

論文 (Original article)

地がきカンバ更新地における表層土壌の理化学性からみた
地がき攪乱の残存状況伊藤 江利子^{1)*}、橋本 徹¹⁾、相澤 州平²⁾、古家 直行¹⁾、石橋 聡¹⁾

要旨

1960年代後半から1990年代に掛けて北海道で広く実施されてきた地がき(かき起こし)は林床のササを大型機械で除去する更新補助作業である。道内では主伐期を迎えたトドマツ人工林の低コスト再造林施策として、地がきで造成するカンバ材生産林業が提唱されている。今後地がきによるカンバ林造成を大面積で展開するにあたっては、林地の持続性に関する検討が不可欠であり、過去の地がきによる土壌理化学性への攪乱影響とその残存状況を明らかにすることが重要である。そこで本研究では1970～1990年代に筋状地がきを行った24林分を対象に、地がき帯と残し帯の表層0-5 cmの鉱質土壌の土壌理化学性を調査した。地がきによる表層土壌理化学性への改変影響は地がきから15～41年経過したレーキドーザ筋状地がき地でも検出された。地がき帯では残し帯に比較して有意に小さい全炭素・全窒素濃度と有意に大きい細土容積重が認められた。CN比については処理によるわずかな減少が認められたが、林分間のばらつきが著しく、地がきの影響は微小と考えられた。立地要因の中では火山灰地域/非火山灰地域の違いによる有意な効果が認められ、非火山灰地域では火山灰地域に比較して有意に小さい全炭素・全窒素濃度と有意に大きい細土容積重が認められた。さらに非火山灰地域の林分では地がき帯と残し帯の差異はより大きく、地がきによる土壌攪乱が顕著になる傾向が示唆された。

キーワード：地がき、攪乱、土壌理化学性、カバノキ属

1. はじめに

地がき(かき起こし)は林床に密生するササを大型機械で根系ごと除去して鉱質土層を露出させ、天然更新を促す更新補助作業の一種である。1960年代後半以降、地がきはササ類が優占する無立木地の森林化を目的として北海道で広く行われ(滝川 1993, 伊藤ら 2018b)、地がき跡地には主にカンバ類(ダケカンバ *Betula ermanii* Cham., シラカンバ *Betula pendula* subsp. *mandshurica* (Regel) Ashburner & McAll., ウダイカンバ *Betula maximowicziana* Regel) が優占する二次林が更新した(青柳 1983, 三好 1996, 梅木 2003)。更新カンバ材の利用はこれまであまり顧みられなかったが、近年では木材およびチップ用材としてのカンバ材が針葉樹材に比べ高値で取引され、従来型の製材・合板用材(嶋瀬 2014a)、中径材(末口径 20 cm 以上)利用の内装材(嶋瀬ら 2013)、小径原木利用のフローリング・腰壁等の内装材(末口径 14～30 cm, 秋津 2016, 秋津・青木 2018, 石川 2018, 古田 2018)、およびきのこ菌床用おが粉原木(嶋瀬ら 2013, 嶋瀬 2014b)と各方面での需要が拡大している。このようにカンバ材需要が増加していることから、地がきによるカンバ林造成が林業として経営的に成立する可能性が考えられる。

一方、北海道では一山型の齡級構成を持つトドマツ(*Abies sachalinensis* Mast.)人工林が主伐期を迎えている(北海道水産林務部 2019)。トドマツは根株腐朽害を被りやすく、林齢が上がるほど腐朽発生率が高くなるため(地方独立行政法人北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場 2014)、伐期を延長することなく主伐を行う必要がある。北海道内のトドマツ人工林(77万 ha, 2018年3月31日時点)のうち、標準伐期齡(40年)を超える9齡級以上のトドマツ林分は全体の64%の49.6万 haに及ぶが(北海道水産林務部 2019)、トドマツの年間造林面積は2017年度で2,760haである(北海道水産林務部 2019)。現行の造林面積の数倍規模のトドマツ林を主伐・再造林することは作業人員・苗木の確保の点で容易ではない。そこで、このトドマツ主伐後の造林目標林型の選択肢として、従来型のトドマツ再造林より低コストとなる地がきによるカンバ林造成が検討されている(伊藤ら 2018b)。

地がき地の更新成功率は極めて高かったが(青柳 1983, 滝川 1993, 三好 1996)、地がきは著しい土壌攪乱を伴う地表処理であり、植物の成長に適した土壌理化学性を有する表層土壌の一部を林外に排除する側面も持つ。初期の地がき地(1960年代後半～1973年頃)

原稿受付：平成30年10月22日 原稿受理：令和元年5月21日

1) 森林総合研究所 北海道支所

2) 森林総合研究所 立地環境研究領域

* 森林総合研究所 北海道支所 〒062-8516 北海道札幌市豊平区羊ヶ丘7

では排土板装着ブルドーザが使用され(青柳 1983)、地がき処理で除去される土壌厚は 10 ~ 19 cm (田口 1984) および 25 cm (菅原 1981) と深かった。1973 年以降は排土板装着ブルドーザに代わってブルドーザにレーキアタッチメントを装着したレーキドーザによる地がきが主流となり(青柳 1983)、地がきで除去される土壌厚は 10 ~ 12 cm (高橋 1962, 原田ら 2008) と浅くなり、林外に逸失する表層土壌量も減少したと推察される。しかしながら、北海道大学演習林が実施する表土戻し処理(通常の地がきと同様にササを表土ごと取り除き、施工地外に一定期間放置してササ根茎が枯死した後に、再び堆積物を施工地に敷き戻すもの)で更新木の成長が著しく促進された例もあり(Aoyama et al. 2009, 吉田 2011)、地がき地で土壌理化学性が悪化し更新後の成長に悪影響が出る懸念は依然として残る(梅木 2003)。北海道内の大面積で地がきカンバ造成林業が実施される可能性が高まる現在、過去の地がきによって林地の土壌理化学性にどのような影響があり、また地がき作業後数十年の時間が経過した現在においてどの程度の影響が残存しているのかを明らかにすることは、林地の持続性の観点から検証すべきである。

本研究では、過去に筋状地がき処理がなされたカンバ更新林を対象とし、各林分の地がき帯および残し帯における表層土壌理化学性の多点調査を行った。地がきによる土壌攪乱の影響を反映する指標として、鉍質土層の最表層 0-5cm の土壌を採取し、全炭素・全窒素濃度ならびに容積重を測定した。これら土壌理化学性について、地がき帯と残し帯の差異が、地がきからの時間経過とどのような関係にあるかを調べ、土壌理化学性への地がき影響の残存状況を検討した。

