

伐採跡地 運材路의 土壤假密度 變化와 自然植生回復에 관한 研究¹

禹保命² · 朴在鉉² · 金慶勳²

Variations of Soil Bulk Density and Natural Revegetation on the Logging Road of Timber Harvested-Sites¹

Bo-Myeong Woo², Jae-Hyeon Park², Kyung-Hoon Kim²

要 約

이 연구는 伐採作業後 방치된 운재로의 早期植生回復을 위한 科學的인 基礎資料를 제공할 目的으로 1989년부터 1994년까지 서울大學校 農業生命科學大學 附屬 南部演習林 白雲山地區 第26林班, 第27林班에 年次의 으로 開設된 運材路를 對象으로 이 研究를 수행하였다. 運材路 路面의 土壤攪亂으로 인한 土壤假密度와 自然植生回復을 調査·分析한 結果는 다음과 같다.

運材路 路面의 土壤假密度는 운재로 개설후 시간의 경과에 따라 自然林地 狀態로 回復되어 가는데 약 10년이 소요되며, 計算式은 다음과 같다.

$$Y_1 = 1.4195 - 0.0744 \cdot X \quad (R^2 = 0.91), \quad Y_2 = 1.4673 - 0.0688 \cdot X \quad (R^2 = 0.73)$$

(단, X : 경과년수, Y₁ : 토양 0~7.5cm의 가밀도, Y₂ : 토양 7.5~15cm의 가밀도)

樹林帶를 造成하고 運材路를 開設한 地域의 토양질이별 假密度는 각각 0.892g/cm³, 0.903g/cm³로 스크립대를 조성하지 않은 운재로보다 약 20% 낮았다. 運材路 切·盛土斜面, 路面에 침입하는 복본의重要度는 산딸기, 산벚나무, 참싸리 등의 순이었으며, 초본은 고사리, 새, 큰까치수영 등의 순이었다. 또한 운재로 폐쇄후 약 6년이 경과되었을 때 植生被覆度는 切·盛土斜面은 약 70%, 노면은 약 20%로 운재로 폐쇄후 조기에 人工的으로 植生回復을 도모하는 방안이 검토되어야 할 것으로 사료된다. 따라서 成熟林木收穫 伐採地域에서 運材路 開設時에는 樹林帶를 조성하여야 하며, 운재로 사용이 완료된 후에는 綠化樹木植栽工事 및 播種工事와 路面掘起作業 등을 통하여 運材路 路面 土壤의 早速한 回復과 植生被覆綠化를 유도하여야 할 것이다.

ABSTRACT

The objective of the study was to provide the useful scientific data on the early rehabilitation of the logging road after timber harvesting in the forest area. This study was carried out at logging roads which were constructed during 1989 and 1994 in Mt. Baekwoon. The field survey was conducted in July, 1994.

Judging from the analysis of soil bulk density, time required for recovery as the undisturbed forest soil condition was more than 10 years in the road which was left, and the regression equation is as follows,

$$Y_1 = 1.4195 - 0.0744 \cdot X \quad (R^2 = 0.91)$$

$$Y_2 = 1.4673 - 0.0688 \cdot X \quad (R^2 = 0.73)$$

¹ 接受 1994年 10月 12日 Received on October 12, 1994.

² 서울大學校 山林資源學科 Dept. of Forest Resources, Seoul Nat'l Univ., Seoul, Korea

(X : elapsed year after road construction, Y₁, Y₂ : soil bulk density (g/cm³) at 0~7.5cm, and 7.5~15.0cm, respectively)

Especially soil bulk density with buffer strip-woods was 0.890~0.903g/cm³, so it was 20% lower than that of logging road surface without buffer strip-woods. Among the 7 factors, location, sand content, and soil hardness had statistically significant effect on the soil bulk density in logging road surface.

The pioneer species on logging road surface were *Rhus cratargifolius*, *Prunus chinensis*, and *Lespedeza corymbosa*, etc. in woody species, and *Pteridium aquilinum*, *Arundinella hirta*, and *Lysimachia clethroides*, etc. in herb species. So, in process of year, average plant coverage were 70% on cutting and banking slope and 20% on logging road surface which elapsed 6 years after logging road construction.

Through this research, buffer strip-woods must be remained for environmental conservation of forest conditions, and from the time to be closed the road, planting, seeding, and grazing works could be effective to the soil condition and vegetation recovery.

Key words : Timber harvesting, logging roads, forest soil bulk density improvement, buffer strip woods

緒 論

山林經營計劃에 의하여 伐採되는 산림면적은 날로 증가하고 있으며, 山林伐採를 위한 林道 및 運材路開設도 증가하고 있는 실정에 있다. 이와 같은 山林毀損으로 인한 山林環境變化는 심각해지고 있다. 環境保全은 오염물질 등을 규제하는 것도 중요하지만 각종 開發計劃이나 事業을 추진함에 있어 사전에 環境에 미치는 영향을 예측하고, 이에 따른 대책을 마련함으로써 持續的인 성장을 도모하여, 환경을 잘 보전할 수 있는 사전 예방적 環境保全對策이 무엇보다도 중요하다.

山林伐採를 위해 개설되는 林道 및 運材路의 開設工事는 주변 자연환경에 미치는 영향이 대단히 큰 것이다. 특히 成熟林木伐採作業을 위해 개설되는 운재로에 의한 노면, 절·성토사면의 浸蝕 및 토양의攪亂, 주변식생 등의 훼손 등에 미치는 영향은 더욱 큰 것이다.

