

도시산림 내 침입교란종 출현현황 및 서식특성 연구*

김은영¹⁾ · 김지연¹⁾ · 송원경²⁾

¹⁾ 수원시정연구원 · ²⁾ 단국대학교 녹지조경학과

Current Status of Invasive Disturbance Species and Its Habitat Characteristics in Urban Forest*

Kim, Eunyoung¹⁾ · Kim, Jiyeon¹⁾ and Song, Wonkyong²⁾

¹⁾ Suwon Research Institute, ²⁾ Dept. of Landscape Architecture, Dankook University.

ABSTRACT

An invasive disturbance species has caused harm to biodiversity and ecosystem. To address the issue, identifying the characteristics of a habitat for invasive disturbance species is considered for forest management. This study analyzed a status of plant species by field survey based on belt transect method in the capital areas and established a predictive model for invasive disturbance species by logistic regression. As results of the study, the number of herb, vine, and invasive disturbance species and a canopy cover of tree would decrease from the forest edge to core areas ($p < 0.001$). The predictive model was derived with variables of altitude, Topographic Wetness Index, distance to forest edge, and canopy cover of tree. It can be useful in estimating the presence or absence of species and predicting its spatial distribution. Further studies are needed to identify the pathway of introduction, spread, and possibility of germination for understanding the status of invasive disturbance species in more depth.

Key Words : *Invasive alien species, Belt-transect survey, Vegetation structure, Species spread.*

* 본 연구는 한국연구재단 이공분야기초연구사업(NRF-2014R1A1A3052296)의 지원으로 수행되었음.

First author : Kim, Eunyoung, Suwon Research Institute, 111 Maeyeong-ro 345-gil, Yeongtong-gu, Suwon, Gyeonggi 16703, Korea,

Tel : +82-31-220-8045, E-mail : eykim@suwon.re.kr

Corresponding author : Song, Wonkyong, Department of Landscape Architecture, Dankook University, 119 Dandae-ro, Dongnam-gu, Cheonan, Chungnam 31116, Korea,

Tel : +82-41-550-3636, E-mail : wksong@dankook.ac.kr

Received : 4 April, 2016. **Revised** : 13 June, 2016. **Accepted** : 28 June, 2016.

I. 서 론

경제성장에 따른 국토개발 및 도시화는 심각한 생물종 서식지 파괴를 야기하고 있다. 이는 지역 내 생물다양성을 급격히 감소시킬 뿐만 아니라 침입교란종의 유입을 증가시켜 생태계 건강성을 위협한다. 침입교란종은 생태계 균형을 저해시키거나 교란의 우려가 있는 종 또는 기존 생태계 및 동·식물에 사회적·경제적·환경적 피해를 입히는 도입종으로서, 생물다양성 및 생태계 건강성 증진을 위한 관리대상으로 정의된 바 있다(Kim et al., 2016). 새로운 서식지에 정착 및 번식함으로써 교란을 일으키는 침입교란종은 환경에 부정적인 영향을 초래하여 막대한 경제적 손실을 발생시키는 것으로 알려져 왔다(Pimentel et al., 2001; Branco et al., 2015). 우리나라에서도 침입교란종으로 인한 생태적 피해와 더불어 농림수산업, 인체 피해 등 인간 생활에 직·간접적인 피해가 발생한 것으로 보고되고 있다(Mun et al., 2013).

이에 따라 침입교란종이 출현하는 환경 특성을 파악함으로써 침입교란종 이입을 예방하거나 확산방지 등 관리 대책을 세우는 것이 중요하다. 국외 연구에서는 외래종 침입에 영향을 끼칠 수 있는 지형 요인, 기후 요인, 인위적 요인, 생물 종과 식생구조 등을 추출하고 요인별 영향 범위를 분석하였다(Pauchard and Alaback, 2006; Bigirimana et al., 2011; Lososova et al., 2012; Spear et al., 2013). 이러한 연구로부터 추출된 영향 요인들은 대상지 혹은 대상의 차이에 따라 중요도가 다르게 나타나거나, 일부 변수는 아예 영향 요인에서 제외되기도 한다. 그러나 인간 활동에 의한 주변 교란은 대부분의 연구에서 공통적으로 높은 영향력을 갖는 요인으로 나타났다. 또한 추출된 영향 요인과 외래종 출현 자료를 이용하여 외래종의 분포 패턴을 평가, 예측하는 연구도 진행되었다. 이러한 연구에서는 주로 통계적 모형인 로지스틱 회귀모형이나

기계학습식 모형인 Maximum Entropy(MaxEnt), Genetic Algorithm for Rule Set Production(GARP) 등이 활용되었다(Hortal et al., 2010; Lemke et al., 2011; Taylor and Kumar, 2013; Padalia et al., 2014).

