

낙엽활엽수림에서 잔존벌채(친환경벌채)에 따른 하층식생의 발달(2010-2018)

김준수¹ · 조준희² · 배관호³ · 정성희⁴ · 조용찬^{5*}

¹한국식생연구소, ²자연과학연구소, ³경북대학교 산림생태보호학과,
⁴국립수목원 산림생물보전연구과 ⁵국립수목원 DMZ산림생물자원연구과

A Understory Vegetation Development Following Variable Retention Harvesting(Environment-friendly Felling Activities) in Deciduous Broadleaved Forest(2010-2018)

Jun-Soo Kim¹, Joon-Hee Cho², Kwan-Ho Bae³, Songhie Jung⁴ and Yong-Chan Cho^{5*}

¹Institute of Vegetation Science, Daegu 41001, Korea

²Nature and Forest Research Institute, Daegu 41475, Korea

³Department of Forest Ecology and Protection, Kyungpook National University, Sangju 37224, Korea

⁴Forest Biodiversity Research Division, Korea National Arboretum, Pocheon 11186, Korea

⁵DMZ Forest Bio-resources Research Division, Korea National Arboretum, Yanggu 24564, Korea

요약: 본 연구는 봉화군의 낙엽활엽수림에서 잔존벌채(variable-retention harvesting, VRH)가 하층식생 발달과 종조성 변화에 미치는 영향을 평가하였다. 2010년 벌채 전 조사와 2011-2018년 동안의 연속 모니터링을 통해 대조구(Control), 군상잔존 15%(AR15) · 50%(AR50), 산생잔존 15%(DR15) · 50%(DR50)의 다섯 처리구에서 식생 변화를 비교하였다. 존치율이 낮은 처리구(AR15, DR15)에서는 벌채 교란으로 인한 토양 노출과 교란지 선호종의 확산으로 종조성 교대가 크게 나타났다. 반면 존치율이 높은 처리구에서는 종조성이 상대적으로 안정적으로 유지되었으며, 특히 군상잔존 처리구(AR50R)는 대조구와 가장 유사한 변화 양상을 보였다. 군상잔존 내 개별 구역(AR50H)에서는 교란 선호종의 유입으로 종풍부도와 종다양성이 크게 증가하였다. 잔존벌채는 개별에 비해 하층식생의 종풍부도와 다양성을 유지·증진하는 효과가 있었으며, 그 효과는 존치율과 형태에 따라 달라졌다. 군상잔존 50% 처리는 종조성과 종다양성을 동시에 확보할 수 있는 가장 효과적인 방법으로 평가되었다. 본 연구는 국내 친환경벌채 제도의 20% 존치 기준이 생태적으로 타당함을 뒷받침하며, 군상 중심의 높은 존치율과 가장자리 최소화 관리가 장기적인 생물다양성 보전을 위한 핵심 전략임을 나타냈다.

Abstract: This study evaluated the effects of variable retention harvesting (VRH) on understory vegetation development and species composition in a deciduous broadleaved forest in Bonghwa-gun, South Korea. Vegetation changes were monitored from 2010 (preharvest) to 2018 across five treatments: control; 15% (AR15) and 50% aggregated retention (AR50); and 15% (DR15) and 50% dispersed retention (DR50). In the low-retention (AR15 and DR15) plots, increases in soil exposure and the expansion of disturbance-favored species following harvest disturbance led to pronounced shifts in species composition. Contrarily, the high-retention plots maintained relatively stable species composition; in particular, the aggregated retention patch (AR50R) displayed the most similar pattern to the control. In the open portion of aggregated retention treatment (AR50H), disturbance-adapted species rapidly expanded, resulting in marked increases in species richness and diversity. Overall, VRH more effectively maintained and enhanced understory species richness and diversity than clearcutting, although the magnitude of these effects varied according to the retention level and spatial pattern. AR50 treatment was identified as the most effective approach for simultaneously sustaining compositional stability and species diversity. These findings support the ecological validity of the 20% retention guideline in Korea's environment-friendly felling activities policy and indicate that high

* Corresponding author

E-mail: bz0288@korea.kr

ORCID

Yong-Chan Cho  https://orcid.org/0000-0003-4054-3328

aggregated retention and edge exposure minimization are key strategies for the long-term conservation of forest biodiversity.

Key words: variable-retention harvesting, aggregated retention, species richness, species composition, *Quercus mongolica*, clear cutting, harvesting, environment-friendly felling activities

서론

잔존벌채(variable-retention harvesting, VRH)는 기존의 전면 개벌(clear cutting)을 대체할 수 있는 수확 방법으로 제안되었으며, 벌채 이후에도 기존 임분의 생물종과 생태 과정을 유지하고 회복을 촉진함으로써 생물다양성 보전에 기여하는 것을 주요 목적으로 한다(Franklin et al., 1997; Franklin et al., 2002). 벌채 후 존치된 개체목과 군반은 미 기후 조절, 균근 연결망 유지, 착생생물의 기질 제공, 야생동물의 서식지 제공 등 즉각적인, 그리고 장기적인 생태적 기능을 발휘하는 것으로 알려져 있다(Lindenmayer and Franklin, 2002). 1980년대 이후 목재 생산 확대와 함께, 자연교란(예, 태풍, 산불)에 따른 식생 재생 과정을 모방하여, 임분의 구조적 복잡성과 생물다양성을 증진하려는 생태임업(Ecological Forestry)이 확산되었으며, 잔존벌채와 가변밀도 간벌 또는 다양한 밀도의 간벌(variable-density thinning)은 임분 교란지에 잔존하는 생물학적 유산(Biological legacy)을 모방하는 생태임업을 대표하는 조림학적 기법으로 자리 잡았다(Seymour and Hunter, 1999; Franklin et al., 2007; Franklin and Donato, 2020; Willis et al., 2021).

북미와 유럽을 중심으로 지난 수십 년간 수행된 연구들은 잔존벌채가 개벌에 비해 상대적으로 높은 수준의 하층식생 다양성과 구조적 연속성을 유지하는 것으로 보고하고 있다(Rosenvald and Lohmus, 2008; Gustafsson et al., 2012). 그러나 그 효과는 잔존 수준(retention level)과 형태(산생과 군상), 그리고 해당 임분의 고유 특성에 따라 다양하게 나타났다(Beese et al., 2019). 예를 들어, 캐나다 앨버타주의 EMEND (Ecosystem-based Management Emulating Natural Disturbance) 실험과 미국 북서부의 DEMO (Demonstration of Ecosystem Management Options) 연구에서는 잔존벌채 수준에 따라 하층식생의 종다양성과 종조성이 다양한 양상으로 변화하였고, 때로는 매우 급격한 변화 양상을 보이기도 한다(Craig and Macdonald, 2009; Halpern et al., 2012; Bartels and Macdonald, 2023). 또한 군상 형태의 존치는 천 이후기종 보존과 종자원 공급원으로 기능하여 자연교란의 잔존 양상을 보다 잘 모방하는 것으로 평가되지만, 가장자리 효과(edge effect)라는 한계 또한 지적되고 있다(Whyte and Halpern, 2019).

앞서 언급한 바와 같이, 잔존벌채의 효과는 적용 대상 생태

계와 임분의 구조·종조성, 특히 잔존 수준(예, 10%과 30%)과 형태(예, 군상과 산생)에 크게 의존한다(Franklin et al., 1997; Rosenvald and Lohmus, 2008). 일반적으로 잔존 수준은 면적 또는 목재 축적에 대한 비율로 정의되며, 세계적으로 1%에서 30%, 드물게는 40%까지 다양하게 적용된다(Martínez Pastur et al., 2019). 최소 잔존 비율은 5~10%가 제안되고 있으며(Gustafsson et al., 2012), 우리나라는 20%를 권장하고 있다(산림자원의 조성 및 관리에 관한 법률). 또한 산생잔존(dispersed retention, DR)보다는 군상잔존(aggregated retention, AR)의 형태가 자연림과 유사한 재생 과정을 나타내며 산림 회복을 촉진하는 기법으로 평가되고 있다(Aubry et al., 2009; Martínez Pastur et al., 2019; Whyte and Halpern, 2019).

