



内陸アラスカにおける強度火災が森林更新パターンに与える影響 (2007年3月中間報告)

露崎史朗¹・成田憲二²・児玉裕二³

¹ 北海道大学大学院地球環境科学研究院・² 秋田大学教育文化学部・³ 北海道大学低温科学研究所

要旨: これまでにない大規模火災後のクロトウヒ更新パターンを予測するために、合州国アラスカ内陸部で2004年夏季に火災が発生したポーカーフラットに2005年春に16個の10 m × 10 mの調査区を設置した。調査区内に96個の1 m × 1 m方形区を設け、現在まで追跡調査を行っている。火災強度と更新の関係を検出するため、火災前は地表面がほとんどミズゴケに覆われていたが、火災後にパッチ状に残り、様々な強さの火災強度を得られる地域を選んだ。各調査区に設けた6個の1 m × 1 m方形区で、各植物被度の記録と木本実生全てのマーキングと追跡を行った。栄養繁殖により回復した低木類とスゲ類は、非ミズゴケ焼失面で優占したが、ヤナギランはミズゴケ消失面で旺盛に見られた。コケ類では、生存していたミズゴケが非消失面で優占するが、2005年から2006年にかけて被度は変化しなかった。一方、ヤノウエノアカゴケが消失面で被度を増加させていた。よって、消失面と非消失面では群集構造は大きく異なっていた。さらに、実生発生に関するセーフサイトは木本樹種により大きく異なった。すなわち、クロトウヒはミズゴケマット上により多く、アラスカカミカンバとアメリカヤマナラシは消失面のみで発芽していた。クロトウヒの生存は、焼失面と非焼失面で差はないが、その一方で成長は非焼失面のミズゴケマット上の方が遅かった。落葉広葉樹は、クロトウヒより成長が早かった。クロトウヒの回復は、現状では望ましくない状況であり、ミズゴケの再定着がクロトウヒ林の更新を促進するには鍵となる。更新パターンとそれに関連する環境要因に関する調査を2007年は、継続する予定である。

キーワード: 森林火災; クロトウヒ; 植被; 実生発生, 成長と生存; 永久調査区; ミズゴケ類

はじめに

様々な間隔、強度、規模で発生する火災は、地上部および地下部の環境、即ち、光と土壌栄養、を改変するため、自然火災が頻繁する地域の植物群集の構造と機能を操作している(Johnson 1992; Keane et al. 2004)。現在、アラスカやシベリアなどのタイガでは、自然火災は、落雷により頻繁に発生している(van Cleve et al. 1986; Engelmark 1999)。

クロトウヒは、北向き斜面により多く分布する湿性かつ貧栄養な生息地に適応している(van Cleve et al. 1986)。森林更新初期段階は、その遷移パターンと動態を決める上で特に重要である。アラスカでは、これまでの火災は、いわゆる「林冠火災」と呼ばれる、地表面が不完全に燃焼されるものである(Bonan & Shugart 1989)。クロトウヒは、亜火災依存の林冠貯蔵型種子散布種で、非火災期間よりも林冠火災直後に種子をより多く散布する(Bonan & Shugart 1989)。不連続凍土帯において、北斜面には永久凍土があ

り南斜面ではそれが欠如することが多く、北斜面と南斜面では火災後の遷移のシナリオが異なる(van Cleve et al. 1986)。土壌特性もまた、内陸アラスカでは北斜面と南斜面で異なる(Ping et al. 2005)。一般に、クロトウヒ林は、北斜面でより多く発達し、一方、シロトウヒの混交林は南斜面に発達する。

地球温暖化により、火災の頻度、強度、規模は大きく変化すると考えられ(Dale et al. 2001; Hinzman et al. 2005)、火災はより強いものとなると予測する者もある。さらに、火災頻度は、大気湿度の季節変動にも関連する(Lynch et al. 2004)。同様に、永久凍土融解は、前世紀にすでに冷温帯泥炭地においては加速されている(Camill 2005)。それゆえ、内陸アラスカにおける北斜面のクロトウヒ林の更新に対する大規模火災の影響に着目した。本レポートでは、更新パターンを予測するのに必要な、木本植物と植生の変動に焦点をあてた。主な目的は、1) 火災を受けた地表面と、そうではない地表面間の植物群集回復パターンの違いを検出すること、2) 不連続凍土帯にお

