

광릉내 용암산 식물군집의 천이와 이질성

유영한 · 지광재 · 한동욱 · 광영세 · 김준호

서울대학교 자연과학대학 생물학과

Succession and Heterogeneity of Plant Community in Mt. Yongam, Kwangnung Experimental Forest

You, Young-Han, Kwang-Je Gi, Dong-Uk Han, Young-Se Kwak and Joon-Ho Kim

Department of Biology, Seoul National University

ABSTRACT

In order to study the successional trend and the heterogeneity of forest community, we investigated DBH frequency distribution of dominant tree species and the changes of several community indices including β -diversity (β_i) along a belt transect in Mt. Yongam, Kwangnung Experimental Forest, which has been preserved for about 530 years. *Quercus serrata*, *Carpinus laxiflora*, and *C. cordata* were the three dominant species and their DBH frequency distribution showed a reverse J-shaped form, so these species seem to maintain by themselves. Dominance-diversity curve had a lognormal distribution. D and H' for pooled quadrats were 0.13 and 1.09, respectively, but these indices within each quadrat varied with the range of 0.13 to 0.57 and 0.5 to 1.09, respectively. The value of β_i along the belt transect ranged from 0.14 to 0.42. These results suggest that this forest community is in the stable climax stage but the components experience a heterogeneous microsuccession.

Key words: Forest community, Heterogeneity, Microsuccession, Mt. Yongam, Succession

서 론

이질성은 군집의 종조성이 시간과 공간에 따라 다른 정도를 의미하고, 공간적 자기상관(spatial autocorrelation)을 측정하는 점에서 공간유형과 다르다 (Collins 1992). 천이와 식생의 이질성에 대한 연구는 이질성의 주기성 (Armesto *et al.* 1991), 이질성의 결정요소 (Rejmanek and Rosen 1992), 교란의 빈도와 크기와 이질성 간의 상호관계 (Connell 1978), 공간적인 이질성과 시간적인 이질성 간의 상관관계(Kolasa and Rollo 1991)가 연구되었다. 그러나 이들의 연구는 대부분이 목밭의 천이 초기단계에 국한되었기 때문에 여러 단계의 군집까지 일반화 하기에 천이후기 군집에 대한 정보가 부족하고, 또한 사용한 이질성지수는 방형구의 크기에 따라 크게 변하는 문제가 있다.

본 연구는 530년 동안에 보존되고 있는 광릉의 용암산을 대상으로 삼림군집의 천이를 연구하

여 기존의 결과와 비교·검토하고, 방형구 크기의 변화에 안정한 β -다양성지수 (β -diversity, β_i)와 기타 군집지수를 이용하여 천이후기 식생의 이질성을 밝히기 위하여 시도하였다.

조사지 개황

조사지는 경기도 포천군, 남양주군 및 의정부시에 걸쳐 있는 삼림청 임업연구원 광릉시험림 (37°45'N, 127°10'S) 내의 소리봉 (537 m) 북쪽에 위치한 용암산 (477 m) 동남사면의 해발 200~400 m 사이에 있으며, 임번번호는 37이다 (俞 1994).

조사지의 지질은 선캄브리아기 경기편마암 복합체에서 풍화한 자갈, 모래 및 부식질이 섞인 갈색삼림토양으로 토심은 70~80 cm이다 (吳 1958, 한국동력자원연구소 1984). 기후는 연평균 기온이 11.4°C이며, 연강수량이 1,396 mm으로서 이중 약 60%가 7~9월 사이에 집중된다 (박 1982). 토양동결 기간은 12~3월, 토양동결 최심 깊이는 45.7 cm이다 (민 등 1974).

광릉 숲은 1468년 세조의 능림으로 설정된 후 현재까지 약 530년 동안 잘 보존·유지된 우리나라의 대표적인 온대림이다 (農事院林業試驗場 1959). 광릉숲에 관한 생태학적인 연구는 소리봉과 죽엽산의 군락분류, 천이경향, 극상수종, 교란체제 및 수목의 재생 (吳 1958, 姜과 吳 1982, 李 등 1990a, 李 등 1990b, 조 1992) 등에 대하여 수행되었다.

