

Tod durch Feuer, Tod durch Wasser

Lebenszyklen im offenen Waldland Labradors

VON

ANDREAS STÜTZER

mit 7 Abbildungen

Vorwort

In den Jahren 1991-1993 wurden vom Institut für Geographie der FAU Erlangen-Nürnberg unter Leitung von Prof. Dr. Uwe Treter und mit finanzieller Hilfe der deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) umfangreiche Studien zur Struktur und Dynamik des Flechten-Fichten-Waldlandes auf der Labrador-Halbinsel im Nordosten Kanadas durchgeführt. Viele Ergebnisse der Untersuchungen wurden bereits veröffentlicht (TRETER 1992, 1994, 1995, 1996; STÜTZER 1993, 1994, 1995a, 1995b). Der vorliegende Beitrag soll eine kleine Ergänzung dazu sein, die der Verfasser Herrn Prof. Treter in Erinnerung an die gemeinsamen Arbeiten in Kanada zu seinem 60. Geburtstag am 22.4.2000 widmet.

1 Einleitung

Die nördlichen Regionen der borealen Zone werden aus wirtschaftlicher Sicht meist als ‚unproduktiv‘ eingestuft, da ihre Holzbiomasse für eine industrielle Verwertung zu gering ist (TRETER 1990, 1993). Daher sind viele dieser Gebiete bislang kaum vom Menschen genutzt und verändert worden. Bei den Waldgebieten handelt es sich also um weitgehend natürliche oder zumindest naturnahe Ökosysteme, für die Begriffe wie ‚Urwald‘ oder ‚Primärwald‘ durchaus zutreffend sind.

Von den Urwäldern anderer Klimazonen unterscheiden sich die nordborealen Waldgebiete allerdings erheblich. Zu den abweichenden Merkmalen gehört unter anderem ihre offene Bestandstruktur, die auch in der häufig gebrauchten Bezeichnung ‚offenes Waldland‘ zum Ausdruck kommt. Die Ursachen für die offene Bestandstruktur sind teilweise im Klima und in den edaphischen Verhältnissen, aber auch in Waldbränden zu suchen, die beispielsweise in den nördlichen Regionen der amerikanischen Borealis in Abständen von 100-500 Jahren auftreten und in der Regel zur vollständigen Zerstörung der oberirdischen Phytomasse führen (TRETER 1994).

Aus dem Feuerregime resultiert ein weiterer Unterschied zu vielen in südlicheren Klimazonen gelegenen Primärwäldern: Aufgrund der relativ hohen Frequenz der Feuer handelt es sich in der nördlichen Borealis meist um ‚junge‘ Waldgebiete, in

denen die Bestände zwar das Reifestadium, aber nur selten ihr natürliches Zerfalls- bzw. Degradationsstadium erreichen.

Viele nordboreale Waldländer haben daher eine Altersstruktur, die derjenigen der Forste unserer Breiten vergleichbar ist, in denen die Bäume nach Erreichen ihrer maximalen Produktivität geerntet werden. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal zu anderen Primärwäldern, vor allen zu denen der Tropen, ist das entwicklungs- geschichtlich junge Alter der nordborealen Waldländer, das nicht viele Millionen, sondern nur einige Tausend Jahre zurück reicht, nämlich bis zum Ende der letzten nordischen Vereisung (BRYSON et al. 1969).

Zum offenen Waldlandgürtel der nordamerikanischen Borealis gehören u.a. Flechten-Fichten-Waldländer, die sich über große Flächen erstrecken und als eigenständiger Formationstyp der nordborealen Subzone anzusehen sind. Dieser Typ des offenen Waldlandes ist auch auf der Labrador-Halbinsel weit verbreitet, wo die Untersuchungen der Erlanger Arbeitsgruppe durchgeführt wurden. In der glazial überprägten Landschaft Labradors werden darüber hinaus große Gebiete von offenen Wasserflächen und Mooren eingenommen. An deren Rändern und im Kontakt zum Flechten-Fichten-Waldland sind als weiterer Waldtyp Moos-Fichtenwälder ausgebildet, die jedoch flächenmäßig eine untergeordnete Rolle spielen. Da die Verbreitung der Moos-Fichtenwälder an einen hohen Grundwasserspiegel bzw. an eine permanente Bodendurchfeuchtung und weniger an die großklimatischen Bedingungen gebunden ist, sind sie im Gegensatz zum Flechten-Fichten-Waldland nicht als eigenständiger zonaler Formationstyp der nordborealen Subzone anzusehen. Zwischen beiden Waldtypen bestehen jedoch enge Beziehungen und Zusammenhänge, die nachfolgend aufgezeigt werden.