ける自然火災後の更新動態を特徴づける、そして 3) その更新パターンの一般化である。

本中間報告は、大規模火災後の森林群集動態に関する包含的研究の中に位置づけられている(代表、福田正巳、北大低温研)。2005 年調査の総括は、以前に報告した(Tsuyuzaki & Narita 2005)。ここではまず、2005 年の結果を次章で簡単にまとめる。ついで、全調査が継続段階ではあるが、2005 年と 2006 年の調査で得られた知見について報告する。

調査地と方法

調査地

合州国内陸アラスカ、フェアバンクス近郊に位置するポーカーフラットを、その火災面積と強度、北向き斜面であること、アクセスの利便性と便宜性から、調査地として選んだ。1971 年から 2000 年における気象は、降水量が 297.4 mm、最高月平均気温が 6 月の 23.0°C、最低月平均気温が 1 月の -25.0°C である(ACRC, 2007)。調査地は 2004 年に火災が記録された。年輪解析をもとに、クロトウヒの樹高と樹齢の関係は正の直線的な相関が示された(Tsuyuzaki & Narita 2005)。

この地域には、3 型の上部タイガ林(クロトウヒ林、シロトウヒ林、カンバ-ドロノキ林)が成立している(Kielland et al. 1998)。これらの森林型のうち、クロトウヒ林は、貧栄養な生息地におけるクロトウヒの超優占によって特徴づけられる(Bonan & Shugart 1989)。ポーカーフラットの植生は、不連続凍土帯と連続凍土帯の境界以北の北部アラスカ冷温帯林内に位置するクロトウヒ林の典型的なものの範疇にある。

野外調査

ポーカーフラットの一斜面において、16 個の 10 m × 10 m の調査区を 2005 年春季に設置した。地表面の火災面積は、各調査区において目視で評価した。各々の調査区内で、樹高 1.3 m 以上の木本個体について樹高と胸高直径(DBH, 地表より高さ 1.3 m)を測定した。DBH は、巻尺あるいはノギスで測定した。火災前の森林構造を再構築するため、生存木・死亡木の全てを測定した。樹高 1.3 m 以上の倒木も測定に含めた。材積は DBH と樹高をもとに、幹が円錐形であることを仮定して計算した。

各々の調査区で、6 個の 1 m × 1 m 方形区をランダムに設定した。毎回のセンサスで、各方形区内の植被面積を測定した。ついで、各方形区において、

各種の被度を、焼失面・非焼失面別に記録した。これらの証拠標本は、北海道大学総合博物館(SAP)に保管予定である。2005 年夏季に各々の方形区で、地表面からの高さ 1.3 m の位置で魚眼レンズを用いて写真を撮り、その写真をもとに Gap Light Analyzer ver. 2.0 を用い開空度を測定した(Frazer et al. 1999)。アルベドは、各方形区において地表面から高さ 1 m のところで波長 0.3 μm and 3 μm の範囲で放射計

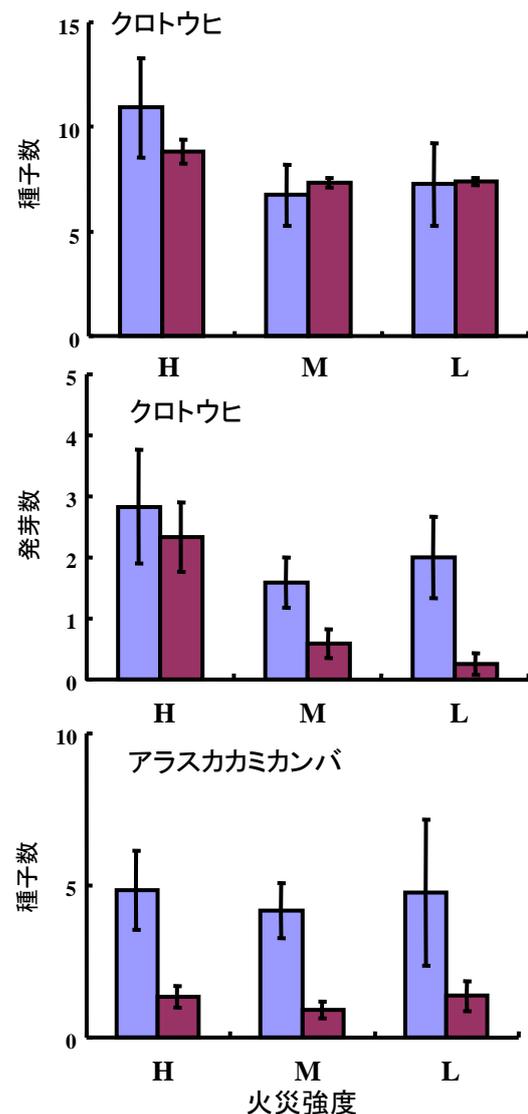


図 1. 3つの火災強度域における種子トラップにより得られた種子数、および室内発芽実験による発芽種子数。青色が春における結果を、紫色が夏における結果を示す。トラップあたり平均種子数を標準誤差とともに示す。H = 激害区, M = 中害区, L = 微害区。クロトウヒについては、火災強度間と季節(春・夏)間に種子散布数に有意な差はなかった(ANOVA および Tukey 検定)。発芽種子数は、季節間で有意に差があるが、火災強度間に差はない。アラスカカミカンバについては、種子数は季節間に差がある。