조사방법

군집구조

환경구배에 따른 군집의 안정성과 이질성을 조사하기 위해서 대상구법(belt transect method)을 이용하였다 (Ludwig and Reynolds 1988). 1993년 8~9월 사이에 용암산의 해발 200 m로부터 정상을 향한 390 m 길이의 대상구 상에 설치한 39개의 방형구 (10 × 10 m)내 목본식물의 종명, 개체수, 기저면적, 유식물(seedling, 높이 < 50 cm)과 유목(sapling, 높이 > 50 cm, DBH < 2 cm)의 수를 기록하였다. 여기에서 하나의 방형구 크기는 소리봉 식물군집의 최소면적에 해당한다 (吳 1958). 식생의 조사자료는 姜과 吳(1982)의 방법에 따라 정리하였고, 군집명은 방형구 안에서 중요치가 가장 큰 종명을 이용하였다.

군집의 천이 예측

군집 내에서 종의 대치과정은 중요치(X)가 높은 교목의 흉고직경급 빈도 분포로부터 파악하였고, 그 자료를 기초로 하여 교목층의 천이를 예측하였다 (Whittaker 1975).

군집의 구조적 특성 조사

종풍부도는 종수(S)로, 우점도는 Simpson 지수(D)로, 종다양성지수는 Shannon-Wiener의 지수(H')로 추정하였고 (Whittaker 1975), 종의 자원이용 상태는 우점도-다양도곡선을 그려서 Preston (1962)의 대수정규분포 (lognormal distribution)와 비교하였다.

군집의 이질성 조사

환경구배에 따른 종조성 변화와 군락 교체 및 종에 의한 생육지 분할정도를 나타내는 이질성의 척도로 사용한 β -다양성지수 (β -diversity, β_i)는 방형구 크기에 영향을 받지 않는 Wilson

과 Shmida (1984)가 제안한 종의 유무자료로부터 다음과 같이 계산하였다.

$$\beta t = |g(H) + l(H)| / 2\alpha \dots\dots\dots(1)$$

여기에서 $g(H)$ 는 인접 방형구에서 새로 출현한 종수, $l(H)$ 는 인접 방형구에서 사라진 종수, α 는 방형구에 출현하는 평균종수이다.

결과 및 고찰

삼림군집 구조와 흉고직경급 빈도 분포

조사지의 39개 방형구안에서 출현한 목본식물은 총 35종류이었다. 교목층에서 출현빈도가 높은 종은 서어나무 (97%), 까치박달 (97%), 팔배나무 (87%), 잣나무 (85%) 및 졸참나무 (80%)이었고, 아교목층에서 당단풍나무 (95%), 관목층에서 참회나무 (90%)이었다 (Table 1). 광릉숲의 소리봉과 죽엽산에서 천이 초기종인 소나무가 출현한다는 보고(姜과 吳 1982, 李 등 1990a)를 근거로 하여 용암산에서 산림천이를 평가해 볼 때, 소나무가 출현하지 않기 때문에 이곳의 천이는 광릉의 다른 지역보다 더 진행된 것으로 판단된다.

중요치가 높은 수종은 졸참나무 (57.5), 서어나무 (45.2), 까치박달 (28.8) 등이었다. 출현빈도가 높은 서어나무나 까치박달보다 졸참나무의 중요치가 높은 이유는 후자의 큰 개체가 많기 때문이다. 방형구의 우점종을 기준으로 분류한 군집은 졸참나무군집이 전체의 54% (21개 방형구), 서어나무군집이 23% (9개 방형구), 까치박달나무를 포함한 기타 군집이 23% (9개 방형구)를 차지하였다 (Table 1).

졸참나무의 흉고직경급 빈도 분포는 졸참나무군집과 서어나무군집에서 각각 치수와 11~20 cm경급에서 단절되어 있으나, 전체적으로 역 J 형을 나타냄으로써 졸참나무는 이 숲에서 성공적으로 재생되고 있음을 알 수 있다 (Fig. 1A).