대규모 산림벌채를 위하여 개설되는 운재로에서는 운재로 개설작업 및 벌출작업시 기계와 장비 등의 이동과 차량의 통행으로 토양이 다져지며, 이로 인하여 土壤空隙 및 透水性이 감소된다. 또한 벌채작업은 운재로의 노면토양을攪亂시키고, 浸蝕을 가속화시킨다(Sidle, 1980).

토양의 기계적인 踏壓은 토양의 假密度를 측정 하여 분석하면 판단하기 쉬우며, 이러한 가밀도의 변화를 측정·분석하는 것은 산림토양의 物理的 성질을 파악하는데 크게 기여한다(Gent 등,

1983). 즉, 토양의 교란정도를 나타내는 가밀도의 변화는 산림작업으로 인한 지표토양의 훼손 및 경화로 인하여 발생하는 環境毀損을 판단하는 指標가 된다(Krag 등, 1986).

일반적으로 운재로 개설로 인한 土壤假密度의 증가는 土壤表層의 空隙率 및 透水性을 감소시키고 배수를 불량하게 할 뿐만 아니라 임목의 생장율 저하시키기도 한다. 증가된 운재로의 토양가밀도를 교란되지 않은 自然林地狀態로 회복시키기 위해서는 약 23년이 경과되어야 하며, 土壤攪亂의 방지는 임지의 생산성을 보전할 뿐만 아니라 溪流에서의 水質문제를 최소화 시킨다(Johnson 등, 1978; Adams와 Andrus, 1991; Sidle, 1980; Adams, 1981; Froehlich 등, 1985).

Moehring과 Rawls(1970)는 운재로 노면의 假密度는 교란되지 않은 자연산림토양 보다 약 13%나 높게 나타나고, 上向 및 下向集材에 의해 토양표층으로부터 15cm 까지의 토양이 영향받기 쉬운데, 이때 가밀도의 증가는 10% 이하라고 보고한 바 있다. Sidle과 Drlica(1981)은 토양 7.5cm 깊이에서는 25~45%, 22.5cm 깊이의 토양에서는 가밀도가 25%가 증가하였다. 즉, 7.5~15cm 사이에서의 가밀도가 가장 크게 영향을 받는다고 하였다.

Froehlich 등(1985)은 山林伐採作業을 위해서 사용되는 벌채장비의 이동에 의해 영향을 받은 토양에서는 장비의 영향도가 적은 토양에서 생장하는 식생에 비해 16년간 6%의 생장률이 감소하였고, 심하게 영향받은 토양에서는 약 12%의 生

長率이 감소하였다고 보고하였다.

또한 Trimble과 Lull(1957), Adams와 Andrus(1991)는 伐採作業을 위하여 개설되는 임도 및 운재로 주변, 벌채지 주변에 樹林帶를 조성함으로써 운재로 개설에 의한 土壤浸蝕을 저지하여 溪流의 수질을 보전하고, 토지이용의 효율성을 증대시킬 수 있으며, 이러한 樹林帶의 폭은 10~40m가 적당한 데, 이를 결정하기 위해서는 運材路의 縱斷물때가 중요한 요소라고 보고한 바 있다.

특히 연구대상지인 白雲山의 식생상황에 대하여 金等(1991)은 白雲山 伐採地域의 山林生態系의 遷移에 대해 연구한 바 있으며, 하층식생으로 가장 많이 생육하고 있는 식생은 조릿대이며, 본의 치수로는 비목이 우점수종이었다고 보고하였다(禹等, 1993).

이와 같은 연구동향과는 달리 成熟林木收穫作業을 위하여 개설되는 運材路에 의하여 발생되는 土壤攪亂 및 植生回復에 관한 국내 연구는 미진한 상태에 있으며, 최근 강조되는 환경보전문제를 고려해 볼 때, 이에 대한 기초적이고도 종합적인 연구는 시급한 상황에 있다.

따라서 이 연구는 1989년부터 1994년까지 伐採施業計劃에 의하여 서울大學農業生命科學大學附屬南部演習林 白雲山地區 第26林班, 第27林班에 年次의 으로 開設된 運材路를 對象으로 運材路開設로 인한 土壤假密度의 變化와 自然植生侵入에 의한 植生回復을 調査·分析하여 數量化함으로써 산림벌채 작업후 방치된 운재로의 早期植生回復을 위한 科學的인 基礎資料를 제공하는데 그目的이 있다.

材料 및 方法

이 연구의 조사대상지는 서울대학교 농업생명과학대학 부속 남부연습림 백운산지구 제26임반, 제27임반에 1989년부터 1994년까지 연차적으로 개설된 運材路를 대상으로 하였다.

조사는 1989년부터 1994년까지 연차적으로 개설된 운재로(총 연장 약 10km)에 노선길이 20m마다 총 21개의 調査區(폭 1m×길이 5m)를 설치하였다. 이 중 1989년에 개설한 운재로는 樹林帶를 조성하고 운재로를 개설한 경우, 수립대를 조성하지 않고 운재로를 개설한 경우로 구분하여

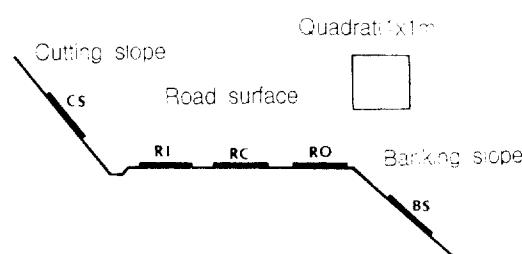


Fig. 1. Structure of surveying plot in logging road

조사구를 설치하였다(그림 1).

그림 1에서와 같이 운재로상의 각각의 조사구에서 土壤調査 및 植生調査를 병행하였다.

