

산불피해지 복원방법에 따른 설치류의 서식밀도 및 체중 차이

이은재¹ · 이우신¹ · 임신재^{*2}

¹서울대학교 산림과학부, ²중앙대학교 동물자원과학과

Differences in Density and Body Weight of Rodents in Different Restored Forest Areas after Forest Fire

Eun Jae Lee¹, Woo-Shin Lee¹ and Shin-Jae Rhim^{*2}

¹Department of Forest Sciences, Seoul National University, Seoul 151-921, Korea

²Department of Animal Science and Technology, Chung-Ang University, Ansong 456-756, Korea

요약: 본 연구는 강원도 삼척시 검봉산 일대의 침엽수림 지역에서 2000년 발생한 산불피해 후 복원방법에 따라 각각 산림환경이 다른 조림지역과 자연복원지역, 미피해지역에서 설치류의 서식밀도 및 체중 차이를 파악하기 위해 2004년 7월부터 2004년 9월까지 실시되었다. 조사 결과 산불 미피해지역과 자연복원지역 간 설치류의 개체군 밀도는 차이가 없는 반면, 조림지역에서 가장 낮았다. 체중 역시 조림지역이 다른 지역에 비해 낮게 나타났다. 자연복원지역이 조림지역에 비해 설치류의 서식밀도 및 체중이 높게 나타난 것은 지면의 수목잔존물(CWD, coarse woody debris)과 하층식생이 커버(cover)로써 설치류에게 적합한 서식환경을 제공하는 것으로 판단된다.

Abstract: This study was conducted to clarify the differences in density and body weight of rodents among unburned and two burned areas (silvicultured and natural restored areas) after forest fire from July to September 2004 in coniferous forest of Samcheok, Korea. The density of rodents was the least in the silvicultured area. There was no differences in density between the unburned and natural restored areas. Also, mean body weight of rodents in the natural restored area was higher than in the silvicultured area. Shrubs, seedlings, snags and CWD (coarse woody debris) would be good for inhabitation of the rodents in forest fired area. Therefore, coverage of understory layer should be maintained in forest fired area.

Key words : CWD, forest fire, natural restoration, rodents, silviculture, understory coverage

서 론

산림천이(forest succession)는 산림 내에서 시간이 지남에 따라 생물상이 점차 다른 생물상으로 변화하여 궁극적으로 주위환경과 조화를 이룸으로써 생물상의 변화가 거의 없어지는 안정상태로 유도되는 진행과정을 의미한다. 산불은 산림천이의 주요 요인 중의 하나으로써 안정된 산림 생태계를 교란시켜 천이의 방향을 바꾸어 놓는 기능을 하며(이경준 등, 1999), 자연환경을 변화시키는 주요 요인 중의 하나이다(Cope and Chaloner, 1985; Perry, 1998). 또한 전 세계적으로 동·식물의 구성과 군집의 역동성에 크게 영향을 미치는 환경 요인으로 알려져 있다(Bendell, 1974; Crowner and Barret, 1979; Simons, 1991).

대부분의 동물 종들은 산불에 미리 반응을 하기 때문에

(Komarek, 1969), 산불에 의한 직접적인 영향보다는 서식지의 파괴 및 먹이의 고갈과 같은 간접적인 영향을 더 받는다(USDA, 2000). 특히 많은 소형 포유류들은 지하 터널, 습한 산림지역의 낙엽층 밑 통로, 그루터기와 뿌리 사이의 구멍 그리고 바위 틈새와 큰 고사목을 이용하여 산불을 피한다(Ford *et al.*, 1999). 또한 이들은 산불이 발생할 경우, 피해지역의 하층식생과 낙엽층이 다시 생성될 때까지 그 지역으로부터 다른 지역으로 이주한다. 이는 산불 피해를 받은 지역의 경우 먹이량이 부족하여 개체 간 경쟁이 심해지며 포식자로부터 공격 받을 가능성이 크기 때문이다(Vacanti and Geluso, 1985).