졸참나무는 교란지에서 맹아로 번식하며, 내음성이 비교적 약한 종이고, 생태 및 형태학적 특성으로 극상지수 (climax index)를 산정했을 때 천이의 중간단계 종인데도 (Washitani and Yanhong 1991, 金 1993) 용암산에서 이 나무의 중요치가 높은 이유는, (1) 이 지역에 많이 서식하는 청설모(설치류)가 졸참나무의 도토리를 숲틈 (forest gap)으로 운반하여 토심 5 cm에 묻음으로써 겨울동안의 동해와 건조를 극복하여 발아할 수 있게 하고 (兪 와 金 1987), (2) 이 지역에 숲틈이 계속 형성되어 비평형상태가 지속되기 (조 1992) 때문으로 판단된다. 이와 같이 졸참나무가 극상수로 남는 예는 온대지방의 일부에서도 보고되고 있다 (Kashimura 1974).

서어나무 및 까치박달의 흉고직경급 빈도분포는 졸참나무군집, 서어나무군집 및 기타군집에서 모두 역 J 형 분포를 보임으로써, 이들 군집은 각자의 후계목에 의한 보충으로 계속 유지될 것으로 판단된다 (Fig. 1B-1C) (Whittaker 1975, 김 1991).

그런데 소리봉과 본 조사지에서 높은 비율로 출현하였고, 천이 중간단계 종으로 평가되었던 갈참나무 (朝鮮總督府 林業試驗場 1932, 姜과 吳 1982, 李 등 1990a)가 본 조사지에서 낮은 비율로 나타났는데, 이는 용암산에서 갈참나무가 졸참나무로 대체되고 있기 때문으로 해석된다.

본 연구에서 졸참나무의 중요치가 서어나무나 까치박달의 것보다 높고, 이 세수종이 재생되는 사실은 吳 (1958), 金 (1977), 姜과 吳 (1982), 李 등(1990b)이 광릉숲의 소리봉과 죽엽산의 교목층의 천이가 신갈나무나 서어나무 또는 까치박달로 수렴된다는 결과와 달랐다.

Table 1. X^* and importance** value of tree species along a belt transect in Mt. Yongam, Kwangnung Experimental Forest