土壤의 假密度는 運材路 路面 중심부를 기준으로 좌우측의 토양깊이 0~7.5cm, 7.5~15cm에서 각기 3반복하여 soil core sampler($\phi 7.6\text{cm}$)로 채취한 토양을 105°C oven에서 48시간 건조 후 土壤採取容積과 乾燥土壤의 비율로 假密度를 구하였다(Blake, 1987).

土壤水分含量과 土壤硬度는 연차별로 가밀도를 측정한 자침에서 각기 3반복하고, 토양깊이별(0~7.5cm, 7.5~15cm)로 土壤水分測定計와 土壤硬度計(다케무라식)로 측정하였다. 또한, 대조구로써 교란되지 않은 자연산림 지역을 林緣部에 선정하여 운재로에서 조사한 방법과 동일하게 土壤假密度, 土壤水分含量, 土壤硬度를 조사하여 분석하였다.

측정된 立地因子와 土壤假密度와의 相關分析 및 回歸分析를 실시하였으며, 인자중 위치(Location)인자는 非伐採地, 伐採地, 林道, 運材路의 4항으로, 土深(Soil depth)인자는 0~7.5cm, 7.5~15cm의 2항으로 구분하여 假變數(Dummy variable)로 처리하였다.

植生調査는 運材路 路面, 切·盛土비탈면으로 연결되는 식생조사구를 대상으로 草本과 木本식생으로 구분하여 각각의 樹高(草高), 樹冠幅(草幅), 個體數, 被覆度 등으로 조사하여 重要度 순위별로 구분하고, 種多樣度, 優占度 등을 산출하였다.

結果 및 考察

1. 運材路 路面의 土壤假密度 變化

1) 運材路 路面의 土壤깊이별 假密度의 回復

자연 산림지역의 土壤假密度와 연차적으로 개설된 運材路 路面의 토양가밀도의 변화는 表 1과 같다.

攪亂되지 않은 자연 상태의 산림에서 토양깊이를 0~7.5cm, 7.5~15cm로 구분하여 추정한 가밀도의 값은 각각 $0.694\text{g}/\text{cm}^3$, $0.773\text{g}/\text{cm}^3$ 이 있다. 반면, 운재로 개설후 6년이 경과한 1989년 개설 운재로의 토양깊이별 가밀도는 1989년부터 1994년까지 개설된 운재로에서 추정된 값보다 낮은 것으로 조사되었다.

운재로가 개설된 후 經過年數가 오래될수록 운재로 토양깊이에 따른 가밀도는 점차로 낮은 值을 나타내었다. 이는 白雲山 伐採地에 개설한 운재로는 개설후 벌채작업이 종료됨과 동시에 사용할 수 없도록 폐쇄되었으므로 이때부터 토양은 자연적으로 벌채전의 자연임지상태로 회복되어졌기 때문이다.

이와 같은 연차적인 운재로 토양의 깊이별 (0~7.5cm, 7.5~15cm) 회복정도를 回歸分析한 결과 다음과 같은 直線回歸式을 구하였다.

$$Y_1 = 1.4195 - 0.0744 \cdot X \quad (R^2 = 0.91) \quad \dots\dots (1)$$

$$Y_2 = 1.4673 - 0.0688 \cdot X \quad (R^2 = 0.73) \quad \dots\dots (2)$$

X : 경과년수

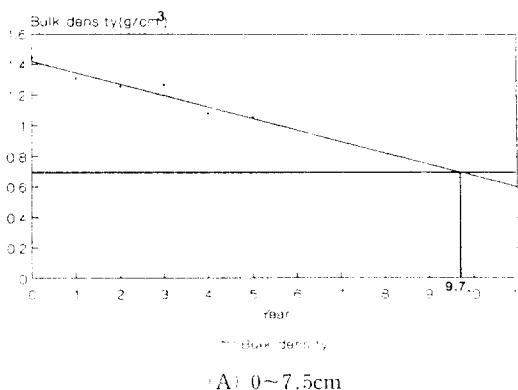
Y_1 : 토양깊이 0~7.5cm의 가밀도

Y_2 : 토양깊이 7.5~15cm의 가밀도

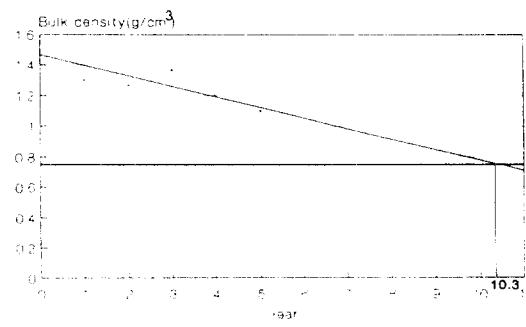
위의 (1), (2)식을 이용하여 運材路 路面의 土壤假密度가 교란되지 않은 자연 상태의 토양가밀도로 회복되는 시간은 그림 2와 같다.

그림 2와 같이 운재로 개설후 폐쇄되어 인위적인 이용이 없는 상태에서는 매년 운재로 노면의 토양 0~7.5cm에서는 벌채전의 상태로 회복되는 데 약 7.4% 만큼씩 회복되는 것으로 추정되었다. 이렇게 踏壓되어 硬化된 운재로 노면의 토양이 벌채전의 자연임지 상태로 회복되기 위하여는 운재로 개설 후 약 9.7년이 경과되어야 하며, 이의 설명력은 약 91%로 매우 높은 설명력을 나타내었다.