2. 調査地と方法

北海道内の国有林、宗谷・上川北部・上川中部・留萌南部・北空知・空知・石狩管理署内で 1971 ~ 1996 年に重機による地がきを行ったカンバ更新林 24 林分で調査を行った(Table 1, Fig. 1)。また地がきを伴わないカンバ更新林 1 林分(SJ-13)でも参考調査を行った。SJ-13 は 1964 年に多目的作業用自動車ウニモグ(Mercedes Benz, West Germany)を用いてササ地上部の刈り払いを行った後にカンバが更新した林分である。

調査地のうち実施年が最も古い AKh-3 では、1971 年 8 月に排土板を装着した D60 型ブルドーザ(12.5 t, コマツ)による地がき処理が行われた。また 1973 ~ 1996 年処理の 9 林分についてはレーキドーザによる地がき処理が行われたことが北海道森林管理局に保管された作業記録簿により確認された(Table 1)。上記 9 林分以外の筋状地がき 14 林分は 1977 ~ 2002 年処理の筋状地がきである。1973 年頃から地がき機械の主流がレーキドーザに移行したとの知見により(青柳 1983)、レーキドーザを使用した可能性が高く、レーキドーザ

地がき林分と仮定する。筋状地がき地における地がき幅(地表面を処理した帯の幅)の様子は記録が確認されたものを記した(Table 1)。北海道内の国有林における一般的な地がきでは石狩・後志管内で 5 m、上川・空知・留萌管内で 3 m であることが多い。

調査は 2015 年 6 月から 2017 年 10 月までの期間に行った。調査時における調査地林分の地がきからの経過年数は 15 ~ 44 年(参考調査地の SJ-13 は刈り取り処理後から 53 年経過)であった(Table 1)。調査地では主にダケカンバが更新していたが、シラカンバ、ウダイカンバも認められた(Table 1)。調査地の大半で林床には各種のササが密生していた(Table 1)。調査地林分内に筋状地がきの列方向に辺を揃えるように 20 m × 20 m の方形調査枠を設定し(ただし 5 調査地では 10 m × 20 m ないしは 10 m × 10 m, Table 1)、枠内の胸高直径 5 cm 以上の生立木について、樹種を同定し、胸高直径を直径巻尺により 1 mm 単位で測定した。林分の更新程度を示す指標として、カンバ類の平均胸高直径、最大胸高直径、立木密度、胸高断面積合計を算出した(Table 1)。

枠内の方形調査枠の斜面上の上辺と下辺において、地がき列の位置を記録した。地がき列は、過去の航空写真から列方向を確認した上で現地踏査において数 m 間隔の畝状微地形を特定して判別したが、地がき列の境界は不明瞭であることも多かった。なおカンバ類は地がき帯に更新するとは限らず、残し帯に更新した例も多数認められた(橋本ら 2019, 伊藤ら 2019b)。枠内の幅 3 ~ 5 m の地がき帯および残し帯において、100 ml 採土円筒を使用し、林床に堆積した落葉落枝およびそれらの腐朽物からなる A₀ 層(森林立地調査法編集委員会 2010)とササ地下茎を除去して露出した鉍質土壌を採取した。地がき処理は地表面をかいて除去することから、採取深度は最も地がきの影響が大きいと考えられる最表層の 0 ~ 5 cm とした。各林分の採取試料数を Table 1 に記す。

採取した土壌試料は採土円筒試料ごとに調整と分析を行った。風乾中に細土、根、礫、腐朽木材片に分けた後に絶乾重量を測定した。細土の全炭素・全窒素含有率を vario MAX CN (Elementar, Germany) を用いて分析し、土壌化学性指標として全炭素・全窒素含有率、CN 比を算出した(以下、TC, TN, C/N)。土壌物理性の指標として細土容積重(採土円筒の容積から根・礫・腐朽木材片の体積を除いた細土容積あたりの細土の絶乾重)を算出した(以下、BD)。根・礫重量から体積への換算は定法を適用し、石礫の真比重として 2.65 を用いた(河田・小島 1979, 森林立地調査法編集委員会 2010)。細土容積重測定用の試料に腐朽材片が混入する頻度は少なかったが(n = 2)、混入が認められた場合は、腐朽材片の外周辺をパラフィルムでくるんだ状態で体積を計測した。なお、一部の調査林分(n = 20)の