아시아 지역에서 생태임업과 잔존벌채의 효과에 관한 연구는 아직 제한적이다. 일본에서는 최근 잔존벌채 적용 가능성에 대한 검토가 이루어지고 있으며(Ozaki et al., 2018), 우리나라에서는 2010년 친환경벌채(Environment-Friendly Felling Activities) 제도로 도입되었다. 도입 초기에는 10% 존치가 권장되었으며, 이후 20%로 상향되었다(Enforcement Rule of the Creation and Management of Forest Resources Act). 친환경벌채 제도는 목재 생산과 생물다양성 보전 사이의 균형을 확보하기 위한 국가 차원의 제도적 노력이다. 국내 선행 연구(Zhang et al., 2013)에 따르면, 신갈나무림 1 ha 처리구에 15% 군상으로 존치된 군반들은 처리구 내의 개벌구에 비해 하층식생의 변화 폭이 낮아 일정 수준의 효과가 확인되었다. 그러나 아직까지 국내에서는 친환경벌채 제도에서 권장하는 잔존 수준(20%)과 잔존 형태(군상 중심 적용)는 주로 제도적·관리적 판단에 근거하여 설정되어 왔으며, 이를 생태적 반응 자료를 통해 중·장기적으로 검증한 연구는 매우 제한적이다. 특히 잔존 수준과 더불어 잔존 형태가 하층식생의 종조성 안정성, 종다양성 변화, 그리고 교란 이후 회복 경로에 어떠한 차이를 유발하는지에 대한 실증적 비교 연구는 거의 수행되지 않았다.

본 연구에서는 신갈나무(*Quercus mongolica*)가 우점하는 낙엽활엽수 성숙림(5 ha)에서 실험적으로 적용된 잔존벌채 처리 후(2010–2018) 하층식생 발달 양상을 분석하였다. 특히 잔존 수준(15%, 50%)과 형태(산생, 군상)에 따른 종풍부도, 종다양성, 종조성의 변화를 평가하고, 국내 VRH 적용 효과에 대한 정보를 제공하고자 한다.

재료 및 방법

1. 연구 장소 및 실험 설계

본 연구는 경상북도 봉화군에 위치한 신갈나무(*Quercus mongolica*) 우점 낙엽활엽수 성숙림에서 수행하였다(Figure 1).

대상지는 숲가꾸기 기록이 없는 지역으로, 인위적 교란 이력이 최소화된 곳을 영주국유림관리소의 자문을 통해 선정하였다. 벌채시 확인된 우점 수종인 신갈나무의 수령은 100년 이상, 수고는 16~20 m였다. 실험 식생은 신갈나무를 중심으로 소나무(*Pinus densiflora*), 쇠물푸레나무(*Fraxinus rhynchophylla*), 박

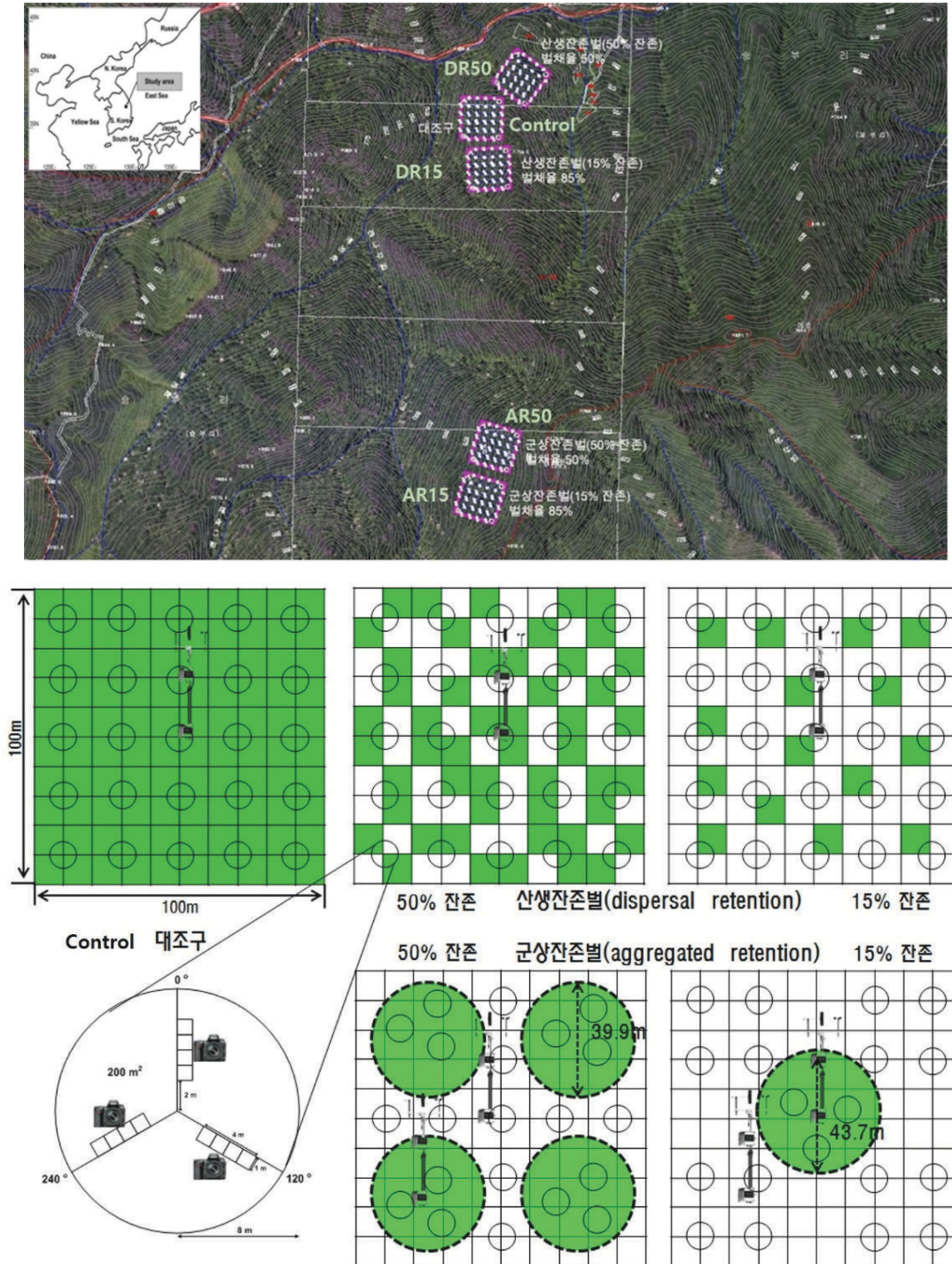


Figure 1. (Upper) Geographic location of experimental site of the variable retention harvesting: (Lower) C=control, DR50=dispersed retention 50%, DR15=dispersed retention 15%, AR50=aggregated retention 50%, and AR15=aggregated retention 15%.

달나무(*Betula schmidtii*), 졸참나무(*Quercus serrata*), 피나무(*Tilia amurensis*), 철쭉(*Rhododendron schlippenbachii*), 진달래(*R. mucronulatum*)가 주요 수종이었다. 토성은 사양토이며, 토심은 중간 수준(30~50 cm), 사면 경사는 중~급(15~35°)으로 다양하게 분포하나, 대체적으로 중에 해당하며, 주된 사면방향은 북~북서향이였다.