국내에서도 생태계 교란을 일으키는 종을 대상으로 서식지 특성 및 분포를 파악하는 연구가 진행되고 있다. 현장 조사를 통해 대상 종이 출현한 지점에서의 서식 환경을 파악하고 분포와의 관련성을 분석한 바 있다(Yang et al., 2003; Kil et al., 2004; Oh et al., 2008; Kim et al., 2014). 그러나 이러한 연구들은 제한적인 요인만을 평가하여 다양한 영향 요인들과 종 출현 간의 관계를 밝혀내지 못하였다. 또한 침입교란종 출현의 서식 특성을 정량적으로 평가한 연구도 미비하여 대상 종의 출현 잠재력이 있는 지역을 예측하거나 향후 관리방안을 제시하는데 한계가 있다. 이에 침입교란종의 출현에 영향을 미치는 다양한 요인을 고려하여 출현 및 분포 현황, 서식 특성을 정량적으로 평가하는 연구가 필요한 실정이다.

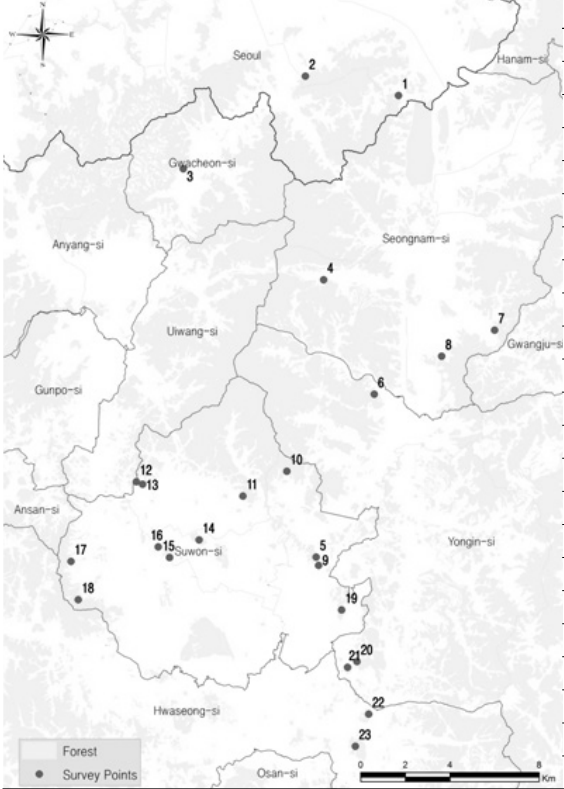
따라서 본 연구에서는 도시화가 진행되고 있는 도시산림을 대상으로 침입교란종 출현 지점을 조사하여 영향 요인들 간의 상관관계를 분석하고, 침입교란종 출현 가능성을 정량화하였다. 연구의 결과는 향후 침입교란종 분포 예측에 활용되어 적절한 관리 대책 수립에 기여할 것으로 판단된다.

II. 연구의 범위 및 방법

1. 연구범위

침입교란종은 사회·경제·생태적으로 영향을 미치며 도시생태계 건강성을 위협하는 종으로, 주로 택지 개발, 산림 파편화 등이 이루어지고 있는 도시 지역에서 확산 가능성이 높다. 본 연구는 Kim et al.(2016)이 제시한 침입교란종 정의를 토대로 생물다양성을 저해하고 인간에

Table 1. Survey points in Seoul and Gyeonggi area.



Points	Forest area (km ²)	Land use nearby
1	8.58	Residential areas
2	7.45	Public facilities
3	33.15	Traffic areas
4	4.53	Upland field
5	0.32	Bare ground
6	3.45	Residential areas
7	26.39	Traffic areas
8	10.50	Traffic areas
9	0.32	Bare ground
10	41.11	Residential areas
11	0.76	Residential areas
12	0.85	Golf club
13	0.85	Paddy
14	0.12	Golf club
15	0.20	Public facilities
16	0.02	Traffic areas
17	7.53	Natural grassland
18	7.53	Forest
19	0.12	Public facilities
20	1.00	Residential areas
21	0.09	Traffic areas
22	0.17	Inland water
23	0.52	Commercial areas