2 Das Untersuchungsgebiet

Ausgangspunkt der Untersuchungen war die Umgebung des Ortes Schefferville (54°43' N, 67°42' W) im Zentrum der Labrador-Halbinsel (Abb. 1). Die naturräumlichen Rahmenbedingungen des Gebietes lassen sich kurz wie folgt charakterisieren: Bei einer Jahresmitteltemperatur von -5°C, einem Julimittel von +12,5°C und einem Januarwert von -23°C, einem Jahresniederschlag von 800 mm mit Niederschlagsmengen zwischen 40 mm in Februar und 100 mm im Juli kann das Gebiet als thermisch subkontinental und hygrisch subozeanisch bezeichnet werden. Knapp die Hälfte des Jahresniederschlags fällt als Schnee, die winterliche Schneehöhe erreicht etwa 150 cm. Der geologische Untergrund besteht aus proterozoischen Gesteinen (Schiefer, Sandstein, Dolomit), die teilweise so hohe Eisengehalte aufweisen, dass sie bis vor einigen Jahren im Tagebau abgebaut wurden. Das anstehende Gestein wird zu 80-90% von einer dünnen Schicht aus glazialen Ablagerungen bedeckt, in denen sich überwiegend basenarme Böden entwickelt haben, die je nach Entwicklungszustand als Ranker, oligotrophe Braunerden oder Eisenpodsole einzu-

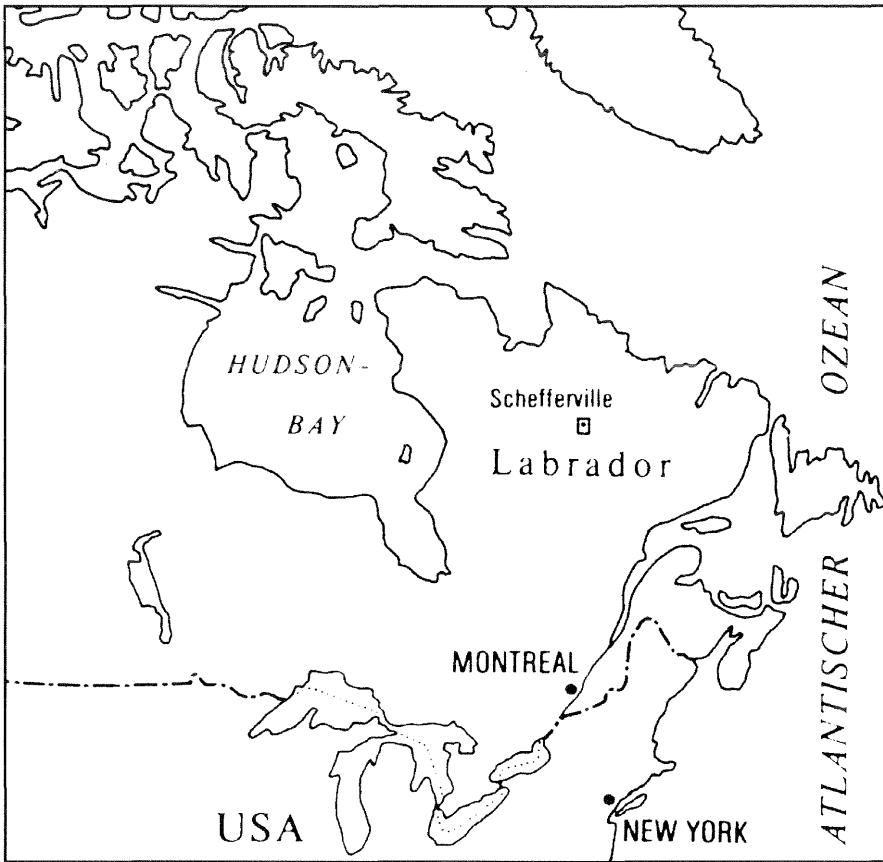


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen

stufen sind. An Standorten mit hohem Grundwasserspiegel sind darüber hinaus Moor-Gleye oder Niedermoore zu finden (NICHOLSON & MOORE 1977; STÜTZER 1993). Die Böden sind von November bis Mai gefroren.

3 Das offene Waldland der Labrador-Halbinsel

3.1 Das Flechten-Fichten-Waldland

Die floristische Zusammensetzung des Flechten-Fichten-Waldlandes (=Flechten-Waldland) ist über große Flächen recht einheitlich und artenarm. Vorherrschende Baumart ist die Schwarzfichte (*Picea mariana*), neben der in meist deutlich geringeren Anteilen Weißfichten (*Picea glauca*), vereinzelt auch Lärchen (*Larix lari-*

cina) und Tannen (*Abies balsamea*) anzutreffen sind. Die Kronenüberdeckung der Bäume beträgt im Reifestadium der Wälder etwa 15-20%, während der Boden nahezu vollständig von Flechten bedeckt ist (Abb. 2, vgl. TRETER 1992). Dominanter Bodendecker ist die Flechte *Cladina stellaris*, stellenweise kommt *Stereocaulon paschale* gehäuft vor. Zwischen Baum- und Bodenschicht gibt es nur eine sehr lückenhafte Strauch- und Krautschicht, die von Zwergbirke (*Betula glandulosa*), Porst (*Ledum groenlandicum*), Krähenbeere (*Empetrum nigrum*), Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*) und Schwarzbeere (*Vaccinium angustifolium*) gebildet wird. Das Flechten-Waldland wächst überwiegend auf flach- bis mittelgründigen Böden, die aufgrund ihres meist erheblichen Grobsedimentanteils gute Wasserleitfähigkeiten aufweisen; Stauwasserbildungen gibt es in ihnen nicht.

Wie in vielen Gebieten in der borealen Zone wird auch in der Umgebung von Schefferville die Entwicklung des offenen Waldlandes maßgeblich vom Feuer beeinflusst. Waldbrände treten hier mit einer Frequenz von 100-200 Jahren auf. Sie werden in der Regel durch Blitzschläge initiiert und führen auf den betroffenen Flächen, die mehr als 2 000 ha groß sein können, meist zur vollständigen Zerstörung der Baum-, Kraut- und Bodenschicht (Abb. 3). Wegen der geringen Kronendeckung erfolgt die Ausdehnung der Brände üblicherweise in Form von Oberflächenfeuern, die sich über die Flechtendecke ausbreiten und die Fichten entflammen. Kronenfeuer, bei denen die Flammen von einer Baumkrone zur anderen springen, kommen wegen der offenen Bestandstruktur im Flechten-Waldland nicht vor.