Table 1. 調査地一覧

調査地名	地質(火山放 出物の有無)	処理年	調査時 林齢	地がき 使用機械 ²⁾	地がき 仕様 ²⁾	土壌試 料数	更新カンバ 樹種 ³⁾	方形調査枠 面積 [ha]	平均胸高 直径 ³⁾ [cm]	最大胸高 直径 ³⁾ [cm]	立木密度 ³⁾ [本・ha ⁻¹]	胸高断面積 合計 ³⁾ [cm ² ・m ⁻²]	林床産生 ⁴⁾ 森林管理署	旧営林署	林班	小班	経度 ¹⁾ [°]	緯度 ¹⁾ [°]	標高 [m]	年平均気温 [°C]	傾斜 [°]	最大積雪深 [cm]	
SI-12	有	2002	15			8	ウダイカンバ	0.02	8.2	10.6	250	1.4	オクヤマ	石狩	定山溪	2087	へ1	141.137	42.896	782	3.7	7	185
SI-5	有	1983	31		5m×5m残	12	ダケカンバ	0.04	9	18.9	3150	21.8	クマイ・チシマ	石狩	定山溪	2154	は	141.185	42.815	799	3.4	5	250
AS-1	有	1983	31	レーキ		8	ダケカンバ	0.04	11.4	18.2	1375	15.2	チシマ	枝幸		3195	お	142.318	44.788	304	3.9	15	163
SI-8	有	1978	37		5m×5m残	8	ダケカンバ	0.04	12.5	25.1	775	10.8	オクヤマ	石狩	定山溪	2161	は	141.168	42.824	788	3.6	15	261
SI-3	有	1977	37		5m×5m残	12	シラカンバ	0.04	16.9/14.1	23.2/18.6	375/250	9.0/4.3	クマイ・チシマ	石狩	定山溪	2158	と	141.186	42.822	842	3.2	7	240
SI-14	有	1978	39			8	ダケカンバ	0.04	15.4	23.1	850	17.6	チシマ	石狩	定山溪	2108	に	141.112	42.857	748	3.1	15	316
SI-7	有	1976	39	レーキ	5m×5m残	12	ダケカンバ	0.04	11.2	17.9	1825	19.1	オクヤマ	石狩	定山溪	2164	ほ	141.154	42.830	798	3.6	10	276
SI-1	有	1973	41	レーキ	5m×5m残	12	ダケカンバ	0.04	11.4	24.2	2200	25.5	チシマ	石狩	定山溪	2180	ろ	141.190	42.830	864	2.9	5	220
ARS-7	無	1996	20		7m×10m残	4	ダケカンバ	0.01	8.9	11.8	1200	7.8	オクヤマ	留萌		33	へ	141.609	43.804	295	5.6	20	296
AKS-2	無	1992	23		3m×5m残	8	ウダイカンバ	0.04	6.3/9.0	11.0/14.3	475/425	1.5/2.9	オクヤマ	北空知	幌加内	49	ほ02	142.189	44.031	270	4.4	10	163
ARS-3	無	1992	24		3m×5m残	8	ダケカンバ	0.04	8.5	13.4	800	4.9	オクヤマ	留萌		123	と	141.886	43.910	144	5.8	18	161
AKb-1	無	1987	28		3m×4m残	8	ダケカンバ	0.04	7.9/12.5	12.1/18.5	625/250	3.2/3.4	オクヤマ	上川北部	士別	2394	な	142.183	44.189	301	4.6	10	183
ARS-5	無	1987	29		3m×5m残	8	ウダイカンバ	0.04	10.1/15.1	15.7/19.9	425/250	3.7/4.7	ウト・アマトコロ	留萌	古丹別	2134	そ	142.000	44.183	202	4.9	10	157
SY-3	無	1986	30			8	ウダイカンバ	0.04	7.7/7.7	11.6/11.7	375/275	1.8/1.4	オクヤマ	石狩	余市	3048	と	140.866	43.113	378	5.9	10	148
AKS-3	無	1985	30		3m×5m残	12	シラカンバ	0.04	7.5	13.4	2200	4.9	オクヤマ	北空知	幌加内	387	わ	142.111	44.371	428	3.8	10	206
ARS-2	無	1984	30	レーキ	3m×6m残	8	ダケカンバ	0.04	6.9	8.9	825	3.2	オクヤマ	留萌		65	ち	141.696	43.798	398	5.1	15	259
SY-2	無	1985	31	レーキ	5m×5m残	8	ダケカンバ	0.04	9.8	16.3	1900	15.5	チシマ	余市		3307	ろ	140.684	43.202	495	5.9	20	132
SY-4	無	1985	32			12	ウダイカンバ	0.04	10.0/9.5	17.3/17.2	1700/300	18.6/2.4	オクヤマ	石狩	余市	4117	へ	140.999	43.142	540	6.2	25	215
AKc-3	無	1984	32	レーキ	3m×4m残、 6m×4m残	8	ウダイカンバ	0.04	14.1	25.8	800	13.3	クマイ	上川中部	旭川	145	ろ	142.361	43.957	261	5.1	15	128
SA-1	無	1984	33			12	ダケカンバ	0.04	11.8	27.4	1100	14.3	フッキソウチシマ	空知		3406	ち	142.297	43.412	620	4.4	26	77
AKb-2	無	1981	34	レーキ	6m×6m残	12	ダケカンバ	0.04	9.6	21.7	2425	20.1	オクヤマ	上川北部	士別	2333	つ	142.520	44.007	709	3	10	206
AKc-2	無	1979	37	レーキ	3-5m×4- 6m残	12	ダケカンバ	0.04	8.4	15.9	2250	13.6	チシマ	上川中部	上川	2072	は	142.950	43.912	830	2.4	10	91
SI-11	無	1979	38		10m×10m残	6	ダケカンバ	0.02	10.3	20	3000	38.4	オクヤマ	石狩	定山溪	2407	は	141.068	43.096	743	4.2	5	282
AKb-3	無	1971	44	排土板		12	ダケカンバ	0.04	12.4	22.6	1600	22.1	オクヤマ	上川北部	朝日	2198	ろ	142.530	44.001	725	3	5	195
SI-13	有	1964	53	(ウニモク) 全面ササ刈		4	ダケカンバ	0.02	16.2	22.2	950	20.4	チシマ	石狩	定山溪	2103	に	141.115	42.874	881	3.3	5	253

¹⁾ 世界測地系, ²⁾ 判明分のみ, ³⁾ 胸高直径5 cm以上の立木密度が250本・ha⁻¹以上のカンバ類について示す。複数のカンバ種が生育する場合は本数密度の高い順に示す, ⁴⁾ チシマ, チシマザサ (*Sasa kurilensis* Makino & Shibata); クマイ, クマイザサ (*S. senanensis* Rehder); オクヤマ, オクヤマザサ (*S. cernua* Makino, チシマザサ-チシマザサ複合体 the *S. kurilensis* - *S. senanensis* complex)

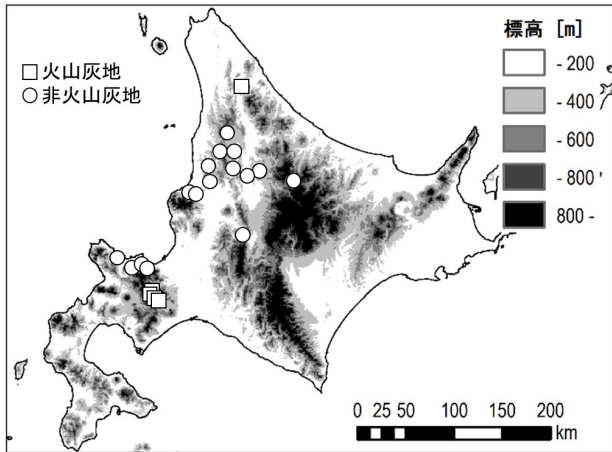


Fig. 1. 調査地の位置

BD は予備解析として報告している (伊藤ら 2018a)。

各林分の土壤理化学性について、地がき帯と残し帯の差を検討した。地がき帯と残し帯の土壤理化学性の差に対する地がき処理からの経過時間の影響を明らかにするために、一般化線形混合モデル (GLMM) を用いて解析した。応答変数を各採土円筒試料の土壤理化学性 (TC, TN, C/N, BD) とした。説明候補変数は地がき処理 (以下、処理) と処理からの経過年数 (以下、時間) に加え、土壤理化学性に影響する立地要因として標高、年平均気温、傾斜、最大積雪深、地質 (母材における火山砕屑物の有無、以下、火山灰地・非火山灰地とする) とし (Table 1)、各要因の交互作用も候補変数とした。調査林分は変量効果とした。立地要因のうち標高と傾斜は現地での測定により、年平均気温と最大積雪深は気象庁 (2002) を用いて値を求めた。また地質は北海道火山灰命名委員会 (1982) による火山砕屑物分布図の判読により判定したものであり、採取試料の分析結果による判定ではない。なお、調査地とした国有林における地がき作業の実施地域は年代によって変遷しており (滝川 1993, 伊藤ら 2018b)、初期の地がきは火山灰地に該当する旧定山溪営林署内で実施され、その後に非火山灰地を含む他地域でも実施された。そのため本研究の火山灰地調査地は経過年数の長い調査地に集中していた (Table 1)。