(MR-22, Eko Instruments, Co. Ltd., Tokyo)を用いて測定した。各点において2度測定し、その平均を用いた。ダフ(コケ-有機物層)の厚さは、アルミ製棹を用いて測定した。

各調査区において、それぞれ2個の種子トラップを2005年夏に設置した。なお、種子トラップのデザインは、T. Chapinの研究室で使用されているものを用いた。2006年には、5月初旬および7月下旬に種子を種子トラップから回収した。ついで、採取された種子はインキュベータ中で発芽実験に供した。種子発芽条件は、温度を15°C/25°C(12時間/12時間)とし、春季の実験では不連続光(12時間/12時間)下で、夏季は連続光下で行った。

いずれの方形区においても当年生実生が観察された時点で、各々の実生を番号つきの旗により識別し、その高さ、林冠面積および定着位置を記録した。野外では、林冠の長径と短径を測定し、それをもとに楕円近似により林冠面積を求めた。

今後の研究の都合上、火災により受けた被害強度を、地表面焼失度と樹木生存率をもとに、微害区(L)、中害区(M)、激害区(H)の3段階に分けた。微害区は、残存する高いミズゴケ被度と樹木の高い生存率で区分される。中害区は、微害区と激害区の間に位置しており、ほとんどの樹木が死亡しているが、生存していた植被が幾分とも地表面に残存している。方形区間の焼失面積の平均偏差は、特に中害区内の調査区で大きく多様である。激害区は、火災により完全に焼失したものをさす。すなわち、全ての高木

表1. 焼失面および非焼失面上に、2005年と2006年に発生した実生数。密度(m^2)は括弧内に示した。

	年	生息地	
		焼失面	非焼失面
クロトウヒ	2005	364 (11.2)	95 (1.5)
	2006	200 (6.2)	63 (1.0)
アラスカカミカンバ	2005	-	20 (0.3)
	2006	2 (0.0)	17 (0.3)
アメリカヤマナラシ	2005	-	93 (1.5)
	2006	-	169 (2.7)
ヤナギ類	2005	-	4 (0.1)
	2006	-	34 (0.5)
未同定	2005	-	-
	2006	-	11 (0.2)
総計	2005	364 (11.2)	212 (3.3)
	2006	202 (6.2)	294 (4.6)

*: 焼失面は、2005年の調査時点でのものをもとに決定した。2005年報告時の値は、2006年調査により修正されている。

が火災により死亡し、地表面の80%以上が焼失した区である。これらの観察をもとに、調査区をL、M、Hに4個、6個、6個ずつ振り分けられた。

統計解析

直線回帰は、被説明変数に樹高を、説明変数にDBHを入れた解析等で用いた。クロトウヒの樹高と林冠面積の焼失面と非焼失面での差、および、クロトウヒと落葉広葉樹の樹高と林冠面積の差は、分散分析(ANOVA)により比較した(Zar 1999)。種子トラップで得られた種子数と発芽種子数は、L、M、H間および春季と夏季間でANOVAおよびTurkey検定により比較した。

アルベドの決定要因は、変数減少法を用いた重回帰分析で推定した。最初の段階で、入射量、開空度、焼失面積、植被面積という全ての環境要因を投入した。

2005年調査総括および補遺

2004年およびそれ以前の火災

各調査区で、樹高1.3 m以上のクロトウヒは5-54本定着しており、最大樹高は13.0 mであった。出現頻度の低い他の3種は、ハンノキ類の1種(*Alnus crispa*)、アラスカカミカンバおよびヤナギ類であった。火災以前は16調査区中では、97%の高木がクロトウヒで構成されていたものと思われた。2004年火災により、クロトウヒの87%が焼失死亡し、立木材積は78%減少した。非焼失面は、ミズゴケによりほとんど覆われていた。火災後に、焼失を免れた植物の地表面における被度は0%から100%までの範囲にあり、林床は様々なスケールでパッチ状に焼失していることが示されており、調査地は本研究の目的に適しているといえる。