Abb. 2: Aus der Luft ist die offene Bestandstruktur des Flechten-Waldlandes gut zu erkennen. Demgegenüber ist der Mooswald im linken oberen Rand wesentlich geschlossener



Abb. 3: Trotz relativ niedriger Temperaturen führen die Feuer im Flechten-Waldland zur vollständigen Zerstörung der oberirdischen Phytomasse

Aufgrund der geringen Biomasse und der offenen Bestandstruktur ist die Maximaltemperatur der Feuer mit etwa 600°C relativ gering. Dies hat zur Folge, dass allenfalls 10% der oberirdischen Phytomasse verbrennen (AUCLAIR 1985). Dennoch treten bei den Bränden erhebliche direkte wie mittelfristige Stoffverluste auf, welche die natürliche Regeneration des Waldlandes erschweren. Vor allem die Verluste an Stickstoff sind ein großes Hemmnis bei der Wiederbesiedlung der Brandflächen. Von den insgesamt rund 400-600 kg Stickstoff, die im reifen Flechten-Waldland pro Hektar gebunden sind, entfallen etwa 100 kg auf die oberirdische Phytomasse, die übrige Menge auf die humusreichen Oberböden und die mineralischen Unterböden. Bei einem Feuer werden von dieser Gesamtmenge bis zu 40 kg in die Atmosphäre freigesetzt (DUBREUIL & MOORE 1982); der Durchschnitt dürfte allerdings bei 10-20 kg/ha liegen. Ungünstig wirkt sich auch die bei der unvollständigen Verbrennung eintretende Umwandlung von organisch gebundenem in mineralischen Stickstoff aus. Direkt nach einem Waldbrand steigt die pflanzenverfügbare Menge

an Stickstoff zwar kurzfristig auf Werte bis zu 40 kg/ha an, doch ist dieser Nährstoffschub wegen der vorangegangenen Zerstörung der Pflanzen völlig wirkungslos. Erschwerend kommt hinzu, dass die Nährstoffe nicht langfristig im Boden gebunden werden können, da weder das freigesetzte Ammonium (NH_4) bzw. Nitrat (NO_3), noch die skelettreichen und infolge der Brände humusarmen Böden hohe Adsorptionspotentiale besitzen. Zwischen 50 und 80 kg pro Hektar bzw. 8-20% der ursprünglichen Gesamtmenge an Stickstoff werden also entweder unmittelbar in die Atmosphäre abgegeben oder binnen kurzer Zeit mit der Versickerung aus dem verbrannten Waldland abgeführt. Da durch das Feuer auch die Aktivität der Bodenflora und -fauna über lange Zeit zum Erliegen kommt, verarmen die Böden mittelfristig sogar noch weiter, so dass die Stickstoffmengen auf den Brandflächen innerhalb der ersten Jahrzehnte weit unter denen im reifen Waldland liegen (LUCAROTTI 1981; STÜTZER 1994).

Etwas günstiger als beim Stickstoff ist die Situation bei den mineralbürtigen Nährstoffen, die durch das Feuer freigesetzt und an der Bodenoberfläche angereichert werden. Je nach der lokalen Intensität des Feuers steigen die pH-Werte der oberflächennahen Bodenhorizonte durch die Aschedüngung kurzfristig von ursprünglich sehr sauren Werten um 3,5-4,5 auf Werte zwischen 6 und 10 an. Bereits ein Jahr nach einem Feuer sind sie zwar meist wieder bis nahe an die ursprünglichen Werte abgesunken (STÜTZER 1993), doch kann zumindest ein Teil der zweiwertigen Nährstoffe Kalzium und Magnesium einige Jahre im Boden adsorbiert werden und steht damit der wieder aufkommenden Vegetation zur Verfügung (MOORE 1980). Auch die Verluste an Phosphor dürften durch eine rasche Anbindung an die hohen Eisenmengen im Boden eher gering sein. Lediglich beim einwertigen Kalium sind die Verluste hoch einzuschätzen.

Die an einen Waldbrand anschließende Regenerationsphase dauert etwa 100 Jahre. Sie lässt sich in verschiedene Stadien unterteilen, in denen die Anfälligkeit für ein erneutes Feuer zwar gering ist, dennoch vereinzelt Feuer auftreten können (TRETER 1992, 1995). Auffällig an der Wiederbesiedlung der Brandflächen ist, dass sie teilweise konservative Muster zeigt. Dies ist zum einen dadurch bedingt, dass sich viele Zwergsträucher vegetativ durch Stockausschlag regenerieren, und zum anderen dadurch, dass Keimlinge am Stammfuß verbrannter Bäume besonders gute Nährstoffbedingungen vorfinden, die ihr Wachstum gegenüber Konkurrenten in den verbrannten Flechtenmatten begünstigen (STÜTZER 1994). Somit werden zumindest partiell die vormaligen Wuchsorte wiederbesiedelt.