GLMM 解析はレーキドーナツ筋状地がきと考えられる 23 林分を対象に行い、ブルドーザ地がきの Akh-3、およびササ刈参考調査地の SJ-13 は除外した。GLMM 解析に使用した林分の地がきからの経過年数の範囲は 15 ~ 41 年だった。解析では最小 Bayesian information criterion (BIC, Schwarz 1978) を基準として平均的な予測が相対的に良いモデルを選択した (粕谷 2015)。

統計解析には JMP ver.10.0 (SAS Inst., Cary, NC) を用いた。

3. 結果

各調査地林分の地がき帯と残し帯における土壤理化学性を地がきからの年数を横軸にして Fig. 2 に示す。地がき帯、残し帯ともに非火山灰の調査地で TC と TN が顕著に小さく、また C/N と BD が顕著に大きい林分が認められた。

各調査地林分の地がき帯と残し帯における土壤理化学性の差分 (地がき帯の値から残し帯の値を減じた値) の平均と 95% 信頼区間を Fig.3 に示す。TC と TN では地がき帯と残し帯の差分は負の値に、BD では正の値になる傾向が示唆され、C/N では明瞭な正負の偏りは認められなかった (Fig.3)。

土壤理化学性に対する地がき (処理) と地がきからの経過年数 (時間) および立地条件の影響を解析した GLMM の結果を Table 2 に示す。全ての土壤理化学性指標に対して処理の効果が認められ、地がき帯では残し帯より TC、TN、C/N が小さく、BD は大きかった (Table 2、処理項)。地質は C/N 以外の土壤理化学性に有意な影響が認められ、火山灰地では非火山灰地より TC、TN が大きく、BD が小さい傾向が示された (Table 2、地質項)。さらに地質と処理の交互作用も TC と BD で認められ、処理×地質項の係数 (表中の数字は地がき帯かつ火山灰地における係数を示す) の正負は処理の係数 (表中の数字は地がき帯の係数を示す) のそれと逆になった (Table 2)。これは、処理の効果が非火山灰地で拡大し火山灰地で縮小することを示しており、火山灰地における地がき帯と残し帯の差は非火山灰地のそれより小さいと推定されたことを意味する (Table 2)。処理と地質関連以外では、TC で時間が認められたのみであり、処理×時間はいずれの土壤理化学性に対しても有意でなかった。

処理、地質、処理と地質の交互作用を予測変数とした GLMM における、土壤理化学性の最小 2 乗平均値 (プロット内の繰り返しを考慮した平均値) を処理および地質の別に Table 3 に示す。なお時間が有意な予測変数とされた TC では時間も予測変数に加え、林齢を 32 年に標準化した値を示す。GLMM における処理の係数は TC で 10^1 、TN で 10^0 、C/N で 10^{-1} 、BD で 10^{-2} の値を示し (Table 2)、これを残し帯における土壤理化学性の平均値 (Table 3) と比較すると、TC、TN、BD においては処理による増減量が残し帯平均値の 10 ~ 20% に該当し、C/N においては処理による減少量は残し帯平均値の 1.5% 程度に該当した (Table 3)。TC に対する時間の係数は 10^0 で、処理の係数よりも 1 桁小さかった (Table 2)。調査地の違いによる影響の大きさを示す変量効果の分散比は TC で小さく、C/N で大きかった (Table 2)。C/N における分散全体に対する百分率は 79.5 で (Table 2)、C/N のばらつきのうち 79.5% が調査地による違いで説明された。