우리나라의 경우 대륙성 기후의 영향으로 봄과 가을에 이상건조가 계속되고 바람도 자주 불기 때문에 이 기간에 산불이 집중적으로 발생한다. 또한 1973년 이후 계속된 치산녹화사업의 성공으로 산림이 울창해지고 낙엽이 퇴적되는 등 산림 내 가연물질의 밀도가 높아져 산불이 대

*Corresponding author
E-mail: sjrhim@cau.ac.kr

형화되는 추세에 있다. 1990년대 이후 매년 산불 발생 빈도 및 피해 면적이 급격하게 증가하였다. 매년 평균 400건 이상의 산불이 발생하여 약 4,000 ha의 면적이 피해를 입고 있다. 특히 1996년에는 고성에서 3,762 ha의 대형 산불이 발생했으며, 2000년도에 삼척을 중심으로 발생한 산불은 23,794 ha의 산림을 태워 우리나라 최대 규모의 산불로 기록되었다. 현재 삼척 산불피해지역은 대부분 피해목들을 제거한 후 조림을 실시하고 있으며, 생태적 필요성에 의해 일부 자연복원을 시도하고 있다(이진규 등, 1997; 산림청, 2001). 그러나 산불피해 후 복원 방법에 따른 야생동물, 특히 설치류의 영향에 관한 연구는 국내에서 거의 이루어지지 않고 있다.

따라서 본 연구에서는 산불 피해 후 복원 방법에 따라 산림환경구조가 다른 지역에서 서식하고 있는 설치류의 밀도 및 체중의 차이를 파악하고자 하였다. 이를 통해 산불 피해지역에서 서식환경 구조와 설치류 개체군 사이의 관계를 구명하고, 또한 인위적인 산불피해 복구가 설치류의 서식에 미치는 영향에 대한 기초 자료를 수집하기 위해 실시되었다.

재료 및 방법

본 연구는 2000년도 산불피해지역인 강원도 삼척 검봉산 일대의 침엽수림 지역 중에서 산불 미피해지역, 산불 피해 후 조림지역 및 자연복원지역을 대상으로 2004년 7월에서 9월까지의 기간 동안 수행되었다. 조사지역의 해발고도는 279~527 m, 경사는 16~25°로 나타났다. 해발고도가 9개의 조사지역에서 최대 270 m 정도의 차이가 있으나 각 조사지간 해발고도의 차이에 의해 서식하는 소형 설치류의 생태에 큰 영향을 주지 않을 것으로 판단된다. 주요 수종으로는 소나무와 참나무류, 싸리 등이 상층과 하층의 주요 우점을 이루는 것으로 나타났다(Table 1). 산불 미피해지역의 경우 소나무, 굴참나무 등의 생육이 좋아 상층식생이 발달하였다. 산불피해 후 조림을 실시한 지역의

경우 소나무 조림을 위해 수목잔존물(CWD, coarse woody debris)을 제거함으로써 지면이 개방된 서식지 형태를 띠고 있으며, 자연복원지역의 경우 수목잔존물과 하층식생, 피해목 등을 그대로 방치하여 조림지역에 비해 수직적으로 다양한 산림환경을 나타내었다.

산불 미피해지역, 산불피해 후 조림지역 및 자연복원지역에서 0.81 ha(90×90 m) 크기의 조사구를 각각 3개씩 설치하여, 총 9개 조사구에서 포획조사를 실시하였다. 각 조사구내에서는 가로, 세로 10 m 간격으로 총 100개의 생체 포획용 덫(Sherman's collapsible trap)을 옥수수 및 땅콩을 미끼로 사용해서 설치하였다. 다음날 오전에 포획된 설치류에 대해 종, 성별, 체중, 성숙정도, 포획된 위치 등을 파악하였다. 체중은 0.5 g이 기본단위인 용수철저울(Pesola 20060)을 사용하였다. 또한 포획된 설치류의 개체 식별을 위해 발톱을 자르거나 발가락에 매니큐어를 칠한 후에 놓아주고 다음날 오전에 설치류를 재포획하는 포획-재포획법(capture-mark and release method)을 사용하였다(Nichols, 1992). 조사구별 각각 10회씩의 포획-재포획을 실시하였다.