게도 피해를 줄 수 있는 5개종을 선정하여 출현 현황 및 서식특성을 분석하였다. 선정된 대상종은 돼지풀(*Ambrosia artemisiifolia* L.), 단풍잎돼지풀(*Ambrosia trifida* L.), 서양등골나물(*Eupatorium rugosum* Houtt.), 칩(*Pueraria lobata* (Willd.) Ohwi), 환삼덩굴(*Humulus japonicus* Siebold & Zucc.)이다. 돼지풀, 단풍잎돼지풀, 서양등골나물은 국외에서 유입된 외래종으로 환경부 지정 생태계교란 생물에 포함된다. 이들은 주변 식물의 광합성을 방해하거나 다른 식물, 잡초 등의 발생을 억제해 생물다양성을 방해할 뿐만 아니라, 인간 및 가축, 경작지 등에도 악영향을 미치는 것으로 확인되었다(Lee et al., 2007; Choi et al., 2010). 칩과 환삼덩굴은 자생종이나 덩굴성 식물의 특성상 성장속도가 빠르고 식물 밀도가 높아 생물다양성을 위협하는 식물로 알려져 있다

(Pyon et al., 2005; Oh et al., 2008; Park et al., 2008). 이러한 특성은 주변 나무를 고사시키거나 서식지의 단순화를 초래할 뿐만 아니라 경작지 등에 침입해 경제적 피해를 입히기도 한다. 따라서 이들 종에 대한 서식 특성 연구 및 관리 대책이 필요한 실정으므로 칩과 환삼덩굴을 침입교란종의 범위에 포함하였다.

본 연구의 공간적 범위는 도시화가 진행되었거나 현재 진행 중에 있어 침입교란종이 출현할 것으로 판단되는 서울 강남지역과 경기 남부지역의 도시산림으로 한정하였다.

2. 연구방법

1) 조사지역 선정

조사지역은 산림의 크기, 주변 토지이용, 산림 패치의 파편화 정도, 산림경관의 구조적 안

정성 등을 고려하여 선정하였다. 이에 따라 조사대상 지역을 서울시 강남구, 경기도 과천시, 성남시, 용인시, 수원시, 화성시 등으로 설정하였다. 대상 지역 내 위치하고 있는 청계산, 관악산, 광교산 등 비교적 산림 규모가 큰 지역과 도시 내 파편화된 산림공원 등 총 23곳을 조사지역으로 선정하여 각각의 환경 특성에 따른 침입교란종 출현 여부 및 서식 특성 등을 파악하였다(Table 1).

2) 현장조사

선정된 조사지역을 대상으로 산림경계부터의 거리가 0m, 10m, 20m, 40m 그리고 60m 이상인 산림내부 지점에 각각 20m×2m 크기의 조사구(transect)를 설치하여 식생 및 토양 조사를 실시

하였다(Pauchard and Alaback, 2006; Lee and Kim, 2009). 현장조사는 2015년 7월부터 8월에 걸쳐 이루어졌다. 산림식생의 구조 및 종 구성을 분석하기 위하여 교목층, 아교목층, 관목층, 초본층의 종수와 캐노피 커버율을 조사하였으며, 또한 외부로부터의 영향정도를 확인할 수 있는 외래종과 덩굴식물의 종수, 개체수, 피복률 등을 조사하였다. 토양 조사는 토양경도계를 이용하여 각 조사구 별 토양경도를 5회 반복 측정하였다.

3) 침입교란종 서식특성 분석

침입교란종 서식특성 분석을 위한 독립변수 선정에는 Kim et al.(2016)에서 제시한 지형 요인, 인위적인 요인, 종 특성 및 식생구조적 요인 중에서 20개의 독립 변수를 구축하였다(Table 2).

Table 2. Independent variables used for logistic regression analysis.

Classification	Variables	Reference
Geographic factor	Altitude (m)	DEM (Digital Elevation Map)
	Topographic Wetness Index (TWI)	DEM (Digital Elevation Map)
	Soil hardness	Field survey with soil durometer
	Effective depth (cm)	Detailed soil map
Anthropogenic Factor	Distance to forest edge (m)	Land cover map
	Distance to trail (m)	Land cover map
	Distance to road (m)	Land cover map
	Distance to built-up area (m)	Land cover map
	Area of forest (km ²)	Land cover map
	Edge density (m/km ²)	Land cover map
	Area-weighted mean shape index	Land cover map
Species & Vegetation structure	Broadleaf tree population ratio	Field survey
	Broadleaf tree species ratio	Field survey
	Canopy cover of tree (%)	Field survey
	Canopy cover of subtree (%)	Field survey
	Canopy cover of shrub (%)	Field survey
	Forest canopy cover (%)	Field survey
	species richness of tree	Field survey
	species richness of subtree	Field survey
species richness of shrub	Field survey	