species																		Quadrat no.						
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21			
<i>Quercus serrata</i>	41.8	38.1	44.5	55.4	16.5	29.2	16.6	1.5	46.5	39.8	44.1	31.5	47.3	43.0	11.6	32.9	33.4	43.4			1.0			
<i>Carpinus laxiflora</i>	8.5	4.3	3.6	13.2	24.6	41.3	36.5	2.6	18.5	22.7	29.8	26.8	23.6	8.7	20.9	15.4	7.6		17.0	1.5	32.6			
<i>C. cordata</i>	15.4	27.8	10.1	16.3	11.9	2.5	3.3	9.1	6.5	11.7	4.3	7.4	4.0	19.3	14.5	24.9	24.2	17.8	20.0	11.0	31.9			
<i>Acer pseudo-sieboldianum</i>	3.0	10.7	4.2	9.6	10.0	7.5	5.0	1.5	4.5	5.9	9.9	3.0	4.0	3.5	16.8	9.5	19.9	4.5	4.5	4.8	4.5			
<i>Pinus koraiensis</i>		3.0	0.5		3.2	1.0			3.5						1.0	5.6	3.0	2.0	1.0	2.5	12.3	3.0	18.4	9.7
<i>Euonymus oxyphyllus</i>	11.5		24.5	3.0	3.0	1.0	2.5	24.0		0.5	0.5	3.0	6.5	6.0	6.0				4.5	2.0	3.0	2.0		
<i>Quercus mongolica</i>							1.0														1.0			
<i>Sorbus alnifolia</i>	3.0	2.1		0.5	2.5	5.5	2.5	3.4	0.5	2.5	3.5	3.0	1.5	2.5	14.5	1.0	3.5			15.8		8.5		
<i>Quercus variabilis</i>																					9.3	45.8	1.0	
<i>Q. aliena</i>						0.5	1.0	0.5		0.5							1.0	1.5						
<i>Lindera obtusilobum</i>			3.0		7.3	6.5	4.0	6.8	4.5	0.5	0.5	4.5	1.5	0.5							2.0	1.5		
<i>Acer mono</i>	1.0		3.0		0.5				2.0			0.5		1.5		2.5			6.5	13.4	6.0	3.0		
<i>Rhus trichocarpa</i>		4.0		0.5	0.5	0.5	1.0	11.4	2.0	2.5	4.3	7.0	1.0	6.0	3.0	4.4	0.5					3.5	1.0	
<i>Stephanandra incisa</i>	5.0	3.0	1.0		2.0	0.5	3.0	8.5	0.5	1.0	0.5	2.0	0.5				1.0				2.0		1.0	
<i>Fraxinus rhynchophylla</i>	1.0	1.0	0.5		6.5		1.0	2.5	2.0	1.5	0.5	0.5	0.5	0.5							3.0		1.0	
<i>Cynoxylon japonica</i>	1.0	1.0	0.5	0.5	1.0		1.0		5.5	2.0	0.5		2.5	1.5						2.0	1.0	4.5		
<i>Callicarpa dichotoma</i>		1.0	1.0		0.5	0.5	1.0	0.5	0.5			1.0	0.5	0.5	1.0					4.0	1.0		1.0	
<i>Styrax obassia</i>			1.0		0.5	1.0	0.5		4.8	0.5		0.5									2.5			
<i>Kalopanax pictus</i>															6.9									
<i>Morus bombeis</i>	2.0											1.0	0.5	2.0		3.5	5.5	2.0	1.0					
<i>Styrax japonica</i>								23.0																
<i>Prunus leveilleana</i>					0.5		15.9			1.8		0.5	0.5											
<i>Philadelphus schrenkii</i>	6.0				1.5	0.5			0.5				0.5	0.5		1.0					2.0			
<i>Macckia aurensis</i>			1.0		2.5		1.5	0.5						2.0	3.5									
<i>Deutzia glabrata</i>		1.0	1.0		2.0	0.5	1.0	1.0		0.5	0.5	1.5	0.5											
<i>Acanthopanax sessiliflorum</i>						0.5	1.0								1.0					2.0		1.5		
<i>Corylus heterophylla</i>					1.5					0.5														
<i>Staphylea bumalda</i>					1.5		1.0									1.0	1.5			1.0		1.0	1.0	
<i>Crataegus pinnatifida</i>	2.0				0.5					0.5	0.5													
<i>Ligustrum japonica</i> var. <i>angustifolium</i>						0.5		0.5												1.5				
<i>Corylus heterophylla</i> var. <i>japonica</i>					0.5			0.5	0.5		0.5	2.0												
<i>Ribes fasciculatum</i> var. <i>chinensis</i>	0.5																							
<i>Securinega fluggeoides</i>								1.5																
<i>Ulmus bombeis</i>																								
<i>Cornus controversa</i>													1.5											
Species number	13	13	15	8	22	17	20	19	16	17	15	17	19	16	12	13	10	10	18	11	14			
Community name (abb.)***	Qs	Qs	Qs	Qs	Cl	Cl	Cl	Co	Qs	Qs	Qs	Qs	Qs	Qs	Cl	Qs	Qs	Qs	Cc	Qv	Cl			

$X^* = (\text{relative density} + \text{relative dominance})/2$, $IV^{**} = (\text{relative density} + \text{relative dominance} + \text{relative frequency})$,

Community name*** is based on the species with highest importance value within each transector

(Qs, *Quercus serrata*; Cl, *Carpinus laxiflora*; etc.)