3.2 Die Moos-Fichtenwälder

An Standorten mit hohem Grundwasserspiegel wird das Flechten-Waldland von Moos-Fichtenwäldern (= Moos-Wälder) abgelöst, die ihrerseits vielfach zu waldfreien Mooren und Wasserflächen überleiten. Prinzipiell unterscheiden sich die Moos-Wälder in ihrem Stockwerksbau und der Baumarten-Zusammensetzung nur wenig

vom Flechten-Waldland. Generell ist der Anteil der Weißfichten in ihnen etwas höher, andere Arten spielen auch hier keine bedeutende Rolle. In der Bodenschicht, die wie im Flechten-Waldland den Boden vollständig bedeckt, sind die Moose *Pleurozium schreberi* und *Hylocomium splendens* dominant; gelegentlich sind Moose der Gattung *Sphagnum* und *Ptilidium* sowie die Blattflechten *Peltigera aphthosa* und *Neophroma arcticum* gehäuft anzutreffen. Die Strauchschicht ist auch in den Moos-Wäldern meist nur schwach entwickelt. In der Krautschicht treten dagegen stellenweise dichte Bestände des Hartriegels (*Cornus canadensis*) auf. Im Übergangsbereich zum Flechten-Waldland sind zumeist Braunerden oder Podsole verbreitet, in tieferen, grundwasserbeeinflussten Lagen Moor-Gleye oder Niedermoore.

Obwohl beide Waldtypen den gleichen großklimatischen Bedingungen unterliegen, sind die Moos-Wälder bezüglich ihrer Biomasseproduktion deutlich produktiver als das Flechten-Waldland. Bereits in der Luftaufnahme ist erkennbar, dass ihre Kronendeckung höher ist (Abb. 2). Sie liegt meist zwischen 30 und 50% und ist damit ebenso wie die Stammbasis-Fläche von 50-60 m²/ha rund doppelt so hoch wie im Flechten-Waldland. Darüber hinaus sind in den Moos-Wäldern Baumhöhen von 20 m keine Seltenheit, während im Flechten-Waldland nur vereinzelt Höhen von 15 m erreicht werden. Die Stammzahl pro Flächeneinheit ist dagegen in beiden Waldtypen etwa gleich groß; sie liegt im Reifestadium der Bestände zwischen 800 und 1500 Stämmen pro Hektar.

Die höhere Produktivität und die größere lebende Phytomasse der Moos-Fichtenwälder ist primär darin begründet, dass sie vom Feuer weitgehend verschont bleiben. Im Gegensatz zum Flechten-Waldland, in dem bei Waldbränden schlagartig große Teile der in der lebenden und toten organischen Substanz gebundenen Nährstoffe freigesetzt werden und aus dem System verloren gehen, ist der Stoffaustrag aus den Moos-Wäldern gering. Statt dessen findet in ihnen eine langsame Remineralisierung statt, wodurch die Nährstoffe sofort wieder von den Pflanzen aufgenommen werden können. Da zudem der Aufbau der organischen Substanz in kalten Gebieten schneller vonstatten geht als der Abbau der Streu, kommt es in den Moos-Fichtenwäldern sogar – ähnlich wie in Mooren – zur kontinuierlichen Anreicherung von Humus, der zugleich die wichtigste Nährstoffreserve dieser Wälder darstellt. Es ist daher nicht verwunderlich, dass in den Böden der Moos-Wälder teilweise Nährstoffgehalte erreicht werden, die denen mitteleuropäischer Waldökosysteme vergleichbar sind (STÜTZER 1994).

Ein Einfluss des Feuers und eine damit verbundene Schädigung der Bäume ist in den Moos-Wäldern lediglich im unmittelbaren Kontaktbereich zum Flechten-Waldland festzustellen. Üblicherweise handelt es sich dabei um partielle Nadelverluste, die durch die extremen Lufttemperaturen während der Waldbrände verursacht werden. Eine Folge dieser Schädigungen sind stark verminderte Jahrringzuwächse in den ersten Jahren nach einem Waldbrand. Dieser negative Effekt wird jedoch schon nach wenigen Jahren durch ein verstärktes Dickenwachstum kompensiert, das nicht zuletzt auf den zusätzlichen Nährstoffeintrag aus den Brandflächen zurückzuführen

sein dürfte (Abb. 4). Bereits wenige Meter innerhalb der Moos-Wälder sind dagegen weder positive noch negative Auswirkungen durch die Waldbrände nachzuweisen. Dennoch ist zu vermuten, dass erhebliche Mengen der bei den Waldbränden freigesetzten Nährstoffe mit dem lateralen Bodenwasserstrom in die Moos-Wälder gelangen, wo sie wegen der hohen Humusmengen gut gespeichert werden können. Die Feuer im Flechten-Waldland tragen demnach zur günstigen Nährstoffversorgung der Moos-Wälder bei.

