는 식생군락의 등급 변화비율을 제시하고 있을 뿐, 정량적 예측이라고 보기는 미흡한 점이 많다.

또한, 환경영향평가 자연생태환경분야의 현재 평가는 생물 종, 특히 보호종의 존재 여부에 따른 평가에 집중되어 있다(Kim 2000; Oh *et al.* 2015). 생물 종 목록을 제시하는 것은 현황파악에 있어 중요한 필수 선행자료이나, 서식 생물종 목록과 법정보호종 출현 여부만으로는 사업 수행이 생태계에 미치는 영향 범위나 정도, 생태학적 의미 등

에 대한 이해와 이를 기반으로 한 체계적인 저감대책 수립으로 연결되기에는 한계가 있다(Rho and Lee 2010). 특히, 자연생태환경분야 중 식생은 주변 환경조건과 상호작용하며 육상 생태계를 구성하는 주요 요소이다(Han and Jang 2020). 식생은 종의 집단인 군락으로 경관을 구성하며, 동물과 인간 삶의 양식에 영향을 미친다(Yun *et al.* 2011). 식생의 양적 손실과 질적 저하는 서식처 손실과 주변 수환경 및 대기환경 악화 등에도 영향을 미쳐 궁극적으로는 생물다양성의 감소를 야기할 수 있다(Choi *et al.* 2021; Park and Mo 2021). 따라서 식생을 보전하는 것은 생물다양성과 생태적 온전성을 유지하여 지속가능한 발전과 건강한 국민생활을 도모하는 것의 기반이라고 할 수 있다.

식생영향평가에 활용되는 식생보전등급은 식생군락 분포 희귀성, 식생복원 잠재성, 구성식물종 온전성, 식생구조 온전성, 중요종 서식, 식재림 흉고직경을 기준으로 식생 군락의 보전 가치를 구분한 것이다(자연환경조사 방법 및 등급분류기준 등에 관한 규정, 제 2조). 식생은 그 자체로서 보전가치가 있고, 이에 따라 보전대책이 수립되어야 한다. 하지만 이뿐 아니라 보다 거시적인 관점에서 식생이 담당하는 생태계의 기반이자 다양한 생물 종들의 서식처로서의 역할도 중요하게 다뤄져야 한다. 서식처의 훼손과 파편화는 서식지를 단절·고립화시켜 동식물의 이동성을 저해하기 때문에, 보전가치가 낮더라도 서식처로서 중요한 역할을 담당하는 식생의 경우에는 보전될 필요가 있다. 이러한 관점에서 생물 종 분포와 더불어 서식지 조사의 필요성 제시(Rho *et al.* 2011), 생물서식공간 확보를 위한 경관생태학적 접근의 필요성 제시(Choung *et al.* 2003; Lee 2007; Ser *et al.* 2012), 연결성 평가 기반 생태축 보전방안 제시(Yoon *et al.* 2019) 등 여러 연구자에 의해 개선방안이 제시되었으나, 선행연구들이 실제 환경영향평가에 적용된 사례는 거의 없다.

환경영향평가가 수행된 지 30여 년이 흘렀고, 그간 환경적 변화를 관측할 수 있는 다양한 데이터와 기법들이 발전했다. 우리나라는 1990년대부터 원격탐사를 활용한 환경공간정보의 발전이 본격적으로 이루어졌다(Lee *et al.* 2017). 1998년부터 환경부를 중심으로 전국 토지피복도 구축이 시작된 이래 대·중·세분류 토지피복도를 지속적으로 갱신하고 있으며, 생태자연도, 국토환경성평가지도, 임상도 등 다양한 국가 환경 주제도들이 구축되어 활용

**Table 1.** Major vegetation evaluation items derived from previous studies

Evaluation items (No. of literature)	Description	References
Connectivity (13)	Connectivity and proximity to surrounding natural areas	Geneletti 2002; Parkes <i>et al.</i> 2003; Mörtberg <i>et al.</i> 2007; Nezhadi <i>et al.</i> 2008; Kang <i>et al.</i> 2009; Scolozzi and Geneletti 2012; Girardet <i>et al.</i> 2013; Tardieu <i>et al.</i> 2015; Madadi <i>et al.</i> 2017; Tarabon <i>et al.</i> 2019; Yoon <i>et al.</i> 2019; Norman <i>et al.</i> 2021
Core Area (8)	An area of habitat excluding marginal areas that is sufficiently large to support species.	Geneletti 2002; Parkes <i>et al.</i> 2003; Lee 2007; Nezhadi <i>et al.</i> 2008; Dehkordi and Khaxaei 2009; Kang <i>et al.</i> 2009; Kim <i>et al.</i> 2013; Lei and Wen 2019; Norman <i>et al.</i> 2021
Condition (6)	Habitat condition such as vegetation vitality or habitat quality	Lee 2007; Mörtberg <i>et al.</i> 2007; Gülci <i>et al.</i> 2017; Sung <i>et al.</i> 2018; Choi <i>et al.</i> 2019; Feng <i>et al.</i> 2021
Rarity (4)	Vegetation communities that are narrowly distributed in the evaluation target area	Geneletti 2002; Geneletti 2003; Nezhadi <i>et al.</i> 2008; Kang <i>et al.</i> 2009
Disturbance (2)	Impacts from development of surrounding areas	Mörtberg <i>et al.</i> 2007; Nezhadi <i>et al.</i> 2008

이 용이한 형태로 제공되고 있다. 또한, MODIS, Landsat, KOMPSAT 등 다국적 위성에서 생성한 영상들의 수집 및 가공이 용이하게 됨에 따라 넓은 지역의 환경변화를 시계열적으로 파악할 수 있게 되었다. 즉, 과거 정성적으로 평가되었던 개발사업에 따른 영향이 실제 식생에 어떤 영향을 미쳤었는지, 이에 대한 대응이 적절했었는지 등을 환경자료를 통해 분석하고, 향후 개선점을 모색할 수 있는 충분한 자료들이 갖추어졌다고 할 수 있다.

이에 따라 본 연구에서는 여러 환경 공간정보를 분석하여 개발사업으로 인해 식생이 받는 영향을 다각도로 검토하고, 향후 식생 환경영향평가의 정량화 및 고도화에 기여하는 것을 목표로 한다. 이를 위해 이론적 고찰을 통해 그간 경관생태학적 관점에서 필요하다고 대두된 주요 평가항목들을 도출하고, 공간 자료를 기반으로 사업 수행 전·후의 변화를 분석하여 시사점을 도출하고자 한다.

## 이론적 고찰

식생평가 항목을 도출하기 위하여 ‘환경영향평가(EIA)’와 ‘서식처(habitat)’, ‘경관(landscape)’으로 검색 키워드를 설정하고, 국내(KISS, DBPIA)와 국외(SCOUPS 등) 학술검색엔진을 활용하여 관련 학술 논문들을 수집하여 이론적 고찰을 수행하였다. 56편의 국외문헌과 13편의 국내문헌을 검토하여 특정 생물종을 중심으로 한 연구나 환경영

향평가 사례 분석 등에 해당하는 연구논문은 제외하고, 환경영향평가 시 자연환경 및 생태계에 미치는 영향을 정량적으로 평가하고, 식생을 서식처 관점에서 다루고 있는 연구들을 선별하였다. 각 연구들에서 다루고 있는 항목들을 종합적으로 목록화하여 환경영향평가 시 식생에서 다루어야 하는 주요 요소들을 도출하였다.