토양깊이 7.5~15cm에서는 매년 약 6.9% 씩攪亂되기 전의 자연임지상태로 회복되어졌으며, 이 가밀도 값이 운재로 개설전의 自然林地 상태로 회복되기 위하여는 약 10.3년이 경과되어야 하는 것으로 추정되었다. 즉, 토양깊이 7.5~15cm의 가밀도가 0~7.5cm 층 보다 회복기간이 오래 걸리며, 이의 설명력은 약 73%를 나타내었다.



(A) 0~7.5cm



(B) 7.5~15cm

Fig. 2. Annual variation of average soil bulk density of logging road surface by soil depth

Table 1. Soil bulk density(g/cm^3) of undisturbed forest and logging road constructed forest during 1989~1994(year)

Soil depth(cm)	Year	Undisturbed soil	1989	1990	1991	1992	1993	1994
			1989	1990	1991	1992	1993	1994
0~7.5		0.694	1.055	1.079	1.265	1.253	1.305	1.443
7.5~15.0		0.773	1.099	1.202	1.365	1.264	1.300	1.542

이와 같은 결과는 트랙터를 이용하여 짐재한 운재로를, 교란되지 않은 자연상태로 회복시키기 위해서는 자연상태에서 약 23년이 경과되어야 하며(Froehlich 等, 1985), rubber-tired skidder에 의한 운재시 바퀴가 지나간 곳이 회복되기 위해서는 약 12년이 경과되어야 한다(Dikerson, 1976)는 연구결과 보다는 짧은 기간이었다.

白雲山伐採地에 개설된 운재로 노면의 土壤假密度 회복기간이 선행연구 보다 짧은 것은 이 연구대상지의 대부분이 운재를 위한 트럭의 사용으로 인하여 土壤踏壓이 先行研究보다 적었기 때문이라 想料된다.

2) 樹林帶造成에 따른 運材路路面의 假密度變化

1989년에 개설한 운재로는 樹林帶를 조성한 지역과 수립대를 조성하지 않고 운재로를 개설한 지역으로 구분되는데, 이 지역의 土壤假密度는 表 2와 같다.

1989년에 개설된 運材路의 경우, 운재로 양쪽에 樹林帶를 조성한 지역과 수립대를 조성하지 않은 지역으로 구분하여 측정한 결과, 수립대를 조성한 운재로 노면의 토양깊이 0~7.5cm에서는 수립대를 조성하지 않은 운재로에 비해 假密度는 약 18%가 낮은 값을 나타내었다.

토양깊이 (0~7.5cm, 7.5~15cm)별 가밀도의

값은 0~7.5cm 깊이 보다 7.5~15cm에서의 값이 조사구 모두 높게 나타났다. 토양깊이 7.5~15cm에서는 樹林帶를 조성하지 않은 運材路에 비하여 가밀도는 약 22%가 낮은 값을 나타내어, 樹林帶를 조성하면서 運材路를 개설할 때 토양의 가밀도는 낮게 나타내었다.

이와 같은 결과로 運材路의 路面을 自然狀態로 回復시키기 위하여는 樹林帶를 造成하면서 運材路를 開設하는 것이 效果的인 것으로 思料되며, 이는 선행연구(Hicks 等, 1991; USDA Forest Service, 1990; Adams, 1981; 高橋, 1974; Trimble과 Lull, 1957)의 結果와 類似하였다.

3) 土壤假密度의 影響要因 分析

攪亂되지 않은 자연산림지역과 연차별 운재로의 土深別 土壤硬度와 土壤水分含量은 表 3과 같다.

表 3에서와 같이 토양정도와 토양수분함량은 運材路開設後 經過年數에 따라 연차적으로 상이한 결과를 나타내었다. 土壤硬度는 攪亂되지 않은 토양에서 깊이별로 0.51~0.65kg/cm²로 매우 낮은 값을 나타되었으나, 운재로 노면에서는 3.02~24.45kg/cm²로 상대적으로 높은 값을 나타내었다.

土壤水分含量은 운재로 폐쇄후 시간이 경과할 수록 약 14.5%, 12.7%에서 각각 21.4%, 30.0

Table 2. Bulk density of logging roads without buffer strip woods and with buffer strip woods(g/cm³)

Category	Soil depth(cm)	
	0~7.5	7.5~15
Logging road with buffer strip woods	0.892	0.903
Logging road without buffer strip woods	1.055	1.099

Table 3. Soil hardness and soil moisture content of undisturbed area and logging road

Year	Category	Soil hardness(kg/cm ²)		Soil moisture(%)	
		Soil depth(cm)	Soil depth(cm)	Soil depth(cm)	Soil depth(cm)
	Undisturbed site	0.51	0.65	27.5	30.0
1989	Without buffer strip woods	6.70	8.54	21.4	24.9
	With buffer strip woods	3.02	4.04	38.9	38.4
1990	Logging road	7.67	11.79	23.9	24.0
1991	Logging road	13.97	20.09	13.1	12.6
1992	Logging road	23.05	24.45	11.8	12.1
1993	Logging road	7.55	7.55	14.1	17.6
1994	Logging road	8.16	9.54	14.5	12.7

%로 증가하였다. 따라서 기존의 山林土壤에 인위적인 踏壓이 가해져 토양자체의 물리적 특성이 변화하였으며, 시간이 경과함에 따라 원래의 상태로 회복되는 것으로 분석되었다.

토양가밀도와 토양경도의 상관관계는 偏相關係數 0.7119로 1% 수준에서 고도로 유의하였다며, 토양의 모래, 미사, 점토함유율 중 토양의 粒度를 대표할 수 있는 모래함유율과의 편상관계수는 0.7330으로 1% 수준에서 고도로 유의한 결과를 나타내었다.