採取した年輪コアでは、最大樹齢は174年を示した。樹高(x, 説明変数)と樹齢(y, 被説明変数)間の関係は、直線回帰($y = +0.05x + 0.05$, $r^2 = 0.78$, $P < 0.01$)でよく説明された。直径成長は、数個体で2004年火災から40-60年前(おそらく130-140年前)にピークを有し、火災のような劇的な事象が現在より60年程度前に発生していたことが示唆された。これらのことから、2004年以前の森林更新は、一斉更新ではなく、おそらく林冠火災であり、樹木のすべてが焼失したものではないと推定された。

環境と火災強度

調査区は、標高 244 m から 437 m の範囲に設定した。全プロット斜面方位は、北から西に向かって 7.0°-43.5° の範囲であった。斜面傾斜は、4.8° to 19.0° の範囲であった。

ダフ層の圧さは、3 cm から 73 cm で、焼失面積と負の相関があった。アルベドは、春季は 0.7% から 19.6%、夏季は 3.9% から 23.7% の範囲を示した。重回帰による、最適式は以下の通りであった。

$$y_{sp} = +0.065x_{sp} + 2.542 (r^2 = 0.762, n = 80)$$

$$y_{su} = +0.066x_{su} - 0.119x_{co} + 17.252 (r^2 = 0.757, n = 80),$$

ここで、 y_{sp} と y_{su} は 春季と夏季に各々の方形区で計測されたアルベド値、 x_{sp} と x_{su} は 春季と夏季における各方形区の総植被面積である。 x_{co} は開空度である。 r^2 は調整済み相関係数である。用いたその他の変数は、いずれの式でも採択されなかった。これらの結果は、アルベドはおおむね総植被面積のみによって規定され、アルベドは植生が太陽放射を十分反射できる植被の高さとなるまで火災前の状態には戻らないことを意味している。

凍土層は、焼失域では検出されなかったが、おそらく非焼失域では発達している(Sawada, et al. 2007)。80 方形区における開空度は、57% から 95% の範囲にあった。2004 年火災で焼失せず樹高が調査区内のものと比較できる大きさの森林では、開空度は 54% 以下であった。L 調査区においてでさえ、林床の植被は、火災により 40% まで減少しているところがあった。これらの結果は、調査域は、微害区においてでさえ、幾分は火災被害を受けていることを考慮する必要のあることを示している。

2005 年-2006 年調査結果

木本樹種種子移入

種子トラップは、総計で、春季に 838 種子、夏季に

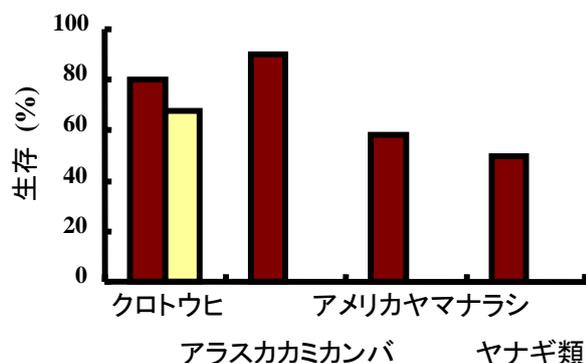


図 2. 焼失面(茶色)および非焼失面(黄色)における 4 種の木本植物の生存率。

335 種子を捕獲していた。これらのうち、春季と夏季、各々で 318 種子および 253 種子がクロトウヒであった。その他の種は、アラスカカミカンバ、アラスカタデ、カナダノガリヤス、ヤナギラン等であった。

最後の火災から 2 年を経過したにも関わらず、クロトウヒは、5-10 種子を供給していた(図 1)。春季には、アラスカカミカンバの種子を頻繁に捕獲したが、夏季にはその散布種子密度は減少していた。クロトウヒの発芽率は、春季に 25.6%、夏季に 14.6% であったが、アラスカカミカンバはほとんど発芽しなかった。ヤナギ類の当年生実生は、野外で記録されたが、おそらく種子トラップの構造が軽い冠毛をつけたヤナギ種子に不適なため、ヤナギ類の種子は 1 粒だけしか捕獲されなかった。種子トラップと実生発生の結果を組み合わせると、長距離風散布種子を生産する樹種は、火災直後から着実に種子の移入が可能であるといえる。特に、クロトウヒは激害区においても種子移入しており、種子制限が更新を抑制しているようには思えない。興味あることに、種子発芽率は、H で高く