총 5 ha 임분을 확보하여 1 ha씩 5개 처리구를 조성하였다(Figure 1). 처리는 대조구(Control, C), 군상잔존 15%(AR15) 및 군상잔존 50%(AR50), 산생잔존 15%(DR15) 및 산생잔존 50%(DR50)로 설정하였다. 군상잔존 처리구는 처리 특성상 잔존구(AR15R, AR50R)과 개별구(AR15H, AR50H)로 구성되며, 산생 처리구는 개별목이 산재하도록 배치하였으며, 10 m² 단위의 작은 군반으로 도식화하였다. 잔존율은 전체 면적 대비 잔존구역의 면적으로 계산하였다. AR50 및 AR15에 설치된 원형 잔존구의 직경은 각각 39.9 m 및 43.7 m이다.

각 교목방형구의 중심에서 세 방위(0°, 120°, 240°) 방향으로 4개의 1 m²의 미소방형구로 구성된 3개의 소방형구가 설치된 하층조사구를 설치하였다(Figure 1). DR15, DR50은 교목방형구 25개, 하층조사구 25개로 구성하였다. AR50 처리에서, AR50R은 4개의 잔존구와 12개의 하층조사구(4개 잔존구 × 3개 하층조사구)가, 그리고 AR50H는 잔존구 사이에 9개의 하층조사구가 배치되었다. AR15 처리에서, AR15R은 1개의 잔존구와 3개의 하층조사구가, 그리고 AR15H는 16개의 하층조사구가 배치되었다. 군상잔존 처리의 잔존구 AR15R, AR50R, 그리고 대조구를 제외한 처리구에서는 벌채로 관목층이 제거되었다.

2. 조사 방법

모든 식생 조사는 9월에 실시하였는데, 벌채 처리 전 식생 조사는 2010년 9월, 벌채는 2011년 5월, 처리 후 첫 식생 조사는 2011년 9월에 실시하였다. 임분 구조 조사를 위해 각 처리구에 20 × 20 m 교목방형구를 설치하였다. 방형구 내 흉고직경 ≥5 cm 교목을 측정하고, 개체별로 알루미늄 번호표를 부착하여 장기 모니터링을 준비하였다(Figure 1).

각 미소방형구에서는 출현한 전 식물종과 시각적으로 판정한 피도(%)를 기록하였다. 미소방형구에서는 초본층(높이 1 m 이하)과 관목층(높이 1 m에서 2 m)의 구성종을 기록하였다. 또한 임상 환경의 교란 지표로서 유기물이 빠져나간 토양의 노출도(Bared soil cover, BS) (%)와 임분 작업 교란으로서 발생하는 목질잔해피도(woody debris, WD)(%)를 기록하였다.

3. 분석 방법

임분 구조 변화는 흉고단면적(Basal area, BA)(m² ha⁻¹)과 출현 본수(stems ha⁻¹)를 조사하여 분석하였다. 네 개의 미소

방형구에서 측정된 각 환경 요인(BS, WD), 그리고 식물의 피도 값은 평균하여 하나의 소방형구 값으로 전환한 후 분석에 이용하였다.

벌채 처리에 따른 임상 환경 변화는 토양나출도 및 목질잔해피도의 평균을 구하여 분석하였다. 하층식생(초본층 및 관목층)의 발달은 평균 피도, 종풍부도(species richness), Shannon 다양도지수(H')로 평가하였다(Shannon, 1948). 피도 외, 종풍부도와 종다양성 지수 분석은 초본층에서만 실시하였고, 종다양성이 낮은 관목층에서는 실시하지 않았다.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

H' : Shannon diversity index

S : number of species

p_i : relative proportion of the i -th species

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i = coverage of the i -th species

N : total cover

처리 후 종조성 변화는 비모수 다차원척도법(Non-metric Multidimensional Scaling, NMDS)(Kruskal, 1964)과 Sørensen 이질도 지수(Baselga and Orme, 2012)를 활용하였다. 이질도는 2010년 벌채 전 식생조사 자료를 기준으로 각 조사연도와 비교하여 구성하여 분석하였으며(예, 2010년과 2011년, 2010년과 2012년, 2010년과 2013년), 이후 각 이질도 값을 더하여 누적 변화량으로 산출하여 처리별 종조성 변화 속도를 비교하였다. Sørensen 이질도 지수는 PC-ORD프로그램의 “slow and thorough” 옵션을 이용하여 산출하였다(McCune and Mefford, 1999).

자료 처리는 R(R Core Team, 2019)의 ‘vegan’ 패키지를 이용하였다(Oksanen et al., 2019). 본 연구는 중기적 수준에서의 변화 양상을 기술하는 것을 목적으로 하였으므로, 통계적 유의정보보다는 주요 지표들의 시간적 추세를 중심으로 해석하였다.

결 과

1. 임상 환경 및 임분 구조

산생 처리구(DR15, DR50)에서 BS는 벌채 직후 크게 증가하였으며, 2013년부터 감소한 이후 다시 증가하거나(DR50), 증감(DR15)하는 양상이었다(Figure 2의 BS, Appendix 1). 군상 처리구의 개별구(AR15H, AR50H)와 잔존구(AR15NC,

AR50R)는 벌채 직후 모두 감소하였으며, 개별구보다는 잔존구에서 확실히 변동성이 낮은 경향이였다.

산생 처리구(DR15, DR50)에서 WD는 모두 벌채 직후 증가한 후 감소하였으나, 2016년 대조구를 포함한 모든 처리구에서 동시에 급격히 증가하는 이례적인 변화가 관찰되었다(Figure 2의 WD, Appendix 2). 군상 처리구의 개별구인 AR15H와 AR50H의 WD는 벌채 직후 감소하였고, 2016년에 크게 증가 이후 감소하는 유사한 양상이었다. 군상 처리구의 잔존구 AR15R과 AR50R의 WD 변화는 서로 다른 양상이었는데, AR15R에서는 개별 후 2012년까지 약간 증가 후 감소하였고, 2016년 증가한 후 감소하였다. 군상 처리구의 잔존구 AR50R의 WD는 큰 변동없이 약간씩 감소하다 2017

년부터는 약간 증가하는 경향으로 전환되었다.

벌채 직후 흉고단면적(BA)과 임목밀도는 계획된 존치율과 대체로 유사하였으나, 군상 처리에서 산생 처리보다 편차가 크게 나타났다(Figure 3). 2011-2018년 동안 흉고단면적은 50% 처리구(AR50, DR50)에서 점진적으로 증가하였고, 15% 처리구(AR15, DR15)에서는 전반적으로 감소하였다. 임목밀도는 모든 처리구에서 완만히 감소하였으며, 대조구는 흉고단면적은 증가하고 밀도는 감소하는 일반적인 임분 성장 양상을 보였다.

2. 피도 변화

대조구 및 산생 처리와 비교하여, 잔존구 AR50R에서 초본

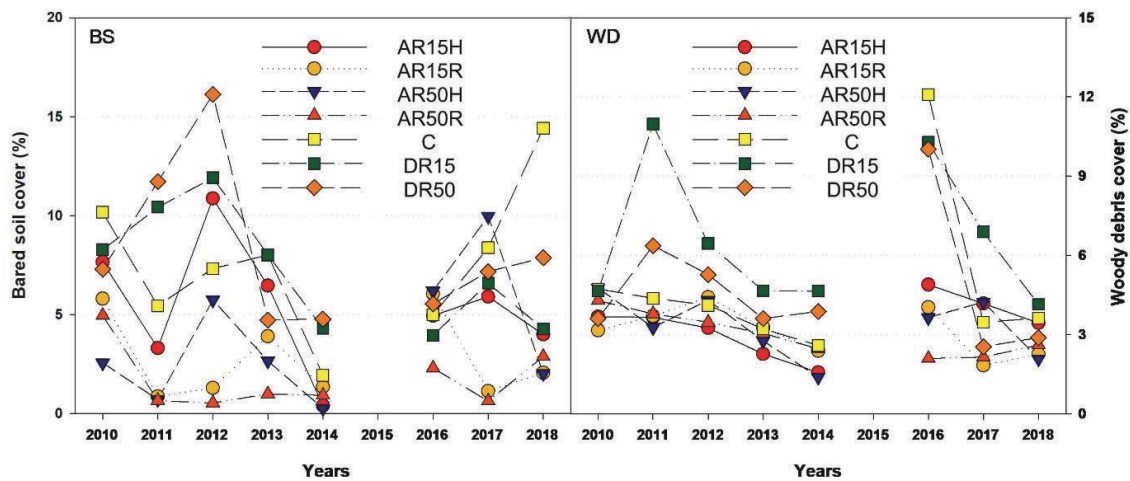


Figure 2. Changes in mean bared soil and woody debris cover (%) in the forest floor. Error bars were omitted for visual clearance.