또한, 각 지역의 서식지 특성을 파악하기 위해 환경구조 조사를 실시하였다. 서식환경요인은 교목(흉고직경 5 cm 이상), 관목(흉고직경 5 cm 이하, 수고 1 m 이상), 목본치수(수고 1 m 이하), 고사목(snag)의 수 및 수목잔존물의 양 등의 5가지 변수로 구분하였으며, 덫을 설치한 모든 위치로부터 직경 5 m의 가상의 원통 내에서 서식환경조사를 실시하였다(Dueser and Shugart, 1978; Kent and Coker, 1992; Rhim and Lee, 2001).

각 조사구 당 총 10회의 포획조사를 토대로 개체군 밀도를 추정하였는데, CAPTURE program을 통하여 얻어진 개체군 우점도와 다음의 식(Hayes *et al.* 1995)을 이용하였다.

$$\text{개체군 밀도} = \text{우점도} / \text{유효 포획 지점}$$

$$(\text{유효 포획 지점} = \text{조사구의 크기} + 1/2 \times \text{최대 이동거리의 평균})$$

또한 지역별로 포획된 설치류의 개체수와 체중의 차이

Table 1. The description of three study areas.

	Study area								
	Unburned			Silvicultured			Natural restored		
	plot 1	plot 2	plot 3	plot 1	plot 2	plot 3	plot 1	plot 2	plot 3
Altitude(m)	502	281	285	527	256	279	372	345	290
Inclination(°)	17	16	16	24	24	19	24	25	18
Dominant tree species	<i>Pinus densiflora</i> <i>Quercus variabilis</i> <i>Quercus mongolica</i>			-			-		
Dominant understory species	<i>Quercus mongolica</i> <i>Quercus aliena</i> <i>Lespedeza bicolor</i>			<i>Pinus densiflora</i> <i>Quercus mongolica</i> <i>Lespedeza bicolor</i>			<i>Quercus mongolica</i> <i>Quercus variabilis</i> <i>Lespedeza bicolor</i>		

를 비교하기 위해 Kruskal-Wallis test를 실시하였다(천대윤, 2003).

결과 및 고찰

1. 지역간 서식환경의 차이

서식환경구조 조사를 실시한 결과 산불 미피해지역의 경우 ha당 평균 752본의 교목이 생육하고 있었다. 관목의 밀도는 ha당 약 600본 정도로 타 지역에 비해 높게 나타났다. 치수의 수는 상대적으로 적은 편이었다. 산불피해 지역에서는 생육하고 있는 교목이 없으며 미피해지역에 비해 상대적으로 관목의 개체수 역시 적어 중층 및 상층의 피도량이 낮은 것으로 나타났다. 특히 조림지역의 경우 고사목과 도목(倒木)을 제거함으로써 지면이 거의 개

방된 서식환경을 보였다. 그러나 자연복원지역에서는 고사목과 도목을 방치함으로써 ha당 수목잔존물의 재적이 상대적으로 높아 조림지역에 비해 지면 및 하층의 환경구조가 다른 것을 나타냈다(Table 2).

2. 지역간 개체군 밀도 비교

산불 미피해지역, 산불피해 후 조림지역 및 자연복원지역 등 3개 지역의 9개 조사구에서 각각 10회씩의 포획조사를 통해 흰넓적다리붉은쥐(*Apodemus peninsulae*), 대륙밭쥐(*Eothenomys regulus*), 등줄쥐(*Apodemus agrarius*) 등 총 3종 302개체가 584회에 걸쳐 포획되었다. 미피해지역의 경우 총 119개체가 225회 포획되었으며, 개체군 밀도는 평균 17개체/ha로 가장 높은 값을 보였다. 또한 조림지역의 경우 68개체가 138회 포획되었으며 개체군 밀도

Table 2. The habitat structure in three study areas.