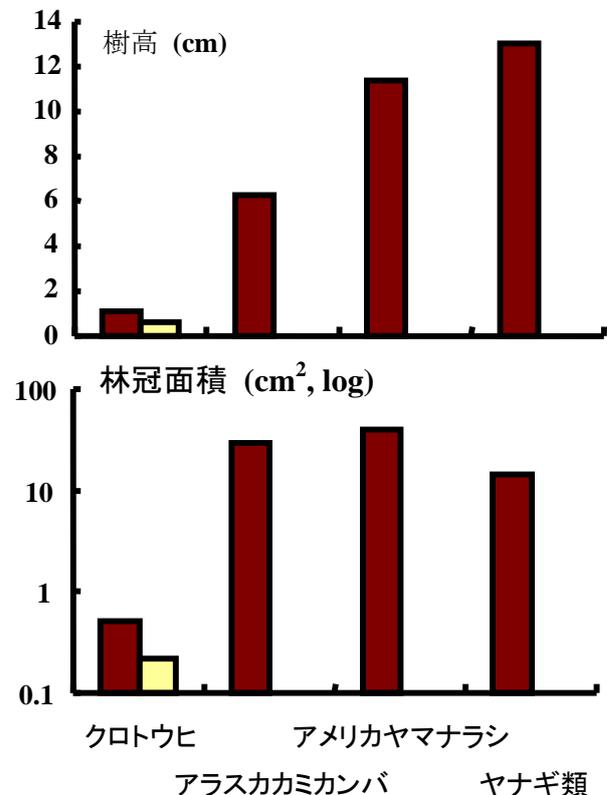


図 3. 2005 年夏から 2006 年夏まで生存していた木本植物実生の成長。茶色と黄色は、それぞれ、焼失面、非焼失面を表す。クロトウヒの樹高と林冠面積は、焼失面と非焼失面で 1% レベルで有意に異なった(ANOVA)。クロトウヒと落葉広葉樹種(カンバ、ヤマナラシ、ヤナギ)の林冠と樹高は有意に異なった。

MからHに向かって減少した。

実生の発生・生存・成長

2005年2006年の各々で、576個体および496個体の実生が印をつけられた(表1)。クロトウヒは、2年間を通じて最もありふれた樹木実生で、その3/4が非焼失面上で発生していた。密度は非焼失面で有意に高かった。

逆に、落葉広葉樹種、すなわち、アメリカヤマナラシ、アラスカカミカンバ、については、2005年には全ての実生が焼失面上に発生しており、また、2006年にもほとんど全ての実生が非焼失面上であった。しかしながら、16個の10m×10m調査区から胸高直径以上を有するアラスカカミカンバは、わずか1個体だけが記録され、アメリカヤマナラシは胸高直径以上の個体は記録されなかった。これは、さらに落葉広葉樹のほとんどの種子は、外部から移入していることを意味している。

クロトウヒに関して、実生生存は、平均して焼失面で80%、非焼失面で68%で(図2)、焼失面、非焼失面で生存率に大きな差はなかった。落葉広葉樹の実生は、2005年には非焼失面にはなかったため、非焼失面の生存率の種間差は比較できない。焼失面では、落葉広葉樹種の生存率は、50-90%であった。特に、もっとも優占するアラスカカミカンバは90%が生存していた。

樹高および林冠面積で評価された樹木成長量は、クロトウヒよりも3種の落葉広葉樹の方が有意に高かった(図3)。クロトウヒに関しては、幹成長は、非焼失面の方が焼失面より遅い。さらに、幹成長は、焼失面ではクロトウヒの方が他の樹木よりも遅い。これらは、もし地表面が完璧に焼失すれば落葉広葉樹の定着は促進されることを示している。

草本層における植物群集

2005年と2006年の2年間を通じて、42の植物分類群が96方形区から記録された。これらのうち、30分類群が維管束植物であり、4種が高木種、12種が低木種、11種が草本種、2種が羊歯類(フサスギナとスギカズラ)であった。

木本種については、被度の年次変化は、実生密度の変化と同調していた(表2)。すなわち、アラスカカミカンバとアメリカヤマナラシという落葉広葉樹は、焼失面で、そしてクロトウヒは焼失面・非焼失面の両方で被度を増大させていた。クロトウヒの高い被度は、2004年火災を免れた幼木によるものである。