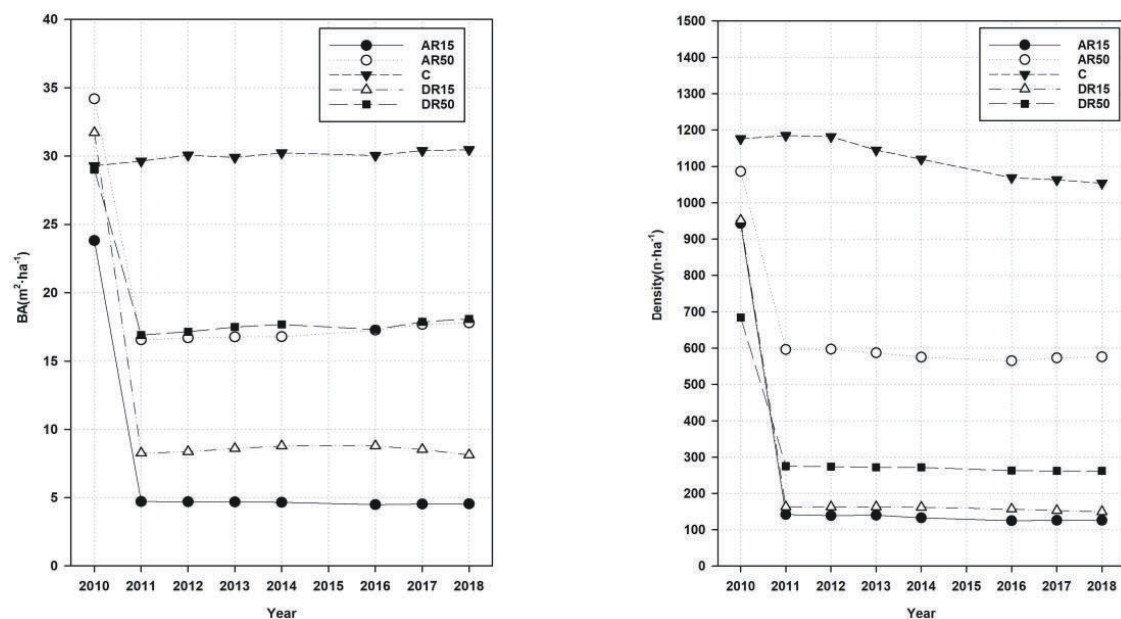


Figure 3. Changes in forest structure (BA and density) after retention treatments.

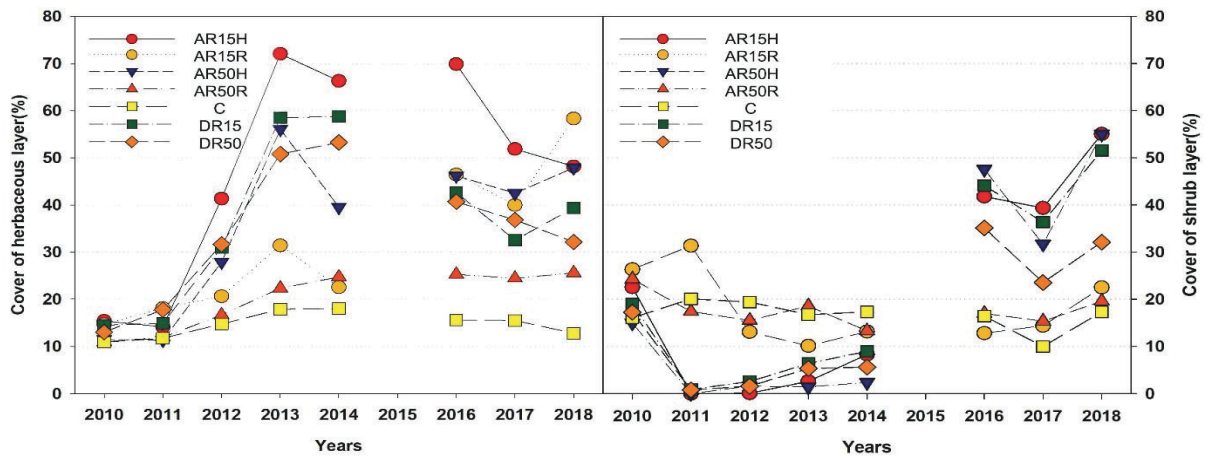


Figure 4. Changes in mean cover of understory vegetation (herbaceous and shrub layers) after retention harvesting. Error bars were omitted for visual clearance.

층 피도 변화가 뚜렷이 적었고, AR15R은 점차 증가하여 최종 년도에는 가장 높은 피도 값을 나타냈다(Figure 4, Appendix 3). 개별구인 AR15H, AR50H, 그리고 산생 처리된 DR15, DR50 모두 초본층 피도가 급격히 증가한 후 감소하는 양상이었고, 산생 처리구에서 피도의 회복 속도가 빠르게 나타났다.

대조구에 비해 AR50R의 관목층 피도 변화가 가장 적었고, AR15R이 뒤를 이었다(Figure 4, Appendix 4). 모니터링 후기에는 관목층이 제거되었던 AR15C, AR50C, DR15 및 DR50은 대조구와 잔존 처리구(AR15R, AR50R)에 비해 매우 높은 관목층 피도를 나타냈다.

3. 종다양성 및 종조성 변화

군상잔존 처리의 개별구인 AR15H 및 AR50H는 임분 처리 후 종풍부도(Species richness)가 급증한 후 감소하였고, 이후 다시 증가 후 감소하는 쌍봉형의 유사한 양상으로 변화하였고, 전자가 후자보다 변화 폭이 컸다(Figure 5, Appendix

5). 잔존구인 AR50R에서 가장 작은 변화가 관찰되었고, 반면 AR15R은 모니터링 후기에 가장 높은 종풍부도를 보일 정도로 AR15H에 가까운 변동 양상을 보였다. 산생잔존 DR15, DR50은 벌채 후 증가한 후 감소하는 양상이었다.

종다양성지수(H')는 대조구를 제외한 모든 처리구에서 증가하였는데, AR50R에서 변화가 적었다(Figure 5, Appendix 6). AR15R은 임분 처리 후 종다양성지수가 증가하여 지속 유지하는 것으로 나타났다. DR15는 벌채 후 종다양성지수가 증가하여 유지되는 양상이었고, DR50은 느린 반응과 함께 종다양성지수가 증가 후 감소하는 양상이었다.

NMDS 서열분석 결과, AXIS I(35.1%)과 AXIS II(38.7%)의 설명력은 총 73.8%였다(Figure 6). 산생 처리구(DR15, DR50)는 종조성 변화가 상대적으로 적었으며, 군상잔존 처리의 개별구(AR15H, AR50H)는 변화 폭이 가장 컸다. 군상잔존 처리구의 잔존구의 종조성은 산생처리와 비슷한 수준으로 변화하였다.