表 4에서는 토양가밀도에 대한 각 요인들과의 상관분석 결과이다. 총강우량, 강우횟수, 토양질 이와 가밀도와의 상관은有意하지 않은 결과를 나타내었다. 토양수분과 토양경도와의 상관은 부의 상관으로 토양수분이 많을 수록 토양경도는 낮은 값을 나타내었고, 모래함유율이 높을 수록 토양수분은 낮은 결과를 나타내었다.

이들 영향인 자들을 이용하여 토양가밀도의 영향요인을 stepwise 방법을 이용하여 多重回歸分析한 결과는 表 5와 같다.

土壤假密度의 影響要因은 위치(교란되지 않은 자연산림지역, 운재로), 모래함유율, 토양경도 순이었고, 이의 설명력은 약 61% 이었다.

이를 多重回歸式으로 나타내면

$$\text{토양가밀도} = 0.3658 + 15.4394 \times \text{조사구의 위치} + 4.9929 \times \text{모래함유율} + 4.1792 \times \text{토양경도} (R^2 = 0.61)$$

2. 運材路 切・盛土斜面과 路面의 植生回復

운재로에서 조사된 각 식생의 重要度를 각 운재로별로 산출한 값은 表 6과 같다. 出現種은 목본 26, 초본 28종으로 植生狀은 매우 다양하였으며, 白雲山의 植生特性에 따라서 목본중 비목, 산벚나무 등의 稚樹가 많이 出現하였다(禹等, 1993). 조사지역의 下層植被을 구성하고 있는 조릿대의 경우는 지역적인 특성상 몇개의 구간에 집중되어 출현하였다.

木本은 대부분이 상층식생의 落下種子에 의해 발생한 것이며, 일부 수종이 성토부쪽의 매립수목에 의한 맹아에 의해 초기에 집중적으로 생육하고 있는 것으로 조사되었다. 草本植被은 계절적인 특성상 새류 등 벼과 초본의 侵入이 두드러졌으며, 큰까치수영 등 도로의 裸地斜面에 자연적으로 출현하는 종들이 대부분이었다.

表 7은 樹林帶를 조성한 곳과 수립대를 조성하지 않고 운재로를 개설한 지역의 식생상황을 조

Table 4. Correlation coefficients of influences factor at soil bulk density

Indicies	Bulk density	Soil moisture	Soil hardness	Total precipitation	No. of precipitation	Sand content	Soil depth	Location
Bulk density	1.0000							
Soil moisture	0.2306*	1.0000						
Soil hardness	0.7119***	-0.3787***	1.0000					
Total precipitation	0.1448	0.2662*	0.2605*	1.0000				
No. of precipitation	0.1724	-0.1673	0.2742**	0.9921***	1.0000			
Sand content	0.7330***	-0.4536***	0.8212***	0.1904	0.2042*	1.0000		
Soil depth	0.0471	0.0098	0.0325	0.0000	0.0000	0.0000	1.0000	
Location	0.2547*	0.0938***	0.1785	0.2152*	0.3363**	0.1507	0.0000	1.0000

Significance : *** : S. ≥ 99%, ** : 99 > S. 95%, * : 95 > S. ≥ 90%

Table 5. Multiple regression equations for soil bulk density (g/cm³)

Variables	Regression coefficient	Partial R ²	Model R ²	F	Significance
Constant	0.3658				
Location	15.4394	0.5394	0.5394	103.0463	0.0001***
Sand	4.9929	0.0565	0.5959	12.1677	0.0006***
Soil hardness	4.1792	0.0128	0.6087	2.8079	0.0974*
Multi-R	0.6087				

Significance : *** : S. ≥ 99%, * : 95 > S. ≥ 90%

Table 6. Importance value(%) of surveyed species in each logging road

Species/Year	With buffer strip woods	Without buffer strip woods					
		89	89	90	91	92	93
<i>Acalypha australis</i>						8.82	27.09
<i>Acer mono</i>					0.91	3.02	3.66
<i>Acer palmatum</i>		1.87		6.98	1.21		
<i>Actinidia arguta</i>	0.94				4.92	3.24	
<i>Adenocaulon himalaicum</i>	5.21				19.59	7.57	
<i>Albizia julibrissin</i>					1.83		7.02
<i>Alnus japonica</i>							22.25
<i>Aralia elata</i>	5.28	5.02	3.81				
<i>Arisaema amurense</i> var.	0.89			1.56			
<i>Artemisia princeps</i> var.	2.74				1.66		
<i>Arundinella kirta</i>	22.32	3.94	1.33	3.51		1.68	
<i>Aster scaber</i>						1.25	3.50
<i>Astilbe chinensis</i> var.	2.35	0.96	1.54	1.43	1.32	1.74	
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	0.97						
<i>Carex bostrychostigma</i>	5.01				10.93		
<i>Carex siderosticta</i>	9.01	3.25				8.45	
<i>Carpinus laxiflora</i>		1.85					
<i>Clerodendron arguta</i>	1.43		2.26	1.77			
<i>Cocculus trilobus</i>	1.35						
<i>Commelia communis</i>		1.53					
<i>Cornus walteri</i>					1.45		
<i>Digitaria sanguinalis</i>	9.28						
<i>Erigeron canadensis</i>	1.03			1.34			
<i>Festuca ovina</i>	2.43	3.28	1.70				
<i>Hydrangea serrata</i> for. <i>acuminata</i>	1.67				2.81		
<i>Hylomecon verna</i>				1.17			
<i>Hypericum ascyron</i>	1.05				2.15		
<i>Impatiens textori</i>	6.30	2.59	9.54				
<i>Lespedeza cyrtobotrya</i>	2.51	3.05	1.81	2.83	3.72	7.76	3.86
<i>Lespedeza maximowiczii</i>		6.11	1.54	5.74		2.76	4.82
<i>Lindera erythrocarpa</i>		1.80	7.14	10.93	4.32	2.60	9.50
<i>Lysimachia clethroides</i>	3.95	9.46	10.12	3.37	7.47	6.53	
<i>Oplismenus undulatifolius</i>			5.31	2.83	4.80		
<i>Paeonia obovata</i>		1.26					
<i>Persicaria hydropiper</i>						15.04	
<i>Pilea mongolica</i>	9.27	7.20	5.16	17.26	7.78		
<i>Potentilla freyniana</i>	2.48		1.37		1.01		
<i>Prunus sargentii</i>		1.06	12.47	6.49		5.38	7.01
<i>Pseudostellaria palibiniana</i>	1.05	1.03		1.78			
<i>Pteridium aquilinum</i> var.	1.29	6.27	5.30	1.17	6.04		3.16
<i>Pueraria lobata</i>		1.35			1.12	1.74	1.74
<i>Quercus acutissima</i>			1.11	5.28			
<i>Rhus chinensis</i>					0.98	4.60	
<i>Rhus verniciflua</i>					1.04		
<i>Rubia akane</i>	0.97	1.23		1.56			
<i>Rubus cratargifolius</i>	9.66	24.01	23.60	1.89	12.93	6.91	
<i>Sasa borealis</i>				14.48			2.59
<i>Saussurea gracilis</i>		1.21		1.87			
<i>Stephanandra incisa</i>	3.14		1.10			1.24	
<i>Styrax japonica</i>	2.05						
<i>Viola mandshurica</i>			1.11				
<i>Vitis amurensis</i>						2.89	
<i>Youngia denticulata</i>		1.18					
<i>Zanthoxylum schinifolium</i>				3.08		6.77	3.78