이 중 현장조사로 구득하기 어려운 지형 관련 변수는 DEM(1 : 5000)과 정밀도양도(1 : 25000)를, 인간영향 관련 변수는 2014년 중분류 토지피복도(1 : 25000)를 ArcGIS 10.2로 가공하여 추출하였다. 또한 인간영향 인자 중 산림의 가장자리 밀도는 단위면적 내에 포함된 산림 가장자리의 길이를 나타내는데, 값이 클수록 가장자리를 선호하는 종의 서식 환경을 제공한다는 점에서 변수에 포함하였다(Jung et al., 2005). 또한 평균면적가중지수는 그 값이 클수록 경관 복잡성을 나타내어 종의 서식에 영향을 끼치므로 변수로 선정하였다(Lee et al., 2010). 두 변수에 대한 분석은 패치의 공간적 배치, 형태 등의 경관 분석이 가능한 FRAGSTATS v4.2.1로부터 산출하였다. 종 특성 및 식생구조 요인 중 종다양성 지수는 Shannon-Wiener 지수를 이용하여 식생 조사 결과를 토대로 산출하였다.

각각의 독립 변수를 기반으로 침입교란종의 서식 특성을 정량화하기 위하여 SPSS 21.0을 사용한 통계분석을 수행하였다. 분산분석을 실시하여 산림경계부터의 거리에 따라 변수의 차이가 발생하는지를 살펴보았으며, 총 87개의 조사 지점을 가지고 침입교란종의 출현 여부와 연속형 변수 간의 독립표본 T검정을 실시하여 그 유의성을 진단하였다. 이 때 유의하지 않은 변수를 소거하여 종속변수인 침입교란종 출현 여부에 영향을 줄 것으로 판단되는 설명변수를 선정하였다. 최종적으로 유의한 변수들과 로지스틱 회귀분석을 실시함으로써 침입교란종 출현 예측 모형을 도출하였다. 로지스틱 회귀분석은 모든 설명변수 중 설명력이 가장 낮은 변수(F-값이 가장 작은 변수에 대한 F-검정의 p-값이 유의수준 α 보다 큰 변수)를 제거해가며 모형을 구성하는 후진제거법을 활용하였다. 그러나 후진제거법이 제외된 변수를 다시 고려하지 않는다는 점에서 반드시 최적의 모형을 도출한다고 보기 어려우므로 변수 조합을 바꾸어 가며 반복적으로 로지스틱 회귀분석을 수행하였다. 또한 변수

간 강한 상관관계가 나타나는 다중공선성을 고려하기 위하여 분산팽창요인(Variance Inflation Factor; VIF)을 통해 이를 진단하였다. 도출된 모형을 검토하여 모형의 설명력(R^2), 유의확률, 분류정확도 등 해석의 적절성에 근거하여 최종 모형을 선택하였다. 마지막으로 Hosmer and Lemeshow 검정을 통해 모형의 적합도를 검증하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 경계거리별 식생 및 침입교란종 출현 현황

23개 지역 87개 조사구를 대상으로 산림경계부터의 거리에 따른 식생 층위별 종수 및 캐노피 커버율을 분석한 결과 교목층, 아교목층, 관목층의 종수는 산림경계보다는 산림내부로 갈수록 증가하는 경향을 보였다(Figure 1). 그러나 분산분석을 시행한 결과, 거리에 따른 종수의 차이가 유의하지 않은 것으로 나타났다. 초본층의 종수는 산림경계에서 21종, 10m지점에서 9.06종, 20m지점에서 9.07종, 40m지점에서 7.21종, 60m 이상의 산림내부에서 4.40종으로 조사되었는데, 그러한 차이가 유의하게 나타났다($p < 0.001$). 덩굴성 식물과 침입교란종 역시 산림경계에서 내부로 갈수록 종수가 감소하는 것으로 나타났으며, 교목층의 캐노피 커버율은 내부로 갈수록 증가하는 것으로 나타났다($p < 0.001$). 거리에 따른 그룹 간 차이를 비교해 본 결과, 초본층의 종수와 덩굴성 식물의 종수는 산림경계 지역(0m)에서 산림경계가 아닌 지역(산림경계로부터 10m, 20m, 40m, 60m 이상)보다 유의하게 큰 것으로 분석되었다($p < 0.01$). 침입교란종 종수의 경우 0m, 20m 지역보다 60m 이상인 지역에서 유의하게 감소하는 것으로 분석되었다($p < 0.01$)(Table 3).