22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	Presence (%)	IV
34.8	52.9	35.1	46.3	41.7	23.5	3.5	43.2	14.6	22.1		42.3	33.5						79.5	57.5
17.5	2.5	17.0	11.0	12.9	36.2	75.3	24.1	42.4	10.2	51.3	4.5	30.5	17.4	3.5	19.3	10.4	5.0	97.4	45.2
11.5	7.1	4.9	6.4	9.1	6.1	2.8	8.0	9.8	14.7	1.9	9.7	5.2	16.5	1.5	11.5	8.6		97.4	28.8
4.0	3.5	7.0	3.9	2.0	4.0		4.0	4.5		16.0	4.0	3.5	4.0	6.5	1.5	4.0	7.5	94.9	18.2
11.5	3.5	2.5	6.0	12.5	12.0	6.0	4.5	4.5	2.5	1.5	9.5	2.0	7.5	10.5	6.5	11.5	14.5	84.6	16.0
3.9	3.0	20.8	4.5	2.0	1.5	1.0	1.0	1.0	3.5	1.5	3.5	3.0	4.0	7.4	1.5	4.0	7.5	89.7	15.4
						1.0	1.0	1.0					11.0	45.3	51.4		18.3	20.5	8.0
3.5	1.5	2.5	2.0	2.0	1.5	2.0	1.0	1.0	7.0	3.0	6.7	5.6	0.5	7.5	1.5			87.2	12.4
						2.0	8.0	27.5			1.5	0.5	18.0	1.5				25.6	7.8
						1.0	1.0			1.5			17.5			50.4	21.6	28.2	6.9
2.0	1.0	1.0	5.8	3.0	2.0	2.0	1.0	1.0	7.0		4.0	0.5		6.5	2.5	2.0		71.8	9.3
3.0	2.5		4.5	1.0						8.0				7.7			6.0	48.7	7.1
	6.8	1.0		1.0	0.5	1.0	1.0	1.5	1.0		4.0	0.5	2.5		1.5			80.6	8.9
1.0	2.5	1.0	2.0	3.0	0.5	1.0		1.0			0.5			1.5	1.5	2.0	3.0	71.8	7.5
2.0		2.5	1.0	2.0	1.5				2.5	4.5	1.5				1.5	2.0		61.6	6.5
						1.0			1.0	1.5	7.8	0.5					8.5	51.3	5.7
2.0	1.5	1.0		2.0	1.5	1.0	1.0	1.5		1.5				4.0		2.0	7.5	66.7	6.6
	3.4		2.0			1.0	1.0	3.5		6.5	1.5	4.5		1.5		2.0		46.2	5.2
1.0	2.0	2.0	2.0	2.0	6.0	2.5	7.5											23.1	3.2
	5.0		1.0															25.6	3.0
																		2.6	1.4
					0.5							0.5						17.9	2.3
1.5			1.0	2.0				1.0				0.5						30.8	2.9
	1.0	1.0			1.0													20.5	2.0
																	1.5	33.3	2.9
1.0	1.5			1.0				1.0					1.5	1.5				12.8	1.3
																		17.9	1.7
																		17.9	1.7
																		10.3	0.9
																		7.7	0.7
																		12.8	0.0
																		2.6	0.0
																		2.6	0.0
														0.5				2.6	0.0
																		2.6	0.0
15	17	14	15	16	15	14	13	17	11	12	13	16	11	15	11	11	11		
Qs	Qs	Qs	Qs	Qs	Cl	Cl	Qs	Cl	Qv	Cl	Qs	Qs	Qv	Qm	Qm	Qaa	Qaa		