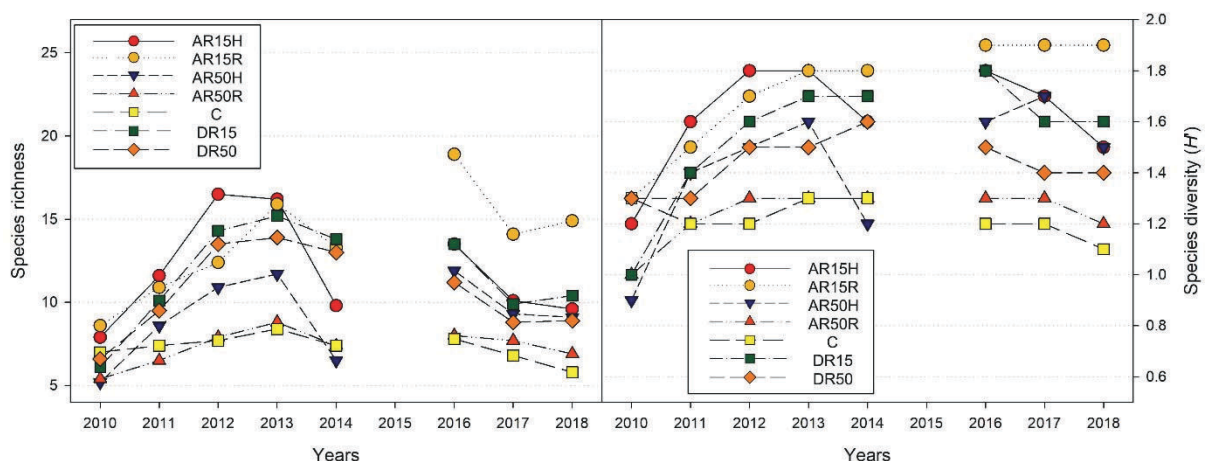


Figure 5. Changes in mean species richness and diversity (H') of understory vegetation (herbaceous layers) after retention harvesting.

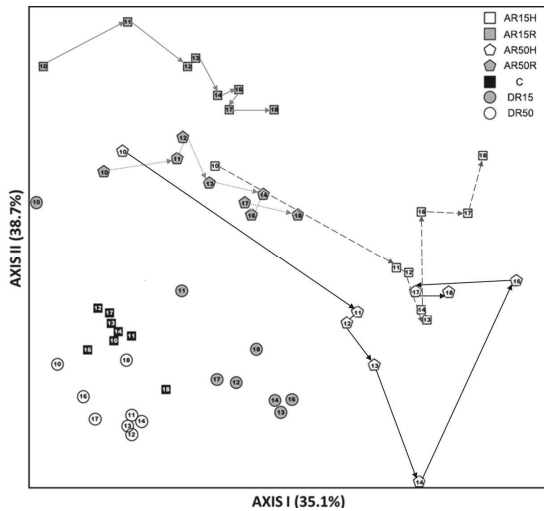


Figure 6. Result of NMDS ordination for understory vegetation of five retention harvesting treatments. Numbers in symbols indicate the year of field survey (Stress=23.91, $R^2 = 0.943$).

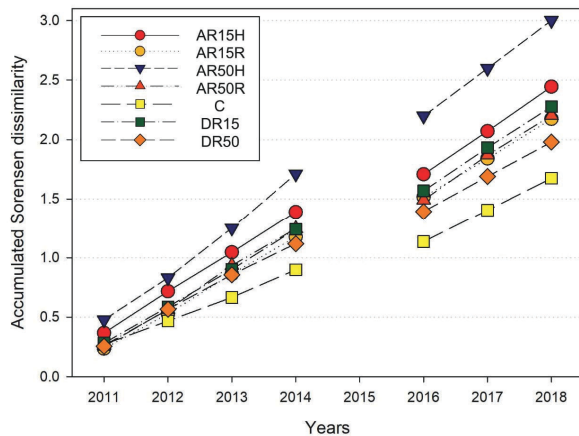


Figure 7. Accumulation of Sorensen dissimilarity after retention harvesting treatments.

종조성의 누적 이질성 분석 결과, AR50H, AR15H, DR15, AR50R, AR15R, DR50, 그리고 C의 순으로 높게 나타났다 (Figure 7). 특히 AR50H는 가장 원식생에서 가장 빠른 속도로 멀어지는 것으로 분석되었다.

고 찰

본 연구는 신갈나무가 우점하는 성숙림에서 중기 수준의 모니터링 결과를 통해, 잔존벌채(variable-retention harvesting, VRH)가 하층식생 발달과 종조성 변화에 미치는 영향을 평가하였다. 본 연구에는 일반적인 개별 처리구가 없는데, 모든 잔존벌채 처리는 기본적으로 개별에 비해 식물의 다양성과 종조성의 변화가 적을 것으로 가정하고 있기 때문이다

(Franklin et al., 1997; Lindenmayer and Franklin, 2002). 그러나 초본 및 관목류의 증가는 8년 이상 지속되었으며, 이는 단기적인 교란 반응을 넘어 장기적인 종조성 변화를 초래할 수 있음을 나타냈다(Halpern et al., 2012; Roberts et al., 2016; Bartels and Macdonald, 2023).

하층식생의 다양성과 종조성 변화는 우선적으로 임상 환경의 변화에서 발생하였다. 벌채 직후 토양 노출이 증가하면서 매토종자 또는 종자 산포에서 유래한 스트레스 조건을 잘 견디는 나지 식물종들의 발아와 정착에 유리한 조건이 형성되었다. 벌채 후 토양 노출은 수분 증발을 촉진하여 건조 내성 식물종의 정착을 유도하는 작용을 한다(Halpern et al., 2012). 본 연구에서 관찰된 사초류와 산딸기류, 그리고 자작나무류(*Betula* spp.)의 확산, 그리고 급격한 종풍부도와 다양성의 증가는 이러한 교란된 토양 환경과 밀접하게 관련된다. 잔가지 피도는 단기적으로 광 차폐와 수분 보존 효과를 제공하였으나, 시간이 지나면서 분해가 진행되거나(Harmon et al., 1986), 빗물에 쓸려 사면 하부로 이동함에 따라 그 효과가 감소한다. 또한 존치율이 낮은 처리구에서는 광량 증가와 습도 감소가 동시에 발생하여 건조 적응종의 출현을 촉진하였으며, 존치율이 높은 처리구(군상 및 산생 잔존)에서는 상대적으로 안정된 미기후가 유지되어 대조구와 유사한 종조성을 나타냈다(Bartels and Macdonald, 2023).

한편, 하층식생의 이러한 변화는 벌채에 따른 환경요인 뿐 아니라 연구 기간 동안 발생한 자연 교란의 영향도 함께 고려할 필요가 있다. 2015년 태풍(예: 태풍 고니)과 같은 강풍성 교란은 연구지 전반의 미기후와 지표 환경에 일시적 변화를 초래했을 가능성이 높으며, 이는 토양 노출 증가, 광량 확대, 가용 수분 조건의 변화 등 하층식생의 종조성에 추가적인 영향을 미치는 혼재 요인(confounding factor)으로 작용했을 수 있다. 이와 같은 자연 교란은 목질잔해피도의 일시적 증가뿐 아니라 일부 처리구에서 관찰된 종풍부도 및 종다양성 증가와도 연관된 것으로 보인다. 이러한 경향은 특히 잔존구 규모가 작은 군상 잔존구에서 가장 뚜렷하게 나타났는데, 이는 기존 식생이 유지되는 가운데 가장자리 효과(edge effect)가 강화되면서 신규 종의 유입이 촉진되고(Heithecker and Halpern, 2007; Jung et al., 2017; Kim et al., 2017), 여기에 태풍 영향으로 변화된 광환경과 자원 조건이 더해져 종다양성이 크게 증가한 것으로 판단된다.