침입교란종의 출현현황을 파악한 결과 침과 환삼덩굴은 각각 23곳, 20곳에서 출현하는 등 다수의 조사구에서 발견된 반면, 서양등골나물

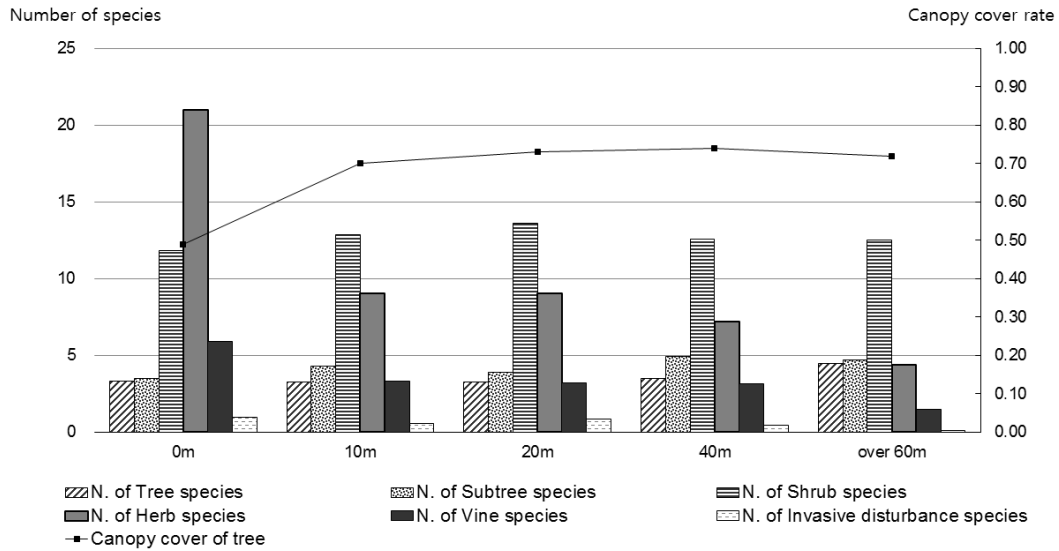


Figure 1. Changes on the number of species and canopy cover by distance from forest edge.

Table 3. Results of ANOVA for effects of distance from the urban forest edge to the number of invasive disturbance species.

Variables	0m (n=23)	10m (n=16)	20m (n=14)	40m (n=14)	over 60m (n=20)	p-value
N. of Invasive disturbance species	0.96±0.77‡	0.56±0.51	0.86±0.53‡	0.43±0.51	0.10±0.31**	<0.001
standard error	0.16	0.13	0.14	0.14	0.07	

* p<0.01 compared with 0m group, ** p<0.01 compared with 10m group, † p<0.01 compared with 20m group, ‡ p<0.01 compared with 40m group, †† p<0.01 compared with over 60m group

과 돼지풀은 각각 9곳과 4곳 등 비교적 소수의 지점에서 발견되었다. 그러나 서양등골나물과 돼지풀의 출현이 확인된 지점에서는 100개체 이상이 발견되는 등 확산 정도가 큰 것으로 조사되었다. 이러한 침입교란종 출현 지점의 식생을 분석한 결과 야까시나무, 상수리나무, 밤나무, 소나무 및 리기다소나무 등이 우점종인 지역인 것으로 나타났다.

2. 침입교란종 서식특성

20개의 독립변수 중 침입교란종 출현 여부와 유의한 관련성을 보이는 변수는 고도($X_{altitude}$), 지형습윤지수(X_{twi}), 토양경도(X_{hard}), 유효토심

(X_{depth}), 산림경계부터의 거리(X_{dist}), 도로와의 거리(X_{road}), 산림면적(X_{area}), 면적가중형태지수(X_{shape}), 활엽교목의 종 비율(X_{ratio}), 교목층 캐노피커버율(X_{canopy}), 교목층 종다양성(X_{tree}), 관목층 종다양성(X_{shrub}) 등 총 12개로 나타났다. 이들 변수를 이용하여 로지스틱 회귀분석을 수행한 결과 총 9개의 모형을 도출하였다(Table 4).