2005年から2006年にかけて、焼失非焼失の両生息地で優占する低木は被度を増加させていた。野外観察および測定から、イソツツジやコケモモなど、ほとんどの低木は、焼失面であっても残存種(栄養繁殖)による回復であることが確認された。方形区中で低木種の実生はまったくといっていいほど見られなかったため、栄養繁殖は低木の更新にとってもっとも重要なものといえる。

草本植物は、高木種および低木種よりも被度の年変動が小さく、焼失面で被度を増加させていた。特に、ヤナギランとカナダノガリヤスは、焼失面で被度の顕著な増加が見られた。

コケ類および地衣類もまた、よく定着していた。予期された通り、ミズゴケは非焼失面で卓越しており、その一方でヤノウエノアカゴケが焼失面で大きく被度を増加させていた。

議論

種子移入と実生定着

ポーカーフラットにおける樹木更新に関し、種子移入が火災により阻害されているようには思われない。本調査で記録されたクロトウヒと全落葉広葉樹種は、通常、膨大な長距離風散布種子を生産する。その上、クロトウヒは、球果の(亜)林冠種子貯蔵により数年間は発芽能のある種子を供給できる(Bonan & Shugart 1989)。火災強度の異なる区から得た種子の異なる発芽率は、内部(林冠種子貯蔵による)と外部からの種子移入率の違いを反映しているのかもしれない。

ダフ層を除去するに至る強度の大きな森林火災は、調査された2年間では、落葉広葉樹の移入を促進していた。ユーコンとブリティッシュ・コロンビアの間の地域では、クロトウヒの実生加入は、火災後の最初の5年間でもっとも高いが、10年以上経過するとさらなる加入は観察されない(Johnstone et al. 2004)。林冠種子貯蔵された球果からの種子移入は、時間の経過につれ減少せねばならず、長距離種子散布による移入は、落葉広葉樹では継続できる。それゆえ、樹木更新パターンは、特にクロトウヒにおいて火災後の数年間で決定されるだろう。さらに、実生生存量はクロトウヒと落葉広葉樹の間で相違はなく、成長率はクロトウヒよりも落葉広葉樹の方が極めて高い。これらの知見は、強度火災は針広混交林に向かってクロトウヒ林の遷移系列を変化させるという予測を支持している(Johnstone & Kasichke 2005)。

環境変化

コケ類に覆われた地表面マットは、火災後も残っていれば、土壌温度は低く保たれる。しかし、完全なコケマットの焼失は、土壌温度の上昇と、永久凍土の融解を促進する(Yoshikawa et al. 2002)。実際に、ポーカーフラットの激害区からも凍土は検出されなかった(Sawada et al. 2007)。アルベドは、火災により変化させられ、ポーカーフラットでは総植物被度に規定されていた。オーストラリアのクイーンズランドでの MOSDIS による人工衛星観測では、可視光部におけるアルベドの火災前後の変化は、草原とサバンナなどの生態系間で異なった(Jin & Roy 2005)。それゆえ、アルベドについては、特に林冠よりもむしろ林床における火災強度に対して注意を払わねばならない。アルベドの変化は、さらに地表面の温度と放射の変化を導く。クロトウヒ林を例にすれば、開空度の増加とアルベドの低下にともない、表面温度は火災後に上昇する(Chambers et al. 2005)。直射、アルベド、積雪期間などの、これらの環境要因は、植物群集に対して相互作用している(Liu et al. 2005)。これらの環境要因と環境要因変化の主要因との間の関係を明確にする必要がある。

表 2. 各生活型(高木・低木・草本・コケ類)の代表 3 種における、焼失面・非焼失面での被度(/m²)の 2005 年夏から 2006 年夏にかけての年次変動。各々の生活型について、出現頻度の高い上位 3 種を占めす。+: 0.1%未満。 -: 出現個体なし

種	生息地			
	非焼失面		焼失面	
	2005	2006	2005	2006
高木				
クロトウヒ	1.6	1.6	0.1	0.1
アラスカカミカンバ	-	+	+	0.8
アメリカヤマナラン	-	+	+	0.3
低木				
イソツツジ	8.6	11.6	1.9	2.6
コケモモ	3.9	5.4	0.3	0.5
クロマメノキ	3.9	4.6	1.4	1.8
草本				
オハグロスゲ	4.0	4.1	0.7	0.9
カナダノガリヤス	1.1	1.2	1.8	3.8
ヤナギラン	+	+	2.8	4.7
コケ				
ミズゴケ類	79.7	79.1	0.6	1.1
コスギゴケ	2.7	2.5	0.7	0.9
ヤノウエノアカゴケ	+	+	2.5	7.3