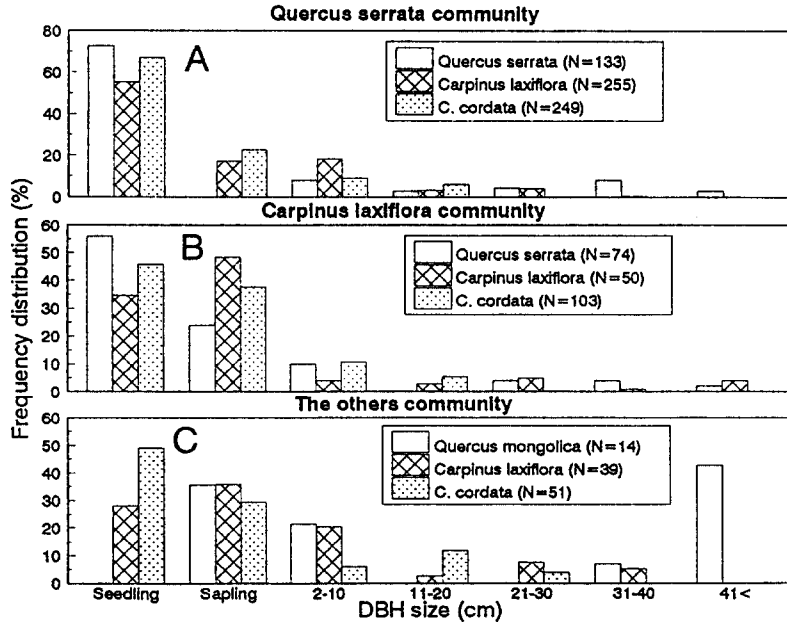


Fig. 1. DBH frequency distribution of dominant species in *Quercus serrata*, *Carpinus laxiflora*, and the other communities in Mt. Yongam.

만약 용암산 삼림군집이 평형상태에 도달하였다면 졸참나무는 서어나무나 까치박달로 대체가 됨으로써 중요치가 감소하겠지만, 조(1992)가 예상한 바와 같이 숲틈과 같은 삼림의 교란체계가 변하지 않는다면 졸참나무와 같은 양수들의 중요치가 그대로 유지되어, 앞으로 현재의 이들 3종이 계속하여 우점할 것으로 예상된다.

이상의 결과와 논의를 근거로 하여 용암산에서 교목층의 천이 계열을 예측하면 Fig. 2와 같다.

종풍부도, 다양성지수 및 우점도-다양도곡선의 변화

한 방형구 내의 종 풍부도(S)는 평균 14종으로 졸참나무군집 (transect #4)이 가장 적은 8종을, 서어나무군집 (transect #5)이 가장 많은 22종을 나타냈다 (Fig. 3A).

우점도지수는 0.13에서 0.57의 사이로, 종다양성지수는 0.50에서 1.04의 범위로 변화였다 (Fig. 3B). 전체방형구의 우점도지수와 종다양성지수는 각각 0.13과 1.09이었다. 이상의 결과로

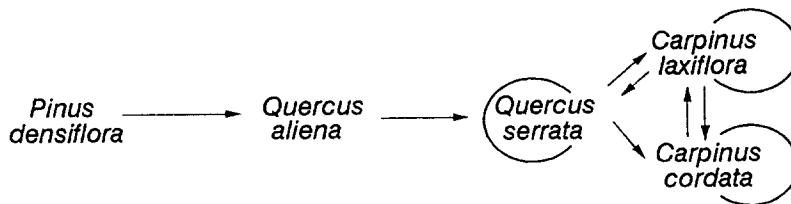


Fig. 2. Suggestive diagram for tree replacement in forest succession in Mt. Yongam. *Pinus densiflora* was referred from Kang and Oh (1982).

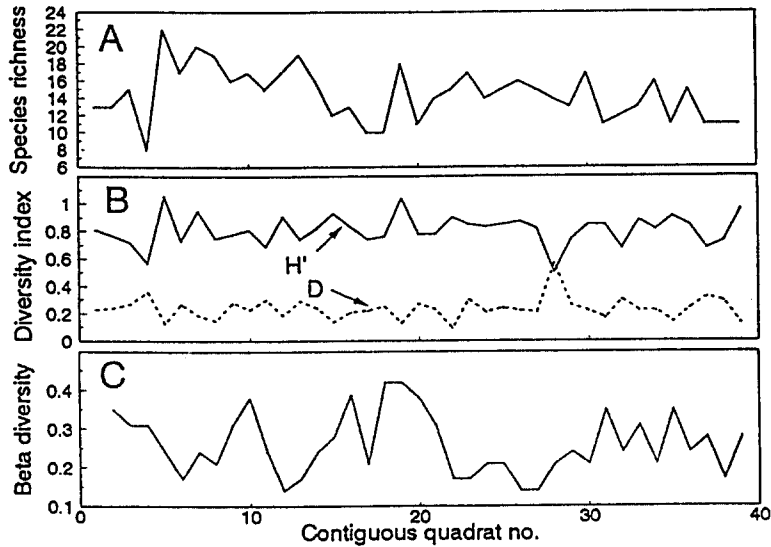


Fig. 3. Changes of species richness, dominant index (D), species diversity (H'), and β -diversity along a belt transect.