Table 7. Changes of vegetation factors from remained buffer strip woods

Buffer strip woods	Vegetation factors	No. of species	No. of individuals	Plant coverage (%)
Logging road with buffer strip woods		5.5	31.2	53.7
Logging road without buffer strip woods		4.3	25.8	43.7

Table 8. Changes of vegetation factors after logging road construction

Location	Year	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Index	Species Diversity	1.0570	0.9532	1.0579	0.9040	1.0926	0.6901
	Max. of Species Diversity	2.1799	1.9927	1.9634	2.0852	1.7404	1.7430
	Evenness	0.4849	0.4783	0.5999	0.4335	0.6278	0.3959
	Dominance	0.5151	0.5217	0.4001	0.5665	0.3722	0.6041
Total	Species	4.3	4.1	3.8	4.5	3.3	2.5
	Individuals	25.8	19.5	12.2	26.0	10.7	11.9
	Coverage	43.7	20.2	12.1	45.7	13.9	11.1
CS	Species	7.6	5.3	3.7	6.3	5.0	4.7
	Individuals	43.0	32.7	14.3	41.0	28.0	29.7
	Coverage	68.3	45.0	11.7	58.3	28.3	11.0
RI	Species	4.3	4.3	3.0	3.3	2.7	1.3
	Individuals	23.3	23.3	11.0	22.7	5.0	4.7
	Coverage	18.3	8.3	3.3	16.7	3.0	1.7
RC	Species	2.0	1.3	3.7	4.3	2.3	2.7
	Individuals	12.3	4.3	9.3	22.0	5.0	8.7
	Coverage	11.7	3.7	9.7	45.0	2.3	5.0
RO	Species	1.7	3.7	4.0	3.0	1.7	0.6
	Individuals	21.3	10.0	13.7	29.3	2.3	5.0
	Coverage	30.0	4.0	9.0	30.0	2.3	1.0
BS	Species	6.0	6.7	4.7	5.3	5.0	3.3
	Individuals	29.0	27.0	12.7	15.0	13.3	11.3
	Coverage	90.0	40.0	26.7	78.3	33.3	36.7

* CS : Cutting slope, RI : Inner part of road surface, RC : Center part of road surface, RO : Outer surface of road slope, BS : Banking slope

사한 결과이다.

수림대를 조성한 운재로의 식생회복이 동일한 기간에 수림대를 조성하지 않고 개설한 운재로보다 出現種數, 個體數, 植生被覆度는 모두 높았다. 운재로를 개설한 후 6년이 경과한 시점에서의 식생회복은 수림대를 조성하고 운재로를 개설한 지역이 수림대를 조성하지 않고 개설한 운재로보다 출현종수, 출현개체수, 식생회복도가 약 20% 높아 운재로 개설시에는 수림대를 조성하는 방안이 검토되어져야 할 것으로 사료된다.

運材路 閉鎖後 經過年數別 各 植生因子의 평균값은 表 8과 같다.

運材路 閉鎖後 時間이 經過할수록 種多樣度 (Species diversity)와 均在度(Evenness)는 점차적으로增加하였으며, 優占度(Dominance)는 減少하였다. 따라서 운재로 폐쇄후 초기에는 몇몇 종들에 의해 우점되어지며, 시간이 경과할수록 식생상은 다양해졌다.