다수의 연구에서 식생으로 대표되는 자연지역의 생태학적 가치 및 질(quality)을 정량적으로 평가하고, 이 중 일부 연구에서는 개발사업으로 인해 가치/질이 감소되는 양을 사업의 영향 정도로 제시하였다. 연구자별로 평가의 대상이 서식처(habitat), 원시식생(native vegetation), 대표 생물 종의 잠재 서식분포 등으로 다양하지만 공통적으로 생물다양성 보전을 위하여 경관생태학적 관점을 견지하고 있다. 각 연구에서 중요하게 다루고 있는 평가항목들을 목록화하여 종합한 결과는 Table 1과 같다.

먼저, 가장 많은 연구에서 중요하게 다루고 있는 평가항목은 연결성(connectivity)이다. 연결성은 패치 간 인접도(neighbourhood), 고립도(isolation), 경관 내 패치의 수 등의 표현으로 사용되었지만 다른 자연 지역과의 인접한 정도를 평가한다는 측면은 동일하기에 본 연구에서는 ‘연결성’으로 통일하여 정리하였다. 자연 지역 간의 인접성이 높을수록 영양분의 유입, 동물의 이동 및 확산이 가능하기 때문에 더 많은 생물 종의 서식을 지원할 수 있다(Yoon *et al.* 2019). 이에 따라 많은 연구에서 연결성의 보전을 중요한 항목으로 평가·제시하고 있다.

다음으로 많이 활용된 평가항목은 핵심지역의 면적 (core area)으로, 연속된 자연지역이 분포하는 공간적 범위, 패치의 크기를 의미한다. 경관 내에서 핵심지역이란 생물 종이 외부로부터 격리를 필요로 하는 가장자리 지역을 제외한 면적을 의미하며, 일반적으로 면적이 넓을수록 더 많은 종이 서식할 수 있고, 간섭의 영향을 받지 않는 지역이 늘어나 서식처 자체의 지속가능성도 증가한다(Geneletti 2002; Lee 2007). 반면, 식생이 소멸되고, 산림 파편화가 발생한 경우, 잔여식생의 상태에도 영향을 주고 경계부효과로 인해 외부 교란에도 취약한 것으로 평가된다. 이에 따라 면적을 평가하는 논문에서는 주로 서식처 패치의 면적에 따라 차등하여 평가 점수를 부여하는 등의 방법을 적용하였다(Geneletti 2002; Parkes and Cheal 2003; Lee 2007).

희귀성(rarity)의 경우, 대상 지역에 좁게 분포하는 식생군락·생태계가 희귀성이 높고, 넓게 분포하는 것은 희귀성이 낮은 것으로 평가하며, 희귀성이 높을수록 보전 가치가 높은 것으로 평가되었다(Geneletti 2002; Geneletti 2003; Nezhadi *et al.* 2008). 이 외에도 서식처가 받는 외부적 교란(disturbance) 정도를 평가 대상으로 하는 연구도 수행되었다. 교란은 주로 주변 지역의 도시화, 도로건설 등의 개발로 대표되어 자연지역과 시가화 지역 및 교통 시설로부터의 거리 등으로 정량화되었다(Mortberg *et al.* 2007; Nezhadi *et al.* 2008).

서식처 상태(condition)의 경우 토지피복·식생군락 유형에 따라 서식처의 질을 구분하여 적용한 연구(Lee 2007; Mortberg *et al.* 2007)와 위성영상을 활용하여 개발지 주변의 식생의 활력도 변화를 분석한 연구(Gulci *et al.* 2017; Sung *et al.* 2018; Feng *et al.* 2021)가 주로 수행되었다. 위성영상을 활용하여 사업지 주변 변화를 분석한 연구는 주로 정규식생지수(Normalized Difference Vegetation Index, 이하 NDVI)를 활용하였으며, 도로 및 도심지 주변 거리에 따라 NDVI 변화를 분석하였다. 또는 다양한 식생 지수를 통해 개발사업으로 인한 식생피복 및 개발지 면적 변화를 분석하는 연구(Feng *et al.* 2021) 및 InVEST 모형을 활용한 서식처 질의 변화 연구가 진행된 바 있다(Choi *et al.* 2019).

선행 연구 고찰을 통해서 도출된 항목들을 현재 우리나라 환경영향평가에서 활용하고 있는 식생보전등급과 연결지어 보면, 식생보전등급이 식생군락의 희귀성과 인위적 간섭의 영향을 반영하여 등급을 구분하고 있기 때문에 희귀성과 교란 항목은 어느 정도 반영된다고 볼 수 있다.

하지만, 거시적인 관점에서 주변 자연 지역과의 연결성, 식생군락이 차지하는 면적, 식생의 활력도 부분에 있어서는 보완이 필요하다고 사료된다.

## 연구의 자료 및 방법

### 1. 연구 대상지 및 자료

문헌고찰을 통해 도출한 평가항목에 따라 본 연구에서는 산림의 핵심면적, 연결성, 식생 활력도를 분석하였다. 현재 환경영향평가 시 활용하고 있지 않은 해당 항목들이 개발사업 수행으로 인해 실질적인 영향이 있었는지 파악하는 것에 중점을 두어 분석을 진행하였다. 상세한 해상도로 변화분석을 수행하기 위하여 꾸준히 개발이 진행되고 있는 수도권(서울, 경기, 인천)을 대상으로 변화를 분석하였다.

수도권 내 식생의 분포현황 파악을 위하여 중분류 토지피복도를 활용하였다. 수도권을 대상으로 2000년~2004년, 2007년, 2018년에 구축된 중분류 토지피복도를 5 m × 5 m 공간해상도로 구축하여 이용하였으며, 토지피복도 구축 시 사용한 원시영상의 촬영시점을 기준으로 2000년, 2007년, 2011년 토지피복으로 간주하였다.

환경영향평가 대상지 주변의 식생변화를 분석하기 위하여 공공데이터포털(Data.go.kr)에서 제공하는 대상지 데이터(shape)와 한국환경연구원에 데이터 제공신청을 통해 추가적인 대상지 정보를 획득하였다. 공공데이터 포털 상 제공되는 134개의 사업 대상지 경계자료와 한국환경연구원에서 제공받은 사업 대상지 3,611개를 중첩하여, 중복되는 107개의 대상지를 제외하고, 총 3,638개의 대상지 데이터 중 수도권에서 수행된 740개 대상지를 본 연구에 활용하였다. 사업대상지 정보는 환경영향평가서가 제출된 연도로 기록되어있어 정확히 사업 수행연도를 파악하기 어려운 한계가 존재한다. 이에 따라 토지피복 구축 시기 사이에 수행된 사업을 추출하기 위하여 사업대상지 내부에서 토지피복상 산림의 감소가 발생한 사업만을 분류하였다.