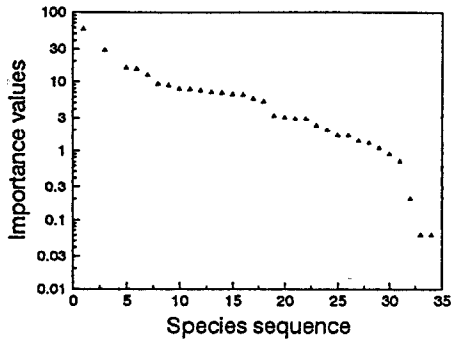


Fig. 4. Relationship between absolute importance value of species and their rank of the forest community in Mt. Yongam.

보아 인접한 방형구 사이의 종다양성지수는 크게 변화였지만 전체방형구의 우점도지수는 낮았고 종다양성지수가 높았다. 그 이유는 환경구배에 따라 식생의 변화가 컸지만 전체 용암산의 식생이 안정한 데 있다고 해석된다.

종의 우점도-다양도곡선은 중요치가 높거나 낮은 양 극단의 종수가 예상보다 적었고, 대수 정규분포곡선을 나타냄으로써, 중간의 생태적 지위를 차지하는 종들이 많은 안정된 분포형을 보였다 (Fig. 4) (Whittaker 1965, 任 李 1991).

군집의 이질성

인접한 방형구사이의 β -다양성지수 (β_i)는 평균이 0.25이고 0.14~0.42의 넓은 폭으로 변화였다 (Fig. 3C). 이 값은 4개의 방형구마다 군집의 종조성이 완전히 바뀌는 community turnover를 나타낸다 (Shmida and Wilson 1983). 전체 방형구의 β_i 의 합은 9.92로서 본 조사지에 이론적으로 약 10개의 서로 다른 군집이 존재함을 뜻하므로 용암산 숲은 이질적인 집중반 (patch)으로 구성되어 있음을 시사한다.

이상과 같이 방형구 간 군집지수들과 군집의 이질성지수가 큰 차를 보이는 것은 용암산 삼림 군집이 전체적으로 극상림이지만, 국지적으로 빈번하게 형성되는 숲틈과 같은 교란으로부터 재생이 다른 모자이크의 미소천이 (climax-microsuccession)가 진행됨을 시사한다 (Whittaker 1975, 김 1991, Remmert 1991).

요 약

성숙한 삼림군집의 천이와 이질성을 밝히기 위하여, 530년 동안 보존된 광릉내 용암산에서 1993년 8~9월에 수목의 종구성, 직경급 빈도분포, 우점도지수 (D), 종다양성지수 (H'), 우점도-다양도곡선 및 β -다양성 지수(β_i)의 군집지수의 변화를 조사하였다. 주요 우점종인 졸참나무, 서어나무 및 까치박달의 직경급 빈도분포는 역J자형을 나타내었으므로, 이들이 계속하여 대를 이어갈 것으로 추정되었다. 전 방형구의 우점도지수 및 종다양성지수는 각각 0.13과 1.09이었고, 우점도-다양도곡선은 대수정규분포에 근접하였다. 각 방형구 내의 종풍부도, 우점도지수, 종다양성지수 및 β -다양성지수는 각각 8~22, 0.13~0.57, 0.50~1.09 및 0.14~0.42의 범위로 비교적 크게 변화하였다. 이러한 결과는 용암산의 식생이 전체적으로 안정한 극상의 단계에 있으나, 이질적인 미소천이가 국부적으로 진행되고 있음을 시사한다.