각각의 진입 변수에 대하여 통계적으로 유의하게 나타난 모형은 아홉 번째 모형이며, 이 때 고도, 지형습윤지수, 산림경계부터의 거리, 교목층의 캐노피 커버율이 설명 변수로 포함되었다. 이 중 고도와 산림경계부터의 거리 변수는 다른 독립 변수의 진입과 관계없이 유의한 변수인 것

Table 4. Results of logistic regression analysis.

	model1	model2	model3	model4	model5	model6	model7	model8	model9	
$X_{altitude}$	-.077*	-.076*	-.075*	-.076*	-.076*	-.068*	-.064*	-.052*	-.057*	
X_{twi}	.621	.607	.608	.572	.500	.551	.583	.593	.450	
X_{hard}	-.165	-.175	-.173	-.141	-.134	-	-	-	-	
X_{depth}	.036	.036	.035	.026	.026	.020	-	-	-	
X_{dist}	-.059*	-.059*	-.059*	-.059*	-.056*	-.052*	-.056*	-.054*	-.052*	
X_{road}	.003	.003	.003	.003	.003	.003	.002	-	-	
X_{area}	-.643	-.600	-.491	-.560	-.557	-.497	-.581	-.560	-	
X_{shape}	.068	.050	-	-	-	-	-	-	-	
X_{ratio}	-1.819	-1.688	-1.608	-1.109	-	-	-	-	-	
X_{canopy}	-.073	-.075	-.075	-.084*	-.084*	-.077*	-.080*	-.082*	-.080*	
X_{tree}	.159	-	-	-	-	-	-	-	-	
X_{shrub}	-1.697	-1.655	-1.562	-	-	-	-	-	-	
(constant)	11.149	11.472	11.459	8.719	8.149	5.798	7.088	6.705*	7.585*	
R ²	Cox & Snell	.539	.539	.539	.536	.534	.528	.524	.518	.507
	Nagelkerke	.729	.729	.728	.724	.721	.713	.708	.699	.685
Correct (%) classification	83.9	85.1	83.9	82.8	81.6	82.8	81.6	80.5	81.6	

* Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed)

으로 나타났다. 이는 이들이 종속 변수인 침입교란종 출현 여부를 설명하는데 중요한 변수임을 시사한다. 이 모형에서 설명 변수들은 종속 변수인 침입교란종의 출현 여부를 약 50.7% 설명하는 것으로 나타났으며, 분류정확도는 81.6%로 나타났다. Hosmer and Lemeshow 검정 결과 $P=0.735$ 로 나타나 추정된 모형이 통계적으로 적합하다고 판단된다.

침입교란종 출현 확률을 나타내는 예측 모형은 (Eq. 1)과 같다. 이 모형에서 고도와 침입교란종 출현 확률은 음의 상관관계를 갖는 것으로 나타났다. 이는 침입교란종의 생태적 특성뿐만 아니라 교란 정도, 침입의 용이성, 번식압력 등 다른 영향요인에 의해 많은 침입외래종이 낮은

고도를 선호한다는 기존 연구와도 일치하는 결과이다(Becker et al., 2005; Lemke et al., 2011; Padalia et al., 2014). 같은 맥락에서 산림경계부터의 거리와 침입교란종 출현 확률이 음의 상관관계를 갖는 것 또한 산림 가장자리에서 산림내부보다 교란 및 침입이 쉽게 발생하고 번식압력이 높게 나타나기 때문인 것으로 설명할 수 있다.

지형습윤지수의 계수는 양의 값을 갖는 것으로 나타나 물이 많이 모일 수 있는 지형에서 침입교란종 출현 확률이 증가하는 것으로 예측되었다. 기존 연구에서 토양의 수분 함량이 침입교란종인 돼지풀 등의 출현에 중요하게 작용할 수 있으며(Deen et al., 1998), 범람된 지역과 같이 배수가 잘 되지 않는 습한 토양에서 단풍잎

돼지풀의 생장이 유리하다고 밝혀진 바 있다 (Bassett and Crompton, 1982).

교목층 캐노피 커버율의 계수는 음의 값으로 나타나 캐노피가 열린 지역에서 침입교란종이 출현할 수 있음을 나타내었다. 캐노피가 열린 지역은 지면으로 도달하는 일사량이 증가한다. 일사량은 침입외래종의 정착, 서식, 번식 등 생활사 전반에 걸쳐 영향을 미치는 요인으로서 (Emilio et al., 2014), 일반적으로 침입외래종의 풍부도와 양의 상관관계가 있는 것으로 알려져 있다 (Cabin et al., 2002; Bigirimana et al., 2011). 결과적으로 선택된 모형을 이루는 각각의 변수들과 침입교란종 출현과의 관계는 기존 연구들과도 일치하는 것으로 판단된다.

$$\text{침입교란종 출현확률} = \frac{\text{EXP}(\text{Logit})}{1 + (\text{EXP}(\text{Logit}))}$$

$$\text{Logit} = 7.585 - 0.057X_{\text{altitude}} + 0.450X_{\text{twi}} - 0.052X_{\text{dist}} - 0.080X_{\text{canopy}} \quad (\text{Eq. 1})$$