	Study area								
	Unburned			Silvicultured			Natural restored		
	plot 1	plot 2	plot 3	plot 1	plot 2	plot 3	plot 1	plot 2	plot 3
No. of trees/ha	820	708	728	-	-	-	-	-	-
No. of shrubs/ha	632	580	606	117	102	112	132	199	97
No. of woody seedling/ha	2,429	2,516	2,541	3,310	3,835	3,799	3,275	3,209	3,402
No. of snags/ha	-	-	-	-	-	-	326	280	250
CWD*/ha (m ³)	0.24	0.43	0.16	1.48	2.48	2.23	6.19	4.69	5.65

*CWD : coarse woody debris

Table 3. Captured number of individuals (Mean ± SE) of *Apodemus peninsulae*, *Eothenomys regulus* and *Apodemus agrarius* among three study areas.

Species	Study area	Total no. of captured ind.	Mean no. of captured ind.	Kruskal-Wallis test
<i>Apodemus peninsulae</i>	Unburned	157 (83) ¹	15.7 ± 4.25 ²	
	Silvicultured	96 (73)	9.6 ± 2.37	
	Natural restored	127 (71)	12.7 ± 5.41	
<i>Eothenomys regulus</i>	Unburned	64 (34)	6.4 ± 3.27	
	Silvicultured	33 (20)	3.3 ± 1.39	
	Natural restored	58 (28)	5.8 ± 1.36	
<i>Apodemus agrarius</i>	Unburned	4 (2)	0.4 ± 0.35	
	Silvicultured	9 (5)	0.9 ± 0.47	
	Natural restored	36 (16)	3.6 ± 1.68	

¹No. of captured individuals including recaptured (excluding recaptured)

²Mean ± SE

**P<0.0005, *P<0.005, ns=not significant

는 9개체/ha로 가장 낮았다. 자연복원지역의 경우 총 115 개체가 221회 포획되었으며 개체군 밀도는 16개체/ha로 조림지역에 비해 상대적으로 높은 밀도를 보였다(Table 3).

지역간 설치류의 서식밀도 차이의 유의성을 검정하기 위해 각 지역에서 10회씩의 포획 조사로 포획된 개체에 대하여 Kruskal-Wallis test를 실시하였다. 흰넓적다리붉은쥐의 경우 미피해지역과 자연복원지역 사이에서는 차이를 보이지 않았으나($H = 1.43, p = 0.152$), 미피해지역과 조림지역($H = 13.85, p = 0.0005$), 조림지역과 자연복원지역($H = 11.63, p = 0.001$) 사이에서는 유의한 차이가 있는 것으로 나타났다. 대륙밭쥐 역시 미피해지역과 자연복원지역 사이에서는 차이가 없었으며($H = 2.42, p = 0.217$), 미피해지역과 조림지역($H = 11.42, p = 0.001$), 조림지역과 자연복원지역($H = 10.75, p = 0.001$)의 경우 유의한 차이를 보였다(Table 3).

미피해지역과 자연복원지역에 비해 조림지역에서 설치류의 서식밀도가 매우 낮게 나타났다. 이는 조림지역의 경우 산불 피해 후 수목잔존물을 제거함으로써 지면과 관목층의 피도량이 감소한 것과 관련이 있을 것으로 생각된다. 수목잔존물은 일반적으로 원구직경이 10 cm 이상이 되는 죽은 입목은 쓰러진 나무 및 가지를 말하며(Harmon *et al.*, 1986; Spies and Franklin, 1988; Loeb, 1999), 산림생태계에서 많은 포유동물들이 수목잔존물에 의해 영향을 받는 것으로 알려져 있다(Marser *et al.*, 1988). 미피해지역과 자연복원지역의 경우 수목잔존물과 하층식생이 커버(cover)로써 설치류의 서식에 적당한 서식환경구조를 가지고 있기 때문인 것으로 판단된다(Planz and Kirkland, 1992).

3. 지역간 체중비교

포획된 설치류의 체중에 있어 흰넓적다리붉은쥐가 대륙밭쥐에 비해 체중이 더 무거운 것으로 나타났다. 이는

일반적인 두 종간의 체중 차이(임, 1997; 이, 2004)로 특별히 산불에 의한 서식지 변화가 두 종의 체중에 영향을 미친 것으로는 보기 어려울 것으로 판단된다(Table 4).