### 2. 핵심면적 변화분석

핵심지역의 면적 도출을 위하여 Peter *et al.* (2006)의 연

구에 따라 토지피복의 형태적 패턴분석을 통해 산림지역을 숲틈(perforated), 가장자리(edge), 패치(patch), 핵심지역(core) 유형으로 구분하였다. Peter *et al.* (2006)은 ‘핵심산림(core forest)’은 비산림지역으로부터의 거리가 멀고, ‘패치산림(patch forest)’은 핵심면적을 갖기에 작은 면적의 산림이며, ‘숲틈(perforated forest)’은 핵심산림 내부의 작은 틈(perforation)의 경계를, ‘가장자리산림(edge forest)’은 핵심산림의 경계 혹은 상대적으로 큰 구멍의 내부 경계를 의미하는 것으로 정의하고 있다. 본 연구에서는 해당 개념을 적용하여 수도권 내 산림을 대상으로 3가지 핵심산림지역(면적 2km<sup>2</sup> 이상, 1~2km<sup>2</sup>, 1km<sup>2</sup> 미만), 가장자리 및 숲틈 5가지 유형으로 분류하여 각 유형별 2000년, 2007년, 2011년의 면적변화 분석을 수행하였다. 핵심지역은 가장자리를 제외한 내부지역을 지칭하기 때문에 설정한 가장자리 폭에 따라 값의 차이가 나타나는데, 본 연구에서는 수도권을 대상으로 분석하였기 때문에 넓은 지역 분석 시 보편적으로 활용되는 50m로 지정하였다. 분석을 위해 CLEAR와 Placeways LLC가 공동 개발한 Landscape Fragmentation Tool을 활용하였다(Vogt *et al.* 2007).

### 3. 연결성 변화분석

개발사업으로 인해 산림의 연결성 변화 정도 및 영향 범위를 분석하기 위해 넓은 반경의 연결성을 고려할 수 있는 Grantham *et al.* (2020)의 산림 연결성 손실 연구 방법론을 채택하여 본 연구에 적용하였다. 본 방법론은 격자 단위에서 주변 지역의 산림분포를 활용하여 연결성 정도를 도출한다. 최대 반경( $j=1, 2, \dots, n$ ) 내에서  $n$ 개의 다른 픽셀로 둘러싸인 픽셀  $i$ 의 연결성  $C_i$ 는 다음과 같이 계산된다(Eq. 1).

$$C_i = \sum_{j=1}^n (F_j G_{i,j}) \quad (1)$$

$F_j$ 는 산림 영역 지도로 이분형 변수이며, 산림(1) 또는 비산림(0)을 나타내고,  $G_{ij}$ 는 픽셀  $i$ 와  $j$  사이의 거리에 할당된 가중치를 의미한다.  $G_{ij}$ 는  $\sigma=1$ km인 정규화된 가우시안 곡선을 이용하였으며, 계산적 편의를 위해 4 $\sigma$ 에서 0으로 설정하였다. 중분류토지피복도를 기반으로 모든 데이터는 5m 해상도로 구축되었으며,  $C_i$ 는 0과 1 사이의 값으로 도출된다. 연결성 계산은 Google Earth Engine (GEE)을 이용하여 계산하였고,  $n$  값은 GEE 내장함수의 default

값인 100으로 설정하였다.

## 4. 식생상태 변화분석

식생상태는 다양한 지표를 통해 평가할 수 있으나, 문헌 검토를 통해 가장 많이 활용한 NDVI를 본 연구에도 적용하였다. USGS와 NASA에서 공동으로 운용하는 Landsat 위성영상을 활용하여 NDVI를 추정하였으며, 30m 해상도로 1998년부터 2012년까지 여름철(6~9월)의 영상을 구축하였다. 구름의 비율이 10% 미만인 데이터만 사용하였고, 남아있는 구름을 제거하기 위해 Cloud masking을 진행하였다. 위성영상의 수집 및 대기보정은 GEE를 이용하였다. 단일 시점의 NDVI는 계절에 따라 변동성이 크게 나타나므로, 전반적인 식생의 건강성을 파악하기 위하여 토지피복 구축연도를 기준으로 전·후 1년씩의 NDVI 최댓값을 생성한 후, 3년치 자료의 중앙값(median)을 이용하여 대푯값으로 활용하였다.

## 결과 및 고찰

### 1. 핵심면적 변화분석

2000년, 2007년, 2011년 수도권의 산림 유형별 면적 변화는 Fig. 1a와 같다. 핵심면적이 2km<sup>2</sup> 이상인 산림이 2000년~2007년 사이에 약 275km<sup>2</sup>, 2007년~2011년 사이에 약 322km<sup>2</sup> 대량 소실되었다. 이는 연결되어 있는 넓은 면적의 산림이 내·외부적으로 손실되어 핵심면적이 감소하고, 파편화된 것을 의미한다. 2000년 대비 2007년에 핵심면적이 1km<sup>2</sup> 이상 2km<sup>2</sup> 미만 산림 약 9km<sup>2</sup>, 1km<sup>2</sup> 미만 산림 약 32km<sup>2</sup>의 증가되었으며, 가장자리가 차지하는 면적은 약 25km<sup>2</sup>, 산림 내부의 개발, 벌채 등으로 인해 숲틈은 35km<sup>2</sup> 가량 증가한 것으로 나타났다. 파편화된 산림인 작은 면적의 패치 역시 13km<sup>2</sup> 가량 증가하였다.

2007년 대비 2011년은 더 짧은 기간임에도 더 많은 산림이 손실된 것으로 나타났다. 핵심면적이 2km<sup>2</sup> 이상인 산림의 훼손은 일부 핵심면적이 2km<sup>2</sup> 미만인 산림으로 전환되었음에도, 총 면적 변화를 살펴보면 핵심면적이 1km<sup>2</sup> 이상 2km<sup>2</sup> 미만 산림은 19km<sup>2</sup>, 핵심면적이 1km<sup>2</sup> 미만인 산림은 14km<sup>2</sup> 소실되었다. 또한 숲틈은 126km<sup>2</sup> 증가하고, 패치로 구분되는 산림유형은 69km<sup>2</sup>, 가장자리 면적은 57km<sup>2</sup> 증가하였다. 숲틈의 증가는 일부 산림환경 개선을 위

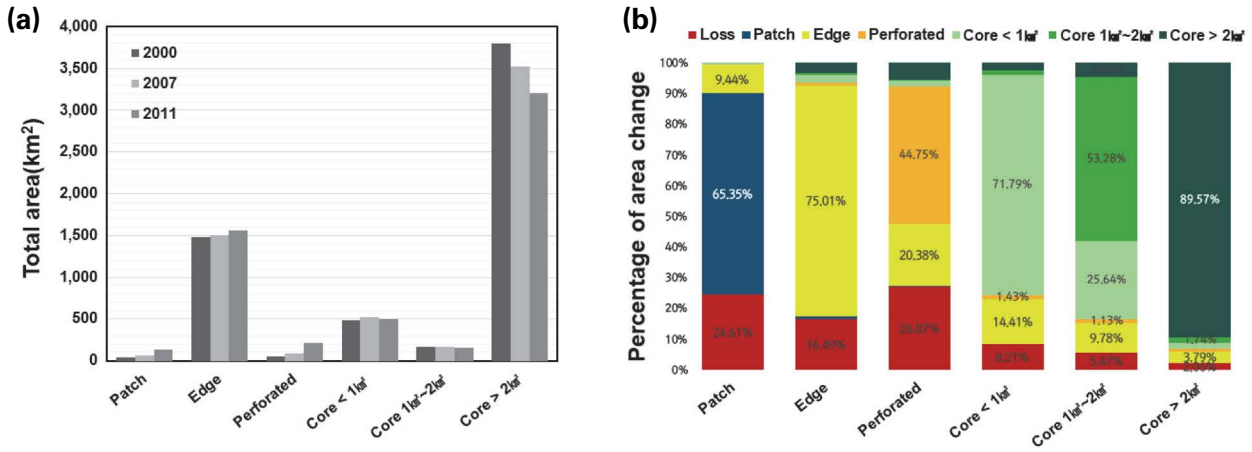


Fig. 1. (a) Change in area (km<sup>2</sup>) by the forest type in 2000, 2007, and 2011, (b) cumulative percentage (%) of area change by the forest type in 2007 compared to 2000.