벌채 이후 초본층 피도의 급격한 증가와 이후 정채 또는 감소는 상층 개방으로 인한 광환경 개선, 토양 교란 및 무기화 촉진, 매토종자 발아, 종자비(seed rain) 활성화가 복합적으로 작용한 결과로 판단된다. 이러한 초기의 ‘갭 반응(gap response)’은 존치율이 낮은 개방 공간에서 가장 뚜렷하게 관찰되며(Halpern et al., 2012; Martínez Pastur et al., 2019;

Franklin and Donato, 2020), 본 연구에서도 유사한 양상이 확인되었다. 이후 초본층의 피도 감소는 교목의 성장 및 관목층 회복과 그에 따른 광 경쟁 심화, 낙엽 및 잔가지 축적에 따른 암상 환경의 변화가 함께 작용한 결과로 생각된다. 특히 관목층이 일정 수준 이상 피복되면 하층의 광도와 토양 수분의 변동성이 감소하여 초본층의 추가 확장을 억제하는 것으로 알려져 있다(Halpern et al., 2012; Roberts et al., 2016).

관목층의 피도 증가는 두 가지 기작으로 설명할 수 있다. 첫째, 벌채 전부터 존재하던 목본들의 재생(advance regeneration)과 절단 후 발생한 맹아 및 근주 재생(resprouting)이 빠르게 진행되었으며, 둘째, 존치구(예, AR50R, DR50)가 종자 공급원과 미기후 완충지대로 기능하여 주변 벌채된 개방지로의 종자 유입을 지속적으로 제공하였다(Franklin et al., 1997; Lindenmayer and Franklin, 2002; Aubry et al., 2009; Whyte and Halpern, 2019). 군상 처리 내 개별 공간(AR50H)에서는 가장자리 효과(edge effect)가 강하게 작용하여, 관목과 초기 천이 식물종의 빠른 선점이 두드러지게 나타났다(Halpern et al., 2012; Whyte and Halpern, 2019). 잔가지의 목질 부산물들은 벌채 후 초기에는 토양 수분 보존과 미기후 완충에 기여하며 초본층의 무분별한 확산을 부분적으로 억제하지만, 시간이 지나 분해가 진행되면서 그 효과가 약화된(Harmon et al., 1986). 이러한 일련의 과정은 교란 후 초기에 초본층의 급증, 식생 성장에 따른 관목층의 회복, 그리고 중장기적으로 식생 안정화로 이어지는 전형적인 이차 천이 과정으로 해석된다.

존치율에 따른 반응을 요약하면, 낮은 존치율 처리구(15% 존치, AR15, DR15)는 개방 면적이 커져 종조성 교대가 크고, 교란 적응종의 확산이 두드러졌다. 누적 이질성 분석에서도 낮은 존치율 처리구에서 변화가 가장 크게 나타났으며, 이는 일정 수준 이상의 존치율이 필요함을 확인시켜 준다. 북미와 유럽의 잔존벌채 효과 연구들(Beese et al., 2019; Bartels and Macdonald, 2023)에서 역시 최소 20% 이상의 존치율이 권장되고 있으며, Gustafsson et al.(2012)은 전 세계적으로 5~10%를 최저 기준으로 제시하였다. 본 연구 결과는 국내 친환경 벌채 제도의 20% 존치 기준이 생태적으로 타당함을 뒷받침하며, 더 높은 존치율(예: 50%)은 생물다양성 보전에 추가적인 이점을 제공할 수 있음을 잘 나타냈다. 물론 잔존벌채 활용에서, 존치 비율에 따른 생물학적 효과와 함께 벌채의 상업성 역시 고려해야 할 것이다.

본 연구의 전반적인 결과—종조성의 안정성, 종다양성 변화, 그리고 서열분석 결과—를 종합적으로 고려할 때, 군상 존치 50%(AR50)이 가장 바람직한 처리로 평가되었다. 그러나 이는 단일한 결과가 아니라, 존치구(AR50R)와 개별구(AR50H)가 서로 다른 반응을 보였기 때문이다. 군상 존치구

에서는 종조성이 안정적으로 유지되었으며, 개별 공간에서는 교란 적응종 유입과 종풍부도의 급격한 증가가 나타났다. 즉, AR50은 한 처리 내에서 핵심 군집의 안정성과 교란 공간의 다양성 증진이 동시에 나타나는 이중 구조를 보였다. 산생 처리 50%(DR50) 역시 종조성이 안정적으로 유지되었으나, 종다양성 증진 폭은 제한적이었다. 이는 상대적으로 균질한 환경에서 교란 적응종의 유입이 제한되고, 기존 식생의 안정성이 유지된 결과로 해석된다. 실제로 산생 잔존은 개체 간격이 균등하여 광환경의 극단적 변화가 적고, 미기후 유지에 유리하다는 장점이 있다. 한편, 군상 존치는 핵심 종군집의 보전과 종자원의 지속적 공급에 유리하게 작용하였으며, 공간적 이질성을 통해 다양한 생물환경을 제공하였다. 또한 현장 작업자들의 의견에서도 군상 처리 방식은 산생 처리에 비해 벌채 작업의 효율성과 안전성이 높다고 평가되어, 생태적·실무적 측면 모두에서 보다 바람직한 임업 기법으로 제시될 수 있다.

또한 본 연구는 동아시아 온대림에서 VRH 효과를 중·장기적으로 검증한 드문 사례라는 점에서 의의가 있다. 일본에서는 최근 잔존벌채 적용 가능성에 대한 검토가 이루어지고 있다(Ozaki et al., 2018). 국내에서도 Zhang et al.(2013)의 잔존벌채 일부 유형에 관한 단기 연구를 제외하면, 중기 수준에서 체계적인 잔존벌채의 효과 평가 활동이 매우 부족하다. 본 연구는 봉화 지역의 사례 연구로서, 각 처리에 단일 처리구(1 ha)만을 배치한 설계이기 때문에 처리 간 비교에는 의사반복(pseudoreplication)의 한계가 있다. 그럼에도 본 연구는 국내 VRH 효과를 평가하는 기초 자료이자, 동아시아 온대림에서 VRH 적용 가능성을 검토하는 실증적 사례로서 의의를 지닌다.

종합하면, 잔존벌채는 하층식생의 종풍부도와 다양성을 유지·증진하는 효과가 있으나, 그 효과는 존치율과 형태에 따라 달라졌다. 특히 **군상 존치 50% 처리**는 종조성과 종다양성을 동시에 확보하는 가장 바람직한 방법으로 확인되었으며, 이는 향후 국내 산림관리에서 고려해야 할 실질적 지침이 될 수 있음을 잘 나타냈다.

결론

본 연구는 신갈나무가 우점하는 낙엽활엽수림에서 8년간 잔존벌채(variable-retention harvesting, VRH) 후 하층식생 발달과 종조성 변화를 추적하였다. 연구 결과, 존치 비율이 낮은 처리구(15%)에서는 종조성 교대가 크게 나타났다. 반대로 존치 비율이 높은 처리구(50%)는 종조성이 상대적으로 안정적으로 유지되었으며, 특히 군상 존치구(AR50R)는 대조구와 가장 유사한 종조성 변화 양상을 보였다. 이는 군상 존

치가 후기천이종 보존과 임내 종군집 안정성 유지에 효과적임을 나타냈다.