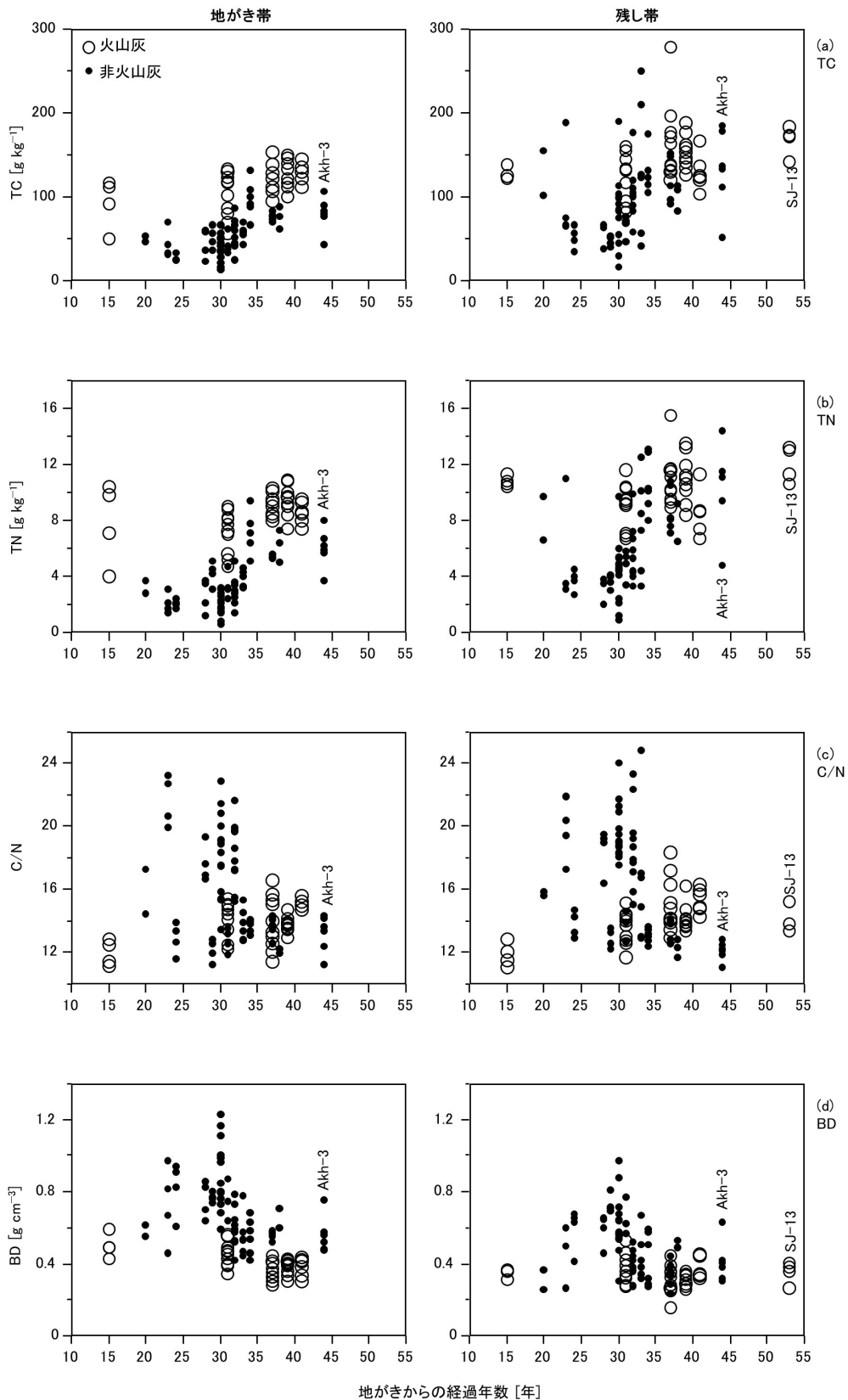


Fig. 2. 地がきからの経過年数と土壌理化学性の関係
 (a) TC, 全炭素濃度 [g kg^{-1}]; (b) TN, 全窒素濃度 [g kg^{-1}]; (c) C/N, 炭素窒素比 [TC / TN];
 (d) BD, 細土容積重 [g cm^{-3}]. 左パネルに地がき帯、右パネルに残し帯の値を示す。凡例の種類は地質の違い (火山灰/非火山灰) を示す。参考調査地の Akh-3 はブルドーザ地がき、右パネルの SJ-13 はササ地上部刈り取りによる地がきを伴わないカンバ更新林である。

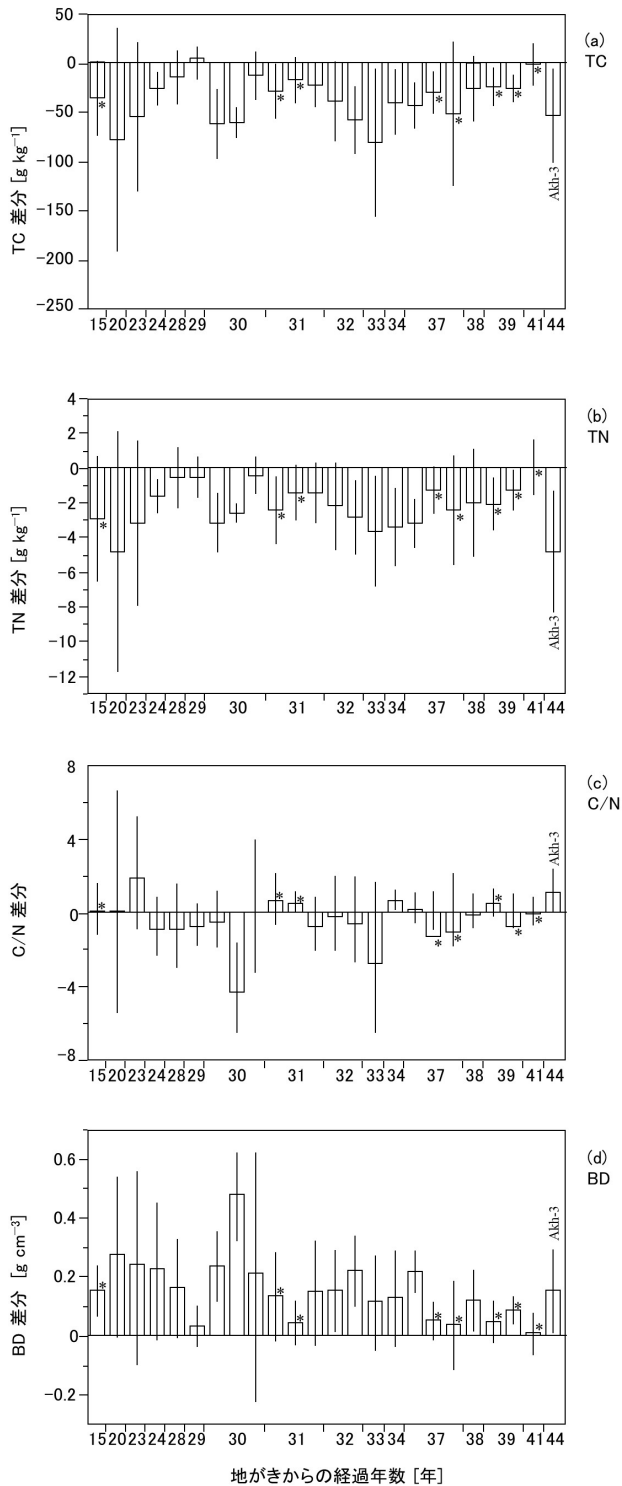


Fig. 3. 調査林分における地がき帯と残し帯の土壤理化学的の差分

(a) TC, 全炭素濃度 [g kg^{-1}]; (b) TN, 全窒素濃度 [g kg^{-1}]; (c) C/N, 炭素窒素比 [TC/TN]; (d) BD, 細土容積重 [g cm^{-3}]. 土壤理化学的の差は地がき帯の値から残し帯の値を減じた値である。棒グラフとバーは平均と95%信頼区間を示す。林分は地がき後の経過年数の昇順で左から右に並べた。火山灰地の調査地にはアスタリスク(*)をつけた。44年経過のAkh-3はブルドーザ地がきである。