Da die Moos-Wälder in der Regel der Zerstörung durch Feuer entgehen, werden die Bäume in ihnen erwartungsgemäß älter als im Flechten-Waldland; über 200 Jahre alte Bäume sind hier nicht selten anzutreffen. Ein Vergleich zweier unmittelbar benachbarten Testflächen ergab, dass das Durchschnittsalter der über 2 m hohen Bäume in der ersten, im Mooswald gelegenen Fläche 145 Jahre, in der zweiten, im Flechten-Waldland gelegenen Fläche nur 109 Jahre betrug (Abb. 5). Doch auch in den Moos-Wäldern erreichen die Bäume selten ihre physiologische Altersgrenze, da sie wegen der permanent hohen Wassersättigung der Böden mit fortschreitendem Alter zunehmend an Rotfäule leiden. Die Folge davon ist, dass sie allmählich innerlich verrotten und oft vorzeitig absterben. Aus diesem Grund ist eine genaue Altersbestimmung der Bäume in vielen Fällen nicht möglich. Einige Jahre nach dem Absterben fallen die Bäume zumeist infolge von Windwurf um (Abb. 6). Die dabei

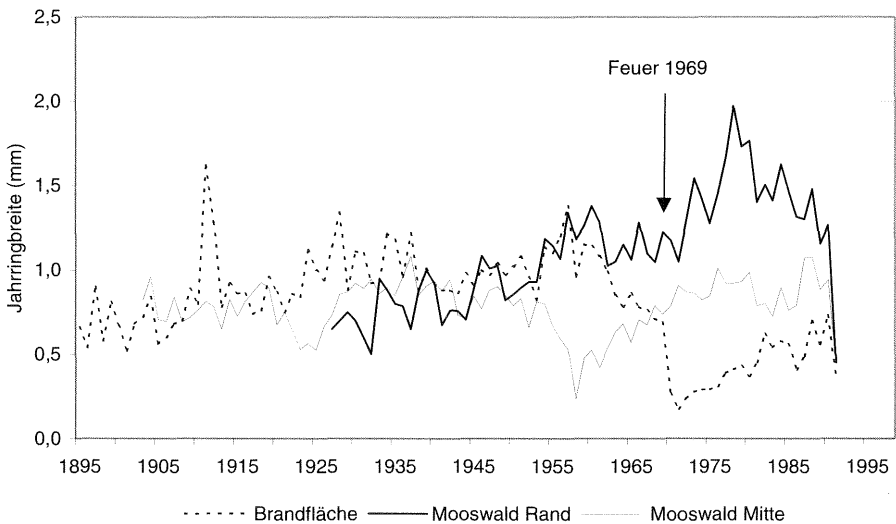


Abb. 4: Die Jahringkurven von ausgewählten Fichten im Moos-Wald lassen erkennen, dass die Bäume im Kontaktbereich zur Brandfläche mit verstärktem Dickenwachstum auf den beim Brand im Flechten-Waldland freigesetzten Nährstoffschub reagieren. Bei randfernen Bäumen sind dagegen keine positiven Veränderung im Dickenwachstum zu erkennen. Anhand der überlebenden Fichte auf der Brandfläche im Flechten-Waldland konnte das Feuer auf das Jahr 1969 datiert werden