인용문헌

- 姜倫淳·吳桂七. 1982. 光陵森林群集에 대한 ordination 方法의 適用. 韓食지 25: 83-99.
- 金允東. 1977. 光陵 森林群落內 主要 樹種의 直徑階 分布에 關하여. 韓食지 20: 141-149.
- 金知洪. 1993. 生態形態學의 特性 分析에 의한 闊葉樹種의 極盛相指數 推定. 韓國林學會誌 82: 176-187.
- 김창환. 1991. 덕유산 국립공원 삼림식생의 구조와 2차 천이에 관한 연구. 박사학위논문. 원광대학교, 이리. 156p.
- 農事院 林業試驗場. 1959. 光陵試驗林 要覽. 林業試驗場. 서울. 120p.
- 민경현·고성하·박태영. 1974. 삼림기상에 관한 연구 (시험림의 산지기상 조사연구). 林研研報 21: 231-242.
- 박태영. 1982. 광릉풍치림의 국지기상조사연구. 한국조경학회지 10: 34-46.
- 吳桂七. 1958. 光陵森林群落의 植物群落學의 研究 (一). 中央大學校 論文集 3: 285-318.
- 俞炳浩·金相旭. 1987. 청설모의 생태 및 防除에 關한 研究. 林研研報 35: 130-138.
- 俞永漢. 1994. 光陵의 闊葉樹林과 針葉樹林 小流域 生態系內 無機營養素의 流入과 流出. 박사학위논문. 서울대학교, 서울. 140p.
- 李景宰·趙在昌·李鳳洙·李道錫. 1990a. 光陵森林群集의 植物群集構造 (I). - Classification 및 ordination 方法에 의한 蘇利峯地域의 植生分析-. 韓國林學會誌 79: 173-186.
- 李鳳洙·洪漢杓·李道石·崔明燮·金成植·李景宰. 1990b. 光陵試驗林內 天然林의 遷移에 對하여. 林研研報 40: 14-28.
- 李昌福. 1982. 大韓植物圖鑑. 鄉文社, 서울. 990p.
- 任良宰·李眞和. 1991. 漢拏山 國立公園森林植生の 優占度-多樣性에 關하여. 韓食지 14: 257-171.
- 조도순. 1992. 광릉 자연림에서의 교란체제와 수목의 재생. 韓食지 15: 395-410.
- 朝鮮總督府 林業試驗場. 1932. 光陵試驗林の一般. 三秀舍, 東京. 171p.
- 한국동력자원연구소. 1984. 전국사면 불안정 지역분포도. 서울편. 253p.
- Armesto, J.J., S.T.A. Pickett and M.J. McDonnell. 1991. Spatial heterogeneity during suc-

- cession: a cyclic model of invasion and exclusion. *In* J. Kolasa and S.T.A. Pickett (eds.), *Ecological heterogeneity*. Springer-Verlag, New York. pp.256-269.
- Collins, S.L. 1992. Fire frequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation. *Ecology* 73: 2001-2006.
- Connell, J.F. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Kashimura, T. 1974. Ecological study on the montane forest in the southern Tohoku district of Japan *Ecol. Rev.* 18: 1-56.
- Kolasa, J. and C.D. Rollo. 1991. Introduction: the heterogeneity: a glossary. *In* J. Kolasa and S.T.A. Pickett (eds.), *Ecological heterogeneity*. Springer-Verlag, New York. pp. 1-23.
- Ludwig, J.A. and J.F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology*. John Wiley & Sons, New York. 339p.
- Preston, F.W. 1962. Canonical distribution of commonness and rarity. Part I. *Ecology* 43: 185-215.
- Rejmanek, M. and E. Rosen. 1992. Cycles of heterogeneity during succession: A premature generalization? *Ecology* 73: 2329-2331.
- Remmert, H. 1991. The mosaic-cycle concept of ecosystems-an overview-. *In* H. Remmert (eds.), *The mosaic-cycle concept of ecosystems*. Springer-verlag, Berlin. pp.1-21.
- Shmida, A. and M.V. Wilson. 1983. Biological determination of species diversity. *J. Biogeography* 4: 4.
- Washitani, I. and T. Yanhong. 1991. Microsite variation in light availability and seedling growth of *Quercus serrata* in a temperate pine forest. *Ecol. Res.* 6: 305-316.
- Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147: 250-260.
- Whittaker, R.H. 1975. *Communities and ecosystems*. Macmillan Co., New York, 385p.
- Wilson, M.V. and A. Shmida. 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *J. Ecol.* 72: 1055-1064.

(1994년 12월 12일 접수)