4. 考察

地がきは明瞭な土壤攪乱を伴う地表処理である。地がきによって土壤理化学性は改変されるのか、その改変はどのくらいの期間残存するのか、これらは地がきカンバ造成林業を北海道内で広範に展開するにあたって林地の持続可能性を検討する上で重要な情報である。レーキドーザによる筋状地がき地を調査地とする本研究では、表層0-5 cm 土壤における調査した全ての土壤理化学性指標 (TC, TN, C/N, BD) に対して処理の効果が認められた (Table 2, Fig. 3)。地がきによる表層土壤の攪乱は、地がき後15~41年が経過しても地がき帯と残し帯の間の土壤理化学性の差として残存していることが確認された。TC, TN, BDにおける処理の係数は各理化学性の平均値の10~20%に該当しており (Table 2, Table 3)、地がきによる土壤攪乱はTCとTNを約1~2割減少させ、BDを約1~2割増加させると示唆された。TCとTNについてはGLMM解析で選択された予測変数は類似しており (Table 2)、これはTCとTNに強い相関があったこと ($r^2 = 0.89$) と整合していた。更にTCとBDでは処理×地質が有意であり、処理×地質項と処理項の係数の比較からは非火山灰地域で処理間の差異がより拡大する、すなわち非火山灰地域では土壤攪乱の影響が大きいことが示唆された (Table 2)。

TCに対しては、処理の負の効果に加えて時間の正の効果を選択された (Table 2)。時間で認められた正の効果は、地がきからの経過時間が長いほどTCが大きい傾向があり、その傾向は地がき帯と残し帯の区別なく (処理×時間の効果が有意ではない, Table 2) 生じることを意味する。時間で認められた正の効果は各林分で時間経過とともにTCが増加することを保証するものではないが、上木の成長に伴う林床有機物の堆積・分解に伴って、林分全域でTCが増加する可能性を示唆している。ただし、GLMMモデルのTCに対する時間の係数のオーダー (10^0) は処理の係数よりも1桁小さく (Table 2)、これは地がきによる土壤攪乱影響と比較して、時間経過に伴う炭素蓄積が非常に小さいことを意味している。この見解は既往の地がき攪乱の追跡研究でも示されている。エゾマツの天然更新を企図したA層剥ぎ取り処理から15年後の林分では最表層に1~4cm厚の粒状構造が認められ、その炭素含有率は30-40 g kg^{-1} であり、非攪乱対照地の表層土壤の炭素含有率 (50-60 g kg^{-1}) より明らかに低かった (Nakagawa et al. 1996)。また、処理後最長37年が経過したレーキドーザ全面地がき林分では、表層0-10 cm 土壤の炭素濃度および表層0-30 cm 土壤の炭素蓄積量に関して、時間経過に伴う増加傾向は認められず、同じ林内の非地がき林分より小さかった (Aoyama et al. 2011)。

C/Nに対しては処理の有意性のみが認められ、地がき帯では残し帯よりC/Nが小さかった (Table 2)。TC

Table 2. 一般化線形混合モデル (GLMM) による土壌理化学性に影響する地がき因子

目的変数	R ²	p	係数 [90%信頼区間] t値, p値					変量効果分散比 [分散全体に対する 変量効果の百分率]
			処理	時間	処理×時間	地質	処理×地質	
TC	0.718	<.0001	-16.7	1.77		25.6	4.34	0.643 [39.1%]
			[-20.3, -13.0]	[0.10, 3.44]	n.s.	[14.7, 36.4]	[0.68, 7.99]	
TN	0.812	<.0001	-8.99, <.0001	2.21, 0.0386		4.93, <.0001	2.34, 0.0203	1.309 [56.7%]
			-1.06	n.s.	n.s.	[1.51, 3.14]	n.s.	
C/N	0.806	<.0001	-10.36, <.0001			5.94, <.0001		3.869 [79.5%]
			-0.23	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
BD	0.767	<.0001	0.065	n.s.		-0.121	-0.032	1.199 [54.5%]
			[0.051, 0.080]	n.s.	n.s.	[-0.174, -0.067]	[-0.046, -0.018]	
			9.02, <.0001			-4.70, 0.0001	-4.44, <.0001	

土壌理化学性 (TC, TN, C/N, BD) に対する地がき処理 (処理)、処理からの経過年数 (時間)、処理と時間の交互作用 (処理×時間)、および立地要因の影響を GLMM で解析した。林分の違いは変量効果とした。立地要因は有意な影響が検出された地質についてのみ記す。処理と地質の係数は地がき帯と火山灰のものを示す。残し帯および非火山灰の係数は表示した係数と絶対値が同じで正負が逆の数である。処理×地質の係数は地がき帯かつ火山灰のものを示す。残し帯かつ非火山灰も同じ値である。残し帯かつ火山灰および地がき帯かつ非火山灰は表示した係数と絶対値が同じで正負が逆の数である。上段に係数 [90% 信頼区間], 下段に t 値と p 値を示す。

TC, 全炭素濃度 [g kg soil⁻¹]; TN, 全窒素濃度 [g kg soil⁻¹]; C/N, 炭素窒素比 [TC / TN]; BD, 細土容積重 [g cm⁻³]

Table 3. 一般化線形混合モデル (GLMM) による土壌理化学性の平均値と処理の効果

	最小2乗平均±標準誤差 [90%信頼区間]			最小2乗平均±標準誤差 [90%信頼区間]		
	火山灰地			非火山灰地		
	地がき帯	残し帯	残し帯の処理の 効果の百分率	地がき帯	残し帯	残し帯の処理の 効果の百分率
TC	114.7±8.6 ^b [96.8, 132.5]	139.3±8.6 ^a [121.5, 157.2]	8.9%	54.8±6.5 ^c [41.4, 68.3]	96.9±6.5 ^b [83.4, 110.3]	21.7%
TN	8.5±0.7 ^b [7.2, 9.9]	10.1±0.7 ^a [8.8, 11.5]	10.5%	3.5±0.5 ^d [2.5, 4.4]	5.9±0.5 ^c [4.9, 6.9]	18.0%
C/N	13.9±0.9 ^a [12.0, 15.8]	14.1±0.9 ^a [12.2, 16.0]	1.6%	15.8±0.7 ^a [14.4, 17.2]	16.4±0.7 ^a [15.0, 17.8]	1.4%
BD	0.41±0.04 ^b [0.32, 0.50]	0.34±0.04 ^c [0.25, 0.43]	9.7%	0.71±0.03 ^a [0.65, 0.78]	0.52±0.03 ^b [0.45, 0.58]	18.7%