해 수행한 산림관리 중 무육작업의 일환으로 판단되는 지역과 훼손지역, 일부 토지피복 분류상 오차가 혼합되어 나타난 결과로 판단된다. 특히, 2011년 토지피복도는 세분류 토지피복도를 중분류 토지피복도로 변환하여 제작되었기 때문에 2000년, 2007년 중분류 토지피복에 비해 세밀한 분류로 인해 발생한 오차가 존재할 수 있다. 이에 따라, 본 연구에서는 동일한 방식으로 제작된 2000년과 2007년의 토지피복 변화가 신뢰성이 높다고 판단하여 2000년과 2007년의 변화를 중심으로 추가적인 분석을 수행하였다.

Fig. 1b는 2000년의 각 산림유형이 2007년에 어떤 산림유형으로 전환되었는지를 나타내는 그래프이다. 각 산림유형이 손실된 비율을 살펴보면 숲틈은 전체 면적의 26.87%, 패치는 24.61%, 가장자리는 16.49%, 핵심면적 1 km<sup>2</sup> 미만 산림의 8.21%, 핵심면적이 1 km<sup>2</sup> 이상 2 km<sup>2</sup> 미만 산림의 5.47%, 핵심면적이 2 km<sup>2</sup> 이상 산림 2.06% 순으로 나타났다. 가장 많이 소실되었다고 나타난 숲틈의 경우, 2000년과 2007년에 골짜기 주변 산림에 대한 피복분류 상세한 정도가 차이가 존재하여 나타난 것으로 판단된다. 숲틈을 제외하면 파편화된 소규모 산림과 산림 가장자리에 개발사업이 집중되는 우리나라의 개발 특성이 반영된 결과라고 볼 수 있다. 또한, 산림면적이 적을수록 가장자리와 숲틈의 증가비율이 높은 것을 확인할 수 있다. 이는 핵심면적이 넓을수록 식생 유지·생존 가능성이 높다는 선행이론을 수치적으로 뒷받침하는 결과이며, 우리나라는 대규모 산림 위주로 보전전략을 수립하고 있기 때문에 상대적으로 규모가 작은 산림이 개발에 더 취약하다는 것을 시사한다.

공간적으로 살펴보면, 경기 북부 파주와 경기 남부 용인 시 부근에 눈에 띄는 산림 훼손과 파편화가 나타난 것을 확인할 수 있다(Fig. 2). 시가화 지역이 점차 확장되면서 산림의 외연부가 조금씩 개발되어 핵심면적은 감소하고, 산림 간 연결성이 단절되면서 산림이 소규모 패치로만 남게 되었다. 과거 변화 양상에 따르면 이렇게 단절된 형태의 소규모 산림이 되면 개발압력이 더 증가하여, 이마저도 훼손될 확률이 높아진다.

본 결과는 다른 방법론과 대상지를 대상으로 수행한 선행연구와 직접적인 수치 비교는 어려운 측면이 존재하나, 패치 크기 감소, 수·밀도·가장자리는 증가하고, 핵심지역의 양은 감소하는 선행연구와 동일한 결과를 나타낸다(Suh and Kim 2010; Kim *et al.* 2013). 선행연구는 대부분 경관지수를 활용하였으며 이 경우 경관형태지수, 패치밀도 등 다양한 지수 분석이 가능하다. 반면, 본 연구에서 활용한 격자 기반 분석의 경우 패치단위에서 개발사업 전·후의 경관지수 변화를 수치적으로 분석하는 기존 연구들과 달리 공간적으로 패치, 가장자리, 핵심면적의 위치와 변화 지역을 함께 파악할 수 있는 장점이 있다.

Table 2는 수도권 내에서 훼손된 산림 중 환경영향평가 대상사업으로 인해 손실된 산림의 비율을 나타낸다. 앞서 언급한 분류상의 오류로 숲틈에 대한 해석은 배제하고 나머지 유형의 경우, 핵심산림 면적이 1 km<sup>2</sup> 미만인 산림의 손실량 중 18.45%, 소규모 패치의 17.3%, 가장자리 산림의 14.16%, 핵심면적이 2 km<sup>2</sup> 이상인 산림의 12.74%가 환경영향평가 대상사업지 내에서 발생한 것으로 파악되었다. 본 연구에서 토지피복변화를 통해서 2000년과 2007년 사

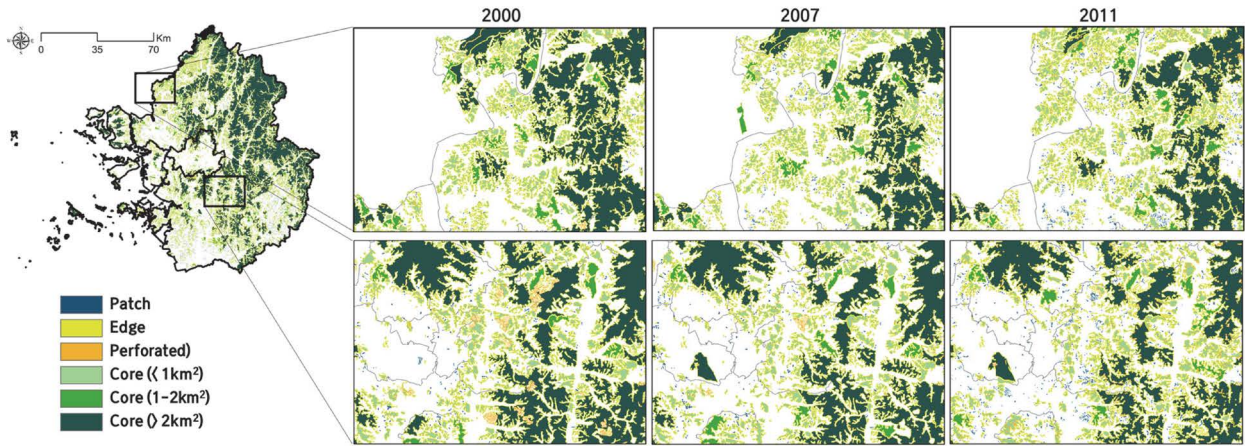


Fig. 2. Changes in forest types near Paju (top) and Yongin (bottom), where fragmentation occurred.

Table 2. Ratio of the area within 50 m of the EIA project sites among the area of change in the forest type that occurred in 2007 compared to 2000

2000 \ 2007	Loss	Patch	Edge	Perforated	Core < 1 km <sup>2</sup>	1 km <sup>2</sup> ≤ Core ≤ 2 km <sup>2</sup>	2 km <sup>2</sup> < Core
Patch	17.30%	13.10%	9.68%	0.00%	4.42%	0.00%	13.93%
Edge	14.16%	13.00%	8.97%	2.32%	6.31%	3.25%	4.51%
Perforated	34.91%	21.70%	18.77%	6.40%	8.65%	0.90%	3.70%
Core < 1 km <sup>2</sup>	18.45%	12.83%	9.56%	3.18%	9.82%	0.74%	4.56%
1 km <sup>2</sup> ≤ Core ≤ 2 km <sup>2</sup>	10.71%	1.06%	6.97%	2.75%	11.54%	8.11%	0.00%
2 km <sup>2</sup> < Core	12.74%	17.36%	8.39%	2.18%	6.94%	4.44%	4.59%

이에 수행되었다고 분류한 환경영향평가 대상사업은 총 309건으로, 대상사업지 경계로부터 50 m 버퍼를 설정한 경우, 수도권 전체 면적 대비 약 6.68%를 차지한다. 상당히 적은 면적임에도 불구하고 대상지 전체에서 소실된 비율의 10% 이상이 대상지 내부에서 발생한 것이다. 이러한 결과는 환경영향평가를 수행하는 대규모 사업이 산림 훼손을 동반하는 경우가 많다는 것을 의미하며, 환경영향평가가 산림의 핵심지역 감소를 사전에 방지·개선하는 현실적이고 효율적인 도구로서 활용될 수 있음에 대한 반증으로 볼 수 있다.