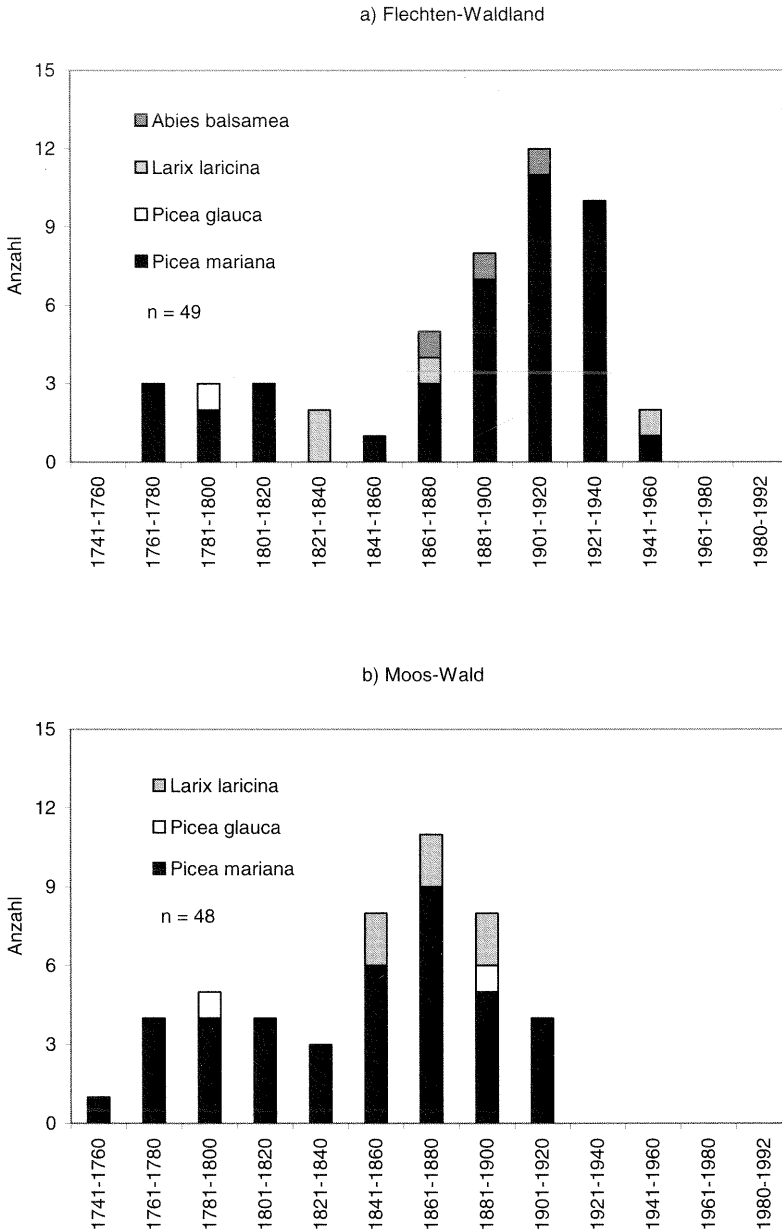


Abb. 5: Altersstruktur der über 2 m hohen Bäume a) im Flechten-Waldland, b) im unmittelbar benachbarten Moos-Wald, unterteilt in 20-Jahres-Klassen. Der letzte Waldbrand im Flechten-Waldland dürfte zwischen 1820 und 1840 stattgefunden haben. Die wenigen älteren Bäume im Flechten-Waldland sind offenbar durch ihre Nähe zum Moos-Wald dem Feuer nicht zum Opfer gefallen



Abb. 6: In den Mooswäldern kommt es nicht zum schlagartigen Zusammenbruch des Gesamtbestandes, sondern zum Absterben einzelner Bäume. Ursache ist in der Regel Verrottung durch Rotfäule. Einige Jahre nach ihrem Absterben werden die Bäume durch den Wind umgeworfen

freigelegte Bodenoberfläche wird relativ bald von neuen Keimlingen besiedelt, so dass die aufgerissenen Lücken innerhalb weniger Jahre wieder geschlossen werden.

Die Moos-Wälder sind gegenüber dem Flechten-Waldland jedoch nicht ausschließlich begünstigt. Der besseren Nährstoffversorgung stehen auf der anderen Seite ungünstigere Bodentemperaturverhältnisse gegenüber, wie ein Vergleich zwischen den beiden bereits erwähnten Testflächen deutlich macht. Während die oberflächennahen Temperaturen beider Waldtypen im Laufe der Vegetationsperiode von Anfang Juni bis Ende September etwa gleich sind, bleiben die Temperaturen der tieferen Bodenschichten im Moos-Wald deutlich hinter denen des Flechten-Waldlandes zurück. Bereits in 30 cm Tiefe kommen sie kaum über 5°C hinaus, während im Flechten-Waldland im Hochsommer über 10°C erreicht werden (Abb. 7). Bedingt sind die

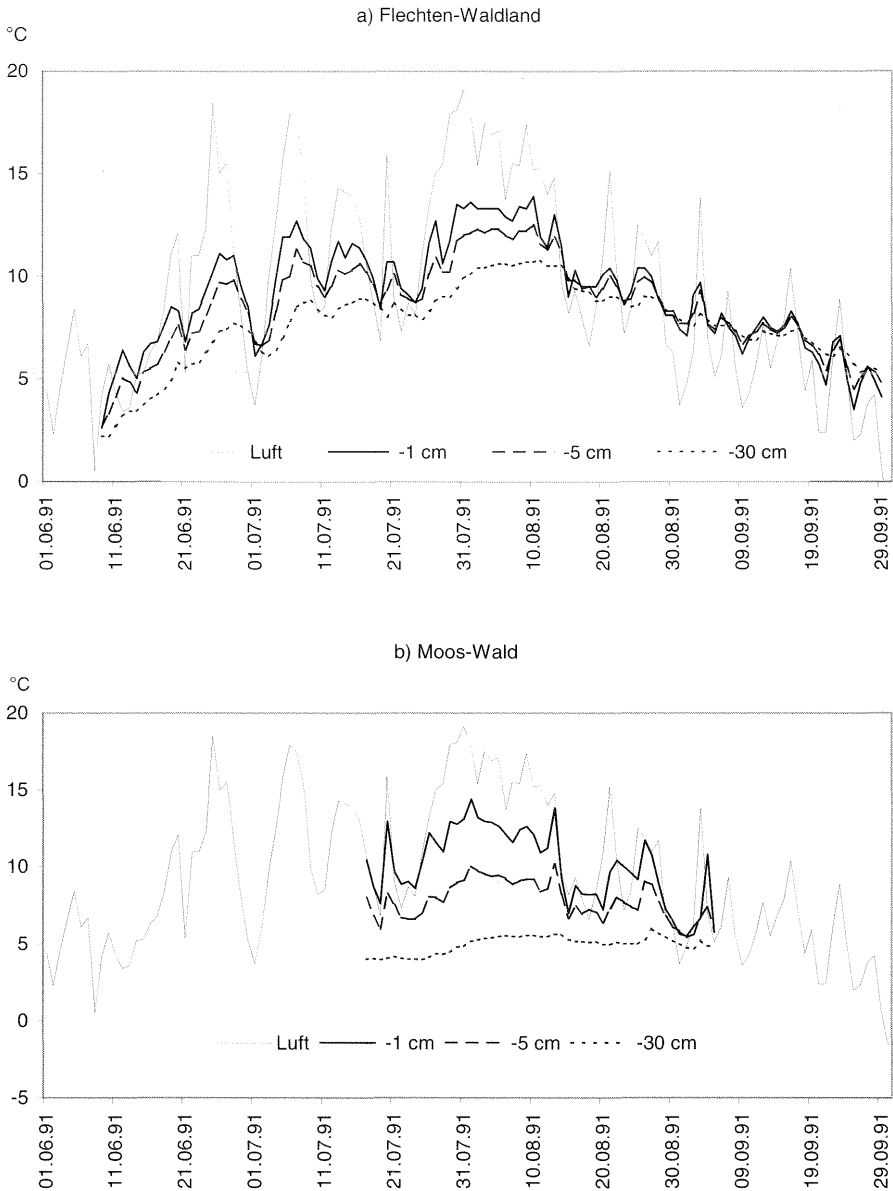


Abb. 7: Tagesmittel der Luft- und Bodentemperaturen im Flechten-Waldland und im Moos-Wald für den Zeitraum 6-9/91 bzw. 7-9/91