処理×地質の4区分について土壌理化学性 (TC, TN, C/N, BD) の平均値を示す。各区分の平均値として処理、地質、処理×地質を予測変数、林分の違いを変量効果に指定した GLMM における最小2乗平均値と標準誤差、および90%信頼区間を算出した。TC については時間も予測変数とし、林齢32年生時の値に標準化した。異なるアルファベットは各区分間で平均値が有意 (p < 0.05) に異なることを示す。残し帯について、各地質区分の残し帯平均値に対する GLMM で推定された処理の効果 (Table 2) の百分率を記す。

TC, 全炭素濃度 [g kg soil⁻¹]; TN, 全窒素濃度 [g kg soil⁻¹]; C/N, 炭素窒素比 [TC / TN]; BD, 細土容積重 [g cm⁻³]

と TN には強い相関があるものの、炭素に富む林床ササ植生・堆積有機物・表層土壌が地がきにより一部除去され、もしくは一般に C/N が小さいとされる下層土壌 (例えば Ujiie 1985) が地がきにより表層土壌に混入/地表に露出して (田口 1984, 橋本ら 2016, 橋本ら 2017, 伊藤ら 2019a)、地がき帯では C/N が低下した可

能性がある。ただし処理の効果を示す係数は -0.23 であり (Table 2)、C/N の平均値 (Table 3) や値域 (11.1~24.8, Fig. 2c) と比較すると、その影響はごく小さい。また C/N の値は調査地の違いによる影響が大きく、値のばらつきに与える調査地の影響 (変量効果) は土壌理化学性4項目の中で C/N が最も大きかった (Table

2)。さらに C/N は GLMM において立地条件がまったく選択されなかった。これは調査地ごとの C/N のばらつきを候補変数とした 5 種類の立地要因では説明できなかったことを示している。調査地に依存するばらつきが C/N で大きい理由とその値の大小に関わる要因は不明である。また、C/N に対する時間の効果も認められず (Table 2)、地がきからの経過時間に伴う C/N の変化は検出されなかった。C/N は有機物分解に関わる物質循環の重要な指標であり (Berg and Ekbohm 1983)、地がき地に更新したカンバ林の成長に関与すると推察されるが、地がきによる土壌攪乱が C/N の改変を通じて地力に影響を及ぼす可能性については優先的に考慮する必要はないと考えられる。

BD では地がき帯で大きく残し帯で小さい傾向が認められ、地がきは BD を増加させる作業であることが示された (処理の正の効果, Table 2)。レーキドーザ地がき作業後には地表面が膨軟になって植え付け効率が向上したとの報告もあるが (田口 1984)、地がき後 14 年が経過した試験地の例では、レーキドーザで A₀ 層を除去した林分の表層 (A 層) BD は 0.73 g cm⁻³、A₀ 層除去後に A 層土壌をレーキでかき起こした林分の表層 BD は 0.78 g cm⁻³ と大差ない値が報告されている (Ujiie 1985)。BD の増加の原因については重機による圧密も疑われるが、土壌深ではなく土壌層位を基準として比較した研究例ではレーキやブレードによる直接の攪乱を受けていない土壌層位における圧密影響は認められない (Ujiie 1985, 伊藤ら 2019a)。地がきにより最表層土壌 (0-5cm) の BD が増加していたのは、表層土壌が除去されて下層土壌が露出ないしは採取深度に達したか、表層土壌と下層土壌が混合した土壌が地がき帯の表層土壌を形成したためと考えられる。BD に対する時間に関する効果は認められなかった。地がきで A₀ 層と A 層を除去した事例では、地がき後には粗鬆で BD の小さい A 層が堆積していくが、その層深は 14 年間で 2 cm と小さかった (Ujiie 1985)。より長期の追跡調査により、時間経過に伴う BD の変化が検出されるかもしれない。BD では処理、地質に加えて処理×地質の効果も認められた (Table 2)。BD は火山灰地で小さく、非火山灰地で大きいのみならず (地質項, Table 2, Fig.2)、非火山灰地では地がき帯と残し帯の差が拡大する傾向が示された (処理×地質項, Table 2)。これは非火山灰地では表層土壌が比較的薄く、地がきにより下層土が露出しやすいことを反映していると推察される。地がきカンバ造成を道内広域に展開する際には地質に依存する林地の特性を意識した細やかな施業が林地保全の観点から重要と考えられる。

本研究により地がきによる土壌理化学性の改変影響は 40 年以上残存することが明らかになった。地がきによるカンバ林造成を持続可能な林業として進めていく上ではこのことに留意し、カンバ更新と林地保全を両

立しうる立地条件に合わせた地がき方法の開発・改良が必要である。

謝 辞

本研究は (国研) 森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト (課題番号 201420) の研究成果である。本研究の遂行に当たり、北海道森林管理局各位に多大な協力を頂いた。また森林総合研究所の荒木誠博士に貴重なご助言を頂いた。深く感謝申し上げる。

引用文献

- 青柳 正英 (1983) 道有林の「かき起こし」の実態. 北方林業, 35, 49-53.
- 秋津 裕志 (2016) シラカンバによる内装材と家具の開発. 林産試だより, 2016 年 8 月号, 3-4.
- 秋津 裕志・青木 繁尚 (2018) シラカンバ材の高度利用. 北方林業, 69, 20-23.
- Aoyama, K., Yoshida, T. and Kamitani, T. (2009) An alternative of soil scarification treatment for forest restoration: effects of soil replacement. *Journal of Forest Research*, 14, 58-62.
- Aoyama, K., Yoshida, T., Harada, A., Noguchi, M., Miya, H. and Shibata, H. (2011) Changes in carbon stock following soil scarification of non-wooded stands in Hokkaido, northern Japan. *Journal of Forest Research*, 16, 35-45.
- Berg, B. and Ekbohm, G. (1983) Nitrogen immobilization in decomposing needle litter at variable carbon: nitrogen ratios. *Ecology*, 64, 63-67.
- 地方独立行政法人北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場 (2014) “トドマツ人工林施業の手引”, 地方独立行政法人北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場, 12 pp, <https://www.hro.or.jp/list/forest/research/fri/01sigen/pdf/todomatu26.pdf>
- 古田 直之 (2018) 道産カンバ類による単板および LVL の性能評価. 北方林業, 69, 16-19.
- 原田 茜・吉田 俊也・Victor Resco de Dios・野口 麻穂子・河原 輝彦 (2008) 北海道のササ掻き起こし地における施工後 6～8 年の高木性樹種の動態. *日本森林学会誌* 90, 397-403.
- 橋本 徹・相澤 州平・伊藤 江利子 (2016) グラップルレーキによる地掻き後の土壌断面形態. 北方森林研究, 64, 53-56.
- 橋本 徹・相澤 州平・伊藤 江利子・倉本 恵生 (2017) グラップルバケットによる地掻き後の土壌断面形態. 北方森林研究, 65, 69-72.
- 橋本 徹・伊藤 江利子・梅村 光俊・古家 直行・辰巳 晋一・石橋 聡 (2019) 筋状地掻きで更新したダケカンバの立木位置と微地形の関係. 北方森林研究, 67, 53-56.
- 北海道火山灰命名委員会 (1982) 北海道の火山灰. 23pp., 北海道火山灰命名委員会, 札幌.