개벌 공간(AR15H, AR50H)에서는 교란 적응종의 유입으로 종풍부도와 종다양성이 크게 증가하였고, 군상 존치구는 상대적으로 기존 식물종의 유지로 군집의 안정성을 나타냈다. 이러한 상반된 반응은 군상잔존 처리서 핵심 군집의 보전과 교란 공간의 다양성 증진이 동시에 진행됨을 나타냈다. 이러한 상반된 반응은 군상 잔존 처리에서 핵심 군집의 보전과 교란 공간의 다양성 증진이 동시에 진행됨을 보여주며, 산생 처리(DR)는 이와 달리 종조성 변화 폭이 작고 종다양성 증진이 제한적이었다. 이는 잔존 형태의 차이가 하층식생의 회복 양상에 중요한 역할을 함을 시사한다.

또한 벌채 후 초기 초본층의 급격한 증가와 이후 관목층 회복에 따른 식생 발달은 상층 개방, 숲바닥 교란, 광환경 개선, 목질 잔해물 분해의 복합적인 환경 변화의 결과로 나타났다. 이것은 잔존벌채가 교란 직후에도 생태적 회복력을 유지할 수 있는 벌채 기법인 것을 뒷받침한다.

종합하면, 잔존벌채는 개벌에 비해 생물다양성 유지에 유리하며, 그 효과는 존치율과 형태에 따라 달라졌다. 특히 군상잔치 50%는 종조성과 종다양성을 동시에 확보하는 가장 효과적인 방법으로 확인되었다. 또한, 본 연구는 15%와 50% 두 수준 비교를 통해 국내 친환경벌채 제도의 20% 존치 기준을 직접 검증한 것은 아니지만, 20% 이상 잔존이 생태적 회복력 유지에 중요함을 시사하였다. 이 결과는 국내 친환경벌채 제도의 생태적 타당성을 뒷받침하며, 군상 중심의 높은 존치율과 가장자리 최소화 관리가 장기적인 생물다양성 보전을 위한 핵심 전략임을 제시하였다.

감사의 글

본 연구는 산림청의 산림과학기술개발사업, 남부지방산림청, 국립수목원 연구개발사업(과제번호 KNA1-2-26-16-4, KNA1-2-32-18-3, KNA1-2-45-23-3)의 지원으로 수행되었습니다. 저자들은 우리나라에서 처음 실시된 잔존벌채 연구의 현장 실험을 위해 애써 주셨던 산림기술사 송재순 박사님의 노력을 잊을 수 없습니다.

References

- Aubry, K.B., Halpern, C.B. and Peterson, C.E. 2009. Variable-retention harvests in the Pacific Northwest: A review of short-term findings from the DEMO study. *Forest Ecology and Management* 258(4): 398-408.
- Bartels, S.F. and Macdonald, S.E. 2023. Dynamics and recovery of forest understory biodiversity over 17 years following varying levels of retention harvesting. *Journal of Applied Ecology* 60(4): 725-736.
- Baselga, A. and Orme, C.D.L. 2012. betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* 3(5): 808-812.
- Beese, W.J., Deal, J., Dunsworth, B.G., Mitchell, S.J. and Philpott, T.J. 2019. Two decades of variable retention in British Columbia: a review of its implementation and effectiveness for biodiversity conservation. *Ecological Processes* 8(33): 1-22.
- Craig, A. and Macdonald, S.E. 2009. Threshold effects of variable retention harvesting on understory plant communities in the boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* 258(22): 2619-2627.
- Franklin, J.F., Berg, D.R., Thornburgh, D.A. and Tappeiner, J.C. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. In: *Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management*. Island Press, Washington, DC. 111-139.
- Franklin, J.F., Donato, D.C. 2020. Variable retention harvesting in the Douglas-fir region. *Ecological Processes* 9(8):1-10.
- Franklin, J.F., Mitchell, R.J. and Palik, B.J. 2007. Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry. In: *U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station*.
- Franklin, J.F. et al. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155(1-3): 399-423.
- Gustafsson, L. et al. 2012. Retention Forestry to Maintain Multifunctional Forests: A World Perspective. *BioScience* 62(7): 633-645.
- Halpern, C.B., Halaj, J., Evans, S.A. and Dovčiak, M. 2012. Level and pattern of overstory retention interact to shape long-term responses of understories to timber harvest. *Ecological Applications* 22(8): 2049-2064.
- Harmon, M.E. et al. 1986. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- Heithecker, T.D. and Halpern, C.B. 2007. Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in western Washington. *Forest Ecology and Management* 248(3): 163-173.
- Jung, S.H., Lim, C.H., Kim, A.R., Woo, D.M., Kwon, H.J., Cho, Y.C. and Lee, C.S. 2017. Edge effects confirmed at the clear-cut area of Korean red pine forest in Uljin,

- eastern Korea. *Journal of Ecology and Environment* 41(1): 36.
- Kim, J.S., Cho, Y.C. and Bae, K.H. 2017. Recovery process of forest edge formed by clear-cutting harvest in Korean red pine (*Pinus densiflora*) forest in Gangwondo, South Korea. *Journal of Korean Forestry Society* 106(1): 1-9.
- Kruskal, J.B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* 29(2): 115-129.
- Lindenmayer, D.B. and Franklin, J.F. 2002. Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island press. pp. 352.
- Martínez Pastur, G.J., Rosas, Y.M., Toro Manríquez, M., Huertas Herrera, A., Miller, J.A., Cellini, J.M., Barrera, M.D., Peri, P.L. and Lencinas, M.V. 2019. Knowledge arising from long-term research of variable retention harvesting in Tierra del Fuego: where do we go from here? *Ecological Processes* 8(24): 1-16.
- McCune, B. and Mefford, M.J. 1999. PC-ORD Multivariate Analysis of Ecological Data: Version 4 for windows. Gleneden Beach OR. pp. 237.
- Oksanen, J. et al. 2019. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6.
- Ozaki, K., Akashi, N., Unno, A., Sato, S., Sayama, K., Nagasaka, A., Nagasaka, Y., Yamada, K. and Yamaura, Y. 2018. Retention forestry to manage forests for timber production and biodiversity conservation - a review to promote the effective application in Japan. *Japanese Journal of Ecology* 68: 101-123.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. In: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Roberts, M.W., D'Amato, A.W., Kern, C.C. and Palik, B.J. 2016. Long-term impacts of variable retention harvesting on ground-layer plant communities in *Pinus resinosa* forests. *Journal of Applied Ecology* 53(4): 1106-1116.
- Rosenvald, R. and Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255(1): 1-15.
- Seymour, R.S. and Hunter, M.L.J. 1999. Principles of ecological forestry. In: Hunter, M.L.J. (Ed.), *Composition in managing forests for biodiversity*. Cambridge University Press, New York. pp. 22-61.
- Shannon, C. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27(3): 379-423.
- Whyte, B.J. and Halpern, C.B. 2019. Forest aggregates influence conifer recruitment and height growth in a long-term variable-retention experiment. *Forest Ecology and Management* 441: 42-56.
- Willis, J.L., Harrington, C.A., Brodie, L.C. and Roberts, S.D. 2021. Variable-density thinning promotes differential recruitment and development of shade tolerant conifer species after 17 years. *New Forests* 52: 329-348.
- Zhang, M., Kim, J.-S., Cho, Y.-C., Bae, S.-W., Yun, C.-W., Bong-Kyu, B. and Bae, K.-H., 2013. Initial responses of understory vegetation to 15% aggregated retention harvest in mature oak (*Quercus mongolica*) forest in Gyung-sanbukdo. *Journal of Korean Forest Society* 102(2): 239-246.