運材路의 植生回復은 運材路 切土斜面과 盛土斜面에서의 주변식생 침입이 우선적으로 나타났

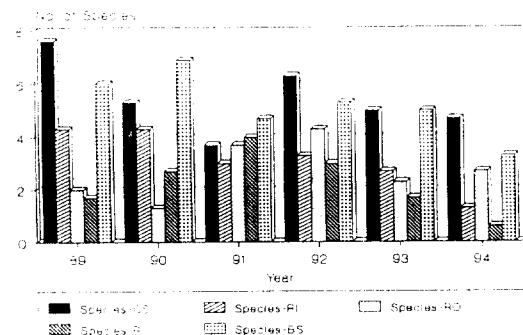


Fig. 3. Changes of vegetation coverage(%) by year on the logging roads

으며, 운재로 노면에서는 결토면 상층부에 존재하는 식생의 낙하종자에 의한 목본, 초본의 치수가 생장되어 노면의 植生回復은 상대적으로 낫았다.

運材路의 위치를 각각 5구간으로 구분하여 식생조성상황을 분석한 결과는 그림 3과 같다. 운재로의 식생회복은 주변의 낙하종자에 의한 밀아

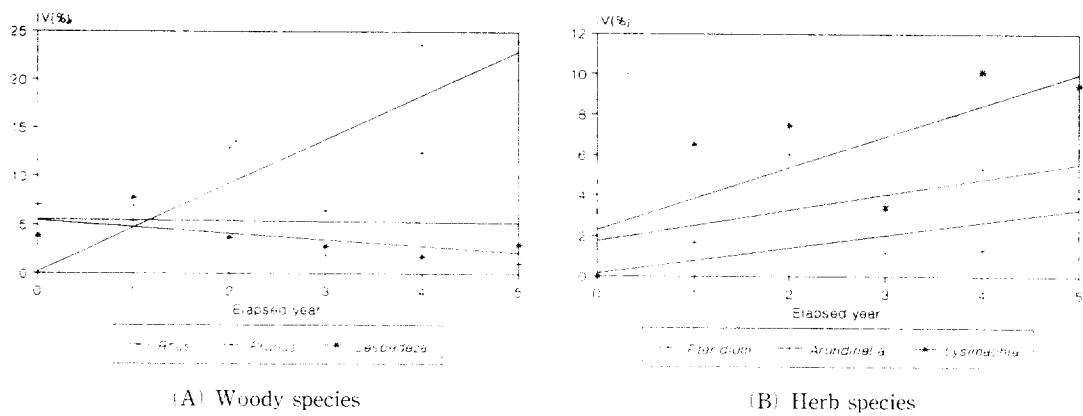


Fig. 4. Importance value of 3 species by elapsed year in logging roads

와, 절·성토부 인접식생의 침입에 의하여 이루어진다.

切土斜面에서는 상부 식생의 종자유입에 의해 치수들이 많이 출현하였으며, 盛土斜面에서는 몇몇 종으로 우점되는 경향을 나타내었다. 운재로 노면의 각 위치(RI, RC, RO지점)에서는 대부분 목본, 초본의 유묘가 생육하고 있었으며, 인접 산림대와 연결되어 있는 절토 성토사면에서는 상대적으로 出現種, 出現個體數는 많았다.

種數와 個體數의 경우 切土斜面이 盛土斜面보다 높은 값을 나타냈지만, 被覆度面에서는 성토부쪽 사면이 높은 것으로 보아 植生安定은 성토부쪽에서 먼저 진행되는 것으로 나타났다. 노면에서는 절·성토 사면보다 매우 낮은 값을 나타내었는데, 이는 運材作業에 의한 踏壓 때문이며, 식생회복도 20%로 植生回復이 상대적으로 빠른 것으로 나타났다. 또한 절토부에서의 출현개체수가 성토부보다 매우 높은 것으로 나타나 낙하종자에 의한 식생회복은 절토부쪽에서 양호한 것으로 나타났다.

운재로 폐쇄후 약 6년이 경과된 시점에서 植生被覆度는 절토, 성토사면의 경우 약 70%, 노면은 약 20%로 운재로를 폐쇄후 초기에 被覆綠化시키기 위하여는 植栽造林, 種子播種 등의 人爲의 被覆綠化가 필요하다고思料된다.

運材路上에서 重要度 순으로 높은 값을 나타내는 주요 3수종(산딸기, 산벚나무, 참싸리)의 운재로 폐쇄후 중요도의 변화는 그림 4와 같다.

산딸기는 운재로 폐쇄후 초기에는 出現하지 않았으나, 시간이 경과할수록 重要度는 增加하였다.

그러나 산벚나무와 참싸리 등은 운재로 폐쇄 후 周邊植生에 의해 급격히 증가하였으나, 시간이 경과할수록 重要度는 減少하였다.

초본의 경우 다양한 식생이 출현하고 있으며, 그중 대표적인 3草種(고사리, 새, 큰까치수영)을 대상으로 경과년수별 중요도는 큰까치수영 > 고사리 > 새의 순이었다. 이중 큰까치수영의 중요도가 가장 높았으며, 이를 草種의 重要度는 점진적으로 증가하였다.

結論

이研究는 1989년부터 1994년까지 伐採施業計劃에 의하여 서울대학교 농업생명과학대학 부속 남부연습림 白雲山地圖 第 26 林班, 第 27 林班에 年次의 으로 開設된 運材路를 對象으로 運材路 路面의 土壤攪亂으로 인한 土壤假密度와 自然植生回復을 調査·分析한 結果는 다음과 같다.