## 2. 연결성 변화분석

본 연구에서 활용한 토지피복 기반 산림지역 간 연결성은 각 격자 인접 지역에 분포하는 산림이 많을수록 1에 가까운 값을 나타내고, 산림이 적을수록 낮은 값을 나타낸

다. 수도권의 연결성은 강원도와 인접한 북동쪽에 넓게 분포하는 산지가 가장 높은 연결성을 가지며, 남서쪽으로 내려올수록 연결성이 낮아진다(Fig. 4a).

2000년의 연결성 평균은 0.709, 2007년의 평균값은 0.7003, 2011년의 평균값은 0.6917로 지속적으로 감소한다. 연결성 정도를 0.1 등간격으로 구분하여 2000년, 2007년, 2011년에 각 구간에 해당하는 빈도수를 살펴보면 특히 0.9 이상의 높은 연결성을 보이는 지역이 시간이 갈수록 급격히 줄어드는 것을 확인할 수 있다(Fig. 3). 연결성 정도 0.5를 기준으로 0.5 이상인 지역이 점차 0.5 미만으로 감소하는 것이다. 산림면적이 줄고, 파편화되는 앞선 결과로 인해 자연 지역 간 연결성도 급격히 줄어드는 양상이 나타난 것이다.

2000년과 2007년간 연결성 차이의 공간적 분포는 Fig. 4b와 같다. 앞선 결과에서 확인하였듯 산림 면적 감소와 파편화가 발생한 경기도 파주와 용인 인근 지역에서 연결

성이 눈에 띄는 감소를 나타냈다. 특히 용인시의 경우에는 환경영향평가 대상 사업지가 모여있는 지역에서 연결성 감소가 두드러졌다(Fig. 4c). 넓은 부지의 택지개발사업과 골프장 건설 사업 등이 근거리에서 인접하여 수행되어 산림이 주거지와 초지로 변경되며 산림간 연결성이 크게 저하된 것으로 판단된다.

본 연구에서는 격자 단위에서 해당 격자의 인접지역에 산림의 분포 여부에 따라 연결성 정도가 결정되는 방법론을 적용하였기 때문에 개발사업으로 산림이 손실되는 개발지 인근 산림의 연결성이 저하되는 결과를 도출하였다. 이 방법론은 개별격자의 연결성 현황과 사업수행으로 인한 변화 정도 및 영향을 받는 범위를 파악할 수 있는 장점이 있다. 하지만 지역적 차원에서 핵심지역 간 연결성을 유지하기 위하여 보존되어야 하는 중요 지역을 도출하기

위해서는 추가적인 분석이 필요하다. 예를 들어, 주변 지역에 분포하는 산림이 적은 고립화된 작은 패치의 산림이지만 연결성 측면에서 주요한 역할을 담당하고 있다면 큰 값을 나타내도록 하는 추가작업이 필요하다. 또는 기존에 생태축 설정, 보전 우선순위 선정 시 연결성 분석을 위해 적용한 그래프 이론, 회로이론 등을 함께 활용하는 방법론 고안이 필요하다. 이러한 분석을 통해 보전 우선순위를 구분하고, 사업 수행으로 인한 연결성 감소 정도를 정량화하여 계획단계에서부터 연결성 감소를 최소화하기 위한 방안을 마련해야 한다.

### 3. 식생활력도(NDVI) 변화분석

시계열적으로 일정한 감소를 나타낸 산림면적과 연결성과는 다르게 NDVI의 경우 연도별 변동성을 나타냈다. NDVI 0.8 이상의 값을 가지는 지역은 2000년도보다 2007년도에 증가하였다가 2011년에 감소하는 경향성을 보였다(Fig. 5). 2000년도에는 0.7~0.8 사이 값을 가지는 지역이 상대적으로 넓게 분포했고, 2011년도의 경우 0.7 미만의 값을 가지는 지역 비율이 상대적으로 높았다. 수도권 전 지역 평균은 2000년도에는 0.68, 2007년에 0.70, 2011년은 0.66의 값을 나타냈다.

공간적으로 2000년과 2007년 NDVI 분포를 비교해보면 수도권 전반적으로 증가한 것을 확인할 수 있다(Fig. 6). 선행연구에 따르면, NDVI는 토지피복과 기온, 강수량, 상대습도 등 기상요인에 영향을 받아 월간·연간 변동성을 보이며 우리나라 전 국토의 NDVI의 경우, 장기적으로는 기온 및 강수량 변화로 전반적으로 증가하는 추세를 나타

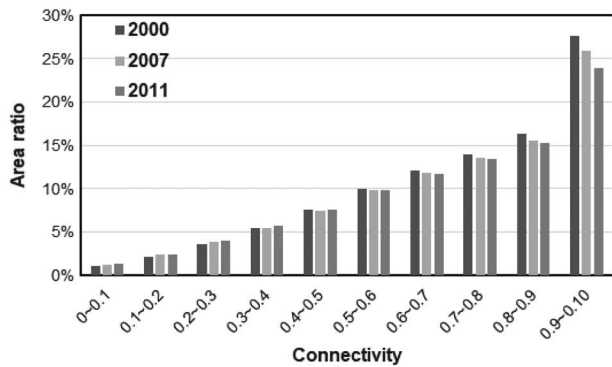


Fig. 3. A graph representing the connectivity of forests in 2000, 2007, and 2011. The x-axis divides the connectivity into 0.1 equal intervals, and the y-axis indicates the ratio of the area corresponding to each interval.

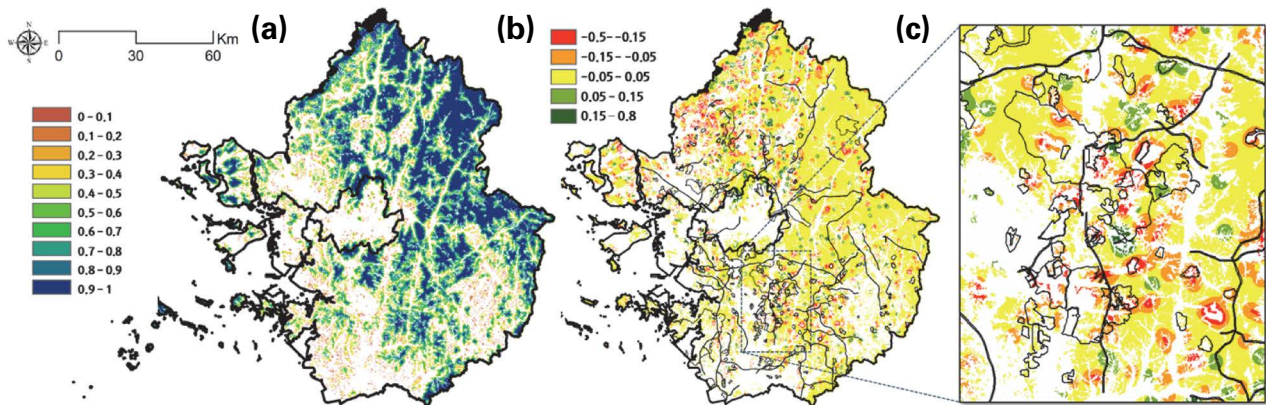


Fig. 4. (a) Distribution of connectivity in forests in 2000, (b) the region where connectivity changed in 2007 compared to 2000, (c) an enlarged map of the neighborhood of Yongin. A negative value indicates a region with a large decrease in connectivity.