Manuscript Received : October 10, 2025

First Revision : December 15, 2025

Second Revision : January 15, 2026

Accepted : January 15, 2026

Appendix

Appendix 1. Mean and standard deviation of bared soil cover (%) by variable-retention harvesting types

Treatments \ Year	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018
AR15H	7.65±1.65	3.30±0.95	10.87±1.74	6.46±1.20	0.41±0.13	4.94±1.43	5.90±1.11	4.00±0.89
AR15R	5.81±1.81	0.86±0.48	1.29±0.48	3.89±1.21	1.34±0.44	6.04±3.16	1.13±0.25	2.06±0.60
AR50H	2.56±0.65	0.71±0.15	5.74±1.44	2.66±0.46	0.26±0.10	6.19±1.37	9.97±2.16	2.03±0.64
AR50R	4.95±1.29	0.65±0.15	0.53±0.09	0.99±0.17	0.92±0.28	2.29±0.41	0.63±0.11	2.87±0.73
C	10.17±1.61	5.44±1.47	7.32±1.60	8.00±1.28	1.94±0.50	4.99±0.94	8.37±1.74	14.41±1.74
DR15	8.27±1.65	10.42±2.08	11.91±2.22	8.02±1.54	4.29±0.85	3.96±0.91	6.58±1.20	4.28±0.64
DR50	7.29±1.32	11.71±1.96	16.12±2.10	4.72±0.64	4.78±0.58	5.54±0.72	7.17±1.16	7.87±0.92

Appendix 2. Mean and standard deviation of woody debris cover (%) by variable-retention harvesting types

Treatments \ Year	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018
AR15H	3.67±0.37	3.65±0.41	3.25±0.26	2.26±0.22	1.56±0.26	4.88±1.11	4.17±0.54	3.44±0.78
AR15R	3.16±0.52	3.70±0.63	4.41±0.99	3.26±0.88	2.38±0.31	4.03±0.65	1.83±0.23	2.25±0.31
AR50H	4.76±0.81	3.26±0.45	4.30±0.61	2.75±0.50	1.38±0.29	3.64±0.82	4.23±0.76	2.08±0.40
AR50R	4.28±0.40	3.78±0.41	3.47±0.44	3.04±0.37	2.46±0.21	2.09±0.34	2.14±0.21	2.60±0.22
C	4.72±0.36	4.37±0.34	4.11±0.30	3.22±0.28	2.58±0.19	12.08±2.69	3.46±0.26	3.62±0.39
DR15	4.64±0.38	10.97±1.94	6.44±1.24	4.65±1.12	4.64±1.05	10.28±1.85	6.89±1.25	4.14±0.75
DR50	3.60±0.33	6.36±1.05	5.27±0.79	3.60±0.56	3.87±0.54	10.02±1.77	2.53±0.21	2.88±0.48

Appendix 3. Mean and standard deviation of cover of understory vegetation (herbaceous layer) (%) by variable-retention harvesting types

Treatments \ Year	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018
AR15H	15.39±10.05	14.14±14.11	41.35±20.74	72.05±24.14	66.32±23.10	69.88±24.39	51.87±23.77	48.17±26.30
AR15R	14.67± 6.00	18.09± 8.08	20.64±10.98	31.41± 9.56	22.55± 9.11	46.45±27.86	40.00±20.64	58.31±22.99
AR50H	11.48± 8.31	11.31± 7.77	27.91±18.55	56.07±22.95	39.55±25.76	46.21±27.80	42.49±19.19	47.90±25.14
AR50R	10.94± 9.25	11.94± 8.78	16.66±12.07	22.34±14.89	24.71±20.31	25.26±18.85	24.43±15.53	25.58±21.95
C	10.87± 7.08	11.74± 9.15	14.73± 9.83	17.87±10.83	18.00±11.70	15.59±12.43	15.49±11.53	12.79±12.66
DR15	14.51±11.32	14.89±10.00	30.97±17.43	58.49±34.56	58.79±28.56	42.65±21.26	32.54±19.28	39.39±24.84
DR50	13.02±11.33	17.79±11.73	31.64±18.72	50.80±24.02	53.28±23.04	40.69±23.49	36.83±23.48	32.13±21.70

Appendix 4. Mean and standard deviation of cover of understory vegetation (shrub layer) (%) by variable-retention harvesting types

Treatments \ Year	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018
AR15H	22.55±17.89	-	0.07±0.33	2.59±5.60	8.29±13.77	41.80±26.91	39.37±23.29	55.07±20.55
AR15R	26.32±18.35	31.34±29.73	13.08±15.01	10.11± 9.49	13.14±17.54	12.81±11.78	14.39±18.13	22.50±15.83
AR50H	14.98±15.26	-	1.57±7.09	1.40±2.91	2.35±5.37	47.57±24.4	31.68±25.99	55.02±26.67
AR50R	24.27±18.68	17.38±17.50	15.52±20.04	18.55±19.88	13.29±13.40	16.99±14.92	15.34±14.86	19.57±15.93
C	16.05±12.79	20.08±17.49	19.4±19.72	16.72±15.18	17.31±15.62	16.43±16.49	9.98±10.98	17.31±16.07
DR15	19.00±17.83	0.89±2.64	2.53±6.48	6.38±9.62	8.96±14.02	44.13±31.04	36.38±26.79	51.56±30.92
DR50	17.26±15.02	0.78±2.02	1.58±3.44	5.31±8.43	5.62±8.70	35.12±31.02	23.55±24.19	32.11±21.43

Appendix 5. Mean and standard deviation of species richness of understory vegetation (herbaceous layer) by variable-retention harvesting types

Treatments \ Year	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018
AR15H	7.9±2.9	11.6±3.4	16.5±3.7	16.2±3.6	9.8±5.2	13.5±3.8	10.1±2.8	9.6±3.4
AR15R	8.6±2.8	10.9±3.1	12.4±3.7	15.9±4.9	13.3±5	18.9±5.4	14.1±4	14.9±4.1
AR50H	5.2±2.1	8.6±2.0	10.9±3.4	11.7±3.2	6.5±2.7	11.9±2.6	9.3±2.2	9.1±2.6
AR50R	5.4±1.7	6.5±2.1	7.9±2.2	8.8±2.9	7.4±2.3	8.0±2.5	7.7±2.5	6.9±2.4
C	7.0±3.3	7.4±3.5	7.7±3.2	8.4±3.5	7.4±3.2	7.8±3.5	6.8±3.1	5.8±3.0
DR15	6.1±2.5	10.1±4.6	14.3±5.3	15.2±4.4	13.8±4.1	13.5±5.3	9.9±4.3	10.4±4.0
DR50	6.6±2.8	9.5±3.8	13.5±5.3	13.9±5.2	13±4.4	11.2±4.3	8.8±3.8	8.9±3.3

Appendix 6. Mean and standard deviation of species diversity (H') of understory vegetation (herbaceous layer) by variable-retention harvesting types

Treatments \ Year	2010	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018
AR15H	1.2±0.5	1.6±0.4	1.8±0.3	1.8±0.3	1.6±0.4	1.8±0.4	1.7±0.4	1.5±0.5
AR15R	1.3±0.5	1.5±0.5	1.7±0.3	1.8±0.4	1.8±0.4	1.9±0.4	1.9±0.3	1.9±0.3
AR50H	0.9±0.4	1.4±0.4	1.5±0.4	1.6±0.3	1.2±0.5	1.6±0.3	1.7±0.3	1.5±0.4
AR50R	1.0±0.4	1.2±0.4	1.3±0.4	1.3±0.4	1.3±0.4	1.3±0.4	1.3±0.4	1.2±0.4
C	1.3±0.5	1.2±0.5	1.2±0.5	1.3±0.5	1.3±0.5	1.2±0.6	1.2±0.5	1.1±0.5
DR15	1.0±0.4	1.4±0.5	1.6±0.5	1.7±0.4	1.7±0.4	1.8±0.6	1.6±0.6	1.6±0.5
DR50	1.3±0.5	1.3±0.5	1.5±0.5	1.5±0.5	1.6±0.5	1.5±0.5	1.4±0.6	1.4±0.5