niedrigen Bodentemperaturen der Moos-Wälder durch die isolierende Wirkung der Moos- und der darunter liegenden mächtigen Rohhumus- oder Torfschichten. Da die Region um Schefferville bei einer Jahresmitteltemperatur von -5°C in der Zone des

diskontinuierlichen Permafrostes liegt, bleiben in den Moos-Wäldern Teile des Untergrundes möglicherweise sogar das ganze Jahr über gefroren. Konkrete Hinweise auf Permafrost in der Umgebung von Schefferville geben zumindest die gelegentlich in Mooren anzutreffenden Palsas, die nach KARTE (1979) geradezu als Leitformen kontinental geprägter subpolarer Frostklimare anzusehen sind.

Zwar sind die niedrigen Bodentemperaturen für das Wachstum der Bäume in den Moos-Wäldern ein Ungunsthfaktor, da sie die Remineralisation der organisch gebundenen Nährstoffe hemmen (AULITZKY 1961), doch ist das Nährstoffangebot der Böden in den Moos-Wäldern immer noch wesentlich besser als im Flechten-Waldland: ein Umstand, der sich deutlich in den Wuchsleistungen der Bäume widerspiegelt. Die ungünstigen Bodentemperaturen werden also durch das hohe Nährstoffangebot vollständig kompensiert, wozu nicht zuletzt die Brände im Flechten-Waldland beitragen.

Nicht unerwähnt bleiben soll, dass die Moos-Wälder auch einen Einfluss auf die Entwicklung des Flechten-Waldlandes haben, denn von den unverbrannten Bäumen geht die randliche Wiederbesiedlung der Brandflächen aus. Die Samen der Fichten werden durch den Wind im Schnitt bis zu 100 m in die Waldbrandflächen hinein getragen (TRETER 1994). Darüber hinaus sind erheblich weitere Verfrachtungen der Samen durch winterliche Schneedrift denkbar. Genauere Untersuchungen hierzu liegen bislang jedoch noch nicht vor.

4 Schlussfolgerungen

Der vorgestellte Vergleich der beiden nordborealen Waldtypen zeigt, dass zwischen dem Flechten-Waldland und den Moos-Wäldern nicht nur eine räumliche Nachbarschaft, sondern gegenseitige Wechselbeziehungen bestehen. Wegen ihrer besseren Nährstoffversorgung sind die Moos-Wälder selbst bei ungünstigeren Bodentemperaturen produktiver als das Flechten-Waldland, in dem das Feuer immer wieder zu Nährstoffverlusten führt. Die nordborealen Flechten-Waldländer sind also nicht allein wegen der ungünstigeren klimatischen Bedingungen weniger produktiv als die südborealen Wälder, sondern auch aufgrund von Störungen, die durch den exogenen Faktor Feuer verursacht werden. Daraus haben manche Autoren geschlossen, dass sich das Flechten-Waldland beim Ausbleiben von Feuer allmählich verdichten und zu einem den Moos-Wäldern ähnlichen Typ entwickeln müsste (FOSTER 1985; VIERECK 1983). Die Untersuchungen der Erlanger Arbeitsgruppe haben indes ergeben, dass (Zer)Störungen durch das Feuer für das Flechten-Waldland zwar typisch, aber nicht zwingend erforderlich sind, um es als eigenständigen Formationstyp zu erhalten. Diese Annahme stützt sich unter anderem darauf, dass auf Flächen, die über 300 Jahre vom Feuer verschont blieben, keine allmähliche Verdichtung, sondern eine Auflichtung stattfindet und die Kronendeckung unter 10% absinkt (TRETER 1992). In der Zerfallsphase werden die durch umstürzende Bäume entstandenen Lücken zwar

wieder von Bäumen besiedelt, eine Bestandsverdichtung ist damit aber nicht verbunden. Auch zeigten die wenigen über 300-jährigen Bestände keine nennenswerte Humusakkumulation, die langfristig zu einer besseren Nährstoffversorgung führen würde. Offenbar befindet sich das Flechten-Waldland in diesem Stadium in einem Gleichgewichtszustand, in dem sich Aufbau und Abbau der organischen Substanz in etwa die Waage halten. Das Flechten-Waldland bleibt damit auch bei mehrhundertjähriger Abwesenheit von Feuer als eigenständiger Formationstyp erhalten. Für diese Annahme spricht nicht zuletzt die Beobachtung, dass selbst auf Inseln innerhalb von Seen, deren Anfälligkeit für Feuer durch Blitzschlag wesentlich geringer ist als diejenige großer, zusammenhängender Festlandsflächen, keine Mooswälder auf gut drainierten Standorten anzutreffen sind.