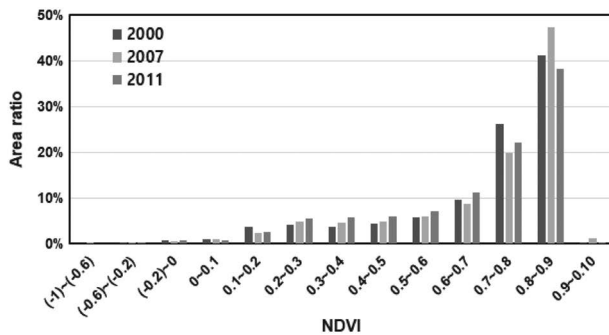


내고 있다(Ha *et al.* 2007; Lv *et al.* 2019). 본 연구에서 구축한 NDVI가 나타낸 변동성은 보다 단기적인 시점의 NDVI로, 해당 시기에 여러 환경조건들이 복합적으로 식생에 영향을 미친 결과라고 할 수 있으며, 촬영시기가 다른 영상들이 융합되어 발생한 오차도 어느정도 영향이 있을 것으로 사료된다.

하지만 환경영향평가 대상사업지에서는 눈에 띄는 감소를 나타냈다. 개발사업으로 인해 식생이 제거되면서 NDVI 변화가 크게 나타난 것이지만, 대상지 경계 외부에서도 일부 NDVI 감소가 나타났다. 평균적으로 2000년대 대비 2007년에 0.02 증가하였지만, 환경영향평가 대상지 내에서 NDVI는 0.19 감소하였고, 대상지 경계로부터 50m 지역까지는 평균 0.004만큼 감소한 것으로 분석되었다. 50m~100m 내 지역에서는 0.002로 약간 증가한 것으로 나

타나, 대상지 인접 지역까지 식생에 영향을 미치고, 대상지로부터 멀어질수록 이러한 영향은 적어지는 것으로 판단된다.

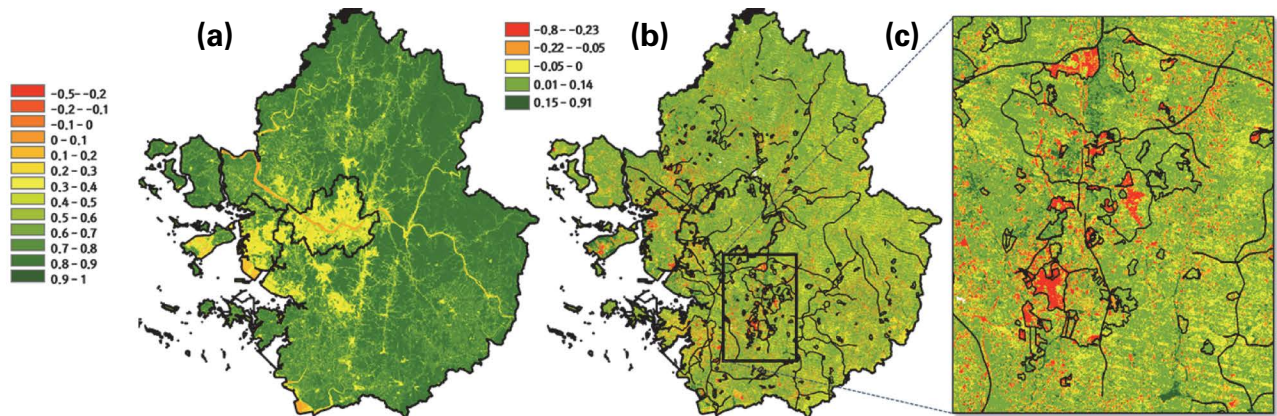
NDVI의 감소는 개발사업으로 인해 주변 지역 미기후 변화가 현존하는 식생의 활력도에 영향을 미쳤거나, 공사 중 유입된 외래종의 생태계 교란 등으로 인한 결과로 볼 수 있다(Lee and Kim 2009; Sung *et al.* 2018). 이는 도시 주거지역의 경우 약 30m 가량, 도로의 경우 약 90m 가량 산림 임연부에 영향을 미친다는 Sung *et al.* (2018)의 연구와 개발사업으로 인해 유입된 덩굴식물의 피해가 사업지 경계로부터 20m 지점까지, 외래종 출현의 경우 40m까지 심각하다고 밝힌 Lee and Kim (2009)과의 연구와 일맥상통하는 결과이다. 하지만 본 연구에서는 평균적인 변화만 분석하였기 때문에 사업유형별로 대상지 주변 식생의 활력도나, 종 구성 등에 미치는 영향은 보다 면밀하게 분석하고, 이를 공간적·정량적으로 대변할 수 있는 지표에 대한 추가적인 연구가 필요하다. 또한, 장기적인 변화 모니터링을 통해 영향범위를 규명하고, 이에 적합한 저감대책을 수립하여야 한다.



**Fig. 5.** A graph representing the NDVI (normalized difference vegetation index) in 2000, 2007, and 2011. The x-axis divides the NDVI into 0.1 equal intervals, and the y-axis indicates the ratio of the area corresponding to each interval. For the readability of the graph, the intervals below 0 are partially adjusted.

#### 4. 식생부문 환경영향평가에 대한 제언

생물다양성 보전을 위하여 환경영향평가에 경관생태학적 관점을 반영할 필요성은 지속적으로 제기되어 왔다. 하지만 아직 실질적으로 환경영향평가에 반영하기 위한 방법론이 구축·적용되지는 못하였다. Parkes *et al.* (2003)의 연구에 따르면 생물다양성 보전 관점에서 식생에 대한 평가는 신뢰성이 높고, 반복 가능한 객관적 평가가 가능해야



**Fig. 6.** (a) Distribution of NDVI in 2000, (b) the region where NDVI changed in 2007 compared to 2000, (c) an enlarged map of the neighborhood of Yongjin. A negative value indicates a region with a large decrease in NDVI.

한다. 또한, 다양한 지역 및 식생유형에 범용적으로 적용할 수 있어야 하며, 개발사업으로 인한 순 영향을 도출하여 정책이나 사업 시나리오에 대한 비교·평가를 통해 이해당사자들에게 빠르게 수용 가능한 형태의 정보를 제공해 줄 수 있어야 한다.

본 연구에서는 국가 환경공간정보, 위성영상 및 공간분석기법을 적용하여 시계열적인 변화를 파악하는 시도를 통해 이러한 방법론 구축의 단초를 제공하고자 하였다. 개별 종 서식 적합성 평가가 아닌 다양한 생물 종들의 서식처로서 통합적 관점의 식생 평가를 수행하기 위하여 핵심면적, 연결성, NDVI의 변화를 다양한 방법론을 통해 공간적으로 구축하고, 시계열 변화를 분석하였다. 분석 결과, 각 항목이 지속적으로 악화되고 있으며, 특히 환경영향평가 대상사업지 내부와 대상사업지 주변에서 뚜렷한 감소를 나타내었다. 식생의 장기적인 지속가능성은 식생의 상태뿐 아니라 주변 지역의 통합적인 요인들에 의존하기 때문에 대상지를 넘어 경관적 맥락의 평가가 수행될 필요성이 있음을 확인한 것이다.