1. 運材路 路面의 土壤假密度는 運材路 開設後 시간의 경과에 따라 自然林地 狀態로 回復되는데 약 10년이 소요되며, 計算式은 다음과 같다.

$$Y_1 = 1.4195 - 0.0744 \cdot X \quad (R^2 = 0.91)$$

$$Y_2 = 1.4673 - 0.0688 \cdot X \quad (R^2 = 0.73)$$

단, X: 경과년수, Y₁: 토양 0~7.5cm의 가밀도, Y₂: 토양 7.5~15cm의 가밀도

2. 樹林帶를 造成하고 運材路를 개설한 지역의 토양깊이별 假密度는 각각 0.892g/cm³, 0.903 g/cm³로 樹林帶를 造成하지 않은 運材路보다 약 20% 낮았으므로 大面積 伐採地에서는 樹

- 林帶를 적절히配置, 殘存시키는 것이 효과적이다.
3. 運材路 切・盛土斜面, 路面에 侵入하는 木本의 重要度는 산딸기, 산벚나무, 참싸리 등의 순이었으며, 草本은 고사리, 새, 큰까치수영 등의 순이었다. 또한 운재로 페쇄후 약 6년이 경과되었을 때 植生被覆度는 切・盛土斜面은 약 70%, 路面은 약 20%로 났았으므로, 運材路의 閉鎖後 早期에 植生回復을 도모하는 방안이 검토되어야 할 것이다.
 4. 이상의 결과를 종합해 볼 때 大面積 伐地에서는 運材路의 開設 및 樹林帶의 造成이 중요하며, 운재로 사용이 완료된 후에는 緑化用 自生植生의 播植工事와 路面의 掘起作業 등을 통하여 運材路 路面 土壤의 早速한 回復과 植生被覆綠化를 誘導하여야 할 것이다.

引用文獻

1. 金甲德・金泰旭・金俊選. 1991. 全南 白雲山 伐採地域의 森林生態系 遷移에 관한 研究 (I) -全南 白雲山 北斜面 天然林의 個體群分布 및 群集의 遷移-. 서울大農大演習林研究報告 27 : 54-64.
2. 閔一植・李壽煌. 1984. 土壤의 物理的 條件의 은수원사시나무(*Populus alba* x *P. glandulosa*)의 生長 및 根系發達에 미치는 影響 -容積重을 中心으로-. 韓國林學會誌 66 : 45-53.
3. 吳求均・禹保命. 1992. 踏壓으로 損傷된 林間裸地의 林床植生回復에 關한 研究(I) -林床植生回復에 미치는 播種, 施肥 및 表土處理效果-. 韓國林學會誌 81(1) : 53-65.
4. 禹保命・鄭道鉉・朴在鉉・金慶勳・朴貞昊. 1993. 林道開設에 의한 周緣部植生의 變化에 關한 研究 -白雲山 演習林의 林道周邊 下層植生의 季節別 變化-. 서울大學校 農生大演習林研究報告 29 : 9-17.
5. 高橋龜久松. 1974. 伐採に伴う亞高山帶林の 氣象災害. 農林省林業試驗場研究報告 56(9) : 337-340.
6. 北海道大學農學部演習林. 1981. 北海道における道路計劃と森林環境의 保全에 關する調査研究(その5) : 70-76.
7. 日本自然保護協會. 1975. 道路建設に伴う森林伐採의 生態系において影響에 關する研究. 日本自然保護協會. 260pp.
8. 中野秀章. 1971. 森林伐採および伐採地의 植被變化が流出에 及ぼす影響. 林試年報 240 : 1-251.
9. Adams, P.W. 1981. Compaction of forest soils a pacific northwest extension publication Oregon. PNW-217.
10. Adams, P.W. and C.W. Andrus. 1991. Planning timber harvesting operations to reduce soil water problems in humid tropic steplands. Proceedings forest harvesting in southern asia. 24-31.
11. Brown, G.W. 1971. Effects of clear cutting on stream temperature. Oregon State University. 1133-1139.
12. Dikerson, B.P. 1976. Soil compaction after tree-length skidding in northern Mississippi. Soil Sci. Soc. Am. J. 40 : 965-966.
13. Froehlich, H.A. 1979. Soil compaction from logging equipment : Effects on growth of young ponderosa pine. Journal of Soil and Water Conservation 34(4) : 276-278.
14. Froehlich, H.A., D.W.R. Miles and R.W. Robbins. 1985. Soil bulk density recovery on compacted skid trails central Idaho. Soil Science Society American Journal 49(4) : 1016-1017.
15. Gent, J.R., R. Ballard, and A.E. Hassan. 1983. The impact of harvesting and site preparation on physical properties of lower coastal plain soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 47 : 595-598.
16. Hicks, B.J., R.L. Beschta and R.D. Harr. 1991. Long term changes in streamflow following logging in Western Oregon and associated fisheries implications. Water resources bulletin. 27(2) : 217-226.
17. Johnson, M.G. 1978. Infiltration capacities and surface erodibility associated with forest harvesting activities in the Oregon cascades. M.S. thesis, Oregon State Univ., Corvallis. 172pp.
18. Krag, P., K. Higginbotham, and R. Rothwell. 1986. Logging and soil distribution in southeast British Columbia. Can. J. For. Res. 16 : 1345-1354.

19. Moehring, D.M., and J.W. Rawls. 1970. Detrimental effects of wet weather logging. *J. of Forestry.* 68 : 166-167.
20. Sidle, R.C. 1980. Impacts of forest practices on surface erosion. A pacific northwest extension publication Oregon. PNW 195 : 1-5.
21. Sidle, R.C., and D.M. Drilca. 1981. Soil compaction for logging with a low-ground pressure skidder in the Oregon Coast Ranges. *Soil Sci. Soci. Am. J.* 45 : 1019-1224.
22. Trimble, G.R. and H.W. Lull. 1956. The role of forest humus in watershed management in New England. USDA For. Serv. Washington, D.C. Res. Paper 85.
23. USDA Forest Service. 1990. Vegetation strips control erosion in watersheds. Rocky mountain forest and range experiment station research note RM-499 : 1-5.