Eine mehrhundertjährige Unversehrtheit durch Feuer wird es im Flechten-Waldland der Labrador-Halbinsel allerdings auch in Zukunft nur vereinzelt geben. Die Regel ist vielmehr, dass die Bestände spätestens nach 200 Jahren dem Feuer zum Opfer fallen und anschließend einer mehrstadialen Sukzession unterliegen, die spätestens im Reife- bzw. Degradationsstadium endet. Das von REMMERT (1991) entwickelte Mosaik-Zyklus-Konzept, bei dem die Stabilität natürlicher Ökosysteme auf dem räumlichen Nebeneinander aller Altersstadien von der Keimung bis zum physiologisch bedingten Zerfall beruht, ist damit auf das Flechten-Waldland nicht anwendbar, denn mehrhundertjährige Perioden ohne Feuer sind hier eine seltene Ausnahme. Auf die Moos-Wälder kann REMMERTS Konzept hingegen bedingt angewandt werden. Zwar erreichen auch hier die Bäume nicht ihre physiologische Altersgrenze, doch bewirkt in den Moos-Wäldern keine exogene katastrophale Störung eine Unterbrechung der gesamten Bestandsentwicklung, sondern hier verkürzt ein endogener Faktor, das Wasser, die Lebenszyklen einzelner Individuen (BÖHMER 1997). Das Flechten-Waldland und die benachbarten Moos-Wälder bleiben somit - aus unterschiedlichen Gründen - weiterhin ‚junge‘ Primärwälder.

Literatur

- AUCLAIR, A.N.D. 1985: Postfire regeneration of plant and soil organic pools in a *Picea mariana* – *Cladonia stellaris* ecosystem. Canadian Journal of Forest Research 15, 279-291
- AULITZKY, H. 1961: Die Bodentemperaturverhältnisse an einer zentralalpinen Hanglage beiderseits der Waldgrenze. Archiv für Meteorologie, Geophysik und Bioklimatologie, Serie B 4, 445-532
- BÖHMER, H.J. 1997: Zur Problematik des Mosaik-Zyklus-Begriffes. Natur und Landschaft 72, 333-338.
- BRYSON, R.A. et al. 1969: Radiocarbon isochrones on the disintegration of the Laurentide ice sheet. Arctic and Alpine Research 1, 1-14.
- DUBREUIL, M.-A.; MOORE, T.R. 1982: A laboratory study of postfire nutrient redistribution in subarctic spruce-lichen woodlands. Canadian Journal of Botany 60, 2511-2517

- FOSTER, D.R. 1985: Vegetation development following fire in *Picea mariana* (black spruce) – *Pleurozium* forests of south-eastern Labrador, Canada. *Journal of Ecology* 73, 517-534.
- KARTE, J. 1979: Räumliche Abgrenzung und regionale Differenzierung des Periglaziärs. *Bochumer Geographische Arbeiten* 35.
- LUCAROTTI, C.J. 1981: The effect of fire and forest regeneration on mesofauna populations and micro-fungal species in lichen woodland soils. *McGill Subarctic Research Papers* 32, 7-26.
- MOORE, T.R. 1980: The nutrient status of subarctic woodland soils. *Soil Science* 131, 107-113
- NICHOLSON, H.M.; MOORE, T.R. 1977: Pedogenesis in a subarctic iron-rich environment: Scheffer-ville, Quebec. *Canadian Journal of Soil Science* 57, 35-45.
- REMMERT, H. 1991: The mosaic-cycle concept of ecosystems. *Ecological Studies* 85. Berlin, Springer.
- STÜTZER, A. 1995b: Nährstoffhaushalt im Flechten-Fichten-Waldland Zentral-Labradors, Kanada. *Essener Geographische Arbeiten* 25, 43-58.
- STÜTZER, A. 1995a: Untersuchungen zur Bodenentwicklung im offenen Waldland der Labrador-Halbinsel. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 76, 1205-1208.
- STÜTZER, A. 1994: Nährstoffhaushalt im Flechten-Fichten-Waldland Zentral-Labradors, Kanada. *Essener Geographische Arbeiten* 25, 43-58.
- STÜTZER, A. 1993: Zur Bodenentwicklung aus eisenreichen Sedimentgesteinen im Flechten-Waldland Zentral-Labradors. *Geoökodynamik* 14 (3), 193-211.
- TRETER, U. 1996: Dendroökologische Untersuchungen im Flechten-Fichten-Waldland in Zentral-Labrador/Ungava, Kanada. *Heidelberger Geographische Arbeiten* 104, 529-542.
- TRETER, U. 1995: Fire-induced succession of lichen-spruce woodland in Central Labrador-Ungava, Canada. *Phytocoenologia* 25 (2), 161-183.
- TRETER, U. 1994: Die Rolle des Feuers in den borealen Waldökosystemen Kanadas. Ein allgemeiner Überblick mit einer Fallstudie aus dem Flechten-Fichten-Waldland in der Provinz Québec. *Essener Geographische Arbeiten* 25, 23-42.
- TRETER, U. 1993: Die borealen Waldländer. Braunschweig, Westermann.
- TRETER, U. 1992: Entwicklung der Vegetation und Bestandstruktur auf Waldbrandflächen des Flechten-Fichten-Waldlandes in Zentral-Labrador / Kanada. *Die Erde* 123, 235-250.
- TRETER, U. 1990: Holzvorrat und Holznutzung in den borealen Waldländern. *Geographische Rundschau* 47 (7-8), 382-385.
- VIERECK, L.A. 1983: The effect of fire in black spruce ecosystems of Alaska and northern Canada. In: WEIN, R.W. and McLEAN, D.A. (eds.): *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. *Scope* 18, 201-220