하지만 핵심면적·연결성과 NDVI는 다른 공간적 규모에서 다루어질 필요성이 있다고 판단된다. 핵심면적 및 연결성의 경우에는 대상지역 주변의 식생뿐 아니라 그 식생이 포함되어 있는 산림 전체를 고려할 필요성이 있다. 본 연구에서는 단순히 핵심면적으로 구분되는 산림유형별 감소량을 도출하였지만, 의사결정을 지원하는 환경영향평가에 적용하기 위해서는 변화량에 대한 가치평가를 수행해야 한다. 예를 들어, 면적이 큰 패치에 속해 있는 식생의 경우에는 높은 점수를, 면적이 작은 소규모 패치에 속해 있는 식생의 경우 낮은 점수를 부여하여 사업 수행으로 인해 발생하는 점수 감소 폭이 클수록 영향 정도가 큰 것으로 평가될 수 있도록 하는 점수화 방법론을 적용할 수 있다. 연결성 측면에서도 마찬가지로 식생 손실에 따른 주변 지역의 연결성 감소 정도에 따라 영향 정도를 판단하고 이를 종합화할 필요성이 있다. 이러한 과정을 통해 사업 수행계획에 따라 발생하는 경관생태학적 영향을 미리 예측하여 사업 입지 타당성 평가나 저감대책 수립에 활용할 수 있다.

반면 NDVI의 경우, 대상사업지 바로 인접지역 식생에 영향을 미치는 것으로 나타났으므로, 보다 상세한 공간 해상도에서 분석을 수행할 필요가 있다. 또한, 사업 유형별·지역별 영향 범위와 정도의 차이가 있을 수 있으므로 보

다 확장된 시·공간 분석을 통해 영향이 분석될 필요성이 있다. 이를 통해 식생보전등급과 더불어 주변 식생의 질적 변화를 지속적으로 모니터링하여 영향평가 및 사후 관리에 활용할 수 있을 것이다.

개발로 인해 지속되는 식생 훼손 및 파편화를 막기 위해서는 이러한 문제를 직접적으로 다룰 수 있는 가장 효율적인 수단인 환경영향평가에서 앞서 언급한 요소들을 적극 고려해야 한다. 이제는 다양한 환경 공간자료의 축적과 기술의 발전으로 식생에 대한 평가가 정량적으로 이루어질 수 있는 기반이 갖추어졌다. 이를 실제 환경영향평가에 활용하기 위해서는 사업수행 전·후 각 항목의 변화를 예측하여 사업으로 인한 순 영향을 도출하고, 영향 정도와 범위를 명확하게 규명할 수 있는 방법론을 구축해야 할 필요성이 있다. 이를 통해 종합적이고, 거시적인 관점에서 과거 사업수행으로 인한 영향을 분석하고, 앞으로 수행될 사업의 영향을 보다 정량적·과학적으로 평가해야 한다. 개발사업 입지의 타당성 평가 및 저감대책의 적합성 평가에 이러한 방법론을 적용함으로써 개발사업이 자연생태계에 미치는 영향을 최소화하고, 지속가능발전에 기여할 수 있을 것이다.

## 적 요

생태계를 구성하는 주요 요소인 식생은 생물다양성 보전과 지속가능 발전의 기반으로 보전의 필요성이 높다. 개발로 인한 자연훼손을 방지할 수 있는 가장 직접적이고 효율적인 정책 수단인 환경영향평가에서 식생 관련한 평가는 정량적·객관적이지 못한 한계가 존재한다. 또한, 영향평가가 보호종의 존재 여부에 집중되어 있어 광역적 차원에서 서식처로서 식생의 역할을 고려하지 못하고 있다. 본 연구에서는 다양한 공간데이터를 활용하여 개발사업으로 인해 식생이 받는 영향을 다각도로 검토하고 향후 식생 환경영향평가의 정량화·고도화에 기여하는 것을 목표로 한다. 이를 위해 선행연구 검토를 통해 거시적인 측면에서 식생 영향평가 시 다루어야 하는 항목으로 현재 활용하고 있는 식생보전등급 외에 핵심 면적, 연결성, 식생상태를 도출하였다. 각 항목을 토지피복도와 위성영상을 활용하여 공간적으로 구축하고 시계열 변화분석을 수행하였다. 연구 결과, 모든 항목에서 개발로 인해 식생이 지속적으로

악화되고 있으며, 특히 환경영향평가 대상사업지 내부뿐 아니라 주변 지역에도 악영향이 있음을 규명하였다. 본 연구를 통해 데이터를 기반으로 한 식생부문 환경영향평가의 개선방향을 제시하였으나, 실제 환경영향평가에 적용하기 위해서는 보다 구체적인 방법론이 정립될 필요성이 있다. 다양한 환경공간자료를 적극 활용하여 개발사업으로 인해 자연생태계가 받는 영향을 보다 정량적·과학적으로 평가함으로써 개발사업이 자연생태계에 미치는 영향을 최소화하고, 효과적인 저감대책 수립에 기여할 수 있을 것이다.

## 사 사

본 결과물은 환경부 재원으로 한국환경산업기술원의 ICT기반 환경영향평가 의사결정 지원 기술개발사업(2021003360002)과 과학기술정보통신부 재원으로 한국연구재단의 기초연구사업(NRF-2021R1C1C2012406)의 지원으로 수행되었습니다.

## REFERENCES

- Bernardino J, RC Martins, R Bispo, AT Marques, M Mascarenhas, R Silva and F Moreira. 2022. Ecological and methodological drivers of persistence and detection of bird fatalities at power lines: Insights from multi-project monitoring data. *Environ. Impact Assess. Rev.* 93:106707.
- Bigard C, S Pioch and JD Thompson. 2017. The inclusion of biodiversity in environmental impact assessment: Policy-related progress limited by gaps and semantic confusion. *J. Environ. Manage.* 200:35-45.
- Cho KJ, JH Choi, YM Park, YI Song, H Sagong, SB Lee, JC Jung and YS Im. 2008. Achievement and Development of EIA over the last 30 years. Korea Environment Institute. Sejong, Korea.
- Choi SH and KJ Lee. 1996. Development of forest ecosystem assessment technique of environmental impact assessment (II): Nature evaluation of vegetation. *Environ. Impact Assess. Rev.* 5:33-47.
- Choi Y, CH Lim, HI Chung, Y Kim, HJ Cho, J Hwang, F Kraxner, GS Biging, WK Lee, J Chon and SW Jeon. 2021. Forest management can mitigate negative impacts of climate and land-use change on plant biodiversity: Insights from the Republic of Korea. *J. Environ. Manage.* 288:112400.
- Choung HL, HW Lee, TH Rho, YH Kwon, HS Yoo and SH Park. 2003. A Study on the Landscape Ecological Method in Environmental Impact Assessment. Korea Environment Institute. Sejong, Korea.
- Chu Y, JK Kim and H Lee. 2017. Impact on introduction of the alien plants by road development projects. *Ecol. Resil. Infrastruct.* 4:156-168.
- Dehkordi FA and N Khazaei. 2009. A decision support system for environmental impact assessment in landscape degradation (Case study: Shafarud Watershed in Gilan province of Iran). *J. Environ. Stud.* 35:69-80.
- Geneletti D. 2002. Ecological Evaluation for Environmental Impact Assessment. Koninklijk Nederlands Aardrijkskundig Genootschap (Royal Dutch Geographical Society). pp. 48-49.
- Geneletti D. 2003. Biodiversity impact assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. *Environ. Impact Assess. Rev.* 23:343-365.
- Geneletti D. 2005. Multicriteria analysis to compare the impact of alternative road corridors: a case study in northern Italy. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 23:135-146.
- Geneletti D. 2006. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environ. Impact Assess. Rev.* 26:257-267.
- Girardet X, JC Foltête and C Clauzel. 2013. Designing a graph-based approach to landscape ecological assessment of linear infrastructures. *Environ. Impact Assess. Rev.* 42:10-17.
- Gontier M, U Mörtberg and B Balfors. 2010. Comparing GIS-based habitat models for applications in EIA and SEA. *Environ. Impact Assess. Rev.* 30:8-18.
- Ha R, HJ Shin and SJ Kim. 2007. Proposal of prediction technique for future vegetation information by climate change using satellite image. *J. KAGIS* 10:58-69.
- Han SW and HK Jang. 2020. Evaluation of optimal planting combination considering growth characteristics of major landscaping groundcover plants. *Korean J. Environ. Biol.* 38:197-205.
- Kang HG, MR Park, TK Park, HL Kim and SE Lee. 2009. Drawing of habitat assessment map and conservation value assessment for environmental friendly road construction. *J. Korean Soc. Environ. Eng.* 31:611-618.
- Karlson M, U Mörtberg and B Balfors. 2014. Road ecology in environmental impact assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 48:10-19.
- Kim CH. 2000. Evaluation of the natural environment - I. Selection of flora -. *Korean J. Environ. Biol.* 18:163-198.
- Kim E, W Song and D Lee. 2013. A multi-scale metrics approach to forest fragmentation for strategic environmental impact assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 42:31-38.