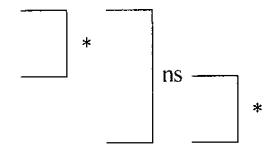
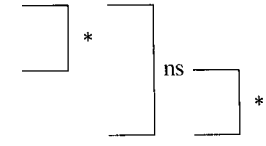
지역간 설치류의 체중의 차이를 검정하였으며, 포획 개체수가 적은 등줄쥐는 분석에서 제외하였다. 흰넓적다리붉은쥐의 경우 미피해지역과 자연복원지역 사이에서는 차이를 보이지 않았으나($H = 0.57, p = 0.547$), 미피해지역과 조림지역($H = 9.47, p = 0.002$), 조림지역과 자연복원지역($H = 10.35, p = 0.001$) 사이에서는 유의한 차이가 있는 것으로 나타났다. 대륙밭쥐 역시 미피해지역과 자연복원지역 사이에서는 차이가 없었으며($H = 1.27, p = 0.364$), 미피해지역과 조림지역($H = 10.89, p = 0.001$), 조림지역과 자연복원지역($H = 9.85, p = 0.001$)의 경우 유의한 차이를 보였다(Table 4).

자연복원지역에서 수목잔존물의 양이 조림지역에 비해 높은 값을 나타냈었다(Table 2), 이로 인해 토양내 수분, 유기물, 균류, 무척추동물 등이 풍부해 질 것으로 판단되며 그 결과 설치류의 서식에 필요한 다양한 먹이자원이 확보될 수 있다(Lee, 1997; Rhim and Lee, 2001). 그러므로 하층식생 및 수목잔존물로 인해 자연복원지역에 서식하는 설치류가 조림지역에 서식하는 설치류 보다 체중이 높은 것으로 생각된다.

결 론

산불피해 후 복원 방법에 따른 설치류의 서식밀도 및 체중 차이를 구명하기 위해 본 연구를 실시하였다. 서식환경구조 조사 결과 조림지역의 경우 수목잔존물들을 제거함으로써 지면과 하층의 피도가 감소한 반면, 자연복원지역은 지면과 하층식생의 피도가 높은 것으로 나타났다. 설치류의 포획조사 결과 서식밀도와 체중 모두 조림지역에

Table 4. Mean body weights (g, Mean±SE) of *Apodemus peninsulae* and *Eothenomys regulus* among three study areas.

Species	Study area	Body weight (g)	Kruskal-Wallis test
<i>Apodemus peninsulae</i>	Unburned	31.9 ± 11.35 ¹	
	Silvicultured	30.6 ± 12.48	
	Natural restored	31.7 ± 14.29	
<i>Eothenomys regulus</i>	Unburned	28.0 ± 12.34	
	Silvicultured	26.5 ± 9.46	
	Natural restored	28.3 ± 13.52	

¹Mean ± SE
**P<0.0005, *P<0.005, ns=not significant

서 가장 낮은 것으로 나타났으며, 미피해지역과 자연복원 지역 사이에는 차이가 없었다. 이는 자연복원지역의 수목 잔존물과 하층식생으로 인해 설치류의 서식에 필요한 커버 및 먹이자원 등이 확보될 수 있을 것으로 생각된다.

본 연구 결과 산불피해지역에서 수목잔존물이나 하층식생을 제거한 조림보다는 자연복원을 하는 것이 설치류의 서식에 더욱 적당할 것으로 판단된다. 또한 불가피하게 인위적인 조림을 할 때 일부 수목잔존물을 방치하거나 일부지역에 수목잔존물을 방치하고 조림을 하는 방안에 대한 검토가 있어야 할 것으로 보인다.

또한 산불 피해 지역에 대한 종합적인 생물다양성 보전 및 관리 방안의 수립이 필요할 것으로 판단된다. 이를 위해서는 많은 과학적 자료 및 생태학적 정보들이 필요하다. 특히 산불발생 후 천이단계별 종 구성 변화 및 개체군 특성 파악 등 장기간에 걸친 생태 특성에 대한 연구가 이루어져야 할 것으로 생각된다.