IV. 결 론

본 연구에서는 식생조사를 통해 서울 및 경기 남부지역의 침입교란종 출현현황을 파악하고 이를 토대로 서식특성을 정량적으로 분석하였다. 산림경계부터의 거리별로 식생 구조의 유의한 차이를 살펴본 결과, 초본, 덩굴식물, 외래종의 종수와 교목의 캐노피 커버율은 산림내부로 들어갈수록 감소하는 경향을 나타내었다 ($P < 0.001$). 외래종의 개체수 또한 산림내부에서 그 수가 유의하게 감소하는 것으로 나타나 산림경계에서부터 내부로 외래종의 확산이 이루어지고 있는 것을 밝혔다. 침입교란종의 서식특성을 분석한 결과 고도가 낮고 물이 많이 모이는 지형일수록, 산림경계부터의 거리가 가까울수록, 교목의 캐노피가 열린 지역일수록 침입교란종의 출현 확률이 증가하는 것으로 나타났다. 이는 낮은 고도와 산림경계와 가까운 지역이 교

란종의 침입에 용이하며 습한 토양에서 생장이 유리하다는 것을 의미한다. 또한 캐노피가 열린 지역은 상대적으로 많은 일사량을 받아들여 침입교란종의 정착 및 서식에 긍정적인 것으로 판단된다. 그러나 침입교란종으로 제시한 종들의 개별적 특성을 반영하지 못한 것은 본 연구의 한계이며, 이를 해결하기 위해 향후 추가적인 현장조사가 필요하다.

본 연구에서 도출한 침입교란종 출현 현황 및 서식특성은 현재 서울 및 경기 남부지역에 분포하고 있는 침입교란종을 대상으로 하여 환경이 유사한 지역에서의 출현 여부 파악 및 침입교란종 제거 등의 관리방안에 활용이 가능할 것으로 판단된다. 향후 연구에서는 침입교란종의 이입경로 및 확산요인을 파악함으로써 침입교란종 출현 지역 분석의 정확도를 높일 수 있을 것으로 판단된다. 또한 특정 환경에서의 발아가능성을 분석함으로써 침입교란종의 이입 및 확산, 생존 등에 관한 연구가 필요할 것으로 사료된다.

References

- Bassett, I. J. and Crompton, C. W. 1982. THE BIOLOGY OF CANADIAN WEEDS: 55: *Ambrosia trifida* L. Canadian Journal of Plant Science 62(4): 1003-1010.
- Becker, T. · Dietz, H. · Billeter, R. · Buschmann, H. and Edwards, P. 2005. Altitudinal distribution of alien plant species in the Swiss Alps. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 7(3): 173-183.
- Bigirimana, J. · Bogaert J. · Canniere C. D. · Lejoly J. and Parmentier I. 2011. Alien plant species dominate the vegetation in a city of sub-Saharan Africa. Landscape and Urban planning 100(3): 251-267.
- Branco, S. · Videira, N. · Branco, M. and Paiva,