- Kim HJ and An KG. 2020. Impacts of stream water quality and fish histopathology by effluents of wastewater treatment plant. *Korean J. Environ. Biol.* 38:678–690.
- Kim JY, YH Kwon and HS You. 2002. A Study on Reasonable Estimation and Assessment Method of Environmental Impact. Korea Environment Institute. Sejong, Korea.
- Kim M, J Choi and S Lee. 2013. Feasibility of forest land conversion to other use by considering forest fragmentation. *J. Korean Env. Res. Tech.* 16:53–63.
- Kwon YH, TH Rho, HW Lee and HL Choung. 2006. An Approach to Introduce Biodiversity Components in the Environmental Assessment System in Korea. Korea Environment Institute. Sejong, Korea. pp. 1–28.
- Lee DK and EY Kim. 2009. Development and application of impact assessment model of forest vegetation by land developments. *J. Korea Soc. Environ. Restor. Technol.* 12:123–130.
- Lee JH and JH Cho. 2017. Water quality impact assessment in Korea - Comparing with the integrated control of pollutant-discharging facilities. *J. EIA* 26:331–343.
- Lee MJ, W Park and W Song. 2017. Present condition of environment geospatial information and its application. *Korean J. Remote Sens.* 33:763–771.
- Lee S. 2007. Landscape Ecological Methodologies to Evaluate Landscape Connectivity. Korea Environment Institute. Sejong, Korea.
- Lee SW, P Rho and JC Yoo. 2013. Application of the habitat evaluation procedure (HEP) for legally protected wildbirds using Delphi technique to environmental impact assessment - In case of the common kestrel (*Falco tinnunculus*) in four areas (Paju, Siheung, Ansan, Hwaseong) -. *J. EIA* 22:277–290.
- Lv GT, Y Zhu, WQ Liu, X Huang, CL Li and GS Cui. 2019. Analysis of multi-time series vegetation greening in the Korean Peninsula. *J. Climate Change Res.* 10:479–489.
- Michaels K. 2006. A Manual for Assessing Vegetation Condition in Tasmania, Version 1.0. Resource Management and Conservation. Department of Primary Industries, Water and Environment. Hobart, Australia.
- Mörtberg UM, B Balfors and WC Knol. 2007. Landscape ecological assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning. *J. Environ. Manage.* 82:457–470.
- Nezhadi A, M Makhdom, SM Monavari, A Bali and RH Farahani. 2008. Biodiversity impact assessment of Tehran-Pardis highway on two protected areas: Khojir and Sorkhehesar. *J. Environ. Stud.* 34:97–106.
- Nordman C, D Faber-Langendoen and J Baggs. 2021. Rapid ecological integrity assessment metrics to restore wildlife habitat and biodiversity for shortleaf pine-oak ecosystems. *Forests* 12:1739.
- Oh IC, YH Kwon and PH Rho. 2015. A Study of Impact Assessment Considering Biodiversity Components in Korea. Korea Environment Institute. Sejong, Korea.
- Park CY and YW Mo. 2021. Impact of climate change on urban bird species richness and the importance of urban green spaces. *J. Climate Change Res.* 12:371–381.
- Parkes D, G Newell and D Cheal. 2003. Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecol. Manag. Restor.* 4:S29–S38.
- Rho PH. 2011. A Study to Prepare an Assessment Plan for Habitat Suitability of Endangered Species according to the Development Project. Korea Environment Institute. Sejong, Korea.
- Rho PH and HW Lee. 2010. A Framework for Incorporating Wildlife Habitat Survey and Conservation Measures in Environmental Assessment. Korea Environment Institute. Sejong, Korea. pp. 1–142.
- Scolozzi R and D Geneletti. 2012. A multi-scale qualitative approach to assess the impact of urbanization on natural habitats and their connectivity. *Environ. Impact Assess. Rev.* 36:9–22.
- Seon HS. 2014. Environmental noise impact assessment. *J. KSNVE* 24:4–6.
- Ser YH and BH Koo. 2012. A study of environment ecological appropriateness assessment for eco-railroad route selection. *Korean Inst. Spatial Design* 7:9–16.
- Song W, E Kim and DK Lee. 2012. Measuring connectivity in heterogeneous landscapes: a review and application. *J. Korean Env. Res. Tech.* 21:391–407.
- Suh EC and YP Kim. 2010. A time-series analysis of forest patch change difference by green trace of land cover classification indices. *J. KIFR* 14:93–98.
- Sung WG, DK Lee and Y Jin. 2018. Analyzing difference of urban forest edge vegetation condition by land cover types using spatio-temporal data fusion method. *J. EIA* 27:279–290.
- Tanaka A. 2008. First application of Habitat Evaluation Procedure to EIA in Japan: How to quantify loss and gain of habitats? pp. 741–749. In: IAIA08 Conference Proceedings, 28th Annual Conference of the International Association for Impact Assessment. Perth Convention Exhibition Centre, Perth, Australia.
- Tardieu L, S Roussel, JD Thompson, D Labarraque and JM Salles. 2015. Combining direct and indirect impacts to assess ecosystem service loss due to infrastructure construction. *J. Environ. Manage.* 152:145–157.
- Vogt P, KH Riitters, C Estreguil, J Kozak, TG Wade and JD Wickham. 2007. Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landsc. Ecol.* 22:171–177.

Xia L and W Cheng. 2019. Sustainable development strategy of rural built-up landscapes in Northeast China based on ANP approach. *Energy Procedia* 157:844–850.

Yoon EJ, EY Kim, JY Kim and DK Lee. 2019. Connectivity assessment based on circuit theory for suggestion of ecological

corridor. *J. EIA* 28:275–286.

Yun CW, HJ Kim, BC Lee, JH Shin, HM Yang and JH Lim. 2011. Characteristic community type classification of forest vegetation in South Korea. *J. Korean Soc. For. Sci.* 100:504–521.