*: ミズゴケ類は数種を含んでいる。

更新パターンの予測

バイオマスの年平均増加量は、カナダのマニトバにおけるクロトウヒ林の火災後の時間軸上では乾いたサイトの方が湿ったサイトより高いが、コケ類・林床・低木層の炭素プールは、乾いたサイトでより低い(Wang et al. 2003)。クロトウヒ林は、地表面を地上部バイオマスの 80-90%を占めるとされるミズゴケに代表されるコケ類でほとんどを覆われている(Bonan & Shugart 1989)。特に内陸アラスカ北向き斜面における森林火災は、通常は、林冠火災として発生し、コケ類のマットはパッチ状に除去される(Bonan & Shugart 1989)。永久凍土を欠如する地域で、表面土壌は、地下浸透が制限されないため乾燥する(Hinzman et al. 2005)。これらは、地表面植被の消失と回復のパターンが、火災後の樹木実生の発生と成長の運命を予測する上で必要不可欠であることを示唆している。

ポーカーフラットでは、火災による地表面植被の除去が、木本植物の侵入パターンを規定しているといえる。数種の低木および草本の回復もまた、ミズゴケマットの有無により決定されている。林冠開空度は、林床の草本植物の分布様式と生産力に影響している(Reich et al. 2001; Whigham 2004)。しかし、火災後の初期高木層種構成は、カナダ東部の針葉樹林の低木層と林床の植物の構成にほとんど影響していないが、火災強度が低木層と林床の種の時間的变化に大きな影響をおよぼしていた(Lecomte et al. 2005)。これらは、大規模火災後の森林更新は、これまで発生していた通常の火災後のものとは異なる可能性を示している。

2005 年から 2006 年にかけての植生パターンの変化をもとに、クロトウヒの更新は、もしミズゴケ層が完全に消失すれば不可能であると結論した。クロトウヒに変わり、通常、南向き斜面の遷移中期に発生する落葉広葉樹の移入と定着がより早いものと思われる。内陸アラスカ北向き斜面における、キーストーン種はミズゴケ類だといえる。

将来計画(2007 年度)

森林発達の決定要因を明らかとするために、2007 年以降に以下の 5 つの課題について追跡調査する計画を立てている。1) 調査区内および方形区内における植物群集構造の変化の追跡、2) ミズゴケ植被の効果に関連した実生の生存と成長に対するセーフサイトの特定、3) 種子移入と実生定着の対応

関係の特定、4) 林冠開空度の時間的変化の測定、5) 主にミズゴケ類に起源すると思われる植被の純一時生産量の推定。なお、必要に応じ、その他の測定を追加する。これらの成果が、火災後の冷温帯林のみにとどまらず、小規模から大規模な時空間構造の変化にともなう植物群集-気候間の相互作用を明らかにできることを期待している。