- 北海道水産林務部 (2019) “平成 29 年度 北海道林業統計 (平成 31 年 2 月 北海道水産林務部)”, <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/sum/kcs/rin-toukei/29rtk.htm> (参照 2019-04-11) .
- 石川 佳生 (2018) シラカンバの高付加価値用途への利用可能性について. 北方林業, 69, 12-15.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平 (2018a) 地がきカンバ更新地における表層土壤容積重の回復過程. 北方森林研究, 66, 97-100.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平・石橋 聡 (2018b) 北海道における地がき更新補助作業と今後の課題. 森林立地, 60, 71-82.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平・倉本 恵生 (2019a) 表土ゆり戻しを行った地がき地における表層土壤埋化学性. 北方森林研究, 67, 49-52.
- 伊藤 江利子・橋本 徹・相澤 州平・古家 直行・石橋 聡 (2019b) 筋状地がき地におけるカンバ類の更新位置. 森林総合研究所研究報告, 18, 213-218.
- 粕谷 英一 (2015) 生態学における AIC の誤用 : AIC は正しいモデルを選ぶためのものではないので正しいモデルを選ばない. 日本生態学会誌, 65, 179-185.
- 河田 弘・小島 俊郎 (1979) 生態学研究法講座 30 環境測定法 IV—森林土壤—〔新訂版〕. 共立出版株式会社, 190pp.
- 気象庁 (2002) メッシュ気候値 2000. 財団法人気象業務支援センター.
- 三好 英勝 (1996) 道有林におけるかき起こし作業の成果. 北方林業, 48, 105-108.
- Nakagawa, M., Takahashi, Y., Kurahashi, A., Suzuki, K. and Tange, T. (1996) Soil properties 15 years after A-Horizon windrowing in boreal forests of Hokkaido: A case study in the Tokyo University Forest in Hokkaido. Bulletin of the Tokyo University Forests, 95, 247-255.
- Schwarz, G. (1978) Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics*, 6, 461-464.
- 嶋瀬 拓也・天野 智将・佐々木 尚三・上村 巧 (2013) シラカンバ材の内装材利用に向けた課題と展望. 北方森林研究, 61, 29-30.
- 嶋瀬 拓也 (2014a) 北海道におけるカンバ類製材・合板適材の出現状況—国有林立木公売情報の分析結果から—. 北方森林研究, 62, 21-24.
- 嶋瀬 拓也 (2014b) 先駆樹種の活用による“身軽な”林業の実現に向けて—天然更新力を活かした省力化林業の可能性—. 山林, 1565, 27-35.
- 森林立地調査法編集委員会 (2010) 改訂版 森林立地調査法. 博友社, 284pp.
- 菅原 萬助 (1981) かき起し跡地におけるカバ類の更新状況について. 昭和 55 年度北海道林業技術研究発表大会論文集, 154-155.
- 田口 豊 (1984) ササ類の処理方法. 日本林業技術協会編 “特定地域森林施業基本調査北海道における天然林施業 (ササ地における天然林施業)”. 北海道営林局, 40-122.
- 高橋 一雄 (1962) 機械力による天然下種地ごしらえについて. 銀葉, 84, 51-55.
- 滝川 貞夫 (1993) 北海道における掻起しによる更新地の現状. 北海道大学演習林試験年報, 11, 62-64.
- Ujiie, M. (1985) Soils of Sasa bamboo-growing land and its surface treatments for natural regeneration of trees. *Research Bulletins of the College Experiment Forests*, 42, 1043-1063.
- 梅木 清 (2003) 北海道における天然林再生の試み—かき起こし施業の成果と課題—. 日本森林学会誌, 85, 246-251.
- 吉田 俊也 (2011) かき起こし施業の高度化へ向けて—北大雨龍研究林での「表土戻し」の試み. 北方林業, 63, 6-9.

Residual disturbances in soil physicochemical properties following scarification in regenerated birch forests in Hokkaido, northern Japan.

Eriko ITO ^{1)*}, Toru HASHIMOTO ¹⁾, Shuhei AIZAWA ²⁾,
Naoyuki FURUYA ¹⁾ and Satoshi ISHIBASHI ¹⁾

Abstract

Soil scarification is a natural regeneration practice that has been widely conducted during the late 1960s and 1990s as a low-cost birch reforestation technique on Hokkaido, the northernmost island of Japan. It has recently received renewed attention as a low-cost reforestation technique following a final cutting of fir plantation. Scarification practices inevitably bring soil disturbance, therefore sustainable forest management should be weighed against the loss of soil resources. To clarify the residual state of soil disturbance in scarified birch forest, we investigated the physicochemical properties of surface soils (depth: 0–5 cm) at 24 strip-like scarification-regenerated birch forests (15–41 years old) treated from the 1970s to the 1990s using a bulldozer with an attached rake. Soils from scarified belt showed significant decreases C and N contents and increase soil bulk density, but slightly decreases the C/N ratio. Lower C and N contents and higher bulk density were generally found in soils forming on non-volcanic materials. Moreover, with regard to the C contents and bulk densities, those differences in non-volcanic soils between scarified and non-scarified belts was significantly larger than those in volcanic soils. This study identified soil disturbance due to scarification in the scarified stands examined in this study (< 41 years old), in particular in area with non-volcanic materials. The findings can contribute to a better understanding of future scarification practices striking a balance between retaining soil resources and birch regeneration.

Key words: soil scarification, disturbance, physicochemical soil properties, *Betula* sp.

Received 22 October 2018, Accepted 21 May 2019

1) Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Department of Forest Soils, FFPRI

* Hokkaido Research Center, FFPRI, 7 Hitsujigaoka, Toyohira, Sapporo, Hokkaido, 062-8516 JAPAN; e-mail: iter@ffpri.affrc.go.jp