인용문헌

1. 산림청. 2001. 동해안 산불백서I. 산림청. 대전. pp. 405.
2. 이경준, 한상섭, 김지홍, 김은식. 1999. 산림생태학. 향문사. 서울. pp. 395.
3. 이은재. 2004. 산불피해 후 수목잔존물이 설치류에 미치는 영향. 서울대학교 대학원 석사학위논문. 서울. pp. 54.
4. 이진규외 19인. 1997. 제2차년도 고성산불지역 생태조사 결과보고서. 임업연구원. 서울. pp. 155.
5. 임신재. 1997. 서식지 구조에 따른 번식기 조류 군집과 소형 포유류 개체군의 변화에 관한 연구. 서울대학교 대학원 석사학위논문. 서울. pp. 60.
6. 천대운. 2003. 종합 SAS 통계분석. 교우사. 서울. pp. 515.
7. Bendell, J.F. 1974. Effects of fire on birds and mammals. Academic Press. U.S.A. pp. 359.
8. Cope, M.J. and Chaloner, W.G. 1985. Wildfire: an interaction of biological and physical processes. pp. 153-162. In : B.H. Tiffney, ed. Geological factors and the evolution of plants, New Haven. Yale University Press. USA.
9. Crowner, A.W. and Barrett, G.W. 1979. Effects of fire on the small mammal component of an experimental grassland community. Journal of Mammalogy 60: 803-813.
10. Dueser, R.D. and Shugart, H.H. 1978. Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. Ecology 59: 89-98.
11. Ford, W.M., Menzel, M.A., McGill, D.M., Laerm, J. and McCay, T.S. 1999. Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the southern Appalachians. Forest Ecology and Management 114: 233-243.
12. Harmon, M.E., Franklin, J.F. and Swanson, F.J. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research 15: 133-302.
13. Hayes, J.P., Horvath, E.G. and Hounihan, P. 1995. Townsend's chipmunk populations in douglas-fir plantations and mature forests in the Oregon coast range. Canadian Journal of Zoology 73: 67-73.
14. Kent, M. and Coker, P. 1992. Vegetation description and analysis: a practical approach. John Wiley, Chichester. U.S.A. pp. 363.
15. Komarek, E.V. 1969. Fire and animal behavior. pp. 161-207. In : Proceedings of 9th Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference, Tall Timbers Research Station, U.S.A.
16. Lee, S.D. 1997. Relationships between small mammal community and coarse woody debris in forest ecosystem. Korean Journal of Ecology 20: 251-258.
17. Loeb, S.C. 1999. Responses of small mammals to coarse woody debris in an southeastern pine forest. Journal of Mammalogy 80: 460-471.
18. Marsler, C., Trappe, J.M. and Franklin, J.F. 1988. From the forest to the sea: a story of fallen trees. US Department of Agriculture. pp. 153.
19. Nichols, J.D. 1992. Capture-recapture models using marked animals to study population dynamics. Bioscience 42: 94-102.
20. Perry, G.L.W. 1998. Current approaches modelling the spread of wildland fire: a review. Progress in Physical Geography 22: 222-245.
21. Planz, J.V. and Kirkland, G.L. 1992. Use of woody ground litter as a substrate for travel by the white-footed mouse, *Peromyscus leucopus*. Canadian Field-Naturalist 106: 118-121.
22. Rhim, S.J. and Lee, W.S. 2001. Habitat preference of small rodents in deciduous forests of north-eastern South Korea. Mammal Study 26: 1-8.
23. Simsons, L.H. 1991. Rodent dynamics in relation to fire in the Sonoran desert. Journal of Mammalogy 72: 518-524.
24. Spies, T.A. and Franklin, J.F. 1988. Coarse woody debris in douglas-fir forests of western Oregon and Washington. Ecology 69: 1689-1702.
25. Vacanti, P.L. and Geluso, K.N. 1985. Recolonization of a burned prairie by meadow voles (*Microtus pennsylvanicus*). Prairie Naturalist 17: 15-22.
26. USDA. 2000. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna. General Technical Report RMRS-GTR-42. Volume 1. U.S.A. pp. 8.