謝辞

アラスカ大学 IARC の皆様の様々な支援、T. Chapinと彼の共同研究の有益な助言と補助、同行された朝日新聞社各位と西山周子さんの親切に感謝する。

引用文献

- ACRC (the Alaska Climate Research Center). 2007. Climate Data: Climatological data and information for locations across Alaska. Division normals (Interior). <http://climate.gi.alaska.edu/Climate/Normals/interior.html>
- Bonan, G.B. & Shugart, H.H. 1989. Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 1-28.
- Camill, P. 2005. Permafrost thaw accelerates in boreal peatlands during late-20th century climate warming. *Climatic Change* 68: 135-152.
- Chambers, S.D., Beringer, J., Randerson, J.T. & Chapin III, F.S. 2005. Fire effects on net radiation and energy partitioning: contrasting responses of tundra and boreal forest ecosystems. *Journal of Geophysical Research* 110: doi: 10.1029/2004JD 005299.
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. & Wotton, B.M. 2001. Climate change and forest disturbances. *BioScience* 51: 723-734.
- Engelmark, O. 1999. Boreal forest disturbances. *In*: Walker, L.R. (ed.). *Ecosystems of the world 16: Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier, Amsterdam. pp. 161-186.
- Frazer, G.W., Canham, C.D. & Lertzman, K.P. 1999. Gap Light Analyzer (GLA), version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, New York.
- Hinzman, L.D., Bettez, N.D., Bolton, W.R., Chapin, F.S., Dyrgerov, M.B., Fastie, C.L., Griffith, B., Hollister, R.D., Hope, A., Huntington, H.P., Jensen, A.M., Jia, G.J., Jorgenson, T., Kane, D.L., Klein, D.R., Kofinas, G., Lynch, A.H., Lloyd, A.H., McGuire, A.D., Nelson, F.E., Oechel, W.C., Osterkamp, T.E., Racine, C.H., Romanovsky, V.E., Stone, R.S., Stow, D.A., Sturum, M., Tweedie, C.E., Vourlitis, G.L., Walker, M.D., Walker, D.A., Webber, P.J., Welker, J.M., Winker, K.S. & Yoshikawa, K. 2005. Evidence and implications of recent climate change in northern Alaska and other arctic regions. *Climatic Change* 72: 251-298.
- Jin, Y. & Roy, D.P. 2005. Fire-induced albedo change and its radiative forcing at the surface in northern Australia. *Geophysical Research Letters* 32: doi: 10.1029/2005GL 022822.
- Johnson, E.A. 1992. *Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest*. Cambridge University Press, New York.
- Johnstone, J.F., Chapin III, F.S., Foote, J., Kemmett, S., Price, K. & Viereck, L. 2004. Decadal observations of tree regeneration following fire in boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 267-273.
- Johnstone, J.F. & Kasischke, E.S. 2005. Stand-level effects of soil burn severity on postfire regeneration in a recently burned black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2151-2163.
- Kielland, K., Barnett, B. & Schell, D. 1998. Intraseasonal variation in the $\delta^{15}\text{N}$ signature of taiga trees and shrubs. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 485-488.
- Keane, R.E., Gary, G.J., Davies, I.D., Flannigan, M.D., Gardner, R.H., Lavorel, S.L., Lenihan, J.M., Li, C. & Rupp, T.S. 2004. A classification of landscape fire succession models: spatial simulations of fire and vegetation dynamics. *Ecological Modelling* 179: 3-27.
- Lecomte, N., Simard, M., Bergeron, Y., Larouche, A., Asnong, H. & Richard, P.J.H. 2005. Effects of fire severity and initial tree composition on understory vegetation dynamics in a boreal landscape inferred from chronosequence and paleoecological data. *Journal of Vegetation Science* 16: 665-674.
- Liu, H., Randerson, J.T., Lindfors, J. & Chapin III, F.S. 2005. Changes in the surface energy budget after fire in boreal ecosystems of interior Alaska: An annual perspective. *Journal of Geophysical Research* 110: doi 10.1029/2004JD005158.
- Lynch, J.A., Hollis, J.L. & Hu, F.S. 2004. Climatic and landscape controls of the boreal forest fire regime: Holocene records from Alaska. *Journal of Ecology* 92: 477-489.
- Ping, C.L., Michaelson, G.J., Packee, E.C., Stiles, C.A., Swanson, D.K. & Yoshikawa, K. 2005. Soil catena sequences and fire ecology in the boreal forest of Alaska. *Soil Science Society of America Journal* 69:

1761-1772.

- Reich, P.B., Peterson, W., Wedin, D.A. & Wrage, K. 2001. Fire and vegetation effects on productivity and nitrogen cycling across a forest-grassland continuum. *Ecology* 82: 1703-1719.
- Sawada, Y., Harada, K., Ishii, Y., Yamazaki, G., Kodama, Y., Narita, K., Tsuyuzaki, S. & Fukuda, M. 2007. Possible thermal and hydrological changes in permafrost and active layers after the 2004 Boundary Fire in Poker Flat Research Range, interior Alaska. *GCCA-7* (in press).
- Tsuyuzaki, S. & Narita, K. 2005. The effects of intensive forest fire on revegetation in interior Alaska (mid-term report, February 2006). IARC/JAXA Terrestrial Team Workshop - February 22, 2006. Monitoring the Influence of the Large Alaskan Forest Fires in 2004 on the Terrestrial Environment. International Arctic Research Center. University of Alaska at Fairbanks. pp. 93-101
- van Cleve, K., Chapin III, F.S., Flanagan, P.W., Viereck, L.A. & Dyrness, C.T. 1986. Forest ecosystems in the Alaskan taiga. Springer-Verlag, New York.
- Wang, C., Bond-Lamberty, B. & Gower, S.T. 2003. Carbon distribution of a well- and poorly-drained black spruce fire chronosequence. *Global Change Biology* 9: 1066-1079.
- Whigham, D.F. 2004. Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 583-621.
- Yoshikawa, K., Bolton, W.R., Romanovsky, V.E., Fukuda, M. & Hinzman, L.D. 2002. Impacts of wildfire on the permafrost in the boreal forests of Interior Alaska. *Journal of Geophysical Research* 107, 8148, doi:10.1029/2001JD000438.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis* (4th ed.). Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.