- M. R. 2015. A review of invasive alien species impacts on eucalypt stands and citrus orchards ecosystem services: Towards an integrated management approach. *Journal of Environmental Management* 149: 17-26.
- Cabin, R. J. · Weller, S. G. · Lorence, D. H. · Cordell, S. and Hadway, L. J. 2002. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. *Biological Conservation* 104: 181-190.
- Choi BS · Song DY · Kim CG · Song BH · Woo SH and Lee CW. 2010. Allelopathic effects of Common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* var. *elatior*) on the germination and seeding growth of crops and weeds. *The Korean Journal of Weed Science* 30(1): 34-42. (in Korean with English summary)
- Deen, W. · Hunt, L. A. and Swanton, C. J. 1998. Photothermal Time Describes Common Ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) Phenological Development and Growth. *Weed Science* 46: 561-568.
- Emilio, B. · Luciano, G. · Tommaso, L. M. · Agata, N. · Salvatore, P. · Marco, L. · Patricia, F. · Otilia, C. and Cristina, M. 2014. Relationship between recruitment and mother plant vitality in the alien species *Acacia cyclops* A. Cunn. ex G. Don. *Forest Ecology and Management* 331: 237-244.
- Hortal, J. · Borges, P. A. V. · Jiménez-Valverde, A. · Azevedo, E. B. and Silva, L. 2010. Assessing the areas under risk of invasion within islands through potential distribution modelling: The case of *Pittosporum undulatum* in Sao Miguel, Azores. *Journal for Nature Conservation* 18: 247-257.
- Jung SG · Oh JH and Park KH. 2005. A temporal structure analysis of forest landscape patterns using landscape indices in the Nakdong river basin. *Journal of the Korean Association of Geographic Information Studies* 8(2): 143-154. (in Korean with English summary)
- Kil JH · Shim KC · Jeon TM and Lee HJ. 2004. Distribution pattern of *Eupatorium rugosum* in various forest types and soils in Mt. Namsan. *Journal of Ecology and Environment* 27(5): 291-300. (in Korean with English summary)
- Kim EY · Song WK · Yoon EJ and Jung HJ. 2016. Definition of invasive disturbance species and its influence factor: review. *J. Korean Env. Res. Tech.* 19(1): 155-170. (in Korean with English summary)
- Kim HO · Jang YL and Park PS. 2014. Distribution pattern of *Ageratina altissima* along trails at Mt. Umyeon in Seoul, Korea. *Korea journal of Agricultural and Forest Meteorology* 16(3): 227-232. (in Korean with English summary)
- Lee DK and Kim EY. 2009. Development and application of impact assessment model of forest vegetation but land developments. *J. Korean Env. Res. Tech.* 12(6): 123-130. (in Korean with English summary)
- Lee DK · Park C and Oh KS. 2010. Forest patch characteristics and their contribution to forest-bird diversity. *J. Korean Env. Res. Tech.* 13(5): 146-153. (in Korean with English summary)
- Lee IY · Park IY · Oh SM · Park JE and Kwon OS. 2007. Selection of insects for potential biological control of *Ambrosia trifida*. *The Korean Journal of Weed Science* 27(4): 309-317. (in Korean with English summary)
- Lemke, D. · Hulme, P. E. · Brown, J. A. and Tadesse, W. 2011. Distribution modeling of

- Japanese honeysuckle(*Lonicera japonica*) invasion in the Cumberland Plateau and Mountain Region, USA. *Forest Ecology and Management* 262: 139-149.
- Lososova, Z. · Chytry, M. · Tichy, L. · Danihelka, J. · Fajmon, K. · Hajek, O. · Kintrova, K. · Lanikova, D. · Otypkova, Z. and Rehorek, V. 2012. Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation* 145: 179-184.
- Mun S · Nam KH · Kim CG · Chun YJ · Lee HW · Kil JH and Lee JC. 2013. Suggestions for the Improvement of the Invasive Alien Species Management in Korea - A Comparative Analysis of the Legal Framework for Invasive Alien Species between Japan and Korea. *Journal of Environmental Policy and Administration* 21(2): 35-54. (in Korean with English summary)
- Oh YJ · Lee IY · Park JE · Oh MS and Kim CS. 2008. Plant community change in the habitat of *Humulus japonicus*. *The Korean journal of Weed Science* 28(1): 15-19. (in Korean with English summary)
- Padalia, H. · Srivastava, V. and Kushwaha, S. P. S. 2014. Modeling potential invasion range of alien invasive species. *Hyptis suaveolens* (L.) Poit. in India: Comparison of MaxEnt and GARP. *Ecological Informatics* 22: 36-43.
- Park MW · Song JS · Im SH and Kim DS. 2008. Effects of *Humulus japonicus* on vegetation and plant diversity. *The Korean Journal of Weed Science* 28(2): 87-89. (in Korean with English summary)
- Pauchard, A. and Alaback, P. B. 2006. Edge type defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. *Forest Ecology and Management* 223: 327-335.
- Pimentel, D. · McNair, S. · Janecka, J. · Wightman, J. · Simmonds, C. · O'Connell, C. · Wong, E. · Russel, L. · Zern, J. · Aquino, T. and Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 1-20.
- Pyon JY · Ryu HJ · Shen X and Kwon KW, 2005. Evaluation and efficacy of herbicides applied for Kudzu(*Pueraria lobata* Ohwi) control in forest, *The Korean Journal of Weed Science* 25(4): 304-309. (In Korean with English summary)
- Spear, D. · Foxcroft L. C. · Bezuidenhout, H. and McGeoch M. 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation* 159: 137-147.
- Taylor S. and Kumar, L. 2013. Potential distribution of an invasive species under climate change scenarios using CLIMEX and soil drainage: A case study of *Lantaa camara* L. in Queensland, Australia. *Journal of Environmental Management* 114: 414-422.
- Yang YH and Kin MH. 2003. Studies on the distribution and vegetation of *Ambrosia artemisiifolia* var. *elatior* community group in Jeju Island. *The Plant Resources Society of Korea* 16(1): 15-24. (in Korean with English summary)